

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
Katedra biotechnických úprav krajiny



Diplomová práce

**Vliv struktury krajiny, biotopů a vegetace na
predaci ptačích hnízd na Růžodolské výsypce**

**Effect of lanscape, habitat and vegetation structure
onbirds nest predation on Růžodolská spoil heap**

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

Diplomant: Bc. Petr Bouška

2019

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Petr Bouška

Regionální environmentální správa

Název práce

Vliv struktury krajiny, biotopů a vegetace na predaci ptačích hnízd na Růžodolské výsypce

Název anglicky

Effect of landscape, habitat and vegetation structure on birds nest predation on Růžodolská spoil heap

Cíle práce

Cílem práce je provést terénní prediční experiment s křepelčími vajíčky na Růžodolské výsypce a zhodnotit predaci ptačích pozemních hnízd na třech úrovních a to z hlediska:

- vlivu managementu krajiny na predaci (výsypka vs. okolní krajina)
- vlivu okrajového efektu na úrovni biotopů
- vlivu struktury vegetace

Metodika

Trojice vajíček (dvě vejce křepelky a modelinové vajíčko) bude simulovat hnízda ptáků hnízdících na zemi. Modelinová vajíčka budou sloužit k determinaci případného predátora. Hnízda (celkem 98) budou za pomoci GPS navigace pokládána v hnízdním období na místa shodná se sítí bodů předem vyznačených dle biotopů v prostoru Růžodolské výsypky a v jejím netěženém okolí. Po 14 denní expozici bude zaznamenán osud vajíček, odebrána modelinová vejce k determinaci predátorů. V okruhu 25 m kolem všech hnízd, bude zjišťována struktura vegetace, resp. pokryvnost vegetace v několika výškových kategoriích. Vliv okrajového efektu, tj. vliv vzdálenosti k nejbližšímu okraji dvou odlišných biotopů a struktury vegetace či biotopů bude posuzován na základě statistických analýz v programu R.

Doporučený rozsah práce

40-50

Klíčová slova

ptáci, hnízda, predace, post-těžební oblast, rekultivace, sukcese, Růžodolská, výsypka, Křepelka Japonská.

Doporučené zdroje informací

Angelstm, P. (1986). Pradation on ground-nesting birds nests in relation to predator densities and haditat 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.

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.

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

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Markéta Hendrychová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra biotechnických úprav krajiny

Konzultant

Ing. Jakub Novák

Elektronicky schváleno dne 8. 3. 2019

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 19. 11. 2019

Předkládám tuto diplomovou práci jakožto součást procesu dokončení studia na Fakultě životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze.

Zároveň 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 Ing. Jakub Novák, jako konzultant. Všechny informační zdroje, ze kterých jsem čerpal, jsou uvedeny v úplném seznamu použité literatury.

V Praze dne 11. prosince 2019

Bc. Petr Bouška

Poděkování:

Velmi rád bych poděkoval Ing. Markétě Hendrychové, Ph.D, za její odborné a metodické vedení a vstřícnost při konzultacích a vypracování diplomové práce. Děkuji také Ing, Jakubu Novákovi za jeho cenné konzultace a rady. Velký dík patří rovněž Bc. Miroslavu Bubancovi za jeho pomoc při práci v terénu.

Abstrakt

Hnízdní predace představuje jeden z hlavních faktorů ovlivňujících hnízdni úspěšnost ptáků. Míra predančního tlaku byla široce zkoumána v různých biotopech a mnoho prací se zabývalo vlivem okrajového efektu na míru predace snůšek. Tato diplomová práce se zabývá možnou přítomností okrajového efektu na predaci ptačích hnízd na Růžodolské výsypce v Mostecké pánvi v České republice. Pro tento terénní experiment byla použita metoda umístování umělých pozemních hnízd osazených dvěma vajíčky křepelky japonské (*Coturnix japonica*) a jedním modelinovým vajíčkem za účelem určení pravděpodobného predátora hnízda. Celkem bylo na Růžodolské výsypce instalováno 97 umělých pozemních hnízd, která byla v průběhu dubna 2018 po dobu dvou týdnů vystavena potenciálním predátorům. Během experimentu byla zaznamenávána data o pozici, lokalitě, biotopu umístění hnízda a struktuře vegetace v okolí hnízda. Všechna nashromážděná data byla posouzena na základě statistických analýz v programu R. K určení vztahů mezi hnízdni predací a vysvětlujícími proměnnými byl použit zobecněný lineární model GLM. Z celkového počtu hnízd bylo 37 hnízd predováno, 42 hnízd netknuto a 17 zničeno jiným způsobem než predací. Zjištěná míra predace se nelišila mezi hnízdy umístěnými na území výsypky a v okolní zemědělské krajině. Na základě statistického vyhodnocení nebyl prokázán ani vliv okrajového efektu na hranici výsypky či druhu biotopu. Dle mého úsudku je to důsledkem zemědělské rekultivace výsypky, díky které se tato plocha významně neliší od okolní zemědělské krajiny. Byl však prokázán vliv prostorové a výškové vegetační struktury biotopu na predaci, kdy s rostoucím zastoupením křovin do 5 m a travních porostů nad 0,15 m byl zaznamenán trend nárůstu pravděpodobnosti predace. S rostoucím podílem dřevin od 5 do 15 m však míra predace klesala. Dle otisků v modelinovém vejci byl u 30 hnízd určen pravděpodobný predátor. 16 hnízd bylo predováno savci a 14 hnízd ptáky. Mezi skupinami nebyl prokázán statisticky významný rozdíl.

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

Abstract

Nest predation is one of the main factors influencing the breeding success of birds. The rate of predation pressure has been widely studied in various habitats, and many studies have addressed the effect of the marginal effect on the rate of predation of clutches. This diploma thesis deals with the possible presence of a marginal effect on bird nest predation at the Růžodolská dump in the Most Coal Basin in the Czech Republic. Thus, for this field experiment, the method of placing artificial ground nests with two eggs of the Japanese quail and one plasticine egg was used to determine the likely nest predator. In total, 97 artificial ground nests were installed on the Růžodolská dump, which was exposed to potential predators for two weeks in April 2018. During field work data on habitat location and habitat, nest cover, vegetation coverage and nest visibility were recorded. All collected data were assessed on the basis of statistical analyses in the R program. A generalized linear GLM model was used to determine the relationships between nesting predation and explanatory variables. The predation rate found did not differ between the nests located on the dump areas, the edge of the dump and the surrounding agricultural landscape. Based on statistical evaluation, the outcomes of the significant effect and the habitat type on bird nest predation at the Růžodolská dump were not proved. In my opinion, this is due to agricultural recultivation of the dump, thanks to which these areas do not differ significantly from the surrounding agricultural landscape. However, the impact of habitat structure on predation has been shown, with a growing trend of predation with an increasing proportion of shrubs to 5 and grassland over 0,15 m, on the other hand, with a growing proportion of trees from 5 to 15 m, the rate of nest predation had a decreasing tendency. Out of the total number of nests, 37 nests were preyed on, 42 nests were intact and 17 were destroyed. The nest predator was determined according to the imprints in the plasticine egg. In 30 eggs predator could be identified - 16 nests were preyed by mammals and 14 nests were preyed by birds. There was no statistically significant difference between both of the groups.

Keywords: Birds, nest predation, post-mining areas, recultivation, succession

Obsah

1. Úvod.....	10
2. Cíl práce.....	11
3. Literární rešerše	12
3.1 Postindustriální stanoviště.....	12
3.2 Výsypky.....	13
3.3 Způsoby rekultivace výsypek	16
3.4 Predátoři ptačích hnízd	20
3.5 Antipredační strategie.....	21
3.6 Fragmentace krajiny a její vliv na predaci ptačích hnízd	22
3.7 Okrajový efekt na post-těžebních lokalitách	24
3.8 Vliv biotopů a struktury vegetace na hnízdní predaci	24
4. Metodika	26
4.1 Popis zájmového území.....	26
4.2 Lokalizace	26
4.3 Geologie a geomorfologie	26
4.4 Klimatické a přírodní poměry	27
4.5 Rekultivace	27
4.6 Design experimentu a sběr dat	28
4.7 Instalace hnízd	28
4.8 Kontrola hnízd.....	29
4.9 Sběr dat.....	30
4.10 Statistické zpracování dat.....	31
4.11 Analýza struktury krajiny okolí výsypky	31
5. Výsledky:.....	32
5.1 Predace z hlediska lokality	32
5.2 Predace z hlediska pozice hnízd.....	33
5.3 Predace z hlediska biotopu	34
5.4 Predace z hlediska predátora	35
5.5 Zobecněný lineární model	37
5.6 Analýza struktury krajiny okolí výsypky	39
6. Diskuze	40
6.1 Vliv lokality, typu biotopu a struktury vegetace na predaci ptačích hnízd ..	40

6.2	Predace z hlediska pravděpodobných predátorů	43
6.3	Vliv okrajového efektu na predaci umělých ptačích hnízd	44
7.	Závěr	45
8.	Literatura.....	47
9.	Přílohy.....	57

1. Úvod

Na hnízdní úspěšnost má vliv mnoho faktorů, mezi něž patří např. výběr prostředí, klimatické podmínky, péče rodičů a potrava. U hnízd umístěných na zemi úspěšnost ptačích druhů ovlivňuje hlavním způsobem hnízdní predace, která je dlouhodobě považována za jeden z významných mortalitních faktorů ovlivňující populační dynamiku i životní strategie ptáků (Roos 2006). Z konceptu ekotonálního efektu vychází předpoklad zvýšené míry predace hnízd ptáků v ekotonálních biotopech (Gates et Gysel 1978). Lidskou činností vznikající fragmentace krajiny zvyšuje podíl takových okrajových zón, čímž dochází i ke zvyšování míry diverzity dostupných zdrojů (Ries et Sisk 2004). Zdrojově pestřejší okrajové biotopy mohou být preferovány ptáky při hledání hnízdních míst a následně i hnízdními predátory. Se zvyšující se početní hustotou predátorů v okrajových zónách roste riziko, že některý z nich náhodně či aktivně najde hnízdo s vejci (Albrecht 2004, Schiegg et al. 2007). Okrajový efekt na míru hnízdní predace se projevuje nejsilněji do vzdálenosti padesát až dvě stě metru od habitatového přechodu. Může se však projevovat do vzdálenosti čtyř až pěti kilometrů od habitatového přechodu (Laurance 2000, Batáry et Báldí 2004). Většina prací studovala predaci ptačích hnízd jako důsledek okrajového efektu mezi lesními biotopy a zemědělskou krajinou (Danielson et al. 1997, Winter et al. 2000, Ludwig et al. 2014), ale přibývá i prací, které se zabývají predací ptačích hnízd a vlivem okrajového efektu v antropogenních post-těžebních oblastech a ptačími společenstvy na těchto lokalitách (Purger et al. 2004a, Hendrychová et al. 2009).

Na plochách, kde se dříve těžilo hnědé uhlí, vznikají různé druhy nových biotopů, ať už vytvořených přímo rekultivací, nebo vznikajících spontánně. Tyto nově vznikající plochy, jsou závislé na okolních, původních, přírodě blízkých biotopech. Postupně se do nové krajiny také vrací původní druhy z okolí. Mnohými studiemi již bylo biology doloženo, že je nevhodné vytvářet jen rozsáhlé rekultivační plochy a snižovat tím biodiverzitu krajiny (Vojar 2000, Prach et Pyšek 2001, Wiegler et Fehlink 2001, Hodačová et Prach 2003, Hendrychová et al. 2008, Dolný et Harabiš 2012). Při plánování rekultivací je potřeba postupovat s ohledem na nově vzniklé, biologicky hodnotné plochy, jež snesou srovnání s nejedním zvláště chráněným územím. Je důležité tyto nové biotopy studovat a v dalším plánování k těmto výsledkům přihlížet. Lze tak předejít tomu, aby biotopy, ekosystémy a krajina byly

zbytečně, definitivně a navíc velmi draze degradovány podruhé (Cílek 2002, Vojar 2007, Tropek et al. 2011, Řehounek et al. 2015). Tato práce je součástí analýzy prostorové struktury ptačího společenstva a rizik hnízdní predace ptáků na Růžodolské výsypce. Odhalování nejvýznamnějších predátorů a testování vlivů biotopů na riziko predace nám může pomoci při plánování podob dalších ploch určených k rekultivaci (či spontánní sukcesi). Lépe určíme vhodnou návaznost a sousedství biotopů, následnou fragmentaci krajiny, ale také budeme moci lépe vytipovat druhy, které jsou více či méně ohrožené hnízdní predací.

2. Cíl práce

Cílem práce bylo provést terénní predáční experiment s umělými pozemními hnízdy, osazenými dvěma křepelčími vajíčky a jedním modelínovým, na území Růžodolské výsypky. Použitím umělých (modelínových) vajíček, byl získán přehled o základní struktuře a rozmístění predátorů ptačích hnízd. Zamýšleným výstupem bylo získání náhledu do souvislostí, v jakých se projevoval vliv struktury krajiny, biotopů a vegetace z hlediska predace umělých ptačích hnízd a jejich interpretace pro reálnou predaci skutečných ptačích hnízd ve specifické post-těžební oblasti na Růžodolské výsypce. Tyto výsledky mohou naznačit směr dalších podrobnějších výzkumů, které se následně mohou stát podkladem pro návrh dalších rekultivací v post-těžebních a jiných podobných oblastech.

3. Literární rešerše

3.1 Postindustriální stanoviště

Postindustriální stanoviště nejčastěji vznikají důsledkem hlubinné nebo povrchové těžby nerostných surovin, kdy dochází k rozsáhlé degradaci povrchu a geologické struktury půdy, nacházející se nad samotným úložištěm surovin. Charakteristika nově vytvořených postindustriálních lokalit je běžně popisována nedostatkem vegetačního pokryvu, biocenózy, nedostatečnými vlastnostmi ekosystému a absencí ekologických interakcí běžných v krajině nezasazené těžbou (Hüttl et Bradshaw 2000). V České republice patřila donedávna těžba nerostných surovin k ekonomicky nejvýznamnějším hospodářským odvětvím (Řehounek et Hátle 2010), a tak se i v naší krajině vyskytuje velké množství postindustriálních lokalit jako přímý důsledek průmyslové činnosti člověka. Rozlehlé výsyvky, pískovny, kamenolomy a jiné deponie se stávají význačným krajinným reliéfem, jenž tvoří dominantu mnoha regionů (Tropek et al. 2012). Mezi nejvíce těžené nerostné suroviny na území České republiky patří stavební a dekorativní kámen, jež se těží po celém území - zejména pak v oblastech Českého a Moravského krasu, písek a šterkopísek (nejvýznamnější oblast pro těžbu písku se stala CHKO Třeboňsko) a v neposlední řadě černé a hnědé uhlí s rozsáhlými ložisky na Sokolovsku, Mostecku, Ostravsku a Kladensku (Jirásek et al. 2010).

Už během provozu nebo těsně po ukončení této činnosti, se postindustriální stanoviště stávají útočištěm široké škály rostlinných i živočišných druhů, které zde nacházejí náhradu za svoje mizející biotopy. Často se může jednat i o ohrožené druhy, které jsou většinou dobře adaptované na extrémy všeho druhu, např. periodické narušování biotopu častými erozemi nebo záplavami. V lomech, na skládkách, odvalech a výsypkách pak mohou přežívat, či dokonce prosperovat vzácné a ohrožené druhy, jejichž původní prostředí mizí vlivem sukcese, zástavby nebo změny hospodářského využívání (Schulz et Wiegler 2000, Tropek et al. 2010, Konvička 2012).

Pestrá stanovištní mozaika složená ze zapojených lesních porostů střídajících se s výskytem suchých trávníků, obnažených půd, oligotrofních mokřadů apod. byla na mnohých územích přetvořena lidskou činností na monotónní zemědělské plochy, které jsou často silně eutrofizované, a proto nevhodné pro značnou část druhů rostlin a živočichů. Regulace vodních toků, odvodňování luk a vytváření lesních monokultur mění přirozené oligotrofní a pravidelně se obnovující ekosystémy. Živočišné a rostlinné druhy, které jsou závislé na rozmanitosti biotopů na malé ploše, se pak

nejsou schopny adaptovat na nově člověkem přetvořená místa a z krajiny mizí (Cooke et Johnson 2002, Řehounek et al. 2010).

Postindustriální stanoviště, kde došlo k rozsáhlému poškození povrchových struktur půd, odstranění veškeré vegetace a celkové destrukce ekosystému, pak představují příležitost pro mnoho ohrožených druhů organismů, protože jim nabízejí to, čeho je v okolní krajině nedostatek – jemnou mozaiku nelesních biotopů se zastoupením nejranějších sukcesních stádií (Prach et al. 2010), obnažených substrátů, různých xerotermních trávníků, rozličných stepí a lesostepí, různé typy oligotrofních vod, rozmanitých mokřadů a tůní se značnou heterogenitou v pokryvnosti vodních makrofyt i jiných environmentálních faktorů (Tichánek 2010, Dolný et Harabiš 2012, Harabiš et al. 2013). Proto jsou právě postindustriální plochy osidlovány enormně hodnotnými společenstvy s velkým podílem ohrožených druhů, a dokonce s druhy považovanými v ČR za vyhynulé (Tropek et al. 2013).

O konečném ochrannářském potenciálu post-těžebních území rozhoduje, jak se s územím naloží. Technické rekultivace téměř vždy snižují biodiverzitu, beta-diverzitu i ochrannářský potenciál post-těžebních území, což je patrné z výzkumů provedených na terestrických rostlinách výsypek (Prach et Pyšek 2001, Hodačová et Prach 2003), uhelných haldách (Tropek et al. 2011), terestrických bezobratlých výsypek (Hendrychová et al. 2008) i multi-taxonomické studie suchozemské bioty na vápencových lomech (Tropek et al. 2010). Standardní velkoplošné rekultivace tak ochrannářský potenciál z hlediska suchozemských organismů podstatně redukuje (Hendrychová et al. 2008, Tropek et al. 2010, Hodačová et Prach 2003), a dokonce mohou zvyšovat výskyt expanzivních i invazivních rostlin, které osidlují více rekultivované plochy než ty nerekulitované (Hodačová et Prach 2003).

3.2 Výsypky

Výsypky v České republice tvoří pozůstatky po těžbě nerostných surovin, zejména po vytěžení uhlí a uranu, a jsou v některých oblastech České republiky zásadním krajinnotvorným fenoménem zvláště tam, kde se jedná o povrchovou těžbu, tj. na Mostecku a Sokolovsku. Celková rozloha výsypek je odhadována na 270 km² (Prach et al. 2011), k tomu lze přičíst možná jednu tak velkou plochu těžbou zasaženou (zbytkové jámy, manipulační prostory apod.). Celkový počet výsypek odhadujeme na cca 70, tento odhad je však přibližný. Mnohdy není možné jednotlivou výsypku vymezit, a to především tam, kde se různě propojují. Jedná se tedy o novodobé

antropogenní útvary, vznikající po odtěžení nadložních a průvodních hornin uhelných slojí. Po nasypání mají velmi členitý reliéf s prudkým převýšením, s mikro- a mezo-reliéfově členitým povrchem a s výskytem mnoha vodních depresí (Prach et al. 2010). Na výsypkách vzniká velká heterogenita v mnoha abiotických faktorech – především v teplotě a vlhkosti (Prach et Hobbs 2008), která je později významná pro postupné oživení a biodiverzitu těchto stanovišť (Prach et al. 2010). Povrch nově navršených výsypek je holý, výhřevný substrát je bez jakékoliv zapojené vegetace. Probíhá zde silná eroze půdy, která je charakteristická silným nedostatkem živin, případně toxicitou (Bradshaw 1997). Ve výsypkovém materiálu se často nacházejí cenné fosilie, dokumentované především z výsypek jižně od Plzně (Mergl et Vohradský 2000), ale též z Kladenska, Sokolovska a Mostecka. I to dodává výsypkám přírodovědnou hodnotu (Prach et al. 2010).

Nerekultivované výsypky mohou být výjimečnou příležitostí pro studium primární sukcese, která byla studována na ptácích (Bejček et Tyrner 1980), obojživelnících a plazích (Vojar 2007), a především také na rostlinách (Hodačová et Prach 2003). Po nasypání začínají výsypky velmi rychle zarůstat merlíky a lebedami, bodláky, rdesny. Tato stanoviště jsou často osidlována kriticky ohroženou lebedou růžovou (*Atriplex Rosea*). Pokryvnost vegetace zůstává prvních pět let poměrně nízká, kdy více než třetina plochy zůstává obnažená. Zhruba po 5 letech samovolného vývoje se začínají prosazovat vytrvalé širokolisté byliny např. vratič obecný (*Tanacetum Vulgare*), či pelyněk černobýl (*Artemisia Vulgaris*) a trávy jako třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), pýr plazivý (*Elytrigia Repens*) nebo ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*). Nakonec ve vegetaci převažují především luční typy vegetace s různě hustými stromy a keři (Vaněk 2007, Prach et al. 2010).

Čerstvě nasypané výsypky, charakteristické holým povrchem půdy, hostí ohrožené druhy, které jsou schopné osidlovat výsypky již krátce po vytvoření, kdy zde ještě panují extrémní podmínky. Jsou to zejména linduška úhorní (*Anthus campestris*), bělořit šedý (*Oenanthe oenanthe*), kulík říční (*Charadrius dubius*), konipas bílý (*Motacilla Alba*), rehek domácí (*Phoenicurus ochruros*) a skřivan polní (*Alauda arvensis*). Za 6 let po nasypání se objevuje linduška lesní (*Anthus trivialis*), bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), či pěnice hnědokřídla (*Sylvia communis*). Plochy s řídkým porostem bylin a travin jsou pak osidlovány cvrčilkou zelenou (*Locustella naevia*), pěnicí hnědokřídla, strnadem lučním (*Emberiza calandra*) a strnadem zahradním (*Emberiza hortulana*), bramborníčkem hnědým

a bramborníčkem černohlavým (*Saxicola rubicola*). Další druhy, které se vyskytují na zarostlých, ranně sukcesních plochách, jsou slavík modráček (*Luscinia svecica*), skřivan polní (*Alauda arvensis*), konipas luční (*Motacilla flava*) a konopka obecná (*Linaria cannabina*). I pozdější stadia sukcese s mozaikou bylinných porostů a rozptýlených křovin jsou pro ptáky zajímavá. Hnízdí zde tuhýk obecný (*Lanius collurio*) spolu s pěnicí vlašskou (*Sylvia nisoria*), místy i krutihlavem obecným (*Jynx torquilla*). Pro středně staré sukcesní plochy s vysokým podílem křovin jsou typické druhy jako skřivan polní (*Alauda arvensis*), strnad obecný (*Emberiza citrinella*) a pěnice pokrovní (*Sylvia curruca*), tedy druhy preferující biotopy v pokročilejším stadiu sukcese. Starší plochy, s výskytem stromů, jsou osidlovány druhy typickými pro lesní stanoviště, jako jsou budníček lesní (*Phylloscopus sibilatrix*) nebo červenka obecná (*Erithacus rubecula*). Výsypky v pokročilejším stadiu sukcese s rozvinutým lesním porostem obývají především hojně ptačí druhy lesů, jejich okrajů a rozptýlené zeleně, včetně méně běžných druhů, např. lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*), pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*), moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*), slavík obecný (*Luscinia megarhynchos*) a krutihlav obecný (Hendrychová et al. 2009, Šálek 2012).

Litorální porosty rákosu, ostřic a orobince, lemující četná nebeská jezírka. V terénních depresích na nerekulitovaných výsypkách jsou obývány slavíkem modráčkem (*Luscinia svecica*), rákosníkem velkým (*Acrocephalus arundinaceus*), potápkou malou (*Tachybaptus ruficollis*) a některými dalšími méně hojnými nebo vzácnými druhy. Na výsypkách je dále možné nelézt káně lesní (*Buteo buteo*), koroptev polní (*Perdix perdix*), bažanta obecného (*Phasianus colchicus*), kosa černého (*Turdus merula*), červenku obecnou (*Erithacus rubecula*) a pěnkavu obecnou (*Fringilla coelebs*) (Bejček et al. 2006, Šťastný et al. 2006).

Výzkumy ukazují, že i po více než 20 letech stále zůstávají na nerekulitovaných výsypkách holá místa s obnaženým substrátem (převážně na výsypkách s písčným substrátem). Tato místa jsou atraktivní především pro řadu ohrožených druhů hmyzu, jako je šídlo červené (*Anaciaeschna isosceles*), šídlo luční (*Brachytron pratense*), šídlo rákosní (*Aeshna affinis*), vážka jasnoskrvná (*Leucorrhinia pectoralis*) a vážka žíhaná (*Sympetrum striolatum*), šidélko menší (*Ischnura Pumilio*) a šidlatka brvnatá (*Lestes barbarus*). V terénních depresích pak vznikají tůně a mokřady, bohaté na vodní bezobratlé i obojživelníky, což jsou ropucha zelená (*Bufo viridis*), ropucha obecná (*Bufo bufo*), skokan skřehotavý (*Pelophylax ridibundus*), čolek obecný (*Lissotriton vulgaris*), blatnice skvrnitá (*Pelobates fuscus*), čolek velký (*Triturus cristatus*) (Vojar

2007, Harabiš et al. 2013). Ani na výsypkách starších 50 let nevzniká zapojený porost, ale společenstva se vyvíjí spíše do rozvolněné lesostepi (Bejček et Turner 1980).

Opakované přírodovědné výzkumy posledních dvaceti let ukazují, že při rekultivaci výsypek nejsou nutné žádné zvláštní strategie geomorfologických úprav či řízených výsadeb, ale že je levnější, kvalitnější a z hlediska krajiny více žádoucí, ponechat nejméně třetinu plochy, a pokud je to možné, i více přírodní rekultivaci. Tomu však brání současná legislativa (MŽP 2011).

3.3 Způsoby rekultivace výsypek

Rekultivace po těžbě hnědého uhlí soustřeďuje na tři základní, ale odlišné části – vnější výsypku, vnitřní výsypku a zbytkovou jámu. Vnější výsypka se obvykle tvaruje do tvaru plochého kopce, na jehož plošině má probíhat zemědělská rekultivace a svahu určeného pro lesnickou rekultivaci. Zbytková jáma je místem, které stejně bude dřív nebo později zatopeno a dojde zde k hydrické rekultivaci (MŽP 2011).

Technická rekultivace spočívá v provedení náročných terénních úprav těžbou zasažených území. Odstraňováním elevací a vyplňováním depresí se vytvářejí rozsáhlé rovné nebo jen mírně zvlněné plochy, svahy výsypek i odvalů jsou zmírňovány budováním teras s odvodňovacími kanály jako opatření proti potenciálním sesuvům (MŽP 2011). Tento typ rekultivace je všeobecně považován z hlediska ekologického za nejméně žádoucí druh obnovy, jelikož dochází k extrémnímu snížení morfologické diverzity terénu a totální devastaci hodnotných biotopů, které se v příhodných částech lokalit vytvořily v průběhu delšího období mezi zahájením těžby a započítím rekultivačních prací (MŽP 2011). Technická rekultivace je však v některých případech nevyhnutelná – při působení silných stresorů (fyzikálně-chemických nebo antropogenních) na krajinu. Během technických rekultivací dochází za využití technických postupů k vytvoření monokulturní krajiny, kde je silně potlačena strukturální složka ekosystému (Prach et Hoobs 2008).

Těžební jámy jsou v mnoha případech z ekonomických důvodů (platby za uložení inertních materiálů těžebními či rekultivačními firmám) zaváženy výkopovými zeminami, stavební sutí, vedlejšími produkty energetického průmyslu, kaly z čistíren odpadních vod, aj. Některé z těchto objektů, po příslušných úpravách vyžadovaných právními předpisy, slouží jako řízené skládky ostatních odpadů, včetně komunálních (MŽP 2011). Celkově lze konstatovat, že technické rekultivace výsypek jsou

z hlediska obnovy krajiny negativní a drahou aktivitou, kdy v mnoha případech dochází k likvidaci cenných biotopů i populací chráněných a vzácných organismů.

Zemědělská rekultivace je obvyklý způsob rekultivace se zaměřením na obnovu zemědělského půdního fondu. Často bývá prováděna na místech, kde již není možné získat kvalitní produkční zemědělské pozemky. Realizace spočívá v navezení a rozprostření organické hmoty na plochu, následuje orba, vláčení, smykování, síje přípravných plodin, jejich zaorání, hnojení a v konečné etapě pěstování cílových plodin nebo zatravnění pozemků (MŽP 2011). Pokud nejsou takové plochy nepřiměřeně rozsáhlé, nejsou takto motivované rekultivace vzhledem k celkové rozloze výsypek žádným problémem, jelikož vedou ke konkrétnímu využití rekultivovaného území (Řehounek et Hátle 2010). Riziko vzniká při velkoplošných úpravách, kdy na nevhodně velkých zemědělských plochách chybí dostatečný počet ekostabilizačních prvků, které by se v rekultivované post-těžební krajině mohly stát skladebnými součástmi (biocentry a biokoridory) územních systémů ekologické stability (ÚSES) lokálního významu (MŽP 2011).

Lesnická rekultivace je realizována mechanickou a chemickou přípravou půdy a následnou výsadbou dřevin. Rekultivační firmy jednoznačně preferující budoucí ekonomický přínos před ekologickými a environmentálními funkcemi nových lesů a na rekultivovaných místech tak vznikají borové a smrkové stejnověkové monokultury, jen s malým podílem listnatých druhů. Často jsou vysazovány zcela nepůvodní druhy jako např. borovice černá (*Pinus nigra*), dub červený (*Quercus rubra*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*), smrk pichlavý (*Picea pungens*) a topol kanadský (*Populus x canadensis*). Dokonce i dnes je v některých rekultivačních projektech stále ještě navrhován k výsadbě velmi agresivní invazní neofyt trnovník akát (*Robinia pseudacacia*). Následná pěstební péče se skládá z vylepšování provedených výsadeb, hnojení kultur, okopávání, ožínání, ochrany proti zvěři, závlah a podle potřeby z prořezávek a případně i tvarových řezů (MŽP 2011). Sazeničky jsou často natírány repelenty proti okusu zvěři, který je značný, protože se přemnožená zvěř na jinak klidné výsypky ráda stahuje. Na některé výsypky jsou kladeny rodenticidy bez jakékoli rozvahy o nutnosti tohoto opatření (Řehounek et Hátle 2010). Vhodnější a levnější formou lesnické rekultivace by podle mnohých výzkumů bylo využívání sukcesních dřevin a jejich postupné doplňování kvalitními klimaxovými dřevinami přirozené druhové skladby (MŽP 2011).

Doplňujícím typem je **vodohospodářská** neboli **hydrická rekultivace**, která pomocí stavebně technických opatření vytváří nový vodní režim v rekultivované krajině. V posledních letech jsou preferovány velkoplošné hydrické rekultivace, kdy dochází k zaplavování bývalých důlních jam a velkých terénních depresí. Tyto retenční nádrže i velká rekultivační jezera zadržují vodu v krajině, významně přispívají ke změně mikroklimatu i lokálního klimatu a hrají důležitou roli i jako protipovodňová opatření. Většinou slouží hlavně k rekreačním a sportovním účelům (MŽP 2011).

Ekologická obnova je asistovaný proces zotavení ekosystému, který byl přeměněn, poškozen či zničen a zahrnuje záměrnou činnost, jež podněcuje a urychluje obnovu lidskou činností degradovaného ekosystému (SER 2004). Cílem ekologické obnovy je obnovit silně degradovaná stanoviště, zlepšit produkční schopnost zničeného ekosystému, zvýšit ochrannou hodnotu chráněné krajiny a zvýšit ochrannou hodnotu produkční krajiny (Hobbs et Norton 1996). Hlediska zohledňována při utváření cílů obnovy jsou: obnova druhů, obnova funkce ekosystému a obnova služeb ekosystému. Při obnově degradovaného ekosystému je vždy nutné zvažovat konečné cíle, které jsou především realistické a uskutečnitelné (Ehrenfeld 2000).

Mezi metody ekologické obnovy narušených stanovišť řadíme tzv. **spontánní sukcesí**, při které je krajina ponechána bez jakékoliv intervence (Prach et al. 2010), kdy postupem času dochází ke kolonizování místa druhy, které se nachází v okolním prostředí. Často jsou plochy osidlovány ohroženými druhy a vznikají tak bohatá a cenná společenstva. Tento postup je z hlediska zachování biodiverzity a vytváření hodnotného krajinného útvaru velice přínosný (Prach et Pyšek 2001), rychlý (mimo silně degradovaná či toxická stanoviště), nedochází při něm k šíření nežádoucích invazních druhů a je poměrně finančně nenákladný.

Řízenou sukcesí rozumíme proces, kdy je na daných lokalitách uskutečňován správně zvolený druh managementu, díky němuž lze snáze a lépe dosáhnout požadovaného cílového stavu. Management je prováděn takovými postupy, které zlepšují stanovištní podmínky (zahrnuje různé úpravy terénu apod.) a tím urychlují následnou sukcesí. Dále jsou využívány i nejrůznější biologické postupy, jež poskytují umělé dodání druhů (rostlinných v podobě diaspor či živočišných) do systému anebo zahrnují určitou kontrolu a opatření před invazí cizích a nežádoucích druhů (Prach et al. 2007). Dle Řehounka et Hátleho (2010) mezi obecné zásady při aplikaci přírodě blízké obnově narušených území řadíme:

1. kvalifikovaný biologický průzkum nejen v těžebním prostoru a jeho okolí před zahájením těžby
2. odbornost při posuzování vlivů na životní prostředí
3. základní schéma obnovy by mělo být známo již při stanovení dobývacího prostoru a mělo by respektovat potenciální možnosti území
4. průběžný průzkum lokality i při průběhu těžby, který může odhalit výskyt vzácných a ohrožených druhů a společenstev
5. monitoring invazních druhů v těžebně i jejím okolí.
6. ponechání zpravidla minimálně 20 % biologicky nejcennějších částí spontánní sukcese
7. zajištění odpovídajícího managementu ohroženým druhům, které se na lokalitách vyskytují
8. vyhlášení nejcennějších lokalit jako zvláště chráněná území s nastavením odpovídajícího managementu
9. obnova po ukončení činnosti by měla především zvýšit stanovištní rozmanitost krajiny
10. po ukončení těžby jsou odstraněny nevhodné technické prvky a odpady
11. živinami bohaté svrchní půdní horizonty jsou z lokality odvezeny v nejkratším termínu
12. v případě větších těžebních ploch je prováděna těžba i obnova postupně
13. ve všech typech těžebních prostorů jsou umísťovány trvalé studijní plochy pro vědecký výzkum

V současné době je oficiálně vymezených pouhých asi 70 ha výsypek s deklarovaným cílem ponechat je spontánní sukcese. Na ostatní rozsáhlé ploše výsypek po těžbě uhlí proběhly nebo probíhají technické rekultivace. Nejjednodušším a nejlevnějším způsobem obnovy zůstává spontánní sukcese, kterou lze usměrňovat např. dosadbou nebo výsevem žádoucích druhů, nebo naopak omezováním druhů nežádoucích (např. invazních) (Prach et al. 2010). Přírodě blízká obnova těžbou narušených území sice není jedinou možností, jak se vyrovnat s problémem začlenění těchto ploch do krajiny, avšak legislativa by měla umožnit, aby se tento v řadě států běžný způsob obnovy stal rovnocennou alternativou k dosud převládajícím lesnickým a zemědělským rekultivacím. Technické rekultivace jsou nutné (nebo alespoň neškodí) především na místech ohrožených erozí, v sousedství sídel, komunikací a na plochách

určených k účelovému využití, jako jsou sport a rekreace, případně u toxických materiálů, kde může hrozit kontaminace okolí (Řehounek et Hátle 2010).

3.4 Predátoři ptačích hnízd

Hnízdní predace je velmi významným faktorem, který ovlivňuje populační dynamiku i životní strategie ptáků (Remeš 2004) a je jednou z hlavních příčin ztrát v průběhu inkubace snůšek a mortality u ptáků vůbec (Chamberlain et Crick 2003). Hnízdní predace dosahuje u většiny druhů ptáků řádově desítek procent a patří tak k hlavním faktorům limitujícím jejich reprodukční úspěšnost. Studie identifikují jako hlavní hnízdní predátory nejčastěji ptáky, někdy společně se savci (Einarsen et al. 2008, Svobodová et al. 2012). Ptáci jsou vizuálně se orientující predátoři, pro něž je důležitým vodítkem k nalezení hnízda kromě vzhledu hnízda také aktivita rodičů v okolí hnízdního místa (Martin et al. 2000), pach hnízda a vokalizace mláďat (Burke et al. 2004). Ptačí predátoři jsou především z čeledi krkavcovitých, zejména krkavec velký (*Corvus corax*), vrána obecná (*Corvus corone*). Jisté riziko mohou představovat i dravci (Hudec et Šťastný 2005). Nejčastějšími savčími predátory jsou kunovité šelmy, liška obecná (*Vulpes vulpes*) a další nesespecializovaní predátoři, jako je prase divoké (*Sus scrofa*) nebo někteří hlodavci. Drobní savci nacházejí hnízda spíše náhodně během hledání jiné potravy a velikost jimi způsobených ztrát úzce souvisí s jejich gradačními cykly (Weidinger 2002, Svobodová et al. 2012).

V dostupné literatuře se lze dočíst, že na predaci pozemních ptačích hnízd se relativně málo podílejí drobní hlodavci (Weidinger 2009, Mallord et al. 2012). Pokusy s modelínovými vejci ukazují, že drobní hlodavci hnízda tak často nepredují, spíše jsou pro ně modelínová vejce atraktivnější než ta skutečná. Pokud se na modelínových vejcích vyskytuje velké množství jejich otisků, lze to vysvětlit tak, že drobní hlodavci a savci byli nalákáni pachem modelínových vajec (Rangen et al. 2000, Maier et DeGraaf 2001). Přítomnost hlodavců a pobytové znaky malých savců (moč, trus a pach) přilákaných modelínovými vejci však mohou pomoci větším predátorům při objevování pozemních hnízd. Nejčastěji se jedná o lišky, kuny, prase divoké, hady, ale i třeba dravce a jiné ptáky, kteří se při hledání potravy neřídí pachem, ale zrakem. Kde jsou malí savci hojnější, je více pravděpodobné, že jejich hnízda objeví také jejich predátoři (Lanszki et al. 1999, Larivière 1999, Rangen et al. 2000, Ackerman 2002, Šálek et al. 2004). Otevřené zemědělské plochy také mohou podporovat vyšší početnost kořisti čeledi zajícovitých a na ně navázaných predátorů, kteří mohou

následně také predovat ptačí hnízda. Částečně nebo úplně zničená hnízda pak mohou přilákat sekundární predátory (Reino et al. 2010). Umělá hnízda často neposkytují údaje o predaci srovnatelné s predací pravých hnízd (Weidinger 2001). Míra predace je většinou vyšší u umělých hnízd (Burke et al. 2004). Umělá hnízda však mohou být dobře využita pro zjišťování relativní míry predace mezi biotopy (Roos 2002), avšak pouze pokud jsou pravá i umělá hnízda predována stejnými predátory (Part et Wretenberg 2002).

3.5 Antipredační strategie

Riziko hnízdní predace ovlivňuje i evoluci celé řady antipredačních adaptací. Obranu proti predaci dělíme na dvě základní strategie - pasivní a aktivní. Ukrytí hnízda v dutinách nebo ve vegetaci a maskování (krypsi) hnízda, celé snůšky, popřípadě přímo inkubujícího jedince (u otevřeně hnízdících druhů) řadíme do kategorie pasivní obrany hnízda (Martin 1993, Lloyd et al. 2000, Caro 2005). Do kategorie aktivní obrany hnízda patří přímá agrese proti potenciálním predátorům a odvádění pozornosti od hnízda (Elliot 1985, Kis et al. 2000). Při výběru hnízdního místa jde především o to, co nejvíce ztížit predátorům identifikaci hnízda. Nejvyššímu predačnímu tlaku jsou vystaveny druhy, které hnízdí přímo na zemi. U těchto druhů je důležitým faktorem, který rozhoduje o přežití snůšky, především způsob umístění hnízda do prostředí, tedy míra jeho ukrytí. Lépe ukrytá hnízda jsou logicky efektivněji chráněna před predátory (Weidinger 2002). Ptáci hnízda ukrývají např. do husté vegetace, např. Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*) (Kreisinger et Albrecht 2008) či hnízdo nenápadně splývá s okolní otevřenou plochou. Tuto strategii lze pozorovat např. u čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) nebo Rybáka černozobého (*Gelochelidon nilotica*), jejichž hnízdo často bývá pouze vyhloubená jamka s minimem hnízdního materiálu (Cramp 1990, Sánchez et al. 2004). Krypsi hnízda přímo ovlivňuje typ hnízdního materiálu a jeho množství. Hnízdo musí plnit ideálně termoregulační a zároveň kryptické vlastnosti. Nevhodná volba hnízdního materiálu nebo jeho velké množství mohou naopak hnízdo v prostředí zvýrazňovat, což z hlediska predace není žádoucí (Mayer et al. 2009).

Götmark (1993) ve srovnávací studii 27 čeledí otevřeně hnízdících nepěvců zjistil, že čeledi s velkými a nápadnými hnízdy mají tendenci mít méně kryptická vejce, zatímco čeledi s méně nápadnými hnízdy mívají vejce více kryptická. Hnízda umístěná na zemi, která bývají ukryta relativně nejlépe (v porovnání s otevřenými hnízdy

v keřovém nebo stromovém patru) mívají vejce krypticky zbarvena, což zvyšuje pravděpodobnost přežití (Castilla et al. 2007). Obecně tedy platí, že ptáci hnízdící na zemi využívají k celkové krypsí snůšky i zbarvení jednotlivých vajec (Lee et al. 2010).

Co se týče antipredační funkce kryptického zbarvení vajec u otevřeně hnízdících ptáků v keřovém nebo stromovém patru se závěry jednotlivých autorů rozcházejí. Weidinger (2002) zamítá hypotézu o kryptickém zbarvení vajec jako antipredační adaptaci. Uvádí, že kryptické zbarvení vajec nemusí hrát významnou roli u hnízd otevřených, stavěných na stromech a keřích. Predátorem je nejprve spatřeno hnízdo a až poté vejce. Z toho důvodu ztrácí kryptické zbarvení vajec význam a není zvýhodňováno selekcí. Ptáci, kteří hnízdí v uzavřených hnízdech a dutinách, nemusí problém krypsy snůšky řešit, protože vejce jsou před vnějším okolím ukryta. Taková vejce jsou většinou bílá (Veselovský 2001, Castilla et al. 2007). Výsledky jiných prací naopak výše zmíněnou hypotézu podporují (Westmoreland et Kiltie 2007, Westmoreland 2008).

3.6 Fragmentace krajiny a její vliv na predaci ptačích hnízd

V současné době je velice často diskutován vliv fragmentace biotopů na početnost a dynamiku ptačích populací. Fragmentace krajiny zvyšuje množství okrajových zón, které díky své heterogenitě přitahují hnízdící ptáky a po čase jejich predátory (Bátary et al. 2004). Biotopové okraje jsou živočichy považovány za atraktivní zejména díky vyšší heterogenitě vegetace, lepší ochraně před predátory a v neposlední řadě vyšší potravní nabídce (Brotons et Herrando 2003). Zvýšení rozmanitosti a hustoty organismů je tedy důsledkem přítomnosti druhů, které jsou charakteristické pro každé z přilehlých společenstev a ekotonálních společenstev. Tento jev se nazývá okrajový efekt (Odum 1971). Pokud na přechodu dvou biotopů roste míra hnízdní predace, hovoříme pak o okrajovém efektu na hnízdní predaci (Hoover et al. 2006). Mnohé studie ukazují, že okrajové zóny jsou pro hnízdní predátory atraktivnější, a proto je navštěvují častěji. Se zmenšující se velikostí krajinného fragmentu mohou predátoři pronikat snadněji do jádrového habitatu, čímž se dále rozšiřuje působení okrajového efektu, který může zasahovat až do vzdálenosti 4km od hraniční linie (Storch et al. 2005).

Dostupná literatura nabízí několik hypotéz, 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 přirozené trasy pohybu v krajině a tráví na nich více času než v jiných částech biotopu (Andrén 1994, Marini et al. 1995). Dalším mechanismem, který se může podílet na vzniku okrajového efektu je neprostupnost jednoho z biotopů, kdy se predátor nedostane do centra biotopu, ale pouze na jeho okraj, kde je následně nucen lovit (Storch et al. 2005). Někteří autoři tvrdí, že vyskytují-li se vizuálně se orientující predátoři v homogenním biotopu, orientují se v něm pomocí bodových či liniových struktur (stromy, lidská sídla, hranice dvou biotopů), těchto záchytných bodů se drží při pohybu v biotopu a loví tak na obou stranách odlišných habitatů (Wallander et al. 2006, Roos 2002). Ries et Sisk (2004) vysvětlují vyšší denzitu hnízdních predátorů v okrajových zónách tzv. efektem přelévání přes okrajovou zónu, distribucí doplňkových zdrojů a zesílení vlivu okrajové zóny.

Fragmentace krajiny ovlivňuje velikost ptačích teritorií. Ptáci na fragmentaci svého habitatu mohou reagovat dle Bayne et al. (2005) třemi způsoby: nový habitat zahrne do svého teritoria, nebo zmenší velikost svého teritoria, neboť hranici domovského a odlišného habitatu chápe jako hranici vlastního teritoria. Poslední možností je, že fragmentovaný biotop vyhodnotí jako nevhodný a opustí jej. Tento jev se vyskytuje u druhů ptáků, kteří jsou citliví na velikost plochy, na které žijí a vyhýbají se malým fragmentům krajiny (Zanette 2000, Renfrew et al. 2005). Některé druhy se vyznačují odporem vůči biotopovým okrajům, nejspíše z důvodů nižší hnízdní úspěšnosti v těchto lokalitách. Vyhýbání se malým fragmentům může být považováno za adaptivní odpověď na vysokou míru predace (Bayne et Hobson 2001).

Pro ptáky citlivé na velikost plochy může přítomnost okraje představovat bariéry, přes které nejsou schopni proniknout. K pohybu pak využívají biotopové koridory, aby se vyhnuli nepreferovanému biotopu (Fraser et Stutchbury 2003). Některé druhy, jako je například rehek zahradní (*Phoenicurus phoenicurus*), mohou k přítomnosti fragmentace a velikosti fragmentů a okrajových zón reagovat neutrálně (Donovan et Flather 2002). Reakce na fragmentaci biotopů je rovněž úzce spojena se strategií hnízdění. Druhy hnízdicí na zemi, v otevřených hnízdech, v křovinných a ve stromových patrech jsou na fragmentaci senzitivnější, než druhy hnízdicí např. v dutinách stromů (Lampila et al. 2005).

3.7 Okrajový efekt na post-těžebních lokalitách

Existují studie, ve kterých byl potvrzen okrajový efekt mezi rekultivovanou zemědělsky využívanou plochou výsypky a okolním lesem (Purger et al. 2004). Vzdálenost od okraje je nejdůležitějším faktorem okrajového efektu. Nejvyšší míra predace je pozorována 0-24 m od okraje a velice výrazně se projevuje do 50 m od okraje a klesá na vzdálenost 150 m. Ve fragmentovaných lesních porostech se může okrajový efekt projevovat až 5km od hranice biotopu (Batáry et Bálďi 2004). V lesním prostředí je ekotonální efekt rovněž závislý na tom, v jaké vývojové fázi se les nachází v interakci s okolní krajinou. Míra ekotonálního efektu se zvyšuje s počtem vykácených holin a nejvyšší predace probíhá na okrajích čerstvých holin (Hartley et Hunter 1998, Manolis et al. 2000). Plocha fragmentovaných ploch hraje v problematice okrajového efektu také významnou roli. Okrajový efekt je zcela vyloučen u biotopů, kde zcela vymizela původní vnitřní plocha biotopu. Velikost biotopu má tedy rovněž signifikantní vliv na okrajový efekt (Temple et Cary 1988).

Studie prováděné na post-těžebních plochách ukazují i případy, kdy výsypka působí 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 (Angelstam 1986, Suvorov et al. 2014).

3.8 Vliv biotopů a struktury vegetace na hnízdní predaci

Kromě druhu predátora ovlivňuje míru predace hnízdní biotop a způsob umístění hnízda ve vegetaci. Například husté porosty mohou zvyšovat strukturální heterogenitu místa, které je následně ptáky preferováno pro hnízdění z hlediska nižší možnosti predace snůšky. Řada druhů ptáků pak preferuje tato místa s vysokou hustotou vegetace zakrývající hnízdo. Tato strategie je efektivní hlavně proti vizuálně se orientujícím predátorům (Martin 1993, Seibold et al. 2013). Ptáci také umisťují hnízda tam, kde je málo pravděpodobný výskyt predátorů a na těžko dostupných místech (koruny stromů a koncové větve, dutiny, skály). Vodní práci mohou vyhledávat husté litorální porosty, popřípadě ostrovy obklopené vodní plochou, která představuje účinnou bariéru pro některé terestrické predátory (Benko et al. 2015).

Významný vliv na predaci ptačích hnízd má v neposlední řadě šíření invazních živočichů a rostlin. Např. rostoucí populace norka amerického (*Neovison vison*) zvyšuje predaci samic inkubujících hnízdo (Kreisinger et Albrecht 2008). Hanzelka et Reif (2015) provedli jednorázový predací experiment s umělými hnízdy. Porovnávali relativní míru hnízdní predace mezi invazními akátovými a přírodě blízkými dubovými porosty za pomoci umělých hnízd s jedním křepelčím a stejně velkým modelínovým vejcem. Z důvodu vyšší strukturní členitosti vybraných invazních porostů předpokládali nižší míru hnízdní predace v akátových porostech, přestože několik studií prokázalo v invazních porostech zvýšenou míru predace (Rodewald et al. 2010). Oproti očekávání Hanzelka et Rief (2015) nezjistili nižší míru hnízdní predace v akátových porostech, ačkoliv se tyto porosty vyznačovaly bohatším bylinným i keřovým patrem (umělá hnízda tak byla lépe maskována). Ani hnízda ve větvích nebyla častěji predována než hnízda na zemi jak v rámci porostu, tak mezi porosty. Je možné, že více rozvinuté keřové patro v akátových porostech sice více maskovalo hnízda, ale menší míra predace v porovnání s dubovými porosty nemusela být zaznamenána z důvodu projevu ekologické pasti. Autoři potvrdili ostatní studie, které dříve zmiňovaly obecně malý vliv struktury vegetace na hnízdní predaci (Hanski et al. 1996, Diaz et Carrascal 2006). K odlišným výsledkům došli ve své práci Poláková et Fuchs 2006, kteří porovnávali jednotlivé skupiny predátorů hnízd kosa černého a došli k závěru, že na predaci ptačích hnízd má struktura vegetace vliv. Pozorovali, že savci preferovali hnízda dobře přístupná ze země, ptačí predátoři orientovaní zrakem si vybírali viditelnější místa a zásadní pro ně byl přístup svrchu stromu. Hnízda v jehličnatých keřích a v borovicích pro ně byla nejhůře přístupná a méně predovaná. K podobným závěrům došli i Jokimäki et Huhta (2000), kteří studovali predaci v městských parcích. Většímu riziku predace podléhala hnízda v upravovaných parcích oproti parkům neupravovaným.

Některé studie zkoumají rovněž vliv struktury zemědělské krajiny na predaci ptáků (Panek 2013) nebo přímo míru predace snůšky na polích a loukách, které jsou zemědělsky využívané. Ptáci hnízdící na zemi a jejich snůšky jsou častěji predovány v monokulturách zemědělských plodin (pšenice), především savci (lišky, hlodavci), ale i ptáky. Oproti tomu louky sekané na podzim vykazují nižší míru predace, jelikož hnízda ukryta v husté trávě jsou pro predátory hůře naležitelná (Purger et al. 2004a).

4. Metodika

Výzkum byl navržen jako predační experiment za využití umělých pozemních hnízd, instalovaných na rekultivované výsypce a v jejím okolí.

4.1 Popis zájmového území

Jedná se o báňsky dokončenou vnější výsypku lom ČSA, zakládanou od roku 1965 do roku 1995, na poddolovaném území bývalých obcí Dolní Litvínov a Růžodol. Výsypka byla koncipována jako dočasná, neboť měla být v. r. 2000 odtěžena. Těleso výsypky (Obr. č. 1) je protáhlého tvaru, o délce 5,8 km a průměrné šířce 1,3 km. Celková výměra výsypky je cca 760 ha (Ecmost 2019).

Obr. č.1: Těleso výsypky v kontextu okolní krajiny.



Zdroj: Ecmost 2019.

4.2 Lokalizace

Růžodolská výsypka se nachází v Ústeckém kraji, okrese Most a rozkládá se na části katastrálních území Louka u Litvínova, Mariánské Radčice, Růžodol a Dolní Litvínov (Ecmost 2019).

4.3 Geologie a geomorfologie

Výsypka se nachází v oblasti Mostecké pánve a podloží výsypky tvoří terciární nadložní vrstvy v jílovitém vývoji. Jde o hnědé jíly a jílovce s proměnlivým podílem

prachové složky. Prakticky celé zájmové území tvoří svrchní horizont tělesa výsypky. Ten je tvořen zpravidla hnědými nadložními jíly a jílovci ze svrchních skrývkových řezů dolu ČSA s vysokým podílem jílových minerálů a malým podílem křemene. Na výsypku byly zakládány neúnosné nadložní zeminy nevhodné pro zakládání vnitřní výsypky a tomu odpovídá i maximální převýšení 30 m ve dvou etážích (Real&Projekt Most s.r.o. 2008).

4.4 Klimatické a přírodní poměry

Mostecká pánev se nachází v nadmořské výšce kolem 270 m.n.m a rozkládá se na ploše větší než 1000 km². Klima v této oblasti je relativně suché a teplé. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 7-9°C, roční srážky mezi 500-720 mm/rok. Suché a teplé klima způsobuje, že spontánní sukcese na mosteckých výsypkách zpravidla nevede k zapojenému lesu, ale otevřeným lesostepím (Prach et al. 2010). Dle mapy potencionální přirozené vegetace jsou pro tuto oblast typické různé typy termofilních doubrav. Biota je podstatně ovlivněna horskými celky – Krušnými horami a Českým středohořím. Růžodolská výsypka se nachází na severním okraji Mostecké pánve, která navazuje na Krušné hory. Ty jsou charakteristické chladným a vlhkým klimatem a nacházejí se zde jedny z nejrozsáhlejších listnatých lesů v České republice – bučiny (acidofilní, bukové, květnaté), lipové javořiny, subxerofilní doubravy a různé typy suťových lesů (Chytrý et al. 2001, Tolasz 2007).

4.5 Rekultivace

Rekultivace Růžodolské výsypky byla řešena na ploše cca 630 ha. Zbývající část území byla vyčleněna pro záměry skládkování. Dle původního záměru měla být náhorní plošina především zemědělskou půdou, ale kvůli blízkým zdrojům chemického znečištění se počítá v rámci rekultivace s kompletním zalesněním. Pozemky výsypky od Litvínova po areál dolu Hlubina byly zalesněny v předstihu, spolu se zahájením sypaní výsypky. Rekultivace svahů tedy navazovala na ozeleněné území. Jihozápadní svah výsypky v délce 4 km přiléhá k areálu bývalého dolu Hlubina a k průmyslovému areálu Záluží. Od roku 1989 byla prováděna lesnická rekultivace jihozápadních svahů a přilehlé náhorní plošiny o výměře cca 150 ha. V roce 1992 bylo zahájeno zalesnění plošiny přilehlé k severním svahům o výměře 33 ha. Zalesňování severních svahů pokračovalo dále do roku 1996 na plochách u obce Louka o celkové výměře 138 ha, kde byla část území vymezena rovněž pro účel skládkování.

Rekultivace tohoto území, kde měla výsypka původně přesypat i obec Louka, je na svazích i původním terénu řešena citlivým způsobem s respektováním samovolně vzniklých porostů (Ecmost 2019).

4.6 Design experimentu a sběr dat

Experiment byl navržen jako terénní predační experiment s vajíčky křepelky japonské umístěnými společně s umělými modelínovými vajíčky do falešných pozemních hnízd na Růžodolské výsypce, za účelem zjištění přítomnosti a případného zhodnocení vlivu lokality umístění hnízda, druhu biotopu, ekotonálního efektu a struktury vegetace na predaci a určení strukturálního rozložení predátorů ptačích hnízd v dotčené studijní oblasti.

Na výsypce bylo v průběhu dvou dnů na jaře roku 2018 (14. 04. - 15. 04. 2018) rozmístěno celkem 97 umělých hnízd. Hnízda byla instalována v transektech o délce 1 km, vytyčených ve vnitřní části výsypky, v okolní těžbou přímo nezasažené krajině a na hranici mezi výsypkou a okolní krajinou. Na studijní ploše byl vytyčen jeden experimentální vnitřní transekt v interiéru výsypky, jeden referenční vnější transekt v okolní krajině a pět okrajových transektů položených přes hranici výsypky a okolí.

Na vnitřním a vnějším transektu byla umělá pozemní hnízda umístěna po 50 m a každý obsahoval 21 hnízd. Na každém z pěti okrajových transektů bylo umístěno 11 experimentálních hnízd, vždy na hranici výsypky a okolí, tj. ve vzdálenosti 0 m, a dále v odstupňovaných vzdálenostech 25, 50, 100, 250 a 500 m od hranice, jak směrem do území výsypky, tak i směrem do jejího okolí, tj. 55 hnízd, z toho: 5 přímo na okraji, 25 uvnitř a 25 vně studijní plochy, vždy po pěti v odstupňovaných vzdálenostech, na každé studijní ploše.

4.7 Instalace hnízd

Hnízda byla instalována v průběhu dvou dnů 14. 04. - 15. 04. 2018. Za pomoci GPS navigace byl v terénu vyhledán příslušný bod. Na místě byl vyhlouben malý důlek a následně bylo vytvořeno umělé hnízdo o průměru cca 10cm. Hnízdo bylo vytvořeno z materiálů, které se vyskytovaly v jeho okolí (suchá tráva, větvičky) tak, aby hnízdo působilo co nejpřirozeněji (Obr. č. 2). Do každého hnízda byly umístěny 2 křepelčí vajíčka a jedno modelínové, předem připravené vajíčko nenápadné šedé barvy. Aby se předešlo odnesení modelínového vajíčka predátorem, bylo do hnízda připevněno za pomoci 10cm dlouhého železného hřebíku, propíchnutím skrz modelínové vajíčko do

země. Hlavička hřebíku byla kvůli nápadnosti zamaskována trochou modelíny. Doba instalace byla co nejkratší, aby se předešlo přilákání predátorů ať už pachovou stopou nebo samotnou činností, a nepřesáhla dobu 5 minut.

Obr. č.2: Příklady instalovaných umělých hnízd:



4.8 Kontrola hnízd

Instalovaná hnízda byla 14 dní exponována predátorům (doba přibližně odpovídající inkubační době v úvahu připadajících ptačích druhů). Následná kontrola hnízd byla provedena v období od 28. 04. do 29. 04. 2018. 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. Pomocí stop a otisků zanechaných v modelíně.

4.9 Sběr dat

Hnízdo bylo považováno za predované (Obr. č. 3), pokud došlo k jakékoli manipulaci (vyjma lidské činnosti) s křepelčím nebo umělým vejcem a pokud bylo kterékoli vajíčko poškozeno anebo chybělo-li jedno nebo více vajec. Hnízdo, které zmizelo zcela bez jakýchkoliv pozůstatků a bez zjevného lidského přičinění, bylo rovněž považováno za predované. Za nedotčené hnízdo bylo považováno takové, ve kterém zůstala všechna vajíčka bez poškození, stop, otisků a známek manipulace. Zničená hnízda, ovlivněná jinak, než v důsledku predace (zemědělská technika, lidská činnost) byla vyřazena z experimentu. Ohledáním predovaných vajíček (otisky drápů, zubů, zobáků) a okolí hnízda (stopy, chlupy, trus) byly určeni pravděpodobní predátoři hnízd na úrovni taxonu třída (pták x savec). Při instalaci i následné kontrole byla zaznamenávána následující data: poloha hnízda (GPS souřadnice), lokalita, na níž bylo hnízdo umístěno (výsypka x okolí), typ biotopu, struktura vegetace, osud hnízda a pravděpodobný predátor hnízda.

Obr. č.3: Příklady instalovaných umělých hnízd:



Biotopy, v nichž byla jednotlivá hnízda instalována, byly rozděleny do tří kategorií: 1. pole, 2. křoviny a 3. les. U každého hnízda byl zaznamenán do terénního formuláře plošný podíl vegetačního porostu v kruhu o poloměru 25m se středem v hnízdě, a to pro následující kategorie: 1. kategorie - porosty stromů a keřů, rozdělené do tří výškových stupňů - nad 15m, 5-15m, do 5m. 2. kategorie - travnatý bylinný porost, rozdělený od 0,15-1m do 0,15m. 3. kategorie - bez vegetace. Míra pokryvu se určovala s přesností na 5%, konečná hodnota musela být vždy 100%.

Při zaznamenávání pozice hnízda byly kategorie rozděleny na vnitřní (INT), kdy se hnízda nacházela ve vnitřní části výsypky, vnější (EXT) - hnízda byla umístěna do vnějšího transektu mimo výsypku a hraniční transekt (HRA) - tato hnízda byla rozmístěna do hraniční zóny mezi výsypkou a okolím.

4.10 Statistické zpracování dat

Získaná data byla upravena do podoby vhodné pro statistické zpracování a následně statisticky vyhodnocena pomocí programu R version 3.6.1. (Copyright © 2019 The R Foundation for Statistical Computing). Statistická významnost rozdílů v počtu predovaných a nepredovaných hnízd v rámci jednotlivých sledovaných lokalit, pozic hnízd a biotopů, stejně jako počty hnízd predovaných savci nebo ptáky, byla testována pomocí Chi-squared test for given probabilities. Statistická významnost rozdílů v poměrech mezi predovanými a netknutými hnízdy při porovnání mezi jednotlivými lokalitami, pozicemi hnízd a biotopy navzájem, stejně jako totéž porovnání u poměrného zastoupení obou skupin pravděpodobných predátorů hnízd, byl použit Pearson's Chi-squared test with Yates continuity correction . Pro vyhodnocení závislosti pravděpodobnosti predace hnízd v závislosti na sledovaných prediktorů, tj. na lokalitě, pozici hnízda, typu biotopu, struktuře vegetace, byl sestaven zobecněný lineární model GLM s postupným výběrem vysvětlujících a průkazných proměnných. Hladina významnosti pro všechny testy byla zvolna 5 % ($p < 0,05$).

4.11 Analýza struktury krajiny okolí výsypky

Jednoduchá analýza struktury krajiny byla provedena pomocí programu ArcGIS Desktop (10.5.1), kdy byly do programu nahrány vrstvy zemědělské půdy a lesních pozemků, ortofotomapa, hranice výsypky a byl vytvořen nový polygon zahrnující území obce Louka u Litvínova a Mariánské Radčice. Pomocí funkce *Erase* byla vyjmuta plocha výsypky z analyzovaného katastrálního území obou obcí, aby bylo

možné určit využití pozemků sousedících s výsypkou. Následně pomocí funkce *Clip* byla oříznuta vrstva zemědělské půdy a lesních pozemků pouze pro sledované území. Z atributové tabulky byla vyčtena získaná data vypovídající o struktuře krajiny v okolí výsypky. Informace o velikosti zastavěné plochy, zahrad a vodních a ostatních ploch byly získány z katastru nemovitostí (ČÚZK).

5. Výsledky:

Celkem bylo v rámci pokusu umístěno 97 umělých hnízd (50 umělých hnízd v okolí výsypky a 47 hnízd na rekultivovaných plochách výsypky). Z celkového množství 97 umístěných umělých hnízd bylo 17 hnízd v době expozice zničeno z jiného důvodu než predací nebo se je nepodařilo při kontrole hnízd znovu dohledat. Data a výsledky byly tedy získány pro konečný počet 80 experimentálních hnízd. Počet predovaných a netknutých hnízd je zaznamenán v tabulce č. 1. Z 80 hnízd bylo 37 predováno a celková míra predace zaznamenaná v rámci experimentu dosáhla 46,2 %.

5.1 Predace z hlediska lokality

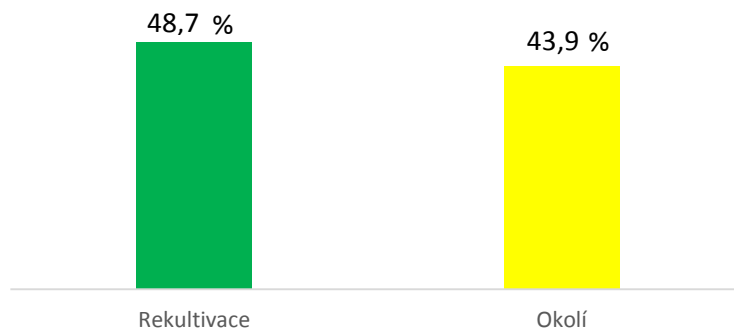
Z celkového množství 39 hnízd umístěných na rekultivovaných plochách výsypky bylo predováno 48,7 % a ze 41 hnízd umístěných na plochách v okolí výsypky bylo predováno 43,9 % hnízd (Obr. č. 4).

Při testování, zda se míra predace statisticky významně liší na rekultivovaných plochách oproti plochám v okolí výsypky, byla stanovena nulová hypotéza:

H₀: Poměr predovaných a netknutých hnízd na rekultivovaných plochách se neliší od poměru predovaných a netknutých hnízd na sukcesních plochách, při hladině významnosti testu $\alpha=0,05$.

Na základě získaných výsledků nebylo možné zamítnout nulovou hypotézu. Mezi zkoumanými plochami nebyl statisticky významný rozdíl v predaci hnízd (Pearson's Chi-squared test with Yates continuity correction $\chi^2 = 0,0431$ df = 1, p = 0,8356).

Obr. č.4: Graf zjištěné úrovně predace (%) v závislosti na lokalitě:



V rámci každé jednotlivé lokality se počty predovaných a netknutých hnízd statisticky významně nelišily (Tab. č.1).

Tab. č.1: Počet predovaných a netknutých hnízd:

	Predováno	Netknuto	Celkem	χ^2	df	p
Rekultivace	19	20	39	0,0256	1	0,8728
Okolí	18	23	41	0,6098	1	0,4349

5.2 Predace z hlediska pozice hnízd

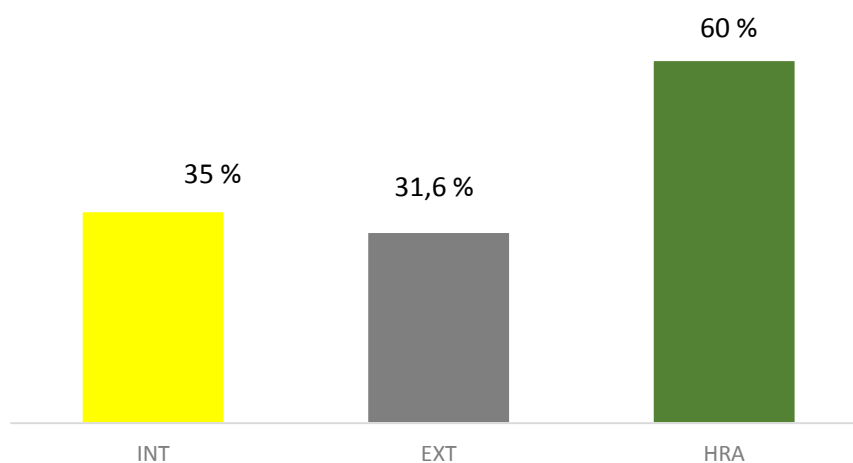
Počet predovaných a nepredovaných hnízd na jednotlivých pozicích umístění hnízd je zaznamenán v tabulce č. 2. Predace na vnitřních plochách experimentu dosahovala 35 %, mimo výsypku 31,6 % a na hraničních transektech bylo predováno 60 % hnízd (Obr č. 5).

Tab. č.2: Počet predovaných a netknutých hnízd dle pozice hnízda:

Pozice	Predováno	Netknuto	Celkem	Predace (%)	χ^2	df	p
INT	7	13	20	35,0	1,80	1	0,1797
EXT	6	13	19	31,6	1,60	1	0,2059
HRA	24	16	40	60,0	2,50	1	0,1083

Přestože mezi jednotlivými lokalitami nebyl statisticky významný rozdíl v predaci hnízd (Pearson's Chi-squared test with Yates continuity correction $\chi^2 = 5.6853$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.05827$), výsledky se pohybují na mezi průkaznosti a naznačují, že na hraničních transektech může docházet k vyšší predaci pozemních hnízd. V rámci každé jednotlivé pozice se počty predovaných a netknutých hnízd mezi sebou statisticky významně nelišily.

Obr. č.5: Graf zjištěné úrovně predace (%) v závislosti na pozici hnízd:



5.3 Predace z hlediska biotopu

Počet predovaných a nepredovaných hnízd v jednotlivých biotopech je zaznamenán v tabulce č. 3., přičemž predace v lese dosahovala 45,7 %, v křovinách 44,2 % a na poli 5,3 % (Obr č. 5).

Tab. č.3: Počet predovaných a netknutých hnízd dle biotopů:

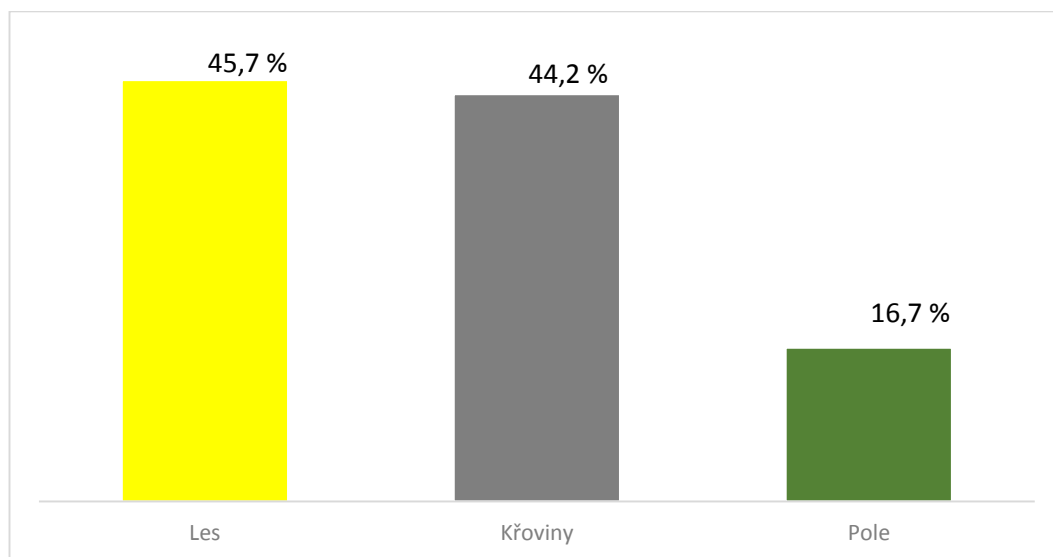
Biotop	Predováno	Netknuto	Celkem	Predace (%)	χ^2	df	p
Les	16	19	35	45,7	0,2571	1	0,6121
Křoviny	19	14	43	44,2	0,7576	1	0,3841
Pole	2	10	12	16,7	5,3333	1	0,0209

Mezi jednotlivými biotopy nebyl statisticky významný rozdíl v predaci hnízd (Pearson's Chi-squared test with Yates continuity correction $\chi^2 = 5.9314$, $df = 2$, $p\text{-value} = 0.05152$). Výsledky se však pohybují na samé hranici průkaznosti testu, což

může jistý rozdíl v míře predace mezi biotopy naznačovat. Ta je mezi lesem a křovinami srovnatelná, ale na poli je znatelně nižší.

Co se týče predace v rámci jednotlivých biotopů, nebyl prokázán významný rozdíl mezi predovanými a netknutými hnízdy u lesa a u křovin, což ovšem neplatilo pro biotop pole, kde tento rozdíl prokázán byl.

Obr. č.6: Graf zjištěné úrovně predace (%) v rámci jednotlivých biotopů:



Při porovnání, zda se míra predace pro jednotlivé biotopy liší mezi výsypkou a okolím, byl z analýzy vyloučen biotop pole, který se na výsypce nevyskytuje, protože je rekultivovaná lesnický. Statisticky významný rozdíl prokázán nebyl (Tab. č. 4).

Tab. č.4: Rozdíl v míře predovaných hnízd v rámci biotopu mezi výsypkou a okolím:

	Míra predace hnízd				
	Okolí	Výsypka	χ^2	df	p
Les	50,0 %	44,4 %	1,7166	1	1
Křoviny	57,1 %	58,3 %	1,5379	1	1

5.4 Predace z hlediska predátora

Z celkového počtu 37 hnízd bylo u 30 hnízd možné určit druh predátora. Posouzením otisků zubů, drápů a zobáku zanechaných v modelínovém vajíčku, nebo podle způsobu destrukce skořápek křepelčích vajíček, byl určen pravděpodobný predátor hnízda na úrovni taxonu třída (savec, pták) (Tab. č. 5). Mezi skupinami

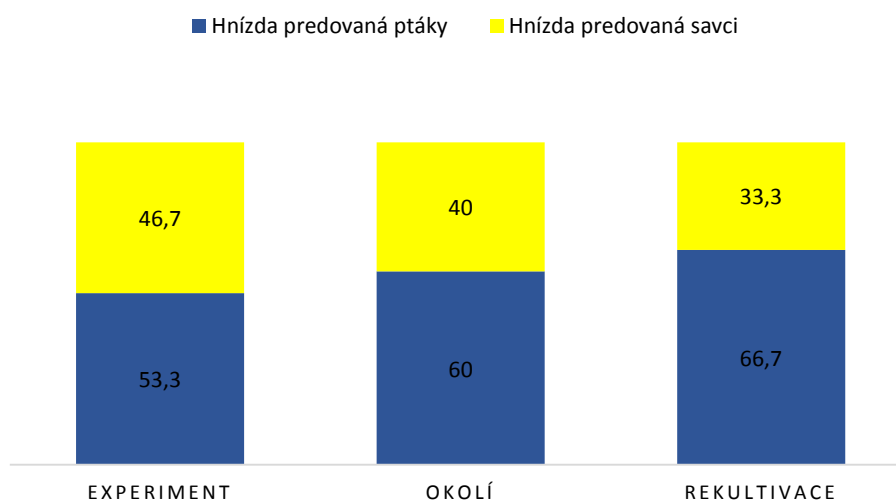
predátorů nebyl statisticky významný rozdíl (Chi-squared test for given probabilities $\chi^2 = 0,1333$, $df = 1$, $p = 0,715$).

Tab. č.5: Počet hnízd predovaných pravděpodobnými predátory a jejich procentuální poměr ve vztahu k lokalitě a umístění hnízda:

Lokalita	Celkový počet predovaných hnízd	Hnízda predovaná savci		Hnízda predovaná ptáky		χ^2	df	p
		Počet	%	Počet	%			
Experiment	30	14	46,7	16	53,3	0,1333	1	0,7151
Výsypka	15	5	33,3	10	66,7	1,6667	1	0,1967
Okolí	15	9	60,0	6	40,0	0,6000	1	0,4386

Počet predovaných hnízd s identifikovaným pravděpodobným predátorem byl na plochách výsypky i okolních plochách stejný (Tab. č. 5). Přestože na plochách výsypky predovali ptáci dvakrát více hnízd než savci, nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi těmito dvěma skupinami predátorů. Ani na plochách v okolí výsypky nebyl prokázán statisticky významný rozdíl mezi skupinami predátorů. Procento predace hnízd mezi taxony na jednotlivých lokalitách zobrazuje obrázek č. 7.

Obr. č.7: Grafické vyjádření procentuálního poměru mezi hnízdy predovanými savci a hnízdy predovanými ptáky ve vztahu k lokalitě umístění hnízda:



Na úrovni jednotlivých biotopů se predace savců a ptáků od sebe statisticky významně nelišila v lese, křovinách, ani na poli. Rovněž nebyl prokázán statisticky významný rozdíl v predaci ptáků a savců uvnitř, vně a na hraničních plochách výsypky (Tab. č. 6).

Tab. č.6: Počet hnízd predovaných savci a ptáky:

Biotop	Savci	Ptáci	χ^2	df	p
Les	6	7	0,0769	1	0,7815
Křoviny	8	8	0,0000	1	1,0000
Pole	1	0	1,0000	1	0,3173

Pozice	Savci	Ptáci	χ^2	df	p
HRA	11	9	0,2000	1	0,6547
INT	1	4	1,8000	1	0,1797
EXT	2	3	0,2000	1	0,6547

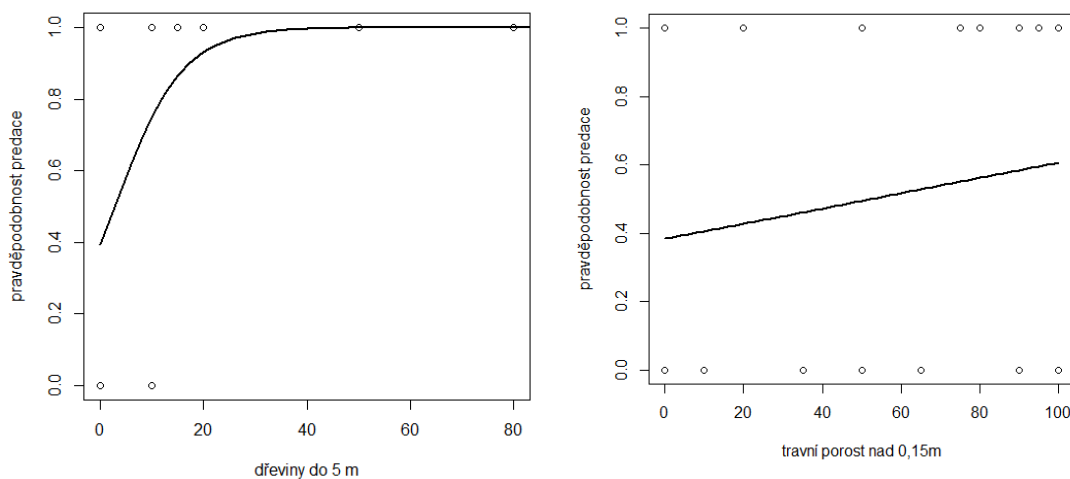
5.5 Zobecněný lineární model

Pro získání finálního zobecněného lineárního modelu, pro sledování vlivu vysvětlujících proměnných na predaci hnízd s postupným výběrem vysvětlujících a průkazných proměnných, byly posuzovány: kategorie biotopu, lokalita, pozice a struktura biotopu. Nebyl zjištěn průkazný vztah pravděpodobnosti predace a pozice hnízda (tj. umístění na vnitřním, vnějším, nebo hraničním transektu), rovněž na pravděpodobnost predace neměly průkazný vliv typ biotopu ani lokalita umístění hnízda. Statisticky průkazný vyšel vliv struktury vegetace na predaci ptačích hnízd u kategorií travní a bylinné porosty do 0,15 m a dřeviny do 5m. S rostoucí mírou zastoupení travní a bylinné vegetace nad 0,15 m a dřevin do 5 m rostla i pravděpodobnost predace hnízd. (Tab. č. 7, Obr. č. 8). Naopak, přítomnost dřevin kategorie od 5 do 15 m vykazovala opačný trend. Se zvyšujícím se podílem dřevin této kategorie klesala pravděpodobnost predace hnízd (Obr. č. 9). V zobecněném lineárním modelu se však tento trend ukázal jako mizivý a slabě neprůkazný. Ostatní kategorie (travní porost do 0,15m a bez vegetace) neměly na pravděpodobnost predace hnízd průkazný vliv. Dřeviny nad 15m se na výsypce nevyskytovaly, kategorie byla nulová a byla tedy ze statistické analýzy vyloučena.

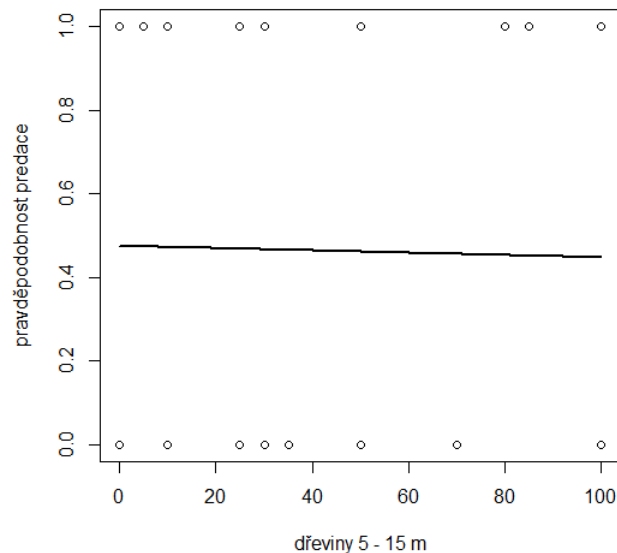
Tab. č.7: Výsledky zobecněného lineárního modelu:

<i>Proměnná</i>	<i>Estimate</i>	<i>Std. Error</i>	<i>Value</i>	<i>p</i>
Bez vegetace	NA	NA	NA	
Travní porost do 0,15 m	0,0219	0,0218	1,0040	0,3161
Travní porost nad 0,15 m	0,0213	0,0097	2,2040	0,0275
Dřeviny 5-15m	0,0188	0,0097	1,9450	0,0517
Dřeviny do 5 m	0,1654	0,0819	2,0210	0,0433
Biotop les	-1,2902	1,1543	-1,1180	0,2640
Biotop pole	1,4411	3,1014	0,4650	0,6420
Pozice HRA	1,3435	2,1909	0,6130	0,5410
Pozice INT	-0,1657	1,6554	-0,1000	0,9200
Lokalita Rek	-0,0730	0,8974	-0,0810	0,9350

Obr. č.8: Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a strukturou vegetace (dřeviny do 5m a travní porost nad 0,15m resp.):



Obr. č.9: Vztah pravděpodobnosti predace hnízd a strukturou vegetace (dřeviny 5 – 15 m):



5.6 Analýza struktury krajiny okolí výsypky

Výsledky analýzy krajiny v okolí výsypky jsou zaznamenány v tabulce č. 8. Na severní část výsypky (tvořenou hlavně vysázeným vzrostlým lesem) navazují na hranici s okolní krajinou převážně lesní pozemky (o rozloze průměrně cca. 11 ha), na které přiléhají plochy rozvolněných křovin, sousedících s ornou půdou a trvalými travními porosty, ostatní a zastavěnou plochou. Střední část výsypky je charakteristická vysokým podílem křovin a travních porostů, na které se napojují rozsáhlé rekultivační výsadby lesních dřevin. S touto částí výsypky sousedí v okolní krajině rozvolněné křoviny, následně pak orná půda. Výraznější rozdíl mezi výsypkou a okolní zemědělskou krajinou je patrný v jihovýchodní části výsypky, kde s výsypkou (charakterizovanou mladou výsadbou, rozvolněnými křovinami, travními porosty) sousedí přímo orná půda (Příloha č. 1 a 2). Vezmeme-li v potaz rozdíly mezi výsypkou a okolní krajinou vycházející z podstaty lesnické rekultivace a limitů pramenících z potenciálu využití post-těžebních lokalit, je do jisté míry výsypka srovnatelná s okolní krajinou. V rámci krajinného měřítka jsou porovnatelné průměrné velikosti travních porostů, lesních a vodních ploch. Orná půda se na výsypce vyskytuje jen

minimálně, vyskytuje se tam však velké množství ploch s křovinami. Jejich celková a průměrná plocha je podobná rozloze a průměru velikosti plochy orné půdy v okolní krajině. Na výsypce je vyšší podíl travních porostů, průměrná rozloha je však s okolní krajinou srovnatelná. V okolní krajině se vyskytuje zastavěná a ostatní plocha na úkor lesa. Na výsypce se logicky tyto kategorie vyskytují minimálně. Dá se říci, že v celkovém měřítku, z hlediska průměru velikosti ploch a fragmentace je charakter krajiny rekultivované výsypky a okolí podobný.

Tab. č.8: Analýza krajiny okolí vs. výsypka:

Využití ploch (ha)	Okolí		Výsypka	
	Plocha (ha)	Průměr	Plocha (ha)	Průměr
Les	89,3	10,9	411,69	25,9
Travní porosty	68,3	8,5	189,6	12,6
Vodní plocha	70,2	5,7	25,6	6,4
Orná půda	120,7	10,9	25,3	25,3
Křoviny	0,0	0,0	134,2	22,5
Zastavěná plocha	20,5	0,03	1,3	1,3
Ostatní plocha	376,2	10,69	45,9	22,95

6. Diskuze

6.1 Vliv lokality, typu biotopu a struktury vegetace na predaci ptačích hnízd

Celková míra predace zaznamenaná v rámci experimentu dosáhla 46,2 %. Míra predace na plochách výsypky (48,7 %) a jejím okolí (43,9 %) se od sebe statisticky nelišila. Domnívám se, že je to dáno lesnickou rekultivací výsypky, při které mizí výrazné rozdíly mezi samotnou výsypkou a běžnou zemědělskou krajinou. Na severní část výsypky, kde probíhal experiment, navazují lesní pozemky a ostatní plochy s rozvolněnými křovinami. Velikost lesních pozemků v sousedství výsypky průměrně pohybuje okolo 11 ha. Absence rozdílu ve struktuře, fragmentaci stanovišť a typu vegetace může vysvětlovat minimální rozdíl v predaci mezi výsypkou a okolím. Sledovaná dosažená míra predace je srovnatelná s podobnými výzkumy prováděnými na post-těžebních plochách (Purger et al. 2004a, Purger et al. 2004b). I když chybí ostrý přechod mezi jednotlivými lokalitami (výsypka x okolí), zemědělsky využívaná krajina se liší od tělesa výsypky především vyšší fragmentací lesních biotopů, přítomností otevřených zemědělských ploch (orné půdy a trvalých travních porostů),

vodních, zastavěných a ostatních ploch. Přesto zobecněný lineární model, ani chí kvadrát test, nepotvrdily vliv typu lokality na pravděpodobnost predace umělých hnízd instalovaných v rámci pokusu. Což je v rozporu s teorií, že predace ptačích hnízd závisí hlavně na krajinné kompozici a konfiguraci. Je tak možné, že predaci více ovlivňuje okrajový efekt nebo početnost místních predátorů (Donovan et al. 1997; Chalfoun et al. 2002).

Rovněž nebyl potvrzen rozdíl v predaci hnízd mezi jednotlivými biotopy (křovina, les, pole). Tyto výsledky se shodují s poznatky publikovanými týmem autorů Huhta et al. (1996), kteří zkoumali míru predace pozemních hnízd na zemědělských a lesních pozemcích v závislosti na jejich fragmentaci a struktuře. Predace se významně nelišila mezi lesními a zemědělskými pozemky, byla závislá především na způsobu hospodaření na poli (zem. technika) a míře fragmentace lesního biotopu. Nicméně naše výsledky naznačují, že na poli je nižší míra predace pozemních hnízd než v lese a křovinách. V rámci biotopu pole byl prokázán rozdíl mezi predovanými a netknutými hnízdy. Na poli bylo 5x méně predovaných hnízd oproti netknutým. Tento jev může být vysvětlen rychlým růstem zemědělských plodin v jarním období, kdy snůška rychle zaroste plodinami a je pro vizuálně se orientující predátory špatně viditelná. Vysoká lidská aktivita na zemědělských plochách může též rušit potencionální predátory (Bergin et al. 1997).

Existují i práce ostatních autorů, kteří došli ke zcela jiným závěrům. Santos et Tellería (1990) ve své práci zjistili vyšší míru predace hnízd v lesích, než na zemědělsky využívaných pozemcích. Výzkum prováděli v lesích fragmentovaných zemědělskými pozemky, a tak zvýšenou míru predace vysvětlovali silným ekotonálním efektem ovlivňujícím celou plochu lesa. Purger et al. (2008) ve svém experimentu s hnízdy s umělými vejci v intenzivně využívané zemědělské krajině prokázal, že predaci více podléhají hnízda umístěná na poli (80%), než ta umístěná do trvalých travních porostů (30%). Travní porost efektivně zakrýval hnízdo a snižovala se tak pravděpodobnost odhalení snůšky predátorem. Důležitým faktorem v této studii byl fakt, že travní porosty byly sekány až pozdě na podzim pro energetické využití biomasy. Pro trvalé travní porosty platí vysoký význam managementu na plochách. V případě intenzivního sekání, či pastvy na loukách a pastvinách, mohou být velmi vysoké míry predace v důsledku nízké vegetace (Beja et al. 2014). Hnízda jsou v nízké vegetaci pro potencionální predátory více viditelná a přístupnější, mohou tak na zemědělské půdě trpět vyšším rizikem predace v porovnání s odlišnými biotopy

(mokřady, křoviny, lesní porosty) (Suvorov et al. 2012). V prostředí otevřené zemědělské krajiny může míra predace na zemědělských plochách dosahovat až 88,4 % po dvou týdnech expozice hnízd s vejci predátorům, a dokonce 94,2 % po třech týdnech expozice. V souhrnu zjištěných úrovní predace dle některých dosavadních studií, které provedli Sánchez-Oliveret et al. (2014), dosáhla průměrná hodnota míry predace v uměle vysázených lesních plantážích 59,5 %, zatímco v polo-přírodních lesních porostech dosáhla 66,4 %. Rozpětí, které zjistili Morris et Conner (2016) při 12letém výzkumu predace umělých ptačích hnízd v lesním prostředí, prokázal míry predace, které se pohybovaly 30 – 74 %, průměr 53 %. Výše zmíněné výsledky jsou vyšší, ale srovnatelné s těmi, které byly zjištěny pro lesní prostředí (43%) i v této studii.

Porovnáním, zda se míra predace hnízd pro jednotlivé biotopy liší mezi výsypkou a okolím, nebyl prokázán statisticky významný rozdíl (Tab. č. 4). Míra predace v rekultivovaných lesích a křovinách výsypky je srovnatelná s mírou predace ve stejných biotopech běžné zemědělské krajiny, což je zřejmě dáno lesnickou rekultivací, která snižuje rozdíly mezi hospodářským lesem v běžné krajině a uměle vysázenými lesy na výsypkách. Společenstva predátorů zřejmě nereagují na minimální rozdíly mezi výsypkou a okolím. Výsypku pravděpodobně osidlují z okolní krajiny anebo ji běžně navštěvují za účelem hledání potravy. Tyto výsledky se liší od závěrů Purger et al. (2004a), kteří ve své studii vysvětlovali nižší míru predace na lesnicko rekultivovaných plochách, oproti okolním hospodářským lesům, nízkou ochotou predátorů, vytvářet stabilní a permanentní společenstva na člověkem silně ovlivněných plochách výsypek, byť rekultivovaných.

Experiment prokázal jedinečný vliv struktury vegetace na míru predace ptačích hnízd. Původní předpoklad, že hnízda ukrytá ve vysoké trávě a hustých keřích budou méně predována, se nepotvrdil. Martin (1993), Seibold et al. (2013) ve svých pracích prokázali, že řada druhů ptáků pak preferuje místa s vysokou hustotou vegetace zakrývající hnízdo. Tato strategie má být efektivní hlavně proti vizuálně se orientujícím predátorům, jelikož hnízda ukrytá v husté trávě a křovinách jsou predátory hůře nalezena (Purger et al. 2004a). V našem případě však docházíme ke zcela opačným výsledkům, kdy byl zaznamenán pozitivní trend predace u kategorií travní porost nad 0,15m a dřeviny do 5m. Se vzrůstajícím zastoupením dané vegetace roste i pravděpodobnost predace hnízda. Nižší míru predace v porostech s bohatším bylinným i keřovým patrem ve své práci nepotvrdili např. Hanzelka et Reif (2015). Je možné, že více rozvinuté keřové patro v porostech sice více maskuje hnízdo, ale může

se projevovat vliv tzv. ekologické pasti. Časněji olistěné keře, které nejsou zakryty stromovým patrem, mohou lákat ptáky v rané fázi hnízdní sezony do méně vhodného prostředí s vyšší mírou hnízdní predace (Remeš 2003).

Plochy bez vegetace a s vegetací do 0,15 m neměly průkazný vliv na pravděpodobnost predace, neovlivňovaly tedy rozhodujícím způsobem míru predace. Původní očekávání, že hnízda umístěná na plochách s žádnou, či nízkou vegetací budou více viditelná a následně i více predovaná, jak ve svých pracích uvádí Poláková et Fuchs (2006), Suvorov et al. (2012) , Beja et al. (2014), se nepotvrdil. Jedno z možných vysvětlení je, že vizuálně se orientující ptačí predátoři využívají vybraných vrcholů stromů a křovin jako vyhlídek, při aktivním vyhledávání kořisti. Absence dřevin na otevřených plochách bez vegetace nebo s nízkým travním porostem takový druh pátrání vylučuje (Berg et al. 1992). Dalším možným vysvětlením je hojně zastoupení alternativní kořisti. Na predaci pozemních ptačích hnízd se relativně málo podílejí drobní hlodavci, ale při podobných pokusech jsou často nalákáni pachem modelinových vajec (Weidinger 2009, Mallord et al. 2012). Oportunističtí predátoři, jako je většina hlavních predátorů pozemních hnízd, pak mohou predovat spíše přilákané drobné hlodavce, než samotné hnízdo, zvláště pak v období vrcholu jejich gradačního cyklu, kdy je jejich populační hustota nejvyšší (Roos 2002).

Míra predace klesala s vyšším procentem zastoupení dřevin 5-15 m. Predace pravděpodobně klesá s rostoucím podílem vysokých stromů a zapojenosti porostu díky klesajícímu vlivu okrajovému efektu. Typickými predátory okrajů lesa jsou hlavně ptáci, jejichž aktivita je nižší v hustších porostech lesa (Einarsen et. al 2008).

6.2 Predace z hlediska pravděpodobných predátorů

V rámci celého pokusu nebylo možné statisticky prokázat, zda byla hnízda predovaná více savci či ptáky, nicméně výsledky naznačují, že na plochách výsyvky jsou ptáci častějšími predátory pozemních hnízd oproti savcům. Podobné výsledky nabízejí některé další studie, které popisují, že na lesnický rekultivovaných plochách v post-těžebních oblastech nebo fragmentované lesní krajině s podílem zemědělské půdy, přirozených křovinných a lesních porostech, je vyšší podíl predovaných hnízd ptačími predátory v porovnání se savci (Santos et Telleria 1990, Purger et al. 2004b, Sánchez-Oliver et al. 2014). Tato stanoviště nabízejí více rozhledových míst, ze kterých ptáci svou kořist zrakem vyhledávají. Se zvětšujícím se podílem zemědělské

půdy však narůstá význam savčích predátorů a v dominantní zemědělské krajině pak jejich význam jako predátorů převažuje (Pasitschniak-Arts et al. 1998, Batáry et Báldi 2004). Nicméně je potřeba zmínit, že v pokusu byla i hnízda, u kterých nebylo možné určit druh jejich predátora. Pokud by mezi těmito neznámými predátory byli ve velké většině skuteční predátoři hnízda (ptáci a šelmy), mohlo by to poměry v predaci změnit. Případné využití fotopastí k identifikaci predátorů by přesněji ukázalo jejich skutečný poměr.

6.3 Vliv okrajového efektu na predaci umělých ptačích hnízd

Zjištěné výsledky v rámci provedeného experimentu přímo neprokázaly statisticky významný vliv okrajového efektu na predaci umělých ptačích hnízd na Růžodolské výsypce. Nepřítomnost okrajového efektu ve svých pracích potvrzuje více autorů (Hanskiet al. 1996; Pasitschniak-Arts et al. 1998). Angelstam (1986) uvádí, že okrajový efekt se vyskytuje hlavně na takových lokalitách, kde se jsou vysoké rozdíly v primárním gradientu produktivity mezi danou plochou a ostatní matrix (ostré okraje mezi lesem a polem, polem a lesem nebo bažinou a vodní plochou), méně se pak vyskytuje s klesajícím gradientem (měkké okraje mezi lesem a lesem, polem a polem). Ke stejnému závěru došel i Lahti (2001), který potvrzuje, že okrajový efekt je velmi vzácný a možná ani neexistuje tam, kde mají sousedící biotopy nízký gradient v primární produktivitě. U biotopů, které mají podobnou fyziognomii, nevnímají hnízdní predátoři jejich hranice jako diskontinuitu prostředí. To může být případ i našeho výzkumu, kdy se zemědělsky rekultivovaná výsypka nemusí lišit od okolní krajiny v primární produkci a struktuře.

Přestože výsledky nebyly statisticky průkazné, zjištěné úrovně predace na hraničních transektech byly skoro 2x vyšší než na vnitřních a vnějších transektech (obr. č. 5), což výskyt jistého okrajového efektu naznačuje. To je patrně dáno tím, že se na hraničních plochách experimentu vyskytují převážně křoviny do 5 m a trvalé travní porosty nad 0,15 m, u kterých byla prokázána zvyšující se míra predace s rostoucím zastoupením tohoto typu vegetačního krytu. Navíc na tyto křoviny přímo navazuje orná půda, což může způsobovat zvýšení predace na rozhraní křovin a orné půdy. Polní plodiny typu řepky olejky či ozimé pšenice sice poskytují dobré zakrytí hnízda z pohledu shora, avšak boční zakrytí hnízda je relativně malé. Pozemně pohybující se predátor, využívající boční pohled, pak snadno objeví hnízdo se snůškou

(Morris et Gilroy 2008). Okrajový efekt mezi rekultivovanou výsypkou a okolní zemědělskou krajinou popisuje např. Purger et al. (2004b), který určil vzdálenost od hranice jako nejdůležitější faktor okrajového efektu. Nejvyšší míra predace je pozorována 0-24 m od okraje a velice výrazně se projevuje do 50 m od okraje a klesá na vzdálenost 150 m.

7. Závěr

Výsypky představují poměrně mladou krajinu s odlišnými a málo prozkoumanými ekologickými vztahy. Terénní experiment s křepelčími vajíčky umístěnými v umělých, na zemi instalovaných, ptačích hnízdech na Růžodolské výsypce a v jejím nejbližším okolí, si kladl za cíl porovnat, zda se nějakým způsobem liší predace pozemních hnízd mezi výsypkou a okolím. Dalším cílem bylo bližší poznání vlivu prostředí, biotopů, struktury vegetace a případného okrajového efektu na predaci ptačích hnízd. Míra predace na výsypkách v porovnání s okolní krajinou byla srovnatelná. Částečně byl potvrzen vliv struktury vegetace a biotopu na hnízdní predaci na výsypkách a okolí. Okrajový efekt nebyl mezi výsypkou a okolím průkazný, stejně tak nebyly prokázány významné rozdíly mezi taxonomickými skupinami predátorů. Díky lesnické rekultivaci výsypky je v celkovém měřítku charakter výsypky a okolní krajiny podobný (mozaika křovin, lesů, luk a polí), neprojevil se tedy žádný vliv na predaci ve smyslu výsypka vs. okolí. Významně se neprojevil ani typ biotopu. Proto se obdobné lesní a křovinné biotopy, s výjimkou polních, významně nelišili mezi sebou a jejich vliv nebyl pro predaci významný. Rozhodující se tak ukázala vegetační struktura těchto biotopů, konkrétně výskyt vyššího travního, bylinného a keřového porostu, jehož přítomnost v okolí hnízda zvyšovala pravděpodobnost predace hnízda. Vyšší výskyt takových vegetačních struktur pak i lokálně navyšoval míru predace. To by byl případ i hraničního transektu. Složení hnízdních predátorů odpovídalo dříve zjištěným zákonitostem. Přestože prezentované výsledky je třeba (vzhledem k reálným ptačím druhům) brát s ohledem na design studie využívající umělá hnízda, mohou poskytnout vodítka k poznání fungování relativní predace ptačích hnízd.

Výsledky ukázaly, že rehabilitace Růžodolské výsypky ve formě lesnické a z menší části zemědělské rekultivace, po více jak 20 letech vedoucí k obdobné krajině jako okolí výsypky, je plošně (z většího krajinného měřítka) pod stejným predančním tlakem. Projevuje se však podoba jednotlivých biotopů a stanovišť na menším, místním měřítku, a to struktura vegetace. Z hlediska ptačích populací, především z hlediska hnízdění ptáku, je proto potřeba při návrzích a provádění rekultivací zohlednit především budoucí vegetační strukturu budovaných biotopů. Vyhnout se vytváření rozsáhlejších homogenních struktur, např. křovin, které sice ptáky k hnízdění lákají, ale stávají se pro ně lokální ekologickou pastí. Drobná a pestřejší mozaika vegetace se zdá být vhodnější.

8. Literatura

Albrecht T., 2004: Edge effect in wetland – arable land boundary determines nesting success of Scarlet Rosefinch (*Carpodacus erythrinus*) in the Czech republic. *The Auk* 121 (2): 361-371.

Ackerman J.T., 2002: Of mice and mallards: positive indirect effects of coexisting prey on waterfowl nest success. *Oikos* 99: 469–480.

Andrén H., 1994: Effect of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different portions of suitable habitat - a review. *Oikos* 71 (3) :355-366.

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

Bátary P. et Báldi A., 2004: Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* 18 (2): 389-400.

Bátary P., Winkler H., Báldi A., 2004: Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. *Journal of Ornithology* 145: 59 – 63.

Bayne E. M. et Hobson K. A., 2001: Effects of habitat fragmentation on pairing success of ovenbirds: importance of male age and floater behavior. *The Auk* 118 (2): 380 - 388.

Bayne E.M., Van Wilgenburg S.L., Boutin S., Hobson K.A., 2005: Modeling and field testing Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*) responses to boreal forest dissection by energy sector development at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 20: 203 - 216.

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.

Bejček V. et Tyrner P., 1980: Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most basin (North-western Bohemia). *Folia Zoologica* 29: 67-77.

Bejček V., Sklenička P., Šťastný K., 2006: Lze využít přirozenou sukcesí při rekultivaci výsypek? *Veronika* 20: 1 - 4.

Benko Š., Čamlík G., Dedek P., 2015: Ptačí ostrovy, jejich význam a management. *Občanské sdružení KROK, Česká republika*, 32s.

Berg Å., Lindberg T., Källebrink K. G., 1992: Hatching success of lapwings on farmland: differences between habitats and colonies of different sizes. *Journal of Animal Ecology* 61, 469–476.

Bergin T. M., Best L. B., Freemark K. E., 1997: An experimental study of predation on artificial nests in roadsites adjacent to agricultural habitats in Iowa. *Wilson Bull.*

109: 437-448.

Bradshaw A., 1997: Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering* 8 (4): 255-269.

Brottons L. et Herrando S., 2003: Effect of increased food abundance near forest edges on flocking patterns of Coal Tit *Parus ater* winter groups in mountain coniferous forests: Individuals concentrated near forest edges in bigger social groups than in forest interiors and foraged more on pine cones which were more abundant there. *Bird Study* 50 (2) :106 – 111.

Burke D. M., Elliot K., Moore L., Dunford W., Nol E., Phillips J., Holmes S., Freemark K., 2004: Patterns of nest predation on artificial and natural nests in forests. *Conservation Ecology* 18 (2): 381-388.

Calfoun A. D., Thompson F. R., Ratnaswamy M. J., 2002: Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation biology* 16(2): 306 – 318.

Carrascal L. M. et Díaz L, 2015: Winter bird distribution in abiotic and habitat structural gradients: A case study with mediterranean montane oakwoods. *Ecoscience* 13 (1): 100 – 110.

Castilla A. M., Dhondt A. A., Díaz-Uriarte R., Westmoreland D., 2007: Predation in groundnesting birds: an experimental study using natural egg-color variation. *Avian Conservation and Ecology* 2(1): 2 [online].

Caro T., 2005: *Antipredator Defenses in Birds and Mammals*. University of Chicago Press, Chicago 592 s. ISBN-10: 0226094367.

Čílek V., 2002: *Krajiny vnitřní a vnější*. Dokořán, 272s.

Cooke J. A. et. Johnson M.S., 2002: Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environ. Rev.* 10: 41-71.

Cramp S. (ed), 1990: *The birds of Western Palearctic*. Vol 3, Oxford University Press, Oxford.

ČÚZK 2019: <https://www.cuzk.cz/>. Online.

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 (2): 25-36.

Diaz L. et Carrascal L. M., 2006: Influence of habitat structure and nest site features on predation pressure of artificial nests in Mediterranean oak forests. *Ardeola* 53: 69 – 81.

Dolný A. et Harabiš F., 2012: Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biological Conservation*, 145 (1): 109-117.

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.

Donovan T. M. et Flather C. H., 2002: Relationship among north american songbirds trends, habitat fragmentation and landscape occupancy. *Ecological Applications* 12 (2): 364 - 374.

Ecmost, 2019: Průvodce po rekultivačních akcích. Báňské projekty Teplice: dostupné z: http://www.ecmost.cz/rekultivace/pruvodce_shr.php.

Ehrenfeld J. G., 2000: Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8:2-9.

Einarsen G., Hausner V. H., Yoccoz N. G., Ims R. A., 2008: Predation on artificial ground nests in birch forests fragmented by spruce plantations. *Écoscience* 15 (2): 141-149.

Elliot R. D., 1985: The effects of predation risk and group size on the anti-predator responses of nesting Lapwings *Vanellus vanellus*. *Behaviour* 92: 168:-187.

Fraser G.S. et Stutchbury B. J. M., 2003: Area-sensitive forest move extensively among forest patches. *Biological Conservation* 118: 377 - 378.

Gates J. E. et Gysel L. W., 1978: Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59 (5): 871-883.

Götmark F., 1993: Conspicuous nests may select for non-cryptic eggs: a comparative study of avian families. *Ornis Fennica* 70: 102–105.

Hanski I. K., Fenske T. J., Niemi G. J., 1996: Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *Auk* 113: 578 – 585.

Harabiš F. et Dolný A., 2011: Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *Journal of Insect Conservation*, 16(1): 121-130.

Hanzelka J. et Rief J., 2015: Relativní míra predace umělých hnízd v invazních akátových a přírodě blízkých dubových porostech. *Sylvia* 51: 63–73.

Harabiš F., Tichánek F., Tropek R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecol. Eng.* 55: 51–61.

Hartley M. J. et Hunter Jr. M L., 1998: a meta-analysis of forest cover, edge effect and artificial nest predation rates. *Conservation Biology* 12: 465 – 469.

Hendrychová M., Šálek M., Červenková A., 2008: Invertebrate communities in man-made and spontaneously developed forests on spoil heaps after coal mining. *Journal of Landscape Studies* 1: 169-187.

Hendrychová M., Šálek M., Řehoř M., 2009: Ptačí společenstva lesních stanovišť na výsypkách po povrchové těžbě hnědého uhlí. *Sylvia* 45: 177-189.

Hobbs R. J. et Norton D. A., 1996: Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.

Hodačová D. et Prach K., 2003: Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. *Restoration Ecology* 11: 385–391.

Hoover J. P., Tear T H., Baltz M. E., 2006: Edge effect reduce the nesting success of Acadian Flycatchers in moderately fragmented forest. *Journal of Field Ornithology* 77 (4): 425 - 436.

Hudec K. et Šťastný K., 2005: Fauna ČR – Ptáci II/1. Academia, Praha 1196 s.

Huhta E., Mappes T., Jokimäki J., 1996: Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19 (1): 85 – 91.

Hüttl R. F. et Bradshaw A. D., (ed) 2000: Aspects of reclamation ecology. *Landscape and Urban Planning* 51:73-193.

Chamberlain D., Crick H. Q. P., 2003: Temporal and spatial associations in aspects of reproductive performance of Lapwings *Vanellus vanellus* in the United Kingdom, 1962-99. *Ardea Wageningen* 91 (2): 183-196.

Chytrý M., Kučera T., Kočí M., (eds), 2001: Katalog biotopů České republiky. Interpretací příručka k evropským programům Natura 2000 a Smaragd. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 447s.

Jirásek J., Sivek M., Láznička P., 2010: Ložiska nerostů. Ostrava: Anagram, ISBN 978-80-7342-206-6.

Jokimäki J. et Huhta E., 2000: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor* 102: 835 - 838.

Kis J., Liker A., Székely T., 2000: Nest defence by Lapwings: observations on natural behavior and an experiment. *Ardea* 88 (2): 155-163.

Konvička M., 2012: Postindustriální stanoviště z pohledu ekologické vědy a ochrany přírody In: Tropek R., Řehounek J. (eds): Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management. ENTÚ BC AV ČR & Calla, České Budějovice, pp. 11-19.

- Kreisinger J. et Albraecht T., 2008: Nest protection in mallards *Anas platyrhynchos*: untangling the role of crypsis and parental behavior. *Functional Ecology* 22: 872-879.
- Lahti D. C., 2001: The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99 (3): 365 – 374.
- Lanszki J., Körmendi S., Hancz C., Zalewski A., 1999: Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. *Acta theriol.* 44: 429–442.
- Lampila P., monkkonem M., Desrochers A., 2005: Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19 (5): 1537 - 1546.
- Larivière S., 1999: Reasons why predators cannot be inferred from nest remains. *Condor* 101: 718–721.
- Laurance W., 2000: Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree* 15 (4): 134-135.
- Lee W. S., Kwon Y. S., Yoo J. Ch., 2010: Egg survival is related to the colour matching of eggs to nest background in Black-tailed Gulls. *Journal of Ornithology* 151:765-770.
- Lloyd P., Plagányi É., Lepage D., Little R. M. & Crowe T. M., 2000: Nest site selection, egg pigmentation and clutch predation in the ground-nesting Namaqua Sandgrouse *Pterocles namaqua*. *Ibis* 142: 123-131.
- Ludwig M., Schlinkert H., Holzschuh A., Fischer C., Scherber C., Trnka A., Tschardt T., Batáry P., 2014: Landscape-moderated bird nest predation in hedges and forest edges. *Acta oecologica* 45: 50 – 56.
- Maier T.J. et DeGraaf R.M., 2001: – Differences in depredation by small predators limit the use of plasticine and zebra finch eggs in artificial-nests studies. *Condor* 103: 180–183.
- Mallord J. W., Orsman C. J., Cristinacce A., Butcher N., Stowe T. J., Charman E. C., 2012: Mortality of Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* nests in Welsh Oakwoods: predation rates and the identification of nest predators using miniature nest cameras. *Bird Study* 59: 286–295.
- Manolis J. C., Anderson D. E., Cuthbert F. J., 2000: Patterns in clearcut edge and fragmentation effect studies in northern hardwood-conifer landscapes: retrospective power analysis and Minnesota results. *Wildlife Society Bulletin* 28: 101 – 127.
- Marini M. A., Robinson S.K., Heske E.J., 1995: Edge effect on nest predation in the Shawnee- national- forest, SouthernIllinois. *Biological Conservation* 74 (3): 203-213.
- Martin T. E., 1993: Nest predation and nest site. *BioScience* 43: 523-532.

- Martin T. E., Scott J., Menge C., 2000: Nest predation increases with parental activity: separating nest site and parental activity effects. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 267: 2287-2293.
- Mayer P. M., Smith L. M., Ford R. G., Watterson D. C., McCutchen M. D., Ryan M. R., 2009: Nest construction by a ground-nesting bird represents a potential trade off between egg crypticity and thermoregulation. *Oecologia* 159: 893-901.
- Mergl M. et Vohradský O., 2000: Vycházky za geologickými zajímavostmi Plzně a okolí. Koura publishing, Mariánské Lázně, 270 pp.
- Morris A. J. et Gilroy J. J., 2008: Close to the edge: predation risks for two declining farmland passerines. *Ibis* 150, 168–177.
- Morris G. et 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.
- MŽP 2011: Závěrečná zpráva za celé období řešení projektu 2007 – 2011 VaV SP/2d1/141/07 „Rekultivace a management nepřírodních biotopů v České republice“ SP – Program v působnosti poskytovatele. Praha 245s.
- Odum E. P., 1971: *Fundamentals of ecology*. Third Edition, W. B. Saunders Co., Philadelphia, 1-574.
- Panek M., 2013: Landscape structure, predation of red foxes on grey partridges, and their spatial relations. *Central European Journal of Biology* 8 (11): 1119 - 1126.
- Pärt T. et Wretenberg J., 2002: Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of Avian Biology* 33: 39–46.
- Pasitschniak-Arts M., Clark R. G., Messier F., 1998: Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important?. *Biological Conservation* 85 (2): 55 – 62.
- Poláková S. et Fuchs R., 2006: How nest predators search for nests of the Eurasian Blackbird. *Journal of Ornithology* 147 (5): 231 - 231.
- Prach K. et Pyšek P., 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from central Europe. *Ecological Engineering* 17 (1): 55-62.
- Prach K., Pyšek P., Jarošík V., 2007: Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science* 18: 701– 710,
- Prach K. et Hobbs R. J., 2008: Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16 (3): 363-366.

Prach K., Bejček V., Bogusch P., Dvořáková H., Frouz J., Hendrychová M., Kabrna M., Koutecká V., Lepšová A., Mudrák O., Polášek Z., Přikryl I., Tropek R., Volf O., Zavadil V., 2010: Výsypky. In: Řehounek J., Řehouneková K., Prach K., 2010: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice 177s.

Prach K., Řehouneková K., Řehounek J., Konvalinková P., 2011: Ecological restoration of central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. *Landscape Research* 36: 263–268.

Purger J. J., Mészáros L. A., Purger D., 2004a: 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.

Purger J. J., Mészáros L. A., Purger D., 2004b: Ground Nesting in Recultivated Forest Habitats — A Study with Artificial Nests. *Acta Ornithologica* 39 (2): 141-145.

Purger J. J., Csuka S., Kurucz K., 2008: Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: Experiment with plasticine eggs and artificial nests. *Pol. J. Ecol.* 56 (3): 481–486.

Rangen S.A., Clark R.G., Hobson K. A., 2000 :Visual and olfactory attributes of artificial nests. *Auk* 117: 136–146.

Real&Projekt Most s.r.o., (2008): dostupné z: <http://www.15miliard.cz/>.

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.

Remeš V., 2003: Effects of exotic habitat on nesting success, territory density, and settlement patterns in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*). *Conservation Biology* 17:1127 – 1133.

Remeš V., 2004: Predátoři a ptačí hnízda - ekologie a evoluce zajímavého vztahu. *Živa* 4:176-177.

Renfrew R. B., Ribic C. A., Nack J.L., 2005: Edge avoidance by nesting grassland birds: a futile strategy in fragmented landscape. *The Auk* 122 (2): 618 - 636.

Ries L. et Sisk T. D., 2004: A predictive model of edge effects. *Ecology* 85 (11): 2917 - 2926.

Rodewald A. D., Shustack D. P., Hitchcock L. E., 2010: Exotic shrubs as ephemeral ecological traps for nesting birds. *Biological Invasions* 12: 33–39.

Roos S., 2002: Functional response, seasonal decline and landscape differences in nest predation risk. *Oecologie* 133: 608 - 615.

Roos S., 2006: Habitat selection and reproduction of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*) in relation to abundance of potential avian nest predators. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen Brand 32: 167 – 173.

Řehounek J. et Hátle M. (ed.), 2010: Obnova těžebních prostorů v ČR In: Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. (eds.), 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, 177s.

Řehounek J., Řehouňková K., Tropek T., Prach K. (eds.), 2015 : Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

Sánchez J. M., Amado C. C., Viejo A. M., Pajero D., 2004: Colony-site tenacity and egg color crypsis in the Gull-billed tern. Waterbirds 27 (1): 21-30.

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.

Santos T. et Tellería J. L., 1990: Edge effect on nest predation in Mediterranean fragmented forests. Biological Conservation 60: 1 – 5.

SER, 2004: International Primer on Ecological Restoration Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group.

Seibold S., Hempel A., Piehl S., Bassler C., Brandl R., Rosner S., Muller J., 2013: Forest

vegetation structure has more influence on predation risk of artificial ground nests than human activities. Basic and Applied Ecology 14: 687 - 693.

Schiegg K., Eger M., Pasinelli G., 2007: Nest predation in Reed Buntings (*Emberiza schoeniclus*): an experimental study. Ibis 149: 365 – 373.

Schulz F. et Wiegand G., 2000: Development Options of Natural Habitats in a Post-mining Landscape. Land Degradation & Development 11: 99-110.

Storch I., Woitke E., Krieger S., 2005: Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. Landscape Ecology 20:927-940.

Svobodová J., Koubová M., Mrštný L., Albrecht T., Kreisinger J., 2012: Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. European Journal of Wildlife Research 58: 315-323.

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., Svobodová J., Bejček V., Albrecht T., 2004: Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. Folia Zool. 53: 312–318.

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

Šťastný K., Bejček V., Hudec K., 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice, 2001–2003. Aventinum, Praha.

Tichánek F., 2010: Rekultivace z pohledu akvatických organismů, aneb porovnání odonotocenóz na různým způsobem rekultivovaných výsypkách Mostecka. Práce SOČ.

Temple S. A. et Cary J.A., 1988: Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2: 340 – 347.

Tolasz R., 2007: Atlas podnebí Česka. Český hydrometeorologický ústav Olomouc Univerzita Palackého v Olomouci, 255 s.

Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovský P., Banar P., Tuf I. H., Hejda M., Konvička M., 2010: Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139-147.

Tropek R., Řehounek J., Konvička M., 2011: Výsypky - nečekaná šance pro bezobratlé živočichy. *Ekologie a společnost* 22: 19-21.

Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kocarek P., Skuhrovec J., Malenovský I., Vodka S., Spitzer L., Banar P., Konvička M., 2012: Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering* 43: 13-18.

Tropek R., Hejda M., Kadlec T., Spitzer L., 2013: Local and landscape factors affecting communities of plants and diurnal Lepidoptera in black coal spoil heaps: Implications for restoration management. *Ecology Engineering* 57: 252–260.

Vaněk S., 2007: Jak rekultivovat krajinu aneb Spící zákonodárci. *Vesmír* 86 (4): 206.

Veselovský Z., 2001: *Obecná ornitologie*. Academia, Praha 358s. ISBN: 80-200-0857-8.

Vojar J., 2000: Sukcese obojživelníků na výsypkách. *Živa* 48(1): 41-43.

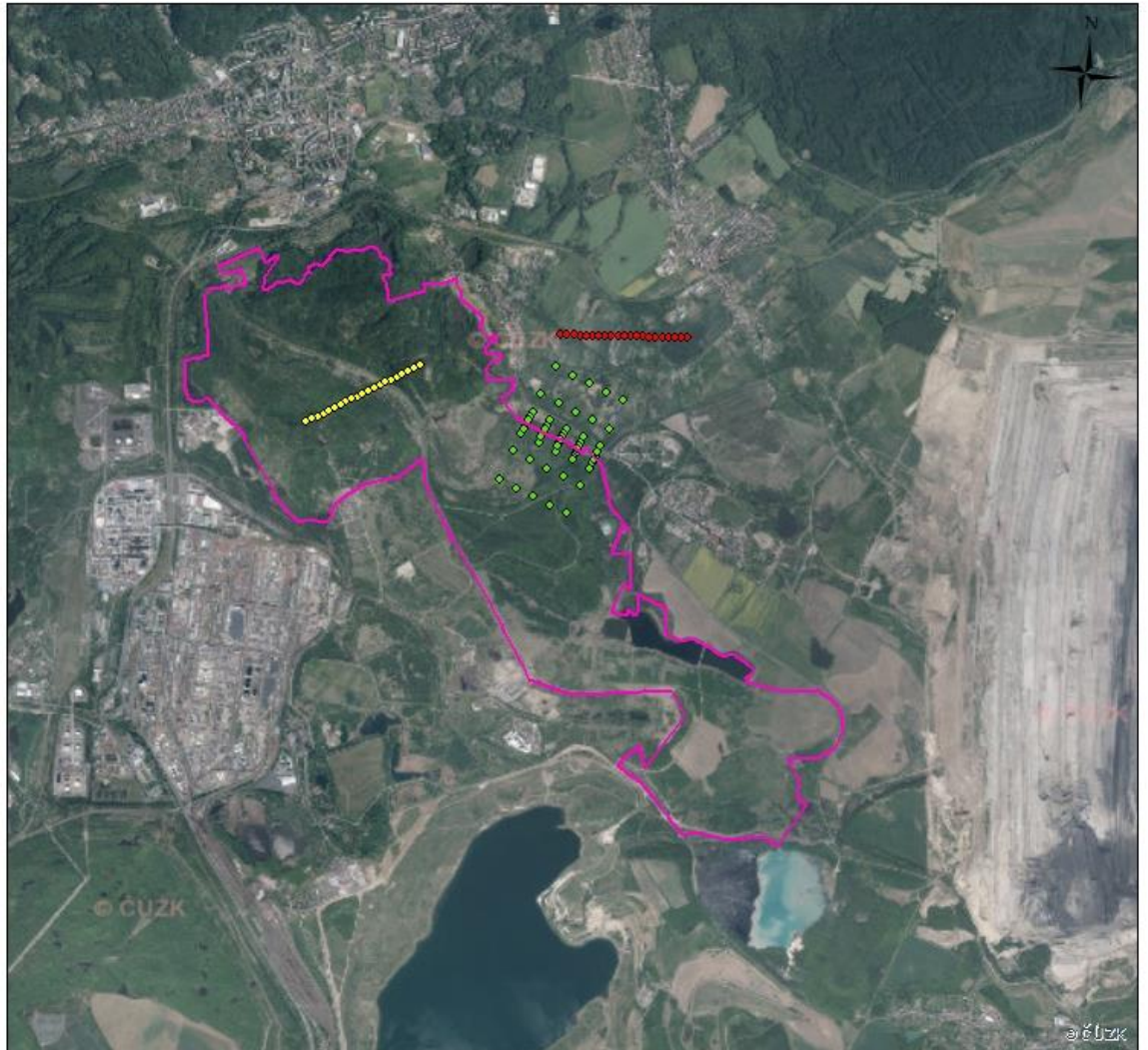
Vojar J., 2007: Ochrana obojživelníků: ohrožení, biologické principy, metody studia, legislativní a praktická ochrana. Doplněk k metodice č. 1 Českého svazu ochránců přírody. ZO ČSOP Hasina, Louny.

Wallander J., Isaksson D., Lenberg T., 2006: Wader net distribution and predation in relation to man-made structures on coastal pastures. *Biological Conservation* 132: 343 - 350.

- Weidinger K., 2002: Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71: 424-437.
- Weidinger K., 2009: Nest predators of woodland open-nesting songbirds in central Europe. *Ibis* 151: 352–360.
- Wiegand G. et Fehlink B., 2001: Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – chance or necessity. *Ecological Engineering* 17: 199-217.
- Westmoreland D., 2008: Evidence of selection for egg crypsis in conspicuous nests. *Journal of Field Ornithology* 79: 263-268.
- Westmoreland D. et Kiltie R. A., 2007: Egg coloration and selection for crypsis in open-nesting blackbirds. *Journal of Avian Biology* 38: 682–689.
- Winter M., Johnson D. H., Faaborg J., 2000: Evidence for edge effects on multiple levels in tallgrass prairie. *The Condor* 102 (2): 256-266.
- Zanette L., 2000: What do artificial nests tell us about nest predation? *Biological Conservation* 103: 323 - 329.

9. Přílohy

Příloha č.1: Výsypka v kontextu okolní krajiny s vyznačením rozmístění hnízd experimentu:



Legenda

— Hranice výsypky

Hnízda

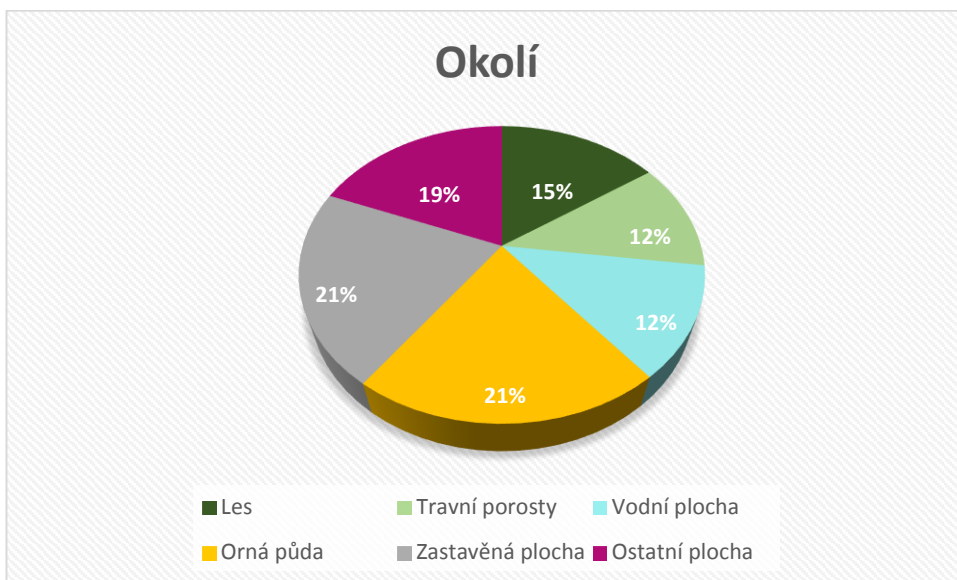
Pozice hnízd

- ◆ EXT
- ◆ HRA
- ◆ INT

0 0,5 1 2 Kilometers

Příloha č.2: Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií využití ploch výsypky a okolí:

Obr. č.18 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií využití ploch v rámci celkové rozlohy území výsypky:



Obr. č.18 – Procentuální zastoupení jednotlivých kategorií využití ploch v rámci celkové rozlohy okolí výsypky:

