

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra biotechnických úprav krajiny**



Česká zemědělská univerzita v Praze  
**Fakulta životního  
prostředí**

**Vliv okrajového efektu na predaci ptačích  
hnízd na Radovesické výsypce**

**Edge effect on bird nest predation on Radovesice  
spoil heap**

**Diplomová práce**

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

**Diplomant: Bc. Jakub Novák**

**2017**

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jakub Novák

Ochrana přírody

Název práce

**Vliv okrajového efektu na predaci ptačích hníz na Radovesické výsypce**

Název anglicky

**Edge effect on bird nest predation on Radovesice spoil heap**

---

### Cíle práce

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

### Metodika

Dvojice vajíček bude simulovat hnízda ptáků hnízdících na zemi. Budou za pomoci GPS navigace pokládána v hnízdním období v pravidelné síti (celkem 150 bodů) shodné se sítí, kde pracovníci fakulty pravidelně sčítají ptáky. Po dvou týdnech expozice (odpovídající průměrné době inkubace vajec běžných ptačích druhů) bude provedena kontrola a zaznamenán stav (osud) vajec. V polovině hnízd bude instalováno modelinové vajíčko k determinaci případného predátora. Data budou vyhodnocena pomocí vhodných statistických analýz. Posouzen bude zejména efekt okrajů (výsypka vs. okolí, rekultivace vs. sukcesní plochy, zemědělské plochy vs. lesní).

**Doporučený rozsah práce**

60 nebo vědecký článek

**Klíčová slova**

predace, rekultivace, sukcese, výsypka, Radovesice, ptáci

---

**Doporučené zdroje informací**

- Angelstam, P. (1986). Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos*, 365-373.
- 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**

2016/17 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. Markéta Hendrychová, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra biotechnických úprav krajiny

---

Elektronicky schváleno dne 16. 3. 2017

**prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 17. 3. 2017

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 09. 04. 2017

### **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. Další informace mi poskytl prof. Mgr. Miroslav Šálek, Dr. z Katedry ekologie Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze. Dále prohlašuji, že jsem uvedl všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 13. dubna 2017

### **Poděkování**

Rád bych poděkoval Ing. Markétě Hendrychové, Ph.D. za její odborné a metodické vedení, pomoc a vstřícnost při konzultacích a vypracování diplomové práce. Děkuji také prof. Mgr. Miroslavu Šálkovi Dr. a doc. Ing. Jiřímu Vojarovi Ph.D. za jejich cenné konzultace a rady. Velký dík patří též Oldřichu Rajchlovi za jeho nezištnou pomoc při práci v terénu.

V Praze dne 13. dubna 2017

## Abstrakt

V porovnání s okolní krajinou představují rekultivované post-těžební oblasti relativně mladá člověkem vědomě utvářená prostředí s dosud neutvořenými společenstvy a ekologickými vztahy. Cílem této práce (zamýšlené jako pilotní studie) bylo prozkoumat možnou přítomnost okrajového efektu na predaci ptačích hnízd na Radovesické výsypce v Severočeské hnědouhelné pánvi v České republice. Studie byla navržena jako terénní experiment za využití umělých pozemních hnízd osazených dvěma vajíčky křepelky japonské (*Coturnix japonica*) a jedním modelínovým vajíčkem v každém druhém hnízdě za účelem determinování pravděpodobného predátora hnízda. Celkem bylo na Radovesické výsypce a jejím okolí instalováno 150 umělých hnízd, která byla v průběhu května 2016 po dobu dvou týdnů vystavena potencionálním predátorům. Sbírána byla také data o lokalitě a biotopu umístění hnízda, viditelnosti hnízda a o jeho vzdálenosti k okrajům různých biotopů. K určení vztahů mezi hnízdní predací a vysvětlujícími proměnnými byla použita analýza hlavních komponent (PCA) pro vzdálenosti hnízd k okrajům, zobecněný lineární model (GLM) a logaritmická regrese. Zjištěná míra predace byla vyšší na výsypce (84,4 %) než v jejím okolí (56,9 %), zvláště na otevřených zemědělsky rekultivovaných plochách tvořených převážně kosenými (87,5 %) a ruderalními (86,2 %) loukami. Jakkoliv použitý model naznačil vliv lokality umístění hnízda (technická rekultivace vs. spontánní sukcese) a možný okrajový efekt v menším prostorovém měřítku (okraj rekultivace-sukcese), oba byly statisticky neprůkazné. Pouze vzdálenost hnízd k hranici mezi výsypkou a jejím okolím byla staticky průkazná, ukazujíc „obrácený okrajový efekt“ ve větším prostorovém měřítku celé výsypky (tj. pokles hnízdní predace v blízkosti hranice). Je pouze autorovou domněnkou, že utrpěné vysoké míry predace hnízd na výsypce byly zapříčiněny vysokým predačním tlakem místních savčích predátorů, kteří na výsypce silně dominovali (88,9 %) nad ptačími predátory (11 %). Proto i „obrácený okrajový efekt“ mohl být způsoben tímto vysokým predačním tlakem uvnitř zemědělsky rekultivovaných ploch na výsypce, která tak může být jistým druhem „ekologické pasti“ pro na zemi hnízdící ptáky. Z toho důvodu je doporučeno provést další výzkumy zaměřené na predátory, jejich kořist a možný okrajový efekt v menším místním měřítku. Jako vhodné se také jeví opakování tohoto experimentu pro potvrzení či vyvrácení hypotézy o trvale vysokých mírách predace na výsypce, které se však mohou v různých letech lišit.

**Klíčová slova:** ptáci, predace, post-těžební oblast, rekultivace, sukcese, Radovesice

## **Abstract**

Compared with the surrounding landscape, reclaimed post-mining areas represent relatively young environments consciously shaped by a man and without definitely formed communities and ecological relationships. The aim of this thesis (intended like a pilot study) was to examine possible presence of edge effect on bird nest predation on Radovesice spoil heap in North Bohemian brown coal basin, Czech Republic. The study was designed as a terrain experiment, using artificial ground nest, fitted with two Japanese quail (*Coturnix japonica*) eggs and one plasticine egg in every second nest to determinate the probable predator of the nest. 150 artificial nests were installed on the spoil heap and surrounding area and exposed to predators for two weeks in May 2016. The information about nest's locality, habitat, visibility and proximity to the different habitat edge were collected as well. A Principal Component Analysis (PCA) of distances to edges variables and Generalized Linear Model (GLM) and logarithmic regression were used to determine relations between nest predation and explanatory variables. The investigated predation rate was higher on the spoil heap (84,4 %) than in surrounding area (56,9 %), especially on opened agriculturally reclaimed areas mainly composed of managed (87,5 %) and ruderal (86,2 %) meadows. However, the modeling indicated an influence of the nest location (technical reclamation vs. spontaneous succession) and possible edge effect in smaller spatial scale (reclamation-succession edge), both of them weren't statistically significant. Only the distances of the nests to the spoil heap-surrounding area border were statistically significant, showed an "opposite edge effect" in higher spatial scale of whole study area (i.e. a decrease in nest predation with proximity to the border (edge of the spoil heap)). It is only author's hypothesis, that very high nest predation rates inflicted on the spoil heap were due to the high predation pressure of the local mammalian predators, which strongly dominated (88,9 %) over the avian predators (11,1 %) on the spoil heap. Consequently, the opposite edge effect could be due this high predation pressure in the inner of agriculturally reclaimed areas of the spoil heap, which could be some kind of an "ecological trap" for ground nesting birds. Therefore it is recommended to carry out further studies focused on the predators and its prey and on the possible edge effect in smaller local scale. Also it seems to be very appropriate to repeat this experiment, to confirm or disprove the hypothesis of the persistent high rates of predation on the spoil heap, which can vary from year to year.

**Keywords:** birds, predation, post-mining area, reclamation, succession, Radovesice

# Obsah

1. ÚVOD .....	9
2. CÍL PRÁCE .....	10
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE .....	11
3.1 OKRAJOVÝ EFEKT A PREDACE PTAČÍCH HNÍZD .....	11
3.2 PREDACE A PREDÁTOŘI PTAČÍCH HNÍZD .....	17
3.3 KRYPSE HNÍZD.....	19
4. METODIKA .....	20
4.1 POPIS ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ.....	20
4.1.1 Lokalizace .....	20
4.1.2 Geologie a geomorfologie .....	21
4.1.3 Klimatické, hydrologické a hydrogeologické podmínky .....	22
4.1.4 Ochrana přírody .....	24
4.1.5 Rekultivace.....	24
4.1.6 Sukcesní plochy Radovesice I a II .....	25
4.1.7 Flora a fauna .....	26
4.1.8 Ptačí společenstva post-težebních oblastí.....	27
4.2 DESIGN EXPERIMENTU A SBĚR DAT .....	28
4.2.1 Instalace hnízd .....	28
4.2.2 Kontrola hnízd .....	30
4.2.2 Sběr dat.....	30
4.2 STATISTICKÉ ZPRACOVÁNÍ DAT .....	34
5. VÝSLEDKY .....	36
5.1 MÍRA PREDACE Z HLEDISKA LOKALITY A TYPU BIOTOPU .....	36
5.2 VÝSLEDKY ANALÝZY HLAVNÍCH KOMPONENT PCA.....	37
5.2.1 Analýza hlavních komponent pro hnízda na výsypce.....	37
5.2.2 Analýza hlavních komponent pro hnízda mimo výsypku .....	38
5.3 VLIV SLEDOVANÝCH PREDIKTORŮ NA PREDACI UMĚLÝCH HNÍZD .....	38
5.3.1 Vliv sledovaných prediktorů na predaci umělých hnízd na výsypce.....	38
5.3.2 Vliv sledovaných prediktorů na predaci umělých hnízd mimo výsypku .....	40
5.4 VLIV PŘÍTOMNOSTI MODELÍNOVÉHO VAJÍČKA NA PREDACI HNÍZD .....	41
5.5 PRAVDĚPODOBNÍ PREDÁTOŘI HNÍZD .....	42
5.6 VZTAH MEZI PREDACÍ A KRYPSÍ HNÍZD .....	43
6. DISKUSE .....	45
6.1 PREDACE Z HLEDISKA TYPU LOKALITY A BIOTOPŮ .....	45
6.2 PREDACE Z HLEDISKA PRAVDĚPODOBNÝCH PREDÁTORŮ .....	46
6.3 VLIV OKRAJOVÉHO EFEKTU NA PREDACI UMĚLÝCH HNÍZD .....	47
6.4 NEPŘÍTOMNOST OKRAJOVÉHO EFEKTU.....	48
7. ZÁVĚR .....	51
8. POUŽITÁ LITERATURA A ZDROJE .....	53
9. SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK .....	59
10. PŘÍLOHY .....	62



## 1. Úvod

Okrajové efekty, zahrnují rozmanitou skupinu fenoménů, které se objevují na okrajích odlišných sousedních biotopů, např. interakce mezi organismy žijícími v těchto biotopech nebo interakce typu predátor – kořist (Andrén 1995).

Predace ptačích hnízd je již dlouho považována za jeden z významných faktorů stojících za ochuzováním avifauny (např. Whitcomb et al. 1981 nebo Ambuel et Temple 1983). Předpoklad zvýšené míry predace ptačích hnízd v ekotonálních biotopech vychází z konceptu okrajového efektu, který je obzvláště použitelný právě u ptačích populací (Leopold 1933; Odum et al. 1971; Gates et Gysel 1978). Často se předpokládalo, že jsou ptačí společenstva uspořádána podle mezidruhové konkurence o potravní zdroje. Avšak, zejména v souvislosti se snižováním stavu ptačích populací ve fragmentované krajině v posledních desetiletích, byly čím dál tím více brány v úvahu také jiné procesy, které mohly hrát roli při uspořádání a organizaci ptačích společenstev. Takovým procesem je i predace hnízd (Martin 1988a; Martin 1988b).

Věrohodný argument pro všudypřítomný (obecný) okrajový efekt na predaci ptačích hnízd podali na základě dřívější literatury a svých vlastních výsledků Gates et. Gysel (1978), kteří navrhli hypotézu, že okraje biotopů mohou pro hnízdící ptáky fungovat jako „ekologické pasti“. Jedním z výsledků jejich pozorování bylo zjištění rostoucího počtu hnízd negativně korelujícího s rostoucí vzdáleností od okraje pole-les. Predace ptačích hnízd, jako jeden z vysledovaných faktorů úmrtnosti, byla přičítána především funkční odpovědi potencionálních hnízdních predátorů na zvýšení počtu hnízd v ekotonu a jejich větší aktivitě v blízkosti okraje.

Většina následných prací zabývajících se predací ptačích hnízd jako důsledku okrajového efektu studovala okraje mezi lesními biotopy a zemědělskou krajinou nebo v rámci různých, převážně fragmentovaných, lesních biotopů (např. Andrén et al. 1985; Wilcove 1985; Yahner et Wright 1985; Angelstam 1986; Yahner et Scott 1988; Nour et al. 1993; Rudnický et Hunter 1993; Marini et al. 1995; Hanski et al. 1996; Danielson et al. 1997; Donovan et al. 1997; Winter et al. 2000; Ludwig et al. 2014; Sánchez-Oliver et al. 2014). Jen málo prací (např. Purger et al. 2004) zkoumalo predaci ptačích hnízd a vliv okrajového efektu ve specifickém prostředí antropogenních post-težebních oblastí.

## 2. Cíl práce

Cílem práce bylo provést terénní predační experiment s křepelčími vajíčky umístěnými v umělých na zemi instalovaných ptačích hnízdech na Radovesické výsypce a v jejím nejbližším okolí. Na základě zjištěných výsledků následně zhodnotit kromě základního vlivu typu prostředí (typ biotopu, rekultivace, sukcese) na míru predace umělých hnízd také vliv krypse hnízd, ale především vliv případného ekotonálního efektu. Úrovně predace umělých hnízd byly hodnoceny na ekotonu tvořeném hranicí mezi plochou výsypky a jejím okolím, hranicí mezi technicky rekultivovanými plochami výsypky a plochami ponechanými spontánní sukcesí a na okrajích jednotlivých biotopů na výsypce. Použitím umělých vajíček z modelíny byl získán obraz o základní struktuře a rozmístění predátorů ptačích hnízd. Zamýšleným výstupem práce bylo získání náhledu do souvislostí, v jakých se projevuje případný okrajový efekt z hlediska predace umělých ptačích hnízd a jejich interpretace pro reálnou predaci skutečných ptačích hnízd ve specifické post-těžební oblasti, představující v porovnání s okolím člověkem vědomě utvářenou a řízenou mladou krajinu (kromě ploch ponechaných sukcesí), s rozdílnými společenstvy, jejichž vztahy se teprve ustavují. Práce také představuje pilotní studii projevů ekotonálního efektu v post-těžebních oblastech a konkrétně na Radovesické výsypce, jejíž výsledky mohou naznačit směr dalších podrobnějších výzkumů, které se následně mohou stát podkladem pro návrh a provádění dalších rekultivací a managementu post-těžebních a jiných podobných oblastí.

### 3. Literární rešerše

#### 3.1 Okrajový efekt a predace ptačích hnízd

Pojem okrajový efekt byl navržen již dříve ve vztahu k hustotě druhů a druhové rozmanitosti, přičemž vycházel z předpokladu, že zvýšení podílu okrajových biotopů vede k vyšším populačním hustotám (Leopold 1933; Guthery et Bingham 1992). Základ konceptu okrajového efektu tvoří ekologický vztah, který existuje na přirozeném dotyku různých rostlinných společenstev. Byl popisovaný jako tendence rozmanitosti a hustoty organismů ke zvýšení na hranici mezi různými rostlinnými společenstvy. Zvýšení rozmanitosti a hustoty organismů se částečně vyskytuje v důsledku přítomností druhů, které jsou charakteristické pro každé z přilehlých společenstev, a navíc i přítomností druhů, které obývají pouze ekoton (Odum et al. 1971). Okraj mezi sousedními biotopy, respektive okrajový efekt, byl proto považován za pozitivní rys krajiny pro volně žijící živočichy (Paton 1994), včetně ptačích druhů. Dřívější studie ukázaly, že větší počet druhů i hustota ptáků a vyšší hnízdní hustoty v porovnání s vnitřkem velké plochy homogenní vegetace existují v oblastech smíšených biotopů nebo na okraji dvou biotopů (Paton 1994). V průběhu let 1974 a 1975 provedli Gates a Gysel (1978) při studiu predace ptačích hnízd pozorování 21 druhů pěvců hnízdících na otevřených hnízdech v souvislých polních a lesních stanovištích. Data o distribuci hnízd, velikosti snůšky a úspěšnosti vyvedení mláďat byla sbírána ve vztahu k okraji pole-les. Zjištěná zvýšená míra predace se sníženou vzdáleností od okraje byla přičítána především funkční odpovědi potencionálních hnízdních predátorů na zvýšení počtu hnízd a jejich větší aktivitě v blízkosti okraje.

Gates et Gysel (1978) tedy zjistili konzistentní záporný vztah mezi produkcí mladých a vzdáleností k okraji lesa a zemědělské půdy. Whitcomb et al. (1981) a Ambuel et Temple (1983) později navrhli predaci hnízd jako jeden z důvodů stojících za ochuzováním místní ptačí fauny s rostoucí fragmentací listnatých lesů v matici zemědělské půdy. Wilcove (1985) studií s umělými ptačími hnízdy umístěnými v lesních biotopech o různé velikosti zjistil, že míry predace hnízd byly vyšší v malých lesních biotopech oproti rozsáhlým lesním úsekům. Potvrdil tak predikci, že vzhledem k tomu, že se relativní množství okrajů zvyšuje tak jak velikost plochy klesá, měla by být predací míra nepřímo úměrná velikosti plochy.

Okraje biotopů byly tedy pokládány za „ekologickou past“ pro hnízdící ptáky (Gates et Gysel 1978), pokud bylo uvažováno, že mnoho z nich přitahují kvůli jejich zjevně příznivým hnízdním podmínkám, ale zároveň mají vyšší úroveň hnízdní predace než nitra biotopů (Marini et al. 1995). Byly navrženy čtyři vzájemně se nevylučující

hypotézy, proč mohou predátoři zvýšit míru predace na okrajích biotopů: 1) aktivita predátorů je vyšší v oblastech s vyšší hustotou kořisti, tj. predace závislá na hustotě, kdy predátoři mohou vnímat okraje jako příhodný zdroj potravy; 2) predátoři jsou početnější na okraji biotopu nežli uvnitř biotopu; 3) společenstvo predátorů je druhově bohatší na okraji biotopu oproti jeho interiéru; 4) predátoři hledají potravu podél liniových geografických prvků v krajině, tedy i okrajů rozdílných biotopů, které využívají jako přirozených tras pohybu v krajině a tráví v nich více času než v jiných částech biotopu (Andrén 1995; Marini 1995). Předpoklad na hustotě kořisti závislé predace dokazoval např. Martin (1988a a 1988b), nicméně, jeho výsledky nebyly zcela jednoznačné. I Marini et al. (1995) ve své studii dosáhli pro jednotlivé hypotézy nejednoznačných výsledků. Zkoumaný okraj les-zemědělská půda nepřitahoval významně víc jedinců nebo druhů sledovaných pěvců, ti však na okraji lesa trpěli vyšší mírou hnízdní predace oproti místům uvnitř lesa. Okraj les-zemědělská půda nevykazoval ani více celkového množství jedinců nebo druhů potencionálních predátorů, ačkoli na okraji lesa bylo zjištěno více druhů ptačích predátorů v porovnání s vnitřkem lesa. Zjištěné korelace mezi početností predátorů a úrovněmi hnízdní predace byly slabé. Podporována nebyla ani hypotéza cestovních tras predátorů podél liniových geografických prvků v krajině. Hypotézu predace závislé na hustotě kořisti nepodpořili ani Ratti et Reese (1988), kteří ve svém experimentu zaznamenali, že hnízda na plochách s nižší hustou hnízd utrpěla vyšší procentní predaci než hnízda na ploše s vyšší hustotou rozmístěných umělých hnízd.

Míry predace byly sledovány zejména v souvislosti s fragmentací jak lesních biotopů samotných (např. vymýcené plochy vs. dospělý lesní porost), tak i s fragmentací lesů v rámci zemědělské krajiny (např. Wilcove 1985; Yahner et Wright 1985; Angelstam 1986; Yahner et Scott 1988; Nour et al. 1993; Rudnický et Hunter 1993 a pozdější). Výsledky studií ukazovaly zvýšené míry predace umělých i přirozených hnízd jako důsledek zvyšující se fragmentace krajiny, s tím, že se míry predace hnízd zvyšovaly se zvyšujícím se podílem zemědělské půdy na úkor lesních biotopů ve fragmentované krajině v rámci studovaného území, přičemž ekotonální efekt byl navrhován, že nastává na okraji mezi dvěma v důsledku fragmentace vzniklými biotopy s různou primární produktivitou. Okrajový efekt byl někdy pro okraj les-zemědělská půda navrhován jako obecný (Wilcove et al. 1986; Andrén et al. 1985; Andrén et Angelstam 1988; Andrén 1992).

Angelstam (1986) experimentem s umělými hnízdy při studiu predace hnízd na zemi hnízdicích ptáků však žádný rozdíl v predačním tlaku mezi experimentálními hnízdy umístěnými blízko od okraje mezi dvěma biotopy s různou produktivitou (okraj les-

zemědělská půda) nenašel. Přítomnost jakýchkoliv rozdílů v mírách predace umělých pozemních hnízd ve vztahu vzdálenosti hnízd od okraje biotopu nezjistili např. ani Yahner et Wright (1985). Angelstam (1986) i Yahner et Wright (1985) shodně argumentovali, že trvale vysoké hustoty predátorů generalistů, považované za jednu z příčin zvýšených úrovní hnízdní predace v ekotonech, jsou často považovány za důsledek lidské činnosti (např. zemědělství). Vzhledem k tomu by měly být míry predace v korelaci s podílem zemědělské půdy v oblasti. Studijní oblast, již zkoumal Angelstam (1986), byla především lesním prostředím s velmi řídkým zastoupením (cca 3 %) zemědělské půdy. Yahner et Wright (1985) studovali predaci na umělých hnízdech v 1 ha osikových (*Populus sp.*) lesních pozemcích v Pensylvanii v USA. Oproti tomu bylo v území, které zkoumali např. Andrén et al. (1985), intenzivní zemědělství a zemědělská půda pokrývala více než 50 % rozlohy.

Angelstam (1986) ve své práci navrhl syntézu mezi těmito protichůdnými výsledky jako jednoduchý model intenzity predace jako okrajového efektu ve vztahu k různým typům okrajů. Ve fragmentovaných biotopech by měl mít gradient produktivity z ostrovního biotopu k jeho okolní matrix klíčový význam pro chápání predace jako okrajového efektu. Rozlišil tři typy okrajů: 1) přirozené, 2) rurální a 3) urbánní. Subnormální hustoty nebo nepřítomnost druhů v malých ostrovních biotopech mohou být důsledkem silného predáčního vlivu z okolní matrix, přičemž je tento vliv pravděpodobně mnohem silněji ovlivněn strmostí gradientu mezi produktivitou ostrovního biotopu a jeho matrix, než velikostí samotného ostrovního biotopu.

Roli tvaru okraje mezi dvěma rozdílnými biotopy odhalili Ratti et Reese (1988), kteří určovali míry predace pro umělá hnízda umístěná v blízkosti ekotonu les-pole vytvořeného komerční těžbou dřeva. Studován byl jak ekoton s ostrým přechodem mezi biotopy, tak i široce „roztřepený“ okraj s pozvolnějším přechodem. Nebyl sice zjištěn žádný rozdíl v míře predace hnízd s ohledem na umístění hnízda ve vztahu k okraji, avšak plochy s náhlým okrajem vykazovaly vyšší predaci nežli plochy s pozvolným okrajem.

Nejednoznačnost výsledků provedených studií zabývajících se vlivem ekotonálního efektu na predaci ptačích hnízd vedla později některé badatele k jejich revizi a přezkoumání. Paton (1994) znovu prozkoumal 21 studií publikovaných v roce 1992 a dříve, které jednak použily umělá nebo přirozená hnízda k vyčíslení vztahu mezi hnízdní úspěšností a vzdáleností od okraje, tak i studie, které nepřímou zkoumaly okrajový efekt kvantifikací vztahu mezi hnízdní úspěšností a velikostí plošky. Cílem bylo jednak shrnout dosavadní literaturu, re-analyzovat data z prozkoumávaných studií a shrnout podmínky kdy došlo ke změně úrovně predace v blízkosti okraje.

Nejednoznačné výstupy zkoumaných studií spatřoval v nekonzistentnosti designu experimentů jednotlivých studií. Jeho revize existující literatury přesto dle jeho závěru naznačovala přítomnost obecného okrajového efektu, s tím že hnízdní úspěšnost klesá poblíž okrajů, i když v menším měřítku, než se domnívali někteří autoři přezkoumávaných studií (např. Wilcove et al. 1985). Nejvíce průkazné studie naznačovaly, že se okrajový efekt obvykle vyskytoval ve vzdálenosti 50 m od okraje, zatímco studie předpokládající rozšíření míry predace dále než 50 m od okraje byly méně přesvědčivé.

**Obr. č. 1 – Ekoton les-zemědělská půda, resp. okolní lesní porosty a zemědělsky rekultivované plochy na Radovesické výsypce.**



Zdroj: autor 2016

Přestože shrnutí dosavadních výsledků, které Paton (1994) provedl, naznačuje možnou obecnost okrajového efektu na hnízdní predaci, následující studie nadále přinášely rozdílné výsledky. Některé z nich sice zjistily rozdílné míry predace jak přirozených, tak i umělých ptačích hnízd v rozdílných biotopech, avšak bez závislosti na vzdálenosti k okraji těchto biotopů (např. Nour et al. 1993; Rudnický et al. 1993; Marini et al. 1995; Hanski et al. 1996; Pasitschniak-Arts et al. 1998). Vysoká prostorová heterogenita v úrovních predace a v počtech jedinců a druhů kořisti i potencionálních predátorů nepodporovaly obecný vzorec zvýšené míry hnízdní predace na okrajích biotopů (Marini et al. 1995). Jiné studie však vyšší míru predace hnízd detekovaly (např. Danielson et al. 1997; Donovan et al. 1997). Danielson et al. (1997) při studiu vlivu lesního okraje se suburbánní krajinou a lesního okraje s rurální krajinou na míru predace umělých ptačích hnízd odhalili, že lesy s rurálními okraji zažily významně vyšší míry hnízdní predace než lesy se suburbánními okraji.

Významně vyšší míru hnízdní predace na okraji lesního biotopu oproti jádru lesa zjistili i Donovan et al. (1997). Nicméně, detekce okrajového efektu kolísala v závislosti na typu krajiny. Vyšší míry predace na okrajích biotopů byly zaznamenány ve vysoce až středně fragmentovaných krajinách, ale nikoli v nefragmentované krajině. Vzhledem k této nejednoznačnosti Murcia (1995) vyvozovala, že provedené studie jsou velmi místně specifické a jejich výsledky nemohou být zobecněny pro vytvoření univerzální teorie okrajového efektu.

Později Lahti (2001) revidoval 55 široce dostupných studií okrajového efektu na predaci ptačích hnízd publikovaných od roku 1978, kdy hypotézu okrajového efektu navrhli Gates et Gysel (1978), do roku 1998. Posuzoval především tři hypotézy: 1) míry hnízdní predace rostou v blízkosti okraje biotopu; 2) existence okrajového efektu se liší v závislosti na typu okrajů biotopů a 3) existence okrajového efektu se liší v závislosti na úrovni fragmentace biotopu v krajinném měřítku. Dle jeho přezkoumání 13 (24 %) z 55 studií zjistilo významný okrajový efekt v každém provedeném experimentu, 32 studií (58 %) nenalezlo významný okrajový efekt a 10 studií (18 %) dosáhlo smíšených výsledků, když okrajový efekt prokázalo alespoň v jednom šetření, ale zároveň ho neprokázalo alespoň v jednom dalším šetření. Zaměřením se na 54 zkoumaných lokalit na místo na studie vedlo ke stejnému výsledku (13 (24 %); 31 (57 %) a 10 (19 %)). Z lokalit, které nepodporovaly hypotézu okrajového efektu na hnízdní predaci, pět lokalit dokonce v alespoň jednom šetření vykazovalo výrazný pokles predace s blízkostí k okraji. Počet lokalit, které vykazovaly silný okrajový efekt, však naznačoval, že se tento fenomén v některých situacích vyskytoval, a to buď v přímém, nebo nepřímém vztahu k existenci okrajů biotopů. Kategorizací přezkoumávaných prací podle typů okrajů, pro které byla stanovena hypotéza okrajového efektu na hnízdní predaci, nebyla tato hypotéza častěji ani podporována ani zamítána. A to ani u nejvíce zkoumaného typu okraje leszemědělská půda, kterému byl obecný okrajový efekt přisuzován (Wilcove et al. 1985; Paton 1994; Andrén 1995). I u tohoto typu okraje byly ve skutečnosti hodnocené studie ve svých výsledcích rozloženy rovnoměrněji s 50% pravděpodobností vykazání i nevykazání okrajového efektu na predaci ptačích hnízd. Lahti (2001) tedy považoval obecnou hypotézu, že jsou některé typy okrajů, pokud jde o povahu sousedních biotopů, trvale náchylné k okrajovému efektu, zatímco jiné ne, v revidované literatuře za neprokázanou. Empirickými studiemi nebyla podporována ani hypotéza, že okrajový efekt nastává tam, kde je strmý gradient primární produktivity mezi dvěma různými biotopy (např. Angelstam, 1986). V souladu naopak byla hypotéza, že okrajový efekt nenastane, pokud je tento gradient mírný. Dle

přezkoumávaných lokalit se okrajový efekt projevoval o něco málo častěji v krajinách s vysokou fragmentací (< 50 % vhodného biotopu kořisti) nežli při nízké fragmentaci krajiny (> 75 % vhodného biotopu kořisti). Lahti (2001) dospěl k závěru, že ačkoliv pouze nejednoznačně, empirické důkazy podpořily hypotézy, že typ okraje a rozsah fragmentace krajiny mohou navzájem odpovídat za variabilitu v existenci okrajového efektu na predaci ptačích hnízd, přičemž byl zaznamenán trend pozitivní korelace existence okrajového efektu s mírou fragmentace, zejména v zalesněné krajině.

Přezkoumání hypotézy okrajového efektu, které provedl Lahti (2001), následně doplnili Stephens et al. (2004), kteří provedli revizi dosavadních relevantních studií o efektu fragmentace biotopů na hnízdní predaci z hlediska vícerého prostorového měřítka. Podíl studií detekujících vztah fragmentace biotopů a hnízdní úspěšnosti rostl, jak rostlo měřítko, ve kterém byla měřena fragmentace biotopů, od okraje, přes plošku k měřítku krajiny, což vedlo k závěru, že fragmentace biotopů ve větším měřítku může mít větší vliv na hnízdní úspěšnost než fragmentace v menších měřících.

Také Chalfoun et al. (2002) při revizi dostupné literatury z hlediska prozkoumání odpovědí (funkčních, početnosti, druhového bohatství) hnízdních predátorů na fragmentaci krajiny v závislosti na prostorovém měřítku (okraj, ploška, krajina), typu krajiny, geografickém regionu nebo taxonu predátora, vyzorovali jisté obecné vzory. Vlivy hnízdních predátorů, zahrnující zvýšenou početnost, aktivitu a druhové bohatství na okrajích, malých ploškách biotopů nebo v určitých krajinách byly více platné: 1) v testech provedených v krajinném měřítku oproti studiím v místním měřítku; 2) v zemědělských krajinách než v dominantně zalesněných krajinách; 3) v určitých biogeografických regionech a 4) pro ptačí predátory než pro savčí predátory. Místní měřítka (okraj a ploška) a jeho vlivy byly nejběžnější, pokud plošky biotopů obklopovala zemědělská půda, a když byly studie provedeny v zemědělské krajině.

Z dalších studií detekujících vliv okrajového efektu na predaci ptačích hnízd Winter et al. (2000) naznačili rozdílnost odpovědi různých druhů ptáků na okrajový efekt. Zatímco biotopoví specialisté reagovali na ekotonální efekt zejména poklesem hustoty, biotopoví generalisté byli ovlivněni zejména poklesem hnízdní úspěšnosti. Nové studie opět zaznamenaly vliv okrajového efektu na predaci hnízd především na okrajích mezi lesními biotopy a sousední zemědělskou krajinou (např. Winter et al. 2000; Ludwig et al. 2014; Sánchez-Oliver et al. 2014). Nicméně, ekotonální efekt byl zaznamenán i pro jiné typy okrajů, například okraje mokřadních biotopů a zemědělské půdy (Suvorov et al. 2014). Z hlediska tématu této práce je zajímavý výstup studie,



kteřou provedli Purger et al. (2004) v post-těžební rekultivované lokalitě uhelných dolů v Maďarsku. Zkoumali úroveň predace umělých ptačích na rekultivované ploše osázené řadami nízkých dřevin v porovnání s okolním dospělým lesním porostem. Výsledkem bylo zjištění, že významně vyšší míru predace utrpěla hnízda na okraji lesa a rekultivované plochy. Přímě na mosteckých výsypkách bylo při prováděném výzkumu zjištěno, že na dvou ze šesti zkoumaných lokalit byla většina hnízd sledovaných ptačích druhů pěvců umístěna u okraje lesního porostu na výzkumné ploše. Vliv okrajového efektu na hnízdní úspěšnost, resp. míru predace hnízd, však nebyl neprokázán (Bartůňková nepubl.). Taktěž na mosteckých výsypkách Šálek et al. (2010) prokázali, že výskyt ptačích predátorů krahujce obecného (*Accipiter nisus*) byl mimo jiné ovlivněn počty kořisti, především zpěvných ptáků, přičemž větší počty a druhová rozmanitost pěvců byla spojena se strukturálně diverzifikovanějšími habitaty na plochách ponechaných samovolnému vývoji, které měly oproti rekultivovaným plochám větší podíl ekotonálních prostředí.

### 3.2 Predace a predátoři ptačích hnízd

Předchozí studie jako hlavní hnízdní predátory nejčastěji identifikovaly zástupce řádu ptáci (*Aves*), někdy společně se savci (*Mammalia*) (např. Andrén et al. 1985; Yahner et Wright 1985; Angelstam 1986; Yahner et Scott 1988; Møller 1989; Andrén 1992; Nour et al. 1993; Danielsson et al. 1997; Donovan et al. 1997; Sánchez-Oliver 2014), méně častěji samotné savce či jiné taxony predátorů (např. Pasitschiank-Arts 1997; Carignan et Villard 2000).

Ptáci jako hnízdní predátoři byli oproti savcům relativně častější v lesním prostředí než na zemědělské půdě (Angelstam, 1986). Na okrajích les-zemědělská půda nebyl větší celkový počet druhů i jedinců potencionálních predátorů, nicméně, bylo na tomto okraji více druhů ptačích predátorů (Marini et al., 1995). I na samotných mosteckých výsypkách výzkum hnízdní úspěšnosti pěvců na zalesněných post-težebních lokalitách ukazoval pravděpodobně větší podíl potencionálních ptačích predátorů (70 %) v porovnání se savci (30 %) (Bartůňková, nepubl.)

Jako potencionální predátory ptačích hnízd v lesnaté krajině středního Švédska Angelstam (1986) identifikoval následující druhy: liška obecná (*Vulpes vulpes*), kuna lesní (*Martes martes*), jezevec lesní (*Meles meles*), lasice hranostaj (*Mustela erminea*), lasice kolčava (*Mustela nivalis*) a norek americký (*Mustela vison*). Z ptačích druhů to pak byl krkavec velký (*Corvus corax*), vrána obecná šedá (*Corvus cornix*) a sojka obecná (*Garrulus glandarius*). Navíc ještě kavka obecná (*Corvus monedula*) a straka obecná (*Pica pica*), jež se vyskytují často v blízkosti lidských sídel, ale ne

uvnitř lesa. To odpovídá i potencionálnímu složení hnízdních predátorů v prostředí Střední Evropy, s tím, že uvedený výčet musí být doplněn o prase divoké (*Sus scrofa*). Nejdůležitějšími hnízdními predátory však byli ve většině studií shledáni zástupci čeledi krkavcovitých (*Corvidae*), odpovědnými za většinu hnízdních ztrát, u nichž bylo možné identifikovat taxon predátora (např. Yahner et Wright 1985; Angelstam 1986; Yahner et Scott 1988; Andrén 1992; Sánchez-Oliver 2014). Míra predace ptačích hnízd korelovala s hojností krkavcovitých ptáků, jež byla v pozitivním vztahu k podílu zemědělské půdy, hustotě lidského osídlení a stupni fragmentace lesů. Hustota krkavcovitých rostla s tím, jak se lesy stávaly více fragmentovanými a promíchanými se zemědělskou krajinou (Andrén et al. 1985; Andrén 1992).

**Obr. č. 2 – Jedinec prasete divokého (*Sus scrofa*) a stopa kuny (*Martes sp.*), trus lišky obecné (*Vulpes vulpes*) a potencionální kořist predátorů králík divoký (*Oryctolagus cuniculus*), nalezené a zachycené během terénních prací.**



Zdroj: Bc. Slawomir Serafin 2016

Mezi ptačími i savčími druhy byli zjišťováni jak stanovištní generalisté tak i stanovištní specialisté (Angelstam 1986; Møller 1989; Andrén 1992). Potencionální predátoři využívali jednotlivé biotopy odlišně a predace hnízd jednotlivými druhy predátorů ukazovala stejné schéma ve vztahu k okraji biotopu, jaké odpovídalo využití biotopu potencionálními predátory. Zatímco krkavci a sojky byli lesními specialisty a vykrádali hnízda v interiéru lesa, kavky a straky silně preferovaly především zemědělskou půdu, případně i lidská sídla. Vrány bylo možné považovat za biotopové generalisty, kterým vyhovovala směs biotopů ve fragmentované krajině. Podobné rozlišení bylo platné i pro savce, kdy generalisty byly především středně velcí savci, především psovití (*Canidae*) podle regionu a divoká prasata (např. Angelstam 1986, Gehring et Swihart 2003, Reino et al. 2010).

Ratti et Reese (1988) poukázali na nepravidelné využití ploch zemědělské půdy ptačími predátory vyžadujícími vyvýšená místa s „bidélky“ (např. vrcholové větve stromů, stožáry apod.) umožňujícími rozhled po krajině při vyhledávání kořisti.

Druhově specifické chování predátorů, jejich vztahy k biotopům a krajinným prvkům, to jak vyhledávají hnízda a další znalosti z autekologie hnízdních predátorů jsou zásadní pro pochopení vztahu mezi hustotou predátorů a hnízdní úspěšností (Lahti 2001). Hnízdní predátoři často vykazovali pozitivní reakci na fragmentaci biotopů (zvýšení početnosti, aktivity nebo druhové bohatosti), pokud byla fragmentace měřena v měřítku krajiny. Odpovědi predátorů na lokální úrovni (okraj, ploška) byly více variabilní a závislé na kontextu krajiny (Andrén 1995, Donovan et al. 1997, Stephens et al. 2004).

### 3.3 Krypse hnízd

Míry predace byly vyšší, když mohla být hnízda detekována z dálky (Angelstam 1986). Møller (1989) v experimentu s umělými zcela otevřenými vs. částečně krytými pozemními hnízdy zjistil, že otevřená pozemní hnízda utrpěla zvýšenou míru predace, zatímco částečně krytá hnízda zaznamenala trvale nízkou hladinu predace. Také kryt hnízda nebo celého biotopu okolní vegetací může ovlivnit predaci hnízd. Větší vegetační kryt (např. keři či zápojem korun stromů apod.) může omezovat efektivitu predátorů (Ratti et Reese 1988), zejména vizuálně se orientujících ptáků, kteří se mohou, například s rostoucí šířkou keře a hloubkou umístění hnízda v keři, při hledání kořisti hůře orientovat. Viditelnost hnízda je proto důležitým faktorem ovlivňující hnízdní predaci. Čím je hnízdo viditelnější, tím více je vystaveno predaci (Bartůňková nepubl.).

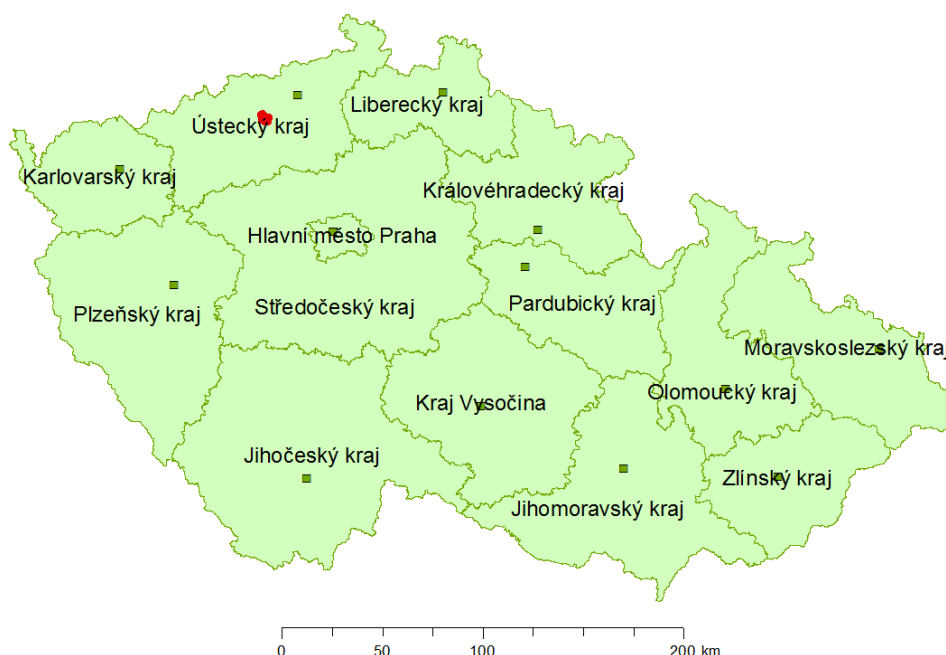
## 4. Metodika

Studijním záměrem práce bylo provést terénní predační experiment za účelem zjištění, zda je v zájmovém území Radovesické výsypky přítomný okrajový efekt ovlivňující míru predace ptačích hnízd a v případě potvrzení jeho přítomnosti popsat vliv ekotonálního efektu na predaci ptačích hnízd.

### 4.1 Popis zájmového území

Radovesická výsypka, nacházející se v oblasti Severočeské hnědouhelné pánve v blízkosti města Bílina, je jednou z největších v České republice (ČR). Sloužila k ukládání skrývkových zemin z nedalekého povrchového dolu Maxim Gorkij (dnes Bílina). Její budování začalo v roce 1964 a zakládání skrývkových zemin probíhalo v letech 1969 až 2003, přičemž bylo na výsypku Radovesice a na sousední menší výsypku Jirásek přemístěno 680 milionů m<sup>3</sup> materiálu. Od roku 1986 již proběhly téměř dvě desítky etap rekultivace výsypky (Halíř et Pletichová 2010; Řehoř et Ondráček 2010; BPS 2016; Burda et al. 2016).

**Obr. č. 3 – Lokalizace Radovesické výsypky v rámci území České republiky.**



Zdroj: autor 2017

#### 4.1.1 Lokalizace

Z hlediska správního členění ČR se Radovesická výsypka nachází v Ústeckém kraji, okrese Teplice, přibližně 2 km východně od města Bíliny. Převážná část rozlohy zájmového území se nalézá ve správním obvodu obce Hrobčice. Malou částí zasahuje do správního obvodu obce Kostomlaty pod Milešovkou a jen velmi omezeně

i do správních obvodů města Bílina a obce Světec. Současná plocha Radovesické výsypky se rozkládá na části katastrálních území Radovesice u Bíliny, Dříněk, Hetov, Kostomlaty pod Milešovkou, Štrbice a Bílina. (ČÚZK 2016).

#### 4.1.2 Geologie a geomorfologie

Nejstarším geologickým celkem podloží tělesa výsypky je krystalinikum, zastoupené východním výběžkem tzv. „bílinského rulového ostrova“. Na povrch rul krystalinika nasedají křídové sedimenty, miocenní vulkanická tělesa a v severozápadní části i sedimenty produktivního vývoje miocénu (slojové pásmo) a konečně kvartérní pokryv (Halíř et Platichová 2010).

Samotné těleso výsypky je vysypáno skrývkovými terciárními zeminami hlavní uhelné sloje, zejména akumulacemi písků, které lokálně nahrazují uhelnou sedimentaci, a dále ze svrchních písčito-jílovitých vrstev, tvořených prachovitými až písčitými jíly (Řehoř et Ondráček 2010).

Z hlediska geomorfologického členění ČR se Radovesická výsypka nachází na rozhraní Mostecké pánve a Českého středohoří (příloha č. 1 – tab. č. 4) (Geoportál 2017).

Původní povrch zájmového území tvořilo protáhlé ploché údolí, které se z kót cca 390 m n. m. na úbočí masivu Českého středohoří svažovalo a otevíralo severozápadním směrem do mostecké pánve k městu Bílina až na kótu cca 240 m n. m. Výrazné přirozené morfologické ohraničení údolí věncem vulkanických vrchů se stalo přirozenou hradbou určující rozsah výsypky a zároveň oporou masy zakládáného materiálu. Na svém severozápadním okraji výsypka nasedá na starší výsypku Jirásek (Halíř et Platichová 2010).

Zakládáním skrývkových zemin bylo postupně v etážích navrženo mohutné výsypkové těleso o ploše 15 km<sup>2</sup>, dlouhé 3 200 m, široké 2 700 m, stoupající od severozápadu z kóty 250 m n. m. až východní hranici plynule navazující na masiv Českého středohoří v nejvyšší kótě 424 m n. m. Průměrná mocnost navrženého skrývkového materiálu se pohybuje mezi 50 a 70 m, přičemž nejvyšší mocnosti 130 m dosahuje v místech nad zářezem bývalého Lukovského potoka (BPS 2016; Burda et al. 2016). Členitost povrchu výsypky je z morfologického hlediska dána způsobem ukládání materiálu v jednotlivých etážích o mocnosti 25 m, ve kterých zakladače nasypávaly ukládaný materiál. V současné době je určen širokým dominantním centrálním údolím, které ve směru východ-západ, rozděluje nejvyšší nasypanou etáž, náhorními plochami a bočními svahy jednotlivých etáží. Povrch tělesa výsypky je však

již z větší části rekultivován a výrazné terénní morfologické útvary jsou zahlazeny (BPS 2016; Burda et al. 2016).

**Obr. č. 4 – Vnitřní, převážně zemědělsky rekultivovaná, část výsypky s dominantním centrálním údolím. V pozadí se nacházejí vrch Špičák (455 m n. m.) a Štrbický vrch (475 m n. m.) s enklávou polo-přírodních lesních porostů, tvořících část okolí výsypky.**



Zdroj: autor 2016

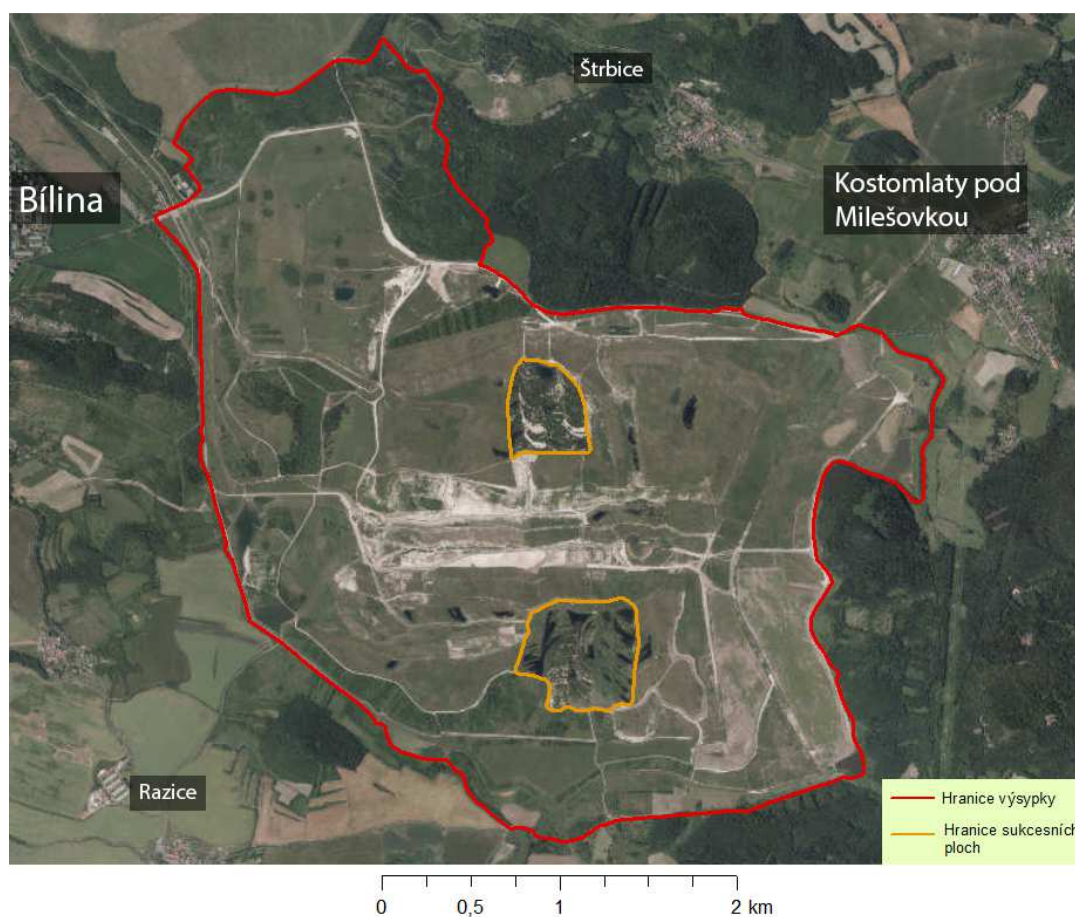
#### **4.1.3 Klimatické, hydrologické a hydrogeologické podmínky**

Větší část Radovesické výsypky náleží do teplé klimatické podoblasti T2, která se vyznačuje dlouhým, teplým a suchým létem, velmi krátkým přechodným obdobím a teplým až mírně teplým jarem a podzimem, krátkou, mírně teplou a suchou až velmi suchou zimou. Jihovýchodní část území je pak zařazena do mírně teplé klimatické podoblasti MT11, která má poněkud vlhčí léto, delší přechodné období a delší trvání sněhové pokrývky. Dlouhodobá průměrná roční teplota na většině území je 8 – 9°C. Dlouhodobý roční úhrn srážek se pohybuje mezi 500 – 600 mm (podrobnější charakteristika klimatických podoblastí je uvedena v příloze č. 1 – tab. č. 5) (Voženílek et Květoň 2011; ČHMÚ 2016).

Zájmové území je součástí povodí řeky Bíliny. Před vybudování výsypky tvořil hydrologickou páteř Lukovský potok pramenící v Českém středohoří, protékající přes obce Štěpánov a Radovesice do Bíliny, kde zaústoval do stejnojmenné řeky. Jeho koryto zhruba osově protínalo údolí, ve kterém se dále nacházely další drobné vodoteče dotované drobnými prameny a vývěvy podzemních vod. Významnými kolektory podzemních vod jsou pukliny v rule krystalinika a v případě mělkých podzemních vod pak kvartérní horniny. (Halíř et Pletichová 2010).

Při budování výsypky nebylo zprvu provedeno odvodnění jejího podloží. Vybudována byla pouze přeložka Lukovského potoka, který byl převeden do Štěpánovského potoka a dále několik odvodňovacích příkopů. Nedostatečné odvodnění podloží výsypky, však mělo za následek akumulaci povrchové srážkové vody v čele výsypky a vsakování vod jak do propustného podloží, tak do nekonsolidovaného sypaného materiálu v základně tělesa výsypky. Zvodnění tělesa výsypky si proto vynutilo vybudování odvodňovací štol (1982 až 1988). Tato štola byla vyražena a vedena přibližně v trase koryta bývalého Lukovského potoka v délce 2 887 m od vyústění štol u vodní nádrže Bezovka v západním předpolí výsypky. Do vyražené štol byly následně svedeny odvodňovací drény budované v dostatečném předstihu před čelem výsypky (Burda et al. 2016).

**Obr. č. 5 – Ortofotomapa s vyznačeným územím Radovesické výsypky.**



Zdroj: ČÚZK 2016, úprava autor 2017

Povrch tělesa výsypky je v současnosti odvodňován soustavou povrchových a zčásti i zatrubněných odvodňovacích příkopů. V přirozených depresích terénu tělesa výsypky se vytvořilo mnoho přirozených vodních ploch a mokřadů. Další plánované umělé vodní nádrže i mokřady byly vybudovány v rámci hydrologické

rekultivace pro nejrůznější účely, např. nádrže se shromažďovací, záchytnou, retenční nebo usazovací funkcí (Burda et al. 2016).

#### 4.1.4 Ochrana přírody

Na území Radovesické výsypky není v současné době vyhlášené žádné zvláště chráněné území (ZCHÚ), evropsky významná lokalita nebo ptačí oblast soustavy NATURA 2000, avšak druhy chráněné v rámci této soustavy se zde vyskytují (např. Tichánek F. nepubl.; Harabiš et al. 2013; Vojar J. et al. 2016). Jižní a východní hranicí se Radovesická výsypka přimyká k Chráněné krajinné oblasti České středohoří. V bezprostředním okolí zájmového území, v oblasti do 1 km od hranice výsypky se nacházejí tři maloplošná zvláště chráněná území podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů (jejich výčet je uveden v příloze č. 1 – tab. č. 8). V zájmovém území nejsou stanoveny regionální či nadregionální prvky ÚSES. Dvě plochy, ponechané spontánním sukcesním přírodním procesům (viz kapitola 4.1.6), byly v roce 2016 registrovány jako významné krajinné prvky. (AOPK ČR – DRUSOP 2016, Geoportál, 2017).

#### 4.1.5 Rekultivace

Od roku 1986 na výsypce proběhlo celkem 17 rekultivačních etap (Radovesice I – XVII), při nichž převládala lesnická, zemědělská rekultivace. (Řehoř et Ondráček 2010).

**Obr. č. 6 – Příklad plošek s mladší (v popředí) a starší (v pozadí) výsadbou v rámci lesnických rekultivací.**



Zdroj: autor 2016



V době experimentu byl krajinný pokryv výsypky dominantně utvářen zemědělsky rekultivovanými plochami (přílohy č. 5 a 13), které tvořily zejména travní porosty sečených a ruderálních luk, s většími či menšími enklávami křovin a lesnických výsadeb různého stáří a oblastmi s probíhající technickou rekultivací. Při severní hranici výsypky probíhala výstavba silnice z Bíliny do Kostomlat pod Milešovkou. Rekultivované plochy pak doplňovala dvě území ponechaná samovolnému vývoji s převládajícím porostem pionýrských dřevin. Okolí výsypky bylo tvořeno zejména střídajícími se oblastmi polo-přírodních lesů a zemědělské půdy luk a polí.

#### 4.1.6 Sukcesní plochy Radovesice I a II

V rámci rekultivační etapy Radovesice XVII byly v roce 2000 v oblastech, kde se již začaly ve specifických podmínkách spontánně vyvíjet funkční ekosystémy, ponechány dvě, svou rozlohou v ČR unikátní, pokusné plochy přirozené sukcesi za účelem výzkumu některých biologických, geologických a geomorfologických procesů a zajímavostí, stejně jako za účelem ochrany paleontologických a ekologických jevů. Jižní sukcesní plocha o rozloze 34,13 ha, ponechaná přirozené sukcesi již po dobu téměř 17 let a severní sukcesní plocha o rozloze 20,22 ha, ponechaná přirozené sukcesi téměř po dobu 27 let.

**Obr. č. 7 – Celkový pohled na území jižní sukcesní plochy.**



Zdroj: autor 2016

Bohatá a členitá morfolgie daná sypáním, včetně samovolně vzniklých vodních ploch v terénních depresích, je základem řady různých ekotypů osídlených různými rostlinnými a živočišnými (bezobratlí, obojživelníci, plazi, vážky, ptáci) druhy. Bylo zde již provedeno několik biologických průzkumů (např. Hendrychová et al. 2009;

Hendrychová et al. 2012; Harabiš et al. 2013; Vojar J. et al. 2016), jež zaznamenaly i výskyt zvláště chráněných druhů podle vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, druhů uváděných v Červeného seznamu ohrožených druhů či jinak zajímavých druhů (příloha č. 2 – tab. č. 9) (Řehoř et Ondráček 2010; R – PRINCIP MOST 2015).

#### 4.1.7 Flora a fauna

Území Radovesické výsypky se z hlediska biogeografického členění nachází v hercynské podprovincii a z větší části je součástí Mosteckého bioregionu, (příloha č. 1 – tab. č. 7). Především v severní části Mosteckého bioregionu jsou přítomny rozsáhlé plochy dolů a výsypek. Současný stav bioregionu určují velkoplošné antropocenózy s expanzivními ruderalními druhy. Typickým prvkem jsou zbytky stepní a vzácně i halofilní bioty. Flóru zastupují submediteránní a ponticko-panonské, méně subatlantické prvky, vč. přítomnosti řady mezních prvků. Z hlediska fytogeografického členění se nachází v obvodu českého termofytika (viz příloha č. 1 – tab. č. 6). Dle mapy potencionální vegetace ČR by měl být na většině zájmového území výsypky a jejího okolí zastoupen komplex sukcesních stádií na antropogenních stanovištích (oblast výsypky). V okolí výsypky nejvíce černýšová dubohabřina (*Melampyro nemorosi* – *Carpinetum*), méně pak lipová bučina s lípou velkolistou (*Tilio platyphyllo-Fagetum*). Flóru bioregionu dnes tvoří převážně expanzivní ruderalní druhy, např. třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), doplněné řadou neofytů s obdobným chováním. Fauně dominují teplomilné druhy, včetně zastoupení středočeských endemitů u hmyzu. Celkově je však fauna bioregionu značně ochuzená v důsledku nedostatku lesních společenstev a velkoplošnou devastací krajiny, zejména těžbou nerostných surovin (Neuhäuslová 1998; Culek et. al. 2013; Geoportál 2017).

Přirozená rostlinná společenstva jsou na Radovesické výsypce zastoupena jen minimálně. Většinou se zde vyskytují společenstva, jež jsou výsledkem lesnické a zemědělské rekultivace. Botanicky zajímavé tak zůstávají především obě sukcesní plochy. Sukcese vegetace je ovlivněna bezprostřední blízkostí Českého středohoří. Dominantními druhy vegetačního pokryvu jsou především bříza bělokorá (*Betula pendula*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigeios*) doplněné dalšími druhy. Na sukcesních plochách dochází k pravděpodobnějším vzniku refugií než na technicky upravených plochách, což je činí botanicky významnějšími. (R – PRINCIP MOST 2015). Řada živočišných druhů našla na výsypkách, včetně té Radovesické, své náhradní stanoviště. Kromě běžných druhů postupně post-težební území osídlili i

specifické druhy, např. linduška úhorní (*Anthus campestris*) nebo strnad luční (*Miliaria calandra*) u ptáků (Culek et al. 2013). Výsypky a sukcesní plochy jako stanoviště, u nichž dochází k dramatickým časovým změnám a velké pestrosti biotopů, přinášejí i velkou dynamiku do složení fauny a flóry a staly se habitatem pro řadu vzácných i ohrožených druhů (viz opět příloha č. 2) (např. Hendrychová et al. 2009; Hendrychová et al. 2012; Harabiš et al. 2013; Vojar J. et al. 2016).

**Obr. č. 8 – Interiér jižní sukcesní plochy.**



Zdroj: autor 2016

#### **4.1.8 Ptačí společenstva post-težebních oblastí**

Výzkumy provedené na mosteckých výsypkách ukázaly, že pro diverzitu ptačích společenstev v post-těžebních lokalitách je rozhodující především typově pestřejší prostředí různých biotopů či spontánně vyvinutých porostů, které se vyznačují větším podílem ekotonů na úkor homogenních lesnický nebo zemědělsky rekultivovaných ploch. Takové pestré prostředí poskytuje ptákům více potravních a hnízdních příležitostí (Hendrychová et al. 2009). Druhová diverzita vzrůstá jak se stářím lokality, ve smyslu doby uběhlé od rekultivace či doby, po kterou probíhá přirozená sukcese, tak i v důsledku vzrůstající různorodosti habitatů, přičemž druhově bohatší společenstva byla zjištěna na plochách ponechaných přirozené sukcesi. Rekultivované plochy z výzkumů vycházely s ochuzenými společenstvy, obvykle s úzkým spektrem běžných druhů, v porovnání se spontánně vyvinutými plochami, které kromě běžných a hojných druhů hostily i méně běžné a vzácnější druhy, specialisty na specifické prostředí sukcesních ploch, které byly v okolní krajině vzácné (Hendrychová et al. 2009, Šálek 2012). V letech 2009 až 2012 byl při faunistickém výzkumu ptáků hnízdicích na obou sukcesních plochách Radovesické

výsypky zjištěn výskyt 34 hnízdících druhů ptáků včetně 8 zvláště chráněných druhů (R – PRINCIP MOST 2015). Výčet druhů zjištěných při uvedených výzkumech je uveden v příloze č. 3 – tab. č. 10, 11 a 12.

## 4.2 Design experimentu a sběr dat

Experiment byl navržen jako terénní predační experiment s vajíčky křepelky japonské (*Coturnix japonica*) umístěnými společně s umělými modelínovými vajíčky do na místě vytvořených falešných pozemních hnízd na Radovesické výsypce a v jejím okolí za účelem zjištění přítomnosti a případného zhodnocení ekotonálního efektu na predaci ptačích hnízd v dotčené studijní oblasti. Dvojice vajíček simulovala hnízda ptáků hnízdících na zemi. V polovině hnízd bylo instalováno umělé vajíčko, tvarem a velikostí odpovídající křepelčím vajíčkům, vyrobené z plastelínové hmoty nenápadné šedé barvy, určené k determinaci případného predátora podle stop a otisků zanechaných na umělém vajíčku.

### 4.2.1 Instalace hnízd

Pro rozmístění umělých hnízd byla použita pravidelná síť bodů využívaná výzkumníky Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze k pravidelnému sčítání ptáků na Radovesické výsypce. Z této sítě bylo vybráno celkem 150 bodů, z nichž se 95 nalézalo na území zájmové oblasti Radovesické výsypky, včetně celkem 7 bodů umístěných na území obou ploch ponechaných přirozené sukcesi. Zbýlých 55 bodů bylo umístěno v bezprostředním okolí výsypky podél její hranice za účelem porovnání míry predace uvnitř a mimo výsypku a na ekotonu mezi výsypkou a jejím okolím.

Umělá hnízda byla pokládána v hnízdním období v průběhu jednoho dne 30. dubna 2016. Za pomoci GPS navigace byl v terénu vyhledán příslušný bod. Místo bylo pro pozdější kontrolu označeno nenápadnou bílou stuhou uvázanou na buď větev, nebo na proutek zapíchnutý do země. Hnízda byla umístěna vždy ve vzdálenosti několika (3 – 5) kroků od označeného místa, aby bylo vyloučeno či omezeno přilákání predátora k hnízdu umístěnou značkou. Na místě byl v zemi vyhlouben mělký důlek a v něm vytvořeno umělé hnízdo z dostupného místního materiálu, nejčastěji suché trávy a drobných větviček, smotaných do mělkého miskovitého tvaru. Průměr hnízd se pohyboval okolo 10 cm. Do takto vytvořeného hnízda byla umístěna dvě křepelčí vajíčka, přičemž do každého druhého hnízda bylo umístěno předem připravené umělé modelínové vajíčko. Vajíčko bylo k povrchu terénu připevněno 10cm železným hřebíkem propíchnutým skrz vajíčko a následně zapíchnutým do země v prostoru hnízda. Hlavička zapíchnutého hřebíku byla vždy zakryta menším množstvím

modelíny kvůli nápadnosti lesklého kovu. Upevnění umělého vajíčka hřebíkem zabraňovalo či alespoň stěžovalo odnesení umělého vajíčka případným predátorem.

**Obr. č. 9 – Instalace hnízda.**



Zdroj: autor 2016

Z výšky cca 1 m kolmo nad terénem byla pořízena fotodokumentace instalovaného hnízda. Dále byla zaznamenána poloha, tj. směr a vzdálenost od značky (stuhly), a typ biotopu, v němž bylo hnízdo instalováno. Doba instalace hnízda nikdy nepřesáhla dobu pěti minut, což opět snižovalo možnost lokalizace instalovaného hnízda predátorem přilákaným činností pracovníků provádějících instalaci.

Umělá hnízda byla ponechána po dobu dvou týdnů expozici případným predátorům. Doba dvou týdnů odpovídá průměrné době inkubace běžných ptačích druhů (Štastný et Hudec 2011).

Obr. č. 10 – Kompletní instalované hnízdo s umělým modelínovým vajíčkem.



Zdroj: autor 2016

#### 4.2.2 Kontrola hnízd

Po uplynutí dvou týdnů byla v rámci jednoho dne 14. května 2016 provedena kontrola a zaznamenán stav (osud) hnízd i vajec. Opět pomocí GPS navigace byl lokalizován příslušný bod a v zaznamenané poloze od značky s nejvyšší opatrností vyhledáno samotné hnízdo. Byl zaznamenán osud hnízda i vajíček, včetně všech dalších kontextových nálezů, např. skořápek, stop a trusu případného predátora. Pokud bylo na místě nalezeno modelínové vajíčko, bylo vloženo do sáčku s označením příslušného hnízda pro pozdější determinaci případného predátora. Při kontrole byla opět pořizována obrazová dokumentace.

#### 4.2.2 Sběr dat

Hnízdo bylo považované za predované, pokud s křepelčími i umělými vajíčky bylo manipulováno (avšak nikoli náhodně či lidskou činností), byla vajíčka poškozená a pokud některé vajíčko či všechna vajíčka chyběla. Za predované hnízdo bylo považováno i takové, které zmizelo kompletně bez jakýchkoliv pozůstatků a stop (nikoliv lidskou činností). Za nedotčené hnízdo bylo považováno pouze takové, ve kterém zůstala všechna vajíčka bez jakéhokoliv poškození, známek manipulace a v případě plastelínových vajíček i beze stop a otisků. Hnízda ovlivněná z jiného

důvodu než v důsledku predace, např. přejetím zemědělskou technikou při provádění technicko-rekultivačních prací nebo při obhospodařování zemědělské půdy, dále hnízda, u nichž pravděpodobně došlo k náhodné manipulaci někým jiným nežli predátorem a při kontrole znovu nedohledaná hnízda, byla považována za zničená, resp. ztracená, a následně vyřazena z experimentu (příloha č. 4 – tab. č. 13).

Biotopy, v nichž byla jednotlivá hnízda instalována, byly rozřazeny do tří kategorií. Kategorie *Biotop 1* představovala sečené louky. Kategorie *Biotop 2* zahrnovala ruderalní louky a porosty, ornou půdu, pole, písčiny, mokřady, písčiny a holou půdu bez vegetace. Poslední kategorie *Biotop 3* byla tvořena lesními porosty, lesnickými výsadbami, nízkým mladým lesem a křovinami. Zvolené kategorie představovaly tři nejrozšířenější a v rámci kategorie charakterově podobné typy prostředí na Radovesické výsypce i v jejím okolí. Menší počet kategorií byl zvolen i s ohledem na omezení roztržitého zjištěných vzorků a dat mezi zbytečně velký počet biotopů v případě podrobnějšího členění. Pro každé hnízdo byl zaznamenán údaj o tom, v jaké ze tří kategorií biotopů bylo instalováno, zda se nacházelo na území výsypky či mimo ni a u hnízd umístěných na výsypce také tom, zda se nacházela na plochách technicky rekultivovaných či plochách ponechaných samovolnému vývoji (příloha č. 4 – tab. č. 13).

Posouzením fotodokumentace jednotlivých hnízd pořízené během instalace byla vyhodnocena jejich krypta formou dotazníku předloženého 9 nezávislým osobám, které pro jednotlivá hnízda určovaly jejich nenápadnost ve třech podkategoriích: 1) míra zakrytí hnízda okolní vegetací; 2) nenápadnost hnízda v porovnání se svým okolím a 3) nenápadnost vajíček umístěných v hnízdě. Každé hnízdo bylo v příslušné podkategorii ohodnoceno bodovým hodnocením v intervalu od 0 do 100 procentuálních bodů, přičemž hodnota 0 % představovala hnízda zcela viditelná a nápadná a hodnota 100 % naopak hnízda zcela nenápadná. Výsledné hodnocení krypta hnízda jedním respondentem bylo dáno váženým průměrem jeho hodnocení pro jednotlivé kategorie: 1) míra zakrytí hnízda okolní vegetací – váha vlivu = 1; 2) nenápadnost hnízda v porovnání se svým okolím – váha vlivu = 3 a za 3) nenápadnost vajíček umístěných v hnízdě – váha vlivu = 2. Výsledná hodnota krypta hnízda byla získána průměrnou hodnotou všech celkových hodnocení jednotlivých respondentů pro dané hnízdo (příloha č. 4 – tab. č. 13).

Obr. č. 11 – Instalovaná umělá hnízda hodnocená jak nejvíce nápadná (nahore) a hnízda hodnocená jako nejméně nápadná (dole).



Zdroj: Ing. Markéta Hendrychová, Ph.D.; Bc. Slawomir Serafin; autor 2016

Ohledáním sebraných plastelínových vajíček s otisky zobáků a zubů a stop drápů a jejich porovnáním s obdobnými nálezy získanými při předchozích výzkumech byly prof. Mgr. Miroslavem Šálkem, Dr. z Katedry ekologie Fakulty životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze určeni pravděpodobní predátoři hnízd. Vzhledem ke značné nejistotě podrobnějšího určení, byli predátoři hnízd determinováni pouze do úrovně taxonu třída, tedy zda se jednalo o savce nebo ptáka.



Obr. č. 12 – Příklady nálezových stop pro determinaci pravděpodobného predátora experimentálního hnízda.



Vlevo nahoře: typický trojúhelníkový otisk zobáku na modelínovém vajíčku; vpravo nahoře: křepelčí vajíčko predované ptačím predátorem; vlevo dole: otisky zubů savčího predátora; vpravo dole: drť skořápek křepelčího vajíčka predovaného savcem.

Zdroj: autor 2016

Z aktuálních ortofotomapových podkladů byla v geoinformačním systému (GIS) ArcGIS ArcMap 10.4.1 (Copyright © 1999 – 2015 Esri Inc.), vytvořena vektorová mapa krajinného pokryvu (resp. typů biotopů), v zájmovém území a sítě bodů s umělými hnízdy (příloha č. 13). V systému GIS byla následně odečtena nejmenší vzdálenost těchto bodů, tj. každého instalovaného hnízda, k:

- hranici mezi výsypkou a jejím okolím,
- nejbližšímu okraji obou ploch ponechaných přirozené sukcesi,
- nejbližšímu okraji sečených luk,
- nejbližšímu okraji ruderálních luk a porostů,
- nejbližšímu okraji křovin, lesnických výsadeb a nízkého mladého lesa,

- nejbližšímu okraji lesních porostů,
- nejbližšímu okraji orné půdy či pole,
- nejbližšímu okraji písčiny či jiné holé půdy bez vegetace,
- nejbližší vodní ploše, vodnímu toku, odvodňovacímu kanálu či mokřadu,
- nejbližšímu okraji plochy s probíhající technickou rekultivací, deponií materiálu či probíhají výstavbou,
- nejbližší komunikaci (zpevněné i nezpevněné),
- nejbližšímu okraji urbanizovaného území (zástavby).

Zároveň byla v ArcGIS zjištěna celková rozloha jednotlivých kategorií biotopů a následně určeno jejich procentuální zastoupení jak pro celé území výsypky, tak i pro rekultivované plochy a sukcesní plochy samostatně (příloha č. 5 – obr. č. 18, 19, a 20).

## 4.2 Statistické zpracování dat

Získaná data byla upravena do podoby vhodné pro statistické zpracování a následně statisticky vyhodnocena. Veškeré statistické zpracování získaných dat bylo provedeno v programu R version 3.3.1 (Copyright © 2016 The R Foundation for Statistical Computing).

Získané údaje o počtu predovaných hnízd na výsypce, mimo výsypku, na rekultivovaných a sukcesních plochách a v jednotlivých kategoriích biotopů rozdělených podle jejich polohy (výsypka vs. okolí), byly otestovány na statistickou významnost rozdílu mezi počtem netknutých a počtem predovaných hnízd (Chi-squared test for given probabilities, příloha č. 6 – tab. č. 14). Statistická významnost byla testována i při porovnávání rozdílů mezi jednotlivými lokalitami či biotopy jak v počtu predovaných hnízd (Pearson's Chi-squared test a Pearson's Chi-squared test with Yate's continuity correction), tak i ve zjištěné míře predace (Kruskal-Wallis rank sum test), tak jak je vždy uvedeno v kapitole s výsledky.

Sady dat s hodnotami kypse pro jednotlivá hnízda by otestována na normalitu dat odděleně pro hnízda na výsypce (Shapiro-Wilk normality test;  $W = 0,97$ ;  $p = 0,0580$ ) a pro hnízda mimo výsypku (Shapiro-Wilk normality test;  $W = 0,97$ ,  $p = 0,2204$ ). V obou případech měla data rozložení blízké normálnímu.

Změřené vzdálenosti hnízd k okrajům vybraných lokalit a biotopů byly nejprve zlogaritmovány přirozeným logaritmem za účelem získání normálního rozdělení dat. Poté byla provedena souhrnná analýza vzájemných korelací těchto vzdáleností v rámci analýzy hlavních komponent (PCA), z níž vyplynul užší výběr proměnných, které byly následně posuzovány jako možné faktory ovlivňující predaci hnízd. Analýza

hlavních komponent byla provedena zvlášť pro vzdálenosti hnízd instalovaných na výsypce (příloha č. 7 – tab. č. 15 a 16) a zvlášť pro hnízda umístěná mimo výsypku (příloha č. 7 – tab. č. 17 a 18), a to za účelem pozdějšího porovnání faktorů ovlivňujících predaci zjištěnou na výsypce a predaci zjištěnou mimo výsypku. Ze zjištěných vzdáleností nebyla pro hnízda umístěná na výsypce brána v úvahu vzdálenost k urbanizovanému území, neboť se zde žádné takové nacházelo. U hnízd mimo výsypku pak byly vynechány vzdálenosti k sukcesním plochám a k plochám, na kterých v době experimentu aktuálně probíhala technická rekultivace.

Pro modelování závislosti vysvětlované proměnné, tj. predace hnízd s binomickým rozdělením (0 = netknuté hnízdo, 1 = predované hnízdo), byly k získání hodnot odhadů regresních koeficientů pro jednotlivé vysvětlující nezávislé proměnné a jejich statistické významnosti použity zobecněný lineární model (GLM) a  $\chi^2$  testování. Do GLM analýzy byly kromě vybraných dříve vytvořených hlavních komponent z PCA vzdáleností hnízd k okrajům vybraných lokalit a biotopů zahrnuty i další proměnné ze sebraných dat:

- přítomnost plastelínového vajíčka v hnízdě při instalaci hnízda,
- kryse hnízd
- kategorie biotopu, ve kterém byla hnízda umístěna,
- umístění hnízda na výsypce či mimo ni,
- umístění hnízda na rekultivované ploše nebo na sukcesní ploše

Také pro GLM analýzu byly sestaveny dva finální zobecněné lineární modely, jeden pro hnízda instalovaná na výsypce, a druhý pro hnízda umístěná mimo výsypku. K výběru proměnných za účelem sestavení finálních modelů byla použita metoda postupného výběru (stepwise selection) obsahu modelu porovnáním celkového (plného modelu se všemi proměnnými) s modelem bez hodnocené proměnné. Porovnáván byl rozdíl hodnot residuální deviance obou modelů, tj. hodnota objasněné deviance posuzovaná proměnnou, a jeho statistická průkaznost (ANOVA a  $\chi^2$  testování). Vyloučeny z modelu byly proměnné se zanedbatelnou objasněnou deviancí a ty, které byly silně neprůkazné, tj. s pravděpodobností  $p$  významně vyšší než 0,05).

Síla a typ závislosti pravděpodobnosti predace hnízda na jeho vzdálenosti od daného okraje vybrané lokality či biotopu byla testována metodou logaritmické regrese včetně grafického znázornění.

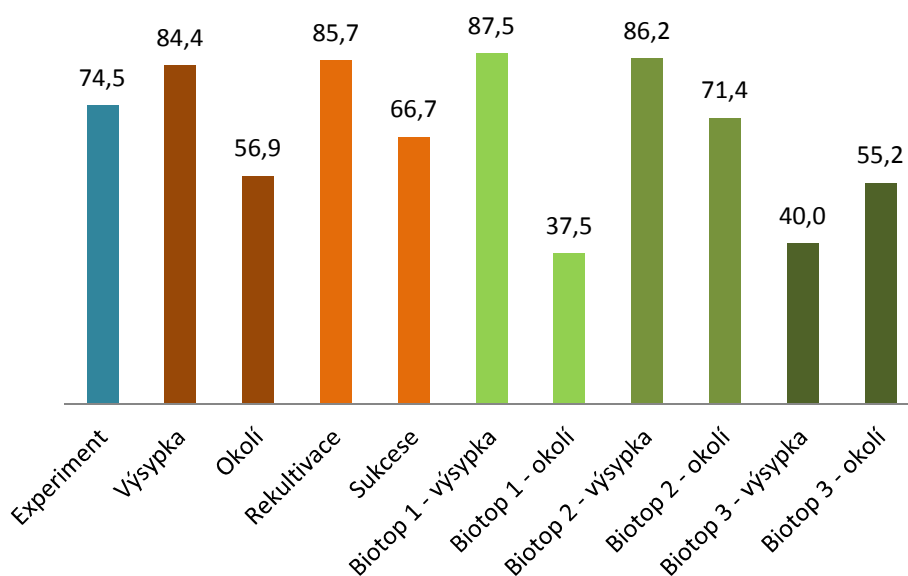
## 5. Výsledky

Z celkového množství 150 umístěných umělých hnízd bylo 9 hnízd v době expozice zničeno z jiného důvodu než predací nebo se je nepodařilo při kontrole hnízd znovu dohledat. Prostorová distribuce s vyznačením jejich osudu je uvedena v příloze č. 12. Data a výsledky byly tedy získány pro konečný počet 141 experimentálních hnízd. Z nich bylo 105 predováno a celková míra predace zaznamenaná v rámci experimentu dosáhla 74,5 %. Údaje o počtu instalovaných, netknutých a predovaných hnízd v jednotlivých lokalitách a biotopech jsou uvedeny v příloze č. 6 – tab. č. 14 a jsou předmětem následující kapitoly.

### 5.1 Míra predace z hlediska lokality a typu biotopu

Hnízda na výsypce měla významně větší podíl predovaných hnízd (příloha č. 6) a utrpěla statisticky významně vyšší míru predace 84,4 % (76 predovaných hnízd z 90) oproti 56,8 % (29 predovaných hnízd z 51) u hnízd instalovaných mimo území výsypky (Kruskal-Wallis test,  $K-W \chi^2 = 12,933$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,0003$ ).

Obr. č. 13 – Zjištěné úrovně predace (%) v závislosti na lokalitě a biotopu.



Zdroj: autor 2017

V rámci území výsypky byla více predována hnízda umístěná na uměle rekultivovaných plochách s mírou predace dosahující 85,7 % (72 predovaných hnízd z 84), nežli hnízda uvnitř obou sukcesních ploch s utrpěnou úrovní predace 66,7 % (4 predovaná hnízda z 6), avšak neprůkazně (Kruskal-Wallis test,  $K-W \chi^2 = 1,5295$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,2162$ ). Z hlediska typu, resp. kategorie, biotopů na ploše výsypky, zaznamenaly otevřené biotopy zařazené do kategorie *Biotop 1* (tj. sečené louky)

a *Biotop 2* (tj. ruderální louky a porosty, orná půda, pole a mokřady) srovnatelně vysoké úrovně predace (87,5 % pro 49 predovaných hnízd z 56, resp. 86,2 % pro 25 predovaných hnízd z 29), které byly statisticky významně a průkazně vyšší než míra predace 40,0 % (2 predovaná hnízda z 5) zjištěná v lesních porostech, křovinách, lesnických výsadbách a v mladých nízkých lesních porostech zařazených do kategorie *Biotop 3* (Kruskal-Wallis test, K-W  $\chi^2 = 7,8967$ , df = 2, p = 0,01929).

U hnízd instalovaných mimo výsypku nebyl poměr, resp. rozdíl mezi predovanými a netknutými hnízdy statisticky významný. To samé platilo i pro všechny tři kategorie biotopů v okolí výsypky (příloha č. 6). Ani rozdíly mezi zjištěnými úrovněmi predace, 37,5 % pro *Biotop 1* (3 predovaná hnízda z 8), 71,4 % pro *Biotop 2* (10 predovaných hnízd ze 14) a 55,2 % pro *Biotop 3* (16 predovaných hnízd z 29) nebyly, jakkoli se lišily, statisticky průkazné (Kruskal-Wallis test, K-W  $\chi^2 = 2,4191$ , df = 2, p = 0,2983).

Při porovnání úrovní predace mezi identickými kategoriemi biotopů na území výsypky a mimo něj byl zjištěn statisticky významný rozdíl pouze u kategorie *Biotop 1*, s mírou predace 87,5 % na výsypce a 37,5 % mimo výsypku (Kruskal-Wallis test, K-W  $\chi^2 = 11,308$ , df = 1, p = 0,0008). Míry predace u kategorií *Biotop 2* (86,2 % na výsypce a 71,4 % mimo výsypku) a *Biotop 3* (40,0 % na výsypce a 55,2 % mimo výsypku) se statisticky významně nelišily (Kruskal-Wallis test, K-W  $\chi^2 = 1,33$ , df = 1, p = 0,2488; resp. K-W  $\chi^2 = 0,3824$ , df = 1, p = 0,5363).

## 5.2 Výsledky analýzy hlavních komponent PCA

Analýza hlavních komponent pro vzdálenosti hnízd od vybraných lokalit a biotopů, včetně analýzy vzájemných korelací těchto vzdáleností s vypočtenými hlavními komponenty, byla provedena zvlášť pro hnízda umístěná na výsypce (příloha č. 7 – tab. č. 15 a 16) a zvlášť pro hnízda instalovaná mimo výsypku (příloha č. 7 – tab. č. 17 a 18).

### 5.2.1 Analýza hlavních komponent pro hnízda na výsypce

U hnízd umístěných na výsypce bylo pro následné zobecněné lineární modelování vybráno prvních sedm komponent PC1 až PC7. Nejsilnější komponenta PC1 nejvýznamněji korelovala se vzdáleností k hranici mezi výsypkou a okolním územím a se vzdáleností k okraji ruderálních luk a porostů. Slabší korelace se vztahovala ke vzdálenostem k okraji křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa a ke komunikacím. Druhá nejsilnější komponenta PC2 zahrnovala silnější korelaci ke vzdálenosti k okraji sukcesních ploch a dvě slabší korelace ke vzdálenosti k plochám s probíhající technickou rekultivací či výstavbou a znovu ke vzdálenosti k hranici mezi výsypkou a okolním územím. Třetí komponenta PC3 měla silnou korelaci ke

vzdálenosti k okrajům písčín a holých ploch bez vegetace a slabší korelaci ke vzdálenosti k okraji sukcesních ploch. Zbylé čtyři komponenty měly vždy jen jednu spíše slabší korelaci. PC4 ke vzdálenosti k okrajům orné půdy a polí, PC5 ke vzdálenostem k okraji křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa, PC6 ke vzdálenostem k vodním plochám a tokům, odvodňovacím kanálům a na ně navázaným mokřadům a PC7 opět ke vzdálenosti k okrajům ploch s probíhající technickou rekultivací či výstavbou. Prvních sedm komponent vysvětlovalo 87,5 % variability (příloha č. 7 – tab. č. 15 a 16).

### 5.2.2 Analýza hlavních komponent pro hnízda mimo výsypku

U hnízd umístěných vně plochy Radovesické výsypky byly pro následné zobecněné lineární modelování vybrány prvních čtyři hlavní komponenty PC1 až PC4. První nejsilnější komponenta PC1 významně korelovala se čtyřmi původními prediktory vzdáleností a slaběji se dvěma dalšími. Nejsilněji byla korelována se vzdáleností hnízd ke komunikacím; vodním plochám a tokům, odvodňovacím kanálům a na ně navázaným mokřadům; k hranici mezi výsypkou a okolním územím a k okraji sečených luk (v uvedeném pořadí, sestupně). Slaběji pak korelovala se vzdáleností k okraji ruderálních luk a porostů a se vzdáleností k okraji křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa. Následující komponenta PC2 zahrnovala silnou korelaci ke vzdálenosti k okraji orné půdy a polí a dvě o něco málo slabší korelace ke vzdálenostem k okrajům křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa a lesních porostů. Komponenta PC3 byla silně korelována ke vzdálenosti k okraji urbanizovaných ploch a slabě také ke vzdálenostem k okrajům křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa a lesních porostů. Poslední komponenta PC4 byla slabě korelována pouze ke vzdálenosti k okraji lesního porostu. Uvedené čtyři hlavní komponenty vysvětlovaly 77,9 % variability (příloha č. 7 – tab. č. 17 a 18).

## 5.3 Vliv sledovaných prediktorů na predaci umělých hnízd

Vliv sledovaných prediktorů na predaci umělých ptačích hnízd byl zjišťován pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) a  $\chi^2$  testování, jež byly provedeny zvlášť pro hnízda instalovaná na výsypce a zvlášť pro hnízda umístěná mimo výsypku. Zobecněné modely zahrnovaly jednak vypočtené hlavní komponenty z analýzy hlavních komponent pro vzdálenosti hnízd k vybraným lokalitám a biotopům, tak i další sledované prediktory zvolené v závislosti na lokalitě (výsypka vs. okolí).

### 5.3.1 Vliv sledovaných prediktorů na predaci umělých hnízd na výsypce

Pro získání finálního zobecněného modelu pro sledování vlivu prediktorů na predaci umělých ptačích hnízd na výsypce byly postupným výběrem (stepwise selection)

posuzovány vybrané hlavní komponenty PC1 až PC7 získané analýzou hlavních komponent pro hnízda na výsypce a dále prediktory: přítomnost-nepřítomnost modelínového vajíčka v hnízdě při jeho instalaci; kryse hnízda, kategorie biotopu, ve kterém bylo hnízdo umístěno a zda bylo hnízdo umístěno na rekultivovaných či sukcesních plochách. Postupným výběrem byl zvolen zobecněný lineární model obsahující následující prediktory v uvedeném pořadí: 1) hlavní komponenta PC2 provázaná se vzdálenostmi k okraji sukcesních ploch, k plochám s probíhající technickou rekultivací či výstavbou a ke vzdálenosti k hranici mezi výsypkou a okolním územím; 2) umístění hnízda na rekultivovaných nebo sukcesních plochách a 3) hlavní komponenta PC1 související se vzdálenostmi k hranici mezi výsypkou a okolním územím, k okraji ruderálních luk a porostů, k okraji křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa a ke komunikacím.

**Tab. č. 1 – Výsledky zobecněného lineárního modelu vlivu vybraných prediktorů na predaci ptačích hnízd na území Radovesické výsypky.**

<i>Prediktor</i>	<i>Estimate</i>	<i>Std. Error</i>	<i>Deviance</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
PC2	-1,0137	0,337	12,92	1	0,0003
Rekultivace/sukcese	-2,9653	1,233	5,48	1	0,0192
PC1	0,4278	0,197	4,97	1	0,0258

*Estimate* – odhad regresních koeficientů; *Std. Error* – standardní chyba; *Deviance* – změna deviance modelu (příspěvek prediktoru do modelu); *df* – počet stupňů volnosti; *p* – statistická významnost.

Zdroj: autor 2017

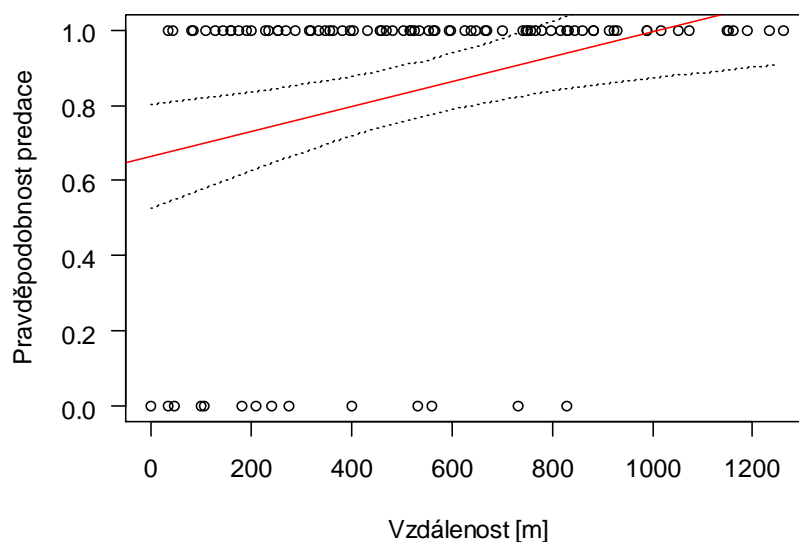
Všechny vybrané prediktory se ukázaly mít průkazný vliv na predaci umělých ptačích hnízd instalovaných na výsypce, přičemž nejprůkazněji se projevila hlavní komponenta PC2, slaběji průkazné bylo umístění hnízd na rekultivovaných-sukcesních plochách (výsledky viz kapitola 5.1) a hlavní komponenta PC1.

Metodou logaritmické regrese byl následně postupně zjištěn typ a síla závislosti pravděpodobnosti predace hnízda na daných vzdálenostech, jež byly reflektovány ve výše uvedených hlavních komponentách PC1 a PC2. Jako jediná silná a průkazná se projevila vzdálenost hnízda od hranice mezi výsypkou a jejím okolím (obr. č. 14), která ukázala, že se zvětšující se vzdáleností hnízda od hranice výsypky směrem do jejího území se zvětšovala i pravděpodobnost predace hnízda.

Stejnou závislost pak prokázal vztah pravděpodobnosti predace hnízda i ke vzdálenostem k okrajům ruderálních luk a porostů, křovin, lesnických výsadeb, mladého nízkého lesa a ke komunikacím (příloha č. 8 – obr. č. 23, 24 a 25). Opačná závislost, tj. se zvětšující se vzdáleností hnízda od okraje se snižovala pravděpodobnost predace hnízd, tedy taková, která byla očekávána v případě

výskytu předpokládaného okrajového efektu, byla zjištěna pouze pro vzdálenost hnízd od hranice sukcesních ploch a od ploch s probíhající technickou rekultivací nebo stavební činností (příloha č. 8 – obr. č. 21 a 22). Ve všech uvedených případech však byl vztah pravděpodobnosti predace a vzdálenosti neprůkazný.

**Obr. č. 14 – Grafické vyjádření závislosti pravděpodobnosti predace hnízda umístěného na území výsyvky na jeho vzdálenosti od hranice výsyvky (F statistika:  $F = 9,00$ ;  $df = 1$  a  $88$ ;  $p = 0,0035$ ).**



Zdroj: autor 2017

### 5.3.2 Vliv sledovaných prediktorů na predaci umělých hnízd mimo výsyvku

V případě finálního zobecněného modelu pro sledování vlivu prediktorů na predaci umělých ptačích hnízd umístěných mimo výsyvku byly postupným výběrem (stepwise selection) posuzovány zvolené hlavní komponenty PC1 až PC4 získané analýzou hlavních komponent pro hnízda mimo výsyvku a dále prediktory: přítomnost-nepřítomnost modelínového vajíčka v hnízdě při jeho instalaci; krypse hnízda a kategorie biotopu, ve kterém bylo hnízdo umístěno. Postupným výběrem byl zvolen zobecněný lineární model obsahující následující prediktory v uvedeném pořadí: 1) přítomnost či nepřítomnost modelínového vajíčka v hnízdě při jeho instalaci; 2) hlavní komponenta PC3 provázaná se vzdálenostmi k okraji urbanizovaných ploch a slabě také ke vzdálenostem k okrajům křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa a lesních porostů.; 3) krypse hnízd a 4) hlavní komponenta PC2 související se vzdálenostmi k okraji orné půdy a polí a se dvěma o něco málo slabšími korelacemi ke vzdálenostem k okrajům křovin, lesnických výsadeb a mladého nízkého lesa a lesních porostů.



**Tab. č. 2 – Výsledky zobecněného lineárního modelu vlivu vybraných prediktorů na predaci ptačích hnízd umístěných v okolí Radovesické výsypky.**

<i>Prediktor</i>	<i>Estimate</i>	<i>Std. Error</i>	<i>Deviance</i>	<i>df</i>	<i>p</i>
Modelínové vajíčko	1,6141	0,733	5,56	1	0,0183
PC3	0,6527	0,324	4,68	1	0,0306
Krypse hnízd	-0,0458	0,024	4,24	1	0,0395
PC2	0,4228	0,289	2,35	1	0,1254

*Estimate – odhad regresních koeficientů; Std. Error – standardní chyba; Deviance – změna deviance modelu (příspěvek prediktoru do modelu); Df – počet stupňů volnosti; P – statistická významnost.*

Zdroj: autor 2017

Z hodnocených proměnných se ukázaly mít průkazný vliv na predaci umělých ptačích hnízd umístěných mimo výsypku pouze přítomnost či nepřítomnost plastelínového vajíčka v hnízdě při instalaci (kapitola 5.4) a hlavní komponenta PC3. Také vliv krypse hnízd byl statisticky průkazný, nicméně odhad regresního koeficientu byl velmi nízký. Hlavní komponenta PC2 nebyla statisticky průkazná.

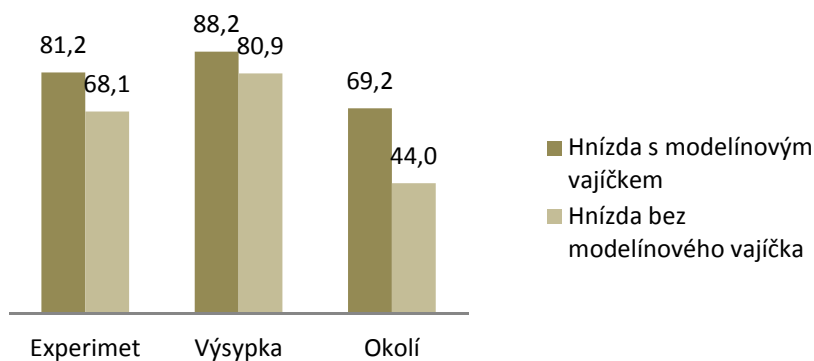
Logaritmická regrese pro vztah mezi pravděpodobností predace hnízda umístěného mimo výsypku a vzdálenostmi podle průkazné hlavní komponenty PC3 sice naznačila možný vliv okraje ruderálních luk a porostů, tj. že se zvětšující se vzdáleností hnízda od tohoto okraje klesala pravděpodobnost jeho predace, tento vztah však byl neprůkazný (příloha č. 8 – obr. č. 27). Neprůkazný se ukázal i vztah pravděpodobnosti predace hnízd v souvislosti s jejich vzdáleností od urbanizovaného území a od lesních porostů, který však měl opačný typ závislosti, tedy se zvětšující se vzdáleností hnízd se zvyšovala i pravděpodobnost jejich predace (příloha č. 8 – obr. č. 26 a 28).

#### **5.4 Vliv přítomnosti modelínového vajíčka na predaci hnízd**

V celém experimentu byla větší měrou 81,2 % (56 predovaných hnízd z 69) predována hnízda obsahující při instalaci modelínové vejce oproti 68,6 % (49 predovaných hnízd ze 72) u hnízd bez umělého vajíčka. Tento rozdíl však byl (i když jen mírně) neprůkazný (Kruskal-Wallis test,  $K-W \chi^2 = 3,1595$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,0755$ ). V kontextu s lokalitou umístění hnízda, utrpěla obdobně hnízda s umělým vajíčkem instalovaná mimo výsypku vyšší úroveň predace 69,2 % (18 predovaných hnízd z 26) oproti hnízdům bez umělého vajíčka s 44,0 % (11 predovaných hnízd z 25), avšak i v tomto případně mírně neprůkazně (Kruskal-Wallis test,  $K-W \chi^2 = 3,2428$ ,  $df = 1$ ,  $p = 0,0717$ ). Naopak hnízda instalovaná v areálu výsypky, s přibližně téměř shodným počtem hnízd s umělým vajíčkem a bez umělého vajíčka, měla obdobně velkou míru predace: 88,4 % (38 predovaných hnízd ze 43) u hnízd s umělým vajíčkem a 80,9 % (38 predovaných hnízd ze 47) u hnízd bez umělého vajíčka. Rozdíl v úrovních

predace tedy nebyl dle očekávání statisticky významný (Kruskal-Wallis test, K-W  $\chi^2 = 0,9562$ , df = 1, p = 0,3281).

**Obr. č. 15 – Úrovně predace umělých hnízd v závislosti na přítomnosti umělého modelínového vajíčka v hnízdě při instalaci hnízda.**



Zdroj: autor 2017

Rozdíl mezi úrovní predace hnízd s umělým vajíčkem na výsypce (88,4 %) a úrovní predace hnízd s falešným vajíčkem mimo areál výsypky (69,2 %) byl statisticky na hraně průkaznosti (Kruskal-Wallis test, K-W  $\chi^2 = 3,8262$ , df = 1, p = 0,0505). Silně průkazný byl však tento rozdíl u hnízd bez umělého vajíčka s 80,9 % u hnízd na výsypce a 44,0 % u hnízd mimo výsypku (Kruskal-Wallis test, K-W  $\chi^2 = 10,052$ , df = 1, p = 0,0015).

Přehled o počtu netknutých a predovaných hnízd podle přítomnosti či absence modelínového vajíčka a o zjištěných mírách predace, včetně testování statistické významnosti v rozdílech mezi počty predovaných a netknutých hnízdy, je uveden v příloze č. 10 - tab. č. 19.

## 5.5 Pravděpodobní predátoři hnízd

U 67 predovaných hnízd byl posouzením otisků zobáků, zubů a drápů, zanechaných v modelínovém vajíčku či podle způsobu destrukce skořápek křepelčích vajíček určen pravděpodobný predátor hnízda na úrovni taxonu třída, a to buď jako savec nebo pták. Z celkového počtu hnízd s identifikovaným predátorem byla statisticky významná většina (n = 56; 83,6 %) predována savcem, zatímco menší část (n = 11; 16,4 %) byla predována ptačím predátorem (Chi-squared test for given probabilities;  $\chi^2 = 30,224$ , df = 1, p < 0,0001). Také z hnízd na výsypce byla většina statisticky průkazně predována savci (n = 48; 88,9 %) než ptáky (n = 6; 11,1 %) (Chi-squared test for given probabilities;  $\chi^2 = 32,667$ , df = 1, p < 0,0001). Oproti tomu byl poměr hnízd predovaných savci (n = 8; 61,5 %) a ptáky (n = 5; 38,5 %) mimo areál výsypky statisticky neprůkazný (Chi-squared test for given probabilities;  $\chi^2 = 0,69$ , df = 1,

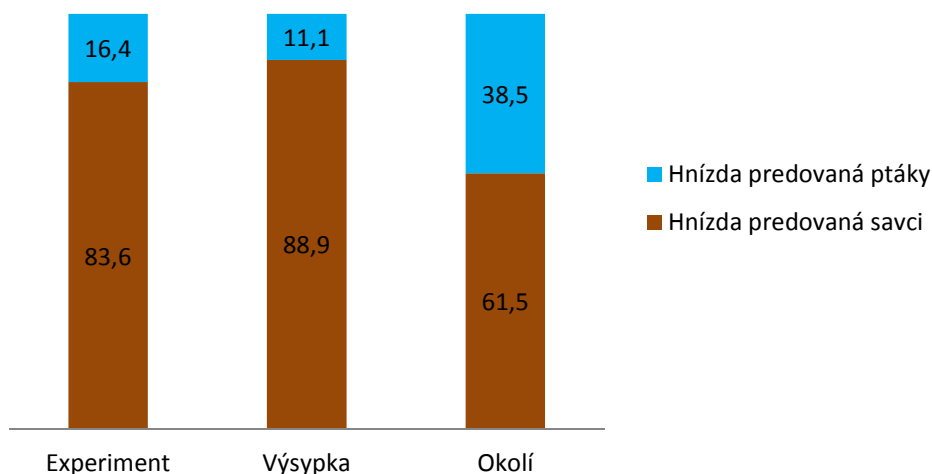
$p = 0,4054$ ). Rozdíl v úrovni predace savci mezi hnízdy na výsypce (88,9 %) a mimo výsypku (61,54 %) byl stejně tak jako u ptáků (11,1 %; 38,5 %) statisticky průkazný (Kruskal-Wallis test,  $K-W \chi^2 = 5,626$ ,  $df = 1$ ,  $p\text{-value} = 0,0177$ ).

**Tab. č. 3 – Počty hnízd predovaných pravděpodobnými predátory a jejich procentuální poměr ve vztahu k lokalitě umístění hnízda.**

Lokalita	Celkový počet predovaných hnízd	Hnízda predovaná savci		Hnízda predovaná ptáky	
		Počet	%	Počet	%
Experiment	67	56	83,58	11	16,42
Výsypka	54	48	88,89	6	11,11
Okolí	13	8	61,54	5	38,46

Zdroj: autor 2017

**Obr. č. 16 – Grafické vyjádření procentuálního poměru mezi hnízdy predovanými savci a hnízdy predovanými ptáky ve vztahu k lokalitě umístění hnízda.**



Zdroj: autor 2017

## 5.6 Vztah mezi predací a krypsí hnízd

Vztah mezi predací a krypsí hnízd byl v celém experimentu negativní. Se zvětšující se hodnotou krypse hnízd, klesala pravděpodobnost jejich predace (obr. č. 17). Vliv krypse hnízd na jejich predaci se však v zobecněném lineárním modelu ukázal jako mizivý a spíše neprůkazný (GLM: Estimate = -0,0245; std. error = 0,013; dev. = 3,652;  $df = 1$ ;  $p = 0,0560$ ).



## 6. Diskuse

### 6.1 Predace z hlediska typu lokality a biotopů

Výsledky experimentu naznačují možnou velmi vysokou pravděpodobnost predace hnízd na zemi hnízdících ptačích druhů na Radovesické výsypce. Predováno bylo 84,4 % z umělých hnízd umístěných na jejím území. Dosažená míra predace je vyšší než úroveň predace zjištěné jinými, autorovi dostupnými, výzkumy prováděnými v post-těžebních oblastech včetně mosteckých výsypek (Purger et al. 2007; Dixon et al. 2008; Bartůňková nepubl.). Předchozí studie, zkoumající predaci ptačích hnízd v souvislosti s vlivem ekotonálního efektu, většinou nalézaly obdobně vysoké míry predace jen v extrémních hodnotách, které se buď vztahovaly k míře predace na zkoumaném ekotonu, nebo jen k určitým vzdálenostem od těchto ekotonů, avšak jen zřídka k celé studijní oblasti (např. Paton 1994 nebo Sánchez-Oliver et al. 2014).

Prostředím vykazujícím vysokou míru predace byly především biotopy zařazené do kategorie *Biotop 1* (87,5 %), tj. sečené louky, a do kategorie *Biotop 2* (86,2 %), tj. ruderální louky a porosty, orná půda, pole a mokřady. V obou případech se tedy jednalo o otevřená prostranství, většinou s travním a bylinným pokryvem, bez souvislých porostů stromů a křovin. Obdobnou, také velmi vysokou, predaci v odpovídajícím prostředí otevřené zemědělské krajiny zjistili Sánchez-Oliver et al. (2014), v jejichž experimentu s umělými hnízdy dosáhla míra predace na otevřených zemědělských plochách 88,4 % pod dvou týdnech expozice hnízd s vejci predátorům a dokonce 94,2 % po třech týdnech expozice. Zatímco Sánchez-Oliver et al. (2014) zaznamenali obdobně vysokou míru predace i v přilehlých uměle vysázených plantážích lesních dřevin, v prezentovaném experimentu na Radovesické výsypce byla míra predace v lesních porostech, včetně umělých lesnických výsadeb a mladého lesa, a v porostech křovin, zařazených do třetí kategorie *Biotop 3*, v porovnání s otevřenými travnatými plochami naopak průkazně nižší, a to jak na území výsypky (40,0 %), tak i mimo něj (55 %). Zaznamenané úrovně predace plně odpovídaly hodnotám získaným v dřívějších studiích (Paton 1994) a zapadaly do rozpětí, v němž se pohybovaly míry predace (30 – 74 %, průměr 53 %), které zjistili Morris et Conner (2016) při 12letém výzkumu predace umělých ptačích hnízd v lesním prostředí. V souhrnu zjištěných úrovní predace dle některých dosavadních studií, který provedli Sánchez-Oliver et al. (2014), dosáhla průměrná hodnota míry predace v uměle vysázených lesních plantážích 59,5 %, zatímco v polo-přírodních lesních porostech dosáhla 66,4 %. Ve srovnání s těmito výsledky, byly tedy zjištěné míry predace v lesních porostech a křovinách na Radovesické výsypce i v jejím okolí podprůměrné.

Zobecněný lineární model naznačil vliv typu lokality na pravděpodobnost predace umělých hnízd instalovaných na území výsypky, což by mohlo odrážet předpoklad, že predace ptačích hnízd může více záviset na krajinné kompozici a konfiguraci, než na okrajovém efektu *per se* nebo na početnosti místních predátorů (Donovan et al. 1997; Chalfoun et al. 2002). V této souvislosti byla vyšší míra predace v rámci území výsypky zjištěna na rekultivovaných územích (85,7 %), jejichž podstatnou část tvořily právě rozsáhlé travnaté plochy (louky sečené i ruderální), méně již orná půda nebo mokřady. U ploch ponechaných samovolnému vývoji, které měly větší podíl lesních porostů a křovin proti otevřeným ruderálním loukám a mokřadům, byla úroveň predace nižší (66,7 %). Jakkoliv nebyl rozdíl mezi mírou predace na rekultivovaných plochách a mírou predace na sukcesních plochách statisticky průkazný, odpovídá výše naznačenému trendu zvýšené úrovně predace na zemědělsky rekultivovaném území. Podporu tomuto trendu dodávají svým výzkumem i Beja et. al. 2014, kteří na základě své studie predace ptačích hnízd v zemědělské krajině polí a pastvin, spojují velmi vysoké míry predace s nízkou vegetací na zemědělských plochách, ať v důsledku přímé lidské činnosti (např. kosením) či pastvou dobytka. Při porovnání s odlišnými biotopy s odlišným typem vegetace (např. s mokřady, křovinami nebo lesními porosty) jsou hnízda v nízké vegetaci pro potencionální predátory více viditelná (Suvorov et al. 2012) a přístupnější (Bartůňková nepubl.) a mohou tak na zemědělské půdě trpět vyšším rizikem predace.

## 6.2 Predace z hlediska pravděpodobných predátorů

Pokud porovnáme taxonomické složení (tab. č. 4) a prostorovou distribuci (příloha č. 13) pravděpodobných predátorů experimentálních hnízd na Radovesické výsypce s jejich složením mimo území výsypky, zjistíme signifikantní rozdíl v poměru savců a ptáků mezi územím výsypky, kde savčí predátoři tvořili naprostou většinu (88,9 %) predátorů oproti ptačím predátorům (11,1 %). Tento poměr byl průkazně odlišný od poměrného zastoupení pravděpodobných predátorů mimo území výsypky, kde byl mnohem vyrovnanější (savci 61,5 %; ptáci 38,5 %). Výsledky tedy naznačují menší významnost ptáků jako predátorů na experimentálních hnízdech na lokalitě výsypky, tvořené z větší části otevřenými zemědělsky rekultivovanými plochami. Význam ptačích predátorů naopak stoupl mimo území výsypky, které bylo krajinně více diverzifikované, s větším zastoupením lesních porostů. Větší význam ptačích predátorů (zejména čeledi krkavcovitých) ve fragmentované lesní krajině s podílem zemědělské půdy byl potvrzen vícero studiemi (např. Andrén et al. 1985; Angestam 1986; Andrén 1992; Nour et al. 1993, Sánchez-Oliver et al. 2014). Stejně tak větší vliv ptačích predátorů při kořistění na hnízdech platil i pro přirozené křovinné nebo lesní

porosty a lesnický rekultivované plochy v post-težebních oblastech včetně mosteckých výsypek (Purger et al. 2004, Bartůňková nepubl.) Se zvětšujícím se podílem zemědělské půdy však význam ptačích predátorů může klesat a v dominantní zemědělské krajině může převážit význam savců jako predátorů ptačích hnízd (Angelstam 1986; Nour et al. 1993; Pasitschniak-Arts et al. 1997). To může být důsledkem relativně nepravidelného užití zemědělských ploch ptačími predátory, kteří jako vizuálně vyhledávající lovci vyžadují „bidýlka“, tj. rozhledová místa, např. porosty stromů, ze kterých mohou kořist vyhledávat (Ratti et Reese 1988; Møller 1989; Paton 1994), a která na větších zemědělských plochách často chybí. Podporu tomuto předpokladu přináší i výsledky zjištěné během experimentu, kdy hnízda na území výsypky, predovaná pravděpodobně ptačími predátory, byla umístěna přímo v lesním porostu, nebo se kromě dvou případů nacházela méně než 110 m od nejbližšího okraje takového porostu. Oproti tomu se v lesním nebo křovinném porostu na výsypce nenacházelo žádné hnízdo, jež bylo pravděpodobně predováno savcem (příloha č. 11 – tab. č. 20). Ačkoliv rozdíl nebyl ani v jednom případě statisticky významný, tak hnízda predovaná pravděpodobně savci byla jak v průměrných, tak i v maximálních hodnotách, umístěna dále od okraje výsypky i od okraje křovin nebo lesních porostů (příloha č. 11 – obr. č. 29 a 30).

Hnízda mohou být kořistěna také různými predátory v přibližném poměru relativním k četnosti těchto predátorů (Angelstam 1986). V tomto kontextu výsledky zjištěné experimentem naznačují, že na převážně zemědělsky rekultivovaném území Radovesické výsypky jako potencionální predátoři ptačích hnízd na zemi hnízdících druhů ptáků zcela dominují savci, kteří s ohledem na vysokou míru predace pravděpodobně dosahují na tomto území vysoké četnosti.

### **6.3 Vliv okrajového efektu na predaci umělých hnízd**

Experiment nepotvrdil přítomnost vlivu okrajového efektu na predaci experimentálních hnízd. Vliv ekotonálního efektu nebyl prokázán ani na výsypce ani v jejím okolí. Toto zjištění je podpořeno výsledky předchozí studie, která mimo jiné posuzovala i míru predace a případný vliv okrajového efektu na predaci na hnízdech pěvců hnízdících v křovinách na mosteckých výsypkách, a která přítomnost okrajového efektu na predaci hnízd také neprokázala (Bartůňková nepubl.).

Experimentem byl ve větším prostorovém měřítku celé Radovesické výsypky průkazně potvrzen opačný efekt, tedy zvyšující se pravděpodobnost predace hnízd umístěných na výsypce se zvětšující se vzdáleností těchto hnízd od hranice výsypky s okolím. Jakkoliv výsledky sice naznačují možnou přítomnost okrajového efektu pro

některé typy ekotonů mezi určitými biotopy či lokalitami (rekultivace-sukcese), tento okrajový efekt statisticky nepotvrzují. Nelze tak vyloučit existenci okrajového efektu v menším lokálním měřítku. Experiment byl proveden na pravidelné čtvercové síti bodů vzdálených od sebe cca 300 m, která byla vhodná pro zachycení celého území výsypky a jejího okolí, ale již nemusela být dostatečně jemná pro zachycení okrajového efektu v menších měřítcích. V této souvislosti Paton (1994) uvádí, že jím revidované studie zkoumající okrajový efekt naznačují, že se ekotonální efekt na predaci hnízd obvykle vyskytuje do 50 m od okraje a doporučuje zaměřit se na mnohem menší měřítko 100 – 200 m od okraje a v menších krocích cca 25 – 50 m v případě umísťování umělých hnízd. Případnou existenci okrajového efektu na Radovesické výsypce by tak mohla potvrdit či naopak průkazně vyvrátit budoucí studie provedená v menším měřítku. O možném zdůvodnění nepřítomnosti okrajového efektu na predaci hnízd na celé Radovesické výsypce pojednává následující kapitola.

#### **6.4 Nepřítomnost okrajového efektu**

Zjištěné výsledky v rámci provedeného experimentu tedy neprokázaly přítomnost či statisticky významný vliv okrajového efektu na predaci umělých ptačích hnízd na Radovesické výsypce. Nepřítomnost okrajové efektu byla zjištěna již předtím mnoha studiemi (např. Nour et al. 1993; Rudnický et Hunter 1993; Marini et al. 1995; Hanski et al. 1996; Pasitschniak-Arts et al. 1998). To naznačilo, že se sice okrajový efekt na hnízdní predaci v některých lokalitách vyskytuje, ale není to platné zobecnění, bez ohledu na uvažovaný biotop. Možným vysvětlení bylo, že okrajový efekt je velmi vzácný, a možná ani neexistuje tam, kde sousedící biotopy mají nízký gradient v primární produktivitě (Lahti 2001). Predace ptačích hnízd byla také dávána do souvislosti s aktivitou hnízdních predátorů, která byla uváděna jako možné vysvětlení, proč lze okrajový efekt v některých oblastech nalézt, zatímco v jiných nikoliv (např. Andrén 1995, Renfrew et al. 2005). Vztah mezi mírou predace a okrajem biotopů závisí na specifickém užití okrajů potencionálními predátory a na hustotě potencionálních predátorů (Andrén 1995). Toto tvrzení lze vztáhnout nejen na okraj biotopu, ale i na biotop samotný. Míra predace v daném biotopu koreluje s hojností hnízdních predátorů v daném biotopu (Andrén et al. 1985). Velká hojnost hnízdních predátorů v biotopu by pak mohla potlačit či zcela vyloučit ekotonální efekt v obecně předpokládané podobě na okraji biotopu a umístění hnízd dále od okraje by nesnižovalo riziko jeho predace (Renfrew et al. 2005). Především větší hnízdní predátoři, savci, kteří jsou zároveň potravními i biotopovými generalisty, jakými jsou kupříkladu liška obecná nebo prase divoké, jsou schopni vstupovat do mnoha



různorodých typů prostředí a relativně svobodně se mezi nimi pohybovat (Gehring et Swithart 2003), zejména pak mezi biotopy, které mají podobnou fyziognomii, protože jejich hranice nerozpoznávají jako diskontinuitu prostředí (Lahti 2001) a navyšovat tak predaci už potencionálně způsobovanou převážně místními biotopovými predátory travních porostů, polí apod. Otevřené zemědělské plochy také mohou podporovat vyšší početnost kořisti, např. z čeledi zajícovitých (*Leporidae*), a na ně navázaných predátorů, kteří mohou následně také predovat ptačí hnízda (Reino et al. 2010).

S ohledem na zjištěnou velmi vysokou celkovou mírou predace na experimentálních hnízdech na celé výsypce a zvláště pak na otevřených zemědělsky rekultivovaných plochách, a vzhledem ke skutečnosti, že většinu pravděpodobných predátorů experimentálních hnízd ve stejné lokalitě tvořili savci, lze zjištěnou vysokou mírou predace na Radovesické výsypce dát do souvislosti s možným vysokým výskytem a aktivitou těchto predátorů na výsypce, zejména na zemědělsky rekultivovaných plochách a ve vnitřní části výsypky. Okolí výsypky s nižším predáčním tlakem, pak na okrajové části výsypky zřejmě pozitivně působí ve smyslu snižování míry predace, které se mohlo projevit jako obrácený okrajový efekt. Předchozí studie také dokládají, že míry predace jsou nižší, pokud jsou hnízdiště rozdělena mezi různá místa, než když je větší počet hnízd umístěn na podobných místech (Martin 1988b). Pokud tedy potencionální predátoři shledali zemědělsky rekultivované plochy či výsypku celkově jako vhodný potravní zdroj s dostatkem kořisti v poměrně homogenním prostředí, mohou se sem v hojném počtu opakovaně při hledání potravy vracet či se zde i dlouhodobě zdržovat a udržovat trvale vyšší predáční tlak na zde hnízdící ptačí druhy. Pobytové stopy potencionálních predátorů (stopy, trus a četné plochy rozryté prasaty divokými) byly ostatně během instalace i kontroly hnízd zaznamenány, včetně jedince prasete divokého nebo potencionální kořisti těchto predátorů, vyrušených v denních hodinách přímo v centrální části výsypky (obr. č. 2 a 4). Přítomnost tohoto trendu na území výsypky se zdá být potvrzována i průkazně výrazně vyšší úrovní predace na zemědělsky rekultivovaných sečených loukách (kategorie *Biotop 1*) na území výsypky (87,5 %), v porovnání s plochami stejného typu mimo její území (37,5 %). Anebo opačným pohledem může výsypka působit na okolí jako zdroj predáčního tlaku, kdy rozsáhlé zemědělsky rekultivované plochy zastávají roli jakési krajinné matrix podle „matrix effect“ modelu, který předpokládá, že predátoři pronikají z habitatu s vyšší hustotou predátorů do habitatu s nižší hustotou, způsobují tak okrajový efekt a zvyšují míru predace na hranicích těchto habitatů, resp. na hranici okolí s výsypkou (příloha č. 12 – obr. č. 31) (Angelstam 1986, Suvorov et al. 2012). Nicméně je nutné uvést, že vztah klesající pravděpodobnosti predace hnízda

instalovaného mimo výsypku se zvětšující se vzdáleností hnízda od hranice výsypky byl statisticky neprůkazný. Naneštěstí však dosud není mnoho známo o společenstvech potencionálních hnízdních predátorů i o jejich potencionální kořisti ve studijní oblasti. Údaje zjištěné v tomto experimentu sice poskytují určitý náhled na jejich poměrné rozložení mezi savce a ptáky a jejich prostorovou distribuci, avšak nic o jejich početnostech, hustotě, a chování na Radovesické výsypce a nemohou tak podpořit ani vyvrátit výše naznačený předpoklad. Bylo by tedy vhodné, kdyby se některý z budoucích výzkumů touto problematikou zabýval.

## 7. Závěr

Post-těžební krajiny, včetně Radovesické výsypky, představují poměrně mladou krajinu a přírodní prostředí s teprve se utvářejícími, relativně málo prozkoumanými ekologickými vztahy mezi jejími jednotlivými složkami. Terénní experiment s křepelčími vejčky umístěnými v umělých na zemi instalovaných ptačích hnízdech na Radovesické výsypce a v jejím nejbližším okolí si kladl za cíl bližší poznání vlivu prostředí a zejména pak případného okrajového efektu na predaci ptačích hnízd. Zjištěné výsledky přítomnost okrajového efektu v rámci celého prostoru Radovesické výsypky neprokázaly, ačkoliv zcela nevyloučily možnost jeho přítomnosti v menším prostorovém měřítku jednotlivých typů biotopů a lokalit na území výsypky. Zjištěním experimentu byla nepřítomnost obvyklého okrajového efektu, resp. byl zjištěn okrajový efekt s opačným vlivem. Se zvyšující se vzdáleností experimentálních hnízd od hranice výsypky směrem k jejímu středu se zvyšovala i pravděpodobnost predace hnízd. Navíc byla experimentem zaznamenána celková vysoká míra predace hnízd, zejména na otevřených, nejčastěji zemědělsky rekultivovaných plochách, a to i v porovnání s mírami predace zjištěnými v okolí výsypky. K území výsypky se také vztahovalo vysoké poměrné zastoupení savčích hnízdních predátorů, kteří zde naprosto dominovali v porovnání s vyrovnanějším poměrným zastoupením savců a ptáků jako predátorů mimo lokalitu výsypky.

Jakkoliv nelze vyloučit, že absence obecně předpokládaného okrajového efektu na Radovesické byla v důsledku jeho pouhé neexistence *per se*, dosažené výsledky naznačují, že případný projev okrajového efektu mohl být potlačen či zcela eliminován vysokým predačním tlakem v důsledku vysoké četnosti a aktivity savčích predátorů na území výsypky. Výsypka, a především otevřené zemědělsky rekultivované plochy, tak mohou být „ekologickou pastí“ pro ptačí druhy, kteří zde sice nacházejí vhodné prostředí pro hnízdiště (včetně vzácných a ohrožených druhů, pro které se stala refugiem), zároveň zde ale mohou být pod velkým predačním tlakem predátorů, především biotopových a potravních generalistů jako je prase divoké či liška obecná, kteří výsypku mohou vnímat jako vhodný potravní zdroj a jejichž vysoká početnost, především prasat divokých, je všeobecně známa. Nicméně, vzhledem k současným malým znalostem o druhové struktuře, početnosti a aktivitě potencionálních predátorů ptačích hnízd na Radovesické výsypce nelze zatím výše naznačenou hypotézu podpořit, avšak ani zcela vyvrátit.

Jak pro bližšího poznání potencionálních predátorů, tak i z hlediska identifikace případného okrajového efektu v menším prostorovém měřítku, je zapotřebí provedení dalších budoucích výzkumů, detailněji zaměřených především na jednotlivé lokality

a biotopy na výsypce (např. rekultivované a sukcesní plochy), na aspekty predace hnízd v rámci nich a na ekotonech mezi nimi a na komplexní studium potencionálních predátorů navázaných jak na zmíněná prostředí, tak v rámci celé Radovesické výsypky. Vhodné by též bylo opakování provedeného experimentu, které by mohlo potvrdit či vyvrátit předpokládaný vysoký predační tlak na hnízda na výsypce, pokud by byla opětovně zjištěna vysoká míra predace hnízd či naopak. Zjištěné výsledky by pak mohly do budoucna přispět nejen k bližšímu poznání vztahů mezi prostředím a hnízdní predací, resp. hnízdní úspěšností, v post-těžebních krajinách, ale měly by také přinést další poznatky využitelné při managementu post-těžebních oblastí, zejména ve vztahu k ochraně a péči o ptačí druhy v této lokalitě.

## 8. Použitá literatura a zdroje

Tištěné publikace:

AMBUEL B., TEMPLE S. A., 1983: Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology*, 64/5: 1057 – 1068.

ANDRÉN H., 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73/3: 794 – 804.

ANDRÉN H., 1995: Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. In: LENNART H., LENORE F., GRAY M. (eds.): *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman & Hall, London: 225 – 255.

ANDRÉN, H., ANGLESTAM P., 1988: Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69/2: 544 – 547.

ANDRÉN H., ANGELSTAM P., LINDSTRÖM E., WIDEN P., 1985: Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 4: 273 – 277.

ANGELSTAM P., 1986: Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47/3: 365 – 373.

BARTŮŇKOVÁ N., nepublikováno: Statistická analýza rozmístění a predace ptačích hnízd. Diplomová práce (2012). Dep.: Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita, Praha: 70 s.

BEJA P., SCHINDLER S., SANTANA J., PORTO M., MORGADO R., MOREIRA F., PITA R., MIRA A., REINO, L., 2014. Predators and livestock reduce bird nest survival in intensive Mediterranean farmland. *European journal of wildlife research* 60/2: 249 – 258.

BURDA J, PLETICHOVÁ M., ŽIŽKA L, 2016: Informační komplex výsypkových lokalit – výsypka Radovesice. *Zpravodaj HNĚDÉ UHLÍ* 1/2016: 3 – 16.

CARIGNAN V., VILLARD M. A., 2002: Effects of variations in micro-mammal abundance on artificial nest predation in conifer plantations and adjoining deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 157/1: 255 – 265.

CULEK M., GRULICH V., LAŠTŮVKA Z., DIVÍŠEK J., 2013: Biogeografické regiony České republiky. Masarykova univerzita, Brno: 447 s.

DANIELSON W. R., DEGRAAF R. M., FULLER T. K., 1997: Rural and suburban forest edges: effect on egg predators and nest predation rates. *Landscape and Urban Planning* 38/1 – 2: 25 – 36.

- DIXON T. P., LOPEZ R. R., PETERSON M. J., MCCLEERY R. A., SILVY N. J., 2008: Field-level spatial factors, associated edges, and dickcissel nesting ecology on reclaimed lands in Texas. *Landscape and Urban Planning* 86/1: 60 – 65.
- DONOVAN T. M., JONES P. W., ANNAND E. M., THOMPSON F. R., 1997: Variation in Local-Scale Edge Effects: Mechanisms and Landscape Context. *Ecology* 78/7, 2064 – 2075.
- GATES, J. E., GYSEL, L. W., 1978 Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology*, 59/5: 871 – 883.
- GEHRING T. M., SWIHART R. K., 2003: Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological conservation* 109/2: 283 – 295.
- GUTHERY F. S., BINGHAM R. L., 1992: On Leopold's principle of edge. *Wildlife Society Bulletin (1973 – 2006)* 20/3: 340 – 344.
- HALÍŘ J., PLETICHOVÁ M., 2010: Geologické a hydrogeologické poměry údolí Lukovského potoka před nasypáním tělesa Radovesické výsypky. *Zpravodaj HNĚDÉ UHLÍ* 2/2010: 28 – 31.
- HANSKI I. K., FENSKE T. J., NIEMI G. J., 1996: Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *The Auk* 113/3: 578 – 585.
- HARABIŠ F., TICHÁNEK F., TROPEK R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55: 51 – 61.
- HENDRYCHOVÁ M., ŠÁLEK M., ŘEHOŘ M., 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45: 177 – 189
- HENDRYCHOVÁ M., ŠÁLEK M., TAJOVSKÝ K., ŘEHOŘ M., 2012: Soil Properties and Species Richness of Invertebrates on Afforested Sites after Brown Coal Mining. *Sylvia* 20/ 5: 561 – 567.
- CHALFOUN A. D., THOMPSON F. R., RATNASWAMY M. J., 2002: Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology* 16/2: 306 – 318.
- LAHTI D. C., 2001: The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99/3: 365 – 374.
- LEOPOLD A., 1933: Game management. Charles Scribner's Sons, New York: 481 s.

- LUDWIG M., SCHLINKERT H., HOLZSCHUH A., FISCHER C., SCHERBER C., TRNKA A., TSCHARNTKE T., BATÁRY P., 2012: Landscape-moderated bird nest predation in hedges and forest edges. *Acta oecologica* 45: 50 – 56.
- MARINI M. A., ROBINSON S. K., 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., 1988a: Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation?. *Evolutionary Ecology* 2/1: 37 – 50.
- MARTIN, T. E., 1988b: On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 85/7: 2196 – 2199.
- MØLLER A. P., 1989: Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos* 56: 240 – 246.
- MORRIS G., CONNER L. M.: 2016 Effects of forest management practices, weather and indices of nest predator abundance on nest predation: A 12-year artificial nest study. *Forest Ecology and Management* 366: 23 – 31.
- MURCIA C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution* 10/2: 58 – 62.
- NEUHÄUSLOVÁ Z. (ed.), 1998. Mapa potencionální přirozené vegetace České republiky. Akademie věd České republiky, Praha: 341 s.
- 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.
- ODUM E. P., ODUM H. T., ANDREWS J., 1971: *Fundamentals of ecology* (Vol. 3). Saunders, Philadelphia.
- PASITSCHNIAK-ARTS M., CLARK R. G., MESSIER F., 1998: Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important?. *Biological Conservation* 85/1 – 2: 55 – 62.
- PATON P. W., 1994: The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. *Conservation Biology* 8/1, 17 – 26.
- PURGER J. J., MÉSZÁROS L. A., PURGER D., 2004: Predation on artificial nests in post mining recultivated area and forest edge: contrasting the use of plasticine and quail eggs. *Ecological Engineering* 22/3, 209 – 212.

R – PRINCIP MOST, 2015: Charakteristika navrhovaného významného krajinného prvku „Sukcesní plochy na Radovesické výsypce“. R –PRINCIP MOST s.r.o. a Severočeské doly, a.s, Most: 32 s.

RATTI J. T., REESE K. P., 1988: Preliminary test of the ecological trap hypothesis. *The Journal of Wildlife Management* 52: 484 – 491.

REINO L., PORTO M., MORGADO R., CARVALHO F., MIRA A., BEJA P., 2010: Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? *Forest ecology and management* 260/8: 1359 – 1366.

RENFREW R. B., RIBIC C. A., NACK J. L., 2005: Edge avoidance by nesting grassland birds: a futile strategy in a fragmented landscape. *The Auk* 122/2, 618 – 636.

ŘEHOŘ M., ONDRÁČEK V., 2010: Rekultivace výsypky Radovesice. *Zpravodaj HNĚDÉ UHLÍ* 4/2010: 3 – 7.

RUDNICKY T. C., HUNTER Jr., M. L., 1993: Avian nest predation in clearcuts, forests, and edges in a forest-dominated landscape. *The Journal of wildlife management*: 358 – 364.

SÁNCHEZ-OLIVER J. S., BENAYAS J. R., CARRASCAL L. M., 2014: Differential effects of local habitat and landscape characteristics on bird communities in Mediterranean afforestations motivated by the EU Common Agrarian Policy. *European journal of wildlife research*, 60/1: 135 – 143.

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.

SUVOROV P., SVOBODOVÁ J., ALBRECHT T., 2014: Habitat edges affect patterns of artificial nest predation along a wetland-meadow boundary. *Acta Oecologica* 59: 91 – 96.

ŠÁLEK M., 2012: Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49/2012: 1417 – 1425.

ŠÁLEK M., HENDRYCHOVÁ M., ŘEHOŘ M., 2010: Breeding habitat of sparrowhawks, *Accipiter nisus* on spoil heaps after coal mining. *Acta Oecologica* 36/2: 197 – 201.

ŠŤASTNÝ K., HUDEC K., 2011: *Fauna ČR, Ptáci* 3. Academia, Praha: 1196 s.



TICHÁNEK F., nepublikováno: Společenstva vážek odvodňovacích kanálů Radovesické výsypky. Bakalářská práce (2013). Dep.: Fakulta životního prostředí, Jihočeská univerzita, České Budějovice: 58 s.

VOJAR J., DOLEŽALOVÁ J., SOLSKÝ M., SMOLOVÁ D., KOPECKÝ O., KADLEC T., KNAPP M., 2016: Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90: 278 – 284.

VOŽENÍLEK V., KVĚTOŇ V, 2011: Klimatické oblasti Česka: klasifikace podle Quitta. Univerzita Palackého v Olomouci, Český hydrometeorologický ústav, Olomouc, Praha: 20 s.

WHITCOMB R. F., ROBBINS C. S., LYNCH J. F., WHITCOMB B. L., KLIMKIEWICZ M. K., BYSTRAK D., 1981: Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: BURRGES R. L., SHARPE D. M. (eds.): *Forest Island Dynamics in Man-Dominated Landscapes*. Springer-Verlag, New York, USA: 125 – 205.

WILCOVE D. S., 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66/4: 1211 – 1214.

WINTER M., JOHNSON D. H., FAABORG J., 2000: Evidence for edge effects on multiple levels in tallgrass prairie. *The Condor* 102/2: 256 – 266.

YAHNER R. H., SCOTT, D. P., 1988: Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *The Journal of Wildlife Management*: 158 – 161.

YAHNER R. H., WRIGHT A. L., 1985: Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. *The Journal of wildlife management*: 508 – 513.

Právní předpisy:

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.

Vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.

Internetové zdroje:

AOPK ČR – DRUSOP, 2016: Digitální registr Ústředního seznamu ochrany přírody. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, on-line: <http://drusop.nature.cz/>, cit. 23.9.2016

BPS, 2016: Příroda Bílinska – Radovesická výsypka. Bílinská přírodovědná společnost z.s., Bílina, on-line: <http://priroda.sdas.cz/priroda.htm>, cit. 17.10.2016

ČHMÚ, 2016: Portál ČHMÚ, historická data – počasí – mapy charakteristik klimatu. Český hydrometeorologický ústav, Praha, on-line: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mapy-charakteristik-klimatu>, cit. 23.9.2016

ČÚZK, 2016: Nahlížení do katastru nemovitostí. Český úřad zeměměřičský a katastrální, Praha, on-line: <http://nahlizenidokn.cuzk.cz/>, cit. 21.9.2016

GEOPORTÁL, 2017: Národní geoportál INSPIRE – Mapy – Prohlížení. CENIA, česká informační agentura životního prostředí, Praha, on-line: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>, cit. 2.3.2017

## 9. Seznam obrázků a tabulek

Obr. č. 1 – Ekoton les-zemědělská půda, resp. okolní lesní porosty a zemědělsky rekultivované plochy na Radovesické výsypce.....	14
Obr. č. 2 – Jedinec prasete divokého ( <i>Sus scrofa</i> ) a stopa kuny ( <i>Martes sp.</i> ), trus lišky obecné ( <i>Vulpes vulpes</i> ) a potencionální kořist predátorů králík divoký ( <i>Oryctolagus cuniculus</i> ), nalezené a zachycené během terénních prací.....	18
Obr. č. 3 – Lokalizace Radovesické výsypky v rámci území České republiky. ....	20
Obr. č. 4 – Vnitřní, převážně zemědělsky rekultivovaná, část výsypky s dominantním centrálním údolím. V pozadí se nacházejí vrch Špičák (455 m n. m.) a Štrbický vrch (475 m n. m.) s enklávou polo-přírodních lesních porostů, tvořících část okolí výsypky.....	22
Obr. č. 5 – Ortofotomapa s vyznačeným územím Radovesické výsypky. ....	23
Obr. č. 6 – Příklad plošek s mladší (v popředí) a starší (v pozadí) výsadbou v rámci lesnických rekultivací.....	24
Obr. č. 7 – Celkový pohled na území jižní sukcesní plochy. ....	25
Obr. č. 8 – Interiér jižní sukcesní plochy. ....	27
Obr. č. 9 – Instalace hnízda.....	29
Obr. č. 10 – Kompletní instalované hnízdo s umělým modelínovým vajíčkem. ....	30
Obr. č. 11 – Instalovaná umělá hnízda hodnocená jak nejvíce nápadná (nahore) a hnízda hodnocená jako nejméně nápadná (dole).....	32
Obr. č. 12 – Příklady nálezových stop pro determinaci pravděpodobného predátora experimentálního hnízda. ....	33
Obr. č. 13 – Zjištěné úrovně predadce (%) v závislosti na lokalitě a biotopu.....	36
Obr. č. 14 – Grafické vyjádření závislosti pravděpodobnosti predace hnízda umístěného na území výsypky na jeho vzdálenosti od hranice výsypky. ....	40
Obr. č. 15 – Úrovně predace umělých hnízd v závislosti na přítomnosti umělého modelínového vajíčka v hnízdě při instalaci hnízda.....	42
Obr. č. 16 – Grafické vyjádření procentuálního poměru mezi hnízdy predovanými savci a hnízdy predovanými ptáky ve vztahu k lokalitě umístění hnízda. ....	43
Obr. č. 17 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd v závislosti na hodnotě jejich krypte.....	44
Obr. č. 18 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií biotopů v rámci celkové rozlohy území výsypky.....	69
Obr. č. 19 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií biotopů v rámci celkové rozlohy technicky rekultivovaných ploch.....	69
Obr. č. 20 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií biotopů v rámci celkové rozlohy ploch ponechaných samovolnému vývoji.....	69
Obr. č. 21 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti k hranicím sukcesních ploch (F statistika: $F = 1,075$ ; $df = 1$ a $88$ ; $p = 0,3026$ ).....	73
Obr. č. 22 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů ploch s probíhající technickou rekultivací a výstavbou. ....	73
Obr. č. 23 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od rudérálních luk a porostů. ....	74
Obr. č. 24 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od komunikací. ....	74

Obr. č. 25 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů křovin, lesnických výsadeb a porostů mladého nízkého lesa.....	75
Obr. č. 26 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti k urbanizovanému území. ....	76
Obr. č. 27 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů ruderálních luk a porostů. ....	76
Obr. č. 28 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů lesních porostů. ....	77
Obr. č. 29 – Krabicový diagram vzdáleností predovaných hnízd na výsypce od její hranice s okolím v závislosti na pravděpodobném predátorovi hnízda. ....	80
Obr. č. 30 – Krabicový diagram vzdáleností predovaných hnízd na výsypce od její od porostů křovin a stromů v závislosti na pravděpodobném predátorovi hnízda. ....	80
Obr. č. 31 – Vztah pravděpodobnosti predace a vzdálenosti hnízd od hranice mezi výsypkou a okolím pro všechna experimentální hnízda.....	81
Tab. č. 1 – Výsledky zobecněného lineárního modelu vlivu vybraných prediktorů na predaci ptačích hnízd na území Radovesické výsypky. ....	39
Tab. č. 2 – Výsledky zobecněného lineárního modelu vlivu vybraných prediktorů na predaci ptačích hnízd umístěných v okolí Radovesické výsypky. ....	41
Tab. č. 3 – Počty hnízd predovaných pravděpodobnými predátory a jejich procentuální poměr ve vztahu k lokalitě umístění hnízda. ....	43
Tab. č. 4 – Zařazení zájmového území Radovesické výsypky dle geomorfologického členění ČR.....	62
Tab. č. 5 – Charakteristika klimatických oblastí T2 a MT11.....	62
Tab. č. 6 – Zařazení studijního území Radovesické výsypky dle fyto geografického členění ČR (pro celý Mostecký bioregion 1.1). ....	63
Tab. č. 7 – Zařazení studijního území Radovesické výsypky dle biogeografického členění ČR.....	63
Tab. č. 8 – Přehled ZCHÚ v okolí Radovesické výsypky.....	63
Tab. č. 9 – Souhrn biologických průzkumů sukcesních ploch na Radovesické výsypce – minimální počet druhů daného taxonu a počet vzácných (chráněných) druhů. ....	64
Tab. č. 10 – Výčet ptačích druhů zjištěných při mapování ptáků na 28 studijních plochách o definované rozloze 100 x 100 m v hnízdním období v polovině dubna a v polovině května v letech 2007 a 2008. ....	65
Tab. č. 11 – Vybraní zástupci ptačích druhů osidlující různé typy prostředí v post-težební krajině podle výzkumu provedeného .....	66
Tab. č. 12 – Výčet ptačích druhů zjištěných při faunistickém výzkumu ptáků hnízdících na obou sukcesních plochách Radovesické výsypky provedeném v letech 2009 až 2012. ....	67
Tab. č. 13 – Souhrnné informace o experimentálních hnízdech. ....	68
Tab. č. 14 – Testování statistické významnosti rozdílu v počtu predovaných a netknutých hnízd (v míře predace) na výsypce, v jejím okolí, na technicky rekultivovaných plochách, na sukcesních plochách a v jednotlivých kategoriích biotopů rozdělených podle jejich polohy. ....	70
Tab. č. 15 – Korelace výsledných hlavních komponent se změřenými vzdálenostmi hnízd umístěných na výsypce (s tučně zvýrazněnými významnými korelacemi ( $r > 0,50$ )). ....	71

<b>Tab. č. 16 – Hlavní čísla (eigenvalues) a procento variability vysvětlené hlavními komponentami pro hnízda umístěná na výsypce (tučně komponenty s významnými korelacemi (<math>r &gt; 0,50</math>)).</b> .....	<b>71</b>
<b>Tab. č. 17 – Korelace výsledných hlavních komponent se změřenými vzdálenostmi hnízd umístěných mimo výsypku</b> .....	<b>72</b>
<b>Tab. č. 18 – Hlavní čísla (eigenvalues) a procento variability vysvětlené hlavními komponentami pro hnízda umístěná mimo výsypku (tučně komponenty s významnými korelacemi (<math>r &gt; 0,50</math>)).</b> .....	<b>72</b>
<b>Tab. č. 19 – Počet netknutých a predovaných hnízd a zjištěná míra predace v závislosti na lokalitě, včetně testování statistické významnosti v rozdílech mezi predovanými a netknutými hnízdy.</b> .....	<b>78</b>
<b>Tab. č. 20 – Nejmenší vzdálenost predovaných hnízd instalovaných na území výsypky od její hranice a od lesních nebo křovinných porostů, včetně uvedení lokality a biotopů, ve kterých byla umístěna a pravděpodobného predátora</b> .....	<b>79</b>

## 10. Přílohy

### Příloha č. 1 – Charakteristika zájmového území.

**Tab. č. 4 – Zařazení zájmového území Radovesické výsypky dle geomorfologického členění ČR.**

<i>Hierarchické zařazení oblasti</i>	<i>Název</i>
systém	Hercynský
provincie	Česká vysočina
subprovincie	Krušnohorská soustava
oblast	Podkrušnohorská
celek	Mostecká pánev České středohoří
podcelek	Chomutovsko-teplická pánev Milešovské středohoří
okresek	Duchcovská pánev Bořeňské středohoří Teplické středohoří Kostomlatské středohoří

Zdroj: Geoportál 2017

**Tab. č. 5 – Charakteristika klimatických oblastí T2 a MT11.**

<i>Radovesické výsypky dle geomorfologického členění ČR. Charakteristika</i>	<i>Klimatická podoblast T2</i>	<i>Klimatická podoblast MT11</i>
Průměrná teplota v lednu	-2 až -3 °C	-2 až -3 °C
Průměrná teplota v dubnu	8 až 9 °C	7 až 8 °C
Průměrná teplota v červenci	18 až 19 °C	17 až 18 °C
Průměrná teplota v říjnu	7 až 9 °C	7 až 8 °C
Počet letních dnů v roce	50 – 60	40 – 50
Počet dnů s teplotou alespoň 10 °C v roce	160 – 170	140 – 160
Počet mrazových dnů v roce	100 – 110	110 – 130
Počet ledových dnů v roce	30 – 40	30 – 40
Počet dnů se sněhovou pokrývkou v roce	40 – 50	50 – 60
Počet dnů v roce se srážkami alespoň 1 mm	90 – 100	90 – 100
Srážkový úhrn ve vegetačním období	350 – 400 mm	350 – 400 mm
Srážkový úhrn v zimním období	200 – 300 mm	200 – 250 mm
Počet jasných dnů v roce	120 – 140	120 – 150
Počet zamračených dnů v roce	40 – 50	40 – 50

Zdroj: Voženílek et Květoň 2011

**Tab. č. 6 – Zařazení studijního území Radovesické výsypky dle fytogeografického členění ČR (pro celý Mostecký bioregion 1.1).**

<i>Hierarchické zařazení oblasti</i>	<i>Název</i>
okres	2. Střední Poohří
podokres	2a. Žatecké Poohří
okres	3. Podkrušnohorská pánev

Zdroj: Culek et al. 2013

**Tab. č. 7 – Zařazení studijního území Radovesické výsypky dle biogeografického členění ČR.**

<i>Hierarchické zařazení oblasti</i>	<i>Název</i>
podprovincie	Hercynská
bioregion	1.1. Mostecký bioregion 1.14. Milešovský bioregion

Zdroj: Culek et al. 2013

**Tab. č. 8 – Přehled ZCHÚ v okolí Radovesické výsypky.**

<i>Název ZCHÚ</i>	<i>Kategorie ZCHÚ</i>	<i>Orgán ochrany přírody</i>
České středohoří	CHKO	AOPK ČR
Dřínek	PR	KÚ Ústeckého kraje
Štěpánovská hora	PP	AOPK ČR
Trupelník	PR	KÚ Ústeckého kraje

ZCHÚ – zvláště chráněné území podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů: CHKO – chráněná krajinná oblast, PR – přírodní rezervace, PP – přírodní památka; AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky; KÚ – krajský úřad.

Zdroj: AOPK ČR – DRUSOP 2016

**Příloha č. 2 – Souhrn biologických průzkumů – minimální počet druhů daného taxonu a počet vzácných (chráněných) druhů.**

**Tab. č. 9 – Souhrn biologických průzkumů sukcesních ploch na Radovesické výsypce – minimální počet druhů daného taxonu a počet vzácných (chráněných) druhů.**

<i>Taxon</i>	<i>Počet druhů</i>	<i>vzácné</i>	<i>ohrožení</i>
Rostliny ( <i>Plantae</i> )	60	1	1x C4a – taxon vyžadující zvláštní pozornost
Žahadloví ( <i>Aculeata</i> )	116	26	1 x RE, 2 x CR, 9 x EN, 8 x VU, 3 x O, 3 x VZ
Motýli ( <i>Lepidoptera</i> )	?	3	1 x vymírající, 2x ohrožený
Vážky ( <i>Odonata</i> )	13	1	VU
Rovnokřídlí ( <i>Orthoptera</i> )	7	1	VZ
Obojživelníci ( <i>Amphibia</i> )	8	8	2 x KO, 4 x SO, 2 x O
Plazi ( <i>Reptilia</i> )	3	3	2 x SO, 1 x O
Ptáci ( <i>Aves</i> )	40	14	7 x SO, 7 x O
Celkem	>240	57	

Podle červeného seznamu: RE = v ČR vyhynulý, CR = kriticky ohrožený, EN = ohrožený, VU = zranitelný. Podle vyhlášky č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů.: KO = kriticky ohrožený, SO = silně ohrožený, O = ohrožený. VZ – pod 5 lokalit výskytu v ČR.

zdroj: R – PRINCIP MOST, 2015



**Příloha č. 3 – Výčet ptačích druhů zjištěných při výzkumech v post-  
těžebních lokalitách mostecké hnědouhelné pánve.**

**Tab. č. 10 – Výčet ptačích druhů zjištěných při mapování ptáků na 28  
studijních plochách o definované rozloze 100 x 100 m v hnízdním  
období v polovině dubna a v polovině května v letech 2007 a 2008.**

Český název	Vědecký název	Počet
Budníček menší	<i>Phylloscopus collybita</i>	109
Pěnice černohlavá	<i>Sylvia atricapilla</i>	99
Budníček větší	<i>Phylloscopus trochilus</i>	78
Červenka obecná	<i>Erithacus rubecula</i>	61
Kos černý	<i>Turdus merula</i>	60
Pěnice slavíková	<i>Sylvia borin</i>	46
Sýkora modřinka	<i>Parus caeruleus</i>	42
Sýkora koňadra	<i>Parus major</i>	38
Linduška lesní	<i>Anthus trivialis</i>	32
Drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>	30
Pěnkava obecná	<i>Fringilla coelebs</i>	21
Sojka obecná	<i>Garrulus glandarius</i>	20
Pěvuška modrá	<i>Prunella modularis</i>	17
Strnad obecný	<i>Emberiza citrinella</i>	13
Holub hřivnáč	<i>Columba palumbus</i>	12
Strakapoud velký	<i>Dendrocopos major</i>	10
Slavík obecný	<i>Luscinia megarhynchos</i>	10
Dlask tlustozobý	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	9
Lejsek černohlavý	<i>Ficedula hypoleuca</i>	9
Mlynařík dlouhoocasý	<i>Aegithalos caudatus</i>	8
Zvonek zelený	<i>Carduelis chloris</i>	6
Cvrčilka říční	<i>Locustella fluviatilis</i>	6
Pěnice hnědokřídla	<i>Sylvia communis</i>	6
Kukačka obecná	<i>Cuculus canorus</i>	5
Ťuhák obecný	<i>Lanius collurio</i>	5
Cvrčilka zelená	<i>Locustella naevia</i>	5
Špaček obecný	<i>Sturnus vulgaris</i>	5
Sedmihlásek hajní	<i>Hippolais icterina</i>	4
Žluva hajní	<i>Oriolus oriolus</i>	4
Sýkora babka	<i>Parus palustris</i>	4
Pěnice vlašská	<i>Sylvia nisorina</i>	4
Vrána černá	<i>Corvus corone</i>	3
Budníček lesní	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	3
Střízlík obecný	<i>Troglodytes troglodytes</i>	3
Drozd brávník	<i>Turdus viscivorus</i>	3
Stehlík obecný	<i>Carduelis carduelis</i>	2
Šoupálek dlouhoprstý	<i>Certhia familiaris</i>	2
Krutihlav obecný	<i>Jynx torquilla</i>	2

Český název	Vědecký název	Počet
Lejsek šedý	<i>Muscicapa striata</i>	2
Sýkora lužní	<i>Parus montanus</i>	2
Vrabec polní	<i>Passer montanus</i>	2
Žluna zelená	<i>Picus viridis</i>	2
Hrdlička divoká	<i>Streptopelia turtur</i>	2
Rehek domácí	<i>Phoenicurus ochruros</i>	1
Moudivláček lužní	<i>Remiz pendulinus</i>	1
Brhlík lesní	<i>Sitta europaea</i>	1
Pěnice pokřovní	<i>Sylvia curruca</i>	1

Zdroj: Hendrychová et al. 2009

**Tab. č. 11 – Vybraní zástupci ptačích druhů osidlující různé typy prostředí v post-težební krajině podle výzkumu provedeného**

<i>Ranné lokality s holou zemí</i>	
Linduška úhorní	<i>Anthus campestris</i>
Kulík říční	<i>Charadrius dubius</i>
Bělořit šedý	<i>Oenanthe oenanthe</i>
<i>Ranné lokality s hustším bylinným krytem</i>	
Cvrčilka zelená	<i>Locustella naevia</i>
Pěnice hnědokřídla	<i>Sylvia communis</i>
Strnad luční	<i>Miliaria calandra</i>
Bramborníček africký	<i>Saxicola rubetra</i>
Bramborníček hnědý	<i>Saxicola torquata</i>
<i>Mírně zarostlé ranné lokality</i>	
Slavík modráček	<i>Luscinia svecica</i>
Skřivan polní	<i>Alauda arvensis</i>
Konipas luční	<i>Motacilla flava</i>
Konopka obecná	<i>Carduelis cannabina</i>
<i>Středně-věké lokality a okraje lesních porostů</i>	
Ťuhýk obecný	<i>Lanius collurio</i>
Strnad obecný	<i>Emberiza citrinella</i>
Pěnice pokřovní	<i>Sylvia curruca</i>
<i>Pozdní fáze (lesní plantáže)</i>	
Budníček lesní	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Červenka obecná	<i>Erithacus rubecula</i>

Zdroj: Šálek 2012

**Tab. č. 12 – Výčet ptačích druhů zjištěných při faunistickém výzkumu ptáků hnízdících na obou sukcesních plochách Radovesické výsypky provedeném v letech 2009 až 2012.**

<i>Druhy zvláště chráněné</i>		<i>Ohrožení</i>	<i>Status</i>
Bělořit šedý	<i>Oenanthe oenanthe</i>	S	H
Bramborníček, černohlavý	<i>Saxicola torquata</i>	O	H
Bramborníček hnědý	<i>Saxicola rubetra</i>	O	H
Břehule říční	<i>Riparia riparia</i>	O	P
Čáp černý	<i>Ciconia nigra</i>	S	P
Konipas luční	<i>Motacilla flava</i>	S	H
Moták lužní	<i>Circus pygargus</i>	S	P
Moták pochop	<i>Circus aeruginosus</i>	O	H
Ostříž lesní	<i>Falco subbuteo</i>	S	P
Potápka malá	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	O	H
Rákosník velký	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	S	H
Rorýs obecný	<i>Apus apus</i>	O	P
Slavík modráček středoe.	<i>Luscinia svecica cyanecula</i>	S	H
Vlaštovka obecná	<i>Hirundo rustica</i>	O	P
<i>Ostatní druhy</i>			
Bažant obecný	<i>Phasianus colchicus</i>		H
Budníček menší	<i>Phylloscopus collybita</i>		H
Budníček větší	<i>Phylloscopus trochilus</i>		H
Cvrčilka zelená	<i>Locustella naevia</i>		H
Drozd zpěvný	<i>Turdus philomelos</i>		H
Holub hřivnáč	<i>Columba palumbus</i>		H
Hrdlička divoká	<i>Streptopelia turtur</i>		H
Jiříčka obecná	<i>Delichon urbica</i>		P
Kachna divoká	<i>Anas platyrhynchos</i>		H
Káně lesní	<i>Buteo buteo</i>		P
Konipas bílý	<i>Motacilla alba</i>		H
Konopka obecná	<i>Carduelis cannabina</i>		H
Kos černý	<i>Turdus merula</i>		H
Kukačka obecná	<i>Cuculus canorus</i>		H
Kulík říční	<i>Charadrius dubius</i>		P
Lejsek černohlavý	<i>Ficedula hypoleuca</i>		P
Linduška lesní	<i>Anthus trivialis</i>		H
Linduška luční	<i>Anthus pratensis</i>		H
Lyska černá	<i>Fulica atra</i>		H
Pěnice černohlavá	<i>Sylvia atricapilla</i>		H

*Ohrožení: S – silně ohrožený druh, O – ohrožený druh; Status: H – hnízdící, P – potravní stanoviště.*

Zdroj: D – PRINCIP MOST 2015

## Příloha č. 4 – Souhrnné informace o experimentálních hnízdech.

Tab. č. 13 – Souhrnné informace o experimentálních hnízdech.

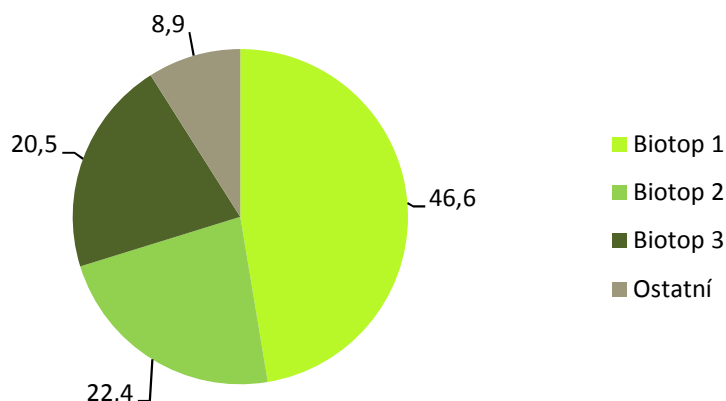
<i>Hnízdo</i>	<i>M</i>	<i>B</i>	<i>L</i>	<i>K</i>	<i>O</i>	<i>Hnízdo</i>	<i>M</i>	<i>B</i>	<i>L</i>	<i>K</i>	<i>O</i>	<i>Hnízdo</i>	<i>M</i>	<i>B</i>	<i>L</i>	<i>K</i>	<i>O</i>
3788	A	3	OKO	35,7	P	4386	A	1	REK	38,4	P	4695	A	1	REK	52,6	P
3789	N	3	OKO	33,6	P	4387	N	1	REK	56,4	P	4696	N	3	OKO	44,8	P
3887	A	2	OKO	30,9	P	4388	A	2	REK	41,9	P	4784	A	3	OKO	66,0	N
3888	N	2	OKO	15,7	P	4389	N	1	REK	26,6	P	4785	N	3	OKO	46,4	N
3889	A	2	OKO	33,1	P	4390	A	1	REK	47,7	P	4786	A	1	REK	53,6	P
3890	N	2	OKO	49,9	P	4391	N	3	SUK	53,6	N	4787	N	1	REK	47,9	P
3891	A	3	OKO	84,6	P	4392	A	2	SUK	67,6	P	4788	A	1	REK	70,2	P
3986	A	1	REK	35,8	P	4393	N	1	REK	42,4	N	4789	N	1	REK	68,9	P
3987	N	2	REK	47,2	P	4394	A	1	REK	33,0	N	4790	A	1	REK	64,6	P
3988	A	2	REK	53,3	P	4395	N	1	OKO	55,4	N	4791	N	2	REK	32,1	Z
3989	N	1	REK	43,4	P	4396	A	2	OKO	28,2	P	4792	A	2	REK	40,1	Z
3990	A	1	OKO	63,1	P	4483	A	3	OKO	58,2	N	4793	N	2	REK	42,9	Z
3991	N	2	OKO	67,8	P	4484	N	2	REK	44,6	P	4794	A	2	REK	45,0	N
3992	A	2	OKO	27,9	P	4485	A	1	REK	48,2	P	4795	N	2	REK	26,1	N
4085	A	1	REK	36,3	P	4486	N	1	REK	24,2	P	4796	A	3	OKO	69,6	P
4086	N	3	REK	69,6	N	4487	A	3	SUK	72,9	N	4885	A	3	OKO	61,0	P
4087	A	2	REK	61,6	P	4488	N	1	REK	38,0	P	4886	N	3	OKO	50,7	N
4088	N	1	REK	61,7	P	4489	A	3	REK	32,8	P	4887	A	1	REK	43,4	N
4089	A	1	REK	43,2	P	4490	N	1	REK	40,1	P	4888	N	1	REK	39,3	P
4090	N	1	REK	37,9	P	4491	A	2	SUK	68,8	Z	4889	A	1	REK	68,4	P
4091	A	3	REK	36,9	Z	4492	N	2	SUK	70,6	P	4890	N	1	REK	36,9	N
4092	N	3	OKO	57,1	P	4493	A	2	REK	80,8	P	4891	A	1	REK	63,2	N
4093	A	2	OKO	83,8	P	4494	N	1	REK	20,3	N	4892	N	2	REK	27,4	N
4094	N	2	OKO	67,6	N	4495	A	3	OKO	61,0	Z	4893	A	3	OKO	65,1	N
4184	A	1	REK	48,4	P	4496	N	3	OKO	62,7	N	4894	N	3	OKO	75,1	P
4185	N	1	REK	47,0	P	4583	N	3	OKO	57,2	P	4895	A	3	OKO	63,5	P
4186	A	1	REK	22,2	P	4584	A	1	OKO	33,8	P	4896	N	3	OKO	67,0	N
4187	N	2	REK	41,0	P	4585	N	2	REK	40,6	P	4985	N	3	OKO	55,6	N
4188	A	2	REK	47,6	P	4586	A	2	SUK	66,4	P	4986	A	3	OKO	59,6	N
4189	N	2	REK	35,0	P	4587	N	3	SUK	57,4	P	4987	N	2	REK	53,4	P
4190	A	1	REK	58,9	P	4588	A	1	REK	66,6	P	4988	A	1	REK	36,9	P
4191	N	1	REK	38,1	P	4589	N	2	REK	91,6	P	4989	N	1	REK	53,0	P
4192	A	2	REK	45,4	P	4590	A	1	REK	46,2	P	4990	A	3	OKO	32,4	P
4193	N	2	REK	47,3	P	4591	N	1	REK	45,6	P	4991	N	3	OKO	50,7	N
4194	A	2	OKO	64,2	Z	4592	A	1	REK	42,0	P	4992	A	3	OKO	39,7	P
4195	N	1	OKO	47,8	N	4593	N	1	REK	63,9	N	4993	N	3	OKO	41,9	P
4284	N	2	REK	43,8	P	4594	A	2	REK	26,6	Z	5086	N	3	OKO	77,6	P
4285	A	1	REK	44,3	P	4595	N	3	OKO	37,7	N	5087	A	3	OKO	32,3	P
4286	N	1	REK	45,5	P	4596	A	3	OKO	69,0	N	5088	N	1	REK	36,5	P
4287	A	2	REK	62,7	P	4684	N	3	OKO	64,1	N	5089	A	1	REK	43,1	P
4288	N	1	REK	70,3	P	4685	A	3	OKO	66,2	P	5090	N	2	REK	84,6	N
4289	A	1	REK	27,4	P	4686	N	1	REK	51,9	P	5186	A	2	OKO	75,8	N
4290	N	2	REK	66,9	P	4687	A	1	REK	49,9	P	5187	N	2	OKO	53,1	N
4291	A	1	REK	49,6	P	4688	N	1	REK	55,6	P	5188	A	2	REK	48,6	P
4292	N	2	REK	46,8	P	4689	A	2	REK	71,5	P	5189	N	1	REK	49,2	P
4293	A	1	REK	21,8	P	4690	N	1	REK	43,3	P	5190	A	1	OKO	35,3	P
4294	N	1	OKO	62,5	N	4691	A	1	REK	45,0	P	5287	A	2	OKO	68,3	N
4295	A	2	OKO	26,1	P	4692	N	1	REK	47,9	P	5288	N	2	OKO	47,2	P
4384	A	2	REK	43,9	P	4693	A	2	REK	31,9	Z	5289	A	1	OKO	63,4	N
4385	N	1	REK	47,6	P	4694	N	2	REK	63,5	P	5290	N	1	OKO	43,4	N

*M* – přítomnost modelínového vajíčka (*A* = ano, *N* = ne); *B* – kategorie biotopu (1 = Biotop 1, 2 = Biotop 2, 3 = Biotop 3); *L* – lokalita umístění (*REK* = rekultivace, *SUK* = sukcese, *OKO* = okolí); *K* – krypse hnízda (%); *O* – osud hnízda (*P* = predované, *N* = netknuté, *Z* = zničené/ztracené).

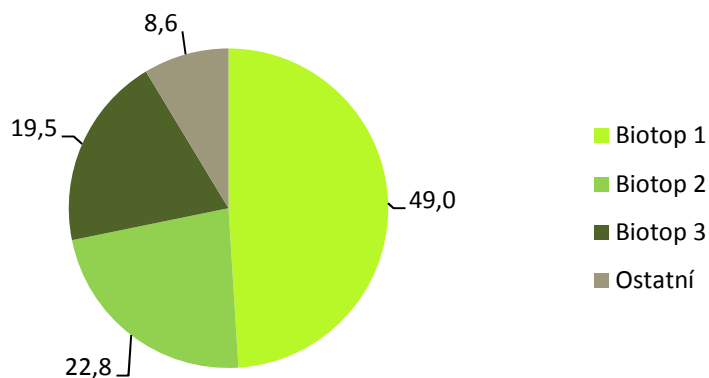
Zdroj: autor

## Příloha č. 5 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií biotopů.

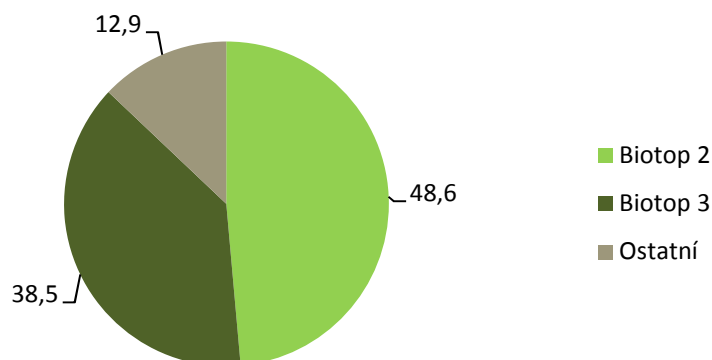
Obr. č. 18 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií biotopů v rámci celkové rozlohy území výsypky.



Obr. č. 19 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií biotopů v rámci celkové rozlohy technicky rekultivovaných ploch.



Obr. č. 20 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií biotopů v rámci celkové rozlohy ploch ponechaných samovolnému vývoji.



Zdroj: autor 2017

**Příloha č. 6 – Testování statistické významnosti rozdílu v počtu predovaných a netknutých hnízd.**

**Tab. č. 14 – Testování statistické významnosti rozdílu v počtu predovaných a netknutých hnízd (v míře predace) na výsypce, v jejím okolí, na technicky rekultivovaných plochách, na sukcesních plochách a v jednotlivých kategoriích biotopů rozdělených podle jejich polohy.**

<i>Lokalita</i>	<i>Počet hnízd</i>			<i>Míra predace [%]</i>	<i>Chi-squared test for given probabilities</i>		
	<i>celkem</i>	<i>N</i>	<i>P</i>		$\chi^2$	<i>df</i>	<i>p</i>
Výsypka	90	14	76	<b>84,44</b>	42,7110	1	< 0,0001
Okolí	51	22	29	<b>56,86</b>	0,9607	1	0,3270
Rekultivace	84	12	72	<b>85,71</b>	42,8570	1	< 0,0001
Sukcese	6	2	4	<b>66,67</b>	0,6667	1	0,4142
<i>Biotopy na výsypce</i>							
Biotop 1	56	7	49	<b>87,50</b>	31,5000	1	< 0,0001
Biotop 2	29	4	25	<b>86,21</b>	15,2070	1	0,0001
Biotop 3	5	3	2	<b>40,00</b>	0,2000	1	0,6547
<i>Biotopy mimo výsypku</i>							
Biotop 1	8	5	3	<b>37,50</b>	0,5000	1	0,4795
Biotop 2	14	4	10	<b>71,43</b>	2,5714	1	0,1088
Biotop 3	29	13	16	<b>55,17</b>	0,3103	1	0,5775

*Počet hnízd: N – netknutá hnízda; P – predovaná hnízda.*

Zdroj: autor 2017

**Příloha č. 7 – Výsledky analýzy hlavních komponent (PCA) pro vzdálenosti hnízd k vybraným lokalitám a biotopům.**

**Tab. č. 15 – Korelace výsledných hlavních komponent se změřenými vzdálenostmi hnízd umístěných na výsypce (s tučně zvýrazněnými významnými korelacemi ( $r > 0,50$ )).**

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9	PC10	PC11
HRA	<b>0,69</b>	<b>-0,53</b>	0,05	-0,09	0,07	-0,03	0,15	-0,31	0,16	-0,17	-0,23
SUK	-0,18	<b>0,62</b>	<b>-0,54</b>	-0,11	-0,01	-0,34	-0,14	-0,06	0,36	-0,14	0,01
LOU	0,42	0,41	0,40	0,36	0,47	0,02	-0,13	0,21	-0,07	-0,29	0,01
RUD	<b>0,67</b>	0,32	-0,15	-0,15	-0,47	0,00	-0,11	-0,24	-0,26	-0,13	0,17
KRO	<b>0,56</b>	0,08	0,11	0,35	<b>-0,58</b>	0,02	0,22	0,34	0,20	0,04	-0,03
LES	0,49	-0,30	-0,47	0,34	0,39	-0,20	0,27	-0,03	0,02	0,10	0,25
ORP	0,50	-0,35	0,20	<b>-0,57</b>	0,10	0,19	-0,34	0,15	0,23	0,05	0,17
PIS	0,22	-0,02	<b>-0,71</b>	-0,48	0,10	0,06	0,13	0,34	-0,20	-0,07	-0,14
VOD	0,32	0,46	-0,39	0,28	0,15	<b>0,60</b>	-0,12	-0,14	0,07	0,16	-0,09
TECH	-0,08	<b>0,54</b>	0,34	-0,47	0,12	0,22	<b>0,53</b>	-0,08	0,09	-0,03	0,09
KOM	<b>0,58</b>	0,47	0,30	-0,20	0,16	-0,42	-0,05	-0,02	-0,08	0,29	-0,14

Vzdálenosti k: HRA – k hranici mezi výsypkou a okolím; SUK – okraji sukcesních ploch; LOU – okraji sečených luk; RUD – okraji ruderálních luk a porostů; KRO – okraji křovin, lesnických výsadeb a nízkého mladého lesa; LES – okraji lesních porostů; ORP – okraji orné půdy a pole; PIS – okraji písčín a holých ploch bez vegetace; VOD – vodním plochám a tokům, odvodňovacím kanálům a mokřadům; TECH – okraji technicky rekultivovaných ploch a stavenišť; KOM – komunikací.

Zdroj: autor 2017

**Tab. č. 16 – Hlavní čísla (eigenvalues) a procento variability vysvětlené hlavními komponentami pro hnízda umístěná na výsypce (tučně komponenty s významnými korelacemi ( $r > 0,50$ )).**

Hlavní komponenta	Eigenvalue $\lambda$	Kumulovaná eigenvalue $\lambda$	Vysvětlená variance [%]	Kumulovaná vysvětlená variance [%]
<b>PC1</b>	<b>2,42</b>	<b>2,42</b>	<b>21,96</b>	<b>21,96</b>
<b>PC2</b>	<b>1,87</b>	<b>4,29</b>	<b>17,00</b>	<b>38,96</b>
<b>PC3</b>	<b>1,61</b>	<b>5,90</b>	<b>14,63</b>	<b>53,59</b>
<b>PC4</b>	<b>1,31</b>	<b>7,20</b>	<b>11,89</b>	<b>65,49</b>
<b>PC5</b>	<b>1,02</b>	<b>8,22</b>	<b>9,25</b>	<b>74,74</b>
<b>PC6</b>	<b>0,79</b>	<b>9,01</b>	<b>7,15</b>	<b>81,89</b>
<b>PC7</b>	<b>0,62</b>	<b>9,63</b>	<b>5,62</b>	<b>87,50</b>
PC8	0,48	10,11	4,40	91,91
PC9	0,38	10,49	3,50	95,41
PC10	0,28	10,77	2,52	97,93
PC11	0,23	11,00	2,07	100,00

Zdroj: autor 2017

**Tab. č. 17 – Korelace výsledných hlavních komponent se změřenými vzdálenostmi hnízd umístěných mimo výsypku**

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
HRA	<b>-0,77</b>	0,32	-0,10	0,39	-0,11	0,12	0,22	0,01	-0,25
LOU	<b>-0,70</b>	0,22	0,41	-0,22	0,17	0,02	-0,26	-0,38	-0,07
RUD	<b>-0,60</b>	-0,26	<b>-0,52</b>	-0,27	-0,23	-0,20	0,24	-0,26	0,09
KRO	<b>-0,51</b>	<b>-0,61</b>	-0,03	-0,23	0,34	0,41	0,14	0,10	0,02
LES	-0,17	<b>0,58</b>	<b>-0,51</b>	<b>-0,53</b>	-0,09	0,10	-0,17	0,22	-0,07
ORP	-0,09	<b>-0,87</b>	-0,22	0,08	-0,21	-0,06	-0,32	0,04	-0,16
VODA	<b>-0,78</b>	-0,02	0,00	0,07	0,36	-0,44	-0,04	0,25	0,03
KOM	<b>-0,82</b>	0,12	0,02	0,30	-0,27	0,20	-0,19	0,08	0,24
URB	-0,27	-0,14	<b>0,77</b>	-0,35	-0,36	-0,08	0,13	0,19	-0,04

Vzdálenosti k: HRA – k hranici mezi výsypkou a okolím; LOU – okraji sečených luk; RUD – okraji ruderálních luk a porostů; KRO – okraji křovin, lesnických výsadeb a nízkého mladého lesa; LES – okraji lesních porostů; ORP – okraji orné půdy a pole; PIS – okraji písčín a holých ploch bez vegetace; VODA – vodním plochám a tokům, odvodňovacím kanálům a mokřadům; KOM – komunikacím; URB – okraji uranizovaných území.

Zdroj: autor 2017

**Tab. č. 18 – Hlavní čísla (eigenvalues) a procento variability vysvětlené hlavními komponentami pro hnízda umístěná mimo výsypku (tučně komponenty s významnými korelacemi ( $r > 0,50$ )).**

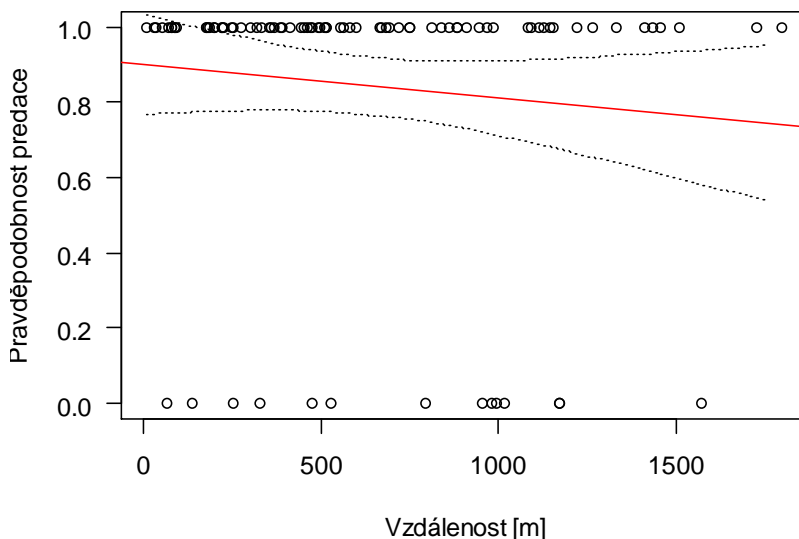
Hlavní komponenta	Eigenvalue $\lambda$	Kumulovaná eigenvalue	Vysvětlená variance [%]	Kumulovaná vysvětlená variance [%]
<b>PC1</b>	<b>3,11</b>	<b>3,11</b>	<b>34,56</b>	<b>34,56</b>
<b>PC2</b>	<b>4,83</b>	<b>7,94</b>	<b>19,09</b>	<b>53,65</b>
<b>PC3</b>	<b>6,18</b>	<b>14,12</b>	<b>14,99</b>	<b>68,64</b>
<b>PC4</b>	<b>7,01</b>	<b>21,13</b>	<b>9,27</b>	<b>77,91</b>
PC5	7,60	28,73	6,55	84,46
PC6	8,08	36,81	5,28	89,74
PC7	8,46	45,26	4,25	93,99
PC8	8,83	54,10	4,13	98,12
PC9	9,00	63,10	1,88	100,00

Zdroj: autor



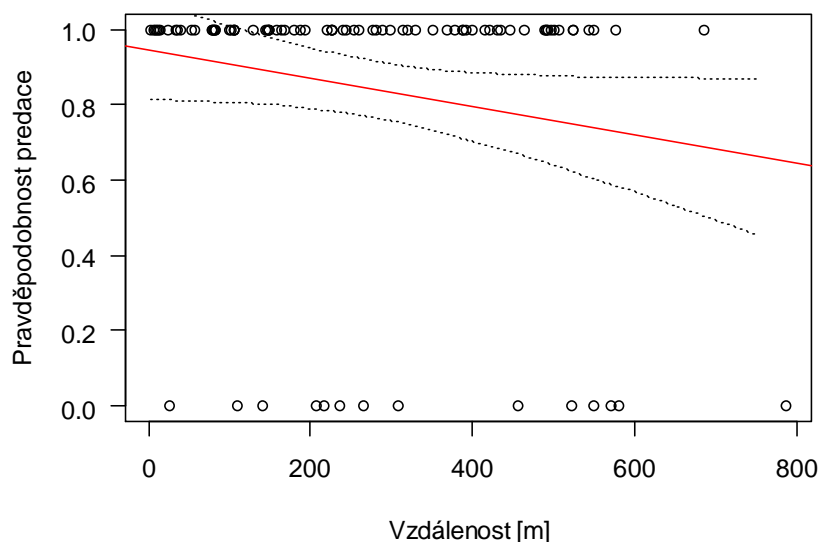
**Příloha č. 8 – Grafické vyjádření závislosti pravděpodobnosti predace hnízda umístěného na území výsypky na vzdálenosti k okraji vybraných typů lokalit a biotopů dle zobecněného lineárního modelu.**

**Obr. č. 21 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti k hraničním sukcesních ploch (F statistika:  $F = 1,075$ ;  $df = 1$  a  $88$ ;  $p = 0,3026$ ).**



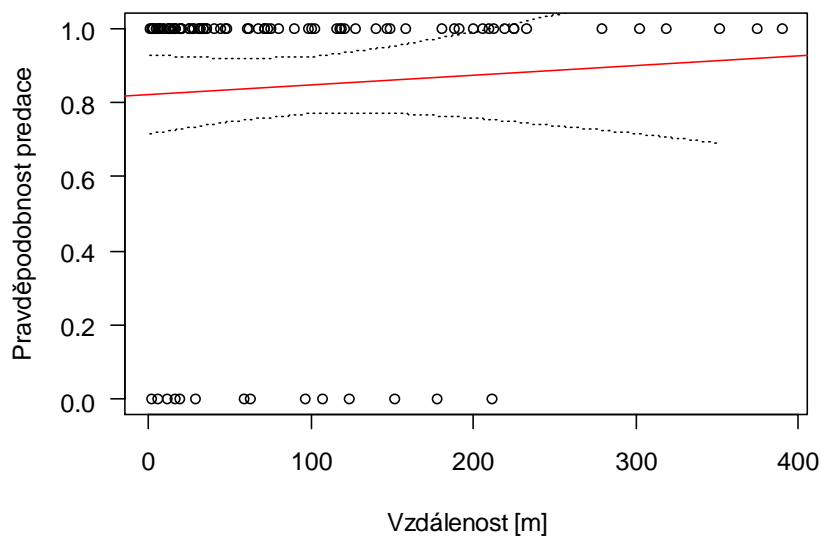
Zdroj: autor 2017

**Obr. č. 22 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů ploch s probíhající technickou rekultivací a výstavbou (F statistika:  $F = 3,481$ ;  $df = 1$  a  $88$ ;  $p = 0,0654$ ).**



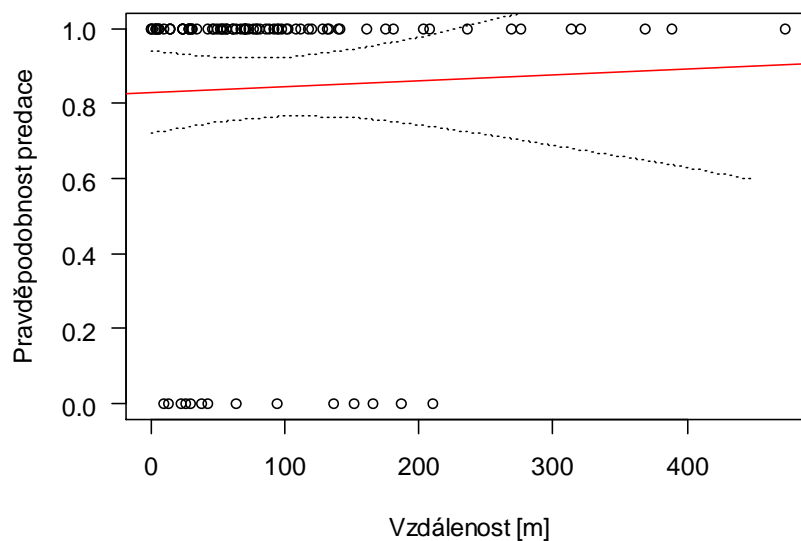
Zdroj: autor 2017

**Obr. č. 23 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů ruderálních luk a porostů (F statistika:  $F = 0,430$ ;  $df = 1$  a  $88$ ;  $p = 0,5139$ ).**



Zdroj: autor 2017

**Obr. č. 24 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od komunikací (F statistika:  $F = 0,139$ ;  $df = 1$  a  $88$ ;  $p = 0,7106$ ).**

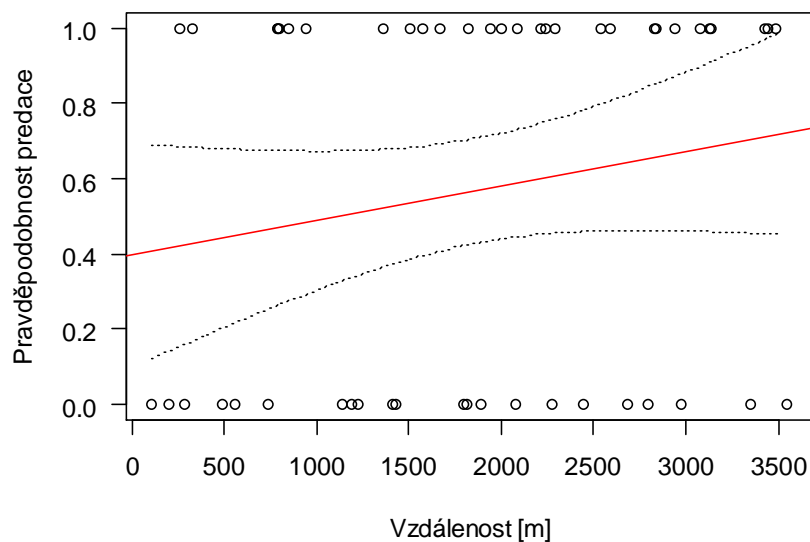


Zdroj: autor 2017



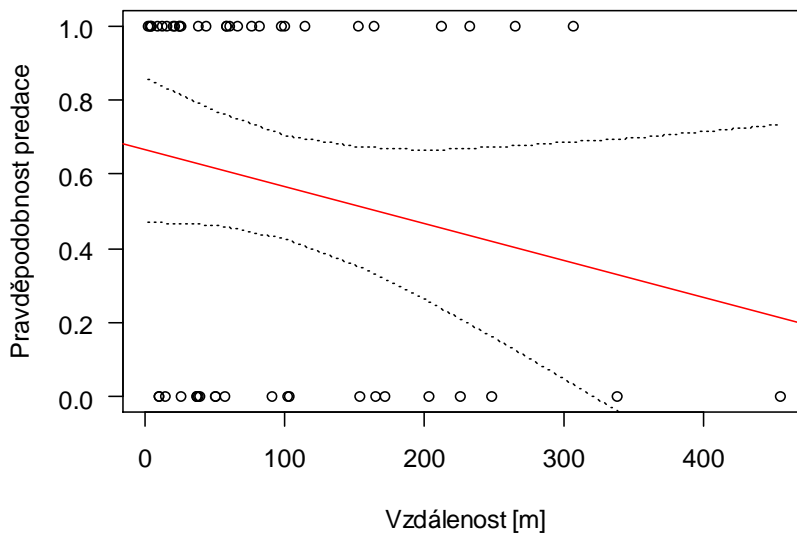
**Příloha č. 9 – Grafické vyjádření závislosti pravděpodobnosti predace hnízda umístěného mimo území výsypky na vzdálenosti k okraji vybraných typů lokalit a biotopů dle zobecněného lineárního modelu.**

**Obr. č. 26 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti k urbanizovanému území (F statistika:  $F = 1,759$ ;  $df = 1$  a  $49$ ;  $p = 0,1909$ ).**



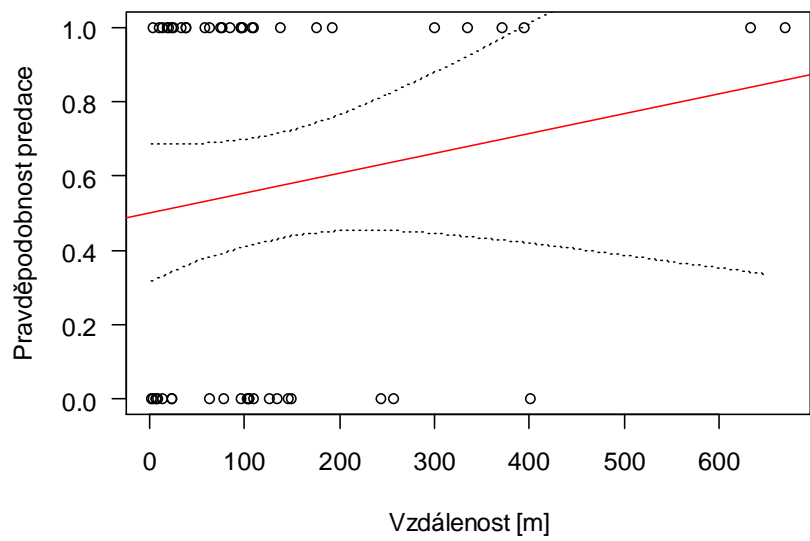
Zdroj: autor 2017

**Obr. č. 27 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů ruderálních luk a porostů (F statistika:  $F = 2,043$ ;  $df = 1$  a  $49$ ;  $p = 0,1592$ ).**



Zdroj: autor 2017

Obr. č. 28 – Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a jejich vzdálenosti od okrajů lesních porostů (F statistika:  $F = 1,290$ ;  $df = 1$  a  $49$ ;  $p = 0,2616$ ).



Zdroj: autor 2017

**Příloha č. 10 – Počet netknutých a predovaných hnízd a zjištěná míra predace v závislosti na lokalitě.**

**Tab. č. 19 – Počet netknutých a predovaných hnízd a zjištěná míra predace v závislosti na lokalitě, včetně testování statistické významnosti v rozdílech mezi predovanými a netknutými hnízdy.**

	<i>Experiment</i>		<i>Výsypka</i>		<i>Okolí</i>	
	<i>A</i>	<i>N</i>	<i>A</i>	<i>N</i>	<i>A</i>	<i>N</i>
<i>Celkem hnízd</i>	69	72	43	47	26	25
<i>Netknutá hnízda</i>	13	23	5	9	8	14
<i>Predovaná hnízda</i>	56	49	38	38	18	11
<i>Míra predace [%]</i>	81,16	68,06	88,37	80,85	69,23	44,00
<i>Chi-squared test for given probabilities</i>						
$\chi^2$	26,797	9,3889	25,326	17,894	3,8462	0,36
<i>df</i>	1	1	1	1	1	1
<i>p</i>	<0,0001	0,0022	<0,0001	<0,0001	0,0499	0,5485

*A = hnízda s modelínovým vaječkem; N = hnízda bez modelínového vajíčka.*

Zdroj: autor 2017

**Příloha č. 11 – Hnízda instalovaná na výsypce s určeným pravděpodobným predátorem.**

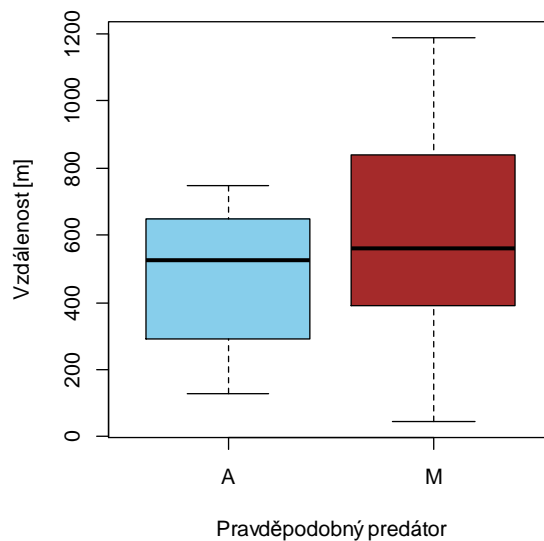
**Tab. č. 20 – Nejmenší vzdálenost predovaných hnízd instalovaných na území výsypky od její hranice a od lesních nebo křovinných porostů, včetně uvedení lokality a biotopů, ve kterých byla umístěna a pravděpodobného predátora.**

Hnízdo	Lokalita	Biotop	Predátor	Vzdálenost [m]	
				HRA	LES
3988	rekultivace	ruderální louka	pták	289	27
4085	rekultivace	sečená louka	savec	460	30
4087	rekultivace	ruderální louka	savec	564	17
4088	rekultivace	sečená louka	savec	554	150
4089	rekultivace	sečená louka	savec	405	290
4184	rekultivace	sečená louka	savec	637	72
4186	rekultivace	sečená louka	savec	830	114
4187	rekultivace	ruderální louka	savec	862	211
4188	rekultivace	ruderální louka	savec	816	143
4189	rekultivace	ruderální louka	savec	666	246
4190	rekultivace	sečená louka	savec	518	292
4192	rekultivace	ruderální louka	savec	161	3
4193	rekultivace	píščina	savec	84	5
4284	rekultivace	ruderální louka	savec	753	141
4285	rekultivace	sečená louka	savec	846	4
4287	rekultivace	ruderální louka	savec	1161	402
4288	rekultivace	sečená louka	savec	1075	114
4289	rekultivace	sečená louka	savec	922	151
4290	rekultivace	ruderální louka	savec	778	302
4291	rekultivace	sečená louka	savec	567	2
4292	rekultivace	ruderální louka	savec	433	13
4293	rekultivace	sečená louka	savec	316	91
4384	rekultivace	ruderální louka	pták	457	109
4386	rekultivace	sečená louka	pták	749	318
4387	rekultivace	sečená louka	savec	930	234
4388	rekultivace	píščina	savec	1152	224
4389	rekultivace	sečená louka	savec	1189	45
4390	rekultivace	sečená louka	savec	988	178
4392	sukcese	ruderální louka	savec	700	18
4486	rekultivace	sečená louka	savec	506	51
4488	rekultivace	sečená louka	savec	989	197
4492	sukcese	ruderální louka	savec	757	134
4493	rekultivace	mokřad	savec	470	116
4586	sukcese	ruderální louka	savec	318	49
4587	sukcese	lesní porosty	pták	594	0
4590	rekultivace	sečená louka	savec	1053	288
4591	rekultivace	sečená louka	savec	913	347
4687	rekultivace	sečená louka	savec	517	200
4688	rekultivace	sečená louka	savec	799	274
4691	rekultivace	sečená louka	pták	649	439
4692	rekultivace	sečená louka	savec	536	602
4694	rekultivace	orná půda/pole	savec	334	281
4786	rekultivace	sečená louka	pták	128	85
4787	rekultivace	sečená louka	savec	399	310
4789	rekultivace	sečená louka	savec	627	296
4790	rekultivace	sečená louka	savec	481	355
4888	rekultivace	sečená louka	savec	525	504
4889	rekultivace	sečená louka	savec	383	383
4987	rekultivace	ruderální louka	savec	110	110
4988	rekultivace	sečená louka	savec	357	326
4989	rekultivace	sečená louka	savec	201	92
5089	rekultivace	sečená louka	savec	254	9
5188	rekultivace	ruderální louka	savec	45	36
5189	rekultivace	sečená louka	savec	159	23

Vzdálenost: HRA = k hranici výsypky a okolí; LES = k porostům křovin a stromů

Zdroj: autor 2017

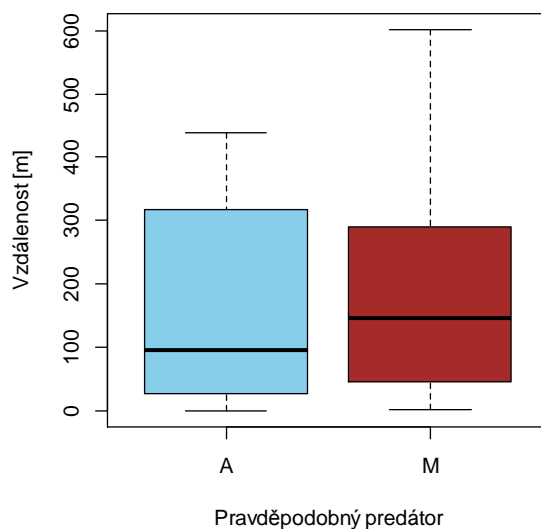
Obr. č. 29 – Krabicový diagram vzdáleností predovaných hnízd na výsypce od její hranice s okolím v závislosti na pravděpodobném predátorovi hnízda (ANOVA;  $F = 0,982$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,326$ ).



*A = pták (Aves); M = savec (Mammalia)*

Zdroj: autor, 2017

Obr. č. 30 – Krabicový diagram vzdáleností predovaných hnízd na výsypce od její od porostů křovin a stromů v závislosti na pravděpodobném predátorovi hnízda. (Kruskal-Wallis test;  $K-W \chi^2 = 0,194$ ;  $df = 1$ ;  $p = 0,6597$ )



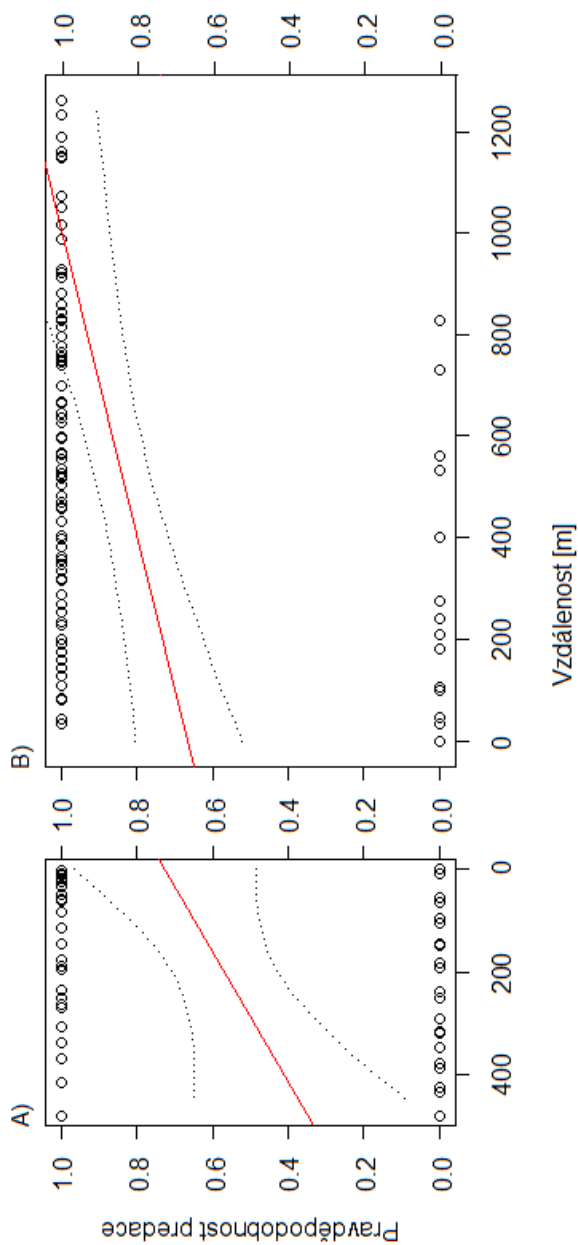
*A = pták (Aves); M = savec (Mammalia)*

Zdroj: autor, 2017



**Příloha č. 12 – Vztah pravděpodobnosti predace a vzdálenosti hnízda od hranice mezi výsypkou a okolím.**

**Obr. č. 31 – Vztah pravděpodobnosti predace a vzdálenosti hnízd od hranice mezi výsypkou a okolím pro všechna experimentální hnízda.**



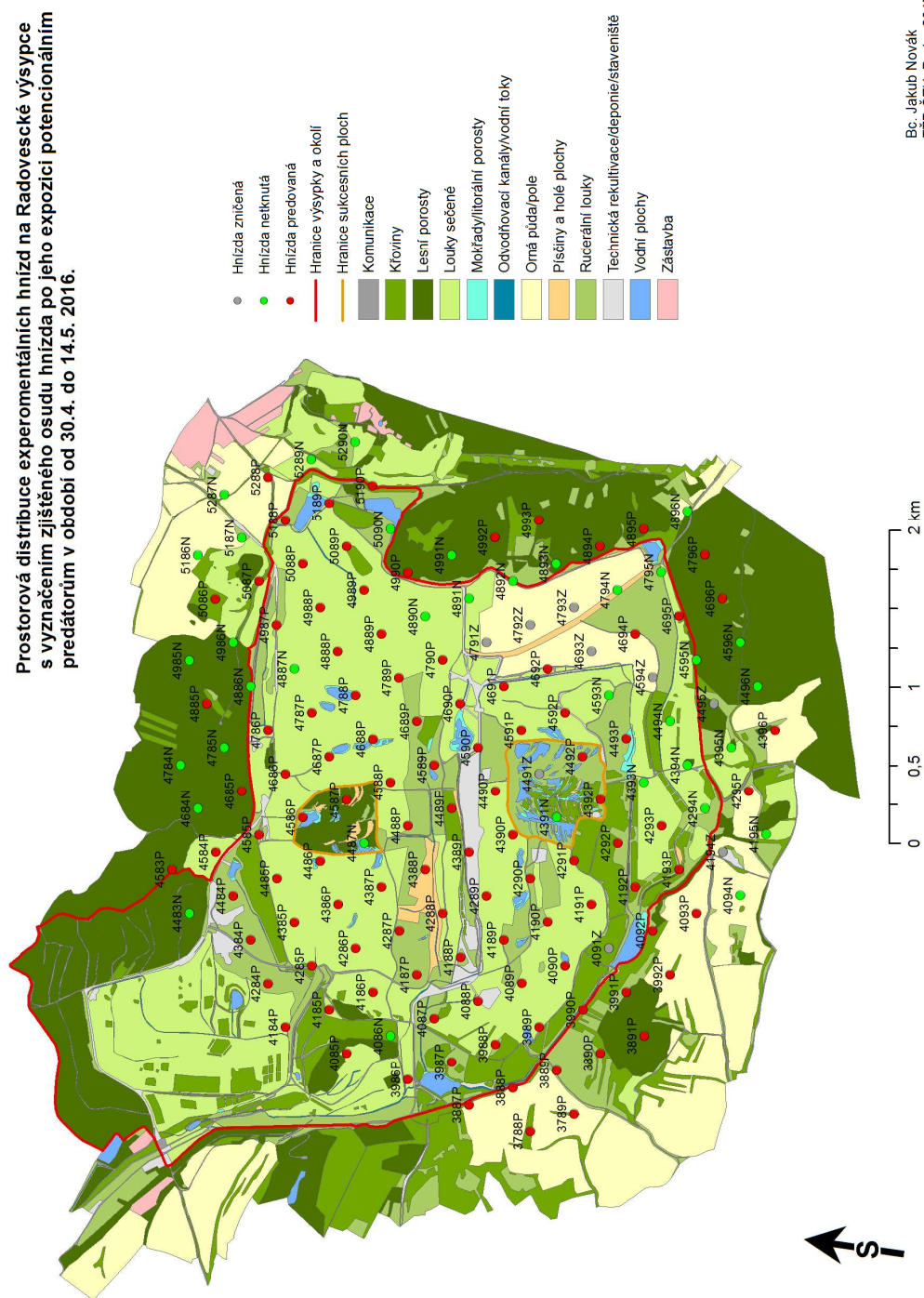
A) Hnízda umístěná mimo výsypku (*F* statistika:  $F = 2,653$ ;  $df = 1$  a  $49$ ;  $p = 0,1098$ )

B) Hnízda umístěná na výsypce (*F* statistika:  $F = 9,000$ ;  $df = 1$  a  $88$ ;  $p = 0,0035$ )

Zdroj: autor, 2017

## Příloha č. 13 – Mapové přílohy

Prostorová distribuce experimentálních hnízd na Radovescké výsypce s vyznačením zjištěného osudu hnízda po jeho expozici potenčním predátorům v období od 30.4. do 14.5. 2016.



Bc. Jakub Novák  
FZP ČZU - Praha 2017

Prostorová distribuce hnízd podle pravděpodobného predátora



Bc. Jakub Novák  
FŽP ČZU, Praha 2017