

Revitalizace lomů spontánní sukcesí

Chuman, T.: Using Spontaneous Vegetation Succession in Restoration of Quarries. Životné prostredie, 2012, 46, 3, p. 134 – 138.

Environmental impact caused by mining is considerable. Mining causes irreversible modification of relief, removes vegetation and soil cover causing loss of biotopes. On the other hand mining creates new sites in the landscape e.g. water bodies, rock walls and screes. These sites are often unique and contrasting with the surrounding landscape and might harbor specific species after mine/quarry abandonment. Traditional approach to restoration was considered to be the restoration (reclamation) of production, whether agricultural or forestry, causing elimination of potential site diversity by morphology adjustment, topsoil application and tree planting or trefoil-grass mixture sowing. Stone quarries were often filled with wastes, covered with topsoil and planted. This technical approach, mechanically applied to any site not considering potential values of created sites, has unfortunately remained till present in most reclamation plans. It has also been argued that this practice is very expensive.

Number of studies of spontaneously revitalized mining sites (quarries, mines, dumps) have proved that majority of such sites have the potential to be restored spontaneously by spontaneous succession or directed succession. However the spontaneous restoration is not to be meant to entirely replace technical reclamation. In some places the technical reclamation is legitimate but the problem is its mechanical application elsewhere.

Key words: reclamation, near-natural restoration, quarries

Těžba nerostných surovin je typickou činností průmyslových společností s výraznými projevy v krajině. Těžbou kamene člověk ovlivňuje středoevropskou krajinu již od pradávna, ale až s nástupem průmyslové těžby vznikají často velmi rozsáhlé těžební tvary reliéfu: lomy, doly s doprovodnými výsypkami a haldami. Těžba nerostných surovin je tak jednou z hlavních antropogenních činností měnící charakter krajiny. Celosvětový rozsah těžbou dotčeného území byl v roce 2003 odhadován na 1 % pevninského povrchu (Walker, del Moral, 2003). V České republice zaujímal rozsah ploch dotčených těžbou v roce 2010 rozlohy 892 km² (Starý a kol., 2011).

Těžební tvary jsou v krajině tradičně chápány jako a priori negativní a často se pro ně používají nejruznější metafory, například „nezhojitelné jizvy v krajině“. Hovoří-li se o krajině, kde probíhá či probíhala těžba, máme tendenci o ní hovořit jako o krajině „narušené těžbou“, „poškozené těžbou“ apod., přestože lomy, doly a výsypky jsou stejným antropogenním výtvořem jako

pole, smrková monokultura či násep silnice. Navíc, na základě mnoha výzkumů již bylo dokázáno, že těžební tvary nejsou negativní ani pozitivní, ale vždy záleží na tom, co těžba nového přinese a co se těžbou nadobro ztratí. Obecně představuje těžba destruktivní činnost, která vede k odlesňování, destrukci biotopů a ztrátě původní biodiverzity. Na druhé straně těžba v krajině vytváří rovněž celou řadu nových biotopů, mnohdy s okolní krajinou zcela kontrastních a v tamní krajině unikátních. Příkladem takovýchto biotopů jsou vodní plochy, skály, sutě či otevřené nelesní biotopy v různé fázi sukcese. Posledně jmenované představují dříve relativně běžné biotopy, které díky opuštění tradičních způsobů obhospodařování zemědělské krajiny, unifikaci zemědělského hospodaření a zalesňování zemědělské půdy z tradiční zemědělské krajiny mizí, což ohrožuje existenci celé řady druhů rostlin a živočichů (Tropek, Konvička, 2008). Organismy, které jsou na takovéto biotopy vázány, pak nacházejí útočiště často právě na plochách po těžbě nerostných surovin. Pro

mnohé z nich představují sukcesní stádia v bývalých těžebních hornin často poslední refugia. Obdobně jsou díky eutrofizaci krajiny ohroženy druhy vázané na oligotrofní terestrické či vodní biotopy.

Vzhledem k poklesu početnosti dříve hojných druhů a zjištění, kde tyto druhy nacházejí často poslední útočiště, se do popředí zájmu dostal způsob odstranění následků těžby a opětovné začlenění těžebních tvarů do krajiny s cílem zachování biodiverzity. V tomto příspěvku bude věnována pozornost hlavně těžebním neenergetických surovin.

Tradičně uplatňované přístupy

Tradiční přístupy rekultivací rozeznávají pouze rekultivaci zemědělskou, lesnickou, hydrickou či účelovou. Při účelové rekultivaci je území převedeno na park, sportoviště či rekreační zónu. Příkladem takové rekultivace může být Hipodrom Most. Zemědělská a lesnická rekultivace spočívají v návratu zemědělské respektive lesnické produkce postiženému území. Při rekultivacích se však rutinně uplatňují technické postupy, které vedou k potlačení stanovištní pestrosti. Lomy jsou zaváženy odpadním materiálem, stěny lomů a výsypky jsou sesvahovány a zarovnané. Takto upravené plochy bývají převrstveny ornici a osázeny často i exotickými druhy dřevin či osety jetelotravní směsí. Výsledný stav je velmi vzdálen přírodnímu ekosystému. Tento tradiční přístup je oprávněný tam, kde je třeba stabilizovat plochy po těžbě, rychle „ozeleň“ plochy v blízkosti sídel, nebo je cílovým stavem parková úprava či vytvoření odpočinkové zóny. Z pohledu ochrany přírody a ochrany biodiverzity je plošné uplatňování tohoto přístupu obtížně ospravedlnitelné, zejména v přírodovědecky cenných oblastech a územích odlehklých od sídel, která mají velký potenciál pro vytvoření přírodních či přírodě blízkých společenstev druhů mizejících z eutrofizované a intenzivně obhospodařované krajiny. U technických rekultivací je problematické také to, že se uplatňují až po ukončení těžby či stabilizaci výsypky a zničí často vzácné a chráněné druhy, které se do té doby v těžebním prostoru uchytily a jejich biotopy, které se vytvořily. Příkladem biotopů, které jsou terénními úpravami nenávratně zničeny, jsou tůně pro obojživelníky, které jsou při terénních úpravách předcházejících technické rekultivaci zavezeny. Sukcese začíná bezprostředně po nasypání výsypky či opuštění etáže v již aktivních lomech a má tak před technickou rekultivací několikaletý náskok.

Obnova území po těžbě sukcesí

Požadavky na obnovu nejen ploch narušených těžbou, ale obecně obnovu ekosystémů, společenstev a populací narušovaných činnostmi člověka, s ohledem

na ochranu biodiverzity a přírodních zdrojů, vedly v 80. letech minulého století k založení nového vědního oboru ekologie obnovy (*restoration ecology*), dodávajícího vědecké podklady k praktické činnosti obnovy (Prach, 2006). Praktickou činnost, kterou jsou pak ekosystémy obnovovány, využívající poznatky ekologie obnovy, označujeme jako ekologická obnova (*ecological restoration*). Ekologická obnova může být tedy chápána jako snaha o obnovu přirozeného složení, struktury a dynamiky určitého ekosystému.

Při ekologické obnově těžebních tvarů a jejich opětovném začlenění do krajiny se využívá spontánní či řízené sukcese (Čílek, 1999; Bradshaw, 2000; Young, 2000; Sádlo, Tichý, 2002; Prach, 2006 aj.). Přirozené obnově v případě lomů spontánní či řízenou sukcesí předchází také úprava morfologie těžebního prostoru, ale konečnými terénními úpravami se přizpůsobí morfologie lomu tak, aby působil co možná nejpřirozeněji a v podstatě se například u kamenolomů podobal přírodnímu skalnímu svahu v kombinaci se skalními stěnami. Při úpravě morfologie lomu je důležité eliminovat víceméně geometrické tvary jednotlivých etází, jejich odtěžením nebo dosypáním, a zabezpečit lom tak, aby nehrozilo skalní řízení. Moderní způsob těžby již nevyužívá ploch přirozeného rozpukání, ale hornina je kdekoliv navrtána a roztržena trhavinou (Gunn, Bailey, 1993). Takto vzniklé stěny, často členěné na geometrické etáže, působí po ukončení těžby nepřirozeně a především díky všesměrnému systému puklin zde neustále hrozí skalní řízení, proto je nutné etáže dosypávat či odtěžovat. Na rozsáhlém rovném dně lomu je vhodné ponechat zbytky těžebního materiálu, vytvořit několik elevací či lokálně vést těžbu pod hladinu spodní vody, aby zde po ukončení těžby vznikla vodní plocha. Výhodou tohoto přístupu je možnost tvarovat lom současně s těžbou a ne až po jejím skončení. Deponie odpadního materiálu jiného než lomového, případně autochtonní skrývky, nejsou pro účely morfologické modelace lomu žádoucí. Jednoznačně pozitivní hodnotou uvedeného přístupu je zachování větší stanovištní diverzity a nesrovnatelně nižší finanční náklady. Současně mohou být zachovány geologicky cenné části lomu. Takto upravený lom je ponechán spontánní či řízené kolonizaci vegetací (spontánní či řízené sukcesí). Obrazně řečeno, příroda následky lomové činnosti léčí sama či s podpurnými zásahy člověka (Sádlo, Tichý, 2002). Nedochozí přitom k zavlečení nepůvodních druhů rostlin, jejichž diaspory mohou být přítomny v ornici, kterou se lomy při technických postupech zavážejí ve snaze proces „ozeleňení“ urychlit.

Řízení či usměrnění sukcese spočívá v odstraňování invazních a nežádoucích druhů, případně též v introdukci druhů žádoucích (příkladem je Růženin lom, obr. 1). Invazní dřeviny, například akát (*Robinia pseudacacia*) či



Obr. 1. Vápencový Růženin lom na jižním svahu Hádů u Brna (okres Brno město) je ukázkou přirozené obnovy řízenou sukcesí, při které byly invazní druhy dřevin a dno lomu technicky upraveny, některé druhy byly cíleně vysévány. Dnes se lom vyznačuje pestrou mozaikou stanovišť. Na ploše několika hektarů nalezneme velké množství druhů od stepních rostlin a živočichů po vodní a mokřadní. Rostlin zde roste přes 250 druhů (stav z roku 2010). Foto: Tomáš Chuman

ve vápencových lomech borovice černá (*Pinus nigra*), by měly být z lomu včas eliminovány. U plošně rozsáhlých lomů nebo lomů bez blízkosti biocentra výskytu žádoucích druhů, je vhodné založit enklávy vegetace přímo v lomech, odkud se druhy mohou dále šířit (Cílek, 1999; Sádlo, Tichý, 2002). Při otvírce nových rozsáhlých lomů je možné na několika místech nebo v bezprostředním okolí ponechat zbytky původního ekosystému, které by pak sloužily jako zdroj diaspor v následující revitalizaci. Proto je nezbytné ještě před samotnou těžbou provést biologický průzkum. Z tohoto pohledu je v zájmu těžebních organizací, aby v okolí těžebních tvarů uplatňovaly specifické způsoby managementu, jako je například odstraňování invazních druhů a zabránily tak vytlačení původních druhů. Příklad nalezneme rovněž v okolí stávajících lomů v oblastech extrazonálního výskytu stepní vegetace v Českém středohoří, kde roste řada ochranně významných druhů (Novák, Konvička, 2006). Udržování bezlesí v okolí těchto lomů umožní kolonizaci lomu významnými druhy a těžební organizace ve svém důsledku ušetří finanční prostředky při revitalizaci (Novák, Konvička, 2006). Klíčový je 100 metrový pás okolo lomu (Novák, Konvička, 2006). Alternativou může být dosévání lokálních populací rostlin, které se používá hlavně pro rychlé ozelenění.

Sádlo, Tichý (2002) uvádějí, že pro účely rychlého ozelenění je možné skalní povrch překrýt materiálem schopným alespoň částečně vázat vodu. Zároveň je nutné, aby použitý materiál obsahoval co nejméně živin, hlavně dusíku a fosforu. V opačném případě by se podpořilo šíření nežádoucích, konkurenčně silných ruderalních druhů. Vhodná pro tento účel může být recyklace skryvkového materiálu obsahujícího zásobu lokálních diaspor, ale vždy je třeba zvážit, co na ploše před otvírkou lomu rostlo. Skrytou, živinami bohatou ornici není žádoucí k tomuto účelu použít. Nový přístup k začlenění těžebních tvarů do krajiny spočívá také v tom, že jsou těžební tvary revitalizovány již v průběhu těžby a ne až po úplném vytěžení dobývacího prostoru. V okamžiku úplného zastavení těžby tak může být již větší část těžebních tvarů revitalizována. Přitom je nutné si uvědomit, že dodatečné zásahy v jednou již uzavřených částech lomu, například ukládáním dočasných deponií či pojezdy mechanizace, jsou nežádoucí (Cílek, 1999). Takové zásahy by narušily probíhající sukcesí. Před uzavřením celého lomu musí bezpodmínečně dojít také k vyčištění lomu a k odstranění všech důlních mechanismů a provozních budov zřízených těžební organizací (Cílek, 1997). Lom musí být při uplatnění spontánní či řízené sukcese průběžně monitorován a sukcese usměrňována po dobu několika let. V ruderalizované krajině po ponechání těžebních tvarů pouze spontánnímu vývoji nemuselo přinést žádoucí výsledek, a to především v případě, že by plochy kolonizovaly invazní druhy rostlin.

V přístupu k managementu posttěžební krajiny se i v případě revitalizace spontánní či řízenou sukcesí v podstatě střetávají dva přístupy. První přístup spočívá v upřednostňování vývoje přírodě blízké vegetace a plně postačí důsledné odstraňování invazních druhů. Výsledkem tohoto přístupu může být pestrá mozaika typů vegetace a druhového složení, jsou-li tyto druhy v okolí těžebních tvarů přítomny, stejně jako druhově uniformní vegetace byť původních druhů stromů či keřů. Druhý přístup si klade za cíl především ochranu biodiverzity. V takovém případě pak musí být plochy pod neustálým managementem (kosení, kácení dřevin, drobné disturbance), protože druhově nejbohatší

jsou raně sukcesní stádia či stádia stepních a xerothermních trávníků, která zároveň hostí velkou diverzitu hmyzu (Schulz, Wiegleb, 2000; Beneš a kol, 2003; Novák, Konvička 2006 aj.).

Faktory ovlivňující rychlost sukcese

K vytvoření mozaiky fyziotypů v lomech obecně dochází již po poměrně krátké sukcesí, mnohem déle však trvá dosycování vytvořených fyziotypů typickými rostlinnými druhy, které by umožnily zařazení fyziotypu do jednotek fytoocenologické nomenklatury (Sádlo, Tichý, 2002). Fyziotypy mohou být v lomech shodné, ale druhovým složením se mohou navzájem lišit v závislosti na jejich sukcesním stáří.

Rychlost zarůstání je primárně závislá na abiotických podmínkách stanoviště (chemismus horniny, klima aj.), dostupnosti diaspor a mezidruhových vztazích (Bradshaw, 2000; Jim, 2001; Butaye et al., 2002; Novák, Prach, 2003; Novák, Konvička, 2006). Dalším neopomenutelným faktorem ovlivňujícím rychlost sukcese je způsob těžby. Moderní způsob dobývání, při kterém vznikají rozsáhlé lomy a výsypky, zvyšuje čas potřebný k přirozené kolonizaci (Cullen et al., 1998; Sádlo, Tichý, 2002). Pomalá přirozená kolonizace rozsáhlých těžebních prostorů souvisí s nedostatečným vstupem diaspor z okolí. Staré kamenolomy založené od středověku až do nástupu technické revoluce byly mnohem menší a členitější než kamenolomy založené v 19. a především 20. století. Těžba v nich probíhala převážně ručním způsobem či s použitím malého množství trhaviny, později v 19. století, a kámen byl pečlivě vybírán. Jejich odlišnost od dnešních kamenolomů je zřejmá na první pohled. Lomové stěny byly hladké, neboť těžba probíhala ve směrech přirozeného rozpukání či vrstevnatosti. Za pár desetiletí po opuštění splynuly s okolím. Nejmenší z nich připomínají přirozené skalní výchozy či mělké deprese, u nichž je antropogenní podíl na jejich vzniku často obtížně prokazatelný. Od poloviny 20. století nastal rozvoj průmyslové těžby. Výsledkem jsou dnešní velkolyse členěné do několika etází s rozsáhlými deponiemi v jejich okolí, které v krajině působí cizorodým dojmem a jejich kolonizace vegetací je mnohem pomalejší. Obecně panuje shoda, že se v opuštěných lomech vytvoří během 15 – 20 let



Obr. 2. Přírodní památka Jezírko u Dobříše byla vyhlášena v roce 2009 k ochraně významného geologického odkryvu v bývalé lomové stěně a ochraně řady druhů rostlin a živočichů skalních stěn, sutí a xerothermních trávníků. Z geologického pohledu odkryv v lomové stěně poskytuje sondu pro rekonstrukci paleogeografického vývoje středočeského proterozoika (stav z roku 2010). Foto: Tomáš Chuman

dlouhodobě stabilní stav, kdy vedle sebe koexistují různé fyziotypy vegetace, včetně ploch bez vegetace na nejextrémnějších stanovištích (Sádlo, Tichý, 2002; Novák, Prach, 2003; Chuman, 2006).

Které druhy nacházejí v lomech své útočiště

Z rostlin v lomech nacházejí útočiště druhy skalních stepí, sutí, otevřených písčitých stanovišť, druhy vodní a mokřadní a řada dřívě běžných druhů pastvin, mezí, mizející z eutrofizované a intenzivně obhospodařované krajiny (například v lomu Jezírko, obr. 2). Druhově bohatší jsou vápencové lomy (Českého a Moravského krasu) či bazaltové lomy (Českého středohoří), už jen díky blízkosti hodnotných stepních biotopů v jejich okolí, než lomy v granitických horninách. Ve vápencových a bazaltových lomech nalezneme řadu chráněných a ohrožených teplomilných stepních druhů, kterými jsou například: hlaváček jarní (*Adonis vernalis*), koniklec luční český (*Pulsatilla pratensis* subsp. *bohemica*), třezalka ozdobná (*Hypericum elegans*), kavyl olýsalý (*Stipa zalesskii*), hvězdnice chlumní (*Aster amellus*), kozinec bezlodyžný (*Astragalus excapus*), bělozářka liliovitá (*Anthericum liliago*), pelyněk pontický (*Artemisia pontica*), oman mečolistý (*Inula ensifolia*), kosatec bezlistý (*Iris aphylla*), lomikámen trsnatý (*Saxifraga rosacea*) aj.

Lomy, hlavně pískovny a šterkopískovny, kde probíhá těžba i pod hladinu spodní vody, hostí řadu vzácných a ohrožených vodních a mokřadních druhů, kterými jsou například: řeřišnice bahenní (*Cardamine dentata*), šachor žlutavý (*Cypres flavescens*), rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), žebratka bahenní (*Hottonia palustris*), sítina strboulkatá (*Juncus capitatus*) aj.

Z živočichů v lomech nalezneme velké množství bezobratlých, kteří jsou vázáni na otevřená stanoviště, suť nebo jsou potravně závislí na raných sukcesních stádiích vegetace či stepních družic: běžník lesostepní (*Xycticus ninnii*), okáč metlicový (*Hipparchia semele*), soumračník podobný (*Pyrgus armoricanus*), kovařík (*Zorochoch meridionalis*), saranče modrokřídlá (*Oedipoda caerulea*). V lomech nachází útočiště i řada obojživelníků vázaných na oligotrofní vodní plochy, například čolek velký (*Triturus cristatus*), ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*), skokan štíhlý (*Rana dalmatina*). Z dalších živočichů jsou v lomech hojnější plazi: ještěrka zední (*Podarcis muralis*), ještěrka obecná (*Lacerta agilis*), zmije obecná (*Vipera berus*), ptáci: tuhýk obecný (*Lanius collurio*), břehule říční (*Riparia riparia*), kulík říční (*Charadrius dubius*) i savci: netopýr velký (*Myotis myotis*), netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) aj.

* * *

Spontánní či řízená sukcese může vést k vytvoření cenných společenstev, přesto nelze tento argument zneužívat k ospravedlnování těžby jako takové. Pro těžbu musí existovat všeobecně respektované zásady především v otázce rozsahu a způsobu těžby a umístění lomu v krajině. Mezi nejčastěji zmiňované zásady patří: neodtěžovat dominanty v krajině a zasahovat tak do linie horizontu, prosazovat zahlabování lomů a v neposlední řadě by měly být povolovány lomy pouze přiměřené velikosti. Začlenění velkých lomů do krajiny je, díky v současnosti používané technice lámání, pomalejší. Ke každému záměru je nutno přistupovat individuálně a není možné definovat jednoznačná kritéria, podle kterých bude těžba povolována či zakazována. Lomy mají šanci stát se důležitými biocentry v krajině a krajinu obohacovat zejména tehdy, pokud na povolování a následném projektování revitalizace lomu budou spolupracovat nejen krajinní architekti a bányští inženýři, ale také přírodovědci.

Literatura

- Beneš, J., Kepka, P., Konvička, M.: Limestone Quarries as Refuges for European Xerophilous Butterflies. *Conservation Biology*, 2003, 17, 4, p. 1058 – 1069.
- Bradshaw, A.: The Use of Natural Processes in Reclamation – Advantages and Difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 2000, 51, p. 89 – 100.

- Butaye, J., Jaquemyn, H., Honnay, O., Hermy, M.: The Species Pool Concept Applied to Forests in Fragmented Landscape: Dispersal Limitation Versus Habitat Limitation. *Journal of Vegetation Science*, 2002, 13, p. 27 – 34.
- Cílek, V.: Revitalizace lomů. Principy a návrh metodiky. *Ochrana přírody*, 1999, 54, 3, s. 73 – 76.
- Cílek, V.: Revitalizace vytěžených lomů. Silikátový zpravodaj, 1997, 1, s. 32 – 38.
- Cullen, R. W., Wheeler, P. C., Dunleavy, P. J.: Establishment of Species-Rich Vegetation on Reclaimed Limestone Quarry Faces in Derbyshire, UK. *Biological Conservation*, 1998, 84, p. 25 – 33.
- Gunn, J., Bailey, D.: Limestone Quarrying and Quarry Reclamation in Britain. *Environmental Geology*, 1993, 21, p. 167 – 172.
- Chuman, T.: Příspěvek k poznání přirozené obnovy granodioritových lomů na Skutečsku. In: Prach, K., Pyšek, P., Tichý, L., Kovář, P., Jongepierová, I., Řehouňková, K. (eds.): *Botanika a ekologie obnovy. Zprávy České botanické společnosti*, 2006, Materiály 21, s. 111 – 114.
- Jim, C. Y.: Ecological and Landscape Rehabilitation of a Quarry Site in Hong Kong. *Restoration Ecology*, 2001, 9, p. 85 – 94.
- Novák, J., Konvička, M.: Proximity of Valuable Habitats Affects Succession Patterns in Abandoned Quarries. *Ecological Engineering*, 2006, 26, p. 113 – 122.
- Novák, J., Prach, K.: Vegetation Succession in Basalt Quarries: Pattern on a Landscape Scale. *Applied Vegetation Science*, 2003, 6, p. 111 – 116.
- Prach, K.: Ekologie obnovy jako mladý obor a uplatnění botaniky v něm. In: Prach, K., Pyšek, P., Tichý, L., Kovář, P., Jongepierová, I., Řehouňková, K. (eds.): *Botanika a ekologie obnovy. Zprávy České botanické společnosti*, 2006, Materiály 21, s. 13 – 21.
- Sádlo, J., Tichý, L.: Sanace a rekultivace po lomové a důlní těžbě. Brno: ZO ČSOP Pozemkový spolek Hády, 2002, 36 s.
- Schulz, F., Wiegand, G.: Development Options of Natural Habitats in a Post-Mining Landscape. *Land Degradation and Development*, 2000, 11, p. 99 – 110.
- Starý, J., Sitenický, I., Hodková, T.: Surovinové zdroje České republiky. *Nerostné suroviny 2011*. Praha: Česká geologická služba – Geofond, 2011, 242 s.
- Tropek, R., Konvička, M.: Can Quarries Supplement Rare Xeric Habitats in a Piedmont Region? Spiders of the Blansky les Mts. Czech Republic. *Land Degradation and Development*, 2008, 17, p. 101 – 114.
- Walker, L. R., del Moral, R.: *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge: Cambridge University Press. UK, 2003, 442 p.
- Young, T. P.: *Restoration Ecology and Conservation Biology*. Biological Conservation, 2000, 92, p. 73 – 83.

RNDr. Tomáš Chuman, Ph.D.,
tomas.chuman@natur.cuni.cz

Katedra fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze, Albertov 6, 128 43 Praha