

OPERA CORCONTICA

Krkonošské práce | Prace karkonoskie

Vydáno za podpory finančního nástroje Evropské komise LIFE+
při realizaci projektu LIFE CORCONTICA (LIFE11 NAT/CZ/490).

LIFE CORCONTICA
život pro krkonošské louky



Ministerstvo životního prostředí



Předmluva

Horské louky Krkonoš jsou specifickým fenoménem v rámci celé České republiky. Propojují společenstva s výskytem nad hranici lesa s porosty na úpatí pohoří a kombinují i jejich druhové složení. Díky tomu je na ně vázáno velké druhové bohatství rostlin i množství druhů jiných organismů, zejména bezobratlých. V ostatních českých horách tento typ luk není zastoupen a prakticky chybí i v polské části pohoří.

Louky Krkonoš jsou specifickým produktem hospodářských aktivit v minulosti. Byly důležité pro obživu obyvatel, proto si jich lidé vážili a udržovali je. Po 2. světové válce nastal rychlý a zásadní zlom ve složení obyvatel i v jejich počtu a tím se změnila i hospodářská role luk. Klesal jejich význam jako zdroje potravy pro dobytek a naopak stoupal jejich význam rekreační, turistický a sportovní. To vedlo zejména ve vyšších polohách k jejich postupnému opouštění a degradaci, na méně přístupných enklávách někdy až k sukcesi k lesu. Přestaly být udržovány vodoteče a prostor pod chatami byl degradován sypáním odpadu a vypouštěním odpadních vod, což vedlo k silné eutrofizaci stanovišť. V nižších polohách se stálejším osídlením hospodaření pokračovalo, i když méně intenzivně. I zde byla častou hrozbou eutrofizace a také zde chyběla pravidelná údržba vodotečí. Celé Krkonoše byly navíc v 70.–80. letech minulého století postiženy kyselými srážkami, což vedlo s absencí pravidelného hnojení k okyselování půdy. Počet kusů dobytka se postupně snižoval a pro seno se stále obtížněji hledalo uplatnění. Hospodaření probíhalo často pouze pod administrativním nátlakem.

Další politická změna počátkem 90. let měla odezvu i v péči o louky. Zmizely možnosti administrativního nátlaku nutícího k hospodaření a celá řada luk byla opuštěna. Během několika let si ale nájemci či noví vlastníci objektů uvědomili, že louky jsou součástí rekreačního potenciálu krajiny, v letním i v zimním období a opět se začali o louky starat. V průběhu let se změnily i možnosti Správy KRNP, jak péči o louky podpořit. Pozitivně se projevil vliv změny některých zákonů, u objektů ve vyšších polohách byly vybudovány čističky odpadních vod, v nižších polohách byly objekty přímo

odkanalizovány. Tím zmizel jeden z faktorů vedoucích k degradaci luk.

Je smutnou skutečností, že v Krkonoších byly pro přírodovědce dlouho atraktivní pouze hřebenové polohy a kary. Tam se soustředil výzkum, nejdříve k poznání květeny a od 20. let i k poznání rostlinných společenstev. Z poloh nad hranici lesa pocházejí jedny z prvních záznamů vegetace od nás a také první rostlinná společenstva od nás popsána. Naproti tomu první údaje o vegetaci krkonošských luk pocházejí až ze 70. let. Naštěstí se podařilo během necelého desetiletí podchytit tehdejší stav velké části porostů. Jak daleko měly k dřívějším, stabilně obhospodařovaným loukám, můžeme jen odhadovat. I o tom, jak se hospodařilo, máme nedostatek podkladů, jsou neúplné, velmi často šlo o nesystematické poznatky získané od několika obyvatel, kteří tady zůstali z předválečné doby.

Vzhledem ke zcela změněným podmínkám a absenci hospodaření začaly koncem 80. let na řadě ploch probíhat různé managementové experimenty s pastvou ovcí, potlačováním dominant opuštěných luk, později i s mulčováním. Většina těchto experimentů byla dokumentována jednoduchým, ale dostatečně přesným způsobem a jejich přehled je naštěstí soustředěn (viz práce zmíněné v úvodu publikace). Tyto pokusy většinou ukázaly, že pouhé znovuzavedení kosení nevede k vytvoření bohatých společenstev, ale spíše louky nadále ochuzuje. Vždy se ukázalo nezbytné kombinovat seč s hnojením. V případě pastvy nutnost hnojení samozřejmě odpadá. Většina experimentů ale nebyla prováděna v živinami silně obohacených porostech, kde hnojení není potřeba a kde je ke snížení obsahu živin nutné dlouhodobé odnímání posečené biomasy.

Je zcela evidentní, že původní způsob hospodaření se do Krkonoš znovu nevrátí. Správa KRNP se proto už řadu let snaží s podporou různých dotačních titulů podpořit zemědělce, kteří se věnují hospodaření na území národního parku. Velmi špatným řešením by bylo, kdyby na celém území parku převládl jeden způsob hospodaření. Důležité je, aby hospodaření bylo podporováno rovnoměrně na celém území

parku a také, aby bylo co nejrozmanitější. Nutností je také dostatečný monitoring, aby vlivy hospodaření mohly být vyhodnoceny, případně aby na jejich podkladě bylo hospodaření korigováno.

Velkou příležitostí posledních několika let je projekt LIFE CORCONTICA, zaměřený na návrat dlouhodobého hospodaření na krkonošské louky. Celý projekt je velmi náročný po administrativní stránce, jednání s jednotlivými hospodáři, smluvním zakotvením atd. Nutností je důkladná znalost soustavy dotací, jejich administrace a pečlivé plánování. Neméně náročná je také odborná část celého projektu, jejíž význam se bude v průběhu let zvyšovat. Na území KRNAP a jeho ochranného pásma se v současnosti nachází přibližně 5 000 ha ochrannářsky cenných lučních porostů, z nichž asi 450 ha je pokryto péčí ze strany Správy KRNAP. Výběr těchto porostů musí být uvážlivý a musí být odborně dobře podložen, aby cíleným

managementem byla podchycena co největší část luční biodiverzity.

Ke všem výše zmíněných tématům se vztahuje připravená publikace, která využívá i poznatky získané jinde. Jejich přenesení do jiných přírodních, ale i socioekonomických podmínek nemůže být zcela automatické. Řada z nich může mít omezenou platnost, pokud se změní legislativní prostředí. Ale bez dostatku zkušeností z obou těchto oblastí nebude záchrana druhového bohatství fungovat.

Když srovnám zájem o krkonošské louky v 80. letech i neochotu samotné ochrany přírody té doby více se loukám věnovat, vidím nesporný pokrok. Proto pevně věřím v úspěch celého programu a tím i také v zachování krkonošských luk, které jsou nejen přírodovědným, ale i kulturním odkazem minulých generací obyvatel.

František Krahulec

Przedmowa

Karkonoskie górskie łąki stanowią szczególny fenomen w ramach całej Republiki Czeskiej. Łączą gatunki występujące na pograniczu lasów i zboczy górskich, łączą również ich skład gatunkowy. Dzięki temu występuje tutaj silne powiązanie z bogactwem gatunkowym roślin oraz ogromną ilością innych gatunków organizmów, przede wszystkim bezkręgowców. W pozostałych górach Czech ten typ łąk nie posiada swojej reprezentacji, praktycznie brak go po polskiej stronie gór.

Łąki karkonoskie stanowią szczególnie produkt działań związanych z prowadzeniem gospodarstw rolnych w przeszłości. Były istotne dla obywateli z perspektywy wyżywienia, dlatego też ludzie szanowali je i utrzymywali. Po II. Wojnie Światowej nastąpił nagły i istotny przełom w strukturze obywateli i ich liczebności, tym samym zmianie uległo ekonomiczne znaczenie łąk. Malo ich znaczenie jako źródła pożywienia dla zwierząt w gospodarstwach domowych, jednocześnie wzrastało ich znaczenie rekreacyjne,

turystyczne i sportowe. W wyższych partiach doprowadziło to do ich stopniowego opuszczenia i degradacji, w mniej dostępnych enklawach czasami nawet do sukcesji w stronę lasu. Zaprzestano utrzymywania strumieni, zaś przestrzenie pod chatami zostały zniszczone zarówno przez wyrzucanie odpadów, jak również wypuszczanie ścieków, co doprowadziło do silnych eutrofizacji siedlisk. W niższych partiach trwałe zasiedlanie było kontynuowane, choć w mniej intensywnym stopniu. Również tutaj istniało zagrożenie w postaci eutrofizacji, brakowało regularnego utrzymywania strumieni. Co więcej, całe Karkonosze w latach 70. i 80. Minionego stulecia ucierpiały w wyniku kwaśnych deszczy, co w konsekwencji doprowadziło do braku regularnego nawożenia celem zakwaszenia gleby. Liczebność zwierząt w gospodarstwach domowych stopniowo malała, coraz trudniej było znaleźć zastosowanie dla siana. Gospodarka rolna była prowadzona często w wyniku nacisków administracyjnych.

Również zmiany polityczne, które miały miejsce na początku lat 90-tych odbiły się na łąkach. Wygasły możliwości administracyjnego oddziaływania zmuszającego do prowadzenia gospodarstw rolnych, tym samym szereg łąk został opuszczonych. W ciągu kilku lat najemcy czy też nowi właściciele obiektów uświadomili sobie, że łąki stanowią element rekreacyjnego potencjału regionu, zarówno w okresie letnim jak i zimowym, ponownie zaczęli się troszczyć o nie. Wraz z upływem czasu zmieniły się również możliwości Administracji Karkonoskiego Parku Narodowego w zakresie wsparcia łąk. Pozytywnym echem odbiły się zmiany niektórych ustaw, przy obiektach w wyższych partiach wybudowano oczyszczalnie ścieków, zaś w niższych partiach obiekty zostały bezpośrednio podłączone do kanalizacji. Tym samym zniknął jeden z czynników mających wpływ na degradację łąk.

Przykrym faktem jest, że dla przyrodników przez bardzo długi czas Karkonosze były interesujące tylko ze względu na grzbiety górskie i kotły. To tam koncentrowały się badania, najpierw w celu poznania flory, zaś od lat 20-tych również zbiorowisk roślinnych. Z terenów ponad granicami lasu pochodzą jedne z pierwszych informacji dotyczących wegetacji u nas, to również u nas po raz pierwszy zostały opisane zbiorowiska roślinne. Natomiast pierwsze wzmianki o wegetacji karkonoskich łąk pochodzą dopiero z okresu lat 70-tych. Na szczęście udało się jednakże w ciągu niecałej dekady uchwycić ówczesny staw znacznej części roślinności. W jakim stopniu odbiegały od wcześniejszych, stabilnie gospodarowanych łąk, możemy się jedynie domyślać. Nie posiadamy dostatecznej ilości materiałów na temat tego, w jaki sposób zarządzano łąkami, często są to wyrwykowe informacje uzyskane od kilku mieszkańców, którzy pozostali tutaj od czasu sprzed wojny.

Z powodu całkowicie odmiennych warunków oraz braku prowadzenia gospodarstw z początkiem lat 80-tych na licznych połaciach miały miejsce różne eksperymenty w zakresie zarządzania łąkami, było to wypasanie owiec, tłumienie dominant opuszczonych łąk, później również ściółkowanie. Większość z tych eksperymentów była dokumentowana w prosty, choć wystarczający sposób, ich przegląd został

na szczęście zgromadzony (patrz prace wskazane we wstępie do publikacji). Dążenia te w większości przypadków pokazały, że zwykle zastosowanie ponownego koszenia nie prowadzi to powstawania bogatych zbiorowisk roślinnych, a jedynie zubaża łąki. Niezbędnym okazywało się łączenie koszenia z nawożeniem. W przypadku wypasania nawożenie oczywiście jest wykluczone. Większość eksperymentów nie została jednakże przeprowadzona na terenach bogatych w roślinność z bogatymi składnikami odżywczymi, gdzie nawożenie nie było konieczne, a gdzie w celu redukcji zawartości składników odżywczych konieczne jest długotrwałe usuwanie skoszonej biomasy.

Rzeczą oczywistą jest, że pierwotny sposób gospodarowania nie powróci już do Karkonoszy. Administracja Karkonoskiego Parku Narodowego już od wielu lat stara się o wsparcie w postaci dotacji dla rolników, którzy prowadzą gospodarstwa na terenie parku narodowego. Jeden sposób prowadzenia gospodarki na terenie parku byłby bardzo złym rozwiązaniem. Istotnym jest, by gospodarka była wspierana liniowo na terenie całego parku w taki sposób, by była ona jak najbardziej różnorodna. Niezbędnym jest również dodatkowy monitoring, by możliwa była ocena wpływu gospodarki, ewentualnie by umożliwić korekty w zakresie gospodarki.

Projekt LIFE CORCONTICA od kilku lat stanowi niezwykłą szansę dla powrotu długoterminowej gospodarki na karkonoskich łąkach. Cały projekt jest bardzo złożony jeśli chodzi o stronę administracyjną, podejmowanie rozmów z poszczególnymi gospodarzami, podpisywanie umów itp. Konieczna jest szczegółowa znajomość składowych dotacji, jej administracja oraz staranne planowanie. Niemniej złożona jest ekspercka część całego projektu, której wartość będzie wraz z upływem lat wzrastać. Na terenie Karkonoskiego Parku Narodowego oraz pasma ochronnego parku obecnie znajduje się około 5000 ha cennych, chronionych gatunków roślin, około 450 ha z nich objęto opieką ze strony Administracji KPN. Wybór tych upraw musi być dokonany bardzo starannie, jak również musi być profesjonalnie udokumentowany tak, by zarządzaniem objęta była jak największa różnorodność biologiczna łąk.

Przygotowana publikacja porusza wszystkie przywołane tematy, wykorzystane zostały materiały pozyskane również z innych źródeł. Nie można jednakże automatycznie odnosić ich do innych warunków przyrodniczych oraz społeczno-ekonomicznych. Gros z nich może mieć ograniczoną ważność w przypadku zmiany środowiska legislacyjnego. Jednakże brak dostatecznej ilości doświadczeń z obu zakresów uniemożliwi efektywną ochronę bogactwa gatunków.

Kiedy spojrzę na zainteresowanie łąkami karkonoskimi w latach 80-tych i brak zainteresowania samą ochroną przyrody w tym okresie, w przedmiocie większego zainteresowania łąkami, dostrzegam ogromny postęp. Dlatego jestem przekonany, że cały program odniesie sukces a tym samym zachowane zostaną łąki karkonoskie, które są nie tylko przyrodniczym, ale i kulturowym dziedzictwem minionych pokoleń mieszkańców.

František Krahulec

Úvod

Introduction

STANISLAV BŘEZINA¹, ZÁBOJ HRÁZSKÝ², TOMÁŠ JANATA¹, JAN ŠTURSA³ & MICHAEL HOŠEK¹

¹ Správa Krkonošského národního parku, Dobrovského 3, 543 01 Vrchlabí, CZ, sbrezina@kmap.cz, tjanata@kmap.cz, mhosek@kmap.cz

² DAPHNE – Institut aplikované ekologie, z. s., č. p. 71, 538 36 Žumberk, CZ, zaboj.hrazsky@daphne.cz

³ Benecká 902, 543 01 Vrchlabí, CZ, jstursa@kmap.cz

Historie ochranné péče o krkonošské louky

Sláva někdejších květnatých horských luk v Krkonoších pohasla s odsunem původních německých hospodářů, jejichž vztah k drsné horské přírodě krystalizoval po staletí. Najednou tady v polovině minulého století nezbyl téměř nikdo, kdo se o louky uměl dobře starat, a to k jejich i ke svému prospěchu. Na ladem ponechaných loukách kolem bud se tak stále rychleji šířily nežádoucí byliny či dřeviny a pověstná pestrost horských luk zanikala (viz též předmluva publikace).

První pokusy ochránářů o obnovu péče o luční porosty se datují již do éry, kdy vznikal Krkonošský národní park. Největší překážkou paradoxně byla tehdejší filozofie ochrany přírody, vyjádřená v zákonném statutu našeho prvního národního parku – striktním zákazem pastvy. Přitom bylo známé, že horské louky jako produkt lidské péče, jako kulturní či při nejlepší polokulturní prostředí, lidskou péčí nezbytně potřebují. Byla snaha proniknout přes různé administrativní překážky zákonů a vyhlášek a ochránáři onen podivný stav kritizovali.

Na konci 70. let došlo k situaci, kdy nepříznivé klimatické podmínky výrazně snížily tehdejší pícninářské možnosti v nížinách a podhůří, a tak bylo třeba hledat náhradu. Nevyužívané horské louky se přímo nabízely. V roce 1977 proběhl zvláštní zemědělský experiment na enklávě Zadních Rennerových Bud (ŠTURSA 1977). Bylo tam přemístěno stádo více než 200 kusů mladého skotu, které pasoucí se po řadu

týdnů tvrdě devastovalo tamní prostředí. Zjištění, že to není to pravé ořečové a že je to silně ztrátový pokus, už velmi zdevastovanou střední část enklávy nezachránilo. Ještě dlouhá léta se louky zotavovaly z přesycení půdy dusíkem a totálních změn vegetace.

Nicméně v nižších polohách a při úpatí Krkonoš se již v té době rozvinula móda provozování velkých pastevních areálů (Alberice a Lysečiny, Malá Úpa, Skelnárovice, Rokytnice), která, bohužel, měla za následek další degradaci luk ve středních polohách hor. Přestože brzo bylo – naštěstí – od takových velkokapacitních chovů dobytka odstupováno (neboť ekonomika vším vládla), bohužel ještě stačily negativně postihnout mnohá botanicky hodnotná území, např. na Bíněru. Zde byl v těsné blízkosti ex-situ genofundové plochy Správy KRNAP vybudován teletník a jeho provoz výrazně změnil cenné mokřady v okolí. Avšak brzy se začala situace měnit.

Na začátku 80. let provedli odborní pracovníci Správy KRNAP detailní výzkum a zmapování květnatých horských luk s violkou sudetskou, což přineslo nejen poznatky fytoecologické a ekologické, ale přispělo k poznání dlouhodobých procesů, které na těchto loukách probíhají. Především vztahy mezi trofickými hodnotami stanovišť a druhovou diverzitou smilkových a trojštětových lučních porostů na enklávách v montánním a supramontánním stupni Krkonoš (ŠTURSOVÁ & ŠTURSA 1982). Správa KRNAP se snažila realizovat představu speciální mechanizované sklizňové čtyry jako hospodářské jednotky, která by řešila péči o nejcennější luční botanické lokality Krkonoš.

Tento velmi progresivní záměr se však v oné době nepodařilo uskutečnit.

V 90. letech 20. století se podařilo sestavit speciální číslo sborníku Opera Corcontica, které poskytlo velmi detailní přehled nejrůznějších poznatků o krkonošských loukách (KRAHULEC et al. 1996). Pracovníci Správy KRNAP ve spolupráci s akademickými pracovníky, zejména Botanickým ústavem AV ČR, věnovali v té době nemalé úsilí k poznání všech procesů, které na horských loukách Krkonoš probíhaly především z důvodů špatné nebo zcela zanedbané péče. Museli se správně orientovat i v posuzování nových technologií, zejména mulčování horských luk, které nastoupilo hned na počátku nové politické a ekonomické situace v 90. letech. Detailní výzkum a monitoring na vybraných lučních enklávách odhalil příčiny chování některých invazních a expanzivních druhů (např. štovíku alpského, rdesna hadího kořene, medynku měkkého, třezalky skvrnitá a třtiny chloupkaté). Podrobný přehled všech tehdejších aktivit výzkumných, monitoračních i managementových přináší POUROVÁ (2009) a POUROVÁ et al. (2010).

To se již na některé krkonošské louky začal pomalu vracet skot a později i ovce. V Albeřicích, na Velké Úpě, na Rýchorách nebo na Vlašských Boudách byla příležitost poprvé uplatňovat nejrůznější možnosti finanční a logistické podpory nadšenců, kteří s pastvou a s trvalou péčí o horské louky začali. To nebyla vůbec jednoduchá cesta, neboť přinášela velkou administrativní zátěž pro žadatele o podporu. Pracovníci Správy KRNAP se v tomto snažili maximálně pomoci. Vedle některých dotací z EU se především začal rozvíjet dotační systém Ministerstva zemědělství (od r. 1994) a Ministerstva životního prostředí (od r. 1996). Každý preferoval jiný typ podpory, podle jiných zásad a každý se orientoval na jinou skupinu žadatelů. Velkou inspirací pro nás byla zkušenost s uplatňování systému podpor v NP Snowdonia ve Walesu. Postupně se podařilo i u nás diferencovat poskytované dotační systémy a zohlednit, resp. finančně odstupňovat výši dotace podle řady aspektů (dostupnost, opravy agrárních valů, odstraňování náletů, pastva, kompostování, pokos nedopasků a další). V té době byl proveden podrobný výběr luk a konkrétních lučních enkláv, které bylo třeba výrazně preferovat pro jejich biodiverzitu.

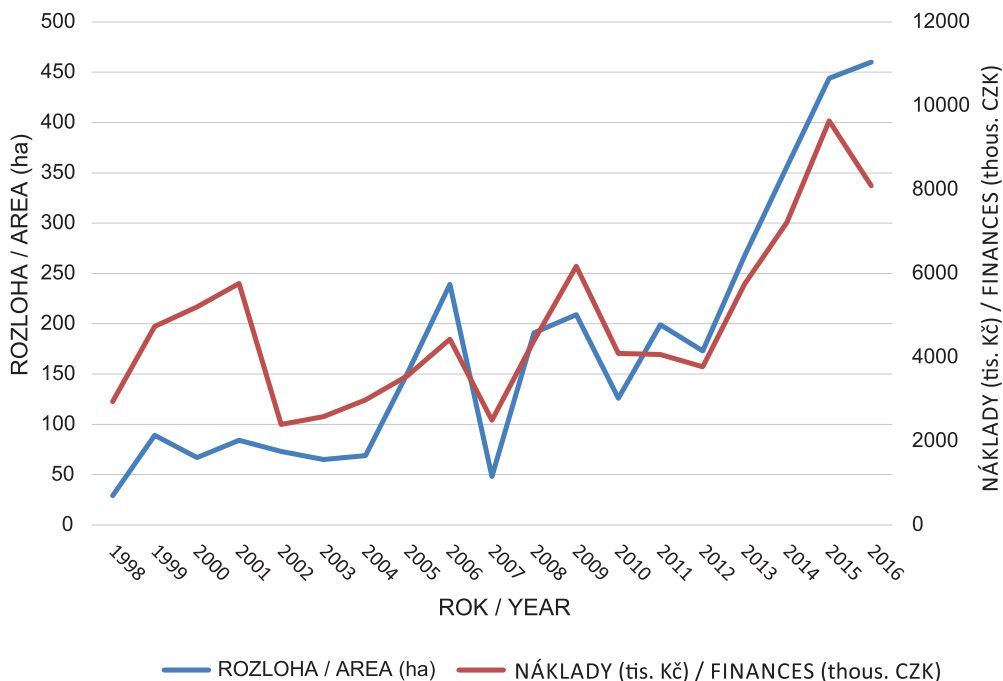
V roce 1992 Krkonoše získaly status bilaterální biosférické rezervace Krkonoše/Karkonosze a prostřednictvím vědecké rady jsme zpracovali případovou studii k problematice formulování indikátorů udržitelného rozvoje biosférické rezervace pod názvem Vliv managementu na biodiverzitu horských luk v Krkonoších jako příkladu indikátoru udržitelného rozvoje (ŠTURSA & MLÁDKOVÁ 2000). Ve studii jsou popsány různé přístupy, jak takový indikátor při hodnocení vnímat, jak ho sledovat a hodnotit. V roce 2004 získaly Krkonoše status evropsky významné lokality v rámci soustavy Natura 2000 a ochrana luk se stala významnou součástí práce Správy KRNAP při jednání o nejrůznějších rozvojových záměrech. To už pracovníci Správy NP měli mnoho praktických zkušeností z jednání s místními hospodáři a žadateli o dotační podporu, z mnoha seminářů a dílčích publikací a přiblížila se příprava a prosazování záměru projektu LIFE CORCONTICA – život pro krkonošské louky.

Projekt LIFE CORCONTICA

První setkání budoucích projektových partnerů, zástupců Správy KRNAP a Daphne – Institutu aplikované ekologie, proběhlo v úvodu roku 2010 na neutrální půdě odborného semináře. Zde byl předběžně identifikován program LIFE+ jako potenciálně vhodný finanční zdroj pro podporu obnovy hospodaření na krkonošských loukách. Zdroj, který umožňuje navýšit organizační kapacitu Správy KRNAP a zejména finanční prostředky na provádění prací v násobném objemu v porovnání s národními zdroji ochrany přírody.

Hlavním cílem navrženého projektu LIFE CORCONTICA (dále pouze projektu) bylo: „*vytvořit vhodné podmínky pro zajištění příznivého stavu evropsky významných stanovišť 6230*, 6510, 6520...*“. Po prvním neúspěšném podání projektové žádosti v roce 2011 se o rok později podařilo finanční podporu od Evropské komise získat a partneři projektu Správa KRNAP, Daphne a MŽP mohli v letech 2012–17 realizovat řadu aktivit.

Správa KRNAP postupně financovala pastvu a kosení na více než 360 ha. Většina opatření byla na 48 enklávách provedena opakovaně, s cílem zlepšit druhové složení různě degradovaných luk.



Obr. 1. Vývoj rozlohy krkonošských luk obhospodařovaných Správou KRNP a nákladů na jejich obhospodařování z programů PPK, POPFK a LIFE CORCONTICA v letech 1998–2016. Do rozlohy nejsou započítány lokality, na jejichž obhospodařování Správa KRNP pouze poskytovala příspěvek z programu PPK (průměrně 634 ha/rok). Projekt LIFE CORCONTICA započal v roce 2012. Zdroj: Ročenky a archiv Správy KRNP.

Fig. 1. The area of meadows managed by the Administration of the Krkonoše Mts. NP and amount of finances necessary for management of the localities from different national and European subsidy programmes in the years 1998–2016. The project LIFE CORCONTICA has started in the year 2012.

Institut Daphne podpořil finančním příspěvkem více než 130 ha smilkových luk v rámci plánů šetrného hospodaření pro deset hospodářů a 20 ha opuštěných smilkových luk senosečí ručně vedenými lištovými sekačkami. To znamenalo významné navýšení prostředků na péči o louky oproti dosavadnímu stavu (Obr. 1).

Na řadě luk v pokročilém stadiu sukcese a degradace byly nutné razantnější zákroky: bylo obnoveno 17 km struh regulujících vodní režim; více než 30 ha luk bylo zbaveno náletových dřevin, často s vynaložením neobvyklého úsilí při zpracování houževnatých solitérních náletových smrků; na loukách bylo vysbíráno téměř 200 tun kamení. Na více než 45 ha byl mechanicky i chemicky potlačován (a často potlačen) šťovík alpský, nepůvodní invazivní druh, který svou monokulturou v úživnějších částech enkláv místy nahradil druhově pestré travní porosty. Naopak na

více než 30 ha byly po dlouhém půstu jednorázově doplněny živiny rozmetáním uleželého kompostovaného hnoje.

Hlavní příčinou degradace krkonošských luk byly a stále jsou socio-ekonomické změny po druhé světové válce. Ústup prací, na nichž je existence luk závislá, podnítil snahu provázat hospodaření se současnými ekonomickými nástroji. Zadávaní projektových hospodářských prací bylo proto podmíněno budoucím vstupem hospodářů do dostupných zemědělských podpor. Zároveň byla hospodářům s nejvyšším podílem senosečných luk dlouhodobě zapůjčena nově pořízená technika na výrobu sena či pro přesun materiálů. Pastevní činnost byla podpořena výstavbou 16 km ohrazení pastvin, třemi přístřešky pro zvířata a dvěma seníky.

Pro efektivní práci se všemi daty byla v rozmezí let 2013–15 vytvořena aplikační databáze LUHOP,

stojící na myšlenkovém rámci adaptivního managementového cyklu. Aplikace umožňuje logické propojení náleзовých, plánovacích, ekonomických a monitorovacích dat a jejich uspořádání pro plánovací, realizační a kontrolní práce.

Projekt umožnil realizovat i řadu „měkkých“ výstupů přispívajících k podpoře krkonošských luk: (i) manuál pro hospodáře Pestrolučník krkonošský, který popisuje přínosy a rizika současných zemědělských technologií, (ii) sadu pohlednic s rekapitulací historie jednotlivých enkláv, (iii) soustavu infotabulí, které objasňují základní ekologické principy života na loukách a zároveň směřují návštěvníky k dalším informacím, (iv) marketingovou a socioekonomickou studii, které shrnují aktuální hybatele péče o louky a nabízejí východiska pro budoucí zaměření podpory Správy KRNP pro krkonošské louky. V neposlední řadě projekt přinesl rozsáhlou výměnu zkušeností se zahraničními i českými kolegy a významnou obnovu technického zázemí hospodářů, kteří se péčí o krkonošské louky věnují.

Projektová činnost rovněž podnítila vznik strategického dokumentu Víze krkonošských luk 2050, který bude rozpracován do Strategie krkonošských luk 2035. Na závěr projektu bude zpracován plán navazujících aktivit (tzv. After LIFE Conservation Plan) shrnující potřebné akce a financování v období po ukončení projektu. Cílem je, aby dosažené výstupy – obnovené krkonošské louky – zůstaly i nadále zachovány.

Proč tato publikace?

Nejviditelnějším výsledkem projektu je jistě samotné obhospodařování velké rozlohy ochrannářsky cenných travních porostů či jejich obnova. Méně nápadným, avšak rovněž velice důležitějším přínosem projektu je snaha uspořádat činnosti ochrany přírody při péči o louky do vnitřně soudržného a logicky provázaného cyklu. Postupujeme od stanovení ochrannářských priorit a cílů péče přes realizaci managementových opatření až po monitoring jejich úspěšnosti a zpětnou vazbu pro další cyklus plánování. Všechny tyto činnosti vztahujeme k jednoznačně definovaným předmětům ochrany. Úspěšnost managementu

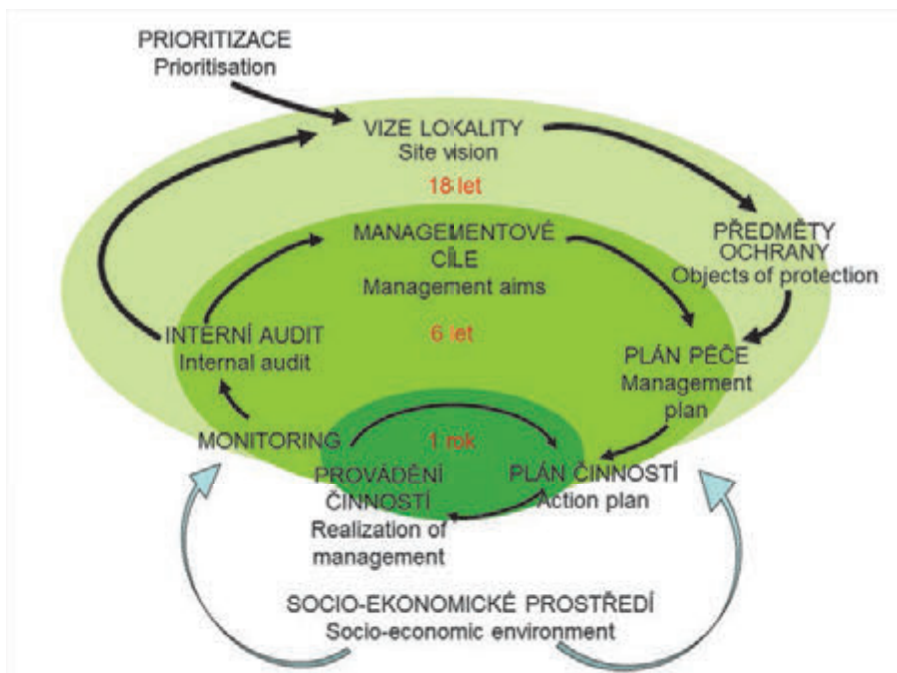
ověřujeme při monitoringu skrze objektivně měřitelné indikátory stavu stanoviště s tím, že máme jasně dopředu stanoveny, jaké hodnoty indikátorů značí plnění či neplnění stanovených cílů. Při jejich neplnění jsme připraveni managementová opatření adaptivně měnit.

V západní Evropě je vnitřně provázaný cyklus managementové péče nazýván jako adaptivní managementový cyklus (dále AMC; viz Obr. 2). Je zde vnímán jako nikdy neukončený proces péče o svěřené předměty ochrany, jehož podstatou je učení se z výsledků dosavadní péče. Učení je přitom umožněno právě formulací měřitelných a tedy kontrolovatelných cílů a jednoznačnou zpětnou monitorovací vazbou, zda cílů bylo dosaženo či nikoliv. V České republice je tento přístup relativní novinkou – předměty ochrany i cíle péče o tyto předměty bývají nezářídka definovány dosti obecně. V důsledku toho nejsme lecky schopni spolehlivě určit, jestli prováděná péče předmětu ochrany prospívá či nikoliv.

Tato publikace chce být inspirací pro všechny, kdo aktivně pečují o louky v České republice, i pro pracovníky, kteří rozhodují o způsobu, jakým bude péče plánována, prováděna a financována. Jejím hlavním cílem je představit jednotlivé části AMC prostřednictvím inspirativních příkladů ze zahraničí a poukázat na klíčové problémy, kterým čelíme při prosazování podobného přístupu v péči o travní porosty v Krkonoších. Někdy se jedná o dočasné obtíže související se změnou zaběhnutého způsobu práce, jindy jde o zviditelnění již déle existujícího systémového problému, ať již interního nebo externího rázu.

Součástí publikace však jsou i zkušenosti s konkrétními managementovými opatřeními, která jsme v rámci projektu prováděli, a také příspěvky popisující ekonomický a administrativní kontext, ve kterém péče o krkonošské louky probíhá.

Naší snahou přitom bylo, aby každá kapitola obsahovala popisnou část i návrh doporučení k řešení případných problematických bodů. Jsme přesvědčeni, že řada ze zmíněných bodů ukazuje na obecné bolístky péče o luční porosty v České republice a že s jejich řešením se nepotýkáme jen my v Krkonoších (viz výstupy workshopu Louky v naději v časopise Fórum ochrany přírody 2/2015, str. 10–11).



Obr. 2. Adaptivní managementový cyklus v pojetí zahraniční neziskové organizace Natuurmonumenten. Upraveno dle Menno van Zuijena.

Fig. 2. Adaptive management cycle as held by non-governmental organisation Natuurmonumenten in the Netherlands. Converted from Menno van Zuijen.

Průvodce obsahem

Sekce 1 – Adaptivní managementový cyklus

Základem funkčního AMC je stanovení jednoznačných priorit pro každou obhospodařovanou luční lokalitu. Prioritizace v rámci projektu proběhla zčásti ještě před projektem samotným, tím, že jsme jako zásadní předmět ochrany projektu vybrali *Druhově bohaté smilkové louky nížin a podhůří na silikátových podložích v horských oblastech* (dále druhově bohaté smilkové louky), tedy stanoviště uvedené v příloze 1 Směrnice o stanovištích (92/43/EHS) a zároveň jeden z prioritních předmětů ochrany soustavy Natura 2000 v evropsky významné lokalitě (dále EVL) Krkonoše. Jedná se o oligotrofní porosty vyšších horských poloh, z velké části se vyskytující na enklávách obklopených jehličnatým lesem (či křehčí) v centrálních zónách KRNP.

Zásadním tématem je rozhodování o prioritách managementu vzhledem k efektivitě vynaložených nákladů. Téměř každá krkonošská luční enkláva je

mozaikou různých stanovišť, která jsou navíc v různém stupni zachovalosti. Mají přitom dostat přednost evropsky prioritně významné, ale aktuálně druhově vychudlé cípy oligotrofních smilkových porostů, nebo podstatně rozšířenější mezofilní druhově bohaté trojštětové louky? Způsob řešení těchto otázek ve svém příspěvku naznačuje HURFORD (2017). Zmiňuje faktory důležité pro objektivní prioritizaci předmětů ochrany na managementových lokalitách, jak ji používají pracovníci velšské vládní agentury pro ochranu životního prostředí Natural Resources Wales. Dále zmiňuje ideální strategii výběru prioritních managementových enkláv na krajinné úrovni.

Dalším krokem managementového cyklu je plánování. S projektem se postupně podstatně zvýšil počet lučních enkláv obhospodařovaných v režii Správy KRNP. A podstatně se zvýšilo i množství pracovníků, kteří se podílejí na přípravě managementových plánů pro tyto enklávy. Právě proto začalo být jasné, že i samotný proces plánování zasluhuje kritické zhodnocení. HOSEK & JANATA (2017) ukazují,

jakým způsobem plánování managementu probíhá, zejména co se týče sběru informací a jejich předávání mezi zúčastněnými subjekty. Snaží se identifikovat slabé a silné stránky současného přístupu.

V rámci projektu plánujeme základní management, který je vhodný primárně pro druhově bohaté smilkové louky jako vegetačně pojaté stanoviště. Zde jsme se ovšem dostali do obtíží, jak pro toto stanoviště definovat měřitelné cíle péče, jejichž plnění lze následně kontrolovat při managementovém monitoringu. Toto zadání lze jednoduše vyřešit u populací významných druhů rostlin nebo živočichů, kde jako jednoduchý cíl péče používáme požadované počty jedinců a následným monitoringem pak prostě jen kontrolujeme, zda jsme požadovaného počtu dosáhli. Pro stanoviště se však žádný podobně intuitivní recept nenabízí. Další příspěvek proto představuje ústřední úkon celého funkčního managementového cyklu – způsob a proces nastavení měřitelných cílů péče pro luční stanoviště (HURFORD 2017a).

Plánování managementových hospodaření je při reálné péči samozřejmě následováno jejich realizací. Tomuto klíčovému kroku se však z důvodu přehlednosti budeme věnovat v samostatné sekci. Za kapitolami o plánování managementu proto bezprostředně následují dvě kapitoly věnované následujícímu kroku AMC – monitoringu. Monitoring v rámci projektu byl zaměřen primárně na stav lučních stanovišť. Podmínkou přitom bylo, aby výstupy monitoringu poskytovaly jednoznačnou zpětnou vazbu managementu. HURFORD & BŘEZINA (2017) popisují inovativní přístup nastavení indikátoru stavu stanoviště, opět používaný kolegy z Walesu, a jeho využití na krkonošských loukách. Za nedílnou součástí monitoringu není považováno pouhé sledování zvoleného indikátoru, ale rovněž srovnání stavu sledovaného indikátoru s předem stanovenou kritickou hodnotou, jejíž dosažení či překročení bude následováno změnou probíhajícího managementu. V souvisejícím příspěvku MARHOUL & ČÍZEK (2017) odpovídají na otázku, jakým způsobem nastavit jednoduchý a trvale udržitelný monitoring lučních bezobratlých.

Posledním krokem managementového cyklu je komplexní hodnocení péče o enklávu. Takové hodnocení v rámci projektu ještě neproběhlo. Z hlediska

fungování celého managementového cyklu je však proces předávání informací z monitoringu velice užitečným zakončením jedné fáze managementového cyklu. A to nejen směrem ke kolegům, ale i k hospodářům, kteří management provádějí. Poslední příspěvek sekce ukazuje, jakým způsobem probíhá terénní „audit“ management jednotlivých enkláv v Nizozemí, praktikovaný tamní neziskovou organizací Natuurmonumenten (VAN ZUIJEN 2017).

Sekce 2 – Vybraná managementová opatření

Centrální součástí každého managementového cyklu je realizace managementových opatření. Již v předchozí části úvodu jsme zmínili, že snad nejčastějším předmětem odborných a managementových diskusí v rámci projektu je skloubení péče primárně zacílené na obnovu či zachování lučních stanovišť s konkrétními opatřeními pro bezobratlé živočichy. Od entomologů dostáváme bohatou zpětnou vazbu ohledně možností, jak management pro bezobratlé uzpůsobit, od ponechávání neposečených nedopasků přes ponechávání nesečených lučních pásů a extenzivní pastvu až po extrémně extenzivní pastvu toulavou. Některé z těchto požadavků mohou být však v rozporu s optimálním managementem pro luční stanoviště jako vegetačně pojaté společenstvo. První z požadovaných příspěvků v této sekci by měl proto poskytnout syntetické hodnocení užitečnosti různých způsobů managementových opatření pro bezobratlé živočichy i pro vegetaci (MYŠÁK 2017).

Samotnou projektovou kapitolou je boj s invazivními rostlinami, na loukách pak zejména se šťovíkem alpským a vlčím bobem mnoholistým. Zdaleka neefektivnějším způsobem hubení těchto rostlin je postřik herbicidy, zejména na bázi glyfosátu. V poslední době však přibývá pochybností o jeho nezávadnosti pro živočichy včetně člověka. Na mnoha lučních porostech nemůžeme s herbicidem zasahovat i z legislativních důvodů, protože se jedná o pozemky v režimu ekologického zemědělství, kde je použití herbicidů z pocho-pitelných důvodů zakázáno. Úspěšnost a efektivita klasických postupů (intenzivní seč) i nových alternativních postupů (vypalování horkou vodou) jsou přitom sporné. Druhý příspěvek v této sekci proto porovnáva účinnost různých způsobů hubení invazivních

rostlin v rámci několikaletého pokusu ve slovinských Alpách (GREGORI & ŠILC 2017).

Jako poslední skupinu managementových otázek uvedme opatření, která byla pro tradiční krkonošské hospodáře běžnou součástí péče o luční porosty, ale která si pracovníci Správy KRNAP poprvé prakticky vyzkoušeli až v rámci projektu. Jedná se o hnojení a obnovu vodního režimu. V případě hnojení a vápnění jsme měli jen málo zkušeností s dávkováním, frekvencí a typem hnojiva. Článek PAVLŮ et al. (2017) proto shromažďuje četné, ale roztroušené informace o hnojení lučních porostů. Šetrná obnova vodního režimu pročišťováním či prohrabáváním povrchových stružek jsou v odborné literatuře zmiňované zřídka. Cílem příspěvku JIRIŠTĚ (2017) je proto shrnout vlastní nabyté zkušenosti, a to nejen s praktickým provedením stružek, ale i s plánováním zásahů.

Sekce 3 – Socio-ekonomický kontext péče

Žádná managementová opatření neprobíhají ve vzduchoprázdnu. Naopak, možnost jejich prosazování je úzce navázána na aktuální socio-ekonomickou situaci. Klíčovou motivací, kterou ochrana přírody při prosazování vhodného managementu disponuje, jsou samozřejmě finance. Projekt přidělil mnoho prostředků na samotné finanční zabezpečení managementu, pro zabezpečení dlouhodobě udržitelného managementu jsou však klíčové prostředky ze zemědělských agro-environmentálních a klimatických dotačních programů. Velkým problémem je ovšem nastavení výše podpory, které v horských oblastech často neodráží reálné náklady zemědělců. Předposlední text sborníku proto shrnuje ekonomiku chovu skotu a ovcí v České republice a zároveň ukazuje, kde jsou v současném poznání problematiky mezery (PRAŽAN 2017).

Bohaté zkušenosti při prosazování vhodného managementu do praxe jsme s projektem nabrali zejména při vytváření plánů šetrného hospodaření pro hospodáře, kteří spravují pozemky s druhově bohatými smilkovými loukami. Nejednalo se o „typické“ enklávy výskytu smilkových trávníků v centrálních zónách KRNAP, často v majetku Správy KRNAP, kde probíhá management ve spolupráci s povoláními hospodáři již delší dobu. Naopak se jednalo o lokality blíže obydleným oblastem, často se složitými

vlastnickými vztahy a s hospodáři, kteří mají na lokalitách svůj dlouhodobě vyzkoušený způsob hospodaření. Navržená opatření se zde proto do praxe prosazovala s určitými obtížemi. Proces tvoření těchto plánů se tak stal důležitým testem životaschopnosti faremního plánování v náročném socio-ekonomickém prostředí. První příspěvek v této sekci shrnuje zkušenosti s přípravou plánů šetrného hospodaření v Krkonoších i jinde po České republice a uvádí rovněž příklad dobré praxe z Velké Británie (STRELEC & MYŠÁK 2017).

Možnosti hospodářů spolupracovat na cílech ochrany přírody však nepřímo závisí i na míře jejich „zahlcení“ jinými povinnostmi. Poslední článek publikace shrnuje četné legislativní povinnosti hospodářů a zamýšlí se nad možnostmi, jak hospodářům boj s narůstající administrativou usnadnit (ŠÍMA & VRZÁŇ 2017).

Summary

This publication is one of the outcomes of the European project LIFE CORCONTICA (LIFE11 NAT/CZ/000490) which is administered by the Administration of the Krkonoše Mts. National Park (Administration of KRNAP), Daphne – Institute of Applied Ecology and Ministry of the Environment of the Czech Republic. Here in the Introduction, we first give a brief historical overview of the management measures performed by the staff of the Administration of KRNAP and continue with a description of the principal activities of the project. Finally, we specify the aim of the presented publication and give an overview of its structure.

The main aim of the project is to restore species-rich *Nardus* grasslands and to enable their subsequent sustainable agricultural management. A less visible but equally important outcome of the project is the placing of all management steps into an adaptive management cycle (AMC) where the management is supposed to change according to the results of monitoring and where all the activities are strictly focused on the object of protection.

The main aim of this publication is to introduce the concept of the AMC to Czech readers and to share our experience with establishing the process in the Krkonoše Mts. The publication is meant

to be an inspiration for all active workers in nature conservation and especially for those who are running conservation management of mountain meadows. Secondly it is focused on all decision makers in the field of protection of traditionally managed grasslands.

In the first section of the publication, we show examples of good AMC practice mainly from abroad. It describes the manner in which objective setting of management priorities is taken by the Welsh governmental body for nature conservation – Natural Resources Wales (HURFORD 2017), strong and weak aspects of current management planning in the Czech Republic (HOŠEK & JANATA 2017) and the central task of AMC – the development of measurable and therefore controllable management aims (HURFORD 2017a). It also makes clear that the development of such management aims facilitates development of monitoring projects with objective condition indicators of meadow habitats (HURFORD & BŘEZINA 2017). The chapter about habitat monitoring is accompanied by a proposed scheme for the long-term sustainable monitoring of meadow invertebrates (MARHOUL & ČÍZEK 2017). Finally, the section closes with an introduction to internal meetings held by the non-governmental organisation (NGO) Natuurmonumenten in the Netherlands as being an appropriate platform for sharing monitoring results with all the involved workers (VAN ZUIJEN 2017).

The second section contains analyses of specific management measures, which are the crucial part of each AMC, focusing on problematic measures in the running of the LIFE CORCONTICA project. MYSÁK (2017) gives a complex overview of all management measures, which may help in the care of meadow invertebrates. GREGORI & ŠILC (2017) presents results of the experimental control of *Rumex alpinus* – an invasive plant widely spread throughout mountain meadows in the Krkonoše Mts. – in the Slovenian Alps. PAVLŮ et al. (2017) review information necessary for the appropriate fertilization of meadows and JIRIŠTĚ (2017) summarizes our practical experience with the adjustment of water regime giving an example of one specific locality.

The final section of the publication describes the socio-economic context in which the management

cycle proceeds in the Krkonoše Mts. It analyzes the basic pillar of current agricultural management in the Krkonoše Mts – the economy of sheep and cattle keeping with serious implications for setting agri-environmental subsidies in mountain areas (PRAZAN 2017). It also critically evaluates the current state of nature friendly farm planning in the Krkonoše Mts as well as in the whole Czech Republic and gives an example of good practice from Great Britain (STRELEC & MYSÁK 2017). The last contribution summarizes the amount of legislation that has to be solved by farmers and proposes a way for reducing the administrative load (ŠÍMA & VRZÁŇ 2017).

Literatura

- GREGORI M. & ŠILC U. 2017: Účinnost nechemických metod kontroly štváku alpského (*Rumex alpinus*) na vysokohorské pastvině ve Slovinsku. Opera Corcontica 54, S1: 93–106.
- HOŠEK M. & JANATA T. 2017: Managementový plán pro krkonošské luční lokality a jeho organizační ukotvení v projektu LIFE CORCONTICA. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 23–32.
- HURFORD C. 2017: Rozhodování a stanovování priorit v ochraně přírody. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 17–22.
- HURFORD C. 2017a: Stanovení cílů péče v ochraně přírody. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 33–38.
- HURFORD C. & BŘEZINA S. 2017: Managementový monitoring stanovišť ve Walesu a jeho založení na loukách v Krkonoších. Opera Corcontica 54, S1: 39–52.
- JIRIŠTĚ L. 2017: Změny vodního režimu lučních stanovišť v Krkonoších. Opera Corcontica 54, S1: 121–130.
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHÁČKOVÁ S. & FABŠIČOVÁ M. 1996: Louky Krkonoš: Rostlinná společenstva a jejich dynamika. Opera Corcontica 33: 3–250.

- MARHOUL P. & ČÍZEK O. 2017: Monitoring lučních bezobratlých v Krkonošském národním parku: současný stav a perspektivy. Opera Corcontica 54, S1: 53–62.
- MYSÁK J. 2017: Management luk jakožto ekosystému. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 69–92.
- PAVLŮ V., PAVLŮ L., GAISLER J. & HEJCMAN M. 2017: Hnojení a vápnění horských travních porostů – shrnutí současných poznatků. Opera Corcontica 54, S1: 107–120.
- POUROVÁ K. 2009: Přehled managementových studií lučních porostů na území Krkonošského národního parku. Opera Corcontica 46: 105–132.
- POUROVÁ K., SVOBODOVÁ A. & KRAHULEC F. 2010: Dlouhodobý vliv mulčování na horskou louku v Krkonošském národním parku. Opera Corcontica 47, Suppl. 1: 139–152.
- PRAŽAN J. 2017: Financování péče o travní porosty v Krkonošském národním parku. Opera Corcontica 54, S1: 131–142.
- STŘELEČEK M. & MYSÁK J. 2017: Faremní plány šetrného hospodaření jako nástroj optimalizace managementových opatření. Opera Corcontica 54, S1: 143–156.
- ŠÍMA J. & VRZÁN J. 2017: Administrativa v zemědělském hospodaření – jak právní předpisy ovlivňují vztahy farmářů a orgánů veřejné správy. Opera Corcontica 54, S1: 157–163.
- ŠTURSA J. 1977: Poznámky k jednomu experimentu. Krkonoše: 10–11.
- ŠTURSA J. & MLÁDKOVÁ A. 2000: Indikátory udržitelného rozvoje biosférické rezervace Krkonoše. Případová studie: Vliv managementu na biodiverzitu horských luk v Krkonoších jako příklad indikátoru trvale udržitelného rozvoje. Ms. (Správa KRNAP, Vrchlabí). 10 stran.
- ŠTURSOVÁ H. & ŠTURSA J. 1982: Horské louky s *Viola sudetica* Willd. v Krkonoších. Opera Corcontica 19: 95–132.
- VAN ZUIJEN M. 2017: Interní audit jako hybatel adaptivního managementového cyklu. Opera Corcontica 54, S1: 63–68.

Adaptivní managementový cyklus | Adaptive management cycle

Rozhodování a stanovování priorit v ochraně přírody

Decision-making and prioritisation for nature conservation

CLIVE HURFORD

Orielton field centre, Pembroke, Woodside SA 71 5EZ, GB, churford@gmail.com

Abstrakt Jednoznačné a transparentní rozhodování má zásadní význam pro dlouhodobý úspěch každého ochrannářského projektu. Zahrnuje mimo jiné (i) identifikaci stanovišť a druhů, jimž je třeba dát prioritu při omezených prostředcích, (ii) seřazení stanovišť a druhů dle priority a (iii) volbu nejvýznamnějších lokalit pro jejich management. Mělo by se jednat o rozhodnutí učiněná objektivně, pokud možno na základě logického procesu a neovlivněná osobním pohledem. Cílem optimální strategie ochrany by mělo být zajistit přetrvání stanovišť a druhů ve střednědobém a dlouhodobém horizontu. Tato práce představuje objektivní způsob prioritizace stanovišť a druhů a zároveň popisuje tři možné strategie jejich ochrany na krajinné úrovni a hodnotí jejich výhody a nevýhody. Ukazuje, že údaje z dosavadních průzkumů (pokud jsou k dispozici) jsou důležitým podkladovým materiálem pro tato rozhodnutí.

Klíčová slova: stanoviště, kritéria prioritizace, krajinná úroveň

Abstract Clear and transparent decision-making is fundamental to the long-term success of any conservation management project. These decisions include (i) identifying the habitats and species that should be prioritised for management and monitoring resources, (ii) listing these habitats and species in priority order and (iii) identifying the most important locations for carrying out the management. These should be dispassionate decisions, ideally made on the basis of a logical process and not influenced by personal bias. Having identified the priority habitats and species and their current core locations, we then need to consider the most appropriate conservation strategy for ensuring that they can persist into the medium and long-term future, or risk our management actions being a relatively ineffective, one-off, event. Objective method for prioritisation of habitats and species and three alternative conservation strategies for conservation of particular localities at the landscape level are presented and the respective advantages and disadvantages are discussed. If available, existing survey data is an important source of confidence when making these decisions.

Keywords: habitats, prioritisation criteria, landscape level

Úvod

Potenciální úspěch každé ochrannářské péče závisí na celé řadě rozhodnutí učiněných během jeho přípravy a realizace. Předmětem tohoto článku je pohled na klíčová rozhodnutí, která je třeba zvážit dříve, než do péče investujeme prostředky či naše úsilí. Mezi základní témata řešená v tomto příspěvku patří:

- (i) Identifikace prioritních stanovišť a druhů.
- (ii) Identifikace nejdůležitějších lokalit těchto prioritních stanovišť a druhů.

(iii) Dohoda na strategii ochrany, tj. zda upřednostnit zachování nejlepších stanovišť, nebo zda obnovovat stanoviště poškozená nebo zničená.

(iv) V případě omezených finančních prostředků rozhodování o minimálních nutných opatřeních.

Bez těchto rozhodnutí nebude celá řada ochrannářských opatření součástí širší ochrannářské strategie obnovy stanoviště nebo druhu, ale stanou se z nich jen jednorázové a izolovaně prováděné akce.

Na tyto body navazují další rozhodnutí, která jsou popsána v jiných částech této publikace (i–iii viz

HURFORD 2017, iv–v viz HURFORD & BŘEZINA 2017):

(i) Rozhodování o tom, jakým způsobem má každá lokalita ve svěřeném území přispívat k celkové strategii ochrany.

(ii) Určení hlavních stanovišť a druhů, na které se má péče v rámci jednotlivých lokalit zaměřit.

(iii) Vypracování měřitelných cílů péče.

(iv) Rozhodnutí o tom, jaký důkazní materiál je pro účely monitorování nutno shromáždit, abychom měli jistotu, že dosahujeme stanovených cílů. Jinak řečeno: co je skutečně potřeba vědět, bez ohledu na to, co by bylo hezké vědět?

(v) Zvolení nejúčinnějšího a spolehlivého prostředku shromažďování tohoto důkazního materiálu.

Prioritizace stanovišť a druhů

Přistupujeme-li k rozhodování o přidělování zdrojů na péči o konkrétní stanoviště či druh, je nutno si uvědomit, že za jejich ponechání zkáže v důsledku absence hospodaření neseme stejnou odpovědnost jako za rozhodnutí aktivně se o ně postarat, i když tato akce skončí nakonec nezdarem. Riziko neúspěchu je samozřejmě vyšší, pokud víme, že problém existuje a rozhodneme se neudělat nic. To platí zejména pro oblasti střední a západní Evropy, kde většina stanovišť byla historicky obhospodařována a kde pojem divoká příroda znamená jen o málo více než romantickou představu.

Prostředky na ochranářskou činnost jsou vždy omezené, a proto je nutné činit náročná rozhodnutí o tom, která stanoviště a druhy budou předmětem péče a v jakých oblastech. Každý má své vlastní představy o tom, co je to prioritní stanoviště nebo druh, a proto potřebujeme stanovit objektivní a věcný způsob určení priorit. V ideálním případě se jedná o logický proces, v němž se zohledňuje známý rozsah a stav jednotlivých stanovišť a druhů v daném regionu. Jedním ze způsobů prioritizace je zjistit, jak tyto druhy a stanoviště v posuzované oblasti přispívají k celkové rozloze nebo početnosti v daném členském státu EU a následně stanovit, jak členský stát přispívá k celoevropské rozloze či početnosti (potřebné informace nalezneme na internetových stránkách EU).

Tyto informace lze transformovat do bodovacího systému používaného pro lokality soustavy Natura

2000 ve Walesu. Ten se aplikuje na stanoviště mezinárodního významu uvedená v příloze I Směrnice o stanovištích (EVROPSKÁ KOMISE 1992) a na druhy mezinárodního významu, které na těchto stanovištích žijí (Tab. 1). Druhy, které nejsou ohroženy, se nebudují (bez ohledu na jejich vzácnost), nebudují se ani stanoviště, která nejsou závislá na aktivní péči. Tímto bodovacím systémem se minimalizuje riziko osobní zaujatosti ohrožující objektivitu rozhodování. Podle takto zjištěných výsledků se určí:

(i) Která stanoviště jsou pro péči prioritní.

(ii) Která chráněná území / lokality v oblasti jsou nejdůležitější pro každý typ stanoviště.

(iii) Které lokality mají prioritu z pohledu vynakládání prostředků.

Bodovací systém funguje primárně na úrovni stanovišť, protože jak na jejich úbytek, tak na úbytek druhů zareagujeme s největší pravděpodobností právě změnou péče o stanoviště. Přímá obnova druhu se provádí relativně zřídka, výjimkou je jeho případná reintrodukce. I v tom případě je však nutné zajistit hospodaření vhodné pro stanoviště dotyčného druhu.

V Tab. 1 je uveden příklad bodování stanoviště „Vlhké prolákliny v dunách“, které se nachází v evropsky významné lokalitě Kenfig zařazené do soustavy Natura 2000. Díky počtu 41 bodů má výše uvedené stanoviště pravděpodobně nejvyšší skóre mezi stanovišti přílohy I na celé lokalitě. Použitím stejného bodování i pro ostatní stanoviště přílohy I, které se na této lokalitě nacházejí, určíme nejen stanoviště s nejvyšším počtem bodů, ale jejich součtem dojdeme i k celkovému skóre lokality. Uplatněním stejného postupu pro stanoviště přílohy I na ostatních lokalitách Natura 2000 v širším území budeme schopni vytvořit seznam lokalit s pořadím podle přírodovědné hodnoty. Tím máme k dispozici důkladnou a věcnou základnu pro přidělování prostředků na péči a monitoring a eliminujeme tím z rozhodovacího procesu osobní zaujatost.

Strategie ochrany stanovišť a druhů na krajinné úrovni

Hodnocení potenciálu rozšíření

Vzhledem k tempu jejich dosavadního úbytku (zejména od 50. let 20. století) obecně platí, že aktuální rozloha

Tab. 1. Bodovací systém pro prioritizaci stanovišť z přílohy I Směrnice o stanovištích (EVROPSKÁ KOMISE 1999) na jednotlivých lokalitách pro účely přidělení prostředků na péči (převzato z HURFORD 2006).**Tab. 1.** A scoring system developed to identify the priority Annex I habitat on each site and to identify the highest priority sites for management resources.

Kenfig National Nature Reserve					
Název lokality / Locality name					
Typ stanoviště / Habitat		Vlhké prolákliny v dunách / Humid dune slacks			
Kategorizace stanoviště / Habitat designation	Hodnota / Value	Skóre lokality / Site score	Kategorizace závislých druhů / Dependent species designation	Hodnota / Value	Skóre lokality / Site score
Stanoviště s mezinárodní prioritou a zvláštním významem / International priority habitat and special responsibility	10	0	Druh s mezinárodní prioritou a zvláštním významem / International priority species and special responsibility	10	0
Stanoviště s mezinárodní prioritou / International priority habitat	9	0	Druh s mezinárodní prioritou / International priority species	9	0
Stanoviště dle přílohy I a zvláštního významu v rámci SK / Annex I habitat and special UK responsibility	8	0	Druh dle přílohy II a zvláštního významu / Annex II species and special responsibility	8	16
Stanoviště dle přílohy I / Annex I habitat	6	6	Druh dle přílohy II / Annex II species	6	0
Stanoviště místního významu / Habitat of local importance	3	0	Druh vedený v Červeném seznamu / Red-listed species	3	0
Výměra stanoviště / Area of habitat	Hodnota / Value	Skóre lokality / Site score	Velikost populace / Population size	Hodnota / Value	Skóre lokality / Site score
> 50 % národní rozlohy / national resource	10	0	> 50 % národní populace / national resource	10	10
26–50 % národní rozlohy	8	8	26–50 % národní populace	8	0
11–25 % národní rozlohy	6	0	11–25 % národní populace	6	0
6–10 % národní rozlohy	4	0	6–10 % národní populace	4	0
1–5 % národní rozlohy	3	0	1–5 % národní populace	3	0
< 1 % národní rozlohy	1	0	< 1 % národní populace	1	1
			Kterákoli z výše uvedených kategorií, bez ohrožení / Any of above – but not under any threat	0	0
Hodnota stanoviště celkem / Habitat total		14	Hodnota závislých druhů celkem / Dependent species total		27
Celkové hodnocení / Overall score			41		

a stav každého ohroženého stanoviště nebo druhu rozhodně není optimální. Pro pracovníky ochrany přírody je proto důležitým úkolem zjistit, jak mohou jednotlivé spravované lokality v území co nejvíce přispět k obnově ohrožených druhů a stanovišť. K tomu je potřeba shromáždit údaje z dosavadních průzkumů a na jejich základě určit, kde se v současné době stanoviště nebo druhy vyskytují a kde by se vyskytovat mohly nebo měly. Nejužitečnější údaje šetření se obvykle nacházejí v mapách stanovišť, údajích

z fytoecologických snímků, přehledech výskytu druhů na lokalitě a v mapách rozšíření významných druhů (HURFORD 2006a).

Jsou-li k dispozici informace z nejnovějších šetření, je rozhodnutí o nutném rozsahu a kvalitě stanoviště mnohem jednodušší. Při rozhodování o tom, kde by se druhy nebo stanoviště mohly či měly vyskytovat (oproti tomu, kde se vyskytují teď), mohou však být historická šetření stejně hodnotná jako šetření aktuální. Mohou totiž s daleko větší jistotou

charakterizovat optimální stav stanoviště nebo populace druhu. K tomu však bývá zpravidla k dispozici poměrně málo historických datových souborů, i když existují i výjimky – například historické rozšíření lesů v Anglii je zdokumentováno nad očekávání dobře (viz např. práce RACKHAMA 1995). Daleko častější jsou případy, kdy údaje z nejstarších šetření týkajících se stanoviště nebo druhů nesahají dále než do posledních 50 let, přičemž většina údajů byla nashromážděna od 70. let 20. století. I tyto průzkumy však mohou představovat užitečné srovnání se současnou situací. Je však méně pravděpodobné, že přinesou důkaz o skutečném potenciálu pro obnovu stanoviště nebo přesnou představu o rozsahu jeho historické ztráty.

Je však třeba si uvědomit, že i když podobné mapy jsou užitečnou pomůckou, podstatou prioritizace je především rozhodnutí, čeho chceme dosáhnout, nikoliv hodnocení kompletnosti podkladů. Nemělo by se tedy stávat, že schopnost učinit rozhodnutí bude podmiňována neustálým sháněním nových a nových informací. Účelem jejich sběru je přijímání rozhodnutí usnadnit, nikoli rozhodnutí nahrazovat.

Volba konkrétních lokalit pro management

Prostředky vkládané na ochranu přírody jsou vždy omezené, a nikdy tak nelze udělat vše zcela dle představy. V ideálním případě budeme znát množství finančních prostředků, které je k dispozici pro ochranné projekty, ještě před zahájením plánování. Ve skutečnosti je však často nutné učinit rozhodnutí o obsahu činnosti ještě dříve, než o potřebné finanční prostředky požádáme. Existuje několik strategií, jak stanovit ochranné priority v kontextu konkrétního území.

Ochranná strategie 1 je založena na zabezpečení nejvýznamnějších lokalit pro ohrožené stanoviště nebo druh (Obr. 1). Jedná se o minimum, které je třeba udělat i v případě výrazného nedostatku prostředků. Nejedná se o žádný velký přínos z pohledu rozšíření stanoviště nebo druhu, nicméně se dělá vše pro to, aby byly nejdůležitější lokality zabezpečeny i do budoucna. Pokud se následně získají další



Obr. 1. Ochranná strategie 1 se zabezpečení nejvýznamnějších lokalit (červená kolečka) pro ohrožené stanoviště nebo druh.

Fig. 1. Conservation strategy set outs to secure the most important locations (red circles) for a threatened habitat or species.

prostředky, lze tato místa využít jako hlavního zdroje pro opětovné osídlení dalších lokalit v okolí. Ve skutečnosti se jedná o strategii typu „*nelze-li udělat nic jiného, pak zachovejme aspoň to, co máme*“. Hlavní riziko spojené s tímto přístupem je stále větší izolovanost jádrových území, a to zejména v případě, že ne každé z nich zareaguje na režim péče kladně. Rizika spojená s nezabezpečení těchto nejlepších a nejvýznamnějších příkladů stanovišť jsou nicméně větší. Může totiž dojít k jejich nechtěné ztrátě při pokusech o obnovu již znehodnocených lokalit s podstatně nižší ochrannou hodnotou.

Ochranná strategie 2a navazuje na strategii 1 přidělením prostředků na zabezpečení managementu tzv. lokalit druhého stupně (Obr. 2), tedy těch lokalit, které mají nižší ochrannou hodnotu než nejvýznamnější lokality zmíněné výše, ale které mají stále ještě výrazně vyšší hodnotu než ostatní lokality. Dle potřeby se na těchto lokalitách realizuje údržbová péče nebo obnova. To podle toho, zda je stanoviště na jednotlivých lokalitách v příznivém stavu, tj. vyžaduje udržování, nebo ve stavu nepříznivém a tím pádem je zde potřeba jeho obnova. Detailnější pojednání o definicích příznivého a nepříznivého stavu lze nalézt v příspěvku o monitoringu péče o stanoviště (HURFORD & BŘEZINA 2017). Za předpokladu použití vhodného režimu péče je zřejmou výhodou této strategie, že zvětšuje rozlohu a distribuci



Obr. 2. Ochrannářská strategie 2a na zabezpečení tzv. lokalit druhého stupně (zelená kolečka).

Fig. 2. Conservation strategy 2a to securing a second level locations (green circles).

vysoce kvalitních stanovišť či druhů. Hlavním rizikem je, že lokality jsou i nadále relativně izolované a že potenciál pro opětovné osídlení okolní krajiny je pouze omezený.

Ochrannářská strategie 2b staví na strategii 1 tím, že je založena na obnově stanovišť na pozemcích přilehlých k nejvýznamnějším lokalitám (Obr. 3). Zvyšuje tedy možnost rozšíření vysoce kvalitních stanovišť tím, že žádoucí pozemky přilehlé k jádrovým lokalitám začleňuje do systému vhodné péče (v průběhu času a s dostatečnými finančními prostředky tvoří tzv. bloky stanovišť). Postupně se tak druhům umožní expanze z jádrových lokalit na okolní pozemky a dojde ke zvětšení výměry jádrového stanoviště. Předmětem dlouhodobé ochrannářské strategie by byla další expanze těchto stále se zvětšujících jádrových oblastí, dokud nedojde k jejich vzájemnému propojení. Umožní se tak expanze většímu počtu ohrožených druhů, které jsou vázané na toto stanoviště, a sníží se riziko náhodné nežádoucí události s katastrofálními následky, která má vždy závažnější dopady na malé populace druhů. Po zralé úvaze se domnívám, že u tohoto typu ochrannářské péče je největší pravděpodobnost úspěchu ve střednědobém i dlouhodobém horizontu. V první řadě však bude zřejmě nezbytná strategie 1 pro zabezpečení jádrových lokalit, jejichž případná ztráta může současně znamenat i ztrátu zdroje rozšiřování diaspor významných druhů do okolí.



Obr. 3. Ochrannářská strategie 2b s režimem obnovy pro pozemky přilehlé k nejvýznamnějším lokalitám.

Fig. 3. Conservation strategy 2b brings under restoration management the parcels of land adjacent to the most important locations.

Summary

At the outset of any conservation management project, we should dispassionately identify the conservation priorities. Ideally, we would not only identify the conservation priorities for the protected sites, we would also check to see how these are represented within our region and country.

Most sites of high conservation value will already have some form of survey data available. Often, enough site-specific survey data exists to inform responsible management decisions, so before committing resources to collecting additional survey information, we should decide whether this would make our decisions any easier, or whether it would be an expensive displacement activity to avoid taking responsibility.

If we do decide to collect new survey data, then the survey should focus simply on filling the critical gaps in our knowledge that will allow us to make informed management decisions.

As soon as we are in a position to start making conservation management decisions, we should consider the most appropriate conservation strategy to ensure that our priority habitats and species can persist into the future. This will be determined by the availability of resources, and it could be that, initially, we will only be able to secure the core locations, but we should also consider how to expand on this in the future and, if so, where.

Literatura

- EVROPSKÁ KOMISE 1992: Směrnice Komise č. 92/43/EHS ze dne 21. 5. 1992 o zachování volných stanovišť, rostlinstva a živočichů ve volné přírodě. Úřední věstník Evropského společenství 206: 22. 7. 1992.
- EVROPSKÁ KOMISE 1999: Interpretační příručka evropských stanovišť. Eur 15/2. Evropská komise, Generální ředitelství pro životní prostředí.
- HURFORD C. 2006: Identifying the conservation priority: using limited resources to best effect. In: HURFORD C. & SCHNEIDER M. (eds), Monitoring nature conservation in cultural habitats: A practical guide and case studies. Springer, Dordrecht, Nizozemí.
- HURFORD C. 2006a. The roles of survey. In: Hurford C. & Schneider M. (eds), Monitoring nature conservation in cultural habitats: A practical guide and case studies. Springer, Dordrecht, Nizozemí.
- HURFORD C. 2017: Stanovení cílů v ochraně přírody. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 31–36.
- HURFORD C. & BŘEZINA S. 2017: Managementový monitoring stanovišť ve Walesu a jeho aplikace na loukách v Krkonoších. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 37–50.

Adaptivní managementový cyklus | Adaptive management cycle

Managementový plán pro krkonošské luční lokality a jeho organizační ukotvení v projektu LIFE CORCONTICA

Management plan for localities of meadows in the Krkonoše Mts and its organisational anchorage

MICHAEL HOŠEK & TOMÁŠ JANATA

Správa KRNP, Dobrovského 3, 543 01 Vrchlabí, CZ, mhosek@krnap.cz, tjanata@krnap.cz

Abstrakt Kapitola se zaměřuje na plánování ochranných zásahů v bezlesí Krkonošského národního parku během realizace projektu LIFE CORCONTICA. V úvodu je analyzována situace při obecném plánování ochranných zásahů na národní rovině. Do detailu jsou pak vybrané aspekty popsány v kontextu realizace managementových (dále jen MNG) opatření během projektu. Kapitola nepředkládá vyčerpávající popis procesů MNG plánování. Soustředí se na klíčové faktory (předměty ochrany, účastníky, nakládání s potřebnými informacemi apod.), jejichž uchopení projektem přineslo řadu otázek a též konkrétních řešení. Na ty je třeba v souvislosti se snahou po systematické péči o bezlesí v KRNP upozornit, analyzovat je a nabídnout k diskusi. V závěru uvedená SWOT analýza schematicky shrnuje tutéž látku pro jednodušší analytické nakládání.

Klíčová slova: objekt ochrany, předmět ochrany, organizace, procesy, hospodáři, Správa KRNP

Abstract This contribution deals with the planning of management measures in non-forested habitats of the Krkonoše Mts National Park (the Krkonoše Mts / the Giant Mts). First, we analyze the situation of planning at the national level. After that, we provide a general description of the planning procedures in the context of the management aims of the LIFE CORCONTICA project (hereafter project), focusing on key factors (objects of conservation, participants, information processing) which turned out to be problematic during the project. Our general aim was to make planning systematic, the key factors to be analyzed and discussed. SWOT analysis in the final part of the contribution summarizes the factors for more simple analysis.

Keywords: object of conservation, information processing, farmers, The Administration of the Krkonoše Mts NP

Úvod

Současný systém ochrany přírody v ČR je založen především na zákonu č. 114/1992 Sb. a jeho novelách, kterých bylo od doby jeho uvedení do praxe přijato třicet. Tehdy schválený zákon byl v mnoha ohledech včetně územní ochrany přelomový a na celoevropské úrovni moderní. Zavedl dodnes platnou národní kategorizaci zvláště chráněných území (ZCHÚ) včetně určení konkrétního správce pro každé z nich. Zároveň byla zavedena povinnost zpracovávat pro každé ZCHÚ plán péče a v pravidelných (většinou

desetiletých) periodách jej obnovovat tak, aby jej mělo území vždy platný.

Na rozdíl od druhové ochrany, jejíž systém se za posledních více než dvacet let nezměnil (a značně tak zastaral), územní ochrana se „rozvíjela“ především v souvislosti se vstupem ČR do Evropské Unie (EU). Vedle sedmi dosavadních národních kategorií ZCHÚ (dvou velkoplošných, čtyř maloplošných a možnosti smluvní ochrany), přibýly v roce 2004 dvě kategorie soustavy Natura 2000 – evropsky významné lokality (EVL) a ptačí oblasti (PO). Zároveň především v souvislosti se stále probíhajícím vyhledáváním Natury

2000 významně vzrostl a stále vzrůstá celkový počet chráněných území. K lednu 2016 bylo vyhlášeno 2 596 ZCHÚ, 1 075 EVL a 41 PO. Celkem se tedy jednalo o 3 712 území. ČR je pravděpodobně stát s nejvyšším počtem chráněných území na obyvatele. To samo o sobě charakterizuje specifika české ochrany přírody, která je institucionálně velmi silná a založená především na legislativní ochraně zajišťované veřejnou správou.

Cílem tohoto příspěvku je analyzovat proces plánování péče o chráněná území, ať již na úrovni ČR nebo na úrovni krkonošských lučních enkláv, a představit jeho optimalizaci v rámci projektu LIFE CORCONTICA.

Plánovací dokumenty na národní úrovni

Stejně jako pro ZCHÚ, i pro každou lokalitu Nature 2000 se zpracovává plánovací dokument – pro EVL a PO je nazýváme souhrny doporučených opatření. Základní rozdíl mezi plánovacími dokumenty je následující:

(i) Plán péče (pro ZCHÚ) zpracovává vždy příslušný orgán ochrany přírody. Má podrobnou osnovu, danou vyhl. č. 60/2008 Sb. Osnova dokumentu se liší pro velkoplošná a maloplošná ZCHÚ. V obou případech obsahuje rozborovou (hodnocení současného stavu a vývoje území) a návrhovou část (tj. specifikaci opatření pro další období). I když je plán péče závazný jen pro příslušného správce území (orgán ochrany přírody), k jeho schválení je nutné projednání se zainteresovanými subjekty. V případě maloplošných ZCHÚ obsahuje i podrobný výpis vlastnických vztahů a rozpočet pokrývající navržená opatření. Platnost plánu péče je omezena na deset až maximálně patnáct let a obecně se jedná o velmi podrobný a na zpracování poměrně náročný dokument.

(ii) Souhrn doporučených opatření pro EVL a PO zpracovává ze zákona pro každé jednotlivé území MŽP, které však tuto povinnost přeneslo na AOPK ČR. Podrobná osnovu není určena žádným zákonným předpisem a obsah je v porovnání s plánem péče poměrně obecný. Jeho cílem je především specifikovat opatření k zachování příznivého stavu předmětů ochrany. Souhrn se aktualizuje pouze v případech, že to vyžaduje situace. Souhrn je podkladem

pro činnost orgánu ochrany přírody, ale v podstatě pro něj není závazný.

(iii) Dalším možným nástrojem pro zajištění ochrany EVL nebo PO je smluvní ochrana. V rámci smluvní ochrany jsou potřebná opatření specifikována v textu smlouvy či její příloze. Charakter a podrobnost závisí na dohodě mezi smluvními stranami. Závazný je pouze pro smluvní strany.

Důležité je, že výše uvedené kategorie/území jsou mezi sebou ve vzájemném překryvu, a že doplněním Nature 2000 do české legislativy se územní ochrana stala více komplexní, pokud ne rovnou příliš složitou. Jako příklad možného překryvu se všemi z toho vyplývajícími důsledky lze uvést KRNP, který je zároveň vyhlášen jako EVL a PO a na jeho území se také nachází maloplošná ZCHÚ. Na území těchto maloplošných ZCHÚ tedy souběžně existují následující čtyři plánovací dokumenty: plán péče o maloplošné ZCHÚ, souhrn doporučených opatření pro EVL, souhrn doporučených opatření pro PO a plán péče pro národní park. I když se každý z uvedených dokumentů zabývá územím v jiné míře podrobnosti, stále platí, že každý z nich v něm platí.

Naším dalším významným specifíkem je často nejednoznačné určení předmětů ochrany. Ty jsou sice často (ne vždy zcela specificky) určeny zřizovacím předpisem, ovšem správci území mohou cíle území při aktualizaci plánu péče měnit (u Nature 2000 jsou předměty ochrany jasně dané zákonným předpisem). I když taková flexibilita může být výhodou, poukazuje spíše na jeden ze současných nedostatků systému, tj. absenci hodnocení efektivity péče o ZCHÚ. Péče je obecně dobře plánována, ale často při aktualizaci plánu péče chybí objektivní vyhodnocení její efektivity za uplynulé období – s ohledem na použité finanční prostředky, využití personálních nebo finančních kapacit správce, a především stavu předmětů ochrany. Proto má správce území někdy tendenci nastavit priority ne dle toho, co opravdu prioritou je, ale spíše dle toho, co je tzv. Low Hanging Fruit, neboli lehce dosažitelný cíl.

Z výše uvedeného vyplývají tyto základní charakteristiky současného plánování péče v ZCHÚ a Nature 2000:

(i) Systém přípravy a zpracování plánovacích dokumentů je dlouhodobě zavedený a funkční. Každé území má svůj platný dokument s popisem stavu a specifikací opatření, nutných či vhodných k udržení či zlepšení

stavu území. V případě maloplošných ZCHÚ je součástí plánů péče i finanční rozvaha.

(ii) Plánovací dokumentace je poměrně náročná na zpracování. V průběhu existence současného systému proběhlo kontinuální zpřesňování požadavků na strukturu a obsah dokumentů. To je samo o sobě dobře, ovšem obsažnost dokumentů a náročnost na jejich zpracování to v zásadě nesnižuje.

(iii) Náročnost se zvyšuje i tím, že se jednotlivá území a pro ně vytvořené dokumenty překrývají. Příslušný orgán (či orgány) ochrany přírody tedy v případě překryvu zpracovává více plánovacích dokumentů, což je z hlediska využití jeho kapacit neefektivní. Zároveň nejsou dokumenty často vzájemně dostatečně harmonizovány, popřípadě harmonizovány s plánovací dokumentací jiných sektorů (např. lesní hospodářské plány a osnovy).

(iv) Až na výjimky je péče o území zajišťována jeho zákonným správcem (orgánem ochrany přírody). Doposud se málo uplatňují dobrovolné dohody o způsobu využití s vlastníky a nájemci. To je trend, který se s velkým zpožděním teprve začíná objevovat.

Výše uvedené způsobuje obecný nedostatek kapacit na zajištění praktické péče. Jinými slovy: o co více se správce věnuje plánování, o to méně pracuje na samotné péči a vyhodnocení její efektivity.

Procesy plánování v projektu LIFE CORCONTICA

Z výše uvedených informací vyplývá, že managementové plánování může mít mnoho podob s různými úrovněmi efektivity. Od počátku projektu LIFE CORCONTICA (dále projektu) byl proces tvorby managementového plánu (dále MNG plánu) nově a tak trochu pokusně stavěn do kontextu adaptivního managementového cyklu (dále AMC). Managementový plán navazuje na proces tvorby priorit, sám je pak následován procesy realizace akce, monitoringu a zpětnovazebného, kontrolního procesu auditu (viz úvod publikace). Dříve spíše autonomně fungující procesy vystupují v AMC jako jeden celek. Nelze provést akci bez plánování a prioritizace. Nemá smysl stanovení priorit, když nebude následovat MNG plánování a akce.

Hlavní motivací pro zavedení AMC je snaha usnadnit a zefektivnit dosažení klasických ochrannářských cílů, tj. zachování či zlepšení stavu předmětů ochrany. AMC nepřináší do ochrany přírody nový obsah.

Před AMC byly též vybírány přírodní objekty, byla plánována opatření na jejich podporu a minimálně na základě vizuální paměti a zkušeností byly vyhodnocovány výsledky, podle nichž byla skladba opatření upravována v dalších sezonách. AMC však přináší přehlednou formu pro logické provázání známých činností. AMC se stal též myšlenkovým základem při sestavování aplikační databáze LUHOP (LUčnÍ HOspodářský Plán), poskytující databázovou a GIS platformu pro provádění všech potřebných kroků cyklu (viz dále). MNG plány byly v rámci projektu od roku 2013 sestavovány, upravovány a realizovány v krocích (i) prioritizace, (ii) plánování managementových opatření, (iii) realizace opatření v akcích včetně vyhodnocování akcí.

Prioritizace

Objekty ochrany pro luční část projektu byly dány zaměřením projektu na stanoviště a druhy, které jsou předměty ochrany soustavy Natura 2000 v EVL Krkonoše:

(i) 6230* Druhově bohaté smilkové louky na silikátových podložích v horských oblastech (dále druhově bohaté smilkové louky), (ii) 6510 Extenzivní sečené louky nížin až podhůří, (iii) 6520 Horské sečené louky, (iv) hořeček mnohotvarý český (*Gentianella praecox* ssp. *bohemica*) (plánování zásahů na podporu hořečku podléhalo speciálnímu režimu vycházejícího ze specifik záchraného programu). Znalost umístění a kvality objektů ochrany vycházela z údajů prvního mapování biotopů Natura 2000 (AOPK ČR 2000–2004).

Definice cílů péče pro jednotlivé enklávy se v průběhu projektu vyvíjela. Vždy však vycházela z klíčového cíle projektu: „*Bude dosaženo stabilního až rostoucího zastoupení (frekvence) typických druhů stanovišť 6230*, 6510 a 6520 v plochách dotčených obnovou*“.

Plánování managementových akcí

Koncept MNG plánu obsahující návrh skladby hospodářských úkonů (opatření) provedl garant enklávy na základě: (i) znalosti historie hospodaření, které podmínilo vznik stanovišť, (ii) znalosti vybraných abiotických podmínek (přístupnost, svažitost, podmáčenost, členitost terénu, bultovitost, kamenitost apod.), (iii) znalosti stavu společenstva (zejm. stupně degradace), (iv) okolností, jež vycházejí z práv a přání vlastníků dotčených pozemků, (v) ověřených

zkušeností z předcházejících MNG akcí, (vi) diskuse s ostatními guaranty a odborníky (botaniky, zoology, ochránáři, hospodáři).

Koncept plánu na 3–5 let byl předložen v první fázi oponentury externímu projektovému expertu a ve druhé fázi místně příslušnému botanikovi ke korekturám skladby navržených opatření. Následně byly plány konzultovány s entomology a zoology. Garant enklávy zapracoval připomínky a se vzniklým návrhem MNG plánu seznámil zhotovitele opatření – hospodáře s právem a vůlí opatření provádět.

Akce a jejich vyhodnocování

Možnosti hospodářů nebyly vždy ve shodě s představou ochránářů, a tak bylo nutné návrh MNG plánů těmto možnostem přizpůsobit. Úpravy MNG plánů probíhaly i v průběhu realizace plánu, a to zejména v případě technických nebo klimatických obtíží. Na konci každé sezony byly realizované plány zhodnoceny v kolokviu všech garantů, botaniků a zoologů, z něhož pramenila další doporučení pro změny MNG plánu pro následující sezonu. Pro potřeby administrace a plánování byla uschovávána veškerá data na sdíleném diskovém poli, kde byla v datech i mapách uchovávána plánovaná i fakticky realizovaná opatření.

Klíčové atributy plánování

Objekt a předmět ochrany – nejedná se o totéž

Termín *objekt ochrany* používáme při plánování péče pro odlišení od běžněji používaného termínu *předmět ochrany*. Předmět ochrany má svůj jednoznačný a široce chápaný význam jako přírodní hodnota, na kterou se zaměřuje péče a ochrana v legislativně vyhlášených chráněných územích (EVL a PO Krkonoše, KRNP apod.). *Objekt ochrany* naproti tomu vnímáme jako obecné označení přírodní hodnoty, která se nachází na konkrétní luční lokalitě, a která se zde teprve může stát *předmětem ochrany* v případě, že padne rozhodnutí o její aktivní podpoře po proběhnutí procesu prioritizace. V tom případě úplně mizí význam termínu *předmět ochrany* ve smyslu ochrany přírodní hodnoty vztažené k lokálním

geografickým celkům PP, NP apod. Uvedená terminologie slouží zejména potřebám komunikace uvnitř Správy KRNP a při využívání plánovací softwarové aplikace LUHOP (Obr. 1).

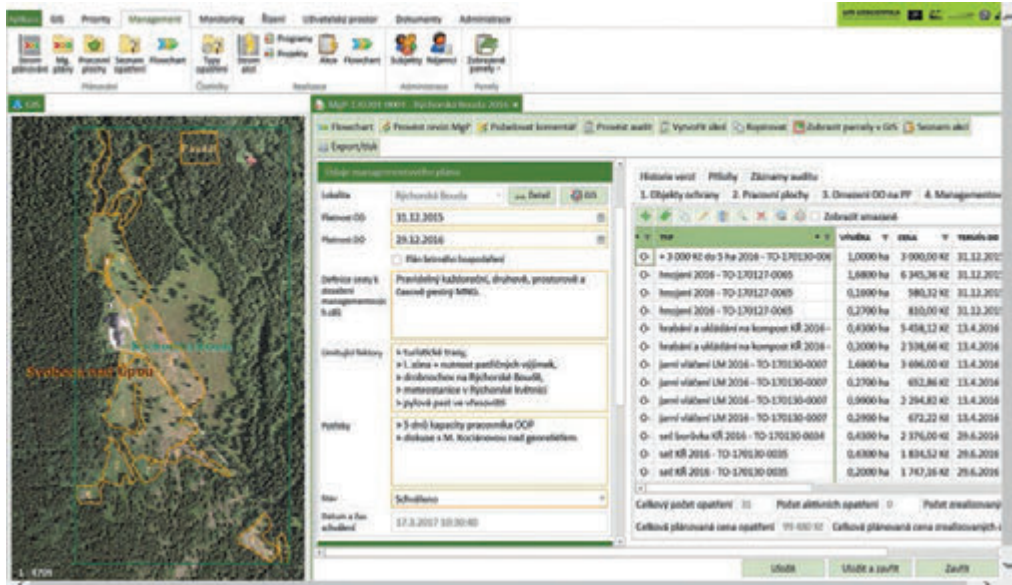
Nejednoznačná definice předmětu ochrany v současných plánovacích dokumentech pro ZCHÚ není řídkým jevem (viz výše). Široké definice (zejména u prostorově rozptýlených vegetačních společenstev), zpravidla bez bližšího geografického určení výskytu, jsou výhodou pro svou flexibilitu při určování priorit, ale i nevýhodou při uvedení záměru zpracovatele plánovací dokumentace do praxe.

Hlavní část projektu byla zaměřena na jasně definované objekty ochrany – druhově bohaté smilkové louky, které jsou zároveň prioritním předmětem ochrany soustavy Natura 2000 v EVL Krkonoše. Toto stanoviště bylo tedy jasně definováno svým druhovým složením i geograficky přesně vymezeno prvním mapováním biotopů soustavy Natura 2000 (ukončeno v roce 2005). Péče se netýkala pouze vymezených fragmentů trávníků, ale zabývala se krajinnými celky – zpravidla pro Krkonoše typickými, lučními enklávami obklopenými lesem s podstatnou rozlohou smilkových luk. Součástí projektu je monitoring, který hodnotí stav stanoviště na začátku a na konci projektu, případně toto sledování provazuje s jinými, dlouhodobě trvajícími pozorováními.

Hospodáři – motivace k hospodaření

V roce 2015, kdy projekt zahrnoval nejrozsáhlejší výměry opatření, obhospodařoval největší rozlohy území 363 ha. O 31,71 ha (8,7 % výměry) se staralo 16 majitelů, tzn. průměrně vlastník obhospodařoval 1,98 ha. O zbylých 331,29 ha se staralo 16 profesionálních hospodářů, na jednoho tedy průměrně připadalo 20,7 ha výměry projektových opatření, tedy desetkrát více než u vlastníka. Z toho vyplývá, že činnost na horských loukách se bez finančních pobídek pro externí zhotovitele neobejde. Péče o louky motivovaná rodovou hospodářskou hrdostí přecházející z generace na generaci je jevem již okrajovým, se kterým se setkáme spíše v historicky českých oblastech (zejména v západních Krkonoších). Jedná se zpravidla o louky malých výměr (tj. desetin, max. jednotek hektarů).

Vznik, existence a kvalita krkonošských luk byla od šestnáctého století až do poloviny dvacátého století



Obr. 1. Náhled na uživatelské prostředí aplikace LUHOP. Nahoře: nabídka nástrojů seřazená podle návaznosti procesů adaptivního managementového cyklu. Vlevo: GIS situace, rozvržení pracovních ploch na lokalitě Rýchorská bouda. Vpravo: managementový plán lokality Rýchorská bouda pro rok 2016 s definicí základního rámce managementu a podrobných opatření vedoucích k jeho naplnění. Programování LUHOP trvalo oproti předpokladům hluboko do období, ve kterém již bylo nutné provádět naplánovaná projektová ochranná opatření. V 9/2013 byl vybrán zhotovitel. Zpracování datových zdrojů a naprogramování aplikace bylo ukončeno v 3/2015. V roce 2015 byla aplikace odlaďována a testována. Roku 2016 byla aplikace plněna daty z předcházejících let trvání projektu 2013–2015. Zároveň probíhalo proškolení budoucích uživatelů. Plné nasazení aplikace proběhne v sezoně 2017.

Fig. 1. Preview of graphic interface of LUHOP – software developed by the NP Administration for planning management measures on mountain meadows. Selected tools sorted according to their position in the process of Adaptive Management Cycle on top, map scheme of management units on single locality on the left, basic information involved in management plan of the locality on the right.

vzájemně propojena s intenzivním bojem o živobytí lokálních hospodářů. Tento vztah ve druhé polovině 20. století prakticky zanikl. Od té doby byla existence a kvalita luk závislá na proměnlivých podmínkách socialistického hospodaření a dále dotační politice státu, potažmo Evropské unie.

Současní majitelé pozemků nejsou na produkci ze svých pozemků ekonomicky závislí, pouze několik z nich provádí systematickou a komplexní hospodářskou činnost. Původní hospodáře nahrazují nájemci/pachtýři, kteří na horské louky dojíždějí i ze vzdálenosti 30 km. Nájemci vykonávají zemědělské služby za národní či evropské prostředky cílené na péči o přírodu a krajinu. Díky již dvacetileté zkušenosti se můžeme pokusit vyhodnotit současný přístup a upozornit na slabá místa. Upozornit, nikoliv ve snaze o zničení systému, spíše proto, aby mohlo

dojít k posunu či vývoji klíčového vztahu hospodáře a louky, nebo vztahu společnosti a hospodářů pečujících o přírodu a krajinu pro všechny.

Z logiky výše řečeného je jasné, že samotná produkce se v blízké době zřejmě nestane pojítkem mezi hospodářem a loukou. Proto byla v rámci projektu zadána ke zpracování marketingová studie řešící otázku, jak opět zatraktivnit louky v očích hospodářů do té míry, že už pro ně nebudou podstatné pouze coby místo realizace objednané služby, ale i coby předmět dalšího podnikatelského zájmu v úzké vazbě na přírodovědnou a krajinářskou kvalitu luk. Podle předběžných výsledků se zdá, že žádaný model nalezla v propojení významného regionálního faktoru – turistiky – a touhy po nových zážitcích, které louky a jejich hospodáři nabízejí. Jedná se v podstatě o dvě staletí starý model z dob romantismu.

Místo realizace MNG – vztah zhotovitele k místu výskytu objektu ochrany

Aby hospodáři mohli na krkonošských loukách dlouhodoběji fungovat, potřebují vstupní a následně i periodické investice do specifického, téměř nikde jinde neuplatnitelného horského hospodářství (lehké traktory s malým záběrem a nižším výkonem, adaptovaná stáda hospodářských zvířat apod.). To v ekonomickém důsledku vyžaduje minimálně pětiletý, spíše však desetiletý stabilní finanční výhled, který se neobejde bez stejně dlouhých závazků k dostatečnému objemu pozemků. Právě zde většina hospodářů i objednatelů hospodářských prací naráží na často odlišný postoj nehospodářících vlastníků půdy. Pro majitele pozemků je často větší hodnotou pohodlí a svoboda při nakládání se svým majetkem než přírodní kvalita travních porostů. To v důsledku vede k nečinnosti nebo pohodlnější minimalistické péči, např. mulčováním.

V průběhu projektu jsme se setkali se širokou paletou zmiňovaných vztahů: hospodářící vlastník, vlastník každoročně poskytující pouze souhlas s prováděním hospodaření, vlastník každoročně prodlužující pachtovní smlouvu (robustnější vztah než souhlas), víceleté pachtovní smlouvy nebo pachtovní smlouvy na dobu neurčitou s několika měsíční výpovědní lhůtou. Pouze hospodář na vlastním pozemku může mít dlouhodobější jistotu vztahu k půdě, většina hospodářů se proto musela vypořádat s převzetím práva hospodaření od vlastníka. Není však možné pominout fakt, že hospodáři se během projektu na enklávách měnili minimálně a někteří na zdánlivě nejistých souhlasech/smlouvách hospodaří v Krkonoších již více než deset let, což jim postupně dodává tolik potřebný pocit stability. Až s odstupem několika let bude zřejmé, zda projekt, který si vedle přímé realizace opatření na podporu objektu ochrany vytkl i vytváření podmínek k realizaci vedoucí, splnil v tomto ohledu svoji roli. Zda skutečně inspiroval vlastníky půdy k hospodaření nebo alespoň k poskytování dlouhodobých titulů těm hospodářům, kteří se svými schopnostmi během projektu osvědčili.

Samostatnou kapitolou v poskytování půdy k hospodaření představují státní organizace. V současné době není legislativně možné pronajímání státní

půdy na dobu delší 8 let. O výjimku ze zákona nebylo z důvodu složitých administrativních postupů řešeno na úrovni ministerstev během projektu zažádáno. Rozdělování nájmu půdy spravované Správou KRNP bylo v rámci projektu řízeno několika pravidly: pozemky s menší rozlohou než 50 % rozlohy enklávy získali do nájmu hospodáři, kteří se prokázali právem hospodařit na sousedních klíčových soukromých pozemcích (Richterovy Boudy, Černá bouda, Pod Šerínem ad.). Pozemky nad 50 % rozlohy enklávy byly soutěženy ve veřejné soutěži o nejvyšší nájem (Liščí louka, Dvoračky, Šimovy Chalupy, Rýchorská bouda a Sklenářovice).

Kapacity hospodářů – praktikové nebo manažeři?

Vedle výše popsaných dobových specifik vztahu hospodáře k půdě stojí za analýzu další závažná podmínka hospodaření na loukách – organizační schopnosti hospodáře. Proměnlivé podmínky dotačních titulů či změny v poptávce Správy KRNP kladou zvýšené nároky na hospodáře jako manažera – organizátora. (Například v průběhu projektu jsme dodatečně zařazovali aktivitu hnojení a postupně zvyšovali tlak na provádění senosečí na úkor pastvy.)

Tyto požadavky nejsou často v rovnováze s objemem odměny, často nejsou ani důsledně informačně podloženy tak, aby mohly být hospodářem automaticky pochopeny a přijaty. Prakticky zaměřený hospodář musí každoročně absorbovat změny podmínek, za kterých obdrží za svoji v jádru stále stejnou činnost odměnu. Objemy informací narůstají, na praktickou činnost zbývá méně času.

Během šesti let trvání projektu a přibírání nových lokalit k obhospodařování mnozí hospodáři narazili na stropy fyzických kapacit a následně i organizačních schopností. Prozatím je u této konzervativní skupiny podnikatelů pozorovatelná malá vůle transformace hospodáře-praktika na hospodáře-manažera. Hranici mezi těmito stavy je možné vnímat jako limitní pro další rozvoj farem, které se u této hranice mohou dělit na dva směry. Farmy, které budou i nadále spíše závislé na úzkém portfoliu navyklých služeb. Potažmo farmy, které se transformují do ekonomicky stabilnějšího, ale organizačně náročnějšího

sektoru poskytovatelů pestřejšího sortimentu služeb a zejména produktů (např. agroturistika, vlna, maso, mléko).

Farmy a hospodáři s pestřejším, a tím pádem i stabilnějším sortimentem služeb a produktů by měli být společným partnerským cílem zhotovitele a OP. Stabilní partneři totiž lépe oceňují i mimoprodukční funkce zásahů a bývají ochotnější ke spolupráci na nestandardních ochranných opatřeních. Za důkaz správnosti této teze je možné uvést Horskou farmu na Růžové hoře, spravující ubytovací objekt, restauraci s pokrmami z vlastních produktů, a zároveň pečující o významnou výměru luk pestrou mozaikou prací od pastvy ovčí, koz, krav, po senoseče lehkou mechanizací, seče křovinořezem až po hnojení a výřezy dřevin.

Kapacity odborníků – to nejsou jen profesori z univerzit

Při realizaci ochranných opatření se stále poměrně často setkáváme se směřováním managementových kapacit (prostředků a kapacit osob, týmů) pouze na základě odborného odhadu ochranné situace, podpořeného větší či menší zkušeností z praxe. Absence funkčního mechanismu s jasně stanovenými prioritami, cíli, kapacitami (financí, osob, času) a ověřenými výsledky vznáší otazník nad efektivitou využívaných prostředků.

K překonání hranice kapacit u hospodářů (viz výše) napomáhala vedle analýz a řešení nabízených socioekonomickou a marketingovou studií zejména úzká spolupráce s tzv. garanty enkláv. Jednalo se o odborné pracovníky zaměstnané Správou KRNAP pro účely projektu. Cílových cca 400 hektarů horských luk rozmístěných na 46 enklávách přímo ovlivňovaných projektovou akcí C1: „*Zlepšení stavu stanovišť 6230*, 6510 a 6520 na prioritních lučních enklávách*“, bylo rozděleno mezi cca čtyři poloviční úvazky. Z toho vyplývá, že jeden garant dokáže v podmínkách Krkonoš za rok odpovědně koordinovat péči maximálně o 200 ha luk, a to jen pokud nemá v pracovní náplni další agendu, například její monitoring.

S případy jednooborové agendy se setkáváme v praxi ochrany přírody stále zřídka. Pravidlem bývají tři i více různě odborně zaměřené pracovní aktivity u jednoho pracovníka, což ještě zvyšuje množství

pracovníků podílejících se na péči o luční porosty. Do popředí tak vystupují nároky na kvalitní organizační časových kapacit u jednotlivých pracovníků i kolektivu. V projektu bylo nutností vybudovat poměrně složitou informační a organizační strukturu, propojující všechny osoby zainteresované do projektu. Vedení projektu pořádalo pro vedení partnerů projektu jednou za čtvrtletí kontrolní dny. Každý měsíc probíhaly porady celého projektového týmu. Koordinátor zval garanty enkláv a garanta technických prací na každoměsíční pohovory nad individuálními pracovními plány. Samostatně schůzky vedení projektu (garanta projektu, vedoucího projektu a finanční vedoucí) byly svolávány dle individuální potřeby. Zpravidla jednou za rok bylo uspořádáno setkání Rady projektu, bdící nad zachováním původního smyslu projektu.

Informace – rozpoznání těch podstatných a schopnost je vytěžit

Do procesu managementového plánování vstupují stále narůstající objemy informací. Zatímco ještě před pár lety byl slabým místem pro nastavování péče informační nedostatek, dnes je slabinou v OP schopnost efektivní práce s objemnými datovými soubory. Především schopnost potřebné informace mezi jinými daty identifikovat, vyhodnotit jejich relevanci, odhadnout správný potřebný objem a zařadit na všem známé místo pro další využití. Vedle jiných poučení z projektu vyplynula i důležitost systematické práce s informacemi, a to až na stejné úrovni, jako je důležitost provedení ochranných opatření.

Kvalitní práci s informacemi se v dnešní době věnují specializované vysokoškolské obory. Přípravě informací pro následnou efektivní ochrannou činnost jsou v LIFE projektech vyhrazeny tzv. přípravné aktivity. Představovaný projekt obsahoval pět přípravných aktivit věnovaných loukám: (i) přípravě MNG plánů pro vybrané enklávy, (ii) přípravě podpůrných investic, (iii) integraci a úpravě dat pro využití při MNG plánování, (iv) přípravě plánů šetrného hospodaření a (v) přípravě prací pro obnovu populací hořečku mnohotvarého českého.

Všechny výše uvedené aktivity jsou úzce provázány s aktivitou (iii), jejíž náplní vlastně byla příprava struktury a vytvoření již zmiňované aplikační databáze LUHOP. V ní měla být data před využitím v projektu

shromážděna a upravena pro potřeby odborníků na management a monitoring. Programování aplikace trvalo oproti předpokladům až do roku 2015. Pro sestavování všech navazujících aktivit začínajících dle projektového harmonogramu již v sezoně 2013 tak bylo nutné nalézt jednoduchá plánovací schémata za využití konvenčních softwarových produktů (Word, Excel, ArcMap).

Právě při řešení dvou úloh systematického nakládání s daty, tj. při sestavování aplikace a paralelně k tomu při hledání náhradních postupů MNG plánování, jasně vystoupila ústřední role systematické práce s daty. Obě úlohy tak musely být řešeny navýšením lidských kapacit a důrazem na optimalizaci procesů. Optimalizace bylo dosahováno vzděláním formami specializovaných porad, samostudia, sdílením zkušeností a pořádáním seminářů (Excel, ArcMap, Time management, logický rámec, řídicí procesy, moderovaná SWOT analýza). Osvědčil se tzv. logický rámec pomáhající zjednodušit orientaci ve velmi složitém řetězci pestrých projektových činností. Logický rámec byl sice sestaven cca v polovině projektu, nicméně pomohl kodifikovat do té doby intuitivně nastavené procesy. Efektivní organizace projektových pracovníků tří partnerů si dále vyžádala vypracování přehledného organizačního schématu (Obr. 2).

SWOT analýza plánování v rámci projektu

Silné stránky

(i) Využití AMC – logického, objektivizovaného rámce pro plánování péče a další navazující procesy vyžadující formalizovaný přístup všech zúčastněných.

(ii) Provázání zkušeností partnerů projektů ze státní a neziskové sféry.

(iii) Dlouhodobé zkušenosti pracovníků Správy KRNAP s obhospodařováním luk za 50 let činnosti Správy KRNAP a 15 let provádění aktivního managementu.

(iv) Relativně snadný přístup k názorům a zkušenostem odborníků Správy KRNAP (botaniků, zoologů, monitorovatelů, koordinátorů managementu, lesníků).

(v) Poměrně široký projektový tým, cca 4,5 úvazku rozdělených mezi 10 osob ze Správy KRNAP a Daphne.

(vi) Přehledné uspořádání procesů přenosů informací jak vzájemně mezi členy týmu, tak navenek mezi podpůrnými složkami Správy KRNAP, MŽP a DAPHNE, díky vypracovanému logickému rámci projektu.

(viii) Silná pozice Správy KRNAP v území, zázemí infrastruktury Správy, IT vybavení, podpora od GIS oddělení.

(ix) Existence Rady projektu složená ze špičkových odborníků na zemědělskou ekonomii, zoologii, populační ekologii, monitoring, management a hospodářskou praxi se zkušenostmi z ČR i zahraničí.

Slabé stránky

(i) Malé zkušenosti řešitelského týmu se specifiky projektů z programu LIFE.

(ii) Nutnost adaptace a převzetí celé sady nových procesů (prioritizace, monitoring, MNG plánování, auditing).

(iii) Praktická dostupnost výsledků monitoringu pro optimalizaci managementových akcí až po skončení projektu.

(iv) Malé zkušenosti se spoluprací státní a neziskové organizace na velkém projektu.

Příležitosti

(i) Přenesení jednotné metodiky AMC i do dalších území, což umožní rozvoj procesů a posílení sdílení zkušeností.

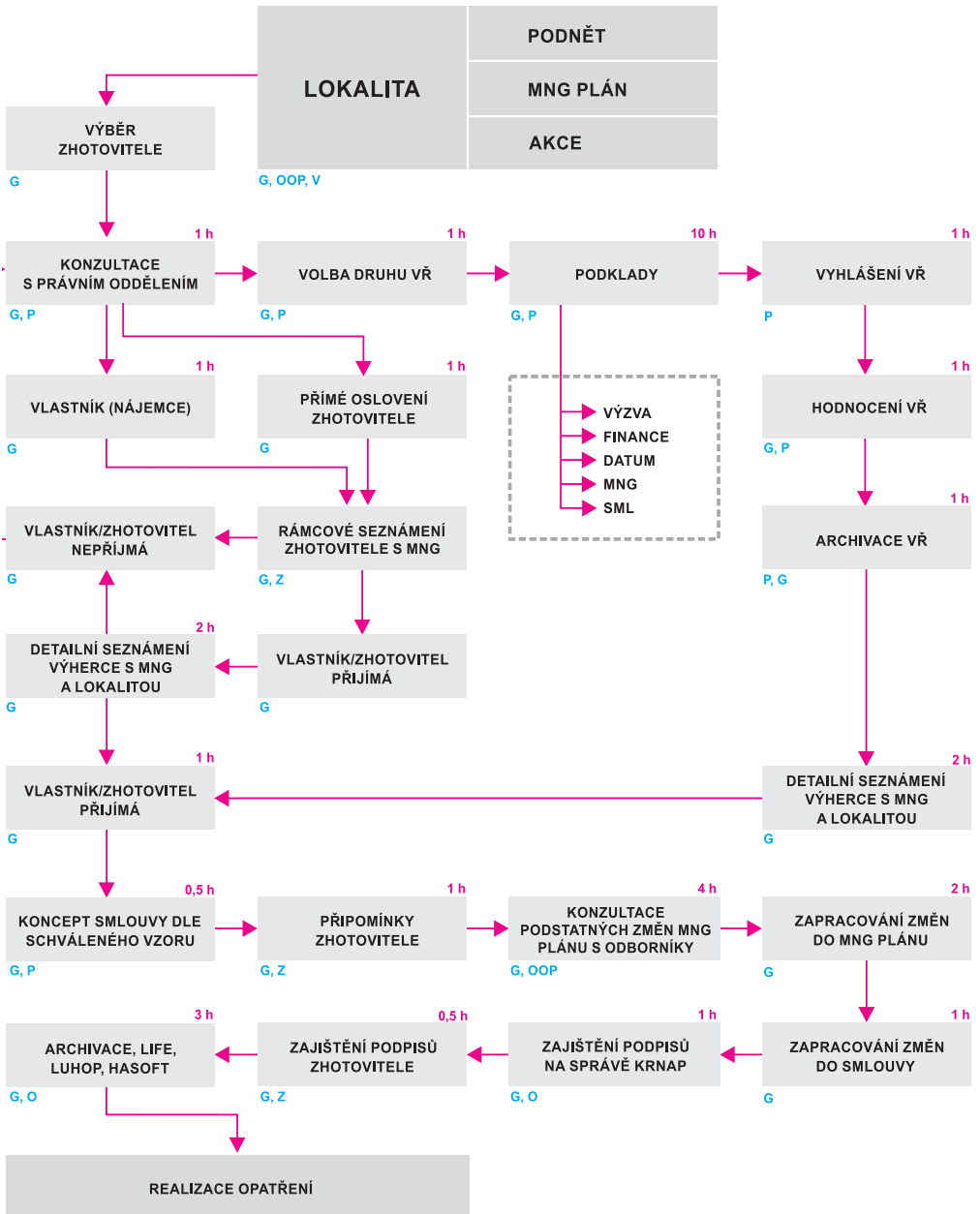
(ii) Využití dostupných zdrojů potřebných informací z plánovacích dokumentů vyšší hierarchické úrovně (strategie na různých úrovních, národní, regionální, lokální, plány péče).

(iii) Využití vznikajícího softwarového vybavení pro zrychlování integrace a využívání dat (LUHOP).

(iv) Posílení započaté spolupráce s kvalifikovanými pracovníky státní, ale i neziskové ochrany přírody odpovědnými za realizaci krajinotvorných programů.

(v) Prohlubování započaté spolupráce státního a neziskového sektoru.

(vi) Udržení stávající spolupráce se zahraničními organizacemi s již zaběhlými procesy.



Obr. 2. Diagram procesu uzavírání smluv pro realizaci managementu mezi Správou KRNP a hospodáři. Čísla nad jednotlivými procesy značí jejich časovou náročnost v hodinách. Správce procesu: vedoucí OOP, popř. garant lokality. Vstupy: Podnět k aktivní ochraně objektu ochrany. Soulad s nadřazenou plánovací dokumentací. Dostatečné finanční, personální a odborné kapacity účastníků pro realizaci opatření navržených MNG plánem. Účastníci kroku procesu: (G) garant lokality odpovědný za provedení managementu, (OOP) odborníci oddělení ochrany přírody, (V) vedení, (P) právník, právní oddělení, (Z) zhotovitel, (O) organizační pracovník.

Fig. 2. Process of making agreements for management measures between the NP Administration and farmers. We present the chain of partial activities with identification of workers involved and with approximate time consumption.

(vii) Využití dostupných finančních zdrojů na zavádění procesů managementového plánování a jejich realizaci (OPŽP, MŽP, SZP-AEKO, LIFE a další).

Hrozby

(i) Růst tendencí provádět péči skrze metodické přístupy, které jsou nekompatibilní s pojetím adaptivního managementového cyklu.

(ii) Nedostatek finančních či personálních kapacit k plánování a realizaci managementových opatření.

(iii) Přílišné odčerpávání personálních a finančních prostředků na administraci plánovacích procesů.

Závěr

Klíčovými problémy ovlivňujícími efektivitu plánování ochranné péče v Krkonoších (potažmo v ČR) jsou především nedostatečná specifikace priorit (tj. nejasně definované prioritní předměty ochrany a jejich cílový stav) a samotná složitost plánovacího procesu, tedy problémy rodící se s novou etapou života krkonošských luk. Budeme si muset zvyknout, že posekání horské louky už nevychází pouze z potřeby hospodáře, ale že je výsledkem složitějších procesů, než tomu bylo před druhou světovou válkou. Interní odborné, ale i externí diskuse, výměny informací, práce s daty kladou vysoké nároky na všechny účastníky plánovacího řetězce „podnět – plán – akce – zhodnocení“. Proto při dosahování ochranných zájmů věříme vedle tradičních ochranných dovedností ve využití nových, již místy se vyskytujících schopností jako je kvalitní management finančních i personálních zdrojů, strategické plánování, řízené interní i veřejné diskuse, znalost ekonomického

a socioekonomického pozadí, archivace, lobbying, PR, pokročilá gramotnost v IT technologiích apod. Složitější procesy mohou být, stejně jako složitější stroje, ku prospěchu, pouze pokud je s nimi kvalifikovaně nakládáno.

Summary

The aim of the contribution was to provide a comprehensive overview about management planning and implementation of conservation measures in Czech protected areas and especially in the Krkonoše Mts. The general introduction describes the country system, especially preparation/regular update of management plans. Then we explain the specific conditions and experience with management planning in the Krkonoše Mts National Park. We do not give an exhaustive overview of the process but only the key factors: object of conservation, farmers, their relationship to the managed locality and their capacities, the capacities of experts preparing the management plans, information processing and management planning itself. The process of preparing of management plans is further divided into prioritisation, planning and action. The next logical step is to introduce proposals on how to improve the current system using the experience from the LIFE CORCONTICA project. Recommendations are amended by use of a structured SWOT analysis as one of the project results. The general goal is to allow the reader to get sufficient information about how the country system works, specifics of the Krkonoše Mts National Park, how to improve the management planning process and implementation of conservation measures based on the project results and experience.

Adaptivní managementový cyklus | Adaptive management cycle

Stanovení cílů péče v ochraně přírody

Developing management aims for nature conservation

CLIVE HURFORD

Orielton field centre, Pembroke, Woodside SA 71 5EZ, GB, churford@gmail.com

Abstrakt Cíle péče by měly být vodítkem při volbě prioritních managementových opatření i při volbě indikátorů stavu předmětu ochrany pro účely monitoringu. Musí být proto odborně podloženy a musí být jasně definované a měřitelné. V tomto článku představujeme proces tzv. funkčního rozčlenění lokalit, který stanovení takových cílů usnadňuje. Během něj určujeme, které druhy nebo stanoviště by měly být prioritou péče na dílčích, samostatně obhospodařovaných plochách na předmětné lokalitě. Dále vyhodnocujeme, zda na dané ploše existuje nějaké další důležité stanoviště nebo druh a jaká je pravděpodobnost jejich pozitivního nebo negativního ovlivnění v důsledku navrhované péče. Volbu cílů péče je nutné v managementových plánech dostatečně zdůvodňovat.

Klíčová slova: funkční rozčlenění lokality, travní porosty, stanoviště Natura 2000, péče o předměty ochrany, priority

Abstract The management aims must inform a prioritised set of management actions and the development of condition indicators for monitoring. These aims must be well-informed, clearly defined and measurable. A 'site unitisation' process has been developed to facilitate well-informed management aims. This process identifies which habitat or species, if any, should be the management priority for each discrete management unit within protected areas for conservation. It also prompts information on a) whether any other important habitats or species are known to be present in the management unit and b) whether they are likely to be impacted positively or negatively by the proposed management. After the management aims have been agreed and finalised, it is good practice to provide the rationale underpinning them.

Keywords: unitisation, prioritisation, grasslands, Natura 2000 habitats, management of conservation priorities

Úvod

Stanovení cílů péče navazuje na proces rozhodování a určování priorit, který je předmětem článku o prioritách péče (HURFORD 2017). Předpokládáme tedy, že již proběhly tyto kroky: (i) rozhodnutí, která stanoviště a druhy jsou naše ochranné priority, (ii) zvažování dlouhodobé strategie ochrany těchto stanovišť a druhů, (iii) přidělení prostředků dostupných k péči o prioritní stanoviště a druhy.

Existuje téměř nekonečný rozsah a počet položek, které lze zahrnout do plánů péče (NCC 1989; ALEXANDER 2008, 2010). Hlavním smyslem tohoto článku však není podávat znovu jejich výčet, ale

popsat metodiku stanovení podložených, smysluplných, jasných a měřitelných cílů péče.

Před zavedením Směrnice o stanovištích (EVROPSKÁ KOMISE 1992) se cíle péče v ochranných projektech obvykle opíraly o výraz „zachovat a zlepšit“, a to s odkazem na biologickou rozmanitost území a bez ohledu na to, o jaké konkrétní stanoviště či chráněné území šlo. V praxi se však musíme rozhodnout, zda chceme udržet stávající stav (zachování), nebo zda chceme zvýšit rozlohu stanoviště či lokality nebo jejich biologickou rozmanitost (zlepšení / obnova). Při tomto rozhodování bychom měli zvažovat, zda je dostatečná část stanoviště schopná poskytnout vhodné podmínky pro citlivější druhy, které by na ně měly být

vázány. Jinak řečeno – musíme se rozhodnout, zda jsme spokojeni s aktuálním rozsahem, rozšířením a kvalitou zájmového stanoviště, a to jak na lokalitě, tak v celém území. Dále je ale nutné si také uvědomit, že nebudeme nikdy schopni posoudit, zda jsme biodiverzitu lokality udrželi nebo zlepšili, protože se nám těžko podaří ji kompletně zdokumentovat. Naopak, pokud určíme, které druhy a stanoviště jsou z pohledu ochrany lokality prioritní, můžeme se zaměřit na reálný a měřitelný úkol.

Většina plánů péče obsahuje výčet významných stanovišť a druhů na určité lokalitě, jen zřídka zde však najdeme upřesnění priorit pro případ nedostatku prostředků k provádění všech nezbytných opatření. Jelikož se s omezenými financemi setkáváme pravidelně, měli bychom vždy určit priority péče a seřadit je tak, aby bylo naprosto jasné, co je nejvyšší prioritou péče a co dělat dál, když je této nejvyšší priority dosaženo. Existuje zřejmě pouze jediný plán péče, kde se tato prioritizace objevuje. Byl sepsán pro lokalitu Aberlady Bay ve Skotsku (USHER 1973) dlouho před vznikem této metodiky. Pro účely praktické ochrany by měl plán péče o každou lokalitu uvádět soubor jasných cílů péče, z nichž se u každého objeví (i) čeho chceme naší péčí dosáhnout; toto je třeba definovat takovým způsobem, abychom byli schopni rozpoznat, kdy toho bylo dosaženo, (ii) kde péči provádět a (iii) pokud možno časové měřítko realizace. V níže uvedených kapitolách popisujeme proces usnadňující rozhodování o tom, čeho chceme dosáhnout a kde (tedy bod i a ii).

Funkční rozčlenění lokalit

Koncept funkčního rozčlenění lokalit byl vyvinut jako součást procesu plánování ochrany přírody ve Walesu. V první řadě se zabývá tím, jak by jednotlivé části konkrétní lokality měly přispět k jí celkové přírodovědné hodnotě. Základním principem je určit, které druhy nebo stanoviště by měly být prioritou péče na dílčích, samostatně obhospodařovaných plochách v rámci lokality. Dále je potřeba zjistit, zda na dané ploše existuje nějaké další důležité stanoviště nebo druh a jak by reagoval na navrhovanou péči. Je nutno poznamenat, že prioritou

péče je téměř vždy stanoviště, protože v případě druhu naše aktivity téměř vždy směřují právě na stanoviště; samotný druh je předmětem přímé péče zřídka.

V počáteční fázi celého procesu je nezbytné zapojení vlastníků pozemků, osob na pozemku hospodařících i expertů – ekologů, neboť ti všichni by měli být obeznámeni s ekologickými nároky významných stanovišť

Tab. 1. Definice kategorií používaných v procesu funkčního rozčlenění lokalit.

Tab. 1. The class definitions used in the site unitisation process. Priority Habitat' (PS) and, if relevant, 'Priority Species' (PD) will determine how the unit is managed. The other four classes provide additional information: the important habitats and species listed as PI are expected to be 'Positively Impacted' by the proposed management in that unit, while those listed as NI are expected to be Negatively Impacted. Units listed as NQ are dominated by 'Non-Qualifying' habitat and included as overspill areas for grazing stock etc. Important species and habitats not present in a unit are listed as 'X'.

Kategorie / Class	Vymezení / Definitions
PS	V rámci celé zájmové lokality jde o prioritní stanoviště – tedy o stanoviště, které je hlavním předmětem péče a monitoringu, i kvůli výskytu případných prioritních druhů (viz PD níže). Na dílčí plochu v rámci lokality připadá zřídka více než jedno prioritní stanoviště.
PD	Prioritní druh může mít vliv na výběr prioritního stanoviště i péči o něj.
PI	Významná stanoviště a druhy, které nejsou hlavním předmětem péče nebo monitoringu. Péče o prioritní stanoviště by na ně měla mít pozitivní dopad. Nevybírají se jako prioritní z jednoho nebo více důvodů: (i) na dané ploše se vyskytují, jsou ale z hlediska ochrany méně významné než stanoviště či druhy prioritní, (ii) na dané pracovní ploše se vyskytují, avšak v malém rozsahu nebo v malém počtu, přičemž převážná část přírodního objektu se vyskytuje na jiných plochách lokality, (iii) jejich nároky jsou širší než potřeby jednoho či více prioritních přírodních objektů, jsou však s těmito potřebami slučitelné.
NI	Nepříliš často používaná kategorie vystavená na dílčí ploše v rámci lokality riziku poklesu v důsledku péče o prioritní přírodní objekty. Tyto případy se obvykle kompenzují péčí v rámci jiné části lokality a lze je použít tam, kde by management pro tento přírodní objekt vedl ke konfliktu s výskytem prioritního stanoviště či druhu.
NQ	Dílčí plochy v rámci lokality bez výskytu zvláštního přírodního objektu, avšak s degradovaným významným stanovištěm určeným k péči o prvky jinde na lokalitě, např. oblast určená jako rezervní pastvina.
X	Stanoviště nebo druhy, které se v dílčí ploše v rámci lokality nenacházejí.

a druhů i s jejich rozšířením na lokalitě. Obecně platí, že je vždy lepší zapojit co nejvíce důležitých zúčastněných stran již na začátku procesu (zejména těch, které budou rozhodnutími pravděpodobně ovlivněny), jelikož se tím omezí pravděpodobnost odmítnutí a nesouhlasu s připravovanou péčí. O případných překážkách je také vždy lépe vědět v časných fázích přípravy.

Hlavním účelem funkčního rozčlenění lokality je vytvořit základ pro kvalifikovaná rozhodnutí o ochrannářské péči. Tento proces nemůže uspokojit všechny přírodní objekty, protože principem jeho fungování je, že některá stanoviště a druhy dostanou přednost před jinými. Pokud však není k dispozici dostatek finančních prostředků na zajištění péče o všechna stanoviště a druhy, pak k prioritizaci dojde přirozeně, jen se bude jednat o postup méně promyšlený a více náhodný. Alternativou by bylo rozdělit prostředky na péči rovnoměrně mezi všechny přírodní objekty. To by však se vši pravděpodobností znamenalo, že žádné stanoviště nebo druh nebude dostatečně chráněn, i když úroveň znevýhodnění bude pro všechny stejná.

Pro účely funkčního rozčlenění lokality bylo vytvořeno šest kategorií ochrany (Tab. 1): kategorie Prioritní stanoviště (PS), popřípadě kategorie Prioritní druhy (PD) určují základní způsob péče o lokalitu jako celek. Ostatní čtyři kategorie jsou doplňkové: u významných stanovišť a druhů zařazených jako PI se očekává pozitivní dopad navrhované péče, zatímco v případě stanovišť a druhů zařazených jako NI se očekává dopad negativní. U ploch zařazených jako NQ převládají porosty klasifikované jako nepřírodní stanoviště nebo přírodní stanoviště v degradovaném stavu a jsou zahrnuty jako rezervní plochy určené pro pastvu atd. Pokud se na ploše významné druhy a stanoviště nevyskytují, jsou zde označeny symbolem X.

Případová studie funkčního rozčlenění lokality – Caeau Cefn Cribwr

Lokalita Caeau Cefn Cribwr (Obr. 1) je chráněna jak na národní úrovni jako lokalita zvláštního vědeckého zájmu (SSSI), tak na úrovni evropské jako evropsky významná lokalita. Lokalita je místem výskytu stanoviště evropského významu uvedeného



Obr. 1. Obhospodařované dílčí plochy v rámci lokality Caeau Cefn Cribwr jsou číslovány od 1 do 9. Hlavní předmět péče na jednotlivých plochách a předpokládaný vliv této péče na zbývající významná stanoviště a druhy zde se vyskytující uvádí Tab. 2.

Fig. 1. The management units at Caeau Cefn Cribwr SSSI are numbered 1–9. The main focus of the management in each unit and how this management will impact on the remaining important habitats and species present is shown in Table 2.

v příloze I Směrnice o stanovištích (EVROPSKÁ KOMISE 1992) – „Bezkolencové louky (*Molinia* spp.) na vápenitých, rašelinných nebo hlinitosiltových těžkých půdách (*Molinion caeruleae*)“ (6410; dále v textu bezkolencové louky) a dále jednoho druhu motýla evropského významu uvedeného v příloze II Směrnice o stanovištích – hnědáška chrastavcového *Euphydryas aurinia* (1065). Na lokalitě se dále vyskytují stanoviště a druhy chráněné na národní úrovni, zejména „bažinné louky“ (které zahrnují i bezkolencové louky), „mezofilní louky a pastviny“, hadí mord nízký *Scorzonera humilis* (jedná se o jednu z pouhých čtyř britských lokalit), kapradiník bažinný *Thelypteris palustris* (ve Walesu místně vzácný) a vřesna bahenní *Myrica gale*.



Obr. 2. Hadí mord nízký (*Scorzonera humilis*) je na lokalitě Caeau Cefn Cribwr druhem prioritním, jelikož se zde nachází jeho největší populace ve Spojeném království.

Fig. 2. *Scorzonera humilis* is a priority species at Caeau Cefn Cribwr, because this site holds the largest population of the species in the UK.

I když je hnědásek chrastavcový druh evropského významu, Cefn Cribwr je jednou z několika satelitních lokalit v rámci místní metapopulace druhu, přičemž tento motýl se zde množí pouze občas a ve velmi malém počtu. Oproti tomu populace hadího mordu nízkého (Obr. 2) je pokládána za největší populaci druhu ve Spojeném království, byť se nejedná o evropsky významný druh.

Rozhodování o cílech péče o dílčí plochy lokality zohledňovalo primárně význam výše uvedených stanovišť a druhů v evropském i britském měřítku. Při výskytu bezkolencových luk bylo toto stanoviště vždy určeno jako prioritní (viz Tab. 2). I když byl na stejné plochy vázán hnědásek chrastavcový (druh přílohy II), nebyl na žádné považován za prioritní druh. Důvodem je, že na stanovišti se v dílčích plochách 1, 2 a 3 vyskytuje celostátně významná populace hadího mordu nízkého, zatímco hnědásek na lokalitu zalétává zřídka a zřídka se zde i množí. Nicméně, při způsobu péče o stanoviště, jenž je vhodný pro hadí mord nízký, vznikne i vhodné stanoviště pro reprodukci hnědáška. Díky této kombinaci mezinárodně

významného stanoviště a na něj vázaného celostátně významného druhu lze dílčí plochy 1, 2 a 3 označit jako priority péče o lokalitu Caeau Cefn Cribwr. Čtvrtou prioritou je dílčí plocha 7, kde se vyskytuje druh kapradiník bažinný v populaci lokálního významu. Z pohledu ochranné strategie to odpovídá strategii 1 uvedené v příspěvku k prioritizaci (HURFORD 2017), tzn. strategii typu „zachovejme aspoň to, co máme“.

Cíle péče pro stanoviště bezkolencových luk na lokalitě Caeau Cefn Cribwr vycházely z rozšíření hadího mordu nízkého v roce 2010. Spodní limit jejich rozlohy pro dílčí plochy č. 1, 2 a 3 byl totiž stanoven jako odhadovaný rozsah optimálního stavu stanoviště pro tento druh (viz Tab. 3).

Definice optimálního stavu stanoviště bezkolencové louky a definice silné populace druhu *Thelypteris palustris*, které budou sloužit jako indikátor jejich stavu, bude řešena v návazném monitorovacím projektu. Další informace o metodice stanovení indikátorů jsou popsány v jiném příspěvku této publikace (HURFORD & BŘEZINA 2017).

Tab. 2. Funkční rozčlenění lokality Caeau Cefn Cribwr. Priority péče u obhospodařovaných dílčích ploch 1 až 9 z Tab. 1 a předpokládaný vliv této péče na zbývající významná stanoviště a druhy.

Tab. 2. A site unitisation table for Caeau Cefn Cribwr SSSI: this shows the management priorities in Management Units 1 to 9 (see Tab. 1) and how the proposed management will impact on the other important habitats and species.

Lokalita Cefn Cribwr / Locality Cefn Cribwr	Obhospodařovaná dílčí plocha v rámci lokality / Management unit								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
SAC	A	A	A	A	A				
SSSI	A	A	A	A	A	A	A	A	A
Vlastnictví / Ownership			A	A			A		
Evropský význam (Příloha I, II Směrnice o stanovištích) / European significance (Annex I, II of Habitat Directive)									
Bezkolencové louky / <i>Molinia</i> meadows (6410)	PS	PS	PS	NQ	X	X	X	X	X
Hnědásek chrastavcový / <i>Euphydryas aurinia</i> (1065)	PI	PI	PI	NQ	PD	PI	PD	PD	PI
Národní význam (SSSI stanoviště a druhy) / National significance (SSSI habitats and species)									
Bažinná louka / Marshy grassland	PI	PI	PI	NQ	PH	PI	PH	PH	PI
Mezofilní louka / Neutral grassland	PI	X	X	NQ	PI	PH	X	X	PH
Hadí mord nízký / <i>Scorzonera humilis</i>	PS	PS	PS	NQ	X	X	X	X	X
Kapradiník bažinný / <i>Thelypteris palustris</i>	X	X	X	NQ	X	X	PI	X	X
Vřesna bahenní / <i>Myrica gale</i>	X	PI	X	NQ	X	X	X	PI	X

Tab. 3. Prioritní cíle péče na lokalitě Caeau Cefn Cribwr stanovené během procesu funkčního rozčlenění lokality (Tab. 2).

Tab. 3. The prioritised management aims at Caeau Cefn Cribwr SSSI, informed by the decisions made during the site unitisation process (Tab. 2).

Cíl péče 1 / Management aim 1		Zachovat stanoviště bezkolencové louky na lokalitě Caeau Cefn Cribwr v příznivém stavu, který je stanoven následovně / To maintain the <i>Molinia</i> meadow habitat in favourable conditions where:	
Rozloha / Extent	Horní limit / Upper limit	Nestanoven / None set	
	Spodní limit / Lower limit	Dle mapování z roku 1994 / As mapped in 1994	
Kvalita / Quality	Spodní limit / Lower limit	Priorita péče v ploše č. 1 / Management priority in unit 1	> 70 % bezkolencových luk je v dobrém stavu / > 70 % of the <i>Molinia</i> meadows is in good condition
		Priorita péče v ploše č. 2 / Management priority in unit 2	> 60 % bezkolencových luk je v dobrém stavu / > 60 % of the <i>Molinia</i> meadows is in good condition
		Priorita péče v ploše č. 3 / Management priority in unit 3	> 60 % bezkolencových luk je v dobrém stavu / > 60 % of the <i>Molinia</i> meadows is in good condition
Cíl péče 2 / Management aim 2		Zachovat populaci kapradiníku bažinného v příznivém stavu, který je stanoven následovně / To maintain the <i>Thelypteris palustris</i> population in favourable condition where:	
Rozloha / Extent	Horní limit / Upper limit	Nestanoven / None set	
	Spodní limit / Lower limit	Nestanoven / None set	
Kvalita / Quality	Spodní limit / Lower limit	Dle mapování z roku 1994 / As mapped in 1994	Kapradiník bažinný by měl převládat na > 15 % plochy / > 15 % of the unit should be dominated by <i>Thelypteris palustris</i>
Prioritní druhy / Priority species		Hadí mord nízký je prioritním druhem na každé z ploch č. 1, 2 a 3, v každé z těchto ploch se bude vyskytovat jeho silná populace / <i>Scorzonera humilis</i> is a priority species in each of units 1, 2 and 3, and strong colony is to be present in each of these units. Kapradiník bažinný je prioritním druhem v ploše č. 7, v této ploše se bude vyskytovat jeho silná populace / <i>Thelypteris palustris</i> is a priority species in unit 7, and a strong population of this species is to be present in this unit.	

Bude-li na lokalitě zabezpečena vhodná péče o stávající priority, měly by se zúčastněné strany znovu sejít a zvážit, zda přidat další prostředky na péči o ostatní plochy v rámci hranice lokality, nebo zda přejít k ochrannářské strategii 2b (viz HURFORD 2017) a zahájit obnovu dalších ploch přilehlých ke stanovišti bezkolencových luk, ale nacházející se již mimo lokalitu.

Summary

Well informed and clearly defined management aims are needed to guide both the management and monitoring of any conservation project. We should not only identify the management priorities, we should also list them in priority order, so that we know the sequence in which resources should be committed. The management aims should define (i) what we want our management to achieve, in a way that we will be able to recognise when we have achieved it, (ii) where to carry out the management; and, if possible (iii) the timescale for delivery. A 'site unitisation' process has been developed to facilitate well-informed management aims. The basic principle underpinning this process is that we should identify which habitat or species, if any, should be the management priority for each discrete management unit within protected areas for conservation. We should also indicate (i) whether any other important habitats or species are known to be present in the management unit (ii) whether they are likely to be impacted positively or negatively by the proposed management. A case study is provided to illustrate the process and how it can inform the development of the management aims. Ultimately,

the management aims will be used to guide the habitat management processes on the site and will be linked directly to the condition indicators developed for monitoring the success of that management.

Literatura

- ALEXANDER M. 2008: Management Planning for Nature Conservation. Springer, Dordrecht.
- ALEXANDER M. 2010: A Management Planning Guide. CMS Consortium, Talgarth, Wales, Spojené království.
- EVROPSKÁ KOMISE 1992: Směrnice Komise č. 92/43/EHS ze dne 21. 5. 1992 o zachování volných stanovišť, rostlinstva a živočichů ve volné přírodě. Úřední věstník Evropského společenství 206: 22. 7. 1992.
- HURFORD 2017: Rozhodování a stanovování priorit v ochraně přírody. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 15–20.
- HURFORD C. & BŘEZINA S. 2017: Managementový monitoring stanovišť ve Walesu a jeho aplikace na loukách v Krkonoších. Opera Corcontica 54, Suppl. 1: 37–50.
- NATURE CONSERVANCY COUNCIL 1989: Site management plans for nature conservation: a working guide. Ms. (zpráva NCC, Peterborough).
- USHER M. B. 1973: Biological Management and Conservation: theory application and planning. Chapman and Hall.

Adaptivní managementový cyklus | Adaptive management cycle

Managementový monitoring stanovišť ve Walesu a jeho založení na loukách v Krkonoších

Management monitoring of habitats in Wales and its implementation in montane meadows in the Krkonoše Mts

CLIVE HURFORD¹ & STANISLAV BŘEZINA²

¹ Orielson field centre, Pembroke, Woodside SA 71 5EZ, GB, churford@gmail.com

² Správa KRNAP, Dobrovského 3, 543 01, CZ, sbrezina@kmap.cz

Abstrakt V předložené studii představujeme inovativní koncept managementového monitoringu původně vyvinutého ve Walesu a poté upraveného pracovníky Správy Krkonošského národního parku pro účely monitoringu horských luk. Nejprve uvádíme jeho hlavní zásady a poté popisujeme realizaci na horských loukách v Krkonoších. Managementovým monitoringem zde míníme sledování a zároveň hodnocení stavu vzhledem k jednoznačně stanoveným cílům ochranné péče. Ústřední část studie popisuje tvorbu měřitelných indikátorů stavu stanoviště, které umožňují jednoznačně určit, zda dochází k naplňování cílů péče či nikoli.

Klíčová slova: indikátorové společenstvo rostlin, druhově bohaté smilkové louky, model integrace ochranné péče a monitoringu

Abstract In this study we introduce an innovative concept of management monitoring originally developed in Wales and then adapted with conservationists in the Krkonoše Mts National Park for purpose of monitoring of montane meadows. Initially we list the main principles of management monitoring and then we describe its implementation in the montane meadows in the Krkonoše Mts (the Giant Mts). We consider management monitoring as intermittent (regular or irregular) surveillance carried out in order to ascertain the extent of compliance with clearly defined conservation management goals. The core part of the study describes the development of measurable indicators of habitat condition to link with the desired state as presented in the conservation objectives in the management plan.

Keywords: indicator assemblage of plants, species-rich *Nardus* grasslands, model integrating conservation management and monitoring

Úvod

V tomto příspěvku pojmem „monitoring“ rozumíme „sledování a posuzování stavu stanovišť nebo druhů ve vztahu k jednoznačně stanoveným a měřitelným cílům ochrany“. To je zhruba v souladu s definicí HELLAWELLA (1991), který jej popisuje jako „*Nespojitě (pravidelně či nepravidelně) pozorování za účelem zjištění míry souladu s předem stanovenou normou nebo míry odchylky od předpokládaného běžného stavu*“.

Tato definice odlišuje monitoring od tradičnějších forem ekologického šetření, jako jsou:

(i) Průzkum nebo inventarizace, což je zpravidla jednorázový popisný úkon, například za účelem popisu stanovišť v dané lokalitě nebo zmapování rozšíření druhu.

(ii) Sledování, což je opakovaný průzkum nebo inventarizace, často využívané ke zjištění trendů na stanovištích, v populacích a změnách životního prostředí.

(iii) Managementový experiment, který testuje účinky různých přístupů k péči.

(iv) Posuzování vlivů na životní prostředí, jež posuzuje pravděpodobné účinky výstavby nebo zásahu.

(v) Výzkum, jenž se provádí za účelem rozšíření znalostí o určitém druhu nebo stanovišti, například prostřednictvím ekologického modelování, analýzy životaschopnosti populace a demografických studií.

Takto chápaný způsob monitoringu není mezi pracovníky ochrany přírody v České republice příliš rozšířen. Cílem následujícího článku je proto uvést jeho základní principy a zmínit zkušenosti nabyté při jeho zakládání v Krkonoších.

Základní východiska

Před přijetím Směrnice o stanovištích (EVROPSKÁ KOMISE 1992) se s výsledky monitoringu nepojily žádné přímé důsledky. Managementový monitoring v úzkém slova smyslu se vlastně prováděl jen v malé míře nebo vůbec ne. Souběžně s péčí občas probíhala pozorování stavu obhospodařovaných předmětů ochrany, ale málokdy, pokud vůbec, s jednoznačně stanovenými cíli nebo spouštěči změn péče.

Směrnice o stanovištích toto změnila, když pro členskou země zavedla nutnost podávat každých šest let hlášení o stavu stanovišť a druhů uvedených v přílohách č. 1 a 2 s výhledem na konečné dosažení či udržení jejich příznivého stavu z hlediska ochrany (FCS neboli v angličtině favourable conservation status). Každá členská země v důsledku toho musela určit, co pro každé z těchto stanovišť a druhů znamená příznivý stav z hlediska ochrany, a to na úrovni lokalit sítě Natura 2000 i na celostátní úrovni, a zavést pravidelný monitoring, jenž by umožnil vhodnou péči a podávání řečených hlášení.

Nutnost podat hlášení o tom, zda je rozsah a stav stanoviště či druhu v příznivém stavu, předpokládá, že dokážeme rozpoznat, co příznivým stavem vlastně myslíme, a že též poznáme, kdy tento stav již příznivý není. V praxi jsme zjistili, že stav stanoviště se jen málokdy definuje tak, aby ho bylo možné smysluplně posoudit. Obvyklou frázi, kterou plán péče k popisu cílů péče používal, bylo „udržování a zvyšování biodiverzity“ daného stanoviště. V praxi však tento pojem dokonce ani nevysvětluje, jestli chceme udržet stávající situaci, nebo jestli ji chceme zlepšit, nemluví o tom, jak toto udržení či zlepšení vlastně poznáme. Zde představenou metodu nelze použít, pokud na tyto zapeklité otázky nenajdeme odpověď. Při tomto rozhodování bychom si měli uvědomit,

že všechna stanoviště v Evropě, kromě těch nejnepřístupnějších, mají dlouhou historii kulturní péče, a to včetně většiny lesních i travních porostů od pobřeží až po vysokohorské oblasti. Zachování biodiverzity nebylo prvotním důvodem a východiskem minulých rozhodnutí o péči, jejichž důsledkem současný stav těchto stanovišť je.

Nesprávné výsledky monitoringu mohou mít nyní tedy své důsledky, a to praktické i politické. Například jestliže z výsledků monitoringu vyplývá, že určité stanoviště či druh je v příznivém stavu a přitom tomu tak není (tzv. chyba I. typu), nedojde ke změně péče a stav či ztráty se tudíž pravděpodobně budou nadále zhoršovat. V důsledku toho budou následné pokusy o obnovu stanoviště či druhu:

(i) zahájeny v horším stavu,

(ii) zásadně vyžadovat intenzivnější a delší péči o obnovu,

(iii) možná se zjistí, že obnova již není možná.

Naopak, jestliže z výsledků monitoringu vyplývá, že určité stanoviště či druh je v nepříznivém stavu a přitom je stav příznivý (tzv. chyba II. typu), je pravděpodobné, že:

(i) dojde ke změně vhodného způsobu péče o stanoviště na méně přínosnou péči,

(ii) tato změna režimu péče může poškodit stav stanoviště,

(iii) ke změně režimu péče zbytečně a možná s velkými náklady přinutíme vlastníky půdy,

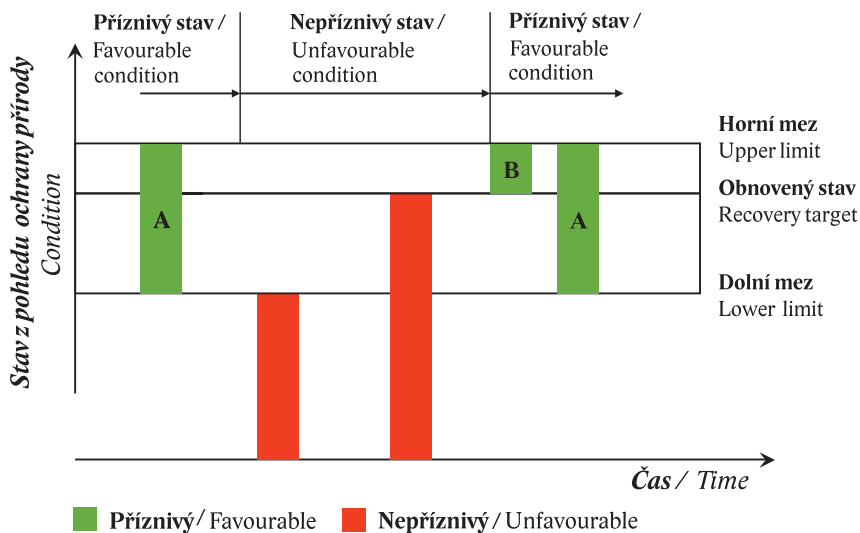
(iv) vlastníci půdy ztratí důvěru v naše rady, když následný monitoring odhalí nutnost návratu k původnímu způsobu péče,

(v) negativní hlášení by mohlo zbytečně podnítit politický zájem a tlak.

Po zralé úvaze považujeme důsledky spojené s druhým scénářem za závažnější, protože začínáme se stanovištěm v dobrém stavu a s vhodnou péčí a spouštíme řetězec událostí, jenž by mohl vést k poškození samotného stanoviště i vztahů s vlastníky půdy. Oba scénáře však ukazují, jak důležité je nastavení skutečně spolehlivého monitoringu a jeho funkční integrace s managementovými aktivitami.

Model integrace ochranné péče a monitoringu

Obecné doporučení zní, že monitoring by měl tvořit nedílnou součást každého projektu ochranné



Obr. 1. Model integrující ochranářskou péči a monitoring (převzato z BROWN 2000 a ROWELL 2006). Klíčové je rozlišovat, kdy je stanoviště nebo druh v průznivém stavu (v pásmu mezi dolní a horní mezí; sloupce A) a kdy došlo k jeho úspěšné obnově z nepřůznivého stavu (sloupec B). Tento model je upraven z původní verze vytvořené pro hlášení o stavu lokalit zvláštního vědeckého významu (SSSI) ve Spojeném království (ROWELL 1993).

Fig. 1. A model for conservation management and monitoring (from BROWN 2000 and ROWELL 2006). Key decisions are needed to identify (i) when the habitat or species is in favourable condition (in the band between the lower and upper limits, columns A) and (ii) when it has recovered from being in unfavourable condition (column B). The model is adapted from an original version developed for reporting on the condition of Sites of Special Scientific Interest (SSSI) in the UK (ROWELL 1993).

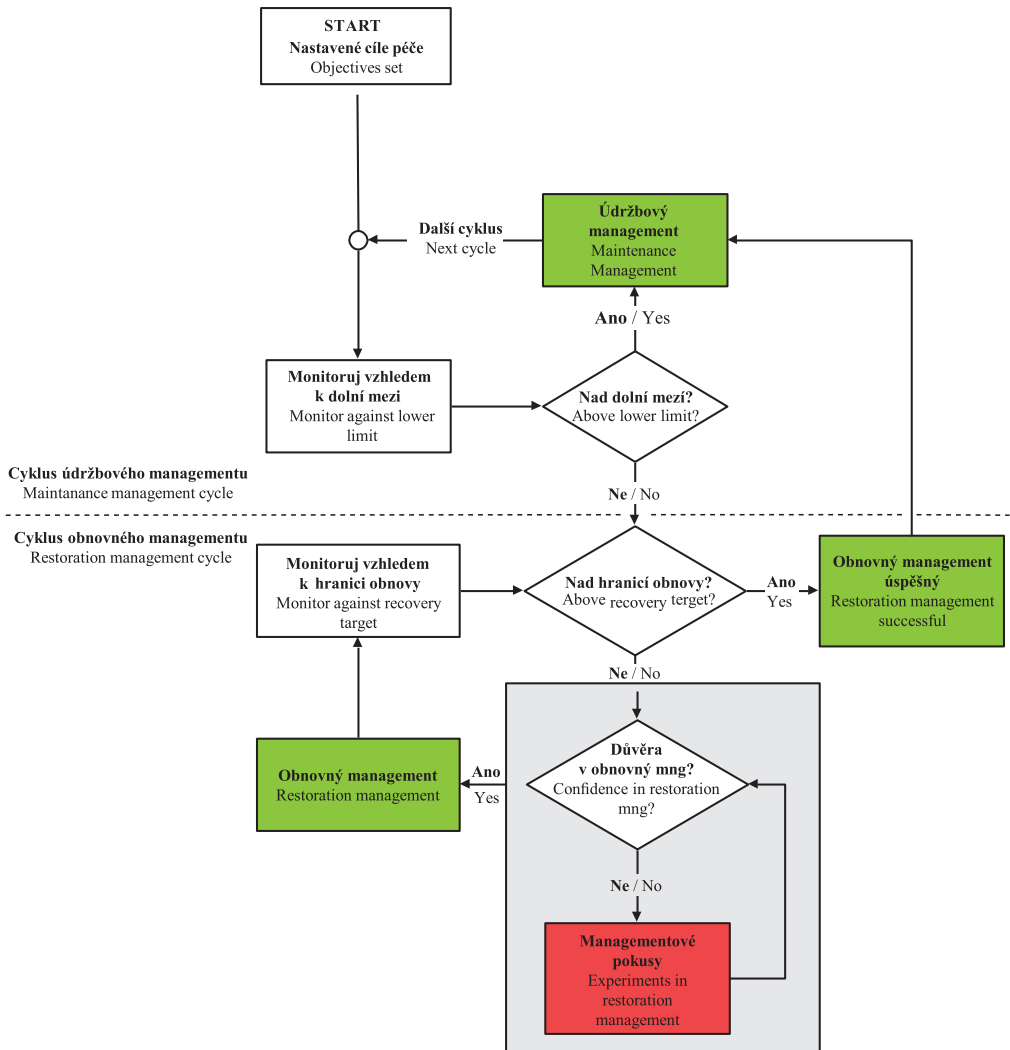
péče, neboť nám sděluje, zda je naše péče účinná či nikoli a ukazuje, zda nelze prostředky do péče účinněji využít jinde. Chceme však zároveň, aby monitoring byl co možná nejefektivnější a nejspolehlivější, protože se tím maximalizuje objem prostředků, jež jsou k dispozici na managementové činnosti, jež mají přímý dopad na stanoviště a druhy.

Výše uvedené argumenty se staly východiskem pro tvorbu modelu, jenž názorně ukazuje souvislosti mezi ochranářskou péčí a monitoringem (ROWELL 2006; Obr. 1 a 2). Podle tohoto modelu je nutné jasně stanovit tři stavy předmětu ochrany: (i) dolní mez, která ukazuje, kdy se jeho stav zhorší natolik, že je nutné zahájit obnovný management, (ii) obnovný stav, kdy lze jeho stav považovat za natolik dobrý, že je možno přejít z obnovného na údržbový management a (iii) horní mez, kdy již není nutné či efektivní jeho stav dále zlepšovat.

Tento model představuje katalyzátor dobré praxe v ochraně přírody, především proto, že každý monitorovací projekt vede k určitému způsobu péče dříve, než se situace zhorší natolik, že již není možná

náprava. To znamená, že dolní mez stanovíme tam, kde o stanoviště začínáme mít obavy, a nikoli tam, kde již je nenávratně poškozeno. Horní mez pro stanoviště či druh nemusíme stanovovat vždy, ale měli bychom vždy zvážit, zda horní mez potřebujeme či nikoli. Horní mez zjevně potřebujeme zejména tam, kde (i) jde o ochranu stanoviště, které se společně vyskytuje v rámci mozaiky s dalšími významnými stanovišti, (ii) stanoviště, o které pečujeme, tvoří mozaiku se stanovištěm, na němž se vyskytuje chráněný druh, a (iii) daný chráněný druh představuje predátora (či konkurenta) a bude mít vliv na další zranitelné druhy, jestliže dojde k nadměrné ochraně populace.

Logicky, jestliže se stav stanoviště zhorší pod dolní mez a my podnikneme managementová opatření, neměli bychom pak stanoviště či druh považovat za napravený, jakmile dosáhne stavu, za nějž jsme se o něj začali obávat. To by nedávalo smysl ani z pohledu ochrany, ani z pohledu praktického, protože pak bychom o něj museli neustále pečovat a monitorovat jej na dolní mezi nebo nad ní a toto stanoviště



Obr. 2. Praktický výklad údržbové a obnovné fáze péče modelu z Obr. 1 (převzato z HURFORD 2006b). Nejprve vytvoříme indikátory stavu, s jejich pomocí dokážeme posoudit stav stanoviště nebo druhu. Jestliže z monitoringu vyplývá, že stav je nad dolní mezí (a pod případnou horní mezí), pokračujeme ve stávající činnosti, dokud nedojde ke změně stavu. V případě poklesu stavu pod dolní mez musíme nejprve vytvořit cíl obnovy, s jehož pomocí dokážeme posoudit, kdy došlo k úspěšné obnově. Dále rozhodneme, zda umíme dané stanoviště či druh obnovit, nebo zda je nutno provést managementový experiment. V případě stanovišť, na nichž v minulosti probíhaly hospodářské činnosti, bychom však již měli dobře vědět, jaká managementová opatření jsou k jejich obnově nutná.

Fig. 2. Practical interpretation of the maintenance and restoration management phase of the model on Fig. 1 (from HURFORD 2006b). First, we develop the condition indicators that will allow us to assess the condition of the habitat or species. If the monitoring shows that the condition is above the lower limit (and, if relevant, below the upper limit) we carry on with what we are doing until the status changes. If the condition falls below the lower limit we need to develop the restoration target that will allow us to assess when the restoration has been successful. Further decisions will surround whether we know how to restore the habitat or species or whether we need to carry out a programme of experimental management to inform this decision. However, in the case of habitats with a history of cultural management activities, we should already have a good understanding of the management action/s needed to restore them.

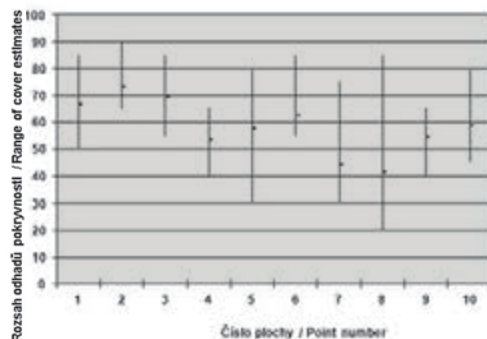
donekonečna udržovat na hranici nepříznivého stavu. Takže pokud si v reakci na zhoršení stavu stanoviště pod dolní mez stanovíme cíl obnovy výrazně nad dolní mezí a poté realizujeme program obnovné péče až do doby, kdy dané stanoviště či druh splní tento „cíl obnovy“, budeme moci bezpečně přejít na méně intenzivní režim „udržovací“ péče a monitorování.

Zvyšování spolehlivosti výstupů

Jestliže jsme prošli pečlivě uváženým a kvalitně stanoveným procesem plánování péče, měli bychom mít jasno v tom, čeho kde chceme svou péčí dosáhnout (BROWN 2000, BROWN 2006, HURFORD 2017). Obecně pak platí, že nemá smysl uplatňovat metodu náhodného sběru vzorků, pakliže (i) přesně víme, kde se péče provádí, (ii) víme, kde očekávat účinky této péče, a (iii) máme přiměřenou jistotu, jaké dopady péče může mít. Praktická ochranná péče není vědecký experiment, ale spíše praktické uplatnění známých postupů péče.

Při omezených prostředcích na ochrannou péči a při zvážení důsledků jejího neúspěchu (viz předchozí kapitolu) je naprosto nezbytné, aby managementový monitoring dokázal co nejefektivněji a nejspolehlivěji posoudit stav stanovišť a druhů. To však představuje problém, pokud jde o monitorování stavu stanoviště, protože u tradičních metod používaných při odečtu vegetace, tj. zaznamenání všech vyskytujících se druhů rostlin a jejich zastoupení ve vzorku, se prokázala značná proměnlivost v závislosti na osobě pozorovatele. Například LEACH & DOARKS (1991) při pokusném odečtu vegetace s pomocí zkušených botanických pozorovatelů zjistili, že žádný z nich nezaznamenal více než 73 % druhů v pevném čtverci luční vegetace 1 × 1 m a nikdo nezaznamenal více než 63 % druhů ve čtverci 10 × 10 m. HURFORD (2010) zaznamenal podobné výsledky při pokusném sběru dat prováděném na sladkovodních stanovištích, kde nikdo z pozorovatelů nezaznamenal více než 64 % vodních a vyořujících se druhů na 500 m dlouhém úseku řeky Western Cleddau, a nikdo neobjevil více než 54 % druhů na 100 m dlouhém úseku.

Míra proměnlivosti při odhadech pokryvnosti druhů je rovněž vysoká. Při pokusném snímkování vegetace kyselých rašelinišť ve Spojeném království (HURFORD 2006) se odhady rozsahu vřesových porostů mezi zkušenými pozorovateli lišily v průměru



Obr. 3. Variabilita odhadů pokryvnosti vřesovitých keřků v rašeliništní vegetaci mezi osmi profesionálními botaniky. Odhady byly prováděny v deseti ploškách na procentuální škále s 5% intervaly. Průměrná variabilita odhadů byla 36 %.

Fig. 3. The results from a sampling trial to test the range of variation between eight professional vegetation surveyors estimating the percentage cover (at intervals of 5 %) of ericoids at fixed points in blanket bog vegetation. The mean range of uncertainty was 36 %.

o 36 % (Obr. 3). Obdobně při pokusech v řece Western Cleddau (HURFORD 2010) se odhady vegetačního krytu u hlavních druhů v řece mezi jednotlivými pozorovateli lišily v průměru o 24 %, přičemž nebylo zjevného rozdílu mezi neoborníkem a akreditovanými odbornými pozorovateli.

Míra subjektivní chyby při odhadech pokryvnosti je vyšší než jakákoli změna, kterou bychom měli přijmout bez urychlených změn péče. Každá změna takového rozsahu by totiž měla významný vliv na druhovou pestrost stanoviště. Obdobně je subjektivní chyba odhadů druhové pestrosti vyšší než ztráta biodiverzity, kterou bychom měli být ochotni přijmout bez odezvy ve formě péče. Kvůli těmto skutečnostem je nesmírně obtížné odůvodnit použití odhadů počtu druhů či pokryvnosti v projektech monitoringu, jejichž hlavním úkolem je zajistit, aby výsledky monitoringu byly stejné bez ohledu na osobu pozorovatele a byly v souladu s realitou. Přinejmenším pro účely managementového monitoringu to znamená soustředit se výhradně na to, „co potřebujeme vědět“ a nechat to, „co by bylo hezké vědět“ na jindy, například až na to budeme mít více prostředků, a to finančních i technických.

Z logického zvážení těchto otázek vyplývá, že jsme nikdy neměli přesné odhady pokryvnosti druhů, což vede k otázce, proč je tedy potřebujeme nyní. Není pochyb o tom, že změny pokryvnosti, zvláště jedná-li

se o konkurenční a potenciálně dominantní druhy, mají reálný dopad na druhovou rozmanitost stanovišť, avšak tyto změny vegetačního krytu je obtížné spolehlivě stanovit s výjimkou extrémních případů, kdy se například určitý druh změní z téměř nepřítomného na dominantní či naopak.

U většiny druhově bohatých lučních stanovišť je silná korelace mezi pokryvem dominantními druhy rostlin a rozmanitostí „doprovodných“ druhů rostlin v daném porostu: dochází-li k nárůstu pokryvu dominantními druhy, lze ve většině případů předpokládat, že dojde k odpovídajícímu snížení rozmanitosti vyskytujících se „doprovodných“ druhů rostlin. Navíc přestože přesné složení vegetačního krytu je sice z vědeckého hlediska zajímavé, málokdy se právě o ně zajímáme. Ochrannářsky vysoce hodnotnou louku či les od jiných podobných v drtivé většině případů, vyjma situací, kdy je dominantní druh skutečně vzácný, odlišuje přítomnost celého spektra druhů, které by tu měly růst. Řečeno pojmy Směrnice o stanovištích představují citlivější z těchto souvisejících druhů (rostlin i živočichů) tzv. „typické druhy“ a právě ony by měly být předmětem monitoringu coby součásti posuzování příznivého stavu z hlediska ochrany na stanovištích podle přílohy č. 1.

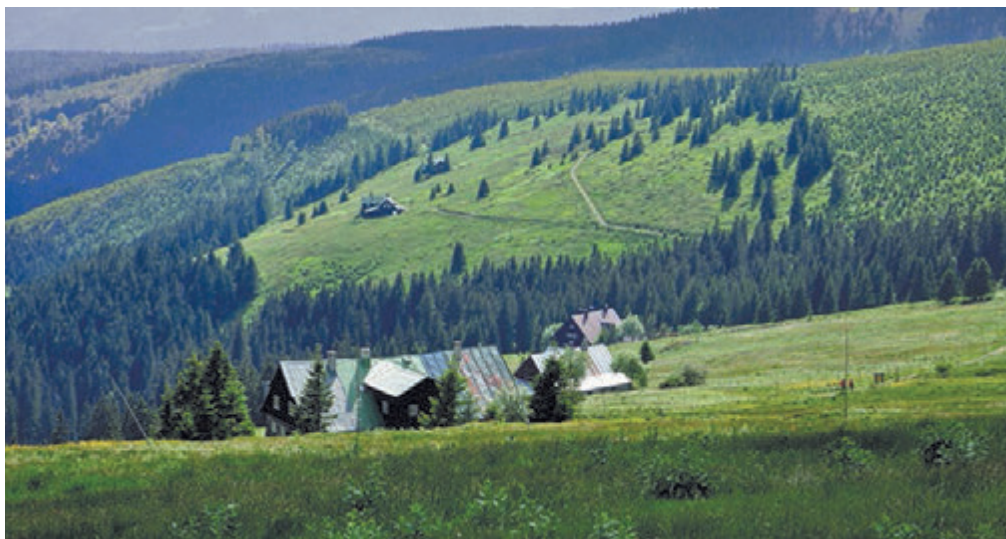
Ačkoli z výsledků pokusného sběru dat vyplývá, že dokážeme určit pouze 60–70 % druhů rostlin v místě odečtu, pak jestliže známe příslušné tlaky, které s největší pravděpodobností na dané stanoviště působí, můžeme monitoring zaměřit právě na druhy, jež jsou vůči těmto tlakům nejzranitelnější. Například v případě stanovišť vysokohorských luk bychom se soustředili na společný výskyt (GRIME et al. 2001) „doprovodných“ (nedominantních) druhů, které jsou nejcitlivější vůči konkurenci, například v důsledku dřívějších způsobů péče anebo zvýšeného obsahu dusíku a fosforu (podrobnější popis projektu monitoringu vysokohorských luk viz dále). V tom případě by bylo možné vybrat nevelký soubor indikátorových druhů, jež by se měly na stanovišti společně vyskytovat, pokud je v příznivém stavu, a to s pomocí: (i) údajů získaných v rámci dané lokality, (ii) studií o rostlinných strategiích (GRIME et al. 1988, 2001) a (iii) studií o indikátorové hodnotě rostlin (ELLENBERG 1979, ELLENBERG 1988, ELLENBERG et al. 1991).

Indikátory stavu a proces jejich tvorby

Úkolem každého managementového monitoringu založeného na výše představeném modelu je definovat stav stanoviště, při kterém budeme měnit způsob managementu z obnovného na zachovný (případně naopak) a zvolit indikátory stavu, které nám řeknou, zda těchto kritických bodů bylo dosaženo. Přestože se indikátory stavu nerozlučně pojí s cíli péče, mají velmi odlišnou funkci. Cíle péče naznačují celkovou představu o stanovištích a druzích na lokalitě (viz HURFORD 2017), zatímco indikátory stavu detailně ukazují míru jejich naplňování. Zásadní rozdíl přitom je ten, že indikátory stavu musejí být definovány výstižně, jednoznačně a měřitelně.

Při dobré znalosti prioritního stanoviště v dané lokalitě a druhového složení tohoto stanoviště by stanovení indikátoru jeho stavu pro danou lokalitu mělo být poměrně snadné (viz též Obr. 4). Existují dva základní scénáře: (i) lokality v optimálním stavu, kde chceme rozpoznat první signály zhoršování, a (ii) lokality ve špatném stavu, na nichž chceme rozpoznat signály zlepšování. K rozpoznání prvních signálů zhoršení či zlepšení je nutno lokalitu navštívit a určit tři klíčové stavy stanoviště: (i) části stanoviště, které považujeme za velmi ochrannářsky zajímavé, (ii) části stanoviště, které považujeme za ochrannářsky nezajímavé a (iii) části stanoviště, které vykazují znaky posunu mezi těmito dvěma stavy. Například určitá louka sice má na většině plochy druhově bohatý trávník, ale podél jednoho okraje se vyskytuje druhově chudý trávník rankerového typu v důsledku eutrofizace ze sousedního pole. Někde mezi těmito dvěma extrémy najdeme vegetaci, která je stále zajímavá, ale již ne tak druhově bohatá jako porost v dostatečné vzdálenosti od zdroje eutrofizace.

Indikátor stavu stanoviště odvodíme tak, že v každém ze tří stavů stanoviště zaznamenáme několik málo fytoocenologických snímků a poznamenáme si (i) co možná neúplnější seznam druhů v každém čtverci, (ii) odhad pokryvnosti každého z dominantních druhů, (iii) odhad pokryvnosti případné holé země či pisku a (iv) výšku vegetace. Tyto údaje zaneseme do tabulky, kde uspořádáme čtverce do sloupců zleva doprava, přičemž vzorky z optimálního stanoviště jsou vlevo, z přechodného stanoviště uprostřed



Obr. 4. Na tomto snímku jsou enklávy Klínové Boudy a Klášterka v Krkonoších. Jediné druhově bohaté horské louky na snímku se vyznačují malými plochami žluté barvy po obou stranách nejbližší budovy nebo v lemech cest. Případné pozitivní indikátory stavu pro horská luční stanoviště na této enklávě by bylo nutno zjistit pomocí dat sesbíraných z malých zbytků druhově bohatých lučních stanovišť, neboť ostatní louky jsou v různém stadiu degradace.

Fig. 4. Several management issues can be seen in this image of the Klínové Boudy and Klášterka enclaves. The only species-rich mountain meadows in the image are indicated by the small patches of yellow on either side of the nearest building or appear in the banks of the paths. Any positive condition indicators for the mountain meadow habitats in this enclave would have to be informed by data collected from the small remnants of species-rich mountain meadow habitat, as the other meadows are in various stages of degradation.

a z chudého stanoviště vpravo. Tím se zvýrazní druhy, které s největší pravděpodobností zmizí při větším podílu pokryvu dominantních druhů anebo při větší výšce porostu. Je obtížné spolehlivě předpovědět, který z těchto „výstražných“ druhů zmizí jako první, a proto je naprosto nezbytné pracovat se souborem většího počtu pečlivě vybraných citlivých druhů, tzv. indikátorovým společenstvem. Zjednodušená metoda, pomocí které jsme vytvořili společenstvo indikačních druhů rostlin pro konkrétní louku v Krkonoších, je podrobněji uvedena v další části textu.

Pokusným testováním schopností pozorovatelů spolehlivě zjistit přítomnost či nepřítomnost indikátorového společenstva byl zjištěn malý rozptyl výsledků v závislosti na osobě pozorovatele, zpravidla méně než 5 % z celkového počtu monitorovacích ploch splňujících kritéria. Z toho plyne, že výsledky monitoringu uplatňujícího tento postup lze využít jako spolehlivé východisko pro rozhodnutí o ochranné péči s přesností 5–10 % cílové hodnoty. Lze též zavést pravidlo „hraničních“ výsledků, při kterých

reagujeme v souladu s principem předběžné opatrnosti tak, jako by stanoviště cíl nespĺnilo. Při určování indikátorového společenstva bychom měli též zvážit, zda kromě druhů rostlin (či dokonce místo nich) nezahrnout i druhy živočichů s předpokládaným výskytem. To má zvláštní význam zejména na stanovištích, jež jsou chudá na rostlinné druhy, například močály, vřesoviště, bažiny, jezera a řeky. Stanoviště, které je přirozeně chudé na rostlinné druhy, se často jeví v dobrém stavu, ale již neuziví citlivější savce, ptáky a bezobratlé, například kvůli zásahům v minulosti nebo nevhodné péči. Zahrnutí živočichů mezi indikátory stavu ilustruje případová studie monitoringu v řece Western Cleddau ve Walesu (HURFORD & GUEST 2010).

A konečně je důležité uvést zdůvodnění výběru daných indikátorů stavu a vysvětlit, jak souvisejí s cíli péče. Toto zdůvodnění by mělo být uloženo společně s plánem péče a s podrobnostmi o projektu monitoringu. Tyto informace jsou zásadní při nutnosti přezkoumat východiska péče ze strany pečující organizace.

Přezkoumání cílů péče a indikátorů stavu

Přestože cíle péče a indikátory stavu předmětu ochrany by neměly být „navždy dané“, byly zvoleny na základě nejlepších stávajících informací. Proto by se neměly měnit, pokud se neobjeví nové informace. Například máme-li zaveden optimální režim péče a po přiměřené době se nám stále nedaří plnit cíle stanovené v tabulce indikátorů stavu, je důvod přezkoumat, zda jsou kritéria vůbec reálná. Vždy však stojí za připomenutí, že obnovení příznivého stavu na určitém stanovišti může trvat dlouho – například obnova několik luk u Denmark Farm ve Walesu trvala přibližně 30 let.

Jedním z případů, kdy jsme provedli přezkoumání a změnu atributu v tabulce indikátorů stavu, byla lokalita soustavy Natura 2000 St. David's v jihozápadním Walesu (HURFORD 2006c), kde byl součástí cílů péče pro vegetaci otevřených druhově bohatých vřesovišť požadavek, aby se na více než 30 % monitorovacích ploch vyskytovalo více než 10 % holé půdy. V průběhu monitoringu vyšlo najevo, že dokonce i na úsecích pobřeží, kde byl optimální počet pasoucích se zvířat, stanoviště stále nedokázalo tento požadavek splnit. Následkem toho jsme tento atribut upravili tak, aby se na více než 30 % vzorkovacích míst vyskytovalo „více než 10 % holé půdy nebo vegetace o výšce < 3 cm“. To se při požadovaných počtech pasoucích se zvířat ukázalo naprosto dosažitelné.

Případová studie: krkonošské louky

Pracovníci ochrany přírody zodpovědní za ochranu luk v Krkonošském národním parku mají velké množství údajů o stavu luk v oblasti a o jejich rozmanitosti. Tyto údaje pocházejí především z průzkumů, inventarizací a dlouhodobých sledování: (i) opakované mapování biotopů sítě Natura 2000 (AOPK ČR), (ii) opakované inventarizace cévnatých rostlin (Správa KRNAP), (iii) pozorování populací chřástala polního (Správa KRNAP) a (iv) jednorázový průzkum motýlů (plánuje se opakování), vše v rozsahu celých Krkonoš (Správa KRNAP). Tyto rozsáhlé soubory dat doplňuje řada inventarizačních průzkumů bezobratlých na vybraných lučních lokalitách (podrobnosti viz FLOUSEK 2010). Kromě toho představují bohatý zdroj informací managementové experimenty koncipované jako diplomové práce studentů či výzkumné

projekty akademických pracovníků (jejich shrnutí viz POUROVÁ 2009).

Žádné z těchto informací však nedostačují k posouzení dopadu managementových opatření na konkrétní lokality. Výzkumy a inventarizace ve velkém měřítku neshromažďují dostatek lokálních podrobností a opakují se příliš zřídka na to, aby jich bylo možno využít k praktickým účelům „každodenní“ péče. Experimentální studie zase nepostihují celou paletu typů porostů a managementových opatření, které se v Krkonoších vyskytují.

Proto paralelně existuje na lokalitách udržovaných Správou Krkonošského národního parku několik projektů sledování stavu vybraných přírodních objektů. Většinou se jedná o sledování populací vzácných či unikátních lučních rostlin (např. hořečku mnohotvarého českého nebo prstnatce bezového; podrobnější popis viz FLOUSEK 2010).

Žádná z nich se dosud nezaměřila na stav travních stanovišť, nejspíše kvůli problémům s výběrem vhodného indikátoru jejich stavu. Zatímco stav rostlinné či živočišné populace může být indikován jednoduše počtem jedinců, podobné objektivní indikátory stavu stanovišť jsme dosud nenalezli.

V rámci našeho pátrání po příkladech objektivních indikátorů stavu stanovišť jsme při rešerši literatury odhalili podrobný popis metod managementového monitoringu používaného ve Walesu ve Spojeném království (HURFORD & SCHNEIDER 2006, 2006b, 2006c). V rámci projektu LIFE CORCONTICA (dále projektu) jsme metodiku adaptovali na situaci v Krkonoších a zavedli monitoring, který pomůže při vyhodnocení úspěšnosti managementových opatření projektu a zároveň bude tvořit základ monitorovací sítě krkonošských lučních enkláv do budoucna.

Prvořadým předmětem monitoringu v rámci projektu byla luční vegetace definovaná v souladu s kategoriemi biotopů v síti Natura 2000 (CHYTRÝ et al. 2007). Zaměřili jsme se především na „Druhově bohaté louky na silikátových podložích v horských oblastech“ (dále jen druhově bohaté smilkové louky), „Horské sečené louky“ a „Extenzivní sečené louky nížin až podhůří“, tj. stanoviště podléhající ochraně v rámci evropsky významné lokality (EVL) Krkonoše. Dále monitorujeme stav některých významných rostlinných populací na krkonošských loukách (např. *Anemone narcissiflora*, *Campanula bohemica*, *Pseudorchis albida* nebo *Viola lutea* ssp.

sudetica). Z výsledků monitoringu by měla být patrná úspěšnost či neúspěšnost příslušného režimu péče, např. spásání skotem, spásání ovce nebo seno-seče. Výsledky by rovněž měly vypovídat o úspěšnosti obnovných opatření, například omezování porostů brusnice borůvky, likvidace invazivních druhů a čištění odvodňovacích struh.

Pro účely managementového monitoringu jsme vyznačili více než 100 monitorovacích ploch v 33 lučních enklávách, většinou na projektových lokalitách.

Projekt managementového monitoringu na enklávě Sklenářovice

V této případové studii přibližujeme projekt managementového monitoringu na enklávě Sklenářovice v Krkonoších, který vznikl v rámci workshopu v roce 2012. Enkláva Sklenářovice je zvláště významná tím, že tvoří mozaiku všech shora uvedených lučních stanovišť. Všechna jsou dále zastoupena porosty v různých stadiích degradace (stejně jako v ostatních enklávách v rámci projektu); nejkvalitnější porosty se nacházejí pouze v poměrně malých fragmentech a obvykle je obklopuje vegetace s významným zastoupením vysokých a konkurenčně schopnějších druhů, např. *Veratrum album* ssp. *lobellianum*, *Holcus mollis* nebo *Alopecurus pratensis*.

Jako klíčový parametr stavu stanoviště druhově bohatá smilková louka jsme zvolili rozsah nejzachovalějších fragmentů tohoto stanoviště. Monitoring jsme směřovali jen do malého množství takovýchto fragmentů. Pracovali jsme s předpokladem, že pokud stávající péče dokáže zvýšit nebo alespoň zachovat rozsah těchto několika ochranně nejvyšších fragmentů, velmi pravděpodobně zachová či zvýší i kvalitu těch samých stanovišť v jiných lokalitách, jež jsou předmětem stejného typu péče.

Prvními kroky při tvorbě managementového monitoringu bylo tedy zmapování vegetace na lokalitě a výběr fragmentů s nejzachovalějšími porosty smilkových luk. Výběr fragmentů vycházel z odborného úsudku. V úvahu jsme vzali vzhled vegetace, její druhovou rozmanitost, podrobnou strukturu a výskyt ohrožených, chráněných a diagnostických druhů rostlin.

Druhým krokem byla formální definice vegetace ve vybraných fragmentech s nejzachovalější vegetací. K této definici jsme se dobrali skrze stanovení indikátorového společenstva rostlinných druhů,

jejichž společný výskyt lze očekávat zde a nikoliv již v degradovaných travních porostech v okolí těchto fragmentů. Tam se indikátorové společenstvo pod vlivem konkurence vyšších rostlin rozpadá. V průběhu výběru jsme zjistili, že vzácnější či diagnostické luční druhy se v nejzachovalějších porostech často společně vyskytovaly na relativně malé ploše. Na základě toho jsme v několika fragmentech s nejzachovalějším stanovištěm druhově bohatých smilkových luk vytyčili pět čtverců o rozměrech $0,5 \times 0,5$ m a osm čtverců stejné velikosti jsme vytyčili v okolní vegetaci, která byla zpravidla degradovanější s rostoucím zastoupením vysokých konkurenčně schopných druhů. Větší počet čtverců jsme tedy umístili v degradovaném porostu, a to za účelem podchycení rozmanitosti degradovaných typů vegetace v enklávě. V této počáteční fázi sběru dat jsme v každém čtverci zaznamenávali následující údaje: (i) výskyt každého druhu rostlin; (ii) odhad pokryvnosti druhů, u nichž pokryv zjevně přesahoval 20 % a (iii) výšku porostu ve čtverci. Sběr těchto dat trval maximálně dvě hodiny.

Po sesbírání jsme data zpracovali a sestavili seznam druhů pro každý čtverec. Celkem jsme ve 12 čtvercích zaznamenali 65 druhů, přičemž ve čtvercích 1–5 (čtverce se zachovalou vegetací) bylo v průměru 21,8 druhů a ve čtvercích 6–13 (čtverce s degradovanou vegetací) v průměru 21 druhů. Ačkoli byla tedy celková druhová rozmanitost vzorků byla velmi podobná, v druhovém složení byl mezi čtverci 1–5 a čtverci 6–13 nápadný rozdíl. Nenašli jsme žádný „superindikativní“ druh, který by se vyskytoval ve všech čtvercích 1–5 a zároveň chyběl ve všech čtvercích 6–13. Vybrali jsme ale sedm druhů, které byly výrazně čtenější ve čtvercích 1–5 než ve čtvercích 6–13. Těmi jsou *Carlina acaulis*, *Crepis hieracioides* ssp. *mollis*, *Gymnadenia conopsea*, *Leontodon hispidus*, *Potentilla erecta*, *Rhisanthus minor* a *Acetosa pratensis* (Tab. 1). Všechny tyto druhy jsou charakteristické pro vegetaci nízkých trávníků a při zarůstání vyššími konkurenčními druhy postupně mizí. Do výběru jsme nezahrnuli nejvzácnější druhy, protože ty se vyskytují příliš zřídka na to, aby tvořily součást hlavní skupiny pozitivních indikátorů.

Rychlým pohledem do tabulky je zřejmé, že minimálně 4 z těchto 7 druhů se vyskytovaly společně ve všech čtvercích 1–5 a přitom ve čtvercích 6–13 se společně vyskytovaly vždy maximálně tři z nich. Formální

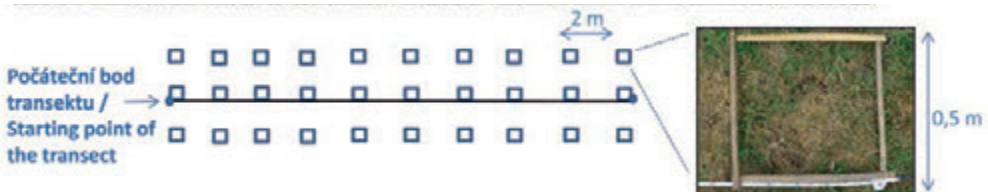
Tab. 1. Četnost pozitivních indikátorových druhů ve čtvercích 1–5 s vysoce zachovalou vegetací a ve čtvercích 6–13 s degradovanou vegetací. Znaménko + značí výskyt daného druhu v daném čtverci.

Tab. 1. Frequency of positive indicator species in relevés collected from the mountain meadows habitat in the Krkonoše Mts. Relevés 1–5 contained high quality vegetation and relevés 6–13 contained degraded vegetation. A '+' indicates that the species was present in that relevé.

Druh a číslo snímku / Species name and No. of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
<i>Carlina acaulis</i>	+	+	+			+		+			+		
<i>Crepis mollis</i> ssp. <i>hieracioides</i>	+		+	+	+					+		+	+
<i>Gymnadenia conopsea</i>		+	+		+				+				
<i>Leontodon hispidus</i>	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+	
<i>Potentilla erecta</i>	+	+	+	+	+	+						+	+
<i>Rhinanthus minor</i>				+	+								
<i>Rumex acetosa</i>	+			+	+		+		+		+		

definice nejzachovalejší vegetace v předmětném fragmentu tedy zní: porost, ve kterém se v ploše o velikosti $0,5 \times 0,5$ m společně vyskytují vždy alespoň 4 z druhů *Carlina acaulis*, *Crepis hieracioides* ssp. *mollis*, *Gymnadenia conopsea*, *Leontodon hispidus*,

Potentilla erecta, *Rhinanthus minor* a *Acetosa pratensis*. Tyto druhy zároveň tvoří indikátorové společenstvo, o kterém byla řeč v obecné části tohoto příspěvku. V tomto případě nebylo tedy nutno k rozlišení zachovalého porostu od degradovaného zahrnovat



Obr. 5. Schéma a fotografie monitorovacího transektu na lokalitě Sklenářovice.

Fig. 5. Scheme and photography of the monitoring transect at the locality Sklenářovice.

Tab. 2. Tabulka indikátorů stavu stanoviště „Druhově bohaté smilkové louky na silikátových podložích v horských oblastech“. Atributy kvality stanoviště jsou odečítány v ploškách rozmístěných podél transektů.

Tab. 2. This is the condition indicator table for the Species-rich *Nardus stricta* meadows on siliceous substrates in mountain areas. The habitat quality attributes are sampled at points distributed along transect lines laid out to form a systematic grid.

Atribut stavu: kvalita stanoviště / Condition attribute: Habitat quality	Druhově bohaté smilkové louky ve Sklenářovicích jsou v příznivém stavu, pokud / Species-rich <i>Nardus stricta</i> meadow in Sklenářovice will be in optimal condition when:
	Velikost fragmentu se zachovalou vegetací je stejná nebo vyšší než rozloha zjištěná při výchozím monitoringu / The extent of „high quality“ vegetation fragments is maintained or increased in comparison with the extent observed in the baseline survey.
Indikátor stavu / Condition indicator	Místně specifická definice zachovalé vegetace / Site-specific definition of vegetation of high quality:
Počet plošek se zachovalou vegetací / Number of plots with vegetation of high quality	Vegetace, kde spolu v monitorovacích ploškách o velikosti 0,5 × 0,5 m koexistují alespoň čtyři z následujících sedmi druhů / Vegetation where at least four of the following seven plant species coexist in any sampling point of size 0,5 × 0,5 m: <i>Carlina acaulis</i> , <i>Crepis mollis</i> ssp. <i>hieracioides</i> , <i>Gymnadenia conopsea</i> , <i>Leontodon hispidus</i> , <i>Potentilla erecta</i> , <i>Rhinanthus minor</i> , <i>Rumex acetosa</i> .

negativní indikátory spojené s pokryvností jednotlivých druhů nebo s výškou porostu.

Třetím krokem monitoringu bylo založení trvalých monitorovacích bloků. Každý byl tvořen třemi souběžnými transektu (Obr. 5), jež byly umístěny tak, aby vedly hranicemi fragmentů s nejzachovalejší vegetací do méně kvalitního okolního porostu. Předpokládali jsme, že k nejviditelnějším změnám vegetace bude docházet právě v blízkosti hranic fragmentů – ať již těmito změnami budou šíření konkurenčně silnějších druhů do fragmentů se zachovalou vegetací, nebo naopak. Na každém ze tří transektů jsme položili minimálně 10 monitorovacích plošek v rozestupech zpravidla 2 m; velikost každé plošky byla 0,5 × 0,5 m. Minimální délku transektu jsme odvodili od velikosti fragmentů se zachovalou vegetací a obvykle činila nejméně 20 m a nepřesáhla délku běžného měřicího pásma (50 m). Začátek a konec středového transektu jsme trvale označili pomocí hřebíků a plechových víček od lahví, které lze později opět nalézt pomocí detektoru kovů. K zaznamenání poloh jednotlivých transektů jsme použili kombinaci GPS s přesností pod 1 m, fotografií a schematických nákrešů.

Poté jsme zjišťovali přítomnost indikátorového společenstva v každé z několika desítek plošek na transektu. Rozsah fragmentů s ochrannásky významnou vegetací byl tedy určen počtem plošek, v nichž bylo indikátorové společenstvo přítomno.

Počet plošek s přítomností indikátorového společenstva při výchozím monitoringu bude zároveň sloužit jako jasné kritérium změny porostu při příštím

odečtu. Jestliže bude počet ploch s nejzachovalejší vegetací během následných odečtů stejný nebo větší než výchozí hodnota, budeme pokračovat ve stávajících managementových opatřeních, protože to znamená, že rozsah fragmentů se zachovalou vegetací se nezmenšuje. Jestliže se však počet sníží pod tuto hodnotu, bude nutno managementová opatření změnit. Tímto způsobem jsou monitorované indikátory provázány s cíli péče. Zní-li cíl péče o stanoviště druhově bohatých smilkových luk „zachovat stav stanoviště“, znamená to v řeči monitoringu „počet ploch s indikátorovým společenstvem se nesmí snížit oproti výchozímu stavu (viz též Tab. 2).“

Nakonec jsme zaznamenali doplňující informace, které údaje z monitoringu rozšiřují: (i) výskyt všech diagnostických druhů stanoviště druhově bohaté smilkové louky v plochách transektů – umožní nám vyhodnocení případných změn vegetace, k nimž dochází bez ohledu na daný režim péče. (ii) klasické fytoecologické snímky stanovišť o rozměrech 4 × 4 m – umožní porovnání s historickým stavem krkonošských luk, který byl zjišťován touto metodou. (iii) fotodokumentace.

Naše zkušenosti s použitým přístupem

Výše popsaný koncept monitoringu stanovišť by měl podporovat návaznost mezi výstupy monitoringu a následnými rozhodnutími o způsobu péče. Umožňuje totiž objektivní a zároveň jednoznačné porovnání aktuálního a výchozího stavu stanoviště. Tato jednoznačnost může být z psychologického hlediska

důležitou motivací pro následné změny managementu.

Při zavádění monitoringu jsme ocenili příznivý poměr mezi přínosností sbíraných údajů a časovou náročností monitoringu. Použití transektů s nevelkými monitorovacími ploškami totiž zvyšuje reprezentativnost výzkumných dat pro prostorově velmi heterogenní luční vegetace Krkonoš a lokalizace plošek v ochránářsky nejvýznamnějších fragmentech se zachovalou vegetací zvyšuje přínosnost výsledků pro účely péče a ochrany. Odečtem vegetace ve vícero ploškách na liniových transektech pak rychle a nenáročně zjišťujeme její z ochránářského pohledu klíčový atribut – frekvenci vybraných druhů rostlin.

Trvalé vytyčení transektů v terénu a možnost jejich následného vyhledání je též časově úspornější než vytyčování každé plochy. Stačí vytyčit začátek a konec každého transektu, takže jednotlivá vzorkovací místa lze nalézt podle jejich polohy na transektu. Z hlediska efektivnosti trvá vytyčit jeden transekt přiměřeně druhově pestrou vegetací a zaznamenat na něm údaje o četnosti druhů přibližně stejně dlouho, jako zaznamenat četnost druhů ve standardním čtverci 4×4 m, přičemž praktický přínos údajů z transektu ve formě zpětné vazby pro rozhodování o péči o lokalitu je bezesporu větší. Nespornou výhodou odečtu plošek na transektech je, že se tak snižuje pravděpodobnost úplného zničení údajů pro monitoring v důsledku nepředvídaných jevů (např. rozrytí divočáky) a tím se snižuje pravděpodobnost přerušení časové řady.

Nevýhody zde popsané metody monitoringu pramení především z pocitu nadměrného „svazování“ péče o louky, které někdy zaznívají ze strany pracovníků plánujících způsob péče o jednotlivé lokality. Jedním z nejčastějších pohledů v diskusích je to, že hodnocení vegetace na základě jejího úzce definovaného počátečního stavu je zbytečně omezující a brání jí v přirozeném vývoji jiným, avšak stále přijatelným směrem. K tomu můžeme pouze dodat, že podle našeho názoru by přeměna některého přírodovědně cenného přírodního stanoviště, například krkonošského druhově bohatého smilkového trávníku, na jiné, stejně cenné stanoviště byla velice nepravděpodobná. Nejcennější stanoviště v současné české a vůbec evropské přírodě mají totiž zpravidla fragmentární charakter. Často představují útočiště

pro přírodovědně i ochránářsky zajímavé skupiny druhů s úzce vymezenými životními požadavky, tzv. „specialisty“. Změnou stanoviště v tomto kontextu by nejspíše byla jeho přeměna na trávník podobný trávníku na okolních plochách a vedla by k naprosté homogenizaci travních stanovišť na úrovni celé krajiny. Z tohoto důvodu se domníváme, že navržené metody mají při monitorování vzácně se vyskytujících stanovišť své opodstatnění.

Další námitkou může být, že pouhé porovnání stávajícího stavu vegetace s výchozím stavem neumožní zjistit, zda ke změnám vegetace došlo v důsledku péče, nebo zda byly ovlivněny přírodními změnami, např. v důsledku změn klimatu. Prvořadým účelem navrženého systému však není určovat důvody změn vegetace, ale poskytnout jednoznačnou informaci o tom, že se monitorované stanoviště změnilo. Tato informace nebude mít okamžitý dopad na režim péče, ale může být i předmětem debaty při kontrolních setkáních za účasti všech všech pracovníků zajišťujících management a monitoring lokality. Teprve z této platformy vzniknou doporučení pro změnu režimu péče či případně rozhodnutí o dalším studiu příčin zjištěných změn. Debaty budou vycházet z porovnání stávajících a výchozích hodnot stavu vegetace, ale též z údajů o četnosti diagnostických druhů, fytoecologických snímků, fotografií vegetace nebo výsledků monitoringu bezobratlých.

To nás přivádí k poslední kritické výtce, která zní, že primární stanoviště je „příliš zaměřeno na rostliny“ a nepředstavuje společenstvo rostlin a živočichů. Součástí projektu je však vypracování soupisů (inventarizace) mnoha skupin bezobratlých, z nichž lze případně vybrat skupinu indikátorových druhů, která může tvořit vhodný indikátor stavu stanoviště.

Summary

In the approach presented here, management monitoring is not only surveillance of the current state of the protected feature, it also assumes comparing it with the desired pre-defined target status. To make this comparison, we must be able to define the state of the habitat using objectively verifiable and measurable indicators. In the article we demonstrate that an ideal indicator of the change in the condition of

a habitat can be a change in area of its most scientifically valuable and best-preserved fragments. This change in area will be represented by a change in the number of sampling points in optimum condition on the transects, which run between preserved and degraded vegetation. This whole methodological approach is based on the repeatedly confirmed assumption that degradation of the vegetation is most often manifested by the spread of aggressive and invasive plants into the still-preserved species-rich vegetation, and that species-rich vegetation can be restored with the managed retreat of the competitive and invasive species. An increase in the number of plots with well-preserved vegetation indicates appropriate management, while the opposite trend indicates a need to review it.

A key part of developing this monitoring is identifying the condition indicator assemblage to define an important habitat type. This can be achieved by a simple procedure based on the search for a combination of plant species which clearly distinguishes well-preserved vegetation from its more degraded surroundings. The definition of well-preserved vegetation typically combines the coexistence of at least some listed positive species with the absence of listed negative indicators. Because the vegetation of the most valuable habitat fragments may differ between the localities, the condition indicators are specific for each monitored site.

The article ends with a description of how the monitoring transects are established in the Krkonoše Mts meadow enclaves and summarises our current experience of this type of monitoring. We appreciate the greater objectivity and representativeness of the data obtained e.g., in comparison with the classic phytocenological surveying, as well as the speed of the data collection. An undeniable advantage of this type of monitoring is the possibility to link the vegetation monitoring with the establishment of management targets. Finally, it should be recognized that the described methodical approach was not developed to establish cause and effect, it was developed solely to provide an early warning of condition change. Additional information will be needed to establish factors responsible for vegetation change, e.g. overgrazing, undergrazing, inappropriate management, atmospheric depositions, drainage etc.

Poděkování

Na praktickém uplatnění představeného managementového monitoringu v Krkonoších má klíčový podíl Zábaj Hrázský, který zároveň podstatně přispěl i k jeho metodickému přizpůsobení pro účely projektu LIFE CORCONTICA. Se sběrem dat nám pomáhal a rutinu při ní zaháňel Jan A. Šturma. K vývoji metodiky svými kritickými poznámkami významným dílem přispěli Iva Höningová a Tomáš Janata. Všem jmenovaným děkujeme.

Literatura

- BROWN A. 2000: Habitat Monitoring for Conservation Management and Reporting. 3: Technical Guide. Life-Nature Project no LIFE95 NAT/UK/000821. Integrating monitoring with management planning: a demonstration of good practice in Wales. Ms. (Countryside Council for Wales, Bangor).
- BROWN A. 2006: Strategic sampling. In: HURFORD C. & SCHNEIDER M. (eds) *Monitoring Nature Conservation in Cultural Habitats: A Practical Guide and Case Studies*. Dordrecht, Netherlands, Springer: 43–54.
- CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČI M., GRULICH V. & LUSTYK P. (eds) 2010: *Katalog biotopů České republiky*. AOPK ČR Praha. 307 str.
- ELLENBERG H. 1979: *Zeigerverte von Gefässpflanzen Mitteleuropas*. *Scripta Geobotanica* 9: 1–122.
- ELLENBERG H. 1988: *Vegetation Ecology of Central Europe*, 4th Edition. Cambridge University Press. Cambridge.
- ELLENBERG H., WEBER H. E., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W. & PAULISSON D. 1991: *Zeigerverte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- EUROPEAN COMMISSION 1992: Council Directive 92/43/EEC of 21. 5. 1992 on the conservation of wild habitats and of wild fauna and flora. Official Journal of the European Communities: No L 206: 22. 7. 1992.
- FLOUSEK J. 2010: *Koncepce monitoringu a výzkumu v Krkonošském národním parku (2010–2020)*. Ms. (Správa KRNAP Vrchlabí). 51 str.

- GRIME J. P. 2001: *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties* (2nd Ed.). John Wiley & Sons. Chichester.
- GRIME J. P., HODGSON J. G. & HUNT R. 1988: *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. Unwin Hyman. London.
- HELLAWELL J. M. 1991: Development of a rationale for monitoring. In: GOLDSMITH (ed.) *Monitoring for Conservation and Ecology*. London, Chapman and Hall: 1–14.
- HURFORD C. 2006a: Minimising observer error. In: HURFORD C. & SCHNEIDER M. (eds) *Monitoring Nature Conservation in Cultural Habitats: A Practical Guide and Case Studies*. Springer, Dordrecht, Netherlands: 79–92.
- HURFORD C. 2006b: Developing a habitat monitoring project. In: HURFORD C. & SCHNEIDER M. (eds) *Monitoring Nature Conservation in Cultural Habitats: A Practical Guide and Case Studies*. Springer, Dordrecht, Netherlands: 57–61.
- HURFORD C. 2006c: Monitoring coastal heaths at St Davids. In: HURFORD C. & SCHNEIDER M. (eds) *Monitoring Nature Conservation in Cultural Habitats: A Practical Guide and Case Studies*. Springer, Dordrecht, Netherlands: 157–168.
- HURFORD C. 2010: Observer variation in river macrophyte surveys: the results of multiple-observer sampling trials on the Western Cleddau. In: HURFORD C., SCHNEIDER M. & COWX I. (eds), *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: Practical guide and case studies*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- HURFORD C. & GUEST D. 2010: Monitoring the Ranunculion habitat of the Western Cleddau: A case study. In: HURFORD, SCHNEIDER M. & COWX I. (eds), *Conservation Monitoring in Freshwater Habitats: Practical guide and case studies*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.
- LEACH S. J. & DOARKS C. 1991: *Site Quality Monitoring methods and approaches (with particular reference to grasslands)*. Ms. (project No. 135. English Field Unit, Nature Conservancy Council, Peterborough).
- POUROVÁ K. 2009: Přehled managementových studií lučních porostů na území Krkonošského národního parku. *Opera Corcontica* 46: 105–132.
- ROWELL T. A. 2006: The relationship between monitoring and management. In: HURFORD C. & SCHNEIDER M. (eds), *Monitoring nature conservation in cultural habitats: A practical guide and case studies*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 13–22

Adaptivní managementový cyklus | Adaptive management cycle

Monitoring lučních bezobratlých v Krkonošském národním parku: současný stav a perspektivy

Monitoring of meadow invertebrates in the Krkonoše Mts National Park: present state and outlook

PAVEL MARHOUL¹ & OLDŘICH ČÍŽEK^{2, 3, 4}

¹ Beleco, z. s., Slezská 125, 130 00 Praha 3, CZ, pavel.marhoul@beleco.cz

² Hutor, o. s., J. Purkyně 1616, 500 02 Hradec Králové, CZ, sam_buh@yahoo.com

³ Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita, Kamýcká 129, 165 21 Praha, CZ

⁴ Entomologický ústav, BC AV ČR, v. v. i., Branišovská 31, 370 05 České Budějovice, CZ

Abstrakt Luční společenstva pod hranicí lesa tvoří velmi významnou součást Krkonošského národního parku. Přes jejich umělý původ s historií trvající pouze několik stovek let se jedná o cenná stanoviště s druhově bohatou faunou bezobratlých a se zastoupením vzácných a zoogeograficky významných taxonů. Informace o aktuálním složení společenstev lučních bezobratlých jsou ale útržkovité a nedostatečné. Nejistoty panují také ve vztahu reakce entomofauny na probíhající vegetační změny na loukách a na uplatňovaný management. Příspěvek přináší návrh systému sběru dat o bezobratlých v Krkonoších, který umožní získání informací nezbytných pro rutinní činnost Správy KRNP při péči o louky, a současně důkladné dlouhodobé hodnocení změn ve složení společenstev a počtů vybraných biodindikačně významných skupin bezobratlých.

Klíčová slova: horské louky, pastviny, bezobratlí, hmyz, management, monitoring, indikatory

Abstract Meadow communities below the forest line constitute a very important component of the Krkonoše Mts National Park (the Krkonoše Mts / the Giant Mts). Despite their man-made origin with a history of only a few hundred years, they are valuable habitats with a species-rich invertebrate fauna and representation of rare and zoogeographically significant taxa. However, information about the current composition of the meadow invertebrate communities are fragmentary and insufficient. There are also uncertainties in relation to the response of entomofauna to ongoing vegetation change in the meadows and the applied management regimes. This paper proposes a design for a system of data collection on invertebrates in the Krkonoše Mts that will make it possible to obtain information necessary for the routine meadow management and enable a thorough long-term assessment of changes in community composition and quantities of selected invertebrate groups important as bioindicators.

Keywords: mountain meadows, pastures, invertebrates, insects, management, monitoring, indicators

Úvod

Luční enklávy montánního a subalpínského pásma Krkonoše vznikaly postupně od středověku v důsledku kolonizace pohoří přistěhovalci a následného rozvoje tzv. budního hospodaření (ŠTURSA et al. 1996). Z botanického hlediska jsou považovány za velmi

významná stanoviště, která poskytla nové příležitosti druhům obývajícím před vznikem enkláv primární bezlesá stanoviště, především lavinami ovlivňované kary (ŠTURSOVÁ & ŠTURSA 1982).

Přestože má zoologický výzkum v Krkonoších dlouhodobou tradici sahající do první poloviny 19. století (KOLEŠKA 1975), entomologický význam lučních

enkláv je dosud poměrně neznámý. Dosavadní badatelské úsilí totiž směřovalo především k základnímu poznání fauny Krkonoš (OBENBERGER 1952). Výsledkem jsou především kompilační práce s druhovými přehledy pro různé skupiny bezobratlých nalezených v Krkonoších (např. BUCHAR et al. 1983, ČEJCHAN 1994, SOLDÁN 2000). Vznikaly také výzkumy společenstev bezobratlých na vybraných lokalitách, většinou se ale tyto průzkumy nevěnují sekundárnímu, ale primárnímu bezlesí (např. MARTIŠ 1975, VANĚK et al. 2010, 2012). I když tak existuje celá řada výzkumů a průzkumů, jedná se pouze o střípky, které pro různé metodiky a přístupy není možné spojit do uceleného obrazu poznání sekundárního bezlesí.

Pro udržování diverzity bezobratlých lučních biotopů byl klíčový způsob historického hospodaření popsán LOKVENCEM (2007). S ohledem na rozlohu a dostupnost byly luční enklávy obhospodařovány kombinací pastvy, seče a přihnojování. Intenzita jednotlivých činností se měnila podle vzdálenosti od obývaných bud. Obecně ekologicko-biologické znalosti (např. THOMAS 1995) nás vedou k předpokladu, že klíčový vliv na druhovou diverzitu bezobratlých ovlivňovaly zejména dva faktory. Prvním je existence a udržování mozaiky různě intenzivních způsobů péče. Intenzita hospodaření klesala se vzdáleností od boudy a tento gradient umožnil jednotlivým druhům nalézt jejich ekologické optimum. Druhým podstatným faktorem byl typ péče, kdy významný podíl v managementovém mixu měla pastva hospodářských zvířat. Na rozdíl od současnosti byl tehdejší dominantním spásáčem potravně neselektivní skot kombinovaný s pastvou koz, naopak dnes nejrozšířenější pastva ovcí byla významem a rozsahem okrajová. Velmi důležitý byl i způsob pastvy. Na rozdíl od současnosti převažující pastvy v ohradách a oplůtčích se jednalo o pastvu volnou, kde spásáči ovlivňovali travní porosty dlouhodobě a plynule podle aktuálního stavu vegetace. V minulosti se především v nižších polohách také významně uplatňovala rozdrobená pozemková držba, která vedla k efektu jemnějšího krajinného zrna, které později zaniklo v souvislosti s kolektivizací a mechanizací zemědělství. Uvedené faktory zajišťovaly heterogenní a neustále se měnící nabídku stanovišť v různých sukcesních stadiích, a to navíc na různých prostorových škálách od krajinného měřítko po (mikro) diverzitu na jednotlivých lučních komplexech (Obr. 1).

V souvislosti se společenskými změnami po II. světové válce a s tím spojeným zánikem tradičního hospodaření začaly luční enklávy vegetačně degradovat (PÁTKOVÁ & KRAHULEC 1997, FLOUSEK 2010). Ztráty druhové diverzity bezobratlých vyvolané zánikem hospodaření nejsou u většiny skupin známe, ale lze je odhadovat na základě vývoje u nápadných a mezi sběrateli atraktivních taxonů, pro které jsou informace dostupné. Nejlépe zpracovanou skupinou jsou v tomto ohledu motýli s denní aktivitou. Za 120 let v Krkonoších vymřelo nebo je považováno za nezvěstné 23 druhů denních motýlů z celkového počtu 105 dosud zaznamenaných druhů (ČÍZEK et al. 2015). Nejméně polovina z nich vymizela z důvodu změn hospodaření na travních porostech. Z rovnokřídých z Krkonoš vymizela saranče vrzavá (*Psophus stridulus*) (ČEJCHAN 1994) vázaná na krátkostébelné trávníky udržované pastvou.

Obnovení a dlouhodobé zajištění vhodné péče o luční enklávy je jednou z priorit Správy KRNP (FLOUSEK 2010). Vzhledem k diametrálně odlišným socioekonomickým podmínkám ve společnosti je nereálné obnovení budního hospodaření, proto je nutné hledat nové přístupy, které zajistí péči o louky ekonomicky únosným způsobem. Snaha o zavedení finančně nejvýhodnějších způsobů péče ale změni podmínky na lokalitě ovlivní tamní bezobratlé. Tyto změny jsou rizikové především proto, že reakce bezobratlých na absenci nebo naopak příliš intenzivní management je velmi rychlá (např. MARINI et al. 2009, STEPHANESCU et al. 2009). U citlivě reagujících druhů mohou změny dokonce vést k rychlému vymírání. Management travních porostů je v České republice zajišťován především z dotačních programů nastavených resortem zemědělství, pouze v přírodovědně nejvzácnějších oblastech je financován ze zdrojů resortu životního prostředí. Bez ohledu na zdroje financování je však v praxi patrná snaha o realizaci managementů maximálně efektivním způsobem. Zejména jde o snížení času stráveného na lokalitě a minimalizaci vynaložené energie a práce. Výsledkem je vysoké využití strojevé techniky při kosení luk často doplněné o technologie směřující k dalšímu zvýšení efektivity (např. využívání lamačů pro rychlejší schnutí pokosené hmoty). U pastvy je snaha ušetřit na přítomnosti pastevce, proto zanikla toulavá pastva a jsou využívány přenosné zábrany. Současná péče o luční porosty je zcela odlišná od historické. Změnila se rozloha



Obr. 1. Lahrový Boudy – Příklad zachovalé luční vegetace z pohledu bezobratlých živočichů.

Fig. 1. Lahrový Boudy – Example of well-preserved vegetation from the point of view of invertebrates.

ošetřená jedním zásahem, intenzita zásahu, plynulost, kontinuita i frekvence zásahů. V kombinaci s již uvedeným „zhrubnutím“ pozemkové držby je současný management pro zachování druhově bohatých společenstev bezobratlých nepříznivý. Konkrétní, v praxi upotřebitelné poznatky na toto téma nejsou v Krkonoších k dispozici. S výjimkou práce věnované denním motýlům (ČÍZEK et al. 2015) zde neproběhly systematictější práce zaměřené na vztah diverzity a početnosti bezobratlých k managementu lučních enkláv. Negativní aspekty mechanizované seče luk a hnojení průmyslovými hnojivy na bezobratlé jsou ale známé. Zmiňuje je kupříkladu již OBENBERGER (1952), který uvádí: „...Ke značnému ochuzení zvířeny v Krkonoších jistě došlo zavedením lučního hospodářství. ... na hmyzí zvířenu účinkuje ve větší míře ničivě senoseč – současně posekání luk. ...Protože k senoseči dochází na několika místech současně, jde zde o pravé katastrofy pro mnoho hmyzů.“ Tato pozorování potvrzují i současné výzkumy věnované odhadům kvantifikace mortality hmyzu při mechanizované seči luk. Práce ze Švýcarska, realizovaná na rovnokřídých, stanovuje

v závislosti na typu použité mechanizace až 82% mortalitu imag sarančí po sklizni, sušení a odvozu sena (HUMBERT et al. 2010). Podobně destruktivní vliv přinejmenším na některé skupiny bezobratlých má intenzivní pastva hospodářských zvířat (např. KRUESS & TSCHARNTKE 2002, více viz MARHOUL et al. 2011).

Plánovaná a již započatá obnova květnatých luk na krkonošských enklávách musí vedle vegetace zohledňovat i nároky bezobratlých. Management je třeba nastavit dostatečně citlivě tak, aby vedl k obnově a údržbě rostlinných společenstev, ale současně poskytl podmínky odpovídající nárokům bezobratlých (viz např. Obr. 1). Aby bylo možné věrohodně posoudit vhodnost zvolených metod, a případně je upravit k dosažení optimálního výsledku, musí být nezbytnou součástí péče o luční enklávy i monitoring dopadů managementu na vegetaci a na bezobratlé. Cílem tohoto příspěvku je vyhodnotit stávající monitorovací projekty bezobratlých v Krkonoších a navrhnout dlouhodobě udržitelný monitoring do budoucna.

Současný stav poznání

Současné poznání fauny bezobratlých živočichů krkonošských luk je nedostatečné. Pro naprostou většinu luk chybí nejen ucelené, ale jakékoliv informace o jejich výskytu. Recentní, systematicky a velkoplošně sbírané údaje jsou pouze dvojího druhu:

(i) Atlas rozšíření denních motýlů (ČÍZEK et al. 2015), který je výsledkem tříletého mapování (2012–2014) této skupiny hmyzu na celém území KRNAP a v jeho ochranném pásmu na české i polské straně. Mapované území bylo rozděleno na kvadráty o rozměrech přibližně $3,0 \times 2,8$ km odvozené od čtverců standardní sítě středoevropského faunistického mapování (ZELENÝ 1972). Při mapování bylo cílem navštívit co nejvíce typů bezlesých stanovišť v rámci mapovaného kvadrátu. Výsledkem mapování jsou zaznamenané druhy motýlů s uvedením relativní početnosti vztažené k mapovanému kvadrátu. Složení motýlích společenstev bylo zaznamenáváno pouze na některých obzvláště cenných loukách a vybraných lučních enklávách. Přesto je atlas jediným komplexním zpracováním vybrané taxonomické skupiny hmyzu popisující změny i současný stav druhového složení a početnosti pro Krkonoše. Velkým kladem pro nastavování managementu na lučních stanovištích a hodnocení jeho dopadů je vysoká bioindikční hodnota denních motýlů.

(ii) Mapování bezobratlých realizované v rámci řešení projektu LIFE CORCONTICA, které proběhlo v letech 2013–2016 na 29 lučních enklávách. Enklávy se nacházely na gradientu 580–1 340 m n. m. v prostoru vymezeném severozápadně Dvoračkami (Rokytnice nad Jizerou) a jihovýchodně Sklenářovicím údolím (Mladé Buky). Rozloha enkláv se pohybuje v rozmezí 2–130 ha. Sledovanými skupinami bezobratlých byly: pavouci (Araneae), rovnokřídli (Orthoptera), ploštky (Heteroptera), motýli (Lepidoptera) a brouci (Coleoptera). Sběr dat probíhal za pomoci zemních padacích pastí (Obr. 2), smýkání vegetace, světelných lapačů a mapování imag denních motýlů na předem stanovených bodech čtyřikrát během vegetační sezony. Počet bodů byl stanoven s ohledem na rozlohu enklávy a heterogenitu vegetace. Každá ze sledovaných enkláv byla sledována v jednom roce, pouze enklávy Klínové Boudy, Nové Domky, Mokré Jámy, Přední Struhadla a Zadní Struhadla byly sledovány opakovaně

(tj. dvakrát) s odstupem čtyř let. Spolu s entomologickými daty byly sbírány údaje o struktuře vegetace (výška porostu na třech úrovních, množství a počet nektaronosných – kvetoucích rostlin, podíl obnažené půdy a nízkých trávníků a podíl nitrofilních druhů) a probíhajícím managementu. Výsledky průzkumů jednak přinášejí základní informaci o druhovém složení společenstev sledovaných taxonomických skupin na enklávách a současně budou využity k analýze vztahu druhového složení a početnosti entomofauny k vegetačním charakteristikám.

Problematika volby formy monitoringu

Při nastavování dlouhodobého monitoringu bioty v určitém území je vždy nutné vyřešit základní rozpor mezi náklady (personálními, finančními, časovými, materiálními apod.) a přínosy (detailnost a užitelost získané informace), respektive najít vhodnou kompromisní hladinu tohoto poměru pro dané území a účely sledování a především jasně specifikovat, jaká data jsou potřebná a k jakým účelům mají sloužit. V územích ve správě ochrany přírody lze definovat tři hlavní účely sběru dat. Cílem je nejčastěji získat informace o (i) druhovém složení společenstev a početnosti jednotlivých druhů v určitém území, (ii) změnách obou faktorů v čase, (iii) vlivu prováděné péče (managementu) na sledovanou skupinu.

Nejkomplikovanější otázkou je zjišťování vlivu managementu. Často využívaným přístupem je aplikace experimentálního designu založeného na opakovaném párovém porovnávání ploch s vlivem managementu a bez něj (KLEIN 2006). Výběrem co nejpodobnějších ploch a jejich kontrol je minimalizována variabilita vnášená do výsledků různými vedlejšími faktory a maximálně je zdůrazněn vliv samotného zásahu. Pro účely sledování stavu populací bezobratlých na krkonošských loukách je ale tento postup nevhodný. Pro výše zmíněnou variabilitu lučních společenstev a velké abiotické rozdíly mezi loukami by využití tohoto způsobu bylo velmi nákladné. Pro získání dat, která by umožnila predikci pro všechny typy luk, bychom potřebovali velký počet opakování. Situaci navíc výrazně komplikuje skutečnost, že managementové zásahy se mění během sezony i mezisezoně, čímž se opět zvyšují nároky na počet výzkumných ploch. Řešením by bylo vytyčení ploch, kde by probíhal stále stejný management. V klimaticky heterogenních krkonošských podmínkách je



Obr. 2. Světelné lapače použité k inventarizaci vybraných skupin bezobratlých v rámci projektu LIFE CORCONTICA.
Fig. 2. Portable light traps used for inventory of invertebrates during the project LIFE CORCONTICA.

toto řešení v praxi jednak nereálné a dále jde proti vlastnímu smyslu vytváření heterogenní, dynamické mozaiky s různými typy zásahů.

Jak je uvedeno již výše, nebyla sledování stavu bezobratlých na lučních porostech pod hranicí lesa v Krkonoších dosud věnována dostatečná pozornost. Aktuální koncepce monitoringu zpracovaná Správou KRNAP (FLOUSEK 2010) navrhuje zavést na vybraných lokalitách národního parku i ochranného pásma monitoring rovnokřídých, denních motýlů a střevlíků/pavouků. Zvolené indikační taxony jsou pro monitoring využívány velmi často, protože zahrnují bezobratlé s různými životními strategiemi (např. fytofágní × karnivorní druhy, epigeické zástupce × druhy vázané na architekturu vegetace apod.). Metodickou komplikací je ale nízká druhová pestrost vybraných fytofágních skupin (denní motýli, rovnokřídli) v Krkonoších a náročnost sběru a vyhodnocení dat u vybrané epigeické skupiny (střevlíci/pavouci).

Z hlediska dlouhodobé udržitelnosti je nezbytné nastavit monitoring bezobratlých krkonošských lučních enkláv po všech stránkách (finanční, organizační, logistické, administrativní) jednoduchým způsobem při snaze o získání co nejvíce využitelných dat.

Řešením by mohlo být vytvoření jednoduchého systému na odhadování kvality luk pomocí vybraných

indikačních druhů kombinované s ucelenými a opakovanými faunistickými projekty. První část by na základě znalosti ekologie indikačních druhů a jejich nároků na biotop poskytla odhad kvality posuzovaného lučního porostu z hlediska bezobratlých využitelný pro rutinní použití při zajišťování péče o luční porosty. Výhodou tohoto přístupu je jeho jednoduchost. Rozsáhlé mapovací projekty mohou naproti tomu poskytnout komplexní obrázek o stavu sledované skupiny na celém území KRNAP a jsou tak mimořádně hodnotné samy o sobě. V případě jejich pozdějšího opakování se jejich význam mnohonásobně zvyšuje.

Nastavení managementového monitoringu bezobratlých v Krkonoších je však z řady důvodů komplikovaným úkolem. Situaci výrazně ovlivňuje rozloha a geomorfologie pohoří, vegetační a managementová rozrůzněnost lučních enkláv. V úvahu je nutné vzít následující skutečnosti:

(i) Celková rozloha lučních porostů v KRNAP a jeho ochranném pásmu se blíží 10 000 ha, z toho dvě třetiny jsou přírodní biotopy dle soustavy Natura 2000.

(ii) Lokality jsou hypsometricky výrazně rozrůzněné, pohybují se v rozmezí 500–1 350 m n.m. Mezi lokalitami jsou tak výrazné klimatické rozdíly.

(iii) Významným faktorem je také orientace ke světovým stranám a sklon jednotlivých luk.

(iv) Jednotlivé enklávy a luční porosty se vzájemně liší rozlohou a izolovaností.

(v) Mezi enklávami i v rámci enkláv je vegetace značně diverzifikovaná s ohledem na různé abiotické podmínky, především vlhkostní poměry.

(vi) Management je na enklávách rozrůzněný a nestálý. Hlavními typy managementu jsou celoplošné strojové kosení porostů prováděné jednou nebo vícekrát ročně, ruční seč, ponechávání nepokosených ploch, pastva ovci, koz, skotu a koní, ponechávání × vysekávání nedopasků, v některých částech i absence managementu. Zásahy na lučních enklávách se v sezoně i mezi sezonami často mění a kombinují.

(vii) Na některých enklávách se nachází část lučních porostů v degradovaném stavu v důsledku dlouhodobé absence hospodaření a v současnosti zde probíhá intenzivní asanační management.

(viii) Realizace monitoringu na některých enklávách nebo jejich částech může být komplikována špatnou dostupností nebo problémy vyplývajícími z pozemkové držby.

Složení společenstev bezobratlých je uvedenými faktory ovlivňováno a druhové zastoupení jednotlivých taxonomických skupin se mezi lučními porosty liší. Tyto rozdíly jsou často výrazné.

Návrh sběru entomologických dat

Jednoduchý systém pro orientační posouzení entomologické kvality lučních stanovišť

Cílem je získat informace o stavu hmyzích společenstev ve velmi krátké době. Protože ale neexistují plošná a dlouhodobá data, je vypovídací hodnota tohoto metodického přístupu relativně nízká a jde skutečně jen o orientační posouzení stavu. Na druhou stranu je natolik citlivá, že by mohla odhalit extrémně ohrožené lokality. Tento systém lze nastavit v krátkodobém horizontu.

Základním metodickým přístupem je vytvoření sady kritérií založených na prezenci / absenci indikačních druhů a jejich početnosti. Vhodné indikační druhy by měly splňovat základní požadavky:

- (i) snadná detekovatelnost v terénu,
- (ii) jednoduchá determinace,

(iii) silná vazba na kvalitu / strukturu vegetace / biotopu

(iv) společná doba výskytu a aktivity s dalšími indikačními druhy (pro snížení nákladů na monitoring).

Kritéria tak nenaplnují ojedinele se vyskytující druhy s velmi specifickými požadavky na stanoviště ani druhy běžné se širokou ekologickou valencí.

Orientační monitoring bude založen především na sledování denních motýlů, kteří nejlépe splňují výběrové předpoklady. Tato skupina má ale v Krkonoších řadu nevýhod. Výraznou metodickou komplikací je relativně nízký počet druhů denních motýlů vyskytujících se v současnosti v Krkonoších a rychlý úbytek druhové početnosti motýlů se stoupající nadmořskou výškou. Z tohoto důvodu je třeba posoudit vhodnost dalších taxonomických skupin, především rovnokřídlého hmyzu a brouků – zde budou využity poznatky z projektu LIFE CORCONTICA (dále projekt LC). Různorodost lučních porostů v Krkonoších neumožňuje vytvoření univerzálních druhových indikátorů použitelných v celém rozsahu pohorí. Řešením je vytvoření dílčích indikátorů zohledňujících nadmořskou výšku enklávy, typ převažující vegetace a geografické umístění v rámci Krkonoš. Použití indikátorů by mělo být umožněno i zaškoleným entomologům bez specializace na danou skupinu.

Tento typ monitoringu lze upravit a využít k dlouhodobému sledování vybraných luk či jejich částí. Dlouhodobou verzí je vhodné využít jako doplněk následujících typů monitoringu, např. pro sledování dopadů asanačních zásahů a managementu např. na důležitých lokalitách, kde dosud přezívá více druhů (viz ČÍZEK et al. 2013).

Pro dlouhodobé sledování změn na menších lokalitách postačuje upravit metodiku tak, že na každé lokalitě bude stráven mapováním přesně daný čas. Tato úprava pak povede k vytvoření navzájem srovnatelných skupin dat. U této varianty je nutné dbát na profesní kvalitu mapovatele.

Základní inventarizace lučních porostů a její opakování

Inventarizační průzkumy realizované na vybraném vzorku lučních enkláv v rámci projektu LC jsou efektivní cestou pro základní poznání fauny lučních stanovišť v Krkonoších. Kombinací více metod sběru dat a multitaxonovým záběrem přinášejí ucelený

obrázek o druhovém složení entomologických společenstev bez nutnosti provádět samostatné inventarizace pro každou taxonomickou skupinu zvlášť příslušnými specialisty. Výsledky umožňují popsat celkový obrázek stavu luční fauny na vybraných krkonošských loukách. Současně přináší informaci, zda je na některé lokalitě vhodné pro nějakou skupinu provést detailní inventarizaci. Během projektu LC byl sběr materiálu zaměřen především na enklávy ve střední a východní části KRNP a ve vyšších polohách (tzv. horské louky pod hranicí lesa). Žadoucí by bylo zvýšit reprezentativnost dat o enklávy a luční porosty nacházející se v západní části Krkonoš a v ochranném pásmu KRNP, a to v krátkodobém až střednědobém časovém horizontu.

Opakování sběru dat na enklávách sledovaných v rámci projektu LC a lučních porostech inventarizovaných dle informací výše nebo na reprezentativním vzorku z těchto lokalit. Analýza výsledků umožní velmi detailní porovnání změn společenstev bezobratlých, ke kterým v období mezi průzkumy dojde, v kontextu managementových přístupů, stavu vegetace a vegetačních změn. Inventarizace lze opakovat v návaznosti na jejich první cyklus v dlouhodobém časovém horizontu.

Plošné mapování vybraných taxonomických skupin

V současné době v úvahu připadají dvě skupiny. Jednou jsou denní motýli, kde již proběhlo první plošné mapování a v případě opakování by bylo možné provést analýzu změn podobně jako u mapování ptáků (FLOUSEK et al. 2015). Ze základní inventarizace části horských luk realizované v rámci projektu LC se ukazuje, že vhodnou skupinou ke sledování stavu luk jsou také noční motýli. Jde o skupinu s velkým počtem druhů vystupujících i do nejvyšších partií zahrnující kromě nejběžnějších druhů i široké spektrum biotopových specialistů.

(i) Mapování denních motýlů – opakování plošného mapování denních motýlů dle metodiky použité v letech 2012–2014 (ČÍZEK et al. 2015). Nevýhodou je relativně chudé druhové spektrum denních motýlů v Krkonoších, což znesnadňuje interpretaci a snižuje množství informací o dané skupině. Na druhou stranu mapování přineslo informace o řadě rizik ohrožující tuto modelovou skupinu a ukázalo na řadu

velmi ohrožených luk. Dále je známo rozšíření bioindikace významných druhů v Krkonoších. Opakování mapování proto umožní velkoprostorové srovnání vývoje populací motýlů a naznačí populační trendy jednotlivých druhů i této deštníkové skupiny jako celku. Termín: roky 2022–24, nejpозději pak mezi lety 2027 až 2029.

(ii) Mapování nočních motýlů – průzkum nočních motýlů (čeledi: Noctuidae, Drepanidae, Geometridae, Lasiocampidae, Endromidae, Lemoniidae, Saturniidae, Sphingidae, Notodontidae, Lymantriidae, Arctiidae) za pomoci přenosných světelných lapačů na reprezentativním vzorku lučních enkláv postihující gradienty nadmořské výšky, typu vegetace a geomorfologie Krkonoš. Noční motýli jsou z bioindikace hlediska ve vztahu ke kvalitě biotopu a potažmo aplikovanému managementu stejně významnou skupinou jako denní motýli, oproti nim ale mají výhodu mnohem vyšší druhové bohatosti, která vyvažuje metodické obtíže spojené se sběrem dat. Zatímco především ve vyšších polohách Krkonoš je druhová diverzita denních motýlů redukována na jednotky druhů, u druhů s noční aktivitou je na stejných místech bohatost nejméně o řád vyšší. Informace získané sledováním této skupiny umožní mnohem detailnější analýzu vlivu managementu na druhovou bohatost a početnost sledované skupiny, než je tomu u denních motýlů. Navíc se jedná o skupinu, kde jsou pro naprostou většinu druhů známy jejich funkční nároky (tzv. traits), které umožňují realizovat celou škálu dalších analýz ve vztahu ke stavu biotopů. Noční motýli nebyli jako skupina využíváni v minulosti k monitoringu kvality prostředí protože je nebylo možné standardizovaně sbírat. Zavedení přenosných světelných lapačů tuto nevýhodu odstranilo.

Mapování lze zavést ve střednědobém časovém horizontu.

Opakování základní inventarizace lučních enkláv

Opakování sběru dat na enklávách sledovaných v rámci projektu LC a lučních porostech inventarizovaných dle bodu výše, nebo na reprezentativním vzorku z těchto lokalit. Analýza výsledků umožní velmi detailní porovnání změn společenstev bezobratlých, ke kterým v období mezi průzkumy dojde v kontextu managementových přístupů, stavu vegetace a vegetačních změn.

Závěr

Dostatek kvalitních a aktuálních informací o biotě je základním předpokladem pro řádnou péči o zvláště chráněná území. Získání takových dat je na úrovni rozsáhlých území, ke kterým Krkonošský národní park patří, v mnoha ohledech komplikované. K dispozici je řada metodických přístupů na různých škálách záběru a detailnosti a jejich realizace je nejčastěji omezena vyšší finančních rozpočtů, jež jsou na výzkumnou činnost k dispozici. Ale u takto rozsáhlých území i dostatkem specialistů pro dané mapování. Systém sběru dat o bezobratlých uvedený v této práci navrhuje využívat dvě polohy sledování – jednoduché a rychlé posuzování stavu společenstev bezobratlých na základě indikátorů využíváné rutinně a na denní bázi na jedné straně a rozsáhlé mapovací (inventarizační) projekty opakované v dlouhodobých cyklech na straně druhé. Oba metodické přístupy mají svá pozitiva i omezení, jejich kombinace by však měla poskytnout dostatek údajů potřebných pro každodenní činnost Správy NP.

Sebelepší monitorovací systém sám o sobě však bohatá společenstva bezobratlých nemůže zajistit. Pro jejich zachování či znovuvytvoření je zcela klíčová podoba uplatňovaného managementu, který musí zohledňovat specifika ochrany bezobratlých na lučních porostech. Z těchto důvodů je navýsost důležité začlenit do týmu navrhovatelů managementu na lučních enklávách entomologa, který pomůže zohlednit ekologické nároky bezobratlých do managementových plánů.

Summary

Meadow enclaves of the Krkonoše Mts National Park (KRNAP) below the forest line are secondary forestless areas, man-made since the Middle Ages, which have, despite their artificial origin, become habitats for numerous plant species originally bound to primary forestless areas of avalanche paths. However, in spite of long-term research in Krkonoše, the entomological importance of the meadow enclaves is still little known. Collected data are so far mere fragments, which cannot be combined to form a unified picture of the secondary forestless areas due to differing methodologies and approaches. The situation

is complicated by abandonment of the traditional management of meadow habitats, which has led to a degradation of vegetation in most of the meadow enclaves or their parts. Taxa monitored in more detail (notably diurnal butterflies and orthoptera) document significant changes in these invertebrate communities with the complete disappearance or significant reduction in the numbers of biotope specialists brought about by changing enclave management. The restoration of flowering meadows in these Krkonoše enclaves, those planned and already launched by the KRNAP Administration, requires the establishment of an invertebrate monitoring system to enable credible assessment of the impacts of management and vegetation changes on the invertebrate communities.

The establishment of an invertebrate monitoring system for the KRNAP meadow enclaves is complicated by numerous geographic (considerable total area of meadow habitats, altitude range of the enclaves, their size, isolation, orientation to cardinal points), biological (vegetation variability in enclaves) and managerial (unstable and diverse management) factors that influence the composition of the invertebrate communities. Another complication is the insufficient knowledge of the recent composition of the invertebrate communities in the enclaves, which makes it impossible to target specific management on the enclaves. Recent wide-ranging data obtained from the Krkonoše Mts are only available for diurnal butterflies (ČÍZEK et al., 2015) and selected invertebrate groups obtained from 29 enclaves as part of the LIFE CORCONTICA project.

With respect to the above, the paper proposes a modular system of data collection and evaluation based on four approaches differing in their targeting and the complexity of their components:

(i) A simple system for a quick approximate assessment of the quality of meadow habitats in terms of invertebrates based on the monitoring of several selected indicator species. The selected taxa have to meet the following requirements: easy detection in the field, easy determination, strong relation to vegetation/biotope quality/structure, and time of presence and activity shared with other indicator species. The aim of the approach is to obtain operative data enabling a quick assessment of the quality of the meadow stand in question and, most importantly, identification

of sites extremely endangered by inappropriate management. If the basic methodological requirements (monitoring in the same place, in comparable phases of the growing season, in analogous ways) are adhered to, this system can also be used for the long-term monitoring of selected meadows or their parts.

(ii) Expansion of the basic knowledge of invertebrate communities in the way arranged under the LIFE CORCONTICA project with more enclaves so that they cover all the important gradients of the Krkonoše Mts (altitude, northwest-southeast gradient). The outcomes would make it possible to describe the overall state of meadow fauna in selected Krkonoše meadows.

(iii) Aerial mapping of selected taxonomic groups. Two groups are proposed: diurnal and nocturnal butterflies. In the case of diurnal butterflies, repeated mapping done after an appropriate time would enable a large-scale comparison of development in butterfly populations and indicate population trends of both the different species and this umbrella group as a whole. Detailed monitoring of nocturnal butterflies would help eliminate the main methodological shortcoming of the diurnal butterflies, which is their low species diversity in the KRNAP. The species diversity of the nocturnal butterflies is an order of magnitude greater. Information obtained by monitoring this group will permit a more detailed analysis of management effects on the species diversity and quantity of the group monitored than is the case with diurnal butterflies.

(iv) The proposed approach most difficult to organise is repetition of the inventorying of selected invertebrate groups made under the LIFE CORCONTICA project and ideally expanded with more meadow enclaves as per (ii) above after an appropriate time. The results would permit a highly detailed comparison of changes in the invertebrate communities that will occur over the time between the surveys due to management approaches, vegetation state and vegetation changes.

Poděkování

Poděkovat bychom chtěli zejména kolegům ze Správy KRNAP, konkrétně potom zejména Stanislavu Březinovi, Janu Maternovi a Tomáši Janatovi a v neposlední řadě Zábajovi Hrázskému z Daphne – Institutu

aplikované ekologie za diskuse věnované péči o krkonošské louky s ohledem na entomofaunu a inspiraci k sestavení tohoto diskusního příspěvku. Redaktorům časopisu potom za nekonečnou trpělivost a recenzentům za cenné komentáře. Příspěvek vznikl v rámci projektu LIFE CORCONTICA (ev. č. LIFE 11 NAT CZ 490).

Literatura

- BUCHAR J. & PFLEGER V. et al. 1983: Výsledky faunistického výzkumu Krkonoš (I). Mollusca. Opera Corcontica 20: 99–114.
- ČEJCHAN A. 1994: Poznámky k rozšíření orthopteroidního hmyzu v Krkonoších. Opera Corcontica 31: 125–134.
- ČÍZEK O., BENES J. & KONVIČKA M (eds) 2013: Závěrečná zpráva z mapování denních motýlů v rámci projektu Fauna Krkonoš, 2012–2013. Ms. (Správa KRNAP, Vrchlabí). 511 str.
- ČÍZEK O., MALKIEWICZ A., BENES J. & TARNAWSKI D. (eds.) 2015: Denní motýli v Krkonoších, atlas rozšíření. Správa KRNAP & Dyrekcja KPN. 328 str.
- FLOUSEK J. 2010: Koncepce monitoringu a výzkumu v Krkonošském národním parku (2010–2020). Ms. (Správa KRNAP, Vrchlabí). 55 str.
- FLOUSEK J., GRAMSZ B. & TELENSKÝ T. 2015: Ptáci Krkonoš – atlas hnízdního rozšíření 2012–2014. Správa KRNAP Vrchlabí, Dyrekcja KPN Jelenia Góra. 480 str.
- HUMBERT J.-Y., GHAZOUL J., RICHNER N. & WALTER T. 2010: Hay harvesting causes high orthopteran mortality. Agriculture, Ecosystems and Environment 139: 522–527.
- KLEIJN D. 2006: Guidelines for the evaluation of agri-environment schemes. Wageningen University, Wageningen, The Netherlands [online]. [cit. 14. 11. 2016]. Dostupné z WWW: https://www.researchgate.net/profile/David_Kleijn/publication/255591058_Guidelines_for_the_evaluation_of_agri-environment_schemes/links/552c1041cf29b22c9c40564.pdf.

- KOLEŠKA Z. 1975: Historie entomologického výzkumu Krkonoš. Opera Corcontica 12: 137–151.
- FLOUSEK J. (ed.) 2010: Plán péče o Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo, 2010–2020. Ms. (Správa KRNP, Vrchlabí).
- KRUESS A. & TSCHARNTKE T. 2002: Grazing intensity and the diversity of Orthoptera, butterflies and trapnesting bees and wasps. Conservation Biology 16: 1570–1580.
- LOKVENEC T. 2007: Budní hospodářství. In: FLOUSEK J., HARTMANOVÁ O., ŠTURSA J. & POTOCKI J. (eds), Krkonoše. Příroda, historie, život. Baset, Praha, 491–500.
- MARHOUL P., ČÍZEK O., POLÁKOVÁ S. & KRIVAN V. 2011: Zodpovězení a podložení otázek vzniklých na základě přípravy nových managementů, chystaných pro agroenvironmentální opatření pro dotační politiku po roce 2014. Ms. (MŽP ČR, Praha). 89 str.
- MARINI L., FONTANA P., BATTISTI A. & GASTON K. J. 2009: Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. Agriculture, Ecosystems & Environment 132: 232–236.
- MARTIS M. 1975: Střevlíkovití (Col., Carabidae) alpské zóny západních Krkonoš (ekologická studie). Opera Corcontica 12: 109–135.
- OBENBERGER J. 1952: Krkonoše a jejich zvířena. Práce z entomolog. Oddělení Národního muzea v Praze. Přírodověd vyd., Praha. 290 str.
- PÁTKOVÁ R. & KRAHULEC F. 1997: Sukcese luční vegetace v Krkonoších po skončení pastvy ovčí. Opera Corcontica 34: 91–104.
- SOLDÁN T. 2000: Biodiversity of mayflies (Ephemeroptera) in the Krkonoše Mountains: a historical and present status overview. Opera Corcontica 37: 369–375.
- STEPHANESCU C., PENUELAS J. & FILELLA I. 2009: Rapid changes in butterfly communities following the abandonment of grasslands: a case study. Insect Conservation and Diversity 2: 261–269.
- ŠTURSA J., KRAHULEC F., PECHÁČKOVÁ S., BLÁŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E. & FABSICOVÁ M. 1996: Louky Krkonoš: rostlinná společenstva a jejich dynamika. Opera Corcontica 33: 7–74.
- ŠTURSOVÁ H. & ŠTURSA J. 1982: Horské louky s *Viola sudetica* Willd. v Krkonoších. Opera Corcontica 19: 95–132.
- THOMAS J. A. 1995: The conservation of declining butterfly populations in Britain and Europe: priorities, problems and successes. Biological Journal of the Linnean Society 56 (Suppl.): 55–72.
- VANĚK J., KÜRKA A., MATERNA J. & VONICKÁ P. 2010: Epigeičtí pavouci (Araneae), sekáči (Opiliones) a střevlíci (Coleoptera: Carabidae) vybraných rostlinných společenstev Krkonošské a Skandinávské tundry. Opera Corcontica 47: 187–210.
- VANĚK J., JAROS J. & SPITZER K. 2012: Fauna nočních motýlů (Lepidoptera) v okolí Úpského rašeliniště v Krkonoších. Opera Corcontica 49: 205–210.
- ZELENÝ J. 1972: Návrh členění Československa pro faunistický výzkum. Zprávy Československé Společnosti Entomologické při ČSAV 8: 3–16.

Adaptivní managementový cyklus | Adaptive management cycle

Interní audit jako hybatel adaptivního managementového cyklu

Internal review: The key factor for the Adaptive Management cycle to move

MENNO VAN ZUIJEN

Natuurmonumenten, Noordereinde 60, 1243 ZS JJ 's-Graveland, NL, m.vanzuijen@natuurmonumenten.nl

Abstrakt V tomto příspěvku popisují proces interního auditu, jak jej provádí nevládní organizace Natuurmonumenten se sídlem v Nizozemsku. Interní audit je v podstatě určitou formou hodnocení péče na dané lokalitě. Zároveň je to příležitost pro předání informací mezi všemi pracovníky, kteří se podílejí na obhospodařování a monitorování lokality. Článek zmiňuje konkrétní otázky pokládané během auditu, upřesňuje složení a kvalifikaci osob, které se na něm podílejí, a popisuje také jeho jednotlivé kroky. Jsou zde uvedeny i rady a návody pro provedení skutečně efektivního a smysluplného auditu.

Klíčová slova: péče, monitorování, Nizozemsko, Natuurmonumenten

Abstrakt In this contribution I describe internal review as performed by non-governmental organisation Natuurmonumenten in the Netherlands. Internal review is a process of evaluation of management on a given locality. At the same time it is an occasion for information flow among all workers who are involved in management and monitoring of the locality. I mention specific questions which are asked during the review, composition and competencies of people who are involved in and the process of review itself. Tips and tricks for making the review effective and meaningful are also given.

Keywords: management, monitoring, the Netherlands, Natuurmonumenten

Úvod

Nevládní organizace Natuurmonumenten (dále ON) získává již více než 15 let zkušenosti s prováděním interních auditů v rámci adaptivního managementového cyklu (dále AMC) ve zvláště chráněných územích. Nejedná se o nic snadného. Na druhou stranu, odpovědi na otázky, co si myslí pracovníci organizace o interním auditu, jsou povzbudivé: „*je podnětný*“, „*dodává orientaci v problematice*“, „*umožňuje koncentraci*“, „*přináší nové impulsy*“, „*soustřeďuje pohled jedním směrem*“, „*integruje všechny aspekty*“, „*umožňuje diskusi se všemi zúčastněnými stranami*“, „*dává okamžik reflexe*“ atd.

Hlavním smyslem interního auditu je vyhodnotit, zda se splnily určené cíle péče. Je k tomu ale potřeba zodpovědět následující i otázky: Jaké jsou vlastně tyto cíle? Co bylo uděláno v rámci péče o lokalitu? V jakém je lokalita stavu? Kvalitně prováděný audit však navíc ukazuje, jaké informace jsou pro konkrétní managementový cyklus zásadní. Díky němu lze pochopit a také rozhodnout, které údaje na jedné straně chybí a které je nadále naopak zbytečně získávat.

Cílem tohoto příspěvku je představit způsob auditu tak, jak je prováděn v ON. Při čtení je však třeba mít na paměti, že žádný univerzální recept na způsob provedení auditu neexistuje. Proto bude užitečné nejprve zmínit kontext, ve kterém audit probíhá v ON. Dále

jsou zde však uvedeny i některé rady a návody jak přizpůsobit audit vlastním potřebám.

Postavení auditu v rámci AMC

Péče o lokalitu se skládá z vlastního hospodaření a monitorování práce provedené na základě plánu péče. V tomto plánu péče jsou určeny a popsány krátkodobé i dlouhodobé cíle a vlivy. Podrobný popis adaptivní péče lze nalézt např. v práci ALEXANDERA (2008). Z obhospodařování lokality se stává adaptivní činnost v okamžiku, kdy je subjekt na základě nových poznatků schopen změnit plán péče, vlivy a dokonce i cíle pro danou lokalitu. Nové poznatky mohou vyplynout například z vědeckého výzkumu, každodenních zkušeností pracovníků na lokalitě i z výsledků monitorování vlivů. Získáváním (nových) znalostí o lokalitě a poučením se z těchto informací je možné rok za rokem péči zlepšovat, a tím také zvyšovat kvalitu lokality. Práce ON probíhá v dynamickém prostředí. Mění se zatížení životního prostředí, klima i využívání pozemků, a tím učení a přizpůsobování péče stále více nabývá na významu. Vnitřní audit může být nástrojem spojujícím všechny informace a zkušenosti a umožňujícím poučit se z minulosti. Vnitřní audit znamená okamžik zamyšlení a může být klíčovým činitelem skutečně adaptivní péče o lokalitu.

Péče o chráněná území v režii organizace Natuurmonumenten

Vlastníkem lokality a subjektem na ní hospodařícím může být v Nizozemsku vládní organizace, nevládní organizace nebo soukromá osoba. Státní dotace se všem těmto subjektům (s výjimkou subjektů komerčních) poskytují bez rozdílu, a to podle způsobu péče. Například všechny travní porosty intenzivně obhospodařované sečením a pastvou jsou seskupeny dohromady a jde na ně více finančních prostředků na hektar, než je tomu u typů travních porostů, kde je vyžadováno pouze extenzivní hospodaření. Část prostředků je určena na sledování parametrů. Pro každý typ péče je definován soubor kvalitativních parametrů: druhové složení, skladba vegetace, vlivy prostředí a propojenost. Kvalitativní parametry se používají k informování vlastníka lokality a nizozemské vlády o vývoji stavu lokality. ON je využívá i jako výchozí informace pro svůj vnitřní audit.

Činnost nizozemské ON se řídí standardy kvality. V nich jsou popsány veškeré vnitřní dohody, odpovědnosti, pracovní procesy a úroveň minimální kvality. Příručku schvaluje vláda a je součástí certifikace FCS. ON má 25 místních týmů, z nichž každý hospodaří na nejméně čtyřech a často i na větším počtu lokalit. Tým se skládá z vedoucího, místního experta – ekologa, referenta pro komunikaci, koordinátorů péče o lokalitu a dalších pracovníků a dobrovolníků. Vedoucí týmu podléhá správní radě a podává jí závěrečné zprávy o činnosti. S počítačovým vybavením, právním a ekologickým poradenstvím, případně dalšími druhy administrativní činnosti pomáhá místním týmům centrální kancelář ON. Úkolem centrály je dále posuzovat, zda se práce místních týmů provádí podle schválené příručky kvality.

ON v současné době spravuje 105 000 ha v rámci 330 rezervací rozmístěných po celé zemi a pokrývajících celou diverzitu stanovišť vyskytujících se v Nizozemsku. Organizace působí v souladu se zásadami adaptivního hospodaření již od devadesátých let. Vnitřní audit na úrovni lokalit je prováděn jednou za šest let; některé lokality tak mají za sebou v pořadí již třetí audit. V roce 2015 provedla ON vnitřní audit 38× na celkové rozloze 17 500 ha.

Průběh auditu

Rozdělení kompetencí

Zavedení vnitřní prověrky na lokalitách obhospodařovaných týmem je odpovědností vedoucího týmu. Ten také hlásí správní radě výsledky kontrol. Samotné provedení auditu je úkolem některého ze členů týmu. Obvykle se jedná o experta – ekologa, který zajišťuje monitoring lokality. Během kontroly se projednávají nashromážděné podklady. Vlastní audit obnáší jednodenní jednání za účasti všech členů týmu pracujících na dané lokalitě, příslušných zúčastněných stran, dobrovolníků, zemědělců a zástupců úřadů. Na vlastním auditu lokality je přítomen jeden z expertů – ekologů centrální kanceláře, jehož úkolem je dbát na dodržování interní minimální závazné úrovně kvality auditu. V některých případech se k přípravě a provedení auditu najímá konzultant. Souhrnný přehled úkolů a povinností je tedy následující:

Správní rada: (i) nařizuje vedoucímu lokality provedení prověrky, (ii) schvaluje výsledek prověrky.

Expert – ekolog z centrální kanceláře: (i) účastní se prověrky, (ii) dbá na dodržení minimální úrovně závazné kvality, (iii) informuje správní radu, zda bylo minimální úrovně dosaženo.

Vedoucí týmu: (i) nese odpovědnost za včasné provádění prověrek, (ii) účastní se prověrek, (iii) podává zprávu o výsledku prověrky správní radě.

Člen týmu, expert – ekolog: (i) připravuje prověrku, (ii) vypracovává zprávu.

Ostatní členové týmu, dobrovolní členové týmu a externí zúčastněné strany: účastní se prověrky.

Příprava

Prověrka se obvykle skládá ze sběru a analýzy dat a písemných podkladů, vlastního kontrolního dne, vypracování zprávy a jejího předložení správní radě k projednání. Prvním krokem je sběr údajů: jaké jsou dlouhodobé cíle péče na lokalitě? Jaká práce byla odvedena (včetně monitorovací činnosti)? Jaký je současný stav lokality? Jedná se o tři velmi odlišné otázky, na které se hledají odpovědi s využitím různých zdrojů. První otázku lze zodpovědět především na základě dokumentů o dané lokalitě: dlouhodobé vize, dokumentů týkajících se Natury 2000, plánů péče aj. Na druhou otázku dají odpověď kolegové provádějící péči osobně, případně osoby zajišťující péči o lokalitu třetími stranami, například dodavatelé nebo zemědělci. Odpověď na třetí otázku dávají výsledky monitorovacích aktivit: mapy vegetace, pozorování rostlin a živočichů, fytoocenologické snímky a abiotická měření.

Druhým krokem je analýza získaných dat, která zodpoví následující otázky: Existuje shoda mezi cíli a aktuálním stavem lokality? Jaký je trend stavu lokality v průběhu let? Byla péče prováděná na lokalitě dostačující k udržení lokality v požadovaném stavu? Případně k dosažení dlouhodobých cílů v přijatelném čase? Toto je často časově nejnáročnější součástí procesu auditu. Málokdy jsou údaje ideální pro získání jednoznačných odpovědí. Toto je fáze, kde se proces může zkomplikovat. Lze tomu zabránit díky tomu, že se soustředíme na hlavní problémy.

Je velmi pravděpodobné, že tým na lokalitě působí již celá léta a její hlavní problémy jsou mu dobře známé. Musí se však pokusit prokázat, co se na lokalitě děje s využitím shromážděných údajů. Je přitom nutná ostražitost a vnímání neočekávaného. Tato analýza řekne o prospěšnosti získaných údajů nejvíce.

Jedná se o velmi důležitá zjištění, která mohou vést k hladšímu průběhu AMC! Závěry by se neměly z podkladů vyřazovat, ale zapsat do samostatného odstavce.

Jak si je možné složité analýzy dat usnadnit? Během let předcházejících auditu byly jistě provedeny různé monitorovací úkony. Je-li součástí každé monitorovací zprávy odstavce obsahující analýzu shromážděných údajů a jejich porovnání se staršími daty (a pokud možno i s uvedením trendu!), audit to usnadní. V ideálním případě je třeba závěry pouze zkopírovat a začlenit do nich závěry týkající se odlišných skupin druhů a abiotická měření. Speciálně v případě složitých dat, jako jsou například vegetační mapy či hydrologická a abiotická měření, je přínosné, když autoři těchto zpráv své závěry vysvětlí s ohledem na daný audit.

Zásadní význam mají pro provedení auditu podklady. Tedy informace, které se předávají účastníkům a jsou základem k jejich diskusi. Spolu se závěry a seznamem úkolů z auditu tvoří závěrečnou zprávu pro správní radu. Dobře sestavené podklady mluví stručně. Uvádí nepostradatelné základní informace o lokalitě, jsou shrnutím odvedené práce a předkládají závěry analýzy shromážděných údajů. Vysvětlují, proč je potřeba zaměřit se při diskusi na konkrétní otázky a proč není nutné věnovat se do přílišné hloubky otázkám jiným. Může pomoci i prezentace informací formou grafů, tabulek, obrázků a map. Tímto přístupem je tým nucen soustředit se na data. Méně důležité údaje zevšeobecňovat, důležité pak zdůraznit. Např. „Louka se seče každoročně v polovině srpna s výjimkou loňského roku, kdy se nesekala“ je srozumitelnější než uvádět výčet let a termíny sečení.

Obecně lze říci, že není možné diskutovat o všem, co se na lokalitě děje. Je tedy třeba rozhodnout, jaká témata jsou nejdůležitější: hlavní druh, speciální stanoviště, hydrologie lokality, specifický problém s hospodařením a tak dále.

Pocit, že ještě nejsou k dispozici všechny údaje, nebo ještě nedošlo k úplnému zavedení adaptivní péče, by neměl bránit zahájení auditu. Pokud péče o lokalitu už řadu let běží, přinejmenším existuje nepsaná představa o účelu této péče. A to pro první audit stačí. Během něj se dozvíte, jaké informace chybí a na které části AMC je třeba zapracovat nejdříve. Díky prvnímu auditu se tak cyklus adaptivní péče uvede do pohybu.



Obr. 1. Jednání na místě v průběhu auditu. Zleva doprava: znalec regionální flory (dobrovolník pro monitoring), terénní pracovník vytvářející vegetační mapu, expert – ekolog ze sousední lokality, celostátní expert na louky a mezofilní pastviny (třída *Molinio-Arrhenatheretea*), další expert – ekolog, pracovník týmu, vedoucí týmu.

Fig. 1. Field discussion during review. From left to right: regional florist expert (monitoring volunteer), vegetation map field worker, ecologist of neighboring site, national specialist on *Molinio-Arrhenatheretea* grasslands, site ecologist, site worker, site team manager.

Kontrolní den

Kontrolní den probíhá za účasti velmi rozmanité skupiny lidí z různého prostředí a s různou úrovní znalostí a zkušeností. Máme zkušenost, že jsou-li lidé ochotni naslouchat jeden druhému, může tato různorodost účastníků přinést nové poznatky. K dosažení tohoto cíle může přispět i přítomnost nezávislého vedoucího auditu. Ta může předně pomoci udržet zaměření jednání na vybraná témata. Obecně prověrka začíná prezentací hlavního závěru dokumentace. Následuje diskuse na jednotlivé zde uvedené otázky. Má závěr podporu účastníků? Nechybí nějaká závažná informace? Jaké poučení lze získat z nesouhlasu nebo nedostatků v údajích? Po projednání některých témat probíhá vždy i kontrola na místě (Obr. 1). Právě při ní totiž mají terénní pracovníci, zemědělci či dobrovolníci možnost ilustrovat nebo vysvětlit problémy, s nimiž se setkávají, a navrhnout

řešení, s nimiž mají osobní zkušenost. Expert – ekolog může naopak vysvětlit pohled svůj a demonstrovat před ostatními ukazatele stavu lokality. Kontrola na místě je často tou nejinspirativnější součástí celé auditu a je důrazně doporučována!

V průběhu kontrolního dne je vhodné některé diskuse začlenit do seznamu úkolů pro příští rok nebo na další léta. Jediný den je příliš krátký na vyřešení všeho, s čím je možné se v rámci auditu setkat. Dojdeme-li k závěru, že je třeba dlouhodobé cíle vymezit znovu, nevymezují se během prověrky, ale v rámci opatření na seznamu úkolů. Konstatujeme-li, že chybí základní informace, bude úkolem si tyto informace opatřit. Zjistíme-li nedostatek nebo problém, nejsou na místě obavy, i to je součástí AMC. Je to způsob učení. Vhodné může být podívat se na seznam provedeného monitoringu. Co se při tomto auditu použilo? Co se nepoužilo? Co chybělo? Vždy existuje

sklon dělat toho pořád víc a víc. Chce to kritický pohled a ochotu redukovat.

Již několik posledních let zakončujeme v ON kontrolní den vyjádřením jasného odborného názoru všech zúčastněných. Je kvalita různých stanovišť stejná, horší nebo lepší ve srovnání s dobou před šesti lety a proč je stejná, horší nebo lepší? Takto jednoduše lze diskusi s celou skupinou shrnout.

Výstupy auditu

Nově získané informace, názory a argumenty z kontrolního dne se doplní do závěrečné zprávy. Dále se doplní i seznam úkolů, a to včetně finančních požadavků. Zpráva se projedná se správní radou, která musí opatření schválit, nebo naopak s odůvodněním zamítnout. Seznam opatření je následně podkladem pro roční plán. Po šesti letech je seznam opatření součástí dalšího auditu, který odpoví na následující otázky. Byla opatření provedena? Pokud nebyla, jaký byl důvod? Důvody, proč se určité opatření neprovede, jsou během následující prověrky důležitým bodem poučení.

Způsob provádění vnitřního auditu má jednu nevýhodu – poskytuje omezenou záruku objektivity. Audit do značné míry provádějí osoby, které hodnocenou práci vykonaly. Je proto nutné snažit se dozvědět co nejvíce vytvářením otevřené atmosféry k diskusi, angažováním zúčastněných stran a psaním transparentních zpráv. A to je jeho hlavním cílem. Účelem není poukazovat na to, že lidé dělají chyby. Přínos auditu spočívá ve výměně informací, vzhledu do každodenních problémů, kterým čelí různí pracovníci zapojení do péče o lokalitu, i v tom, že zúčastněné strany přijatá rozhodnutí chápou. Zprávy z auditů nejdou na úřady a jednání tak nejsou zatížena politickými a strategickými problémy. A díky tomu všemu je vnitřní audit velmi účinným nástrojem.

Externí kontrola bývá v Nizozemsku formálnější, je prováděná nezávislou komisí a může být přínosná svým vlastním způsobem. Externí kontrola je často zaměřena spíše na postupy než na učení. ON má v Nizozemsku certifikaci na péči o lokalitu. To znamená, že má standardy kvality, kde se popisuje, jak se má pracovat. Externí kontrolou se prověřuje, zda se podle této příručky pracuje a pokud tomu tak není, co je v pracovním procesu nutné zlepšit, aby byl v souladu s popsávanými postupy. V postupech je například

uvedeno, že na každé lokalitě je prováděn jednou za šest let audit. Při externí kontrole se prověřuje, zda byl skutečně proveden.

Závěr

Při auditu vyvstane celá řada otázek pro vedoucího i členy týmu pečující o lokalitu. Díky odpovědím si lze udělat představu o lokalitě i o tom, co na ní probíhá. Při zpětné vazbě zjistíme, jak se v budoucnu o lokalitu postarat lépe. Není přínosné zaplétat se do dotazů, odpovědi a informací, ale soustředit se na to hlavní. Během kontrolního dne je nemožné snažit se vše vyřešit, vzniklé problémy se přenášejí na seznam úkolů. Vedlejší produkty auditu jsou stejně hodnotné jako samotná závěrečná zpráva. Audit se musí provádět s potěšením. Příjemné a zábavné to musí být i pro externí zúčastněné strany. S auditem je vhodné začít bez ohledu na to, zda je AMC zaveden nebo ne. Díky němu bude jasno v tom, která je ta nejnáléhavější část cyklu, na níž je třeba pracovat. A právě tím se kolo adaptivního managementu roztočí.

Summary

Main purpose of internal review is simply to answer a question whether we have met our objectives. But it needs integrating the answers on the following questions: What are our objectives? What site management have we done? What is the state of the site? But well performed review does more: it reveals which information is vital to our management cycle. It helps to understand and decide which information is missing on one hand and unnecessary on the other hand to collect in the upcoming years.

In this contribution I present the way NGO Natuurmonumenten in the Netherlands performs a review. Natuurmonumenten is currently managing 105,000 ha in 330 reserves spread all over the country and representing the variation of habitats occurring in the Netherlands. It works according to the principles of adaptive management since nineties. Internal review has been performed every six years on a site level. This means that some sites by now had their third consecutive review. In 2015 Natuurmonumenten performed 38 reviews on 17,500 ha.

It is the site manager's responsibility to set up the review of sites managed by his team. He will report the results to the board. One of the site team member's tasks is to perform the internal review. This will generally be the team member with ecology and monitoring as his task. The documentation which has been gathered will be discussed during the review. The actual review consists of one day with all the members of site team, relevant stakeholders, volunteers, farmers and governmental officials. During the actual review one of the ecologists from the central office is present to guard the internally agreed minimum level of the review quality. In some cases a consultant is hired to prepare and perform the review.

On average, a review consists of data collection, analysis, writing documentation, the review itself (one day), reporting and discussing the outcome of the review to the board (of directors). For performing the review a preparatory document is essential. Together with the conclusions and to-do list from the review the documentation forms the final report for the board (of directors). The review day is done with a very diverse group of people, of diverse backgrounds, with different levels of knowledge and experience. Our experience is that this diversity of participants can lead to new insights, as long as people are

willing to listen to each other. An independent chairman can help to achieve this.

A review is to ask yourself and your team members a lot of questions. The answers help us to understand the site and the processes operating at the site. By looking back we learn how to manage the site better in the future. Don't get lost in the questions, answers and information. Stay focused on the main issues. A well written report helps with the focus. Don't try to solve everything during the review meeting, since this is impossible, and 'park' issues on the action point list. The by-products of a review are as valuable as the finished review report itself. It must be fun to do a review. And it must be fun to join a review meeting as an external stake holder. Just start with the review process, if you have the adaptive management cycle in place or not. The review will make clear what is the most urgent part of the adaptive management cycle to work on. And by this it helps to get the cycle 'rolling'

Literatura

ALEXANDER M. 2008: Management planning for nature conservation. A Theoretical basis & practical guide. Springer.

Vybraná managementová opatření | Selected management measures

Management luk jakožto ekosystému

Managing meadows as ecosystems

JAN MYŠÁK

DAPHNE – Institut aplikované ekologie, z. s., č. p. 71, 538 36 Žumberk, CZ, jan.mysak@daphne.cz

Abstrakt Předkládaná studie si klade za cíl přiblížit současné poznání vybraných aspektů managementu lučních ekosystémů v horských oblastech temperátní Evropy se zvláštním důrazem na území Krkonoš. Stále se snižující diverzita hlavně lučních živočichů totiž vede ke zvyšující se naléhavosti nastavit management vhodným způsobem. Zároveň je tu i poptávka ze strany praktikujících ochránců přírody po aktuálních informacích o dopadech managementu pro jednotlivé složky ekosystémů. Nejdříve jsou zopakována jednoduchá opatření zacílená hlavně na ochranu lučních ptáků, jako je seč od středu ke krajům, pozdní seč nebo výběr vhodné kosící mechanizace. Větší prostor je pak věnován nedopaskům a nesečeným plochám, které se ukazují jako zásadní a nenahraditelná opatření pro nejrozličnější skupiny živočichů. Vytvářejí totiž na lučních stanovištích tolik potřebnou časovou a prostorovou heterogenitu vegetace. Diskutovány jsou výhody tzv. cyklického managementu, který vytváří dynamickou mozaiku různých sukcesních stadií, potřeba obnažování půdy, rozrůznění načasování disturbancí, význam obměňování tohoto plyne především nutnost zvýšení prostorové a časové heterogenity, včetně mikrostanovištní, které pomáhají udržet v krajině vysokou druhovou bohatost.

Klíčová slova: horské louky, ochrana přírody, zemědělství, cílové druhy, bezobratlí, vegetace

Abstract The present study aims to bring current scientific knowledge in selected aspects of management of grassland ecosystems in mountain areas, with special emphasis on the Giant Mts (the Krkonoše Mts). Continuously decreasing biological diversity of grasslands is leading to an increasing urgency to set up an appropriate management and introduce sufficient measures. There is also demand from conservationists for up-to-date information on impacts of management on ecosystems and their components. First, we discuss measures to protect grassland birds (mowing from centre to edges, late mowing or selection of suitable mowing machinery) and their impact on ecosystems. Furthermore we argue unmown and ungrazed patches as essential measures for many taxonomic groups since they create spatial and temporal heterogeneity. We also emphasize advantages of cyclic management creating dynamic mosaics of various successional stages, importance of bare soil, variation in the timing of disturbances or benefits of varying grazing intensity. Finally, in accordance with many previous works we conclude that there is the necessity of increasing spatial and temporal heterogeneity which can help to maintain high species richness in the landscape.

Keywords: mountain grasslands, conservation, agriculture, target species, invertebrates, vegetation

Úvod

O významu horských a podhorských extenzivně obhospodařovaných luk při ochraně druhové bohatosti nejrůznějších taxonomických skupin, stejně jako pro zachování konkrétních horských, úzce specializovaných (stenoekních) a někdy dokonce endemických druhů, nelze mít sebemenších pochyb a Krkonoše

jsou toho zářným příkladem. Přitom louky patří mezi polopřirozené ekosystémy, na jejichž formování se velkou měrou podílí člověk, ba co více, přírodní hodnoty luk jsou na působení člověka mnohdy zcela závislé (GUSTAVSSON et al. 2011). Zatímco dříve bylo toto lidské působení spjata se zemědělstvím a tedy s ekonomickými zájmy, dnes se, alespoň ve zvláště chráněných územích, setkáváme s aktivní péčí a jejím

plánováním a řízením, jejichž cílem je již výhradně ochrana přírody. Mluvíme pak o managementu.

Louky bývají označovány jako plagioklimax (DUFFEY et al. 1974), tedy jako systém, jehož sukcesní vývoj je zadržován lidskou činností, ale můžeme se setkat rovněž s jejich zařazováním mezi rané sukcesní ekosystémy (viz MORRIS 2000). V každém případě se jedná o ekosystémy, které se nacházejí ve stadiu dynamické rovnováhy mezi sekundární sukcesí na straně jedné a opačně působícími silami, které představují v našem případě člověkem vyvolané disturbance, tedy seč a pastva, na straně druhé. Staletí těchto zásahů vedla ke vzniku specifického species pool, tedy druhů, které dokázaly přežít dlouhá staletí tradičního obhospodařování a staly se tak na něm závislémi. Než, všechny složky lučních ekosystémů sice shodně ohrožuje jejich přímé poškození spojené například se zástavbou, avšak degradaci stanoviště spojenou zpravidla právě s určitým sukcesním posunem nebo disturbancemi vnímají různé luční organismy dosti odlišně (např. WALLISDEVRIES et al. 2002, KAMPMANN et al. 2008), neboť mají rozdílné ekologické nároky a znaky. Tyto odlišnosti se nezdá objevují i u blízkce příbuzných taxonů, které pak preferují rozličné způsoby managementu (DOWNIE et al. 2000, BATÁRY et al. 2007, ŠUMPICH & KONVIČKA 2012). Nezdá se, že mají zcela odlišné nároky i různá vývojová stadia téhož druhu (MARINI et al. 2009) nebo parazitů a jejich hostitelů (GRILL et al. 2008). Ekologické nároky se navíc mohou rychle měnit během krátké doby – místo k odpočinku vs. místo k získávání potravy (HOSTE-DANYŁOW et al. 2010). Někdy se ochrana přírody může dostat až do poněkud schizofrenních situací, jak ukazují MOUQUET et al. (2005) na příkladu modráska hořcového, jehož živné rostlině a hostitelským mravencům vyhovoval opačný management. Stanovit proto vhodný management ve zvláště chráněných územích, na něž jsou dnes kladeny nemalé nároky, co se zachování diverzity v silně fragmentované a antropogenně narušené krajině týče, je obtížné a zároveň klíčové. Kupříkladu snížení intenzity managementu může přivodit zvýšenou mezidruhovou kompetici a ústup na světlo náročných nízkých rostlin, avšak zároveň umožňuje přežít mnohým bezobratlým vázaným na větší strukturální heterogenitu spojenou s vyšším porostem.

Přístup vyplývající z ochrany jednoho vegetačního typu, taxonomické skupiny nebo dokonce jediného druhu může být ospravedlnitelný, zvláště jedná-li se o případ se zvláštním ochranným statutem. V převažující míře by však měl být náš přístup k lučním ekosystémům holistický, integrující potřeby i dalších taxonů. A kde jinde než ve velkoplošných zvláště chráněných územích, jako jsou národní parky, by v sobě měla ochrana přírody integrovat tři vzájemně se doplňující přístupy, a sice ochranu druhů, ochranu systémů a ochranu procesů, včetně sekundární sukcese (podle MEFFE & CAROLL 1994)? Žádný z těchto přístupů není dokonalý a každý může vést k vymírání, i když z jiných příčin. Pokud se zaměříme na ochranu jednoho nebo několika málo taxonů (například orchideje) nebo vegetačního typu (smilkové louky), náš úzce zaměřený management nedokáže vytvořit vhodné podmínky pro jiné chráněné druhy. Naopak při ochraně procesů a systémů mohou obecně nastavené podmínky selhat v případech, kdy specifický druh vyžaduje zvláštní přístup (WALLISDEVRIES et al. 2002). Už z tohoto důvodu je tolik důležité kombinovat všechny přístupy. Zvážíme-li pak míru poznání vlivu managementu na složení jednotlivých lučních taxocenóz, můžeme očekávat, že mezi botaniky budou značné tendence k preferování druhového přístupu, kdežto mezi entomology bude preferován obecnější přístup, neboť diverzita bezobratlých je mnohem větší a jejich ekologie je podstatně hůře prozkoumána (LITTLEWOOD et al. 2012b). Na jedné straně je tak snaha o co nejprecizněji vyladěný management (počet, výška, termín sečí, různé druhy a plemena pasených zvířat, intenzita pastvy atd.) pro každou louku nebo alespoň vegetační typ, na druhé pak opatření uplatňovaná v krajině měřítku (zvýšení časové a mikrostanovištní heterogenity, zvýšení heterogenity struktury vegetace). Samozřejmě existuje rovněž řada opačných případů.

Zde se sluší ještě upozornit na význam živočichů v lučních ekosystémech. Jejich ubýváním se totiž nepřipravujeme pouze o významnou složku diverzity, ale ohrožujeme i důležité ekosystémové funkce, které plní. Najdeme mezi nimi totiž význačné opylovače, a to i řady zvláště chráněných druhů orchidejí (BAUMANN et al. 2009), nebo organismy uplatňující

se při rozkladu odumřelých těl rostlin a živočichů (TAJOVSKÝ et al. 2006). Nezastupitelnou roli hrají také v potravních řetězcích, například housenky jsou klíčovým zdrojem potravy pro mnohé ptáky zemědělské krajiny (WILSON et al. 1999). Přitom již dnes mizí z luk nejen citlivé a náročné druhy, ale dokonce i hojní ubikvisté (GASTON & FULLER 2007, VAN DYCK et al. 2009). Luční živočichové tak patří k nejohroženějším v Evropě (VAN SWAAY & WARREN 1999, DUELLI & OBRIST 2003, FRANZÉN & JOHANNESSON 2007, REIF et al. 2008). Nejinak je tomu i v Krkonoších, kde například za posledních 120 let vymřelo hned 21 % denních motýlů (ČÍZEK et al. 2015). Pokud nepřijmeme rozsáhlá opatření na podporu luční fauny, hrozí nejen její další úbytek (TSCHARNTKE et al. 2005), ale i narušení zmíněných ekosystémových služeb (např. KREMEN 2005, GHAZOUL 2005, POTTS et al. 2009).

Cílem následujícího textu je přinést hodnocení managementu z hlediska dopadu na různé složky lučních ekosystémů s odlišnými ekologickými nároky. Text se soustředí především na otázky kolem seče a pastvy. Jelikož tato opatření blokují sekundární sukcesí, provází je odebrání většiny biomasy a jsou spojena s podstatnými změnami v populacích lučních živočichů, označujeme je zde jednotně jako disturbance. Tato práce si však neklade za cíl být ve výčtu managementových opatření a jejich aspektů vyčerpávající. Stranou necháváme například význam solitérních stromů, mokřadů nebo kamenných zídek či snosů, jejichž pozitivní vliv na biodiverzitu je nesporný.

Managementová opatření zaměřená na luční faunu

Výzkum v oblasti managementu luk v Evropě (WALLISDEVRIES et al. 2002, HUMBERT 2010) a v Krkonoších snad ještě více (viz KRAHULEC et al. 1996, POUROVÁ 2009) se již historicky soustředil na vliv managementu na vegetaci. Luční živočichové, s několika výjimkami z řad ptáků, tak stáli na okraji zájmu. Tato výrazná disproporce se dozajisté promítla i na po dekády jednostranně orientovaném managementu (VAN WIJEREN & BAKKER 1998; CROFTS & JEFFERSON 1999). Jako by se automaticky předpokládalo, že dopad toho či onoho

opatření na různé taxony bude obdobný. Jak už víme, opak je pravdou. Botanicky vyladěný management tak může vést k oslabení populací bezobratlých, čemuž lze zabránit pouze tehdy, bereme-li v potaz nároky obou taxonomických skupin (BELL et al. 2001, WALLISDEVRIES et al. 2002). S cílem zmírnit negativní dopad nevhodně nastaveného managementu na živočichy byly navrženy následující postupy a aktivity.

Seč od středu ke krajům

Pravděpodobně prvními, kdo začali upozorňovat na potřebu upravit management a obhospodařování luk i s ohledem na ostatní organismy vázané na tyto ekosystémy, byli již v polovině minulého století ornitologové. Upozorňovali totiž na destrukci hnízd a s ní spojenou mortalitu mláďat (více než 50 %) při seči rychlou a výkonnou mechanizací (LABISKY 1957). Opatření, které díky jejich aktivitě vzniklo, seč od středu ke krajům, se teprve po několika dekádách rozšířilo a počalo aplikovat i v běžném zemědělství u nás. Mezi jeho velké výhody patří, že zásadním způsobem nezvyšuje náklady na seč a zároveň při něm nedochází k žádnému konfliktu s ochranou cenné vegetace.

Ochrana chřástala polního

Zájem o ochranu chřástala polního a jeho na zemi umístěných snůšek (NORRIS 1947, GREEN et al. 1997) odstartoval další, dnes i u nás poměrně zdomácnělé opatření, a sice posun první seče v oblastech jeho výskytu. Přesto nebo právě proto pozornost upnutá na tohoto opeřence stále neutuchá (např. VICKERY et al. 2004, VERHULST et al. 2007) a značnému zájmu se těší dokonce mezi zemědělci. Toto opatření se dokonce dostalo mezi agroenvironmentálně klimatická opatření. Odsun seče na dobu po 15. srpnu se z pohledu ochrany vegetace nejeví jako výrazné konfliktní a jeho pozitivní dopad na populace chřástala byl prokázán (SCHAFER & WEISSER 1996). Nicméně, chřástal žije sice jak v druhově bohatých loukách, tak v monodominantních porostech (WETTSTEIN & SZÉP 2003), důležitá je pro něj ovšem spíše výška a struktura porostu, takže chřástal preferuje neudržované plochy bez zemědělských operací a na pasených nebo každoročně sečených místech rychle mizí (BERG & GUSTAFSON 2007). Na takto udržovaných

loukách klesá zastoupení vyšší vegetace a výslednou nižší výšku porostu pak doprovází i pokles početnosti chřástala. Obnova pravidelného managementu proto pro chřástala představuje zásadní ohrožení, pokud zároveň nebude v krajině měřítku dostatek ladem ponechaných luk. Management by na nich měl probíhat pouze jednou za několik let, aby se zabránilo sukcesnímu posunu vegetace ve prospěch dřevin.

Technika seče

Prostřednictvím poklesu populace čápa bílého se dostali do hledáčku ekologů konečně i obojživelníci žijící na loukách a lučních mokřadech a s nimi pak typy sekaček (CLASSEN et al. 1996). Přímá mortalita způsobená prstovými lištvými sekačkami činila při jejich výzkumu zhruba 10 % populace, kdežto rotační sekačky zasáhly až 27 % obojživelníků. Dnes již máme poměrně velké množství studií na toto téma, přičemž dosavadní přehled podává HUMBERT (2010). Nabízí poměrně ucelené informace o dopadu různých sekaček, mulčovačů i kondicionérů na přímou mortalitu rovnokřídlých, pavouků, včel, brouků či larev hmyzu. Obecně lze říci, že mortalita vzrůstá směrem od lištvých sekaček přes rotační sekačky, rotační sekačky s kondicionérem až po extrémně ničivé mulčovače. Výsledky se však do určité míry liší v závislosti na velikosti a pohyblivosti dotčeného organismu, obývané vrstvě (na zemi žijící druhy jsou ohroženy nejméně) nebo výšce seče, která by měla být alespoň 10 cm. Drastické škody na populacích lučních bezobratlých způsobují i ostatní fáze sklizně jako je obrácení či řádkování sena nebo již samotné pojezdy mechanizací po posečené hmotě (BLODGETT et al. 1995), avšak těm se většinou nelze vyhnout. Dosud nevyřešenou otázkou tak zůstává, zda preferovat sušení sena na louce nebo posečenou hmotu sklídit co nejdříve. Zatímco jedni upozorňují, že časová prodleva mezi jednotlivými fázemi sklizně umožní únik přeživších živočichů do okolí (BLODGETT et al. 1995), druzí argumentují, že sušená hmota sama slouží jako významné refugium, s jehož odvozem z louky mizí i velká část populací, například rovnokřídlých (OPPERMANN et al. 2000). Co se však různých typů sekaček týče, ke konfliktu mezi potenciálními předměty ochrany nedochází. Zatímco

mulčování způsobuje nežádoucí změny ve složení vegetace a není vhodným managementem pro udržení druhově bohatých horských luk (POUROVÁ et al. 2010, GAISLER et al. 2011), hladký neroztřepený řez lištvých sekaček napomáhá snazší regeneraci zasažených rostlin a snižuje riziko napadení patogeny (CHMEL 2013).

Nedopasky a nepasené plochy

Teprve až v posledních 2–3 dekáдах se do popředí zájmu dostávají rozdíly v nastavení managementu pro potřeby vegetace na straně jedné a bezobratlých na straně druhé (např. WALLISDEVRIES et al. 2002, PÖYRY et al. 2006, KONVIČKA et al. 2008, KLIMEŠ et al. 2013). Nejinak je tomu v Krkonoších (ČÍZEK et al. 2015). Například MORRIS (2000) tyto rozdíly připisuje především odlišnému prostorovému uspořádání a vnímání. Všechny rostliny, až na nepatrné výjimky, se nacházejí na rozhraní půdy a atmosféry, čímž vytváří spíše dvourozměrný systém. Oproti tomu živočichové vnímají prostor mnohem více komplexně, trojrozměrně. HELM et al. (2006) dodávají, že rostliny čerpají všechny živiny pro svůj růst z jediného místa, kdežto živočichové vyžadují více různých zdrojů v prostoru, takže jsou více ohroženi homogenním managementem. A tak zatímco první vyžadují pravidelné odstraňování biomasy a udržování lokality v určitém sukcesním stadiu (KRAHULEC et al. 1996, GRIME 2001, ANTONSEN & OLSSON 2005, KLIMEŠ et al. 2013, JANEČEK et al. 2013), pro druhého je seč či pastva provázána poklesem druhové bohatosti i abundancí, a to jak v krátkodobém měřítku spojeném s přímou mortalitou a destrukcí snůšek či larválních stadií (HUMBERT 2010), tak v dlouhodobějším spojeném především s homogenizací struktury a složení vegetace (GERSTMEIER & LANG 1996, MORRIS 2000, BALMER & ERHARDT 2000, CATTIN et al. 2003, SCHMIDT et al. 2008, LEBEAU et al. 2015). Odpovědi na management se však mohou diametrálně lišit mezi nižšími taxony v rámci obou skupin.

Mezi důležitá opatření navržená ve prospěch bezobratlých na pastvinách patří nesečení nedopasků (Obr. 1). Nedopaskům se věnuje řada studií z pohledu agronomického (např. BOSKER et al. 2002), kde jsou považovány za plevele, nicméně



Obr. 1. V nedopascích se během pastvy a po ní těsná velká část populací bezobratlých živočichů. Měly by proto být přesekávány maximálně na polovině každé pastviny.

Fig. 1. The sward islets can harbour large proportion of various invertebrates. Therefore, they should be cut only on the half of each pasture.

jejich význam pro zachování diverzity zůstává přehlížen a nedoceněn. Přitom mají velký význam pro luční živočichy, kteří jsou přitahováni vyšší strukturální heterogenitou porostu a tím pádem i pestřejší nabídkou nik (HELDEN et al. 2010), stabilnějšími mikroklimatickými podmínkami vhodnými pro přezimování (DESENDER et al. 1989), vyšším obsahem živin v půdě i v pletivech rostlin (MIKOLA 2009, DITTRICH et al. 2012) nebo bezpečím pro hnízdění (UHLIAROVÁ et al. 2012). Kvantitativní výsledky nabízejí HELDEN et al. (2010), kteří zjistili, že až 50 % jedinců různých členovců se během pastvy těsná v nedopascích, které zabírají nepoměrně menší rozlohu, přičemž význam nedopasků roste s klesající výškou okolního porostu. Na dostatečně intenzivně spásaných porostech, kde převládají nedopasky způsobené výkaly, nebyl zjištěn ani negativní vliv na druhové složení vegetace (HELDEN et al. 2010, GAISLER et al. 2011). Plošné sečení nedopasků po každém pastevním cyklu je proto nevhodné. Přesto, byť někteří autoři doporučují nedopasky nesekat vůbec (ČÍZEK et al. 2015), je potřeba zvážit přítomnost nežádoucích expanzivních a invazních rostlin jako jsou šťovíky, pcháče či kopřivy a celkové množství nespasené plochy. Pokud

tedy nedopasky ohrožují kvalitu porostu a zabírají více než 30 % plochy, je vhodné jejich posečení alespoň na polovině pastviny, přičemž na druhé půli by měly zůstat do následující sezony (MLÁDEK et al. 2006, UHLIAROVÁ et al. 2012). Alternativním způsobem může být uvolnění části pastvin z pastvy, a to buď oplůtkem, který bude spasen až v druhé půli srpna (FARRRUGGIA et al. 2011) nebo nespásanými okraji sečenými na konci sezony (POTTS et al. 2009) či jednou za několik let (WOODCOCK et al. 2009). Rozloha těchto vynechaných částí by měla na intenzivních pastvinách činit alespoň 20 % (FRANZÉN & NILSSON 2008). Ideální je však kombinovat vynechávání pastvy i nesečení nedopasků, neboť každé z těchto opatření podporuje jiné složky entomofauny. Mozaika krátkého spásaného porostu a nedopasků vyhovuje spíše mobilnějším, větším a termofilním organismům. Drobné více sedentární organismy pak dávají přednost větším celkům nespasovaných ploch. První totiž vnímají mozaiku jako jedno heterogenní prostředí, druzí však rozlišují plošky s vhodnými a nevhodnými podmínkami a podle principů ostrovní biogeografie jsou znevýhodňováni klesající velikostí zrn mozaiky (podle COLE et al. 2010, VAN KLINK et al. 2013).



Obr. 2. Nesečené plochy jsou nenahraditelnou součástí managementu lučních ekosystémů. Jejich umístění podél mezí či pěšin působí pozitivně na luční živočichy, umístění podél lesa ovlivní spíše druhy ekotonu.

Fig. 2. Uncut refuges are very important part of grassland management. Their placing along the grass banks or paths affects positively the grassland species, their placing along the forest affects rather the ecotone species.

Nesečené plochy

Nesečené pásy (Obr. 2), okraje nebo plochy, někdy označované také za nedosečky, jsou zásadním opatřením ve prospěch uchování biologické rozmanitosti sečených luk. Jelikož seč je neselektivní, redukuje výšku vegetace na jednotnou úroveň, omezuje mikrotopogeografickou heterogenitu (krtince, mraveniště) a především působí jako náhlá, z pohledu bezobratlých katastrofální disturbance (MORRIS 2000), věnuje se nesečeným plochám mnoho prací z oboru ekologie. V této práci za nesečené plochy označujeme všechny případy, kdy je seč časově a prostorově rozložena do více termínů na několika (alespoň dvou) dílčích plochách, přičemž rozestupy mezi fázemi bývají v řádu měsíců až několika málo let. Jejich primárním cílem je podpora druhové bohatosti luk prostřednictvím rozrůznění seče a neměly by být provázány sukcesními posuny společenstev. Důležitým průvodním jevem jsou plochy s rozdílnou výškou vegetace.

Pro pochopení role nesečených ploch při ochraně druhové bohatosti luk je nutné si uvědomit, jakým

způsobem seč (disturbance) ovlivňuje jednotlivé taxocenózy. Zajímavý je v tomto ohledu pohled na vztah mezi druhovou bohatostí cévnatých rostlin a různých živočišných skupin. Jistě nelze očekávat, že by druhová bohatost jednoho taxonu mohla univerzálně indikovat druhovou bohatost taxonu druhého, což už také bylo opakovaně prokázáno (WOLTERS et al. 2006, NIEMELÄ & BAUR 1998). Nicméně určitý vztah jistě lze očekávat. Vždyť rostliny slouží živočichům za potravu a management nastavený na udržení jejich vysoké druhové bohatosti může vést k nárůstu počtu druhů i mezi jejich predátory. Vzdor tomuto předpokladu nebyl zjištěn signifikantně pozitivní vztah mezi diverzitou rostlin a lučních dvoukřídých (RYDER et al. 2005), ploštic (DI GIULIO et al. 2001), kříšů, ploštic, brouků a parazitických blanokřídých (KRUESS & TSCHARNTKE 2002a) nebo motýlů (PÖYRY et al. 2006) v závislosti na prováděném managementu. To ovšem neznamená, že by druhové složení vegetace nemělo vliv na vyšší trofické úrovně, ba naopak. Avšak ukazuje se, že jiné ekologické faktory mohou působit na společenstva

ještě silněji a že tyto faktory se u rostlin a živočichů na loukách liší.

Klíčovým ekologickým faktorem pro složení zoocenózy na polopřirozených loukách se opakovaně ukazuje výška porostu (například NENTWIG 1988, VÖLKL et al. 1993, WILLOTT 1997, DENNIS et al., 1998, WETTSTEIN & SCHMID 1999, MORRIS 2000, DI GIULIO et al. 2001, KRUESS & TSCHARNTKE 2002a, POTTS et al. 2009, WOODCOCK et al. 2009, DOVER et al. 2010, HOSTE-DANYŁOW et al. 2010, BURI et al. 2013). Ve všech uvedených případech s rostoucí výškou porostu stoupá také druhová bohatost bezobratlých a abundance většiny populací. Výjimky, kterým vyhovuje kratší porost, patří obvykle k široce rozšířeným generalistům, druhům s velkou pohyblivostí nebo potravním oportunistům, kteří nebývají v popředí ochránářského zájmu (NENTWIG 1988, NICKEL & HILDEBRANDT 2003, LEBEAU et al. 2015). Našli bychom i rozdíly mezi jednotlivými skupinami, třeba brouci se zdají být v odpovědi na výšku vegetace robustnější (MORRIS & RISPIN 1987, 1988). Denní aktivita a orientace zrakem u některých predátorů zase nabízí možné vysvětlení preference intenzivně obdělávaných luk a pastvin s nižší výškou porostu u střevlíkovitých (GRANDCHAMP et al. 2005) nebo také u ptáků (HOSTE-DANYŁOW et al. 2010). Vliv výšky porostu také klesá s rostoucím zastoupením mono- a oligofágů (WETTSTEIN & SCHMID 1999).

Nesečené plochy tak nepředstavují pouze významné refugium v období samotné disturbance a krátce po ní (HUMBERT 2010), ale prostřednictvím komplexnější struktury a větší výšky vegetace skýtají pestřejší nabídku nik (KIEL 1999, GUIDO & GIANELLE 2001, OPPERMANN 2007, POTTS et al. 2009), umožňují koexistenci vícero vertikálně stratifikovaným guildám (skupinám organismů vázaných na stejné zdroje) (BROWN et al. 1992), snižují úroveň interspecifické kompetice mezi živočichy a riziko jejich kompetičního vyloučení (ROTHENWÖHRER et al. 2013), nabízejí specifická mikrostanoviště – někteří pavouci uchycují své sítě pouze na odumřelé dřevnatělé stonky (BELL et al. 2001), zvyšují nabídku nektaru či semen (VÖLKL et al. 1993, JOHST et al. 2006, POTTS et al. 2009, DOVER et al. 2010), snižují predační tlak (BRASCHLER et al. 2009) nebo vytváří stabilnější mikroklimatické podmínky (DI GIULIO et al. 2001, PÖYRY et al. 2006, WALLISDEVRIES et al. 2007, GARDINER & HASSALL 2009). Z těchto

důvodů jsou nesečené plochy široce doporučovány jako velice snadné, univerzální a účinné opatření. Svůj význam si zachovávají i na extenzivně obhospodařovaných loukách s agroenvironmentálními opatřeními (BURI et al. 2013).

Práce, které se zabývaly významem nesečených ploch, přinášejí také různá doporučení k maximalizaci jejich přínosu. Důležité je, aby seč probíhala ve směru nesečené plochy, nikoli od ní. Tedy tak, aby měli jedinci možnost uchýlit se do refugia (HUMBERT et al. 2010). Nesečené plochy je dobré umísťovat podél travnatých mezí nebo jiných travnatých okrajů, neboť vyšší vegetace podél hustých vzrostlých lesních porostů má pozitivní dopad na ekotonální druhy, nikoli však na lučí specialisty (RADA et al. 2014). Z podobných důvodů nelze nesečené plochy nahrazovat křovinatými lesními lemy a podobnou vegetací, i když jejich pozitivní dopad pro biodiverzitu je nesporný. Aby nesečené pásy postihly různá mikrostanoviště a vývojová stadia, měly by být situovány podél nejdůležitějších ekologických gradientů, například nadmořské výšky (GYÖRFFY & KÖRMÖCZI 2001, CATTIN et al. 2003). Z hlediska opylovačů je důležité dostatečné zastoupení nektarodárných rostlin – pcháče, starčky, rozrazilky nebo třeba motýlokvěte (POTTS et al. 2009, LEBEAU et al. 2015).

Značný vliv na efektivitu nesečených ploch má i jejich prostorová konfigurace, tedy jejich tvar, velikost, členitost nebo konektivita (FAHRIG et al. 2011), avšak máme jen malé množství studií na toto téma ve vztahu přímo k nesečeným plochám. Každopádně mezi jednotlivými taxonomickými skupinami mohou být značné rozdíly v odpovědi na konfiguraci prostorové heterogenity. Zatímco třeba pro včely měla větší význam celková rozloha příhodných stanovišť, pro vosy se ukázala jako podstatnější hustota okrajů (HOLZSCHUH et al. 2010). V ideálním případě by tak mělo být seče ušetřeno více menších navazujících ploch (pásů), které poskytnou potřebné množství přechodů mezi různě vysokou vegetací, a několik větších segmentů (bloků), jak také ukazují výsledky KORÍNKOVÉ (2009) v případě nesečených ploch a různých druhů motýlů. To může být ovšem organizačně poměrně náročné, takže vhodným a zároveň praktickým tvarem se ukazují pásy o šířce alespoň 10 m (GYÖRFFY & KÖRMÖCZI 2001, BROYER 2003, GRÜEBLER et al. 2008). Kvůli poměrně omezeným možnostem

šíření řady ohrožených druhů by pak vzdálenost mezi jednotlivými nesečenými pásy s vyšší vegetací neměla přesahovat 30 m (HUMBERT et al. 2010). Konfigurace prostorové heterogenity má větší efekt než celková rozloha všech nebo rozloha jednotlivých nesečených ploch (BROYER 2003). Nicméně jako minimální doporučený podíl ploch bez zásahu se udává nejčastěji 10–20 % (GRÜEBLER et al. 2008, BURI et al. 2013, KÜHNE et al. 2015, BRUPPACHER et al. 2016), případně 25–35 % (SCHMIDT et al. 2008, ČÍZEK et al. 2012), avšak tato hranice je ve většině studií stanovována ad hoc a nemusí být vždy dlouhodobě dostatečná (např. AVIRON et al. 2007). S ohledem na principy ostrovní biogeografie by však poměr nesečených částí vůči sečeným měl narůstat s rostoucí izolovaností a klesající rozlohou louky. Rekolonizace těchto míst je totiž méně pravděpodobná a více zde hrozí vymírání lokálních populací.

Nesečené plochy mají dopad i na vegetaci, přičemž velké rozdíly lze pozorovat u rostlin s odlišnými životními strategiemi a růstovými formami (VALKÓ et al. 2007). Toto téma se však již do značné míry prolíná s cyklickým managementem, který si představíme na následujících řádcích. Každopádně pokud hrozí nežádoucí sukcesní změny, měla by se obměňovat místa, kde je seč vynechávána (GRIME 2001).

Nastavení parametrů managementu

Frekvence disturbance

V současnosti cílí většina metod péče o louky na zachování nebo dosažení více či méně statického rovnovážného stavu, na nějž jsou vázány určité cílové organismy nebo jejich vyšší funkční jednotky (např. společenstva). Oproti tomu cyklický management vytváří dynamickou mozaiku sukcesních stadií, u níž lze předpokládat, že zvýší počet koexistujících druhů (WU & LOUCKS 1995, MORRIS 2000, STEFFAN-DEWENTER & TSCHARNTKE 2002, HINSCH & POETHKE 2007, KLEYER et al. 2007). V případě luk je tento management založený na akceptování sekundární sukcese jako přirozeného procesu, k jehož přerušení dochází až ve chvíli před vyloučením kompetičně nejslabších druhů, případně ve chvíli vymření lokální subpopulace.

Sukcesní posuny, které mohou nastat v případě delšího intervalu disturbance, bývají často označovány

jako degradace. Nicméně, odstraňování biomasy trav a stařiny je sice podmínkou zachování lučních ekosystémů, avšak zdaleka ne všem druhům rostlin vyhovuje pravidelný každoroční management, přičemž mnohé z nich patří i mezi ochránářsky významné druhy (KÖHLER et al. 2005, VALKÓ et al. 2012). Z řady předchozích studií na toto téma lze vyvodit, že kratší interval vyhovuje druhům menším, méně kompetičně zdatnějším a náročnějším na světlo. Naopak druhy většího vzrůstu preferují delší čas mezi disturbancemi. Obdobně také víceleté byliny schopné ukládat zásobní látky (KÖHLER et al. 2005, VALKÓ et al. 2012) nebo pozdě kvetoucí druhy (BILLETER et al. 2007) upřednostňují, pokud nejsou posečeny každoročně. Na druhou stranu VANDERPOORTEN et al. (2004) nezaznamenali pokles druhové bohatosti u drobných mechorostů ani 20 let po ukončení managementu. Samozřejmě velké rozdíly v odpovědích jednotlivých druhů se objevují v odlišných ekologických podmínkách a odpovědi se mohou lišit i v čase; například prvosence jarní vyhovovalo nesečení až do chvíle, kdy vrstva stařiny dosáhla určité tloušťky (KÖHLER et al. 2005).

Nejvýznamnější roli při nastavování intervalu disturbance hraje rychlost sukcese, která je na chudých mělkých půdách s nízkou produkcí biomasy pomalá (BISCHOF 1981). V případě horských či podhorských luk s nepřiznivými živinovými nebo vlhkostními poměry a krátkým vegetačním obdobím tak dochází k sukcesním posunům velmi pomalu a i několikaleté periody bez disturbance nevedou k poklesu druhové bohatosti a projevují se pouze změnami v zastoupení dominantních druhů (TASSER & TAPPEINER 2002, PYKÁLÁ et al. 2005, PAVLŮ et al. 2011, KLIMES et al. 2013). Zavedení každoročního managementu může v horských podmínkách dokonce přivodit vymizení některých monokarpických bylin na úkor vegetativně se rozmnožujících druhů, které lépe snášejí frekventovanější disturbance (FISCHER & WIPF 2002). Management s nižší frekvencí disturbance (seč každý druhý nebo třetí rok) na celé louce nebo v čase se měnící mozaika sečených a nesečených ploch (fakticky obdoba nesečených ploch) tak může být velmi vhodný a efektivní (zejména z hlediska financí) způsob, jak na některých stanovištích udržet vysokou druhovou bohatost rostlin (DIEMER & PFADENHAUER 1987, HANSSON & FOGELFORS 2000, MIKHAILOVA et al. 2000, FISCHER & WIPF 2002, KÖHLER et al. 2005, BILLETER et al.

2007, PAVLŮ et al. 2011, LÜTH et al. 2011, VALKÓ et al. 2012, PRUCHNIEWICZ & ŻOENIERZ 2014) a byl doporučen i pro méně úživná společenstva krkonošských luk (KRAHULEC et al. 1996). Na druhou stranu, na velmi úživných stanovištích je zapotřebí být při prodlužování intervalu mezi disturbancemi obezřetnější. Zejména pokud se v okolí nalézají zdroje diaspor invazních či expanzivních nitrofilních druhů, může mít cyklický management nebo ponechávání nesečených ploch za následek změny, které se jen obtížně vrací (KLIMEŠ et al. 2013, JANEČEK et al. 2013) a jejich aplikace by se měla omezit na místa k tomuto účelu vhodná nebo nezbytná. Směr sekundární sukcese totiž do značné míry závisí na již přítomných druzích (ARNTHORS-DOTTIR 1994). V krajinném měřítku bychom však ani zde neměli zapomínat na paralelní přítomnost různých sukcesních stadií a alespoň občas seč či pastvu vynechávat.

Obnova sukcesně posunutých (degradovaných) stanovišť někdy klade nároky na provedení silnější disturbance, než kterou nabízí běžná seč či pastva (MORRIS 2000). Například hromadění stařiny, které provází období bez odstraňování biomasy, brání klíčení semen a omezuje jejich přežívání (KUPFERSCHMID et al. 2000), okyseluje a jinak negativně ovlivňuje stanovištní podmínky, čímž vede k poklesu druhové bohatosti rostlin (CARSON & PETERSON 1990, XIONG & NILSSON 1999), krkonošské louky nevyjímaje (KRAHULEC et al. 1996, 2001), vyžaduje zásahy v podobě rozdupání dobyt看, vláčení, vyhrabávání stařiny, frézování nebo použití rotavátoru (HANSSON & FOGELFORS 2000, HUHTA et al. 2001, KLEYER et al. 2007). Čím je však disturbance intenzivnější, tím vyšší je pravděpodobnost vymření některých druhů (HUSTON 1979). Proto by měly být podobné zásahy prováděny v mozaice s jemnými zrny, jejichž velikost by měla také klesat s klesající rychlostí sukcese. Jinde může být podmínkou úspěšného návratu do požadovaného sukcesního stadia dodání diaspor cílových druhů (STAMPFLI & ZEITLER 1999, HANDLOVÁ & MÜNZBERGOVÁ 2006) nebo kombinace těchto opatření (EDWARDS et al. 2007). Člověkem vyvolané intenzivní disturbance spojené s narušením nebo stržením drnu však nehrají důležitou roli pouze při obnově degradovaných stanovišť, ale měly by být i občasnou součástí udržovacího managementu. Vytváříme jimi totiž plošky s obnaženou půdou, které jsou důležité pro řadu ohrožených

druhů z řad bezobratlých (KRÄMER et al. 2012, STREITBERGER et al. 2014) nebo pro vzcházení semen vzácných rostlin (HUTCHINGS 2010).

Mohlo by se zdát, že cyklický management vyhovuje pouze vegetaci, neboť rostliny na rozdíl od živočichů mohou vytvářet semennou banku, a to včetně ochranně cenných druhů (například TAMM 1972), díky níž přecházejí období s nepříznivými podmínkami. Opak je pravdou. Je takřka skálopevným pravidlem, že diverzita bezobratlých (včetně podmožiny ohrožených druhů) je nejnižší na místech s nejintenzivnějším managementem a nejvyšší na krátkodobě opuštěných místech (MORRIS 2000, KRUESS & TSCHARNTKE 2002a, WALLISDEVRIES et al. 2002). Jako optimální délka období bez disturbance se ukazuje perioda 3–10 let, nebo dokud významně nevzroste zastoupení dřevin (BALMER & ERHARDT 2000, WALLISDEVRIES et al. 2002, MARINI et al. 2009). Cyklický management je tak doporučovaný pro pavouky (BELL et al. 2001, SCHMIDT et al. 2008), motýli (BALMER & ERHARDT 2000), rovnokřídlé (MARINI et al. 2008, 2009, BURI et al. 2013), křisy (MORRIS 2000) soliterní blanokřídlé (KRUESS & TSCHARNTKE 2002b) nebo dvoukřídlé (RYDER et al. 2005). Na druhou stranu někteří specialisté a ochranně cenné druhy vyžadují také každoročně obhospodařovaná místa (VÖLKL et al. 1993, WALLISDEVRIES et al. 2002, LAIOLO et al. 2004, ŠUMPICH & KONVIČKA 2012). CATTIN et al. (2003) tak například navrhuje managementový plán rozvržený do několika pásů, kde seč probíhá v navazujících tříletých a desetiletých cyklech, přičemž každý rok je několik pásů posečeno a tyto se pravidelně střídají. Takováto schémata je samozřejmě nutné vždy uzpůsobit požadavkům a podmínkám každého stanoviště a lokality.

Načasování disturbance

Mezi další významné faktory, které ovlivňují odpověď lučních taxocenóz na disturbance, patří načasování zásahu, zpravidla první seče (HUMBERT et al. 2012). Z hlediska agronomického platí, že nejvýhodnější je období senokosné zralosti na počátku kvetení dominantních trav (NOVÁK 2008), nebo v případě pastvy bezprostředně po rychlém jarním nárůstu (MLÁDEK et al. 2006), i když u živinami chudých polopřirozených travních porostů posun sklizně do pozdnějšího období nemusí vždy znamenat snížení kvality píce

(GAISLER et al. 2011). Preference řady organismů se však s tímto načasováním úplně neshodují. Jednoznačná situace ohledně termínů je u chřástala polního a ostatních na zemi hnízdících ptáků (viz výše). U bezobratlých živočichů rovněž převládají tendence k upřednostňování pozdější seče (HUMBERT et al. 2012). Toto bylo mimo jiné pozorováno u motýlů (WETTSTEIN & SCHMID 1999, VALTONEN et al. 2006), rovnokřídlých (WETTSTEIN & SCHMID 1999, GARDINER & HASSALL 2009, BURI et al. 2013), ploštic (MORRIS & LAKHANI 1979), kříšů (MORRIS 1981) nebo pavouků (BAINES et al. 1998). Alternativu pak nabízí kombinace brzké a pozdní seče, jejímž účelem je vyhnout se období, kdy jsou živočichové nejzranitelnější nebo probíhá jejich rozmnožování. Známymi druhy, jimž vyhovuje takovýto management, se stávají například modrásek bahenní a m. očkovaný (JOHST et al. 2006), což platí i v Krkonoších (ČÍZEK et al. 2015). Nicméně faktem zůstává, že bychom na loukách našli i množství živočichů, kterým naopak svědčí seč uprostřed léta (MORRIS & RISPIN 1988). Přes převážně pozitivní dopad posunu disturbance do pozdějšího období na entomofaunu se toto nastavení managementu nejeví jako dostatečné. BURI et al. (2013) například poukazují na to, že pozdní seč pouze zvýšila hustotu nejpočetnějšího druhu, ale teprve nesečené plochy vedly ke zvýšení druhové bohatosti rovnokřídlých. Podobně ve prospěch nezastupitelného významu nesečených ploch hovoří také MORRIS (2000) nebo LAFAGE & PÉTILLON (2014).

U vegetace může být načasování disturbance nastaveno s ohledem na potlačení dominantního druhu, zachování kvality a sukcesního stadia nebo vytvoření míst pro uchycení semen. Pozdní seč či pastva vede sice k odstranění stařiny a stárnoucí biomasy, avšak umožňuje víceletým druhům alokovat živiny do podzemních zásobních orgánů. Ukazuje se tak jako neefektivní způsob managementu při obnově luk a potlačení dominantních druhů (HUHTA et al. 2001, GAISLER et al. 2011). Na druhou stranu kombinace v podobě pozdní nebo brzké pastvy a letní seče má pozitivní efekt na úspěšnost vzházení semen, neboť vytváří ve správné období místa s obnaženou půdou. Může tak být vhodnou cestou pro zvýšení druhové bohatosti, zvláště je-li doplněna o dosévání cílových druhů (SMITH et al. 2000).

Při udržovacím managementu pozdní termín zásahu znamená volbu mezi nedostatečným potlačení dominantních druhů rostlin a dozráním semen mnoha na podzim kvetoucích rostlin. V závislosti na lokálních podmínkách tak vede k ochuzení (HUMBERT et al. 2012) nebo minimálně krátkodobému obohacení (DUMONTIER et al. 1996) druhové bohatosti, i když dopad mívá zpravidla podobu pouze ne příliš významného ovlivnění kvantitativního zastoupení jednotlivých druhů rostlin (HUHTA et al. 2001, GAISLER et al. 2011). Pozdní pastvu navíc provází riziko, že méně chutné druhy nebudou spaseny a časem vymizí chutnější druhy rostlin (ČÍZEK et al. 2015). Fenologicky pozdějším druhům však také vyhovuje brzké načasování disturbance, po níž je regenerace snazší (BLAHNÍK 2013, BLAŽEK & LEPS 2015). Regenerace s sebou nese i vyčerpávání živin z podzemních zásobních orgánů a v konečném důsledku i ústup nežádoucích víceletých druhů (DUMONTIER et al. 1996). Nicméně, časná seč vede pro změnu k redukci dřive kvetoucích druhů, neboť jim nedovoluje dokončit vývoj zralých semen (PARR & WAY 1988, BRYN et al. 2004, ČÁMSKÁ & SKÁLOVÁ 2012).

Protože termín disturbance s sebou nese významné rozdíly v dopadu na jednotlivé taxony, je důležité, aby seč a pastva probíhaly ve více fázích. Ukazuje se také, že při ochraně biologické rozmanitosti má daleko větší význam vytvoření cyklické mozaiky s meziročně odlišnými termíny managementu, nežli hledání jednoho optimálního období (MORRIS 2000, WALLISDEVRIES et al. 2002, KÖHLER et al. 2005, DAHLSTRÖM et al. 2008, BUBOVÁ et al. 2015, ERIKSSON et al. 2015). Pozdní termíny tak podporují produkci semen a časnější zase jejich klíčení. Například v rámci pětiletých AEKO závazků by se proto pozdní seč měla objevit dvakrát (SMITH & JONES 1991) nebo ještě lépe by termíny seči měly být zatraceny (ERIKSSON et al. 2015) a redukovány na místa s výskytem specifických ochrannářsky významných druhů (chřástal polní, modrásek bahenní, m. očkovaný). Cyklická mozaika odpovídá i tradičním formám obhospodařování luk a bere v potaz meziroční výkyvy počasí (GUSTAVSSON et al. 2011, BABAI & MOLNÁR 2014, ERIKSSON et al. 2015) nebo může pomoci při vyrovnávání se s dlouhodobějšími změnami klimatu (BOCK et al. 2013). Dlouhodobě neměnný termín disturbance může v konečném

důsledku znamenat významný pokles druhové bohatosti (DAHLSTRÖM et al. 2008).

Intenzita pastvy

Pastva patří mezi obvyklé způsoby managementu polopřirozených luk a v poslední době bývá stále častěji využívána jako levnější alternativa k tradiční seči (PYKÁLÁ 2000, GUSTAVSSON et al. 2001, FISCHER & WIPF 2002, STAMMEL et al. 2003, HEJCMAN et al. 2005). Je-li správně nastavena, vytváří vysokou stanovištní heterogenitu, zachovává místa se stabilnějším mikroklimatem a vede ke komplexnější struktuře vegetace, takže je obecně považována za vhodnou formu disturbance (MORRIS 2000, BELL et al. 2001, PÖYRY et al., 2006, WALLISDEVRIES et al. 2007, HUMBERT et al. 2009, MARINI et al. 2010, ČÍZEK et al. 2015, LUDVÍKOVÁ et al. 2015). Příliš intenzivní pastva ovšem uvedené výhody neskýtá a má negativní dopad na luční ekosystém a jeho složky (OLFF & RITCHIE 1998, ELLIS 2002, BOSCHI & BAUR 2007). Nalezli bychom však i omezené množství specialistů, jež vysokou intenzitu pastvy vyžadují (DENNIS et al. 2001, GRANDCHAMP et al. 2005, FABRICIOUSOVÁ et al. 2011). Nutno také podotknout, že intenzita pastvy není pouze výsledkem pastevního zatížení, tedy počtu pasených zvířat na jednotku plochy vztažených k určité časové periodě, ale silně ji ovlivňuje i délka pobytu zvířat na pastvě (WANG et al. 2001), předešlá zkušenost zvířat s paseným porostem (HEJCMAN et al. 2008), druh a plemeno pasených zvířat (ROOK et al. 2004, CAMPBELL et al. 2007), fáze sezony (MATĚJKOVÁ et al. 2003, DE BRUIJN & BORK 2006, ROSIGNOL et al. 2011), úživnost a vlhkost daného stanoviště (OLFF & RITCHIE 1998, STAMMEL et al. 2003) nebo roční srážkový úhrn (LUDVÍKOVÁ et al. 2015). Teprve pokud kombinace těchto faktorů vede k významnému zastoupení nespasených míst s vyšší vegetací, hovoříme pro účely této práce o extenzivní pastvě, a to bez ohledu na pastevní systém (srovnej například MLÁDEK et al. 2006, NOVÁK 2008 a LUDVÍKOVÁ et al. 2015).

Heterogenita struktury vegetace vzniká při extenzivní pastvě dvěma způsoby; na jedné straně stojí selektivní spásání, na druhé stojí tvorba takzvaných mastných míst s vyšší koncentrací živin (DENNIS et al. 1998, ROOK et al. 2004, HELDEN et al., 2010). Menší a na světlo náročnější druhy tak dokážou profitovat z opakovaného spásání na ploškách s nižší

výškou vegetace. Naopak na ploškách s vyšší vegetací dominují druhy schopné soutěžit o světlo, které jsou zároveň méně kvalitní jako píce a při pastvě bývají ze strany zvířat opomíjeny. Někdy však mohou mít i vyšší plošky obdobné složení jako zbytek porostu (HELDEN et al. 2010).

Při extenzivní pastvě nacházejí živočichové na jednom místě mikrostanoviště vhodná pro reprodukci nebo hnízdění, úkryty či zdroje potravy, což vede k nárůstu jejich abundancí i druhové bohatosti (MORRIS 2000, PÖYRY et al., 2006, WALLISDEVRIES et al. 2007). To platí pro motýly (BALMER & ERHARDT 2000, PITKÄNEN et al. 2001, WALLISDEVRIES et RAE-MAKERS 2001), křísy (LITTLEWOOD et al. 2012a), ploštice, brouky, blanokřídlé (KRUESS & TSCHARNTKE 2002a), měkkýše (BOSCHI & BAUR 2007) či rovnokřídlé (KAMPMANN et al. 2008, FABRICIOUSOVÁ et al. 2011). Při intenzivní pastvě se vlivem opakované nebo příliš silné disturbance naopak zhoršují možnosti rekolonizace pro hmyz, a to dokonce i v případě, že složení a struktura vegetace zůstávají neměnné (KRUESS & TSCHARNTKE 2002a). Existují také příklady, kdy pastva zavedená za účelem zlepšení stavu vegetace přivodila drastický propad populace (ELLIS 2003, YOUNG & BARBOUR 2004) nebo doslova vytěsnění některých ohrožených druhů za ohradníky (Schtickzelle et al. 2007). K negativním dopadům na luční entomofaunu dochází již při pastevním zatížení okolo 0,3 DJ/ha/rok (BULLOCK & PAKEMAN, 1997, ELLIS 2003, BOSCHI & BAUR 2007). Žádná intenzita pastvy však nemůže být ideální pro všechny organismy zároveň, a proto by se míra vypasení mezi jednotlivými částmi pastviny měla lišit (DENNIS et al. 2001). Toho nejsnáze dosáhneme manipulací s velikostmi oplůtku, počtem pasených zvířat nebo délkou jejich pobytu v jednotlivých oplůtcích. V pastevním systému by také neměl být opomíjen význam dočasně nespasovaných ploch, a to zejména v období od května do července, aby byl zajištěn dostatek zdrojů pylu a nektaru pro bezobratlé (FRANZÉN & NILSSON 2008, FARRUGGIA et al. 2012). Jak je již uvedeno u nedopasků, podíl takto z pastvy vynechaných ploch by měl činit alespoň 20 % (FRANZÉN & NILSSON 2008).

Dopad pastvy na vegetaci se obvykle zásadním způsobem odvíjí od dopadu na dominantní druhy. Pokud extenzivní pastva dokáže potlačit druhy, které snižují druhovou bohatost rostlin, vede k pozitivnímu efektu

na složení vegetace (OLFF & RITCHIE 1998, STAMMEL 2003). Jako příklady z Krkonoš lze uvést rdesno hadí kořen nebo starčky (KRAHULEC et al. 2001, HEJCMAN et al. 2005). Pokud však v porostu dominují druhy, které nejsou pro pasená zvířata stravitelné, nebo pastva probíhá až v pokročilé fázi sezony, jen těžko lze očekávat zlepšení složení vegetace. V Krkonoších a dalších horských oblastech se typicky jedná o porosty s dominantní metlicí trsnatou (KRAHULEC et al. 2001, MATĚJKOVÁ et al. 2003) nebo smilkou tuhou (GRANT et al. 1996). Na takovýchto plochách vzniká na malé prostorové škále mozaika nespávaných trsů travin a i při nízkém pastevním zatížení intenzivně vypávaných okolních mezíplach (MATĚJKOVÁ et al. 2003). Pastva pak může mít negativní dopad i na živočichy, neboť vyšší pastevní tlak na květnaté dvouděložné rostliny, zejména u ovčí, znamená zhoršení dostupnosti nektaru (ÖCKINGER et al. 2006, ČÍZEK et al. 2015). Z tohoto pohledu jsou větší herbivoři jako koně a krávy podstatně vhodnější, neboť jejich efektivita trávení je vyšší a dokážou konzumovat i pro ovce jinak nestravitelné vzrostlejší trávy (ILLIUS & GORDON 1993). Krávy jsou zároveň více limitovány hloubkou kousnutí, hůře se tak dostávají k nízké vegetaci mezi trsy a jsou nuceny ve větší míře požírat i trsnaté trávy (GRANT et al. 1996, OLFF & RITCHIE 1998, ROOK 2004). S ohledem na rychlost sukcese vede snížení intenzity pastvy k pozitivnímu dopadu na složení vegetace spíše v horských oblastech a na živinami chudých půdách. Naopak na velmi produktivních pastvinách mohou v důsledku nízké intenzity nastat negativní dramatické změny v zastoupení jednotlivých druhů (MARRIOTT et al. 2004).

Jednou z variant extenzivní pastvy může být volná pastva, tedy zcela neomezovaná nebo pouze ovčákem řízená kontinuální pastva. Ta s sebou však nese určité limity při své aplikaci. Hodí se spíše pro rozsáhlejší oblasti, kde má potenciál nastolit heterogenitu stanovišť a struktury vegetace a mozaiku různých sukcesních stadií (OATES 1995, MORRIS 2000, WALLISDEVRIES & RAEMAKERS 2001, BENTON et al. 2003, PÖYRY et al. 2004, PÖYRY et al. 2005). Například na zvířaty preferovaných mírných svazích se vytváří typická luční vegetace, zatímco na prudkých a hůře dostupných svazích se výrazněji uplatňují dřeviny a na rovinatějších částech, které zvířata využívají k odpočinku, vzniká intenzivně sešlapávaný porost

s vyšším přísunem živin (LÜTH et al. 2011). Na menších a izolovaných lokalitách, kde hrozí nadměrné nebo nedostatečné vypásání, je naopak výhodnější aktivní cyklická mozaika rotační seče a/nebo pastvy (BAILEY et al. 1998, WALLISDEVRIES et al. 2002, MAES et al. 2004). Tento systém je rovněž nevhodný v místech, kde hrozí půdní eroze nebo znečištění vodních zdrojů (UHLIAROVÁ et al. 2012). DUMONT et al. (2012) zase dokazují, že stabilní mozaika vegetace se snáze vytvoří na dostatečně úživných místech, kde rostliny rychleji obrůstají a poskytují tak kontinuální nabídku kvalitní píče.

Závěr

Výzkum a monitoring managementu lučních ekosystémů přináší nově poznatky a alternativní přístupy. Některé z nich se již dostávají pomalu do praxe a pomáhají nám lépe simulovat tradiční hospodaření, které probíhalo za zcela jiných podmínek, se zcela jiným vybavením. Ponechávání nesečených či nepasených míst, nepřesekávání nedopasků, střídání načasování pastvy nebo seče mezi roky, rozdílně intenzivně vypávané části pastvin, narušování drnu a obnažování půdního povrchu, méně frekventované než každoroční ošetřování luk, spolu se zachováváním mokřadů, kamenných zídek, solitérních stromů či remízků, bultů a dalších terénních nerovností, musí být základní součástí managementu lučních ekosystémů, neboť vytváří mozaiku stanovišť a mikrostanovišť, která se navíc v čase částečně mění a sukcesně posouvá. Nedořešenou otázkou zůstává, zda této mozaiky dosáhneme spíše větší flexibilitou managementu nebo jeho přesnějším a přesnějším plánováním. Každopádně dnes již máme velké množství empirických důkazů, že bez těchto opatření nelze dlouhodobě uchovat velkou druhovou bohatost, již stále mnohé louky oplývají.

Summary

The ecosystem approach for the grassland management Besides destruction grassland ecosystems are threatened by their successional changes. But there are differences in perception of these changes

between different taxonomic groups with different requirements. Therefore, to set up an appropriate management, especially in protected areas maintaining high biodiversity, is crucial.

Measures to protect grassland fauna For many decades research and management of European grasslands were focused mainly on vegetation. Much less attention was paid to grassland fauna (with a few bird exceptions). This disproportion led to an imbalanced management approach. Therefore several measures are proposed to mitigate the negative impact of unsuitable management on animals.

Mowing from centre to edges Destruction of nests and large juvenile mortality (more than 50%) during cutting with modern mechanization led many ornithologists to enforce mowing from centre to edges to protect grassland birds. This simple measure is now widespread in many countries including the Czech Republic.

Late mowing and corncrake protection Corncrake mortality caused also by agricultural machinery brought another measure – delayed mowing. Mowing from the second half of August has positive effect on corncrake populations. Nevertheless corncrake prefer grasslands without annual mowing or grazing. Areas with partially abandoned grasslands are therefore necessary for its survival.

Mowing machinery There is a large evidence of negative impact of mowing machinery on grassland fauna, especially invertebrates. Mulching machines followed by rotary mowers with conditioner are the most destructive. On the contrary lowest impact is associated with bar mowers.

Grassland sward islets Feeding preferences of grazing animals result in persistence of ungrazed patches in pastures. These sward islets can harbour large proportion of various invertebrates. Thus their mowing after each grazing cycle causes serious threat to grassland fauna. It is recommended to cut them when they occupy at least 30% of the area and each year only on the half of the area. Leaving at least 20% of the pasture ungrazed offers also suitable solution.

Leaving uncut refuges Mowing, although a traditional agricultural practice and essential part of grassland management, is a catastrophic treatment for most of invertebrates. It causes sudden changes in habitat characteristics and habitat homogenization.

For these reasons, uncut refuges are widely recommended as very easy, universal and effective measure to protect grassland fauna. Several recommendations on their spatial configuration were also developed to maximize their benefits.

Frequency of disturbances Successional changes caused by longer disturbance interval have positive impact on populations of many endangered plant species and implementation of each year mowing or grazing can cause their disappearance. Therefore cyclic management with dynamic mosaic of various successional stages increasing number of coexisting species is recommended. It is also proved that cyclic management is suitable for many invertebrates.

Timing of disturbances It's almost impossible to find universal timing of mowing or grazing fitting to all grassland species. That is why it is important to include spatial mosaic or between-year variation in management of species-rich seminatural grasslands. Although late disturbances can promote the reproduction of many endangered plants and are preferred by many arthropod groups, unchanging timing can lead to a significant decline of species richness.

Grazing intensity Grazing intensity determines height of the vegetation, habitat heterogeneity and other characteristics. However, no grazing intensity can be ideal for all species at the same time, and therefore each pasture should contain differently grazed parts. Also some parts should be left ungrazed to provide nectar and pollen resources. Such variable management would probably be beneficial for most of species.

Literatura

- ANTONSEN H. & OLSSON P. A. 2005: Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42, 2: 337–347.
- ARNTHÖRSDDOTTIR S. 1994: Colonization of experimental patches in a mown grassland. *Oikos* 70: 73–79.

- AVIRON S., KINDLMANN P. & BUREL F. 2007: Conservation of butterfly populations in dynamic landscapes: the role of farming practices and landscape mosaic. *Ecological Modelling* 205: 135–145.
- BABAI D. & MOLNÁR Z. 2014: Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 123–130.
- BAILEY D. W., DUMONT B. & WALLISDEVRIES M. F. 1998: Utilization of heterogeneous grasslands by domestic herbivores: Theory to management. *Annales de Zootechnie* 47: 321–333.
- BAINES M., HAMBLER C., JOHNSON P. J., MACDONALD D. W. & SMITH H. 1998: The effects of arable field margin management on the abundance and species richness of Araneae (spiders). *Ecography* 21, 1: 74–86.
- BALMER O. & ERHARDT A. 2000: Consequences of succession on extensively grazed grasslands for central European butterfly communities: rethinking conservation practices. *Conservation Biology* 14, 3: 746–757.
- BATÁRY P., ORCI K. M., BÁLDI A., KLEIJN D., KISBENEDEK T. & ERDŐS S. 2007: Effects of local and landscape scale and cattle grazing intensity on Orthoptera assemblages of the Hungarian Great Plain. *Basic and Applied Ecology* 8, 3: 280–290.
- BAUMANN H., KÜNKELE S. & LORENZ R. 2009: *Orchideje Evropy a přilehlých oblastí*. Academia, Praha. 360 str.
- BELL J. R., WHEATER C. P. & CULLEN W. R. 2001: The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology* 255, 3: 377–387.
- BENTON T. G., VICKERY J. A. & WILSON J. D. 2003: Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18: 182–188.
- BERG Å. & GUSTAFSON T. 2007: Meadow management and occurrence of corncrake *Crex crex*. *Agriculture, ecosystems & Environment* 120, 2: 139–144.
- BILLETER R., PEINTINGER M. & DIEMER M. 2007: Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Botanica Helvetica* 117, 1: 1–13.
- BISCHOF N. 1981: Pflanzensoziologische Untersuchungen von Sukzessionen aus gemähten Magerrasen in der subalpinen Stufe der Zentralalpen. *Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz* 60: 1–128.
- BLAHNÍK J. 2013: Vliv termínu seče na početnost populací světlíku *Euphrasia rostkoviana* ssp. *rostkoviana* v Krkonoších. *Opera Corcontica* 50: 81–88.
- BLAŽEK P. & LEPS J. 2015: Victims of agricultural intensification: Mowing date affects *Rhinanthus* spp. regeneration and fruit ripening. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 211: 102–16.
- BLODGETT S. L., HIGGINS R. A. & MILLIKEN G. A. 1995: Blister beetle (Coleoptera: Meloidae) mortality evaluated during alfalfa harvest. *Journal of Economic Entomology* 88, 2: 398–406.
- BOCK A., SPARKS T. H., ESTRELLA N. & MENZEL A. 2013: Changes in the timing of hay cutting in Germany do not keep pace with climate warming. *Global Change Biology* 19, 10: 3 123–3 132.
- BOSCHI C. & BAUR B. 2007: Effects of management intensity on land snails in Swiss nutrient-poor pastures. *Agriculture, ecosystems & Environment* 120, 2: 243–249.
- BOSKER T., HOEKSTRA N. J. & LANTINGA E. A. 2002: The influence of feeding strategy on growth and rejection of herbage around b and their decomposition. *The Journal of Agricultural Science* 139, 2: 213–221.
- BRASCHLER B., MARINI L., THOMMEN G. H. & BAUR B. 2009: Effects of small scale grassland fragmentation and frequent mowing on population density and species diversity of orthopterans: a long term study. *Ecological Entomology* 34, 3: 321–329.
- BROWN V. K., GIBSON C. W. D. & KATHIRITHAMBY J. 1992: Community organization in leaf hoppers. *Oikos* 65: 97–106.

- BROYER J. 2003: Unmown refuge areas and their influence on the survival of grassland birds in the Saône valley (France). *Biodiversity & Conservation* 12, 6: 1219–1237.
- BRUPPACHER L., PELLET J., ARLETTAZ R. & HUMBERT J. Y. 2016: Simple modifications of mowing regime promote butterflies in extensively managed meadows: Evidence from field-scale experiments. *Biological Conservation* 196: 196–202.
- BRYNS R., JACQUEMYN H., ENDELS P., VAN ROSSUM F., HERMY M., TRIEST L., DE BRUYN L. & BLUST G. D. E. 2004: Reduced reproductive success in small populations of the self incompatible *Primula vulgaris*. *Journal of Ecology* 92, 1: 5–14.
- BUBOVÁ T., VRABEC V., KULMA M. & NOWICKI P. 2015: Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *Journal of Insect Conservation* 19, 5: 805–821.
- BULLOCK J. M. & PAKEMAN R. J. 1997: Grazing of lowland heath in England: management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation* 79, 1: 1–13.
- BURI P., ARLETTAZ R. & HUMBERT J. Y. 2013: Delaying mowing and leaving uncut refuges boosts orthopterans in extensively managed meadows: Evidence drawn from field-scale experimentation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181: 22–30.
- CAMPBELL E. S., TAYLOR C. A., WALKER J. W., LUPTON C. J., WALDRON D. F. & LANDAU S. Y. 2007: Effects of supplementation on Juniper intake by goats. *Rangeland Ecology & Management* 60, 6: 588–595.
- CARSON W. P. & PETERSON C. J. 1990: The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85, 1: 8–13.
- CATTIN M. F., BLANDENIER G., BANAŠEK-RICHTER C. & BERSIER L. F. 2003: The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation* 113, 2: 179–188.
- ČÍZEK O., ZÁMEČNÍK J., TROPEK R., KOČÁREK P. & KONVIČKA M. 2012: Diversification of mowing regime increases arthropods diversity in species-poor cultural hay meadows. *Journal of Insect Conservation* 16: 215–226.
- CLASSEN A., HIRLER A. & OPPERMAN R. 1996: Auswirkungen unterschiedlicher Mähgeräte auf die Wiesenfauna in Nordost-Polen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28: 139–144.
- COLE L. J., POLLOCK M. L., ROBERTSON D., HOLLAND J. P., MCCracken D. I. & HARRISON W. 2010: The influence of fine-scale habitat heterogeneity on invertebrate assemblage structure in upland semi-natural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136, 1: 69–80.
- CROFTS A. & JEFFERSON R. G. 1999: *The Lowland Management Handbook*, 2nd Edition. English Nature, The Wildlife Trusts, Peterborough.
- ČÁMSKÁ K. & SKÁLOVÁ H. 2012: Effect of low dose N application and early mowing on plant species composition of mesophilous meadow grassland (*Arrhenatherion*) in Central Europe. *Grass and Forage Science* 67, 3: 403–410.
- ČÍZEK O., MALKIEWICZ A., BENEŠ J. & TARNAWSKI D. (eds.) 2015: *Denní motýli v Krkonoších, atlas rozšíření / Motyle dzienne w Karkonoszach, atlas rozmieszczenia*. Správa KRNAP & Dyrekcja KPN. 328 str.
- DAHLSTRÖM A., LENNARTSSON T., WISSMAN J. & FRYCKLUND I. 2008: Biodiversity and traditional land use in south-central Sweden: the significance of management timing. *Environment and History* 14: 385–403.
- DE BRUIJN S. L. & BORK E. W. 2006: Biological control of Canada thistle in temperate pastures using high density rotational cattle grazing. *Biological Control* 36, 3: 305–315.
- DENNIS P., YOUNG M. R. & BENTLEY C. 2001: The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in

- upland Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 86, 1: 39–57.
- DENNIS P., YOUNG M. R. & GORDON I. J. 1998: Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grasslands. *Ecological Entomology* 23, 3: 253–264.
- DESENDER K., ALDERWEIRELDT M. & POLLET M. 1989: Field edges and their importance for polyphagous predatory arthropods. *Mededelingen van de Faculteit Landbouw, Rijksuniversiteit Gent* 54: 823–833
- DI GIULIO M., EDWARDS P. J. & MEISTER E. 2001: Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied Ecology* 38, 2: 310–319.
- DIEMER M. W. & PFADENHAUER J. 1987: Effects of differential defoliation on shoot growth, density and phytomass of three graminoids in a calcareous fen. *Oikos* 50: 183–190.
- DOVER J. W., RESCIA A., FUNGARINO S., FAIRBURN J., CAREY P., LUNT P., DENNIS R. L. H & DOVER C. J. 2010: Can hay harvesting detrimentally affect adult butterfly abundance? *Journal of Insect Conservation* 14, 4: 413–418.
- DOWNIE I. S., RIBERA I., MCCracken D. I., WILSON W. L., FOSTER G. N., WATERHOUSE A., ABERNETHY V. J. & MURPHY K. J. 2000: Modelling populations of *Erigone atra* and *E. dentipalpis* (Araneae: Linyphiidae) across an agricultural gradient in Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80, 1: 15–28.
- DUELLI P. & OBRIST M. K. 2003: Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology* 4, 2: 129–138.
- DUFFEY E., MORRIS M. G., SHEAIL J., WARD L. K., WELLS D. A., WELLS T. C. E. 1974: *Grassland Ecology and Wildlife Management*. Chapman & Hall, London. 281 str.
- DUMONT B., ROSSIGNOL N., LOUCOUGARAY G., CARRÈRE P., CHADOEUF J., FLEURANCE G., BONIS A., FARRUGGIA A., GAUCHERAND S., GINANEVA C., LOUAULT F., MARION B., MESLÉARD F. & YAVERCOVSKI N. 2012: When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture, Ecosystems, & Environment* 153: 50–56.
- DUMONTIER M., VERLINDEN A., BEECKMAN H. & VAN DER MIJNSBRUGGE K. 1996: Effects of harvesting dates and frequencies on above and below-ground dynamics in Belgian wet grasslands. *Ecoscience* 3, 2: 190–198.
- EDWARDS A. R., MORTIMER S. R., LAWSON C. S., WESTBURY D. B., HARRIS S. J., WOODCOCK B. A. & BROWN V. K. 2007: Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation* 134: 372–382.
- ELLIS S. 2002: The distribution size and structure of northern brown argus butterfly *Aricia artaxerxes* populations in North East England. *Transactions of the Natural History Society of Northumbria* 62: 89–102.
- ELLIS S. 2003: Habitat quality and management for the northern brown argus butterfly *Aricia artaxerxes* (Lepidoptera: Lycaenidae) in North East England. *Biological Conservation* 113, 2: 285–294.
- ERIKSSON O., BOLMGREN K., WESTIN A. & LENNARTSSON T. 2015: Historic hay cutting dates from Sweden 1873–1951 and their implications for conservation management of species-rich meadows. *Biological Conservation* 184: 100–107.
- FABRICIOVÁ V., KANUCH P. & KRISTIN A. 2011: Response of Orthoptera assemblages to management of montane grasslands in the Western Carpathians. *Biologia* 66, 6: 1127–1133.
- FAHRIG L., BAUDRY J., BROTONS L., BUREL F. G., CRIST T. O., FULLER R. J., SIRAMI C., SIRIWARDENA G. M. & MARTIN J. 2011: Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14: 101–112.
- FARRUGGIA A., DUMONT B., SCOHER A., LEROY T., PRADEL P. & GAREL J. P. 2012: An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies

- in permanent grasslands. *Grass and Forage Science* 67, 1: 136–149.
- FISCHER M. & WIPF S. 2002: Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation* 104, 1: 1–11.
- FRANZÉN M. & JOHANNESSON M. 2007: Predicting extinction risk of butterflies and moths (Macrolepidoptera) from distribution patterns and species characteristics. *Journal of Insect Conservation* 11, 4: 367–390.
- FRANZÉN M. & NILSSON S. G. 2008: How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land? *Ecography* 31, 6: 698–708.
- GAISLER J., PAVLŮ V., MLÁDEK J., HEJCMAN M. & PAVLŮ L. 2011: Obhospodařování travních porostů ve vztahu k agroenvironmentálnímu opatření. VÚRV, Praha. 24 str.
- GARDINER T. & HASSALL M. 2009: Does microclimate affect grasshopper populations after cutting of hay in improved grassland? *Journal of Insect Conservation* 13, 1: 97–102.
- GASTON K. J. & FULLER R. A. 2007: Biodiversity and extinction: losing the common and the widespread. *Progress in Physical Geography* 31, 2: 213–225.
- GERSTMEIER R. & LANG C. 1996: Beitrag zu Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 5: 1–14.
- GHAZOU L. 2005: Buzziness as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 7: 367–373.
- GRANT S. A., TORVELL L., SIM E. M., SMALL J. L. & ARMSTRONG R. H. 1996: Controlled grazing studies on *Nardus* grassland: effects of between-tussock sward height and species of grazer on *Nardus* utilization and floristic composition in two fields in Scotland. *Journal of Applied Ecology* 33: 1053–1064.
- GRANDCHAMP A. C., BERGAMINI A., STOFER S., NIEMELÄ J., DUELLI P. & SCHEIDEGGER C. 2005: The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 3: 307–317.
- GREEN R. E., TYLER G. A., STOWE T. J. & NEWTON A. V. 1997: A simulation model of the effect of mowing of agricultural grassland on the breeding success of the corncrake (*Crex crex*). *Journal of Zoology* 243, 1: 81–115.
- GRILL A., CLEARY D. F., STETTMER C., BRÄU M. & SETTELE J. 2008: A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation* 12, 6: 617–627.
- GRIME J. P. 2001: *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. Second edition. John Wiley, Chichester, UK. 417 str.
- GRÜEBLER M. U., SCHULER H., MÜLLER M., SPAAR R., HORCH P. & NAEF-DAENZER B. 2008: Female biased mortality caused by anthropogenic nest loss contributes to population decline and adult sex ratio of a meadow bird. *Biological Conservation* 141, 12: 3040–3049.
- GUIDO M. & GIANELLE D. 2001: Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. *Acta Oecologica* 22, 3: 175–185.
- GUSTAVSSON E., DAHLSTRÖM A., EMANUELSSON M., WISSMAN J. & LENNARTSSON T. 2011: Combining historical and ecological knowledge to optimise biodiversity conservation in semi-natural grasslands. In: PUJOL J. L. (eds), *The Importance of Biological Interactions in the Study of Biodiversity*. InTech, Rijeka: 173–196.
- GYÖRFFY G. & KÖRMÖCZI L. 2001: How to decrease the negative effects of medium intensity disturbances on arthropod communities. *Web Ecology* 2, 1: 14–21.
- HANDLOVÁ V. & MÜNZZBERGOVÁ Z. 2006: Seed banks of managed and degraded grasslands in the Krkonoše Mts., Czech Republic. *Folia Geobotanica* 41, 3: 275–288.
- 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.

- HEJCMAN M., AUF D. & GAISLER J. 2005. Year-round cattle grazing as an alternative management of hay meadows in the Giant Mts (Krkonoše, Karkonosze), the Czech Republic. *Ekológia* 24, 4: 419–429.
- HEJCMAN M., ŽÁKOVÁ I., BÍLEK M., BENDOVÁ P., HEJCMANOVÁ P., PAVLŮ V. & STRÁNSKÁ M. 2008: Sward structure and diet selection after sheep introduction on abandoned grassland in the Giant Mts, Czech Republic. *Biologia* 63, 4: 506–514.
- HELDEN A. J., ANDERSON A., SHERIDAN H. & PURVIS G. 2010: The role of grassland sward islets in the distribution of arthropods in cattle pastures. *Insect Conservation and Diversity* 3, 4: 291–301.
- HELM A., HANSKI I. & PÄRTEL M. 2006: Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9, 1: 72–77.
- HINSCH M. & POETHKE H. J. 2007: Consequences of cyclic vegetation management for arthropod survival: simulation experiments. *Basic and Applied Ecology* 8, 4: 321–331.
- HOLZSCHUH A., STEFFAN-DEWENTER I. & TSCHARNTKE T. 2010: How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79: 491–500.
- HOSTE-DANYŁOW A., ROMANOWSKI J. & ŻMIHORSKI M. 2010: Effects of management on invertebrates and birds in extensively used grassland of Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 1: 129–133.
- HUHTA A. P., RAUTIO P., TUOMI J. & LAINE K. 2001: Restorative mowing on an abandoned semi natural meadow: short term and predicted long term effects. *Journal of Vegetation Science* 12, 5: 677–686.
- HUMBERT J. Y. 2010: Low input meadow harvesting process and its impact on field invertebrates. Ms. (dizert. práce, University of Lausanne). 88 str.
- HUMBERT J. Y., GHAZOUL J. & WALTER T. 2009: Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130, 1: 1–8.
- HUMBERT J. Y., PELLET J., BURI P. & ARLETTAZ R. 2012: Does delaying the first mowing date benefit biodiversity in meadowland? *Environmental Evidence*, 1, 1: 1–9.
- HUSTON M. 1979: A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* 113: 81–101.
- HUTCHINGS M. J. 2010: The population biology of the early spider orchid *Ophrys sphegodes* Mill. III. Demography over three decades. *Journal of Ecology* 98: 867–878.
- CHMEL V. 2013. *Zemědělské stroje III. díl, stroje pro sklizeň píce a lnu. Střední odborná škola veterinární, mechanizační a zahradnická a Jazyková škola s právem státní jazykové zkoušky, České Budějovice.* 74 str.
- ILLIUS A. W. & GORDON I. J. 1993. Diet selection in mammalian herbivores: constraints and tactics. In: HUGHES R. N. (ed.), *Diet Selection: An Interdisciplinary Approach to Foraging Behaviour*. Blackwell Scientific, Oxford: 157–181.
- JOHST K., DRECHSLER M., THOMAS J. & SETTELE J. 2006: Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* 43, 2: 333–342.
- KAMPMANN D., HERZOG F., JEANNERET P., KONOLD W., PETER M., WALTER T., WILD I. O. & LÜSCHER A. 2008: Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. *Journal for Nature Conservation* 16, 1: 12–25.
- KIEL E-F. 1999: Heuschrecken und Mahd, Empfehlung für das Pflegemanagement in Feuchtwiesenschutzgebieten. *LOeBF-Mitteilungen* 24: 63–66.
- KLEYER M., BIEDERMANN R., HENLE K., OBERMAIER E., POETHKE H. J., POSCHLOP P., SCHRÖDER B., SETTELE J. & VETTERLEI, D. 2007: Mosaic cycles in agricultural landscapes of Northwest Europe. *Basic and Applied Ecology* 8, 4: 295–309.

- KLIMES L., HÁJEK M., MUDRÁK O., DANČÁK M., PREISLEROVÁ Z., HÁJKOVÁ P., JONGEPIEROVÁ I. & KLIMEŠOVÁ J. 2013: Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied Vegetation Science* 16, 4: 640–649.
- KÖHLER B., GIGON A., EDWARDS P. J., KRÜSI B., LANGENAUER R., LÜSCHER A. & RYSER P. 2005: Changes in the species composition and conservation value of limestone grasslands in Northern Switzerland after 22 years of contrasting managements. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 7, 1: 51–67.
- KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍZEK O., KOPEČEK F., KONVIČKA O. & VITAZ L. 2008: How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation* 12, 5: 519–525.
- KOŘÍNKOVÁ S. 2009: Vliv různých typů seče lučních porostů na denní motýly. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc).
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHÁČKOVÁ S. & FABIŠOVÁ, M. 1996: Louky Krkonoš: rostlinná společenstva a jejich dynamika. *Opera Concorctica* 33: 3–250
- KRAHULEC F., SKÁLOVÁ H., HERBEN T., HADINCOVÁ V., WILDOVÁ R. & PECHÁČKOVÁ S. 2001: Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Applied Vegetation Science* 4, 1: 97–102.
- KRÄMER B., KÄMPF I., ENDERLE J., PONIATOWSKI D. & FARTMANN T. 2012: Microhabitat selection in a grassland butterfly: a trade-off between microclimate and food availability. *Journal of Insect Conservation* 16: 857–865
- KREMEN C. 2005: Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* 8, 5: 468–479.
- KRUESS A. & TSCHARNTKE T. 2002a: Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106, 3: 293–302.
- KRUESS A. & TSCHARNTKE T. 2002b: Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trap nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16, 6: 1570–1580.
- KÜHNE I., ARLETTAZ R., PELLET J., BRUPPACHER L. & HUMBERT J. Y. 2015: Leaving an uncut grass refuge promotes butterfly abundance in extensively managed lowland hay meadows in Switzerland. *Conservation Evidence* 12: 25–27.
- KUPFERSCHMID A. D., STAMPFLI A. & NEWBER, D. M. 2000: Dispersal and microsite limitation in an abandoned calcareous grassland of the southern Prealps. *Folia Geobotanica* 35, 2: 125–141.
- LABISKY, R. F. 1957: Relation of hay harvesting to duck nesting under a refuge-permittee system. *The Journal of Wildlife Management* 21, 2: 194–200.
- LAFAGE D. & PÉTILLON J. 2014: Impact of cutting date on carabids and spiders in a wet meadow. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 185: 1–8.
- LAILOLO P., DONDERO F., CILIENTO E. & ROLANDO A. 2004: Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology* 41, 2: 294–304.
- LEBEAU J., WESSELINGH R. A. & VAN DYCK H. 2015: Butterfly density and behaviour in uncut hay meadow strips: behavioural ecological consequences of an agri-environmental scheme. *PloS one* 10, 8: 1–17.
- LITTLEWOOD N. A., PAKEMAN R. J. & POZSGAI G. 2012a: Grazing impacts on Auchenorrhyncha diversity and abundance on a Scottish upland estate. *Insect Conservation and Diversity* 5, 1: 67–74.
- LITTLEWOOD N. A., STEWART A. J. & WOODCOCK B. A. 2012b: Science into practice – how can fundamental science contribute to better management of grasslands for invertebrates?. *Insect Conservation and Diversity* 5, 1: 1–8.
- LUDVIKOVÁ V., PAVLŮ V., PAVLŮ L., GAISLER J. & HEJCMAN M. 2015: Sward-height patches under intensive and extensive grazing density in an *Agrostis capillaris* grassland. *Folia Geobotanica* 50, 3: 219–228.

- LÜTH C., TASSER E., NIEDRIST G., DALLA VIA J. & TAPPEINER U. 2011: Plant communities of mountain grasslands in a broad cross-section of the Eastern Alps. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 206, 5: 433–443.
- MAES D., VANREUSEL W., TALLOEN W. & VAN DYCK H. 2004: Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). *Biological Conservation* 120, 2: 229–241.
- MARINI L., BOMMARCO R., FONTANA P. & BATTISTI A. 2010: Disentangling effects of habitat diversity and area on orthopteran species with contrasting mobility. *Biological Conservation* 143, 9: 2164–2171.
- MARINI L., FONTANA P., BATTISTI A. & GASTON K. J. 2009: Response of orthopteran diversity to abandonment of semi-natural meadows. *Agriculture, ecosystems & environment* 132, 3: 232–236.
- MARINI L., FONTANA P., SCOTTON M. & KLIMEK S. 2008: Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology* 45, 1: 361–370.
- MARRIOTT C. A., FOTHERGILL M., JEANGROS B., SCOTTON M. & LOUAULT F. 2004: Long-term impacts of extensification of grassland management on biodiversity and productivity in upland areas. A review. *Agronomie* 24: 447–462.
- MATEJKOVÁ I., DIGGELEN R. & PRACH K. 2003: An attempt to restore a central European species rich mountain grassland through grazing. *Applied Vegetation Science* 6, 2: 161–168.
- MEFFE G. K. & CARROLL C. R. 1994: *Principles in Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland. 600 str.
- MIKHAILOVA E. A., BRYANT R. B., CHERNEY D. J. R., POST C. J. & VASSENEV I. I. 2000: Botanical composition, soil and forage quality under different management regimes in Russian grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 80, 3: 213–226.
- MIKOLA J., SETALA H., VIRKAJARVI P., SAARIJARVI K., ILMARINEN K., VOIGT W. & VESTBERG M. 2009: Defoliation and patchy nutrient return drive grazing effects on plant and soil properties in a dairy cow pasture. *Ecological monographs* 79, 221–244.
- MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. & GAISLER J. (eds.) 2006: *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha. 104 str.
- MORRIS M. G. 2000: The effects of structure and its dynamics on the ecology and conservation of arthropods in British grasslands. *Biological Conservation* 95, 2: 129–142.
- MORRIS M. G. & LAKHANI K. H. 1979: Responses of grassland invertebrates to management by cutting. I. Species diversity of Hemiptera. *Journal of Applied Ecology* 16: 77–98.
- MORRIS M. G. & RISPIN W. E. 1987: Abundance and diversity of the coleopterous fauna of a calcareous grassland under different cutting regimes. *Journal of Applied Ecology* 24: 451–465.
- MORRIS M. G. & RISPIN W. E. 1988: A beetle fauna of oolitic limestone grassland, and the responses of species to conservation management by different cutting regimes. *Biological Conservation* 43, 2: 87–105.
- MOUQUET N., BELROSE V., THOMAS J. A., ELMES G. W., CLARKE R. T. & HOCHBERG M. E. 2005: Conserving community modules: a case study of the endangered lycaenid butterfly *Maculinea alcon*. *Ecology* 86, 12: 3160–3173.
- NENTWIG W. 1988: Augmentation of beneficial arthropods by strip-management. *Oecologia* 76, 4: 597–606.
- NICKEL H. & HILDEBRANDT J. 2003: Auchenorrhyncha communities as indicators of disturbance in grasslands (Insecta, Hemiptera)—a case study from the Elbe flood plains (northern Germany). *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98, 1: 183–199.
- NIEMELÄ J. & BAUR B. 1998: Threatened species in a vanishing habitat: plants and invertebrates in calcareous grasslands in

- the Swiss Jura mountains. *Biodiversity & Conservation* 7, 11: 1407–1416.
- NORRIS C. A. 1947: Report on the distribution and status of the corncrake. *British Birds* 40: 226–244.
- NOVÁK J. 2008: Pásienky, lúky a trávniky. *Patria* 1, spol. s.r.o. 500 str.
- OATES M. R. 1995: Butterfly conservation within the management of grassland habitats. In: PULLIN A. S. (ed.), *Ecology and conservation of butterflies in Britain*. Chapman and Hall, London: 98–112.
- ÖCKINGER E., ERIKSSON A. K. & SMITH H. G. 2006: Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133: 291–300.
- OLFF H. & RITCHIE M. E. 1998: Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in ecology & evolution* 13, 7: 261–265.
- OPPERMANN R. 2007. Auswirkungen landwirtschaftlicher Mähgeräte auf Amphibien. In: LAUFER H, FRITZ K, SOWIG P. (eds), *Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs*. Ulmer, Stuttgart: 102–108.
- OPPERMANN R., HANDWERK J., HOLSTEN M. & KRISMANN A. 2000: Naturverträgliche Mähtechnik für das Feuchtgrünland, Voruntersuchung für das E & E-Vorhaben. ILN Singen, Bonn. 236 str.
- PARR T. W. & WAY J. M. 1988: Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25, 3: 1073–1087.
- PAVLŮ L., PAVLŮ V., GAISLER J., HEJCMAN M. & MIKULKA J. 2011. Effect of long-term cutting versus abandonment on the vegetation of a mountain hay meadow (Polygonum-Trisetion) in Central Europe. *Flora* 206, 12: 1020–1029.
- PITKÄNEN M. & TIAINEN J. (eds) 2001: Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. *BirdLife Finland Conservation Series* (No. 3), Helsinki. 93 str.
- POTTS S. G., WOODCOCK B. A., ROBERTS S. P. M., TSCHUELIN T., PILGRIM E. S., BROWN V. K. & TALLOWIN J. R. 2009: Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46, 2: 369–379.
- POUROVÁ K. 2009: Přehled managementových studií lučních porostů na území Krkonošského národního parku. *Opera Corcontica* 46: 105–132.
- POUROVÁ K., SVOBODOVÁ A. & KRAHULEC F. 2010: Dlouhodobý vliv mulčování na horskou louku v Krkonošském národním parku. *Opera Corcontica* 47: 139–152.
- PÖYRY J., LINDGREN S., SALMINEN J. & KUUSSAARI M. 2004: Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. *Ecological Applications* 14, 6: 1656–1670.
- PÖYRY J., LINDGREN S., SALMINEN J. & KUUSSAARI M. 2005: Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122, 3: 465–478.
- PÖYRY J., LUOTO M., PAUKKUNEN J., PYKÄLÄ J., RAATIKAINEN K. & KUUSSAARI M. 2006: Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: an indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. *Oikos* 115, 3: 401–412.
- PRUCHNIEWICZ D. & ŻOŁNIERZ L. 2014: The influence of environmental factors and management methods on the vegetation of mesic grasslands in a central European mountain range. *Flora* 209, 12: 687–692.
- PYKÄLÄ J. 2000: Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conservation Biology* 14, 3: 705–712.
- PYKÄLÄ J., LUOTO M., HEIKKINEN R. K. & KONTULA T. 2005: Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6, 1: 25–33.
- RADA S., MAZALOVÁ M., ŠIPOS J. & KURAS T. 2014: Impacts of Mowing, Grazing and Edge Effect on Orthoptera of Submontane Grasslands: Perspectives for Biodiversity Protection. *Polish Journal of Ecology* 62, 1: 123–138.
- REIF J., STORCH D., VOŘÍŠEK P., ŠTASTNÝ K. & BEJČEK V. 2008: Bird-habitat associations predict population trends in central European

- forest and farmland birds. *Biodiversity Conservation* 17, 13: 3307–3319.
- ROOK A. J., DUMONT B., ISSELSTEIN J., OSORO K., WALLISDEVRIES M. F., PARENTE G. & MILLS J. 2004: Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological conservation* 119, 2: 137–150.
- ROSSIGNOL N., CHADOEUF J., CARRERE P. & DUMONT B. 2011: A hierarchical model for analysing the stability of vegetation patterns created by grazing in temperate pastures. *Applied Vegetation Science* 14, 2: 189–199.
- ROTHENWÖHRER C., SCHERBER C. & TSCHARNTKE T. 2013: Grassland management for stem-boring insects: Abandoning small patches is better than reducing overall intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 167: 38–42.
- RYDER C., MORAN J., MC DONNELL R. & GORMALLY M. 2005: Conservation implications of grazing practices on the plant and dipteran communities of a turlough in Co. Mayo, Ireland. *Biodiversity & Conservation* 14, 1: 187–204.
- SCHAFFER N. & WEISSER W. W. 1996: A strategy for the conservation of the corncrake *Crex crex*. *Journal für Ornithologie* 137, 1: 53–75.
- SCHMIDT M. H., ROCKER S., HANAFI J. & GIGON A. 2008: Rotational fallows as overwintering habitat for grassland arthropods: the case of spiders in fen meadows. *Biodiversity and Conservation* 17, 12: 3003–3012.
- SCHTICKZELLE N., TURLURE C. & BAGUETTE M. 2007: Grazing management impacts on the viability of the threatened bog fritillary butterfly *Proclissiana eunomia*. *Biological Conservation* 136, 4: 651–660.
- SMITH R. S., SHIEL R. S., MILLWARD D. & CORKHILL P. 2000: The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8 year field trial. *Journal of Applied Ecology* 37, 6: 1029–1043.
- STAMMEL B., KIEHL K. & PFADENHAUER J. 2003: Alternative management on fens: Response of vegetation to grazing and mowing. *Applied Vegetation Science* 6, 2: 245–254.
- STAMPFLI A. & ZEITER M. 1999: Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10, 2: 151–164.
- STEFFAN-DEWENTER I. & TSCHARNTKE T. 2002: Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biological Conservation* 104, 3: 275–284.
- STREITBERGER M., ROSE S., HERMANN G. & FARTMANN T. 2014: The role of a mound-building ecosystem engineer for a grassland butterfly. *Journal of Insect Conservation* 18, 4: 745–751.
- ŠUMPICH J. & KONVIČKA M. 2012: Moths and management of a grassland reserve: regular mowing and temporary abandonment support different species. *Biologia* 67, 5: 973–987.
- TAJOVSKÝ K., PIŽL V., STARÝ J. & SCHLAGHAMERSKÝ J. 2006: Půdní bezobratlí. In: MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. & GAISLER J. (eds), *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV, Praha: 57–61.
- TAMM C. O. 1972: Survival and flowering of some perennial herbs. *Oikos* 23: 23–28.
- TASSER E. & TAPPEINER U. 2002: Impact of land use changes on mountain vegetation. *Applied Vegetation Science* 5, 2: 173–184.
- TSCHARNTKE T., KLEIN A. M., KRUESS A., STEFFAN-DEWENTER I. & THIES C. 2005: Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8, 8: 857–874.
- UHLIAROVÁ E., SMATANOVÁ J., JANÁK M. & JANIŠOVÁ M. 2011: Manažmentový model pre mezofilné pasienky [online]. [cit 16. 3. 2016]. Dostupné na http://www.daphne.sk/sites/daphne.sk/files/uploads/MM09_Cynosurion.pdf.

- VALKÓ O., TÖRÖK P., MATUS G. & TÓTHMÉRÉSZ B. 2012: Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207, 4: 303–309.
- VALTONEN A., SAARINEN K. & JANTUNEN J. 2006: Effect of different mowing regimes on butterflies and diurnal moths on road verges. *Animal Biodiversity and Conservation* 29, 2: 133–148.
- VAN DYCK H., VAN STRIEN A. J., MAES D. & VAN SWAAY C. A. 2009: Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conservation Biology* 23,4: 957–965.
- VAN KLINK R., RICKERT C., VERMEULEN R., VORST O., WALLISDEVRIES M. F. & BAKKER J. P. 2013: Grazed vegetation mosaics do not maximize arthropod diversity: evidence from salt marshes. *Biological Conservation* 164: 150–157.
- VAN SWAAY C. A. M. & WARREN M. S. 1999: Red Data Book of European butterflies (Rhopalocera). In: *Nature and Environment* 99. Council of Europe Publishing. [online]. [cit 16. 3. 2016]. Dostupné na http://bceurope.eu/upload/RDB_Butterflies_1999.pdf.
- VAN WIEREN S. E. & BAKKER J. P. 1998. Grazing for conservation in the 21st century. In: WALLISDEVRIES M. F., BAKKER J. P. & VAN WIEREN S. E. (eds), *Grazing and Conservation Management*. Kluwer, Dordrecht: 349–363.
- VANDERPOORTEN A., DELESCAILLE L. M. & JACQUEMART A. L. 2004: The bryophyte layer in a calcareous grassland after a decade of contrasting mowing regimes. *Biological Conservation* 117, 1: 11–18.
- VERHULST J., KLEIJN D. & BERENDSE F. 2007: Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri environment schemes on breeding waders. *Journal of Applied Ecology* 44, 1: 70–80.
- VICKERY J. A., BRADBURY R. B., HENDERSON I. G., EATON M. A. & GRICE P. V. 2004: The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biological Conservation* 119, 1: 19–39.
- VÖLKL W., ZWÖLFER H., ROMSTOCK-VÖLKL M. & SCHMELZER C. 1993: Habitat management in calcareous grasslands: effects on the insect community developing in flower heads of *Cynarea*. *Journal of Applied Ecology* 30: 307–315.
- WALLISDEVRIES M. F., PARKINSON A. E., DULPHY J. P., SAYER M. & DIANA E. 2007: Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 4. Effects on animal diversity. *Grass and Forage Science* 62, 2: 185–197.
- WALLISDEVRIES M. F., POSCHLOD P. & WILLEMS J. H. 2002: Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104: 265–273
- WALLISDEVRIES M. F. & RAEMAKERS I. 2001: Does extensive grazing benefit butterflies in coastal dunes? *Restoration Ecology* 9: 179–188.
- WANG S. P., WANG Y. F., CHEN Z. Z. & SCHNUG E. 2001: The influence of different grazing systems on plant diversity of an *Artemisia frigida* community in the Inner Mongolia steppe, China. *Grassland Science in Europe* 6: 123–125.
- WETTSTEIN W. & SCHMID B. 1999: Conservation of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. *Journal of Applied Ecology* 36, 3: 363–373.
- WETTSTEIN W. & SZÉP T. 2003: Status of the Corncrake *Crex crex* as an indicator of biodiversity in eastern Hungary. *Ornis Hungarica* 12, 13: 143–149.
- WILLOTT S. J. 1997: Thermoregulation in four species of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Functional Ecology* 11, 6: 705–713.
- WOLTERS V., BENGTTSSON J. & ZAITSEV A. S. 2006: Relationship among the species richness of different taxa. *Ecology* 87, 8: 1886–1895.
- WOODCOCK B. A., POTTS S. G., TSCHULIN T., PILGRIM E., RAMSEY A. J., HARRISON CRIPPS J., BROWN V. K. & TALLOWIN J. R. 2009: Responses of invertebrate trophic level, feeding guild and body size to the management of improved grassland field margins. *Journal of Applied Ecology* 46, 4: 920–929.

WU J. & LOUCKS O. L. 1995: From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *Quarterly Review of Biology* 70, 4: 439–466.

XIONG S. & NILSSON C. 1999: The effects of plant litter on vegetation: a meta analysis. *Journal of Ecology* 87, 6: 984–994.

YOUNG M. R. & BARBOUR D. A. 2004: Conserving the New Forest burnet moth (*Zygaena viciae* [Denis and Schiffermueller]) in Scotland; responses to grazing reduction and consequent vegetation changes. *Journal of Insect Conservation* 8, 2–3: 137–148.

Vybraná managementová opatření | Selected management measures

Účinnost nechemických metod kontroly šťovíku alpského (*Rumex alpinus*) na vysokohorské pastvině ve Slovinsku

Effectiveness of non-chemical methods to control alpine dock (*Rumex alpinus*) on an alpine pasture in Slovenia

MARIJA GREGORI¹ & URBAN ŠILC^{1,2}

¹ Biotechnické centrum Naklo, Výzkumný úsek, Strahinj 99, 4202 Naklo, SL, marija.gregori@bc-naklo.si

² ZRC SAZU, Institut biologije, Novi trg 2, p. p. 306, 1000 Ljubljana, SL, urban.silc@zrc-sazu.si

Abstrakt Šťovíky (*Rumex* spp.) představují obtížné plevele na polích i trvalých travních porostech. Druh šťovík alpský (*Rumex alpinus*) je silně nitrofilní druh, který roste na vlhké půdě; jeho výskyt se tradičně pojí s umístěním hnojišť a jinak eutrofizovaných míst v blízkosti hospodářských budov. Tento článek shrnuje hlavní výsledky experimentu s likvidací šťovíku alpského na horské pastvině Korošica ve Slovinsku. Zkoušeli jsme efektivitu šesti zásahů: seč, vypalování, zakrytí fólií, ruční vykopávání, spásání skotem a vepří. Největší redukce bylo dosaženo sečí, zakrytím fólií a ručním vykopáváním.

Klíčová slova: experimentální zásah, seč, pastva skotu a vepřů, fólie, ruční vykopávání, vypalování

Abstract Docks (*Rumex* spp.) are troublesome weeds in agricultural lands with arable crops or permanent grasslands. *Rumex alpinus* is strongly nitrophilous and grows in damp soil, and is associated with dung and waste from domestic animals near farm buildings. This article summarizes the key results of tests on the effectiveness of different methods of alpine dock disposal on the mountain pasture Korošica (Slovenia). Six treatments were tested: mowing, heating, foil cover, manual removal, and grazing by cattle or pigs. The largest reduction of *R. alpinus* was achieved by mowing, foil covering and manual excavation.

Keywords: experimental treatments, mowing, cattle and pig grazing, foil, manual excavation, heat treatment

Úvod

Zemědělství v Alpách představuje zejména horské mlékařství, kde se v letních měsících zvířata volně pasou. Vysokohorské pastviny obsahují významnou část společenstev druhů rostlin alpských regionů (BÄTZING 1991) a na pastvinách s kvalitní péčí mohou růst druhově bohatá rostlinná společenstva velmi cenná z ochrannářského hlediska (SPATZ 1975). Z druhové rozmanitosti vysokohorských pastvin se v posledním desetiletí stává významný aspekt při úsilí

o zachování ekologické kvality a udržitelné formy využití ploch.

Nejvýznamnějšími problémy horských pastvin z pohledu ochrany přírody jsou nevhodná péče a přerušení pastvy. Dochází k intenzifikaci pozemků, na něž je snadný přístup, zatímco hůře dostupné části hor zůstávají nespaseny a začínají zarůstat (SIMONČIČ 1995, SLAMERŠEK 2012). Snižování počtu dobytka na farmách v údolích vede totiž k menší poptávce po sezonní pastvě na horských pastvinách. Pro zvířata existuje dostatek krmiva v blízkosti

farem, stále více hospodářů se proto rozhoduje nevodit dobytek v létě na horské pastviny. Tímto způsobem přicházíme nejen o tradiční využití horských pastvin, ale dochází též k ochuzování jejich druhové rozmanitosti.

Vysokohorské louky na vápencích ve Slovinsku jsou obecně velmi druhově bohaté s velkým počtem endemických anebo ohrožených druhů rostlin. Vhodně navržená a řízená pastva při přiměřené hustotě pasoucího se dobytka je proto pro dlouhodobé zachování pastvin a jejich rozmanitosti zásadní (GALVÁNEK & JANÁK 2008, SLAMERSEK 2012). V praxi se bohužel často setkáváme s nevhodným řízením pastvy, protože zvířata jsou často soustředěna na malé ploše a příliš dlouho zůstávají na snáze dostupných částech (např. u stájí, kolib, na nižších partiích pastviny...). To vede k nadměrnému spásání, zhuňování půdy a eutrofizaci a v důsledku ke změně druhové skladby – na horských pastvinách se začínají objevovat nové druhy plevelů a rostlin, jež jsou z pastevního hlediska i z hlediska ochrany přírody nežádoucí (KLIMEŠ 1992, ELLENBERG 2009).

Druhým problémem je intenzifikace v důsledku nevhodných způsobů pastvy nebo používání hnojiv (GALVÁNEK & JANÁK 2008). Dochází přitom k rozšiřování nitrofilních druhů rostlin, jenž se mohou šířit na rozsáhlé plochy a k pastvě se nehodí, mají nízkou výživovou hodnotu, jsou zdraví škodlivé, zvířata je spásají neochotně, nemají význam z hlediska ochrany přírody a jsou konkurenčně velmi zdatné (DIETL 1982). Na plochách s vysokým zastoupením takových plevelů hospodáři nejsou oprávněni k pobírání dotací z agro-environmentálních programů (DULAR et al. 2013).

Šťovíky (*Rumex* spp.) představují v mnoha zemích velmi obtížné plevele, a to jak v polních plodinách, tak i v trvalých travních porostech (JEANGROS & NOSBERGER 1990). Šťovík alpský je typickým pastevním plevelem – vzhledem ke své růstové formě, tvorbě širokých listů a reprodukčně vysoce efektivních výhonů je velmi silný konkurent a během několika let dokáže rostlinné společenstvo proměnit v monokulturu (KLIMENT & JAROLÍMEK 1995). Zásadním dopadem šťovíku alpského tak je omezování druhové rozmanitosti a ohrožení vzácných druhů rostlin (ŠTASTNÁ et al. 2010).

Pokryvnost šťovíků lze kontrolovat pomocí selektivních i neselektivních herbicidů (SIMONČIČ 1995). V posledních letech však nabývá na významu

nechemická kontrola šťovíků, především kvůli rostoucímu objemu ekozemědělství, kde se neuplatňují herbicidy. Tento způsob likvidace šťovíku však může být vyžadován i pro hospodaření v lokalitách soustavy Natura 2000 a dalších chráněných územích. Využívá se například častá seč, mechanické odstraňování, oheň, využití predátorů a parazitů, pastva (ZALLER 2004, VAN EEKEREN et al. 2006, HEJCMAN et al. 2014, HUIJEROVÁ et al. 2016 a tam citované zdroje). Hlavním smyslem těchto metod je zabránit tvorbě semen a oslabit schopnost obrůstání (ZALLER 2004).

Tento článek shrnuje hlavní výsledky experimentální likvidace šťovíku alpského na horské pastvině Korošica ve Slovinsku, kde je problém s nekontrolovatelným šířením těchto rostlin velmi výrazný. Článek se z velké části shoduje s obsahem příspěvku, který jsme publikovali v loňském roce v anglickojazyčném odborném periodiku vycházejícím ve Slovinsku (ŠILC & GREGORI 2016); je však doplněn o informace o preventivních opatřeních proti šíření šťovíku a o grafy ukazující vývoj porostů šťovíku v jednotlivých letech pokusu. Článek zde publikujeme pro jeho tematickou relevanci k problematice regulace šťovíku v Krkonoších. Podle našich informací proběhly dosud pouze dva terénní experimenty s kontrolou šťovíku alpského bez použití herbicidů, první však s využitím menšího počtu metod (CORRADINI & ARTIGIANELLI 1991), druhý trval pouze po dobu jedné sezony (TSARIK 1987).

Materiál a metody

Popis lokality

Východně od průsmyku Ljubelj na rakousko-slovenské státní hranici se na severní straně zvedá Košuta, nejdelší vápencový hřeben pohoří Karavanky. Západně od hřebene Košuty se v nadmořské výšce od 1 300 do 1 700 metrů nachází hora Korošica (1 554 m n.m., 46,434348 N, 14,291490 E). Korošica je od roku 2004 zařazena mezi lokality soustavy Natura 2000 Karavanky (SI3000285). Klima je zde typicky horské, představuje podnebí nižších horských poloh (OGRIN 1996). Průměrné roční srážky jsou 1 680 mm (meteorologická stanice Podljubelj) a průměrná roční teplota je 3,6 °C (meteorologická stanice Krvavec).

Travní porost na Korošici je klasifikován jako vegetační asociace *Homogyno alpinae-Nardetum* (MRÁZ 1956) – suché acidofilní smilkové pastviny podhorského až vysokohorského výškového stupně a představuje prioritní typ stanoviště soustavy Natura 2000. Horské pastviny na hoře Korošici vytvořil před stáletím člověk, a to odlesněním. Na okyselené půdě vykáceného lesa se vyvinuly druhově bohaté trávníky s dominantní smilkou tuhou (*Nardus stricta*) a obvykle i prhou arnikou (*Arnica montana*). Boro-ovicové porosty ve vyšších polohách postupně střídají trávníky se smilkou a alpské a subalpínské kalcifilní trávníky. Oba typy trávníků jsou zařazeny mezi prioritní stanoviště soustavy Natura 2000. Před vytvořením experimentálních ploch v roce 2012 byla provedena analýza půdy. Ukázala silně kyselou půdní reakci (pH 4,2) s nízkým obsahem fosforu (P_2O_5 : 3,7 mg/100 g) a dostatečným obsahem draslíku (K_2O : 34,2 mg/100 g).

V roce 1923 se v území nacházelo 80 ha pastvin, na nichž se při průměrné roční hustotě 0,98 VDJ (velkých dobytčích jednotek)/ha pásli skot, koně a ovce. Dnes je na Korošici 56 ha pastvin a podle státem pře-depsaného pastevního řádu se zde od poloviny června do poloviny září může pást 80 zvířat (skotu a koní) nebo 65 VDJ (SLAMERŠEK 2007, Zákon o zemědělské půdě č. 71/11 slovenské sbírky zákonů, 2011). Význam horských pastvin na Korošici z hlediska ochrany přírody v posledních letech dramaticky klesá v důsledku nekontrolovaného rozrůstání šťovíku alpského. Šťovík alpský se šíří ve velkém množství, pravděpodobně kvůli nadměrnému užívání minerálních hnojiv v posledních



Obr. 1. Experimentální plocha č. 4 na horské pastvině Korošica.

Fig. 1. Experimental plot 4 on Korošica mountain pasture.

cca 20 letech, a v současnosti pokrývá 9 % pastevní plochy (DULAR et al. 2013).

Popis druhu

Šťovík alpský (*Rumex alpinus* L.) je vytrvalý druh byliny s vodorovným oddenkem (a kořenem až 300 cm dlouhým). Nadzemní vegetativní výhony mají tři až pět velkých listů a na plodných lodyhách vyrůstají drobnější listy a až několik tisíc květů a plodů (KUTSCHERA & LICHTENEGGER 1992, ŠŤASTNÁ et al. 2010). Šťovík alpský je běžnou rostlinou ve všech pohořích západní, střední a východní Evropy včetně Apenin, pohoří Balkánského poloostrova a Kavkazu (MEUSEL et al. 1965). Vytváří druhově chudé monodominantní porosty a jeho pokrývnost se často blíží 100 % (KLIMENT & JAROLÍMEK 1995). Tento druh je silně



Obr. 2. Vytyčování experimentální plochy č. 1 (první sezona).
Fig. 2. Setting up an experimental plot (first season).



Obr. 3. Experimentální plocha č. 1 po první sezoně.
Fig. 3. Experimental plot 1 after the first season.

Tab. 1. Rámcový harmonogram experimentálních zásahů.**Tab. 1.** General schedule of experimental treatments.

Experimentální zásah / Treatment	2012	2013	2014
Seč / Mowing	každých 14 dní / every 14 days	každých 14 dní / every 14 days	každých 14 dní / every 14 days
Vypalování / Heat	jednou / once		
Fólie / Foil	nepřetržitě / continuously	nepřetržitě / continuously	
Ruční vykopávání / Manual excavation	jednou / once	jednou / once	jednou / once
Pastva prasat / Pig grazing	1 měsíc / 1 month		
Pastva skotu / Cattle grazing	celou vegetační sezonu / whole growing season		

nitrofilní a roste ve vlhké půdě; jeho výskyt se tradičně pojí s umístěním hnojišť a odpadů z domácích zvířat v blízkosti hospodářských budov. Na pastvinách jej lze považovat za plevel degradující původní vegetaci (DIHORU & DIHORU 1985, GEBAUER et al. 1988, KLIMEŠ 1992, ELLENBERG 1996).

Uspořádání pokusu

Pokus na Korošici zahrnoval šest experimentálních zásahů – seč, vypalování, zakrytí fólií, ruční vykopávání, spásání skotem a prasaty – a kontrolu. Seč, vypalování, zakrytí fólií a ruční vykopávání jsme prováděli v plochách o rozměrech 4 × 4 m tvořících dohromady znáhodněné bloky (Obr. 1, 2, 3). Každý z těchto zásahů jsme prováděli ve čtyřech opakováních, celkem tedy ve čtyřech blocích. Pastva skotu i prasat probíhala vždy pouze na jedné ploše o rozloze 10 × 15 m (Obr. 4, 5). Použili jsme rozsáhlejší

ohrazení z důvodu obtížné práce se zvířaty a odlehlosti vysokohorské mléčné farmy z hlediska dopravy.

Pokus trval tři vegetační období (červen 2012–září 2014). Plochy se sečí byly koseny každých 14 dnů v průběhu vegetačního období od poloviny června (2012) a biomasa byla vyhrabána a odklizená (pro harmonogram všech zásahů viz Tab. 1). Vypalování jsme prováděli otevřeným ohněm pomocí obyčejné kuchyňské plynové bomby, a to pouze první rok pokusu. Plochy s fólií byly po dvě sezony nepřetržitě pokryty černou polyetylenovou fólií. Ruční vykopávání bylo prováděno jednou v každém experimentálním roce, a to do hloubky cca 30 cm. Pastevní zásahy byly prováděny pouze první rok pokusu. Na plochy pasené skotem mělo přístup 6 kusů zvířat po dobu 2 h denně po celou sezonu (Obr. 4). Na plochách s prasaty byla umístěna dvě zvířata po dobu 4 týdnů (Obr. 5). Využili jsme jediné původní slovinšské plemeno (krškopolské), které je uzpůsobeno venkovnímu chovu. Kontrolní



Obr. 4. Pastva krav na horské pastvině Korošica.
Fig. 4. Cattle grazing on Korošica mountain pasture.



Obr. 5. Experimentální plocha s prasaty.
Fig. 5. Experimental plot with pigs.

plochy byly bez ošetření. Po každém experimentálním zásahu jsme na plochách zaselí komerčně dostupnou směs travního semene (*Trifolium repens* 5 %, *Phleum pratense* 16 %, *Lolium perenne* 79 %, výrobek společnosti Semenarna (Ljubljana). Použili jsme nejhodnější komerční travní směs.

Terénní sběr dat

Fytcenologické snímky byly odečítány podle metody Braun-Blanqueta (1964) na plochách o rozloze 9 m², a to před provedením pokusných zásahů a na konci každého vegetačního období. V případě pastvy jsme v jedné ploše umístili vždy dva snímky.

Tab. 2. Rostlinné druhy v plochách s jednotlivými experimentálními zásahy na konci experimentu v roce 2014. Oba záznamy vegetace spásané prasaty a skotem pocházejí z jedné experimentální plochy. V tabulce jsou uvedeny taxony, které se nacházely minimálně ve dvou experimentálních plochách. Kromě toho jsme zaznamenali ještě výskyt následujících druhů, které se nacházely pouze v jedné experimentální ploše: *Veronica* sp., *Trifolium pratense*, *Veronica serpyllifolia* ssp. *humifusa*, *Deschampsia cespitosa*, *Senecio rupestris*, *Silene latifolia* ssp. *alba*, *Myosotis decumbens*, *Prunella vulgaris*, *Stachys sylvatica*, *Veronica serpyllifolia*, *Poa pratensis*, *Plantago major* a *Veronica beccabunga*.

Tab. 2. Plant species present in experimental plots under different treatment conditions at the end of the experiment in 2014. Both records of vegetation grazed by pigs and cattle come from one experimental plot. We present only the species occurring at least in two experimental plots in the table. Apart of them we found also several other species in one of the experimental plots only (see above).

Rostlinný druh / Plant species	Experimentální zásah / Treatment				Seč / Mowing				Vypalování / Heat				Folle / Foil				Ruční vykopávání / Manual excavation				Pastva prasat / Pig grazing				Kontrola / Control			
<i>Rumex alpinus</i>	4	3	3	3	5	5	5	5	1	1	2	+	+	+	+	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
<i>Trifolium repens</i>	+	1	1	1	+	+	+		1	2	1	1	4	4	4	5	+	1	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Lolium perenne</i>	3	3	3	3	+	+	+	2	4	3	3	4	3	3	3	2	1	2	1	1					r	+		
<i>Ranunculus repens</i>	1	+	1	+	+	+	+		+	+	+	+	1	+	+	+	+					2	+	+				
<i>Stellaria nemorum</i>	1	1	1	2	2	2	1	2	+					+	+	2			+					2	1	2		
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	+	+	+	2		1	2					2						1	2		+	1	1	2	2			
<i>Poa annua</i>			1	+	1	+			1	+			+	+				+	1			1		1				
<i>Phleum pratense</i>		+	+	1		+	+	r						+	+	+	+	+										
<i>Alchemilla subcrenata</i>		+	1	+	+		+		+				+	1				+	+					1				
<i>Veronica chamaedrys</i>			+	+	+	+	1						+						+	+				1				
<i>Urtica dioica</i>				+	1	+												+	1	+				1				
<i>Taraxacum officinale</i> agg.	+			+									+						+	+				+	+			
<i>Ranunculus acris</i>			+				+						+	+					+	+				+				
<i>Poa</i> sp.		+							+	1	1		1															
<i>Dactylis glomerata</i>		+		+																+	+							
<i>Cardamine amara</i>	+								+															1				
<i>Cerastium holosteoides</i>			+							+											+							
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>		+			+																			+				
<i>Leontodon autumnalis</i>														+	+													
<i>Bellis perennis</i>				+											+													
<i>Avena sativa</i>									+	+																		
<i>Cirsium arvense</i>																				+	+							
<i>Agrostis stolonifera</i>							+																+					
<i>Agrostis alpina</i>			+											+														
<i>Lamium maculatum</i>	+	+																										

Nadzemní biomasa byla sbírána na dvou dílčích plochách (0,5 m × 0,5 m) v rámci každé pokusné plochy a sečeny byly pouze rostliny šťovíku alpského. Biomasa byla usušena na vzduchu a poté po dobu 24 h ponechána při teplotě 104 °C a zvážena. Odečet výšky porostu byl prováděn každých 14 dnů měřicím pásmem a odhad počtu výhonů byl prováděn na dvou dílčích plochách o rozloze 1 m². Jeden výhon byl definován jako skupina listů, která zřetelně vycházela z jednoho místa.

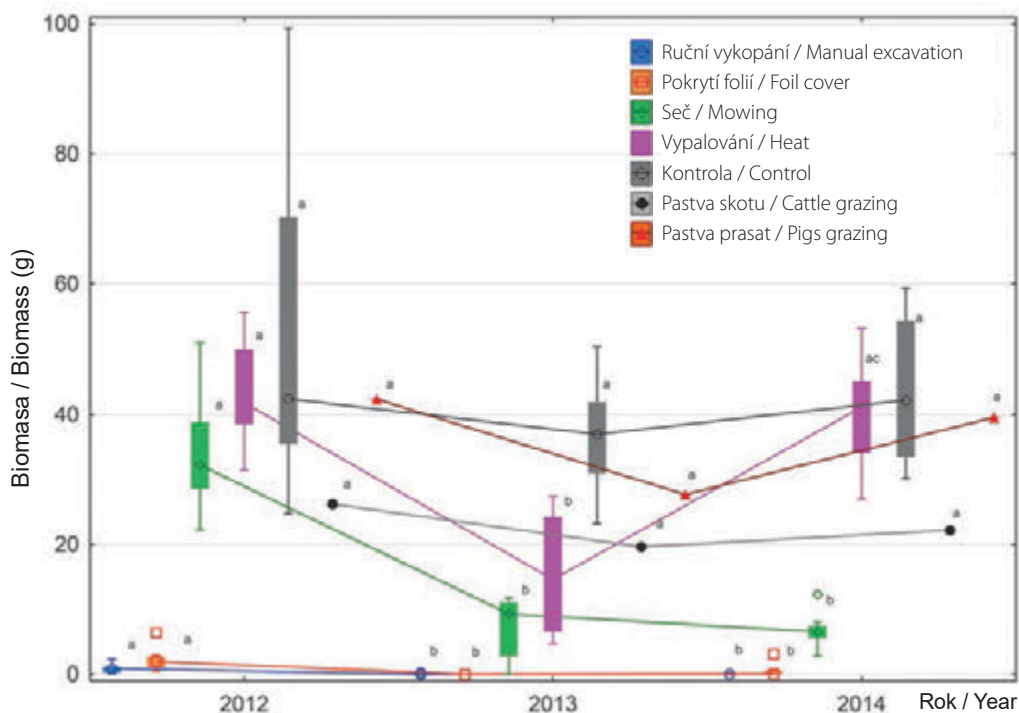
Statistická analýza

Pomocí parametrických a neparametrických testů a Bonferroniho post-hoc testů v rámci analýzy jednocestná ANOVA (StatSoft, I. 2011) jsme určovali, zda se hmotnost biomasy, výška, počet výhonů a pokryvnost šťovíku alpského liší mezi jednotlivými

pokusnými roky v rámci každého jednotlivého zásahu. Dále jsme pomocí těchto metod porovnávali odlišnost jednotlivých parametrů mezi jednotlivými typy zásahů v posledním roce pokusu (2014). Výsledky z pasených ploch jsme do statistických analýz nezahrnuli, protože pastva probíhala vždy jen na jedné ploše bez opakování. Nomenklatura druhů rostlin je podle MARTINČICE et al. (2007).

Výsledky

Před experimentem byla na horské pastvině plně vyvinutá vegetace svazu *Rumicetum alpini* Beger 1922 s dominancí charakteristických druhů *R. alpinus* a *Stellaria nemorum*. Porosty byly druhově chudé, s několika nitrofilními druhy (*Urtica dioica*) a s druhy indukujícími pravidelné zamokřování půdy (*Deschampsia cespitosa*, *Ranunculus repens*).



Obr. 6. Krabicový diagram biomasy druhu *R. alpinus* na plochách s jednotlivými zásahy ve třech po sobě jdoucích letech. U každého typu zásahu jsme testovali rozdíly mezi jednotlivými lety. Průměry se stejným písmenem se mezi sebou výrazně neliší podle Bonferroniho post-hoc testu (jednocestná ANOVA, $p < 0,05$).

Fig. 6. Box-plots of the biomass of *R. alpinus* on plots with different management in three consecutive years. Differences were tested between years for each treatment. Means with the same letter are not significantly different from each other according to the Bonferroni post hoc test (one-way ANOVA, $P < 0.05$).

Tab. 3. Rozdíly v pokryvnosti, výšce a počtu výhonků mezi jednotlivými roky v rámci konkrétních experimentálních zásahů (jednorozměrná ANOVA – Kruskal-Wallisův test; F – testovací kritérium, p – hladina signifikance; počet stupňů volnosti u všech analýz – 3).

Tab. 3. Differences in cover, height and number of shoots between years in particular treatments (one-way ANOVA – Kruskal-Wallis test; F – testing criterium, p – significance level; degrees of freedom of all the analyses – 3).

Experimentální zásah / Treatment	Pokryvnost / Cover		Výška / Height		Počet výhonků / Nr. of shoots	
	F	p	F	p	F	p
Vypalování / Heat	13,27	<0,001	3,12	0,274	45,94	<0,001
Ruční vykopávání / Manual excavation	1 122,49	<0,001	1 542,95	<0,001	66,00	<0,001
Pokrytí fólií / Foil cover	1 130,78	<0,001	32,28	<0,001	34,36	<0,001
Seč / Mowing	20,56	<0,001	15,95	<0,001	32,51	<0,001
Kontrola / Control	1,26	0,308	46,80	<0,001	8,17	0,001



Obr. 7. Šťovík alpský po sejmutí černé fólie. Okamžitě vyséváme směs travního semene.

Fig. 7. Alpine docs after removing black foil. We then immediately sowed a grass mixture.

K největším změnám druhové skladby došlo na plochách pokrytých fólií a na plochách podrobených ručnímu vykopávání (Tab. 2). Šťovíky byly zcela likvidovány a nahrazovány experimentálně zasetým druhem trávy (*Lolium perenne*). Na sečených plochách byly změny postupné, neboť obrat druhů zde byl pomalejší a šťovík alpský po třech letech pokrýval polovinu plochy, přestože traviny již byly hojně zastoupené. Počet druhů na jednu plochu se po třech letech zvýšil ve všech případech ošetření s výjimkou ploch pokrytých fólií, k největšímu nárůstu však došlo na sečených plochách.

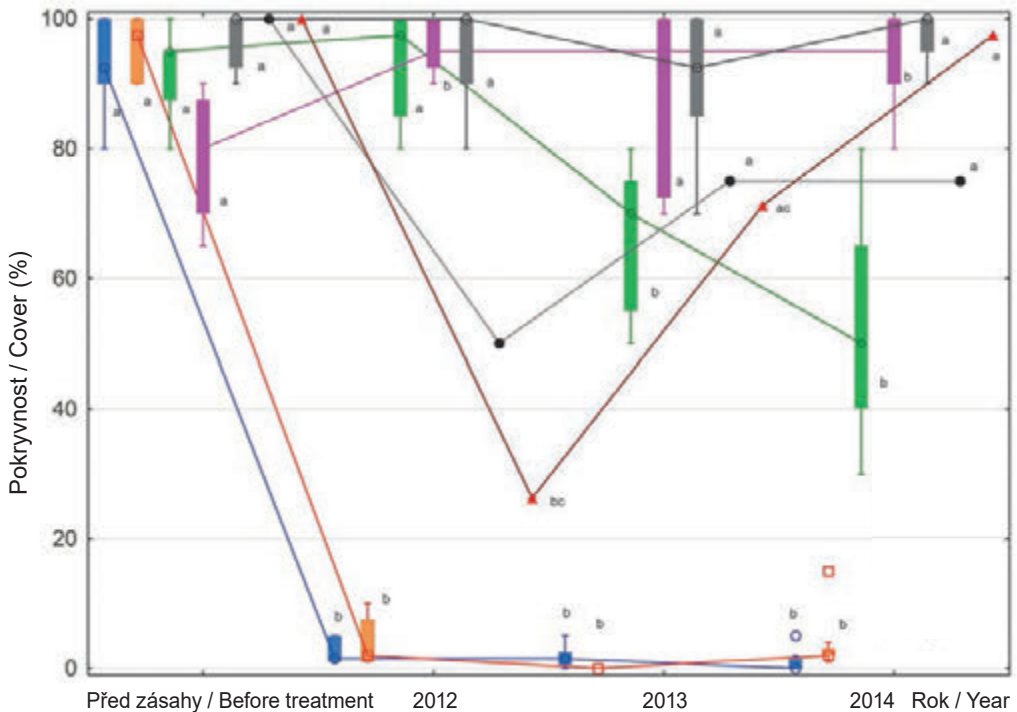
Biomasa šťovíku alpského se mezi prvním rokem a dvěma následujícími lety signifikantně lišila na plochách se zásahy ruční vykopávání, pokrytí fólií a seč

(Obr. 6). Biomasa šťovíku na těchto plochách se též na konci experimentu výrazně lišila od kontrolních ploch ($F=18,622$, $p<0,001$), ale plochy nevykazovaly výrazný rozdíl mezi sebou. Pokryvnost šťovíku v rámci každého ošetření vykazují výrazné snížení na plochách s ručním vykopáváním a s pokrytím fólií (Obr. 7, Tab. 3), sečením se pokryvnost výrazně snížila až po druhém roce (Obr. 8). Pastva prasat byla pro snížení pokryvnosti šťovíku velmi úspěšná, avšak ve třetím roce se šťovík alpský navrátil (pastva trvala pouze jediný rok). Podobný výsledek jsme zaznamenali i u pastvy skotu. Průměrnou výšku šťovíků výrazně snížilo ruční vykopávání a pokrytí fólií, a to již po prvním roce, zatímco sečením se snížila pouze v posledním roce experimentu. Ostatní metody v tomto směru nebyly úspěšné. Výška rostlin se též velmi lišila mezi jednotlivými lety. Počet výhonků šťovíku se výrazně snížil při ručním vykopávání, pokrytí fólií a seči (Obr. 9). Tento počet se rovněž lišil v jednotlivých letech.

Diskuse

Vliv zásahů na šťovík alpský

Přestože jsou šťovíky velmi důležité plevele v travních porostech, většina studií jejich regulace byla dosud prováděna na „nížinných“ druzích, např. *R. obtusifolius* a *R. crispus* (Zaller 2004, VAN EEKEREN et al. 2006). Studie o šťovíku alpském byly dosud pouze dílčí, s použitím chemických metod, nebo byly jen krátkodobé (viz ŠTASTNÁ et al. 2010).



Obr. 8. Krabicový diagram pokryvnosti druhu *R. alpinus* na plochách s jednotlivými zásahy ve třech po sobě jdoucích letech. U každého typu zásahu jsme testovali rozdíly mezi jednotlivými lety. Průměry se stejným písmenem se mezi sebou výrazně neliší podle Bonferroniho post-hoc testu (jednocestná ANOVA, $p < 0,05$).

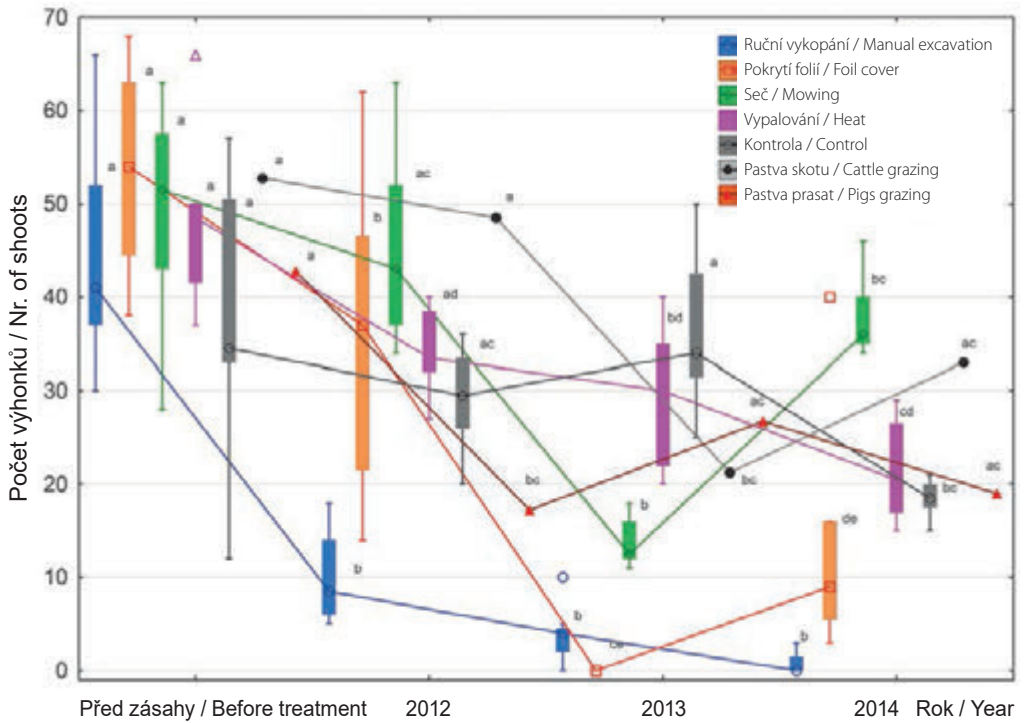
Fig. 8. Box plot of cover of *R. alpinus* on plots with different management in three consecutive years. Differences were tested between years for each treatment. Means with the same letter are not significantly different from each other according to Bonferroni post hoc test (one-way ANOVA, $p < 0.05$).

- Seč / Mowing
- Vypalování / Heat
- Kontrola / Control
- Pokrytí fólií / Foil cover
- Ruční vykopání / Manual excavation
- Pastva skotu / Cattle grazing
- Pastva prasat / Pigs grazing

V této studii bylo největšího omezení druhu *R. alpinus* dosaženo sečí, zakrytím plochy fólií a ručním vykopáváním. Vliv pravidelného a častého sečení na *R. alpinus* byl prokázán již dříve (TSARIK 1987, CORRADINI & ARTIGIANELLI 1991, ŠTASTNÁ et al. 2010, HUIJEROVÁ et al. 2013). Nejdůležitější je četnost seče – čím častější, tím účinnější potlačení šťovíku. V naší studii jsme uplatnili seč každých 14 dnů, neboť účinnost této četnosti již byla prokázána v jiných pokusech (TSARIK 1987, ZALLER 2004), ačkoliv ne v krátké době (PIGNATTI & PIGNATTI 2014). Omezování pokryvnosti a hmotnosti biomasy sečením bylo velice pozvolné ve srovnání se zakrytím fólií a vykopáváním. To je v souladu s informacemi, že dokonce i pět až sedm sečí omezilo výskyt šťovíku jen o 60 % (COURTNEY

1985). Při méně častém sečení porostů se lépe ujmají semenáčky a zvyšuje se šance na jejich přežití do dalšího roku (TSARIK 1987). Jako úspěšná se ukázala kombinace sečení a výsevu trávy (viz též CORRADINI & ARTIGIANELLI 1991). Konkurence travin a bylin sama o sobě však není dostatečná k dlouhodobému omezení šťovíku (ZALLER 2004) a měla by se kombinovat s dalšími formami péče. Důležité je šťovík sekat ve výšce minimálně 10 cm, čímž umožníme ostatním bylinám dorůst rychleji než *Rumex*.

Vykopáváním byly šťovíky úspěšně odstraněny, jde však o časově velmi náročný postup. Jako nejkrajnější nechemické regulační opatření při závažném zamoření šťovíkem na orné půdě, ale též na travnatých plochách, se obvykle uplatňuje orba (ZALLER



Obr. 9. Krabicový diagram počtu výhonků druhu *R. alpinus* na plochách s jednotlivými zásahy ve třech po sobě jdoucích letech. U každého typu zásahu jsme testovali rozdíly mezi jednotlivými lety. Průměry se stejným písmenem se mezi sebou výrazně neliší podle Bonferroniho post-hoc testu (jednocestná ANOVA, $p < 0,05$).

Fig. 9. Box plot of number of shoots of *R. alpinus* in plots with different management in three consecutive years. Differences were tested between years for each treatment. Means with the same letter are not significantly different from each other according to Bonferroni post hoc test (one-way ANOVA, $p < 0.05$).

2004). Při vykopávání jsme odstranili svrchní vrstvu půdy s kořeny, a protože oddenky obvykle rostou do hloubky 5 cm (KLIMES 1992) nebo vzácněji mezi 10–12 cm (KLIMENT & JAROLIMEK 1995), bylo odstranění šťovíku alpského úspěšné. Je nezbytné odstranit a zničit kořeny, aby nemohly regenerovat. Ze zbytků a úlomků kořenů a ze semen mohou vzniknout nové rostliny (TSARIK 1987), proto je výsev travin důležitý k potlačení mladých vzházejících rostlinek. Po třech letech se na experimentálních plochách nacházelo pouze několik malých rostlin, výsledek byl tedy stejný jako u BUCAROVÉ (2003), ačkoliv ona použila herbicid.

Zakrytí plochy fólií (nebo jiným materiálem k omezení přístupu světla k plevelům či jiným invazivním druhům) je běžný postup (BOND & GRUNDY 2001),

který již byl úspěšně na šťovík alpský aplikován (BECHTOLD & MACHATSCHKEK 2011). Dostupnost světla představuje pro šťovík alpský rozhodující limitní faktor, regulace prostřednictvím nedostatku světla by tudíž měla být úspěšná (ZALLER 2004). Šťovíky jsou po jednom roce zničeny v důsledku omezení přístupu světla a vysokých teplot pod fólií v letním období. Fólie je však méně vhodná na velkých plochách, zvláště v horách s drsným podnebím.

Vypalování snížilo objem biomasy šťovíku, avšak nikoli jeho pokryvnost – rostliny se po prvním roce objevily znovu. Ošetření plamenem již bylo na travních porostech zamořených šťovíkem úspěšně aplikováno, avšak pouze na místech s lokálním zamořením a na jednotlivé rostliny (PÖTSCH 2003), přičemž tento postup byl méně vhodný na větších plochách

šťovíku alpského, obdobně jako u druhu *R. obtusifolius* (ZALLER 2004). V případě velkých ploch byly teplem poškozeny všechny rostliny a ostatní byliny nedokázaly šťovíku konkurovat.

Hospodářská zvířata spásají šťovíky spíše jen ojedíněle – vyhýbá se mu skot i koně, avšak ochotně jej žerou kozy (ELLENBERG 1996, BOHNER 2005, HEJCMAN et al. 2014); v minulosti se využíval jako krmení pro prasata (WENDELBERGER 1971). V naší studii jsme použili skot a prasata jen na jednu sezonu a výsledkem bylo určité potlačení pokryvnosti, ovšem spíše v důsledku sešlapu skotem a rytí prasat než v důsledku samotného spásání – plocha experimentálně pšeného porostu byla z logistických důvodů velice malá. Sešlap též může snižovat hmotnost nadzemní biomasy šťovíku alpského (TSARIK 1987). Kozy a ovce šťovík spásají a účinně odstraňují rostliny z trávníků (HEJCMAN et al. 2014), avšak na horských pastvinách jihovýchodu střední Evropy není pastva ovcí a koz běžná nebo se tradičně omezuje jen na určité lokality (SZ část Julských Alp). Vysazení nových zvířat by si vyžádalo změnu pastevní politiky v rámci lokalit soustavy NATURA 2000.

Další aspekty zásahů

Prevážná část managementových studií se věnuje důsledněji vlivu dopadů konkrétních zásahů na šťovíky než souvisejícím změnám druhového složení porostů (viz ale CORRADINI & ARTIGIANELLI 1991). V našem experimentu byl důležitý pro vznik nového rostlinného společenstva opětovný výsev travin (samozřejmě byl důležitý i pro zamezení opětovného růstu šťovíku). Je totiž známo, že aktuální semenná banka v půdě hraje při obnově degradovaných lokalit omezenou roli (HANDLOVÁ & MÜNZBERGOVÁ 2006). Sukcesi můžeme usměrnit použitím semen rostlinných druhů potenciální vegetace nebo použitím sena ze stejného rostlinného společenstva.

Údaje o výskytu šťovíku alpského ve slovinských horách na úrovni krajiny se ve Slovinsku soustavně neshromažďují, nicméně je známo, že šťovík alpský roste na většině horských pastvin. Vzhledem k nebezpečí nekontrolovaného šíření je proto nezbytné věnovat této oblasti do budoucna zvláštní pozornost. Šťovík alpský je schopen dlouhodobého

přežívání a má velmi dobrou schopnost obnovy, takže je vhodné spíše realizovat preventivní opatření k zamezení jeho masového (roztroušeného) výskytu. I poměrně jednoduchými preventivními opatřeními můžeme šíření šťovíku alpského úspěšně omezovat:

(i) Hustota pasoucího se dobytka by měla být přiměřená produktivitě porostu.

(ii) Na strmých pastvinách pást pouze vhodná zvířata (ne příliš těžká), jež nezpůsobují či nezhoršují půdní erozi.

(iii) Pastva by se měla být řízena v rámci jednotlivých výběhů (spásat pastviny rovnoměrně).

(iv) Výběhy, v nichž zvířata žerou a spí, by se měly pokud možno přemísťovat (nenechávat je po celou dobu na stejném místě).

(v) Po pastevní sezoně by se měly odstraňovat nedopasky, zejména zbytky šťovíku alpského.

(vi) Na pastvinách se šťovíkem alpským se vyhýbat větším dávkám hnojiv, případně nehnojit vůbec.

(vii) Nově vyrůstající rostliny šťovíku alpského by se měly zcela odstranit před rozkvetem.

(viii) Holá půda či odkrytý povrch půdy by se měly co nejdříve osít travní směskou. Ideální je používat semena místního původu.

(ix) Zahrnout horské pastviny do systému plateb za agro-environmentální a klimatická opatření.

Závěry

Z našich zkušeností plyne, že odstraňování šťovíku alpského je velmi časově náročné a ne vždy efektivní. Z toho důvodu má smysl na horských pastvinách především realizovat preventivní opatření k zamezení jeho nadměrného rozšíření. Jestliže však šťovík alpský již plochu zarostl a preventivní fáze již nemá smysl, k odstraňování šťovíku pomocí fólie a pastvy prasat se hodí spíše menší a rovné plochy (cca 100 m²). Na větších plochách je jeho odstranění možné pouze prostřednictvím pravidelné seče při výšce 10–15 cm, každých 14 dnů a po dobu minimálně 5 let po sobě. Se sečí je přitom nutno začít co nejdříve na jaře. Ruční vykopávání je velice účinná metoda, avšak vyžaduje mnoho času a energie. Po každém zásahu je nutno vyset nejvhodnější travní směsku k zakrytí obnažené půdy.

Poděkování

Projekt ALPA (Přírodní udržitelné hospodaření na horských pastvinách v chráněných oblastech (2012–2014) byl financován z programu EU Cíl 3 – Evropská územní spolupráce, Operační program Slovensko-Rakousko 2007–2013. Práci Urbana Šilce financoval projekt ARRS P1–0236.

Summary

Introduction Alpine meadows on limestone in Slovenia are generally very species-rich often with a large number of endemic and / or endangered plant species. Alpine pastures were often not properly managed in the middle of the last century. This led to a change in species composition; new weeds and plants unwanted in terms of pasturing and nature conservation started to emerge. This is responsible for the expansion of nitrophilous plant species, of which *Rumex alpinus* (alpine dock) is the most significant. Alpine dock is a very powerful competitor due to its growth form, formation of broad leaves and tall generative shoots and can turn a plant community into a monoculture within a few years. This article summarizes the key results of tests on the effectiveness of different methods of alpine dock disposal on the mountain pasture Korošica, where the uncontrolled spread of these plants is most pronounced. The aim of our study was to investigate the use and effectiveness of various non-chemical methods on alpine dock removal.

Methods The experiment was done on the Korošica mountain pasture (1 554 m), which has been a part of the Karavanke Natura 2000 locality since 2004. The importance of the Korošica mountain pasture to nature conservation has critically decreased in recent years because of the uncontrolled and excessive growth of alpine dock, which now occupies 9 % of the grazing area. Testing of the sustainable removal of alpine dock lasted three vegetation seasons (June 2012–September 2014, see Tab. 1. for schedule of individual treatments). Six treatments were tested against a control: mowing, heating, foil cover, manual removal, and grazing by either cattle or pigs. For Mowing, Heat, Foil and Manual excavation we used

four replicates (each replicate 4 × 4 m and 3 years of testing), while for Cattle grazing (Fig. 4) we used one replicate (10 × 15 m) for only one year, and Pigs grazing also one replicate (10 × 15 m) for 4 weeks and only in the first year (Fig. 5). After treatment of the plots, we sowed them with a suitable commercial grass seed mixture. The vegetation was sampled according to the Braun-Blanquet method. For the mowing, heat, foil and manual treatments, we sampled whole plots, while we sampled two randomly selected plots in the animal treatments. All data were sampled prior to the start of the experiment, except for biomass, and repeatedly at the end of every vegetation season.

Results Changes in floristic composition of the initial plant community (*Rumicetum alpini*) differed among treatments. The greatest changes in species composition were in plots covered by foil and those subjected to manual excavation (Tab. 2). Changes were less pronounced and gradual in the other treatments. Comparisons within treatments showed significant differences in the biomass of alpine dock between the first year and the following two for Manual excavation, Foil Cover and Mowing, while Heat did not differ from Control (Fig. 7, Tab. 3). There was a significant reduction in the cover of alpine dock for Manual excavation and Foil Cover (Fig. 8), while Mowing significantly reduced the cover only after the second year. The number of shoots was significantly lowered by Manual excavation, Foil Cover and Mowing (Fig. 9). The number also varied among years, since sampling of particular shoots is very subjective, although it was done by the same observer.

Discussion Although docks are very important weeds in grasslands, most control studies have been done on “lowland” species, e.g., *R. obtusifolius* and *R. crispus*. The largest reduction of alpine dock was achieved by mowing, foil covering and manual excavation. The frequency of cutting is the most important factor. The reduction of cover and biomass by mowing was very gradual compared to foil and manual excavation. The combination of mowing and grass seeding proved to be successful. It is important to cut dock at a height of 10 cm to enable other herbs to regenerate faster than *Rumex*. Excavation successfully removed dock plants but it is a very time consuming method, because it is necessary to remove and destroy the roots and

rhizomes so they cannot regenerate. Covering by foil to reduce the light to weeds or any other invasive species is a common practice. After one year, the docks were destroyed due to reduced light and high temperatures under the foil in the summer period. Foil is less suitable for large areas. Treatment with flame reduced the biomass of alpine docks but not their cover and the docks regenerated after the first year. In the case of large patches, all plants were damaged by the heat and the herbs were unable to compete with the docks during subsequent resprouting. *Rumex* species are rarely grazed by animals and alpine dock is avoided by cattle and horses but readily eaten by goats and has been used as pig fodder in the past. In our study, we used cattle and pigs for only one season and this resulted in some suppression of alpine dock cover. Experience shows that the removal of alpine dock is very time consuming and not necessarily efficient, so it makes sense to implement preventive measures on mountain pastures to avoid its excessive spread. If, however, the alpine dock has overgrown and a preventive phase is no longer meaningful, it is necessary to choose the most appropriate method of removal.

Literatura

- BÄTZING W. 1991: Die Alpen – Entstehung und Gefährdung einer Europäischen Kulturlandschaft. C.H. Beck, München. 287 str.
- BECHTOLD J. & MACHATSCHKE M. 2011: Alpenampferbekämpfung durch Lictenzug. Der Alm- und Bergbauer 4: 21–23.
- BOND W. & GRUNDY A. C. 2001: Non-chemical weed management in organic farming systems. Weed Research 41, 5, 383–405.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien. 865 str.
- BUCHAROVÁ A. 2003: *Rumex alpinus* L. in Krkonoše Mts. – distribution and management of an invasive plant. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha).
- CORRADINI T. & ARTIGIANELLI T. 1991: Prove di lotta al romice alpino senza impiego di erbicidi: malga Juribello: 1985–1990. Istituto Agrario di San Michele all'Adige-Trento, San Michele all'Adige, Rotholz, Rinn.
- COURTNEY A. D. 1985: Impact and control of docks in grassland. In: BROCKMANN J. S. (ed.), Weeds, pests and diseases of grassland and herbage legumes. British crop protection council, Croydon, UK: 120–127.
- DIETL W. 1982: Ökologie und Wachstum von Futterpflanzen und Unkräutern des Graslandes. Schweizerische landwirtschaftliche Forschung 21: 85–110.
- DIHORU G. & DIHORU A. 1985: *Rumex alpinus*, specie Dăunătoare. St. Cerc. Biol. Seria Biol. Vegetation 37: 81–88.
- DULAR M., SLAMERŠEK A., GREGORI M., ŠILC U. & KRAMBERGER B. 2013: Revitalizacija z alpsko kislico zaraščene pašne planine Korošica v projektu ALPA Novi izzivi v agronomiji 2013. New challenges in agronomy 2013: 282–288.
- ELLENBERG H. 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer Verlag, Stuttgart. 1095 str.
- GALVÁNEK D. & JANÁK M. 2008: Management of Natura 2000 habitats. 6230 *Species-rich *Nardus* grasslands. European Commission [online] [citováno 25. 2. 2016]. Dostupné z WWW: http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/6230_Nardus_grasslands.pdf.
- GEBAUER G., REHDER H. & WOLLENWEBER B. 1988: Nitrate, nitrate reduction and organic nitrogen, in plants from different ecological and taxonomic groups of Central Europe. Oecologia 75: 371–385.
- HANDLOVÁ V. & MÜNZZBERGOVÁ Z. 2006: Seed banks of managed and degraded grasslands in the Krkonoše Mts., Czech Republic. Folia Geobotanica 41, 3: 275–288.
- HEJCMAN M., STRNAD L., HEJCMANOVÁ P. & PAVLŮ V. 2014: Biological control of *Rumex obtusifolius* and *Rumex crispus* by goat grazing. Weed Biology and Management 14, 2: 115–120.

- HUJEROVÁ R., PAVLŮ V., HEJCMAN M., PAVLŮ L. & GAISLER J. 2013: Effect of cutting frequency on above- and belowground biomass production of *Rumex alpinus*, *R. crispus*, *R. obtusifolius* and the *Rumex* hybrid (*R. patienta* x *R. tianschanicus*) in the seeding year. *Weed Research* 53, 5: 378–386.
- HUJEROVÁ R., PAVLŮ L., PAVLŮ V., GAISLER J., HEJCMAN M. & LUDVIKOVÁ V. 2016: Manual weeding of *Rumex obtusifolius* and its effects on plant species composition in organically managed grassland. *Journal of Pest Science* 89: 257–266.
- JEANGROS B. & NOSBERGER J. 1990: Effects of an Established Sward of *Lolium perenne* L. on the Growth and Development of *Rumex obtusifolius* L. Seedlings. *Grass and Forage Science* 45, 1: 1–7.
- KLIMENT J. & JAROLÍMEK I. 1995: The *Rumex alpinus* communities in Slovakia. *Biologia* 50, 4: 349–365.
- KLIMEŠ L. 1992: The clone architecture of *Rumex alpinus* (Polygonaceae). *Oikos* 63: 402–409.
- KUTSCHERA L. & LICHTENEGGER E. 1992: Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen, Bd. 2: Pteridophyta und Dicotyledoneae (Magnoliopsida) T. 1: Morphologie, Ökologie, Verbreitung, Soziologie, Wirtschaft. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- MARTINČIČ A., WRABER T., JOGAN N., PODOBNIK A., RAVNIK V., TURK B., VREŠ B., FRAJMAN B., STRGULC-KRAJSEK S., TRČAK B., BACIČ T., FISCHER M. A., ELER K. & SURINA B. 2007: Mala flora Slovenije: ključ za določanje praprotnic in semenk. Tehniška založba Slovenije. 845 str.
- MCCUNE B. & GRACE J. B. 2002: Analysis of Ecological Communities. MjM Software Design. 300 str.
- MEUSEL H., JÄGER E. & WEINART E. 1965: Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora. Gustav Fischer Verlag, Jena. 258 str.
- OGRIN D. 1996: Podnebni tipi v Sloveniji. *Geografski vestnik* 68: 39–56.
- PIGNATTI E. & PIGNATTI S. 2014: Plant Life of the Dolomites. Vegetation Structure and Ecology. Springer & Museum of Nature South Tyrol. 769 str.
- PÖTSCH E. M. 2003: Möglichkeiten der mechanisch/biologischen Ampferbekämpfung. In: BÖHM H., ENGELKE T., FINZE J., HÄUSLER A., PALLUTT B., VERSCHWELE A. & ZWINGER P. (ed.), Strategien zur Regulierung von Wurzelunkräutern im ökologischen Landbau: 63–67.
- SIMONČIČ A. 1995: The control of undesirable plants on mountain pastures. Zbornik predav, in refer. z 2. slov. posveta o varstvu rastlin: 419–433.
- SLAMERŠEK A. 2007: Pasture order for mountain Korošica. Podljubelj.
- SLAMERŠEK A. 2012: Pasture grazing order as a future tool for sustainable management of montane pastures in NATURA 2000 areas. *Varstvo narave* 26: 63–78.
- SPATZ G. 1975: Die Almen und ihre Bedeutung als bewirtschaftete Ökosysteme. Das wirtschafts-eigene. *Futter* 21: 264–273.
- STATSOFT I. 2011: STATISTICA (data analysis software system), version 10. 0.
- ŠILC U. & GREGORI M. 2016: Control of alpine dock (*Rumex alpinus*) by non-chemical methods. *Acta biologica slovenika* 59: 23–32.
- ŠTASTNÁ P., KLIMEŠ L. & KLIMEŠOVÁ J. 2010: Biological flora of Central Europe: *Rumex alpinus* L. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 12, 1: 67–79.
- TSARIK J. V. 1987: Zmina strukturi fitocenozu *Rumicetum alpini* pod vplivom gospodarskega dijalnosti ljudini. *Ukr. Bot. Zhurn.* 44: 52–55.
- VAN DER MAAREL E. 1979: Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97–114.
- VAN EEKEREN N., FEHÉR L., SMEDING F., PRINS U. & JANSONIUS P. J. 2006: Controlling broad-leaved dock (*Rumex obtusifolius*) in grass clover mixtures. 21st General Meeting on “Sustainable grassland productivity”. *Grassland Science in Europe* 11: 391–393.

WENDELBERGER G. 1971: Die Pflanzengesellschaften des Rax-Plateaus. Mitt. Naturw. Ver. Steiermark 100: 197–239.

ZALLER J. G. 2004: Ecology and non-chemical control of *Rumex crispus* and *R. obtusifolius* (Polygonaceae): a review. Weed Research 44, 6: 414–432.

Vybraná managementová opatření | Selected management measures

Hnojení a vápnění horských travních porostů – shrnutí současných poznatků

Fertilization and liming of mountains grasslands – review of the present knowledge

VILÉM PAVLŮ^{1,2}, LENKA PAVLŮ^{1,2}, JAN GAISLER¹ & MICHAL HEJCMAN^{1,2}

¹ Výzkumný ústav rostlinné výroby v. v. i., Výzkumná stanice Liberec, Rolnická 85/6, 46011, Liberec, CZ, pavlu@vurv.cz, lpavlu@vurv.cz, gaisler@vurv.cz

² Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, Katedra ekologie, Laboratoř studia agroekosystémů Liberec, Rolnická 85/6, 46011, Liberec, CZ, pavluv@fzp.czu.cz, pavlu@fzp.czu.cz, hejcmam@fzp.czu.cz

Abstrakt Příspěvek shrnuje současné znalosti o hnojení horských travních porostů ve vztahu k produkci biomasy, obsahu živin v půdě a druhové diverzitě rostlin. Je provedena rešerše této problematiky zejména z území České republiky s důrazem na oblast Krkonoš. Pozornost je věnována specifickým otázkám hnojení v horských oblastech. Závěrem je navrženo vypracování plánu hnojení, který má být sestaven na základě následujících informací: (i) obsah dostupných živin v půdě, (ii) obsah živin v rostlinné biomase, (iii) limitující živina, (iv) produkce rostlinné biomasy, (v) typ obhospodařování a cílový stav travního společenstva.

Klíčová slova: hnojivo, louky, pastviny, živiny, půda, rostlinná biomasa, vegetace

Abstrakt The paper sums up the present knowledge about the effect of fertilisation of mountain grassland vegetation on biomass production, soil nutrient content and plant species diversity, focusing on the Krkonoše Mts (the Giant Mts) as well as other areas primarily in the Czech Republic. The paper proposes development of a fertilisation plan based on the following information: (i) content of available nutrients in soil, (ii) nutrient content in plant biomass, (iii) the limiting nutrient, (iv) plant biomass production, (v) type of management and target condition of the grassland species assemblage.

Keywords: fertilizers, meadows, pastures, nutrients, soil, herbage biomass, vegetation

Úvod

Hnojení je přísun přírodních nebo syntetických látek, které po aplikaci do půdy nebo na list dodají jednu a více živin nutných pro růst rostlin. Pozitivní účinky některých materiálů (exkrementy, popel, sádra, vápennec, slíny) jsou známé již několik tisíc let a používaly se ke zvyšování rostlinné produkce po staletí (BERANOVÁ 1980, VANĚK et al. 2002). Travní porosty se obhospodařovaly pastvou a sloužily ke krmení býložravých hospodářských zvířat, jejichž exkrementy byly následně také používány na zvyšování

půdní úrodnosti polí a luk. Tento stav trval ve střední Evropě více méně až do konce 19. století a organická statková hnojiva spolu s popelem byla jediným zdrojem živin pro polní plodiny. Poté došlo k významné intenzifikaci rostlinné produkce zavedením průmyslové výroby syntetických hnojiv. Do osevního postupu byly místo úhoru současně zavedeny víceleté pícniny, což vedlo k omezení pastvy a k celoročnímu zavírání zvířat do chlévů s následnou vyšší produkcí statkových hnojiv (HEJCMAN & PAVLŮ 2006). V chlévech se podle dostupnosti steliva používaly stelivové nebo bezstelivové technologie. V nižších

polohách se jako stelivo používala sláma nebo rostlinná biomasa s malou nutriční hodnotou z rákosin, skřipinových a bezkolencových luk, někdy i lesní hrabanka. Z toho vyplývá, že se jako organické hnojivo v nižších polohách používal hnůj a močůvka, zejména ke hnojení polí. Ve vyšších, zejména alpských polohách, se z důvodu nedostatku stelivového materiálu rozšířily bezstelivové chlévy s produkcí kejdy, tou se při nízkém podílu polí hnojily především horské luky. Nezastupitelným zdrojem píce byla lesní pasiva, po které se zvířata často zavírala do ohrad nebo chlévů, kde defekovala a exkrementy byly využívány jako zdroj živin pro pole i travní porosty. Tímto způsobem docházelo k významnému transportu živin mezi různými typy lesních a travních porostů.

Druhově bohaté luční porosty v horských oblastech vznikaly dlouhodobým vyváženým hospodařením respektujícím půdně-klimatické a socio-ekonomické podmínky. Jejich hnojení sloužilo k udržení nebo zvýšení produkce, která byla nezbytná pro chov držených zvířat a tím i k přežití obyvatel v těchto drsných podmínkách (LOKVENEC 2007). Hnojením se též udržovala relativně stabilní produkce a kvalita píce. Díky mozaikovitému způsobu hospodaření přispívalo hnojení k vytváření různých druhově bohatých travních porostů.

Pravidelné hospodaření na horských loukách Krkonoš včetně hnojení trvalo do konce druhé světové války. Současné managementové zásahy usilující o zlepšení jejich druhové skladby musejí zahrnovat také doplňování živin odebíraných zejména sečením. Avšak z Krkonoš existuje málo praktických zkušeností s hnojením horských travních porostů, které by zajišťovalo produkci rostlinné biomasy pro hospodářící zemědělce a zároveň by podporovalo zachování jejich rostlinné diverzity.

Cílem tohoto příspěvku je shrnout současné znalosti o hnojení a vápnění horských travních porostů a navrhnout aktivity vedoucí k sestavení plánu hnojení.

Vliv hnojení na travní porosty

Při dlouhodobém využívání travních porostů, především sečením, dochází s odstraňováním nadzemní rostlinné biomasy k postupnému snižování koncentrace živin v půdě. Tento proces je ale velmi pomalý;

klíčovým faktorem ovlivňujícím druhové složení travního porostu je přitom často frekvence defoliace (PAVLŮ et al. 2011). Snižování obsahu živin je nejdříve patrné u draslíku (SCHAFFERS 2002, HEJCMAN et al. 2010a, PAVLŮ et al. 2013) a v dlouhodobém horizontu i u fosforu, který má v půdním profilu menší mobilitu.

Dlouhodobá aplikace hnojiv, zejména dusíkatých, vede ke zvyšování produkce biomasy a současně díky zvýšené konkurenci ke snižování druhové diverzity rostlin (TILMAN et al. 1996, WEDDIN & TILMAN 1996, HEJCMAN et al. 2010b, HUMBERT et al. 2016). Přerušování hnojení však nepovede k okamžitému navrácení do původního stavu, a to zejména díky nedostatku zdrojů diaspor a vysokého obsahu dostupných živin společně se změnami mikrobiální aktivity půdy (PEGTEL et al. 1996, SMITH et al. 2008, PAVLŮ et al. 2011). Negativní korelace mezi druhovou diverzitou a dávkou hnojiv byla v České republice experimentálně ověřena řadou dlouhodobých experimentů na travních porostech v nížinách (HONSOVÁ et al. 2007, HREVOŠOVÁ et al. 2009) i v podhorských oblastech (BUREŠ et al. 1980a, b; PAVLŮ et al. 2012). Negativní vliv dusíku na druhovou diverzitu platí ovšem pouze za předpokladu, že nejsou limitující ostatní živiny. Například přidání dávky 100 kg dusíku při limitujícím obsahu dostupného fosforu v půdě v experimentu vedeném od roku 1943 v Eifelských horách v Německu nemělo významně negativní vliv na druhovou bohatost vyšších rostlin (HEJCMAN et al. 2007), a dokonce zde rostlo několik kusů orchidejí (HEJCMAN et al. 2010c). Druhová bohatost významně poklesla a změnila druhové složení na úrovni svazu až po přidání fosforu (CHYTRÝ et al. 2009). Také CACHOVANOVÁ et al. (2012) ve své studii na krajinné úrovni zjistila negativní korelaci mezi druhovou bohatostí vyšších rostlin a obsahem dostupného fosforu v půdě.

Na horských loukách v Krynici v Polsku aplikace dusíku snížila počet druhů vyšších rostlin a přidání vápníku na těchto kyselých půdách zvýšilo produkci travní biomasy, která byla limitována nízkým pH (GALKA et al. 2005). Zvyšující se dávky minerálního dusíku spolu se zvyšující se dávkou fosforu a draslíku významně snižovaly druhovou diverzitu rostlin oproti nehnojené kontrole na experimentu s nízkým

obsahem dostupného fosforu a draslíku v půdě v rumunském pohoří Apuseni (PACURAR et al. 2012). Oproti tomu dávka hnoje 10 t ha^{-1} měla na druhovou diverzitu pozitivní vliv a je doporučována v intervalech jednou za jeden až dva roky jako optimální pro udržení druhové bohatosti travních porostů. Snížená diverzita horských travních porostů při zvyšujících se dávkách hnojiv souvisí s kompeticí o světlo, kdy vyšší dávky dusíku podporují zejména vyšší druhy trav a ostřic (JANČOVIČ et al. 1999, GALKÁ et al. 2005, VAN DER WAL et al. 2005), ale pouze za předpokladu, že není limitující fosfor. Z toho důvodu by měl být ochrannářský management zaměřen spíše na redukci dostupnosti fosforu než na striktní omezování dusíku (HEJCMAN et al. 2007). Například typická acidofilní tráva horských poloh smilka tuhá (*Nardus stricta*) roste nejen v nehnojených porostech, ale je schopná tolerovat i dlouhodobé vápnění spolu s dusíkatým hnojením při deficitu fosforu v půdě (HEJCMAN et al. 2007). Vápnění půd s nízkým pH je obvykle spojené se zvýšením počtu druhů rostlin, protože zvýšené pH půdy po povápnění vytvoří přijatelné podmínky nejen pro druhy, které jsou v silně kyselém prostředí schopny přežít, ale i pro druhy vyžadující vyšší pH (GOUGH et al. 2000).

Ojedinělá aplikace vápníku však může významně a trvale změnit procesy v koloběhu živin v travních ekosystémech. Po více než 70 letech od poslední aplikace vápníku na subalpínské trávníky byly zjištěny vyšší hodnoty vápníku a hořčíku v půdě (SPIELBERGER et al. 2006, SCHAFFNER et al. 2012). Podobně i krátkodobé hnojení minerálními hnojivy v horských a podhorských oblastech ovlivní obsahy dostupných živin v půdě i v rostlinné biomase a druhové složení vegetace (KLAUDISOVÁ et al. 2009, PAVLŮ et al. 2012).

Organická hnojiva mají obecně pozitivní vliv na stimulaci půdního edafonu a koloběh živin v ekosystému. Aktivitu půdních organismů pod travními porosty hnojenými organickými a anorganickými hnojivy porovnává např. práce VAN EEKERENA et al. (2009). Při použití organických hnojiv byla zjištěna vyšší koncentrace C a N v půdě, vyšší aktivita bakterií a dalších rozkladačů, zejména žížal, než při hnojení anorganickými hnojivy.



Obr. 1. Tradiční způsob přenášení kejdy na krkonošských loukách. E. Fuchs. Archiv Krkonošského muzea Správy KRNAP ve Vrchlabí.

Fig. 1. Traditional transport of slurry on meadows in the Krkonoše Mts.

Hnojení v horských oblastech ČR

Horské podmínky jsou specifické podzolovými půdami, nižšími teplotami, vyšší srážkovou činností a delším trváním sněhové pokrývky. Tyto faktory podmiňují specifickou vegetaci travních společenstev, která je adaptovaná na kratší vegetační sezonu, nízký obsah dostupných živin v půdě s nižším pH a z důvodu pomalé dekompozice i na vysoký obsah organické hmoty.

Druhově bohaté luční porosty v horských oblastech vznikaly dlouhodobým vyváženým hospodařením respektujícím půdně-klimatické a socio-ekonomické podmínky. Při dlouhodobém sklízení nadzemní biomasy sečením bez následného dodání živin dochází k postupné oligotrofizaci stanovišť, zvyšování podílu rostlin tolerujících nízkou zásobu dostupných živin, přičemž většinou postupně klesá druhové bohatství



Obr. 2. Lanování – tradiční technologie usnadňující převážení kejdy ve svažitých podmínkách. E. Fuchs. Archiv Krkonošského muzea Správy KRNAP ve Vrchlabí.

Fig. 2. Traditional technology supporting transport of slurry on steep slopes with the use of simple lift technology in the Krkonoše Mts.

luk. V případě pastevního využití porostů se velká část živin vrací vyměšováním zvířat zpět (PAVLŮ et al. 2006) a proces oligotrofizace stanoviště je jen velmi pozvolný.

Kromě dřevěného popela byla hlavním zdrojem hnojení travních porostů v horských oblastech Krkonoš kejda (Obr. 1, 2). Kejdivé hospodářství existovalo v Krkonoších od 16. století v oblastech kolonizovaných alpskými dřevaři (LOKVENC 1978). V Alpách byl tento způsob hnojení velmi rozšířený již v dřívějších dobách. V Krkonoších lze ještě dnes na některých enklávách nalézt pozůstatky terénních úprav umožňujících snadnou aplikaci kejdy ve svažitém terénu (LOKVENC 2007). Kejda se z chlévů vyplavovala nebo vynášela na hnojiště ležící před boudou, jak se v našich nejvyšších horách nazývaly hospodářské usedlosti. Hnojiště či spíše jímka byla napojena na vodoteč. Z jímky vycházel hlavní kanál, kterým se kejda v jarních měsících rozváděla do systému stružek umožňujících rovnoměrnou aplikaci hnojiva na travní porost. Dávkování kejdy bylo regulováno systémem přehrázek a množstvím vody vpouštěné do systému.

Diferenciace vegetace v závislosti na intenzitě hnojení je na některých lučních lokalitách v Krkonoších dodnes dobře patrná. Vegetace kolem bud byla rozčleněna zhruba do tří zón (LOKVENC 1978, KRAHULEC et al. 1996, KRAHULEC et al. 2007). Nejbližší okolí boudy bylo intenzivně hnojené a vyvinula se zde vegetace se zastoupením na živiny náročných druhů s velkým výnosem a dobrou kvalitou píce – například psárka luční (*Alopecurus pratensis*), trojštět žlutavý (*Trisetum flavescens*), srha říznačka (*Dactylis glomerata*) apod. Tyto pozemky byly dříve velmi ceněné, proto byly nazývány „travními zahradami“, a jejich velikost do značné míry určovala prosperitu hospodářů. Mimo „travní zahrady“ byl výnos a kvalita píce značně nižší, zato však druhová pestrost zde bývala nejvyšší. Kromě živinově náročných druhů, zastoupených s menší pokryvností, se zde totiž vyskytovaly i druhy dávající charakteristický vzhled krkonošským stráním, jako například endemický zvonek český (*Campanula bohemica*), violka žlutá sudetská (*Viola lutea* subsp. *sudetica*) nebo jestřábník oranžový (*Hieracium aurantiacum*). V poslední, nejdálčenější zóně od bud se nehnojilo vůbec, docházelo pouze k odnosu živin

ve formě sena. V této zóně se také páslo, avšak živiny z trusu zvířat se na plochu nevracely, protože defekace zvířat probíhala opět v nejbližším okolí bud. Vlivem dlouhodobého odstraňování živin se zde vyvinula společenstva s dominancí nenáročná a ze zemědělského pohledu velmi nekvalitní trávy smilky tuhé. Druhová bohatost těchto porostů byla nízká, protože dostupnost živin v ekosystému neumožňovala přežití náročnějších druhů. Je nutné ovšem podotknout, že ačkoliv je smilka z pícninářského hlediska druhem málo kvalitním, na druhou stranu obsahem sekundárních metabolitů, které se dostávají do mléka, významně zlepšuje senzorycké vlastnosti sýrů (FALCHERO et al. 2010). To je dokladováno i z Krkonoš a kvalita budských syrečků byla dávana do souvislosti se spásáním a zkrmováním sena s podílem smilky (LOKVENC 2007), i když její výnos je velmi malý. Uzavřený koloběh živin na pozemcích patřících k horské usedlosti, který byl doplňovaný maximálně o hnojiva získaná z biomasy sklizené na lesních pasekách, v lesních porostech či mezi porosty borovice kleče, umožnil (společně se stanovištními podmínkami) vznik pestré škály travních porostů. Diferencované hnojení tak přispělo k vytvoření podmínek pro udržení vysoké druhové bohatosti na úrovni zemědělské krajiny (KRAHULEC et al. 1996, KRAHULEC et al. 2007).

Vědecké práce o vlivu hnojení na travní porosty v horských oblastech se začaly objevovat po vzniku Československé republiky v první polovině 20. století, a to z důvodu nutnosti zintenzivnit obhospodařování nízkoprodukčních horských travních porostů v Československu, které se vyskytovaly zejména v Karpatech – Podkarpatské Rusi (např. PETRÁSEK 1930, MALOCH 1948). Na rozdíl od horských oblastí s dlouhodobou tradicí relativně intenzivního hospodaření (Šumava, Krkonoše) bylo zemědělství na Podkarpatské Rusi extenzivní. Při uplatňování intenzifikačních prostředků bylo zjištěno, že k potlačení smilky tuhé je nutné pohnojení travního porostu buď přímo hnojem, nebo kejdou, případně košárováním a vápněním jednou za pět let. Výnosy smilkových porostů se pohybovaly od 0,5–1 t sena ha⁻¹, po pohnojení i více než 1,5 t sena ha⁻¹, což bylo na hranici rentability. Dávky statkových hnojiv se odvíjely od zásob živin v půdě. Např. doporučováno bylo více než 200 hl kejdy ha⁻¹, aby se zvýšila produkce i poměr pícninářsky hodnotných druhů. Z výsledků dále vyplynulo,

že spíše než výsevem vysokoprodukčních travních směsek a následným minerálním hnojením se kvalita píce travních porostů zvýší podpořením nativních druhů hnojením organickými hnojivy. Je však zřejmé, že v minulosti docházelo v alpských polohách i k introdukci druhů, které jsou zde v současnosti považovány za původní – např. kostřava červená (*Festuca rubra*) (MALOCH 1948).

Při studiu vegetace v „travní zahradě“ u Luční boudy bylo zjištěno, že více než 200 let prováděné hnojení popelem a hnojem významně změnilo druhové složení rostlin, které je patrné i po více než 70 letech po jeho ukončení (SEMELOVÁ et al. 2008). Trávy metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*), metlička křivolalá (*Avenella flexuosa*), tomka alpská (*Anthoxanthum alpinum*), byliny rdesno hadí kořen (*Bistorta major*) a silenka dvoudomá (*Silene dioica*) byly nejvíce zastoupenými druhy v travní zahradě, zatímco mimo ni byla dominantním druhem *N. stricta*. Na místech v minulosti hnojených byl i po velmi dlouhé době bez hnojení zjištěn vysoký obsah vápníku v půdě. Svoji roli zde sehrála i aplikace dřevěného popela, který se v Sudech k hnojení travních porostů v minulosti také běžně používal. Popel je organickým, potažmo organicko-minerálním hnojivem zásadité povahy s vysokým obsahem vápníku, hořčíku a dalších prvků. Proto lze předpokládat, že zvýšený obsah vápníku v půdě je způsoben právě jeho aplikací. Zároveň byla zjištěna i vyšší koncentrace fosforu a hořčíku v nadzemní biomase. Z výsledků vyplývá, že změny v obsahu dostupných živin v půdě a vegetaci vyvolané dlouholetým organickým hnojením mohou být velmi dlouhodobé nebo až dokonce nevratné.

Dalším příkladem vlivu hnojení na horské travní porosty jsou výsledky ze znovuobjeveného experimentu dr. Štursově na hřebenech Krkonoš (HEJCMAN et al. 2007). I po 37 letech od ukončení experimentu byla plocha s hnojením fosforem viditelně odlišná od ostatních variant. Na původním smilkovém porostu, kde byl v minulosti aplikován fosfor, dominovala v současnosti *A. flexuosa*, *A. alpinum* a v biomase byly zjištěny průkazně vyšší obsahy fosforu. *N. stricta* se vyskytovala i na dřívě vápněných plochách, a to z důvodu limitace fosforem a absence vysokých druhů trav, které by mohly konkurenčně slabou smilku nahradit. Pro hnojení byl v experimentu



Obř. 3. Traktor s rozmetadlem rozvází kompost na druhově ochuzené smilkové louce na enklávě Modřý důl na podzim 2016. Foto Jiří Bařta.

Fig. 3. Tractor manuring species-poor *Nardus* grassland on the locality Modřý důl.

použit superfosfát, nelze tedy vyloučit synergický efekt fosforu a vápníku.

Na území Krkonoř probíhaly výzkumné práce, jejichž cílem bylo posoudit vliv managementových opatření na rozšíření některých problematických dominantních druhů rostlin, které svou vysokou konkurenční schopností omezují možnost rozvoje ostatních, z ochranářského hlediska cennějších druhů. Vliv hnojení a sečení na rozšíření třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*) v horských oblastech Krkonoř sledovala práce HEJCMANA et al. (2009). Přísun dusíkatého hnojení měl téměř zanedbatelný vliv na pokryvnost jejich porostů, nejvíce se uplatnil vliv sečení a odstraňování nadzemní biomasy. Sečení po dobu pěti let prokazatelně snížilo produkci biomasy i zastoupení třtiny v porostu. Z toho můžeme usuzovat, že její současné rozšiřování není v souvislosti se zvýšenou depozicí dusíku ze srážek, ale s absencí managementu. V dalším krkonořském experimentu na travním porostu s dominancí bezkolence modrého (*Molinia caerulea*) bylo zjiřtáno, že po šesti letech sečení a odstraňování biomasy bylo dosaženo jeho významné redukce a zároveň snížení dostupného draslíku v půdě (HEJCMAN et al. 2010a).

Vliv kosení a hnojení na pokryvnost *B. major* s různou historií obhospodařování (pravidelné kosení, jeden rok opuřtáno, 10 let opuřtáno, 20 let opuřtáno) byl studován od roku 1989 v práci KETTNEROVÉ (1991) a dále PECHÁČKOVÉ & KRAHULCE (1995). Dlouhodobé opuřtání vedlo k akumulaci dusíku v rostlinách rdesna zejména v podzemních orgánech a u trav tomu bylo naopak. Kosení bez hnojení vedlo ke vzniku druhově chudého nízkého trávníku, zatímco samotné hnojení podpořilo rozvoj *B. major*. Kosení společně s hnojením podpořilo rozvoj ostatních dvouděložných druhů. Na tyto studie navazoval na lokalitě Severka další experiment (PECHÁČKOVÁ et al. 2010), jehož cílem bylo ověřit způsob dlouhodobého managementu pro oslabení dominance *B. major* v podobě sečení a následného hnojení pro podporu ostatních druhů. Po čtyřech letech experimentu samotné sečení potlačilo kvetení a pokryvnost rdesna. Hnojení hnojem v dávce živin 150 kg N ha⁻¹, 35 kg P ha⁻¹, 50 kg K ha⁻¹ zvýřilo obsah živin v půdě a podpořilo širokolisté trávy. Kombinace sečení a hnojení potlačila pokryvnost rdesna a podpořila další rostlinné druhy v porostu.

Reakci lipnice širokolisté (*Poa chaixii*) na různé způsoby obhospodařování se zabývala práce KLINEROVÉ



Obr. 4. Ruční rozhazování kompostu členem pracovní skupiny projektu LIFE CORCONTICA na druhově ochuzenou smilkovou louku na enklávě Richterovy Boudy na podzim 2015. Foto Správa KRNP.

Fig. 4. Manual manuring of species-poor *Nardus* grassland by a member of working group of the project LIFE CORCONTICA on the locality Richterovy Boudy.

(2008) v experimentech založených v roce 2005 na Sněžných Domcích, v Modrém dole a na Ručičkách nad Rokytnicí. Kosení podporovalo některé trávy, mezi nimi i *P. chaixii*, na kombinaci kosení s hnojením tento druh společně s některými vysokými dominantami reagoval negativně (pravděpodobně přechodně).

V případě hnojení porostů na území KRNP (Krkonošský národní park) připadá v úvahu zejména aplikace hnoje či kompostu (Obr. 3, 4). Proto na porovnání vlivu hnojení kompostem a jeho kombinace s mulčováním a kosením byly zaměřeny diplomové práce LEXY (2000) a následně práce MORAVCOVÉ (2003). Jejich experimentální část probíhala na luční enklávě Sněžné Domky od roku 1997. Výsledky v prvních třech letech se odlišovaly od výsledků pozdější studie, některé druhy se přizpůsobily změnám v hospodaření rychle, u jiných rostlinných druhů byla odezva pomalejší. Experiment ukázal, že v případě mulčování s hnojením došlo ke snižování počtu druhů rostlin, převažovaly jednoděložné druhy (zejména

trávy) na úkor dvouděložných druhů. Hnojení přispívalo zejména k rozšíření medvědky měkkého (*Holcus mollis*). Po dalším pokračování experimentu uvádí POUROVÁ et al. (2010) odlišné reakce druhů na management v čase, kdy se po 12 letech ukázaly výrazné trendy ve složení vegetace. Mulčováním byl podporován kakost lesní (*Geranium sylvaticum*), naopak kosení vyhovovalo nízkým jednoděložným druhům, jako jsou tomka vonná (*Anthoxanthum odoratum*), *A. flexuosa* nebo bika bělavá (*Luzula luzuloides*). Mulčování společně s hnojením přispívalo k rozšíření *H. mollis*, *A. pratensis* a lipnice luční (*Poa pratensis*). Rozdílná a poměrně komplikovaná byla reakce v jednotlivých blocích experimentu s různými vlhkostními poměry a množstvím živin. SCHARFFOVÁ (2003) uvádí ze stejné lokality a pokusu v Modrém dole negativní reakci medvědky měkkého na kosení a naopak pozitivní odezvu na mulčování.

Jak uvádí POUROVÁ (2009), z uvedených pokusných prací, které byly prováděny na území KRNP, je zřejmé, že reakce rostlinných druhů na aplikaci některých způsobů managementu je většinou pozvolná a je ovlivněna stanovištními podmínkami i počátečním složením porostů. U změn druhového složení je často obtížné určit, jestli tyto změny nastaly vlivem managementu nebo vlivem změn obsahu dostupných živin v půdě.

Diverzita horských porostů Krkonoš byla kromě změn v obhospodařování (KRAHULEC et al. 1996, KRAHULEC et al. 2007) významně negativně ovlivněna více než 40 let trvajícím intenzivním eutrofizací a acidifikací, které byly způsobené industriálními emisemi (FABISZEWSKI & BREJ 2000, FABISZEWSKI & WOJTUN 2001). Na trvalých plochách došlo za 30 let k jednotkovému snížení pH i na podloží s vápencem. Depozice dusíku v dešti (38 kg N ha^{-1}) spolu se sírou způsobila acidifikaci spojenou s imobilitou dvojmocných kationtů (vápníku a hořčíku) a mobilizaci hliníku. Podle těchto autorů zvýšený přísun dusíku dále zrychlil dekompozici organické hmoty a intenzivní nitrifikaci, která byla spojena s expanzí *D. cespitosa*, *C. villosa*, ostřice Bigelowovy (*Carex bigelowii* subsp. *rigida*) a současně s ústupem vzácných druhů rostlin. Pro Evropu se obecně udává, že dlouhodobá depozice 17 kg N ha^{-1} měla za následek snížení druhové bohatosti rostlin o 23 % (GIBSON 2009), proto se dá předpokládat, že mnohem vyšší hodnoty depozice dusíku

na území Krkonoš způsobily také větší změny v druhové rozmanitosti.

Specifika hnojení v horských oblastech

V současné době se od hnojení jako součásti péče o horské travní porosty prakticky upustilo. Často zde přetrvávají dva extrémní způsoby obhospodařování. Jednak se zde vyskytují porosty řadu let ponechané bez obhospodařování a tudíž i bez odnosu živin, na druhé straně pravidelně sečené porosty, odkud jsou živiny odstraňovány se sklizenou biomasou, ale následně nejsou do půdy navraceny. Pro ilustraci lze použít data HEJCMANA et al. (2006) o množství odstraněných živin při sečení travních porostů nad horní hranici lesa na Labské a Harrachově louce. Výnosy sušiny rostlinné biomasy zde byly u porostů s dominancí smilky tuhé (S) 1,8 t ha⁻¹, u bezkolence modrého (B) 2,8 t ha⁻¹ a u třtiny chloupkaté (T) 3,5 t ha⁻¹. To při zjištěných koncentracích živin v nadzemní rostlinné biomase činilo v přepočtu na roční odběr: a) dusíku 26 kg ha⁻¹ (S), 67 kg ha⁻¹ (B), 57 kg ha⁻¹ (T); b) vápníku 1,6 kg ha⁻¹ (S) 5,1 kg ha⁻¹ (B), 5,7 kg ha⁻¹ (T); c) draslíku 13 kg ha⁻¹ (S), 30 kg ha⁻¹ (B) 42 kg ha⁻¹ (T); d) fosforu 1,5 kg ha⁻¹ (S), 3,4 kg ha⁻¹ (B), 3,7 kg ha⁻¹ (T); e) hořčíku 0,8 kg ha⁻¹ (S), 3,5 kg ha⁻¹ (B), 1,9 kg ha⁻¹ (T); f) sodíku 0,2 kg ha⁻¹ (S), 0,3 kg ha⁻¹ (B), 0,4 kg ha⁻¹ (T). Tyto obsahy jsou významně ovlivněny obsahem dostupných živin v půdě a druhovým složením konkrétního stanoviště, dále fenofází dominantních druhů rostlin v době sklizně a podílem odumřelé biomasy.

Zemědělské využívání travních porostů v horských polohách je v současné době pouze okrajové, jejich obhospodařování je často podmíněno pouze dotačními programy. To sice umožňuje nastavení systému obhospodařování dle potřeb ochrany přírody, ale na druhou stranu nesplňuje původní požadavek, který byl na travní porosty kladen, a to je produkce píce pro hospodářská zvířata (skot, kozy, ovce, koně). Naskýtá se otázka, zda je tento způsob „umělého“ udržování travních porostů bez zemědělské produkce dlouhodobě udržitelný a zda by se nemělo při hledání vhodného managementu včetně aplikace hnojiv hledat kompromisní řešení, respektující požadavky

místních hospodářů na kvalitu píce, aby byla využitelná jako krmivo. Bez místních hospodářů zemědělsky využívajících travní porosty je z dlouhodobého hlediska údržba horské krajiny nemožná.

RABOTNOV (1977) ve své práci poukazuje na příčiny, které vyvolávají odlišné reakce jednotlivých druhů rostlin na hnojení. Jedním z nejdůležitějších faktorů v tomto směru je iniciální složení hnojeného porostu. Ukázkovým příkladem mohou být psineček obecný (*Agrostis capillaris*) a *F. rubra* ve smilkových porostech na chudých kyselých půdách nebo naopak na úrodných půdách ve společenstvu vysokých trav, např. bojínku luční (*Phleum pratense*), kostřavu luční (*Festuca pratensis*), *D. glomerata* apod. (KLAPP 1951). V prvním případě oba výše zmíněné druhy reagují na hnojení NPK a obzvláště NPKCa pozitivně, postupně mohou nahrazovat smilku tuhou. Ve druhém případě s výskytem vysokých druhů pozitivně reagujících na hnojení jsou díky konkurenčnímu tlaku těchto druhů psineček i kostřava potlačeny.

Také podmínky prostředí, jako jsou např. vodní režim, obsah dostupných živin v půdě a pH půdy, jsou značně důležité pro výsledný efekt hnojení. Například vlhkomilná psárka luční (*A. pratensis*) bude na vlhkých stanovištích v konkurenci mezofilního ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*) na hnojení reagovat příznivěji než ovsík, a naopak na méně vlhkých stanovištích bude ovsík pod vlivem NPK hnojení úspěšnější (KLAPP 1965).

Obdobně bude ovlivňovat působení hnojiv i roční průběh srážek a teplot. V letech nepříznivých pro růst vysokých náročných druhů bude hnojení NPK kladně působit na nízké a málo náročné druhy a naopak vysoké druhy budou hnojením více podpořeny v letech příznivějších (KUNZLI 1967). Při vyhodnocování vlivu hnojení na vegetaci je nutno vzít v úvahu, že rychlost, s jakou reagují jednotlivá konkrétní společenstva na pravidelnou aplikaci hnojiv, je různá, v případě smilkových porostů někdy i velmi pomalá (MARSHALL 1961).

Pokud je naopak na eutrofních stanovištích potřeba snížit množství živin v půdě odnosem posečené biomasy, je nutné tuto biomasu odstranit nejdéle do jednoho až dvou týdnů po seči (SCHAFFERS et al. 1998), jinak dojde k silnému vyplavování draslíku (až do 90 %) a ke ztrátám fosforu a dusíku z posečené biomasy, protože oba elementy podléhají rychlé

mikrobiální dekompozici. Obvykle je v horských oblastech ČR dostatek dostupného draslíku a deficit dostupného fosforu. Proto je v horských podmínkách obsah fosforu v píci deficitní (WHITEHEAD 2000).

Stav porostu neovlivňuje pouze aplikace hnojiv, ale často způsob obhospodařování. Jako jeden z mnoha příkladů lze uvést dlouhodobý experiment ve Walesu (PAVLŮ et al. 2014). Na hnědých podzolových půdách, kde v roce 1998 byly vybrané plochy jednorázově povápněny, aby pH dosáhlo hodnoty 6,0. V roce 2012 byly obsahy Ca, Mg a hodnota pH v půdě dosud průkazně vyšší než v nevápněných paralelách. Klíčovým faktorem určujícím počet druhů rostlin však nebyl obsah Ca a Mg v půdě, ale způsob managementu. V porostech, na kterých probíhalo sečení, byl zaznamenán významně vyšší počet druhů rostlin než v porostech, na kterých byla aplikována pouze pastva.

Na určitá specifika horských stanovišť upozorňuje VANĚK et al. (2010). S rostoucí nadmořskou výškou klesá hodnota pH, snižuje se teplota a jsou horší podmínky pro mikroorganismy, a tedy i pro mineralizaci primární organické hmoty. Tato hmota, která je prosycena koloidním roztokem sloučenin hliníku a železa, ztrácí schopnost sloužit jako zdroj energie pro půdní mikroorganismy a nazývá se „mumifikovaná půdní organická hmota.“ Ta neslouží ani jako zdroj živin, ani nepoutá živiny a neovlivňuje fyzikální vlastnosti půd. Proto při posuzování obsahu uhlíku v půdě je třeba vzít v úvahu pravděpodobnou kvalitu půdní organické hmoty, která je silně ovlivněna stanovištními podmínkami. Obsah uhlíku C_{ox} v půdě (laboratorně stanovený půdní oxidovatelný uhlík mokrou cestou), který se nejčastěji používá pro stanovení celkového obsahu uhlíku v půdě, charakterizuje sice množství organické půdní hmoty, nikoliv však její kvalitu, protože z této hodnoty není jasné, v jaké formě je uhlík v půdě vázán (VANĚK et al. 2010). Na hromadění půdní organické hmoty a na její pomalou mineralizaci v horských podmínkách poukazují také vysoké hodnoty N_{tot} , které jsou mnohdy v negativní korelaci s obsahem dusíku v nadzemní biomase (PAVLŮ et al. 2013). Při stanovení obsahu dusíku v půdě se z finančních důvodů často používá metoda podle Kjeldahla, na základě které je vyhodnocen pouze obsah celkového dusíku (N_{tot}), jehož interpretace bývá velice

problematická, protože nerozlišuje dusík vázaný v organické a anorganické formě.

Při hodnocení výsledků laboratorních rozborů je tak třeba brát v úvahu metodu, kterou byly obsahy živin stanoveny. Metody stanovení živin nejsou bohužel ani v rámci Evropské Unie jednotné a tudíž výsledky nejsou přímo porovnatelné. V ČR se ke stanovení přístupného P, K, Mg a Ca běžně používá metoda Mehlich III (MEHLICH 1984). Pro hodnocení obsahu P, K, Mg a Ca v půdách byla v návaznosti na tuto metodu vypracována tabulková kritéria (ANONYMOUS 2009).

Doporučení

Při uvažovaném hnojení horských luk a pastvin je nutné zohlednit výše uvedená specifika. Nejdříve bychom měli stanovit realistický cílový stav druhového složení, navrhnout systémy obhospodařování a nakonec stanovit možné dávky hnojení vzhledem k půdní zásobě dostupných živin a potřebě zvířat. Základem je stanovení plánu hnojení, který by měl být založen na používání statkových organických hnojiv (hnůj, kejda, kompost) tradičně v minulosti používaných. Tato hnojiva by měla být z prověřených zdrojů, aby po aplikacích nedocházelo k nežádoucímu zavlékání cizorodých druhů rostlin do stávajících porostů (semena, oddenky nebo části rostlin). Pro vápnění by se měly používat mleté vápence nebo dolomitické vápence (s vyšším podílem Mg) s větší velikostí částic pro dlouhodobější uvolňování vápníku. Na vybraných lokalitách by měl být nejdříve na základě druhového složení travního společenstva stanoven jeho potenciál a jeho předpokládaný cílový stav. Následně by měly být na těchto lokalitách odebrány vzorky půdy a nadzemní biomasy pro stanovení pH, N_{tot} , C_{ox} , dostupných živin (P, K, Ca, Mg) v půdě a obsahu vlákniny, N, P, K, Ca, Mg, případně stravitelnosti a obsahu strukturální vlákniny v biomase. Ze zjištěných koncentrací a poměrů živin v půdě a v rostlinné biomase budou stanoveny deficitní a limitující živiny. Na základě těchto výsledků bude vypočteno množství živin, podporující předpokládaný cílový stav travního společenstva. Dále by měl být na každé lokalitě proveden monitoring nárůstu biomasy travního porostu a jeho dynamiky během vegetační sezony. To spolu s obsahem živin v biomase umožní zjistit předpokládaný odběr

živin ve vegetační sezoně. S ohledem na způsob využití (pastva, sečení a jejich kombinace) a frekvenci využívání by měl být stanoven harmonogram plánu hnojení: množství a četnost hnojení, popřípadě úprava pH pomocí vápnění. U spásaných porostů by měl být podle obsahu živin v píci doporučen vhodný minerální lis, který by doplňoval deficitní minerální látky. V prvních pěti letech by se každoročně měly monitorovat změny obsahu živin v půdě a nadzemní rostlinné biomase ve vztahu k druhovému složení. Po tomto období je vhodné zvolit zhruba tříleté intervaly na zhodnocení vlivu hnojení na botanické složení porostu, obsah dostupných živin v půdě a rostlinné biomase a navrhnout případnou revizi. Závěrem je třeba zdůraznit, že všechny navržené aktivity by měly být nejprve vyzkoušeny na menší experimentální ploše a po úspěšném vyhodnocení následně aplikovány na širší území.

Summary

Species-rich meadows in the mountain areas were created by a long-term balanced management with respect to the soil, climatic, and socio-economic conditions. In the past fertilization of mountain grasslands was applied in order to maintain or increase grassland biomass production, which was necessary for the animals keeping and thus for the survival of the inhabitants in these harsh conditions. In addition to wood ash organic fertilizers slurry were the main source of the grassland fertilization in the the Krkonoše Mts (Giant Mts). Because of fertilizers it was possible to maintain relatively stable production with good forage quality. Due to the mosaic farming, the organic fertilizers contributed to the creation of the various species-rich grasslands. Regular management (cutting, grazing, fertilization) of meadows in the Krkonoše Mts lasted until the end of World War II. The current management target focuses on an improvement of the plant species composition of the grasslands but it must also include a replenishment of nutrients that were taken from meadows by mowing. A fertilization plan should be established for the application of farmyard organic fertilizers (manure, slurry, compost). The following information

is essential for the fertilization plan: (i) the content of available nutrients in the soil, (ii) nutrient content in plant biomass, (iii) limiting nutrient, (iv) plant biomass production, (v) management type and focused grassland habitat.

Poděkování

Príspevek vznikl v rámci projektu LIFE CORCONTICA (ev. č. LIFE11 NAT/CZ/490) s využitím výsledků projektu GAČR (521/08/1131) „Vliv dlouhodobého hnojení na travní porosty“ a dlouhodobých experimentů podporovaných MZe ČR (RO0416).

Literatura

- ANONYMOUS 2009: Zákon o hnojivech a navazující prováděcí předpisy zpracované v podobě úplného znění. Ministerstvo zemědělství, Praha-Těšnov.
- BERANOVÁ M. 1980: Zemědělství starých Slovanů. Academia, Praha.
- BUREŠ F., TICHÝ V., TOMAN P. & FIALA J. 1980: Produktivnost pratocenóz při zachování stability ekosystému v regionu krkonošsko – jizerském II. Ms. (závěrečná zpráva Výzkumného ústavu luk a pastvin, Banská Bystrica, VS Liberec). 69 str.
- BUREŠ F., TOMAN P. & FIALA J. 1980: Produktivnost pratocenóz při zachování stability ekosystému v regionu krkonošsko-jizerském I. Ms. (závěrečná zpráva Výzkumného ústavu luk a pastvin, Banská Bystrica, VS Liberec). 73 str.
- CACHOVANOVÁ L., HAJEK M., FAJMONOVÁ Z. & MARRS R. 2012: Species richness, community specialization and soil – vegetation relationships of managed grasslands in a geologically heterogeneous landscape. *Folia Geobotanica* 47: 349–371.
- FABISZEWSKI J. & BREJ T. 2000: Contemporary habitat and floristic changes in the Sudeten Mts. *Societatis Botanicorum Poloniae* 69: 215–222.
- FABISZEWSKI J. & WOJTON B. 2001: Contemporary floristic changes in the Karkonosze Mts. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 70: 237–245.

- FALCHERO L., LOMBARDI G., GORLIER A., LONATI M., ODOARDI M. & CAVALLERO A. 2010: Variation in fatty acid composition of milk and cheese from cows grazed on two alpine pastures. *Dairy Science and Technology* 90: 657–672.
- GALKA A., ZARZYCKI J. & KOPEC M. 2005: Effect of different fertilization regimes on species composition and habitat in a long – term grassland experiment. 13th International Occasional symposium of the European Grassland Federation *Grassland Science in Europe* 10: 132–135.
- GIBSON D. J. 2009: *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford University Press, NY.
- GOUGH L., SHAVER G. R., CARROLL J., ROZER D. L. & LAUNDRE J. A. 2000: Vascular plant species richness in Alaskan arctic tundra: the importance of soil pH. *Journal of Ecology* 88: 54–66.
- HEJCMAN M. & PAVLŮ V. 2006: Historie pastevního obhospodařování. In: MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. & GAISLER J. (eds), *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV Praha: 7–9.
- HEJCMAN M., ČEŠKOVÁ M. & PAVLŮ V. 2010a: Control of *Molinia caerulea* by cutting management on sub – alpine grassland. *Flora* 205: 577–582.
- HEJCMAN M., KLAUDISOVÁ M., HEJCMANOVÁ P., PAVLŮ V. & JONES M. 2009: Expansion of *Calamagrostis villosa* in sub – alpine *Nardus stricta* grassland: Cessation of cutting management or high nitrogen deposition? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 91–96.
- HEJCMAN M., KLAUDISOVÁ M., ŠTURSA J., PAVLŮ V., HAKL J., SCHELLBERG J., HEJCMANOVÁ P., RAUCH O. & VACEK S. 2007: Revisiting a 37 years abandoned fertilizer experiment on *Nardus* grassland in the Czech Republic. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 231–236.
- HEJCMAN M., PAVLŮ V., HEJCMANOVÁ – NEŽERKOVÁ P., GAISLER J., HAKL J. & RAUCH O. 2006: Farmer decision making and its effect on the subalpine grassland succession in the Giant Mountains, Czech Republic. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 75: 165–174.
- HEJCMAN M., SCHELLBERG J. & PAVLŮ V. 2010b: Long – term effects of cutting frequency and liming on soil chemical properties, biomass production and plant species composition of *Lolio – Cynosuretum* grassland after the cessation of fertilizer application. *Applied Vegetation Science* 13: 257–269.
- HEJCMAN M., SCHELLBERG J. & PAVLŮ V. 2010c: *Dactylorhiza maculata*, *Platanthera bifolia* and *Listera ovata* survive N application under P limitation. *Acta Oecologica* 36: 684–688.
- HONSOVÁ D., HEJCMAN M., KLAUDISOVÁ M., PAVLŮ V., KOCOURKOVÁ D. & HAKL J. 2007: Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia* 79: 245–258.
- HREVUŠOVÁ Z., HEJCMAN M., PAVLŮ V., HAKL J., KLAUDISOVÁ M. & MRKVIČKA J. 2009: Long – term dynamics of biomass production, soil chemical properties and plant species composition of alluvial grassland after the cessation of fertilizer application in the Czech Republic. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130: 123–130.
- HUMBERT J. Y., DWYER J. M., ANDREY A. & ARLETTAZ R. 2016: Impact of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biology* 22: 110–120.
- CHYTRÝ M., HEJCMAN M., HENNEKENS S. M. & SCHELLBERG J. 2009: Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. *Applied Vegetation Science* 12: 167–176.
- JANČOVIČ J., HOLŮBEK R. & ŠANTRŮČEK J. 1999: Botanical and production changes of permanent grassland after cessation of mineral fertilization. *Rostlinná výroba* 45: 23–27.
- KETTNEROVÁ S. 1991: Sukcese na opuštěných loukách Krkonoš: vztahy mezi složením porostu, jeho produkcí a obsahem

- dušíku. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha).
- KLAPP E. 1951: Borstgrasheiden der Mittelgebirge, Entstehung, Standort, Wert und Verbesserung. *Zeitschrift für Acker – und Pflanzenbau* 93: 400–444.
- KLAPP E. 1965: Grünlandvegetation und Standort nach Beispielen aus West –, Mittel und Süddeutschland. Berlin – Hamburg.
- KLAUDISOVÁ M., HEJCMAN M. & PAVLŮ V. 2009: Long – term residual effect of short – term fertilizer application on Ca, N and P concentrations in grasses *Nardus stricta* L. and *Avenella flexuosa* L. *Nutrient Cycling in Agroecosystem* 85: 187–193.
- KLINEROVÁ T. 2008: Vliv různých typů hospodaření na louky s dominantní *Poa chaixii* v Krkonoších. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha).
- KRAHULEC F. (ed.) 2007: Louky. In: FLOUSEK J., HARTMANOVÁ O., ŠTURSA J., POTOCKI J. (eds), *Krkonoše – příroda, historie, život*. Baset, Praha: 315–328.
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ – TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHÁČKOVÁ S. & FABŠIČOVÁ M. 1996: Louky Krkonoš: Rostlinná společenstva a jejich dynamika. *Opera Corcontica* 33: 2–250.
- KÜNZLI W. 1967: Über der Wirkung von Hof – und Handelsdüngen auf Pflanzenbestand, Ertrag und Futterqualität der Fromental wiese. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung* 6: 34–130.
- LEXA M. 2000: Influence of mulching on decomposition processes and vegetation structure of a meadow ecosystem in the Krkonose Mts., Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká Fakulta, Univerzita Karlova, Praha).
- LOKVENEC T. 1978: Toulky Krkonošskou minulostí. Kruh, Hradec Králové.
- LOKVENEC T. 2007: Budní hospodářství. In: FLOUSEK J., HARTMANOVÁ O., ŠTURSA J., POTOCKI J. (eds), *Krkonoše – příroda, historie, život*. Baset, Praha: 491–500.
- MALOCH M. 1948: Vhodné směsi lúčne a pastvinné pre horské polohy v Karpatoch. *Sborník Štátnych výzkumných ústavov poľnohospodárskych ČSR*. Svazek 181.
- MARSCHALL F. 1961: Die Grundlagenforschung im Naturfutterbau mit besonderer Berücksichtigung der schweizerischen Verhältnisse. *Berg Europäische Konferenz Naturfutterbau in Berglagen*. Chur: 15–37.
- MEHLICH A. 1984: Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 15: 1409–1416.
- MORAVCOVÁ A. 2003: Vliv mulčování a hnojení na horská luční společenstva v Krkonoších. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého, Olomouc).
- PACURAR F. S., ROTAR I., BOGDAN A. D., VIDICAN R. M. & DALE L. M. 2012: The influence of mineral and organic long – term fertilization upon the floristic composition of *Festuca rubra* L. – *Agrostis capillaris* L. grassland in Apusenii mountains, Romania. *Journal of Food Agriculture & Environment* 10: 866–879.
- PAVLŮ L., PAVLŮ V., GAISLER J. & HEJCMAN M. 2013: Relationship between soil and biomass chemical properties, herbage yield and sward height in cut and unmanaged mountain hay meadow (*Polygono – Trisetion*). *Flora* 208: 599–608.
- PAVLŮ V., GAISLER J., PAVLŮ L., HEJCMAN M. & LUDVIKOVÁ V. 2012: Effect of fertiliser application on plant species composition of *Festuca rubra* grassland under cutting management and its after effect under abandonment. *Acta Oecologica* 45: 42–49.
- PAVLŮ V., HEJCMAN M. & GAISLER J. 2006: Koloběh živin na pastvině. In: MLÁDEK J., PAVLŮ V., HEJCMAN M. & GAISLER J. (eds): *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV Praha: 34.
- PAVLŮ V., PAVLŮ L. & FRASER M. D. 2014: Long – term effects of extensification regimes on soil and botanical characteristics of improved upland grasslands. *Grassland Science in Europe* 19: 251–253.

- PAVLŮ V., SCHELLBERG J. & HEJCMAN M. 2011: Cutting frequency vs. N application: effect of a 20-year management in *Lolio – Cynosuretum* grassland. *Grass and Forage Science* 66: 501–515.
- PEGTEL D. M., AKKER J. P., VERWEIJ G. L. & FRESKO L. F. M. 1996: N, P and K deficiency in chronosequential cut summer – dry grasslands on gley podsol after the cessation of fertilizer application. *Plant and Soil* 178: 121–131.
- PECHÁČKOVÁ S. & KRAHULEC F. 1995: Efficient nitrogen economy: key to the success of *Polygonum bistorta* in an abandoned mountain meadow. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomica* 30: 211–222.
- PECHÁČKOVÁ S., HADINCOVÁ V., MÜNZBERGOVÁ Z. & HERBEN T. 2010: Restoration of species rich mountain grasslands limited by nutrients by mowing and fertilization. *Restoration Ecology* 18: 166–174.
- PETRAŠEK F. 1930: Šedohnědý skot karpatský. Přirozené a hospodářské poměry v podkarpatské Rusi. Zemědělské knihkupectví, Praha. 196 str.
- POUROVÁ K. 2009: Přehled managementových studií lučních porostů na území Krkonošského národního parku. *Opera Corcontica* 46: 105–132.
- POUROVÁ K., SVOBODOVÁ A. & KRAHULEC F. 2010: Dlouhodobý vliv mulčování na horskou louku v Krkonošském národním parku. *Opera Corcontica* 47, Suppl. 1: 139–152.
- RABOTNOV T. A. 1977: The Influence of Fertilizers on the Plant Communities of Mesophytic Grasslands. In: KRAUSE W. (ed.), *Application of Vegetation Science to Grassland Husbandry*. Springer, Dordrecht, Netherlands: 459–497.
- SEMELOVÁ V., HEJCMAN M., PAVLŮ V., VACEK S. & PODRÁZSKÝ V. 2008: The Grass Garden in the Giant Mts. (Czech Republic): residual effect of long – term fertilization after 62 years. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123: 337–342.
- SCHAFFERS A. P. 2002: Soil, biomass, and management of semi – natural vegetation. Part I. Interrelationships. *Plant Ecology* 158: 229–246.
- SCHAFFERS A. P., VESSEUR M. C. & SÝKORA K. V. 1998: Effect of delayed hay removal on the nutrient balance of roadside plant communities. *Journal of Applied Ecology* 35: 349–364.
- SCHAFFNER U., ALEWELL CH., ESCHEN R., MATTHIES D., SPIEGELBERGER T. & HEGG O. 2012: Calcium Induces Long – Term Legacy Effects in a Subalpine Ecosystem. *Plos One* 7.12: e51818.
- SCHARFFOVÁ K. 2003: Vliv několika způsobů obhospodařování na degradovaná luční společenstva s *Holcus mollis* L. ve dvou enklávách východních Krkonoš. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha).
- SMITH R. S., SHIEL R. S., BARDGETT R. D., MILLWARD D., CORKHILL P., EVANS P., QUIRK H., HOBBS P. J. & KOMETA S. T. 2008: Long – term change in vegetation and soil microbial communities during the phased restoration of traditional meadow grassland. *Journal of Applied Ecology* 45: 670–679.
- SPIEGELBERGER T., HEGG O., MATTHIES D., HEDLUND K. & SCHAFFNER U. 2006: Long-term effects of short-term perturbation in a subalpine grassland. *Ecology* 87: 1939–1944.
- TILMAN D., DODD M. E. & KNOPS J. 1996: Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 37: 718–720.
- VAN DER WAL R., PEARCE I. S. K. & BROOKER R. W. 2005: Mosses and the struggle for light in a nitrogen-polluted world. *Oecologia* 142: 159–168.
- VAN EEKEREN N., DE BOER H., BLOEM J., SCHOUTEN T., RUTGERS M., DE GOEDE R. & BRUSSAARD L. 2009: Soil biological quality of grassland fertilized with adjusted cattle manure slurries in comparison with organic and inorganic fertilizers. *Biology and Fertility of Soils* 45: 595–608.
- VANĚK V., BALÍK J., PAVLÍKOVÁ D. & TLUSTOS P. 2002: Výživa a hnojení polních a zahradních plodin. Profipress, Praha. 132 str.

VANĚK V., KOLÁŘ L. & PAVLÍKOVÁ D. 2010:

Úloha organické hmoty v půdě.

Racionální použití hnojiv – sborník z konference [online]. [cit. 1. 3. 2017].

Dostupné z WWW: <http://>

biom.cz/cz/odborne-clanky/

[uloha-organicke-hmoty-v-pude](http://biom.cz/cz/odborne-clanky/uloha-organicke-hmoty-v-pude).

WEDIN D. A. & TILMAN D. 1996: Influence of nitrogen loading and species composition on the carbon balance of grassland. *Science* 274: 1720–1723.

WHITEHEAD D. C. 2000: Nutrient Elements in Grassland Nitrogen, Soil-Plant-Relationships. CABI publishing, Oxon, UK.

Vybraná managementová opatření | Selected management measures

Změny vodního režimu lučních stanovišť v Krkonoších

Changes of water regime of meadows in the Krkonoše Mts

LUBOMÍR JIRIŠTĚ

Správa KRNP, Dobrovského 3, 543 11 Vrchlabí, CZ, ljiriste@krnap.cz

Abstrakt Článek se zabývá problematikou povrchového odvodnění lučních porostů v Krkonoších. V historii hospodaření tvořilo povrchové odvodnění součást základní péče o louky a pastviny. Šetrné změny vodního režimu byly v období socialistického zemědělství nahrazeny velkoplošnými zásahy, které se dotkly zejména nižších poloh Krkonoš. Na výše položených lučních enklávách se dnes postupně navazuje na původní systém odvodňovacích a hnojivých stuh. Historické fotografie a letecké snímky jsou využívány jako výchozí podklad při obnově hospodaření. Jednotlivé enklávy jsou zhodnoceny po stránce přírodovědné a s ohledem na tyto hodnoty jsou ruční a mechanizovanou technologií obnovovány některé odvodňovací prvky. Příkladem krkonošské enklávy s komplexním přístupem k obnově vodního režimu jsou Klínové Boudy.

Klíčová slova: druhově bohaté smilkové louky, horské sečené louky, mokřady, Klínové Boudy, stružky

Abstract The paper deals with surface drainage of meadow stands in the Krkonoše Mts (the Giant Mts). In the past management practice, surface drainage was a part of the basic management of meadows and pastures. Nature-friendly methods of changing the water regime were replaced under socialist agriculture with large-scale interventions, which mostly affected the lower-lying areas of the Krkonoše Mts. The original system of drainage and fertilisation ditches is gradually being reinvented in the higher-lying meadow enclaves. Historic photographs and aerial photos are used as the background for the management restoration. Each enclave is assessed in terms of natural value and some drainage features are restored using manual work and machinery. Klínové Boudy is an example of enclave in the Krkonoše Mts with a comprehensive approach to water regime restoration.

Keywords: Species-rich *Nardus* meadows, mountain hay meadows, wetlands, Klínové Boudy, ditches

Úvod

Historie změn vodního režimu na krkonošských loukách je úzce spjata s postupným rozvojem tzv. budního hospodaření. Postupný úpadek dolování a s ním spojené intenzivní těžby dřeva vedl v průběhu několika staletí k vytvoření rozsáhlých bezlesých enkláv na výše položených svazích Krkonoš. Původně horníci, dřevaři, ale také uhlíři a skláři se začali postupně stále více orientovat na zemědělské hospodaření. Zvyšovali stavy chovaného dobytka, přistavovali chlévy, zbavovali odlesněné plochy pařezů, kamenů a na řadě

míst také měnili vodní režim luk a pastvin pro větší výtěžnost a snadnější hospodaření. Změny vodního režimu v lučních porostech probíhaly po staletí formou šetrného povrchového odvodnění systémem mělkých stružek i hlubších příkopů. Tyto zásahy hospodářům umožňovaly efektivní provedení senoseče či přepasení podmáčených částí luk a pastvin a zároveň byly součástí důmyslného systému hnojení. Na některých enklávách v Krkonoších lze stále nalézt pozůstatky terénních úprav umožňujících snadnou aplikaci kejdy ve svazitém terénu. Jímka byla napojena na vodoteč v podobě hlavního kanálu, kterým se kejda dále



Obr. 1. Úpravy vodního režimu z meziválečné doby zachytil Erich Fuchs na své rytině z roku 1934.

Fig. 1. Erich Fuchs captured inter-war water regime adjustments on his engraving from 1934.

rozdávěla do systému drobnějších stružek umožňujících rovnoměrnou aplikaci hnojiva na travní porost. Dávkování kejdy bylo regulováno systémem přehrážek a množstvím vody vypouštěné do systému. (HEICMAN & PAVLŮ 2010). Systém kanálů a struh byl pravidelně udržován (Obr. 1). Na některých místech byly stružky zpevňovány kameny včetně pracovního štětování, které lze dodnes nalézt např. v hlavním odvodňovacím příkopu na enklávě Klínové Boudy.

Druhá polovina 20. století byla na celém území dnešní České republiky ve znamení velké změny hospodaření na podmáčených pozemcích. Šetrné povrchové odvodnění bylo v průběhu 2. poloviny 20. století postupně nahrazováno a doplňováno velmi razantními způsoby technických meliorací. Státem řízená a financovaná tzv. meliorační opatření zahrnovala mj. rozsáhlé systémy trubkových drenáží. Systematicky odvodněn byl více než 1 milion hektarů pozemků (VASKŮ 2011). Prvořadým zájmem těchto opatření bylo zúrodnění a zpřístupnění zemědělských pozemků, ovšem s nesrovnatelně větším vlivem na vodní režim lokality i stav rostlinných a živočišných

společenstev. Z krajiny postupně mizely přirozené retenční prostory v podobě podmáčených komplexů luk a na ně vázaných vzácných druhů rostlin i živočichů. Tento velmi negativní trend se nevyhnul ani rozsáhlým oblastem v nižších polohách Krkonoš. Praktickým příkladem devastace v důsledku rozsáhlých meliorací je například oblast zvaná Biner nedaleko Horního Lánova. Postupně tu zaniklo několik desítek hektarů velmi cenných podmáčených slatiništích luk (Obr. 2a, b).



Obr. 2a, b. Lokalita Biner – projekty melioračních zásahů z 80. let 20. století. Nahoře přehledná situace návrhu rekultivačních zásahů v okolí současné zájmové plochy ochrany přírody slatiniště Biner (šrafovaná plocha), dole detail realizované systematické trubní drenáže s „ochranným pásmem“ bez odvodnění u zájmové plochy Biner.

Fig. 2a, b. Biner – 1980s drainage intervention projects. Top picture: general layout of reclamation intervention proposed near the present-day nature protection site of the Biner bog (hatched area); bottom picture: detail view of systematic tube drainage implemented with a “buffer zone” without drainage at the Biner site.

V současné době probíhají v Krkonoších snahy o návrat k původním šetrným způsobům odvodňování horských luk. V průběhu let 2012–2018 je na

území Krkonošského národního parku a jeho ochranného pásma realizován projekt LIFE CORCONTICA, který je logickým vyústěním dlouholeté snahy Správy KRNP pečovat o krkonošské květnaté louky (pro historický přehled péče o krkonošské luční porosty viz například LOKVENC 1978). Cílem projektu je především obnovení pravidelné péče o nejcennější horské louky, které dlouhodobě ztrácejí svou biodiverzitu, zarůstají a zanikají (viz např. ŠTURMA 2011). Všechny projektové aktivity směřují ke zlepšení druhové rozmanitosti mezofilních až oligotrofních lučních stanovišť, která lze dle Přílohy č. 2 Směrnice Rady č. 92/43/EHS klasifikovat jako stanoviště 6230* Druhově bohaté smilkové porosty na silikátových podložích v horských oblastech (s biotopy T2.1 Druhově bohaté subalpínské smilkové trávníky, T2.2 Druhově bohaté horské smilkové trávníky, T2.3 Podhorské a horské smilkové trávníky), 6520 Horské sečené louky (tvořené biotopem T1.2 Horské trojštětové louky) a 6510 Extenzivní sečené louky nížin a podhůří (tvořené biotopem T1.1 Mezoofilní ovsíkové louky). Pro základní popis stanovišť viz CHYTRÝ et al. 2010, pro podrobnější popis lučních společenstev viz např. KRAHULEC 2007. Všechna tato stanoviště jsou předměty ochrany soustavy Natura 2000 v evropsky významné lokalitě (EVL) Krkonoše. Zejména první z nich je díky výjimečnému druhovému složení unikátní pro oblast Krkonoš (více viz např. KRAHULEC et al. 1996).

Jednou z důležitých aktivit projektu je zajištění technických podmínek pro dlouhodobou existenci výše uvedených stanovišť, konkrétně úpravy vodního režimu. Hlavním cílem této aktivity je omezení nežádoucího podmáčení ploch a zpřístupnění pozemků pro hospodářská zvířata a lehkou zemědělskou techniku. Může tak znamenat ovlivnění vodního režimu několika typů mokřadů, které jsou rovněž předměty ochrany EVL Krkonoše: 6430 Vlhkomilná vysokobylinná lemová společenstva nížin a horského až alpského stupně (s biotopem T1.6 Vlhká tužebníková lada), 7140 Přečodová rašeliniště a třasoviště (biotopy R2.2 Nevápnitá mechová slatiniště, R2.3 Přečodová rašeliniště) či dalších mokřadů: R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnoveců, R1.5 Subalpínská prameniště, T1.5 Vlhké pcháčové louky.

Hlavním cílem předloženého článku je podat souhrn informací o plánování úprav vodního režimu

a o jejich praktickém provádění na příkladu luční enklávy Klínové Boudy.

Úpravy vodního režimu v rámci projektu LIFE CORCONTICA

Plánování

Zkušenosti z dlouhodobé péče o luční enklávy lze získat z historických podkladů, především fotografií a leteckých snímků. Na nich jsou patrné průběhy hlavních odvodňovacích prvků, jejichž stopy je možné poté velmi často nalézt přímo v terénu a stávají se tedy součástí prvního návrhu. Na území Krkonoš lze dohledat dobové fotografie z lučních enkláv v Krkonošském muzeu ve Vrchlabí a Jilemnici. Mapový server Správy KRNP obsahuje digitalizované formáty leteckého snímkování (např. z let 1936 a 1953).

Důležitým východiskem pro plánovací fázi povrchového odvodnění je prostorové rozmístění základního managementu (pokos, pastva). V případě pokosu a nutnosti zpřístupnit pozemky pro zemědělskou techniku jsou součástí návrhů odvodnění také přejezdy, brody, příp. vytváření ucelených bloků pozemků s příznivým vodním režimem pro pohyb techniky. Realizace pastvy na pozemcích je důvodem k návrhu úprav odvodňovacích stružek pro napájení a jejich zpevnění v místech častého pohybu pasených zvířat.

Povrchové odvodnění stružkami ovlivní vodní režim lokality pouze lokálně a v povrchových vrstvách půdy. Přesto je nutné dbát maximální opatrnosti na plochy s výskytem významných společenstev i jednotlivých druhů rostlin. V praxi to znamená při plánování zohledňovat především výstupy z mapování biotopů Natura 2000, botanického a bryologického inventarizačního průzkumu a znalosti terénu územně příslušného botanika Správy KRNP. K odvodnění jsou potom navrhovány především plochy druhotně podmáčené a bez výskytu významných rostlinných společenstev a druhů. Trasa konkrétní stružky, která vede v blízkosti významných podmáčených ploch, je odkloněna, příp. vedena po obvodu a v parametru, který významně neovlivní vodní režim této cenné plochy. V rámci přípravy podkladů provádíme také bryologický průzkum základních druhů (viz MIKULÁŠKOVÁ et al. 2012 a 2016), z nichž zejména ochrannářsky hodnotné druhy jsou indikátorem pro úpravu rozsahu odvodnění. Dále používáme metodický

dokument AOPK ČR (ŠTECHOVÁ et al. 2014). Cílené využití změn vodního režimu pro podporu konkrétních mokřadních druhů či společenstev nebylo doposud z kapacitních důvodů plánováno ani realizováno.

Pro získání zpětné vazby od hospodařících subjektů je vhodné doplnění návrhu povrchového odvodnění o jejich zkušenosti a připomínky, aby odvodňovací systém byl v základním souladu s jejich praktickou zemědělskou činností. Na některých lokalitách je možné oslovit také vytipované provozovatele tamějších rekreačních objektů, kteří mohou poskytnout využitelné informace.

Ochrana evidovaných i neevidovaných zdrojů pitné vody je prvořadým zájmem a práce na odvodňovacích prvcích musí jednoznačně respektovat jejich zachování. Na území Krkonošského národního parku je třeba dále pro záměr požádat o výjimku ze základních ochranných podmínek národních parků uvedených v zákoně o ochraně přírody a krajiny č. 114/92 Sb. v platném znění. Konkrétně se jedná o § 16, pojednávající o základních ochranných podmínkách v národních parcích.

Realizace prací

Zvolená technologie tvorby a obnovy povrchového odvodnění vychází vždy z konkrétních stanovištních podmínek dané lokality. V zásadě existují dva základní technologické postupy – ruční a mechanizovaný.

Ruční způsob je vhodný především v těžko přístupném, příp. výrazně podmáčeném terénu, který neumožňuje přístup mechanizace. Čištění nebo obnova povrchové stružky se provádí především prostřednictvím hranatého rýče, sekeromotyky, železných hrábí a lopaty (Obr. 3). Pracovní četa obdrží přesné technologické instrukce a přesný zákres průběhu stružky a její rozměry. V komplikovaných místech (např. plochy s výskytem významných druhů a společenstev) je vhodné celou trasu projít a průběh označit dřevěnými kůly. Stružka se obnovuje vždy odspodu, aby uvolněná voda a splaveniny mohly postupně odtékat. Při obnově celé stružky se nejprve ryčcem vyřízne celý průtočný profil, získaný materiál se umístí mimo stružku a ryčcem se oddělí povrchová vrstva s kořenovým systémem rostlin. Tato vrstva se následně umístí v blízkosti stružky a zbylý sypký materiál se rozprostře. Pokud se vytěží také kamenitý materiál, získanými kameny se zpevní dno a stěny stružky, příp. se uloží na stávající kamenné snosy nebo do terénních



Obr. 3. Ruční technologie při tvorbě stružek.

Fig. 3. Manual technique of drain digging.

depresí bez významných druhů rostlin. Následně se ještě pročistí průtočný profil a hráběmi urovná a ztuhne okolní terén.

Lehká mechanizace je naopak vhodná pro obnovu a tvorbu větších odvodňovacích stuh, v těžším hlinito-kamenitém terénu a pro větší rozsah prací v rádech stovek metrů odvodňovacích prvků. Limitními podmínkami pro mechanizovanou práci je silně podmáčený půdní profil a vysoká svazitost. Základními parametry této mechanizace by měla být nízká měrná hmotnost na jednotku plochy (maximální hmotnost do 3,5 t), vhodný pojezdový mechanismus (pásky, hydraulické nohy), pracovní nářadí (lžíce, dozerová radlice, příp. naklápací rotátor). V rámci projektu byl využíván bagr typového označení Takeuchi TB 228 s gumovými pásky a naklápacím rotátorem. Pro hloubení stružek a ukládání materiálu platí stejné principy jako při ruční práci.

Příklad obnovy vodního režimu na lokalitě Klínové Boudy

Popis lokality

Enkláva se nachází v katastrálním území Přední Labská na JV od Špindlerova Mlýna (Obr. 4) v nadmořské výšce 1 100–1 350 m n. m. Má rozlohu asi 60 ha a v současnosti zde existuje 9 stavení



Obr. 4. Výřez turistické mapy Krkonoš s vyznačením enklávy Klínové Boudy.

Fig. 4. A section of a map of the Krkonoše Mts highlighting the Klinové Boudy enclave.

(převážně rekreačních). Historie osídlení enklávy sahá do počátku 16. století, kdy jsou zde v souvislosti s hornickou činností patrné první známky lidské činnosti v podobě jednoduchých přístřešků. Postupně vznikají trvalá obydlí a rozšiřuje se péče o travní porosty, pravidelné kosení a pastva dobytka. Ještě v roce 1915 zde bylo chováno 50 kusů dobytka a pravidelně se hospodařilo na více než 40 hektarech. Po II. světové válce došlo v souvislosti s odsunem německého obyvatelstva k zániku hospodaření a objekty na enklávě jsou využívány zejména pro rekreaci. K postupnému návratu pravidelného hospodaření na enklávě dochází až od 90. let 20. století a postupně se péče rozšiřuje na většinu rozlohy zdejších luk a pastvin.

Na enklávě Klínových Bud převažuje vegetace mezofilního charakteru horských trojštětových luk (T1.2) sv. *Polygono bistortae-Trisetion flavescens* inklinující k as. *Melandrio rubri-Phleetum alpini*. Z velké části jsou tyto porosty degradovány expanzí *Deschampsia caespitosa*. Typicky se zde objevují přechody i vyvinuté porosty horských smilkových trávníků s alpskými druhy (T2.2) sv. *Nardo strictae-Agrostion tenuis* (Obr. 5) a zejména v horních partiích enklávy také subalpínské smilkové trávníky (T2.1) sv. *Nardion stricatae*. K zajímavým a vzácným druhům těchto trávníků patří zejména jestřábníky (nejen ze skupiny *Hieracium alpinum*), dále *Campanula bohemica*, *Aconitum plicatum*, *Crepis conyzifolia*, *Gentiana asclepiadea* apod. Sušší porosty tvoří pestrou mozaiku s vlhkomilnou mechovo-ostrícovou vegetací. Pod hlavní cestou, která prochází enklávou, se mokřadní vegetace objevuje spíše sporadicky, a to

v podobě vlhkých pcháčových luk (T1.5) sv. *Calthion palustris* podél stružek v různě zahloubených roklínkách. Nad cestou je vlhkomilná vegetace lépe vyvinuta. Vedle vlhkých pcháčových luk se zde objevují otevřené rašelinné louky s prameništi. K plošně nejrozšířenějším patří přechodová rašeliniště (R2.3) sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescens*, kde dominantu tvoří rašeliničky *Sphagnum flexuosum*, *S. teres*, *S. russowii*, *S. falax*, *S. palustre*, či *Straminergon stramineum* a na sušších místech výrazné buly *Polytrichum commune*, *P. strictum*, z cévnatých rostlin pak *Molinia caerulea*, *Deschampsia caespitosa*, *Carex nigra*, *C. echinata*, *Eriophorum vaginatum*, *Equisetum palustre*, *Juncus filiformis* atd. Místy jsou rašelinné plochy zarůstány smrky a tvoří pozvolné přechody k rašelinným a podmáčeným smrčinám (L9.2A a L9.2B) sv. *Piceion abietis*. Přechodová rašeliniště se prolínají s mezotrofní vegetací nevápnitých mechových slatinišť (R2.2) sv. *Caricion canescens-nigrae* s různě bohatým a zapojeným mechovým patrem s *Aulacomnium palustre*, rašeliničky *Sphagnum flexuosum*, *S. teres*, *S. subsecundum*, ojedinelé *S. warnstorffii* a *S. angustifolium*, z cévnatých rostlin *Eriophorum angustifolium*, *Carex canescens*, *C. nigra*, *Viola palustris*, *Equisetum fluviatile*, *Tephrosieris crispa* apod. Pouze maloplošně se v ostrícovo-mechové



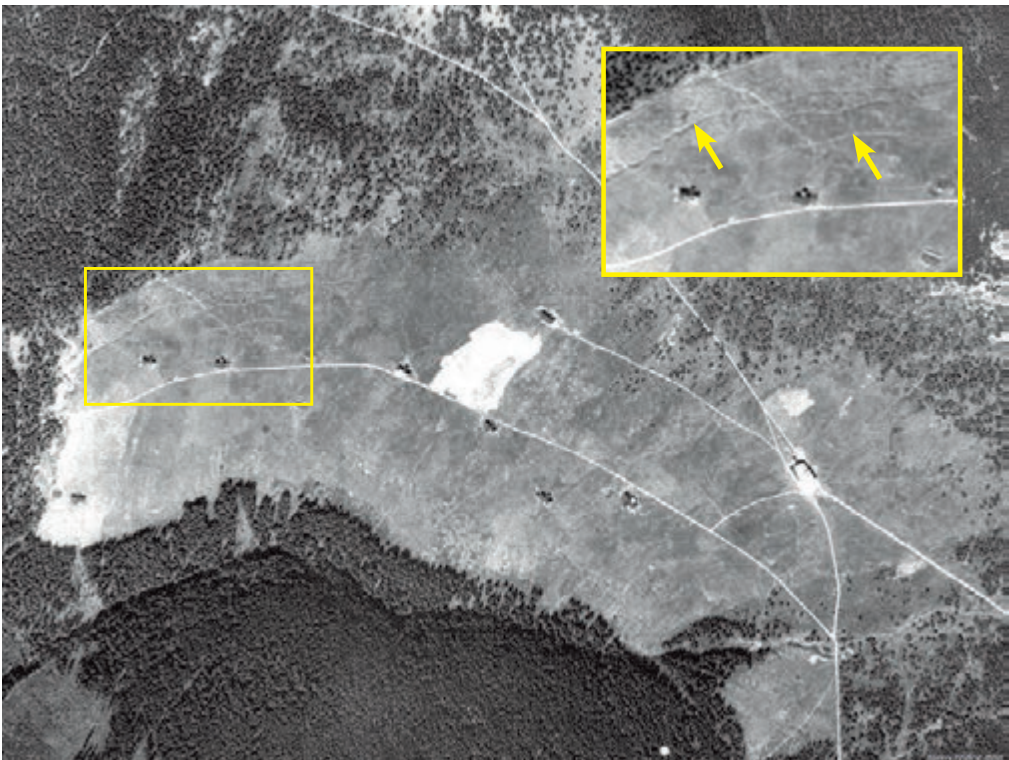
Obr. 5. Klínové Boudy – detail luční vegetace s jestřábníkem oranžovým (*Hieracium aurantiacum*).

Fig. 5. Klinové Boudy – detail view of meadow vegetation with the orange hawkweed (*Hieracium aurantiacum*).



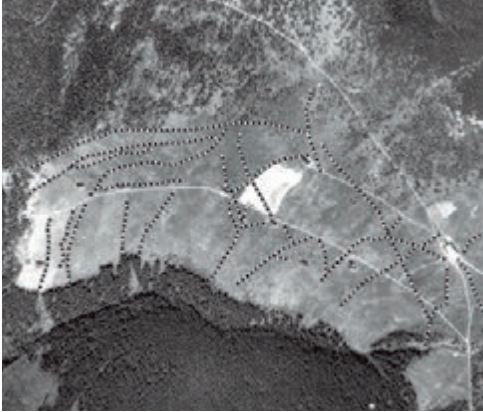
Obr. 6. Klínové Boudy – detail mokřadní vegetace s prstnatcem Fuchsovým (*Dactylorhiza fuchsii* subsp. *psychrophila*).
Fig. 6. Klínové Boudy – detail view of wetland vegetation with the common spotted orchid (*Dactylorhiza fuchsii* subsp. *psychrophila*).

vegetaci vyskytují trvalé vývěry a stružky heliofilních prameništ s vyšší pokryvností mechorostů rodu *Philonotis* (*P. fontana* a *seriata*), vzácněji *Dichodontium palustre* a *Bryum weigelii*. Vzhledem k blízkosti horní hranice lesa se jedná o vegetaci subalpínských až lučnických prameništ bez tvorby pěnovců (R1.5 a R1.2), sv. *Swertio perennis-Dichodontium palustris* a *Epilobio nutantis-Montion fontanae*, čemuž odpovídá typický výskyt vzácných a chráněných druhů *Swertia perennis* či *Epilobium nutans*. K dalším významným druhům vlhčích částí této enklávy patří velmi bohaté populace *Dactylorhiza fuchsii* subsp. *psychrophila* (Obr. 6), *Dactylorhiza majalis* a vzácně *Potentilla palustris*. Celkově se v porovnání s dalšími krkonošskými enklávami jedná o vegetaci relativně druhově chudší, degradovanou expanzními druhy zejména *Deschampsia caespitosa*, *Senecio ovatus*, *S. hercynicus* a *Holcus mollis*, a především ve spodní části pod cestou invazním *Rumex alpinus*.



Obr. 7. Klínové Boudy – letecký snímek z roku 1953 se zřetelnými liniiovými odvodňovacími strouhami – ve výřezu označeno žlutými šipkami (Zdroj: Archiv Správy KRNAP).

Fig. 7. Klínové Boudy – aerial photo taken in 1953 with noticeable linear drains – marked with yellow arrows in the section.



Obr. 8. Klínové Boudy – letecký snímek z roku 1953 s grafickým zvýrazněním odvodňovacích struh s využitím softwaru ARCGIS (Zdroj: Archiv Správy KRNP).

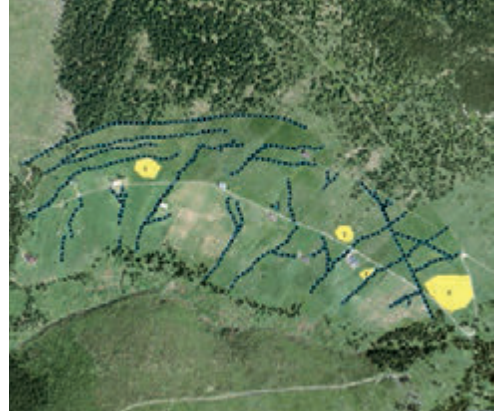
Fig. 8. Klínové Boudy – aerial photo taken in 1953 with graphic highlight of drains using ARCGIS software (Source: KRNP Administration archives).

Plánování úprav

V souvislosti s návratem pravidelného hospodaření na louky Klínových Bud se objevuje potřeba péče o vodní režim podmáčených porostů. Hlavním cílem těchto zásahů je zpřístupnění podmáčených porostů pro pastvu zvířat a pohyb lehké mechanizace.

V první fázi byly získány historické zdroje informací o enklávě, v tomto případě letecké snímky z poloviny 20. století. Na nich jsou díky rozdílné odrazivosti patrné průběhy liniových prvků v lučních porostech (Obr. 7). V následném kroku byly v prostředí ArcGIS zvýrazněny vytipované prvky, které se po zaznamenání do mapy staly podkladem pro terénní pochůzku a ověření existence funkčních nebo nefunkčních odvodňovacích struh (Obr. 8). Při terénní pochůzce byly vymapovány potenciální strouhy a stružky k obnově nebo pročistění s návrhem praktických zásahů – např. čištění, obnova, zpevnění kamenivem, retenční prvky, ukládání materiálu (Obr. 9).

Na enklávě byla dle dostupných informací (viz popis v obecné části textu) vyznačena 4 místa se zvýšenou hladinou podzemní vody a výskytem významných rostlinných druhů (Obr. 9). Ve třech případech (lokality 1, 2 a 4) byly plochy ponechány bez odvodňovacích stružek, aby nedošlo k negativnímu ovlivnění vodního režimu stabilizovaných rašelinných luk a pramenišť. U lokality č. 3 byl průběh stružky upraven



Obr. 9. Klínové Boudy – základní návrh obnovy a čištění odvodňovacích prvků a žluté zákres významných přírodovědných lokalit (Zdroj: Archiv Správy KRNP).

Fig. 9. Klínové Boudy – basic design of restoration and cleaning of drainage features and plot of significant sites of scientific interest in yellow color.

tak, aby nezasahovala do centrální části mokřiny a částečně odvodnila pouze okrajovou část bez ovlivnění biotopu významných druhů rostlin. Jednalo se především o plochy s významnými a rozsáhlými populacemi druhu *Dactylorhiza fuchsii* subsp. *psychrophila* a s výskytem zajímavějších a pro enklávu významnějších druhů mechorostů.

Návrh odvodňovacích prvků byl konzultován také s hospodáři a majiteli objektů. Při nich se upřesňovaly informace o vodních a odtokových poměrech lokality, fungování stávajících stružek apod. Výsledný návrh doznal dílčích změn, např. na plochách nad lokalitou č. 1. V tomto místě je, dle pozorování majitele blízkého rekreačního stavení, obnova původní trasy stružky pro dostupnost na navazující pozemky bezvýznamná, neboť přítékající voda je odkloněna rovnoběžnou stružkou o několik desítek metrů výše. V přípravné fázi byly rovněž zmapovány registrované a neregistrované zdroje pitné vody. Stružky, které jsou v blízkosti těchto zdrojů, byly upraveny tak, aby neohrožily kvalitu vody nebo zdroje samotné. Při čištění je možné trasu stružky dočasně odklonit, aby uvolněné splaveniny vodu neznečistily.

Po zohlednění všech teoretických a praktických východisek byl vytvořen finální návrh pro realizaci. Provedení prací bylo v tomto případě zadáno interní pracovní skupině projektu a částečně také externímu dodavateli na základě rámcové smlouvy.



Obr. 10. Klínové Boudy – realizace odvodňovacích prvků v letech 2015–2016.

Fig. 10. Klínové Boudy – implementation of drainage features in 2015–2016.

Realizace úprav

Práce byly realizovány především v jarních a podzimních měsících, kdy bylo možné nejlépe provést jak čištění, tak obnovu stružek (Obr. 10). Na jaře byla dobře patrná podmáčená místa, na loukách ještě neprobíhala pastva ani seč. Práci komplikovaly občasně dozvuky zimního počasí v podobě sněhových přeháněk, kdy bylo nutné několikrát činnost přerušit. Podzimní období je výhodné z hlediska již ukončených sezonních prací a dobré čitelnosti problémových míst pro pohyb zemědělské mechanizace a hospodářských zvířat. Toto období je ovšem rizikové z pohledu blížící se zimy a s tím souvisejících problémů při přesunu osob i techniky.

Na Klínových Boudách byly nejprve obnoveny a pročištěny hlavní a kapacitnější strouhy napříč lokalitou (Obr. 11), které byly následně doplněny menšími strouhami. Jako praktické se ukázalo využít při obnově i čištění stružek vznikající proud vody a postupovat tedy od spodní části směrem výše proti proudu.

Ruční technologie byla využita u menších stružek a v místech, kde nebyla patrná vyšší kamenitost. Při vyšším zastoupení kamenů se zvyšuje fyzická náročnost této ruční práce a úměrně tomu se prodlužuje potřebný čas. Denní výkon čtyřčlenné pracovní skupiny se tak na Klínových Boudách pohyboval v řádech desítek až stovek metrů obnovených nebo pročištěných stružek. Vícečlenná pracovní skupina skýtá výhody v podobě možnosti střídání při fyzicky velmi



Obr. 11. Klínové Boudy – čerstvě obnovená strouha v horní části enklávy.

Fig. 11. Klínové Boudy – recently restored drain in the upper part of the enclave.



Obr. 12. Klínové Boudy – naklápěcí rotátor se lžící.

Fig. 12. Klínové Boudy – tilting rotator with a shovel.

náročném vyrývání profilu strouhy a méně náročném ukládání a vrstvení materiálu do okolí. Pokud práce probíhají ve vegetační sezoně a před provedením seče nebo pastvy, je vhodné provést nejprve pokos pásu vegetace v trase stružky, odklidit hmotu a následně se teprve věnovat vlastní strouze. Výhodou ručních prací je také možnost práce na svažitých pozemcích.

Mechanizovaná technologie s využitím pásového bagru s naklápěcím rotátorem byla na Klínových Boudách použita při obnově kapacitnějších struh v horní části enklávy a také při čištění staré štetované strouhy z dob budního hospodaření. Denní výkon se pohyboval v řádech desítek metrů obnovených nebo pročištěných struh. Jako velmi vhodné se ukázalo využití tzv. naklápěcího rotátoru, přidavného zařízení mezi násadou a pracovním nástrojem bagru (Obr. 12). Tím je umožněno otáčení pracovního nástroje jakýmkoliv směrem a bez zbytečných pojezdů vlastního bagru.

Při mechanizované obnově a čištění struh je možné pracovat i v kamenitějších a těžších druzích půd. Výhodou je také dostatečné zhutnění („uplácání“) získaného materiálu podél struh. Nevýhodou mechanizovaných prací je obtížný pohyb na svažitéch pozemcích nebo v místech rozsáhlého podmáčení, kde zvodnělá půda stroj neunes. Na místech s vyšší kamenitostí půdy je nutné mechanizovanou činnost bagrem doplnit ruční prací při urovnání kamenů na určená místa, příp. pro zpevnění vlastní stružky. Na závěr lze konstatovat, že v průběhu let 2013–2016 bylo na enklávě Klínové Boudy mechanizovaně a ručně obnoveno nebo pročištěno více než 2 500 m struh a stružek, které se do budoucna stanou součástí pravidelné péče o tamější květnaté horské louky.

Perspektivy úprav vodního režimu v Krkonoších

Vzhledem ke stále extrémnějšímu průběhu počasí s dlouhými obdobími sucha střídajícími se s periodami přívalových dešťů je při návrzích povrchového odvodnění luk a pastvin nutné mít stále na paměti, že nelze pouze kopírovat historické průběhy odvodňovacích struh z období před desítkami až stovkami let, ale je nutné vycházet ze současných podmínek. Odvodňovací prvky by měly umožňovat hospodaření na lučních porostech a soustředit povrchové vody do dostatečně kapacitních struh a stružek. Zároveň by měly pomoci k výrazně zrychlenému odtoku srážkových vod a umožnit zadržení vody v místech kde je naopak žádoucí (např. místa s přechodovými rašeliništi R2.3). Klíčovými funkcemi takových odvodňovacích prvků by měla být tedy schopnost bezpečně převést povrchové vody při extrémních srážkách a eliminovat



Obr. 13. Přední Rennerovky – doplnění povrchových struh o drobnou retenční tůňku.

Fig. 13. Přední Rennerovky – addition of a small retention pool to surface drains.

nežádoucí trvalou stagnaci vody na kosených a pasených pozemcích. Zároveň by však v období sucha měly být schopné pozvolna odvádět vodu tvarově pestrými, meandrujícími a přiměřeně hlubokými strouhami. Enklávu je vždy potřebné hodnotit jako celek a ideálně tedy při úpravách vodního režimu zachovat významnější přirozená retenční místa a doplnit je o odvodňovací prvky. Příkladem takového komplexního řešení může být vytváření drobných retenčních tůňek (Obr. 13) či vytváření tvarově pestrých odvodňovacích stružek se zákruty, prohlubněmi apod. Dopad řízených změn vodního režimu na stav rostlinných a živočišných společenstev, tvary reliéfu apod. by si v každém případě zasloužil exaktní a dlouhodobější výzkum.

Summary

Adjustments to water regime have historically belonged among the basic management interventions in permanent grassland stands in the Krkonoše Mts (Fig. 1). Early farmers in the cottage farming period established a system of drainage ditches, serving drainage of parts of waterlogged areas, bringing potable and utility water closer to buildings, as well as distributing liquid fertilisers to meadows and pastures. This system managed rainwater efficiently, made additional land available for farming, and ultimately enabled the existence of a mosaic of plant assemblages. In the socialist farming epoch, some of the waterlogged meadows in the lower-lying

areas were affected by large-scale drainage schemes in the form of draining canals and systematic draining. The Krkonoše territory thus lost some of the scientifically valuable areas of marshy and peaty meadows. An example of such an area is the Bíner area near Prostřední Lánov, where reclamation interventions continued into the 1980s (Fig. 2a, b). Farming on meadow stands in the higher-lying areas gradually disappeared after the displacement of the original farmers, as did the functionality of the drainage features. The water regime of the grassland stands gradually reverted to its original state and the area of waterlogged land increased, making small-scale efforts to restore the farming practice impossible.

A significant reversal only occurred in the early 21st century, when new funding sources (both national and European) enabled management practice restoration on a larger scale, including restoration of the water regime by means of the system of surface drains. The LIFE CORCONTICA project involves gradual restoration of more than 17,000 m of drains and ditches in almost 40 enclaves supporting the following Natura 2000 meadow habitats: Species-rich *Nardus* grasslands on siliceous substrates in mountain areas, Mountain hay meadows, and Lowland hay meadows.

The planning and implementation cycle is based on historic references and mostly follows the system used in the cottage farming period. Available historic aerial photos and other photo documentation are the majority of the information sources. An important part of the planning process is respect to significant plant assemblages, the continued existence of which is ensured by a change in the routing or capacity of proposed drainage features, or their complete omission. The scheme is based on information obtained from the botanical inventorying surveys important indicators include non-vascular plants, primarily bryophytes.

Any practical implementation is based on local conditions and employs manual work using ordinary tools (spades, hoes, rakes; Fig. 3), while larger drains in accessible and load-carrying soils are restored and cleaned using light machinery (excavators; Fig. 12). Both methods have to respect the basic work procedures, primarily nature-friendly treatment of the

removed vegetation cover (turf) and deposition of excavated earth and stone so that the material does not prevent farming practices and machinery travel.

An example of enclave that nicely illustrates the water regime restoration and all the required steps is Klínové Boudy, with a long history of meadow farming and a current effort to restore it on an area of 60 hectares (Fig. 4–11).

Literatura

- HEJCMAN M. & PAVLŮ V. 2010: Hnojení – novodobý nástroj nebo odvěká součást zemědělství? *Vesmír* 89, 10: 598–601.
- CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČI M., GRULICH V. & LUSTYK P. (eds) 2010: Katalog biotopů České republiky. AOPK ČR, Praha.
- KRAHULEC F. 2007: Louky (ed.). In: Flousek J. et al. (eds.): *Krkonoše. Příroda, historie, život*. Baset, Praha: 211–221.
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHÁČKOVÁ S. & FABŠIČOVÁ M. 1996: Rostlinná společenstva a jejich dynamika. *Opera Corcontica* 33: 3–250.
- LOKVENEC T. 1978: Toulky krkonošskou minulostí. Kruh, Hradec Králové.
- MIKULÁŠKOVÁ E., JIROUŠEK M., PROCHÁZKOVÁ J. & TÁBORSKÁ M. 2013: Mechorosty mokřadních biotopů na vybraných lučních enklávách Krkonoš. *Opera Corcontica* 50: 107–118.
- MIKULÁŠKOVÁ E., JANDOVÁ J., VICHEROVÁ E., TÁBORSKÁ M. 2016: Bryologický průzkum vybraných krkonošských lučních enkláv. Ms. (závěrečná zpráva projektu LIFE CORCONTICA, Správa KRNAP Vrchlabí).
- ŠTECHOVÁ T., HOLÁ E., EKRTOVÁ E., MANUKJANOVÁ A. & KUČERA J. 2014: Monitoring ohrožených rašeliništních mechorostů a péče o jejich lokality. AOPK ČR, Praha.
- ŠTURMA J. 2011: Diagnóza luk. *Krkonoše – Jizerské hory* 6: 4–9.
- VÁŠKŮ Z. 2011: Zlo zvané meliorace. *Vesmír* 90, 7: 440–444.

Socio-ekonomický kontext péče | Socio-economic context of management

Financování péče o travní porosty v Krkonošském národním parku

Economy of grassland management in the Krkonoše Mts National Park

JAROSLAV PRAŽAN

Ústav zemědělské ekonomiky a informací, pracoviště Brno, Kotlářská 63, CZ, prazan.jaroslav@uzei.cz

Abstrakt Horské druhově bohaté louky prošly v průběhu posledního století dramatickou proměnou. Původní hospodářský význam ztratily ve prospěch rozvoje turistického ruchu a nyní je hlavním motivem péče zachování jejich přírodní hodnoty. Z hlediska současného způsobu hospodaření a změn v životním stylu nejsou nadále příliš vhodné pro konkurenceschopnou produkci. Nastává společenské dilema, jak zajistit udržitelný způsob péče, když jsou i komerční chovy hospodářských zvířat na travních porostech bez podpor ve výrazné ekonomické ztrátě (jak masný skot, tak ovce). Současně je zřejmé, že dostupnost veřejných zdrojů finančních prostředků podléhá výkyvům (např. v závislosti na politice měnících se vlád nebo na vývoji národní ekonomiky). Takto jsou potenciálně stále ohroženy nejcennější plochy travních porostů zejména nedostatkem péče a v menší míře zvyšováním intenzity hospodaření. Tento příspěvek tedy diskutuje možnosti finančního zajištění hospodaření na druhově bohatých travních porostech v Krkonošském národním parku s ohledem na výše uvedená východiska.

Klíčová slova: druhově bohaté horské louky, ekonomika chovu ovcí a skotu, dotační programy

Abstract Species-rich mountain meadows have undergone a dramatic change in the last century. They lost their original agricultural importance to tourism development, and now the principal management motivation is to maintain their natural value. Due to the current management methods and changes in lifestyle, they are no longer exactly suitable for competitive production. A social dilemma has arisen concerning how to ensure sustainable management when even the commercial breeding of farm animals on grassland is a significantly loss-making operation without subsidies (both meat cattle and sheep). At the same time, it is obvious that the availability of public funding sources is subject to fluctuations (e.g., dependence on the policies of changing governments or national economic trends). Thus, the most valuable areas of grassland vegetation are potentially constantly at risk, primarily due to a lack of management and, to a lesser extent, increased farming intensity. This paper therefore discusses options for assuring funding for management of species-rich grassland stands in the Krkonoše Mts National Park (the Krkonoše Mts / the Giant Mts) with respect to the issues mentioned above.

Keywords: species-rich mountain meadows, economics of sheep and cattle keeping, subsidies

Úvod

Horské louky jsou jednou z nejdůležitějších hodnot Krkonošského národního parku, které svým charakterem nemají v ostatních českých pohořích obdoby (KRAHULEC et al. 1996). Bylo na nich nalezeno více než 450 druhů cévnatých rostlin (viz Obr. 1), ale

jedná se i o význačné stanoviště krkonošských bezobratlých živočichů a o biotop některých význačných druhů obratlovců jako např. chřástala obecného (KRAHULEC 2007). To vše se odráží v platném Plánu péče (dále PP), ve kterém jsou květnaté horské a podhorské louky explicitně uvedeny jako předmět ochrany KRNAP a jeho ochranného pásma (PP, kap. 1.2).

Také v nařízení vlády ČR č. 132/2005 Sb. jsou všechny základní typy krkonošských lučních porostů považovány za předměty ochrany soustavy Natura 2000 v evropsky významné lokalitě (EVL) Krkonoše. Dle Plánu péče KRMAP je celková rozloha travních porostů na území KRMAP 3 622,4 ha a 10 265,3 ha včetně ochranného pásma. Třemi plošně nejrozsáhlejšími lučními stanovišti (předměty ochrany EVL Krkonoše) jsou zde Druhově bohaté smilkové louky na silikátových podložích v horských oblastech (celková rozloha cca 873 ha), Horské sečené louky (rozloha 1 822 ha) a Extenzivní sečené louky nížin a podhůří (rozloha 2 994 ha).

Cílem Správy KRMAP je dle plánu péče zachování ekologické a krajinnotvorné funkce těchto travních porostů (kap. 2. 3.3.4). Obecným cílem péče o předměty ochrany soustavy Natura 2000 by pak mělo být zachování jejich příznivého stavu z pohledu ochrany přírody (viz Směrnice Rady č. 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin). Důležitým předpokladem k úspěšnému plnění těchto cílů je podpora místních hospodářů, mimo jiné např. ve formě podpory agro-turismu (PP, kap. 5. 2.2. 2.), protože právě na jejich pravidelné péči je další existence luk závislá.

Jedním z hlavních problémů v péči o travní porosty v Krkonoších však stále je riziko opouštění pravidelné péče. V jádrovém území jsou, kromě obtížné péče o travní porosty, podstatně zejména změny vlastnických vztahů po roce 1948 a přerušení původního tradičního hospodaření. S tím souvisejí změny životního stylu probíhající od druhé světové války (nárůst turistiky). K tomu přistupuje jako důležitý faktor také vzdálenost luk a pastvin od přirozených center regionu a nízká produktivita luk (např. v jádrových územích je průměr výnosu sušiny 2 t/ha, PRAZAN & KOSTLIVÝ 2013).

Současná péče o travní porosty vysoké přírodovědné hodnoty v KRMAP se tak opírá především o podpory z veřejných zdrojů, a to zejména národních (Program péče o krajinu, PPK) a evropských – přímé zemědělské platby a Program rozvoje venkova – PRV (konkrétně viz dále). Zatímco dosud byly podpory v rámci PRV pro zajištění péče dostačující, ekonomická ztráta z chovů hospodářských zvířat na travních porostech se může v budoucnu zvyšovat. Roste

tedy i riziko, že podpory nezajistí dostatečné pokrytí nákladů na údržbu luk a počet hospodařících subjektů na krkonošských travních porostech se může postupně zmenšovat.

Tento příspěvek si klade za cíl podat základní popis ekonomiky extenzivního chovu skotu a ovcí v ČR a Krkonoších a vytvořit tak podklad pro úvahy o výši finanční podpory pro hospodáře v krkonošských podmínkách.

Hospodaření na loukách Krkonoš – minulost a současnost

Počátkem 19. století se na území panství Jilemnice, Vrchlabí, Maršov a Žacléř a ve slezské části Krkonoš nacházelo 2 500 bud, které chovaly celkem 20 000 krav, 10 000 koz a menší počty ovcí a koní. Pastva dobytka měla významný vliv na kvalitu horských luk. Koncem 18. století a během 19. století docházelo díky začínajícímu vlivu turistiky k nápadnému obratu ve funkci budního hospodaření. Původní boudy byly přestavovány pro celoroční potřeby turistického ruchu. V první polovině 20. století ztrácí území Krkonoš definitivně svoji roli jako zdroj obživy ze zemědělského hospodaření ve prospěch turistiky (FLOUSEK [ed.] 2010). Tím se také mění motivy hospodaření na plochách travních porostů.

V období po roce 1945 dochází k dalšímu ústupu hospodaření na travních porostech vlastníky půdy a objevuje se nový trend – zvyšování intenzity hospodaření na plochách k tomu vhodných a současně nedostatečná péče o travní porosty na méně produktivních nebo odlehklých lokalitách (platí dosud). Důvodem jsou změny, které přinesl konec druhé světové války, a také rok 1948, které vedly k radikálním změnám ve vlastnických právech (spojeným především s odsunem Němců). Ty se projeví zejména na plochách travních porostů s nízkou produktivitou a na plochách se ztíženým hospodařením. Zvláště na těchto místech lze totiž předpokládat velkou roli tradice rodinné farmy jako motivaci pro hospodaření. Na přírodně nejceněnějších plochách s nízkou produktivitou píče nebyl následně z pozice plánovitého hospodaření a industrializace zemědělství zřejmě moc velký prostor pro naplňování politických cílů. Travní porosty nebyly sice rozorány, jako mnohde v produktivnějších



Obr. 1. Typickým zástupcem flóry Krkonoš je violka žlutá sudetská.

Fig. 1. Typical representative of the Krkonoše Mts flora *Viola lutea* subsp. *sudetica*.

oblastech, ale trpěly snahou o velkovýrobní postupy nebo nedostatečnou péčí a také necitlivou integrací s jiným využitím Krkonošského národního parku (zejména turistikou). Současný stav osídlení a využívání území úzce souvisí s faktem, že ekonomika regionu je významně vázána na cestovní ruch. Dle plánu péče o KRNAP a jeho ochranné pásmo je však od roku 1991 ochrana přírodních hodnot v území prioritou.

V současnosti hospodaří v KRNAP a jeho ochranném pásmu na více než 20 000 ha zemědělské půdy více než 300 hospodářů. Plochu podniku do rozlohy 10 ha má celkem 190 uživatelů na celkové výměře 685 ha, což sice představuje zanedbatelný rozsah, ale v některých případech se může jednat o cenné porosty. Na ploše do 100 ha hospodaří 292 uživatelů (celková výměra 3 916 ha). To znamená, že většinu ploch obhospodařuje zbývajících 38 uživatelů s rozlohou nad 100 ha všech zemědělských kultur (značný podíl představují travní porosty). Nutno si uvědomit, že větší část zde uvedené celkové rozlohy zemědělské

půdy spadá do ochranného pásma KRNAP a menší část do samotného KRNAP. Většina travních porostů je přihlášena do agroenvironmentálně-klimatického opatření v rámci Programu rozvoje venkova a péče o tyto plochy je tedy podporována z veřejných prostředků. Konkrétně se jedná o přibližně 100 uživatelů obvykle s větší výměrou (celkem 14 917 ha převážně travních porostů).

Ekonomika extenzivního chovu hospodářských zvířat na loukách Krkonoš

V Krkonošském národním parku jsou pro péči o travní porosty využívány především ovce a krávy bez tržní produkce mléka. Chov dojnic ve větším rozsahu není pro tuto oblast vhodný s ohledem na jejich vysoké nároky na kvalitu píce, kterou není možné naplnit na neproduktivních travních porostech v jádrových oblastech a při potřebě hospodařit na travních porostech KRNAP extenzivně. Odlišnosti ve způsobu chovu krav a ovcí a jejich ekonomice předurčují výběr zvířat samotnými zemědělci.

Obecně krávy bez tržní produkce mléka v ČR výrazně převyšují počty a hospodářským významem chov ovcí. V ČR převládá jako produkt chovu masných plemen skotu vychované (tzv. odstavené) tele určené k prodeji jako zástav (tj. na dokrmění a porážku v dospělosti). Samotné dokrmění, které by za jistých podmínek mohlo zlepšit ekonomiku chovu, vyžaduje buď kvalitní píci, nebo relativně dlouhou dobu při horší kvalitě píce (což chov prodražuje).

V chovu ovcí převažuje produkce jehňat na maso a méně se vyskytují chovy s kombinovanou produkcí – na maso a mléko. Produkce vlny jako primárního produktu již ustoupila do pozadí. Ekonomika chovů skotu je dlouhodobě systematicky sledována, bohužel v chovu ovcí takového dlouhodobé sledování dosud chybí.

Dlouhodobé sledování nákladů na chov krav bez tržní produkce mléka a výnosů z něho ukazují, že je spojen se značnou ztrátou. Dokládají to studie nákladů a rentability chovu krav, které dlouhodobě vydává Ústav zemědělské ekonomiky a informací (ÚZEI). Ilustrativní ukazatel „ztráta na jednu krávu s teletem“

Tab. 1. Vývoj nákladů na krávu bez tržní produkce mléka (včetně telat do odstavu). Zdroj: ÚZEI (2008–2013), Nákladovost zemědělských výrobků, dostupné na: <http://www.uzei.cz/nakladovost-zemedelskych-vyrobu>.**Tab. 1.** Development of costs in suckle cow production (including calf).

Ukazatel / Indicator	Rok (CZK/rok) / Year (CZK/year)					
	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Krmiva (steliva) – nakupovaná / Fodder (bedding), purchased	827	710	583	787	938	671
Krmiva (steliva) – vlastní / Fodder (bedding), own	7 514	6 527	7 180	6 994	6 951	7 516
Léčiva a desinfekční prostředky / Medications and disinfectants	162	164	195	194	224	234
Ostatní přímý materiál / Other direct material	2 287	2 828	1 658	2 148	2 333	3 273
Přímé materiálové náklady celkem / Total direct material costs	10 790	10 228	9 616	10 123	10 446	11 695
Ostatní přímé náklady a služby / Other direct costs and services	2 060	1 963	1 720	2 315	1 922	1 949
Mzdové a osobní náklady / Wage and personnel costs						
– přímé / direct	2 428	2 732	2 492	2 842	3 146	3 789
– pomocné činnosti a režijní / auxiliary works and overhead	1 989	2 944	3 233	3 450	3 534	3 444
Mzdové a osobní náklady celkem / Total wage and personnel costs	4 417	5 676	5 725	6 293	6 680	7 233
Odpisy DNHM / Long-term asset depreciation	240	281	257	346	399	575
Odpisy zvířat / Animal depreciation	2 617	2 861	3 006	3 421	3 887	3 840
Náklady pomocných činností / Costs of auxiliary works	602	652	1 105	1 162	712	2 186
Výrobní režie / Production overhead	1 523	2 029	2 116	2 580	2 184	2 127
Správní režie / Administrative overhead	2 245	3 032	3 020	3 980	3 518	2 959
Náklady celkem / Total costs	24 493	26 724	26 564	30 220	29 747	32 563
Chlévská mrva / Dung	888	912	1 212	1 262	1 335	1 084
Vlastní náklady hlavního výrobku / Total costs of main product	23 605	25 812	25 352	28 958	28 412	31 479

lze odvodit z údajů, které vycházejí z dat odpovídajících republikovému průměru (Tab. 1 a 2).

Zvážíme-li náklady na rok a tržby, potom průměrná ztráta z jedné krávy s teletem představuje v průměru za roky 2009–2013 celkem 15 987 Kč (vlastní výpočet z dat BOUDNĚHO et al. 2014). Při průměrném zatížení 0,3 VDJ/ha by přestavovala ztráta vztažená na plochu travního porostu přibližně 5 300 Kč/ha. Jinými slovy, samotný chov skotu bez tržní produkce mléka je dlouhodobě ztrátový a trend sledovaných roků nenačňuje výrazné snižování ztráty. Záporná rentabilita se pohybovala v rozmezí –51,6 až –59,1 % za sledované období (Tab. 2).

Tabulka 2 také ukazuje, že při započtení podpor poskytovaných v rámci Společné zemědělské politiky se souhrnná rentabilita dostává do kladných čísel v rozpětí 9,1 až 27,3 %. Přehled hlavních podpor na plochu, které zlepšují rentabilitu chovů krav bez tržní produkce mléka, je uveden v následujících kapitolách.

Je však třeba vzít v úvahu, že v horských oblastech jsou, vzhledem k nižšímu výnosu i kvalitě píce, přírůstky hmotnosti u dobytka nižší, než je průměr v rámci celé ČR. Na loukách v jádrové části KRNAP je výnos mnohem nižší, než je celostátní průměr, a je výrazně nižší, než se uvádí v šetřeních za bramborářskou a horskou oblast (ÚZEI 2017). Na většině horských luk se pohybuje výnos sušiny mezi 1–2,4 t/ha s průměrem 2 t/ha (PRAŽAN & KOSTLIVÝ 2013). Nízká produktivita luk se může projevit např. ve vysokých vlastních nákladech na 1 kg hmotnosti odchovaného telete; ty byly pro srovnání v roce 2013 v kukuřičné a řepařské oblasti 136,41 Kč, v bramborářské oblasti 132,17 Kč/kg a v bramborářsko-ovesné a horské 185,51 Kč/kg (BOUDNÝ 2014). To znamená, že ztráty na 1 ha při hospodaření v jádrových územích na travních porostech v KRNAP lze očekávat výrazně vyšší než uvedený průměrný údaj za ČR výše (–5 300 Kč/ha). Dále je možné předpokládat, že nízká výživová hodnota travní hmoty zde má obdobný vliv

Tab. 2. Vývoj rentability chovu krav bez tržní produkce mléka (průměr ČR). Jako realizační ceny byly použity ceny zemědělských výrobců, ČSÚ. Údaje zahrnují přímé a nepřímé podpory na krávy bez tržní produkce mléka přepočtené na 1 kg produkce. Nákladová rentabilita je vyjádřena poměrem hospodářského výsledku (zisku) vůči celkovým nákladům (v %), souhrnná míra rentability zahrnuje do kalkulace zisku také veškeré podpory. Zdroj: BOUDNÝ et al. (2014) s doplněním o rok 2014 ze zdrojů ÚZEI (dosud nepublikováno).

Tab. 2. Development of rentability of a suckler cow (Czech Republic average). Farmers gate prices are used as sale prices. Cost rentability is calculated as the percentage of profit on total costs and total rentability covers also CAP support.

Ukazatel / Indicator	Jednotka / Unit	Rok / Year				
		2010	2011	2012	2013	2014
Vlastní náklady hlavního výrobku / Total costs of main product	CZK/kg živé váhy / CZK/kg of live weight	127,8	131,4	126,6	151,9	131,1
Realizační cena / Realization price	CZK/kg živé váhy / CZK/kg of live weight	58,1	57,9	61,3	62,2	63,3
Podpory celkem / Total supports	CZK/kg živé váhy / CZK/kg of live weight	100,4	90,2	100,6	103,6	103,6
Nákladová míra rentability / Cost profitability ratio	%	-54,5	-56	-51,6	-59,1	-51,7
Souhrnná míra rentability / Aggregate profitability ratio	%	24,0	12,7	27,9	9,1	27,3

Tab. 3. Srovnání ekonomiky ovcí a krav bez tržní produkce mléka založené na porovnání příspěvků na úhradu fixních nákladů a zisku na hektar (při 0,3 VDJ/ha). Tržní výkon (tržby) je snížený o variabilní náklady. Skot = 1 VDJ, ovce nad 12 měsíců = 0,15 VDJ (PRV ČR 2013–2020). Údaje slouží především pro porovnání ekonomiky s použitím stejné metody, metodika výpočtu se liší od stanovení obdobných údajů v šetřeních ÚZEI za krávy bez tržní produkce mléka. Zdroj: AGRONORMATIVY (2016).

Tab. 3. Comparison of suckler cows and sheep economics using gross margin per hectare (animal density 0,3 LU/ha). Gross margin = revenue – variable costs. Suckler cow=1 LU, sheep over 12 months = 0,15 LU (RDP CZ 2013–2020). Data used serve as comparisons of the calculations results based on the same methodology which is different to the approach used in ÚZEI surveys.

Skot / Cattle			Ovce / Sheep		
CZK/ks (CZK/head)	CZK/VDJ (CZK/LCU)	CZK/ha	CZK/ks (CZK/head)	CZK/VDJ (CZK/LCU)	CZK/ha
4 296	4 296	1 289	71	473	142

také na ekonomiku ovcí. Když současně zvážíme fakt, že lze předpokládat také vyšší náklady na sklizeň a dopravu píce, můžeme uvedené ukazatele (Tab. 2) považovat jen za orientační. Zejména na cenných travních porostech bude celková míra rentability chovů hospodářských zvířat (i s podporami) pravděpodobně výrazně nižší. Skutečně vyčíslení např. celkových nákladů si vyžadá šetření u vybraných podniků.

Ekonomika chovu ovcí se dosud dlouhodobě a systematicky v ČR nesledovala. Z literatury je zřejmé, že základní charakteristikou chovu ovcí je, stejně jako u masných plemen skotu, záporná rentabilita, pokud uvažujeme jen příjmy z prodeje odpovídající komodity (tedy bez veřejných podpor; PRAŽAN & KOSTLIVÝ 2013, KRUPOVÁ 2014). Např. studie z roku 2013 ukazovala na průměrnou ztrátu na 1 ks bahnice a rok ve výši 1 851 Kč, zatímco ze zdrojů

Agronormativů (www.agronormativy.cz) tato částka dosahovala výše 1 129 Kč/ks (rozdíly jsou dané tím, že údaje byly stanoveny jinou metodou a na jiném vzorku; první z uvedených ztrát odráží lépe podmínky Krkonošského národního parku). Literatura uvádí ztráty i v případě chovu ovcí na mléko (KRUPOVÁ et al. 2015a, b, c).

Jak bylo již předesláno, porovnání údajů o ekonomice ovcí a krav je obtížné, neboť pro ekonomiku ovcí nejsou dostupná srovnatelná data na dostatečně velkém vzorku a v dlouhodobé řadě. Aby bylo možné udělat závěry, byly dostupné údaje porovnány (byť s jistou rezervou, viz Tab. 3 a 4). Z nich vyplývá, že u ovcí i krav je možné v ČR v průměrném podniku hospodařit jen se ztrátou (a to poměrně velkou). V zemích, kde je trh s kvalitním hovězím a skopovým masem více rozvinutý než v ČR, jsou ekonomické výsledky

Tab. 4. Porovnání ekonomiky chovů masných plemen skotu s ovceci na pastvě ve Skotsku (roky 2010 a 2011) při porovnání příspěvků na úhradu fixních nákladů a zisku (£/kus/VDJ/ha), při zatížení 0,3 VDJ/ha. Skot = 1 VDJ, ovce nad 12 měsíců = 0,15 VDJ (PRV ČR 2013–2020). Zdroj: Rural and Environment Science and Analytical Services. Scottish Farm Enterprise Performance Analysis: Additional Analysis of the 2010–11 Farm Accounts Survey, Agriculture Statistics, 30/10/2012.

Tab. 4. Comparison of suckler cows and sheep economics on a pasture in Scotland (years 2010–2011) based on gross margin (£/head/LU/ha). Animal density = 0,3 LU/ha. Suckler cow=1 LU, sheep over 12 months = 0,15 LU (RDP CZ 2013–2020).

Skot / Cattle			Ovce / Sheep		
£/ks (£/head)	£/VDJ (£/LCU)	£/ha	£/ks (£/head)	£/VDJ (£/LCU)	£/ha
253	253	76	18	120	36

Tab. 5. Shrnutí vybraných charakteristik chovů ovcí a krav bez tržní produkce mléka. Zdroj: MZE ČR. Chov ovcí v systému trvale udržitelného zemědělství, ochrana biodiverzity pastvin a krajiny (studijní materiály k vzdělávací akci).

Tab. 5. Summary of selected characteristics of sheep and suckler cow production. Sheep production in sustainable agriculture, biodiversity and landscape protection (background document for training).

Charakteristiky chovu / Breeding characteristics	Ovce / Sheep	Skot / Cattle
Počáteční investice / Initial investment	Nižší / Lower	Vyšší / Higher
Nástup příjmů / Onset of income	Časnější / Earlier	Pozdější / Later
Riziko úhynu na VDJ / Risk of death per LCU	Nižší (riziko rozloženo na více mláďat) / Lower (risk distributed over more young)	Vyšší / Higher
Domácí porážka / Home slaughter	Možná / Possible	Vyloučena / Ruled out
Nároky na výživovou hodnotu krmiv / Demand for fodder nutritional value	Nižší / Lower	Vyšší / Higher
Nároky na kvalitu krmiv (zaplísnění atd.) / Demand for fodder quality (mould content, etc.)	Vyšší / Higher	Nižší / Lower
Zranitelnost vůči predátorům / Vulnerability to predators	Vyšší / Higher	Nižší / Lower
Celková ekonomika / Overall economy	Horší / Worse	Lepší / Better

chovů ovcí horší než v případě krav. Pro zvažování podpory chovů ovcí nebo krav je však nezbytné uvažovat nejen ekonomiku, ale také specifika a odlišnosti obou chovů (Tab. 5). Chov ovcí je ve srovnání s chovem krav méně rizikový, avšak ekonomicky je chov krav bez tržní produkce mléka o něco výhodnější.

Podpora hospodaření na travních porostech v KRNAP

Přehled podpor hospodaření na travních porostech

Výše uvedené výsledky tedy ukazují, že dlouhodobě udržitelné hospodaření bez podpor není v současnosti pravděpodobné ani s kravami bez tržní produkce mléka ani s ovceci. V obou případech však zemědělci mohou čerpat z veřejných zdrojů podpory. Menší část jde na samotná zvířata (přímé platby z Pilíře I Společné zemědělské politiky) a větší část na plochu (ze stejného zdroje a také z PRV – tj. Pilíř II), proto podpora nejsou tím zásadním faktorem pro rozhodování zemědělce o výběru chovaných zvířat (tj. zaměření chovu).

V současnosti je péče a obnova cenných travních porostů v Krkonoších zajišťována z velké části v rámci projektu LIFE CORCONTICA, který však nemůže zajistit jejich dlouhodobou údržbu. Cíle Společné zemědělské politiky v případě péče o travní porosty jsou zejména zachování jejich rozlohy, udržení již dosažené extenzity hospodaření na extenzivních porostech a zachování travních porostů s vysokou druhovou rozmanitostí, případně její zvýšení. Další nástroje podpory jsou mířeny na prevenci upouštění od hospodaření, což se týká v ČR zejména travních porostů, na kterých není možné hospodařením dosahovat dostatečného příjmu (zejména podpory zemědělského hospodaření ve znevýhodněných oblastech).

Národní podpory v rámci resortu MŽP (např. program péče o krajinu) jsou směřovány na nejčennější travní porosty z hlediska přírodní hodnoty a zajišťují

cílený management obvykle zvolený na míru stanovišti.

V KRNAP připadají v úvahu následující hlavní podpůrné nástroje politiky ze zdrojů v rámci Společné zemědělské politiky (Program rozvoje venkova – PRV – řízený Ministerstvem zemědělství, Tab. 6):

(i) Podpora znevýhodněných oblastí, v tomto případě zpravidla oblasti Horská.

(ii) Podpora ekologického hospodaření (finanční podpora uceleného systému hospodaření, které např. nepoužívá průmyslová hnojiva a konvenční prostředky na ochranu rostlin).

(iii) Podpora péče o travní porosty (v rámci agroenvironmentálně-klimatického opatření, AEKO). Jedná se o systém podpory různých managementů, přizpůsobených různým typům stanovišť a rostlinným společenstvům s poměrně velkou variabilitou některých parametrů managementu, avšak dodržovanými po dobu nejméně 5 let a tím s omezenou pružností. Správa národního parku může ovlivnit výběr těchto typů managementů dle typu stanoviště.

K výše uvedeným plošným podporám ještě přistupují podpory na chov masných telat a bahnic a přechodné vnitrostátní podpory. V roce 2015 bylo možné žádat např. o podporu na masné tele (10 002 Kč/VDJ) a chov ovcí a koz (3 670 Kč/VDJ). U přechodných vnitrostátních podpor se jednalo o 132 Kč/VDJ u krav bez tržní produkce mléka a 61 Kč/VDJ u bahnic a koz. Podpora vztažená na obhospodařovanou plochu u těchto typů podpor závisí na zatížení plochy odpovídajícími zvířaty.

Konečná výše platby na hektar je dále změněna v případě, že dochází k souběhu na témže pozemku např. s podporou ekologického zemědělství nebo PPK. V takových případech je podpora snížena tak, aby nedocházelo k financování stejné činnosti ze dvou zdrojů. Ministerstva zemědělství a životního prostředí společně identifikovala rizika dvojího financování a dohodla spravedlivé redukce plateb tam, kde k riziku dochází.

Přehled uvedených podpor je popisován z pohledu zemědělců, kteří se pro péči o travní porosty rozhodují. Proto např. v Tab. 7 jsou uvedeny jednak podpory, které jsou důchodové, což znamená, že mají přispět k příjmům a udržet konkurenceschopnost zemědělců (přímá platba na plochu) i AEKO podpory, které jsou

kompenzační platby za to, že se zemědělec vzdá jisté části příjmů nebo akceptuje zvýšení nákladů ve prospěch životního prostředí. Také podpory ve znevýhodněných oblastech mají pomoci zachovat péči o cenná stanoviště tím, že zemědělci dostávají kompenzaci za nižší příjmy v těchto oblastech (což brání opuštění těchto ploch). Zemědělci však často nerozlišují účely různých typů podpor a chápou je především jako podpory, které mají umožnit jejich hospodaření,

Tab. 6. Výše plošných podpor hospodaření na travních porostech v rámci přímých plateb a PRV (v EURO). Zdroj: Jednotná platba na plochu: www.szif.cz; Program rozvoje venkova, www.mze.cz

Tab. 6. Support on grasslands under Direct Payments and the Rural Development Plan (in EURO).

Typ podpory / Support type	Výše podpory (EUR/ha) / Support amount (EUR/ha)
Přímá platba na plochu (rok 2015) / Direct payments for area (2015)	204
Opatření v PRV: znevýhodněné oblasti – horská oblast / Measures in PRV: disadvantaged areas – mountain area	
H 1	137
H 2	129
H 3	91
H 4	110
H 5	83
Podpora ekologického zemědělství – travní porosty / Support to organic farming – grassland	84
Agroenvironmentálně-klimatické opatření: ošetřování travních porostů / Agroenvironmental/climatic measures: treatment of grassland vegetation	
Obecná péče o extenzivní louky a pastviny (bez nesečených pásů) / General management of extensive meadows and pastures (without unmown strips)	96
Mezofilní a vlhkofilní louky hnojené / Mesophilic and hygrophilic meadows, fertilised	166
Horské a suchomilné louky hnojené (1× za pět let) / Montane and xerophilic meadows, fertilised (once every five years)	163
Horské a suchomilné louky nehnojené / Montane and xerophilic meadows, unfertilised	170
Trvale podmáčené a rašelinné louky / Permanently waterlogged and peaty meadows	692
Ochrana modrásků / Blue butterfly protection	173
Ochrana chřástala polního / Corncrake protection	198
Suché stepní trávníky a vřesoviště / Dry steppe grasslands and heaths	353
Druhově bohaté pastviny / Species-rich pastures	213

Tab. 7. Příklad souběhu podpor (při kurzu 27 Kč/EUR). Tento hypotetický příklad se týká konvenčních zemědělců.

Tab. 7. Example of cumulative payments on a hectare of grassland in the area. Hypothetical case on a conventional farm (in CZK, Exchange rate 27 CZK/EUR).

Typ podpory / Support type	Výše podpory (Kč/ha) / Support amount (CZK/ha)
Přímá platba na plochu (rok 2015) / Direct payments for area (2015)	5 500
Opatření v PRV: znevýhodněné oblasti – horská oblast / Measures in RDP: disadvantaged areas – mountain area	
H 2	3 483
Agroenvironmentálně-klimatické opatření: ošetřování travních porostů / Agroenvironmental/ climatic measures: treatment of grassland vegetation	
Horské a suchomilné louky hnojené (1× za pět let) / Montane and xerophilic meadows, fertilised (once every five years)	4 401
Celkem / Total	13 384

protože chov přežvýkavců není zpravidla rentabilní. V případě podpor, které mají za cíl zachovat nebo obnovit významné přírodní hodnoty, je tento postoj nepříznivý až zavádějící. Část zemědělských podpor je skutečně směřována na umožnění hospodaření (přímé platby a platby ve znevýhodněných oblastech v rámci PRV), avšak např. podpora ekologického zemědělství nebo AEKO jsou zamýšleny jako úhrada nákladů spojených s určitým šetrným způsobem hospodaření.

Využití podpory v podmínkách KRNAP

Kombinace přímé platby (např. 5 500 Kč/ha) na plochu a plateb ve znevýhodněných oblastech např. H2 ve výši 3 483 Kč/ha by již měla teoreticky pokrýt přibližně průměrnou ztrátu z chovu krav bez tržní produkce mléka, dokonce s jistým menším ziskem. Avšak když vezmeme v úvahu, že v KRNAP jsou pro produkci nevýhodné podmínky a skutečná ztráta zde je vyšší než je průměr ČR, bude přiměřený příjem dosahován jen při současné kombinaci plateb s AEKO. Navíc trend vývoje rentability např. chovu krav bez tržní produkce mléka naznačuje, že ekonomická ztráta chovu se může dále prohlubovat a péče o travní porosty v jádrových oblastech se může stát ekonomicky nevýhodnou i v případě kombinace

přímých plateb, podpor ve znevýhodněných oblastech a AEKO. Kombinace s dalším opatřením – podporou ekologického hospodaření – představuje jen mírné navýšení podpory, neboť v kombinaci s AEKO jsou podpory snižovány s cílem zamezit dvojí platbě. V souhrnu lze konstatovat, že podpory pomohou zajistit hospodaření na travních porostech v KRNAP, avšak zisk plynoucí z příjmů z hospodaření v kombinaci s podporami se oproti předchozímu období může snižovat. V konkrétních výjimečně nevýhodných podmínkách (obtížná dostupnost ploch, nerovnost terénu atd.) nemusí podpora v rámci Společné zemědělské politiky jako motivace pokračování v hospodaření na trvalých travních porostech dostačovat vůbec.

Tuto nepříznivou bilanci lze do jisté míry kompenzovat využitím podpory z programu péče o krajinu (PPK). Vyšší podpory nelze na 1 ha paušálně stanovit, neboť podpora se kalkuluje na míru každému typu managementu na základě detailně vypracovaného ceníku jednotlivých operací, který stanovuje MŽP ve spolupráci s AOPK ČR. V zásadě lze však na základě porovnání podpor v rámci AEKO říci, že maximální výše podpor v rámci PPK je zpravidla o něco vyšší, neboť mimo jiné přesněji odráží obtížnější podmínky hospodaření. Omezený rozpočet PPK však stále ponechává značný prostor AEKO. Existuje již praxe kombinování podpor v rámci Společné zemědělské politiky (SZP) a podpor v rámci resortu MŽP (např. PPK), pokud PPK podporuje pracovní operace, které jdou nad rámec požadavků v rámci podpor SZP. Jedná se však o poměrně náročnou kombinaci plateb, která vyžaduje velmi pečlivé uvážení, neboť je zde riziko přeplácení, které by mohlo být postihováno.

Z uvedeného vyplývá, že zvláštní pozornost vyžadují zejména lokality s obtížnou dostupností, ztíženým hospodařením (svažitost, nerovný terén atd.) nebo se specifickými požadavky na management. Pro tento případ byl vypracován v rámci AEKO titul Suché stepní trávníky a vřesoviště. Vstupní údaje pro stanovení výše podpory na péči o tyto porosty nebyly ovšem postaveny na tak extrémních podmínkách, jaké lze nalézt na některých enklávách KRNAP (vzdálenost a obtížnost terénu pro dopravu zvířat), a výše platby nemusí pro zajištění péče dostačovat.

Tab. 8. Struktura sledování nákladů pro péči o travní porost.**Tab. 8.** Structure of the costs survey of grassland management.

Ukazatel / Indicator	Jednotka / Unit
Hektarový výnos hlavního výrobku / Hectare yield of main product	t/ha
Osiva (sadba) / Seeds (planting stock)	CZK/ha
Hnojiva / Fertilisers	CZK/ha
Prostředky ochrany rostlin / Plant protection agents	CZK/ha
Ostatní přímý materiál / Other direct material	CZK/ha
Externí služby celkem / External services, total	CZK/ha
Skladování / Storage	CZK/ha
PHM celkem / Fuels, total	CZK/ha
Energie celkem / Energies, total	CZK/ha
Voda celkem / Water, total	CZK/ha
Opravy a náhradní díly celkem / Repairs and spare parts, total	CZK/ha
Náklady pomocných činností / Costs of auxiliary works	CZK/ha
Průměrná realizační cena / Average farm-gate price	CZK/t
Prodané množství / Quantity sold	CZK/ha

V tomto případě se již neuvažuje podpora ve vazbě na omezení komerčního způsobu hospodaření, ale podpora by měla pokrýt celé náklady spojené s dopravou a chovem hospodářských zvířat na dotčených lokalitách. Hlavním důvodem je skutečnost, že bez plné podpory nákladů by k potřebné pastvě nedošlo vůbec.

Perspektivy dlouhodobě udržitelného hospodaření v Krkonoších

Z hlediska udržitelnosti péče o travní porosty je na větších plochách klíčové udržet zájem zemědělců na dotčených plochách hospodařit, tj. produkovat seno nebo travní hmotu pro chov hospodářských zvířat. To znamená, že alespoň část nákladů by měla být pokryta prodejem komodity (např. i sena). Ovšem historický vývoj hospodaření na travních porostech (včetně změn osídlení a omezení soukromého hospodaření do r. 1990), současný způsob života (např. ústup systému samozásobení v oblasti), změny ve vlastnictví pozemků a způsoby hospodaření

v kombinaci se zákonnými omezeními činnosti v KRMAP motivaci hospodařit na travních porostech velmi snižují.

Ani vlastnictví rozsáhlých ploch travních porostů Správou KRMAP není udržitelné řešení. Buď by to vyžadovalo pečovat o travní porosty vlastními silami Správy KRMAP, nebo by bylo nutné i v tomto případě opět nalézt odpovídajícího hospodáře, který by měl zájem si pozemky vzít do nájmu. V menším rozsahu je toto řešení smysluplné, neboť poskytuje větší kontrolu nad managementem travních porostů tam, kde jsou požadavky na ochranu travního porostu vysoké a riziko poškození porostu při nevhodném hospodaření je také vysoké. Nutno však počítat s vysokými nároky na rozpočet v případech, pokud by se zemědělcům péče o travní porosty nevyplácela ani s podporami ze SZP.

Nastávají dvě situace ohrožující dlouhodobou péči o travní porosty: (i) lokalita má svého hospodáře, který má k dispozici zvířata, ale i s podporami SZP se přestává chov vyplácet a hrozí opuštění lokality, (ii) lokalita nemá svého hospodáře. Pokud je na lokalitě vhodný hospodář, bude žádoucí pro tuto situaci nalézt doplňující podporu z jiných zdrojů, např. PPK, nebo zajistit úpravu podpor v rámci AEKO tak, aby odrážela specifické podmínky a nároky v jádrových územích KRMAP. V druhém případě by mohlo být řešení (po dostatečném průzkumu obtížnosti v hospodaření) změnit status luk v jádrových územích na louky, které jsou ohroženy opuštěním, a vypracovat podpůrné podopatření v rámci AEKO, pro které by byla stanovena výše podpory dle místních podmínek. V tomto případě by podpora hradila celý náklad spojený s pastvou i s dopravou zvířat na stanoviště (včetně fixních nákladů).

Pro obě situace bude nezbytné provést detailnější šetření o nákladech v jádrových územích, aby byly dostatečně podloženy argumenty pro navrhované úpravy a zvýšení plateb. Výhodou navrhovaného řešení je také skutečnost, že pro zemědělce bude odměna zřetelně odůvodněna specifickým způsobem hospodaření. Pro výpočet platby by mohl být využit stejný model jako u podpory stávajícího titulu „Suché stepní trávníky a vřesoviště“, avšak nový titul by byl kalkulován na podmínky KRMAP. I nadále by bylo možné doplnit z jiných zdrojů podpory těch aktivit,

kteří není možné z AEKO zajišťovat (např. investice do ohradníků). Argumentem pro zavedení nového titulu je nedostatek motivace zemědělců hospodařit na odlehklých plochách, přičemž ovšem bude nutné doložit riziko opouštění těchto ploch. Pro tento krok je však nezbytné nejen provést strategické analýzy a návrhy, ale také shromáždit patriční data a začít proces přípravy titulu dostatečně v předstihu tak, aby jej bylo možné zvažovat pro příští programové období.

Výsledky šetření by měly poskytnout argumenty ohledně předpokládaných vyšších nákladů na techniku a samotného obhospodařování travních porostů a současně i o nižších výnosech. Pro návrh sběru dat lze využít publikaci POLÁČKOVÁ et al. (2010), popřípadě zjistit celkové náklady u podniků, které si vedou účetnictví. Sběr dat o nákladech a výnosech hospodaření na loukách vyžaduje odbornou připravenost, a pokud by měla být provedena do všech detailů, potom se jedná o poměrně náročný úkol (zejména u podniků, které si nevedou podvojně účetnictví). V Tab. 1 a 8 je uvedena žádoucí struktura dat, přičemž jednotlivé položky jsou obvykle stanoveny na základě dat z účetnictví. Nutno ještě podotknout, že pro posouzení, nakolik je nezbytné hradit celé náklady na péči o tyto louky, by pravděpodobně stačilo zjistit náklady, které jsou ve srovnání s běžnou praxí jednoznačně vyšší (např. doprava zvířat na pastvu, ztížená doprava mezi půdními bloky, nákladnější technika a nákladnější sečení a odklizení travní hmoty, frekvence přehánění zvířat atd.). Pro stanovení příplatku k existujícím opatřením by však bylo nutné detailnější šetření a zjištění celkových nákladů vztažených na hektar či velkou dobytčí jednotku.

Pro dlouhodobé zajištění péče o travní porosty lze konečně rovněž doporučit přípravu změny celkové strategie financování péče o louky. Příklady ze zahraničí ukazují možnost vytvoření tzv. kolektivní akce, kdy místní aktéři (zde zemědělci a správa parku, obce, případně správci a majitelé pozemků a rekreačních objektů) postupně porozumí významu travních porostů pro oblast a následně dohodnou pravidla, jak o louky pečovat s tím, že najdou způsob, jak sdílet příslušné náklady i přínosy. Taková spolupráce staví na dlouhém a správně řízeném procesu budování spolupráce a důvěry mezi hlavními aktéry tak,

aby bylo možné nalézt společná řešení a společná pravidla sdílení nákladů a příjmů v oblasti (např. sdílení techniky, dlouhodobá spolupráce mezi aktéry, poskytování částí nákladů na péči o travní porosty těmi, kdo mají příjmy z turismu). Mohl by tak postupně vzniknout systém různých zdrojů (včetně stávajících veřejných), které by pomohly dlouhodobě péči o travní porosty zajistit.

Dosažení shody na společné akci v regionu má značnou společenskou hodnotu, ale je nutno mít na paměti, že pro takovou dohodu jsou zatím v české společnosti obvykle značné bariéry (např. nedůvěra mezi aktéry). Taková změna vyžaduje dobrou přípravu, dlouhodobou vizi a systematickou práci s co největším počtem zájmových skupin v oblasti, neboť za stávající situace by takováto změna v krátkém období nebyla možná. Tento krok je také náročný na mediační roli a může vyžadovat dlouhodobé úsilí.

Závěrem kapitoly shrnujeme možnosti posílení udržitelného způsobu hospodaření, a to zejména:

(i) zvýšením integrace zdrojů veřejných podpor z národních a EU zdrojů,

(ii) navržením způsobů podpory v rámci agroenvironmentálně-klimatického opatření více odpovídajících místním podmínkám (úhrady celkových nákladů na péči),

(iii) dlouhodobou přípravou tzv. kolektivní akce zájmových skupin i jednotlivců, která by mohla zajistit stabilnější a na veřejných financích více nezávislé způsoby financování (byť i nadále v kombinaci s veřejnými zdroji).

Summary

Montane species-rich meadows in the Krkonoše Mts National Park (NP) went through dramatic change during the last century. They lost the role as a source of income for farmers and instead tourism prevailed as the major interest in the region. In addition, land ownership went through quite turbulent times during this period. Now the main interest is to save the natural value of the grasslands in the NP. But the meadows are in many cases quite remote from the farm/inhabitant centres and access is sometime quite difficult. In addition, the productivity of the meadows/pastures and the nutritious quality of the grass are quite low (e.g. between 1 to 2,4 tonnes of dry matter

per hectare). The national average income from beef cattle grazing on grasslands is actually a quite high loss (about –592 EUR/LU, in the case of beef cattle, Tab. 2). Therefore, an animal density of 0,3 LU/ha results in a loss per hectare of 196 EUR. The natural conditions in the NP are much worse than the national average, thus the losses are probably even higher there.

Therefore montane meadows are not suitable for competitive production, which leads to a social dilemma: how to secure sustainable management, when even commercial production on grasslands results in a significant loss (both beef and lamb). In addition, it is obvious that public support is not sustainable over the long-term and is usually unstable (e.g. it is dependent on election results or the performance of the national economy). Thus, the most valuable grasslands are endangered by a lack of management or intensification. Based on the assumptions mentioned above, the aim of this chapter is to discuss several possibilities how to ensure sustainable species-rich grasslands management.

Current grassland management relies heavily on public money support from national funds (Programme of landscape management) and European funds – Direct payments and the Rural Development Program (agri-environmental measures, support of organic farming, and payment in areas with natural handicaps, Tab. 6, 7). The support stemming from Direct Payments and the Rural Development Program have so far been sufficient for ensuring grassland management, but beef and lamb production operate at a loss.

The chapter concludes with a presentation of potential ways how to increase the likelihood of sustainable management of meadows, including:

(i) integrating different sources of public support from national and EU funds. The complementarity of these two types of measures could be increased by careful design of both national and EU policy measures and corresponding payment levels.

(ii) changing the concept of payment calculation of grasslands management under agri-environmental measures in the NP in order to reflect the local situation. Because the grasslands in the area are primarily not managed for production purposes, and without support there will be nearly no farming on species-rich meadows, the concept of payment for

income foregone is not suitable. It would be more appropriate to support the farmers for the full costs of managing the meadows.

(iii) finding alternative sources of support of grassland management in order to decrease the danger of a lack of public funds in the future. One possibility is to start a collective action of stakeholders in the area, in order to share the benefits and costs of landscape beauty and biodiversity. If this action is successful, there will be more secure funds, which are less dependent on the government. Such funds could still be used in combination with public funds. But because of the capacity of the community to start collective action is currently low, the process should be well prepared and should be long-term.

Literatura

- BOUDNÝ J. 2014: Náklady a výnosy vybraných rostlinných a živočišných výrobků za rok 2013. Ms. (ÚZEI Praha).
- BOUDNÝ J., POLÁČKOVÁ J. & MASÁŘIKOVÁ J. 2014: Analýza úrovně nákladů hlavních výrobků rostlinné a živočišné výroby a jejich vývoje v období 2009–2013. Ms. (ÚZEI Praha).
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHÁČKOVÁ S. & FABŠIČOVÁ M. 1996: Louky Krkonoše: rostlinná společenstva a jejich dynamika. Opera Corcontica 33: 3–250.
- KRAHULEC F. 2007: Louky. In: Flousek J., Hartmanová O., Šturša J. & Potocki J. (eds), Krkonoše. Příroda, historie, život. Nakl. Miloš Uhlíř – Baset, Praha: 315–328.
- KRUPOVÁ Z. 2014: Ekonomické poradenství pro chovatele ovcí. Chov 3: 10–11.
- KRUPOVÁ Z., KRUPA E. & MICHALIČKOVÁ M. 2015a: Ekonomika chovu dojených ovcí: I. Vliv produkčních faktorů. Chov 1: 44–46.
- KRUPOVÁ Z., KRUPA E. & MICHALIČKOVÁ M. 2015b: Ekonomika chovu dojených ovcí: II. Vliv ekonomických faktorů. Chov 2: 45–47.
- KRUPOVÁ Z., KRUPA E. & MICHALIČKOVÁ M. 2015c: Ekonomika chovu dojených ovcí: III. Vliv intenzifikačních faktorů. Chov 3: 48–50.

POLÁČKOVÁ J., BOUDNÝ J., JANOTOVÁ B. & NOVÁK J. 2010: Metodika kalkulace nákladů a výnosů v zemědělství. Ms. (ÚZEI Praha).

PRAŽAN J. & KOSTLIVÝ V. 2013: Posouzení ekonomiky chovu ovcí a investic do mechanizace v projektu na management luk

v Krkonošském národním parku. Ms. (zpráva z projektu, Správa KRNPAP, Vrchlabí).

ÚZEI 2017: Nákladovost zemědělských výrobků. [online][cit. 27. 3. 2017]. Dostupné z WWW: <http://www.uzei.cz/nakladovost-zemedelskych-vyrobku>.

Socio-ekonomický kontext péče | Socio-economic context of management

Faremní plány šetrného hospodaření jako nástroj optimalizace managementových opatření

Farm environment planning as a tool for optimizing management measures

MARTIN STŘELEČ¹ & JAN MYŠÁK²

¹ Martin Střelec, Juniperia, z. s., Senovážné nám. 1736, 37001 České Budějovice, CZ, martin.strelec@juniperia.cz

² Jan Myšák, DAPHNE – Institut aplikované ekologie, z. s., č. p. 71, 53836 Žumberk, CZ, jan.mysak@daphne.cz

Abstrakt Faremní environmentální plánování je způsob hledání souladu mezi zemědělskou činností a ochranou životního prostředí na konkrétní farmě. Nejčastěji slouží k nastavení hospodaření v rámci agro-environmentálních opatření, někdy i jako součást certifikačních systémů. Faremní plánování začíná seznámením s hospodařením farmy, následuje terénní hodnocení a z něj vychází návrh opatření diskutovaný s farmářem. Výsledek je shrnut do vlastního dokumentu – faremního plánu. Faremní environmentální plánování je inspirováno propracovanou metodikou mapování a hodnocení a velmi variabilními managementovými možnostmi anglických nadstavbových agro-environmentálních titulů. V ČR probíhá rozvoj metody faremního plánování od vstupu do EU. Před plánovacím obdobím 2014–2020 proběhl pokus o standardizaci metody pro vstupy do agro-environmentálních titulů. Práce nyní pokračují školením zpracovatelů i nasazením faremních plánů do cíleného managementu smilkových travníků v Krkonošském národním parku. V rámci projektu LIFE CORCONTICA provedeny detailní přípravné práce i terénní hodnocení a hospodářům byly navrženy specifické managementy financované z projektu. Klíčové pro další rozvoj faremních plánů v ČR je posílení a standardizace existujících procesů implementace environmentálních dotačních opatření.

Klíčová slova: faremní environmentální plán, agro-environmentální opatření, poradenství

Abstract Farm environment planning is an approach that tries to find a balance between farming and its impact on the environment. It is often used to implement agri-environment measures, sometimes also as a part of certification schemes. The starting phase of farm planning is learning about the farm, followed by a field evaluation and management proposal that is discussed with the farmer. The results of the whole process are summarised in a final document. Possible inspiration from abroad can include the higher level of agri-environment subsidies in England that involves a sophisticated field survey and assessment methodology along with variable management options. In the Czech Republic, the development of farm planning started after entry into the EU. Before the 2014–2020 EU planning period, there was an attempt to standardise farm planning methods for implementing agri-environment schemes. Development now continues by training of farm advisers and implementing farm planning for managing *Nardus* grasslands in the Krkonoše Mts National Park (the Krkonoše Mts / the Giant Mts). Here, detailed preparation works and field evaluations were performed in the frame of the LIFE CORCONTICA project, followed by proposals of specific management options paid from the project. Key steps for the further development of farm planning in the Czech Republic are strengthening and standardising the existing processes of implementing agro-environment subsidies.

Keywords: farm environment planning, agri-environment schemes, advisory

Úvod

Vypracování faremního plánu šetrného hospodaření je efektivní způsob, jak najít optimální soulad mezi zemědělstvím a ochranou životního prostředí. Jinak řečeno: jak zajistit, aby byl zemědělský podnik co nejšetrnější k životnímu prostředí, ale aby byla zároveň co nejméně omezena jeho ekonomika a způsob hospodaření.

Základem faremního plánu je spolupráce zemědělského podniku s odborníkem – poradcem, který dokáže rozpoznat potřeby životního prostředí a přírodních hodnot na dané farmě. Na základě provedeného průzkumu navrhne úpravu zemědělského hospodaření. Přijatelnost pro hospodáře bývá často zajištěna finanční kompenzací za omezení hospodaření v místech, kde je toto omezení pro zachování přírodních hodnot nezbytné. Z tohoto důvodu bývají faremní plány nejčastěji využívány pro optimální zacílení agro-environmentálních dotačních titulů, neboť takové nastavení bude pro hospodáře pravděpodobně dlouhodobě přijatelné.

Faremní plány navíc umožňují vhodně kombinovat různé druhy dotačních zdrojů v rámci jedné farmy. Pokud se totiž poradce podrobně zabývá hodnocením přírodních hodnot farmy, komunikací se zemědělcem a návrhy změn, nabízí se v rámci tohoto procesu využít více dostupných dotačních zdrojů (např. agro-environmentální tituly a dotační zdroje resortu životního prostředí) a navrhnout jejich uplatnění ve vzájemném souladu.

V nejužším slova smyslu je faremní plán dokument vytvořený poradcem a projednaný s hospodářem, který shrnuje údaje o životním prostředí a přírodních hodnotách na farmě, dohodnutých způsobech hospodaření, dotačních titulech a další potřebné údaje. Tento dokument pak slouží zemědělci jako ústřední manuál pro hospodaření, který mu dává jistotu, že při dodržování mantinelů daných faremním plánem může zemědělsky podnikat a zároveň být maximálně prospěšný životnímu prostředí.

Tento článek navazuje na dlouhodobou debatu vedenou v ČR, tedy zda, případně v jaké podobě, u nás zavádět metodu faremního plánování do systému implementace dotací určených k podpoře biodiverzity na zemědělské půdě. Autoři vycházejí z vlastních profesních zkušeností při rozvoji metody faremního plánování i z jejího studia v zahraničí,

především v Anglii. Článek shrnuje tyto klíčové poznatky z tuzemska i zahraničí a na základě nich navrhuje takové úpravy současného systému, které by umožnily optimalizaci environmentálních opatření na farmách.

V tomto článku se často pracuje s pojmy „agro-environmentální opatření“, „agro-environmentální tituly“ atd. Jedná se o dotační opatření v rámci Společné zemědělské politiky EU (přesněji Programu rozvoje venkova) určené k podpoře konkrétních postupů hospodaření šetrných k přírodě a životnímu prostředí. Právě jednotlivé postupy v rámci tohoto opatření se nazývají „tituly“. Ve finančním období 2007–2013 byl platný název „agro-environmentální opatření“ (zkratka AEO), v období od roku 2014 pak název „agroenvironmentálně-klimatická opatření“ (zkratka AEKO). Samotný pojem „faremní plán“ není standardizován v ČR ani obecně, jedná se pouze o vžitě označení pro tento proces. U nás se nejčastěji pracuje právě s pojmem „faremní plán“, případně „faremní environmentální plán“ nebo „plán šetrného hospodaření“.

Obecný popis metody

Přestože mohou být faremní plány využívány pro mnoho různých účelů, základní rysy jsou společné. V této části bude rozebrán základní postup tvorby faremního plánu a jeho výsledné podoby.

Příprava jakéhokoli faremního plánu vždy zahrnuje tyto po sobě jdoucí fáze:

(i) Základní seznámení se s chodem farmy a shromáždění podkladových informací. Na začátku procesu faremního plánování se poradce potřebuje zorientovat na farmě, navázat komunikaci s hospodářem, resp. managementem podniku a shromáždít veškeré podklady, které bude potřebovat pro terénní zhodnocení a návrh změn hospodaření.

(ii) Terénní zhodnocení farmy. Tato fáze faremního plánu je velmi závislá na cíli, který má faremní plán plnit. Metodika terénního hodnocení je zvolena podle zaměření faremního plánu, neboť se jedná o časově a odborně náročnou záležitost a je tedy zapotřebí detailně hodnotit pouze ty okolnosti, které budou řešeny v návrhové části (např. faremní plán prováděný za účelem protierozních opatření nehodnotí v terénu stav biodiverzity).

(iii) Návrh a přizpůsobování změn hospodaření. Návrh změn hospodaření vzniká kombinováním závěrů z obou předchozích kroků – terénního zhodnocení farmy a konzultací s hospodářem. Na základě výsledků terénního zhodnocení poradce navrhuje změny hospodaření a zjišťuje, kde se shodují zájmy hospodáře se zájmy přítomných přírodních hodnot nebo kde alespoň nejsou v rozporu.

Následné projednávání změn se může velmi lišit v závislosti na velikosti a komplexnosti farmy. Poradce může zpřesňovat návrhy a přepočítávat bilance až v několika krocích, než dospěje do konečného stavu přijatelného pro hospodáře. Může vzniknout mnoho kombinací potřeb životního prostředí a farmy a úkolem poradce je dosáhnout maximálního souladu. V situaci, kdy je změna hospodaření z environmentálního pohledu důležitá, ale je v rozporu se zájmy hospodáře, je doporučeno ustoupit od některých požadavků tohoto návrhu s nižší prioritou a/nebo hledat takové možnosti a varianty (i velmi minimalistické), které by byly pro hospodáře přijatelné. V opačném případě, kdy změna příliš důležitá není, ale hospodář je motivován k jejímu provedení, je vhodné hospodáře vždy podpořit, pomoci mu optimalizovat návrh a případně ho přizpůsobit tak, aby byl dopad na přírodu co nejpříznivější.

Komunikace návrhu s hospodářem a neustálého zpřesňování může trvat několik týdnů až měsíců. Veškeré návrhové materiály předložené v této fázi poradcem se považují za pracovní a nejsou pro hospodáře nijak závazné. V některých případech může tato fáze projednávání zahrnovat i konzultace s institucemi státní správy, zda je navržená změna hospodaření přípustná. To nastává např. v situaci, kdy je část farmy součástí zvláště chráněného území a je třeba s příslušnou institucí projednat, zda navržená změna nemůže mít negativní vliv na předmět ochrany, případně v jaké podobě by mohla být povolena. Faremní poradce by ovšem měl být schopen navrhovat takové změny hospodaření, které podporují předmět ochrany, a při takových typech konzultací být pouze prostředníkem mezi ochranou přírody a zemědělcem.

(iv) Vypracování konečného dokumentu faremního plánu. Tento krok nastává ve chvíli, kdy je ze strany poradce i hospodáře odsouhlasena konečná podoba návrhu. Funkcí konečného výstupu (na rozdíl od předchozích pracovních) je tedy přehledné zachycení její

podoby. Tento dokument – faremní plán v nejužším slova smyslu – poté slouží jako konkrétní návod pro hospodáře, co a kdy by měl na kterém pozemku dělat a čeho by se měl naopak vyvarovat. Zároveň je také jakýmsi „atlasem“ životního prostředí farmy, neboť zachycuje konkrétní přírodní hodnoty a problémová místa.

(v) Návažné kroky a poradenství. Proces tvorby faremního plánu v mnoha případech nekončí odezdáním závěrečného výstupu. Naopak je žádoucí, aby faremní environmentální poradce rozvíjel s hospodářem dlouhodobou spolupráci a asistoval mu při vlastní realizaci faremního plánu. Vypracovaný faremní plán lze tedy v tomto kontextu chápat jako první krok ke spolupráci, díky němuž poradce pozná celou farmu a navrhone základní změny hospodaření, které pak dále rozvíjí.

Příklady zavedených implementací v Anglii

Na rozdíl od ČR je v některých jiných zemích faremní plánování zavedeno jako nedílná součást určitých opatření či nástrojů. Nejčastější implementací je využití faremního plánu pro optimální vhodné využití managementových AEO titulů v rámci farmy (viz např. <http://publications.naturalengland.org.uk/category/45001>). Druhou oblastí, do níž je metoda začleněna, jsou certifikační schémata farem a jejich produktů (viz např. <http://www.conservationgrade.org/>). Oba uvedené příklady jsou velmi dobře rozpracované v Anglii. Jejich metodické nastavení tak lze dobře využít pro ilustraci a inspiraci.

Nadstavbová úroveň AEO

AEO v Anglii se dělí na dvě hlavní úrovně – základní (*Entry Level Stewardship – ELS*) a nadstavbovou (*Higher Level Stewardship – HLS*). ELS zahrnuje především horizontální, obecněji platné managementy, které nejsou cílené na vzácnější druhy či biotopy a k jejichž uplatnění na farmě není nutné odborné hodnocení. Typicky se jedná o různé varianty péče o krajinné prvky (živé ploty, solitérní stromy, příkopy aj.), výsevky a jiné úpravy na orné půdě pro obecnou podporu živočichů, ochranné pásy (*buffer strips*) apod. Výše celkové dotace na farmu v rámci ELS je limitována. Další finanční prostředky může farmář získat

pouze nadstavbovými opatřeními v rámci HLS, které již vyžadují přesnější zacílení právě formou faremního environmentálního plánu (*FEP – Farm Environment Plan*).

Vlastní metodika přípravy faremního plánu je důkladně rozpracovaná. Je však přehledná a pro zpracovatele závazná. Tím je dosaženo především efektivního sběru klíčových dat o přírodních hodnotách farmy a zároveň jednotného a transparentního přístupu k hodnocení i plánování vlastních managementů. Základním stavebním kamenem metodiky je detailní katalog prvků, které se v rámci faremního plánu zaznamenávají (Obr. 1). Katalog zahrnuje tyto skupiny: orná půda, pobřežní biotopy, prvky ohraničující pozemky, travní porosty, vřesoviště, historické krajiny, mokřady, křoviny a vyšší vegetace, prvky s dřevinami, jednotlivé druhy. Každá skupina se dělí na jednotlivé prvky, přičemž ve složitějších případech je vypracován „určovací klíč“ k jejich zařazení (např. pro jednotlivé typy travních porostů).

Stěžejní charakteristikou definovanou pro každý prvek v katalogu je tzv. posouzení stavu (*condition assessment*). To je prováděno na základě seznamu jasně vyhodnotitelných kritérií specifických pro každý prvek. Podle počtu splněných/nesplněných kritérií je následně stanoven výsledný parametr (A – vše splněno, B – kritérium nesplněno atd.). V záznamové tabulce k faremnímu plánu se následně uvádějí čísla (kódy) nesplněných kritérií, takže výsledná informace o stavu daného prvku je poměrně přesná a samotný záznam neobsáhlý a nenáročný. Hlavní efekt faremního plánování je pochopitelně umožněn díky široké nabídce managementových titulů, které jsou navázány na kategorie mapovaných prvků. Katalog obsahuje pro každý prvek doporučení pro management, a to v závislosti na konkrétním vyhodnoceném stavu. Nabídka managementových titulů obsahuje různé úrovně variability. Pro většinu prvků, u nichž je to relevantní (většinou různé biotopy), existují managementové varianty „údržba“ (*maintenance*), „obnova“ (*restoration*) a „vytvoření“ (*creation*). Další variabilita je přidána prostřednictvím tzv. doplatek (*supplement*). To jsou části managementu, které nemají smysl samy o sobě, ale pouze jako doplněk hlavního managementu (např. zvláštní management invazních druhů jako doplněk péče o biotop). Doplnky mají rovněž svou dotační sazbu a je stanoveno, s kterými managementovými tituly jsou kombinovatelné. Nejjemnější složka variability opatření je pak

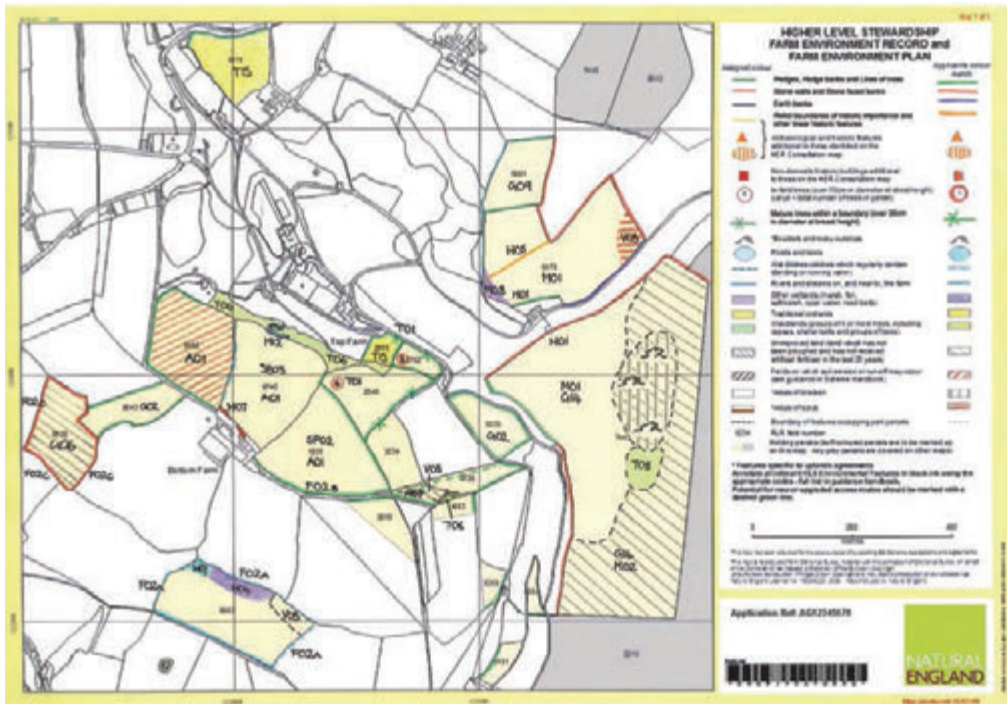
v rukou samotného zpracovatele, který má možnost upravit předem definované parametry managementu v rámci určitých rozmezí (např. různé termíny, zatížení atd.), které nemají zásadní vliv na náročnost a tedy na platbu, ale pro konkrétní biotop jsou důležité.

Systém nadstavbových opatření v Anglii má v sobě začleněnou i fázi návazných kroků s možností úprav managementu. Pro plochy s nadstavbovým managementem jsou ve faremním plánu popsány „indikátory úspěchu“ (*indicators of success*), které ukazují, zda má zvolený management očekávaný dopad na daný předmět ochrany. Tyto indikátory se vyhodnocují při pravidelných návštěvách odborného poradce na farmě (většinou 1× ročně) a v případě potřeby je možné provést menší změny managementu.

Certifikační schémata

Certifikační schémata jsou jakési „značky environmentální kvality“, které mají zákazníkovi či odběrateli zaručit, že daný faremní producent splňuje určitou úroveň šetrnosti k životnímu prostředí. Faremní certifikační schémata s tematikou životního prostředí či přímo biodiverzity jsou většinou definována na národní úrovni a jen v Anglii/Velké Británii jich existuje několik. Faremní plány v tomto případě plní poněkud jinou roli než při optimalizaci managementových titulů AEO na farmě. Garance stanovené úrovně environmentální šetrnosti je postavena na sadě konkrétních managementových podmínek, které musí být danou farmou splněny. Některé podmínky pak mohou mít variantní podobu (výběr jedné z několika ekvivalentních možností), případně existují i managementové podmínky čistě dobrovolné. Všechny tyto podmínky mohou být cíleny např. na ochranu existujících krajinných prvků či jejich konkrétní management, tvorbu různých ochranných pásů, poskytování základních potřeb pro volně žijící živočichy (potravní nabídky, možnosti hnízdění) aj. Principem faremního plánu potom je pro každou z relevantních podmínek specifikovat její konkrétní umístění a dílčí parametry.

První ze dvou certifikačních schémat, na nichž ilustrujeme použití faremního plánu, je značka LEAF (*Linking Environment And Farming*). Jedná se o plošné, často využívané schéma s relativně významným podílem na trhu (potraviny s touto značkou jsou běžně dostupné v supermarketech apod.).



Obr. 1. Mapový záznam opatření ve faremním plánu, jak jej používá organizace Natural England (Velká Británie).

Fig. 1. Map scheme of measures in Farm Environment Plan composed by Natural England organisation (Great Britain).

Faremní plán je jedním z povinných bodů (*Critical Failure Point*) a má část auditovou (*Whole Farm Conservation Audit*), která zachycuje všechny definované prvky mající vztah k biodiverzitě: území s jakýmkoli statusem ochrany, útvary povrchových vod, přírodní a polo-přírodní biotopy (cenné travní porosty, mokřady aj.), krajinné prvky, výskytu významných druhů. Druhou částí je pak vlastní faremní plán (*Whole Farm Conservation Plan*), který pro všechny prvky zmapované v rámci auditu specifikuje managementové opatření – konkrétní povinné či volitelné podmínky požadované certifikačním schématem.

Příkladem podmínek takto specifikovaných prostřednictvím faremního plánu mohou být např.: omezení frekvence a termínů údržby krajinných prvků (přikopy, liniové hraniční prvky – seč a zástřih mimo hnízdní období, údržba jednou za 2–3 roky, u přikopů seč pouze jedné strany v daném roce), 2 m široké ochranné pásy kolem polí (bez hnojiv a pesticidů, se stanovenou frekvencí seče), pro každý z prvků alespoň jedno konkrétní opatření tzv. „velké trojice“ (*Big 3*) pro ptáky zemědělské krajiny (poskytnutí

hnízdního stanoviště, jarní potravní nabídka – hmyzu a zimní potravní nabídka – semen).

Druhým schématem využívajícím faremní plán je *Conservation Grade*. Jedná se o náročnější, ambiciózní schéma postavené na povinnosti vyčlenit 10 % farmy pro managementy/stanoviště na podporu biodiverzity. Tyto plochy jsou definovány jako: (i) pylové a nektarové směsi (4 %) – z toho minimálně 1,5 % květnatých travních porostů (existujících či vytvořených), maximálně 2,5 % výsevků plodinových směsí, (ii) potravní výsevky pro volně žijící ptačtvo (2 %), (iii) trsnaté a jemnostébelné travnaté stanoviště (2 %) – z toho trsnaté (zejm. pro podporu hnízdění ptáků) min. 0,5 %, jemnostébelné zejm. pro bezobratlé, drobné savce apod., (iv) ostatní biotopy (2 %) – alespoň 2 z nabídky: mokřady, tůňe, různé krajinné prvky apod. Kromě těchto hlavních podmínek existují doplňkové managementové požadavky především pro péči o krajinné prvky a ochranné pásy kolem vodních útvarů.

Faremní plán (*Conservation Grade Farm Environment Plan*) je povinnou podmínkou certifikace

a specifikuje konkrétní podobu výše uvedených podmínek (umístění a rozměry konkrétních požadovaných biotopů, typ osevní směsi, údržbu vytvořených biotopů apod.).

Vývoj metody faremního plánování v ČR

Úvodní fázi vývoje faremního environmentálního plánování u nás lze zařadit do období krátce po vstupu do EU (cca 2005–2008). V této době se začíná intenzivněji rozvíjet činnost neziskových organizací zaměřujících svou pozornost na problematiku vlivu zemědělství na biodiverzitu či životní prostředí obecně. Motivací pro vývoj této metody byla jednak zahraniční inspirace, jednak snaha o vhodnější využívání managementových opatření. Dalším důvodem byla snaha o efektivnější individuální komunikaci a osvětu jednotlivých hospodářů, neboť nástroje ochrany biodiverzity na zemědělské půdě (především AEO tituly) byly vnímány jako příliš plošné, nezacílené a ve výsledku i samotnými hospodáři nesprávně chápány.

První etapa vývoje byla vedena snahou o metodické nastavení přípravy faremních plánů, tj. jak konkrétně sbírat a zaznamenávat údaje o biodiverzitě řešených farem a jak uspořádat konečný výstup (vlastní faremní plán). Charakteristikou metody sběru dat v tomto období je relativně vyšší ambicióznost v podobě nezávislého posuzování všech pozemků farmy více specialisty (typicky botanik, entomolog, ornitolog), na druhou stranu však nedochází k podrobnému kvantitativnímu sběru dat (fytoecologické snímky, kompletní druhové seznamy na pozemku apod.). Návrhová část faremních plánů se nepodřizovala žádnému z konkrétních dostupných nástrojů (dotační tituly apod.), naopak doporučovala managementy nezávisle a zcela specificky vzhledem k tomu, co bylo identifikováno terénním průzkumem. Smyslem tohoto pojetí bylo i modelové ověření, nakolik existující nástroje vůbec korespondují s tím, co se na farmách jeví jako žádoucí opatření. Faremní plány byly většinou zařazeny jako součást tematických projektů cílených na určitá území či sektory a byly realizovány v počtu cca 2–6 na projekt (např. projekty Blanský les in NATURA: 2005–2006, Zdravá krajina: 2006–2008, oba nositel DAPHNE ČR, projekt Ekozemědělci přírodě, nositel Bioinstitut apod.). Konkrétní realizace managementů vzešlých z faremních plánů byly zcela

minimální, neboť především AEO závazky již běžící na farmách umožňovaly pouze okrajové a nevýznamné změny managementu, jako např. dojednání výjimky ohledně seče trvalých travních porostů (posun termínu, neposečení části bloku aj.).

Druhá fáze vývoje byla úzce provázána s přípravou nového dotačního období EU (2013+) a probíhala cca od roku 2009. Faremní plán byl jedním z uvažovaných nástrojů pro podporu lepšího využití nových AEO titulů a také pro zvýšení povědomí hospodářů o tom, čemu vlastně pomáhají konkrétní managementy (zejména nadstavbové) a proč jsou na dané pozemky navrhovány.

Pro umožnění plošnějšího nasazování faremních plánů bylo nezbytné především zefektivnit terénní hodnocení tak, aby bylo možné posoudit potřeby rostlinných společenstev i živočišných druhů jednou osobou. Další potřeba směřovala ke zjednodušení a standardizaci osnovy konečného dokumentu. Osnova dokumentu musí minimalizovat nároky na tvorbu textu zpracovatelem plánu a naopak jednoduše a přehledně prezentovat zjištěné přírodní hodnoty a navržená opatření. Vzhledem k zacílení především na AEO měly být tyto dotační tituly dominantní složkou managementových návrhů, úpravy jiného charakteru měly s AEO bezprostředně souviset (např. úpravy hranic půdních bloků). Záměrem této fáze bylo cílit faremní plány pouze do ZCHÚ.

V rámci příprav bylo financováno vytvoření následujících výstupů: (i) šablona dokumentu faremního plánu, (ii) draft metodiky pro zpracovatele, (iii) zpracování 12 modelových faremních plánů v různých ZCHÚ v ČR (vše v r. 2011), (iv) vzdělávací publikace pro zpracovatele (přírodní hodnoty na farmách a jejich potřeby, zemědělské minimum), (v) osnova školení zpracovatelů. Paralelně s touto přípravou byla řešena otázka kombinovatelnosti AEO titulů s dotačními možnostmi resortu MŽP s tím, že po vyjasnění této kombinovatelnosti mohou být dotační možnosti MŽP plošněji využívány k doplňování AEO titulů. Vývoj faremních plánů v této fázi byl čistě metodický a modelový (tj. nebyl cílený na vlastní realizaci), nicméně poskytl dobré základy pro plošnější zapojování dalších zpracovatelů a farem do celého procesu. Metoda faremního plánování však nakonec nebyla do procesu vstupu do agro-environmentálních titulů implementována a zůstala nadále na zcela dobrovolné bázi. Důvodem pro nezačlenění faremních

plánů do systému byla celková nepřipravenost této metody pro plošné uplatnění, zejména z hlediska zajištění lidských kapacit pro zpracování faremních plánů.

V současné fázi, započaté cca v letech 2013–2014, sledujeme dva hlavní vývojové směry, většinou opět vázané na konkrétní projekty. Realizační směr se orientuje na cílené managementy na farmách v uceleném území – konkrétně v Krkonošském národním parku – a je detailně rozebrán v následující kapitole. Druhý směr více navazuje na předchozí metodický vývoj. Zaškoluje nové osoby do metodiky, které pak zároveň vede ke zpracování plánů pro farmy vstupující do AEO, čímž je naplňován původně zamýšlený smysl standardizované a připravené metodiky. Rovněž je takto ověřována přidaná hodnota individuálního přístupu k farmě při současném nastavení dotačních opatření.

Zavádění plánů šetrného hospodaření v Krkonoších

Plány šetrného hospodaření (PŠH) v Krkonoších odstartovaly s projektem „Plány šetrného hospodaření pro obce a zemědělce v NP Šumava a KRNAP“, který realizovala nezisková organizace DAPHNE – Institut aplikované ekologie mezi lety 2010 a 2012. Finanční podporu projektu poskytly SFŽP ČR a MŽP ČR. Mezi hlavní cíle projektu patřilo zejména zvýšit informovanost cílových skupin o možnostech PŠH a zpracovat pilotní PŠH pro vybrané farmy a ve vybraných katastrálních územích.

I druhou kapitolu PŠH v Krkonoších píše opět DAPHNE, tentokrát ovšem v rámci projektu LIFE CORCONTICA, jehož pozornost byla v rámci PŠH soustředěna na prioritní stanoviště 6 230* – druhově bohaté smilkové louky na silikátových podložích v horských oblastech. V Krkonoších se smilkové trávníky nalézají na více než 1 000 ha, přičemž předmětem ochrany v evropsky významné lokalitě (EVL) Krkonoše je zhruba 873 ha, po EVL Šumava druhá největší rozloha smilkových trávníků v České republice.

Nejdříve bylo nutné provést analýzu rozšíření stanoviště na jednotlivých farmách. Jako podkladové materiály pro analýzu posloužila veřejně přístupná data o dílech půdních bloků (DPB) v jednotlivých katastrálních územích v EVL Krkonoše (z registru

půdních bloků LPIS), aktuální vrstva mapování biotopů (VMB) a nálezořáda databáze ochrany přírody (NDOP) poskytnuté Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR. Z VMB byly nejdříve extrahovány záznamy o výskytu biotopů T2.1 (subalpínské smilkové trávníky), T2.2 (horské smilkové trávníky s alpínskými druhy), T2.3B (podhorské až horské smilkové trávníky bez jalovce) a ploch s mozaikami těchto biotopů, tedy biotopy národní klasifikace zahrnuté do stanoviště 6230 soustavy Natura 2000 (viz přílohu č. 1 směrnice 92/43/EHS o stanovištích). Překryvem vrstvy DPB a extrahované VMB vznikla nová vrstva nesoucí informace o přítomnosti stanoviště 6 230* na farmách a zároveň o uživateli DPB, jejichž identita byla dohledána prostřednictvím registračního čísla v LPIS. Nakonec jsme pro všechny vybrané plochy dohledali aktuální a relevantní záznamy o pozorování ochrannářsky významných druhů rostlin a živočichů.

Z analýzy překryvu prioritního stanoviště a DPB vyplynulo, že v Krkonoších hospodaří na smilkových trávnících celkem 110 zemědělských subjektů, avšak na většině farem představuje toto stanoviště pouze malé zbytky rozdrobené na jednotlivých půdních blocích. Naším cílem proto bylo nalézt hospodáře, na jejichž pozemcích se nalézají rozsáhlejší smilkové trávníky, abychom mohli prostřednictvím PŠH efektivně dopomoci ke zlepšení jejich stavu. Nakonec bylo takto vybráno 19 farem s největší rozlohou stanoviště 6 230*, které dohromady zahrnovaly více než 206,69 ha smilkových luk. Tato plocha byla následně rozložena mezi 468 segmentů, které se nacházely na 193 DPB. Z těchto segmentů pochází 368 pozorování 25 rostlinných a 4 živočišných zákonem chráněných či v červených seznamech ČR uváděných taxonů.

Každá z 19 farem byla následně oslovena s nabídkou bezplatného zpracování PŠH pro jejich farmy a možnosti další spolupráce ve formě financování aktivit navržených v PŠH. Z 19 oslovených nabídku nakonec přijala necelá polovina, tedy 9 hospodářů. Mezi důvody zmiňovanými při odmítnutí této nabídky figurovala touha „*dělat si věci po svém a nenechat si do nich mluvit*“, vyšší věk některých hospodářů a nejistota dalších sezon, prostý nedostatek času či marginální rozloha smilkových luk z pohledu celé farmy.

Základem PŠH bylo terénní hodnocení všech smilkových trávníků na farmě. Každý segment byl navštíven minimálně jedním pracovníkem po své

delší straně, přičemž byly vyhledávány diagnostické druhy stanoviště 6 230*, zaznamenávána přítomnost zvláště chráněných druhů rostlin a zjišťování význační zástupci živočichů (chrástal polní, plazi, motýli, rovnokřídli a někteří brouci). Dále proběhlo hodnocení sedmi semikvantitativních proměnných na pětistupňové škále, které indikují různé charakteristiky prostředí. Jednalo se o stanovištní heterogenitu, heterogenitu vegetace, potravní nabídku pro hmyz, potravní nabídku pro ptáky, prostorovou a časovou heterogenitu managementu a vyrovnanost vegetace. Stanovištní heterogenita vyjadřovala především zastoupení drnů, širokolistých rostlin, holé půdy, kamenů, zidek, mokřadů, solitérů či rozptýlených dřevin přímo v louce. Heterogenita vegetace byla posuzována podle zastoupení typů stanovišť (smilkové louky, ovsíkové a trojštětové louky, pcháčové louky, rašeliniště). Potravní nabídku pro motýly a další skupiny hmyzu představovalo zastoupení kvetoucích dvouděložných rostlin v louce, významně ji na sledovaných loukách zvyšovaly například starčky nebo pcháče. Potravní nabídka pro ptáky se odvíjela od nabídky pro hmyz, ale byla zohledněna i přítomnost bobulovitých dřevin v okolí. Časová heterogenita managementu vyjadřovala rozdělení seče či pastvy do více fází. U prostorové heterogenity jsme se soustředili na okolí segmentu, přítomnost liniových prvků jako kamenné snosy, cesty, meze, stromořadí nebo solitérní dřeviny a na velikost louky. A konečně vyrovnanost vegetace znamenala rozložení prioritního stanoviště na segmentu

a distribuci diagnostických a ohrožených druhů rostlin v prostoru (např. pokud bylo prioritní stanoviště 6 230* s cílovými druhy na celém segmentu, byla hodnota vyrovnanosti 1).

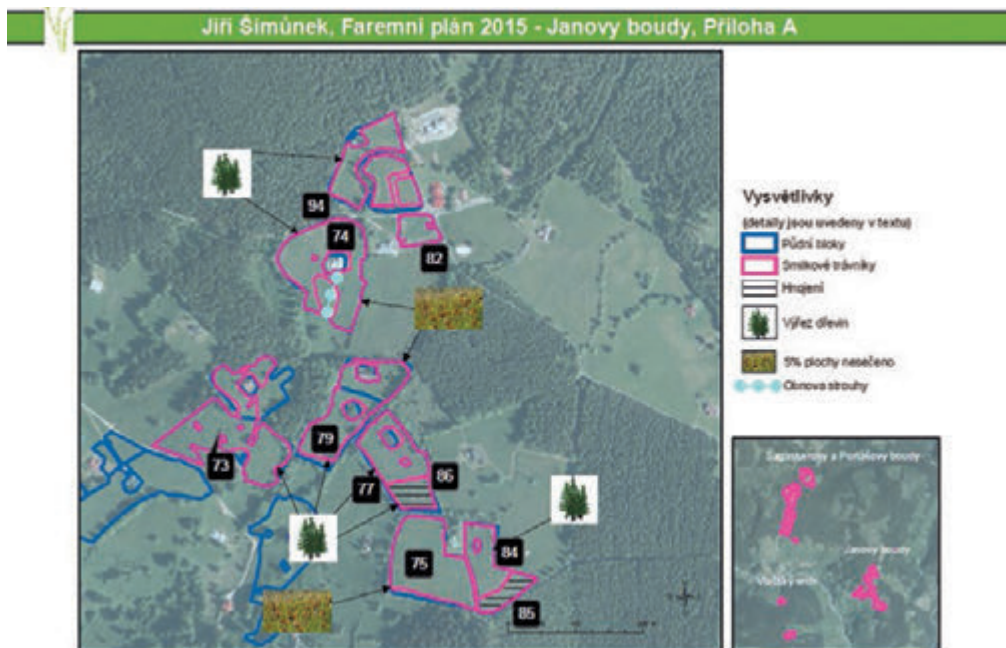
Hodnocené segmenty prioritního stanoviště si vedly nejlépe v prostorové heterogenitě managementu (Tab. 1), což odpovídá tomu, že se často jednalo o malé kousky zachovalých lučních porostů, které vytváří pestrou mozaiku s hojně v Krkonoších dochovanými kamennými snosy i doprovodnými dřevinami. Naopak časová heterogenita managementu se ukázala největší slabinou, neboť prakticky všechny louky jsou sklizeny najednou bez ponechaných nesečených pásů nebo částí nedopasků. Ve velmi krátké době tak mizí většina biomasy a s ní potrava či útočiště pro luční živočichy.

Výstupem analýz dat z dostupných databází i z terénního šetření pak byly vlastní PŠH. Na prvních stránkách je hospodář seznámen s poznatky, které se o jeho podniku podařilo nashromáždit. Mezi nimi figurují záznamy o nálezech zajímavých rostlin, živočichů i stanovišť, příčinách jejich ohrožení a možnostech aktivní ochrany. Informován je také o překryvu se zvláště chráněnými územími nebo předměty ochrany a s tím souvisejícími podmínkami hospodaření. Dále následuje návrh nastavbových AEO titulů pro jednotlivé DPB, který by byl vhodný pro zjištěné přírodní hodnoty a zároveň vyhovoval chodu farmy. Hospodáři předkládáme i očekávaný počet užívaných dobytčích jednotek za navržených podmínek AEO.

Tab. 1. Shrnutí semikvantitativních proměnných popisujících stav obhospodařovaných travních porostů na farmách v Krkonoších. Proměnné byly hodnoceny na stupnici 1–5, přičemž, podobně jako ve škole, hodnota 1 znamená nejlepší stav a hodnota 5 nejhorší.

Tab. 1. Summary of semi-quantitative variables describing condition of managed grasslands on farms in the Krkonoše Mts. Variables were recorded on a 1–5 scale (1 being the best, 5 the worst).

	Stanovištní heterogenita / Habitat heterogeneity	Heterogenita vegetace / Vegetation heterogeneity	Potravní nabídka hmyz / Food for insect	Potravní nabídka ptáci / Food for birds	Prostorová heterogenita hospodaření / Spatial heterogeneity of management	Časová heterogenita hospodaření / Temporal heterogeneity of management	Vyrovnanost vegetace / Equitability of vegetation
Celkový průměr / Total average	3,55	3,7	3,39	3,74	2,92	4,34	3,59



Obr. 2. Příklad schematického mapového záznamu plánu šetrného hospodáření pro krkonošského hospodáře.

Fig. 2. Example of schematic map of Environment Farm Plan for a farmer in the Krkonoše Mts.

Dalším krokem bylo naplánovat činnosti, které by pomohly udržet nebo zlepšit stav předmětného prioritního stanoviště na každém segmentu (Obr. 2), přičemž by jejich realizace byla financována z projektu LIFE CORCONTICA. Nakonec výběrem prošlo 13 aktivit:

(i) Vyhrabávání: mechanické odstranění nerozložené stařiny a mechorostů. Provádí se v jarním období pomocí bran či jiné technologie, nezbytný je odvoz vyhrabané hmoty. Tato činnost má za cíl odstranit zplstnatělou stařinu a nežádoucí mechorosty, rozrušit drn a zlepšit dostupnost živin a vzduchu pro vegetaci.

(ii) Vlácení: mechanické rozrušení zapojeného drnu a vrstvy stařiny. Vlácí se v jarním období pomocí bran. Činnost má za cíl zlepšit dostupnost živin a vzduchu pro vegetaci. Zároveň dochází ke zmlazení porostu a uvolnění prostoru pro klíčení semen dvouděložných rostlin.

(iii) Vápnění: rovnoměrné rozhození mletého dolomitického vápence (50 kg/ha) v jarním období. Dodání dvou zásadních minerálních prvků (vápník a hořčík) má za cíl zlepšit stanovištní podmínky a tím i druhovou skladbu porostu (zvýšení podílu dvouděložných rostlin).

(iv) Hnojení: rovnoměrné rozmetání statkového hnojiva pomocí rozmetadla (5–10 t kompostovaného hnoje/ha) v podzimním období. Dodání živin zlepšuje půdní podmínky, zvyšuje retenční schopnost půdy i druhovou skladbu porostu (zvýšení podílu dvouděložných rostlin).

(v) Pročištění struh: vykopání nové strouhy o průřezu 20 × 20 cm ručně nebo pomocí lehké mechanizace nebo ruční prohrnutí stávající strouhy. Vykopaný materiál je rozprostřen po louce. Ze struh je dle potřeby vyhrnut jemný sediment, z okrajů případně vyřezáno borůvčí. Odvodnění usnadní obhospodářování pozemku a zlepši stanovištní podmínky pro smilkové louky.

(vi) Výřez náletu: vyřezání plochy náletu dřevin s ponecháním solitérů listnáčů, odstranění vyřezané hmoty mimo louku. Cílem opatření je obnova nebo rozšíření lučních porostů.

(vii) Výřez solitérů: pokácení větších stromů příslušných objemů, většinou jehličnanů, jejich rozřezání a odklizení mimo louku. Jehličnany zastihují a svým opadem okyselují luční porost. Jejich odstraněním dojde ke zlepšení stanovištních podmínek a složení vegetace.

(viii) Vyvětvení: ořezání větví stromů do výšky 3 m ve směru do louky. Suky jsou zatírány voskem nebo hnědým nátěrem. Opatření má za cíl usnadnit obhospodařování a zároveň omezit negativní vliv jehličnanů na luční porost.

(ix) Potlačení lupiny: posečení invazivní rostliny (lupina mnoholistá – *Lupinus polyphyllus*) 2× nad každoroční běžnou seč s vyhrabáním a odklizením hmoty.

(x) Potlačování šťovíku: postřik herbicidem, případně seč 3× nad každoroční běžnou seč (s vyhrabáním a odklizením). Cílem aktivity je potlačení expanzivního šťovíku tupolistého (*Rumex obtusifolius*) nebo invazivního šťovíku alpského (*Rumex alpinus*).

(xi) Posečení neobhospodařované plochy: 1× ročně posečení a vyhrabání plochy mimo půdní blok, křovinořezem či ručně vedenou sekačkou. V nesečených prostorech dochází ke kumulaci stařiny a expandují odtud nežádoucí druhy rostlin.

(xii) Odstranění borůvky: odstranění jejích keřů. Expanze borůvky vytlačuje stanoviště druhově bohaté smilkové louky.

(xiii) Dočasné ponechání neposečených částí: vynechání 5–10 % plochy ze seče do příští seče (následující rok), primárně v květnatých, druhově bohatých částech. Nesečené plochy se musí každý rok měnit. Cílem opatření je zajistit zdroj potravy, úkryt a prostor pro nerušený vývoj bezobratlým živočichům.

Přístup hospodářů k jednotlivým navrženým opatřením se lišil v závislosti na jejich zaměření, používaných strojích, dosavadních zkušenostech či dostatku časových a pracovních kapacit. Velkým omezením se ukázala vlastnická struktura pozemků, kdy sami hospodáři např. vlastní pouze malou část pozemků a zbylé si pronajímají. Z tohoto důvodu pak bylo nutné získat souhlas desítek vlastníků k výřezu dřevin či obnově struh místo souhlasu jednoho hospodáře. To s sebou přirozeně nese vyšší nároky na administrativu a tedy méně času na samotnou realizaci, o marně vynaložených kapacitách při negativních stanoviscích některých vlastníků ani nemluvě. Celou situaci ještě stěžovala nízká informovanost veřejnosti o některých aspektech ochrany lučních ekosystémů (význam nesečených pásů nebo hnojení, negativní vliv mulčování).

Činnosti vázané na speciální vybavení, jako luční brány či rozmetadlo hnoje, zase narážely na jejich nedostatek v oblasti a velké vyčerpání během poměrně krátkého vhodného období. Případná porucha

mohla znamenat i odložení celé realizace na další sezonu. Rovněž bylo nutné respektovat technické limity současných strojů ve vztahu k náročnému terénu, a to především z pohledu svažitosti a bultovitosti. Například současná několikátunová rozmetadla mají velká omezení, co se sklonitosti svahu týče a na příliš svažitých pozemcích jimi nebylo možné provádět hnojení. Nejednou se potřeby přírodních hodnot dostaly také do konfliktu s podmínkami různých zemědělských dotací. Typickým příkladem mohou být nesečené pásy na některých AEO titulech (ochrana chrástala polního) nebo tam, kde žádný AEO titul není uplatňován a zemědělec pobírá jen platbu SAPS.

Možnosti systémové implementace faremních plánů v ČR

Otázku systémového zavedení faremních plánů v ČR nelze vyřešit pouhým převzetím některého ze zahraničních modelů. Systém přiřazování AEO titulů na konkrétní pozemky je u nás totiž dlouhodobě zaběhlý a již zčásti naplňuje podstatu některých fází faremního plánování.

Za přiřazování AEO titulů (a jejich dílčích managementů) na jednotlivé pozemky zodpovídá orgán ochrany přírody, a to vždy v jím spravovaném území (např. konkrétní CHKO). Za tímto účelem je ve veřejném registru půdy LPIS zřízena vrstva ENVIRO, která umožňuje kompletní správu tohoto procesu od prvotního návrhu dotačního titulu až po finální schválení a generování žádosti o dotaci.

Orgány ochrany přírody navrhují dotační tituly na základě dostupných dat a místních znalostí o druzích a biotopech. Ověření a zpřesnění aktuálního stavu v terénu nebývá standardní součástí tohoto procesu, přesto tento postup z větší části naplňuje podstatu terénní fáze faremního plánu.

Komunikace s hospodářem a optimalizace navržených titulů není v ČR nijak standardizována, metodicky je podpořena pouze částečně. Samotný princip nastavování titulů však mnohde vyústil právě do podoby komunikačních a optimalizačních procesů.

Klíčovou otázkou tedy je, jak rozvíjet současný systém, aby byly zajištěny všechny žádoucí principy faremního plánování. Do toho rovněž spadá i problematika kompetencí, tedy kdo bude jednotlivé části faremního plánu vykonávat a zda vůbec

bude zaveden v zahraničí obvyklý model externích faremních poradců. Pro naplnění principů faremního plánování v ČR považujeme za klíčové lépe definovat a standardizovat procesy vedoucí k vymezování titulů na farmách, a to jak po stránce časového rozvržení jednotlivých kroků, tak po stránce obsahové.

Časový aspekt znamená de facto vytvoření harmonogramu termínů, do nichž mají jednotlivé části procesu proběhnout. Tento postup je v zahraničí velmi osvědčený a začíná obvykle nezávislou registrací zemědělce. Registraci zemědělec projevuje zájem nechat si na pozemky navrhnout AEO tituly (většinou ekvivalent našich nadstaveb) a celý proces faremního plánování je tím spuštěn. Termín registrace musí být nastaven tak, aby zůstala ještě část vegetační sezony k následnému terénnímu hodnocení. Celý harmonogram od nezávislé registrace až po žádost o dotaci může mít tudíž rozpětí cca 0,5–1 rok a měl by zahrnovat zhruba tyto kroky:

(i) Nezávislá registrace zemědělce – první polovina roku.

(ii) Terénní hodnocení a návrhy na zaregistrovaných farmách – prostor min. 2–3 měsíce, nejpozději do září/října.

(iii) Zanesení do systému, kontroly (audity) a dokončování návrhů – cca do začátku následujícího roku.

(iv) Rezerva před podáním žádosti (možnost dílčích úprav, plánování sezony zemědělcem atd.).

Harmonogram se tedy skládá z několika kroků o rozpětí 2–4 měsíce, které zaručují, že každá podstatná část faremního plánování dostane přiměřený prostor. Konkrétní termíny jsou otázkou diskuse. Je však zřejmé, že terénní hodnocení i zpracování návrhů vyžadují vyhrazení časových kapacit v předstihu před podáním žádosti a vše probíhá v návaznosti na deklarovaný zájem zemědělce.

Výše naznačené kroky potřebují rovněž standardizaci po stránce obsahové, a to včetně prvků, které zaručují příslušnou úroveň komunikace se zemědělcem. Osvědčenou inspirací ze zahraničí může být např. povinnost kontaktovat zaregistrovaného zemědělce ve stanovené lhůtě, domluvit termín terénní návštěvy a toto jednoduchým způsobem doložit. Pro vlastní terénní práci bývá (např. v Rakousku) zakotveno právo zemědělce účastnit se terénních pochůzek, čímž se seznamuje se způsobem hodnocení pozemku a zároveň je tím umožněna konzultace managementu

přímo na místě. Právo zemědělce bývá rovněž ošetřeno závěrečným podpisem záznamu z návštěvy, čímž se nepotvrzuje věcný souhlas s managementy, nýbrž to, že hodnocení a představení návrhů proběhlo ve správné podobě a zemědělec je s výsledky seznámen.

Z odborného hlediska může být vhodné standardizovat způsob zaznamenávání informací v terénu, resp. způsob, jakým budou poznatky vkládány do vrstvy s vymezením titulů na farmách (zda včetně např. druhových seznamů či fotodokumentace v případě cennějších pozemků). Tím bude umožněna kontrola správného přiřazení managementu.

Ze zahraničních zkušeností je rovněž zřejmé, že je nezbytné zabývat se také personálními kapacitami. I přes regulaci činnosti prostřednictvím definovaných kroků a termínů bývá množství práce velmi nárazové. V klíčových měsících vymezených pro terénní práce, návrhy a jejich kontroly mívají příslušní odborníci plně vytiženou kapacitu a pro tato období jsou tedy zapotřebí další pracovní síly nad rámec běžné agendy. Ke stanovení konkrétní potřeby personálních kapacit slouží i registrace zemědělců, která definuje objem práce pro příslušnou sezónu. K posílení kapacit je možné uvažovat využití externistů, kteří mohou pro daný orgán ochrany přírody zajistit dílčí práce, např. právě terénní hodnocení.

Standardizace nastavení výše uvedených procesů a kapacit zakládá prostor pro další zvýšení variability agro-environmentálních managementů, a to zejména směrem k vyššímu finančnímu ohodnocení komplexnosti, mozaikovitosti a náročnosti nastaveného hospodaření. V zahraničních systémech se za tímto účelem často objevuje např. vyšší dotační sazba za obtížnou obhospodařovatelnost (zejména na základě svažitosti), za malé či velmi členité pozemky nebo za větší dojezdovou vzdálenost, příplatky za likvidaci konkrétních druhů invazních rostlin apod.

Tento bod má přímou návaznost na obecnější využití faremních plánů, a sice na integraci více různých dotačních titulů v rámci jedné farmy. I v tomto případě se jedná o ověřený trend, kdy např. faremní plán pro nadstavbovou úroveň anglických AEO (HLS) fakticky nepracuje pouze s AEO managementy, ale také s environmentálně zacílenými platbami z jiných zdrojů (neproduktivní investice, leso-envi apod.). V optimálním případě jsou vstupní procesy těchto zdrojů

sladěny, tj. podávají se ve stejný termín na jedno místo prostřednictvím souhrnné žádosti apod. V ČR se pro tyto případy nabízí již částečně využívané kombinování titulů AEO s managementy v rámci Programu péče o krajinu (PPK), a to včetně kombinování obou zdrojů na jedné ploše. Je však nezbytné mít definován způsob kombinovatelnosti jednotlivých operací, zejména proto, že některé operace dostupné v PPK mohou již být součástí konkrétního titulu AEO, a tudíž není možné je na daném pozemku uplatnit, nebo pouze se sníženou sazbou.

Ať již bude princip faremního plánování uplatňován v užším slova smyslu v rámci implementace AEO, nebo jako „nekodifikovaný“ individuální způsob práce se zemědělci, je v každém případě žádoucí rozšiřovat a sdílet know-how, které se k této činnosti váže. Jde nejen o znalosti přírodních hodnot na zemědělské půdě, jejich hodnocení a navrhování péče o ně, ale rovněž o znalosti konkrétních dotačních titulů a jejich podmínek. V neposlední řadě se jedná také o základní orientaci v aktuálních způsobech zemědělského hospodaření a jejich ekonomice, což představuje základní mantinely pro realistické uplatnění různých managementů. Velmi žádoucí se jeví sdílení příkladů dobré praxe, které ukazují, jak byly různé dotační managementy využity pro péči o konkrétní předměty ochrany, zejména pokud jde o komplexnější nastavení cílené např. na živočišné druhy.

Výše popsané znalosti jsou u nás postupně získávány, systematicky uchopeny však příliš nejsou. Cílovou skupinou pro zvyšování kvalifikace by měli být jak příslušní pracovníci orgánů ochrany přírody, tak praktičtí odborníci z oblasti ochrany přírody a zemědělského poradenství, kteří mohou rovněž přispívat k optimalizaci nastavení hospodaření na farmách.

Z dlouhodobého hlediska může být vhodnou nadstavbou faremních plánů rozvoj jejich osvětového potenciálu. V zahraničí není tato záležitost vždy systematicky uchopena, resp. osvěta nebývá významnou, ani povinnou součástí procesu, spoléhá se především na kontakt terénního hodnotitele s hospodářem. Situace, kdy je zpracovatel návrhu v přímém kontaktu s hospodářem a komunikuje s ním v terénu o péči o konkrétní přírodní hodnoty, však nabízí příležitost tuto část procesu zužitkovat k cílené osvětě. Jednou

z možností je mít připraveny informační materiály znázorňující ekologii a managementové potřeby přírodních hodnot v území, které se stanou (po případných úpravách dle poznatků na konkrétní farmě) součástí výsledného dokumentu s návrhem hospodaření (faremního plánu). Zajímavým osvětovým prvkem je rovněž přiřazování různých indikátorů k managementu, na jejichž základě může zemědělec i zpracovatel faremního plánu posuzovat dopad zvoleného managementu.

Závěr

Pro celkové úvahy o rozvoji faremního plánování u nás je vhodné posunout vnímání faremního plánu z jednorázového procesu (určeného k jednorázovému nastavení dotačních titulů) ke kontinuální aktivitě. Přes veškeré snahy o efektivitu je investice úsilí do hodnocení a návrhu relativně náročná a většinou nelze všechny vhodné změny na farmě zavést jednorázově. Rovněž se ukazuje jako vhodné dlouhodobě sledovat nastavený management a dle potřeby jej dále upravovat (opět v rámci předem definovaných procesů). Terénní hodnocení farmy a návrh hospodaření se tak stává spíše jakýmsi výchozím bodem, kdy je farma důkladně poznána, je navázána základní spolupráce s hospodářem a toto vše je v průběhu času dále zužitkováváno. Konkrétní inspirací mohou být rovněž některé zahraniční implementace (zmiňované nadstavbové úrovně HLS v Anglii), kdy jsou do dalších let zavedeny pravidelné návštěvy na farmě, vyhodnocování dopadů managementů a jejich případné dílčí úpravy.

Přestože tedy systém AEO titulů v ČR není primárně postaven na faremním plánování, jisté znaky této metody splňuje a v principu poskytuje prostor pro její další rozvoj. Některé z vhodných změn tímto směrem mohou být implementovatelné relativně brzy a snadno (např. zpřesnění časových a obsahových náležitostí pro vymezení titulů), jiné mají dlouhodobější charakter a spíše přispívají k celkovému zkvalitňování managementu přírodních hodnot na zemědělské půdě (např. všeobecné zvyšování know-how odborníků, udržování dlouhodobé spolupráce s hospodáři). Oba typy změn se však vzájemně doplňují a jejich postupné zavádění je velmi žádoucí.

Summary

Farm environment planning is a general name for an approach that tries to find a balance between farming and its impact on the environment. It is based on individualised evaluations of the environment and management proposal for a selected farm. Farm environment plans are often designed and used for implementing agri-environmental schemes.

General description of the method Although there are various ways of implementing this method, some common features exist. Farm planning always consists of these phases: learning basic information about the farm and gathering available data, evaluation in the field, developing a management proposal and adjusting it through discussion with the farmer, working out the final document and optional follow-up including advisory during the management implementation.

Examples from England In this chapter, two good practical examples of farm environment planning implementations in England are described – a higher level of agri-environment schemes (Higher Level Stewardship – HLS) and product certification systems. HLS involves a sophisticated methodology. The basis for a farm plan is a catalogue of features that have to be recorded. A condition assessment for each feature is done using the given parameters. This is linked to a list of management options, which are very diverse and can include a “maintenance”, “restoration” and “creation” variant for each biotope. Management supplements are also available, which can be combined with several management options (e.g. invasive species suppression). Some minor parameters can be adjusted by the adviser (dates of mowing etc., Fig. 1). HLS farm planning also involves yearly visits to the farm, which enables minor management adjustments based on evaluating the defined “indicators of success”. Certification schemes are based on a set of environmental criteria that have to be met by a farm to obtain a certification label. The farm environment plan then specifies the application of these criteria on individual fields and features. It can also define a specific management for valuable species or biotopes if they are present on the farm. Certification systems using farm planning are e.g. Linking Environment And Farming (LEAF, a rather broader

system) or the more ambitious Conservation Grade Farming.

Development in the Czech Republic In the Czech Republic, the development of farm planning methods started shortly after entry into the EU. The first phase (ca. 2005–2008) mainly consisted of field work, data collection and structuring the final document. Management proposals were not necessarily linked to available financial instruments. The second phase, beginning in 2009, corresponded with the preparation of the new EU financial period (2014–2020). Farm plan was considered as a tool to implement targeted grassland management in protected areas. The main task was to standardize the methodology and design it to be more effective. Unlike in the previous phase, management proposals should be exclusively agri-environment payments. Till 2013, the basic methodology was drafted, farm plans on 12 model farms were tested and some basics for future training of advisers were prepared. Currently, farm plans are being tested for specific mountain meadow management in the Krkonoše Mts and also on a broader scale over the whole country, including pilot training of new advisers.

Implementation in the Krkonoše Mts In the frame of the LIFE CORCONTICA project, farm planning focuses on the priority habitat 6230 “Species-rich *Nardus* grassland, on siliceous substrates in mountain areas”. GIS analysis identified 19 priority farms with the highest proportion of the habitat. Only half of the farms accepted participation in the farm environment planning. The *Nardus* grasslands on the participating farms were then evaluated in the field. Important plant and animal species were recorded as well as other defined parameters (vegetation heterogeneity, wildlife food supply etc., Tab. 1). The field evaluation forms the basis for the farm environment plan. Besides presenting information on habitat and species, it contains a management proposal involving both agri-environment payments and additional management options (Fig. 2) paid for within the LIFE CONCORTICA project. These extra 13 management options include various kinds of woody plant management, invasive species suppression, mowing heterogeneity, mechanical treatment etc. The willingness of the farmers to perform the proposed management varied, depending on many factors, including complicated land ownership, available equipment,

conflict with some conditions linked to agricultural subsidies etc.

Prospect of farm environment planning in the Czech Republic While the system of implementing agri-environment schemes in the Czech Republic has its standard processes, the main question is how to develop them so that all principles of farm planning are introduced. One key change seems to be having a proper schedule that allows enough time for both field evaluation and discussing the proposal. The process might start with a tentative farmer registration and last up to 1 year till the final application. The registration would enable an estimation of personal

capacities and how these should be allocated. The process of communication with the farmer should also be standardised, maybe with some farmers' confirmation that the process was fulfilled. A greater variety of management options could be added, including extra payments for management difficulties, small parcels etc. Also, eligible combinations with national environmental payments (PPK etc.) should be clarified.

For the long-term, knowledge sharing is very important, as well as developing the educational aspect of the farm plan. It is also important and desirable to consider farm planning as a continuous process rather than a one-time visit to a farm.

Socio-ekonomický kontext péče | Socio-economic context of management

Administrativa v zemědělském hospodaření – jak právní předpisy ovlivňují vztahy farmářů a orgánů veřejné správy

Paperwork in farming – how legal regulations affect relationships between farmers and public authorities

JAN ŠÍMA¹ & JOSEF VRZÁN²

¹ Ministerstvo životního prostředí, Vršovická 1442/65, Praha 10, 100 10, CZ, jan.sima@mzp.cz

² Soběslavice 62, 463 45 Pěnčín u Liberce, CZ, vrzan@pvagri.cz

Abstrakt Zemědělské hospodaření i výkon veřejné správy jsou ovlivněny velmi širokou řadou právních předpisů. Jejich množství a složitost představují zátěž pro obě strany a znesnadňují možnost vytvoření pozitivních vztahů a dlouhodobé spolupráce, a to i v oblasti ochrany přírody. Možností, jak alespoň částečně zlepšit stav, může být zajištění informací, poradenství a kapacit pro rozvoj spolupráce. Řešení některých nedostatků se neobejdou bez budoucích legislativních změn.

Klíčová slova: zemědělství, ochrana přírody, právní předpisy, poskytování dotací

Abstract Both farming and public administration are affected by a very wide range of legal regulations. Their amount and complexity are a burden for both sides and they complicate the possibility of establishing positive relationships and long-term cooperation, including in the area of nature protection. Options for improving the situation at least partially include provision of information, consultation and capacities for developing cooperation. Solutions to some of the shortcomings will require future legislative changes.

Keywords: farming, nature protection, legal regulations, subsidy provision

Úvod

Charakter zemědělského hospodaření byl vždy úzce propojen s podmínkami prostředí a místními a dobovými socio-ekonomickými faktory. Tyto faktory ovlivňují majetkovou strukturu, podobu kooperace hospodařících subjektů navzájem a jejich zapojení do obchodu s produkty. V návaznosti na poptávku či vlastní potřeby mají dopad i na skladbu produkce, plodin a hospodářských zvířat. Tradiční hospodaření, které plně záviselo na místních podmínkách a bylo provázáno s potřebami dané komunity, se postupně začalo měnit již v průběhu 18. a hlavně 19. století.

Zásadní však byla až industrializace ve 20. století a především narušení vlastnické struktury a vztahů v době kolektivizace. Tento vývoj stále silně ovlivňuje podobu zemědělského hospodaření v ČR, např. velikostí farem a obhospodařovaných ploch, vlastnickou strukturou zemědělské půdy (vysoký podíl pronajatých ploch) nebo technicistním přístupem, který v současné době zahrnuje i možnost využívat stále výkonnější mechanizaci. Tato technika nicméně nemusí být vhodná pro údržbu řady pozemků, např. podmáčených ploch, obtížně dostupných míst atp. Trendem, který se v současné době projevuje stále silněji, je vysoký vliv právní regulace, administrativy

a dotačních nástrojů. Právě právní prostředí a nastavení administrativních postupů i pravidel poskytování dotací silně ovlivňuje vztah farmářů a státní správy, orgány ochrany přírody nevyjímaje.

Cílem tohoto textu je proto stručně shrnout právní úpravu, která ovlivňuje zemědělské hospodaření a především vztah farmářů a státní správy, s důrazem na oblast ochrany přírody.

Přehled legislativy

Na úrovni EU tvoří rámec pro oblast zemědělského hospodaření Společná zemědělská politika (SZP), která bývá zužována především do rámce pro transfer finančních prostředků do oblasti zemědělství. SZP je v současnosti (po reformě z r. 2013) založena na čtyřech základních právních předpisech (Nařízení EP a Rady č. 1305–1308/2014), které upravují oba tzv. pilíře SZP i požadavky na zajištění kontrol atp. Obecná právní úprava, která by souhrnně regulatorně upravovala oblast zemědělství, však na úrovni EU neexistuje. Mnoho samostatných předpisů řeší často velmi podrobně dílčí oblasti či aspekty, jako je ekologické zemědělství, fytosanitární a veterinární oblast, zásady používání pesticidů a hnojiv, uvádění osiv a rozmnožovacího materiálu na trh, kvalita potravin atp. Například veterinární požadavky (týkající se chorob a nálezů, chovu zvířat, jejich dopravy, resp. obchodu s nimi, zpracování živočišných produktů atp.) jsou zakotveny ve více než 50 jednotlivých směrniciích a nařízeních. Velmi detailně jsou často pokryty také požadavky související s ochranou spotřebitelů nebo zdraví při práci (např. Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/76/ES o hladině akustického tlaku kolových zemědělských a lesnických traktorů působících na řidiče aj.).

Z oblasti životního prostředí má (nebo při některých aktivitách může mít) pro zemědělské hospodaření význam či vliv zejména právní úprava EU v oblasti ochrany vod s Rámcovou směrnicí o vodách (Směrnice EP a Rady 2000/60/ES, kterou se stanoví rámec pro činnost Evropského společenství v oblasti vodní politiky) a Nitrátovou směrnicí (Směrnice Rady 91/676/EHS o ochraně vod před znečištěním způsobeným dusičnany ze zemědělských zdrojů), dále v oblasti odpadů a v některých situacích také v oblasti

hodnocení vlivů na životní prostředí a samozřejmě také ochrany přírody. Ochrana přírody je na unijní úrovni řešena dvěma základními předpisy – takzvanou Směrnicí o ptácích (Směrnice Rady 2009/147/ES o ochraně volně žijících ptáků) a Směrnicí o stanovištích (Směrnice Rady č. 92/43/EHS z 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin), které do značné míry pokrývají i širší závazky vyplývající z mezinárodních úmluv (zejména směrnice o stanovištích koresponduje s Bernskou úmluvou). Nově, od počátku roku 2015, je účinná unijní právní úprava v oblasti invazních nepůvodních druhů (Nařízení EP a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů). Omezení využití invazních druhů nicméně ovlivní zemědělské provozy pravděpodobně jen minimálně (na úrovni EU není předpoklad zařazení zemědělsky významných plodin či zvířat na unijní seznam invazních druhů) a dílčím způsobem se tak hospodaření může případně dotknout spíše jejich regulace či eradikace na zemědělských pozemcích. Na úrovni EU není dosud řešena společně ochrana půdy, která je pokrytá v ČR zákonem o ochraně zemědělského půdního fondu.

Z hlediska národní právní úpravy je jako základ, kromě výše zmíněných unijních nařízení, která mají přímou účinnost (byť musí být vždy doprovázena prováděcí právní úpravou, minimálně z hlediska stanovení kompetencí atp.), možné pro oblast zemědělství uvést zákon o zemědělství, zákon o rostlinolékařské péči, veterinární zákon, zákon o osivech, plemenářský zákon aj. Oblast životního prostředí je pokryta analogicky k unijní právní úpravě zákony o vodách, odpadech, posuzování vlivů na ŽP a samozřejmě zákonem o ochraně přírody a krajiny.

Pro zemědělce jako občany a podnikatele samozřejmě platí také obecně platné předpisy, procesní legislativa, zejména správní řád, právní úprava v oblasti podnikání, v daňové oblasti, v oblasti veřejných zakázek, občanského zákoníku a další. Významným předpisem je také stavební zákon upravující nejen výstavbu, ale také změny způsobu užívání pozemků atp. Z hlediska vlivu na vztahy státní správy a jednotlivých farmářů je možné vyzdvihnout

některé oblasti, které se v současnosti jeví jako obzvlášť ožehavé.

S ohledem na skutečnost, že velká část pozemků je obhospodařována na základě nájemních smluv, je řada právních a administrativních problémů spojena s řešením tohoto aspektu. V soukromé, občanskoprávní rovině, je aktuální především potřeba postupného „zaběhnutí“ pravidel stanovených novým občanským zákoníkem. To si vyžádá čas, řada nejasností se teprve objevuje a bude objevovat. Základní zásady nájmu, pachtu či výpůjčky a dalších forem řešení vztahu mezi vlastníky a hospodařícími subjekty se nicméně příliš razantně nezměnily. Vztah veřejné správy a (nejenom) zemědělsky hospodařících subjektů nicméně v této souvislosti ovlivňují požadavky kladené na nakládání s veřejným majetkem. Obce jsou při pronájmu obecních pozemků povinny postupovat v souladu s ustanoveními zákona o obcích a tedy mj. nakládat s obecním majetkem s péčí řádného hospodáře. Podle zákona je obec povinna pečovat o zachování a rozvoj svého majetku a ten musí být využíván účelně a hospodárně v souladu se zájmy a úkoly stanovenými zákonem o obcích.

V případě státních pozemků je nutné respektovat zákon o majetku ČR a jejím vystupování v právních vztazích, podle nějž musí každá státní organizace postupovat tak, aby svým jednáním majetek nepoškozovala a neodůvodněně nesnižovala jeho rozsah a hodnotu anebo výnos z tohoto majetku. Nájemce by proto měly vybírat transparentně a pozemky aj. majetek pronajímat minimálně za cenu v čase a místě obvyklou, resp. nejvyšší regulovanou cenu.

Další specifickou oblastí je zadávání veřejných zakázek. Požadavky stanovené zákonem o veřejných zakázkách se uplatní v případech, kdy veřejná správa vynakládá veřejné prostředky (včetně prostředků z národních a evropských dotačních zdrojů). To se týká oblasti zemědělského hospodaření např. na dodavatelsky zajištěné zásahy na spravovaných pozemcích, nákup techniky pro vlastní hospodaření atp. nebo také v případech, kdy hodlá z veřejných zdrojů hradit činnosti i na pozemcích jiných subjektů, které směřují k naplňování veřejných zájmů, jako jsou typicky opatření v oblasti ochrany přírody hrazené z dotačních zdrojů.

Podpora zemědělského hospodaření, zemědělské dotace z Programu rozvoje venkova i národních zdrojů je ve většině případů v návaznosti na zákon o zemědělství a výše uvedené unijní předpisy upravena jednotlivými nařízeními vlády. Do pravidel pro poskytování dotací v oblasti zemědělství jsou pak do určité míry promítnuty požadavky unijních i národních předpisů prostřednictvím kontrol podmíněnosti, tzv. *Cross Compliance*. Z pohledu zájmů ochrany přírody v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000 je právě zde zakotvena klíčová podmínka nepoškozovat předměty ochrany zemědělským hospodařením.

Analýza problematiky

Šíře právní úpravy v kombinaci se skutečností, že zemědělské hospodaření zasahuje v praxi do mnoha oblastí těmito předpisy pokrytými, klade nároky na hospodařící subjekty. Zemědělec musí být schopen identifikovat, které předpisy se ho v jednotlivých situacích týkají, a znát řadu dílčích postupů a detailů. Předpisy, zejména v oblasti veterinární péče, rostlinolékařské péče a ochrany zvířat obsahují řadu konkrétních lhůt, limitů a pravidel, které je nutné reflektovat (viz Appendix 1). Zejména pak pravidla pro vyplácení dotací prostřednictvím výše zmíněných *Cross Compliance* kladou zvýšené požadavky na evidenci činnosti zemědělců (viz Appendix 2).

V některých případech jsou naopak podmínky či požadavky předpisů formulovány obecně a jejich aplikace v praxi vyžaduje více či méně náročné vyhodnocení z věcného hlediska. To sice umožňuje určitou flexibilitu, nezatěžuje nutností znát detailně konkrétní limity stanovené zákonem, ale zároveň nedává příliš jasně vodítko a jistotu. Příkladem může být donedávna platný zákaz „*hospodařit na pozemcích způsobem vyžadujícím intenzivní technologie, zejména prostředky a činnosti, které mohou způsobit podstatné změny v biologické rozmanitosti, struktuře a funkci ekosystémů...*“ stanovený zákonem o ochraně přírody v národních parcích a obdobně v dalších kategoriích chráněných území. Posouzení a odpovědnost jsou primárně ponechány na hospodařícím subjektu, který (případně ve spolupráci s orgánem ochrany přírody) vyhodnotí, jaký dopad bude mít jeho

činnost ve vztahu k prostředí (biodiverzita, struktura a funkce ekosystémů se může na různých plochách lišit, záleží samozřejmě také na použitém postupu či technologii atp.).

Obecně platné předpisy ovlivňují zemědělce obdobně jako další občany a podnikatele. Typickou zátěží je rozsah, složitost a navíc časté změny daňových předpisů. Příkladem právní úpravy a obtíží, s jejím prováděním, která silně ovlivňuje vztahy zemědělců a orgánů veřejné správy, je oblast veřejných zakázek a pravidel pro nakládání s veřejným majetkem. Zákon o veřejných zakázkách má zajistit efektivitu vynakládání veřejných prostředků a transparentnost výběru dodavatelů. V některých případech (a často v kombinaci s dalšími vnitřními pravidly organizací) však bohužel vede k situacím, které významně ztěžují smysluplné provedení plánovaných opatření, zajištění údržby pozemků nebo zásahů ve prospěch ochrany přírody atp. Narušují tak vztahy veřejné správy a vlastníků pozemků, resp. hospodářických subjektů. Nastavení pravidel vede k tomu, že výběrové řízení je nezbytné vypsát i v situacích, kdy by stávající hospodář byl schopen zajistit požadované činnosti. Přestože již není hlavním kritériem pouze cena, nemusí výběrové řízení vést k volbě, která by byla logická. Vlastník pozemku z principu (a oprávněně) nemusí být navíc ochoten účastnit se výběrového řízení na práce, které by mohly být provedeny z veřejných prostředků na jeho pozemcích. V případě výběrových řízení na činnosti realizované na veřejných pozemcích je obtížné směřovat k podpoře místních subjektů nebo využít služby subjektů hospodářických na okolních pozemcích atp. K zajištění činnosti realizovaných v rámci naplňování zákonných povinností nicméně mohou orgány státní správy uzavírat s vlastníky také veřejnoprávní dohody (v případě ochrany přírody v návaznosti na § 68 zákona o ochraně přírody), které mohou problém výběrového řízení pomoci řešit.

Výše popsané faktory mohou komplikovat nájem zejména obtížně obhospodařovatelných pozemků. V takových případech je nutné podrobně zdůvodnit případnou nižší cenu, resp. podrobněji specifikovat podmínky a odlišnosti od běžných pozemků a k tomu pak určit odpovídající (obvyklou) cenu. Bezúplatné užívání lze sjednat jen s osobami, jejichž hlavním účelem není podnikání, a to pouze k zajištění zákonem

stanovených aktivit (mezi něž patří i ochrana přírody a péče o životní prostředí).

Navržená řešení

Řešením obtížné orientace v množství předpisů by mohlo být poradenství ze strany orgánů státní správy nebo prostřednictvím zemědělských poradců. Bohužel, ani jedna z těchto možností se (zatím) v praxi u nás neuplatňuje v potřebném rozsahu a kvalitě. Státní správa je atomizovaná a příliš zahlcena administrativou a nemá tak většinou dostatečnou kapacitu (a tím i ochotu) zabývat se ve spolupráci s jednotlivými hospodářskými subjekty hledáním vhodných řešení k naplnění zákonných požadavků a jejich hospodářských zájmů. V případě chráněných území, národních parků a chráněných krajinných oblastí, je z tohoto hlediska výhodou existence správ, které jsou zpravidla schopné potřebné informace poskytovat. Na druhou stranu zájem veřejnosti a tedy i zemědělsky hospodářických subjektů o kontakt s úřady není obecně příliš vysoký. Tradici nicméně nemá ani kvalitní zemědělské poradenství. To je sice podporováno v rámci Programu rozvoje venkova, ale v praxi se zatím ve větší šíři neuplatňuje a není rozvinuté natolik, aby poskytovalo informační podporu ve všech legislativních a praktických aspektech činnosti jednotlivých zemědělců. Problémem může být nedůvěra zemědělců k novinkám, obavy z odkrytí svého know-how či z kontrol.

Snadné řešení bohužel není. Zjednodušení legislativy není výhledově dosažitelné a potřebné je proto postupně rozvíjet obě cesty. Budováním větší vzájemné důvěry i schopnosti komunikace mezi zemědělci a státní správou a zároveň rozvíjet potenciál poradenství v kombinaci s podporou hospodářických subjektů pomocí informačních nástrojů (dostupných souhrnů legislativy, metodik atp.).

Za ochranu přírody je možné postupně zlepšovat hlavně dostupnost věcných, odborných informací, které budou farmářům k dispozici, např. o výskytu ohrožených druhů, celkové přírodní hodnotě jednotlivých ploch nebo vhodných (z hlediska potřeb ochrany přírody) způsobech managementu. To lze buď obecně, formou mapových aplikací či databází, nebo, pokud k tomu je kapacita, zcela adresně, např. přípravou přehledů „šitých na míru“ jednotlivých farem nebo pozemků. Taková podrobnost a kombinace znalostí

potřeb farmy, legislativních a dalších požadavků je spíše úkol pro dobře připravené poradce. Takto pracují v některých jiných zemích, např. sousedním Rakousku. Příklady táhnou, a tak je potřebné současně šířit povědomí o příkladech dobré praxe, jak z hlediska přístupu hospodářů, tak státní správy či kvalitní činnosti poradců (viz příspěvek STŘELCE & MYSÁKA 2017 v této publikaci).

Zlepšení stavu v oblasti veřejných zakázek a nakládání s veřejným majetkem, stejně jako u dalších obecně platných předpisů, je otázkou systémových, legislativních změn. Na úrovni jednotlivých orgánů státní (veřejné) správy lze ke zlepšení přispět pouze snahou o maximální informovanost a znalost aktuálních postupů tak, aby nedocházelo k chybám nebo volbě nevhodného postupu v důsledku nepřehlednosti a složitosti právní úpravy. V rámci legislativních změn (které částečně probíhají) je z pohledu zemědělství, resp. hospodaření v krajině, nezbytné zdůrazňovat především specifickou potřebu zachování místních vazeb. To znamená umožnit preferenci místních hospodářů při zadávání zakázek v obci či ze strany orgánů státní správy (orgánů ochrany přírody) atp.

Summary

European regulations, whether in the form of directly applicable regulations or in the form of directives transposed into national legislation, currently constitute the basic framework for the legal environment, to which additional national legislation is linked. Farming is affected by:

(i) an extensive category of legal regulations defining agricultural business as such,

(ii) requirements of subsidy support (which is currently crucial to farming),

(iii) regulations in the area of environmental protection (given that farming takes place in a landscape, which is protected both as a whole and by components – soil, water, nature, etc.),

(iv) generally applicable regulations in the area of civil coexistence, business, public contracts, taxes, etc.

This combination of European and national regulations, covering a wide array of areas, comprises a not very easy-to-navigate tangle of requirements. In a complex activity such as farming, this tangle is difficult to identify and comply with. The requirements of numerous regulations are currently reflected in subsidy support requirements (checks of conditionality), with an emphasis on records and demonstration of formal signs of compliance with the requirements, which increases the burden on individual farmers. As for the public administration, it is currently relatively consistently segmented (atomised) by individual components or agendas, and is thus unable to provide assistance or an overview across the various areas. Moreover, the system setting of numerous generally applicable regulations, such as the Public Contracts Act, make it difficult to establish long-term partnerships between public authorities and farmers at the local level. It is therefore necessary to improve awareness, build capacities for consultation (ideally on a long-term, partnership basis) and to provide farming entities with such consultations in suitable forms. At the same time, it must be an objective to improve the general legal environment, conditions for doing business, public contracts, etc., but that is a general task for the government and legislators, which cannot be solved at the local level.

Appendix 1. Jaká je realita zemědělského hospodaření? (J. Vrzáň)**Appendix 1.** The reality of farming.

Podívejme se co, musí takový zemědělec v Krkonoších chovájící ovce či skot, případně dokonce ekologicky hospodařící, splnit jen podle zemědělských předpisů:

(i) Samotné podnikání musí odstartovat tím, že se nechá registrovat na pověřené obci jako zemědělský podnikatel, zapíše si užívané pozemky do LPIS a u Českomoravské společnosti chovatelů si nechá přidělit tzv. číslo provozovny. Údaje v LPIS a registru zvířat musí pravidelně aktualizovat. U zvířat je to zvláště důležité, protože pokud tele nenahlásí ve stanovený termín, přijde jak o dotaci na něj, tak může být i plošně krácen ze všech dotací.

(ii) Náš zemědělec dále pro zachování konkurenceschopnosti žádá nejméně o sedm plošných dotačních titulů, aby se dostal alespoň k části úhrady veřejného statku – (jednotná platba na plochu, platba na ozeleňování, platba na méně příznivé oblasti, platba na ekologii, platba na ošetřování trvalých travních porostů, platba na masné tele, eventuálně ovci, přechodná vnitrostátní podpora na plochu a na krávu).

(iii) Protože došlo k přesunu části úhrad veřejných statků z plošných podpor do investičních podpor, žádá zemědělec pro zachování konkurenceschopnosti dále čas od času o investici v rámci Programu rozvoje venkova. Zpravidla získá 50% dotaci na koupi lisu či jiné techniky, kterou potřebuje obnovovat.

(iv) Musí vést evidenci hnojení, tj. kam rozmetal hnůj a kde pásal zvířata (kolik zvířat, na kterém pozemku, jak dlouho a kolik dusíku po sobě zanechala).

(v) Musí mít schválený havarijní plán, který stanoví místa, kam může složit hnůj (schválení se vyžaduje od podniku Povodí a současně od vodoprávního úřadu).

(vi) Musí vést evidenci výroby sena a senáže, aby prokázal, že jeho zvířata jsou krmena ekologicky a nejsou krmena kukuřičnou siláží nebo jiným konvenčním krmivem. A to i přesto, že z obhospodařované výměry a počtu chovaných zvířat je zjevné, zda dokáže či nedokáže vyrobit dostatek píce či nikoliv.

(vii) Pro celní úřad za účelem získání vratky spotřební daně na naftu je povinen vést evidenci činností, tj. kdy kterou louku posekal, obracel, nahraboval, lisoval a případně, kdy svázal balíky. Přitom je samozřejmě zjevné, že louky posekat musí, jinak nebude mít krmivo a bez určitého objemu nafty traktory samy tuto činnost nevykonají.

(viii) Obdobnou evidenci činností musí vést pro Státní zemědělský intervenční fond (SZIF), protože při kontrole např. v říjnu by pak nebyl schopen prokázat, že neposekal před stanoveným termínem. Přitom nesmí zapomenout na nuance typu, že když na louce měl být vynechán nepokosený pás pro motýly, musí být v evidenci pokoseno adekvátně méně. Protože to, zda je v evidenci správně zanesena nepokosená výměra, je klíčové.

(ix) Protože určitě ve svém stádu skotu používá pro přirozenou plemenitbu certifikovaného býka, musí závčas nahlásit působnost tohoto býka, aby telata měla původ. Nestačí jen, že v ústřední evidenci je tento býk na jeho provozovně evidován, je třeba zaslat hlášení, s kterými krávami a jalovicemi přišel do styku a mohl být otcem jejich telete. A to i přesto, že to je u takového hospodáře zjevné už z povahy toho hospodaření.

(x) Protože zemědělec bude prodávat svůj zástavový skot a čas od času prodá i přebytečné balíky sena, musí se zaregistrovat na Ústředním kontrolním a zkušebním ústavu zemědělském jako producent krmiva.

(xi) Vést evidenci léčení svých zvířat, a to jak ve formě tabulky se zápisem úkonu, tak na každé kartě zvířete.

Není zde prostor rozepisovat podmínky, které by musel tento náš zemědělec plnit, kdyby se rozhodl přeměnit jím odchovaná zvířata do balíčků masa nebo do ovčích sýrů, a tedy dodat alespoň na lokální trh výrobek, za kterým si stojí od A do Z. Nestačily by nám minimálně další dva listy na vypsání podmínek, které by náš zemědělec musel podstoupit, než vítězoslavně prodá svůj první vakuově zabalený kus kýty.

Jako alternativní řešení k vyžadování velkého počtu předpisů vidím, aby SZIF / orgány ochrany přírody organizovaly přiměřený počet namátkových kontrol na dodržování podmínek v době, kdy je žádoucí je plnit. K tomu by jim ovšem měla být poskytnuta odpovídající kapacita.

Appendix 2. Co přinášejí zemědělské dotace? (J. Vrzáň)

Appendix 2. Effects of agricultural subsidies.

Zemědělec na prvním místě řeší právě podmínky dotací, a to z jednoduchého důvodu. Dotace, zejména pak plošné, tvoří zásadní podíl na jeho příjmech, zvláště pak u zemědělců hospodařících v horských oblastech. Kdysi, před vstupem do EU, dotace obsahovaly v drtivé míře pouze věcné podmínky, tj. do kdy je třeba louky posekat, zda se může či nemůže pást či jaká je minimální intenzita chovu zvířat. Pro běžného zemědělce se jednalo o podmínky relativně přirozeně splnitelné a s ohledem na to, že jich bylo málo, se daly i zapamatovat. V současnosti však stále sílí důraz na kontrolu poskytování dotací a kontrolovatelnost podmínek. Aby bylo kontrolám učiněno zadost, postupně se do všech dotačních opatření dostávají povinnosti prokazovat splnění podmínek prostřednictvím „evidencí“. Zprvu se jednalo o evidence hnojení či přípravků na ochranu rostlin, ale s postupem doby se s povinností evidencí rozšiřovala.

Pravý boom papírů a evidencí nastal s implementací *Cross Compliance*, kontrolou podmíněnosti. Cílem je „přes peníze“ vymáhat plnění různých předpisů a příjem plošných dotací je tak provázaný s plněním 18 směrnic a nařízení. Sebemenší zemědělec čerpající dotace tak poznal, že potřebuje:

(i) Zpracovat havarijný plán pro skladování kopky hnoje na louce, protože kdyby přišla průtrž mračen, je třeba vědět, jak kopku hnoje zachránit.

(ii) Vést evidenci sklizených balíků sena a senáže a jejich původu, protože co kdyby zapomněl počítat a nezbylo mu krmivo.

(iii) Vést evidenci léčení zvířat, protože zápis v kartě zvířete od veterináře nestačí.

(iv) Vést evidenci činností na pozemcích, protože jinak Státní zemědělské a potravinářské inspekci nelze prokázat, že bylo posekáno včas.

(v) Vést stájový registr zvířat, přestože ty samé údaje jsou pravidelně hlášeny do ústřední evidence.

Kromě řady evidencí tato smršť předpisů *Cross Compliance* přinesla důraz na vymáhání řady dalších bizarních podmínek, počínaje odbornou způsobilostí k řízení traktoru s postřikovačem, přes hlášení každého pěstitele potravinářské pšenice jakožto potravinářského podniku Státní zemědělské a potravinářské inspekci, až po zákaz domácích porážek skotu (který se pak s velkou slávou a po tlaku zemědělců povolil). S reformou Společné zemědělské politiky a novým Programem rozvoje venkova přibýly další novinky, jako je „greening“ či platby oddělené od produkce nebo platby na dobré životní podmínky zvířat. Reforma bohužel nevedla k zjednodušení, ale tím, jak byla zasazena do byrokraticky nepřehledného prostředí, nemohla způsobit nic než prohloubení tohoto zmatku.

Samostatnou kapitolou sledující paralelně obdobný vývoj jsou investiční dotace. Prapůvodní účel investičních dotací EU byl pozdvihnout úroveň zaostalých regionů, případně upadajících odvětví. V současné době se investuje do všeho, do penzionů, strojního vybavení, skleníků, bioplynů apod.

Pokyny pro autory

Publikovány jsou původní práce přírodovědného i humanitního zaměření, krátké zprávy a souhrnné články typu review v českém nebo polském jazyce týkající se především regionu Krkonoš, ale i Jizerských hor a území Vysokých Sudet. V případě prací nadregionálního významu jsou po dohodě s redakcí přijímány i příspěvky v angličtině. Rukopisy by měly být věcné a stručné, rozsahem textu do 55 tisíc znaků včetně mezer. Delší příspěvky je lépe předem konzultovat s redakcí.

Časopis vychází 1× ročně, uzávěrka čísla je vždy k 31. lednu příslušného roku. Příspěvky je možno zasílat v průběhu celého roku e-mailem na adresu opera@knap.cz. Pokud příspěvek odpovídá svou formou i obsahem zaměření časopisu, bude postoupen k recenzi obvykle dvěma nezávislým recenzentům. Autoři publikovaných prací obdrží svůj příspěvek ve formátu pdf a autorský výtisk. Jednotlivé články jsou volně přístupné ke stažení na <http://opera.knap.cz>.

Při psaní příspěvků se řídte níže uvedenými zásadami.

Struktura příspěvku

(V případě krátké zprávy, review a článků s humanitním zaměřením není nezbytně nutné dodržet níže uvedenou strukturu. Ve sporných případech se obraťte na redakci.)

Název

V češtině/polštině s anglickým podtitulkem nebo v angličtině s českým/polským podtitulkem. Název by měl být stručný, ale dostatečně výstižný. Uveďte i jeho zkrácenou verzi (do 45 znaků) pro záhlaví.

Jméno a příjmení autora (ů) a jejich adresa včetně e-mailového kontaktu

Adresu pište v jazyce práce.

Příklad: JAN STRAKA¹, JOHN JONES² & PETER E. MARTI²

¹Botanický ústav AV ČR, Zámek 1, 252 01 Průhonice, CZ, straka@ibot.cas.cz

²University of Edinburgh, Department of Biology, West Main Road, Edinburgh EF9 3KD, UK, jjones@uni.edu.uk, pmarti@uni.edu.uk

Abstrakt

V jazyce práce a v anglickém překladu. Maximální délka je 1 500 znaků včetně mezer. Jeho smyslem je podat čtenáři základní informace (cíl či účel práce, použité metody, nejvýznamnější výsledky a závěry) v co nejsrozumitelnější podobě. Vyvarujte se proto úzce odborných výrazů, nedefinovaných zkratk a odkazů na článek.

Klíčová slova

Maximálně 6 klíčových slov v jazyce práce, která se nevyskytují v názvu článku, a jejich anglický překlad (Keywords). Klíčová slova umístěte vždy za abstrakt v příslušném jazyce.

Úvod

Jeho cílem je stručně uvést do problematiky, kterou se autor v příspěvku zabývá. V jeho závěru by měly být jasně definovány cíle práce či její účel. V úvodu by neměla být řešená problematika diskutována.

Materiál a metodika

Měly by být popsány dostatečně podrobně, aby danou studii či experiment bylo možné nezávisle zopakovat. Jestliže použitá metodika byla již publikována, stačí ji popsat pouze rámcově s odkazem na citaci práce, v níž je podrobně rozvedena. Tuto kapitolu je v případě potřeby možné členit do podkapitol (např. Studované území, Odběr vzorků, Statistické zpracování dat).

Výsledky

Vyvarujte se zdlouhavých popisů. Pokud je to účelné, upřednostňujte prezentaci výsledků ve formě tabulek či grafů. Hladinu dosažené signifikance indikujte následujícím způsobem: $P > 0,05$ pro statisticky neprůkazný výsledek; $P < 0,05$, $P < 0,01$ a $P < 0,001$ pro průkaznost na daných hladinách významnosti. Členění do podkapitol je možno využít, pouze pokud to povede k lepší orientaci v textu.

Diskuse

Tato kapitola může být sloučena s výsledky.

Summary

Zhuštěná verze článku v anglickém jazyce v rozsahu obvykle do 8 500 znaků včetně mezer a v členění odpovídajícím struktuře článku (většinou tedy Introduction, Material & Methods, Results, Discussion). Název kapitoly uveďte do závorky a hned za ní pokračujte vlastním textem příslušné kapitoly.

Poděkování

Literatura

Formát citací literatury:

Časopis:

PERINA M., JANATOVÁ K. & NOVÁK H. J. 1997: Vliv klimatických podmínek na klonální růst *Calamagrostis villosa* v Hrubém Jeseníku. *Botanical Studies* 25, 4: 97–109.

Kniha:

ŠOUREK J. 1969: Květena Krkonoš. Academia Praha. 452 str.

Kapitola ve sborníku nebo v knize:

HERBEN T., KRAHULEC F., KOVÁŘOVÁ M. & HADINCOVÁ V. 1990: Fine scale dynamics in a mountain grassland. In: KRAHULEC F., AGNEW A. D. Q., AGNEW S. & WILLEMS J. H. (eds), *Spatial processes in plant communities*. SPB Publishers Den Haag & Academia Praha: 173–184.

Diplomová, dizertační práce, výzkumná zpráva nebo závěrečná zpráva:

KUBÁTOVÁ D. 1994: Ekologická studie invazního druhu *Rumex longifolius* v Krkonoších. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha).

Elektronický zdroj:

JUDSON, M. 2011: Fauna Europaea: Acari, Prostigmata. Fauna Europaea, version 2.4 [online]. [cit. 20. 12. 2011].

Dostupné z WWW: <http://www.faunaeur.org>.

Formální úprava rukopisu

Rukopisy přijímáme ve formátech *.docx, *.doc, *.rtf. Nadpisy nepište velkými písmeny. K členění textu do odstavců nepoužívejte tabulátory ani mezerník; nepoužívejte klávesu Enter pro ukončování jednotlivých řádků. K pohodlnému formátování rukopisu dle následujících požadavků můžete využít šablony dokumentů, dostupné na <http://opera.krnapp.cz>.

Citace prací v textu

Jména autorů citovaných prací v textu i v seznamu literatury pište kapitálkami, letopočet pak obvykle. Např. (TREML & NOVÁK 2004, ZIDEK et al. 2006), ŠEBESTA (1999) uvádí... Následuje-li v odkazu v textu více prací, řaďte je chronologicky. Více prací jednoho autora, vyšlých v jednom roce, odlište pomocí malých písmen za letopočtem, např. STĚBLO 2005a, STĚBLO 2005b.

Vědecká jména taxonů

Do úrovně čeledě (včetně) je pište výhradně *kurzívou*. V případě, že nomenklaturu lze sjednotit podle jednoho pramene, neuvádějte za názvem taxonu autorů popisu; není-li to možné, musí za jmény následovat jména autorů popisu. Kurzívou uvádějte i názvy vegetačních jednotek.

Tabulky

Nesmí opakovat informace prezentované formou grafů a jejich struktura by měla být co nejjednodušší. Při jejich přípravě respektujte velikost tiskové strany časopisu (128 × 190 mm). Editujte je přednostně v MS Excel, pro každou z nich vytvořte samostatný xls soubor. Nevkládejte prázdné řádky či sloupce. Čarami oddělujte pouze řádky. Každá tabulka musí být opatřena názvem (Tab. xx.), stručným (!) popisem v jazyce práce a vysvětlivkami v tabulce užitých zkratk, včetně anglického překladu. Anglický překlad uveďte i u popisu jednotlivých sloupců.

Ilustrace, grafy a fotografie

Ilustrace přednostně přijímáme ve vektorově definovaných formátech (např. .ai, .eps), zásadně ne vložené do dokumentů formátu. doc a. ppt; grafy je možné zasílat finálně upravené i ve formátu. xls. Při jejich přípravě respektujte velikost tiskové strany 128 × 190 mm. Minimální rozlišení pro tisk je 300 dpi. Grafy mohou být barevné v dobře navzájem odlišitelných barvách. Při výběru velikosti písma i tloušťky čar počítejte s finálním zmenšením grafu oproti předloze. Grafy ani jejich legendy neohraničujte rámečkem.

Fotografie a ilustrace v rastrových formátech akceptujeme v maximálním možném rozlišení, a to pouze ve formátech. jpg (s co nejmenší kompresí), .tif nebo. psd (včetně vrstev). U fotografií i ilustrací uvádějte jméno autora. V případě převzatých obrázků vyžadujeme písemný souhlas jejich autorů se zveřejněním. Popisky k obrázkům by měly být maximálně vypovídající a zároveň stručné (!) a vloženy na konci rukopisu spolu s jejich anglickým překladem. Na počátku popisku použijte v češtině zkratku a číslo „Obr. xx.“, v polštině „Ryc. xx.“, v angličtině „Fig. xx.“. Tyto zkratky uvádějte i při odkazech na obrázky v textu. Zvažte pečlivě vypovídací hodnotu každého obrázku; redakce si vyhrazuje právo zařadit do příspěvku pouze jejich omezené množství.

Ostatní doporučení

Při první anglické zmínce o Krkonoších, nejlépe v abstraktu, užitje jednu z následujících možností: Krkonoše/Karkonosze Mts (the Giant Mts) nebo the Giant Mts (Krkonoše in Czech, Karkonosze in Polish). Zkratka KRNAP je nesklonná.

Instrukcje dla autorów

W Opera Corcontica publikowane są oryginalne prace z dziedziny nauk przyrodniczych oraz społecznych, krótkie komunikaty oraz artykuły przeglądowe, w języku czeskim lub polskim, dotyczące przede wszystkim obszaru Karkonoszy, ale również Gór Izerskich i innych wysokich pasm górskich w Sudetach. W przypadku tematyki o ponadregionalnym znaczeniu, po uzgodnieniu z redakcją, mogą być przyjęte artykuły w języku angielskim. Teksty artykułów powinny być zwięzłe i rzeczowe, nie powinny przekraczać objętości 55 tysięcy znaków ze spacjami. Przygotowanie tekstu o większej objętości należy wcześniej skonsultować z redakcją.

Czasopismo Opera Corcontica ukazuje się jeden raz w roku, termin składania tekstów artykułów mija 31 stycznia tego samego roku. Teksty można przysyłać w ciągu całego roku na e-mail opera@knap.cz. Jeśli przesłany artykuł spełni swoją formą i zawartością wymagania czasopisma, zostanie przekazany do recenzji zwykle dwóm niezależnym recenzentom. Autorzy otrzymują swój opublikowany artykuł w formacie pdf oraz autorski egzemplarz całego czasopisma. Poszczególne artykuły są bezpłatnie udostępnione na <http://opera.knap.cz>.

Podczas pisania artykułu prosimy kierować się niżej przedstawionymi zasadami.

Struktura artykułu

(W przypadku krótkiego komunikatu, artykułu przeglądowego lub artykułu z dziedziny nauk społecznych nie jest koniecznym przestrzeganie poniższych wytycznych. W sytuacjach wątpliwych prosimy o kontakt z redakcją)

Tytuł

W języku czeskim/polskim z angielskim podtytułem lub w języku angielskim z czeskim/polskim podtytułem. Tytuł powinien być krótki, ale wyczerpujący. Prosimy o podanie również skróconej wersji tytułu do 45 znaków.

Imię i nazwisko autora (ów) i ich adres z kontaktem e-mail

Adres w języku artykułu.

Przykład: JAN STRAKA¹, JOHN JONES² & PETER E. MARTI²

¹Botanický ústav AV ČR, Zámek 1, 25201 Průhonice, CZ, straka@ibot.cas.cz

²University of Edinburgh, Department of Biology, West Main Road, Edinburgh EF9 3KD, UK, jjones@uni.edu.uk, pmarti@uni.edu.uk

Abstrakt

Abstrakt w języku artykułu oraz w angielskim przekładzie. Długość nie może przekraczać 1,5 tysiąca znaków ze spacjami. Jego celem jest przedstawienie czytelnikowi podstawowych informacji (cel lub obiekt badań, metody badawcze, najważniejsze wyniki i wnioski) w najbardziej zrozumiałej formie. Należy unikać żargonu naukowego, niewyjaśnionych skrótów i odsyłania do artykułu.

Słowa kluczowe

Maksymalnie 6 słów kluczowych w języku artykułu, które nie pojawiają się w jego tytule, oraz ich angielskie tłumaczenie (Keywords). Słowa kluczowe umieszczone są zawsze po abstrakcie w odpowiednim języku.

Wstęp

Celem wstępu jest krótkie wprowadzenie do problematyki artykułu. Musi jasno definiować cele pracy i obiekt badań. Nie powinien mieć charakteru dyskusji.

Materiał i metodyka

Materiał i metodyka muszą być opisane na tyle szczegółowo, aby dane badania lub eksperyment można było niezależnie powtórzyć. Jeśli wykorzystana metodyka była już przedmiotem publikacji, wystarczy opisać ją ogólnie z podaniem odpowiedniego cytowania. W razie potrzeby rozdział ten może być podzielony na podrozdziały (np. obszar badań, pobór próbek, opracowanie statystyczne).

Wyniki

Należy unikać długich opisów. Jeśli jest to możliwe, należy prezentować wyniki w postaci tabel i wykresów. Poziom istotności powinien być wskazany w sposób następujący: $P > 0,05$ dla danych nieistotnych statystycznie oraz $P < 0,05$, $P < 0,01$ i $P < 0,001$ dla odpowiednich poziomów istotności. Podrozdziały można stosować tylko jeśli będzie to konieczne dla lepszej orientacji w tekście.

Dyskusja

Ten rozdział może być połączony z wynikami.

Streszczenie (Summary)

Skrócona wersja artykułu w języku angielskim. Objętość tej części nie może przekraczać 8,5 tysiąca znaków ze spacjami. Podział musi odpowiadać strukturze artykułu (Introduction, Material & Methods, Results, Discussion). Nazwy rozdziałów należy podać w nawiasach i bezpośrednio za nimi kontynuować tekst odpowiednich rozdziałów.

Podziękowania

Literatura

Zasady cytowania literatury:

Czasopismo:

PERINA M., JANATOVÁ K. & NOVÁK H. J. 1997: Vliv klimatických podmínek na klonální růst *Calamagrostis villosa* v Hrubém Jeseníku. *Botanical Studies* 25, 4: 97–109.

Książka:

ŠOUREK J. 1969: Květena Krkonoš. Academia Praha. 452 str.

Rozdział w monografii:

HERBEN T., KRAHULEC F., KOVÁŘOVÁ M. & HADINCOVÁ V. 1990: Fine scale dynamics in a mountain grassland. In: KRAHULEC F., AGNEW A. D. Q., AGNEW S. & WILLEMS J. H. (eds), *Spatial processes in plant communities*. SPB Publishers Den Haag & Academia Praha: 173–184.

Praca mgr, praca dr:

KUBÁTOVÁ D. 1994: Ekologická studie invazního druhu *Rumex longifolius* v Krkonoších. Ms. (dipl. práce, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Praha).

Žródło elektroniczne:

JUDSON, M. 2011: Fauna Europaea: Acari, Prostigmata. Fauna Europaea, version 2.4 [online]. [cit. 20. 12. 2011]. Dostupné z WWW: <http://www.faunaeur.org>.

Format rękopisu

Texty artykułów są przyjmowane w formacie docx, doc i rtf. Nie należy pisać nagłówków wielkimi literami. Do podziału tekstu akapitami nie używać tabulatorów ani spacji, nie używać „enter“ przy kończeniu wiersza. Dokładniej zaznajomić się ze sposobem formatowania można konsultując bieżące numery czasopisma, dostępne na <http://opera.krnapp.cz>.

Cytowanie publikacji w tekście

Nazwiska autorów prac cytowanych w tekście i w zestawieniu literatury należy pisać kapitalikami, rok wydania bez kapitalików, np. (TREML & NOVÁK 2004, ZIDEK et al. 2006), ŠEBESTA (1999) przedstawia... Jeśli w jednym miejscu autor odwołuje się kilku publikacji, ich cytowania należy zamieścić chronologicznie. Więcej prac jednego autora, które ukazały się w jednym roku, należy odróżnić stosując małą literę za rokiem wydania, np. STĚBLO 2005a, STĚBLO 2005b.

Naukowe nazwy taksonów

Nazwy taksonów do poziomu rodziny należy pisać kursywą bez autora. Powinno się ujednotwić nomenklaturę wg jednego źródła, wymienionego w rozdziale Materiał i Metodyka. Jeśli nie jest możliwe stosowanie nomenklatury z jednego źródła, za nazwami taksonów muszą być podane nazwiska ich autorów. Kursywą należy podać również nazwy zbiorowisk roślinnych.

Tabele

Tabele nie mogą powtarzać informacji z wykresów i ich struktura musi być jak najbardziej uproszczona. Przygotowując tabelę należy wziąć pod uwagę rozmiar strony czasopisma (128 × 190 mm), w pozycji pionowej lub poziomej, przy wielkości czcionki 8 punktów. Tabele najlepiej edytować w MS Excel i dla każdej utworzyć osobny plik xls. Nie umieszczają pustych wierszy i kolumn. Liniami należy oddzielić tylko rzędy. Każda tabela musi być umieszczona na pierwszym arkuszu pliku xls o nazwie Tab. xx i opatrzona nazwą, krótkim (!) opisem i objaśnieniami skrótów w tabeli w języku artykułu, oraz w przekładzie na język angielski. Angielskie tłumaczenie należy podać również dla tytułów każdej z kolumn.

Ilustracje, wykresy i fotografie

Ilustracje i wykresy są preferowane w formie plików wektorowych (np. ai, eps). Nie powinny być wklejone do dokumentów formatu doc i ppt. Wykresy można przesłać w formacie xls. Przy ich przygotowywaniu należy wziąć pod uwagę rozmiar strony czasopisma (128 × 190 mm). Minimalna rozdzielczość do druku wynosi 300 dpi. Wykresy mogą być kolorowe, z użyciem kontrastowych barw. Przy wyborze wielkości czcionki i grubości linii należy wziąć pod uwagę finalny rozmiar tej ilustracji w czasopiśmie. Nie stosować ramek ani legend dla wykresów. W przypadku plików rastrowych i fotografii akceptujemy pliki w maksymalnej rozdzielczości w formatach jpg (z jak najmniejszą kompresją), tif lub psd (z warstwami). Przy fotografiach i ilustracjach należy podać nazwisko autora. W przypadku cudzych fotografii wymagana jest pisemna zgoda na publikację w czasopiśmie. Podpisy do ilustracji muszą być konkretne i zwięzłe (!), umieszczone na oddzielnej stronie tekstu na końcu, razem z angielskim tłumaczeniem. W tekście należy używać w języku czeskim skrótu „Obr. xx.“, w języku polskim „Ryc. xx.“, w języku angielskim „Fig. xx.“. Tych skrótów należy też używać w podpisach do ilustracji. Należy starannie rozważyć wartość informacyjną każdej ilustracji; redakcja zastrzega sobie prawo do ograniczenia ich liczby w artykule.

Dodatkowa uwaga

Przy pierwszej angielskiej wzmiance o Karkonoszach, najlepiej w abstrakcie, należy użyć wyrażenia the Krkonoše/Karkonosze Mts (the Giant Mts) lub the Giant Mts (Krkonoše in Czech, Karkonosze in Polish). Skrótny KRNAP jest nieodmienny.

OPERA

CORCONTICA

54/S1
2017

Krkonošské práce | Prace karkonoskie

Návrh obálky: 2123design, s. r. o.

Kresba na obálce: Renata Oppeltová

Revize českých textů: Marie Baštová

Jazyková revize anglických textů: Keith Edwards

Vydání první

Vydala Správa KRNP, Vrchlabí za podpory finančního nástroje Evropské Komise LIFE+ při realizaci projektu LIFE CORCONTICA (LIFE11 NAT/CZ/490)

Počet stran: 168

Sazba: 2123design, s. r. o., Hradec Králové

Publikace je vytištěna na papír s certifikátem FSC.

(FSC GFA – COC – 001203)