

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra etologie a zájmových chovů**



**Fakulta agrobiologie,  
potravinových a přírodních zdrojů**

**Draví ptáci a jejich využití v biologickém boji se škůdci v  
zemědělství a lesnictví**

**Bakalářská práce**

**Tereza Rabasová  
Chov zájmových zvířat**

**doc. Ing. Marek Kouba, Ph.D.**



## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Draví ptáci a jejich využití v biologickém boji se škůdci v zemědělství a lesnictví" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 21. 4. 2023

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala doc. Ing. Marku Koubovi, Ph.D., vedoucímu mé bakalářské práce, za cenné rady, mnoho materiálů a také trpělivosti. Dále bych chtěla poděkovat svým rodičům a rodině za velkou podporu během celého studia.

# Draví ptáci a jejich využití v biologickém boji se škůdci v zemědělství a lesnictví

## Souhrn

Tato bakalářská práce se zabývala problematikou biologické kontroly nad populacemi drobných zemních savců. Byly zde zmíněny alternativní způsoby kontroly, které by nezahrnovaly použití toxických rodenticidů. Například varianta kontroly plodnosti hlodavců pomocí návnady s látkou způsobující neplodnost. Dále také viry působená neplodnost, kdy vlastní imunitní systém jedince v odpovědi na nákazu geneticky upraveným virem, způsobí sterilitu napadením proteinů účastnících se reprodukčního cyklu. Dalším způsobem alternativní kontroly by mohlo být použití netoxických rodenticidů, které by v přírodním prostředí neohrožovaly necílové druhy. Podstatná část této práce se věnovala vlivu predace a hypotéze, zda mohou predátoři ovlivnit hustoty populací drobných zemních savců. Byla zde zmíněna řada vědeckých studií o využití ptačích predátorů při biologické kontrole v zemědělství a lesnictví. Tyto studie často hodnotily použití hnízdnic budek pro dravé dutinové ptáky za účelem zvýšení nabídky potenciálních hnízdišť v oblastech s velkým množstvím škůdců. Tito škůdci bývají hlavní nebo alespoň často lovenou kořistí dravých ptáků a sov. Další variantou, kterou tato práce zmínila, je používání tzv. berliček do odlesněné zemědělské krajiny, za účelem přilákání ptačích predátorů, preferujících při vyhledávání kořisti vyvýšená místa. Přínosem práce bylo zhodnocení, zda by podpora dravých ptáků a sov v jejich přirozených podmínkách byla efektivní metodou kontroly nad populacemi škůdců z řad hlodavců, jenž opakovaně při přemnožení způsobují značné ekonomické ztráty v řadě zemí světa.

**Klíčová slova:** dravci; sokoli a sovy; drobní zemní savci; zemědělství; lesnictví; biologická ochrana

# **Birds of prey and their use in biological pest control in agriculture and forestry**

## **Summary**

This bachelor thesis dealt with the issue of biological control of small terrestrial mammal populations. Alternative methods of control that would not involve the use of toxic rodenticides were mentioned. For example, a variant of fertility control in rodent pests that use infertility-causing baits. Or biological control of vertebrate pests using virally vectored immunocontraception, where the own immune system, in response to infection with a genetically engineered virus, causes infertility by attacking proteins involved in the reproductive cycle. Another alternative control method could use non-toxic rodenticides that would not threaten non-target species in the natural environment. A substantial portion of this work has focused on the effect of predation and the hypothesis of whether predators can affect the densities of small terrestrial mammal populations. Many scientific studies using avian predators for biological control in agriculture and forestry were mentioned. These studies have often evaluated the use of nest boxes for cavity-nesting birds to increase the supply of potential nesting sites in areas with large numbers of pests. These pests are the main, or at least frequently hunted, prey of raptors and owls. Another option mentioned in this thesis is the placement of „artificial perches“ in deforested agricultural landscapes to attract avian predators that prefer elevated sites during searching for prey. The contribution of this work was to assess whether supporting raptors and owls in their natural habitat would effectively control rodent pest populations, which repeatedly cause significant economic losses in many countries worldwide during the peak of their population dynamics.

**Keywords:** birds of prey; falcons and owls; small terrestrial mammals; agriculture; forestry; biological conservation

# Obsah

<b>1 Úvod.....</b>	<b>1</b>
<b>2 Cíl práce .....</b>	<b>2</b>
<b>3 Literární rešerše .....</b>	<b>3</b>
<b>3.1 Integrovaná ochrana proti škůdcům .....</b>	<b>3</b>
3.1.1 Možnosti biologické kontroly .....	4
3.1.2 Proč právě draví ptáci? .....	11
<b>3.2 Bioregulace pomocí dravců a sov.....</b>	<b>14</b>
3.2.1 Doporučené principy výzkumných metod při monitoringu.....	14
3.2.2 Přehled studií o využití dravých ptáků při potlačení škůdců .....	17
<b>4 Závěr.....</b>	<b>26</b>
<b>5 Literatura.....</b>	<b>27</b>





# 1 Úvod

Snaha o kontrolu škod způsobených různými druhy drobných zemních savců z řádu hlodavců (Rodentia), zejména v zemědělských systémech, trvá již tisíce let. Už Aristoteles (384–322 př. n. l.) kdysi poznamenal: „Rychlost množení polních myší na venkově a ničení, které způsobují, jsou nad vše vypovídající.“ Ačkoli posledních více jak 50 let přineslo značný pokrok v ochraně proti hlodavcům, lidé na venkově v mnoha zemích stále řadí hlodavce mezi tři nejvýznamnější škůdce. Zvláště znepokojivé jsou ztráty způsobené hlodavci v rozvojových zemích, kde s lidmi doslova soutěží o potravu (Singleton et al. 1999).

Hlodavci jsou celosvětově rozšířeni a díky jejich životní strategii rychlého rozmnožování a přizpůsobení se podmínkám dokáží působit značné škody, jak ekonomické, tak i na lidském zdraví (Labuschagne et al. 2016). V současné době je běžnou praxí hubit je pomocí rodenticidů, což s sebou přináší značná rizika v podobě přímých i sekundárních otrav necílových organismů a znečištění prostředí. Dalším rizikem je aplikace subletálních dávek, díky které hrozí nedostatečná účinnost rodenticidu a také riziko vytvoření postupné rezistence na danou chemikálii (Kan et al. 2014; Labuschagne et al. 2016; Martínez-Padilla et al. 2017). Objevuje se tedy snaha kontrolovat stavy hlodavců ekologickými metodami jako je například predace (Labuschagne et al. 2016). Ekologické metody skýtají nejednu výhodu. Kromě šetrnějšího přístupu k životnímu prostředí se často jedná o výrazně levnější metody v porovnání s používáním pesticidů (Kan et al. 2014). Tato strategie by byla vhodnou volbou pro malé podniky a rozvojové země, kde mají farmáři omezené zdroje a na úrodě bývají zcela závislí (Singleton et al. 1999; Kan et al. 2014). V rozvojových zemích roste poptávka po strategiích deratizace, které buď méně spoléhají na chemické látky, nebo mohou jejich použití lépe zacílit (Singleton et al. 1999).

V 70. letech minulého století byl zaznamenán nedostatečný pokrok v ochraně proti hlodavcům i přes využívání sofistikovaných chemických rodenticidů a účinných strategií pro jejich použití. Pravděpodobně byl kladen příliš velký důraz na vývoj, použití, porovnávání a prodej rodenticidů, se zvláštní pozorností na komezálční hlodavce v průmyslově vyspělých zemích. Dále byly strategie na hubení hlodavců založeny na krátkodobých experimentech, kde byl okamžitý pokles považován za úspěch, bez velkého uvažování o dlouhodobých účincích na ekosystém. Důležitým prvkem, který je třeba brát v úvahu, je porozumění biologii, chování a využívání stanovišť příslušnými druhy, které se snažíme ovlivnit. Až s těmito znalostmi je možné se zaměřit na odhalení hlavních faktorů omezujících růst populací hlodavců (Singleton et al. 1999).

Obavy o životní prostředí kvůli používání chemických rodenticidů vedly výzkumníky a manažery k hledání dalších metod kontroly. Ekologicky založená péče o hlodavce byla navržena jako alternativní přístup k hubení hlodavců. Je založena na prohlubování našich znalostí a porozumění populační biologii hlodavců, ekologii společenstev, jejich chování a přirozené predaci s cílem rozvíjet proti hlodavcům udržitelnou ochranu. Vzhledem ke všem aspektům byla navržena přirozená predace jako atraktivní, ale málo využívaná součást ekologického managementu hlodavců. Dopad predace však závisí na populačních cyklech kořisti, načasování predace, efektivitě predátorů a jejich schopnostech. Dostupné důkazy jako takové naznačují, že zvýšená predace může ovlivnit a do určité míry omezit velikost populace hlodavců (Labuschagne et al. 2016).

## **2 Cíl práce**

Cílem této bakalářské práce bylo popsání možností využití dravých ptáků a sov v rámci biologické kontroly nad tzv. škůdci z řad drobných zemních savců, a to v oblasti zemědělství a lesnictví. Zároveň bylo snahou uvést metody a výsledky, jak jednotlivé státy či výzkumné týmy, které se snaží o implementaci dravých ptáků do systému ochrany proti hlodavcům, postupovaly v projektech a studiích na toto téma. Obsahem práce je i porovnání jednotlivých metod využitých ve vybraných studiích.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Integrovaná ochrana proti škůdcům

Integrovaná ochrana proti škůdcům IPM (z anglického Integrated Pest Management) je jednoduše integrací řady kontrolních postupů, které společně poskytují efektivnější management jednotlivých druhů škůdců, než kdyby byly dané metody používány samostatně. IPM byla vyvinuta s cílem podporovat metody managementu hmyzích škůdců a chorob rostlin, které by nejméně narušovaly ekologii zemědělských systémů (Smith & van den Bosh 1967).

Vývoj IPM pro hlodavce následoval podobnou cestu jako vývoj IPM pro hmyz. Primárním úkolem byl vývoj jednoduchých monitorovacích systémů s cílem rozhodnout, zda je populace namnožena tak, aby se vyplatilo aplikovat otrávené návnady. Cílem také bylo vytvořit návody ke specifitějšímu používání rodenticidů, pro zvýšení jejich účinnosti. Obecně se deratizace zaměřovala především na dosažení zvýšení úmrtnosti, aniž by byla věnována patřičná pozornost jiným demografickým procesům nebo ekologickým kompenzačním mechanismům. Byly učiněny pokusy vyvinout IPM hlodavců na základě porozumění využívání stanovišť a jejich populační dynamiky nebo využitím biologické kontroly (Wood & Liau 1984a, b; Redhead & Singleton 1988).

Singleton a Brown (1999) hodnotili výhody přístupu k biologické kontrole v kontextu ekologicky založeného managementu škůdců, protože jinak je tato činnost často omezená ve své specifčnosti a účinnosti. Je rozhodně výhodou nahlížet na biologickou kontrolu hlodavců, nikoliv jako na jediný všelék, ale spíše jako na jednu ze součástí celku integrovaného ekologického managementu hlodavců. Tato strategie byla nazvána jako „ekologicky založená péče o hlodavce“ (Singleton et al. 1999).

Strategie kontroly využívající rodenticidy jednoznačně potřebují dobrý biologický základ, na kterém lze stavět. Toxicita aktivních složek a chutnost návnady jsou faktory, které byly studovány v laboratorních podmínkách po mnoho desetiletí (Buckle 1994a; Johnson & Prescott 1994). Méně běžné, ale stejně důležité, je správné pochopení toho, jak lze jedy podávat. Například rodenticidy v havajských makadamových sadech byly běžně umístěny v nástrahách na zemi. Populační a behaviorální studie krysy obecné, *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), však odhalily, že krysy, které poškozují ořechy, shánějí potravu pouze na stromech. Tyto informace vedly k umístění návnad na stromy, což použití rodenticidů zefektivnilo (Tobin et al. 1997).

V Číně jsou chemické rodenticidy, většinou antikoagulanty, stále běžnými zbraněmi pro hubení hlodavců na zemědělské půdě a pastvinách. Nicméně při nedostatku ekologických znalostí o konkrétním druhu škůdce obecně dosahovali zemědělci touto metodou pouze krátkých období (6–9 měsíců) oddechu od řádění hlodavců. V rýžových polích na jihu Číny byl efekt ještě kratší (Huang & Feng 1998). Mnohé studie (např. Liang 1982; Zhang 1996) skutečně prokázaly, že reakce populací hlodavců po chemické kontrole je nelineární. Zabití některých jedinců může zpočátku snížit populační hustotu, ale zbývající zvířata to zpravidla kompenzují lepším přežíváním a úspěšností rozmnožování. Například po 88% snížení populace pískomila mongolského, *Meriones unguiculatus* (Milne-Edwards, 1867), se tělesná hmotnost samic při první březosti snížila z 58 g na 35–50 g (Singleton et al. 1999).

Zpětné invaze jsou dalším faktorem vedoucím k rychlému návratu početnosti populací na úroveň před ošetřením. To je problémem zejména v rozvojových zemích, kde farmáři často řeší své potíže s hlodavci na malých pozemcích (0,25–2 ha) a v rozdílných obdobích než jejich sousedé (Singleton & Petch 1994).

Antikoagulantní rodenticidy dělíme na antikoagulanty první generace, které jsou méně toxické a k dosažení letální dávky je třeba opakovaná konzumace hlodavcem (patří sem např. warfarin nebo chlorofacinone) a na antikoagulanty druhé generace s vyšší toxicitou (např. bromadiolone, brodifacoum, difenacoum atd.) (Fraňková et al. 2021). Rozvoj rezistence hlodavců na antikoagulanty první a druhé generace si výslovně vyžádal integrovaný přístup k ochraně proti hlodavcům, kdy použití jednoho typu toxinu bylo doplněno nebo střídáno s použitím jiných typů jedů, technickými metodami managementu nebo jiným kontrolním opatřením (Greaves 1994). Bohužel i zde byla opět věnována větší pozornost krátkodobým, byť často naléhavě potřebným, rychlým řešením, jako je přechod na toxin se silnějším účinkem. Mnohem méně úsilí bylo zaměřeno na zabránění rozvoje rezistence nebo omezení rozšíření hlodavců do okolí. Další výzvy představuje takzvané „rezistentní chování“, kdy hlodavci odmítají jíst jedovaté návnady. Např. v okolí jedné restaurace v Birminghamu se nedařilo hubit myši domácí, *Mus musculus* Linnaeus, 1758, dokud podrobné studie neodhalily, že jedinci měli potíže s trávením škrobu. Proto je nepravděpodobné, že by myši ochotně konzumovaly návnady na bázi obilí. Přechod na rybí návnady tento problém rychle vyřešil (Humphries et al. 1996).

Dobrý ekologický základ ve strategiích managementu může pomoci zajistit vynikající kontrolu nad poškozeními způsobenými hlodavci, aniž by zasahoval do jejich demografie. Například v Německu se daří odlákat myšice křovinné, *Apodemus sylvaticus* (Linnaeus, 1758), od čerstvě zasetých semen cukrové řepy, které jsou v této fázi náchylnější k poškození hlodavci, a to poskytnutím atraktivní, neotrávené alternativní potravy na okraji polí (Pelz 1989). Jak však ukazují všechny výše uvedené příklady, řešení jsou často specifická a vyžadují detailní znalost biologie, ekologie a chování škůdců. Získání těchto znalostí je pracný, ale obohacující úkol, který umožní vývoj nových strategií pro kontrolu a omezení poškození (Singleton et al. 1999).

### 3.1.1 Možnosti biologické kontroly

Většina druhů malých hlodavců má vysokou reprodukční schopnost. Některé druhy přenášejí zoonózy (např. hantaviry, leptospirózu, tularémii) nebo bývají nositeli parazitů způsobujících onemocnění, jako jsou klíšťata infikovaná *Borrelia burgdorferi* (borelióza) nebo blechy s *Yersinia pestis* (mor) (Begon 2003). Invazní druhy hlodavců mohou také způsobit problémy v případě, že poškodí původní rostliny nebo jsou-li původní druhy zvířat méně konkurenceschopné ve srovnání s těmi invazními (Ohashi & Oldenburg 1992).

Většina druhů hlodavců však není řazena mezi škůdce. V celosvětovém měřítku způsobuje vážné škody na plodinách méně než 10 % druhů hlodavců (Singleton et al. 2007). Hlodavci v ekosystému jsou prospěšní, protože tvoří životně důležité zdroje potravy pro širokou škálu predátorů a mrchožroutů, pomáhají při přeměně půdy např. jejím hnojením. Ovlivňují složení a rozmanitost rostlinných druhů. Systémy jejich nor poskytují stanoviště

i pro jiné skupiny živočichů jako jsou ptáci, hmyzožravci, plazi a bezobratlí. Proto by měly být strategie kontroly pečlivě zaměřeny na cílové druhy (Jacob et al. 2008).

### 3.1.1.1 Kontrola plodnosti

Současné postupy managementu v agroekosystémech jsou založeny na usmrcování zvířat, většinou pomocí jedů a pastí (Singleton et al. 2007). Mezi další používané metody patří lov jedinců a zaplavování jejich nor (Singleton et al. 1999). Žádná z těchto metod není druhově specifická. Ačkoli odchyty živých jedinců (při dostatečně časté kontrole pastí) umožňují vypustit necílové druhy, ale bohužel ne vždy se tak děje, a tato zvířata pak zbytečně umírají.

Rodenticidy jsou vysoce toxické. Jejich použití je často považováno za nehumánní kvůli značnému utrpení, ke kterému dochází předtím, než otrávené zvíře zemře (Oogjes 1997). Snížení reprodukční rychlosti, namísto zvýšení úmrtnosti, je potenciálně humánnější přístup než usmrcování zvířat a mohlo by vést ke snížení používání rodenticidů (Jacob et al. 2008).

Mnoho druhů hlodavců, které považujeme za škůdce, se jimi stává právě díky svému reprodukčnímu potenciálu. Často mají několik velkých vrhů v každém období rozmnožování, vykazují časný nástup pohlavní dospělosti a mají krátkou očekávanou délku života (Tyndale-Biscoe 1994). Například jeden chovný pár myší západoevropských, *Mus domesticus* Schwarz & Schwarz, 1943, je teoreticky schopen vyprodukovat více než 600 potomků za šest měsíců a průměrná délka života v polní populaci je čtyři až šest měsíců (Singleton 1989). Navíc samice mohou rodit nový vrh každých 21 dní. Proto může být omezení reprodukčního potenciálu hlodavců vhodnější taktikou kontroly než zvyšování jejich úmrtnosti (Singleton 1994).

Kontrola plodnosti byla navržena jako vhodná alternativa pro druhy s vysokou plodností. Dále v případech, kdy účinky sterilizace nezpůsobí potenciálně vyšší šanci na přežití mláďat nebo dospělců. Kontrola plodnosti je také vhodná k prevenci nebo snížení populačního růstu poté, co některou jinou technikou došlo ke snížení populační hustoty. Zejména výhodné by toto řešení bylo u dlouho žijících druhů. Samozřejmě nesporným pozitivem je humánnost této metody (Chambers et al. 1999a).

Do roku 2008 nebyl registrován žádný přípravek pro kontrolu plodnosti u hlodavců a bylo k dispozici jen málo informací o důsledcích sterilizačních pokusů pro hlodavce na úrovni celých populací. Je zřejmé, že kontrola plodnosti u rychle se rozmnožujících hlodavců (r-stratégové) vyžaduje jiný přístup než u velkých savců, kteří mají pomalou reprodukční rychlost (k-stratégové) (Jacob et al. 2008). Například u divokých koní a dalších druhů lze rychle dosáhnout nulového růstu populace aplikací antikoncepčních vakcín. Dobrá tělesná kondice a zvýšené přežití sterilizovaných samic u některých dlouhověkých druhů, včetně koní, však může oddálit podstatný pokles populace o několik let (Kirkpatrick & Turner 2008).

Dle Jacob et al. (2008) nemusí být potenciálně zlepšené šance na přežití sterilizovaných jedinců kritické, protože délka života divokých hlodavců je stejně relativně krátká (obvykle <6 měsíců), na rozdíl od situace u k-stratégů, kde je tento faktor nezanedbatelný. Druhy r-stratégů, což je většina hlodavců, mají vysokou reprodukční rychlost, a proto je potřeba sterilizovat vyšší podíl jedinců než u k-stratégů. Počítačové

simulace ukazují, že je nutné sterilizovat 50–80 % samic, aby se dosáhlo populačních efektů u přemnožení schopných populací myši domácí (Chambers et al. 1997) a více jak 50 % samic u krysy rýžové, *Rattus argentiventer* (Robinson & Kloss, 1916) (Jacob et al. 2004a).

Kontrola plodnosti má potenciál redukovat hlodavce, kteří způsobují akutní problémy, stejně jako ty druhy, které vytvářejí vážné problémy při sporadických populačních přemnoženích. Ze studií Jacob et al. (2004a) a Chambers et al. (1999b) i Singleton et al. (2002) však vyplývá, že účinky sterilizace na úrovni populace nezabránilo požadovaným výsledkům u dvou studovaných druhů hlodavců, kterými byly krysa rýžová a myš západoevropská. Zdá se, že druhy hlodavců s relativně krátkou dobou rozmnožování ~ 2 měsíce, jako je krysa rýžová, vyžadují pro účinnou kontrolu úroveň sterility ~ 50–75 % populace. Sterilizace samic s jednorázovým ošetřením může stačit, pokud lze kontrolu plodnosti aplikovat ve velkém měřítku. Druhy s prodlouženým obdobím rozmnožování, jako je myš západoevropská, by mohly být účinně kontrolovány i s nižšími úrovněmi sterility, pokud by samice a všechny následující kohorty byly vystaveny sterilizačním opatřením. V případě krys rýžových souvisí poškození plodin s jejich četností a reprodukční aktivitou (samice v reprodukci působily větší škody z důvodu vyšších energetických požadavků na březost a laktaci). Proto by kontrola plodnosti mohla být užitečnější i při snižování poškození plodin, na rozdíl od usmrcujících metod (Jacob et al. 2008).

Obecně existují dvě možnosti kontroly plodnosti u r-stratégů pro dosažení účinku v populačním měřítku:

- (1) neplodnost vyvolaná imunitní odpovědí organismu na virovou infekci nebo
- (2) sloučeniny podávané návnadou

Těmito sloučeninami mohou být vakcíny vyvolající imunitní reakci nebo chemicky aktivní látky. Virem předávaná neplodnost může být druhově specifická, pokud je i virus druhově specifický (Chambers et al. 1999a; Hardy et al. 2006; Redwood et al. 2007). McLeod et al. (2007) zhodnotili ekologický potenciál šíření virů způsobujících kontrolu plodnosti myši domácích a dospěli k závěru, že by mohly představovat účinnou strategii, pokud by viry přetrvávaly nebo byly do populací zavlečeny v raných fázích jejich růstu. Účinnost jiných metod dodávajících látku s návnadou může být omezena na určité taxony (např. savce nebo ptáky), ale je stále pravděpodobné, že nebude specifická. Pro tento způsob kontroly plodnosti je imunitní systém hlodavců připraven k rozvoji imunitních reakcí na antigeny, které blokují struktury nebo signální dráhy potřebné pro reprodukci. Velká pozornost byla věnována vakcínám zaměřeným na reprodukční proteiny, jako jsou proteiny na povrchu samičích pohlavních buněk (Millar et al. 1989; Jackson et al. 1998).

Vakcíny vyvolávající imunitní reakci vedoucí k neplodnosti mohou být zaměřeny na další složky reprodukčního systému, například gonadoliberin (GnRH) (Griffin 1992), který je nezbytný pro stimulaci produkce reprodukčních hormonů u obou pohlaví. Vakcína GnRH účinně blokuje plodnost u samců a samic potkanů (Miller et al. 1997) a ukázala se jako účinná jednorázová vakcína u prasat (Killian et al. 2006).

Perorální podání takovýchto látek může být slibnější možností, protože distribuci a sběr zbývající návnady lze řešit podobně jako u návnad pro hlodavce. Asi 80 % myši domácích konzumuje návnadu rozmístěnou na obilných polích (Jacob et al. 2003). Jedná se o vyšší procento, než které by bylo dle modelů potřeba pro značné snížení velikosti populace.

Takto se tedy dají aplikovat chemické sterilizační prostředky. Dále byly testovány účinky syntetických steroidních hormonů. V terénních pokusech se ukázalo, že syntetické estrogény zabránily všem testovaným samicím v rozmnožování (Garrett & Franklin 1983). Avšak steroidní hormony (již v nepatrném množství) ovlivňují reprodukci a vývoj reprodukčních struktur mnoha organismů a mohly by mít vážný negativní vliv na necílové skupiny (Kidd et al. 2007).

Jedním příkladem nehormonálního činidla proti plodnosti je 20,25-diazacholesterol (DiazaCon), který inhibuje produkci cholesterolu a reprodukčních steroidních hormonů. Publikovaná informace o použití DiazaConu ke kontrole hlodavců naznačuje účinky na reprodukci psounů prériových, *Cynomys ludovicianus* (Ord, 1815) (Nash et al. 2007). Aby byl DiazaCon účinný, musí být konzumován denně po dobu několika dní. Pokud jsou však konzumovány vysoké dávky, dochází k nežádoucím vedlejším účinkům (svalový třes a selhání jater). Proto je jeho použití, jako sterilizačního činidla pro kontrolu škůdců z řad hlodavců, omezeno z etických důvodů (Nash et al. 2007).

Techniky kontroly plodnosti, které jsou v současnosti dostupné, nejsou pro populace volně žijících živočichů logisticky vhodné. Jsou drahé anebo invazivní, vyžadují opakované dávkování k udržení úrovně sterility a často mají vedlejší účinky, které vedou ke změnám chování. Je také obtížné je spravovat v širokém měřítku. Neplodnost vyvolaná reakcí vlastního imunitního systému, zejména virově způsobená neplodnost, má za cíl překonat mnohé z těchto nedostatků přirozeným šířením druhově specifických virů jako přenašečů neplodnosti. Nevýhodou této metody je však veřejná akceptace použití geneticky modifikovaných organismů (GMO). Proto je důležité, aby byla rizika nových metod kontroly, včetně GMO, plně posouzena prostřednictvím experimentálních zkoušek a veřejné diskuse (Chambers et al. 1999a).

### 3.1.1.2 Virově způsobená neplodnost

Četné studie se snažily identifikovat cizorodé látky stimulující imunitní systém pro vyvolání neplodnosti organismu. Ukázalo se, že postižení reprodukčních proteinů způsobuje neplodnost u různých druhů, včetně lidí (Naz et al. 2005; Suri 2005). Proto také byly při vývoji přípravků na vyvolání neplodnosti vynechány ty sloučeniny, které by dokázaly ohrozit plodnost jiných než cílových organismů. Jedná se zejména o reprodukční proteiny, jako je hormon uvolňující luteinizační hormon, samotný luteinizační hormon, folikuly stimulující hormon a jejich receptory, jejichž podobnost mezi druhy představuje nepřijatelné riziko neúmyslného ovlivnění plodnosti u lidí a jiných necílových druhů. Některé z těchto látek, které by měly vést k neplodnosti, mohou u cílových druhů způsobit nežádoucí vedlejší účinky vyvolávající etické problémy, jako je například předčasné ukončení březosti nebo poškození nereprodukčních tkání v důsledku potlačení tvorby hormonů (Talwar 1997; Delves 2004). Mohou také vyvolat změny v sexuálním a sociálním chování některých druhů, což vede ke zvýšenému množení nenakažených zvířat a ke snížení účinnosti opatření na úrovni populace (Tyndale-Biscoe 1994).

Oplodnění je druhově specifický proces (Hoodbhoy & Dean 2004), proto by zacílení na proteiny účastníci se interakcí mezi pohlavními buňkami poskytovalo největší pravděpodobnost dosažení přijatelné a účinné antikoncepce s nejmenším rizikem pro necílové

druhy. Za ideální sloučeniny odpovídající danému účelu byly navrženy proteiny ve spermiích, přičemž postižené spermie by nebyly schopné oplodnění (Suri 2005). Přesto je třeba ještě prokázat bezesporné imunitní odpovědi na tyto antigenní proteiny, které byly geneticky upraveny. Na druhé straně bylo také u samic mnoha druhů dosaženo vysoké úrovně dlouhodobé neplodnosti v odpovědi na podané sloučeniny odvozené ze struktur samičích pohlavních buněk (Gupta et al. 2004). Z tohoto důvodu byly výše uvedené proteiny přednostně vybrány pro použití ve výzkumu virově řízené neplodnosti (Hardy et al. 2006).

Důkaz účinnosti virem působené neplodnosti, vyvolané reakcí vlastního imunitního systému organismu, byl poprvé pozorován u samic myši nakažených geneticky upraveným virem ektromelie. Jediné očkování do tlapek inbredních myši způsobilo neplodnost u 70 % myši a sníženou plodnost u zbývajících zvířat. Následně bylo dosaženo ještě vyšších úrovní neplodnosti použitím geneticky upraveného myšního cytomegaloviru. V dlouhodobých studiích se všechny inbrední myši staly neplodnými během 3 týdnů po podání jedné injekce vakcíny s tímto upraveným virem a sterilita byla pozorována po dobu až 250 dnů. Jsou však hlášeny některé jiné laboratorní kmeny myši, které jsou vůči infekcím méně citlivé (Chambers et al. 1999a; Lloyd et al. 2003; Redwood et al. 2005). Nicméně divoké myši vykazovaly nízkou prevalenci genetické rezistence k infekci a po naočkování geneticky upraveného viru došlo k jejich účinné sterilizaci (Scalzo et al. 2005).

Také byly zkoumány virové vakcíny, které by kontrolovaly plodnost králíků skrze ovlivnění proteinů na povrchu samičích pohlavních buněk. Plodnost však podle výsledků nebyla významně ovlivněna. Sice 70 % králíků nakažených tímto geneticky upraveným virem myxomatózy bylo po naočkování neplodných 30–35 dnů, ale do 70 dní se u nich plodnost obnovila (Mackenzie et al. 2006).

Hlavními technickými překážkami pro virově působenou neplodnost je oslabení geneticky upravených virů (nejsou poté například schopny řádně promořit populace nebo konkurovat neupraveným virům), dále krátkodobá neplodnost některých druhů a potenciální nedostatek rozšíření do populací kvůli již existující imunitě nebo genetické rezistenci vůči virům (Magiafoglou et al. 2003). Tyto obavy se řeší několika způsoby, například výběrem virů původem od divokých populací živočichů, které by mohly mít vyšší odolnost a vlastnosti zvýhodňující jejich šíření v rámci populací oproti virům izolovaným v laboratoři (Hardy et al. 2006).

Druhová specifita u virově působené neplodnosti silně závisí na zvolených virech. Virus ve vakcíně může nakazit různé hostitele, včetně lidí, ale myší cytomegalovirus a virus ektromelie a myxoma virus jsou všechny považovány za druhově specifické (Fenner 2000).

Kromě technických a ekologických překážek, kterým čelí vývoj virově působené neplodnosti, byla vyřčena jasná potřeba opatrnosti. Je životně důležité, aby všechny obavy veřejnosti a právní požadavky, týkající se rizik šíření geneticky upravených virů, byly adekvátně řešeny během vývojové fáze předtím, než bude možné použít jakoukoli geneticky upravenou vakcínu pro kontrolu plodnosti volně žijících živočichů (Hardy et al. 2006).

Dodávání takovýchto vakcín pro hlodavce v podobě samostatně se šířícího činidla, jako je např. virus, může mít výhodu samoregulace v závislosti na hustotě cílového druhu (Jacob et al. 2008). Dle Redwood et al. (2007) při přenosu geneticky upraveného myšního viru nedošlo na dostatečné úrovni k přenosu neplodnosti z myši na myš a předchozí infekce jinými virovými kmeny mohla poskytovat určitý stupeň ochrany před upraveným virem. Kromě toho



existují bezpečnostní a regulační obavy ohledně zachování druhové specifčnosti viru a potenciálních neočekávaných změn v infekčnosti geneticky upravených virů. Jakmile je přenašeč vypuštěn, nelze jej vzít zpět a může se rozšířit do oblasti, kde původní cílový druh není považován za škůdce, zejména prostřednictvím infikovaných myší zamořujících např. nějaký exportovaný náklad. Přestože byly navrženy strategie ke zmírnění exportního rizika, toto riziko posouvá problém na mezinárodní úroveň. Tato omezení tedy naznačují, že je nepravděpodobné, aby virově způsobená neplodnost byla v blízké budoucnosti použita pro kontrolu divokých populací myší domácích nebo jiných druhů (Redwood et al. 2007).

### 3.1.1.3 Rodenticidy nepoškozující životní prostředí a necílové organismy

Jak již bylo zmíněno, použití mnohdy vysoce toxických rodenticidů vzhledem k nedostatečné druhové specifitě, představuje značnou hrozbu pro necílové organismy kvůli jejich primární nebo sekundární otravě (Hegdal & Colvin 1988). Zvláště zranitelné jsou necílové druhy hlodavců. Studie z roku 2005 ukázala, že antikoagulační návnadu aplikovanou na populaci potkanů, *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769), v okolí zemědělských budov požířelo 20 až 57 % jedinců necílových druhů hlodavců (Brakes & Smith 2005). V polovině 90. let více než 30 % mrtvých sov pálených, *Tyto alba* (Scopoli, 1769), sesbíraných po celé Británii obsahovalo zbytky antikoagulačních rodenticidů (Newton et al. 1997). Avšak pouze u několika z těchto ptáků byl rodenticid v tak vysoké koncentraci, že způsobil smrt. Nežádoucí účinky se tedy mohou objevit i u vrcholových predátorů (Riley et al. 2007).

Rozsah necílových dopadů u jiných druhů, zejména význam subletálních otrav, je z velké části neznámý. Mimo to je krysí maso hojně konzumováno v Asii a Africe, takže konzumací rodenticidů mohou být ohroženi i lidé. Používání chemických rodenticidů vyvolává zvláštní obavy v rozvojových zemích, kde se obecně špatně zavádí osvědčené postupy managementu v polních podmínkách a kvůli nezákonnému prodeji zakázaných produktů (Jacob et al. 2008).

Rodenticidy mají přímé i nepřímé negativní dopady na necílové druhy, které se živí hraboši (Martínez-Padilla et al. 2017). Autoři studie zkoumali, zda lze použití antikoagulačního rodenticidu druhé generace (SGAR), bromadiolonu, zjistit v krvi mládřat volně žijících poštolek obecných, *Falco tinnunculus* Linnaeus, 1758, ve dvou oblastech středního Španělska a studovali jeho možné nepřímé účinky. Zjistili, že 16,9 % mládřat mělo detekovatelnou koncentraci bromadiolonu v krvi (v průměru  $0,248 \pm 0,023$  ng/ml). Mládřata s bromadiolonem v krvi, a to bez ohledu na koncentraci, měla o 6,7 % nižší tělesnou hmotnost než mládřata bez detekovatelného bromadiolonu (Martínez-Padilla et al. 2017).

Je známo, že subletální dávka rodenticidů může způsobit abnormality ve srážení krve a krvácení. To za určitých okolností zvyšuje pravděpodobnost úmrtí z jiných příčin (Easton et al. 1999). Tělesná hmotnost a tělesná kondice jsou klíčové rysy u ptáků, zejména v době, kdy se mládřata líhnou z vajec. Nejvyšší míra úmrtnosti u ptáků je zpravidla v době, kdy se mladí jedinci osamostatňují (Martínez-Padilla et al. 2014). Tělesná kondice je klíčovým faktorem ovlivňujícím úmrtnost, jedinci v lepší kondici mají vyšší pravděpodobnost přežití v prvním roce života (Bouwhuis et al. 2015). Zvýšené riziko úmrtnosti snižuje pravděpodobnost zapojení mladých jedinců do reprodukce, a proto faktory, které zhoršují tělesnou kondici, mohou snížit

i pravděpodobnost připojení se k hnízdící populaci. Tato skutečnost má negativní dopad na životaschopnost populace (Martínez-Padilla et al. 2017).

Výsledky studie Martínez-Padilla et al. (2017) naznačují neslučitelnost použití SGAR v hnízdních oblastech dravců a sov, včetně míst s vyvěšenými hnízdními budkami. Jedinci, kteří měli detekovatelné hladiny bromadiolonu, mohou mít sníženou tělesnou kondici v důsledku ztráty chuti k jídlu a vnitřního krvácení (Willie 1995). Tento účinek může být zvláště relevantní, když jsou požívány nízké, ale nepřetržité dávky bromadiolonu, jako např. nepřetržité požívání otrávených hrabošů. Na druhé straně jedinci s nižší tělesnou kondicí mohou být více vystavení nebo náchylnější k akumulaci bromadiolonu. Expozice u mláďat může být vysvětlena chováním rodičů, kteří loví hraboše v oblastech ošetřených bromadiolonem. Dalo by se též namítnout, že nízká tělesná kondice mláďat, u kterých sice byla prokázána přítomnost bromadiolonu, by mohla také nepřímo odrážet nedostatek hrabošů na polích v důsledku používání bromadiolonu. Vzhledem k výsledkům a potenciálním hrozbám, studie vyzývá k ukončení oficiální distribuce SGAR zemědělcům a jejich používání na agrárních půdách, zejména tam, kde se rozmnožují poštolky obecné, a podporuje používání alternativních účinných postupů (Martínez-Padilla et al. 2017).

Například v Srbsku je aplikace konvenčních rodenticidů na bázi bromadiolonu, brodifakumu a cholekalciferolu hlavním prostředkem kontroly populací hraboše polního, *Microtus arvalis* (Pallas, 1778), v plodinách pšenice a vojtěšky (Jokić et al. 2010). Podle trendu zavádění nových a environmentálně přijatelných rodenticidů, jsou zkoumány rodenticidy v podobě seleničitanu sodného a celulózových rodenticidů z hlediska jejich schopnosti hubit polní hlodavce a pro aplikaci ve skladovacích prostorách. Zároveň jsou porovnávány s konvenčními rodenticidy bromadiolonem, brodifacoumem a cholekalciferolem. Na základě toxikologických vlastností seleničitanu sodného a současné technologie kladení návnad, existuje předpoklad, že vliv na necílové organismy není vůbec žádný, nebo je minimální. V dosavadním výzkumu studie Jokić et al. (2010) nikdy nezaznamenali ani jedno úmrtí mrchožrouta a nechali provést studii ohledně vlivu na necílové druhy.

Zmíněná studie probíhala ve dvou lokalitách poblíž Bělehradu, na polích s vojtěškou a pšenicí, v oblasti Surčin a Stari Tamiš. Oblasti spolu nesousedily, byly obklopeny dalšími poli s jinými typy plodin, lesy a případně lidskou zástavbou či dálnicí. Experiment byl zahájen v období únor až březen v roce 2008. Stavby malých hlodavců byly zjištěny před aplikací chemikálií pomocí odchytů do živolovných pastí. Experimentální pozemky měly rozlohu 0,25 ha, kontrolní plochy byly vzdálené nejméně 50 m od ošetřených ploch. Zvolená vzdálenost by měla být dostatečná, protože domovský okrsek hraboše polního v pšenici je cca 200 m<sup>2</sup> (Jacob & Hempel 2003) a 145 m<sup>2</sup> ve vojtěšce (Mackin-Rogalska 1981). Den před ošetřením byly spočítány všechny otvory do nor a poté zasypány zeminou. V den experimentu se do znovu otevřených otvorů nasypalo 10-15 g zmíněných konvenčních rodenticidů a jejich účinnost byla hodnocena 14 a 28 dní po aplikaci (Jokić et al. 2010).

Výsledky studie Jokić et al. (2010) ukázaly, že průměrná účinnost bromadiolonu 28 dní po ošetření byla 87 % u pšenice a 82 % u vojtěšky. Průměrná účinnost brodifacoumu proti hraboši polnímu (28 dní po začátku pokusu u obou plodin) byla kolem 95 %. Cholekalciferol dosáhl podobné účinnosti kolem 83 % u pšenice a 78 % ve vojtěšce. Při pokusu s ekologickými rodenticidy vykázal seleničitan sodný účinnost proti hraboši polnímu

v pšenici 56,4 %, v lokalitě Surčín, zatímco se ve Starem Tamiši dosáhl účinnosti 68 %. U vojtěšky se v Surčíně účinnost pohybovala okolo 67 %, zatímco ve Starem Tamiši byla na úrovni 68 %. Na konci pokusu byl seleničitan sodný nejméně účinný z rodenticidů zkoumaných proti hraboši polnímu v pšenici a vojtěšce. Celulózové rodenticidy u pšenice v Surčíně dosáhly účinnosti 60 %, zatímco ve Starem Tamiši prudce vzrostly mezi dvěma měřeními o 27 %, celkem na 80 %. Údaje studie s vojtěškou naznačují, že účinnost těchto rodenticidů dosáhla 83 % v Surčíně a 87 % ve Starem Tamiši (Jokić et al. 2010).

Tato studie ukazuje, že účinnost celulózových rodenticidů proti hraboši polnímu, byla vyšší ve srovnání se seleničitanem sodným, jak u pšenice, tak vojtěšky. Zároveň prokázaly účinnost celulózového rodenticidu srovnatelnou s účinností konvenčních rodenticidů (s výjimkou pšenice v Surčíně, kde byla účinnost nižší), a lze ho tedy použít ke zlepšení programu ochrany proti hlodavcům, ale pouze u vojtěšky (Jokić et al. 2010).

Jak je patrné, ekologicky založená ochrana před škůdci vyžaduje aplikaci řady strategií pro kontrolu druhů škůdců. Nové přístupy se stanou jednou z těchto strategií, a proto nesmí být považovány za náhradu konvenčních metod kontroly. Tam, kde je cílem snížení počtu škůdců z důvodu zmírnění škod, může být stále vhodné krátkodobé použití usmrcujících přístupů. Od dlouhodobého používání takových metod by se však mělo ustupovat (Chambers et al. 1999a).

### 3.1.2 Proč právě draví ptáci?

Zda mohou predátoři při hubení škůdců pracovat ve prospěch člověka, bylo až donedávna jen zřídka experimentálně testováno. Masožravci mohou regulovat savčí škůdce po dlouhou dobu, ale pouze poté, co byly počty škůdců sníženy jinými prostředky (Newsome 1990). Například v Austrálii je příčinou poklesu populací škůdců dlouhotrvající sucho. Následné nízké populace králíků pak mohou regulovat evropské lišky obecné, *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758), divoké kočky a dingové, *Canis lupus dingo*, Meyer 1793. V obecném případě může být taková regulační predace spuštěna klimaticky, nemocí nebo lidským zásahem. Jsou-li predátoři sami škůdci, kteří mají být regulováni, může být vyžadována integrovaná ochrana proti škůdcům, aby se zabránilo nežádoucímu opětovnému výskytu jiných škůdců (Newsome 1990).

Predátoři byli kdysi považováni pouze za prostředek k odstranění přebytečné kořisti (Errington 1967), ale hromadí se důkazy, že mají podstatnější roli. Klíčové studie Pearsona (např. Pearson 1964; 1966; 1971) byly první, které se touto otázkou zabývaly. Na pozemku o rozloze 14 ha pastvin v Kalifornii bylo zjištěno, že volně pobíhající kočky domácí, *Felis silvestris f. catus* Linnaeus, 1758, několik mývalů severních, *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758), lišky šedé, *Urocyon cinereoargenteus* (Schreber, 1775), skunci pruhovaní, *Mephitis mephitis* (Schreber, 1776), a někteří dravci odstranili 88 % hrabošů kalifornských, *Microtus californicus* (Peale, 1848), během klesající fáze populačního cyklu hrabošů, během něhož byla celková úmrtnost 98 % (Pearson 1966). Hlavní příčinou poklesu byla predace.

Nárůst některých větších populací býložravců byl spojen s odstraněním predátorů (Walker & Noy-Meir 1982). Příklad nárůstu kořisti po redukci predátorů pochází z Kruger National Park v Jižní Africe. Odstřel lva, *Panthera leo* (Linnaeus, 1758), tam začal v roce 1903, aby se zvýšil počet kusů velké kořisti. Příležitostný odstřel byl oficiálně ukončen v roce

1960, kdy se pakoně žihání, *Connochaetes taurinus* (Burchell, 1823), rozmnožili natolik, že v letech 1965 až 1972 docházelo k jejich utrácení. Po zastavení lovu však populace pakoňů pokračovala v úbytku až do roku 1978. Po ukončení odstřelu populace lvů opět narostla (pravděpodobně také díky požírání mršin pakoňů), a tak byla schopna populaci pakoňů účinně regulovat (Walker & Noy-Meir 1982). Otázka, zda kontrolovat masožravce nebo ne, a načasování jakékoli kontroly, jsou záležitostmi k pečlivému zamyšlení. Nerozumná kontrola může vést k nežádoucímu množství jiných druhů živočichů (Newsome 1990).

V průběhu studií zaměřených na vliv predace savčích a ptačích predátorů na populace hlodavců se zjistilo, že ptačí predátoři jsou atraktivnější skupinou pro kontrolu hlodavců v zemědělských ekosystémech. Přítomnost ptačích dravců vytváří méně konfliktů člověka s divokými predátory, než v případě přítomnosti predátorů z řad savců či plazů (Stein et al. 2010). Navíc se zdá, že ptáci jsou odolnější vůči lokálnímu vymření a jsou schopni rychleji reagovat na výkyvy populace kořisti (Sekercioglu 2006). Vysoká mobilita ptáků umožňuje rychlou reakci na prostorově rozptýlené populace hlodavců, zatímco savčí predátoři jsou často fixováni k jedné oblasti a reagují na lokálně zvýšené populace hlodavců. To naznačuje, že je zde omezená možnost rychle přilákat predátory z řad savců do oblastí s vysokým výskytem hlodavců (Labuschagne et al. 2016).

Výhodou biologické kontroly je přirozená autoregulace závislá na množství potravy. To znamená, že se při snížení potravní nabídky dravci a sovy přesunou na jinou lokalitu, kde je kořisti dostatek nebo mají při hnízdění jen malé snůšky vajec, či nevyhnízdí vůbec (Dusík 2021). Ačkoli jsou citovány i výzkumy jiných ptačích predátorů, sovy pálené jsou v současné době zvláště atraktivními ptačími predátory pro kontrolu škůdců z řad hlodavců (Obr. 1). Jsou jedním z nejrozšířenějších ptačích predátorů na světě (Jaksic et al. 1982; Meyrom et al. 2009), je snadné je přilákat a jsou mimořádně všestranné při výběru hnízdišť. I když se loviště sov pálených může lišit velikostí v závislosti na ročním období a dostupnosti kořisti, tyto sovy nejsou stěhovavými druhy, obývají a loví v jedné konkrétní oblasti po celý rok (Bond et al. 2005). Kromě toho je známo, že domovské okrsky sov pálených mají rozlohu až 5 km<sup>2</sup> a překrývají se s okrsky ostatních jedinců. Navíc sovy pálené vykazují jen nepatrné teritoriální chování, a to pouze v období rozmnožování (Hafidzi et al. 2003).



Obr 1: Sova pálená (Huysman et al. 2018)

Na rozdíl od mnoha jiných dravých ptáků a sov míra rozmnožování sov pálených obvykle odpovídá množství potravy (Taylor 1994). Dalším atraktivním atributem je skutečnost, že drobní savci, zejména hlodavci, jsou hlavním zdrojem jejich potravy, a ta přesně odráží složení místní fauny i populační výkyvy kořisti. Přestože jsou sovy pálené menšího vzrůstu, jejich rychlost metabolismu jim umožňuje

vykazovat relativně vysokou míru spotřeby kořisti. Uvádí se, že denně zkrmí až čtvrtinu své tělesné hmotnosti (Labuschagne et al. 2016).

Průzkum od Labuschagne et al. 2016 odhalil, že výzkum o ptačích predátorech působících v rámci ochrany proti hlodavcům je celosvětově poměrně rozšířený. Jen málo z tohoto výzkumu se však uskutečnilo v rozvojových zemích. Bohužel mnoho lidských kultur věří, že pohled nebo zvuk určitých ptačích predátorů, jako jsou např. sovy, má za následek neštěstí anebo smrt (Ogada & Kibuthu 2008). Například v Malawi se členové komunity (až 92 %) běžně domnívají, že sovy přinášejí smůlu, předpovídají smrt a jsou spojovány s čarodějnictvím, což často vede k jejich pronásledování. Sovy jsou také běžně zabíjeny kvůli svému hlučnému houkání, používají se v tradiční medicíně, pro zábavu nebo bývají součástí jídelníčku (Mikolla & Mikolla 1997). Tyto kulturní názory a postoje tak často významně omezují využití sov v malých chovatelských komunitách. Kromě toho vlády v rozvojových zemích a dárcovské organizace přidělují na tyto druhy studií nebo kontrolní programy méně zdrojů než na financování současných problémů, jako je malárie a HIV (Makundi & Massawe 2011).

Strategie podpory a ochrany přirozených nepřátel (anglicky: conservation biological control) spočívá v přilákání určitých dravých ptáků a sov, přirozených predátorů drobných zemních savců, do hlodavci těžce postižené oblasti s vhodnými podmínkami k lovu a hnízdění. Tento systém se jeví jako velice vhodný, neboť se nejedná o umělé navyšování stavu predátorů, např. reintrodukcí jedinců odchovaných v zajetí, ale jde jen o zlepšení podmínek pro výskyt v oblasti s vysokou potravní nabídkou a podporu predátorů (Dusík 2021). Potravní specialisté v době přemnožení hlodavců dokonce až nadbytečně loví svoji hlavní potravu. Při jejím nedostatku jsou schopni lovit alternativní potravu v podobě ptáků nebo bezobratlých živočichů. V severních oblastech jsou však jejich možnosti omezené, a i proto je koncentrace specializovaných predátorů úzce spojena s hustotou populací hlavní kořisti a často se zde vyskytují kočovné nebo migrující typy ptačích predátorů. Generalističtí predátoři se častěji vyskytují v prostředí s rozmanitou faunou a mají tu výhodu, že loví širokou škálu potravy. Hlodavce požírají v době, kdy jsou lehce dostupní, jinak přecházejí na alternativní kořist. Takovým oportunistickým lovcem z ptačí říše může být například vrána šedá, *Corvus corone cornix* Linnaeus, 1758, nebo migrující generalista káně lesní, *Buteo buteo* (Linnaeus, 1758). V oblastech, kde je málo alternativní potravy platí i pro generalisty, že jejich počty jsou závislé na hustotě populace hlodavců. Celkově lze říci, že u každého typu ptačího predátora je míra predace závislá mimo jiné na energetických požadavcích, počtu dalších predátorů v oblasti, dostupnosti alternativní kořisti, velikosti snůšky, generačním intervalem a stupni mobility ptačích predátorů (Andersson & Erlinge 1977).

## 3.2 Bioregulace pomocí dravců a sov

### 3.2.1 Doporučené principy výzkumných metod při monitoringu

Myšilovné (myofágní) druhy dutinových dravců a sov jsou ideálními adepty na přilákání do oblastí zatížených množstvím hlodavců. Bohužel tyto druhy jsou svázány problémem nedostatku hnízdních míst. Jedná se o důsledek intenzifikace zemědělské i lesnické výroby, která vedla např. k rušení remízků, stromořadí i starých soliterních stromů. Stejnověké lesní monokultury neposkytují doupné stromy a zároveň s modernizací staveb došlo i k úbytku hnízdních prostor v řadě stavení. Jako řešení se tedy nabízí instalace hnízdních budek k přilákání dravých ptáků a sov (Dusík 2021).

Pokud chceme dravé ptáky a sovy skutečně řádně začlenit a využívat v integrované ochraně je třeba, aby farmáři pochopili, zda a za jakých konkrétních podmínek mohou být dutinová draví ptáci účinným prostředkem deratizace. Zatímco existuje několik publikovaných pokynů, jak postavit a nainstalovat hnízdní budky (Marti et al. 1979, Raid 2012), nebyl doposud publikován dostatek dalších metod a postupů nezbytných pro následné monitorování a výzkum s cílem zjistit, zda instalace hnízdních budek skutečně pomáhá snižovat stavy hlodavců (Huysman et al. 2018).

Hnízdní budky výzkumníci a ochránci přírody rádi používají jako nástroj pro zvýšení hnízdních míst tam, kde je jich nedostatek. Kromě toho mohou být navrženy tak, aby přilákaly specifické ptačí druhy do oblasti za účelem hnízdění (Newton 1998). Jsou též často využívanou metodou pro monitoring dutinových ptáků. Monitoring budek je podstatně snazší než průzkum přírodních dutin ve stromech, březích řek či v jeskyních (Taylor 1994). Pomocí tohoto typu monitoringu lze porozumět demografickým trendům populace a podle míry obsazenosti také vypořádat preference v umístění či vzhledu budky. Monitoring budek je vhodné využít při krátkodobých i dlouhodobých studiích. Při každoročním čištění, je totiž možné budky používat rok co rok (Huysman et al. 2018).

Obsazenost budky se zjišťuje fyzicky pohledem dovnitř (Meyrom et al. 2009) nebo použitím kamery na prodloužené tyči (Martin et al. 2010). Použitím kamery teoreticky dochází k menšímu rušení hnízdicích sov, ale naopak také může dojít k vyplašení sovy během dne a k jejímu vylétnutí z hnízda, což by pro ni mohlo být riskantní. Touto metodou může být obtížnější správně spočítat mláďata. Při fyzickém pohledu je jednodušší počítání, ale někdy bývá výzvou vyšplhat k ne příliš přístupné budce. Obecně se doporučuje kontrola v době soumraku (Huysman et al. 2018).

Pro mnoho studií je při kontrole hnízd užitečné shromažďování údajů, jako např. datumu zahnízdění (které lze zpětně vypočítat pomocí délky křídel mláďat, čímž se zároveň určí jejich stáří) (Roulin 2004), velikost snůšky, počet mláďat zejména v klíčových fázích (jako je líhnutí a vylétání z hnízda), a dále věk mláďat (Johnson 1994; Meyrom et al. 2009; Martin et al. 2010; Hindmarch et al. 2014). Stále je však třeba mít na paměti minimální rušení hnízda, aby nedošlo k jeho opuštění. Zejména citlivá období jsou snášení a inkubace vajec (Martin et al. 2010; Hindmarch et al. 2014; Wendt a Johnson 2017).

Vývržky vyvrhnuté uvnitř nebo vně budky se často ve studiích považují za index obsazenosti nebo se využívají jako doplňkové údaje o stravě hnízdicích sov pálených. V některých případech se spojují tyto údaje s reprodukčním úspěchem (např. Charter et al.

2015). Ačkoli se metody zpracování vývržků liší, většina analýz zahrnuje určování druhů kořisti pomocí nalezených lebek, dolních čelistí, stehenních kostí a chrupu. Rozbor vývržků může být použit k posouzení, zda sovy loví dané škůdce nebo jinou kořist (Moore et al. 1998; Meek et al. 2009). Kdykoli jsou vývržky shromažďovány, měly by být zaznamenány údaje o době sběru, množství a místě nálezu. Vývržky vydrží lesklé a vlhké až 2 dny, nenarušené vývržky mohou vydržet kompaktní i 2 roky, někdy je tedy obtížné určit jejich stáří. Z hlediska bezpečnosti je dobré se při sběru většího množství vývržků chránit před patogeny (jako je např. hantavirus) rouškami a rukavicemi (Huysman et al. 2018).

Kamery v hnízdních budkách nabízejí neinvazivní metodu pozorování různých projevů hnízdního chování (Taylor 1991). Používají se k posouzení úspěšnosti hnízd, počtu a rychlosti donášení a složení druhů kořisti, distribuci zdrojů mezi sourozenci a přežití mládřat (Currie et al. 1996, Steen 2009, Browning et al. 2016). Pomocí těchto videí můžeme shromáždit data o základních fenologických otázkách, jako je načasování hnízdního období, využívání hnízdních budek, plodnost jedinců a obecně o společenstvu dravých ptáků. Také lze odvodit míru lovení hlodavců v zemědělské krajině (Roulin & Bersier 2007). Dle doporučení Huysman et al. (2018) by kamery namontované uvnitř hnízdní budky měly být dostatečně malé, aby způsobovaly minimální rušení pohybu a chování jejích obyvatel. Měly by být vybaveny odolným pouzdem, aby nebylo snadné kameru poškodit nebo s ní pohnout. Pro zajištění dostatečného nočního vidění je vhodné doplnění infračervenými světelnými diodami. Velké zorné pole je nutností, pokud jsou objekty v těsné blízkosti fotoaparátu. Lze jej dosáhnout pomocí širokoúhlého objektivu. Vnitřní kamery zachycují kromě přinášené kořisti i chování mládřat a některé chování dospělců. Vnější kamery jsou další možností monitoringu hnízda, zachycují více chování dospělých, kteří přilétají do budky a opouštějí ji, ale nezachycují dění uvnitř (Charter et al. 2018).

Jakékoli posouzení potenciálních přínosů sovy pálené a jiných dravých ptáků pro snížení poškození hlodavci, se musí ze své podstaty spoléhat na odhady změn velikosti populace hlodavců nebo následných škod. Většina strategií monitorování hlodavců se opírá o jeden ze tří následujících základních přístupů: 1) obecný index početnosti, 2) hodnocení velikosti populace nebo 3) hodnocení obsazenosti (Huysman et al. 2018). Obecné indexy jsou často preferovány vzhledem k tomu, že jsou praktické na implementaci, citlivé na změny velikosti populace a mají málo předpokladů (Engeman 2005; Engeman a Whisson 2006). Příklady obecných přístupů indexování zahrnují úlovek na jednotku úsilí prostřednictvím odchytů do živolovných (Sellers et al. 2018) a sklapovacích (Theuerkauf et al. 2011) pastí, dálkově spouštěné kamery (Baldwin et al. 2014), sledovací stanice (Quy et al. 1993), indexů okusu (Engeman et al. 2016), vizuálních počtů (Fagerstone 1983) a měření početnosti nor (Engeman et al. 1993).

V některých případech monitoringu je praktičtější měřit poškození hlodavci. Tento přístup se běžně používá u rýže, kde se poškození odnoží počítá podél transektů nebo kvadrátů v určených vzdálenostech (Hafidzi & Mohd 2003, Singleton et al. 2005). Podobné přístupy se používají u ořechů (White et al. 1998) a zeleniny (Advani & Mathur 1982), kde je poškození příslušné plodiny dokumentováno v nastavených intervalech v celém systému pěstování. Tento přístup je také začleněn do programů integrovaného managementu ochrany proti škůdcům pro hubení hrabošů u artyčoků, kde pěstitelé aplikují rodenticidy, když poškození způsobené hraboši překročí definovanou hranici. Měření poškození hlodavci u obilí

má tu výhodu, že poskytuje zpětnou vazbu o indikátoru největšího zájmu (tj. o množství škod způsobených hlodavci). Tento přístup však může být někdy časově náročnější než sledování aktivity hlodavců. Hlodavci také nezpůsobují vždy stejnou míru škod po celý rok. Pokud se poškození jeví jako minimální během daného intervalu odběru vzorků, mohou správci půdy rozhodnout, že kontrola hlodavců není v současné době opodstatněná. Tento přístup by však mohl umožnit významný nárůst populací hlodavců (Huysman et al. 2018).

Přestože hodnoty obecných indexů početnosti jsou velmi užitečné při sledování změn v aktivitě hlodavců v průběhu času, existují některé otázky, na které lze lépe odpovědět odhadem velikosti populace. Odhady hustoty umožňují přímé srovnání počtu hlodavců před a po aplikaci ošetření, stejně jako srovnání v prostoru a čase. Jsou snáze pochopitelné ve srovnání s hodnotami obecných indexů, např. snížení hustoty hrabošů ze 100 na 50 hrabošů na jednotku plochy vs. snížení chycených jedinců na jednotku úsilí z 1 chyceného jedince za 5 pastí na 1 chyceného jedince za 10 pastí. Odhady hustoty populací však obecně vyžadují větší úsilí pro sběr dat, takže tento přístup je v některých situacích nepraktický. Také mají přísnější soubor předpokladů, přičemž některé studie naznačují jen málo případů, kdy jsou splněny požadavky na data pro správný odhad hustoty (McKelvey & Pearson 2001). Tradiční odhady hustoty hlodavců se soustředily na modely zpětného odchyty označených zvířat. K dispozici je řada modelů v závislosti na místních podmínkách (přehled možností viz Williams et al. 2002). Obecný přístup spočívá v odchyty zvířat do pastí po dobu několika dní, než jsou zvířata jednotlivě označena. Odhad velikosti populace je pak odvozen na základě poměru označených a neoznačených jedinců za dobu trvání odchyty. Odhady hustoty jsou stanoveny vztahem odhadu velikosti populace k oblasti, ve které byl vzorek odebrán. Tuto oblast může být obtížné odhadnout vzhledem k neznámým vzorcům pohybu pozorované populace. Metody zpětného odchyty toto omezení obcházejí tím, že do odchyty zahrnují údaje o poloze. Vytvoří se tak lepší pravděpodobnost detekce jedinců a přesnější odhady hustoty populace (Royle et al. 2014). Modely zpětného odchyty se stále více používají a mohou být užitečné v mnoha prostředích (např. Berl et al. 2018).

Bez ohledu na způsob monitoringu lze ke sledování populací hlodavců a poškození efektivně použít jak transektové, tak síťové mapování. Obecně jsou transekty nebo čtvercové sítě v mapě nastaveny podle návrhu tak, aby co nejlépe reprezentovaly podmínky v celé zájmové oblasti (viz Hopkins & Kennedy 2004; Engeman et al. 2016; Hafidzi & Mohd 2003; Singleton et al. 2005 pro příklady transektů i síťového mapování). Tyto transekty nebo síťové mapy jsou obvykle kombinovány v náhodném blokovém designu, aby byly zajištěny robustní výsledky. Alternativně lze použít přístup hodnocení před a po ošetření k definitivnímu posouzení dopadu strategie kontroly na počty hlodavců a následné škody (Labuschagne et al. 2016). Použití kontrolních ploch nebo monitorování před a po ošetření však není vždy možné z různých důvodů, jako např. neochota správců půdy ponechat oblast bez kontrolního opatření proti hlodavcům, nedostatek ploch bez přirozených predátorů, kde by se hlodavčí populace projevovaly bez účinku predace a v neposlední řadě také nedostatek finančních prostředků na takovéto projekty (Huysman et al. 2018).



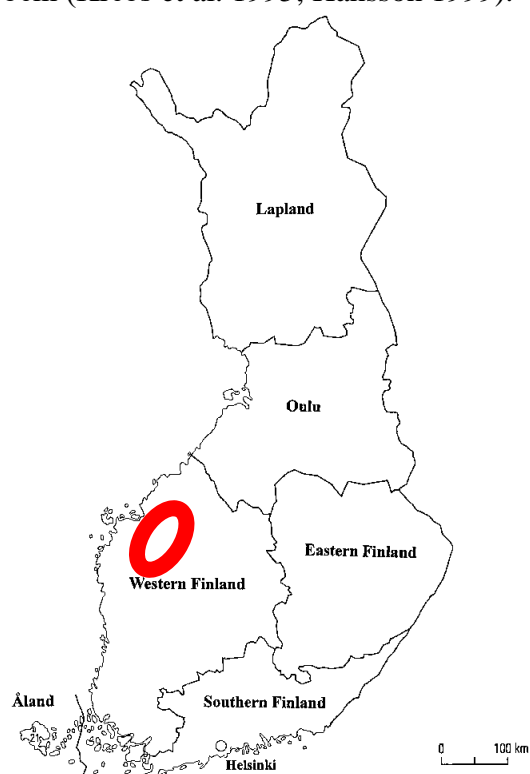
### 3.2.2 Přehled studií o využití dravých ptáků při potlačení škůdců

#### 3.2.2.1 Polární a subpolární pás

Drobní hlodavci jako hraboši nebo lumíci vykazují v severní Evropě a arktické tundře krátkodobé 3-5ti leté cykly, taktéž zajíci měniví, *Lepus americanus* Erxleben, 1777, v lesích Severní Ameriky podléhají cyklům v 9-10letých periodách (Hansson & Henttonen 1988; Keith 1990; Stenseth & Ims 1993; Norrdahl 1995; Stenseth et al. 1996; Stenseth 1999). Na základě mnoha empirických a teoretických prací mohou být tyto dobře známé cykly býložravců způsobeny opožděnými dopady predátorů (Hanski et al. 1991; Hanski et al. 1993; Korpimäki et al. 1991; Norrdahl & Korpimäki 1995; Turchin & Hanski 1997; Korpimäki & Norrdahl 1998), parazitů (Hudson et al. 1998), dostatku potravy (Agrell et al. 1995; Turchin & Batzli 2001) nebo jejich vzájemného působení (Krebs et al. 1995; Hansson 1999).

Korpimäki et al. (2002) se ve své studii poprvé pokusili cyklické populace hraboše přeměnit na populace s pouze ročními výkyvy početnosti pomocí rozsáhlých experimentálních manipulací s hustotou predátorů. Chtěli tím zjistit, zda predátoři skutečně způsobují cyklické změny populací drobných zemních savců. Studie probíhala ve Finsku v oblasti Kauhava a Lapua (viz Obr. 2) v zemědělských polích převážně s výskytem lasice kolčavy, *Mustela nivalis* Linnaeus, 1766, a hranostaje, *Mustela erminea* Linnaeus, 1758, z dravců potom poštolky obecné, kalouse pustovky, *Asio flammeus* (Pontoppidan, 1763), kalouse ušatého, *Asio otus* (Linnaeus, 1758), a sýce rousného, *Aegolius funereus* (Linnaeus, 1758), jako hlavních predátorů drobných hlodavců (hraboše mokřadního, *Microtus agrestis* (Linnaeus, 1761); východoevropského, *M. rossiaemeridionalis* Ognev, 1924; normíka rudého, *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780); hryzce vodního, *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758)). Hlavní kořisti zmíněných predátorů jsou hraboši rodu *Microtus*, zbylé dva druhy jsou jejich alternativní kořisti (Korpimäki et al. 1991).

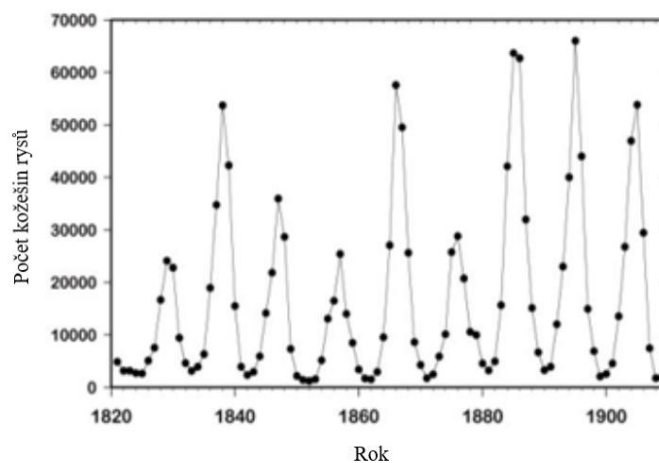
Při experimentu s redukcí predátorů Korpimäki et al. (2002) použili 4 dvojice pokusných a kontrolních oblastí v zemědělské krajině, každá s rozlohou 2,5-3 km<sup>2</sup>, a s co nejpodobnějším zastoupením ekosystémů. Vzdálenosti mezi všemi kontrolními a pokusnými oblastmi byly v průměru 5 km, lasice se tedy nešířily z kontrolních do pokusných oblastí. Byl jim ovšem umožněn volný pohyb dovnitř nebo ven z obou typů oblastí. Během tří let redukovali vědci počty lasic odchytem do živolovných pastí (Korpimäki et al. 1994; Korpimäki & Norrdahl 1998). Celkem ze čtyř pokusných oblastí odstranili za tři roky 11, 15,



Obr. 2: Orientační znázornění studijních oblastí Kauhava a Lapua (upraveno dle Sumi et al. 2009).

23 a 32 lasic, které byly převezeny 30 km od místa studie. Během těchto tří let (1997-1999) redukovali výzkumníci každé jaro, ještě před hnízdní sezónou dravců a sov, instalovaná hnízda, budky a přirozené dutiny z pokusných oblastí. Tento postup významně snížil počty hnízdišť hlavních ptačích predátorů hrabošů v porovnání s kontrolními oblastmi. Dále byly odvozeny indexy hustoty populace hrabošů z výsledků odchytů do živolovných pastí – všichni chycení hraboši rodu *Microtus* za 100 past'onocí. Korpimäki et al. (2002) vytvořili demograficky založený populační model pro hraboše rodu *Microtus* a jejich predátory. Výsledek byl takový, že se počet hrabošů rodu *Microtus* zvyšoval s každým rokem po odebrání predátorů. Snížení množství predátorů zvýšilo podzimní hustotu hrabošů dvojnásobně až čtyřnásobně v nízké, vzestupné a vrcholové fázi hrabošního cyklu. Také vlivem odstranění predátorů pozorovali zpomalení, resp. výpadek letního poklesu populace, který by se jinak v rámci běžného průběhu cyklu dal očekávat. K podobnému pozorování dospěli ve své studii i Korpimäki & Norrdahl v roce 1998. Byl pozorován efekt, kdy se přes zimu snižoval počet hrabošů a na jaře, po odstranění predátorů, došlo k urychlení růstu jejich populace, přičemž v kontrolních oblastech ve stejné chvíli docházelo k postupnému ústupu přemnožení pozorovaného v předchozím roce studie. Důvodem, proč se snižoval počet hrabošů v zimním období, byl pravděpodobně příchod nových drobných lasicovitých šelem z okolí kolem pokusných oblastí, což potvrdil jejich monitoring. Z toho je patrné, že stejně jako draví ptáci (Norrdahl & Korpimäki 1996) jsou i malé lasicovité šelmy schopné v poměrně krátké době reagovat na zvýšené počty potenciální kořisti a obsazovat tato území. V tomto i v předchozích experimentech je naznačeno, že zpožděná úmrtnost závislá na hustotě, dobře známý fakt populačních cyklů, může být u hrabošů způsoben specializovanými predátory (Korpimäki et al. 1991; Korpimäki & Norrdahl 1991b; Hanski et al. 1993; Norrdahl & Korpimäki 1996). Není také nutné považovat nedostatek potravy jako důvod cyklů u hrabošů rodu *Microtus* (Klemola et al. 2000a, b; Turchin & Batzi 2001), což je jedna z hypotéz původu cyklů u zajíců měnivých v kanadském Yukonu (Krebs et al. 2001).

Zající měniví a jejich 10letý cyklus jsou jedním z nejzajímavějších ekologických rysů boreálního lesa. O těchto cyklech jsou zmínky už z 18. a 19. století v kanadských historických dokumentech a záznamech společnosti Hudson's Bay Company zaměřující se na trh s kožešinami. Tyto záznamy začali biologové vyhodnocovat na počátku 20. století a poprvé tak došlo k jejich kvantitativní analýze (Krebs et al. 2001). Nejznámější časová řada sestavená z těchto záznamů je řada pro rysa kanadského, *Lynx canadensis* Kerr, 1792 (Elton & Nicholson 1942). Hlavní kořistí rysů v Kanadě jsou právě zající měniví. Vzestup a pokles



Obr. 3: Graf zobrazuje výnosy z kožešin rysů společnosti Hudson's Bay Company z let 1821-1910. Je patrné, že populace rysů kanadských podléhaly cyklu odpovídajícímu v průměru 9,6 let (upraveno dle: Krebs et al. 2001).

populace rysů tedy odráží s mírným časovým zpožděním jejich cyklus (Obr. 3). K pochopení jakékoli fluktuující populace je potřeba důkladně znát životní mechanismy od narození po úmrtí jedinců. Studie Krebs et al. (2001) pozorovala vrchol populace zajíců měnivých v letech 1997-1999, který probíhal na většině území Kanady a Aljašky. Populace na široké regionální úrovni klesaly a stoupaly synchronně, imigraci a emigraci jako důvod cyklu bylo tedy možné vyloučit a změny populace musely být způsobeny změnami v porodnosti a úmrtnosti zajíců.

Demografický vzorec zaječího cyklu je pozoruhodně jasný a konzistentní. Stejně změny v cyklech byly pozorovány jak v centrální Albertě (Keith & Windberg 1978), tak v jihozápadním Yukonu (Krebs et al. 2001). Klíčovým zjištěním je, že reprodukce i míra přežití začaly klesat ve fázi růstu cyklu, 2 roky před dosažením maximálních hustot. K maximální reprodukci a nejvyšší míře přežití docházelo brzy ve fázi růstu cyklu. Ke konci fázi růstu se reprodukce již zpomalila a míra přežití dospělých i mláďat klesala. Jak reprodukce, tak míra přežití se nadále snižovaly po dobu 2 až 3 let po vrcholu cyklu a během nízké fáze se začaly zotavovat zpět na vysoké hodnoty.

Jako nejpravděpodobnější příčiny cyklu zajíců měnivých se jeví predace, nabídka potravy a sociální interakce. Mnoho dalších faktorů může ovlivnit cykly zajíců, ale zdá se, že mají pouze modifikující účinek, než že by byly jejich příčinou. Nemoci a parazité byli též zkoumáni jako možné příčiny cyklu, ale po mnohaletém zkoumání došli Keith et al. (1985) k závěru, že žádný ze sledovaných parazitů zajíců nezpůsobuje cykličnost jejich populace. Atraktivní příčinou cyklu se jeví potravní hypotéza, avšak v experimentech s přidáním kvalitní potravy populaci v klesající fázi cyklu, nedošlo ke zvratu ani k ustálení počtu zajíců, cyklus měl nadále klesající tendenci (Krebs et al. 1985; 1995; Sinclair et al. 1988). Ani experimenty s přidáním přirozené potravy v zimním období neovlivnily rychlost populačního kolapsu (Krebs et al. 1985). Výsledky tedy naznačují, že nedostatek potravy sám o sobě není vysvětlením zaječích cyklů (Krebs et al. 2001).

Predace se jeví jako nejpravděpodobnější vysvětlení a z pozorování vyplývá, že až 95 % sledovaných zajíců zemřelo vlivem různých predátorů jako jsou rysy, kojoti, jestřábi a výři viržiniští, *Bubo virginianus* (Gmelin, 1788) (Rohner & Krebs 1996; O'Donoghue et al. 1997). Mladé zajíce loví řada menších predátorů včetně sýce rousného, káně rudochvosté, *Buteo jamaicensis* (J. F. Gmelin, 1788), poštolek, sovce krahujové, *Surnia ulula* (Linnaeus, 1758) s úspěšností okolo 81 % (O'Donoghue 1994). Všichni predátoři také vykazovali silné početnostní změny, které zaostávaly za cyklem zajíce o 1-2 roky (Boutin et al. 1995). Ve vrcholné fázi cyklu byl pozorován také zajímavý úkaz, kdy rysy a kojoti zabíjeli zajíce v takových počtech, které přesahovaly jejich spotřebu k nasycení.

K otestování predační hypotézy odebrali Krebs et al. (1995) savčí predátory ze dvou experimentálních oblastí o rozloze 1 km<sup>2</sup> v kanadském Yukonu. Plot byl propustný pro zajíce a další drobné savce. Do jedné oblasti přidali potravu navíc, takže zde probíhala kombinovaná manipulace predačního tlaku a zásob potravy. Hlavním úkazem bylo zvýšené přežití zajíců ve sledovaných oblastech a došlo téměř k eliminaci úmrtnosti, ke které jinak běžně dochází ve fázi vrcholu a poklesu cyklu. Úmrtnost je tedy téměř zcela řízena predací. Vzhledem k tomu, že do oblastí měli přístup ptačí predátoři, je také patrné, že pouze ptačí predace v tomto cyklu nestačí k vysvětlení populačních změn. Tím, že se mnoho druhů predátorů podílí na kolapsu populace zajíce měnivého, nemůžeme určit roli žádného jednotlivého druhu predátora. Cyklus tedy není řízen jen jednoduchým vztahem rys-zajíc, jak je uváděno v mnoha učebnicích, ale

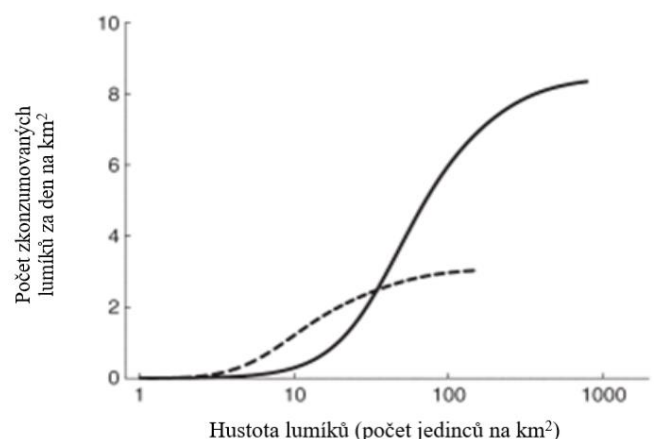
jedná se o interakci mezi skupinou predátorů, zásobami potravy a biologickými dopady šířícími se napříč mnoha druhy predátorů a kořistí. Zajíc měnivý je kritickým druhem boreálního lesa, na kterém závisí mnoho druhů predátorů i struktura rostlinného společenstva (Krebs et al. 2001).

U víceletých cyklických výkyvů populací drobných savců a lovné zvěře je také zajímavé, že se často vyskytují dočasně synchronně. Například ve Švédsku a severním Finsku je populace hraboše polního a norníka rudého synchronní s cyklem tetřívka obecného, *Tetrao tetrix* Linnaeus, 1758, a zajíce běláka, *Lepus timidus* Linnaeus, 1758 (Angelstam et al. 1984; 1985; Hörnfeldt et al. 1986; Lindén 1988). Také hraboši a rejsci cyklují synchronně v severní Evropě (Hansson 1984; Henttonen 1985; Korpimäki 1986; Henttonen et al. 1989) nebo již zmiňovaný zajíc měnivý se systémem Parryovým, *Spermophilus parryii* (Richardson, 1825), a bělokurem rousným, *Lagopus lagopus* (Linnaeus, 1758), v kanadských boreálních lesích (Boutin et al. 1995). Klimatické faktory, ovlivňující populace přímo nebo nepřímo, byly tradičně uplatňovány jako nejpřirozenější vysvětlení rozsáhlé regionální synchronie ve fluktuacích hustoty mnoha druhů obratlovců (např. Sinclair et al. 1993; Ranta et al. 1995; 1997; Hudson & Cattadori 1999). Dle teorie Moranova efektu populace druhů s podobným vnitřním uskupením závislejícím na hustotě mohou synchronizovat faktory na hustotě nezávislé (např. počasí), pokud tyto faktory korelují mezi lokálními populacemi (Moran 1953; Royama 1992; Ranta et al. 1995). Přirození generalističtí predátoři mohou být další příčinou synchronie populací široké škály jejich kořisti (Hansson & Henttonen 1988; Korpimäki & Norrdahl 1989a, b, 1991a, 1998; Korpimäki et al. 1991). Na rozdíl od těchto teorií je nabídka potravy nepravděpodobnou příčinou, neboť se jedná o synchronie mezi druhy s rozdílnou skladbou potravy od býložravců po hmyzožravce (Hansson 1984; Henttonen 1985; Korpimäki 1986). Korpimäki et al. (2005) potvrdili, že populace hrabošů rodu *Microtus*, norníků rudých a rejsek obecných, *Sorex araneus* Linnaeus, 1758, v severní Evropě podléhají 3letému cyklu v dočasné synchronii, což naznačuje ovlivnění společným faktorem. Experimentální redukce ptačích predátorů a drobných lasicovitých šelem se opět projevila jako pozitivní faktor ovlivnění hustoty hlavního druhu alternativní kořisti (norníka rudého) ve všech fázích cyklu, kromě vrcholové. Výsledky experimentu naznačují, že stupeň mezidruhové dočasné synchronie mezi hraboši rodu *Microtus*, rejskem a norníkem je silně ovlivněn predací jako faktorem závislým na hustotě populace. Zdá se, že v populační synchronii hrabošů a norníků hraje svou roli i klima jako faktor na hustotě nezávislý. Pravděpodobnější je vliv připisovat souhře predace a environmentálních podmínek než Moranovu efektu. Ten se jako důležitý faktor jeví v mnohem větším měřítku na celém kontinentu, protože způsobuje prostorovou i mezidruhovou časovou synchronii v populačních fluktuacích (Stenseth 1999). Podle výsledků Korpimäki et al. (2005) však nechybí hustotně nezávislé faktory Moranova typu ani v procesech lokálního měřítku. Zdá se, že dynamiku ekologicky podobných druhů ovlivňují procesy na hustotě nezávislé, například prostřednictvím produktivity rostlin. To je podpořeno skutečností, že vztahy nezávislé na hustotě nebyly pozorovány mezi ekologicky odlišnými skupinami – býložravci a hmyzožravci (Korpimäki et al. 2005).

Předpokládá se, že síla predančního tlaku je zvláště důležitá v jednoduchých potravních sítích, příkladem může být boreální les nebo arktická tundra (Strong 1992; Korpimäki & Krebs 1996). Dominantními býložravci v tundře jsou drobní savci například lumíci rodu

*Dicrostonyx* a *Lemmus*, kteří v severních oblastech podléhají cyklům (Stenseth 1999). Oproti savcům jsou v tundře rozmanitější ptačí predátoři jako sovice sněžní, *Bubo scandiacus* (Linnaeus, 1758); káně rousná, *Buteo lagopus* (Pontoppidan, 1763); chaluha malá, *Stercorarius longicaudus* Vieillot, 1819; chaluha příživná, *Stercorarius parasiticus* (Linnaeus, 1758); sokol stěhovavý, *Falco peregrinus* Tunstall, 1771; nebo racek šedý, *Larus hyperboreus* Gunnerus, 1767. Primární složkou potravy těchto dravých ptáků jsou právě drobní savci (Therrien et al. 2014). Gilg et al. (2003; 2006) zjistili, že v Grónsku během letního období jsou sovice sněžní a chaluchy malé schopné vyvolat pokles v populaci lumíků díky predaci odvíjející se od množství kořisti. Potravinová síť je však v této oblasti, v porovnání se zbývajícím tundrou v polárních oblastech, mnohem jednodušší. V Grónsku se rozmnožuje jeden druh lumíka a dva druhy ptačích predátorů, v porovnání se zbývajícím oblastmi tundry, kde se většinou vyskytují alespoň dva druhy drobných savců a čtyři nebo více ptačích predátorů. Stejně jako Reid et al. (1995) i Therrien et al. (2014) předpokládají, že ptačí predace by měla mít významný dopad na populace drobných savců a tím i na fungování celé potravní sítě. Arktičtí ptačí predátoři jsou převážně migranti, kteří nejvíce loví lumíky v období bez sněhu. Díky vysoké mobilitě mají draví ptáci předpoklad sledovat měnící se populace drobné kořisti na velkých zeměpisných plochách (Korpimäki & Norrdahl 1991b; Norrdahl & Korpimäki 1996).

Studie Therrien et al. (2014) probíhala na ostrově Bylot v kanadském teritoriu Nanavut v letech 2004 až 2010. Lumík, *Lemmus trimucronatus* Richardson, 1825, a lumík grónský, *Dicrostonyx groenlandicus* (Traill, 1823), jsou jedinými zástupci drobných savců na ostrově, přičemž oba podléhají cyklům. Ptačí predátoři jsou v oblasti zastoupeni jako i jinde v kanadské tundře sovicí sněžní, chaluchami, kání rousnou, rackem šedým nebo sokolem stěhovavým. Nehnízdí zde krkavci velcí, *Corvus corax* Linnaeus, 1758, ani raroh lovecký, *Falco rusticolus* Linnaeus, 1758. Hustotu populací drobných savců odvodili z odchytů, prováděných ve dvou plochách, zaznamenaných do síťových map. Počty dravých ptáků v oblasti byly odvozeny podle spočítaných nových hnízd. Podíl lumíků ve stravě sovic sněžních a chaluh se v rámci studie zjišťoval, podobně jako u Gilg et al. (2006), analýzou vývržků sesbíraných v okolí hnízda každoročně během období hnízdění. Pomocí nainstalovaných kamer cca 5 m od hnízd sledovali výzkumníci donášení potravy u sovic sněžních a kání rousných, ovšem u chaluh se tento způsob neosvědčil, neboť mláďata opouští hnízdo brzy po vylíhnutí. Při pozorování se projevila značná změna hustoty hnízdících ptáků, zejména sovic sněžných, kání rousných a nejvíce chaluh malých, v reakci na změnu hustoty lumíků. Celková konzumace obou druhů lumíků třemi



Obr. 4: Graf zobrazuje množství denně ulovených lumíků *L. trimucronatus* (plná křivka) a lumíků grónských (přerušovaná křivka), třemi hlavními ptačími predátory, ve vztahu k hustotě obou druhů lumíků (upraveno dle: Therrien et al. 2014).

nejhojnějšími ptačími predátory oblasti (sovice sněžní, káně rousná, chaluha malá) řádově rostla stejně s růstem hustoty populací lumíků (Obr. 4). Ze všech ptačích predátorů se ukázala chaluha malá jako nejčastější lovec lumíků, ale tato skutečnost byla způsobena větším počtem hnízdicích chaluh v oblasti v porovnání se zbylými druhy. Denní predace všech predátorů přesáhla maximální denní potenciální rychlost růstu populace obou druhů lumíků. To značí, že ptačí predátoři byli schopni regulovat populace drobných savců v letním období na ostrově Bylot. Tato pozorování jsou v souladu s předchozími studiemi Reid et al. (1995, 1997) prováděnými v oblasti centrální kanadské arktické tundry. Ve výsledku, navzdory vysoké potenciální míře růstu, zůstaly populace lumíků stabilní nebo vykazovaly poklesy během letního období. Tato skutečnost je v souladu se zaznamenaným predaním tlakem v oblasti a také s charakterem otevřené krajiny s řídkým porostem, kde má kořist jen málo úkrytů před všudypřítomnými predátory z řad ptáků i savců (Therrien et al. 2014).

### 3.2.2.2 Mírný pás

Ve střeoevropské krajině, kde se používá mnoho metod integrované ochrany před škůdci (Matyjaszczyk 2015), má většina druhů škůdců vyšší nosnou kapacitu, než je tzv. „úroveň ekonomického poškození“ (množství škůdců, při kterém se náklady na jejich potlačení rovnají způsobené škodě). Díky působení přirozených predátorů je naštěstí dosahováno této úrovně jen zřídka. Role predátorů v zemědělské krajině je proto velmi důležitá pro integrovanou ochranu proti škůdcům (Machar et al. 2017).

Hraboš polní je hlavním hlodavcem v zemědělské krajině střední Evropy. Nejčastěji používanými metodami kontroly v zemědělské krajině jsou aplikace rodenticidů, management stanovišť a zemědělské postupy, ale stále více se testují a propagují různé metody biologické kontroly. Dvě základní metody biologické kontroly populace hraboše polního jsou instalace hnízdních budek pro podporu růstu početnosti predátorů v zemědělské krajině během hnízdění (Fargallo et al. 2009) nebo instalace umělých bidel (tzv. berliček) pro podpoření výskytu lovcích dravců na polích poskytnutím posedů, z nichž mohou lovit (Kay et al. 1994). Berličky instalované v bezlesé zemědělské krajině jsou často využívány dravci jako vyvýšené vyhlídky a odpočívadla. Dravci mají tendenci se koncentrovat v takových polích a jejich lokální zvýšená přítomnost výrazně zvyšuje predaním tlak na populace hlodavců (Ruffino et al. 2016).

Využití berliček zkoumala i studie Machar et al. (2017) zaměřená na predaním tlak dravců využitelný pro biologickou kontrolu lokálních populací hraboše polního v tradiční zemědělské oblasti Haná v České republice. Od roku 2005 se každoročně aplikovaly berličky pro dravce po letní sklizni až do jara příštího roku, a to v počtu pěti kusů na hektar. Celkem se za rok nainstalovalo 625 dvoumetrových berliček tvaru písmene „T“. Ve studijní oblasti bylo zpozorováno během studie sedm druhů dravých ptáků, přičemž nejčastější bylo káně lesní a poštolka obecná. Jednoznačně se během monitoringu projevila preference polí s instalovanými berličkami. Hustota predátorů na polích bez berliček byla nízká i přesto, že populace hrabošů na těchto polích dosahovaly nejvyšších hustot (2100 aktivních nor na hektar). Tato studie se zároveň zaměřila na porovnání účinnosti použití berliček vs. aplikace rodenticidů. Autoři došli k závěru, že obě metody byly stejně účinné, avšak metoda

biologické kontroly používající berličky činila méně než 50 % hrubých nákladů spojených s aplikací rodenticidů (Tab. 1).

Tab. 1: Porovnání hrubých finančních nákladů na metody biologické a chemické kontroly nad populacemi hraboše polního během lokálních populačních ohnisek v letech 2005/2006 a 2009/2010 (upraveno dle: Machar et al. 2017)

	Období lokálních populačních gradací hraboše polního	Pole s umístěnými berličkami	Pole s aplikovanými rodenticidy	Relativní rozdíl v %
Celkové finanční náklady kontrolní metody (v eurech bez DPH) na hektar	2005/2006	10.73	23.85	-45
	2009/2010	11.10	22.96	-48

Studie Wolff et al. (1999), probíhající v terénní laboratoři Hyslop v Oregonu, měla také za cíl otestovat atraktivitu berliček. Tato laboratoř má vytvořený systém 24 travnatých výběhů pro tamní hraboše, *Microtus canicaudus* Miller, 1897, každý o rozloze 0,2 hektary, ohraničený cca 1 m nad i pod zemí kovovou plechovou stěnou. Výzkumníci vybrali tři z těchto výběhů jako pokusné plochy, kontrolní plochy od nich byly vzdáleny alespoň 60 m. V okolí se nenacházela žádná vyvýšená místa, která by mohla sloužit jako posedy pro dravce. Monitoring hrabošů probíhal ve výběžích formou živolovných pastí. Všichni hraboši byli před vypuštěním označeni a zaznamenaly se o nich potřebné údaje jako např. pohlaví, reprodukční stav, tělesná hmotnost. Do tří pokusných výběhů byla umístěna 3 m vysoká berlička a pozorovala se aktivita a využívání berliček přítomnými dravci v oblasti. Při sledování dravců se potvrdila hypotéza výzkumníků, že moták pilich, *Circus cyaneus* (Linnaeus, 1766), nevyužívá vyvýšená místa při lovu kořisti. Jeho lovecká taktika spočívá ve vznášení se nad krajinou (Johnsgard 1991). Naopak přítomnost poštolky pestré, *Falco sparverius* Linnaeus, 1758, se ve sledované oblasti po přidání berliček 11krát zvýšila. Ovšem ani takovýto nárůst přítomnosti dravců významně nezměnil hustotu hraboší populace. Důvodem mohla být vysoká hustota hrabošů v pokusných výběžích (cca 390 hrabošů na hektar), výška travin přítomných ve výběžích, která byla vyšší než traviny kolem výběhů, kde se hraboši sice vyskytovali v nižších počtech, ale jejich lov mohl být snazší. Studie Wolff et al. (1999) také podpořila hypotézu, že samci hrabošů vlivem predačního tlaku zmenšují své domovské okrsky. Dále jsou také mláďata hrabošů častější kořistí dravců, protože je dospělci vyhánějí do méně bezpečných lokalit nebo může být tento fakt ovlivněn možným fyzickým omezením poštolek, neboť s jejich hmotností 120 g se jim jistě snadněji manipuluje s mláďaty hraboše (40-50 g) než s dospělci. V závěru této studie výzkumníci připustili fakt, že dravci běžně loví na mnohem větším území, než byla jejich studijní oblast, a je tedy logické, že v tomto případě predační tlak nezpůsobil významné změny v hustotě populace hrabošů (Wolf et al. 1999).

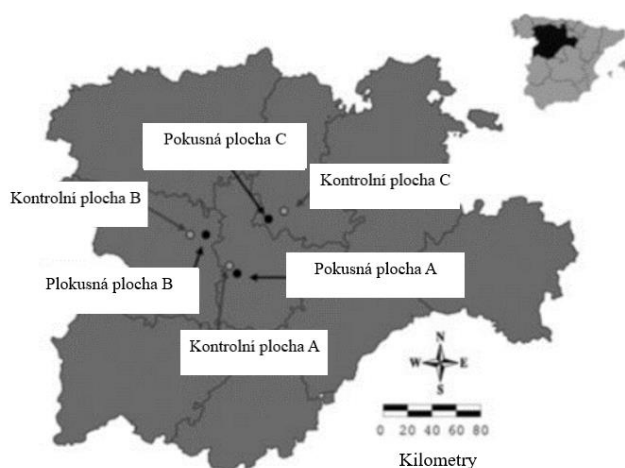
### 3.2.2.3 Subtropický pás

Na Pyrenejském poloostrově se hraboš polní vyskytoval zejména v severních a horských oblastech přibližně do roku 1980, kdy prakticky neexistovaly žádné problémy mezi hraboši a zemědělci. Během posledních desetiletí však došlo k rozšíření hraboše do zemědělských oblastí severozápadního Španělska a k propuknutí série populačních gradací (González-Esteban et al. 1995; Jacob & Tkadlec 2010), jež byly všechny provázeny ekonomickými ztrátami v důsledku poškození plodin. Kontrola populace hraboše se většinou řešila použitím rodenticidů ve velkém měřítku (Olea et al. 2009), ale i vzhledem k enormním nákladům tohoto způsobu kontroly hlodavců byla potřeba zkoušet jiné, ideálně ekologické, varianty. Studie Paz et al. (2013) informuje o předběžných výsledcích biologické kontroly proti hraboši polnímu za použití hnízdnicích budek pro sovy pálené a poštolky obecné v zemědělské oblasti Castilla y León v severozápadním Španělsku. Výzkumníci vybrali tři studijní oblasti, kde byly pozorovány

vrcholy cyklu populací hraboše, přičemž v každé této oblasti vytvořili pokusné plochy s hnízdnicích budkami a kontrolní plochy, do kterých nezasahovali (Obr. 5). Kontrolní plochy byly v rámci oblasti vzdálené od pokusných ploch alespoň čtyři kilometry. Pokusné i kontrolní plochy měly rozlohu přibližně 2000 ha. Celkem zde bylo během tří let výzkumu umístěno 300 hnízdnicích budek. Mezi lety 2009 a 2011 bylo pozorováno 179 hnízdění poštolek obecných. Umístění budek prokazatelně zvýšilo výskyt hnízdnicích párů na všech pokusných plochách. Hnízdění sovy pálené v pokusných oblastech bylo vzácnější, pouze 24 pozorovaných zahnízdění. Počet hnízdnicích párů sov se začal zvyšovat ve

třetím roce studie, kdy byl pozorován velký růst populace hrabošů (Paz et al. 2013). Tyto rozdílné výsledky jsou pravděpodobně dány druhovými rozdíly, kdy poštolka obecná tíhne spíše k nomádickému způsobu života a sova pálená je stálým druhem, takže má omezenou schopnost rychle obsadit nová území (Hanski et al 2001). Navíc oproti poštočkám potřebují sovy pálené při hnízdění větší teritoria (Cramp & Simmons 1980). Z rozboru vývržků poštolek obecných sesbíraných během hnízdění vyplývá, že hraboš polní pro ně byl významnou kořistí a jeho podíl v potravě se úměrně zvyšoval s rostoucí fází hrabošního cyklu. Celkově tedy výsledky studie naznačují, že draví ptáci a sovy mohou alespoň částečně omezit populační růst hraboše polního a jejich hlavním limitujícím faktorem by mohl být nedostatek hnízdnicích míst v odlesněné zemědělské krajině (Paz et al. 2013).

Další studie zaměřující se na použití hnízdnicích budek v zemědělské krajině je studie Meyrom et al. (2009), jejímž cílem bylo zhodnotit využívání budek hnízdnicích sovami



Obr. 5: Mapa umístění kontrolních a pokusných ploch s hnízdnicích budkami v oblasti Castilla y León (severozápadní Španělsko) (upraveno dle: Paz et al. 2013).



pálenými v údolí Beit She'an v Izraeli. Umístování budek do krajiny údolí začalo již v roce 1983 a to v rámci programu biologické ochrany proti hlodavcům (Aviel et al. 2003). K roku 2007 bylo po celé délce údolí umístěno dohromady 300 hnízdních budek. Studie Meyrom et al. (2009) shrnuje monitoring osídlených hnízdních budek mezi lety 2002 až 2006 a podobně jako i jiné studie ve světě (Marti 1994, Taylor 1994, Petty et al. 1994) hodnotí využívání budek sovami jako mimořádně úspěšné. Z 284 sledovaných budek bylo alespoň jednou za pět studijních let obsazeno 86,7 % budek v údolí. Obsazenost byla obecně nižší v prvním roce po umístění budky než v pozdějších letech. Zvláště vysoká obsazenost hnízdních budek, uváděná v této studii, je pravděpodobně způsobena nedostatkem hnízdišť v údolí. Nejvyšší obsazenost budek byla pozorována v roce 2004 (viz Tab. 2), kdy byla i nejvyšší hustota populace hraboše Güntherova, *Microtus guentheri* (Danford & Alston, 1880), jež ve sledovaných lokalitách dosáhl vrcholu cyklu. Z rozboru vývržků vyplynulo, že u sov pálených v údolí tvoří 90 % potravy hlodavci ze zemědělských polí a plantáží (Tores et al. 2005). Přítomnost těchto sov je tak farmáři velmi vítána. Od založení projektu se mnoho farmářů snaží využít sovy pálené jako alternativní metodu při hubení hlodavců, čímž drasticky snižují používání rodenticidů (Meyrom et al. 2009).

Tab. 2: Hnízdní parametry sov pálených využívajících hnízdní budky v údolí Beit She'an, Izrael, během rozmnožovacích sezón v letech 2002-2006. V závorce jsou uvedeny přesné počty (upraveno dle: Meyrom et al. 2009).

	2002	2003	2004	2005	2006
Procento obsazených hnízdních budek	56.4% (156)	60.1% (188)	73.5% (215)	51.7% (232)	48.1% (243)
Procento úspěšných rodičovských párů	76.1 (88)	85.8% (113)	89.9% (158)	81.7% (120)	88.9% (117)
Počet odchovaných mláďat na rodičovský pár ± směr. odchylka	3.3 ± 0.3 (86)	3.8 ± 0.2 (111)	4.7 ± 0.2 (155)	2.7 ± 0.2 (119)	3.9 ± 0.2 (115)

## 4 Závěr

V mnoha zmíněných studiích autoři podporují tvrzení, že draví ptáci a sovy mají své místo v biologickém boji se škůdci v zemědělství a lesnictví (např. Meyrom et al. 2009; Machar et al. 2017). Kombinovaná predace ptačích predátorů a například drobných lasicovitých šelem byla v řadě oblastí hlavním limitujícím faktorem populací hlodavců a při pokusech s odebráním predátorů ze sledovaných oblastí se tato skutečnost potvrdila (např. Korpimäki et al. 2002).

Významným rysem biologické kontroly, který z ní dělá komplexní opatření pro kontrolu drobných zemních savců, je autoregulace. Predátoři se v ekosystémech přirozeně vyskytují a jejich počty následují počty kořisti, tzn. při růstu populace kořisti s časovým zpožděním roste i populace predátora, ve fázi poklesu se situace opakuje (Krebs et al. 2001). V porovnání s nekomplexní chemickou kontrolou, která se aplikuje nárazově již při akutním problému s přemnožením populace škůdců, je biologická kontrola mnohem výhodnějším řešením. Tato kontrola je přítomna stále a ve vhodných podmínkách by měla být schopna udržet populace škůdců pod úrovní významných ekonomických ztrát (Dusík 2021). Nelze také opomíjet negativa chemické kontroly v podobě ohrožení necílových druhů.

Draví ptáci a sovy by mohli být v zemědělství a lesnictví velice užiteční, pokud by jim byly poskytnuty vhodné podmínky pro hnízdění a lov kořisti, v souladu s jejich přirozeným chováním (ptáci hnízdící v dutinách, lov z vyvýšených posedů apod.). Nedostatek míst k hnízdění byl totiž v mnoha studiích zmiňován jako jeden z hlavních limitujících faktorů výskytu ptačích predátorů (např. Meyrom et al. 2009; Paz et al. 2013). Také poskytnutí tzv. berliček v odlesněné zemědělské krajině dokázalo přilákat ptačí predátory, preferující využití vyvýšených míst při lovu kořisti (např. Wolff et al. 1999; Machar et al. 2017). V konečném důsledku by se tedy pouhou podporou predátorů v mnoha oblastech dalo používání rodenticidů omezit mnohdy na minimální úroveň a tento stav by byl ku prospěchu jak finančnímu rozpočtu farmářů, tak zejména přírodnímu prostředí.

## 5 Literatura

- Advani R, Mathur RP. 1982. Experimental reduction of rodent damage to vegetable crops in Indian villages. *Agro-Ecosystems* **8**: 39–45.
- Agrell J, Erlinge S, Nelson J, Nilsson C, Persson I. 1995. Delayed density-dependence in a small rodent population. *Proceedings of the Royal Society of London: Series B: Biological Sciences* **262**: 65–70.
- Andersson M, Erlinge S. 1977. Influence of Predation on Rodent Populations. *Oikos* **29**: 591–597.
- Angelstam P, Lindström E, Widén P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia* **62**: 199–208.
- Angelstam P, Lindström E, Widén P. 1985 Synchronous short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia—occurrence and distribution. *Ecography* **8**: 285–298.
- Aviel S, Motro Y, Kahila Bar-Gal G, Leshem Y. 2003. The Barn Owl as a biological pest control of rodents. Billet Studios Press, Tel Aviv.
- Baldwin RA, Quinn N, Davis DH, Engeman RM. 2014. Effectiveness of rodenticides for managing invasive roof rats and native deer mice in orchards. *Environmental Science and Pollution Research* **21**: 5795–5802.
- Begon M. 2003. Disease: health effects on humans, population effects on rodents. *Rats, Mice and People: Rodent Biology and Management*: 13–19.
- Berl JL, Kellner KF, Flaherty EA, Swihart RK. 2018. Spatial variation in diversity of white-footed mice along edges in fragmented habitat. *The American Midland Naturalist* **179**: 38–50.
- Bond G, Burnside NG, Metcalfe DJ, Scott DM, Blamire J. 2005. The effects of land-use and landscape structure on barn owl (*Tyto alba*) breeding success in southern England, U.K. *Landscape Ecology* **20**: 555–566.
- Boutin S, et al. 1995. Population changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's boreal forest. *Oikos* **74**: 69–80.
- Bouwhuis S, Vedder O, Garroway CJ, Sheldon BC. 2015. Ecological causes of multilevel covariance between size and first-year survival in a wild bird population. *Journal of Animal Ecology* **84**: 208–218.
- Brakes CR, Smith RH. 2005. Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. *Journal of Applied Ecology* **42**: 118–128. doi: 10.1111/j.1365-2664.2005.00997.x
- Browning M, Cleckler J, Knott K, Johnson M. 2016. Prey Consumption by a Large Aggregation of Barn Owls in an Agricultural Setting. *Proceedings of the 27th Vertebrate Pest Conference*: 337–344.
- Buckle AP. 1994a. Rodent control methods: chemical. In: Buckle, A.P. and Smith, R.H., ed., *Rodent pests and their control*. Wallingford, UK, CAB International: 127–160.
- Chambers LK, Lawson MA, Hinds LA. 1999a. Biological Control of Rodents—the Case for Fertility Control Using Immunocontraception. *Ecologically-based Rodent Management. ACIAR Monograph* **59**: 215–242.

- Chambers LK, Singleton GR, Hinds LA. 1999b. Fertility control of wild mouse populations: the effects of hormonal competence and an imposed level of sterility. *Wildlife Research* **26**: 579–591. doi: 10.1071/WR98093
- Chambers LK, Singleton GR, Hood GM. 1997. Immunocontraception as a potential control method of wild rodent populations. *Belgian Journal of Zoology* **127**: 145–156.
- Charter M, Izhaki I, Leshem Y, Meyrom K, Roulin A. 2015. Relationship between diet and reproductive success in the Israeli barn owl. *Journal of Arid Environments* **122**: 59–63.
- Charter M, Izhaki I, Roulin A. 2018. The presence of kleptoparasitic fledglings is associated with a reduced breeding success in the host family in the barn owl. *Journal of Avian Biology*. doi: 10.1111/jav.01770
- Currie D, Nour N, Adriaensen F. 1996. A new technique for filming prey delivered to nestlings, making minimal alterations to the nest box. *Bird Study* **43**: 380–382.
- Cramp S, Simmons KEL. 1980. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol II. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Delves PJ. 2004. How far from a hormone-based contraceptive vaccine? *Journal of Reproductive Immunology* **62**: 69–78.
- Dusík M. 2021. Inovační podnikání malých a středních podniků v oblasti ekosystémových služeb [MSc. Thesis]. Vysoká škola podnikání a práva, Praha.
- Eason CT, Milne L, Potts M, Morriss GE, Wright GRG, Sutherland ORW. 1999. Recognising and reducing secondary and tertiary risks associated with brodifacoum. *New Zealand Journal of Ecology* **23**: 219–224.
- Elton C, Nicholson M. 1942. The ten-year cycle in numbers of the lynx in Canada. *Journal of Animal Ecology* **11**: 215–244.
- Engeman RM. 2005. Indexing principles and a widely applicable paradigm for indexing animal populations. *Wildlife Research* **32**: 203–210.
- Engeman RM, Baldwin RA, Stetson DI. 2016. Guiding the management of an agricultural pest: Indexing abundance of California meadow voles in artichoke fields. *Crop Protection* **88**: 53–57.
- Engeman RM, Campbell DL, Evans J. 1993. A Comparison of 2 Activity Measures for Northern Pocket Gophers. *Wildlife Society Bulletin* **21**: 70–73.
- Engeman R, Whisson D. 2006. Using a general indexing paradigm to monitor rodent populations. *International Biodeterioration and Biodegradation* **58**: 2–8.
- Errington PL. 1967. *Of Predation and Life*.
- Fagerstone KA. 1983. An Evaluation of Visual Counts for Censusing Ground Squirrels. *Vertebrate Pest Control: Fourth Symposium*: 239–246.
- Fenner F. 2000. Adventures with poxviruses of vertebrates. *FEMS Microbiology Reviews* **24**: 123–133.
- Fargallo J, Martínez-Padilla J, Vinuela J, Blanco G, Torre I, Vergara P. 2009. Kestrel-prey dynamic in Mediterranean region: the effect of generalist predation and climatic factors – Plos ONE: e4311 at <http://dx.plos.org>.
- Fraňková M, Aulický R, Stejskal V. 2021. Rezistence škodlivých hlodavců vůči rodenticidním nástrahám. *Agromanual.cz*. Available from: <https://www.agromanual.cz/cz/clanky/ochrana-rostlin-a-pestovani/skudci/rezistence-skodlivych-hlodavcu-vuci-rodenticidnim-nastraham> (accessed April 2023).

- Garrett MG, Franklin WL. 1983. Diethylstilbestrol as a temporary chemosterilant to control black-tailed prairie dog populations. *Journal of Range Management* **36**: 753–756. doi: 10.2307/3898202
- Gilg O, Hanski I, Sittler B. 2003. Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science* **302**: 866–868.
- Gilg O, Sittler B, Sabard B, Hurstel A, Sane R, Delattre P, Hanski I. 2006. Functional and numerical responses of four lemming predators in high arctic Greenland. *Oikos* **113**: 193–216.
- González-Esteban J, Villate I, Gosálbez J. 1995. Expansión del área de distribución de *Microtus arvalis asturianus* Miller, 1908 (Rodentia, Arvicolidae) en la Meseta Norte (España). *Doñana Acta Vertebrata* **22**: 106–110.
- Gupta SK, Srivastava N, Choudhury S, Rath A, Sivapurapu N, Gahlay GK, Batra D. 2004. Update on zona pellucida glycoproteins based contraceptive vaccine. *Journal of Reproductive Immunology* **62**: 79–89.
- Greaves JH. 1994. Resistance to anticoagulant rodenticides. In: Buckle, A.P. and Smith, R.H., ed., *Rodent pests and their control*. Wallingford, UK, CAB International: 197–217.
- Griffin PD. 1992. Options for immunocontraception and issues to be addressed in the development of birth control vaccines. *Scandinavian Journal of Immunology* **36**: 111–117. doi: 10.1111/j.1365-3083.1992.tb01632.x
- Hafidzi MN, Hamzah MH, Jamaluddin ML. 2003. Ranging behaviour of *Tyto alba* in rice field from radio telemetry studies. *Journal of Malaysian Applied Biology* **32**: 47–51.
- Hafidzi MN, Mohd N. 2003. The use of the barn owl, *Tyto alba*, to suppress rat damage in rice fields in Malaysia. *Rats, mice and people: rodent biology and management*: 274–276.
- Hanski I, Hansson L, Henttonen H. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. *The Journal of Animal Ecology* **60**: 353–367.
- Hanski I, Henttonen H, Korpimäki E. 2001. Small rodent dynamics and predation. *Ecology* **82**: 1505–1520.
- Hanski I, Turchin P, Korpimäki E, Henttonen H. 1993. Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. *Nature* **364**: 232–235.
- Hansson L. 1984. Predation as the factor causing extended low densities in microtine cycles. *Oikos* **43**: 255–256.
- Hansson L. 1999. Intraspecific variation in dynamics: small rodents between food and predation in changing landscapes. *Oikos* **86**: 159–169.
- Hansson L, Henttonen H. 1988. Rodent dynamics as community processes. *Trends in Ecology & Evolution* **3**: 195–200.
- Hardy CM, Hinds LA, Kerr PJ, Lloyd ML, Redwood AJ, Shellam GR, Strive T. 2006. Biological control of vertebrate pests using virally vectored immunocontraception. *Journal of Reproductive Immunology* **71**: 102–111.
- Hegdal PL, Colvin BA. 1988. Potential hazard to eastern screech owls and other raptors of brodifacoum bait used for vole control in orchards. *Environmental Toxicology and Chemistry* **7**: 245–260. doi: 10.1897/1552-8618(1988)7[245:PHTESA]2.0.CO;2
- Henttonen H. 1985. Predation causing extended low densities in microtine cycles: further evidence from shrew dynamics. *Oikos* **44**: 156–157.

- Henttonen H, Haukialmi V, Kaikusalo A, Korpimäki E, Norrdahl K, Skarén UAP. 1989. Long-term dynamics of the common shrew *Sorex araneus* in Finland. *Annales Zoologici Fennici* **26**: 349–355.
- Hindmarch, S., E. A. Krebs, J. Elliott, and D. J. Green. 2014. Urban development reduces fledging success of Barn Owls in British Columbia, Canada. *The Condor* **116**: 507–517.
- Hoodbhoy T, Dean J. 2004. Insights into the molecular basis of sperm-egg recognition in mammals. *Reproduction* **127**: 417–422.
- Hopkins HL, Kennedy ML. 2004. An assessment of indices of relative and absolute abundance for monitoring populations of small mammals. *Wildlife Society Bulletin* **32**: 1289–1296.
- Hörnfeldt B, Löfgren O, Carlsson B-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variations in plant production indices in northern Sweden. *Oecologia* **68**: 496–502.
- Huang XQ, Feng ZY. 1998. Ecology and management strategies for *Rattus losea*. In: Zhibin Zhang and Zuwang Wang, ed., *Ecology and management strategies of rodent pests in agriculture*. Beijing, China Ocean Press: 178–194.
- Hudson PJ, Dobson AP, Newborn D. 1998. Prevention of population cycles by parasite removal. *Science* **282**: 2256–2258.
- Hudson PJ, Cattadori IM. 1999. The Moran effect: a cause of population synchrony. *Trends in Ecology and Evolution* **14**: 1–2.
- Humphries RE, Sibly RM, Meehan AP. 1996. The characteristics of ‘behavioural resistance’ and bait avoidance in house mice in the UK. *Proceedings of Brighton Crop Protection Conference—Pests and Diseases* **1**: 157–164.
- Huysman A, George DS, Johnson M, Baldwin R, Charter M, Wendt C, Hindmarch S, Kross S, Rozman G, Rivadeneira P, Phillips E. 2018. A Review of Research Methods for Barn Owl in Integrated Pest Management. Technical Report of the BARD Conference on the Use of Barn Owls for Agricultural Pest Control, 5-7 March 2018 at University of California Agricultural and Natural Resources. Published by Humboldt State University, Arcata, California, USA. DOI:10.13140/RG.2.2.30028.67208
- Jackson RJ, Maguire DJ, Hinds LA, Ramshaw IA. 1998. Infertility in mice induced by a recombinant ectromelia virus expressing mouse zona pellucida glycoprotein 3. *Biology of Reproduction* **58**: 152–159. doi: 10.1095/biolreprod58.1.152
- Jacob J, Hempel N. 2003. Effects of farming practices on spatial behaviour of common voles. *Journal of Ethology* **21**: 45–50.
- Jacob J, Ylönen H, Runcie MJ, Jones DA, Singleton GR. 2003. What affects bait uptake by house mice in Australian grain fields? *Journal of Wildlife Management* **67**: 341–351. doi: 10.2307/3802776
- Jacob J, Herawati NA, Davis SA, Singleton GR. 2004a. The impact of sterilised females on enclosed populations of ricefield rats. *Journal of Wildlife Management* **68**: 1130–1137.
- Jacob J, Singleton GR, Hinds LA. 2008. Fertility control of rodent pests. *Wildlife Research* **35**: 487–493.

- Jacob J, Tkadlec E. 2010. Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage. Pages 207–223 in Singleton GR, Belmain S, Brown P, Hardy W, editors. Rodent Outbreaks: Ecology and Impacts. International Rice Research Institute, Philippines.
- Jaksic FM, Seib RL, Herrera CM. 1982. Predation by the barn owl (*Tyto alba*) in Mediterranean habitats of Chile, Spain and California: a comparative approach. *American Midland Naturalist* **107**: 151–162.
- Jokić G, Vukša P, Vukša M. 2010. Comparative efficacy of conventional and new rodenticides against *Microtus arvalis* (Pallas, 1778) in wheat and alfalfa crops. *Crop protection* **29**: 487–491.
- Johnsgard PA. 1991. Hawks, eagles and falcons of North America: biology and natural history. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Johnson PN. 1994. Selection and use of nest sites by barn owls in Norfolk, England. *Journal of Raptor Research* **28**: 149–153.
- Johnson RA, Prescott CV. 1994. The laboratory evaluation of rodenticides. In: Buckle, A.P. and Smith, R.H., ed., Rodent pests and their control. Wallingford, UK, CAB International: 161–179.
- Kan I, Motro Y, Horvitz N, Kimhi A, Leshem Y, Yom-Tov Y, Nathan R. 2014. Agricultural rodent Control Using Barn Owls: Is It Profitable? *American Journal of Agricultural Economics* **96**(3): 733–752.
- Kay BJ, Twigg LE, Korn TJ, Nicol HI. 1994. The use of artificial perches to increase predation on house mouse by raptors. *Wildlife Research* **21**: 95–105.
- Keith LB. 1990. Dynamics of snowshoe hare populations. *Current Mammalogy* **2**: 119–195.
- Keith LB, Cary JR, Yuill TM, Keith IM. 1985. Prevalence of helminths in a cyclic snowshoe hare population. *Journal of Wildlife Diseases* **21**: 233–253.
- Keith LB, Windberg LA. 1978. A demographic analysis of the snowshoe hare cycle. *Wildlife Monographs* **58**: 3–70.
- Kidd KA, Blanchfield PJ, Mills KH, Palace VP, Evans RE, Lazorchak JM, Flick RW. 2007. Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**: 8897–8901. doi: 10.1073/pnas.0609568104
- Killian GJ, Miller LA, Rhyan JC, Doten H. 2006. Immunocontraception of Florida feral swine with a single-dose GnRH vaccine. *American Journal of Reproductive Immunology* **55**: 378–384. doi: 10.1111/j.1600-0897.2006.00379.x
- Kirkpatrick JF, Turner A. 2008. Achieving population goals in long lived wildlife species (*Equus caballus*) with contraception. *Wildlife Research* **35**: 513–519. doi: 10.1071/WR07106
- Klemola T, Koivula M, Korpimäki E, Norrdahl K. 2000a. Experimental tests of predation and food hypotheses for population cycles of voles. *Proceedings of the Royal Society of London B* **267**: 351–356.
- Klemola T, Norrdahl K, Korpimäki E. 2000b. Do delayed effects of overgrazing explain population cycles in voles? *Oikos* **90**: 509–516.
- Korpimäki E. 1986. Predation causing synchronous decline phases in microtine and shrew populations in western Finland. *Oikos* **46**: 124–127.

- Korpimäki E, Krebs CJ. 1996. Predation and population cycles of small mammals: A reassessment of the predation hypothesis. *Bioscience* **46**: 754–764.
- Korpimäki E, Norrdahl K. 1989a. Avian predation on mustelids in Europe 2: impact on small mustelid and microtine dynamics—a hypothesis. *Oikos* **55**: 273–276.
- Korpimäki E, Norrdahl K. 1989b. Predation of Tengmalm’s owls: numerical responses, functional responses and dampening impact on population fluctuations of voles. *Oikos* **54**: 154–164.
- Korpimäki E, Norrdahl K. 1991a. Do breeding nomadic avian predators dampen population fluctuations of small mammals? *Oikos* **62**: 195–208.
- Korpimäki E, Norrdahl K. 1991b. Numerical and functional responses of kestrels, short-eared owls, and long-eared owls to vole densities. *Ecology* **72**: 814–826.
- Korpimäki E, Norrdahl K. 1998. Experimental reduction of predators reverses the crash phase of small-rodent cycles. *Ecology* **76**: 2448–2455.
- Korpimäki E, Norrdahl K, Huitu O, Klemola T. 2005. Predator-induced synchrony in population oscillations of coexisting small mammal species. *Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences B* **272**: 193–202.
- Korpimäki E, Norrdahl K, Klemola T, Pettersen T, Stenseth NC. 2002. Dynamic effects of predators on cyclic voles: field experimentation and model extrapolation. *Proceedings of the Royal Society in London B* **269**: 991–997.
- Korpimäki E, Norrdahl K, Valkama J. 1994. Reproductive investment under fluctuating predation risk: microtine rodents and small mustelids. *Evolutionary Ecology* **8**: 357–368.
- Korpimäki E, Norrdahl K, Rinta-Jaskari T. 1991. Responses of stoats and least weasels to fluctuating vole abundances: is the low phase of the vole cycle due to mustelid predation? *Oecologia* **88**: 552–561.
- Krebs CJ, Boutin S, Boonstra R, Sinclair ARE, Smith JNM, Dale MRT, Martin K, Turkington R. 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* **269**: 1112–1115.
- Krebs CJ, Boutin S, Gilbert BS. 1985. A natural feeding experiment on a declining snowshoe hare population. *Oecologia* **70**: 194–197.
- Krebs CJ, Boonstra R, Boutin S, Sinclair ARE. 2001. What Drives the 10-year Cycle of Snowshoe Hares? *BioScience* **51**: 25–35.
- Labuschagne L, Swanepoel LH, Taylor PJ, Belmain SR, Keith M, 2016. Are avian predators effective biological control agents for rodent pest management in agricultural systems? *Biological control* **101**: 94–102.
- Liang JR. 1982. Population recovery of Chinese zokor (*Myospalax fontanieri*) and plateau pika (*Ochotona curzoniae*). In: Wuping Xia, ed., *Alpine ecosystem*. Gansu, Gansu People’s Publishing Press: 93–100.
- Lindén H. 1988. Latitudinal gradients in predator–prey interactions, cyclicality and synchronism in voles and small game populations in Finland. *Oikos* **52**: 341–349.
- Lloyd ML, Shellam GR, Papadimitriou JM, Lawson MA. 2003. Immunocontraception is induced in BALB/c mice inoculated with murine cytomegalovirus expressing mouse zona pellucida 3. *Biology of Reproduction* **68**: 2024–2032.



- Machar I, Harmacek J, Vrublova K, Filippovova J, Brus J. 2017. Biocontrol of common vole populations by avian predators versus rodenticide application. *Polish Journal of Ecology* **65**: 434–444.
- Mackenzie SM, McLaughlin EA, Perkins HD, French N, Sutherland T, Jackson RJ, Inglis B, Muller WJ, van Leeuwen BH, Robinson AJ, Kerr PJ. 2006. Immunocontraceptive effects on female rabbits infected with recombinant myxoma virus expressing rabbit ZP2 or ZP3. *Biology of Reproduction* **74**: 511–521.
- Mackin-Rogalska R. 1981. Spatial structure of rodent populations co-occurring in different crop fields. *Polish Ecological Studies* **7**: 213–227.
- Magiafoglou A, Schiffer M, Hoffmann AA, McKechnie SW. 2003. Immunocontraception for population control: will resistance evolve? *Immunology Cell Biology* **81**: 152–159.
- Makundi RH, Massawe AW. 2011. Ecologically based rodent management in Africa: potential and challenges. *Wildlife Research* **3**: 588–595.
- Marti CD. 1994. Barn Owl reproduction: Patterns and variation near the limit of the species distribution. *Condor* **96**: 468–484.
- Marti CD, Wagner PW, Denne KW. 1979. Nest boxes for the management of Barn Owls. *Wildlife Society Bulletin* **7**: 145–148.
- Martin JM, Branch LC, Raid RN, Beyeler SC. 2010. Temporal Instability of Agricultural Habitat Reduces Reproductive Success of Barn Owls (*Tyto alba*). *The Auk* **127**: 909–916.
- Martínez-Padilla J, Pérez-Rodríguez L, Mougeot F, Ludwig SC, Redpath SM. 2014. Experimentally elevated levels of testosterone at independence reduce fitness in a territorial bird. *Ecology* **95**: 1033–1044.
- Martínez-Padilla J, López-Indiáquez D, López-Perea JJ, Mateo R, Paz A, Viñuelae J. 2017. A negative association between bromadiolone exposure and nestling body condition in common kestrels: management implications for vole outbreaks. *Pest Manag Sci* **73**: 364–370.
- Matyjaszczyk E. 2015. Prevention methods for pest control and their use in Poland. *Pest Management Science* **71**: 485–491.
- McKelvey KS, Pearson DE. 2001. Population estimation with sparse data: the role of estimators versus indices revisited. *Canadian Journal of Zoology* **79**: 1754–1765.
- McLeod SR, Saunders G, Twigg LE, Arthur AD, Ramsey D, Hinds LA. 2007. Prospects for the future: is there a role for virally vectored immunocontraception in vertebrate pest management? *Wildlife Research* **34**: 555–566.
- Meek WR, Burman PJ, Nowakowski M, Sparks TH, Hill RA, Swetnam RD, Burman NJ. 2009. Habitat does not influence breeding performance in a long-term Barn Owl *Tyto alba* study. *Bird Study* **56**: 369–380.
- Meyrom K, Motro Y, Leshem Y, Aviel S, Izhaki I, Argyle F, Charter M. 2009. Nest-Box use by the Barn Owl *Tyto alba* in a Biological Pest Control Programme in the Beit She'an Valley, Israel. *Ardea* **97**: 463–467.
- Mikkola H, Mikkola H. 1997. General public owl knowledge in Malawi. *The Society of Malawi Journal* **50**: 13–35.

- Millar SE, Chamow SM, Baur AW, Oliver C, Robey F, Dean J. 1989. Vaccination with a synthetic zona pellucida peptide produces long-term contraception in female mice. *Science* **246**: 935–938. doi: 10.1126/science.2479101
- Miller LA, Johns BE, Elias DJ, Crane KA. 1997. Comparative efficacy of two immunocontraceptive vaccines. *Vaccine* **15**: 1858–1862. doi: 10.1016/S0264-410X(97)00141-2
- Moore T, Van Vuren D, Ingels C. 1998. Are barn owls a biological control for grophers? Evaluating effectiveness in vineyards and orchards. *Proceedings of the Eighteen Vertebrate Pest Conference* 394–396.
- Moran PAP. 1953. The statistical analysis of the Canadian lynx cycle. II. Synchronization and meteorology. *Australian Journal of Zoology* **1**: 291–298.
- Nash P, Furcolow CA, Bynum KS, Yoder CA, Miller LA, Johnston JJ. 2007. Diazacholesterol as an oral contraceptive for blacktailed prairie dog population management. *Human Wildlife Conflicts* **1**: 60–67.
- Naz RK, Gupta SK, Gupta JC, Vyas HK, Talwar GP. 2005. Recent advances in contraceptive vaccine development. *Human Reproduction* **20**: 3271–3283.
- Newsome A. 1990. The Control of Vertebrate Pests by Vertebrate Predators. *TREE* **5(6)**: 187–191.
- Newton I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, London.
- Newton I, Wyllie I, Dale L. 1997. Mortality causes in British barn owls (*Tyto alba*), based on 1,101 carcasses examined during 1963–1996. USDA Forest Service General Technical Report NC-190: 299–307.
- Norrdahl K. 1995. Population cycles in northern small mammals. *Biological Revolution* **70**: 621–637.
- Norrdahl K, Korpimäki E. 1995. Mortality factors in a cyclic vole population. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **261**: 49–53.
- Norrdahl K, Korpimäki E. 1996. Do nomadic avian predators synchronize population fluctuations of small mammals? A field experiment. *Oecologia* **107**: 478–483.
- O'Donoghue M. 1994. Early survival of juvenile snowshoe hares. *Ecology* **75**: 1582–1592.
- O'Donoghue M, Boutin S, Krebs CJ, Hofer EJ. 1997. Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle. *Oikos* **80**: 150–162.
- Ogada DL, Kibuthu PM. 2008. Conserving Mackinder's eagle owls in farmlands of Kenya: assessing the influence of pesticide use, tourism and local knowledge of owl habits in protecting a culturally loathed species. *Environmental Conservation* **35**: 252–260.
- Ohashi TJ, Oldenburg JG. 1992. Endangered species in the Pacific Islands: the role of animal damage control. *Proceedings of the 15th Vertebrate Pest Conference*: 32–35.
- Olea PP, Sánchez-Barbudo IS, Viñuela J, Barja I, Mateo-Tomás P, Piñeiro A, et al. 2009. Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: old lessons need new reflections. *Environmental Conservation* **36(1)**: 1–4.
- Oogjes G. 1997. Ethical aspects and dilemmas of fertility control of unwanted wildlife: an animal welfarist's perspective. *Reproduction, Fertility and Development* **9**: 163–167. doi: 10.1071/R96061

- Paz A, Jareño D, Arroyo L, Viñuela J, Arroyo B, Mougeot F, Luque-Larena JJ, Fargallo JA. 2013. Avian predators as a biological control system of common vole (*Microtus arvalis*) populations in north-western Spain: experimental set-up and preliminary results. *Pest Management Science*. DOI: 10.1002/ps.3289.
- Pearson OP. 1964. Carnivore-mouse predation: an example of its intensity and bioenergetics. *Journal of Mammalogy* **45**(2): 177–188.
- Pearson OP. 1966. The prey of carnivores during one cycle of mouse abundance. *The Journal of Animal Ecology*: 217–233.
- Pearson OP. 1971. Additional measurements of the impact of carnivores on California voles (*Microtus californicus*). *Journal of Mammalogy* **52**(1): 41–49.
- Pelz H-J. 1989. Ecological aspects of sugar beet seeds by *Apodemus sylvaticus*. Pages 34–48 in Putman, RJ, editor. *Mammals as pests*. Chapman and Hall, London.
- Petty SJ, Shaw G, Anderson DIK. 1994. Value of nest boxes for population studies and conservation of owls in coniferous forests in Britain. *Journal of Raptor Research* **28**: 134–142.
- Quy RT, Cowan DP, Swinney T. 1993. Tracking as an Activity Index to Measure Gross Changes in Norway Rat Populations. *Wildlife Society Bulletin* **21**: 122–127.
- Raid RN. 2012. Use of barn owls for sustainable rodent control in agricultural areas. *Proceedings of the Florida State Horticultural Society* **125**: 366–369.
- Ranta E, Kaitala V, Lindström J, Helle E. 1997. The Moran effect and synchrony in population dynamics. *Oikos* **78**: 136–142.
- Ranta E, Lindström J, Lindén H. 1995. Synchrony in tetraonid population dynamics. *Journal of Animal Ecology* **64**: 767–776.
- Redhead TD, Singleton GR. 1988. The PICA Strategy for the prevention of losses caused by plagues of *Mus domesticus* in rural Australia. *EPPO (European Plant Protection Organization) Bulletin* **18**: 237–248.
- Redwood AJ, Messerle M, Harvey NL, Hardy CM, Koszinowski UH, Lawson MA, Shellam GR. 2005. Use of a murine cytomegalovirus K181-derived bacterial artificial chromosome as a vaccine vector for immunocontraception. *Journal of Virology* **79**: 2998–3008.
- Redwood AJ, Smith LM, Lloyd M, Hinds LA, Hardy CM, Shellam G R. 2007. Prospects for virally vectored immunocontraception in the control of wild house mice (*Mus domesticus*). *Wildlife Research* **34**: 530–539.
- Reid DG, Krebs CJ, Kenney AJ. 1995. Limitation of collared lemming population growth at low densities by predation mortality. *Oikos* **73**: 387–398.
- Reid DG, Krebs CJ, Kenney AJ. 1997. Patterns of predation on noncyclic lemmings. *Ecological Monographs* **67**: 89–108.
- Riley SPD, Bromley C, Poppenga RH, Uzal FA, Whited L, Sauvajot RM. 2007. Anticoagulant exposure and notoedric mange in bobcats and mountain lions in urban southern California. *Journal of Wildlife Management* **71**: 1874–1884. doi: 10.2193/2005-615
- Rohner C, Krebs CJ. 1996. Owl predation on snowshoe hares: Consequences of antipredator behaviour. *Oecologia* **108**: 303–310.

- Roulin A. 2004. The function of food stores in bird nests: observations and experiments in the barn owl *Tyto alba*. *Ardea* **92**: 69–78.
- Roulin A, Bersier LF. 2007. Nestling barn owls beg more intensely in the presence of their mother than in the presence of their father. *Animal Behaviour* **74**: 1099–1106.
- Royama T. 1992. Analytical population dynamics. London: Chapman & Hall.
- Royle AJ, Chandler RB, Sollmann R, Gardner B. 2014. Spatial Capture-Recapture. Academic Press, Waltham, MA 02451, USA.
- Ruffino L, Oksanen T, Hoset KS, Tuomi M, Oksanen L, Korpimäki E, Bugli A, Hobson KA, Keith A, Johansen B, Makynen A. 2016. Predator-rodent-plant interactions along a coast-inland gradient in Fennoscandian tundra. *Ecography* **39**: 871–883.
- Scalzo AA, Manzur M, Forbes CA, Brown MG, Shellam GR. 2005. NK gene complex haplotype variability and host resistance alleles to murine cytomegalovirus in wild mouse populations. *Immunology Cell Biology* **83**: 144–149.
- Sekercioglu CH. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution* **21** (8): 464–471.
- Sellers LA, Long RF, Jay-Russell MT, Li X, Atwill ER, Engeman RM, Baldwin RA. 2018. Impact of field-edge habitat on mammalian wildlife abundance, distribution, and vectored foodborne pathogens in adjacent crops. *Crop Protection* **108**: 1–11.
- Sinclair ARE, Gosline JM, Holdsworth G, Krebs CJ, Boutin S, Smith JNM, Boonstra R, Dale M. 1993. Can the solar cycle and climate synchronize the snowshoe hare cycle in Canada? Evidence from tree rings and ice cores. *The American Naturalist* **141**: 173–198.
- Sinclair ARE, Krebs CJ, Smith JNM, Boutin S. 1988. Population biology of snowshoe hares. III. Nutrition, plant secondary compounds and food limitation. *Journal of Animal Ecology* **57**: 787–806.
- Singleton GR. 1989. Population dynamics of an outbreak of house mice (*Mus domesticus*) in the mallee wheatlands of Australia—hypothesis of plague formation. *Journal of Zoology, London*, **219**: 495–515.
- Singleton GR. 1994. The prospects and associated challenges for the biological control of rodents. In: Halverson, W.S. and Crabb, A.C., ed., Proceedings of the 16th Vertebrate Pest Conference, Santa Clara, California, 1–3 March 1994. Davis, University of California: 301–306.
- Singleton GR, Brown PR. 1999. Management of mouse plagues in Australia: integration of population ecology, biocontrol and best farm practice. In: Cowan, D.P. and Feare, C.J., ed., Advances in vertebrate pest management. Zoological Library Vol. 7 (in press).
- Singleton GR, Brown PR, Jacob J, Aplin KP, Sudarmaji. 2007. Unwanted and unintended effects of culling – a case for ecologically based rodent management. *Integrative Zoology* **2**: 247–259. doi: 10.1111/j.1749-4877.2007.00067.x
- Singleton, GR, Farroway LN, Chambers LK, Lawson MA, Smith AL, Hinds LA. 2002. Ecological basis for fertility control in the house mouse (*Mus domesticus*) using immunocontraceptive vaccines. *Reproduction* **60**: 31–39.

- Singleton GR, Leirs H, Hinds LA, Zhang Z. 1999. Ecologically-based Management of Rodent Pests—Re-evaluating Our Approach to an Old Problem. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR), Canberra: 17–29.
- Singleton GR, Petch DA. 1994. A review of the biology and management of rodent pests in Southeast Asia. Canberra, ACIAR Technical Reports **30**: 65.
- Singleton GR, Sudarmaji, Jacob J, Krebs CJ. 2005. Integrated management to reduce rodent damage to lowland rice crops in Indonesia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **107**: 75–82.
- Smith RF, van den Bosch R. 1967. Integrated control. In: Kilgore, W.W and Doult, R.T., ed., *Pest control: biological, physical, and selected chemical methods*. New York, Academic Press: 295–340.
- Steen R. 2009. A portable digital video surveillance system to monitor prey deliveries at raptor nests. *Journal of Raptor Research* **43**: 69–74.
- Stein AB, Fuller TK, Damery DT, Sievert L, Marker LL. 2010. Farm management and economic analyses of leopard conservation in north-central Namibia. *Animal Conservation* **13** (4): 419–427.
- Stenseth NC. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. *Oikos* **87**: 427–461.
- Stenseth NC, Bjørnstad ON, Falck W. 1996. Is spacing behaviour coupled with predation causing the microtine density cycle? A synthesis of current process-oriented and pattern-oriented studies. *Proceedings: Biological Sciences* **263**: 1423–1433.
- Stenseth NC, Ims RA. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation: an introduction. *The biology of lemmings*: 61–96.
- Strong DR. 1992. Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor-control in speciose ecosystems. *Ecology* **73**: 747–754.
- Sumi A, Hemilä H, Mise K, Kobayashi N. 2009. Predicting the incidence of human campylobacteriosis in Finland with time series analysis. *APMIS: acta pathologica, microbiologica, et immunologica Scandinavica* **117**: 614–622.
- Suri A. 2005. Contraceptive vaccines targeting sperm. *Expert Opinion on Biological Therapy* **5**: 381–392.
- Talwar GP. 1997. Vaccines for control of fertility and hormone-dependent cancers. *Immunology Cell Biology* **75**: 184–189.
- Taylor I. 1994. *Barn Owls: Predator–Prey Relationships and Conservation*. Cambridge University Press, Great Britain.
- Taylor IR. 1991. Effects of nest inspections and radiotagging on Barn Owl breeding success. *The Journal of Wildlife Management* **55**(2): 312–315.
- Therrien J-F, Gauthier G, Korpimäki E, Bêty J. 2014. Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small-mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology* **95**(1): 56–67.
- Theuerkauf J, Rouys S, Jourdan H, Gula R. 2011. Efficiency of a new reverse-bait trigger snap trap for invasive rats and a new standardised abundance index. *Annales Zoologici Fennici* **48**: 308–318.
- Tobin ME, Sugihara RT, Koehler AE. 1997. Bait placement and acceptance by rats in macadamia orchards. *Crop Protection* **16**: 507–510.

- Tores M, Motro Y, Motro U, Yom-Tov Y. 2005. The Barn Owl—a selective opportunist predator. *Israel Journal of Ecology and Evolution* **51**: 349–360.
- Turchin P, Batzli GO. 2001. Availability of food and the population dynamics of arvicoline rodents. *Ecology* **82**: 1521–1534.
- Turchin P, Hanski I. 1997. An empirically based model for latitudinal gradient in vole population dynamics. *The American Naturalist* **149**: 842–874.
- Tyndale-Biscoe CH. 1994. Virus-vectored immunocontraception of feral mammals. *Reproduction, Fertility and Development* **6**: 281–287.
- Walker BH, Noy-Meir I. 1982. Aspects of the stability and resilience of savanna ecosystems. *Ecology of tropical savannas*: 556–590.
- Wendt CA, Johnson MD. 2017. Multi-scale analysis of barn owl nest box selection on Napa Valley vineyards. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **247**: 75–83.
- White J, Horskins K, Wilson J. 1998. The control of rodent damage in Australian macadamia orchards by manipulation of adjacent non-crop habitats. *Crop Protection* **17**: 353–357.
- Williams BK, Nichols JD, Conroy MJ. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego, California.
- Wolff JO, Fox T, Skillen RR, Wang G. 1999. The effects of supplemental perch sites on avian predation and demography of vole populations. *Canadian Journal of Zoology* **77**: 535–541.
- Wood BJ, Liao SS. 1984a. A long term study of *Rattus tiomanicus* populations in an oil palm plantation in Johore, Malaysia. II. Recovery from control and economic aspects. *Journal of Applied Ecology* **21**: 465–472.
- Wood BJ, Liao SS. 1984b. A long term study of *Rattus tiomanicus* populations in an oil palm plantation in Johore, Malaysia. III. Bionomics and natural regulation. *Journal of Applied Ecology* **21**: 473–495.
- Wyllie I. 1995. Potential secondary poisoning of barn owls by rodenticides. *Pesticide Outlook* **6**: 19–25.
- Zhang ZB. 1996. Techniques and strategies for rodent control by contraception. In: Zuwang Wang and Zhibin Zhang, ed., *Theory and practice of rodent pest management*. Beijing, Science Press: 367–368.