

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra biotechnických úprav krajiny



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta životního
prostředí**

**Vliv krypse a ekotonálního efektu na ptačí
predaci v lokalitě Velebudické výsypky**

**Effect of crypsis and edges on bird nest predation
on Velebudicka spoil heap**

Diplomová práce

Vedoucí práce: Ing. Markéta Hendrychová, Ph.D.

Konzultant: Ing. Jakub Novák

Diplomant: Bc. Miroslav Bubanec

2019

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Miroslav Bubanec

Regionální environmentální správa

Název práce

Vliv kypse a ekotonálního efektu na ptačí predaci v lokalitě Velebudické výsypky

Název anglicky

Effect of crypsis and edges on bird nest predation on Velebudicka spoil heap

Cíle práce

Cílem práce bude provést terénní predační experiment s křepelčími vejíčky na Velebudické výsypce a v jejím okolí a zhodnotit ekotonální efekt a vliv kypse na predaci ptačích hnízd.

Metodika

Dvojice vejíček bude simulovat hnízda ptáků hnízdících na zemi. Budou za pomoci GPS navigace pokládána v hnízdním období (celkem 97 bodů) na území výsypky a jejím okolí. Po dvou týdnech expozice (odpovídající průměrné době inkubace vajec běžných ptačích druhů) bude provedena kontrola a zaznamenán stav (osud) vajec. V hnízdech bude dále instalováno modelínové vejíčko k determinaci případného predátora. Data budou vyhodnocena pomocí vhodných statistických analýz. Posouzen bude zejména vliv okrajů (výsypka vs. okolí, rekultivace vs. sukcesní plochy, zemědělské plochy vs. lesní) a vliv ukrytí hnízda ve vegetaci.

Doporučený rozsah práce

40-50

Klíčová slova

predace, rekultivace, výsypka, sukcese, Velebudice, ptáci, krypse

Doporučené zdroje informací

- Angelstam, P. (1986). Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos*, 365-373
- ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE. FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ, – SUVOROV, P. – ŠÁLEK, M. *Riziko predace ptačích hnízd ve fragmentované suburbánní krajině = [rukopis] = Predation risks of bird nests in the fragmented suburban landscape*. Disertační práce. Praha: 2013.
- ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE. LESNICKÁ A ENVIRONMENTÁLNÍ FAKULTA, – ŠÁLEK, M. *Ekologie ptačích populací ve fragmentované krajině: vliv mozaiky prostředí a predace*. Praha: ČZU-FLE, 2005.
- Gates, J. E., & Gysel, L. W. (1978). Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*, 59(5), 871-883
- Lahti, D. C. (2001). The „edge effect on nest predation“ hypothesis after twenty years. *Biological Conservation*, 99(3), 365-374
- Møller, A. P. (1989). Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos*, 240-246
- Nour, N., Matthysen, E., & Dhondt, A.A. (1993). Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography*, 16(2), 111-116
- Paton, P.W. (1994). The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. *Conservation Biology*, 8(1), 17-26
- Stephens, S.E., Koons, D.N., Rotella, J.J., & Willey, D.W. (2004). Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation*, 115(1), 101-110

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Markéta Hendrychová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra biotechnických úprav krajiny

Konzultant

Ing. Jakub Novák

Elektronicky schváleno dne 8. 3. 2019

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 04. 04. 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně, pod vedením Ing. Markéty Hendrychové, Ph.D. z Katedry biotechnických úprav krajiny Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze a konzultanta Ing. Jakuba Nováka. Dále prohlašuji, že jsem uvedl všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze 15. dubna 2019

Poděkování

Rád bych poděkoval Ing. Markétě Hendrychové Ph.D. a Ing. Jakobovi Novákovi za jejich odborné a metodické vedení, pomoc a vstřícnost při vypracování mé diplomové práce. Také děkuji celé své rodině za jejich podporu.

V Praze 15. dubna 2019

Abstrakt

Hnízdní úspěšnost ovlivňuje z velké části predace ptačích hnízd. Tato diplomová práce se zabývá hodnocením vlivu kypse a ekotonálního efektu na hnízdní predaci na území Velebudické výsypky a v jejím blízkém okolí. Umělá hnízda, která tvořila dvě vejce křepelčí a jedno modelínové, byla instalována v průběhu dubna 2018 a po dobu 14 dnů vystavena potenciální predaci. Během experimentu byla zaznamenána data o lokalitě, pokryvnosti okolní vegetace a kypsi hnízda, biotopu umístění hnízda. Ptáci tyto okrajové biotopy mohou preferovat při hledání hnízdních míst z důvodu pestřejších zdrojů. Míra predace byla vyhodnocena a porovnána na jednotlivých biotopech, mezi výsypkou a okolím, na území po rekultivaci a sukcesním území a vše porovnáváno s mírou predace v ekotonech. Potenciální predátoři byli určováni na základě stop zanechaných v modelínovém vejci a to pouze na úrovni taxonu druh, tedy savci a ptáci. Na základě statistického vyhodnocení bylo zjištěno, že na míru predace má vliv druh biotopu. Negativní vliv se nejvíce projevil na biotopu louka a pole, tedy na otevřených rekultivovaných plochách, pozitivní vliv na biotopu les a křovina. Naopak vliv ekotonálního efektu na míru predace ani vliv kypse spolehlivě potvrzen nebyl.

Klíčová slova: predace, ekoton, kypse, výsypka, rekultivace, sukcese, ptáci

Abstrakt

The breeding success is largely influenced by the predation of bird nests. This thesis deals with the evaluation of the crypsis impact and ecotone effect on nesting predation in the area of Velebudice spoil heap and in its vicinity. Artificial nests, which consisted of two quail eggs and one made of modelling clay, were installed during April 2018 and for 14 days exposed to potential predation. Within the experiment, data on the location, coverage of the surrounding vegetation and crypsis of the nest, the habitat of the nest setting. Birds may prefer these border habitats when looking for nesting sites with more diverse resources. The predation rate was evaluated and compared within individual biotopes, between the spoil heap and the surroundings, in the area after reclamation and the succession territory, and all those parameters were compared with the predation rate in ecotones. Potential predators were determined on the basis of traces left in the imitation egg and only at the taxon level of species such as mammals and birds. Based on the statistical evaluation it was found that the predation rate is affected by the biotope type. The most negative impact was observed in the biotope of meadow and field, which means on the open recultivated areas, positively affected was seen in the biotope of forest and shrubbery habitat. On the contrary, the impact either of the ecotonic effect on predation rate or the effect of crypsis was not certainly confirmed.

Keywords: predation, ecotone, crypsis, spoil heap, recultivation, succession, birds.

Obsah

1.	<i>Úvod a cíle</i>	1
2.	<i>Literární rešerše</i>	2
2.1.	<i>Hnízdní predace</i>	2
2.1.1.	Hnízdní predace v závislosti na biotopu	2
2.2.	<i>Predátoři ptačích hnízd</i>	3
2.3.	<i>Způsoby predace hnízd predátory</i>	4
2.4.	<i>Antipredační strategie</i>	5
2.4.1.	Adaptace snižující riziko zničení hnízda - barva vajec	5
2.4.2.	Adaptace snižující riziko zničení hnízda - aktivita kolem hnízda	6
2.4.3.	Adaptace snižující riziko zničení hnízda – umístění hnízda, krypse	6
2.4.4.	Adaptace snižující riziko zničení hnízda – velikost snůšky	7
2.5.	<i>Ekotonální efekt</i>	7
2.6.	<i>Post-těžební oblasti obecně – výsyvky</i>	9
2.7.	<i>Způsoby rehabilitace</i>	10
2.7.1.	Sukcese.....	10
2.7.2.	Rekultivace	11
2.8.	<i>Ptačí společenstva na postindustriálních územích</i>	12
3.	<i>Metodika</i>	13
3.1.	<i>Studijní území</i>	13
3.2.	<i>Popis</i>	15
3.2.1.	Geologie a geomorfologie	15
3.2.2.	Báňsko-geologické poměry výsyvky	16
3.2.3.	Horniny vyskytující se v podzákladí výsyvky	16
3.2.4.	Historie a způsob zakládání výsyvky	17
3.3.	<i>Rekultivace Velebudické výsyvky</i>	18
3.4.	<i>Flora a fauna</i>	20
3.4.1.	Zvláště chráněná území, významné krajinné prvky	22
3.5.	<i>Design experimentu a sběr dat</i>	22
3.6.	<i>Instalace hnízda</i>	22
3.7.	<i>Kontrola hnízda</i>	25
3.8.	<i>Sběr dat - míra predace</i>	26
3.8.1.	Biotopy	26
3.8.2.	Krypse	26
3.8.3.	Pokryvnost.....	28

4.	Výsledky	29
4.1.	<i>Statistické zpracování dat</i>	<i>29</i>
4.2.	<i>Míra predace dle ploch zájmového území</i>	<i>29</i>
4.3.	<i>Míra predace dle biotopů zájmového území</i>	<i>30</i>
4.3.1.	<i>Hnízda na celé lokalitě.....</i>	<i>31</i>
4.4.	<i>Vyhodnocení krypte hnízd</i>	<i>34</i>
4.5.	<i>Identifikace potenciálních predátorů pomocí stop</i>	<i>36</i>
5.	Diskuze	38
5.1.	<i>Míra predace na lokalitách a biotopech.....</i>	<i>38</i>
5.2.	<i>Identifikace podle stop predátora</i>	<i>38</i>
5.3.	<i>Vliv okrajového efektu na predaci ptačích hnízd</i>	<i>39</i>
5.4.	<i>Vliv krypte</i>	<i>39</i>
6.	Závěr	40
7.	Použitá literatura a zdroje	41
8.	Seznam obrázků a tabulek.....	54

1. Úvod a cíle

Hnízdní predace je jednou z hlavních příčin ztrát snůšky a celkově mortality ptáků (Ricklefs 1969, Beintema et Müskens 1987, Galbraith 1988, Martin 1993a, Chamberlain et Crick 2003). Mezi adaptace snižující riziko zničení hnízda patří barva vajec, aktivita kolem hnízda, velikost snůšky, doba pobytu v hníždě, umístění hnízda a jeho krypse a biotop, ve kterém se hnízdo nachází. Predační experiment, zaměřený na zjištění vlivu krypse a ekotonálního efektu, byl záměrně prováděn na území po těžbě hnědého uhlí a v jeho nejbližším okolí. Postindustriální území s omezeným vegetačním pokryvem představuje pro některé ptáky velmi cenná stanoviště a hnízdí zde i řada vzácných druhů (Bejček et al. 2006, Šťastný et al. 2006). Na takovýchto územích následně vznikají díky umělé rekultivaci, ale i přirozené sukcesi, nové biotopy. Mezi biotopy se může projevit tzv. ekotonální efekt, kde u Andréna (1992) bývá často zaznamenán vysoký predací tlak (Leopold 1933, Odum 1971, Gates et. Gysel 1978). Cílem práce je zjistit, zda je na výsypkových ekotonech zaznamenatelný okrajový efekt a vyšší riziko predace hnízd a zda může toto riziko snížit krypse.

2. Literární rešerše

2.1. Hnízdní predace

Na výzkum predace v jedné z nejcitlivějších fází ptačího života – během hnízdění se soustředí řada ornitologických prací, neboť průměrně je predátory zničeno přibližně 50 % hnízd a výjimkou nejsou až 80% ztráty (Remeš 2004). Některé výzkumy se zaměřují na detekci vlastních predátorů ptačích vajec a mláďat (např. Anthony et al. 2004, Peterson et al. 2004), další popisují míru hnízdní predace u konkrétní skupiny ptáků (např. Weidinger 2001a, 2006) a jiné studují mechanismy, na základě kterých se ptáci snaží predaci svých snůšek eliminovat (např. Weidinger 2001b, 2002, Davis 2005).

2.1.1. Hnízdní predace v závislosti na biotopu

Kromě druhu predátora ovlivňuje míru predace i hnízdní biotop (Martin 1993, Hollander et al. 2011) a způsob umístění samotného hnízda ve vegetaci (Seibold et al. 2013). Predační tlak byl široce zkoumán v různých biotopech. Savci většinou predují spíše v homogenním prostředí vnitřního lesa (Marini et al. 1995). Ptáci naopak predují častěji v otevřené krajině, nebo v mozaice malých lesních fragmentů a otevřených habitatů (Andrén 1992, Nour et al. 1993, Vander Haegen et al. 2002). Předpokládá se, že v porostech původních rostlin je predační tlak nižší než v porostech rostlin invazních (Hanzelka et al. 2015). Zvýšená míra predace může souviset se zjednodušenou vegetační strukturou, která je typická pro monokulturní porosty invazních rostlin (Borgmann & Rodewald et al. 2004, Ortega et al. 2006, Rodewald et al. 2010), což umožňuje predátorům lépe a snáze prohledávat porost a následně nalézt hnízdo (Schmidt et Whelan 1999, Seibold et al. 2013). U koroptve polní (*Perdix perdix*) poskytují otevřené travnaté plochy malou ochranu před predátory (Novoa et al. 2002), na druhou stranu ale platí, že řídká a nízká vegetace je lepší při shánění potravy a snižuje riziko predace zvýšením viditelnosti při ostražitém postoji (Whittingham et Evans 2004). Z hlediska antipredační strategie jsou vhodnými biotopy křoviny s korunovým zapojením 40 – 80 % (Novoa et al. 2002).

2.2. Predátoři ptačích hnízd

V našich podmínkách můžeme potencionální hnízdní predátory rozdělit na savce, ptáky a hady. U savců hraje významnou roli při vyhledávání hnízd čich, zatímco ptáci se orientují převážně zrakem. Pro predaci savců je charakteristické narušení hnízda, zatímco u ptáků a hadů zůstává hnízdo nepoškozené (Larivière 1999).

Ze zástupců hadů, kteří žijí na území České republiky, můžeme jako predátory ptačích hnízd uvést užovku stromovou (*Zamenis longissimus*) a zmiji obecnou (*Vipera berus*). Hlavní potravou dospělých užovek jsou drobní savci, ale i řada ptáků, zejména pěvců (Moravec et al. 2015), u zmijí jde o drobné hlodavce, hmyzožravce a také mláďata drobných, zejména na zemi hnízdících ptáků (Bakiev 2004, Meyer et Monney 2004, Nilson et al. 2005, Moravec et al. 2015). Štěpánek et Baum (1939b) spekulují o požívání ptačích vajec také ještěrkou zelenou (*Lacerta viridis*).

Mezi nejčastější savčí predátory, například u čejky chocholaté, hnízdící na zemi, patří liška obecná (*Vulpes vulpes*) a kunovité šelmy (*Mustelidae*). Z ptáků jsou to zejména krkavcovití - krkavec velký (*Corvus corax*) nebo vrána černá (*Corvus corone*). Jisté riziko představují i dravci jako například motáci (*Circus sp.*) nebo vzácněji luňáci (*Milvus sp.*) (Štorek, nepublikováno).

Nejvýznamnější predátoři vodních ptáků jsou dle Drdové et Hampla (2008) zejména krysa obecná (*Rattus rattus*), potkan obecný (*Rattus norvegicus*), kunovité šelmy, vydra říční (*Lutra lutra*), liška obecná (*Vulpes vulpes*) a prase divoké (*Sus scrofa*). Z ptáků jsou to moták pochop (*Circus aeruginosus*), straka obecná (*Pica pica*) a vrána obecná (*Corvus corone*).

Hlavními predátory ptačích vajec v městském prostředí Evropy jsou dle prací založených na výskytu potenciálních predátorů označování zejména zástupci krkavcovitých (Paradis et al. 2000, Antonov et Atanasova 2003, Jokimäki et al. 2005, Strachoňová nepublik., Sims et al. 2008), kočka domácí (*Felis catus*) (Jokimäki et al. 2005, Sims et al. 2008, Baker et al. 2008), liška obecná (*Vulpes vulpes*) (Jokimäki et al. 2005), strakapoud (*Dendrocopos sp.*), puštit obecný (*Strix aluco*) (Strachoňová nepublik.) nebo veverka obecná (*Sciurus vulgaris*) (Gregoire et al. 2003, Strachoňová nepublik.).

Dle výzkumů založených na stopách v plastelínových vejcích v umělých hnízdech byla určena jako hlavní predátor straka (Møller 1988, Groom 1993).

Drobní savci, drobní ptáci a velcí ptáci jsou kategorie predátorů sestupně dle jejich důležitosti dle Kurucze (2010).

Potkan obecný (*Rattus norvegicus*) preduje jak ptáky hnízdící na souši, tak i ptáky hnízdící na volné hladině. Krysy i potkani požírají ptačí vejce, mláďata a útočí i na dospělé jedince (Hansen 2003a).

Ptáci jakožto potrava norka amerického (*Mustela vison*) dominují zejména ve stojatých vodách. Kromě ulovených dospělců a mláďat lysky černé (*Fulica atra*) se norek zaměřuje především na predaci jejich vajec (Bartoszewicz & Zalewski 2003).

2.3. Způsoby predace hnízd predátory

Za predované považujeme takové hnízdo, které vykazuje znaky změny stavu hnízda nebo přímé predace vajec nebo mláďat. Predátoři v mírném pásu jsou zejména čichem se orientující savci a vizuálně se orientující ptáci (Wallander et al. 2006). Savci většinou predují hnízda umístěná na zemi z důvodu lepší přístupnosti (Söderström 1999). Poškození a nápadné zploštění hnízda ukazuje na kočky a lišky (Major 1991). Krkavcovití, kteří tvoří v našich podmínkách většinou složku vizuálně se orientujících predátorů (Andrén 1992, Albrecht 2004) hnízdo roztrhají (Maher 1988 in Major 1991). Podle Westmoreland & Best (1985 in Major 1991) dochází ale jen k odnesení vajec a ponechání nepoškozeného hnízda. Např. Douglas (1989), Larivière (1999) nebo Opermanis (2001) určují predátory podle způsobu vyplenění hnízda. Predátor buď pozře vejce v hnízdě, odnese vejce a následně ho pozře na jiném místě, pozře celý obsah hnízda nebo jen část snůšky. Mnoho predátorů má shodné znaky při predaci hnízd. Odnesení vajec z hnízda může ukazovat na lišku obecnou (*Vulpes vulpes*), sysla Franklinova (*Spermophilus franklinii*), mývala severního (*Procyon lotor*), lasici (*Mustela spp.*), norka amerického, vránu, krysu, potkana nebo racka (*Larus sp.*). Také znaky na rozbitých vejcích jsou podobné u mnoha druhů (Drdová 2008). V současnosti je jednou z nejpoužívanějších metod identifikace predátorů použití uměle vyrobených hnízd a vajec (Jobin & Picman 1997, Matessi & Bogliani 1999, Reihmanis 2004). Podstatou umělých vajec je otisk drápů, zubů nebo zobáku predátora, na jejichž základě dochází k identifikaci.

2.4. Antipredační strategie

Obranu ptáků proti predaci lze rozdělit do kategorie aktivní a pasivní. Do aktivní obrany patří odvádění pozornosti od hnízda (Elliot 1985b) nebo přímá agrese proti potencionálním predátorům – tzv. lobbing (Göransson 1975, Birkhead 1977, Elliot 1985a, Larsen 1992, Kis 2000). Do pasivní obrany hnízda se řadí úkryt hnízda ve vegetaci nebo v dutinách (Martin 1993a) a maskování (krypse) hnízda a celé snůšky nebo inkubujícího jedince u otevřeně hnízdících druhů ptáků (Cramp 1990, Haskell 1996, Lloyd et al. 2000, Šálek & Cepáková 2006).

2.4.1. Adaptace snižující riziko zničení hnízda - barva vajec

K celkové krypsi hnízd u ptáků hnízdících na zemi může přispívat zbarvení jednotlivých vajec ve snůšce (Collias & Collias 1984, Blanco 2002, Sánchez 2004, Lee 2010). Vejce ptáků, hnízdících v uzavřených hnízdech nebo v dutinách, bývají nejčastěji bílá, protože problém kypse snůšky zde ptáci vůbec nemusí řešit (Veselovský 2001). Příkladem může být moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*). Na druhou stranu u otevřených hnízd na stromech a keřích nemusí hrát kryptické zbarvení vajec významnou roli (Weidinger 2001). Barva vajec bývá modrá, hnědá nebo skvrnitá (Wallace 1889 ex Kilner 2006), což může napomáhat celkové krypsi. Tuto skvrnitost ale nacházíme i u některých ptáků, kteří hnízdí v dutině nebo v uzavřeném hnízdě. Zde by skvrnitost na krypsi vajec neměla hrát žádnou roli. Může se tedy jednat například o vylepšení termoregulace nebo oporných vlastností skořápky (Bakken 1978, Gosler 2005) nebo může být skvrnitost signální funkcí v pohlavním výběru (Hanley 2009). Význam kypse se může značně lišit i v rámci skupiny otevřeně hnízdících ptáků (Weidinger 2001). Hypotéza antipredační funkce barevnosti ptačích vajec ale obsahuje celou řadu komplikací. Většinou dochází k porovnání pravděpodobné predace mezi bílými a uměle nabarvenými vejci. K nepřesnostem v závěrech ale může dojít kvůli rozdílnému vnímání barev lidí a ptačích predátorů. Dalším metodickým problémem je s největší pravděpodobností také používání umělých hnízd, která bývají nápadnější než ta přírodní (Kilner 2006), což zvyšuje míru jejich predace (Wilson et al. 1998). Výsledky studií jsou také ovlivněny druhy predátorů, které se vyskytují na dané lokalitě. Savci se například orientují spíše čichem bez ohledu na barvu vajec (Castilla et al. 2007). Matoucí může být také skutečnost, že při pokusech s umělými hnízdy nejsou přítomni inkubující rodiče, kteří mohou svou aktivitou na přítomnost hnízda upozornit (Martin et al. 2000).

Hnízdní materiál a jeho množství je další způsob, který se podílí na krypsi hnízda, jelikož musí splňovat určité termoregulační a zároveň kryptické nároky (Mayer 2009).

2.4.2. Adaptace snižující riziko zničení hnízda - aktivita kolem hnízda

Zrakem se orientující predátory může přilákat aktivita v okolí hnízda. Dle studií bylo zjištěno, že hnízda, která jsou méně navštěvována rodiči jsou méně predována (Martin et al 2000). Rodiče pěvců, u kterých je vysoká možnost ztráty hnízda, navštěvují své příbytky v době inkubace vajec a v době krmení mláďat méně často. Aby mláďata nehladověla, přinášejí jim rodiče najednou více potravy (Remeš 2004).

2.4.3. Adaptace snižující riziko zničení hnízda – umístění hnízda, krypse

Umístěním hnízda do prostředí mohou ptáci výrazně ovlivnit krypsi hnízda, což představuje shodné zbarvení těla a náhodného vzorku pozadí. Kryptická konstrukce hnízda může být dalším způsobem jak snížit detekci snůšky hnízdními predátory (Moller 1987). Výsledný vzhled hnízda vzniká většinou jako kompromis řady selekčních tlaků jako např. izolace snůšky od vlivů klimatu (Winkler 1993, Lombardo et al. 1995, Mayer et al 2009) a minimalizované energie vložené do stavby hnízda. Obkládání povrchu hnízda specifickým materiálem skryje hnízdo před potenciálními predátory. Např. drozd hnědavý (*Catharus fuscescens*) maskuje své hnízdo pomocí listů a kousků kůry, někdy i jehličí (Heckscher 2014). Hnízda kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) zase obsahují suchou trávu a prachové peří. Antipredační funkce kryptického zbarvení by se mohla zvyšovat s tím, jak klesá maskování hnízdiště (Kreisinger et Albrecht 2008). Dalším způsobem krypse hnízda je obkládání hnízda bílým umělým materiálem u sýkor, kdy bílý obkladový materiál spolu s bílými vejci může mít kryptický efekt (Surgey, Feut et al. 2012). Kulíci si zase staví hnízdo na zemi pomocí oblázků, které svou barvou maskují snůšku. Na základě studií prováděných u křepelky japonské (*Coturnix japonica*) bylo zjištěno, že samice volily k hníždění takové substráty, které byly barvou a vzory podobné jejím vejším a tedy co nejvíce skryté před predátory (Mainwaring, Hartley et al. 2014).

Některé druhy ptáků preferují k hnízdění místa s vysokou hustotou vegetace, která hnízdo zakrývá (Holway 1991, Martin 1993, Braden 1999, Clark & Shuttler 1999, Dearborn & Sanchez 2001). Dle shrnující metaanalýzy Clarka et Nuddse (1991) je tato strategie efektivní zvláště proti predátorům, kteří se orientují vizuálně. Ale i pro predátory, kteří se orientují čichem, může hustá vegetace do určité míry zamezit šíření pachů, které jsou klíčové pro nalezení hnízda (Lariviere & Messier 2001).

Například kachna divoká (*Anas platyrhynchos*) ukryvá své hnízdo v husté vegetaci (Albrecht 2004, Kreisinger 2008) nebo zástupci řádu dvoukřídlí *Charadriiformes* nechávají své hnízdo nenápadně splývat v otevřené ploše. Hnízdo čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) a rybáka černozobého (*Gelochelidon nilotica*) je často jen vyhloubená jamka s minimem hnízdního materiálu (Cramp 1990, Sánchez 2004).

2.4.4. Adaptace snižující riziko zničení hnízda – velikost snůšky

U evropských i amerických druhů je velmi výrazná závislost mezi intenzitou hnízdní predace a velikostí snůšky. Čím je vyšší riziko predace tím menší je snůška (Martin 1995). V případě velké pravděpodobnosti predace hnízda je výhodnější neinvestovat do snůšky příliš zdrojů. Ušetří se tak energetické zdroje, které mohou být použity na stavbu nového hnízda.

2.5. Ekotonální efekt

Ekotonem nazýváme přechodovou zónu mezi dvěma ekosystémy. Charakter biotopu se zde prudce mění na dlouhém gradientu. Typickým ekotonem je rozhraní pole – les. Nebo ho může tvořit široký pás s postupnou změnou podmínek, například mořské pobřeží s přílivovou zónou. Pro ekoton jsou charakteristické přechodové mikroklimatické podmínky – tepelné, světelné a srážkové, které jsou zcela odlišné od jeho okolí (Hora et al. 2009). Okrajové biotopy jsou pro ptáky zdrojově pestřejší a tak je mohou preferovat při hledání hnízdních míst. Díky tomu pak tyto zóny přitahují i hnízdní predátory. Čím více predátorů se pohybuje

v okrajových zónách, tím větší je riziko, že náhodně najdou hnízdo s vejci (Albrecht 2004, Schiegg et al. 2007).

V ekotonech dvou různých biotopů se mohou vyskytovat 4 různé skupiny organismů s rozdílnými životními nároky. První dvě skupiny tvoří organismy, které žijí v biotopech podél ekotonu. Tyto organismy sice vyžadují specifické podmínky prostředí, ale do ekotonu mohou z určitého důvodu zabíhat nebo v něm i existovat. Třetí skupinou jsou druhy nalézající optimální podmínky v okrajové linii mezi biotopy, ale v rámci jednotlivých vyhraněných biotopů existovat nemohou. Čtvrtou skupinu představují organismy, které ve vyhraněných ekologických jednotkách sice mohou existovat, ale optimální podmínky nalézají v okrajové zóně ekotonu (Hora et al. 2009).

V habitatových okrajích (ekotonální efekt) je často zaznamenán vysoký predanční tlak (Andrén 1992). Prvním důvodem může být skutečnost, že predátoři z území s vysokou denzitou pronikají do území, kde je výskyt predátorů nižší, čímž způsobují přechodové stádium. Druhým důvodem může být využití okraje území predátory specialisty kvůli dobrým potravním možnostem. Ekotonální efekt zde byl podpořen mnoha studiemi (Paton 1994, Heske 1995, Chalfoun et al. 2002a, Albrecht 2004, Hilty & Merenleder 2004). Ve většině z nich se projevil nejsilněji do vzdálenosti 50 – 200 m od okraje habitatu (Andrén et Angelstam 1988, Paton 1994, Bátorý et Báldi 2004). Některé práce potvrdily ekotonální jev dokonce až do vzdálenosti 4 – 5 km (Laurance 2000, Storch et al. 2005). Míra okrajového efektu se může měnit s tím, jak ostrá je hranice mezi dvěma habitaty (Deng et al. 2003, Schneider et al. 2012). Nejvíce prací se dosud zaměřovalo na ostré přechody v mozaikové krajině, jako jsou pole – les, les – sečená louka apod. (Huhta et al. 1996, Conner et Perkins 2003, Bátorý et al. 2004 a další). V těchto případech se jedná o biotopy vyvolané lidskou činností. Na druhou stranu u stupňovitých přechodů podobných biotopů, kdy se většinou jedná o přirozená stanoviště, jsou výsledky studií sporné (např. Wallander et al. 2006, Schneider et al. 2012) a dle Lahtiho (2001) se okrajový efekt na základě 58 % studií vůbec nepotvrzuje.

Podle Šálka et al. (2010) dominují v ekotonech les – louka jako predátoři koroptve polní (*Perdix perdix*) zástupci savců, šelmy (Weidinger 2009). V ekotonu les – polní krajina byl na základě terénní studie určen jako nejčastější predátor experimentálních hnízd prase divoké (*Sus scrofa*) (Svobodová et al. 2012).

2.6. Post-těžební oblasti obecně – výsyvky

Výsyvky vznikají sypáním nadložního materiálu při povrchové těžbě hnědého uhlí. Nadložní zemina je zakladači sypána do vertikálně členitých tvarů. Tato členitá morfologie pak podmiňuje heterogenitu stanovišť – výše položená místa mají charakter polopouští či stepí, v terénních sníženinách se vytváří na nepropustném podloží třetihorních jíílů rozmanitá jezírka. Kromě nich vznikají další vodní plochy při patě výsyvky, kde dochází k vytlačování vody díky velikému tlaku nasypaného materiálu (Vojar et al. 2012).

Mostecké výsyvky vznikaly vysypáním sedimentů, které se nacházely nad uhelnou slojí. Začaly vznikat v padesátých letech 20. století a zabírají plochu více než 150 km² (Hodačová 2002, Prach et al. 2010). Většina veřejnosti si pod výsyvkami představí spíše měsíční krajinu než ekologicky hodnotné území. Mostecké výsyvky ale představují jedno z posledních refugií velkého spektra rostlinných a živočišných druhů a to především v nerekulitovaných částech (Konvička et al. 2005, Vojar 2007, Prach et al. 2010). Britští ekologové Thomas et al. (1994) došli k zajímavým zjištěním, když porovnávali vazbu ohrožených bezobratlých na jednotlivá sukcesní stadia. Na základě jejich výzkumu bylo prokázáno, že největší část ohrožených terestrických bezobratlých je vázána na území raně sukcesních stádií, tzn. habitaty s minimální pokrývností jen řídké vegetace. Z dnešního hlediska je ochrana bezobratlých naprosto klíčová, reprezentují totiž většinu světového druhového bohatství. Bezobratlí zahrnují řadu velmi důležitých poskytovatelů ekosystémových služeb, například detritivorů a opylovačů. Bohužel jsou skupinou, kterou se nedaří ani v Evropských poměrech účinně chránit (Thomas et al. 2004, Conrad et al. 2006). Je známo, že z naší eutrofizované krajiny postupně mizí rostliny, které vyžadují na živiny chudá stanoviště (Prach & Hobbs 2008). Podobně ohrožena je velká část vodních bezobratlých, kteří jsou svým výskytem vázáni výhradně na oligotrofní vody (Kleef et al. 2006). Mostecké výsyvky jsou v Čechách jedny z mála míst, kde se ještě můžeme s těmito biotopy setkat a nachází se zde mnoho velmi vzácných druhů organismů.

2.7. Způsoby rehabilitace

2.7.1. Sukcese

V České republice stále ještě není spontánní sukcese akceptována jako adekvátní prostředek k obnově krajiny, na rozdíl například od Nizozemí, Německa nebo Velké Británie, kde je sukcesi dáván větší prostor (Tischew 1998).

Při obnově těžbou narušených stanovišť existují tři možnosti obnovy ekosystémů nebo jejich částí, které člověk svou činností narušil nebo zcela zničil. Buď se můžeme plně spoléhat na spontánní sukcesi, nebo přirozenou sukcesi různými způsoby usměrňovat nebo můžeme použít umělé technické postupy a cílový porost jako celek vysázet a vyset (Prach et al. 2009).

Po ukončení zakládání výsypky v podstatě okamžitě začíná proces primární sukcese (Prach 1987, 1989, Hodačová a Prach 2003). Již při procesu zakládání se semena rostlin dostávají do výsypky pomocí živočichů, větru a někdy i člověka. V prvním stadiu převládají jednoleté rostliny jako merlíky (merlík tuhý *Chenopodium strictum*), lebedy (lebeda lesklá *Atriplex sagittata*), rdesno blešník (*Persicaria lapathifolia*), starček lepivý (*Senecio viscosus*) nebo truskavec obecný (*Polygonum arenastrum*). Z dvouletých rostlin je to například bodlák obecný (*Carduus acanthoides*). Vedle běžných druhů se můžeme setkat i se vzácnými druhy, jako je například kriticky ohrožená lebeda růžová (*Atriplex rosea*). Tato raná stádia jsou vhodná také pro bělořita šedého (*Oenanthe eonanthe*), lindušku úhorní (*Anthus campestris*) nebo strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) (Bejček, Tyrner 1977). První stadium trvá přibližně pět let a celková pokryvnost je ještě nízká (do 30 %).

Vytrvalé širokolisté byliny začnou postupně převládat mezi pátým a patnáctým rokem. Příkladem jsou vratič obecný (*Tanacetum vulgare*) nebo pelyněk černobílý (*Artemisia vulgaris*). Následují je trávy jako třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), pýr plazivý (*Elymus repens*) nebo ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*). V dalších sukcesních stádiích pak postupně ubývá pokryvnost rumištními druhy a přibývají druhy luční. Z důvodu poměrně suchého a teplého podnebí se zde méně uplatňují dřeviny, většinou s pokryvností do 30 % a to i v pozdních stádiích sukcese (Prach et al. 2009).

Po zhruba 20. roce sukcese se vytvoří mozaika antropogenní lesostepi, která se pak stává útočištěm řady ohrožených druhů hmyzu, jako například přástevníka starčkového (*Tyria jacobaeae*) nebo lišaje pupalkového (*Proserpinus proserpina*). Kolem 30. roku už může zápoj dřevin přesáhnout 50 % a na ploše 100 m² se může

vyskytovat více než 30 druhů rostlin (Frouz et al. 2008). Bohužel právě v době, kdy se na výsypce formují cenné biotopy, začíná technická rekultivace výsypky.

Z pohledu ochrany biodiverzity nejsou tedy raně sukcesní habitaty zbytečnou součástí přírody, ale spíše nedostatkovým zbožím (Thomas et al. 1994, Konvička et al. 2005). V současné ekologii je již téměř faktem, že raně sukcesní habitaty jsou součástí naší přírody od pradávna a jejich rozloha se v posledních letech bohužel snižuje (Vera 2000, Sádlo 2009). Na našem území byly tyto habitaty po dlouhou dobu velmi rozšířené a udržované řadou disturbancí a stresových faktorů. Krize pak nastala po skončení doby ledové, kdy vlhké a teplé klima umožňovalo rozvoj vegetace a velcí herbivoři, kteří dosud udržovali raně sukcesní stadia, z velké části vymřeli. Změna nastala s příchodem člověka jako významného ekologického a krajnotvorného faktoru. Svým hospodařením, vypalováním a chováním člověk umožnil raně sukcesní biotě setrvat na našem území (Konvička et al. 2005). Bohužel nahrazením tradičního hospodaření za moderní řada velmi zajímavých lokalit zanikla. Paradoxně právě těžební aktivity pomáhají těmto organismům nyní přežít (Beneš et al. 2004, Tropek & Konvička 2008).

Na postindustriálních lokalitách se vyskytují nejčastěji stanoviště chudá na živiny. Mnoho druhů, které ustupují z eutrofizované středoevropské krajiny tak zde nalézají své útočiště. Skoro u všech sledovaných sukcesních řad docházelo v čase k navyšování počtu druhů. Ne všechny druhy jsou totiž schopné se usídlit a přežít v raných stádiích sukcese. To je patrné hlavně v případě primární sukcese, kdy některé druhy vyžadují zlepšení životních podmínek na stanovišti. Což vysvětluje vzrůstající počet druhů v průběhu sukcese. Konkurenční vztahy ale mohou naproti tomu pracovat proti tomuto trendu a to hlavně v pozdějších stádiích. Polopřirozená vegetace se na těchto územích rozvíjí poměrně rychle a souvislá vegetace se vyvine během 10 – 20 let (pokud se nejedná o extrémně toxické, těžce erodované nebo vysoce exponované lokality). Sukcesní řady jsou si více podobné v raných stádiích sukcese, než v pozdějších stádiích, kdy převažují synantropní druhy. Složení vegetace se již značně odlišuje a to v závislosti na místních vlhkostních podmínkách (Prach et al. 2013).

2.7.2. Rekultivace

Povinnost zrekultivovat území, která byla zdevastována těžbou nerostných surovin, vyplývá zejména ze zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu a zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, v platném znění. Odpovědným subjektem je zde důlní organizace. Podrobnosti o

plánech otvírky, přípravy a dobývání ložisek a o plánech zajištění a likvidace hlavních důlních děl a lomů stanovuje Český báňský úřad obecně závazným právním předpisem (Vráblíková 2010).

Těžba probíhá v následujících etapách:

- přípravná – období otvírky a přípravy těžby, projekční koncepce a činnost, průzkum zemin a hornin.
- důlně technická – období těžby, odklizení zemin a zakládání výsypek
- ekotechnická:
 1. fáze technická (terénní úpravy, navezení ornice a organických kompostů, hydromeliorační a hydrotechnické úpravy, výstavba provozních komunikací)
 2. fáze biotechnická, která je významná pro obnovu krajiny – patří sem zemědělská, lesnická, hydrická rekultivace a ostatní.

Zemědělská rekultivace – slouží k obnovení zemědělské činnosti v rekultivovaném území. Obnovuje se půdní fond, který byl v předchozím období ve většině případů vyjmut ze zemědělského obdělávání. Na plochách, které nejsou vhodné k zemědělské činnosti se využívá rekultivace lesnická. Zde je důležitá volba druhové skladby dřevin převážně původních, dále ošetřování a probírky mladého porostu. Hydrické rekultivace navrací nový vodní režim a jsou významnou formou zahlazení následků těžby. Do ostatních rekultivací se řadí plochy, které nemají v první řadě sloužit k hospodářskému účelu, ale například k posílení systému ekologické stability, rozvoji podnikatelských aktivit, vybudování sportovních areálů, ke zvýšení biodiverzity krajiny apod. (Vráblíková 2010).

2.8. Ptačí společenstva na postindustriálních územích

Ptačí společenstva na hnědouhelných výsypkách na Mostecku jsou sledována již více jak 40 let (Bárta & Eminger 1967, Bejček & Šťastný 1984, Volf 2000, Bejček et al. 2006). Dle Šálka (2012) jsou na nerekultivovaných plochách, a to u všech sukcesních stádií, druhově bohatší ptačí společenstva v porovnání s plochami po rekultivaci. Pestrost ptačích druhů narůstá s věkem lokality vzhledem ke zvyšující se heterogenitě. Naopak ochranná hodnota ptačích společenstev je na

rekultivovaných plochách nižší a klesá s věkem lokality. V raně sukcesních stádiích a v původních křovinách se vyvinula nejcennější ptačí společenstva. Jedná se o specializované druhy, které se v okolní krajině vyskytovaly jen zřídka. Již krátce po vytvoření výsypky, kdy zde panují skoro polopouštní podmínky, je schopna osídlení například linduška úhorní (*Anthus campestris*) nebo bělořit šedý (*Oenanthe oenanthe*). V suchých plochách s charakterem lesostepi s řídkými porosty vysokých bylin byl zjištěn pravidelný výskyt strnada lučního (*Miliaria calandra*) a strnada zahradního (*Emberiza hortulana*). V otevřené krajině s porostem travin se vyskytuje bramborníček černohlavý (*Saxicola torquata*). Na pozdějších sukcesních stádiích s mozaikou bylinných porostů a rozptýlených křovin můžeme najít tuhýka obecného (*Lanius collurio*), nebo méně hojnou pěnici vlašskou (*Sylvia nisoria*) a krutihlava obecného (*Jynx torquilla*). Na zalesněných mosteckých výsypkách byla zjištěna společenstva především běžných druhů ptáků s dominantami pěnice černohlavé (*Sylvia atricapilla*) a budníčka menšího (*Phylloscopus collybita*) (Hendrychová et al. 2009).

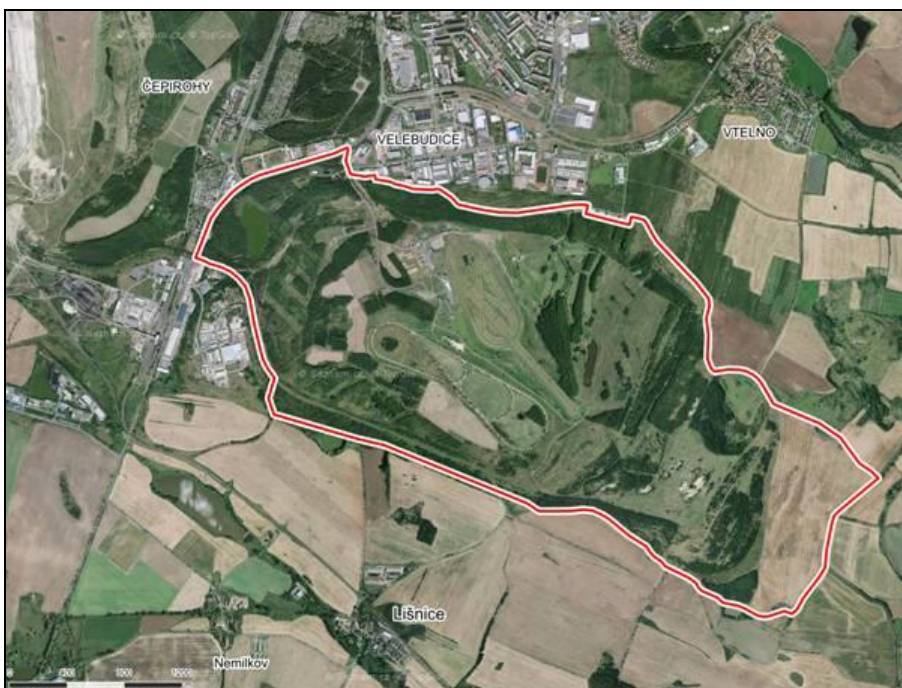
Na nerekulitovaných výsypkách v litorálním porostu rákosu, orobince a ostřic se vyskytuje rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*), slavík modráček (*Luscinia svecica*), potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*) a další méně hojné nebo vzácné druhy (Bejček et al. 2006, Šťastný et al. 2006).

3. Metodika

3.1. Studijní území

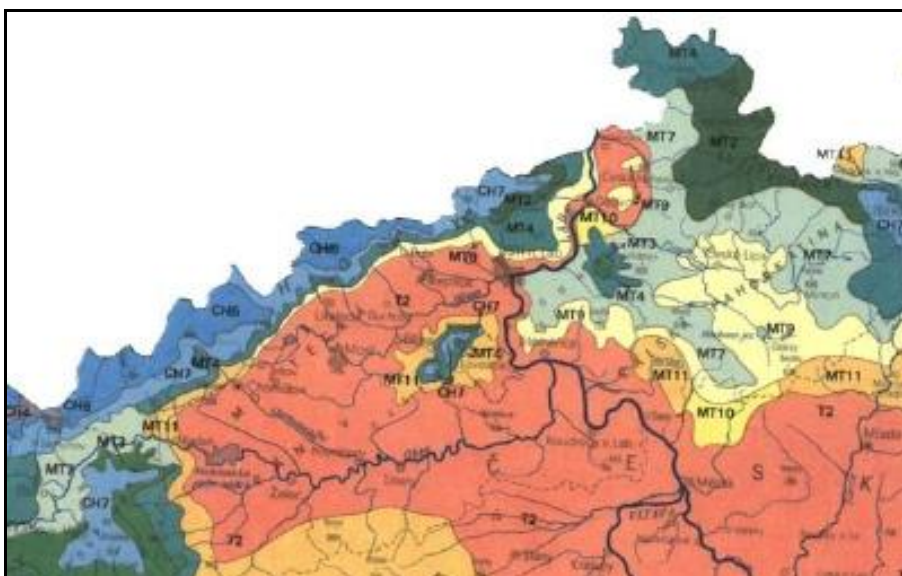
Výzkum byl prováděn na Velebudické výsypce a v jejím nejbližším okolí. Velebudická výsypka (vnější výsypka dolu Jana Švermy) se nachází v Mostecké pánvi, na jižním okraji města Mostu, mezi obcemi Velebudice a Skyřice na severu, Židovice na východě a Lišnice na jihu.

Obrázek 1. Ortofoto zájmového území Zdroj: www.mapy.cz



Mostecká pánev je největší z podkrušnohorských hnědouhelných pánví. Podélná osa kotliny měří 80 km, ve střední části dosahuje největší šířky 25 – 28 km. Rozkládá se z jihozápadu na severovýchod (Linhart 1988). Je typickou příkopovou propadlinou pod Krušnými horami a je terciérního, miocenního původu. Geomorfologicky náleží do Podkrušnohorské oblasti, Krušnohorské subprovincie, provincie Českého masivu, Hercynský systém. Svou polohou spadá do teplejší klimatické oblasti T2 s krátkou mírně teplou až velmi suchou zimou, s velmi krátkým přechodovým obdobím, suchým, teplým a dlouhým létem a s převládajícím západním prouděním. Vybraná lokalita se nachází ve srážkovém stínu Krušných hor. Průměrná roční teplota se pohybuje kolem 8°C. Průměrný roční úhrn srážek je přibližně 600 mm (Tabulka 1).

Obrázek 2 Klasifikace podnebí podle Quitta (Květoň, Voženílek, 2011)



Dříve zemědělsky využívané území bylo založením Velebudické výsypky převýšeno až o 75 m. Proces zakládání výsypky trval 43 let a těleso výsypky se rozkládá na ploše 790 ha. V předstihu byly zlikvidovány obce Velebudice a Skýřice (v souvislosti s nutností uvolnit prostor pro výstavbu příměstského průmyslového areálu Velebudice). V roce 1974 pak byla přímo zasypána obec Kamenné Vody, o dva roky později obec Židovice. V předstihu před plánovaným, ale nerealizovaným rozšířením výsypky k severovýchodu byla v roce 1975 zlikvidována i obec Stránce. Na jejím místě byl Severočeskými závody Most těžen křemenec. V roce 1984 došlo k zasypání sadu u obce Vtelno. V současnosti je území Velebudické výsledky již výsledkem závěrečného procesu rekultivace (Pichler et al. 2017).

3.2. Popis

3.2.1. Geologie a geomorfologie

Pro geomorfologii Mostecké pánve je charakteristický plošinný až mírně ukloněný reliéf denudační i akumulační. Dynamika reliéfu pánve je mírná. V západní části kotliny se udržel nejstarší parovinný povrch, který leží v úrovni reliéfu na miocenních sedimentech. Významným prvkem kvartérní modelace terénu kotliny jsou akumulace podhorských dejekčních kuželů a svahových sutí, říční terasy a nepřilíš mocné akumulace eolické. V jihozápadní části kotliny nebo na spodnoturonských a cenomanských pískovcích vznikly na neovulkanitech strukturální

tvary. Dnešní reliéf Mostecké pánve je výsledkem pliocenních a čtvrtohorních akumulačních a denudačních procesů (Linhart 1988).

Velebudická výsypka se rozkládá na jihovýchodě severočeské terciární pánve, v oblasti výchozů terciárních vulkanických hornin, jejich efuzivních ekvivalentů, metamorfované zóně terciárních sedimentů a reliktních křídových sedimentů. Celá oblast tvoří severní linii Českého středohoří. Pod vrstvou navážek je relativně jednoduchá skladba podloží. Jsou zde deluvio-eluviální kvartérní sedimenty, které leží na terciárních vulkanitech a tufitických jílovcích. Ve fázi rekultivace byl ukládán materiál překryt ornici, hlínou s proměnlivým podílem štěrku a písku (Stöhr et al. 2007).

3.2.2. Báňsko-geologické poměry výsypky

Těžba uhlí v první pol. 20. stol. probíhala často na místech s mělce uloženou slojí, která se vyskytovala většinou v okrajových pánvičkách za výchozovou linií mostecké pánve. Příkladem této těžby byly například lomy Elizabeth, Benedikt nebo Mariana v bezprostřední blízkosti Mostu. Prostory většiny těchto malolomů jsou dnes již sanovány a po rekultivaci lom Mariana je přesypán Velebudickou výsypkou. Lom Mariana se nacházel jižně od bývalé obce Skyřice a těžilo se zde hlubinně i povrchově. Podle statistických ročenek vykazoval hlubinný důl roční těžbu v letech 1924 až 1962 maximálně 20 000 tun. Povrchová těžba byla překopem hlubinného dolu dopravována k těžní jámě Mariana, dále pak na povrchu visutou lanovkou do železniční stanice Židovice. Hlubinná těžba byla znovu obnovena v roce 1921 ve střední části ložiska. Uhlí bylo dobýváno komorováním ve dvou lávkách, v místech blízko hranice lomového dobývání v jedné lávce. Těžba zde pokračovala až do let 1955-1959. Poté byl provoz lomu zastaven a krátce obnoven v letech 1960-1962, kdy došlo k dotěžení zbytkových zásob ložiska (Pichler et al. 2017).

3.2.3. Horniny vyskytující se v podzákladí výsypky

Obecná geologická stavba oblasti se skládá ze sedimentů nížinných řek, popřípadě poříčních jezer, neovulkanitů a miocenního sedimentárního komplexu mostecké pánve.

Další výskyt uhlonosného miocénu se nacházel severně od obce Vtelno. Tuto separátní pánvičku lemují pruhy propustných vypálených jílovců. Pokryvné

útvary zastupují spraše, sprašové a svahové hlíny, štěrkopísky a čedičové sutě. Kvartérní pokryv s větší mocností je vyvinut pouze na náhorní plošině severním směrem od obce Malé Březno a jeho mocnost přesahuje 4 metry. Většinou je tvořen sprašovými hlínami. Značnou šířku vykazují aluviální náplavy Lučního potoka a říčky Srpiny na severním okraji Velebudické výsypky, s mocností větší jak 5 metrů. Ve štěrkové frakci pak převládají z větší části valouny křemene. Starší hrubozrnné písky a terasové štěrky jsou překryty relativně málo propustnými jílovými až jílovopísčítými hlínami. Větší mocnosti (1-12 m) sprašových hlín a spraše se vyskytují ve dvou pruzích (od lomu Benedikt, Vtelno – Židovice ke Kamenné Vodě a od Kamenné Vody přes Stránce k Vtelnu). Těžba těchto hornin probíhala selektivně teprve před zasypáním východní rozšířené části výsypky. Průzkumnými vrty zde byla ověřena rovněž ložiska bentonitů, křemenců a cihlářských surovin (Pichler et al. 2017).

Podloží výsypky tvoří horniny vulkanodetrického souvrství, s denudačními zbytky slojového souvrství u Čepiroh a Skyřic. Východní část výsypného prostoru je tvořena vulkanogenními horninami, které jsou zastoupené většinou vulkanity (čediči), méně pyroklastiky. (Pichler et al. 2017)

3.2.4. Historie a způsob zakládání výsypky

Založení Velebudické výsypky vyvolal velkoplošný rozvoj těžby v lomu Jan Šverma. Se zakládáním se začalo od západu na neodvodněné mokřiny v nivě původní trasy Lučního potoka a jeho levostranného přítoku a bylo zahájeno dnem 6. srpna 1955, kdy byl ukončen transport zakladače Z 51 z Bylanské výsypky. Tento jednovozový zakladač ukončil svou činnost 1. července 1987 a za dobu provozu založil na Velebudické výsypce cca 105 mil. m³ skrývkových hmot. Další zakládací stroj, Z 55, byl přetransportován z Bylanské výsypky dne 15. března 1956. Od 21. dubna téhož roku do 29. dubna 1994 založil 127 mil. m³ skrývkových hmot. Dále zde byla používána lopatová rýpadla E2,5/R 244 (1964-1989), R 485 (1989-1994) a R 520 (1982-1995). Celkově bylo založeno téměř 237 mil. m³ skrývkových hmot (v poměru 85 % jíly až jílovce, 15 % hlinitopísčité zeminy). V roce 1995 zasypalo rýpadlo R 520 městskou skládku tuhých komunálních odpadů, což byla poslední báňská činnost na Velebudické výsypce. (Pichler et al. 2017). Poté nastoupila poslední fáze těžebního procesu a to sanace a rekultivace, jejichž úkolem bylo zahlazení následné těžby a vytvoření nového území trvalé kvality (Kašpar et al. 1998).

3.3. Rekultivace Velebudické výsypky

Obrázek 3 Zreklitovaná část Velebudické výsypky Foto: autor 2018



Zalesňovací práce a vlastní terénní úpravy započaly v roce 1965 na nejnižších patrech výsypky. Od roku 1973 se začalo s cíleným koncipováním využití území výsypky k záměru výstavby hipodromu – koňské dostihové dráhy. Byla zpracována urbanistická studie, která upravovala tvarování a možnosti budoucí výstavby na celé výsypce. Cílem byl architektonický celek s budoucím rekreačním zázemím města Mostu s umístěním dostihové dráhy. Další zakládání a tvarování výsypky již plně respektovalo návrh budoucího využití. Výsypka byla rozdělena mimo jiné i do ploch s možností umístění rekreačního, sportovního a hospodářského zázemí. Po ukončení zakládání v roce 1995 byla urbanistická studie zaktualizována s ohledem na konečný tvar a rozsah výsypky (Stöhr et al. 2007).

Dominantní rekultivační plochou je plocha dostihového koňského závodiště, s travnatým povrchem, živými ploty překážek, s okrasnou zelení a svahovými tribunami pro 40 000 diváků. Rekultivační práce zde probíhaly od roku 1990. Během druhé poloviny 90. let 20. století byly vybudovány základní komunikace, položeny inženýrské sítě. Rekultivační práce jsou již prakticky ukončeny a postupně dochází k dokompletování zázemí stavbami investičního charakteru. Hipodrom byl veřejnosti poprvé přestaven v září 1997.

Další plocha o rozloze cca 150 ha byla zrekultivována na lesopark, který byl v rámci rekultivačních a sanačních prací tvarován a osázen tak, aby zde mohlo být vybudováno golfové hřiště.

Zbývajícím územím Velebudické výsypky pak bylo řešeno jako lesoparky, lesy nebo zemědělské půdy. Do konce roku 2012 bylo na území Velebudické výsypky provedeno 34 rekultivačních etap. (Stöhr et al. 2007).

První fází rekultivačního procesu byla navázka zúrodnitelných zemin a substrátů a to zejména v severovýchodní části Velebudické výsypky. Vytvářely se zde plochy pro zemědělské využití. Prováděla se základní půdní meliorace jako orba, vápnění aj., čímž docházelo k vylepšení fyzikálních, mechanických, biologických a fyzikálně chemických podmínek. Budovaly se stabilizační a záchytné vodní nádrže, ale také soustava odvodňovacích a závlahových systémů, jejichž smyslem byla optimalizace vodních poměrů v pedosféře. Dále byly vytvářeny komunikace pro pěší, provozní a příjezdové komunikace, které navazovaly na současný dopravní systém veřejné sítě v prostoru Čepiroh a Velebudic (Kapletová, nepublikováno).

Další fází byly práce biologické povahy. Zde se jedná o zemědělskou, lesnickou a účelovou rekultivaci. Zemědělská rekultivace byla provedena v agrotechnické alternativě s překrytím 0,3 – 0,4 m ornice. Ještě před jejím zahájením bylo aplikováno organické hnojení a byl aplikován o 30 % vyšší výsev. Základem se staly víceleté pícniny a jetelotravní směsi (Stöhr et al. 2007).

Lesnická rekultivace je založena na svahových partiích, kde plní zejména funkci ochranného lesa. V „Rekultivačním parku Velebudice“ má zalesněná plocha kladný vliv na hydrické, protierozní a stabilizační funkce celé okolní krajiny. Byla aplikována skladba dřevin, které jsou schopné se přizpůsobit atypickým podmínkám devastovaných území – jasan (*Fraxinus*), javor (*Acer*), dub (*Quercus*), lípa (*Tilia*), topol (*Populus*), olše (*Alnus*), borovice (*Pinus*), modřín (*Larix*) (Kapletová, nepublikováno).

Strategie obnovy ekosystémů byla založena na využití místních podmínek a na zvolené koncepci rekultivačního procesu. Tato forma je podřízena výslednému záměru vytvoření území sportovního a rekreačního potenciálu (Kašpar et al. 1998).

3.4. Flora a fauna

Obrázek 4 Velebudická výsypka, sukcesní plocha. Foto: autor 2018



Na Mosteckých výsypkách najdeme řadu raně sukcesních stanovišť (Hodačová 2002, Prach & Hobbs 2008). Na těchto stanovištích mohou žít raně sukcesní specialisté (Konvička et al. 2005). Takovým zástupcem je například kriticky ohrožená kutilka (*Bembix tarsata*), která se s jedinou relativně početnou kolonií vyskytuje na jediné části Střimické výsypky. Další vzácné druhy, které se vyskytují na raně sukcesních a nelesních biotopech mosteckých výsypek jsou například včela (*Systropha curvicornis*), modrásek černolemý (*Plebejus argus*) nebo lišaj pupalkový (*Proserpinus proserpina*). Z rostlin například lebeda růžová (*Atriplex rosea*), z ptáků kriticky ohrožená linduška úhorní (*Anthus campestris*) (Prach et al. 2010).

Na základě terénních průzkumů z let 1974 až 1977 (Bejček 1983) a 2009 až 2010 (Charvátová nepubl.) se na výsypkách v Mostecké pánvi vyskytují tyto drobní savci: myšice křovinná (*Apodemus sylvaticus*), hraboš polní (*Microtus arvalis*), rejsek obecný (*Sorex araneus*), rejsek malý (*Sorex minutus*), hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*) a norník rudý (*Clethrionomys glareolus*). Tyto druhy byly determinovány při obou průzkumech. Rozdíl představovala pouze bělozubka šedá (*Crociodura suaveolens*), která se již při prvním průzkumu vyskytovala v daném území jen v malé početnosti a při druhém průzkumu již odchycena nebyla a myšice lesní (*Apodemus flavicollis*), která se při prvním průzkumu na výsypkách nevyskytovala a při druhém průzkumu se stala nejpočetnějším druhem.

V roce 2006 byl Ing. Čestmírem Ondráčkem a Vítem Tejrovským proveden základní inventarizační průzkum Velebudické výsypky. V porostu převládá zejména třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), srha říznačka (*Dactylis glomerata*), kostřava červená (*Festuca rubra*), mrkev obecná pravá (*Daucus carota subsp. carota*), vesnovka obecná (*Cardaria draba*), hrachor hlíznatý (*Lathyrus tuberosus*) aj. Nekosená lada jsou místy zarostlá nálety křovin a to zvláště růží šípkovou (*Rosa canina agg.*) a bezem černým (*Sambucus nigra*) aj. Lada jsou kosená jen z menší části, stanoviště je mezofilní (Stöhr et al. 2007).

Z dřevin v remízcích převládají zejména listnaté dřeviny jako lípa srdčitá (*Tilia cordata*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), dub letní (*Quercus robur*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), bříza bělokorá (*Betula pendula*) nebo topol osika (*Populus tremula*) aj. Z jehličnatých dřevin to jsou zejména smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) nebo modřín opadavý (*Larix decidua*) (Stöhr et al. 2007).

Rostlinná společenstva na březích zaplavených terénních depresí jsou přirozená a dominuje zde rákos obecný (*Phragmites australis*) nebo kamyšník vrcholičnatý (*Bolboschoenus cf. yagara*), přímo ve vodě roste skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*) a stolístek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*) (Stöhr et al. 2007).

Z obojživelníků zde byly zaznamenány 3 druhy, z nichž skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*), který osidluje výsypky již v raných stádiích sukcese (Vojar 2000) a ropucha obecná (*Bufo bufo*), která se vyskytuje spíše na výsypkách středních a starších stádiích sukcese, patří mezi zvláště chráněné. Technicky upravené výsypky s jednoduchou modelací terénu, mezi které patří i Velebudická výsypka se vyznačují podstatně nižší druhovou rozmanitostí i početností obojživelníků (Smolová nepublik.).

Z plazů byl zjištěn výskyt tří zvláště chráněných druhů a to ještěrka obecná (*Lacerta agilis Linnaeus*) a slepýš křehký (*Anguis fragilis*), kteří jsou silně ohrožení a užovka obojková (*Natrix natrix*), která patří mezi ohrožené druhy. Zaznamenáno zde bylo 13 druhů savců, mezi kterými netopýr vodní (*Myotis daubentonii*) je ohrožený druh. Z bezobratlých byly zjištěny 2 druhy střevlíkovitých (*Carabidae*) a 6 běžných druhů denních motýlů (Stöhr et al. 2007). V roce 2015 proběhl výzkum vodních bezobratlých, kdy na Velebudické výsypce byl detekován dva zástupci kriticky ohroženého křepčíka obroubeného (*Cybister lateralimarginalis*) (Kolář et al. 2015).

Výskyt živočichů je ovlivněn nejen povahou stanoviště a ekosystémů, ale i blízkostí sídla a zřejmě i provozem v golfovém areálu (Stöhr et al. 2007).

Terénním průzkumem v roce 2018 byl zjištěn výskyt zajíce polního (*Lepus europaeus*), krtka obecného (*Talpa europaea*), hrdličky zahradní (*Streptopelia decaocto*), kosa černého (*Turdus merula*), špačka obecného (*Sturnus vulgaris*), sojky obecné (*Garrulus glandarius*), straky obecné (*Pica pica*), veverky obecné (*Scirus vulgaris*), srnce (*Capreolus capreolus*) a prasete divokého (*Sus scrofa*) (autor 2018).

3.4.1. Zvláště chráněná území, významné krajinné prvky

Nejbližším chráněným územím podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny je Chráněná krajinná oblast České středohoří, vzdálená cca 2 km východním směrem. Nejbližší ptačí oblastí je PO Východní Krušné hory, kde nejvýznamnějším ptačím druhem je tetřívěk obecný (*Tetryx tetryx*). Nejvýznamnějším významným krajinným prvkem je tok řeky Bíliny, tok Srpiny, Lučního a Zaječického potoka. Dále jsou to vrchy Špičák a Hněvín a Krušné hory.

3.5. Design experimentu a sběr dat

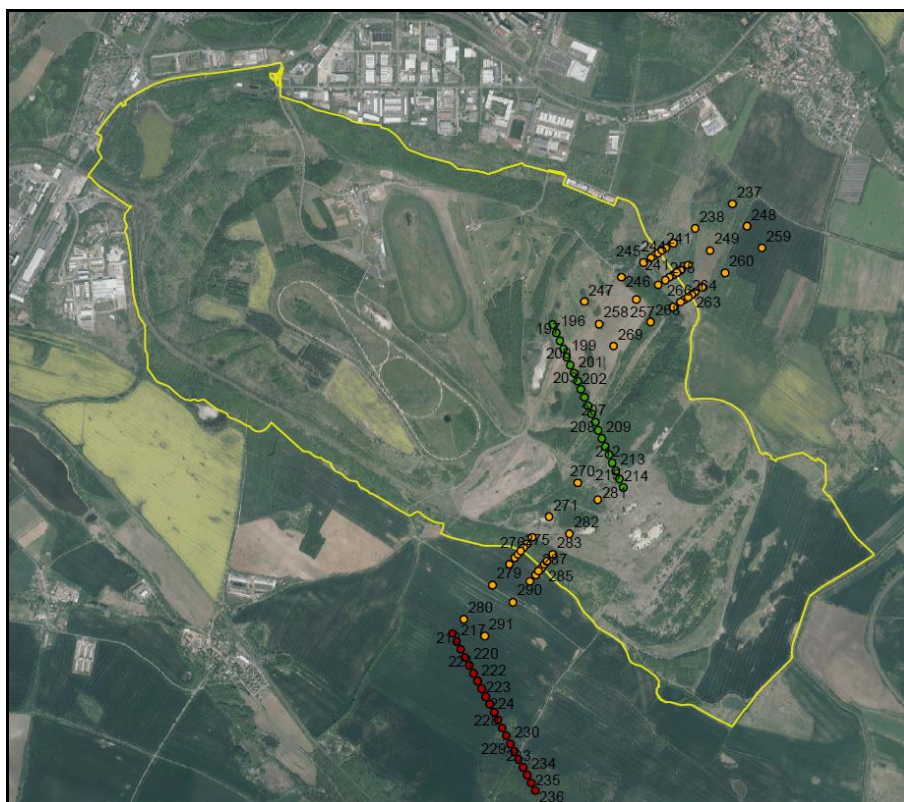
Experiment s krypsí hnízd a ekotonálním jevem byl navržen jako terénní predační experiment, při kterém byla do falešných, na místě vytvořených pozemních hnízd vkládána vajíčka křepelky japonské (*Coturnix japonica*) spolu s umělými modelínovými vajíčky na území Velebudické výsypky a v okolním navazujícím území. Účelem experimentu bylo zjištění rizika hnízdní predace v závislosti na historii charakterů prostředí (výsypka vs. okolí, rekultivace vs. sukcese, charakter vegetace, různé biotopy, viditelnost a krypta hnízd, vzdálenosti od okraje výsypky a ekotonální efekt). Uměle vytvořené hnízdo s dvěma křepelčími a jedním modelínovým vajíčkem simulovalo hnízda ptáků, kteří hnízdí na zemi.

3.6. Instalace hnízda

Experimentální hnízda byla instalována v transektech o délce 1 km ve vnitřní části výsypky, na hranici mezi výsypkou a okolní krajinou a v okolní krajině, která nebyla přímo zasažena těžbou do vzdálenosti, maximálně dvou kilometrů od hranice výsypky. Jednalo se o jeden experimentální vnitřní transekt na výsypce,

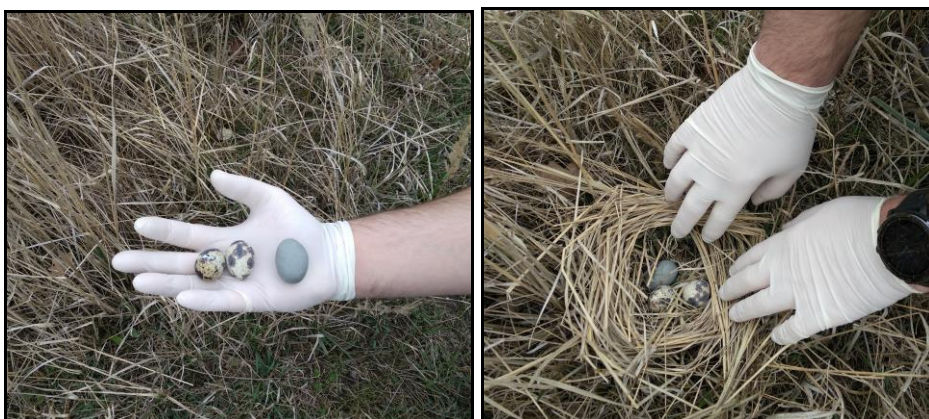
další transekt v okolní krajině a pět okrajových transektů na hranici výsyvky s okolím. Na vnějších a vnitřních transektech byla hnízda pokládána vždy po 50 metrech. V pěti okrajových transektech bylo umístěno po 11 hnízdách v každém z nich, vždy na hranici výsyvky a okolí. Hnízda se instalovala vždy přibližně na okraji mezi výsypkou a okolím, dále pak ve vzdálenostech 25 m, 50 m, 100 m, 250 m a 500 m od hranice obou prostředí a to jak směrem do území výsyvky, tak směrem do okolní krajiny. Celkem bylo instalováno 97 experimentálních hnízd.

Obrázek 5 Umístění hnízd



Hnízda byla instalována v průběhu dvou dnů 28. 4. a 29. 4. 2018. Příslušný, předem určený, bod v terénu byl vyhledán pomocí GPS navigace.

Obrázek 6 Instalace hnízda Foto: autor 2018



Na místě byl v zemi vyhlouben mělký důlek a v něm vytvořeno z okolního materiálu umělé hnízdo, nejčastěji ze suché trávy a drobných větviček. Velikost hnízda byla přibližně 12 cm v průměru. Do takto připraveného hnízda byla umístěna dvě vajíčka křepelčí a jedno vajíčko modelínové, které bylo k zemi připevněno 10 cm dlouhým železným hřebíkem. Modelínové vajíčko bylo vyrobeno ze šedé modelovací hmoty a podle stop na něm zanechaných byl určován potenciální predátor. Kvůli lesklému kovu byla poté hlavička hřebíku překryta modelínou. Připevnění modelínových vajec napevno k zemi mělo zabránit nebo alespoň ztížit jeho odnesení případným predátorem. Ve vzdálenosti minimálně 5 kroků od hnízda byla umístěna látková stuha, buď na strom, nebo keř v blízkosti. V místech, kde nebyly stromy nebo keře, byl použit proutek, zapíchnutý do země a následně označený stuhou.

Obrázek 7 Fotografická dokumentace hnízda Foto: autor 2018



Na hnízdo byl položen odečítací terčik a následně byla z výšky cca 1 m pořízena fotodokumentace hnízda, zezhora a ze všech čtyř stran. Odečítací terčik sloužil k určení krytu hnízda. Do připravené tabulky byla zaznamenána poloha hnízda (vzdálenost a směr od značky), typ biotopu, výška a pokryvnost okolní vegetace v okruhu 25 m.

3.7. Kontrola hnízda

Kontrola hnízda proběhla po 14 dnech, 12. a 13. května 2018. Tento interval totiž odpovídá průměrné době inkubace běžných ptačích druhů (Štastný et Hudec 2011). Příslušné body byly opět pomocí GPS navigace lokalizovány a od značky podle záznamů bylo vyhledáno instalované hnízdo. Hnízdo a všechny náleзовé okolnosti byly opět fotograficky zdokumentovány. Do tabulky byl zaznamenán osud hnízda a jednotlivých vajíček, s uvedením všech detailů jako například stav a poloha modelínového a křepelčích vajíček nebo jejich skořápek nebo stop a trusu nalezených na místě. Modelínové vajíčko bylo vloženo do sáčku s označením příslušného hnízda. Předovaná modelínová vejce byla následně předána k určení možného predátora. Pravděpodobní predátoři byli určeni na základě porovnání s obdobnými nálezy při předešlých výzkumech Ing. Jakubem Novákem a to pouze do úrovně taxonu třída, tedy v rozlišení na savce a ptáky.

3.8. Sběr dat - míra predace

Míra predace byla klasifikována do třech kategorií – predované, zničené/ztracené, nedotčené.

1. V případě, že s vajíčky bylo manipulováno, byla poškozena nebo některé z nich chybělo, bylo hnízdo vyhodnoceno jako predované. Stejný výsledek byl zaznamenán, pokud zmizelo kompletně celé hnízdo bez jakýchkoliv stop a pozůstatků.
2. Jako ztracené/zničené bylo vyhodnoceno takové hnízdo, které bylo poškozeno či zcela zmizelo v důsledku lidské činnosti nebo s ním bylo lidskou činností manipulováno.
3. Pokud všechna vajíčka zůstala nedotčena, bez jakýchkoliv známek manipulace nebo poškození, bylo hnízdo považováno za nedotčené.

3.8.1. Biotopy

Biotopy, ve kterých bylo hnízdo instalováno, byly rozděleny do pěti kategorií:

- Kategorie Biotop 1 – les
- kategorie Biotop 2 – křovina
- kategorie Biotop 3 – louka sečená/ruderální
- kategorie Biotop 4 – pole zorané/bez vegetace/s porostem zemědělské kultury/úhor
- kategorie Biotop 5 – jiné (např. mokřad, holá písčina...)

3.8.2. Krypse

Krypse hnízd byla posuzována na základě subjektivního hodnocení fotografií vytvořených při pokládání hnízd. 16 respondentů posuzovalo kontrastnost vlastností (jako struktura a tvar hnízda, u vajec tvar, světlost nebo tmavost, strukturu apod.) vůči okolí. Posouzení mělo být pouze vizuálním dojmem nikoliv logicky rozumem.

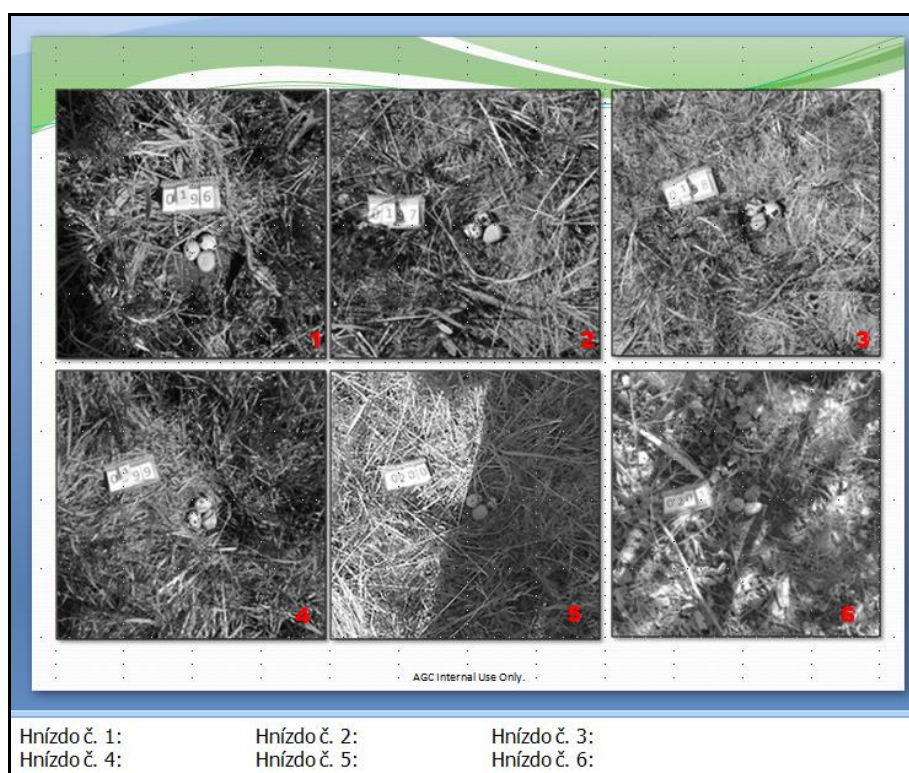
V každé kategorii bylo hnízdo hodnoceno od 0 – 10, kdy hodnota 0 znamenala hnízdo zcela viditelné, 10 hnízdo zcela nenápadné. Výsledek hodnocení každého respondenta byl dán váženým průměrem jeho hodnocení v jednotlivých kategoriích

a výsledná hodnota krypse hnízda byla dána průměrnou hodnotou všech celkových hodnocení jednotlivých respondentů pro každé z hnízd.

Hnízda, která nebyla vůbec nalezena nebo byla poškozena z jiného důvodu (obhospodařování zemědělské půdy, přejetí zemědělskou technikou, zašlápnutí lidskou botou) byla považována za zničená, resp. ztracená a následně byla z experimentu vyřazena.

Ze 45 predovaných hnízd bylo vybráno nejvíce nápadné hnízdo a nejméně nápadné hnízdo.

Obrázek 8 Náhled dotazníku pro hodnocení krypse hnízd



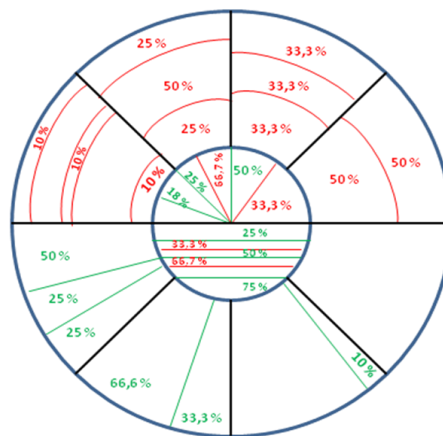
Fotografie hnízd byly prezentovány v monochromatickém (ČB) barevném podání za účelem co nejvíce při hodnocení odfiltrovat ovlivnění v důsledku odlišného vnímání barev u lidí a u hnízdních predátorů, především ptáků. Zrak ptáků se od lidského výrazně liší čtvrtým čípkem, který umožňuje zaznamenávat blízké UV záření v oblasti 300-400 nm. Díky tomu mají ptáci jednak kvalitativně lepší vidění, ale také mohou rozlišovat mnohem širší spektrum odstínů (Šulc & Honza 2014).

Obrázek 9 Nejvíce nápadné a nejvíce skryté hnízdo



Při pořizování fotodokumentace každého hnízda byl používán odečítací terčík (viz obr. 10). Každé hnízdo bylo vyfoceno zvrchu a následně ze čtyř stran ve stejné vzdálenosti od hnízda. Na fotografiích pak byly na terči odečítány viditelné plochy pomocí pomůcky pro výpočet kypse (obr. 10). Součet byl pak odečten od 10 a výsledek následně vynásoben 10 pro získání počtu procent z jakých byla kypse hnízda. Údaje pak byly zpracovány ve statistickém programu R.

Obrázek 10 Terčík pro určení kypse a pomůcka pro výpočet kypse



3.8.3. Pokryvnost

Pokryvnost okolní vegetací byla určena pozorováním na místě jako procentuální plošný podíl vegetace různého typu a výšky v kruhu o poloměru 25 m okolo hnízda a odečtením z ortofotomapy.

Pokryvnost byla rozdělena do 6 kategorií:

- Vysoký les (více než 15 m, obdoba stromového patra E3 beta)

- Nízký les (5 – 15 m; obdoba stromového patra E3 alfa)
- Křovinný porost (dřeviny do 5 m; obdoba keřového patra E2)
- Vysoký travní a bylinný porost (ruderalní nesečený do 1 m; obdoba bylinného patra E1)
- Nízký travní a bylinný porost (sečený porost do 0,15 m; spodní hranice bylinného patra E1)
- Místo bez vegetace (přinejmenším s mechem, lišejníky, řídkou vegetací)

K odhadu výšky vegetace byla použita jednoduchá pomůcka pro optometrický odhad výšky.

4. Výsledky

4.1. Statistické zpracování dat

Pro výpočty a statistické analýzy byl použit program MS Microsoft Office Excel a program R version 3.5.0. (Copyright © 2018 The R Foundation for Statistical Computing). V něm byla zpracována data pro zjištění míry predace v závislosti na biotopu, na krypsí hnízd a na působení ekotonálního jevu.

Data o počtu hnízd na výsypce a v jejím okolí, na sukcesních a rekultivovaných plochách, v ekotonech a mimo ně byly otestovány na statistickou významnost rozdílů mezi počtem predovaných a netknutých hnízd (Chi-squared test for given probabilities). Statistická významnost byla testována také při porovnání rozdílů mezi jednotlivými biotopy či lokalitami a to jak v počtu predovaných hnízd (Pearson's Chi-squared test a Pearson's Chi-squared test with Yate's continuity correction) tak i ve vypočítané míře predace.

Pearson's Chi-squared test:

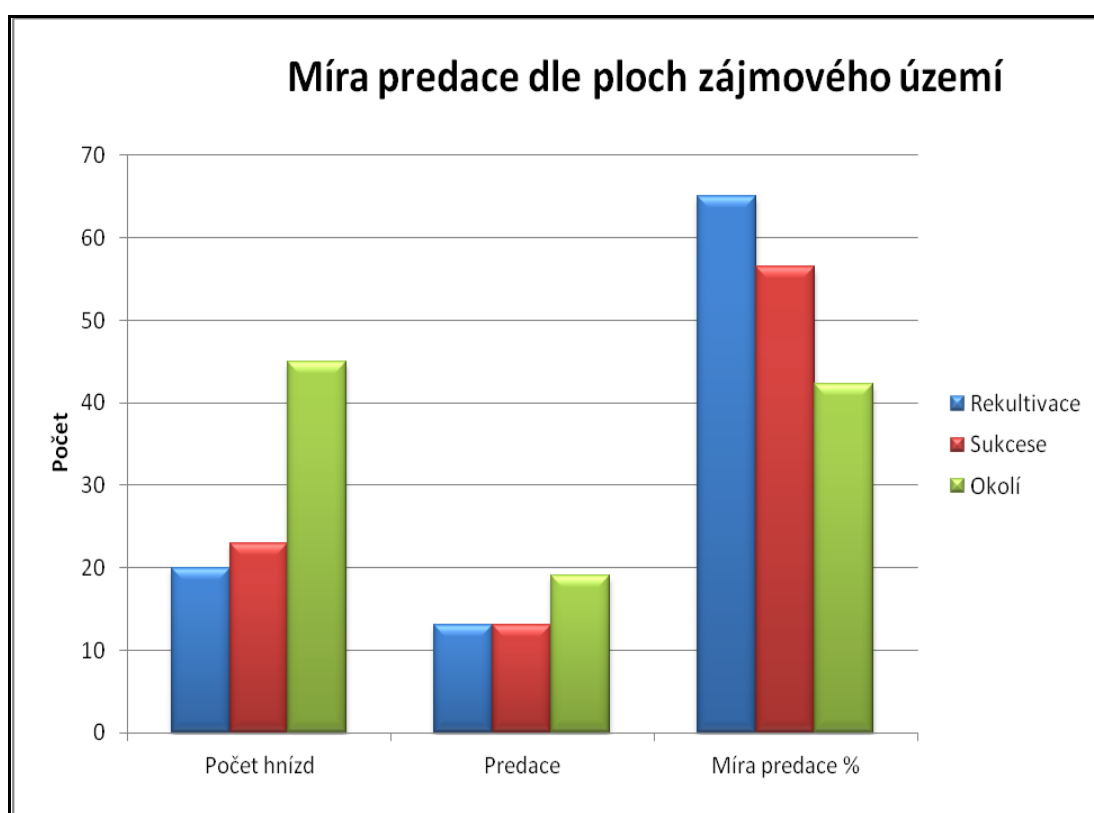
Pokud p vyjde vyšší než 0,05 = H_0 nezamítáme a znamená to, že poměr je vyrovnaný a rozdíl není statisticky významný.

Pokud p vyjde nižší než 0,05 = H_A zamítáme a znamená to, že poměr není vyrovnaný a rozdíl je statisticky významný.

4.2. Míra predace dle ploch zájmového území

Celkem bylo instalováno 97 hnízd, 46 hnízd na území Velebudické výsypky, 46 hnízd v jejím nejbližším okolí a 5 hnízd bylo instalováno na hranici mezi výsypkou a okolím. Z celkového počtu bylo 9 hnízd nenalezeno nebo bylo kompletně zničeno jinak než predátory. Z 88 nalezených hnízd byla u 45 hnízd zjištěna predace. 43 hnízd zůstalo při sběru netknutých. Míra predace křepelčích vajec na plochách Velebudické výsypky dosáhla 60,5 %. Na plochách po rekultivaci dosáhla míra predace 65 %, na území ponechané sukcesi 56,5 %.

Obrázek 11 Míra predace dle ploch zájmového území



4.3. Míra predace dle biotopů zájmového území

Nejvíce umělých hnízd bylo instalováno na biotopu louka. Celkem zde bylo položeno 36 hnízd. Do pole bylo položeno 25 hnízd a do lesních biotopů 21 hnízd. Zbylých 15 hnízd bylo položeno do ostatních biotopů, jako křoviny a místa bez vegetace, rozptýlená zeleň. Z celkového počtu bylo 9 hnízd zničeno nebo ztraceno a do dalších výpočtů se nezahrnují.

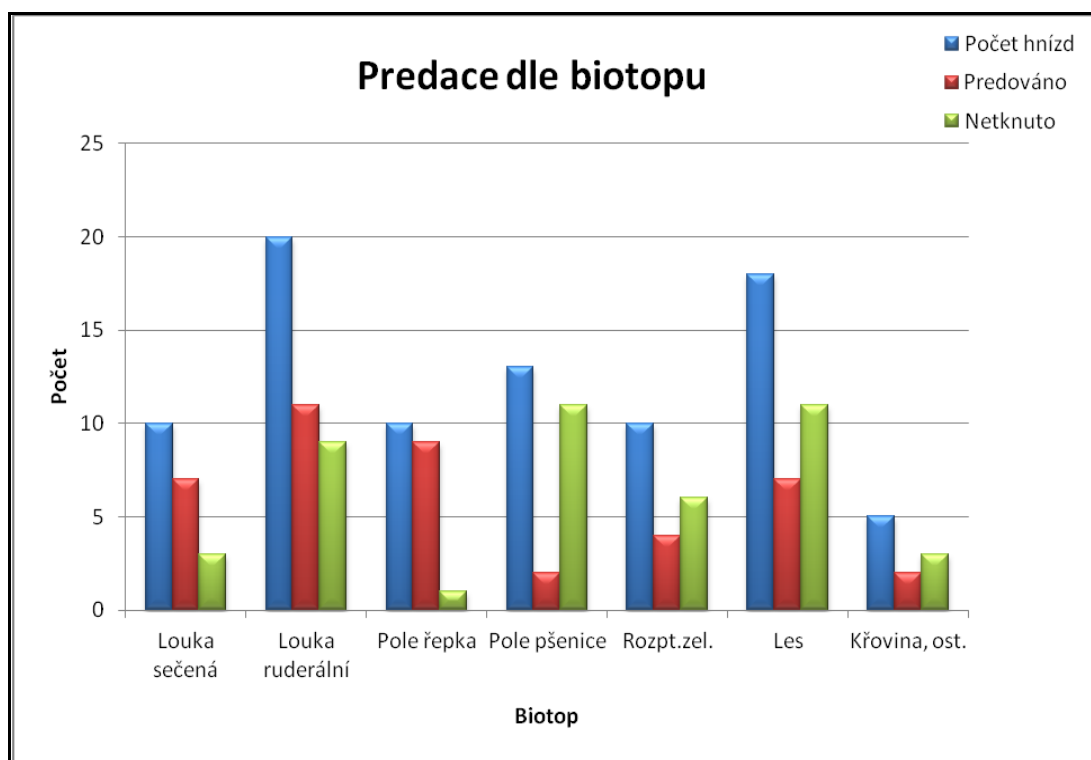
4.3.1. Hnízda na celé lokalitě

Tabulka 1 Míra predace umělých hnízd podle biotopu

<i>Biotop</i>	<i>Počet hnízd</i>	<i>Netknutá</i>	<i>Predovaná</i>	<i>Míra predace %</i>
LOUKA	32	12	21	65,6
POLE	23	12	11	47,8
LES	18	11	7	38,9
KŘOVINY	5	3	2	40
ROZPT. ZELEŇ	10	6	4	40

V následujícím grafu byly biotopy pole a louka dále rozděleny na pole s řepkou a pole s pšenicí a louky na sečené a ruderální a údaje porovnány ve statistickém programu R.

Obrázek 12 Predace dle biotopu



Pro stanovení výsledku statistického hodnocení byly zvoleny tyto hypotézy:

H_0 = míra predace mezi polem s řepkou a polem s pšenicí statisticky neliší

H_A = míra predace mezi polem s řepkou a polem s pšenicí se statisticky liší

X-squared = 9.7981, df = 1, p – value = 0.001747

Na poli s řepkou byla hnízda predována v 9 případech z 10 (90 %) oproti poli s pšenicí, kde hnízda byla predována ve 2 případech ze 13 (15,4 %). Dle hladiny významnosti testu $p = 0.001747$ je statisticky významný rozdíl mezi predací na poli s řepkou a s pšenicí.

H_0 = míra predace mezi loukou sečenou a loukou ruderální se statisticky neliší

H_A = míra predace mezi loukou sečenou a loukou ruderální se statisticky liší

X-squared = 0.15625, df = 1, p – value = 0.6926

Na sečených loukách byla hnízda predována v 7 případech z 10 instalovaných hnízd (85,7 %) oproti 11 predovaným hnízdům z 20 na loukách ruderálních (55 %). Dle hladiny významnosti testu $p = 0.6926$ není významný rozdíl mezi predací na sečených a ruderálních loukách.

Testování pro hnízda na výsypance a mimo ni:

Tabulka 2 Míra predace umělých hnízd na výsypance a v okolí

<i>Lokalita</i>	<i>Počet hnízd</i>	<i>Netknutá</i>	<i>Predovaná</i>	<i>Míra predace %</i>
Výsypanka	43	17	26	60,5
Okolí	45	26	19	42,2

X-squared = 0.045455, df = 1, p-value = 0.8312

Dosažená hladina významnosti testu $p > 0,05$. Poměr hnízd mezi výsypankou a okolím je vyrovnaný.

Pro stanovení výsledku statistického hodnocení byly zvoleny tyto hypotézy:

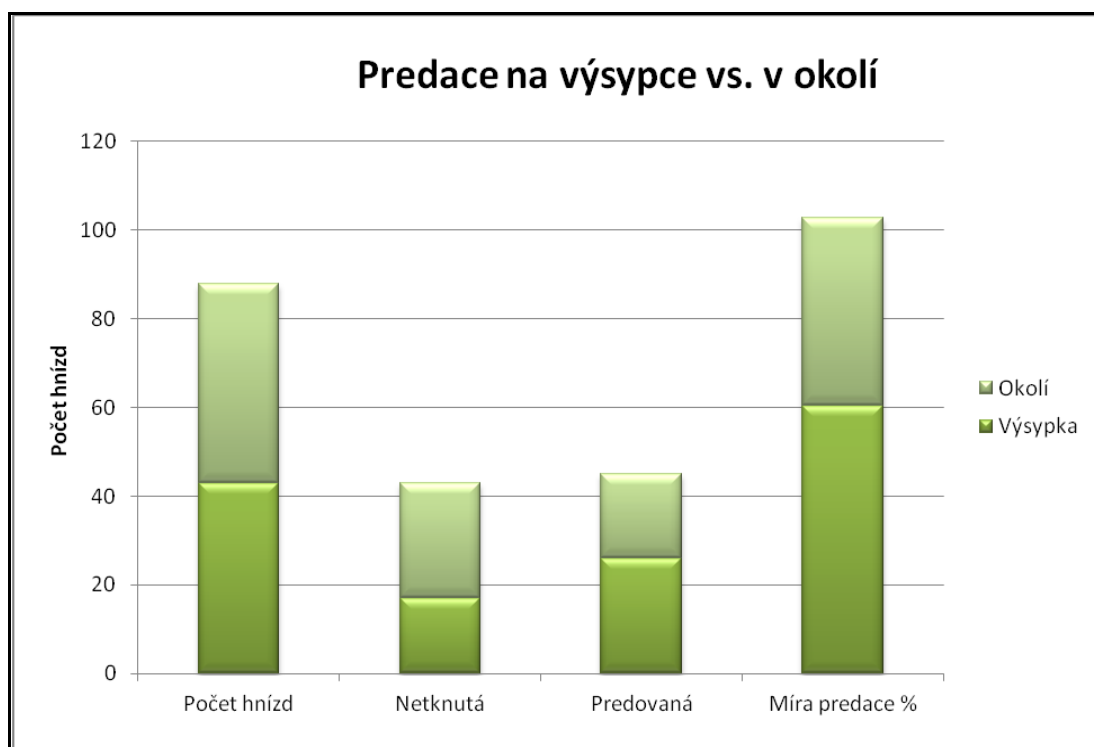
H_0 = míra predace mezi výsypankou a okolím se statisticky neliší

H_A = míra predace mezi výsypankou a okolím se statisticky liší

X-squared = 0.0015548, df = 1, p-value = 0.9685

Na výsypance byla hnízda predována ve 26 případech ze 43 instalovaných hnízd (60,5 %) oproti predaci mimo výsypanku, ke které došlo v 19 případech z celkových 45 instalovaných hnízd (42,2 %). Dle hladiny významnosti testu $p = 0.985$ není statisticky významný rozdíl mezi predací na výsypance a v jejím okolí. Tzn. míra predace je na výsypance obdobná jako v okolí výsypanky.

Obrázek 13 Predace na výsypce a v okolí



Hodnocení míry predace na zrekultivovaných územích a sukcesních územích

Tabulka 3 Porovnání predace rekultivace versus sukcese

ÚZEMÍ	Počet hnízd	Netknutá	Predovaná	Míra predace %
Rekultivace	20	7	13	65
Sukcese	23	10	13	56,5

Pro stanovení výsledku statistického hodnocení byly zvoleny tyto hypotézy:

H_0 = míra predace na sukcesních a rekultivovaných plochách se statisticky neliší

H_A = míra predace na sukcesních a rekultivovaných plochách se statisticky liší

Normalita dat:

X-squared = 0.064769, df = 1, p-value = 0.7991

Hnízda na rekultivovaných plochách utrpěla predaci 65 % (13 predovaných z 20 hnízd) oproti 50,9 % na plochách sukcesních (13 predovaných z 20). Dle významnosti hladiny testu $p = 0.7991$ se nejedná o statisticky významný rozdíl mezi predací na zkoumaných plochách. Tzn. míra predace je na rekultivovaných plochách obdobná jako na sukcesních.

Hodnocení míry predace v ekotonech

Tabulka 4 Porovnání míry predace v ekotonech

	<i>Počet hnízd</i>	<i>Netknutá</i>	<i>Predovaná</i>	<i>Míra predace %</i>
Ekoton	31	15	16	51,6
Ostatní	57	16	29	50,9

Pro stanovení výsledku statistického hodnocení byly zvoleny tyto hypotézy:

H_0 = míra predace v ekotonech a ostatních habitatech se statisticky neliší

H_A = míra predace v ekotonech a ostatních habitatech se statisticky liší

Normalita dat:

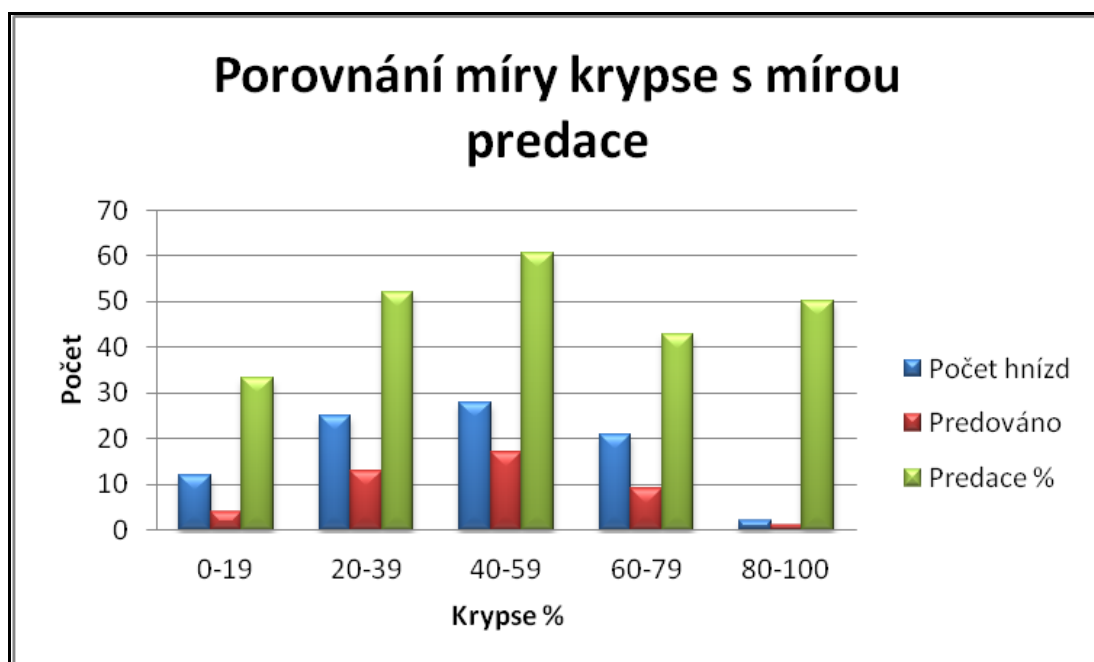
X-squared = 0.77643, df = 1, p-value = 0.3782

Hnízda v ekotonech utrpěla přibližně stejnou predaci 51,6 % (z 31 hnízd bylo 16 predovaných) jako hnízda v ostatních habitatech 50,9 % (z 57 hnízd bylo 29 predovaných). Dle významnosti hladiny testu $p = 0.3782$ se nejedná o statisticky významný rozdíl. Tzn. míra predace v ekotonech je obdobná jako v ostatních plochách.

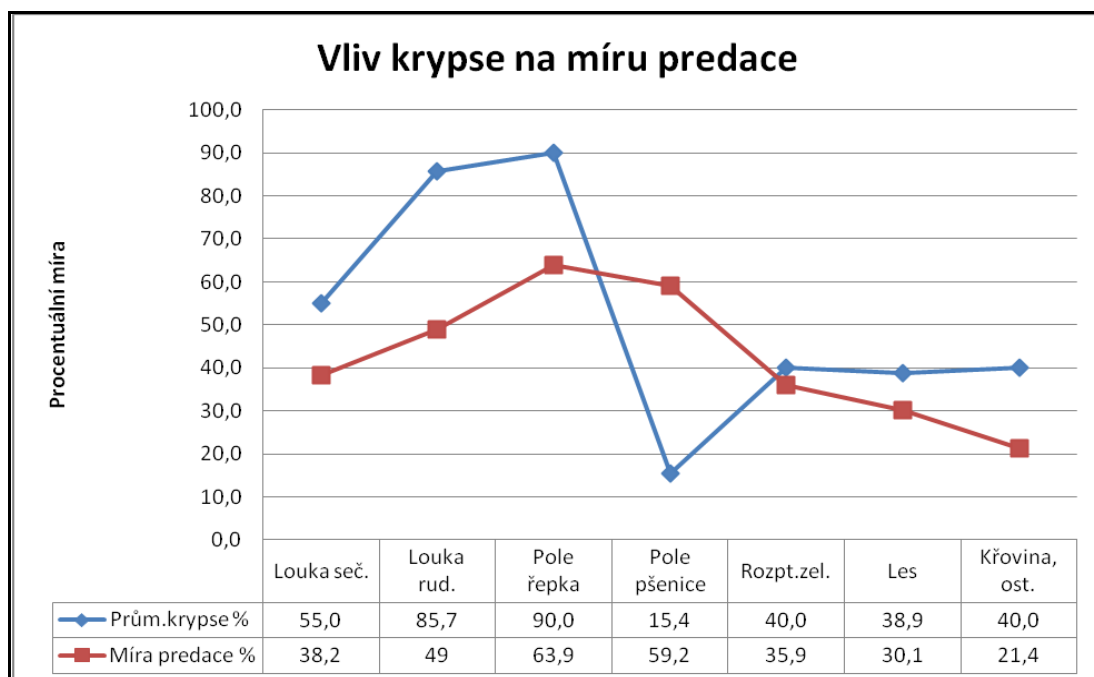
4.4. Vyhodnocení krypse hnízd

Vliv krypse na predaci ptačích hnízd nebyl prokázán. Největší predace byla zjištěna u hnízd s krypsí 40 – 59 %.

Obrázek 14 Porovnání predace hnízd podle krypse



Obrázek 15 Vliv krypse na míru predace



Při porovnávání míry průměrné krypse a míry predace opět nebyl pozitivní vliv krypse potvrzen. Největší predací trpěl biotop – pole s řepkou, kde byla současně nejvyšší průměrná míra predace.

4.5. Identifikace potenciálních predátorů pomocí stop

Na základě stop zanechaných v modelínovém vajíčku byl pravděpodobný predátor identifikován u 29 ze 45 predovaných hnízd, v 10 případech se jednalo o ptáky a v 19 případech o savce.

H_0 = poměr mezi ptáky a savci je vyrovnaný 1:1

H_A = poměr mezi ptáky a savci se liší od 1:1

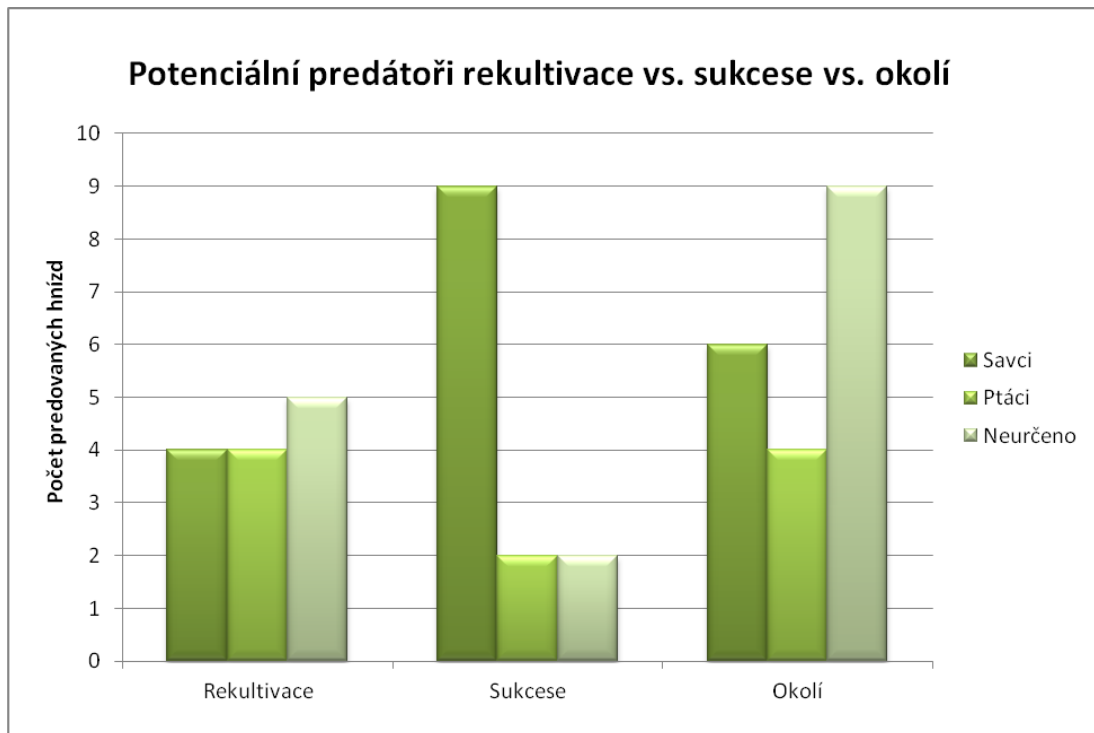
X-squared=2.7931, df = 1, p – value = 0.09467

Z celkových 29 určených potenciálních predátorů šlo ve 34,5 % o ptáky, z 65,5 % o savce. Dle významnosti hladiny testu $p = 0.09467$ se nejedná o statisticky významný rozdíl. H_0 tedy nezamítáme a nemůžeme říct, že savci predovali hnízda více než ptáci.

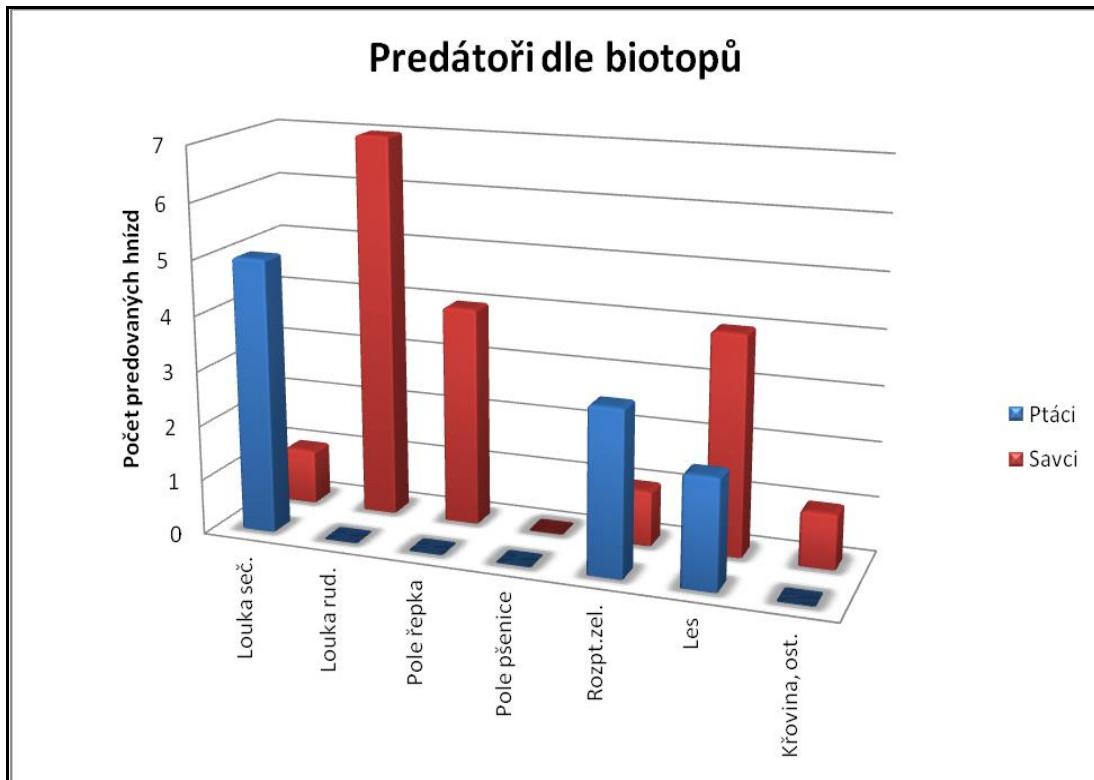
Obrázek 16 Vlevo predátor - savec, vpravo predátor - pták



Obrázek 17 Potenciální predátoři



Obrázek 18 Potenciální predátoři dle biotopu



Podle zjištěných údajů nejčastějším biotopem predovaným savci byly ruderalní louky, ptáci nejčastěji predovali na loukách sečených.

5. Diskuze

5.1. Míra predace na lokalitách a biotopech

Během tohoto terénního experimentu byla porovnávána míra hnízdní predace mezi různými biotopy na Velebudické výsypce a v jejím nejbližším okolí. Na základě výpočtů bylo zjištěno, že celková míra predace na výsypce je 60,5 %, míra predace v bezprostředním okolí 42,2 %. Zaměřeno na plochy po rekultivaci a sukcesní plochy, je predace nevýznamně větší na plochách zrekultivovaných (65 %) než na plochách ponechaných spontánní sukcesi (56,5 %). Tento výsledek tedy nepotvrdil již dřívější studie, že nově vznikající biotopy na výsypce jsou častěji predované než okolní plochy s původními biotopy (Jokimäki et Huhta 2000). Biotopem, který nejčastěji trpěl predací bylo pole s řepkou (90 %) a louka sečená (85,7 %). Například dle studie Panka (2013) dávají lišky jako predátoři přednost zemědělským půdám s trvalým porostem a to nejen z důvodu výskytu kořisti, ale také proto, že se zde s větší pravděpodobností vyskytují místa, která slouží k lepšímu zapamatování polohy, kde se zvíře vyskytovalo (tzv. landmarky).

5.2. Identifikace podle stop predátora

Identifikace probíhala na základě stop drápů, zubů a zobáků v modelínových vejcích. Ačkoliv se v současné době jedná o nejpoužívanější metodu zjišťování potenciálních predátorů (Jobin et Picman 1997, Matessi et Bogliani 1999, Reihmanis 2004), může riziko predace ovlivnit jiný pach umělého hnízda než hnízda skutečného (Clark et Wobeser 1997). Umělé hnízdo může být také pro predátora lépe viditelné nebo může nést znaky činnosti člověka, které jsou pro predátora atraktivní (Major 1991). Nejčastějším predátorem umělých hnízd byli identifikováni savci (65,5 %), pouze ze 34,5 % ptáci. Největší predace savci byla prokázána na sukcesních plochách a nejmenší v okolí výsypky. Můžeme se domnívat, že důvodem je vyšší pestrost potravní nabídky. Naopak pro ptáky to bylo území nejméně predované. Pokud predátory rozdělíme podle biotopu, kde k predaci došlo,

pak savci nejvíce predovali na ruderálních loukách (s průměrnou krypsí 85,7 %) a ptáci na loukách sečených (55 %). Což by mohla vysvětlovat teorie Castilla et al. (2007), na základě které se savci orientují spíše čichem, na rozdíl od ptáků, kteří se orientují zrakem (Larivière 1999).

5.3. Vliv okrajového efektu na predaci ptačích hnízd

Dle Andrena et Angelstama (1988) je v okrajových partiích biotopu zvýšené riziko hnízdní predace než v porovnání s vnitřním územím. Tento vliv byl i přes jistou nekonzistenci výsledků potvrzen celou řadou studií (např. Chalfoun et al. 2002). V mém terénním experimentu se však přítomnost vlivu ekotonálního jevu na predaci umělých hnízd nepotvrdila. Při porovnávání ekotonálního jevu bylo zjištěno, že míra predace v ekotonech je obdobná (51,6 %) jako v ostatních habitatech (50,9 %), což spíše podporuje teorii Lahtiho (2001), která na základě 58 % studií vyšší predaci v ekotonech nepotvrzuje. Vliv ekotonálního efektu nepotvrdila další studie, zabývající se mírou predace a případným ekotonálním jevem na predaci pěvců, kteří hnízdí v křovinách na mosteckých výsypkách a ve které tento vliv také nebyl prokázán (Bartůňková nepublikováno). Příčinou neprokázaného vlivu okrajového efektu by dle Einarsena et al. (2008) mohla být skutečnost, že u vysoce mobilních predátorů jako je např. vrána a liška, nemá složení vegetace v malém měřítku přílišný vliv a do hry vstupují další faktory, jako různé strategie vyhledávání kořisti nebo dostupnost potravy.

5.4. Vliv krypse

Krypse je široce rozšířená antipredační strategie ptáků, která má znesnadnit nalezení kořisti pomocí nevýrazného nebo korespondujícího zbarvení (Ruxton et al. 2004, Caro 2005). V mém terénním experimentu nebyl vliv krypse ani na výsypce ani v jejím okolí průkazný. Můžeme se jen domnívat, zda tento vliv nebyl ovlivněn lidskou, tedy naší činností při instalaci hnízd. Z tohoto důvodu mohla být hnízda snáze detekovatelná než pravá ptačí hnízda. Problémem při hodnocení krypse snůšky mohou být subjektivní kritéria, která neberou ohled na světelný režim v hnízdech a která vzhledem k odlišnému vidění ptáků a lidí mohou být zdrojem

chyb (Bennett et al. 1994, Eaton Lanyon 2003). Dalším důvodem, proč nebyl vliv krypse hnízd potvrzen mohla být menší denzita okolní vegetace v době, kdy terénní průzkum probíhal. Krypse hnízd nebyla potvrzena ani srovnáním míry predace v poli s řepkou a s pšenicí. V poli s řepkou, která byla v době mého terénního průzkumu zhruba 1 m vysoká, predovali zejména savci, zatímco v poli s pšenicí, která byla cca 30 cm vysoká, predovali ptáci.

6. Závěr

Tato diplomová práce se zabývala vlivem krypse a ekotonálního efektu na predaci ptačích hnízd na území Velebudické výsypky.

- Nebyla prokázána statisticky vyšší predace na území výsypky než v jejím okolí.
- Nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi mírou predace v jednotlivých biotopech
- Nebyl prokázán vliv ekotonálního efektu
- Nejčastěji predovaným biotopem byla louka (sečená i ruderální) a pole s řepkou
- Nejméně predovaným biotopem byly křoviny, možným důvodem je malé zastoupení tohoto biotopu
- Dle zanechaných stop byli zjištěni potenciální predátoři. Znatelně častěji se jednalo o savce.
- Nejčastější predace byla zjištěna u hnízd s průměrnou krypsí 40 – 59 %
- Ptáci byli nejčastěji identifikováni jako predátoři na biotopu sečená louka, savci na ruderální louce.

Z důvodu bližšího poznání potenciálních predátorů a prokázání vlivu okrajového efektu a vlivu krypse by bylo vhodné provedení experiment opakovat. Získané výsledky by mohly přinést další poznatky využitelné pro ochranu ptačích druhů v postindustriálních územích a pomoci navrhování dalších ploch, které jsou určeny k rekultivaci.

7. Použitá literatura a zdroje

- ALBRECHT T., 2004: Edge effect in wetland-arable land boundary determines nesting success of Scarlet Rosefinch (*Carpodacus erythrinus*) in the Czech Republic. *Auk* 121, 361– 371.
- ANDRÉN H., 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73, 794–804.
- ANDRÉN, H., ANGLESTAM P., 1988: Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69/2: 544 – 547.
- ANTONOV A. et ATANASOVA D., 2003. Small-scale differences in the breeding ecology of urban and rural Magpies *Pica pica*. *Ornis Fenn.* 80:21–30.
- ANTHONY R. M., GRAND J. B., FONDELL T. F. et MANLY B. F. J., 2004: A quantitative approach to identifying predators from nest remains. *J. Field Ornithol.* 75: 40–48.
- BAKKEN G. S., VANDERBILT V. C., BUTTEMER W. A. et DAWSON W. R., 1978: Avian eggs: thermoregulatory value of very high near-infrared reflectance. *Science* 200:321-323
- BAKER P. J., MOLONY S. E., STONE E., CUTHILL I. C. et HARRIS S., 2008: Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis* 150 (Suppl 1): 86 – 99.
- BAKIEV A., 2004: Über die Nahrungsbeziehungen der Kreuzotter (*Vipera berus*) in der mittleren Wolgaregion als Räuber und Beute von Wirbeltieren. Pp. 259-261: in: JOGER U., WOLLESEN R. (eds.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus*). *Mertensiella*, 15:1-309
- BÁRTA Z. et EMINGER 1, 1967: Ptáci devastovaných ploch na Mostecku. *Zprávy – studie oblastního muzea v Teplicích* 3: 25-29
- BARTOSZEWICZ M. et ZALEWSKI A., 2003: American mink, *Mustela vison* diet and predation on waterfowl in the Slońsk Reserve, western Poland. *Folia Zool.* 52: 225–238.
- BARTŮŇKOVÁ N., nepublikováno: Statistická analýza rozmístění a predace ptačích hnízd. Diplomová práce (2012). Dep.: Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita, Praha: 70s.
- BATÁRY P. et BÁLDI A., 2004: Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. *Conservation Biology* 18 (2): 389 - 400.
- BÁTARY P., WINKLER H. & BÁLDI A., 2004: Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. *J Ornithol* 145: 59 – 63.

- BEINTEMA A. J. et MÜSKENS G. M., 1987: Nesting Access of birds breeding in Dutch agriculture grasslands. *J. Appl. Ecol.* 24: 743-758
- BEJČEK V. et ŠŤASTNÝ K., 1984: The succession of bird communities on spoil banks after surface brown coal minig. *Ekol. Pol.* 32: 245-259
- BEJČEK V., 1983: Sukcese a produktivita drobných savců na výsypkách v Mostecké pánvi. *Academia Praha* 1983, 72s
- BEJČEK V., SKLENIČKA P., et ŠŤASTNÝ K., 2006: Lze využít přirozenou sukcesi při rekultivaci výsypek? *Veronika* 20: 1-4
- BEJČEK V., TYRNER P., 1977: Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most basin (North-Western Bohemia). – *Folia Zool.* 29: 67–77.
- BENEŠ E., BUREŠ S., GOLL D., HELLMICH M., JANEČEK A., KINDLOVÁ A., POKORNÁ L., PĚGŘÍMEK R., ŠTÝS S., ULRICH J., 2004: Mostecko : regionální vlastivěda. 1. vyd. Most : Nakladatelství Hněvín, 2004. 144 s.
- BENNETT A. T. D., CUTHILL I. C., NORRIS K. J., 1994: Sexual selection and the mismeasure of color. *American Naturalist* 144: 848-860
- BIRKHEAD T. R., 1977: The effect of habitat and density on breeding success in the Common Guillemot *Uria aalge*. *J. Anim. Ecol.* 46: 751-764.
- BIRKHEAD T. R. et Nettleship D. N., 1995: Arctic fox influence on a seabird community in Labrador: a natural experiment. *Wilson Bulletin* 107: 397-412.
- BLANCO G. et BERTELLOTTI M., 2002: Differential predation by mammals and birds: implications for egg-colour polymorphism in a nomadic breeding seabird. *Biol. J. Linn. Soc. Lond.* 75: 137-146
- BORGMANN K. L. et RODEWALD A. D., 2004: Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs. *Ecological Applications* 14: 1757–1765.
- BRADEN G. T., 1999: Does nest placement affect the fate or productivity of California Gnatcatcher nests? *Auk* 116: 984-993.
- CARO T., 2005: Antipredator Defense in Burda and Mammals. Univ. of Chicago Press, Chicago, IL
- CASTILLA A. M., DHONDT A. A., DÍAZ-URIARTE R. et WESTMORELAND D., 2007: Predation in ground nesting birds: an experimental study using natural egg-color variation. *Avian Cons. Ecol.* 2: 2. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol2/iss1/art2/>
- CLARK R. G., WOBESER B. K., 1997: Making sense of scents: Effects of odour on survival of simulated duck nests. *J. Avian Biol.* 28: 31-37.

- CLARK R. G., SHUTLER D., 1999: Avian habitat selection: Pattern from process in nest-site use by ducks? *Ecology* 80: 272-287.
- CLARK R. G., NUDDS T. D., 1991: Habitat patch size and duck nesting success—the crucial experiments have not been performed. *Wildlife Society Bulletin* 19: 534–543.
- COLLIAS N. E. et COLLIAS E. C., 1984: Nest building and bird behavior. Princeton University Press. Princeton
- CONNER L. M. et PERKINS M. W., 2003: Nest predator use of food plots within a forest matrix: an experiment using artificial nests. *Forest Ecology and Management* 179 (1 – 3): 223 – 229.
- CONRAD K.F., WARREN M.S., FOX R., PARSONS M.S., WOIWOOD I.P., 2006: Rapid declines of common widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biological Conservation*, 132, 279-291
- CRAMP S. (eds), 1990: The birds of Western Palearctic. Vol 3, Oxford University Press, Oxford
- DAVIS S., 2004: Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in Southern Saskatchewan. *The Auk* 121 (4): 1130 – 1145.
- DEARBORN D. C., SANCHEZ L. L., 2001: Do Golden-cheeked Warblers select nest locations on the basis of patch vegetation? *Auk* 118: 1052-1057.
- DENG W.-H., ZHENG G.-M. et GAO W., 2003: Nesting success of the meadow bunting along habitat edges in northeastern China. *J Field Ornithology* 74 (1): 37 – 44.
- DOUGLAS H. J., SARGEANT A. B. et GREENWOOD R. J., 1989: Importance of individual species of predators on nesting success of ducks in the Canadian Prairie Pothole Region. *Can. J. Zool.* 67: 291–297
- DRDOVÁ L., HAMPL R., 2008: Potencionální hnízdní predátoři vodních ptáků a metody jejich zjišťování. *Sylvia* 44: 3-16.
- EATON M. D. et LANYON S. M., 2003: The ubiquity of avian ultraviolet plumage reflectance. *Proceedings of the Royal Society of London Series B Biological Science* 270: 1721-1726.
- EINARSEN G., HAUSNER V. H., YOCCOZ N. G., IMS R. A., 2008: Predation on artificial grand nests in birch forests fragmented by spruce plantations. *Journal of Wildlife Management* 72 (1): 123-132.
- ELLIOT R. D., 1985a: The exclusion of avian predators from aggregations of nesting Lapwing *Vanellus vanellus*. *Anim. Behav.* 33: 308-314.

- ELLIOT R. D., 1985b: The effects of predation risk and group size on the anti-predator responses of nesting Lapwings *Vanellus vanellus*. *Behaviour* 92: 168-187. Newton
- FROUZ J., PRACH K., PIŽL V., HÁNĚL L., STARÝ J., TAJOVSKÝ K., MATERNA J., BALÍK V., KALČÍK J., ŘEHOUNKOVÁ K., (2008): *Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites*. – *Europ. J. Soil Biol.* 44: 109–122.
- GALBRAITH H., 1988: Effects of agriculture on the breeding ecology of Lapwing. *J. Appl. Ecol.* 25: 487-503
- GATES, J. E., GYSEL L. W., 1978: Avian nest dispersion and fledging Access in field-forest ecotones. *Ecology*, 59/5: 871-883.
- GREGOIRE A, GARNIER S, DREANO N, FAIVRE B., 2003: Nest predation in Blackbirds (*Turdus merula*) and the influence of nest characteristics. *Ornis Fenn.* 80:1–10.
- GROOM D. W., 1993: Magpie *Pica pica* predation on Blackbird *Turdus merula* nests in urban areas. *Bird Study.* 40:55–62.
- GÖRANSSON G., KARLSSON J., NILSSON S. G. et ULFSTRAND S., 1975: Predation on birds' nests in relation to antipredator aggression and nest density: an experimental study. *Oikos* 26: 117- 120.
- GOSLER A. G., HIGHAM J. P. et REYNOLDS S. J., 2005: Why are birds' eggs speckled? *Ecol. Lett.* 8:1105-1113 29
- HANSEN E., 2003a: Rotten *Rattus norvegicus* som predator i kystfuglekolonier <https://docplayer.dk/10338383-Fig-1-ynglepar-i-roskilde-fjord-breeding-pairs-in-roskilde-fjord.html> Viewed 30 Jun 2007.
- HANZELKA J., REIF J., 2015: Relativní míra predace umělých hnízd v invazních akátových a přírodě blízkých dubových porostech. *Sylvia* 51/2015
- HASKELL D. G., 1996: Do bright colors at nests incur a cost due to predation? *Evolutionary Ecology* 10: 285-288.
- HANLEY D. et DOUCET S. M., 2009: Egg coloration in Ring-billed Gulls (*Larus delawarensis*): A test of the sexual signaling hypothesis. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63:719-729.
- HECKSCHER, C. M. T., SYRENA M., Sun, CATHERINE C., 2014: Veery (*Catharus fuscescens*) Nest Architecture and the Use of Alien Plant Parts. *American Midland Naturalist* 171(1): 157-164.
- HEIN E. W. et HEIN S. W. 1996: Effect of flagging on predation of artificial duck nests. *J. Field Ornithol.* 67: 604–611.

- HENDRYCHOVÁ M., ŠÁLEK M. et ŘEHOŘ M., 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45: 177-189
- HESKE E. J., 1995: Mammalian abundances on forest-farm edges versus forest interiors in southern Illinois: is there an edge effect? *Journal of Mammalogy* 76, 562–568.
- HILTY J. A., MERENLENDER A.M., 2004: Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in Northern California. *Conservation Biology* 18, 26–135.
- HODAČOVÁ D., PRACH K., 2003: *Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation.* – *Restor. Ecol.* 11: 385–391.
- HODAČOVÁ D., 2002: Technická rekultivace vs. spontánní sukcese na Mosteckých výsypkách. Dipl. pr., Jihočeská univerzita, České Budějovice
- HOLWAY D. A., 1991: Nest-site selection and the importance of nest concealment in the Black Throated Blue Warbler. *Condor* 93: 575-581.
- HOLLANDER F.A., VAN DYCK H, SAN MARTIN G., TITEUX N., 2011: Maladaptive habitat selection of a migratory passerine bird in a human-modified landscape. *PLoS One* 6: e25703
- HORA P., TUF, I. H., MACHAČ, O., BRICHTA, M., TUFOVÁ, J., 2009: Ekoton – prosté rozhraní, nebo specifický biotop? *Živa* 1/2009
- HUHTA, E., JOKIMÄKI J., et HELLE, P., 1998. Predation on artificial nests in a forest dominated landscape – the effect on nest type, patch size and edge structure. *Ecography* 21:464-471.
- CHALFOUN A.D., THOMPSON F. R., RATNASWAMY M. J., 2002a: Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16, 306–318.
- CHAMBERLEIN D. E., CRICK H. P., 2003: Temporal and spatial associations in aspects of reproductive performance of Lapwings *Vanelus vanelus* in the United Kingdom. 1962-1999. *Ardea* 91: 183-196
- CHARVÁTOVÁ P., nepublikováno: Biodiverzita a populační dynamika drobných zemních savců na několika typech rekultivací na Velké podkrušnohorské výsypce. Diplomová práce (2011). Dep. Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, České Budějovice: 57 s.
- JOBIN B. et PICMAN J., 1997: Factors affecting predation on artificial nests in marshes. *J. Wildl. Manage.* 61: 792–800

- JOKIMÄKI J., KAISANLAHTI-JOKIMÄKI M-L., SORACE A., FERNÁNDEZ-JURICIC E., RODRIGUEZPRIETO I., JIMENEZ M. D., 2005: Evaluation of the “safe nesting zone” hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography*. 28:59–70.
- JOKIMÄKI J. et HUHTA E., 2000: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102 (4): 838 - 847.
- KAPLETOVÁ L., nepublikováno: *Sledování vodního režimu na části Velebudické výsypky: Hipodromu Most. Ústí nad Labem, 2009. 83 s. Bakalářská práce. Dep.: Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem.*
- KAPLETOVÁ L., nepublikováno: *Historický vývoj krajiny jižního mostecká na příkladu Velebudické výsypky. Praha, 2011. 100 s. Diplomová práce. Dep. Česká zemědělská univerzita v Praze.*
- KAPLETOVÁ L., nepublikováno: Hodnocení vodního režimu Velebudické výsypky 2012, Stránka 71
- KAŠPAR J., MĚSKOVÁ L., HOJDAR J., 1998: Změny mostecké krajiny po lomové těžbě : Velebudická výsypka. *U - R - GP. 147. 1998, 1998/5.*
- KILNER R. M., 2006: The evolution of egg colour and patterning in birds. *Biol. Rev.* 81: 383-406
- KIS J., LIKER A. et SZÉKELY T., 2000: Nest defence by Lapwings: observations on natural behavior and an experiment. *Ardea* 88(2): 155-163.
- KLEEF W. C .E. P., VERBERK R. S. E. W., LEUVEN H., ESSELING G., VAN DER VELDE G.A., VAN DUINEN, 2006: Biological traits succesfully predict the effects of restoration management on macroinvertebrates in shallow softwater lakes. *Hydrobiologia* 187, Part Two, 201-216
- KOLÁŘ V., TICHÁNEK F., TROPEK R., 2015: Strong population of *Cybister lateralimarginalis* (De Geer, 1774) (Coleoptera: Dytiscidae) at lignite spoil Caps in western Czech Republic. *Elateridarium* 9: 160-162
<http://www.elateridarium.com/elateridarium>
- KONVIČKA M., BENEŠ J., ČÍŽEK L., 2005: Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management. *Sagittaria, Olomouc.*
- KREISINGER J., ALBRECHT T., 2008: Nest protection in mallards *Anas platyrhynchos*: untangling the role of crypsis and parental behavior. *Functional Ecology*, 22, 872-879.
- KURUCZ K., KALLENBERGER H., SZIGETI C., PURGER J. J., 2010: Survival probabilities of first and second clutches of blackbird (*Turdus merula*) in an urban environment. *Arch Biol Sci Belgrade*. 62:489–493.

- KVĚTOŇ V., VOŽENÍLEK V., 2011: Klimatické oblasti Česka: Klasifikace podle Quitta. Olomouc, Univerzita Palackého v Olomouci, 20s.
- LAHTI D. C., 2001: The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99 (3), 365–374.
- LARIVIÉRE S., 1999: Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *Condor* 101: 718–721
- LARIVIÉRE S., MESSIER F., 2001: Temporal patterns of predation of duck nests in the Canadian prairies. *American Midland Naturalist* 146: 339-344
- LARSEN T. et MOLDSVOR, 1992: Antipredator behavior and breeding associations of Bar-tailed Godwits and Whimbrels. *Auk* 109: 601-608
- LAURANCE W., 2000: Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree* 15 (4): 134 – 135.
- LEE W-S., KWON Y-S. et YOO J-CH., 2010: Egg survival is related to the colour matching of eggs to nest background in Black-tailed Gulls. *J. Ornithol* (2010) 151:765-770.
- LEOPOLD A., 1933: Game management. Charles Scribner’s Sons, New York: 481 s.
- LINHART J., 1988: Vegetace lesnický rekultivovaných důlních výsypek SHR, Katedra ochrany prostředí, ČZU Praha
- LLOYD P., PLAGÁNYI É., LEPAGE D., LITTLE R. M. & CROWE T. M., 2000: Nest site selection, egg pigmentation and clutch predation in the ground-nesting Namaqua Sandgrouse *Pterocles namaqua*. *Ibis* 142: 123-131.
- LOMBARDO M. P., BOSMAN R. M., FARO C. A., 1995: Effect of feathers as nest insulation on incubation behavior and reproductive performance of Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*). *Auk* 112: 973-981.
- MAINWARING, M. C., HARTLEY, I. R., LAMBRECHTS, M. M., DEEMING, D. C., 2014: "The design and function of birds' nests." *Ecology and evolution* 4(20): 3909-3928.
- MAJOR R. E., 1991: Identification of nest predators by photography, dummy eggs, and adhesive tape. *Auk* 108: 190–195
- MARINI M. A., Robinson S. K. et Heske E. J., 1995: Edge effects on nest predation in the Shawnee – national – forest, Southern Illinois. *Biological Conservation* 74 (3): 203 – 213.
- MARTIN T. E., 1993a: Nest predation and nest site. *BioScience* 43: 523-532
- MARTIN T.E 1993: Nest predation and nest sites – New perspectives on old patterns. *Bioscience* 43: 523-532.

- MARTIN, T.E., 1995: Avian life history evolution in relation nest sites, nest predation and food. *Ecol. Monogr.* 65, 101-27
- MARTIN T. E., SCOTT J., MENGE C., 2000: Nest predation increases with parentel aktivty: separating nest site and parentel aktivty effects. *Proc. R. Soc. B* 267:2287-2293
- MATESSI G., BOGLIANI G., 1999: Effects of nest features and surrounding landscape on predation rates of artificial nests. *Bird Study* 46: 184-194.
- MAYER P. M., SMITH L. M., FORD R. G., WATTERSON D. C., McCUTHEN M. D., MARSHALL D., RYAN M. R.: 2009: Nest construction by a ground-nesting bird represents a potential trade-off between egg crypticity and thermoregulation. *Oecologia* 159: 893-901.
- MEYER A., MONNEY J.-C., 2004: Die Kreuzotter (*Vipera berus*), in der Schweiz. Pp. 144-155 in: JOGER U., WOLLESEN R. (eds.): Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzotter (*Vipera berus*). *Mertensiella*, 15:1-309
- MORAVEC J. et al., 2015: *Plazi. Fauna ČR*. 1. vyd. Praha: Academia, 2015. 531 s.
- MØLLER A. P., 1988: Nest predation and nest site choice in passerine birds in habitat patches of different size: a study of magpies and blackbirds. *Oikos*. 53:215–221.
- MØLLER A. P., 1987: Egg predation as a selective factor for nest design – an experiment. *Oikos* 50: 91-94.
- NILSON G., ANDRÉN C., VÖLKL W., 2005: *Vipera (Pelias) berus* – Kreuzotter. Pp. 213-292 in: JOGER U., STÜMPEL N. (eds.): *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/IIB, Schlangen (Serpentes) III, Viperidae. AULA – Verlag, Wiesbaden, 420 pp.
- NOUR N., MATTHYSEN E. et DHONT A., 1993: Artificial nest predation and habitat fragmentation – different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111 – 116
- NOVOA C., AEBISCHER N.J. et LANDRY P., 2002: Upland habitat use by Pyrenean grey partridges *Perdix perdix hispaniensis* during the breeding season. *Wildlife Biology* 8: 99-108.
- ODUM E., P., ODUM H. T., ANDREWS J., 1971: *Fundamentals of ecology* (Vol. 3). Saunders, Philadelphia.
- OPERMANIS O., 2001: Marsh Harrier *Circus aeruginosus* predation on artificial duck nests: a field experiment. *Ornis Fenn.* 78: 198–203

- ORTEGA Y. K., McKELVEY K. S. et SIX D. L., 2006: Invasion of an exotic forb impacts reproductive success and site fidelity of a migratory songbird. *Oecologia* 149: 340–351.
- PANEK M., 2013: Landscape structure, predation of red foxes on grey partridges, and their spatial relations. *Central European Journal of Biology* 8 (11): 1119-1126.
- PARADIS E., BAILLIE S. R., SUTHERLAND W. J. , DUDLEY C., CRICK H. Q. P., GREGORY R. D., 2000: Large-Scale Spatial Variation in the Breeding Performance of Song Thrushes *Turdus philomelos* and Blackbirds *T. merula* in Britain. *J Appl Ecol.* 37 Suppl. 1:73–87.
- PATON P. W., 1994: The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology* 8/1, 17-26.
- PETERSON B. L., KUS B. E. et DEUTSCHMANN D. H., 2004: Determining nest predators of the Least Bell's Vireo through point counts, tracking stations, and video photography. *J. Field Ornithol.* 75: 89–95
- PICHLER E., PLETICHOVÁ M., BURDA J., 2017: Informační komplex výsypkových lokalit - Velebudická výsypka. *Zpravodaj hnědé uhlí*. Most: Výzkumný ústav pro hnědé uhlí, 2017, 2017(2), 3-14.
- PRACH K., 1987: *Succession of vegetation on dumps from strip coal mining*, N. W. Bohemia, Czechoslovakia. – *Folia Geobot. Phytotax.* 22: 339–354.
- PRACH K., 1989: *Sukcese vegetace na mosteckých výsypkách – účast jednotlivých druhů*. – *Severočes. Přír.* 23: 77–83.
- PRACH et al. 2010: Výsypky. In: ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., PRACH K.: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi*. Calla, České Budějovice
- PRACH K., LENCOVÁ K., ŘEHOUNKOVÁ K., DVOŘÁKOVÁ H., JÍROVÁ A, KONVALINKOVÁ P., MUDRÁK O., NOVÁK J., TRNKOVÁ R., 2013: Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. *Environmental Science and Pollution Research* 20: 7680 - 7685
- PRACH K., BASTL M., KONVALINKOVÁ P., KOVÁŘ P., NOVÁK J., PYŠEK P., ŘEHOUNKOVÁ K., SÁDLO J., 2008: *Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích v České republice – přehled dominantních druhů a stadií*. – *Příroda* 26: 5–26.
- PRACH K., FROUZ J., KAREŠOVÁ P., KONVALINKOVÁ P., KOUTECKÁ V., MUDRÁK O., NOVÁK J., ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., TICHÝ L.,

- TRNKOVÁ R., TROPEK R., 2009: Ekologie obnovy narušených míst II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2: 68-73
- REIHMANIS J., 2004: Relationships between the nest predation rates caused by different waterfowl nest predators: an artificial nest experiment. *Acta Univ. Latvi., Biol.* 676: 131–139
 - REMEŠ V., 2004: Predátoři a ptačí hnízda – ekologie a evoluce zajímavého vztahu. *Živa*, Roč. 52, č. 4 (2004), s. 176-177
 - RICKLEFS R. E., 1969: An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology*. 1–48.
 - RODEWALD A. D., SHUSTACK D. P. et HITCHCOCK L. E., 2010: Exotic shrubs as ephemeral ecological traps for nesting birds. *Biological Invasions* 12: 33–39
 - RUXTON G. D., SHERRATT T., SPEED M., 2004: *Avoiding Attack*. Oxford: Oxford.
 - ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., PRACH K. (eds.), 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice
 - SÁDLO J., 2009: Bezzásahovost takřikajíc nechtěná. Samovolné sukcesní procesy v krajině současnosti. *Ochrana přírody* 54(5):22-25
 - SÁNCHEZ J. M. et al., 2004: Colony-site tenacity and egg color crypsis in the Gull-billed tern. *Waterbirds* 27(1): 21-30, 2004
 - SEIBOLD S., HEMPEL A., PIEHL S., BÄSSLER C., BRANDL R., RÖSNER S., MÜLLER J., 2013: Forest vegetation structure has more influence on predation risk of artificial grand nests than human activities. *Basic and Applied Ecology* 14: 687-693
 - SCHIEGG K., EGER M. et PASINELLI G. 2007: Nest predation in Reed Buntings (*Emberiza schoeniclus*): an experimental study. *Ibis* 149: 365 – 373.
 - SCHMIDT K. A. et WHELAN C. J., 1999: Effects of exotic *Lonicera* and *Rhamnus* on songbird nest predation. *Conservation Biology* 13: 1502–1506.
 - SCHNEIDER N. A., LOW M., ARLT D. et PÄRT T., 2012: Contrast in edge vegetation structure modifies the predation risk of natural ground nests in an agricultural landscape. *Plos One* 7 (2): online on: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0031517>
 - SIMS V., EVANS K. L., NEWSON S. E., TRATALOS J., GASTON K.J., 2008: Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. *Div Distrib.* 14:387– 399.

- SMOLOVÁ D., nepublikováno: Výskyt obojživelníků na severočeských výsypkách (The occurrence of amphibians on spoil banks in North Bohemia). Msc., bakal. Práce (2009), dep. In Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze, 59 s.
- SODERSTRÖM B., PÄRT T. et RYDEN J., 1998: Different predator faunas and nest predation risk on ground and shrub nests at forest ecotones: an experiment and a review. *Oecologia* 117: 108-118.
- STORCH I., WOITKE E. et KRIEGER S., 2005: Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20: 927 – 940.
- STRACHOŇOVÁ Z., nepublikováno: Vliv predace na hnízdní úspěšnost vybraných druhů otevřeně hnízdících pěvců v městském prostředí. Diplomová práce (2007). Olomouc (CZ): 15 Univerzita Palackého.
- STÖHR, E; ŠITANCOVÁ, Š; TEJROVSKÝ, V; ONDRÁČEK, Č., 2010: ULK311_oznámení. Rozšíření stávajícího golfového hřiště : Rekultivační park Velebudice. Most : ECOMOST s.r.o. , 7. 3. 2007. 57 s. [online]. [cit. 2.12.2010]. Dostupné z [www: https://portal.cenia.cz/eiasea/download/.../ULK311_oznameni.doc](https://portal.cenia.cz/eiasea/download/.../ULK311_oznameni.doc)
- SURGEY, J., F., CHRISTOPHER R. D., DEEMING, D. Ch., 2012: "Opportunistic use of a wool-like artificial material as lining of Tit (Paridae) nests." *The Condor* 114(2): 385-392.
- SVOBODOVÁ J., KOUBOVÁ M., MRŠTNÝ L., ALBRECHT T., KREISINGER J., 2012: Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research* 58 (1), 315–323.
- ŠÁLEK M., 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49: 1417-1425.
- ŠÁLEK M., KREISINGER J., SEDLÁČEK F., ALBRECHT T., 2010: Do prey densities determine preferences of mammalian predators for habitat edges in an agricultural landscape? *Landscape Urban Plan* 98, 86–91.
- ŠÁLEK M., CEPÁKOVÁ E., 2006: Do northern lapwings and little ringed plover rely on egg crypsis during incubation? *Folia Zoologica* 55/1
- ŠŤASTNÝ K., BEJČEK V., HUDEC, K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice, 2001-2003. Aventinum Praha
- ŠŤASTNÝ K., HUDEC K., 2011: Fauna ČR, Ptáci 3. Academia, Praha: 1196 s.

- ŠTĚPÁNEK O., BAUM J., 1939a: Jak poznám naše zvířata. Díl první. Klíč k určení obratlovců žijících na území Česko-Slovenské republiky. Česko-Slovenská grafická unie A.S., Praha, 184 pp.
- ŠTOREK V., 2011: Rizika hnízdní predace čejky chocholaté: vliv kypse hnízd a kolonialisty. nepublikováno. České Budějovice, 2011. 37 s. Diplomová práce. Dep. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- ŠULC M. et HONZA M., 2014: Svět očima zvířat aneb jak ptáci vnímají barvy. *Živa* 4/2014: 180-183
- THOMAS J. A., MORRIS M. G., HAMBLE, C., 1994: Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Series B*, 344, 47-54
- THOMAS J. A. et al., 2004: Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. *Science* 303, 1879-1881
- TISCHEW S., 1996: Analyse von Mechanismen der Gehölzsukzession auf Braunkohlentagebaukippen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 26: 407-416
- TROPEK R., SPITZER L., KONVIČKA M., 2008: Two groups of epigeic arthropods differ in colonising of piedmont quarries: the necessity of multi-taxa and life-history traits approaches in the monitoring studies. *Community Ecology*, 9, 177-184
- VANDER HAEGEN W. M., SHROEDER M. A. et DeGRAAF F. M., 2002: Predation on real and artificial nests in shrubsteppe landscapes fragmented by agriculture. *Condor* 104: 496– 506.
- VERA F. W. M., 2000: *Grazing Ecology and Forest History*. CABI Publishing. Wallingford Oxon, UK.
- VESELOVSKÝ Z., 2001: *Obecná ornitologie*. Academia, Praha
- VOJAR J., 2007: *Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana*. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina Louny.
- VOJAR J., 2000: *Sukcese obojživelníků na výsypkách*. (Succession of amphibian community in brown coal mining deposits). *Živa*, 48: 41-43
- VOJAR J., DOLEŽALOVÁ J. et SOLSKÝ M., 2012: *Brown Coal spoil banks – A new Opportunity (not only) for Amphibians*. *Ochrana přírody* 2012/3
- VOLF O., 2000: *Potravní ekologie společenstva pěvců Radovesické výsypky*. Dipl. Práce, katedra zoologie PŘF UK.
- VRÁBLÍKOVÁ J., 2010: *Recultivation of Area after Coal Mining on Example of North Bohemia*. *Život. Prostr.*, Vol. 44, No. 1, 24-29

- WALLACE A.R., 1889: Darwinism: An Exposition of the Theory of Natural Selection, with Some of Its Applications. Macmillan, 1889
- WALLANDER J., ISAKSSON D. et LENBERG T., 2006: Wader nest distribution and predation in relation to man – made structures on coastal pastures. *Biological conservation* 132: 343 – 350.
- WEIDINGER K., 2001: Does egg colour affect predation rate on open passerine nests? *Behavioral Ecol. Sociobiol.*, 49, 456-464.
- WEIDINGER K., 2001a: How well do predation rates on artificial nests estimate predation on natural passerine nests? *Ibis* 143: 632–641.
- WEIDINGER K. 2001b: Does egg colour affect predation rate on open passerine nests? *Behav. Ecol. Sociobiol.* 49: 456–464.
- WEIDINGER K., 2002: Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *J. Anim. Ecol.* 71: 424–437.
- WEIDINGER K., 2006: Validating the use of temperature data loggers to measure survival of songbird nests. *J. Field Ornithol.* 77: 357–364
- WEIDINGER K., 2009: Nest predators of woodland open-nesting songbirds in central Europe. *Ibis* 151, 352–360.
- WHITTINGHAM M. J. et EVANS K. L., 2004: The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210-220.
- WINKLER D. W., 1993: Use and importance of feathers as nest lining in Tree Swallows (*Tachycineta bicolor*). *Auk* 110 : 29.
- WILSON G. R., BRITTINGHAM M. C., GOODRICH L. J., 1998: How well do artificial nests estimate success of real nests? *Condor* 100: 357-364

OSTATNÍ ZDROJE:

Územně technické podklady. *Koncepce revitalizace území dotčených těžbou státních hnědouhelných podniků na správním území města Mostu a obce Bečova*. VÚHU a.s. Most. 6/2003. Archivní č. OGTR 044/03

PRÁVNÍ PŘEDPISY:

Zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění pozdějších předpisů.

Zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství, v platném znění.

8. Seznam obrázků a tabulek

Obrázek 1. Ortofoto zájmového území Zdroj: www.mapy.cz.....	14
Obrázek 2 Klasifikace podnebí podle Quitta (Květoň, Voženílek, 2011)	15
Obrázek 3 Zreklutivovaná část Velebudické výsypky Foto: autor 2018	18
Obrázek 4 Velebudická výsypka, sukcesní plocha. Foto: autor 2018	20
Obrázek 5 Umístění hnízd	23
Obrázek 6 Instalace hnízda Foto: autor 2018.....	24
Obrázek 7 Fotografická dokumentace hnízda Foto: autor 2018.....	25
Obrázek 8 Náhled dotazníku pro hodnocení krypte hnízd.....	27
Obrázek 9 Nejvíce nápadné a nejvíce skryté hnízdo	27
Obrázek 10 Terčik pro určení krypte a pomůcka pro výpočet krypte.....	28
Obrázek 11 Míra predace dle ploch zájmového území	30
Obrázek 12 Predace dle biotopu	31
Obrázek 13 Predace na výsypce a v okolí.....	33
Obrázek 14 Porovnání predace hnízd podle krypte.....	35
Obrázek 15 Vliv krypte na míru predace.....	35
Obrázek 16 Vlevo predátor - savec, vpravo predátor - pták	36
Obrázek 17 Potenciální predátoři	37
Obrázek 18 Potenciální predátoři dle biotopu.....	37
Tabulka 1 Míra predace umělých hnízd podle biotopu	31
Tabulka 2 Míra predace umělých hnízd na výsypce a v okolí	32
Tabulka 3 Porovnání predace rekultivace versus sukcese.....	33
Tabulka 4 Porovnání míry predace v ekotonech	34
Tabulka 5 Charakteristika klimatické oblasti T2.....	54
Tabulka 6 Data z terénního průzkumu.....	55
Tabulka 7 Data z terénního průzkumu.....	56

Tabulka 5 Charakteristika klimatické oblasti T2

Průměrná teplota – leden	-2 až -3 °C	
Průměrná teplota – duben	8 až 9 °C	
Průměrná teplota – červenec	18 až 19 °C	
Průměrná teplota – říjen	7 až 9 °C	
Počet letních dnů v roce	50 - 60	
Počet dnů s teplotou nejméně 10 °C v roce	160 - 170	
Počet mrazových dnů v roce	100 – 110	
Počet ledových dnů v roce	30 – 40	
Počet dnů se sněhovou pokrývkou v roce	40 – 50	
Počet dnů v roce se srážkami nejméně 1 mm	90 – 100	
Srážkový úhrn ve vegetačním období	350 – 400 mm	
Srážkový úhrn v zimním období	200 – 300 mm	
Počet jasných dnů v roce	120 – 140	
Počet zamračených dnů v roce	40 - 50	

Tabulka 6 Data z terénního průzkumu

Hnízdo	Biotop	Výsypka	Rek/Suk	Ekoton	Krypse	Osud	Predátor
195		VYS	REK	X		Z	
196	louka	VYS	REK	X	61	P	A
197	louka	VYS	REK	X	23	P	N
198	louka	VYS	REK	X	17	P	A
199	louka	VYS	REK	X	53	P	N
200	louka	VYS	REK	X	58	P	A
201	les	VYS	REK	X	20	P	M
202		VYS	REK	ANO		Z	
203	les	VYS	SUK	ANO	77	N	-
204	les	VYS	SUK	ANO	64	N	-
205	louka	VYS	SUK	X	28	P	N
206	louka	VYS	SUK	ANO	77	N	-
207	les	VYS	SUK	ANO	13	P	A
208	les	VYS	SUK	X	11	P	M
209		VYS	SUK	X		Z	
210		VYS	REK	X		Z	
211	les	VYS	REK	X	55	N	-
212		VYS	SUK	ANO		Z	
213		VYS	SUK	X		Z	
214	louka	VYS	SUK	X	16	N	-
215		VYS	SUK	X		Z	
216	pole	OKOLI	-	X	63	P	M
217	pole	OKOLI	-	X	61	P	M
218	pole	OKOLI	-	X	50	P	M
219	pole	OKOLI	-	X	77	N	-
220	pole	OKOLI	-	X	86	P	M
221	pole	OKOLI	-	X	57	N	-
222	pole	OKOLI	-	X	75	N	-
223	pole	OKOLI	-	X	68	N	-
224	pole	OKOLI	-	X	54	N	-
225	pole	OKOLI	-	X	48	N	-
226	pole	OKOLI	-	X		Z	
227	pole	OKOLI	-	X		Z	
228	rozp.zel.	OKOLI	-	ANO	59	N	-
229	les	OKOLI	-	ANO	31	N	-
230	les	OKOLI	-	X	41	P	M
231	les	OKOLI	-	X	21	N	-
232	les	OKOLI	-	X	2	N	-
233	les	OKOLI	-	X	44	P	M
234	les	OKOLI	-	ANO	22	N	-
235	les	OKOLI	-	ANO	11	N	-
236	les	OKOLI	-	ANO	20	P	A
237	křovina	OKOLI	-	ANO	33	N	-
238	křovina	OKOLI	-	X	35	N	-
239	rozpt.zel.	OKOLI	-	ANO	63	P	A
240	rozpt.zel.	OKOLI	-	ANO	23	P	A
241	rozpt.zel.	OKOLI	-	X	58	P	A
242	rozpt.zel.	Výs/Okó	SUK	ANO	55	P	M
243	louka	VYS	SUK	ANO	71	P	M
244	louka	VYS	SUK	X	77	N	-
245	louka	VYS	SUK	X	46	N	-
246	louka	VYS	REK	ANO	33	P	M
247	louka	VYS	REK	X	33	P	M
248	louka	OKO	-	X	61	N	-

Tabulka 7 Data z terénního průzkumu

249	louka	OKO	-	X	50	N	-
250	rozpt.zel.	OKO	-	X	33	N	-
251	rozpt.zel.	OKO	-	ANO	30	N	-
252	rozpt.zel.	OKO	-	ANO	11	N	-
253	louka	OKO/VYS	-	ANO	50	P	N
254	louka	VÝS	SUK	X	28	N	-
255	louka	VÝS	SUK	X	43	P	M
256	louka	VÝS	SUK	ANO	81	N	-
257	louka	VÝS	REK	X	69	P	N
258	louka	VÝS	REK	ANO	44	P	N
259	louka	OKO	-	X	54	N	-
260	křovina	OKO	-	ANO	6	N	-
261	rozpt.zel.	OKO	-	X	7	N	-
262	louka	OKO	-	X	12	N	-
263	louka	OKO	-	ANO	49	P	N
264	louka	OKO/VÝS	SUK	X	46	P	M
265	křovina	VÝS	SUK	ANO	33	P	N
266	louka	VÝS	SUK	X	34	P	M
267	les	VÝS	SUK	X	29	N	-
268	les	VÝS	REK	X	38	P	N
269	louka	VÝS	REK	X	24	N	-
270	louka	VÝS	REK	ANO	25	P	A
271	bez veg.	VÝS	SUK	ANO	0	P	M
272	les	VÝS	REK	ANO	6	N	-
273	les	VÝS	REK	ANO	37	N	-
274	louka	VÝS	SUK	X	24	P	A
275	louka	VÝS/OKO	REK	ANO	56	P	M
276	pole	OKO	-	X	49	N	-
277	pole	OKO	-	X	44	N	-
278	pole	OKO	-	X	72	N	-
279	pole	OKO	-	X	70	N	-
280	pole	OKO	-	X	37	P	N
281	louka	VÝS	SUK	ANO	47	P	M
282	louka	VÝS	SUK	X	53	N	-
283	rozpt.zel.	VÝS	SUK	ANO	20	N	-
284	pole	VÝS	SUK	X	54	N	-
285	pole	VÝS	REK	X	61	N	-
286	pole	VÝS/OKO	REK	X	48	N	-
287	pole	OKO	-	X	77	N	-
288	pole	OKO	-	X	67	N	-
289	pole	OKO	-	X	74	N	-
290	pole	OKO	-	X	57	N	-
291	pole	OKO	-	X	60	P	N