

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

**Přírodovědecká fakulta**

**Dlouhodobé změny vegetace ve vápencových  
lomech Českého krasu**

Diplomová práce

**Bc. Alena Bartošová**

Školitel: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

Konzultantka: RNDr. Klára Řehouňková, Ph.D.

České Budějovice 2014

Bartošová, A., 2014: Dlouhodobé změny vegetace ve vápencových lomech Českého krasu. [Vegetation succession on abandoned limestone quarries of Czech Karst.], Mgr. Thesis, in Czech. – 39 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

**Annotation:**

Vegetation sampling was carried out to determine changes on the limestone quarries after 30 years. These semi-permanent plots are located in the Czech Karst Protected Landscape Area in the Czech Republic.

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

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

V Havlíčkově Brodě, dne 12. 12. 2014

.....  
Alena Bartošová

V první řadě bych ráda vyjádřila své díky mému školiteli Erosovi za cenné poznámky a rady, trpělivost a klid, konzultantce Kláře za pomoc se zpracováním a interpretací dat a Jirkovi Sádlovi za zapůjčení mnoha terénních zápisků a průvodní exkurzi. Dále také dalším členům pracovní skupiny Ekologie obnovy na Přf JU (především Kamči Lencové a Lence Šmídové) za pocit zázemí.

Velký dík samozřejmě patří mým rodičům a kamarádům za podporu a trpělivost (obzvláště pak Honzovi Pačákovi za pomoc při vrtání vývrtů a při práci s GISem), a v neposlední řadě také kolegům z AOPK KS Havlíčkův Brod za toleranci, podporu a optimismus.

## Obsah:

<b>1. Úvod</b> .....	1
1.1. Sukcese .....	1
1.1.1. Těžební prostory a sukcese .....	2
1.1.2. Lomy a sukcese .....	3
1.2. Studované území .....	4
1.2.1. Oblast Českého krasu.....	4
1.2.2. Vápencové lomy Českého krasu .....	5
1.3. Ekologická obnova .....	6
<b>2. Metodika</b> .....	8
2.1. Sběr dat v terénu .....	8
2.1.1. Fytocenologické snímkování .....	8
2.1.2. Odběr vývrtů pro dataci pomocí dendrochronologie .....	9
2.2. Zpracování a analýza dat .....	9
2.2.1. Datace sukcesních stádií pomocí dendorchronologie .....	9
2.2.2. Analýza vegetačních dat pomocí mnohorozměrných statistických metod ....	11
<b>3. Výsledky</b> .....	13
3.1. Vegetační změny během sukcese .....	13
3.2. Analýza jednotlivých stanovišť.....	18
<b>4. Diskuze</b> .....	20
4.1. Sukcese vegetace a vliv faktorů prostředí .....	20
4.3. Sukcese v lomech Českého krasu v širších souvislostech .....	23
4.4. Lomy Českého krasu a ekologická obnova .....	24
<b>5. Závěr</b> .....	26
<b>6. Citace</b> .....	27
<b>7. Přílohy</b>	
Příloha I: Soupis nalezených druhů .....	32
Příloha II: Rozmístění zkoumaných lomů a stanovišť .....	37
Příloha III: Datace jednotlivých snímků .....	39

## 1. Úvod

### **1.1. Sukcese**

Sukcese je definována jako proces změn v druhovém složení a s tím spojených změn na úrovni společenstev a substrátu v průběhu času (Walker et al. 2007). Obecně je přijímán fakt, že sukcesní změny vegetace jsou rozhodující pro vývoj celého ekosystému, a to jednak z důvodu, že poskytují potravní základnu pro všechny následné konzumenty a dále proto, že významným způsobem přímo či nepřímo modifikují řadu ostatních vlastností prostředí (Frouz 2006). Z tohoto důvodu je při studiu sukcese věnována hlavní pozornost sukcesi vegetace (Walker & del Moral 2003).

Dříve všeobecně panoval názor, že sukcese spěje k ustálenému stavu, tzv. klimaxu (Odum 1977, Sádlo 1983, Glenn-Lewin et al. 1992). Za ten je obvykle považován v temperátních oblastech les (Ellenberg 1988), je ale známo, že sukcese může být i v těchto oblastech blokována v jiné vegetační formaci. Takovou mohou být stádia blokována biotickými faktory, třeba opuštěná pastvina zarostlá invazním bolševníkem velkolepým (Pyšek et al. 2007) nebo dno lomu s kompaktním porostem expanzní třtiny křovištní (Prach & Pyšek 2001). Velmi často je blokace způsobena abiotickými podmínkami prostředí – například mělkým půdním profilem na etážích lomů, na němž nejsou schopné se uchytit ani dřeviny, ani na živiny náročnější druhy bylin a trav (Novák & Prach 2003). Abiotické podmínky prostředí jsou také zodpovědné za existenci primárního bezlesí – prudké svahy, chemické vlastnosti půdy, příliš suché či příliš vlhké prostředí, extrémní klimatické podmínky (Ellenberg 1988). Ve středoevropské krajině je však nejčastěji blokace sukcese způsobena antropogenními vlivy – např. kosením lučních porostů či jejich přepásáním.

Později se však začaly objevovat poznatky podporující názor, že žádný klimax v pravém slova smyslu neexistuje a že základní a nezbytnou součástí kontinuální sukcese jsou všudypřítomné disturbance a pokračování sukcesních změn i za domnělý klimax (Walker & Reddell 2007). Disturbancemi se sukcese vrací zpět, někdy i na počátek, a vytváří se tak v krajině mozaika raných, středních a starších sukcesních stádií. Bylo zjištěno, že z hlediska biodiverzity je nejvýznamnější právě tato mozaika a často i iniciální stádia (Walker & del Moral 2003).

### 1.1.1. Těžební prostory a sukcese

S teorií disturbancí souvisí i změna postoje odborné veřejnosti a ochranářů vůči těžebním prostorům – ty byly dříve vnímány jako jednoznačně škodlivý zásah do krajiny. V nynější době už je víceméně přijat názor, že vznik těžebních prostor je sice pro krajinu na počátku velmi drastickým a destruktivním zásahem, nicméně při ponechání bez umělé rekultivace či pouze s cílenými drobnými úpravami se tyto prostory často stávají ekologicky velmi hodnotným místem (Řehouňková et al. 2011). Je však nutné zajistit, aby daná těžebna nezničila přírodovědecky, historicky či esteticky cennou lokalitu. Mimořádný význam mají spontánně vzniklé mokřady a místa s velmi řídkým vegetačním krytem (Řehouňková et al. 2011) – ta jsou pro množství vzácných organismů, obzvláště v člověkem intenzivně využívané krajině, mnohdy jediná refugia jejich výskytu. Tomu nasvědčuje i fakt, že 16 % chráněných území ve středních Čechách se nachází v bývalých těžebních prostorech či jiných antropogenních tvarech povrchu, v hlavním městě Praze dokonce třetina (Prach 2009).

Sukcese byla u starších těžeben téměř výhradní proces, jímž byl určován jejich vývoj po ukončení těžby. Zásadní změna nastala v šedesátých letech minulého století, kdy byl vydán zákon č. 166/1962 Sb. o lesích a lesním hospodářství a kdy byl novelizován zákon o ochraně zemědělského půdního fondu (jako č. 53/1966 Sb.). Tyto zákony způsobily, že se výsypky a zbytkové těžebny od 60. let začaly ve větší míře rekultivovat (Prach a kol. 2009). Avšak spolu s rostoucím zájmem biologů o těžebny a ekologii obnovy pomalu roste počet míst, kde jsou do rekultivace zapojeni pracovníci ochrany přírody, např. Růženin lom na Hádech (Tichý 2006), lom Mokrý a lom Želešice ([www.rezekvitek.cz](http://www.rezekvitek.cz)), pískovna Cep II (Řehouňková & Řehounek 2013) a větší či menší plochy jsou tedy ponechány samovolné či řízené sukcesí.

Samovolná sukcese na těžbou narušených místech běží s drobnými variacemi obvykle ve standardním pořadí jednoleté byliny – vytrvalé byliny – křoviny – les (Prach & Pyšek 2001). Například ale na Mosteckých výsypkách, jež leží v relativně suché a teplé oblasti, se zformuje velmi vytrvalá polopřírodní lesostep (Prach 2012), v lomech Českého středohoří a Českého krasu se v závislosti na stanovišti v lomu a charakteru okolí můžou zformovat i čistě stepní porosty (Sádlo 1983, Novák & Prach 2003). V některých těžebnách nebo na toxických industriálních stanovištích může být sukcese blokována již na

samém počátku. Např. na průmyslově těžných rašeliništích však může nastat i situace, kdy se klasicky vnímaná sukcese není schopná nastartovat a po dlouhou dobu plochy zůstávají zcela nezarostlé (Bastl 2008). Na druhou stranu téměř okamžitě po ukončení těžby dochází k uchycení dřevin a pak postupnému formování lesa v pískovných (Prach & Pyšek 2001).

### **1.1.2. Lomy a sukcese**

Sukcesi v lomech lze považovat za sukcese primární, protože až na výjimky startuje od holého substrátu, kde není vytvořen půdní profil ani zásoba semen (Walker & del Moral 2003). Hlavní význam kamenolomů (a to zejména těch vápencových) spočívá především v tom, že se jedná o stanoviště velmi chudá na živiny, která jsou v nynější intenzifikované krajině velmi vzácná (Tropek & Prach 2012).

Průběh spontánní sukcese probíhá vždy v čase klesající rychlostí (Sádlo 1983) a je téměř vždy odvislý od stanovištních podmínek prostředí a od charakteru okolní krajiny. Z krajinných faktorů nejvíce ovlivňuje sukcese makroklima, využití okolní krajiny a přítomnost (polo)přirozené vegetace v blízkém okolí (Prach a kol. 2009). Jak v Českém krasu (Karešová 2007), tak v Českém středohoří (Novák & Konvička 2006) bylo prokázáno, že na směr sukcese a rostlinné druhy do ní zapojené mají rozhodující vliv společenstva vyskytující se do vzdálenosti 100 m. V případě, že se stepní porosty vyskytují dostatečně blízko, mohou se na vhodných stanovištích v lomu zformovat čistě stepní porosty. Naopak vlivem klimatu postupuje sukcese v lomech např. na Vysočině rychleji k zapojeným porostům dřevin, které se formují cca od 15. roku po opuštění (Trnková et al. 2010). Druhé složení závisí zejména na vlhkosti stanoviště a vegetaci v blízkém okolí a po 80 letech sukcese je druhové složení v lomu a v okolí téměř stejné a lom tudíž splyne s okolím (Chuman 2006, Prach a kol. 2009, Trnková et al. 2010).

Význam vápencových lomů spočívá především ve vzniku náhradních výslunných stanovišť se specifickými půdními vlastnostmi, kde je možný rozvoj druhově bohatých společenstev s kalcifilními heliofy. Ta jsou v současné krajině s intenzifikovaným hospodařením ohrožena a množství na ně vázaných druhů se proto často řadí mezi vzácnější či ohrožené druhy (Tichý 2006).

## 1.2. Studované území

### 1.2.1. Oblast Českého krasu

CHKO Český kras byla vyhlášena roku 1972 jako typ harmonické krajiny s charakteristickým reliéfem, jejíž ráz je spoluutvářen dlouhodobou lidskou činností (AOPK ČR 2010). Na území se nachází celkem 21 maloplošně zvláště chráněných území (celkem zabírají asi 22 % rozlohy CHKO), z nichž nejméně 14 dává ochranu těžbou narušeným místům ([www.ceskykras.nature.cz](http://www.ceskykras.nature.cz)). Jde o největší vápencové území v Čechách se zachovalými rozsáhlými plochami společenstev skalních stepí, lesostepí a listnatých lesů a velmi bohatou přirozenou květenou a zvířenou.

Zhruba během 5. tisíciletí př. n. l. se v oblasti Českého Krasu objevil neolitický člověk. Ten nejprve krajinu ovlivňoval asi bezvýznamně, později však docházelo k silnému odlesňování za účelem zemědělství. Na těchto odlesněných místech byla chována stáda ovcí a koz, zakládány další osady a pole. V nynější době lesy pokrývají 38 % plochy CHKO (Ložek et al. 2005). Nejrozšířenější lesní vegetační jednotkou jsou dubohabřiny, dále jsou zde významné porosty suťových lesů, teplomilných doubrav a vápnomilných bučin. Nezanedbatelné je bohužel také zastoupení nepůvodních výsadeb - především borovicí černou (*Pinus nigra*) a trnovníkem akátem (*Robinia pseudoaccacia*) bylo takto zničeno množství cenných lokalit (AOPK ČR 2010).

Pestrost zdejší přírody je výrazně ovlivněna říčním a krasovým fenoménem (Ložek et al. 2005), rozšíření některých vzácných společenstev bylo navíc podpořeno specifickým způsobem hospodaření. Podle aktuálního plánu péče o CHKO Český kras (AOPK ČR 2010) je možné vylíčit 3 nejvýznamnější skupiny organismů vázané na obhospodařování člověkem: 1. druhy skalních a suchých trávníků ovlivňovaných pastvou (např. *Anacamptis pyramidalis*, *Poa badensis*, *Adonis vernalis*, *Myosotis stenophylla*, *Orchis morio*, *Scorzonera purpurea*), jež jsou po vymizení pastvy od 50. let 20. století ohrožovány postupující sukcesí; 2. druhy vázané na historické formy hospodaření v lese – pařezení, lesní pastvu či hrabání steliva (např. druhy *Adenophora liliifolia*, *Dactylorhiza sambucina*, *Orchis mascula* a další druhy orchidejí rozvolněných světlých lesů,



kteří jinde v ČR rostou spíše na loukách); 3. vzácné teplomilné plevele vázané na polní hospodaření, které však nyní přežívají pouze v místech s nižší intenzitou používání herbicidů, tedy převážně na okrajích polí (např. *Adonis flammea*, *Ajuga chamaepitys*, *Bifora radians*, *Caucalis platycarpos*, *Galium tricornerutum*, *Nigella arvensis*, *Stachys annua*, *Torilis arvensis*, *Veronica triloba*.). Pro některé z těchto druhů (především pro druhy skal a suchých trávníků) by se lomy mohly stát náhradními stanovišti.

Další významnou skupinou jsou druhy naopak vázané na stinné humózní listnaté lesy s dostatkem mrtvého dřeva (např. *Corallorhiza trifida* a mnohé houby), zapomenout nelze ani na mokřadní druhy, pro které se mohou stát náhradními stanovišti drobné mokřady, jež občas vznikají v lomech.

### 1.2.2 Vápencové lomy Českého krasu

Díky nerostným zdrojům se na území Českého krasu soustředí těžební průmysl. Dobývání vápenců probíhalo ve velmi malé míře už od 13. století, rozvoj pak nastal v 19. a 20. století (Brunnerová 1974). Rozsah pokračující těžby (v CHKO se nalézají 11 schválených dobývacích lokalit, které zaujímají prostor 752 ha, tedy asi 7 % z celkové plochy oblasti (Ložek et al. 2005)) je vnímán jako jeden ze zásadních problémů CHKO (AOPK ČR 2010).

Mimo tyto stále aktivní lomy se zde však vyskytuje množství malých stěnových a jámových lomů, v nichž již byla těžba ukončena. Tyto historické vápencové lomy na území CHKO Český Kras byly občas zavezeny nebo jsou zavaleny odpadem z těžby, který se dříve nevyvážel (Brunnerová 1974). V drtivé většině pak tato místa byla ponechána samovolné obnově, povětšinou jsou již zapojeny do krajiny a jsou-li v určitém sukcesním stádiu lidským faktorem blokovány, jedná se především o důsledek tlaku turistického ruchu (např. lom Alkazar). Jejich význam spočívá jednak v odkryvu mezinárodně významných geologických profilů a jednak ve vytvoření náhradních stanovišť pro ohrožené druhy rostlin a společenstev (AOPK ČR 2010), a to zejména pro druhy vázané na raná sukcesní stadia, skály a stepní trávníky, ve starších lomech jsou také vytvořena společenstva stinných humózních listnatých lesů s dostatkem mrtvého dřeva. Je zajímavé, že zatímco v Českém Krasu je pastva ovcí a koz vnímána na většině míst jako pozitivní žádoucí management, ve Velké Británii je za významný faktor ovlivňující sukcesi pastevní tlak králičích kolonií (Wheater & Cullen 1997, Cullen et al. 1998).

Ve vápencových lomech vlivem těžby vznikají typická stanoviště se specifickými podmínkami (Sádlo 1983). Základny jsou charakteristické plochým terénem s mělkým, zhutněným silně kamenitým substrátem. Ve sníženinách mohou vznikat vodní plochy či mokřady. Etáže jsou stanovištně velmi podobné základnám. Stěny jsou morfologicky nejpestřejší, druhové složení závisí na mnoha faktorech – např. na sklonu, orientaci ke světovým stranám a přítomnosti terýsek (Ursic et al. 1997). Pod stěnami se mohou vytvořit suťové či hlinité osypy, jejichž stabilita roste s věkem (Ursic et al. 1997). Nezbytným pozůstatkem po těžbě jsou také odvaly, jež mají obvykle odlišné složení substrátu od zbytku lomu.

Lomy Českého krasu jsou zkoumány jak z abiotické (Žák et al. 2014), tak z biotické stránky. Sukcesí vegetace v lomech se zabýval Sádlo (1983), Karešová (2007), sukcesí pavoukoců např. Kůrka (2000), sukcesí malakofauny Kocurková (2012). Významem sukcese pro vegetaci a vybrané skupiny členoců se zabývala studie Tropek et al. (2010).

### **1.3 Ekologická obnova**

Sukcese je velmi často hlavní proces, který je prostředkem ekologické obnovy prostor narušených člověkem, a tedy i těžební činností (van Andel & Aronson 2006, Walker et al. 2007). Tato sukcese může být buď usměrňovaná (např. jednorázovými zásahy likvidujícími invazní, ruderalní či jinak expanzivní druhy), cíleně v určitém stádiu blokována (např. disturbancemi udržovaná raná stádia v pískovnáčích, Řehouňková et al. 2011) nebo probíhá spontánně bez lidských zásahů s tendencí dosáhnout „klimaxu“ (což je případ většiny lomů zmíněných v této práci).

Jako přírodě blízkou obnovu však lze v širším měřítku chápat téměř jakýkoli zásah do lidmi negativně ovlivněných krajinných prvků, který má za cíl tento prvek upravit do přírodě blízké podoby, která by tyto negativní vlivy eliminovala (např. Just et al. 2005, Jongepierová et al. 2012, Scotton et al. 2012).

Je-li prostor narušený člověkem rekultivován s cílem obnovit prostor pro zemědělskou či lesnickou činnost, případně vytvořit parky a jiná sportovní a rekreační místa, jedná se o tzv. technickou rekultivaci. Ta obvykle sestává ze zavezení lokality orníci, osetí travinno-bylinným směsí a/ nebo výsadby stromků (Jongepierová et al. 2012). Z dosavadních

poznatků je však zcela zřejmé, že, vzhledem k následnému omezenému hospodářskému využívání těchto rekultivací, je tento proces čistě účelový. Naopak samovolná či řízená sukcese je pro místa po těžbě v naprosté většině případů ideálním řešením – v porovnání s technickou rekultivací je levnější, zapojení vegetace v čase je převážně stejně rychlé a především poskytuje vhodné prostředí pro množství chráněných a ohrožených druhů rostlin i živočichů (Tropek et al. 2010, Řehouňková et al. 2011, Hodačová & Prach 2003). Ekologická obnova navíc pracuje s dalšími činnostmi na podporu ohrožených organismů – buď se řízenými zásahy sukcese usměrňuje (Luken 1990, Walker et al. 2007), v určitém stádiu blokuje (Řehouňková et al. 2011) či se její směr od počátku určuje výsevem cílových druhů rostlin (Cullen et al. 1998, Tichý 2006, Novák & Prach 2010).

Stěžejní pro tuto práci je diplomová práce J. Sádla (Sádlo 1983), která se zabývá geobotanickou charakteristikou kamenolomů v oblasti Českého krasu. Součástí práce je přehled fytoecologických snímků v navštívených lomech.

**Cílem** této práce bylo:

- zopakovat po 31 letech vegetační snímky z práce J. Sádla (Sádlo 1983) a tím zjistit, jakým směrem sukcesní vývoj v lomech pokročil;
- postihnout variabilitu sukcesních stadií ve vztahu k jednotlivým stanovištím v lomech (základna, etáž, stěna, osyp, odval);
- zjistit, pro jaké druhy a skupiny druhů se lomy stávají náhradními stanovišti.

## **2. Metodika**

### **2.1. Sběr dat v terénu**

V rámci terénních prací byla snaha dohledat 31 let staré vegetační snímky RNDr. J. Sádla a zopakovat fytoocenologické snímkování (během června až srpna 2013). V prosinci 2013 byl následně proveden odběr vývrtů pro dendrochronologickou analýzu.

#### **2.1.1. Fytoocenologické snímkování**

Na základě charakteristik uvedených u jednotlivých snímků J. Sádla (název lomu, sklon svahu, orientace svahu, stanoviště - základna, etáž, odval, stěna a suť) byla dohledávána jednotlivá snímkováná stanoviště; bylo také přihlíženo k uvedenému typu vegetace ve vztahu k přibližnému stáří daného lomu, lokalizace některých snímků byla provedena přímo za účasti J. Sádla v terénu. Vzhledem k těmto charakteristikám bylo možné s jistou mírou nepřesnosti určit umístění původního vegetačního snímku. V této fázi byly vyřazeny plochy, které nebylo možné dohledat (charakteristiky u původních snímků byly nečitelné či nedostatečně popsány). Dále bylo množství snímků či celých lomů nenalezeno (historické lůmky byly pohlceny aktivní těžbou ve velkolomech, došlo ke změnám v rámci lomů a stanoviště již neexistovala). Nejvyšší množství ploch však bylo vyřazeno proto, že jejich dohledání bylo zatíženo vysokou mírou nejistoty (snímky ve členitých lomech, snímky v lomech s vysokou heterogenitou vegetace na jednotlivých stanovištích apod.).

Z 554 původních vegetačních snímků, k nimž existovaly výše uvedené charakteristiky, bylo během terénního šetření nakonec lokalizováno 60, na nichž bylo vegetační snímkování zopakováno.

U těchto 60 snímků tedy byla odhadována pokryvnost pro jednotlivé druhy, a to na procenta se zaokrouhlením na 5 %. Při pokryvnosti menší jak 1 % byl rozlišován stupeň r (1 až 2 jedinci s nepatrnou pokryvností) a + (méně jak 1 %) (Kent & Coker 1992). U každého snímku byla dále určena celková pokryvnost mechového ( $E_0$ ), bylinného ( $E_1$ ), keřového ( $E_2$ ) a stromového patra ( $E_3$ ). Z abiotických charakteristik byly zaznamenány sklon svahu a nadmořská výška, jež jsou shodné s charakteristikami uvedenými u původních

snímků. Při určování cévnatých rostlin byla respektována nomenklatura užívaná v Kubát et al. (2002).

Všechny plochy v této práci jsou tzv. „*semi-permanent plots*“ - v 80. letech 19. století byly vegetační snímky lokalizovány pouze na základě slovního popisu či charakteristik prostředí, nikoli přesnými GPS souřadnicemi, jako známe dnes. Je proto pochopitelné, že při dohledávání ploch nebylo možné lokalizovat plochu z prvního snímkování přesně a byla tedy dohledávána spíše stanoviště, kde se, dle dostupných podkladů, dal očekávat původní vegetační snímek. Sběr dat pro tuto práci je tedy kombinací dvou přístupů, tzv. „*space-for-time substitution*“ a „*permanent plot research*“ (Pickett 1989).

### **2.1.2. Odběr vývrtů pro dataci pomocí dendrochronologie**

Vzhledem k převážné absenci dostupných dat o ukončení těžby v jednotlivých částech lomů a někdy i v celých lomech bylo nutné zvolit datační techniku, která by byla použitelná pro podmínky lomů. Díky vysokému sukcesnímu stáří lomů a častému výskytu již vzrostlých stromů v lomech bylo zvoleno datování pomocí počítání letokruhů. V každém vegetačním snímku a jeho okolí v obdobném sukcesním stádiu byl vybrán nejstarší strom (příp. keř), z něhož byl pomocí Presslerova nebozezu odebrán reprezentativní vývrt (Drápala & Zach 1995).

## **2.2. Zpracování a analýza dat**

### **2.2.1. Datace sukcesních stádií pomocí dendrochronologie**

Z vývrtů byl pomocí lupy odečten jejich věk. Ke každé hodnotě napočítaných letokruhů bylo standardně připočteno 10 let, protože stromy se zpravidla neuchycují hned po opuštění příslušného místa v lomu (Novák & Prach 2003, Trnková et al. 2010); rovněž nebylo vždy možné odebrat vzorek hned u paty kmene (Drápala & Zach 1995). Za rok prvního snímkování byl vždy považován rok 1982, ačkoli snímkování probíhalo v letech 1981-1983.

Datace sukcesních stádií touto metodou byla ověřována dle dostupných informací buď v jiných pracích (Brunnerová 1974, Borská 2009, Kocurková 2012) nebo dle ústních sdělení (J. Sádlo 2013, K. Prach 2014). Podle zjištěného stáří byly fytoocenologické snímky dále rozděleny do následujících kategorií odpovídajících iniciálním sukcesním stádiím (1-3 roky, tato kategorie nebyla obsazena), raným (4-10 let), mladším (11-25 let), středním (26-40 let) a starším (> 40 let) (Prach et al. 2014a).

Celkem bylo do této práce zařazeno 23 lomů s 60 vegetačními snímky v opakování po 30 letech (lokalizace včetně zeměpisných souřadnic viz *Příloha II.*). Datací byla zachycena sukcesní stádia lomů, jejichž věk od opuštění byl 6 let (část lomu Čertovy schody) až 102 let (bezejmenný lůmek u železniční trati mezi Srbskem a Karlštejnem). Na základě zjištěných informací byly následně vyjmuty 2 snímky (tedy 4 z celého souboru snímků) – osypy v lomu Alkazar (z důvodu historických prořezávek u paty skalní stěny) a odval na Čertových schodech (z důvodu nových navážek).

Při rozřazení do věkových kategorií je evidentní, že většina studovaných stanovišť v lomech, jež jsou prezentovány vegetačními snímky, je již v pokročilém sukcesním stádiu (cca 57 % snímků je starších než 40 let). Střední sukcesní stádia (26 – 40 let) byla zaznamenána ve 14 % snímků, mladší (11 – 25 let) ve 26 % snímků a ranná stádia (4 – 10 let) pouze ve 3 % snímků. Iniciální sukcesní stádia (1 – 3 roky) nebyla v této studii zaznamenána vůbec (viz *Tab. 1*).

**Tab. 1:** Zastoupení snímků v jednotlivých věkových kategoriích.

	<b>1-3 roky</b>	<b>4-10 let</b>	<b>11-25 let</b>	<b>26-40 let</b>	<b>&gt; 40 let</b>
<b>Rok 1983</b>	0	4	30	12	12
<b>Rok 2013</b>	0	0	0	4	54
<b>Celkem</b>	0	4	30	16	66

Je zřejmé, že datace provedená tímto způsobem je spíše odhadem. Autorka si uvědomuje možnou přítomnost procesů, které tuto dataci činí nepřesnou (např. opožděný nástup dřevin apod.), avšak ověřováním z jiných zdrojů byla snaha tuto dataci co nejvíce přiblížit skutečnosti.

## 2.2.2. Analýza vegetačních dat pomocí mnohorozměrných statistických metod

Jednotlivé hodnoty pokryvností byly nejprve transformovány následujícím způsobem:

1. snímky J. Sádla zaznamenané v Braun-Blanquetově stupnici:  $r = 0.02 \%$ ,  $+ = 0,5 \%$ ,  $1 = 3 \%$ ,  $2 = 18 \%$ ,  $3 = 35 \%$ ,  $4 = 63 \%$ ,  $5 = 82 \%$ .

2. vlastní snímky zaznamenané v procentuální stupnici se zaokrouhlením na  $5 \%$  a  $r = 0.02 \%$ ,  $+ = 0,5 \%$ , dále dle zaznamenaných hodnot (van der Maarel 1979)

Druhy v jednotlivých snímcích byly dle fytoecologické příslušnosti rozděleny do následujících kategorií na druhy: 1. lesní a druhy křovin, 2. luční (mezické), 3. synantropní (zahrnující také ruderalní a invazní), 4. otevřených stanovišť (skal, drolnin a sutí), 5. xerothermních trávníků a teplomilných lemů (podle Prach et al. 2014a). Dle Pyška et al. (2012) byly vylišeny nepůvodní druhy, dle Grulich (2012) ohrožené druhy Červeného seznamu s rozlišením kategorií ochrany (zastoupené kategorie: A2 – neznámý, C1 – kriticky ohrožený, C2 – silně ohrožený, C3 – ohrožený, C4 – vyžadující další pozornost), dle Ellenberga (1991) byly určeny Ellenbergovy hodnoty pro světlo, vlhkost a živiny pro jednotlivé druhy. Za cílové druhy byly zvoleny druhy zařazení do kategorie 4. (druhy otevřených stanovišť) a 5. (druhy xerothermních trávníků a teplomilných lemů).

Poté byla tato data vyhodnocena pomocí programů Canoco for Windows 4.5. (ter Braak & Šmilauer 2002) a CanoDraw for Windows (ter Braak & Šmilauer 2002). Nejprve byla použita metoda DCA (*Dentrended Correspondence Analysis*), po zjištění délky gradientu (6,1) byly zvoleny metody unimodálního rozdělení DCA. Za vysvětlující (environmentální) proměnnou byl zvolen čas, ostatní faktory prostředí (celkový počet druhů, počet druhů Červeného a černého seznamu, počet cílových druhů a Ellenbergovy hodnoty pro světlo, vlhkost a živiny) byly do grafu promítnuty jako pasivní proměnné. Pro zpřehlednění grafických výstupů a jejich interpretace bylo v diagramech použito pouze 51 druhů (weight range 8 %).

Pro posouzení vztahů mezi druhovými daty a charakteristikami prostředí byla provedena analýza CCA (*Canonical Correspondence Analysis*). Uvedením příslušnosti k lomu jako kovariáty došlo k odstranění negativního vlivu na vysvětlované proměnné, který bylo možné očekávat při výskytu více snímků v jednom lomu. Byl proveden rozklad variance (*variation partitioning*) s následujícími proměnnými: odvaly, základny+etáže, stěny, osypy

věk, a dále s interakcemi věk\*odvaly, věk\*základny+etáže, věk\*stěny a věk\*osypy. Tímto způsobem byly zjištěny marginální a parciální vlivy jednotlivých vysvětlujících proměnných. Marginální (nezávislý) vliv je taková část variability v druhových datech, kterou by vysvětlil omezený ordinační model s použitím dané charakteristiky prostředí jako jediné vysvětlující proměnné. Parciální (podmíněný) vliv proměnné prostředí je variabilita vysvětlená touto proměnnou po oddělení možných korelací s ostatními proměnnými prostředí (Lepš & Šmilauer 2003). Významnost modelu byla testována Monte Carlo permutačním testem se 499 permutacemi.

Kruskall-Wallisovým testem byla testována průkaznost rozdílu druhového složení jednotlivých skupin druhů (1. lesní a druhy křovin, 2. luční (mezické), 3. synantropní (zahrnující také ruderalní a invazní), 4. otevřených stanovišť (skal, drolin a sutí), 5. xerothermních trávníků a teplomilných lemů) mezi prvním a druhým snámkováním.



### 3. Výsledky

Celkově bylo během prvního a druhého snímkování zaznamenáno 341 druhů cévnatých rostlin a 5 kaprad'orostů (v letech 1981-1983 bylo zaznamenáno 261 druhů, v roce 2013 celkem 246 druhů). Jednalo se tedy celkem o 22 % druhů cévnatých rostlin zaznamenaných na území CHKO Český kras od roku 1970 v (Nálezová databáze ochrany přírody České republiky, <http://portal.nature.cz>, 6. 12. 2014). Z toho bylo 57 druhů zařazených v Červeném a dva druhy v Černém seznamu cévnatých rostlin České Republiky, celkově tedy téměř 23 % ze všech ohrožených druhů vyskytujících se v Nálezové databázi ochrany přírody České republiky (kategorie EX, CR, EN, VU, NT a DD) (<http://portal.nature.cz>, 6. 12. 2014). Devět druhů bylo neofytů mezi nimiž byly 4 druhy invazní. Jedná se o *Bunias orientalis*, *Echinops sphaerocephalus*, *Impatiens parviflora* a *Solidago canadensis*. Kromě druhu *Impatiens parviflora* byly všechny tři druhy nalezeny až při snímkování v roce 2013, a to ojediněle a ve velmi nízkých pokryvnostech. Druh *Impatiens parviflora* se během snímkování J. Sádla vyskytoval ve větších pokryvnostech pouze v Kavčím lomu a ojediněle v Beranově lomu. V roce 2013 už byl jeho výskyt zaznamenán v 11 lomech z celkových 23 (pokryvnost nad 10 % byla zaznamenána v lomech: Kavčí lom, Tetínská rokle, Beranův lom a lom Kazatelna).

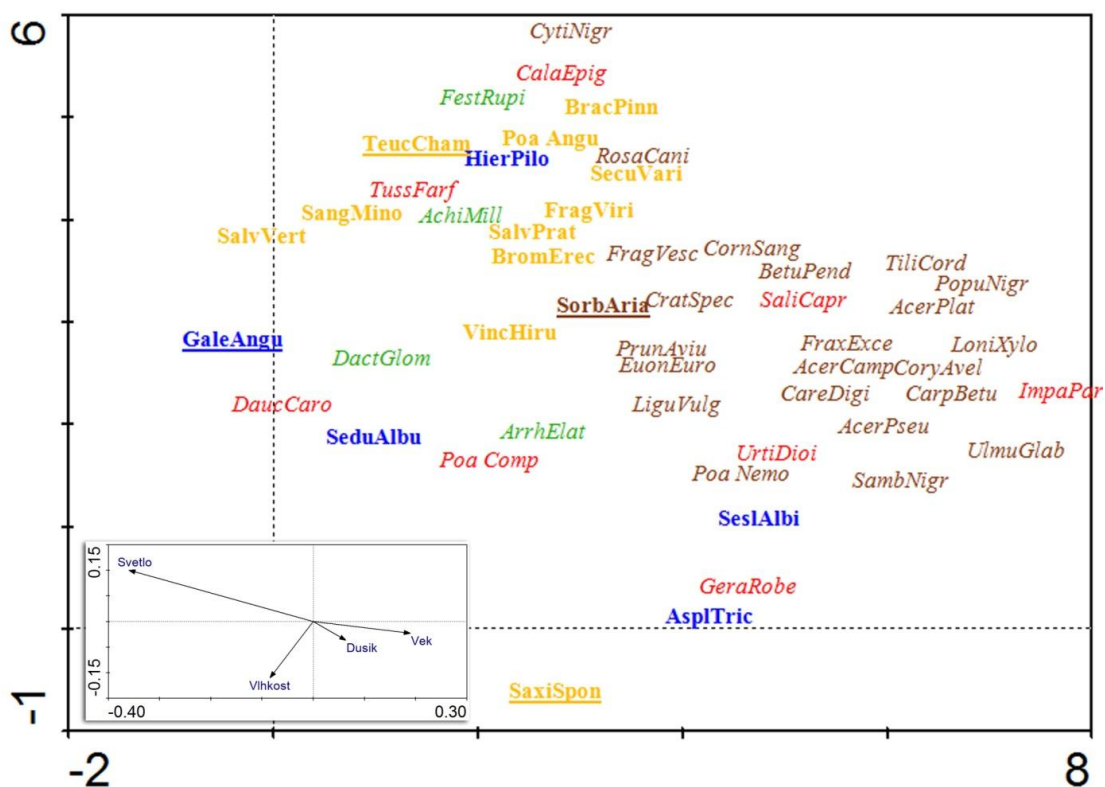
Dva nyní již nezvěstné taxony (A2) *Linaria arvensis* a *Crepis foetida* subsp. *foetida* byly během prvního snímkování zaznamenány v lomech Liščárna (*L. arvensis*, *C. foetida* subsp. *foetida*) a Chlum (*C. foetida* subs. *foetida*). Během roku 2013 již nebyl jejich výskyt ověřen. Taktéž kriticky ohrožený druh *Conringia orientalis* nebyl v lomu Chlum znovu nalezen. Celkově bylo během prvního snímkování zaznamenáno 45 druhů Červeného a černého seznamu, z nichž 28 již nebylo v roce 2013 ověřeno. Během druhého snímkování bylo zaznamenáno 31 druhů, z nich 14 bylo pro zkoumané plochy nových.

Nejvíce taxonů Červeného seznamu se nachází ve skupině druhů xerothermních trávníků a teplomilných lemů. Polovina zaznamenaných ohrožených druhů je ze skupin zahrnujících cílové druhy – druhy otevřených stanovišť a druhy xerothermních trávníků a teplomilných lemů (viz Tab. 2).

**Tab. 2:** Celkový počet druhů a počet druhů Červeného seznamu v jednotlivých skupinách.

Skupiny druhů	Celkový počet druhů			Druhy Červeného seznamu		
	<i>celkem</i>	1982	2013	<i>celkem</i>	1982	2013
Lesní a křoviny	88	69	70	13	10	9
Luční (mezické)	46	34	35	2	2	0
Synantropní	80	55	52	13	10	4
Otevřených stanovišť	22	66	55	6	5	5
Xerothermních trávníků a teplomilných lemů	77	21	17	23	18	11
Nezařazeno	33	16	17	2	0	2
<b>CELKEM</b>	<b>346</b>	<b>261</b>	<b>246</b>	<b>59</b>	<b>45</b>	<b>31</b>

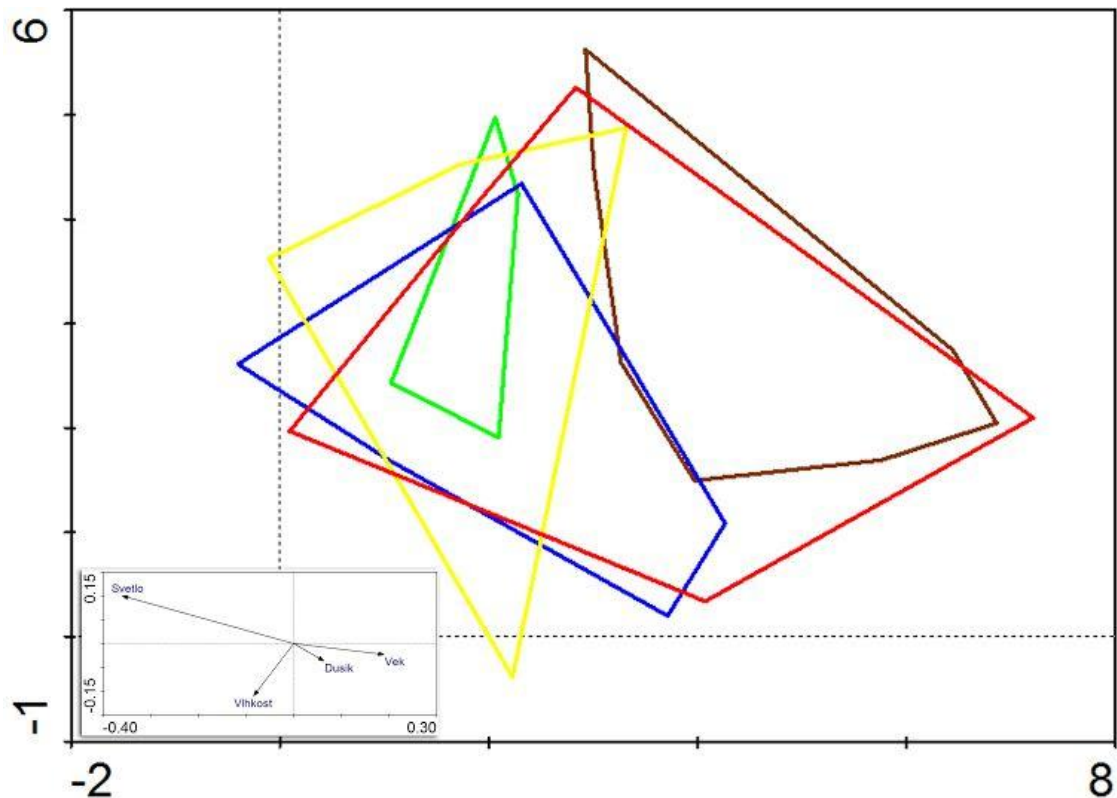
Při analýze DCA ( $\lambda_1 = 0,043$ ,  $\lambda_2 = 0,037$ ) je možné první osu interpretovat hlavně jako čas, druhou osu hlavně jako vlhkostní gradient. Je zde patrný obecný směr sukcese, která směřuje ke společenstvům s lesními druhy a druhy křovin. S postupujícím výskytem těchto druhů roste množství živin a klesá výskyt světlomilných druhů, které jsou naopak typické pro časnější stádia sukcese (*Obr. 1*). Druhy synantropní a ruderální se vyskytují během celé sukcese nezávisle na vlastnostech prostředí – ve vyvinutých lesních porostech se vyskytuje invazní *Impatiens parviflora*, na vlhkých skalních stěnách s *Asplenium trichomanes* či *Sesleria albicans* se může vyskytovat *Geranium robertianum*, v zapojených suchých nelesních porostech expanzivní *Calamagrostis epigejos*.



**Obr. 1:** DCA druhů (zobrazeny pouze druhy s váhou min. 8 %) na základě jejich cenotické příslušnosti a následného rozřazení do skupin. Skupiny druhů: lesní (hnědě), luční – mezické (zeleně), otevřených stanovišť (modře), xerothermních trávníků a teplomilných lemů (žlutě), synantropní (červeně). Podtržené – druhy Červeného seznamu, tučné – cílové druhy. Vložený graf – pasivní proměnné: světlo, vlhkost, živiny (dusík) dle *Ellenberg et al. (1991)*, environmentální proměnná: věk (stáří lomu od opuštění). Použité zkratky druhů: AcerCamp – *Acer campestre*, AcerPlat – *Acer platanoides*, AcerPseu – *Acer pseudoplatanus*, AchiMill – *Achillea millefolium*, ArrhElat – *Arrhenaterum elatius*, AsplTric – *Asplenium trichomanes*, BetuPend – *Betula pendula*, BracPinn – *Brachypodium pinnatum*, BromErec – *Bromus erectus*, CalaEpig – *Calamagrostis epigejos*, CareDigi – *Carex digitata*, CarpBetu – *Carpinus betulus*, CornSang – *Cornus sanguinea*, CoryAvel – *Corylus avellana*, CratSpec – *Crataegus* sp., CytiNigr – *Cytisus nigricans*, DactGlom – *Dactylis glomerata*, DaucCaro – *Daucus carota*, EuonEuro – *Euonymus europaea*, FestRupi – *Festuca rupicola*, FragVesc – *Fragaria vesca*, FragViri – *Fragaria viridis*, FraxExce – *Fraxinus excelsior*, GaleAngu – *Galeopsis angustifolia*, GeraRobe – *Geranium robertianum*, HierPilo – *Hieracium pilosella*, ImpaParv – *Impatiens parviflora*, LiguVulg – *Ligustrum vulgare*, LoniXylo – *Lonicera xylosteum*, Poa Angu – *Poa angustifolia*, Poa Nemo – *Poa nemoralis*, PoaComp – *Poa compressa*, PopulNigr – *Populus nigra*, PrunAviu – *Prunus avium*, RosaCani –

*Rosa canina* agg., SaliCapr – *Salix caprea*, SalvPrat – *Salvia pratensis*, SalvVert – *Salvia verticiliata*, SambNigr – *Sambucus nigra*, SangMino – *Sanguisobra minor*, SaxiSpon – *Saxifraga rosacea* subsp. *spondyphyllos*, SecuVari – *Securigea varia*, SeduAlbu – *Sedum album*, SesiAlbi – *Sesleria albicans*, SorbAria – *Sorbus aria*, TeucCham – *Teucrium chamaedrys*, TiliCord – *Tilia cordata*, TussFarf – *Tussilago farfara*, UlmuGlab – *Ulmus glabra*, UrtiDioi – *Urtica dioica*, VincHiru – *Vincetoxicum hirundinaria*.

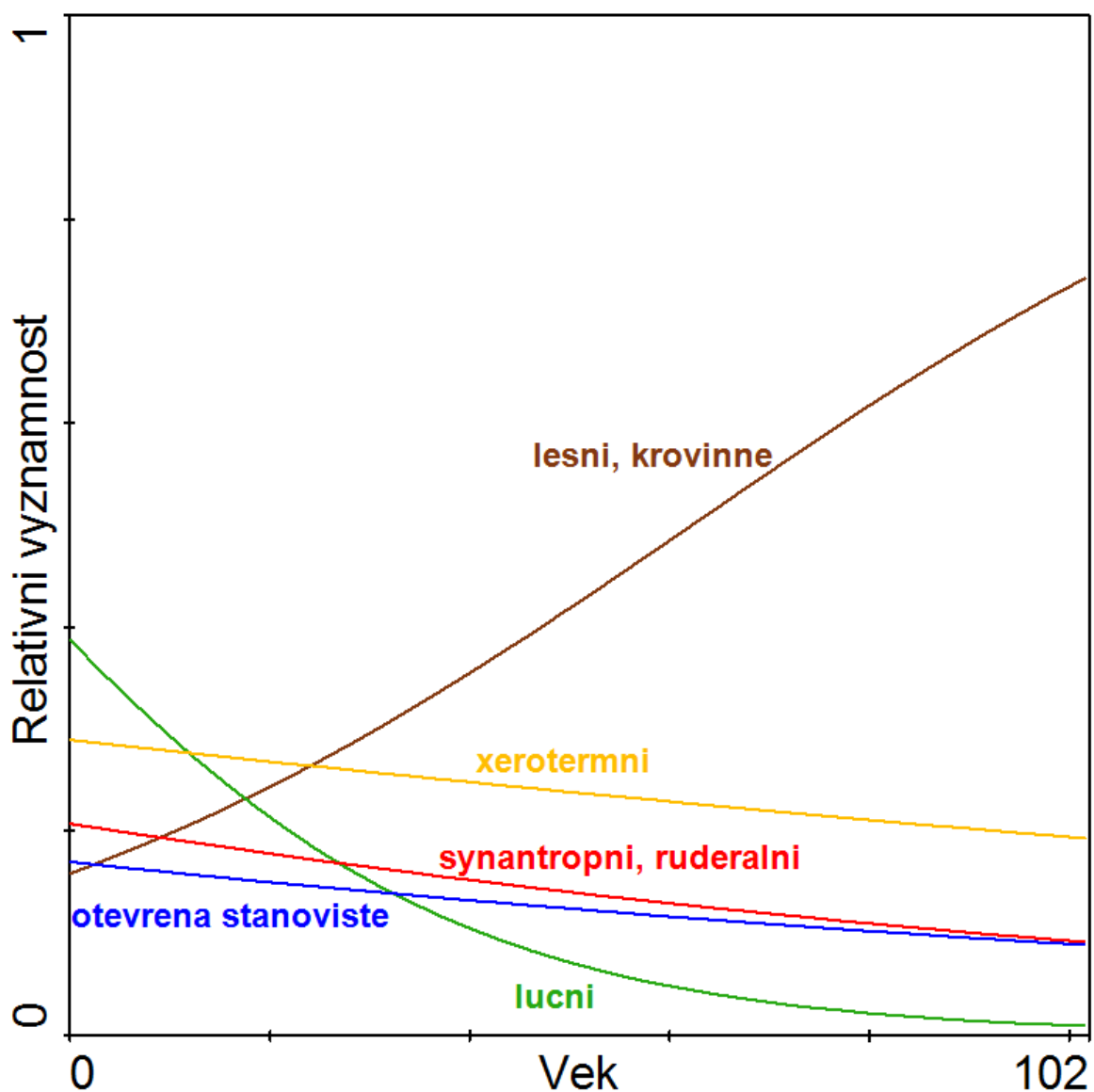
V analýze druhů pomocí DCA, pro niž bylo použito zobrazení obálkami (Obr. 2), lze vidět velkou vyhraněnost lesních druhů a širokou ekologickou amplitudu synantropních druhů. U druhů nelesních (lučních – mezických, otevřených stanovišť a xerothermních trávníků a teplomilných lemů) dochází v ekologických nárocích k silnému překryvu.



**Obr. 2:** DCA druhů na základě jejich cenotické příslušnosti a následného rozřazení do skupin. Obálky vymezující druhy lesní (hnědě), luční – mezické (zeleně), otevřených stanovišť (modře), xerothermních trávníků a teplomilných lemů (žlutě), synantropní (červeně). Vložený graf – pasivní proměnné: světlo, vlhkost, živiny (dusík) dle Ellenberg et al. (1991), environmentální proměnná: věk (stáří lomu od opuštění).

Rozdíl mezi druhovým složením snímků z roku 1983 a z roku 2013 byl testován Kruskal-Wallisovým testem. Změna druhového složení je statisticky neprůkazná ( $p=0,07$ ;  $F=5,2$ ).

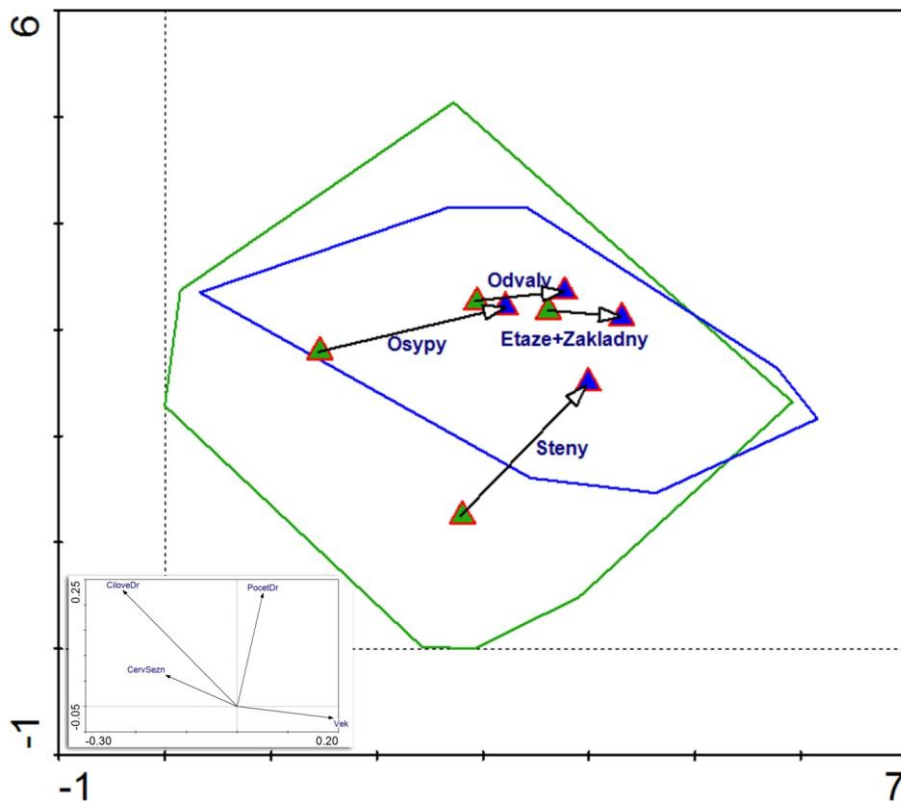
V souvislosti se změnou druhového složení během sukcese (Obr. 3) je možné vidět postupné snižování pokryvností všech skupin druhů kromě lesních a křovinných. Velmi výrazný je pokles lučních (mezických) druhů, které během pozorovaných sukcesních změn téměř vymizely.



**Obr. 3:** DCA křivka odpovědi cenotických skupin druhů na gradient prostředí - věk. Relativní významnost jednotlivých skupin je vyjádřena pomocí jejich pokryvností.

### 3.2. Analýza jednotlivých stanovišť

V analýze DCA se zobrazením dvou obálek kategorií snímků (z roku 1983 a 2013) a stanovišť je zřejmé, že snímky z roku 1983 zabíraly širší ekologickou amplitudu než snímky z roku 2013. Obecně lze říci, že s postupující sukcesí jsou patrné tendence k poklesu počtu cílových a ohrožených druhů (v případě osypů, odvalů a etáží+základny). U stěn dochází ke zvyšování druhové bohatosti (*Obr. 4*).



**Obr. 4:** Srovnání vegetačních snímků z roku 1983 a 2013 pomocí DCA. Obálky okolo vegetačních snímků z roku 1983 (zeleně), 2013 (modře). V grafu jsou promítnuty centroidy pro jednotlivá stanoviště (odvaly, osypy, stěny a etáže+základny) z roku 1983 (zeleně) a 2013 (modře). Vložený graf znázorňuje pasivně promítnuté vlastnosti vztahující se ke snímkům – PocetDr (celkový počet druhů ve snímku), CiloveDr (celkový počet cílových druhů ve

snímku), CervSezn (celkový počet druhů Červeného a černého seznamu České Republiky ve snímku) a environmentální proměnnou Vek (stáří snímku).

Analýzou CCA byl testován vliv devíti nejvýznamnějších proměnných (vybrány procesem forward selection) na druhové složení. Největší vliv na druhové složení měl věk, dále také druh stanoviště – stěny (Tab. 3). Tyto dvě charakteristiky měly průkazný jak marginální, tak parciální efekt. Průkazný pouze marginální efekt měla charakteristika prostředí interakce věku se stanovištěm – stěnami a samostatně stanoviště základny+etáže a osypy. Ostatní charakteristiky prostředí byly neprůkazné.

**Tab. 3:** Charakteristiky prostředí a jejich marginální a parciální vlivy na druhové složení (CCA). Marginální vliv – variabilita vysvětlená proměnnou bez ohledu na ostatní vysvětlující proměnné, parciální vliv – variabilita vysvětlená proměnnou s použitím ostatních proměnných jako kovariát, *F* – hodnota *F* statistiky, *p* – hladina pravděpodobnosti získaná Monte Carlo permutačním testem (\*  $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , ns = neprůkazné), % – podíl vysvětlené variability.

	marginální vliv			parciální vliv		
	<b>p</b>	<b>F</b>	<b>%</b>	<b>p</b>	<b>F</b>	<b>%</b>
<b>Věk</b>	**	2.35	30	**	2,35	30
<b>Stěny</b>	**	1.58	20	**	1,52	19
<b>Věk*Etáž</b>	ns	1.5	13	ns	1,22	16
<b>Věk*Stěny</b>	**	1.61	20	ns	1,22	16
<b>Etáže+základny</b>	*	2.97	36	ns	1,18	15
<b>Odvaly</b>	ns	1.17	14	ns	1,18	15
<b>Osypy</b>	*	1.31	17	ns	1,17	15
<b>Věk*Odvaly</b>	<i>netestováno</i>			ns	1,11	14
<b>Věk*Osypy</b>	ns	1.10	14	ns	0,9	12

## 4. Diskuze

### **4.1. Sukcese vegetace a vliv faktorů prostředí**

Sukcesi v lomech lze považovat za sukcesi primární, protože až na výjimky startuje od holého substrátu, kde není vytvořen půdní profil ani zásoba semen (Walker & del Moral 2003). Sukcese v lomech většinou směřuje k bezproblémovému začlenění lomů do krajiny (např. Novák 2006, Trnková et al. 2010). Téměř všechny druhy nalezené během prvního a druhého snímkování jsou známy z oblasti CHKO Český kras také z jiných míst (NDOP - <http://portal.nature.cz>, 6. 12. 2014). Druhy v Nálezové databázi ochrany přírody neuvedené (*Crepis foetida* subsp. *foetida* (A2) – lom Chlum a lom Liščárna, *Diploxys muralis* (C4a) – lom Chlum, *Linaria arvensis* (A2) – lom Liščárna, *Vicia lathyroides* (C3) – lom Chlum) lze vysvětlit tím, že aplikace NDOP (spuštěná pro vkládání dat až roku 2008) není kompletním přehledem všech výskytů rostlinných druhů, a je tedy možné, že některé druhy v ní nemusí být zaznamenány (např. historické údaje či ojedinělé výskyt jedinců). Je evidentní, že proces sukcese v lomech má tendenci dospět k lesním společenstvům (Novák & Prach 2003, Trnková et al. 2010). Dle Nováka (2006) je důležité, byly-li lomy v Českém středohoří opuštěny před či po změně hospodaření v 50. letech 20. století. Tehdy došlo k téměř úplnému vymizení pastvy ovcí a koz a starší lomy tedy měly v době svého opuštění více xerothermní okolí a byla tedy větší pravděpodobnost, že dojde na místo lesních společenstev k vytvoření xerothermních trávníků. Také v některých navštívených lomech v Českém krasu, které byly opuštěné přibližně před rokem 1960 (kdy došlo k vymizení pastvy v okolí Prahy včetně Českého krasu, Dostálek & Frantík 2012), došlo k vytvoření a udržení xerothermních trávníků či řídkých křovin. Avšak velmi často jsou tato místa s mělkým půdním profilem také pod silným turistickým tlakem.

Je však zřejmé, že místa, kde nedošlo k vytvoření lesních společenstev (ať už z výše uvedeného či z důvodu výskytu mladších sukcesních stádií nebo příliš strmých stěn, nestabilních osypů a mělkých půd), jsou stanovištěm poloviny všech nalezených ohrožených druhů a v ochraně přírody tedy mají nezanedbatelný význam (Tropek et al. 2010). Celkový význam spontánně zarůstajících lomů dokresluje záznamy téměř 23 % všech ohrožených druhů celého Českého krasu v navštívených lomech (srovnáno s Nálezovou databází ochrany přírody, [www.portal.nature.cz](http://www.portal.nature.cz)), bez ohledu na cenotickou příslušnost. Pouze 38 % ohrožených



druhů se však podařilo po 30 letech znovu zaznamenat. Toto může být jednak způsobeno vývojem stanovišť, a dále také pohybem druhů v prostoru (např. *Conringia orientalis* sice nebyla při druhém snímkování ověřena, ale v roce 2012 byla zaznamenána na okraji pole vedle lomu, K. Prach, ústní sdělení 5. 12. 2014) či určitou nepřesností v opakované lokalizaci snímků a nízkými pokryvnostmi těchto druhů. Pro ochranu přírody má také velký význam to, že se v navštívených lomech vyskytuje pouze několika málo neofytů se zanedbatelnými pokryvnostmi, což bylo zjištěno také v Růženině lomu u Moravského krasu (Tichý 2006) či u lomů na Českomoravské vrchovině (Trnková et al. 2010). Vyšší pokryvnosti má pouze invazní druh *Impatiens parviflora*, který se však hojně vyskytuje v celém Českém krasu až v humózních vlhkých lesích starších sukcesních stádií (Novák & Prach 2003) s drobnými disturbancemi (Hejda 2012) a není tedy možné vnímat jeho výskyt jako ohrožení pro cílové druhy a směr sukcese. Je však možné, že zanedbatelný výskyt neofytů a invazních druhů je dán lokací lomů na území CHKO, kde je výskyt potenciálně nebezpečných druhů hlídán a monitorován a není tedy možné výsledky této studie zobecnit na území celé České republiky.

To, že změna druhového složení je nejsilněji ovlivněna sukcesním stářím, je věc všeobecně známá (Glenn-Lewin et al. 1992, Walker & del Moral 2003). Je známá jak z jiných lomů (Ursic et al. 1997, Novák a Prach 2003, Trnková et al. 2010), tak např. z pískoven (Řehouňková & Prach 2006). V této studii nebyla zachycena iniciální stádia a reprezentativní počet vegetačních snímků je až od věkové kategorie 11 - 25 let. Druhy na počátku gradientu sukcesního stáří (viz Obr. 1), jako jsou *Galeopsis angustifolia*, *Daucus carota*, *Salvia verticiliata* a *Sanguisorba minor*, je tudíž nutné vnímat jako druhy mladších sukcesních stádií, nikoli ranných či dokonce iniciálních. Na druhé straně pozdní sukcesní stádia jsou v práci zastoupena hojně, a druhy jako *Lonicera xylosteum*, *Carpinus betulus*, *Ulmus glabra* a invazní *Impatiens parviflora* je tedy možné vnímat jako druhy společenstev, která jsou po vytvoření v lomech vcelku stabilní. Vliv vlhkostního gradientu byl prokázán především v pískovnách (Řehouňková & Prach 2006, Schmidtmayerová 2013). V případě lomů Českého krasu se zdá, že význam vlhkostního gradientu způsobují na jedné straně vlhké, již zastíněné skalní stěny např. s druhy *Asplenium trichomanes*, *Sesleria albicans*, *Saxifraga rosacea* subsp. *sponhemica* (tento druh je sice dle Ellenberg et al. (1991) zařazen do skupiny xerothermních druhů, ale v lomech Českého krasu se vyskytuje spíše na severních stěnách), *Geranium robertianum* a na druhé straně suché trávníky, lemy a suchomilné lesní a

křovinné druhy s výskytem např. *Cytisus nigricans*, *Brachypodium pinnatum*, *Poa angustifolia*, *Securigera varia*, *Teucrium chamaedrys* či *Sorbus aria* a *Rosa canina* agg.

Obecně známým gradientem je i v této studii gradient světla, který jde proti sukcesnímu stáří a proti množství živin v půdě (Tilman 1988). Gradient světla je ovlivněn postupným uchycováním druhů keřů a stromů, které znemožňují jednak zástínem a jednak hromaděním opadu výskyt konkurenčně slabých, nitrofóbních a světlomilných druhů (Pickett & White 1985).

Tímto postupným hromaděním opadu v průběhu mladších sukcesních stádií lze vysvětlit zdánlivě podobné stanovištní nároky nelesních skupin druhů (otevřených stanovišť, lučních (mezických) a xerothermních trávníků a teplomilných lemů). Na všech stanovištích v lomech se v důsledku vytváření reliéfu v průběhu těžby, neprobíhajícím rekultivacím a potěžebním úpravám vyskytuje pestrá mozaika mikrostanovišť – od míst s vystupující matečnou horninou (kde se vyskytují druhy otevřených stanovišť) až po místa, kde došlo k ukládání půdy a živin a je tedy možný výskyt až lučních druhů (např. terásky ve skalních stěnách, Ursic (1997), či deprese na základnách a etážích), nebo se v malých depresích mohou tvořit i mokřady. Tato drobná mozaika stanovišť tedy umožňuje míšení druhů různých cenotických skupin. V průběhu sukcese však tato pestrá mozaika většinou postupně mizí a dochází k ustálení lesních a křovinných společenstev, která homogenizují prostor. Neobvyklé druhové kombinace ve fytoocenologických snímcích byly zjištěny také v Růženině lomu u Moravského krasu (Tichý 2006).

Naopak zcela nezávisle na stanovištích se vyskytují synantropní druhy. Na rozdíl od všeobecného předpokladu, že jejich zastoupení během sukcese klesá (Walker & del Moral 2003) se však zdá, že ve zkoumaných sukcesních stádiích v lomech Českého krasu je podíl jejich účasti víceméně stabilní. Ve vápencových lomech Moravského krasu jsou mezi významné synantropní druhy uplatňujícími se v sukcesi řazeny např. *Poa compressa*, *Tussilago farfara* či *Calamagrostis epigejos* (Tropek et al. 2011), jejichž význam v sukcesi byl zjištěn také v lomech Českého krasu.

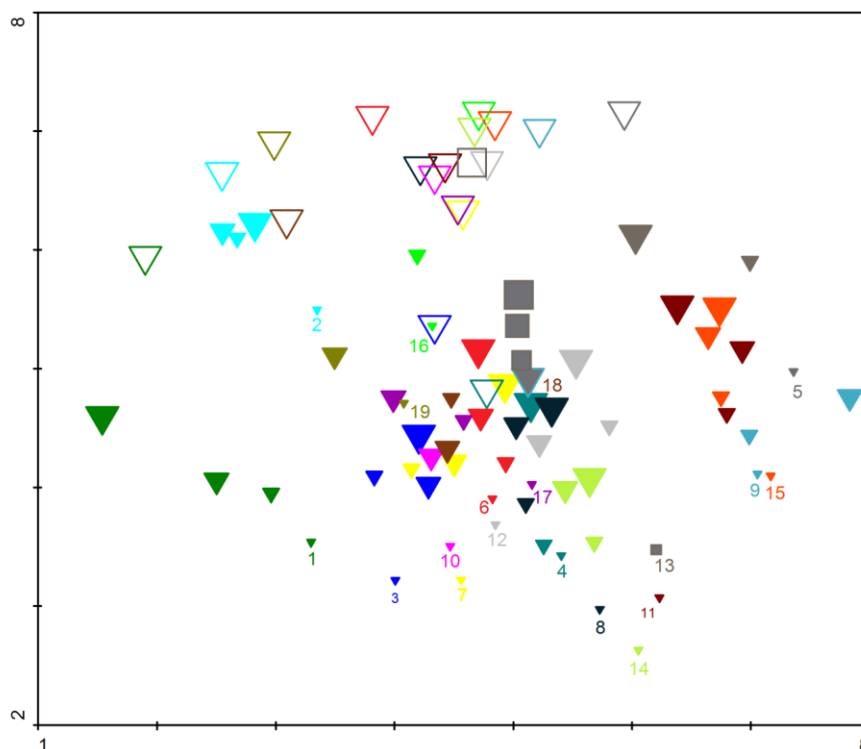
Iniciální sukcesní stadia v lomech bývají výrazně diverzifikovanější než starší (Ursic 1997). V případě lomů Českého krasu se zdá, že sukcese na všech jednotlivých stanovištích směřuje k lesním společenstvům, je tedy konvergentního charakteru (Walker & del Moral 2003). Postupně dochází ke snižování počtu cílových druhů, ohrožených druhů a částečně

také celkového počtu druhů. Částečně odlišná je sukcese na skalních stěnách, kde s věkem dochází k postupnému zvyšování počtu druhů. To je dáno pravděpodobně tím, že na extrémních stanovištích dochází často sice k pomalému, ale setrvalému nárůstu druhů (Peet 1978). Avšak je nutné si uvědomit, že téměř polovina stěn byla zachycena v mladším či středním sukcesním stádiu, kdy je jejich druhová bohatost nejvyšší (Ursic et al. 1997) a lze tedy předpokládat, že tento nárůst diverzity nebude trvalý.

Průkazný vliv času (tedy sukcesního stáří) na druhové složení v lomech byl zaznamenán také v dalších studiích, jež se zabývají spontánní sukcesí na narušených a následně opuštěných místech (Ursic et al. 1997, Novák & Prach 2006, Trnková et al. 2010). Rychlost sukcese (resp. rychlost směny dominantních druhů rostlin) s věkem klesá (Prach et al. 1993). Toto potvrzuje statistická neprůkaznost rozdílu mezi druhovým složením snímků z prvního a druhého snímkování, jež ukazuje, že sukcesní změny v pokročilejších stádiích sukcese již probíhají relativně pomalu.

#### **4.2. Sukcese v lomech Českého krasu v širších souvislostech**

Základní sukcesní pochody (jednoleté byliny – vytrvalé byliny – křoviny – les, Prach & Pyšek 2001), probíhají na všech stanovištích víceméně stejně, pouze tyto změny probíhají v různých časových horizontech. Také v lomech Českého krasu je patrná tendence stanovišť dospět k lesním společenstvům. Toto základní schéma sukcese pro temperátní oblasti lze pozorovat i v jiných sukcesních sériích včetně těch v čedičových lomech Českého Středohoří a vápencových lomech Moravského krasu, viz *Obr. 5* (Prach et al. 2014b). První osu grafu nepřímé gradientové analýzy 19 sukcesních sérií lze interpretovat jako vlhkost a druhou osu jako čas, čili sukcesní stáří. Je patrné, že sukcese v lomech Českého krasu je velmi podobná sukcesi ve vápencových lomech v Moravském krasu a sukcesi v převážně čedičových lomech v Českém středohoří. Všechny tyto tři série spojuje nejen skutečnost, že běží v lomech, ale zároveň se nacházejí v nejsušších a nejteplejších oblastech státu. Sukcese v kyselých lomech na Českomoravské vrchovině je výrazně posunuta směrem k vlhčímu konci gradientu.



**Obr. 5:** Sukcesní série na narušených stanovištích v rámci České republiky (DCA). Centroidy s vzestupnou velikostí dle věkové kategorie, klimaxový centroid je prázdný. Legenda: 1 – rašeliniště, 2 – spáleniště, 3 – rybníky, 4 – náplavy, 5 – **Lomy v Českém krasu**, 6 – **Lomy na Vysočině**, 7 – Pískovny, 8 – Sokolovsko, 9 - **Vápencové lomy v Moravském krasu**, 10 – Odkaliště, 11 - Opuštěná pole, 12 – Kladensko, 13 – Ostravsko, 14 – Mostecko, 15 - **Lomy v Českém středohoří**, 16 – Paseky, 17 - Okraje silnic, 18 – Příbramsko, 19 - Železná opona (převzato z Prach et al. 2014b)

### 4.3. Lomy Českého krasu a ekologická obnova

Mezi ekology je již víceméně přijat názor, že pro vytěžené lomy je sukcese téměř vždy ideálním procesem obnovy (Řehouňková et al. 2011). Z výsledků této práce je zřejmé, že převažující lesnické rekultivace s často nepřírodným druhovým složením mohou být nahrazeny přírodě blízkou obnovou, která využívá přírodní samovolné procesy obnovy vegetace. Navíc není třeba dalších finančních nákladů. Je zřejmé, že v rámci západní části Českého krasu, kde se nacházela většina zkoumaných lomů, není také přílišné riziko invaze

nežádoucími druhy. V opačném případě je nezbytné usměrňování sukcese likvidací těchto druhů či případně výsevem vhodných druhů rostlin (Tichý 2006, Řehouňková et al. 2011).

V nynější krajině je zásadní nedostatek ranných a mladších sukcesních stádií a živinami chudých stanovišť (Tropek et al. 2009, Řehouňková et al. 2011). Na tato stadia je vázáno množství ohrožených druhů rostlin a živočichů (Novák & Prach 2003, Tropek et al. 2009); v lomech Českého krasu jde především o druhy xerothermních trávníků a teplomilných lemů. Tato společenstva jsou mimo lomy vázaná buď na mělké půdy s jižní expozicí (tzv. primární bezlesí) nebo na vliv člověka – především pastvu ovcí a koz (tedy potlačování expanzních druhů především trav a omezování růstu křovin a stromů, Chytrý et al. 2010). Bylo by tedy vhodné, aby samovolná obnova vedoucí k lesním porostům, byla na některých místech blokována či zpomalována. Jedná se především o etáže, části základů a skalní stěny, tedy o místa s mělkým půdním profilem, kde bez vhodného režimu narušování prořezávání křovin a stromů, pastvy ovcí a koz, usměrněného sešlapu návštěvníků např. vhodně spojeného s osvětou dojde k jejich postupnému zániku.

Je zřejmé, že již opuštěné či nyní opouštěné lomy mají pro ochranu cenných a ohrožených společenstev a druhů velký význam, je-li jejich potenciál vhodně využit alespoň absencí technických rekultivací (Tichý 2004).

## 5. Závěr

Sukcese v lomech Českého krasu, která není nijak přímo ovlivňovaná či usměřňovaná lidským faktorem, má zřejmě tendenci směřovat k ustálení lesních společenstev a k bezproblémovému začlenění do krajiny. Druhové složení během tohoto procesu je ovlivňováno mnoha faktory. Jako nevýznamnější je bezesporu možné označit věk daného místa – tedy dobu, po kterou sukcese probíhá. Dále je pro výskyt druhů významný vlhkostní gradient spojený s hloubkou půdního profilu.

Na sukcesi má dále také vliv typ stanoviště, na kterém probíhá. Je zřejmé, že jak na odvalech, tak na osypech, stěnách, základnách i etážích probíhají sukcesní pochody podobným směrem – k druhově chudým lesním či křovinným společenstvům. Sukcese na skalních stěnách probíhá zřejmě pomaleji a během sledování docházelo ke zvyšování druhové bohatosti.

Je zřejmé, že opuštěné lomy mají velký význam pro ochranu některých druhů, a to obzvláště pro druhy xerothermních trávníků a teplomilných lemů, jež jsou vázány na počáteční a mladší sukcesní stádia. Náhradní stanoviště zde však nezřídka nacházejí také ohrožené druhy lesní, křovinné a synantropní. Na území CHKO Český kras se v lomech nachází zanedbatelné množství neofytů, potenciálně problematický je pouze v pokročilých sukcesních stádiích výskyt invazní *Impatiens parviflora*.

Opuštěné lomy by proto neměly být v ochraně přírody opomíjeny. Naopak by měla být jejich ochraně a lokálním cíleným managementům brzdících sukcesi věnována dostatečná pozornost.

## 6. Citace

AOPK ČR (2010): Plán péče o Chráněnou krajinnou oblast Český kras na období 2010 – 2019. AOPK ČR, Praha, 61 p.

Bastl M. (2008): Ekologie borovice blatky (*Pinus rotundata* LINK) ve vztahu k regeneraci blatkových borů. Disertační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 75 p.

Borská A. (2009): Spontánní sukcese a rekultivace v lomech. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 22 p.

Brunnerová Z. (1974): Těžba nerostných surovin v chráněné krajinné oblasti Český kras. Bohemia Centralis 3: 80 – 100

Cullen W. R., Wheater P. C. & Dunleavy P. J. (1998): Establishment of species-rich vegetation on reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK. Biological Conservation 84: 25 – 33

Dostálek J. & Frantík T. (2012): The impact of different grazing periods in dry grasslands on the expansive grass *Arrhenatherum elatius* L. and on woody species. Environmental Management 49: 855 – 861

Drápela K. & Zach J. (1995): Dendrometrie: (dendrochronologie). Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 149 p.

Elleberg H. (1988): Vegetation ecology of Central Europe. Cambridge University Press, Cambridge, 390 p.

Ellenberg H., Weber H. E., Dull R., Wirth V, Werner W. & Paulisen D. (1991): Indicator values of plants in Central Europe. Scripta Geobotanica 18: 1 - 248

Frouz J. (2006): Interakce rostlin, půdy a půdních živočichů a jejich vliv na sukcesi rostlinných a živočišných společenstev na disturbovaných územích. Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály 21: 65 – 71

Glenn-Lewin D. C., Peer R. K. & Veblen T. T. (eds.) (1992): Plant succession: theory and prediction. Chapman and Hall, London, England, 352 p.

- Grulich V. (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. *Preslia* 84: 631 – 645
- Hejda M. (2012): What is the impact of *Impatiens parviflora* on diversity and composition of herbal layer communities of temperate forests? *Plos One* 7/6: e39571
- Hodačová D. & Prach K. (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11: 385 – 391
- Chuman T. (2006): Příspěvek k poznání přirozené obnovy grandioritových lomů na Skutečsku. *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 21: 89 – 103
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. & Lustig P. (eds.) (2010): Katalog biotopů České republiky. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 445 p.
- Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K. (eds.) (2012): Ekologická obnova v České Republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České Republiky, Praha, 147 p.
- Just T., Matoušek V., Dušek M., Fisher D. & Karlík P. (2005): Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. 3. ZO ČSOP Hořovicko, Praha, 359 p.
- Karešová P. (2007): Spontánní sukcese vegetace v opuštěných lomech v Českém krasu. Porovnání výskytu druhů v lomech a okolí. Bakalářská práce. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Biologická fakulta, České Budějovice, 65 p.
- Kent M. & Coker P. (1992): *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Belhaven Press, London, 363 p.
- Kocurková A. (2012): Sukcese měkkých společenstev v lomech Českého krasu. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 43 p.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtěk J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (2002): Klíč ke květeně České republiky, Academia, Praha, 928 p.
- Kůrka A. (2000): Sukcese arachnocenóz v povrchových vápencových lomech v Českém krasu (pavouci – Araneae). *Český kras* 26: 22 – 27.
- Lepš J. & Šmilauer P. (2003): *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, 282 p.



- Ložek V., Kubíková J., Špryňar P. a kol. (2005): Střední Čechy. In: Mackovčin P. a Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek XIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, 904 p.
- Luken J. O. (1990): Directing ecological succession. Cambridge University Press, Cambridge, 264 p.
- Novák J. & Konvička M. (2006): Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering* 26: 113 – 122
- Novák J. & Prach K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6: 111 – 116
- Novák J. & Prach K. (2010): Artificial sowing of endangered dry grassland species into disused basalt quarries. *Flora* 205: 179 – 183
- Novák J. (2006): Variabilita sukcesních změn vegetace v čedičových lomech Českého středohoří. *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 21: 105 – 110
- Odum E. P. (1977): *Základy ekologie*. Academia, Praha, 733 p.
- Peet R. K. (1978): Forest vegetation in the Colorado Front Range: pattern of species diversity. *Vegetatio* 37: 65 – 78.
- Pickett S. T. & White S. P. (1985): *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, New York, 472 p.
- Pickett S. T. A. (1989): Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens G. E. (ed.): *Long-term studies in ecology: approaches and alternatives*. Springer New York, 110 - 135
- Prach (2009) - Ekologie obnovy narušených míst – VI. Shrnutí a závěrečné poznámky. *Živa* 6: 262 – 264
- Prach K. & Pyšek P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55 – 62

- Prach K. (2012): Výsypky po těžbě uhlí na Mosteku: potenciál spontánní sukcese pro obnovu. In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W., Prach K. (eds.): Ekologická obnova v České Republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České Republiky, Praha, 97 - 98
- Prach K. a kol. (2009): Ekologie obnovy narušených míst – II. Místa narušená těžbou surovin. Živa 2: 68 – 72
- Prach K., Lencová K., Řehouňková K., Adámek M., Bartošová A. & Koutecký T. (2014b): Does succession run towards climax? [in prep.]
- Prach K., Pyšek P. & Šmilauer P. (1993): On the Rate of Succession. Oikos 66: 343 – 346
- Prach K., Řehouňková K., Lencová K., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Študent V., Vaněček Z., Tichý L., Petřík P., Šmilauer P. & Pyšek P. (2014a): Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. Applied Vegetation Science 17: 193 – 200
- Pyšek P., Cock M. J. W., Nentwig W. & Raven H. P. (eds.) (2007): Ecology and management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*). CAB International, Wallingford, 324 p
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K. & Tichý L. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia 84: 155 - 255
- Řehouňková K. & Prach K. (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. Journal of Vegetation Science 17: 583 – 590
- Řehouňková K. & Řehounek J. (2013): Pískovna pro biodiverzitu. Veronica 5: 24 – 27
- Řehouňková K., Řehounek J. & Prach K. (2011): Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic. University of South Bohemia in České Budějovice, České Budějovice, 112 p.
- Sádlo J. (1983): Vegetace vápencových lomů Českého krasu. Diplomová práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, Praha, 198 p.
- Scotton M., Kirmer A. & Krautzer B. (eds.) (2012): Praktická příručka pro ekologickou obnovu travních porostů. ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou, 128 str.

Schmidtmayerová L. (2013): Spontánní sukcese vs. technická rekultivace na třeboňských pískovnách. Diplomová práce (Mgr.). Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 61 p.

ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, New York, 500 p.

Tichý L. (2004): Rekultivace vápencových lomů. *Vesmír* 83: 315 – 317

Tichý L. (2006): Diverzita vápencových lomů a možnosti jejich rekultivace s využitím přirozené sukcese s využitím přirozené sukcese na příkladu Růženina lomu. *Zprávy České Botanické Společnosti, Materiály* 21: 89 – 103

Tilman D. (1988): Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities. *Monographs in population biology* 26. Princeton University Press, Princeton, 360 p.

Trnková R., Řehouňková K. & Prach K. (2010): Spontaneous succession of vegetation on acidic bedrock in quarries in the Czech Republic. *Preslia* 82: 333 – 343

Tropek R. & Prach K. (2012): Místa narušená těžbou - Úvod. In: Jongepierová I., Pešout P., Jongepier J. W. & Prach K.: *Ekologická obnova v České Republice. Agentura ochrany přírody a krajiny České Republiky*, Praha, 89 - 93

Tropek R., Kadlec T., Karešová P., Spitzer I., Kočárek P., Malenovský I., Baňar P., Tuf I. H., Hejda M. & Konvička M. (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139 – 147

Tropek R., Tichý L., Prach K. & Řehounek J. (eds.) (2011): Stone quarries. In: Řehouňková K., Řehounek J., & Prach K.: *Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic*. Univerzity of South Bohemia in České Budějovice, České Budějovice, 35 - 50

Ursic K. A., Kenkel N. C. & Larson D. W. (1997): Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 34: 289 – 303

van Andel J. & Aronson J. (eds.) (2006): *Restoration ecology*. Blackwell, Malden, 298 p.

van der Maarel E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97 – 114

Walker J. & Reddell P. (2007). Retrogressive succession and restoration on old landscapes. In: Walker L. R., Walker J. & Hobbs J. R. (eds.): *Linking restoration and ecological succession*. Springer, New York, 69 - 89

Walker L. R., Walker J. & Hobbs J. R. (eds.) (2007): *Linking restoration and ecological succession*. Springer, New York, 190 p.

Walker R. L. & del Moral R. (2003): *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge, 458 p.

Wheater P. C. & Cullen R. W. (1997): The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restoration Ecology* 5: 77 – 84

Žák K., Majer M. & Čílek V. (2014): *Český kras. Klíč k české krajině*. Academia, Praha, 276 p.

Internetové zdroje:

[www.ceskykras.nature.cz](http://www.ceskykras.nature.cz) (3. 11. 2014)

[www.portal.nature.cz](http://www.portal.nature.cz) (3. 11. 2014)

[www.rezekvitek.cz](http://www.rezekvitek.cz) (22.11.2014)

## 7. Přílohy

### Příloha I: Soupis nalezených druhů

Seznam druhů nalezených na snímkovaných plochách (nomenklatura sjednocena podle Kubát et al. 2002) a jejich výskyt v roce 1983 a v roce 2013. Druhy Červeného a černého seznamu (Grulich 2012) jsou tučně, neofyty (Pyšek et al. 2012) podtrženě s kurzívou.

Vědecký název	rok 1983	rok 2013
<b>Abies alba Mill. (C4a)</b>	x	
Acer campestre L.	x	x
Acer platanoides L.	x	x
Acer pseudoplatanus L.	x	x
Acer sp.		x
Acinos arvensis (Lamk.)	x	x
Actea spicata L.	x	
Aegopodium podagraria L.		x
Agrimonia eupatorie L.	x	x
Agrostis sp.	x	
Agrostis stolonifera L.	x	x
Achillea collina Heimerl	x	
Achillea millefolium L.	x	x
Ajuga sp.	x	
Alliaria petiolata (M. Bieb.)	x	
<b>Allium senescens subsp. montanum (Fries) (C4a)</b>		x
Allium vineale L.		x
Allium sp.	x	x
Alyssum alyssoides (L.) L.	x	
Alyssum montanum L.	x	x
Anthocanthum odoratum L.		x
Anthriscus sylvestris (L.)		x
<b>Anthericum liliago L. (C3)</b>	x	
<b>Anthericum ramosum L. (C4a)</b>	x	
Anthyllis vulneraria L.	x	x
Arabis hirsuta (L.) Scop. s. str.	x	x
Arenaria serpyllifolia agg.	x	x
Arrhenatherum elatius (L.) J. Presl et C. Presl subsp. elatius	x	x
Artemisia absinthum L.	x	x
Artemisia campestris L.	x	x
Artemisia vulgaris L.	x	x

Asarum europaeum L.		x
Asperula cynanchica L.	x	x
<b>Asperula tinctoria L. (C3)</b>		x
Asperula sp.	x	
Asplenium ruta-muraria L.	x	x
Asplenium trichomanes L.	x	x
<b>Aster amellus L. (C3)</b>	x	x
Astragalus glycyphyllos L.	x	x
Avenula pubescens (Huds.) Dum.		x
Barbarea vulgaris R. Br.	x	
<b>Berberis vulgaris L. (C4a)</b>	x	x
Betonica officinalis L.	x	
Betula pendula Roth.	x	x
<b>Bothriochloa ischaemum (L.) Keng.(C3)</b>		x
Brachypodium pinnatum (L.) P.B.	x	x
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P.B.	x	x
Bromus erectus Huds.	x	x
<b>Bromus japonicus Thunb. (C4a)</b>	x	x
<b>Bromus ramosus Huds. (C3)</b>	x	
Bromus sp.	x	
Bromus tectorum L.	x	
<i>Bunias orientalis L.</i>		x
Bupleurum falcatum L.	x	x
Calamagrostis arundinacea (L.) Roth.	x	
Calamagrostis epigejos (L.) Roth.	x	x
Camelina microcarpa DC.	x	
Campanula persicifolia L.	x	x
Campanula rapunculoides L.	x	x
Campanula sp.	x	x
Campanula rotundifolia L.		x
Campanula trachelium L.	x	x
Cardaminopsis arenosa (L.) Hayek	x	
<b>Carduus nutans L. (C4a)</b>	x	
Carex digitata L.	x	x
Carex hirta L.		x

Carex muricata L. s. str.	x	x
Carex sp.	x	x
Carlina vulgaris L.	x	x
Carpinus betulus L.	x	x
Centaurea jacea L.	x	
Centaurea scabiosa L.	x	x
Centaurea sp.	x	
Centaurea stoebe L.	x	x
<b>Centaurea triumfettii All. subsp. axillaris (Willd.) Dostál (C3)</b>	x	
<b>Cephalanthera rubra (L.) L. C. Richard (C2b)</b>		x
Cerastium arvense L. subsp. arvense	x	x
Cerastium holosteoides Fries subsp. triviale (Spenner) Möschl		x
<b>Cerinthe minor L. (C4a)</b>	x	
Cirsium arvense (L.) Scop.	x	x
Cirsium vulgare (Savi) Ten.	x	
Clinopodium vulgare L.	x	x
<b>Conringia orientalis (L.) Dum. (C1t)</b>	x	
Convulvus arvensis L.	x	x
<b>Cornus mas L. (C4a)</b>	x	x
Cornus sanguinea L.	x	x
Corylus avellana L.	x	x
<b>Cotoneaster integerrimus Med. (C4a)</b>	x	x
Crataegus L. sp.	x	x
Crepis biennis L.	x	x
<u>Crepis foetida subsp. foetida L. (A2)</u>	x	
<b>Crepis foetida subsp. rhoeadifolia (M. Bieb.) Čelak. (C4a)</b>	x	
Cytisus nigricans L.	x	x
Dactylis glomerata L.	x	x
Daphne mezereum L.	x	
Daucus carota L. subsp. carota	x	x
Dentaria bulbifera L.		x
Deschampsia cespitosa (L.) P.B. cespitosa		x
Dianthus carthusianorum L.		x
<b>Dictamnus albus L. (C3)</b>	x	
<b>Diplotaxis muralis (L.) DC. (C4a)</b>	x	
Dryopteris filix-mas (L.) Schott	x	x
Dryopteris Adans. sp.		x
<u>Echinops sphaerocephalus L.</u>		x
Echium vulgare L.	x	x
Elytrigia repens (L.) Nevski.	x	
Elymus caninus (L.) L.		x
Epilobium angustifolium L.	x	
Epilobium ciliatum Rafin.	x	
Epilobium collinum C. C. Gmelin	x	x

Epilobium montanum L.	x	
Epipactis Zinn sp.	x	
Erigeron acris L. s. str.	x	
Erodium cicutarium (L.) L'Hér.	x	
Eryngium campestre L.	x	x
<b>Erysimum hieracifolium L. (C4a)</b>		x
Euonymus europaea L.	x	x
Euphorbia cyparissias L.	x	x
<b>Euphorbia exigua L. (C4a)</b>	x	
Fagus sylvatica L.		x
Falcaria vulgaris Bernh.	x	x
Festuca ovina L.	x	
<b>Festuca pallens Host. (C4a)</b>	x	x
Festuca pratensis Huds.		x
Festuca rubra L.	x	x
Festuca rupicola Heuffel	x	x
Festuca L. sp.		x
Fragaria moschata (Duchesne) Weston	x	
Fragaria vesca L.	x	x
Fragaria viridis (Duchesne) Weston	x	x
Fraxinus escelsior L.	x	x
<b>Galeopsis angustifolia Ehrh. (C3)</b>	x	x
Galeopsis L. sp.	x	
Galium album Mill.	x	x
Galium aparine L.		x
<b>Galium glaucum L. (C4a)</b>	x	
Galium odoratum (L.) Scop.	x	x
Galium pumilum Murray	x	
Galium album subsp. pycnotrichum (H. Braun) Krendl	x	
Galium L. sp.	x	x
Galium sylvaticum L.	x	x
Galium verum L. s. str.	x	x
Genista tinctoria L.	x	
<b>Gentianopsis ciliata (L.) Ma (C3)</b>	x	
Geranium robertianum L.	x	x
<b>Geranium sanguineum L. (C4a)</b>	x	
Geum urbanum L.	x	x
Glechoma hederacea L.	x	
Gymnocarpium robertianum (Hoffm.) Newman	x	
Hedera helix L.		x
Helianthemum grandiflorum subsp. obscurum (Wahlenb.) Holub		x
Hepatica nobilis Schreber	x	x
Hieracium bauhini Schult.		x
Hieracium laevigatum Willd.	x	

Hieracium murorum L.	x	x
Hieracium subg. Pilosella (Hill) S. F. Gray	x	x
Hieracium L. sp.		x
Hieracium sabaudum L.	x	
Holosteum umbellatum L.	x	
Hylotelephium maximum (L.) Holub	x	
Hypericum perforatum L.	x	x
Chelidonium majus L.		x
<i>Impatiens parviflora DC.</i>	x	x
Inula conyzae (Griesselich) Meikle	x	x
<b>Inula salicina L. (C4a)</b>	x	
<b>Jovibarba globifera (L.) J. Parnell (C3)</b>		x
Juglans regia L.		x
Knautia arvensis L. agg.	x	x
Koeleria macrantha (Ledeb.) Schult.	x	x
Koeleria pyramidata (Lamk.) P. B.		x
<b>Lactuca perennis L. (C3)</b>	x	
Lactuca serriola L.	x	x
<b>Lactuca viminea (L.) J. Presl et C. Presl. (C3)</b>	x	
Lamium album L.	x	
<b>Laserpitium latifolium L. (C3)</b>	x	
Lathyrus sylvestris L.	x	x
Lathyrus tuberosus L.		x
Lathyrus vernus (L.) Bernh.	x	x
Ligustrum vulgare L.	x	x
<b>Linaria arvensis (L.) Desf. (A2)</b>	x	
Linum catharticum L.	x	
Lolium perenne L.	x	
Lonicera xylosteum L.	x	x
Lotus corniculatus L.	x	x
Malus Mill. sp.	x	
Medicago falcata L.	x	x
Medicago lupulina L.	x	x
<b>Medicago minima (L.) L. (C3)</b>	x	x
<i>Medicago sativa L.</i>		x
<b>Melampyrum arvense L. (C3)</b>		x
Melampyrum nemorosum L.	x	x
Melampyrum L. sp.		x
Melica nutans L.	x	x
<b>Melica transsilvanica Schur. (C4a)</b>	x	
Melilotus albus Med.	x	x
Melilotus officinalis (L.) Pallas	x	x
Melilotus Mill. sp.	x	x
<b>Melittis melissophyllum L. (C4a)</b>	x	x
Mentha L. sp.		x

Mercurialis perennis L.		x
Mycelis muralis (L.) Dum.	x	x
Myosotis arvensis (L.) Hill		x
Myosotis sylvatica Hoffm.	x	
Origanum vulgare L.	x	x
Paris quadrifolia L.	x	x
Pastinaca sativa L.		x
Persicaria hydropiper (L.) Delarbre	x	
<b>Peucedanum cervaria (L.) Lapeyr (C4a)</b>	x	x
Picea abies (L.) Karsten	x	x
Picris hieracioides L.	x	
Pimpinella saxifraga L.	x	
<i>Pinus nigra Arnold</i>	x	x
Pinus L. sp.		x
Pinus sylvestris L.		x
Plantago lanceolata L.	x	x
Plantago major L.	x	x
Plantago media L.	x	x
<b>Platanthera bifolia (L.) L. C. Richard (C3)</b>		x
Poa angustifolia L.	x	x
Poa annua L.	x	
Poa compressa L.	x	x
Poa nemoralis L.	x	x
Poa pratensis L.	x	x
Polygala comosa Schkuhr		x
Polygala major Jacq.		x
Polygonatum odoratum (Mill.) Druce	x	
Polygala L. sp.	x	
Populus nigra L.	x	x
Populus tremula L.	x	x
Potentilla anserina L.		x
Potentilla argentea L.	x	
Potentilla heptaphylla L.	x	
<b>Potentilla arenaria Borkh. (C4a)</b>	x	
Potentilla reptans L.	x	x
Potentilla tabernaemontani Aschers.	x	x
<b>Primula veris L. (C4a)</b>	x	x
Prunella vulgaris L.	x	x
Prunus avium (L.) L.		x
Prunus spinosa L.	x	x
<i>Pseudotsuga menziesii (Mirbel) Franco</i>		x
Pulmonaria obscura Dum.		x
Pulmonaria officinalis L.	x	
Pulmonaria L. sp.	x	x
Pyrus communiis L.		x

Quercus petraea (Mattuschka) Liebl.	x	x
<b>Quercus pubescens Willd. (C3)</b>	x	
Quercus robur L.		x
Quercus L. sp.	x	x
<i>Ranunculus L. auricomus agg.</i>		x
Ranunculus polyanthemos L.		x
Ranunculus repens L.	x	x
<b>Reseda lutea L. (C3)</b>		x
Rhamnus cathartica L.	x	
Rhinanthus L. sp.		x
<b>Ribes alpinum L. (C4a)</b>		x
Ribes uva-crispa L.	x	x
Rosa canina L.	x	x
Rosa L. sp.	x	x
Rubus L. sp.	x	x
Rumex crispus L.	x	
Salix caprea L.	x	x
Salvia pratensis L.	x	x
Salvia verticillata L.	x	x
Sambucus nigra L.	x	x
Sambucus racemosus L.	x	
Sanguisorba minor Scop.	x	x
Sanicula europaea L.	x	
Saponaria officinalis L.		x
<b>Saxifraga paniculata Mill. (C3)</b>	x	x
<b>Saxifraga rosacea subsp. sponhemica (C. C. Gmelin) D. A. Webb (C2)</b>	x	
Scabiosa ochroleuca L.	x	x
Securigegegra varia (L.) Lassen	x	x
Sedum acre L.	x	
Sedum album L.	x	x
Sedum secangulare L.	x	x
Senecio jacobaea L.	x	
Senecio viscosus L.	x	
Serratula tinctoria L.		x
<b>Seseli hippomarathum Jacq. (C3)</b>		x
<b>Seseli osseum Crantz (C4a)</b>	x	
Sesleria caerulea (L.) Ard.	x	x
Silene latifolia Poir. subsp. alba (Mill.) Greuter et Burdet		x
<b>Silene nemoralis W. et K. (C2)</b>	x	
<b>Silene otites (L.) Wib. (C3)</b>		x
Silene vulgaris (Moench) Garcke	x	x
Solanum dulcamara L.		x
<i>Solidago canadensis L.</i>		x
Solidago L. sp.		x

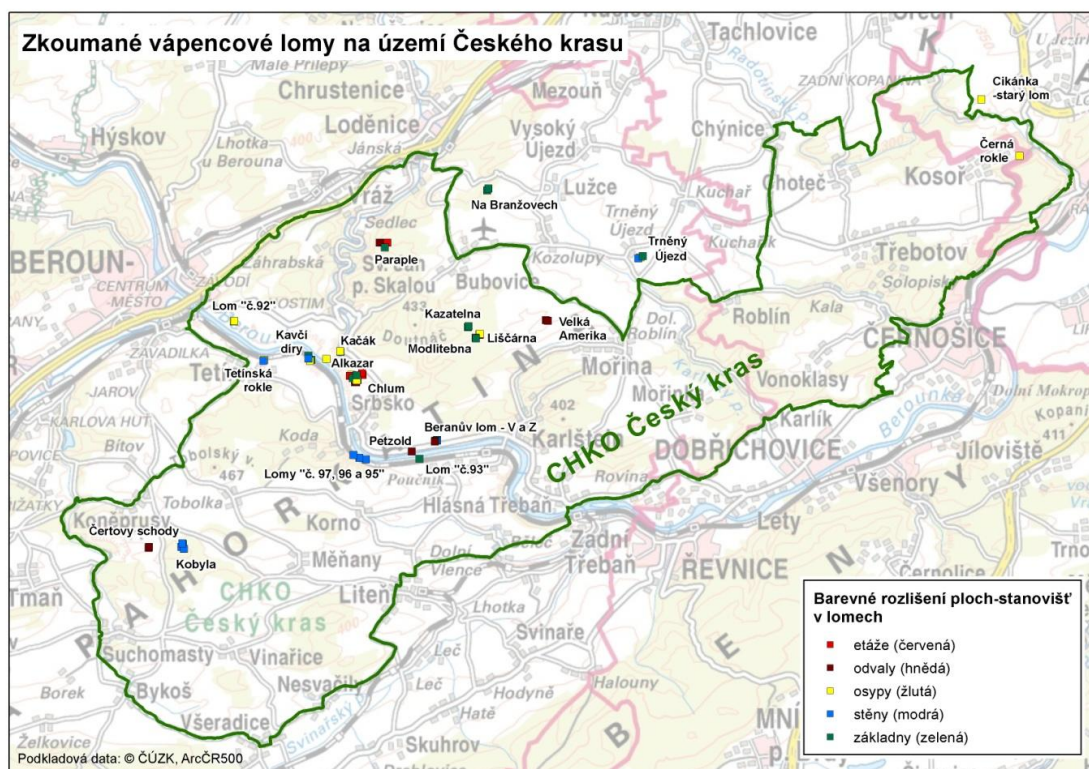
Solidago virgaurea L.		x
Sonchus oleraceus L.	x	
<b>Sorbus aria (L.) Crantz (C2b)</b>	x	x
Sorbus aucuparia L.		x
Stachys recta L.	x	x
Stellaria graminea L.		x
Stellaria nemorum L.		x
Pyrethrum corymbosum (L.) Scop.	x	x
Pyrethrum parthenium (L.) Sm.		x
Tanacetum vulgare L.		x
Taraxacum sect. Ruderalia Kirschner, H. Øllgaard et Štěpánek	x	x
<b>Teucrium botrys L. (C3)</b>	x	x
<b>Teucrium chamaedrys L. (C4a)</b>	x	x
Thlaspi perfoliatum L.	x	x
Thymus L. sp.	x	x
<b>Thymus praeox Opiz subsp. praeox (C4a)</b>	x	
Thymus pulegioides L.		x
Tilia cordata Mill.		x
Tilia platyphyllos Scop.	x	x
Torilis japonica (Houtt.) DC.	x	
Tragopogon dubius Scop.	x	
Tragopogon orientalis L.	x	x
Trifolium dubium Sibth		x
Trifolium medium L.	x	x
Trifolium pratense L.	x	x
Trifolium repens L.	x	x
Tussilago farfara L.	x	x
Ulmus glabra Huds.	x	x
<b>Ulmus minor Mill. (C4a)</b>	x	
Ulmus L. sp.	x	
Urtica dioica L.	x	x
Valeriana officinalis L.	x	x
Valeriana L. sp.	x	
Valeriana officinalis L.	x	
Verbascum lychnitis L.	x	x
Verbascum L. sp.		x
Veronica hederifolia L. s. str.		x
Veronica chamaedrys L. s. str.	x	x
<b>Veronica teucrium L. (C4a)</b>	x	
Vicia angustifolia L.		x
Vicia cracca L.	x	x
Vicia hirsuta (L.) S. F. Gray		x
<b>Vicia lathyroides L. (C3)</b>		x
Vicia sativa L.	x	x



Vicia sepium L.	x	x
Vicia L. sp.		x
Vicia sylvatica L.	x	
Vicia tetrasperma (L.) Schreber	x	
Vicia villosa Roth		x
Vincetoxicum hirundinaria Med.	x	x
Viola collina Besser	x	

Viola hirta L.	x	x
<b>Viola mirabilis L. (C4a)</b>	x	x
Viola odorata L.	x	x
Viola reichenbachiana Bor.	x	x
Viola riviniana Rchb.	x	x
Viola L. sp.	x	x
Viola x scabra F. Braun	x	

## Příloha 2: Rozmístění zkoumaných lomů a stanišť



Stanoviště v lomech a zeměpisné souřadnice jednotlivých snímků.

číslo snímku	název lomu	stanoviště	severní délka	východní šířka
1	Velká Amerika	odval	49°57'29,784	14°11'40,253
2	Velká Amerika	odval	49°57'27,172	14°11'36,126
3	Liščárna	odval	49°57'16,785	14°10'22,624
4	Liščárna	základna	49°57'17,138	14°10'22,427
5	Liščárna	osypy	49°57'17,403	14°10'22,837
6	Chlum	odval	49°56'44,678	14°08'07,187
7	Chlum	odval	49°56'47,117	14°08'10,689
8	Kačák	stěna	49°57'4,504	14°7'48,147
9	Kačák	osypy	49°57'5,000	14°7'48,068
10	Alkazar	osypy	49°56'59,481	14°7'32,809
11	Chlum	osypy	49°56'51,039	14°08'03,678
12	Chlum	odval	49°56'47,389	14°08'10,218
13	Na Branžovech	základna	49°58'59,910	14°10'31,101
14	Na Branžovech	základna	49°59'1,318	14°10'32,249
15	Chlum	etáž	49°56'50,650	14°08'16,440
16	Chlum	etáž	49°56'51,482	14°08'16,232
17	Chlum	osypy	49°56'47,639	14°08'08,857
18	Chlum	etáž	49°56'50,206	14°08,02,245

19	Kavčí díry	základna	49°56'58.899	14.°7'15.733
20	Kavčí díry	základna	49°57'1.858	14°7'12.836
21	Kavčí díry	osypy	49°55'46.513	14°8'10.771
22	Kavčí díry	stěna	49°55'48.452	14°8'6.020
23	Kobyła	základna	49°54'49,877	14°04'57,421
24	Kobyła	stěna	49°54'45.076	14°4'51.607
25	Kobyła	stěna	49°54'43.560	14.°4'54.523
26	Kobyła	stěna	49°54'47.577	14°4'52.803
27	Čertovy schody	odval	49°54'47,211	14°04'19,160
28	Čertovy schody	odval	49°54'47,805	14°04'18,656
29	Tetínská rokle	osypy	49°56'55.842	14°6'26.477
30	Tetínská rokle	stěna	49°56'56.171	14°6'26.099
31	Lom "č. 95"	stěna	49°55'47.532	14°8'16.256
32	Lom "č. 96"	stěna	49°55'48.627	14°8'9.419
33	Lom "č. 97"	stěna	49°55'50.740	14°8'2.389
34	Lom "č. 93"	základna	49°55'51,294	14°09'16,130
35	Beranův lom - V	základna	49°56'1.597	14.°9'35.503
36	Beranův lom - V	stěna	49°56'1.161	14°9'35.425
37	Beranův lom - Z	základna	49°56'0.542	14°9'32.944
38	Beranův lom - Z	odval	49°56'0.322	14°9'32.922
39	Beranův lom - V	základna	49°56'1.021	14°9'33.783
40	Modlitebna	odval	49°57'13.338	14°10'15.816
41	Modlitebna	základna	49°57'12.892	14°10'16.028
42	Kazatelna	základna	49°57'16.171	14°10'14.096
43	Kazatelna	základna	49°57'16.146	14°10'15.506
44	Paraple	odval	49°58'22.558	14°8'31.589
45	Paraple	etáž	49°58'22.609	14°8'40.319
46	Paraple	základna	49°58'19.106	14°8'37.346
47	Cikánka -starý lom	osypy	50°0'4.889	14°19'39.298
48	Černá rokle	osypy	49°59'24.706	14°20'21.320
49	Chlum	základna	49°56'45.650	14°8'1.695
50	Lom "č. 92"	osypy	49°57'26.349	14°5'49.622
51	Lom "č. 92"	osypy	49°57'26.572	14°5'50.413
52	Petzold	odval	49°55'53.350	14°9'7.217
53	Chlum	osypy	49°56'44.088	14°8'6.678
54	Chlum	osypy	49°56'44.261	14°8'5.981
55	Chlum	základna	49°56'47.915	14°8'6.173
56	Černá rokle	osypy	49°59'24.671	14°20'21.533
57	Trněný Újezd	stěna	49°58'12.051	14°13'20.864
58	Trněný Újezd	osypy	49°58'12.176	14°13'21.075
59	Trněný Újezd	stěna	49°58'11.380	14°13'18.562
60	Trněný Újezd	základna	49°58'13.120	14°13'23.528

### Příloha III: Datace jednotlivých snímků

číslo snímku	název lomu	stáří v r. 2013	stáří v r. 1983	rok opuštění
1, 2	Velká Amerika	50	20	1963
3, 4, 5	Liščárna	55	25	1958
6, 7, 49, 53, 54, 55	Chlum	52	22	1961
8, 9	Kačák	62	32	1951
10	Alkazar	nedatováno		
11	Chlum	45	15	1968
12	Chlum	68	38	1945
13, 14	Na Branžovech	53	23	1960
15, 16	Chlum	37	7	1976
17, 18	Chlum	59	29	1954
19	Kavčí díry	89	59	1924
20	Kavčí díry	93	63	1920
21, 22	Kavčí díry	90	60	1923
23, 24, 25, 26	Kobyła	84	54	1929
27	Čertovy schody	nedatováno		
28	Čertovy schody	44	14	1969
29, 30	Tetínská rokle	69	39	1944
31	Lom "č. 95"	70	40	1943
32	Lom "č. 96"	79	49	1934
33	Lom "č. 97"	102	72	1911
34	Lom "č. 93"	73	43	1940
35, 36	Beranův lom - V	50	20	1963
37, 39	Beranův lom - Z	47	17	1966
38	Beranův lom - Z	36	6	1977
40, 41	Modlitebna	53	23	1960
42	Kazatelna	70	40	1943
43	Kazatelna	77	47	1936
44, 45, 46	Paraple	49	19	1964
47	Cikánka -starý lom	57	27	1956
48, 56	Černá rokle	62	32	1951
50, 51	Lom "č. 92"	49	19	1964
52	Petzold	39	9	1974
57, 58, 59, 60	Trněný Újezd	45	15	1968