

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA LESNICKÁ A DŘEVAŘSKÁ
Katedra myslivosti a lesnické zoologie



Vyhodnocení významu doprovodné zeleně pro zvěř

DISERTAČNÍ PRÁCE

Autor: Ing. et Ing. Jiří Janota

Školitelka: doc. RNDr. Pavla Hejmanová, Ph.D.

2013

„Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma Vyhodnocení významu doprovodné zeleně pro zvěř vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele.

Souhlasím se zveřejněním disertační práce podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách, v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby.“

V Praze dne

.....

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval všem svým školitelům, jmenovitě doc. Ing. Vladimíru Hanzalovi, CSc., prof. Ing. Miloslavu Vachovi, CSc. a zvláště doc. RNDr. Pavle Hejcmanové, Ph.D. za odborné vedení a konzultace při vypracování disertační práce.

Tímto bych rád poděkoval Fakultě lesnické a dřevařské a Interní grantové agentuře FLD za poskytnuté granty (200943150032 – Význam doprovodné zeleně pro zvěř v kulturní krajině, IGAFLD201116 – Vyhodnocení zkvalitnění prvků doprovodné zeleně a jeho význam pro zvěř).

Dále bych rád poděkoval Českému úřadu zeměměřickému a katastrálnímu v Praze, CENIA – České informační agentuře životního prostředí, Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů v Brandýse nad Labem a Ministerstvu zemědělství za poskytnutí datových podkladů.

V neposlední řadě bych rád poděkoval všem, kteří jakýmkoli způsobem přispěli ke zpracování této práce.



Abstrakt

Vyhodnocení významu doprovodné zeleně pro zvěř

Doprovodná zeleň (meze, remízy) tvoří pro volně žijící živočichy v zemědělské krajině významné stanoviště. Cílem disertační práce bylo vyhodnotit význam doprovodné zeleně v podobě mezí a remízů pro zvěř – hlavní sledované druhy: zajíc polní (*Lepus europaeus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), prase divoké (*Sus scrofa*), koroptev polní (*Perdix perdix*) a bažant obecný (*Phasianus colchicus*).

V práci byl zjišťován vliv výměry a délky ekotonu vybraných krajinných prvků (pole, doprovodná zeleň, les) na početnost zvěře v zájmové lokalitě (24 548 ha) Ústeckého a Středočeského kraje. S použitím analytických nástrojů GIS proběhlo zhodnocení stavu současné krajiny z pohledu rozsahu doprovodné zeleně a lesních celků. Na užší modelové lokalitě bylo následně provedeno srovnání s historickou podobou z roku 1840. Na experimentálních plochách byl zkoumán vliv přísevu speciální směskou v prvcích doprovodné zeleně na spotřebu krmiva zvěří po dobu trvání sněhové pokrývky a na dalších zkusných plochách byl zkoumán vliv typu managementového opatření (přísev, posekání, bez zásahu) v prvcích doprovodné zeleně na potravní a krytové příležitosti. Data byla analyzována statistickými testy (lineární regrese, ANOVA, mnohorozměrné statistické analýzy).

Výsledky práce prokázaly pozitivní vztah zajíce polního, srnce obecného a bažanta obecného k výměře i délce ekotonu doprovodné zeleně. Dále bylo zjištěno, že v současné krajině se nachází více doprovodné zeleně a lesa než tomu bylo v roce 1840. Spotřeba krmiva v přisetých prvcích doprovodné zeleně meziročně vzrůstala, zatímco v prvcích doprovodné zeleně bez přísevu se spotřeba krmiva neměnila. Dále byl prokázán pozitivní vliv managementového opatření ve formě přísevu na návštěvnost zvěří. Zejména zajíc polní a srnec obecný byli na přísev pozitivně korelováni, přičemž koroptev polní a bažant obecný byli na typu managementového opatření nezávislí. Navýšením druhové pestrosti prvků doprovodné zeleně se zvýší jejich atraktivita a mohou tak pomoci eliminovat negativní dopady zemědělské hospodaření.

Klíčová slova: doprovodná zeleň, mez, přísev, stanoviště, zemědělská krajina, zvěř

Abstract

Assessment of supporting vegetation for game

Supporting vegetation (hedgerows, small woodlands) represents for free-ranging animals and game in agricultural landscape highly important stands. The aim of the thesis was to assess the value of supporting vegetation stands on game. Principal investigated game species were: hare (*Lepus europaeus*), roe deer (*Capreolus capreolus*), wild boar (*Sus scrofa*), partridge (*Perdix perdix*) and pheasant (*Phasianus colchicus*).

The effects of acreage and length of ecotone of selected landscape elements (fields, supporting vegetation, forests) on abundance of game were tested in the study area (24 548 ha) in the regions Ústí and Central Bohemia. Using GIS tools the assessment of contemporary landscape from the point of view of supporting vegetation and forest stands was carried out and comparison with historical state from year 1840 was performed on selected area. Then, the effect of supplementary sowing by special mixture in the spots of supporting vegetation on the consumption of food supplement during the period with snow cover was experimentally tested. In another experiment, the effect of type of management (cutting together with supplementary sowing, only cutting and control without any management) in the supporting vegetation on the food and cover supply. Data were analysed by standard statistical tests (simple linear regressions, ANOVA and principal component analyses).

Results showed positive effects of the acreage and length of ecotone of supporting vegetation on hare, roe deer and pheasant abundance. The supporting vegetation and forests in the contemporary landscape were more abundant than in 1840. Then, the consumption of supplementary food in the vegetation spots with supplementary sowing increased between years whereas in spots without sowing did not change. Then, results showed the effect of sowing in the supporting vegetation on attendance of game species. Namely, hare and roe deer were more frequent on spots with sowing while partridge and pheasant did not show any relation to the type of management. The increase of diversity of supporting vegetation can positively affect

the attractiveness of the area for game and may contribute to elimination of negative effects of game on agricultural crops.

Keywords: agricultural landscape, game, habitat use, hedgerow management, supplementary sowing, supporting vegetation,

OBSAH

1	ÚVOD	9
2	CÍLE PRÁCE	10
3	ROZBOR PROBLEMATIKY	12
3.1	KRAJINNÝ MANAGEMENT	12
3.2	EKOLOGICKÁ STABILITA KRAJINY	15
3.3	FRAGMENTACE KRAJINY	16
3.4	VÝZNAM KRAJINNÉ ZELENĚ	17
3.5	VEGETACE V PRVCÍCH DOPROVODNÉ ZELENĚ	27
3.6	HISTORICKÉ MAPOVÉ PODKLADY JAKO SVĚDCI ČASŮ MINULÝCH.....	29
3.6.1	<i>Historické mapy na území dnešní České republiky</i>	30
3.6.2	<i>Stabilní katastr</i>	30
3.6.3	<i>3. vojenské mapování</i>	31
3.6.4	<i>Pozemkový katastr</i>	31
3.7	BIOLOGIE HLAVNÍ UŽITKOVÝCH DRUHŮ ZVĚŘE VYSKYTUJÍCÍCH V INTENZIVNĚ ZEMĚDĚLSKY VYUŽÍVANÉ KRAJINĚ	32
3.7.1	<i>Biologie koroptve polní (Perdix perdix)</i>	32
3.7.2	<i>Biologie bažanta obecného (Phasianus colchicus)</i>	33
3.7.3	<i>Biologie zajíce polního (Lepus europaeus)</i>	33
3.7.4	<i>Biologie srnce obecného (Capreolus capreolus)</i>	35
3.7.5	<i>Biologie prasete divokého (Sus scrofa)</i>	35
3.8	ŠKODY NA ZVĚŘI.....	36
3.9	CHARAKTERISTIKY ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ	37
3.9.1	<i>Geomorfologie</i>	40
3.9.2	<i>Historie kraje</i>	41
4	MATERIÁL A METODIKA	44
4.1	VLIV VÝMĚRY A EKOTONU VYBRANÝCH KRAJINNÝCH PRVKŮ NA POČETNOST ZVĚŘE	44
4.1.1	<i>Lokalizace</i>	44
4.1.2	<i>Sběr dat – zpracování podkladů</i>	44
4.1.3	<i>Analýza dat</i>	46
4.2	ZHODNOCENÍ STAVU KRAJINY Z POHLEDU VHODNÝCH STANOVIŠŤ	47
4.2.1	<i>Lokalizace</i>	47
4.2.2	<i>Sběr dat a analýza krajiny</i>	47
4.3	VLIV PŘÍSEVU V PRVCÍCH DOPROVODNÉ ZELENĚ NA SPOTŘEBU KRMIVA ZVĚŘÍ	48
4.3.1	<i>Lokalizace a design experimentu</i>	48
4.3.2	<i>Sběr a analýza dat</i>	48
4.4	VLIV TYPU MANAGEMENTOVÝCH OPATŘENÍ V PRVCÍCH DOPROVODNÉ ZELENĚ NA POTRAVNÍ A KRYTOVÉ PŘÍLEŽITOSTI PRO ZVĚŘ	49
4.4.1	<i>Lokalizace a design experimentu</i>	49
4.4.2	<i>Sběr a analýza dat</i>	50
5	VÝSLEDKY	52
5.1	VLIV VÝMĚRY A EKOTONU VYBRANÝCH KRAJINNÝCH PRVKŮ NA VÝSKYT ZVĚŘE	52

5.2	ZHODNOCENÍ STAVU KRAJINY Z POHLEDU VHODNÝCH STANOVIŠŤ	58
5.2.1	<i>Současný stav v zájmovém území</i>	58
5.2.2	<i>Porovnání současného stavu s minulostí v modelové honitbě</i>	60
5.3	VLIV PŘÍSEVU V PRVCÍCH DOPROVODNÉ ZELENĚ NA SPOTŘEBU KRMIVA ZVĚŘÍ	62
5.4	VLIV TYPU MANAGEMENTOVÝCH OPATŘENÍ V PRVCÍCH DOPROVODNÉ ZELENĚ NA POTRAVNÍ A KRYTOVÉ PŘÍLEŽITOSTI PRO ZVĚŘ	67
5.4.1	<i>Vztah typu managementového opatření v prvcích doprovodné zeleně a návštěvnosti zvěří</i>	67
5.4.2	<i>Potravní příležitosti pro zvěř na úrovni druhů rostlin v jednotlivých typech ploch</i>	69
5.4.3	<i>Krytové příležitosti pro zvěř dle typu managementového opatření .</i>	70
6	DISKUZE.....	72
7	ZÁVĚR.....	82
8	SEZNAM LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ	84
9	SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK	
10	SEZNAM PŘÍLOH	

1 Úvod

„Scelením pozemků změní se úplně obraz krajiny. Křoviska a hloží se vyklučí, kamení uložené v hromádách se použije ke stavbě nových cest, meze se zaorají, břehy do výšky 1,5 m i více se rozkopou, úvozy nejsou-li příliš hluboké, se zaplní a svérázné svahy a zlomy zalesní... V místech, kde dřívě bujela planá trnka anebo se rozrůstala ostružina, zraje obilný klas.“ (Öhm 1931)

V tom duchu již počátkem 20. století došlo k výraznému úbytku zeleně. Vše bylo dokonáno v období kolektivizace zemědělství, kdy zbylé krajinné prvky v podobě tisíců kilometrů mezí, polních a úvozových cest, zeleně podél potoků, velkého množství remízů a polních lesíků byly zničeny. Malé potůčky a strouhy byly meliorovány, aby nebránily v zemědělském obdělávání.

S úbytkem doprovodné zeleně v krajině, s nárůstem chemizace a nového technického a technologického rozmachu docházelo k poklesu početních stavů zvěře, zejména drobné zvěře. Počátky dramatického poklesu drobné zvěře jsou patrné již počátkem 70. let minulého století.

Jedním způsobem pro omezení negativních dopadů a na podporu zlepšení situace je zvyšování zastoupení trvalé i dočasné zeleně v krajině. Právě trvalá zeleň má v dnešní společnosti dosti nedoceněný význam (Hromas 2000). V kulturní krajině by proto měly přibývat nové polyfunkční prvky doprovodné zeleně, které poskytnou zvěři krytové a klidové příležitosti, pomohou zvýšit diverzitu krajinné matrice, usměrnit působení eroze (větrné i vodní) a v neposlední řadě i vhodně doplnit estetické kouzlo každého pohledu do kraje.

2 Cíle práce

Cílem disertační práce bylo vyhodnocení významu doprovodné zeleně pro zvěř v krajině s intenzivní zemědělskou výrobou. Výzkum byl zaměřen na druhy zvěře tohoto typu krajiny s důrazem na zajíce polního (*Lepus europaeus*), srnce obecného (*Capreolus capreolus*), prase divoké (*Sus scrofa*), koroptev polní (*Perdix perdix*) a bažanta obecného (*Phasianus colchicus*).

Díličmi cíly práce bylo:

1) Vliv výměry a ekotonu vybraných krajinných prvků na početnost zvěře

Zjistit význam velikosti výměr a délek ekotonů tří typů krajinných prvků (pole, doprovodná zeleň, les) ve vztahu k početnosti zvěře.

1a) Otestovat funkční závislost početnosti vybraných druhů zvěře a živočichů na velikosti výměry a délky ekotonu.

1b) Stanovit vztahy společenstva zvěře a dalších druhů živočichů k třem typům krajinných prvků.

2) Zhodnocení stavu krajiny z pohledu vhodných stanovišť

2a) Určit místa v krajině bez vhodných stanovišť pro zvěř v zájmovém území.

2b) Porovnat stav krajiny z pohledu vhodných stanovišť s historickou podobou krajiny z roku 1840 na modelové lokalitě vybrané honitby.

3) Vliv přísevu v prvcích doprovodné zeleně na spotřebu krmiva zvěří

3a) Otestovat vliv přísevu v prvcích doprovodné zeleně na spotřebu krmiva zvěří v období se sněhovou pokrývkou.

3b) Stanovit dynamiku spotřeby krmiva zvěří v průběhu tří let.

3c) Určit vztah vybraných parametrů prvků doprovodné zeleně na spotřebu krmiva zvěří v období se sněhovou pokrývkou.

3d) Zjistit vliv teploty vzduchu na spotřebu krmiva zvěří v prvcích doprovodné zeleně v období se sněhovou pokrývkou.

4) Vliv typu managementových opatření v prvcích doprovodné zeleně na potravní a krytové příležitosti pro zvěř

- 4a) Zjistit vztah typu managementového opatření v prvcích doprovodné zeleně a návštěvnosti zvěří.
- 4b) Určit potravní příležitosti pro zvěř na úrovni druhů rostlin v jednotlivých typech ploch.
- 4c) Stanovit krytové příležitosti pro zvěř dle typu managementového opatření.

3 Rozbor problematiky

3.1 Krajinový management

V dnešní době jsme až na malé výjimky obklopeni kulturní krajinou, tedy krajinou ovlivněnou zásahy člověka. V podstatě na většině území střední Evropy se nachází kulturní step (Červený et al. 2003). Mezi její charakteristické znaky patří snížená ekologická stabilita vlivem poklesu výměry travních porostů a dalších drobných krajinových prvků (Sklenička 2003), které byly zlikvidovány zemědělskou činností. Při intenzifikaci zemědělské výroby byly v zájmu co nejvyšších výnosů rozsáhlé plochy travních porostů rozorány a přeměněny na pole (Sotherton 1986).

Biodiverzita krajiny se zemědělskou výrobou je přímo závislá na způsobu hospodaření. Díky tomu se mohou rozvíjet a fungovat všechny formy života, které jsou vzájemně provázány (Štefanová 2010).

Červený et al. (2003) uvádí, že i když se jedná o uměle vytvořený biotop, přesto může mít pro zvěř velký význam. Zvěř zde musí najít dostatek vodních zdrojů, klidových a krytových možností a vhodné koridory pro přístup k potravě, které zároveň umožňují prostupnost krajiny (Harvey et al. 2005).

Zemědělství, lesnictví a územní plánování bezesporu mezi krajinotvorné činnosti patří a krajinu výrazně ovlivňují (Turner 1989). Diverzita krajinné struktury je především dána mírou odlišnosti přechodu mezi krajinnými typy. Kritériem ekologické významnosti však není jen samotný přechod, který by měl automaticky pozitivní vliv, ale především prostorová a druhová diverzita (Sklenička 2003). A to by měl mít člověk vždy na paměti, když v krajině jakkoliv působí. Když se mění velikost zrna či některá krajinná složka se zvětšuje, respektive zmenšuje, je třeba si uvědomit, že právě v tuto chvíli se mění krajinný typ či důležitá krajinná charakteristika, například ekologická stabilita (Lipský 2000).

Úbytek drobné zvěře výrazně se projevující ve druhé polovině 20. století vede k zamyšlení, v čem spočívá příčina tohoto jevu. Například v zemědělské krajině zmizelo podle Kolečka et al. (2010) mezi obdobími 1985 až 1989 a 2001 až 2003

sedm druhů ptáků. To je přisuzováno patrně vymizení specifického způsobu zemědělského obhospodařování.

Podobný úbytek ptactva v zemědělské krajině a pak i v mokřadních biotopech ve srovnání se začátkem 80. let 20. století popisuje i Voříšek et al. (2010a).

Dále Voříšek et al. (2010b) popisuje pokles polních druhů ptáků na polovinu stavů za posledních 27 let. Pokles početnosti bude i nadále trvat, zejména bude-li se zvyšovat intenzifikace zemědělství ve východní Evropě. Dramatický úbytek ptactva v zemědělské krajině představuje významné selhání ochrany přírody, která je tradičně zaměřená na vybrané vzácné a atraktivní druhy. Z minulosti jsou známé případy, kdy dříve běžný druh zemědělské krajiny v relativně krátké době na rozsáhlém území zcela vymizel.

Shiple & Scott (2006) míní, že pro většinu druhů ptáků, které jsou vázány svým způsobem života na zemědělskou krajinu, není současný způsob obdělávání půdy ani ve vyspělých státech vhodný. Další významné poklesy druhové diverzity a početnosti ptačích druhů popisují ve svých pracích například Thomson et al. (1997), Peach et al. (1999) či Siriwardena et al. (1999, 2000).

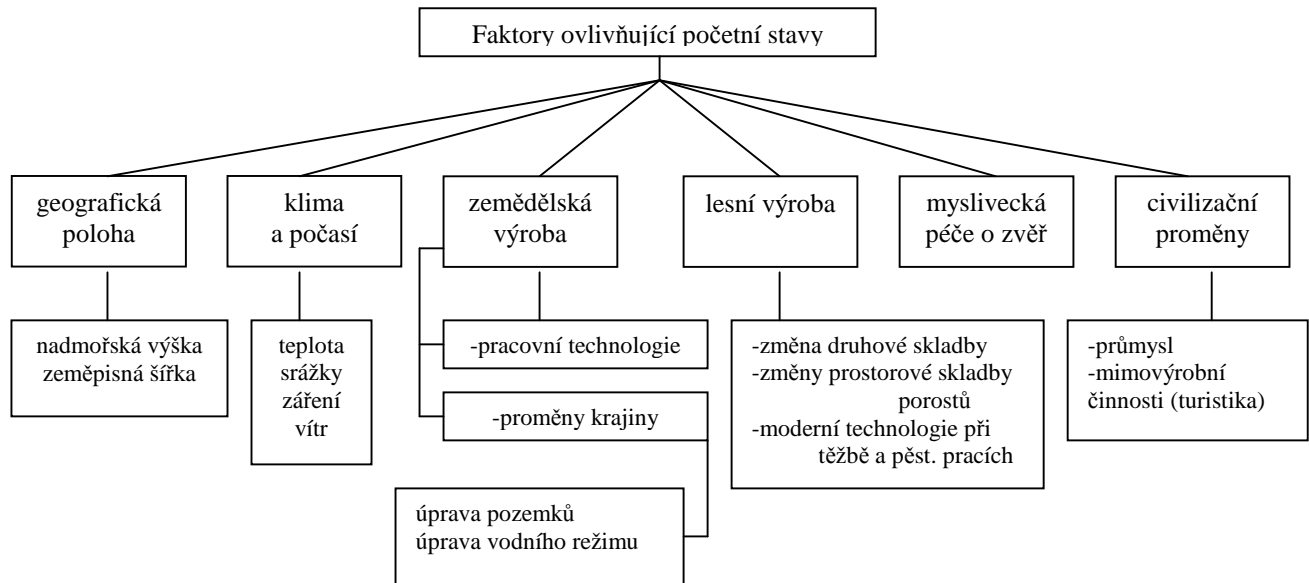
Není pochyb o tom, že zde působí i přírodní faktory, ale vliv člověka a jeho chování má neopomenutelný význam. Antropické vlivy se projevují především ve změnách krajiny – přetváření životního prostředí. Stručně historicky vzato se jedná o postupný nárůst tlaku na původní lesní půdu ve snaze kultivovat les v pole za účelem pěstování plodin k obživě, ale i k sídelnímu způsobu života.

Je však nutné konstatovat, že rozloha lesní půdy již řadu let opět vzrůstá. Za posledních 150 let se výměra lesů zvětšila téměř o čtvrtinu (Kůtová & Janota 2008).

Vlivy působící na zvěř lze rozdělit do dvou skupin (Vach 1999):

1. Přírodní podmínky – soubor biotických a abiotických faktorů,
2. Management krajiny – antropogenní faktory.

Působení obou výše zmíněných skupin je možno pozorovat na změnách početních stavů zvěře.



Obr. 1: Vlivy působící na zvěř (Vach 1999)

Příčiny úbytku zaječí zvěře (Bukovjan & Havránek 1998, Angelici et al. 2000, Kučera et al. 2006):

- zemědělství (velkoplošný systém hospodaření, mechanizace, chemizace, způsob sklizně ovlivňující výživu zajíce polního),
- nárůst silniční dopravy a turistiky,
- nesprávné myslivecké hospodaření,
- predátoři – liška obecná (zvyšování populací díky vakcinaci), prase divoké, kuny, jestřábi, výři,
- změna struktury krajiny,

- absence vody a mnohých druhů bylin v otevřené krajině.

Z dobových výzkumů, kdy koroptev polní u nás měla výraznější početní zastoupení, například Sekera (1966) považuje za hlavní vlivy působící pokles tyto faktory:

- ❖ změna prostředí, hlavně spojení malých pozemků ve velké hospodářské celky, vysekávání keřů a jarní vypalování stařin,
- ❖ nepříznivé klimatické vlivy,
- ❖ značný rozmach mechanizace v zemědělství, zejména strojové kosení pícnin v nočních hodinách a používání agregátů,
- ❖ toxické pesticidní látky (zejména insekticidy, herbicidy a fungicidy),
- ❖ používání rodenticidů,
- ❖ využívání mořidel a umělých hnojiv,
- ❖ rozšíření sítě elektrického a telefonního vedení,
- ❖ zvýšení početních stavů predátorů a celkově nedostatečná péče o koroptev samou.

I po tolika letech jsou tyto faktory v dnešní době stále aktuální a působí významné ztráty na zvěři. Dalším faktorem dneška je ještě rozvinutá automobilová a železniční doprava, která silně působí na migrační trasy zvěře. Dochází tak k nemalým komplikacím (Kušta et al. 2010).

3.2 *Ekologická stabilita krajiny*

Krajina je podle zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění, definována jako část zemského povrchu s charakteristickým reliéfem, tvořená souborem funkčně propojených ekosystémů a civilizačních prvků.

Ekologická stabilita systému je schopnost vyrovnávat změny způsobené činiteli a zachovávat své přirozené vlastnosti a funkce (zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí, ve znění pozdějších předpisů).

Míchal (1992) definuje ekologickou stabilitu jako schopnost ekosystému přetrvávat i za působení rušivých vlivů a reprodukovat své podstatné charakteristiky v podmínkách narušování z vnějšku. To se projevuje buď jako minimální změna za působení rušivého vlivu nebo jako spontánní návrat do výchozího stavu respektive na původní vývojovou trajektorii po určité změně.

Ekologická stabilita se projevuje navenek jako rovnováha – homeostáza. Ve skutečnosti se však jedná o homeorhézu, tedy dynamický stav, jenž se udržuje v malých odchylkách od určitého bodu a je udržován pomocí vzájemných interakcí (Löw 1995).

Chceme-li úspěšně diferencovat význam typů současné vegetace z hlediska ekologické stability, je možné využít hodnocení vycházející z relativního posouzení ekologické stability (Rejmánek 1976).

3.3 *Fragmentace krajiny*

Fragmentace krajiny patří mezi aktuální problémy naší doby a v posledních desetiletích se stává náplní celé řady ekologických studií. Členění krajiny na menší celky má za vznik izolované ostrovy, jejichž funkce v krajinném kontextu může být pozměněna (Reid et al. 2010, Suvorov et al. 2010). Naštěstí jsou zde snahy o zmírnění dopadů fragmentace a prosazování ochrany celistvosti území na národní a mezinárodní úrovni. Podle Anděla et al. (2005) se při řešení otázky fragmentace krajiny setkáváme s třemi vzájemně provázanými aspekty. Konkrétně se jedná o:

- ❖ sledovaný druh organismu,
- ❖ území, kde žije,
- ❖ bariéra způsobující fragmentaci.

Když hovoříme o fragmentaci, nesmíme opomenout ani pojem koridor (pás krajiny, který se svým prostředím liší od krajinné matrice) (Forman & Alexander 1998). Monitoring a hodnocení dopadů fragmentace dopravních koridorů (dálnic, silnic a železnic) je značně komplikované. Sklenička (2003) upozorňuje na význam

umělých objektů, koridorů, jakými jsou například ploty, cesty aj. Tyto objekty mohou krajinné prvky spojovat, ale naopak i rozdělovat.

3.4 Význam krajinné zeleně

V případě mysliveckého pohledu na zeleň v krajině, jsou důležitá následující hlediska (Kůtová & Janota 2008):

- klidu,
- krytu,
- potravní nabídky,
- ovlivnění lokálního mikroklimatu,
- zdravotně hygienické funkce,
- ekologicky stabilizační funkce aj.

Zejména kryt pro zvěř má v myslivecké praxi velký význam. V lesních a smíšených honitbách vytvářejí kryt víceetážové porosty, popřípadě ochranné pláště s křovinnou formací (Karmiris & Nastis 2009). V polních honitbách funkci krytu plní zemědělské kultury, avšak jejich funkce je časově omezená agrotechnickými lhůtami. Tuto dočasnou funkci přestane plnit v okamžiku sklizně, kdy v důsledku dnešního technického vybavení „zmizí sklizeň“ téměř před očima. Zároveň zde často dochází ke ztrátám na zvěři, protože šance na včasný únik jsou širokým záběrem sklízecích strojů a vysokou pojezdovou rychlostí minimalizovány.

Krajinnou zeleň lze obecně dělit podle několika hledisek.

Z hlediska času dělíme zeleň na:

- trvalou,
- dočasnou.

Ad. Trvalá zeleň – jedná se například o stromy, keře, popřípadě travní porosty. Brzobohatý (1988) považuje za stabilizující trvalou zeleň v krajině jen lesní porosty, rozptýlenou zeleň, zahrady, sady a trvalé travní porosty. Zejména trvalá zeleň má významnou úlohu z hlediska ekologické stability krajiny (Míchal 1992). Trvalou zeleň (remízky a remízy) je vhodné zakládat na půdách nevhodných pro zemědělskou výrobu, popřípadě méně výnosných, dočasně neobdělávaných či takových místech, která jsou silně ohrožená působením eroze (Žalman 1997, Janeček et al. 2007, Kůtová et al. 2011, Marada et al. 2012).

Ad. Dočasná zeleň – vesměs jednoleté kulturní popř. plevelné druhy rostlin, které vyžadují každoroční obhospodařování. Zemědělské plodiny na těchto plochách slouží čistě pro potřebu zvěře. Výsev je tvořen rozličnými směskami (například z obilovin, prosa, kukuřice, slunečnice, lupiny, krmné kapusty, topinamburu, jetelů, travin a dalšími druhy). Tzv. políčka pro zvěř nejsou sklízena, ale jsou ponechána k užítku volně žijícím živočichům (Boatman et al. 2001, Stoate et al. 2003, Henderson et al. 2004, Parish & Sotherton 2004, Kůtová & Janota 2008). Jednoleté směsky zůstávají stát až do jara příštího roku, kdy jsou obnovovány (Žalman 1997). Víceleté zůstávají po určenou dobu. Zřídka do této kategorie můžeme zařadit i víceleté kultury jakými jsou například prutníky.

Právě jednoletá políčka pro zvěř spolu s redukcí predátorů jsou podle Angelici et al. (2000), Genghiniho & Capizziho (2005) a Jennings et al. (2006) možným východiskem pro záchranu a navýšení početních stavů zajíce polního. Vaughan et al. (2003) ještě k těmto opatřením přidává zkvalitnění travních porostů a péči o dřevinné formace.

Szendrei et al. (2001) uvádí, že například kukuřice pěstovaná na poli a ponechaná do dalšího roku významně přispívá k přežití jedinců bažanta obecného, tzn. nárůstu jarních kmenových stavů.

Podle převažující funkce v krajině rozdělujeme zeleň na:

- produkční,
- mimoprodukční
 - hydrická,
 - půdoochranná,
 - kulturně naučná,
 - zdravotně hygienická aj.

Jiné členění podle významu zeleně v krajině uvádí Mareček (1975):

- ❖ zeleň v krajině nezbytná, kterou nelze v žádném případě narušit,
- ❖ zeleň v krajině velmi významná, za určitých podmínek může být omezena, musí však být nahrazena v rámci určitého území,
- ❖ zeleň v krajině nevýznamná, například staré neplodné ovocné sady.

Kavka & Šindelářová (1978) dělí zeleň podle její převládající funkce:

1. veřejná zeleň – základní plochy: parky, uliční zeleň, sadovnické úpravy veřejných prostranství,
 - doplňkové plochy: lesní parky, zeleň v rekreačních oblastech, lázeňské parky, historické parky a zahrady atd.,
2. vyhrazená zeleň – zeleň v obytných okrscích,
 - zeleň u individuální zástavby, zahrady škol, školek a jeslí,
 - zeleň u léčebných ústavů, hřbitovy, botanické a zoologické zahrady, arboreta apod.,

3. ochranná zeleň – zelené plochy v obvodu průmyslových závodů a pásmech hygienické ochrany,
4. hospodářská zeleň – hospodářské a účelové lesy,
 - ovocné sady,
 - výrobní zahrady a školky,
 - zelinářské a zemědělské plochy,
5. ostatní zeleň – zeleň v chráněných územích
 - zeleň ve volné krajině, doprovodná zeleň vodních toků a nádrží, zeleň podél komunikací, lesní remízky, solitérní exempláře a volné skupiny stromů a keřů, ochranné lesní pásy, zeleň na mezích.

Bulíř (1988) uvádí následující členění trvalé zeleně v krajině:

- Podle výšky na:
 - vysokou (> 6 m),
 - střední (3-6 m),
 - nízkou (< 3 m),
 - kombinovanou.
- Podle stáří na:
 - dlouhověkou (> 100 let),
 - středněvěkou (50-100 let),
 - krátkověkou (< 50 let).
- Podle složení na:
 - ovocnou,
 - okrasnou,
 - kombinovanou.

Krajinná zeleň roste v několika půdorysných tvarech (Bulíř 1988, Vach 1999, Hromas 2000):

- ❖ Plocha jako seskupení dřevin – uskupení dřevin o větší či menší výměře s okraji, které často sousedí s polními celky.
 - Les – větší plocha vysoké zeleně (stromů), nejčastěji uměle založených na lesním půdním fondu.
 - Remíz – převážně přirozeně vzniklý porost stromů a keřů nepravidelného tvaru, plocha nad 500 m².
 - Remízek – přirozeně či uměle založený porost stromů a keřů o ploše 100 až 500 m².
 - Skupina – rozvolněně rostoucí soubor více než pěti stromů na ploše do 100 m².
 - Hnízdo – rozvolněně rostoucí skupina nejvýše pěti stromů.
 - Jedinci či bodová zeleň – jednotlivě rostoucí dřeviny.

- ❖ Linie – spojitě či přerušované, širší či užší porosty stromů tvaru obdélníka, plnící obvykle účel doprovodné zeleně.
 - Pruh – je víceřadá výsadba stromů, 5 až 30 m široká, sloužící jako větrolam.
 - Pás – jednořadá až třířadá výsadba či nálet stromů o šířce do 5 m.
 - Stromořadí – jednořadé, ale i víceřadé aleje i z ovocných stromů v pravidelném sponu.
 - Živý plot – jednořadá hustá výsadba keřů, často označující hranice pozemku.

Z pohledu mysliveckého hospodaření a druhu zvěře, pro kterou je remízek zakládán, lze rozdělit remízky na (Jirkovský et al. 1960) remízky pro:

- koroptve,
- bažanty,

- koroptve a bažanty.

Konkrétně křovinné a stromové meze a remízy lze dělit podle způsobu vzniku (Pollard 1973, Forman & Godron 1993, Reif & Schmutz 2001):

- ❖ při mýcení středověkých lesů jako pásy mezi nově vytvořenými poli a pastvinami,
- ❖ na kamenných hraničních liniích, které vznikly při sběru kamene z orné půdy,
- ❖ úmyslným vysazením.

Zeleň v krajině můžeme dělit dále podle druhového složení, prostorového uspořádání atd.

Obdobných členění můžeme nalézt mnoho. Je však důležité mít na zřeteli skutečnost, že se jedná o vzájemné spolupůsobení jednotlivých funkcí a že není možné je uvažovat samostatně. Krajina jako celek nikdy neplní pouze jednu funkci, ale vždy více najednou. Mezi nimi jsou vzájemné interakce, které jednotlivé funkce utváří a ovlivňují.

Trvalá zeleň v krajině je významná zejména pro volně žijící živočichy. Její význam roste v lokalitách, kde je větší zastoupení polních celků, tzn. v polních honitbách (Smith et al. 2004). Zlepšuje krytové příležitosti před šelmami a dravci, umožňuje tvorbu klidových podmínek – významných například pro hnízdění. Druhová i prostorová diverzita doprovodné zeleně napomáhá v krajině ke zvýšení počtu orientačních bodů. U volně žijících živočichů na takovýchto lokalitách dochází k vytvoření obrazu rodiště domova, který poutá zvěř k místu narození či vypuštění a potlačuje tak migrační snahy (Hromas 2000).

Obecně prvky doprovodné zeleně zlepšují druhovou pestrost potravní nabídky pro zvěř – plody, okus, ohryz, větší množství rostlinných a hmyzích druhů atp. V neposlední řadě dřevinné formace přispívají k lokální změně mikroklimatu,

v důsledku toho i ke zlepšení krytových příležitostí pro zvěř před nepříznivým počasím (deštěm, sněhem, větrem atp.)

Velmi cenné jsou pásy zeleně podél vodních toků. Jedná se o poměrně stabilní a bohaté prvky zeleně. Často jsou to jediná místa sloužící jako spojky pro pohyb živočichů a šíření rostlin v krajině. Mezi významné funkce patří (Lipský 1998):

- ❖ usměrnění pohybu objektů krajinou,
- ❖ bariérový, popřípadě selektivně bariérový účinek,
- ❖ propojení krajinných prvků,
- ❖ působení na odlišnou okolní krajinnou matici,
- ❖ vznik útočiště, popřípadě i stanoviště pro některé druhy organismů.

Podle Simberlotta (1992) mezi funkce koridorů patří:

- ❖ zachování populace v rovnováze,
- ❖ nenarušení průběhu rozmnožování,
- ❖ eliminace imbreedingových dopadů,
- ❖ plnění migračních potřeb organismů.

Castelon & Sieving (2006) sledovali migrační propustnost tří typů prostředí (konkrétně se jednalo o otevřenou krajinu, sekundární křovinné vegetace a lesnatých pásů pro ptačí druh *Scelorchilus rubecula*). Zjištěné výsledky potvrdily předpoklad, že pásy s vegetací vykazovaly srovnatelnou propustnost krajiny, ale otevřené plochy migraci tohoto druhu ptáka významně omezovaly.

Marulli & Mallarach (2005) aplikovali v blízkosti Barcelony digitální model pro hodnocení spojitosti krajiny vytvořený pomocí geografických informačních systémů. Díky tomu mohou hodnotit míru bariérového efektu, přičemž vstupními údaji jsou typ příslušné bariéry, vliv vzdálenosti a typ krajiny v okolí. Velkým

přínosem je i možnost modelace budoucího vývoje fragmentace krajiny s porovnáním možných dopadů vývoje dopravní infrastruktury.

Konektivité krajiny se věnoval i Levin et al. (2007), přičemž výsledky byly stanoveny za pomoci vzdálenosti od území se zástavbou, která byla ohodnocena podle odhadovaného negativního dopadu.

Finke et al. (2007) aplikoval model hodnocení migrační propustnosti krajiny pro živočichy v kontextu antropogenních disturbancí. Tento model dovoluje vypočítat celkový index propustnosti krajiny a sledovat následný vývoj území.

I Beier (1998) se věnoval výzkumu, zda liniové prvky v krajině zajišťují spojitost. V této souvislosti hodnotil již publikované studie, které se zabývaly otázkou, zda koridory pomáhají životaschopnosti populací. Podle Beiera by se měly studie týkající se migrace zvěře zaměřit na pohyby zvěře v koridorech, zejména na druhy, které jsou citlivé k fragmentaci krajiny. Méně jak jedna polovina z 32 studií podala užitečná data o prospěšnosti. Další studie byly kvůli designu pokusů neprůkazné.

Frey-Ehrenbold et al. (2013) se věnovala struktuře krajiny ve vztahu k netopýřům. Ve svém šetření zjistila, že pro netopýry má velký význam různorodá krajinná struktura, zejména pro druhy s krátkým dosahem echolokace. A právě propojenost jednotlivých krajinných prvků může napomoci celé řadě druhů živočichů, a to jak savců, tak i ptáků.

Průchodnosti krajiny a obecně její struktuře ve vztahu k volně žijícím živočichům se věnovali i Fahrig a Merriam (1985), Fahrig a Paloheimo (1988), Turner (1990), Dunning et al. (1992), Johnson et al. (1992), Anderson et al. (1994), Demers et al. (1995), With (1999) či Said a Servanty (2005).

Szendrei et al. (2001) prokázal, že například koroptev polní a bažant obecný preferují liniové prvky v krajině, jako například stromové či keřové pásy, meze atp. Proto jsou často pozorovány tyto druhy i kolem silnic, kolejí, příkopů, náspů a podél vodních toků. Pohyb koroptve polní, který byl sledován pomocí moderní technologie, byl Bunerem et al. (2005) určen na 388 m. Genovesi et al. (1999) sledoval bažanta obecného za pomoci radiolokátorů a zjistil negativní korelaci mezi

jeho výskytem a vzdáleností od prvku poskytující kryt. 99 % jedinců se pohybovalo do vzdálenosti méně jak 800 m od tohoto prvku.

Havránek (2007) se zabýval otázkou migrační prostupnosti krajiny pro zvěř a uvádí jako optimální migrační dosah prvků zeleně 200 m, respektive 300 m. Slamečka (2008) uvažuje například v případě zajíce polního jako nejvyšší možnou hranici migrační vzdálenosti 500 m, respektive 600 m.

Rúhe & Hohmann (2004) sledovali po dobu pěti let pomocí radiolokátorů migraci zajíce polního v zemědělské krajině v centrální části Německa. Zjistili, že průměrná migrační vzdálenost v noci je 226 m, ve dne 172 m. Velikost domovského okrsku se zvětšovala se zmenšující se populační denzitou.

Pépin & Cargnelutti (1985) zmiňují maximální vzdálenost 3 000 m pro dospělé zajíce polního a 700 m pro mláďata ve stáří 2-4 měsíců.

Zanni et al. (1988) popisuje průměrnou hodnotu 284 m u zajíce polního. K podobným závěrům došel již Douglas (1970).

Úprava prostředí například pro koroptve, ale i další drobnou zvěř, by měla být v duchu cílů definovaných již Sekerou (1966):

1. vytvořit přirozená centra (komory),
2. rozčlenit velké polní celky pomocí úzkých a nízkých křovinných pásů – podél komunikací a honů,
3. vhodně uspořádat rotace osevních postupů tak, aby sousední hony nebyly osety stejnou plodinou, ale naopak rozdílnými druhy i z hlediska ekologického působení na různorodost prostředí,
4. zvětšit plochy hnízdících krytů zřizováním úzkých pruhů s vhodnou plodinou po obvodu honů.

Zásadou je polní cesty lemovat pruhy dřevinných formací, které je potřeba upravit tak, aby plnily svou funkci a zároveň příliš neztěžovaly obhospodařování

zemědělských pozemků. Pásky nových křovinných formací či současných liniiových prvků zeleně by měly být podle Sekery (1966) v rozmezí 200-700 m.

Důležité je též ozelenění okrajů polních cest. Walker et al. (2005) ve Velké Británii zjistil, že více druhů ptáků i ve větším zastoupení se vyskytovalo v oblasti pěstí a nezpevněných cest lemovaných křovinami (úvozové cesty) před samotnými křovinatými mezemi obklopenými obdělávanými celky. Právě početnost ptáků v samotných křovinách byla ovlivněna strukturou (etážemi) těchto prvků, jejich šířkou a stupněm obhospodařování přilehlých ploch.

Tyto úpravy nemají pouze ekologický (myslivecký) význam, nýbrž pomáhají úspěšně bojovat s působením eroze. V současnosti je většina zemědělských půd vážně ohrožena působením eroze. Jsou tak ohroženy nejen produkční, ale i mimoprodukční funkce. Materiál uvolněný erozí každoročně způsobí významné škody. Eroze ochuzuje zemědělské půdy o nejurodnější část – ornici, zhoršuje fyzikálně-chemické vlastnosti půd, zmenšuje mocnost půdního profilu, snižuje obsah živin a humusu, zvyšuje šterkovitost, poškozují plodiny, znesnadňuje pohyb techniky, způsobuje ztráty osiv a sadby apod. (Janeček et al. 2007).

Uvolněný a odnesený materiál mimo jiné znečišťuje vodní zdroje, snižuje průtočnou kapacitu koryt, zhoršuje životní podmínky vodních organismů. V důsledku těchto vlivů dochází k velkým povodňovým průtokům, které ohrožují životy, zdraví a majetek (Kovář et al. 2002).

V případě větrné eroze se jedná především o poškozování klíčících rostlin a prašnost. V České republice je cca 50 % orné půdy ohroženo vodní erozí a přibližně 10 % větrnou (Janeček et al. 2007).

V praxi může mít i půda vliv na početnost zvěře. Například Santilli & Ferretti (2008) zkoumali vliv půdního typu na abundanci zajíce polního. Šetření probíhalo ve čtyřech oblastech centrální Itálie. Výsledky ukázaly, že vyšší populační stavy byly pozorovány v oblastech s hlinitými půdami než v místech, kde převažovaly jílovité částice. Autoři konstatují, že celá textura půdy může ovlivňovat početnost nepřímo, zejména v souvislosti s teplotou a vlhkostí půdy, které jsou v přímé souvislosti s načasováním zemědělských činností (orba atd.)

Stručné shrnutí vlivů působících na krajinu v České republice (Vach 1999, Hanzal 2000, Kůtová & Janota 2008) v tab. 1:

Tab. 1: Vlivy, které působí na zvěř

Zásah v krajině	Dopady
Monokulturní hospodaření (lesní, zemědělská půda).	Snížení potravní nabídky, ztráta biodiverzity, unifikovaná krajina.
Chemizace výroby související s půdou.	Ztráta druhové diverzity rostlin, pokles potravní nabídky, negativní dopady na volně žijící živočichy, vysoké dávky zejména dusíku, následná eutrofizace vod.
Meliorace krajiny.	Nedostatek dostupných vodních zdrojů, zrušení přirozených hranic v krajině.
Scelování pozemků do velkých honů.	Zrušení přirozených krytových, klidových a potravních zón (remízky, meze, větrolamy), snížený počet orientačních bodů v krajině.
Mechanizace a její použití při sklizni.	Rušení a usmrcování zvěře, zejména mláďat.
Výskyt těžkých kovů (Cd, Pb, Hg).	Organismy jako elementy potravního řetězce.

3.5 Vegetace v prvcích doprovodné zeleně

Prach (1994) uvádí, že indikátorem stanoviště, ale i způsobu obhospodařování, je botanické složení. Druhové složení prvků zeleně v krajině úzce souvisí s úživností honitby, potažmo s početními stavy zvěře (Behnke & Claussen 2001, Sullivan et al. 2006).

Z mnohých publikací z minulosti, ale i současnosti, vyplývá skutečnost, že pokud nejsou plochy s bylinnou vegetací obdělávány a udržovány, v historicky

krátké době začíná být na těchto lokalitách patrná sukcese. Po upuštění od pravidelného kosení trvale travních porostů v širším slova smyslu dochází k nástupu dřevinné složky. V první řadě se jedná zejména o křoviny, následně se uchycují i pionýrských dřevin, které jsou poté střídány dalšími druhy dřevin, postupně až do klimaxu.

V okamžiku zastavení kosení, pastvy či jiného mechanismu bránícího nástupu dalšího stupně sukcese, na stanovišti dochází k zesílení působení dominantních druhů rostlin, které svým růstem vytlačí ostatní druhy. Tímto způsobem klesá rostlinná druhová diverzita. Tato stanoviště jsou přitom využívána například pěvci (Moss 1978, Fuller & Henderson 1992), motýly a můrami, kteří využívají spodní etáž v podobě bylin a travin (Ferris & Carter 2000).

V důsledku toho klesá i druhová pestrost potravní nabídky zvěře a následkem toho zvěř strádá. V úvahu přichází dvě možná východiska. Prvním je to, že se zvěř musí přizpůsobit změněnému prostředí a upraví se jí podle dostupné potravy jídelniček. Druhým možným řešením je migrace za novými potravními příležitostmi.

Druhové složení potravy jednotlivých druhů zvěře má nezanedbatelný vliv i na její zdravotní stav (Hoflechner-Poltl et al. 2000). Právě dřevinné formace v zemědělské krajině ukrývají velké množství hmyzích druhů (Petit & Burel 1998).

I v minulosti v souvislosti se scelováním pozemků docházelo k úbytkům některých druhů živočichů a rostlin či naopak v některých případech docházelo a stále dochází k přemnožení (Nováková 1980). Na mnohých místech České republiky (zejména směrem od hor do nížin) absentuje jakékoliv obhospodařování, půda leží ladem a tento stav dává prostor pro šíření nejen původních plevelných druhů (např. šťovík – *Rumex ssp.*), ale i invazních (bolševník velkolepý – *Heracleum mantegazzianum*). Dochází tak i ke snižování malebnosti venkovské krajiny (Fiala & Gaisler 1999).

Přitom právě zemědělci by podle Szedrei (2002) měli podporovat v zájmu snižování hmyzích škůdců a zachování a rozšíření koroptve polní zakládání lesních a křovinatých pásů s otevřenou strukturou.

Například zajíc polní preferuje extenzivní zemědělské obhospodařování s poli a pastvinami, kde může najít kryt i potravu po celý rok (Smith et al. 2005). Karminis

& Nastis (2007) zkoumali vliv pastvy hospodářských zvířat (konkrétně ovcí a koz) na populaci zajíce polního v Řecku a zjistili, že hospodářská zvířata a zajíc polní mohou koexistovat. Jejich spojení je víceméně prospěšné, než že by bylo konkurenční, ale nesmí se překračovat kapacita prostředí. To vede k závěru, že pastva nemá přímé negativní dopady na početní stavy zajíce polního.

3.6 Historické mapové podklady jako svědci časů minulých

Historické mapy slouží jako podklad pro zjištění, jak krajina vypadala v minulosti. Lipský (2000) a Sklenička (2003) vnímají historické podklady jako nezastupitelné informace pro systematické sledování dosavadního vývoje kulturní krajiny. Jedná se například o:

- ❖ délku a trvalost osídlení,
- ❖ dynamiku a případné narušování ekonomického a ekologického vývoje,
- ❖ vznik, trvání a zánik vazeb podmiňujících proměnlivý potenciál a ráz krajiny,
- ❖ vývoj vztahů mezi přírodními a antropickými činiteli v krajině,
- ❖ vývoj a změnu krajinné struktury,
- ❖ nástup, trvání a odeznění kladných i záporných přírodních a antropických dopadů do krajinného rázu.

Vyhodnocení historického vývoje krajiny by mělo většinou zodpovědět následující otázky (Sklenička 2003):

- ❖ Jaké trendy určovaly vývoj ve sledovaném období?
- ❖ Jaká byla míra změn relevantních krajinných atributů?
- ❖ Jaké byly příčiny zjištěného vývoje?
- ❖ Jaký byl stav před výskytem kauzálního faktoru?

3.6.1 Historické mapy na území dnešní České republiky

Vznik nejstarší známé mapy Čech, jejímž autorem je Mikuláš Klaudyán z Mladé Boleslavi, se datuje do roku 1518. Jedná se o ručně kolorovanou dřevořezbu, která je orientována severem dolů (Sklenička 2003). Existuje celá řada významných děl, která byla v průběhu historie vytvořena. Mezi nejpoužívanější historické mapy patří Stabilní katastr, 3. vojenské mapování a Pozemkový katastr (Sklenička 2003).

3.6.2 Stabilní katastr

Mezi lety 1825-1843 byl Stabilní katastr vyhotoven jako soupis všech pozemků na území předlitavské části habsburské monarchie. Vypracování mělo sloužit jako základ pro zdanění čistého výnosu pozemků. Indikační skici byly vytvořeny pro každé katastrální území v sáhovém měřítku 1 : 2 880 a odvozených (1 : 1 440; 1 : 5 760). Mezi výhody Stabilního katastru bezesporu patří zejména sledování změn krajinné struktury, v možnostech rekonstrukce území narušených těžbou a vyhotovení různých podob krajinného plánování například ÚSES, územního plánování, pozemkové úpravy aj. Zachycuje stav, kdy na území dnešní České republiky byl nejnižší podíl lesa, zároveň však s největší mírou prostorové heterogenity v historii (Sklenička 2003).



Obr. 2: Ukázka mapového listu Císařských povinných otisků Stabilního katastru Čech

3.6.3 3. vojenské mapování

Roku 1868 rakouské Ministerstvo války rozhodlo o zahájení dalšího vojenského mapování. 2. vojenské mapování bylo již v té době zastaralé a dostatečně nevyhovovalo požadavkům armády. Mapy byly vyhotoveny v měřítku 1 : 25 000 a byly kolorované. Oproti předešlému mapování měly vylepšené znázornění výškopisu a byly opatřeny nejen šrafami, ale i vrstevnicemi a kótami. Přetiskem těchto tzv. topografických sekcí pak vznikly speciální mapy (1 : 75 000) a generální mapy (1 : 200 000), které byly tištěny černobíle. Mapy vyhotovené Vojenský zeměpisným ústavem se v roce 1918, tj. po založení Československa, staly úředními mapami a byly opatřeny českým názvoslovím.

3.6.4 Pozemkový katastr

S účinností zákona č. 177 ze dne 16. prosince 1927 S. z. n., o pozemkovém katastru a jeho vedení (tzv. katastrální zákon), přichází pokračování Stabilního

katastru. Pozemkový katastr byl uzavřen roku 1955. Avšak už od roku 1939 není katastrální operát udržován v plném rozsahu. Katastrální operát se skládá z katastrálních map v měřítku 1 : 2 880, z parcelního protokolu se seznamy parcelních čísel, bonit, výměr atd. a z pozemnostního archu se sestavou pro každého držitele. Propojení grafického operátu s písemným poskytuje možnost sledovat změny ve vlastnictví (Sklenička 2003).

3.7 *Biologie hlavní užitkových druhů zvěře vyskytujících v intenzivně zemědělsky využívané krajině*

3.7.1 *Biologie koroptve polní (Perdix perdix)*

Koroptev polní je původně stepním druhem, který se dříve šířil s rozšiřováním orné půdy. Ač má ráda otevřenou krajinu, přesto to samotné není měřítkem její populační hustoty (Sekera 1966). Preferuje rozličné polní kultury s mezerami a skupinkami keřů (Richter & Ruman 1953). V posledních letech je možno ji spatřovat i nedaleko lidských obydlí, na okraji vesnic i měst. Koroptev polní je monogamním druhem, který tvoří páry již na přelomu února března. Hnízdo buduje slepička, do kterého snáší 12-20 vajec. Kuřátka jsou často likvidována sečí a predátory (Middleton 2009). V potravní složce dospělců převládá celoročně rostlinná složka (zejména semena), v potravě mláďat zprvu naopak nejprve živočišná (drobný hmyz, mravenčí kukly – až 90 %).

Početnost koroptve polní rapidně klesla v posledních desetiletích na minimum. Příčinou byly změny v zemědělské výrobě po druhé světové válce, zejména vlivem scelování, a s tím spojené rozorávání mezí, rozptýlené zeleně a nárůst využití mechanizace (Hromas 2000). V letech 1985 až 1989 hnízdilo u nás mezi 9 až 18 tisíci páry. V letech 2001 až 2003 tomu bylo 11 až 22 tisíc párů. I přes početní zlepšení patří koroptev k ohroženým druhům naší krajiny.

Zvlášť v zimních měsících jsou pro koroptev polní důležité krytové příležitosti a dostupnost zelené potravy. Je potřeba zlepšovat podmínky prostředí výsadbou keřů a dalších krytin, které pomohou zvýšit početní stavy. Střídání rostlinných formací na malých plochách poskytuje koroptvi ekologické optimum

(Sekera 1966). Neopomenutelný význam mají zmíněné křovinné útvary, které jí poskytují přirozenou ochranu.

3.7.2 *Biologie bažanta obecného (Phasianus colchicus)*

Bažant nejraději obývá krajinu pestrou, se střídajícími se lesíky, remízky a poli. Jeho hlavní potravou v mládí je výhradně hmyz a jeho larvy, později se zapojuje i rostlinná složka. Například Farský (1948) provedl rozbor 643 žaludků bažanta obecného a zjistil, že hlavní složkou potravy jsou rostlinné zbytky ve výši 64,1 %, dále živočišné 24,5 % a nerosty 11,4 %. Během roku převládala rostlinná potrava, živočišný podíl narůstal v období květen – červenec. Obdobné výsledky prokázali Laughrey & Stinton (1955), Korchsger (1964), Glutz (1973), Cramp & Simmons (1980), Hudec et al. (2005) a další. Podle Hegendorfa (1931) se bažant obecný živí v dospělosti převážně bobulemi, proto je třeba vysazovat větší množství plodonosných keřů. Ač bažant může při lokálně vyšších stavech působit menší škody na zemědělských plodinách (zejména okopaninách), tak jeho užitečnost při sběru škůdců (červců, měkkýšů a hmyzu) je neocenitelná (Farský 1948). Dokonce v potravě bažantí zvěře byly nalezeny i myši (Možíšek 1930).

Bažant obecný je vázán na pestrá zemědělskou krajinu s dostatkem travinných a křovinných formací (Robertson 1998, Scott et al. 1999, Middleton 2009, Nelli et al. 2012).

U nás je bažant obecný rozšířen na celém území (do nadmořské výšky 900 m n. m). Nejvyšších početních stavů dosahuje však v zemědělských oblastech nížin, kde je dostatek krytových příležitostí (doprovodná zeleň, polní lesíky). Od 70. let 20. století početní stavy poklesly, avšak příčiny tohoto úpadku nejsou zcela objasněny.

3.7.3 *Biologie zajíce polního (Lepus europaeus)*

Zajíc polní se vyskytuje v polním, ale i lesním prostředí s dostatkem krytu a bohatými potravními příležitostmi – závětrná a suchá stanoviště. Patří mezi býložravce, který ve vegetačním období je velmi náročný na výběr potravy.

Na konci léta v jeho jídelníčku převládají energeticky bohaté plodiny (zejména semena trav a kulturních rostlin), které mu zajistí tvorbu tukových rezerv,

zejména z čeledí *Poaceae* a *Fabaceae* (Ogurlu 1997). Během zimních měsíců spásá letorosty a kůru jehličnatých i listnatých dřevin. např. *Quercus spp.* a druhy čeledi *Rosaceae* (Ogurlu 1997). Vodu přijímá zejména v podobě vody vázané.

Pro zajíce polního je významnou keřovou dřevinou janovec (*Sarothamnus scoparius*), druhy z čeledi bobovitých (*Fabaceae*) rodů *Genista*, *Ulex*, *Cytisus*, které se úspěšně množí semeny (Kostroň 1954).

Pobytový prostor se mění podle dostupné potravní nabídky. Proto je u něj častěji pozorována tendence k migrační fluktuaci. Ta roste s tím, čím chudší je druhová bohatost krajiny (Mottl 1970). Před nepřízní počasí se zajíc polní ukrývá v dřevinných formacích (lesích i křovinách). Věrnost stanovišti je u tohoto druhu zvěře všeobecně známá. Více než 60 % dospělých zajíců se nevzdaluje více jak dva kilometry od místa narození.

V místech s nižší krajinou diverzitou, tzn. intenzivně zemědělsky využívaná krajina bez prvků doprovodné zeleně, zajíci dosahují menší tělesné hmotnosti a mají vyšší úhyny. Zároveň malé a slabé zaječky mají menší vrhy (Frylestam 1980).

Paci et al. (2007) potvrzuje, že zajíc polní se hojněji vyskytuje v otevřené krajině s nižším trvalým zalesněním, avšak s dostatkem křovinatých okrajů a krytových příležitostí.

Při vypouštění (oživení krve) zajíce polního je nutné připravit prostředí v podobě střídajících se typů prostředí (plodin), křovin a pastevních ploch s přirozenou plevelnou vegetací (ladem ležící půdy) (Ferretti et al. 2010). Protože při snížené potravní nabídce, zejména v zimních měsících, je nucen zajíc více migrovat za potravními zdroji (Kauhala et al. 2004).

Největší populační hustotu zajíce polního spatřujeme v nížinách (Polabí, jihu Moravy a na Hané). Zajíc se však vyskytuje přes střední polohy až do poloh horských. Od 60. let minulého století je pozorován pád početních stavů, který je přisuzován celkovému zhoršení životních podmínek. Tento pokles je sledován poklesem reprodukčního koeficientu reprodukce z 1,19 (polovina 70. let 20. století) na 0,31 (1981 až 1985).

3.7.4 *Biologie srnce obecného (Capreolus capreolus)*

Srncí zvěř významně obývá okraje mlazin a hustých křovin v prvcích rozptýlené zeleně a její abundance s výskytem křovinných formací v krajině úzce souvisí (Kůtová & Janota 2008). Čím delší obvod okrajů zmiňovaných kultur bude, tím více bude tento druh zvěře danou krajinu obývat.

V průběhu vegetační sezóny spásá srnec obecný rozličné bylinné porosty až do výšky 1,15 m (Prior 1983). V letních měsících se jedná zejména o druhy z čeledi bobovitých (*Fabaceae*) – jetele, hrách a lusko-obilné směsy. S nástupem podzimu se v potravě srnce obecného vyskytují plody a semena rostlin. Během zimy ohryzává pupeny a kůru stromů a keřů. V jarních měsících roste význam bylinné složky v podobě rašících rostlin. Početnost tohoto druhu zvěře má i přes krátkodobé výkyvy rostoucí tendenci.

3.7.5 *Biologie prasete divokého (Sus scrofa)*

S prasetem divokým je možno se setkat v rámci celé republiky. Nejvíce však mu vyhovují lužní lesy s polními kulturami v sousedství. Vyhledává místa s bahnitými lokalitami, kde se kaliští.

Prase divoké patří mezi všežravce. Nejraději má plody lesních dřevin, oves, kukuřici, brambory, řepu, topinambury, kořeny bylin a kapradin. Neméně má v oblibě drobné hlodavce, obojživelníky, plazy, hmyz, mláďata ptáků, mláďata zvěře včetně srnčat a mršín.

V lesním hospodářství vyrývá síjí žaludů a bukvic – semena listnatých dřevin obecně. Rozrýváním půdy na druhé straně přispívá ke zlepšení přirozeného zmlazení. Mezi jeho prospěšné stránky patří i skutečnost, že mu jako potrava poslouží i larvy hmyzích škůdců žijících v půdě. V zemědělství výrazně škodí na okopaninách, obilí, kukuřici a luskovinách. Často sami zemědělci však umožňují praseti divokému působit rozsáhlé škody, které mnohdy dosahují kalamitního stavu. Jedná se zejména o nevhodné agrotechnické zásahy (obilí zaseli na pole, kde předtím byly okopaniny atp.)

3.8 Škody na zvěři

Jedním z hlavních negativních dopadů zemědělské výroby na zvěř je vliv užívání různých chemických přípravků, které škodí zejména zvěři pernaté (Ahrens 2000, Eskens 2000, Spittler 2000).

Po roce 1989 došlo k výrazným změnám v používání chemických prostředků v zemědělství. Ve srovnání s rokem 1984 byly rostlinné inhibitory aplikovány o 70 % méně (Baldi & Farado 2007). Přesto nedošlo k výrazným početním nárůstům, jak by se přepokládalo.

V dnešních dnech se v zemědělství oproti začátku 90. let 20. století používá opět větší množství nákladné chemické ochrany zemědělských plodin před škůdci a plevelely.

Nárůst početních stavů predátorů výrazně ovlivňuje početní stavy zvěře. Význam predatorního tlaku přímo souvisí se zhoršením kvality biotopu a tím pádem i dostupnosti hnízd, mláďat i dospělých kusů (Angelici et al. 2000, Riley & Schultz 2001, Whittingham & Evans 2004).

Právě zmíněný predatorní tlak na ptačí hnízda na hranici dvou biotopů je spolu s jinými ekologickými jevy souhrnně označován jako okrajový efekt. Je-li velikost krajinného fragmentu stále redukována, predátoři mohou pronikat stále hlouběji do nitra, což přináší rozšiřování vlivu okrajového efektu. Míra hnízdní predace roste s klesající heterogenitou krajiny a z agrikulturní krajiny směrem k urbánním plochám, bez ohledu na velikost fragmentu (Suvorov et al. 2010).

Na druhou stranu Nováková & Hanzl (1966) nepotvrdili do tehdejší doby tradovanou domněnku, že intenzivní tlumení predátorů (dříve označovaná jako „škodná“), zejména dravců a lišky obecné, může podstatným způsobem kladně ovlivnit například populační dynamiku koroptví. Zároveň dnes víme, že vysoké stavy predátorů v kombinaci s faktory prostředí podstatně komplikují koroptvi polní návrat do krajiny (Šálek 2004, Buner et al. 2005).

Samotným složením potravy našich predátorů se na území České republiky mnoho studií neprovedlo. Kožená (1988) se zabývala rozbořením potravy lišky obecné (*Vulpes vulpes*) v zemědělské krajině jižní Moravy. V celkovém počtu vzorků byli nejčastěji přítomní hlodavci (62,5 %), 46,3 % zajíc polní (*Lepus europaeus*) a v 43,8

% zbytky ptáků (peří a kosti) – bažant obecný byl zastoupený 20 %. Dále se jako složky potravy vyskytovaly hmyz (18,1 %) a ovoce (14,4 %). Nejčastěji zastoupenými druhy v liščí potravě byly: hraboš polní (*Microtus arvalis*), poté zajíc polní a nejmenší zastoupení měl bažant obecný.

3.9 Charakteristiky zájmového území

Řešení probíhá v rámci projektu „Revitalizace krajiny Podřipska“, do kterého je zapojeno 40 honiteb. Tyto honitby jsou součástí Podřipského zájmového sdružení nájemců honiteb se sídlem Straškov 103, 411 84 Straškov.

Lesnatost oblasti je v rámci České republiky podprůměrná a charakter lesních porostů je oproti přírodnímu stavu výrazně změněn ve prospěch jehličnanů (zastoupení je vyšší o 20-39 %). Tato skutečnost přináší snížení úživnosti dřevinných formací (Havránek et al. 2005).

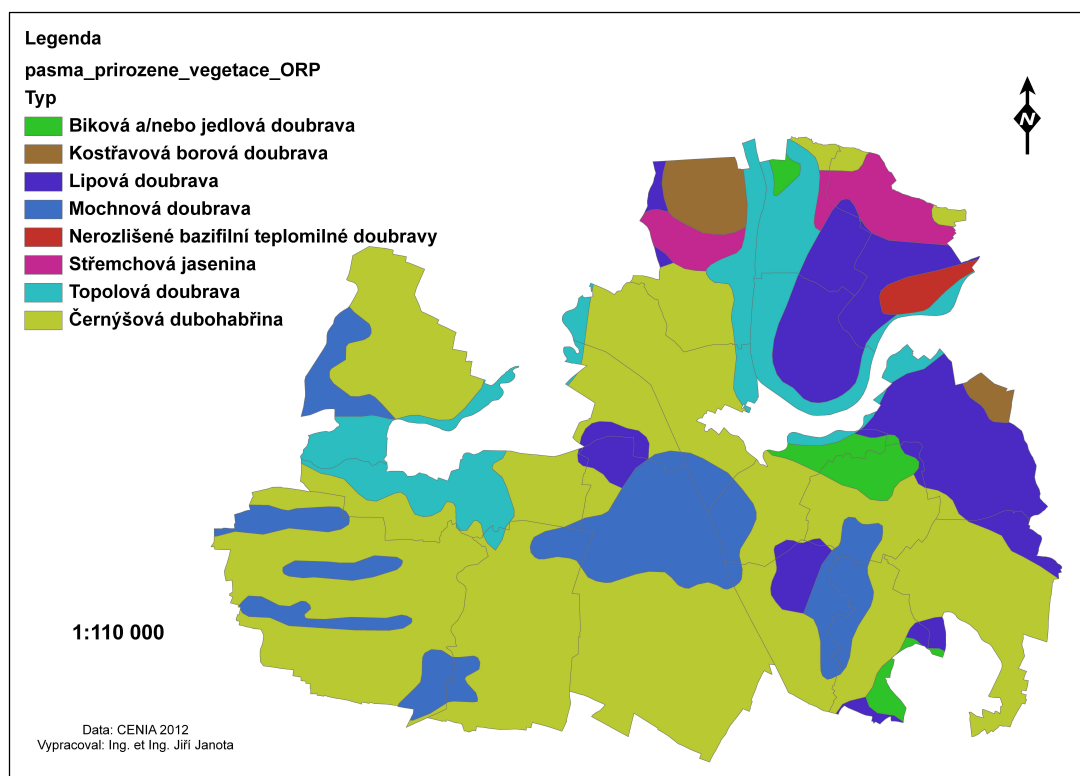
Mapa č.7 Rozdíl mezi přirozenou a současnou skladbou lesních porostů-nárůst % jehličnanů



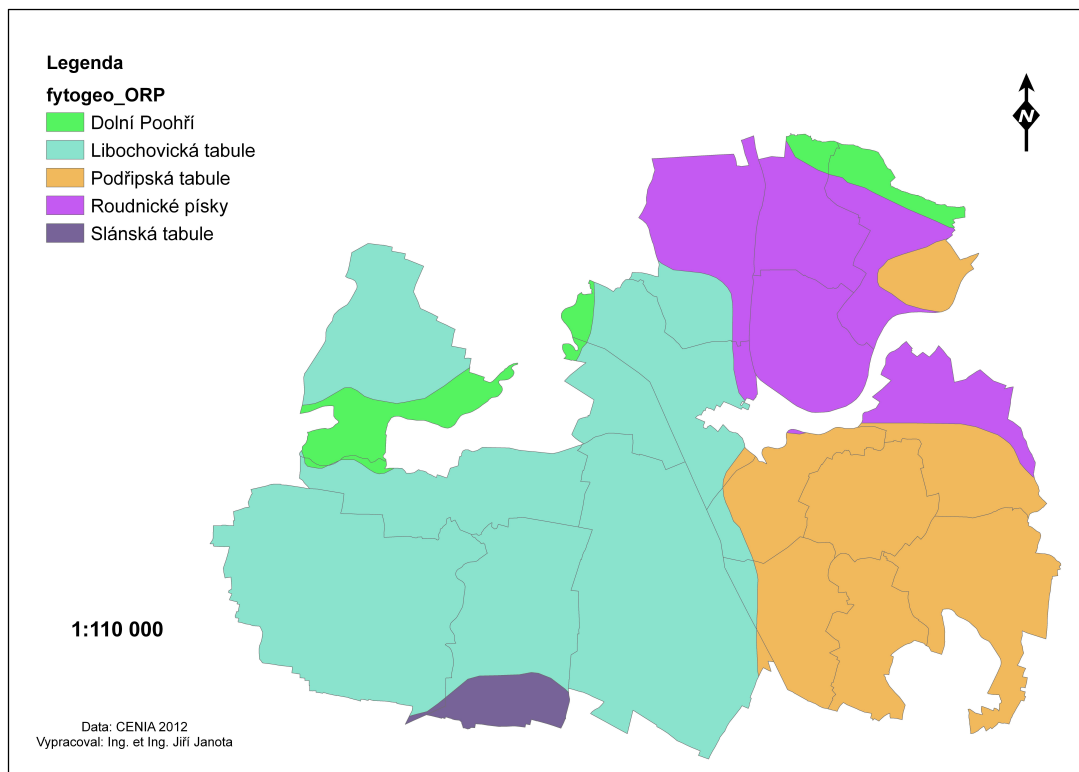
Obr. 3: Rozdíl mezi přirozenou a současnou dřevinnou skladbou lesních porostů
Zdroj: Havránek, F., Bukovjan, K., & Hučko, M. 2005: Vstupní studie revitalizace krajiny Podřipska. - Práce VÚLHM, 22 s.

Pozemky Podřipska jsou sceleny do velkých a rozsáhlých polních celků, jejichž výměry přesahují i stovky hektarů. Nachází se zde i takové oblasti, o nichž lze říci, že jsou až nad míru zemědělci využívány.

Podřipská oblast patří do PLO 17 – Polabí. Zastoupení pozemků určených k plnění funkcí lesa (PUPFL) je nízké. Lesní porosty rostoucí v zájmové oblasti náleží do 1. lesního vegetačního stupně (LVS) – dubového, okrajově do 2. LVS – buko-dubového. Pásma přirozené vegetace uvádí obr. 4. Fytogeografické členění území představuje obr. 5.



Obr. 4: Pásma přirozené vegetace



Obr. 5: Fytogeografické členění

V České republice převládá západní proudění větru, které s sebou obecně přináší vlhkost v podobě dešťových srážek. Podřipsko se ale nachází ve srážkovém stínu Krušných hor a Českého středohoří. Průměrné množství srážek je přibližně 450 mm.

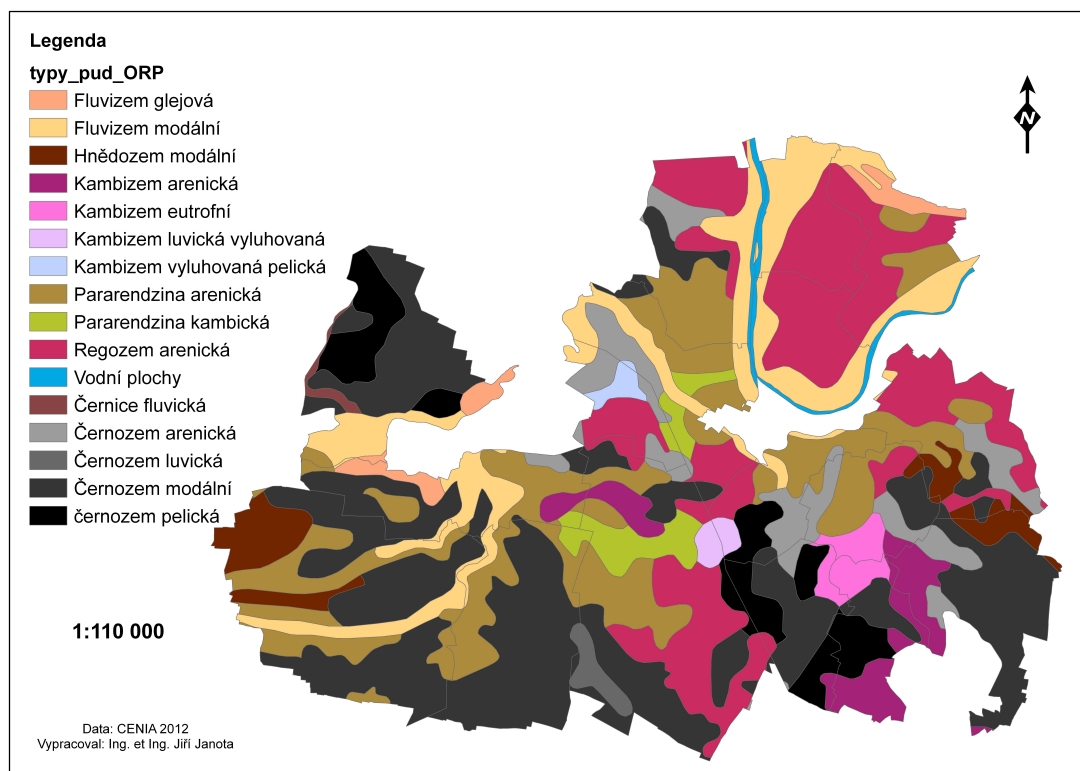
V níže uvedené tabulce (tab. 2) jsou pro dokreslení dlouhodobé normály, které byly zaznamenány na nejbližší meteorologické stanici Českého hydrometeorologického ústavu Doksany.

Tab. 2: Dlouhodobé normály klimatických hodnot za období 1961-1990 (ČHMÚ 2005).

Dlouhodobé normály klimatických hodnot za období 1961–1990												
leden	únor	březen	duben	květen	červen	červenec	srpen	září	říjen	listopad	prosinec	rok
Průměrná teplota vzduchu [°C]												
-2,0	-0,2	3,7	8,5	13,4	16,8	18,1	17,4	13,5	8,5	3,7	0,0	8,5
Úhrn srážek [mm]												
20,4	19,2	22,7	32,8	55,2	56,5	59,8	63	41	29,9	31,3	24	455,9
Trvání slunečního svitu [h]												
31,1	57,1	107,5	152,8	199,3	201,3	203,2	195,2	140,2	92,1	36,2	28,8	1444,7

3.9.1 Geomorfologie

Podřípská oblast náleží do geomorfologické oblasti Řípské tabule, která je tvořena horninami svrchní křídý a permu, a vytváří tak homogenní reliéf říčních teras a denudačních plošin. Příčný profil je tvořen širšími údolími, která byla vymodelována malými přítoky Labe a Ohře. Půdní typy v oblasti představuje obr. 6.



Obr. 6: Půdní typy v oblasti

Řípská tabule spolu s Hazmburskou tabulí a Terezínskou kotlinou tvoří Dolnooharskou tabuli. Ta náleží do Středočeské tabule, která je součástí České tabule. Průměrná nadmořská výška Podřipska je 215 m n. m.

Terezínská kotlina se dělí na Lovosickou kotlinu, jež podél toku Labe zasahuje od Lovosic až k Hrobcům, a částečně obklopuje dolní tok Ohře. Do této kotliny patří také známé labské ostrovy: Lovosický, Litoměřický, Střelecký a Žalhostický, z nichž zvláště Litoměřický a Střelecký jsou rekreačně využívány.

Další částí je Roudnická kotlina. Ta se rozprostírá od Hrobců až k Liběchovu. Do této lokality patří i z velké části zalesněná oblast mezi Roudnicí nad Labem a Horními Počaply, Klouček (210 m n. m.) a Hněvický vrch (212 m n. m.).

3.9.2 Historie kraje

V krajině Podřipska se lidé odedávna věnovali pěstování obilí, ovoce a vinné révy. Řeky Labe a Ohře odjakživa určovaly tvář krajiny a byly především významným zdrojem obživy. Vynikali zde zejména převozníci, písaři a ledaři.

Od 13. století vládl v kraji říční rybolov. Ve vodách Labe byli loveni lososi a jeseteři. Postupem času, zejména vlivem regulace toku a znečištění vod, rybí obsádka ubyla do takové míry, že rybolov jako řemeslo úplně zaniklo.

I když v 2. polovině 19. století přicházela průmyslová revoluce, na Litoměřicku stále úspěšně panovalo zemědělství. Jistá změna byla pozorovatelná. Byly pěstovány plodiny, které se průmyslově zpracovávaly. Jednalo se zejména o brambory, řepu cukrovku, řepku a ve vyšších polohách i len. Místa, kde se pěstoval právě zmiňovaný len, dokládají lokální názvy „V Pazdernách, Pazderny“ atp.

V blízkých Lovosicích byl zbudován ve 20. století komplex chemického průmyslu. Nejen jeho vlivem, ale také intenzivním zemědělským využíváním půdy, byla krajina zájmové oblasti výrazně ovlivněna.

V současnosti není možné plně přizpůsobit zemědělství, lesnictví, průmysl a dopravu zájmu ochrany přírody a krajiny, avšak je nutné uzpůsobení rozsahu těchto činností trvale přijatelnému životnímu prostředí pro lidstvo. Takovými kroky je možno současně zlepšit tvář krajiny a životní podmínky pro volně žijící živočichy.

Cesta ke kompromisnímu řešení současné situace vede přes praktickou polyfunkční krajinu, kde má své místo zemědělská i průmyslová výroba, avšak vše ve vyváženém poměru (Zachar 1989). V krajině, v níž jsou v rovnosti produkční a mimoprodukční funkce.

Na Podřipsku jsou pěstovány rozsáhlé zemědělské monokulturní bloky už po dlouhá léta. Tato řepařská oblast patří k nejúrodnějším v rámci celé České republiky. Ekonomické dopady se projevují i zde. Vzhledem k vývoji trhu a celé lidské společnosti dochází ke změně pěstovaných druhů plodin – řepu cukrovku střídá například řepka olejka.

Nepříznivé dopady pěstování zemědělských plodin na velkých monokulturních blocích by bylo možné omezit dostatečným počtem a plochou biocenter, biokoridorů a interakčních prvků – Územní Systém Ekologické Stability. Jeho tvorba vyplývá ze zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění. Do této činnosti se mohou zapojit zemědělci, lesníci, ochránci přírody, myslivci a další dotčené osoby. Ve všech případech, kde by měl být takovýto projekt realizován, je nezbytně nutný souhlas vlastníka pozemku.

Významnou úlohu v tomto procesu hrají pozemkové úpravy a krajinné plánování. Za tímto účelem je vždy potřeba provést zhodnocení historického vývoje krajiny (Sklenička 2003).

4 Materiál a metodika

4.1 Vliv výměry a ekotonu vybraných krajinných prvků na početnost zvěře

4.1.1 Lokalizace

Zájmová oblast se nachází z majoritní části na území Ústeckého kraje, jen z malé části na jihu zasahuje do katastrálních území obcí spadajících do působnosti Středočeského kraje. Zájmové honitby jsou v působnosti Odboru životního prostředí při Městském úřadu Roudnice nad Labem jako obce s rozšířenou působností. Celkově se jedná o 19 uznaných honiteb. Pro účely této práce do šetření bylo zapojeno 17 honiteb (tab. 3), jelikož dvě honitby z celkového počtu 19 jsou uznány za bažantnice podle zákona č. 449/2001 Sb., o myslivosti, ve znění pozdějších předpisů, tj. jsou to oblasti intenzivního chovu zvěře a podmínky pro zvěř včetně péče o ni jsou v jiném režimu. Celková výměra zájmového území činila 24 548 ha.

Druh plochy [ha]	Zemědělská	Lesní	Vodní	Ostatní	Celkem
ASTUR Straškov	3600	120	0	0	3720
Bechlín	760	235	1	220	1216
Ohře Břežany	1878	61	21	0	1960
Ctíněves - Černouček	701	84	0	0	785
Na Ladech	477	372	100	0	949
Dušníky	526	31	19	0	576
Martiněves	1803	53	0	0	1856
Kostomlaty	1425	118	2	0	1545
Krabčice - Rovné	594	194	1	159	948
Libotenice - Rohatce	960	328	40	0	1328
Lounky	692	198	32	0	922
Podháj Kleneč	691	48	2	19	760
Kněždola	1238	20	12	0	1270
Mšené Lázně	3197	165	1	0	3363
Sovice	1062	184	45	73	1364
Bora	944	196	0	0	1140
Vražkov - Mnetěš (Pod Řípem)	821	25	0	0	846

Tab. 3: Honitby v zájmovém území

4.1.2 Sběr dat – zpracování podkladů

Za pomoci nástrojů geografických informačních systémů (GIS) v prostředí softwaru ArcGIS – ArcMap 9.2 a ArcCatalog 9.2 (ESRI, Redlands, USA) byla zpracována podkladová data, a to v souřadnicovém systému S-JTSK Krovak EastNorth.

V zájmovém území byly sledovány prvky krajinné matrice se zaměřením na ekotony, tj. předěly mezi kulturami, které vynikají svou druhovou pestrostí v porovnání s okolními plochami. Konkrétně byly zkoumány délky ekotonů polních a lesních kultur a prvků doprovodné zeleně (tj. mezních pásů a remízů s dřevinou vegetací), včetně jejich plošných výměr. Pro hodnocení byly vytvořeny nové digitální informační vrstvy s potřebnými atributy na podkladu současných ortofoto map a vrstvy dm_u_25 od České informační agentury životního prostředí (CENIA) dostupných přes Geoportál. Na podkladu těchto vrstev proběhla vektorizace a tvorba nových vrstev s polygony lesa a doprovodné zeleně. Pro analýzu polních ekotonů a výměr bloků bylo využito databáze LPIS od Ministerstva zemědělství. Kvantifikace doprovodné zeleně byla realizována vyhodnocením ortofotografií, zaměřením délek ekotonů a zjištěním výměr polygonů předmětných krajinných prvků na úrovni jednotlivých honiteb. Datová vrstva s hranicemi honiteb byla poskytnuta Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů se sídlem v Brandýse nad Labem po udělení souhlasu Ministerstvem zemědělství.

Pro posouzení početnosti jednotlivých druhů zvěře bylo využito databáze myslivecké statistiky (Mysl 1-01) – konkrétně lov a úhyn (dále jen početnost) (Schröpfer & Nyenhuis 1982, Draycott et al. 2002, Santilli & Bagliacca 2008) – zajíc polní (*Lepus europaeus*), bažant obecný (*Phasianus colchicus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*) a prase divoké (*Sus scrofa*); doplňkově další druhy zvěře – liška obecná (*Vulpes vulpes*), kuna skalní (*Martes foina*) a kuna lesní (*Martes martes*) (hodnoceno dohromady), straka obecná (*Pica pica*), vrána obecná (*Corvus corona*), holub hřivnáč (*Columba palumbus*) a druhy živočichů – kočka domácí (*Felis domestica*) a psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*). Méně jak čtyři honitby vypouštěly v předhnízdním období určitý počet zvěře bažanta obecného, převážně samic, pro podporu hnízdní populace. Vzhledem k vysoké mortalitě a nízké reprodukční schopnosti uměle odchovaných jedinců byl jejich vliv na populaci zanedbatelný (Shipley & Scott 2006; Musil & Connelly 2009).

Data o početnosti byla shromážděna pro zájmové území v dostupném časovém horizontu posledních 11 let, tj. 2002-2012 (vyjma psíka mývalovitého, jehož početnost byla popsána v letech 2007-2012) a prezentována v grafické formě

(Příloha A). Data z myslivecké statistiky byla poskytnuta Odborem životního prostředí Městského úřadu Roudnice nad Labem.

4.1.3 Analýza dat

Data o krajině ze současných ortofoto map, tj. výměra a délka ekotonů, a o početnosti sledovaných druhů zvěře, která vstupovala do analýz, byla přepočtena na srovnávací výměru 100 ha honitby.

Vztah mezi výměrou a délkou ekotonů pole, doprovodné zeleně a lesa a početností zvěře (srnec obecný, prase divoké, zajíc polní, bažant obecný) z let 2010, 2011 a 2012 byl testován jednoduchou lineární regresí v programu Statistica 10 (Statsoft, Tulsa, USA) pro každý rok zvlášť. Dvě honitby sousedí přímo s bažantnicí, proto zde bylo podezření na možné zkreslení početnosti bažanta obecného v podobě vyšších odlovů a následně tak mohly být ovlivněny výsledky testů. Z tohoto důvodu byly proto provedeny další analýzy pro vztah bažanta obecného ke sledovaným ukazatelům pro zbylých 15 honiteb.

U dalších druhů zvěře (liška obecná, kuna skalní a kuna lesní, holub hřivnáč, straka obecná, vrána obecná) a živočichů (kočka domácí a psík mývalovitý) bylo do testů jednoduchou lineární regresí v programu Statistica 10 (Statsoft, Tulsa, USA) využito početnosti z roku 2012.

Doplňkově byla vypočtena průměrná výměra půdního bloku pole pro honitby v zájmové oblasti a stanoven vztah této veličiny k početnosti srnec obecného, prasete divokého, zajíce polního a bažanta obecného. Vztah mezi průměrnou výměrou půdního bloku pole a početností sledovaných druhů zvěře z let 2010, 2011 a 2012 byl testován jednoduchou lineární regresí v programu Statistica 10 (Statsoft, Tulsa, USA) pro každý rok zvlášť.

Ke stanovení vztahu celého společenstva zvěře a dalších druhů živočichů (data o početnosti z roku 2012) k třem typům krajinných prvků (pole, doprovodná zeleň, les) byla použita analýza hlavních komponent (Principle Component analysis, PCA) v programu Canoco for Windows 4.5 (Lepš & Šmilauer 2003) a výsledky byly vizualizovány v ordinačním diagramu v programu CanoDraw for Windows (Ter Braak & Šmilauer 2002).

4.2 Zhodnocení stavu krajiny z pohledu vhodných stanovišť

4.2.1 Lokalizace

Zájmové území pro zhodnocení stavu krajiny z pohledu vhodných stanovišť (Havránek 2007) bylo shodné s uvedenou lokalitou v bodě 4.1.

4.2.2 Sběr dat a analýza krajiny

V tomto kroku byla hledána místa v krajině, která neposkytují zvěři vhodné životní podmínky po celý rok v podobě stabilnějších stanovišť, které představuje les či prvek doprovodné zeleně ve srovnání s obhospodařovaným polním celkem (Havránek 2007). Pro sběr dat bylo využito datových podkladů v podobě mapových dokumentů a datových vrstev (viz bod 4.1).

Kolem krajinných prvků v podobě doprovodné zeleně a lesa z dřívě utvořených datových vrstev byly vytvořeny tzv. buffers (tzn. zóny dosahu daného prvku) (Primi et al. 2009). Velikost zóny byla odvislá od druhu živočicha a jeho pohybu v krajině. Na základě dřívě provedených studií (Pépin & Cargnelutti 1985; Zanni et al. 1988; Buner et al. 2005; Havránek 2007) byl s ohledem na sledované druhy zvěře vytvořen 200 m, resp. 300 m buffer od každého sledovaného prvku doprovodné zeleně a lesního celku. Při syntetickém zobrazení byl pak vykreslen dosah daného krajinného prvku. Ve stejné fázi došlo k odhalení inkriminovaných míst v krajině, kde vzdálenost sledovaných krajinných prvků byla větší jak 400 m, resp. 600 m. Pro přehlednější vyhodnocení stavu krajiny byly honitby vizuálně rozříděny podle míry pokrytí do skupin.

Pro vybrané modelové území (honitbu Ctiněves – Černouček, Ústecký kraj) bylo dále vytvořeno srovnání současného stavu krajiny se stavem z roku 1840. Jako historického podkladu bylo využito Císařských povinných otisků Stabilního katastru Čech od Českého zeměměřického a katastrálního v Praze.

4.3 Vliv přísevu v prvcích doprovodné zeleně na spotřebu krmiva zvěří

4.3.1 Lokalizace a design experimentu

Experiment proběhl na osmi prvcích doprovodné zeleně v katastrálních územích obcí Ctiněves a Černouček (Ústecký kraj), v rámci uznané honitby (Příloha D53), kde se nacházela krmná zařízení pro předkládání jaderných krmiv zvěři v podzimním a zimním období. Ve čtyřech z nich proběhl výsev speciální směsky a druhá čtveřice měla funkci kontrolních (srovnávacích) míst. Speciální směska byla tvořena rostlinnými druhy a to pohankou obecnou (*Fagopyrum vulgare*) 30 %, ovsem setým (*Avena sativa*) 30 %, prosem setým (*Panicum miliaceum*) 15 %, jetelem plazivým (*Trifolium repens*) 15 %, kapustou krmnou (*Brassica oleracea*) 5 %, řepkou jarní (*Brassica napus*) 3 %, slézem krmným (*Malva verticillata*) 2 % s vydatností 100 kg/ha a byla vyseta na ploše 100 m² (Ellenberg 1956) v každém ze čtyř prvků doprovodné zeleně. První přísev byl realizován v červnu v roce 2010 a obnoven byl též v červnu roku 2011.

Zvěř se příkrmovala jaderným krmivem – ovsem setým. Do krmného zařízení byl na počátku měření spotřeby vždy doplněn plný zásobník a kontrola probíhala každé dva dny. Doplnkově byly namátkově instalovány fotopasti pro monitoring dění u krmného zařízení, avšak získaná data měla pouze informativní charakter o druzích zvěře, které krmné zařízení navštěvovaly.

4.3.2 Sběr a analýza dat

Sběr dat proběhl ve třech zimních sezónách, a to poprvé v sezóně před založením experimentu (v zimě 2009/2010) a dále v průběhu experimentu v zimě 2010/2011 a 2011/2012. Sběr dat zahrnoval měření spotřeby krmiva (objem krmiva v litrech) v krmných zařízeních na sledovaných prvcích doprovodné zeleně v pravidelných intervalech po dobu trvání sněhové pokrývky. Zjištěná množství spotřebovaného krmiva byla přepočtena na srovnávací hodnotu „množství krmiva spotřebovaného za sněhovou dekádu“ (tj. 10 sněhových dní, po které probíhal příkrm). Po dobu měření byla sledována průměrná denní teplota (24 h). Z důvodu eliminace vlivu pastvy na okolních rostlinách, probíhalo měření spotřeby krmiva v období se souvislou sněhovou pokrývkou.

Dále byly v prostředí geografických informačních systémů (GIS) stanoveny rozměrové a tvarové charakteristiky prvků doprovodné zeleně: obvod [km], výměra [ha], obvod připadající na jednotku plochy [km/ha].

Data o spotřebě krmiva zvěří měla normální rozdělení (testováno Kolmogorov-Smirnovovým testem) a splňovala předpoklady pro použití parametrických testů. Vliv přísevu na spotřebu krmiva v krmných zařízeních byl testován parametrickým Studentovým t-testem pro každý rok zvlášť. Rozdíl spotřeby krmiva mezi jednotlivými roky zvlášť pro variantu s přísevem a bez přísevu byl testován analýzou variance. Signifikantní rozdíly byly testovány post-hoc Fisherovým LSD testem. Vliv výměry, celkového obvodu, obvodu připadající na jednotku plochy prvku doprovodné zeleně a teploty na spotřebu krmiva v krmných zařízeních byl stanoven pomocí lineární regrese. Pro analýzu dat bylo použito programu Statistica 10 (Statsoft, Tulsa, USA).

4.4 Vliv typu managementových opatření v prvcích doprovodné zeleně na potravní a krytové příležitosti pro zvěř

4.4.1 Lokalizace a design experimentu

Lokalizace experimentu byla obdobná jako v bodě 4.3, tj. katastrální území obcí Ctiněves a Černouček v Ústeckém kraji.

Na začátku experimentu došlo k výběru devíti prvků doprovodné zeleně. Následně byly v každém z prvků vytyčeny 3 typy experimentálních ploch, které představují jednotlivé typy managementového opatření. Každá plocha měla velikost 100 m² (Ellenberg 1956). Konkrétně se jednalo o plochu „A“ – plocha posekána a přiseta speciální směskou (Přísev), „B“ – plocha pouze posekána (Posekáno), „C“ – kontrolní plocha, tj. bez zásahu do původní rostlinné vegetace (Bez zásahu). Přísev byl proveden speciální směskou složenou z pohanky obecné (*Fagopyrum vulgare*) 25 %, prosa setého (*Panicum miliaceum*) 23 %, jetele plazivého (*Trifolium repens*) 15 %, ovsu setého (*Avena sativa*) 10 %, jetele lučního (*Trifolium pratense*) 10 %, tolice vojtěšky (*Medicago sativa*) 5 %, kapusty krmné (*Brassica oleracea*) 5 %, řepky jarní (*Brassica napus*) 5 % a slézu krmného (*Malva verticillata*) 2 %. Výsev směsky byl ruční s vydatností 100 kg/ha.

Plocha A a plocha B byly před výsevem směsky posekány motorovou kosou. Zásah sloužil k odstranění nadzemních částí narostlé vegetace a umožnil tak snížení konkurenčního tlaku ostatní biomasy na plánovaný přísev. Posekaná biomasa byla shrabána a umístěna mimo vytyčené plochy.

Na ploše A předosevní příprava spočívala v rozrušení drnu pomocí traktoru Zetor 3011 s nářadím v podobě hřebových brán. Po realizaci přísevu byla plocha opět upravena za použití traktoru a hřebových brán.

Experiment byl uskutečněn v letech 2011 a 2012, přičemž výsev směsky byl v prvním roce realizován na přelomu měsíce května a června 2011 a v závislosti na počasí byl obnoven v polovině června 2012.

4.4.2 Sběr a analýza dat

Po výsevu a vzejití směsky byla na všech plochách dvakrát za vegetační sezónu sbírána data o druhovém složení a pokryvnosti jednotlivých druhů rostlin (v procentech) (Hejman et al. 2010), metodou fytoocenologického snímkování s Braun-Blanquetovou stupnicí (Moravec et al. 1994). První sběr proběhl v termínu dva měsíce po založení experimentu (I/2011, resp. I/2012) a druhý sběr po uplynutí pěti měsíců od založení experimentu (II/2011, resp. II/2012).

Ve stejných termínech byla opakovaně měřena výška rostlinné vegetace za pomoci tzv. talířového měřidla (rising-plate-meter) jako standardní pomůcky pro měření výšky travních porostů (Correll et al. 2003).

Pomocí metod přímého a nepřímého sledování (Frylestam 1981, Angerbjorn 1983, Tapper & Barnes 1986, Krebs et al. 1986, Langbein et al. 1999) byla získána data o návštěvnosti experimentálních ploch zvěří. Sběr dat probíhal v týdenním intervalu v období červenec-říjen 2011. Sledován byl počet jedinců a trus zvěře. Mezi sledované druhy zvěře patřil zajíc polní (*Lepus europaeus*), srnec obecný (*Capreolus capreolus*), koroptev polní (*Perdix perdix*) a bažant obecný (*Phasianus colchicus*).

Data o druhovém složení rostlinného společenstva na plochách s různým typem managementového opatření byla vyhodnocena analýzou PCA. Výsledek byl vizualizován v ordinačním diagramu v programu CanoDraw for Windows a do

ordinačního diagramu byly pasivně promítnuty doplňující proměnné, a to typ plochy, návštěvnost zvěře a výška porostu.

Výškové rozdíly porostů podle typu managementového opatření byly testovány analýzou variance v programu Statistica (Statsoft, Tulsa, USA). Statisticky významné rozdíly byly dále testovány pomocí post-hoc HSD Tukey testu.

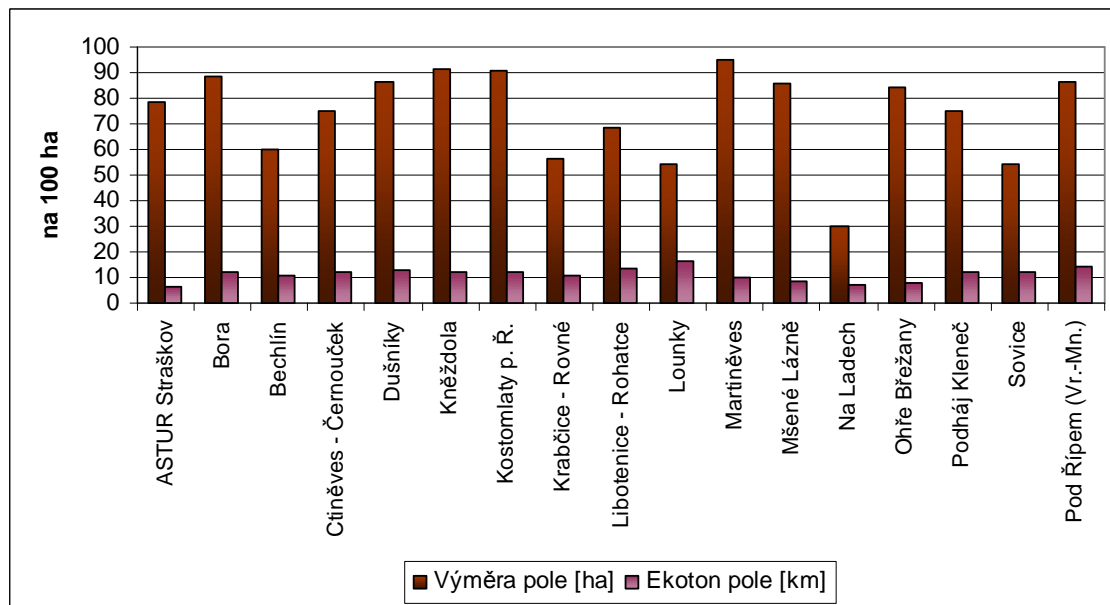
Návštěvnost zvěře na experimentálních plochách s různým typem managementového opatření byla analyzována pomocí analýzy hlavních komponent (PCA) v programu Canoco for Windows 4.5 (Lepš & Šmilauer 2003). Data byla standardizována a při vizualizaci v programu CanoDraw for Windows byla do výsledného ordinačního diagramu pasivně zobrazena doplňující proměnná – typ plochy s managementovým opatřením (Ter Braak & Šmilauer 2002).

Při analýzách dat o druhovém složení, výšce porostu a návštěvnosti byly používány zkratky uvedené v příloze B. Pro popis výsledků o druhovém složení porostů bylo využito latinských názvů rostlin.

5 Výsledky

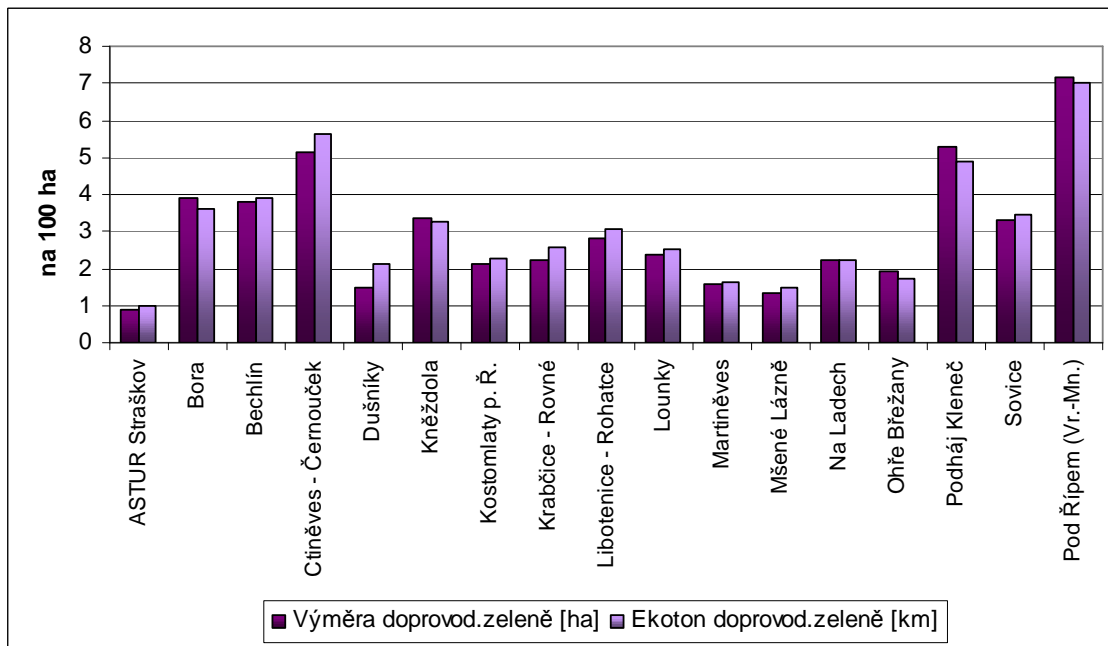
5.1 Vliv výměry a ekotonu vybraných krajinných prvků na výskyt zvěře

Výměra pole přepočtená na 100 ha honitby se v zájmové oblasti pohybuje v rozmezí od 30 ha v honitbě Na Ladech do 95 ha v Martiněvsi. Délka ekotonu je nejkratší v honitbě ASTUR Straškov (6 km/100 ha honitby) a nejdelší v honitbě Lounky (17 km/100 ha honitby) (obr. 7).



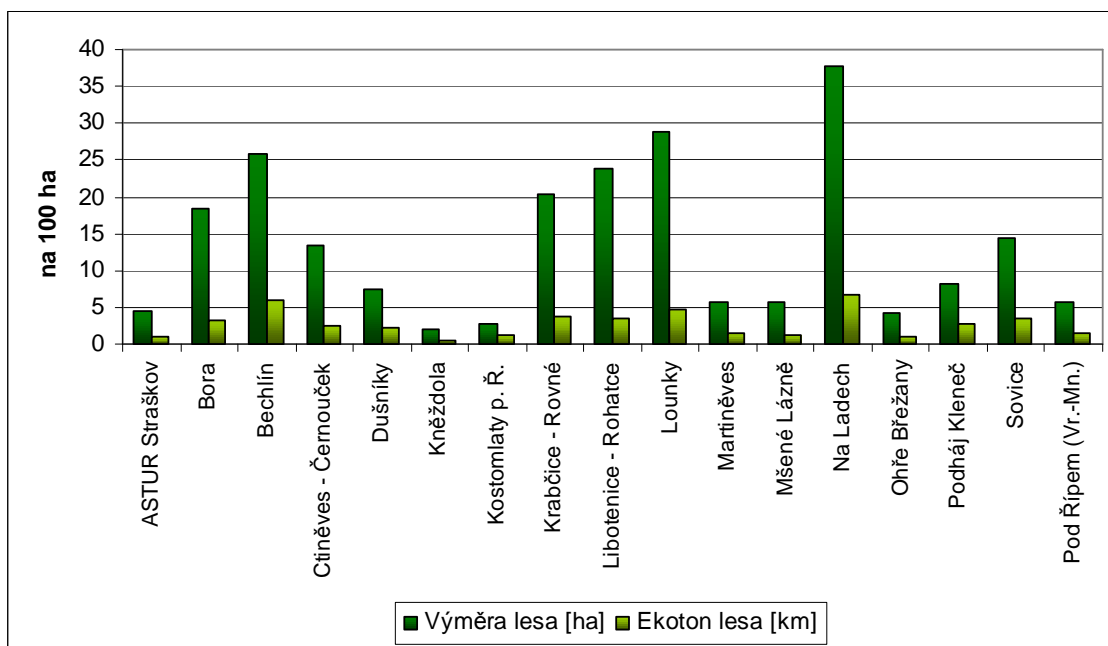
Obr. 7: Výměra a ekoton pole podle honiteb

Výměra doprovodné zeleně byla v rámci sledovaných honiteb více diferencovaná. V honitbě ASTUR Straškov byla nejméně zastoupená, a to pouhých 0,9 ha na 100 ha honitby. Nejvyšší výměru doprovodné zeleně má honitby Pod Řípem (Vražkov – Mnetěš) – 7 ha/100 ha honitby. Délka ekotonu více méně kopíruje výměru doprovodné zeleně (obr. 8).



Obr. 8: Výměra a ekoton doprovodné zeleně podle honiteb

Výměra lesních celků přepočtená na 100 ha honitby je v zájmové oblasti rozkolísaná. Největší výměru lesa má honitba Na Ladech, nejmenší naopak má honitba Kněždola. Délka ekotonu lesa se pohybuje v rozmezí 0,6-6,6 km/100 ha honitby (obr. 9).



Obr. 9: Výměra a ekoton lesa podle honiteb

Vývoj početnosti sledovaných druhů zvěře a dalších živočichů v zájmové oblasti přepočtených na 100 ha honitby má mírně zvlněný průběh. Nejvyšší hodnoty byly téměř u všech druhů zaznamenány v roce 2008. Pro rozdílnost početnosti bažanta obecného spolu se zajícem polním a ostatních druhů zvěře a živočichů byly tyto zmíněné dva druhy umístěny na vedlejší osu y (Příloha A).

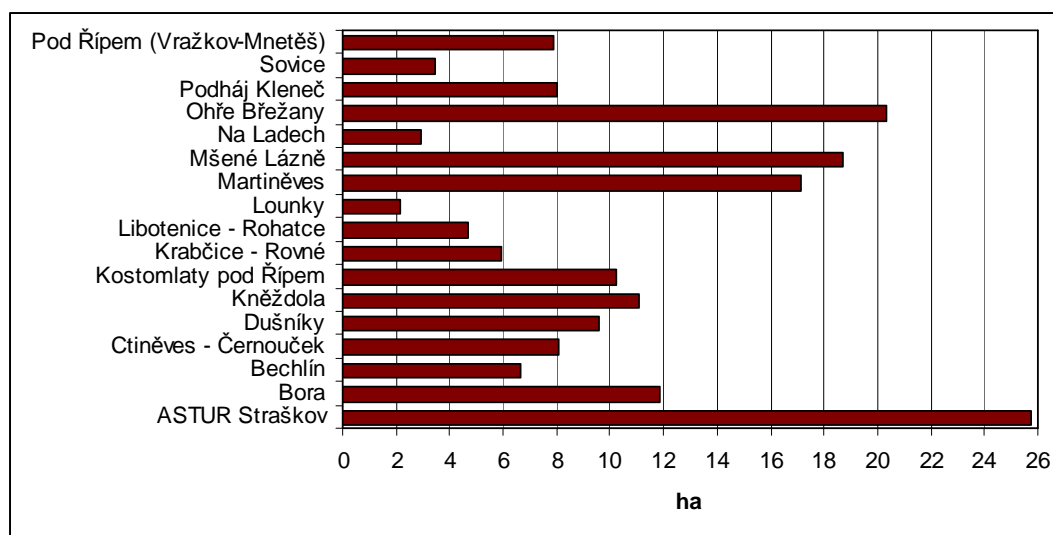
Při analýze vlivu výměry a délky ekotonu na výskyt vybraných druhů zvěře (data o početnosti z roku 2010) byl zjištěn pozitivní vztah u srnce obecného ($r = 0,48$; $p = 0,05$), zajíce polního ($r = 0,49$; $p = 0,04$) a bažanta obecného ($r = 0,5$; $p = 0,04$) k výměře doprovodné zeleně. Těsná vazba k délce ekotonu doprovodné zeleně byla prokázána u zajíce polního ($r = 0,49$; $p = 0,04$). U ostatních druhů zvěře nebyl prokázán úzký vztah k výměřám či ekotonům sledovaných krajinných prvků ($p > 0,05$).

Při použití dat o početnosti zvěře z roku 2011 do analýz byl zjištěn vzájemný vztah mezi srncem obecným ($r = - 0,58$; $p = 0,01$) a výměrou pole. V případě ekotonu pole byl zjištěn funkční vztah u zajíce polního ($r = 0,67$; $p = 0,003$). Zajíc polní ($r = 0,49$; $p = 0,047$) a bažant obecný ($r = 0,52$; $p = 0,003$) jsou závislé na výměře doprovodné zeleně. U srnce obecného vztah k výměře doprovodné zeleně nebyl statisticky průkazný ($r = 0,47$; $p = 0,057$). Co se týká vztahu sledovaných druhů zvěře k ekotonu doprovodné zeleně, byl prokázán funkční vztah u srnce obecného ($r = 0,50$; $p = 0,04$) a zajíce polního ($r = 0,54$; $p = 0,03$). Srnec obecný je závislý na výměře lesa ($r = 0,56$; $p = 0,02$) a ekotonu lesa ($r = 0,65$; $p = 0,005$).

Využitím dat o početnosti sledovaných druhů zvěře z roku 2012 do analýz byla zjištěna závislost mezi druhem zvěře a ekotonu pole u srnce obecného ($r = 0,59$; $p = 0,01$), zajíce polního ($r = 0,49$; $p = 0,04$) a straky obecné ($r = 0,50$; $p = 0,02$). Výměra doprovodné zeleně je významná pro výskyt zajíce polního ($r = 0,67$; $p = 0,004$), kun ($r = 0,52$; $p = 0,03$), straky obecné ($r = 0,49$; $p = 0,04$), vrány obecné ($r = 0,72$; $p = 0,001$) a i kočky domácí ($r = 0,53$; $p = 0,03$). S rostoucím ekotonem doprovodné zeleně se zvyšuje početnost srnce obecného ($r = 0,67$; $p = 0,04$), zajíce polního ($r = 0,65$; $p = 0,004$), kun ($r = 0,51$; $p = 0,04$), vrány obecné ($r = 0,67$; $p = 0,003$) i kočky domácí ($r = 0,54$; $p = 0,02$). Vybrané statistické analýzy jsou uvedeny v příloze C.

Závislost výskytu bažanta obecného na výměře doprovodné zeleně a ekotonu doprovodné zeleně při využití dat z 15 honiteb, tj. vyjma dvou honiteb, které přímo sousedí s bažantnicí, byla statisticky průkazná vazba k výměře doprovodné zeleně ve všech sledovaných letech, tj. 2010: $r = 0,57$, $p = 0,03$; 2011: $r = 0,56$, $p = 0,03$; 2012: $r = 0,57$, $p = 0,03$. Pozitivní vztah bažanta obecného k ekotonu doprovodné zeleně byl opět těsný ve všech třech letech (2010: $r = 0,52$, $p = 0,047$; 2011: $r = 0,51$, $p = 0,049$; 2012: $r = 0,53$, $p = 0,04$). K dalším charakteristikám v podobě výměr a ekotonů sledovaných krajinných prvků nebyl vztah početnosti bažanta obecného statisticky průkazný.

Průměrná velikost půdního bloku pole v jednotlivých honitbách je uvedena v obr. 10. Největší průměrný půdní blok pole je v honitbě ASTUR Straškov (25,75 ha). Právě v této honitbě se nachází největší půdní bloky, přičemž největší z nich má výměru 233 ha. Nejmenší průměrná velikost půdního bloku pole je pak honitbě Lounky, a to 2,17 ha. Průměrná výměra půdního bloku pole pro celé zájmové území je 10,26 ha.

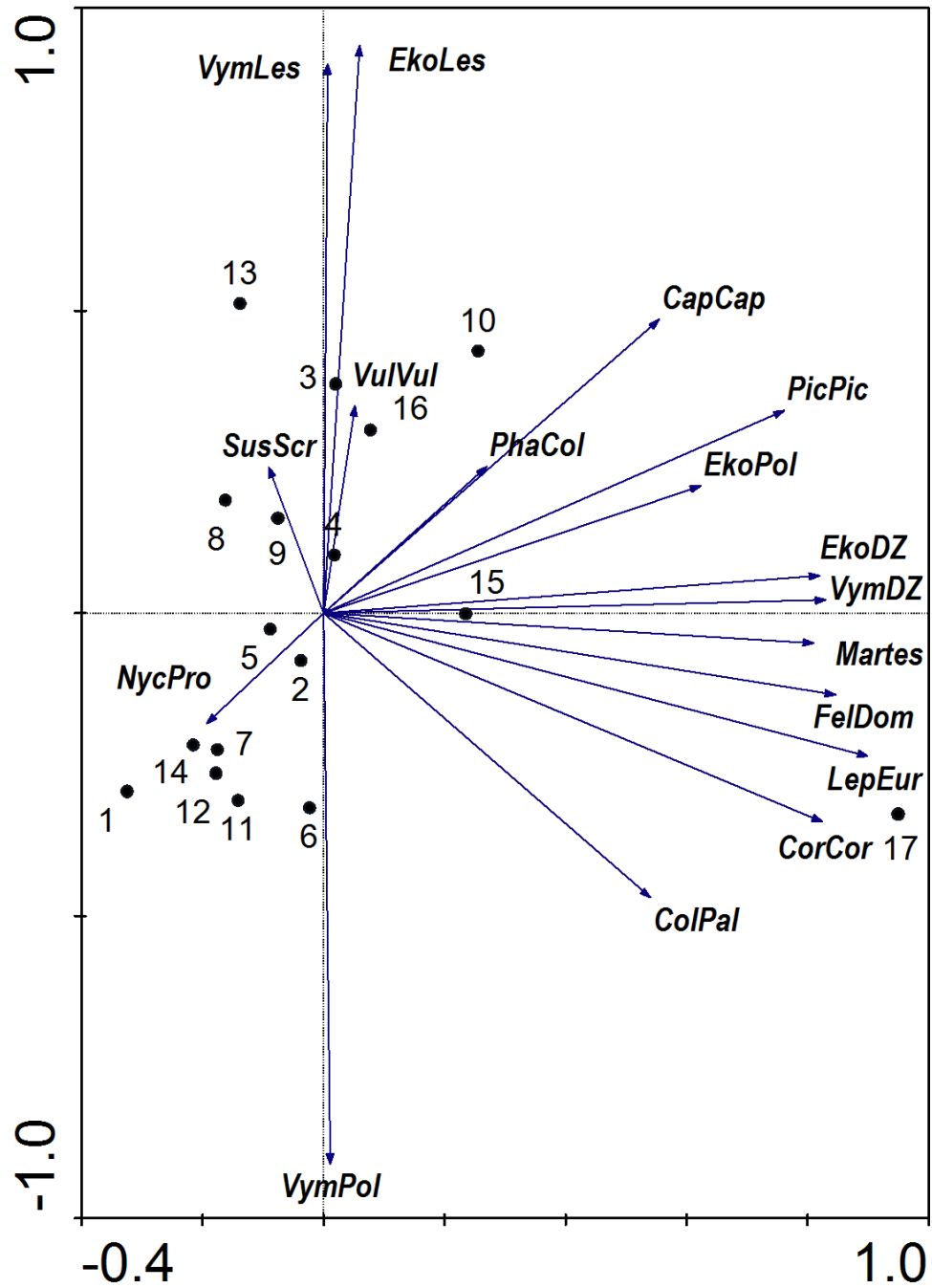


Obr. 10: Průměrné výměry půdních bloků pole v zájmové oblasti

Při analýze vlivu průměrné výměry půdního bloku pole na početnost sledovaných druhů zvěře byla zjištěna negativní korelace u srnce obecného ve všech třech sledovaných letech (v roce 2010: $r = -0,57$, $p = 0,02$; 2011: $r = -0,68$; $p = 0,002$;

2012: $r = -0,61$, $p = 0,01$). U ostatních sledovaných druhů zvěře nebyly ani v jednom ze sledovaných let hodnoty analýz statisticky významné ($p > 0,05$).

Vztah celého společenstva zvěře a dalších druhů živočichů k výměře a ekotonu sledovaných krajinných prvků je prezentován v ordinační diagramu (obr. 11). První ordinační osa (osa x) vysvětlila 33 % variability dat a znázorňuje především výskyt kun, kočky domácí, zajíce polního, vrány obecné a jejich těsný vztah k výměře doprovodné zeleně a ekotonu doprovodné zeleně. Výskyt straky obecné je v těsné vazbě na ekoton pole, ale i výskyt bažanta obecného. Liška obecná je v těsné vazbě na výskyt bažanta obecného, avšak nezávislá k zajíci polnímu. Srnec obecný je pozitivně korelován s ekotonem polí. Psík mývalovitý a holub hřivnáč mají pozitivní vazbu k výměře pole. Druhá ordinační osa (osa y) vysvětluje 20 % variability dat a představuje výskyt prasete divokého a lišky obecné, kteří jsou pozitivně korelováni s výměrou lesa a ekotonem lesa, avšak tyto dva druhy jsou v negativní korelaci s výměrou polí. Všechny (4) ordinační osy vysvětlily celkem 77 % variability dat.



Obr. 11: Vztah celého společenstva zvěře a dalších druhů živočichů k výměrám a ekotonům sledovaných typů krajinných prvků s promítnutím jednotlivých honiteb

5.2 Zhodnocení stavu krajiny z pohledu vhodných stanovišť

5.2.1 Současný stav v zájmovém území

Při vyhodnocení stavu krajiny z pohledu vhodných stanovišť a zobrazení buffers kolem sledovaných krajinných prvků (doprovodné zeleně a lesa) bylo zjištěno, že v žádné ze sledovaných honiteb není plné pokrytí.

V první skupině honiteb byly honitba Bechlín (Příloha D6), Bora (Příloha D9), Ctiněves – Černouček (Příloha D12), Libotenice – Rohatce (Příloha D27), Lounky (Příloha D30), Na Ladech (Příloha D39), Sovice (Příloha D48) a Pod Řípem (Vražkov – Mnetěš) (Příloha D51).

Jedná se o honitby s menšími plochami bez vhodných stanovišť. Honitba Bechlín je z větší části pokryta lesem (Příloha D5), méně již prvky doprovodné zeleně, zejména v jižní části (Příloha D4). Honitba Bora je lépe pokryta doprovodnou zelení (Příloha D7) než lesem (Příloha D8). Honitba Ctiněves – Černouček má též dobré pokrytí doprovodnou zelení (Příloha D10), avšak lesní celky jsou zastoupeny převážně v severní, východní a jihovýchodní části (Příloha D11). Honitba Libotenice – Rohatce je doprovodnou zelení pokryta v centrální a jižní části (Příloha D25), přičemž lesní celky se nachází ve velkém uskupení v severní části honitby (Příloha D26). V honitbě Lounky se doprovodná zeleně nachází převážně ve východní části území (Příloha D28), naproti tomu lesní celky jsou v západní části (Příloha D29). Honitba Na Ladech je v majoritní části pokryta lesními celky (Příloha D38) a doprovodnou zelení zejména podél toku Labe, které tvoří její hranici (Příloha D37). V honitbě Sovice je obdobné zastoupení doprovodné zeleně (Příloha D46) jako lesa (Příloha D47). Honitba Pod Řípem (Vražkov – Mnetěš) je z velké části diagonálně pokryta doprovodnou zelení (Příloha D49). Lesní celky se nachází u hory Říp, dále v severozápadním a jihovýchodním cípu (Příloha D50).

Nepokryté plochy jsou ve všech uvedených honitbách vesměs na místech půdních bloků pole, vyjma honitby Na Ladech, kde mimo půdních bloků jsou nepokrytá místa i v místě zástavby.

Méně příznivá situace z hlediska pokrytí doprovodnou zelení a lesem je v honitbách Dušníky (Příloha D15), Kněždola (Příloha D18), Kostomlaty pod Řípem (Příloha D21), Krabčice – Rovné (Příloha D24) a Podháj Kleneč (Příloha D45).

V honitbě Dušníky je doprovodná zeleň (Příloha D13) v blízkosti lesních celků (Příloha D14) a tato stanoviště se vzájemně překrývají. Nepokrytá místa větších rozsahů se nalézají v severní a jižní části honitby. Honitba Kněždola je nespojitě pokryta lesními celky (Příloha D17). Doprovodná zeleň se vyskytuje v honitbě v diagonálním směru (Příloha D16). Území honitby Kostomlaty pod Řípem není pokryto ve střední a severní části, a to jak doprovodnou zelení (Příloha D19), tak i lesem (Příloha D20). Sledované krajinné prvky jsou ve své těsné blízkosti. Krabčice – Rovné je honitbou se souvisle pokrytým územím ve střední a západní části, avšak doprovodná zeleň (Příloha D22) i les (Příloha D23) chybí zejména ve východní a jihovýchodní části. Honitba Podháj Kleneč je honitbou s nedostatečným pokrytím doprovodnou zelení (Příloha D43) a lesem (Příloha D44) v západní a severní části. Právě v severní části se však již nachází zástavba města Roudnice nad Labem.

Opět se jedná o honitby, ve kterých se nepokrytá místa nachází ve velkých polních lánech. Výjimku tvoří již zmíněná honitba Podháj Kleneč, kde je v těchto místech i zástavba.

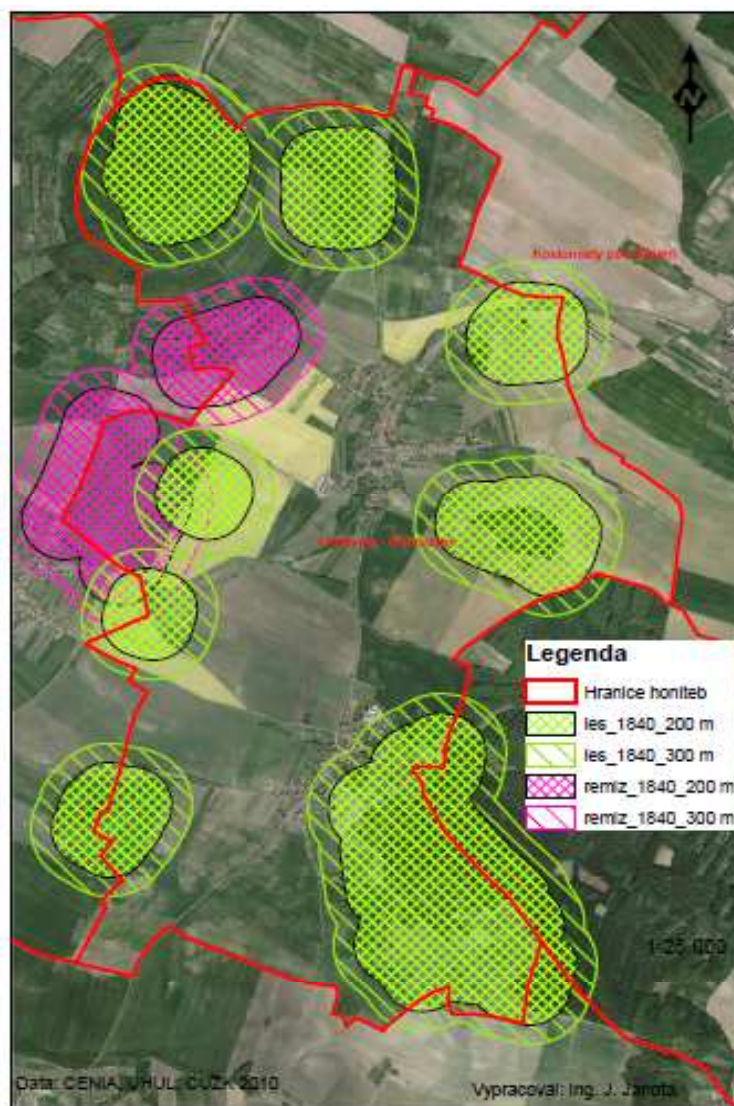
Poslední skupinu s nejmenším pokrytím tvoří čtyři honitby, a to ASTUR Straškov (Příloha D3), Martiněves (Příloha D33), Mšené Lázně (Příloha D36) a Ohře Břežany (Příloha D42).

Honitba ASTUR Straškov je ostrůvkovitě pokryta jak doprovodnou zelení (Příloha D1), tak i lesem (Příloha D2). Velká nepokrytá území se nachází na většině lokality. Martiněves je honitba sousedící s předešlou honitbou. Doprovodná zeleň se souvisle nachází v západní a severozápadní části území (Příloha D31) a lesní celky jsou na obdobných lokalitách jako doprovodná zeleň, avšak v menším zastoupení (Příloha D32). Honitba Mšené Lázně má doprovodnou zeleň roztroušeně po území (Příloha D34). Lesní celky jsou uskupeny v pásech ve střední části honitby (Příloha D35). Doprovodná zeleň v honitbě Ohře Břežany je roztroušeně uskupena po celé ploše, vyjma východní části lokality (Příloha D40). Lesní celky jsou převážně u jižní hranice honitby (Příloha D41).

Částečně na nepokrytých místech se nalézá zástavba, avšak ve většině případů se jedná opět o rozsáhlé polní celky, které představují velkou část území honitby.

5.2.2 Porovnání současného stavu s minulostí v modelové honitbě

Buffers kolem krajinných prvků v podobě doprovodné zeleně a lesa v roce 1840 vytvořených na podkladu Císařských povinných otisků Stabilního katastru Čech a promítnuty na současné letecké snímky jsou zobrazeny v mapě (obr. 12). V severozápadní části území se nachází hora Říp, která byla oproti dnešnímu stavu bez lesního porostu. Malý ostrůvek lesa se nacházel pouze v těsné blízkosti Rotundy sv. Jiří. Na úpatí hory jsou dnes zřetelné prvky doprovodné zeleně v podobě mezních pásů s křovinami. V těchto místech v roce 1840 byly pouze travinaté pásy, tj. bez dřevinné formace, avšak umístěním zůstaly téměř v nezměněné podobě. V ostatních částech modelového území došlo k nárůstu výměr lesních celků, avšak v západní části modelové lokality ubyly dva lesní celky (Příloha D11). Doprovodná zeleň v roce 1840 byla výrazně méně zastoupená (pouze na dvou místech v západní části lokality), než je tomu dnes, kdy doprovodná zeleně se nalézá na většině území (Příloha D10). Při celkovém zobrazení buffers doprovodné zeleně a lesa je vyjma tří malých lokalit (ve velkých polních blocích) pokryta (Příloha D12).

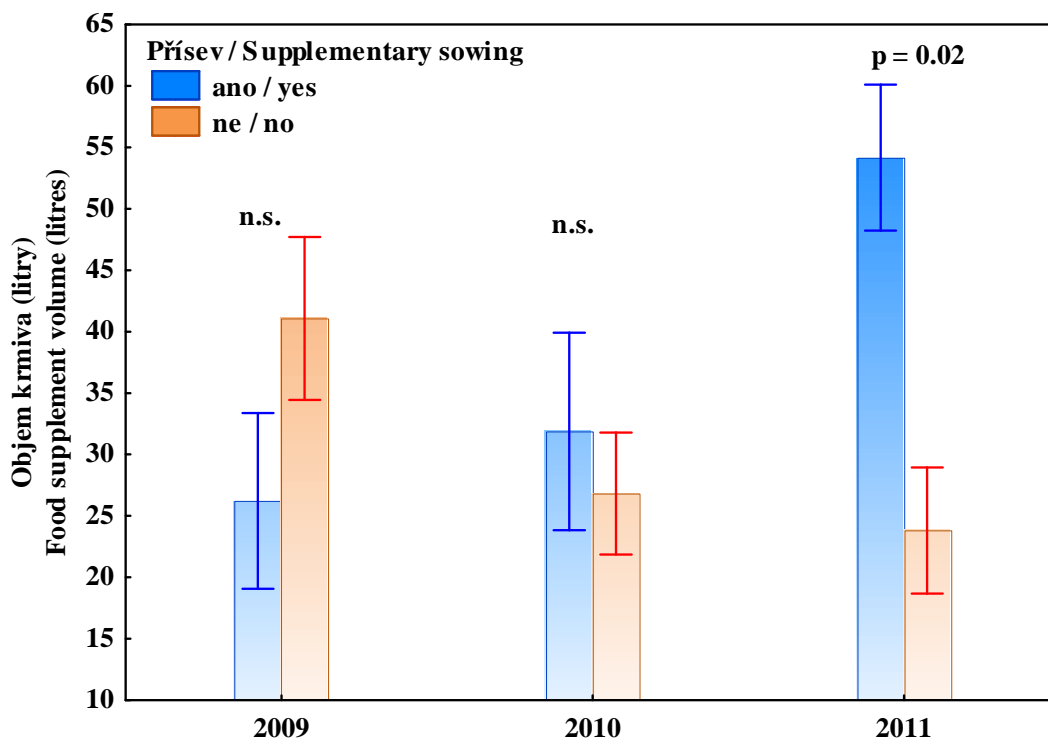


Obr. 12: Mapa s buffers sledovaných krajinných – stav krajiny z roku 1840

5.3 Vliv přísevu v prvcích doprovodné zeleně na spotřebu krmiva zvěří

Doplňkovým monitoringem druhů zvěře navštěvujících krmná zařízení byla potvrzena přítomnost srnce obecného, zajíce polního, bažanta obecného i koroptve polní.

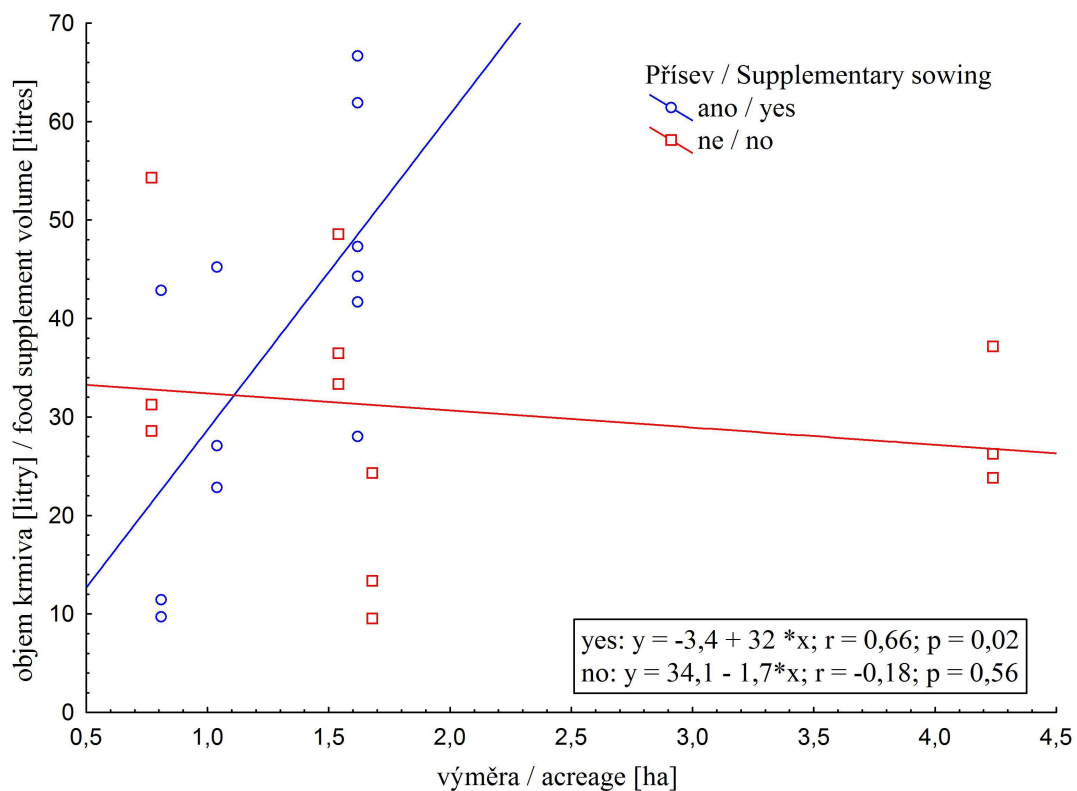
Průměrná spotřeba krmiva v krmných zařízeních v prvcích doprovodné zeleně po dobu trvání sněhové pokrývky dosahovala 34 l (SE \pm 5,3 l) v roce 2009, 29 l (SE \pm 4,5 l) v roce 2010, 39 l (SE \pm 6,8 l) v roce 2011. V letech 2009 a 2010 nebyl mezi přisetými a nepřisetými lokalitami rozdíl ve spotřebě krmiva (2009: $t = -1,5$, $p = 0,18$; 2010: $t = 0,5$, $p = 0,61$), zatímco v roce 2011 průměrná spotřeba krmiva stoupla o 30 l (2011: $t = 3,8$, $p = 0,01$). Na nepřisetých místech se spotřeba krmiva neměnila ($F = 2,7$, $p = 0,12$), zatímco na přisetých plochách se spotřeba krmiva výrazně zvýšila z 26 l v roce 2009 a 32 l v roce 2010 na 54 l v roce 2011 ($F = 4,3$, $p = 0,04$) (obr. 13).



Chybové úsečky jsou +/- střední chyba odhadu průměru Rok / Year
Vertical bars denote +/- standard errors

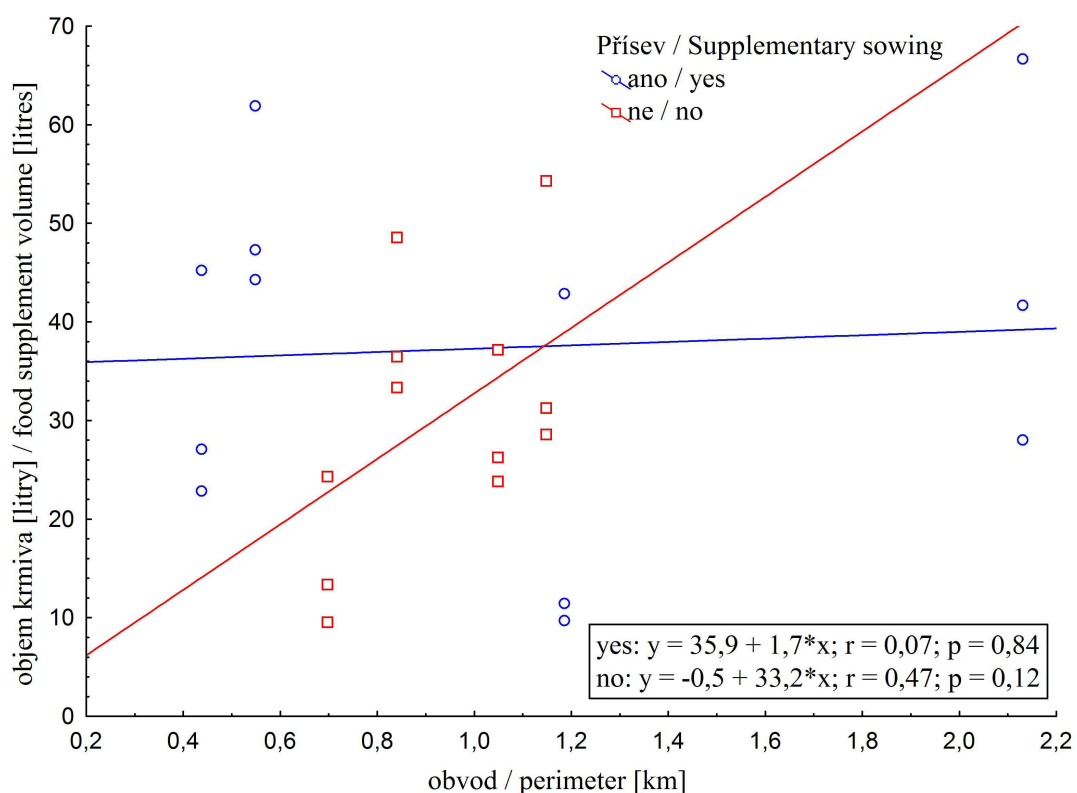
Obr. 13: Objem spotřebovaného krmiva [l] v letech 2009-2011

U prvků doprovodné zeleně bez přísevu neměla výměra na spotřebu krmiva žádný vliv ($r = -0,18$, $p = 0,57$), přičemž u prvků obohacených přísevem spotřeba krmiva se vzrůstající výměrou prudce narůstala ($r = 0,66$, $p = 0,018$) (obr. 14).



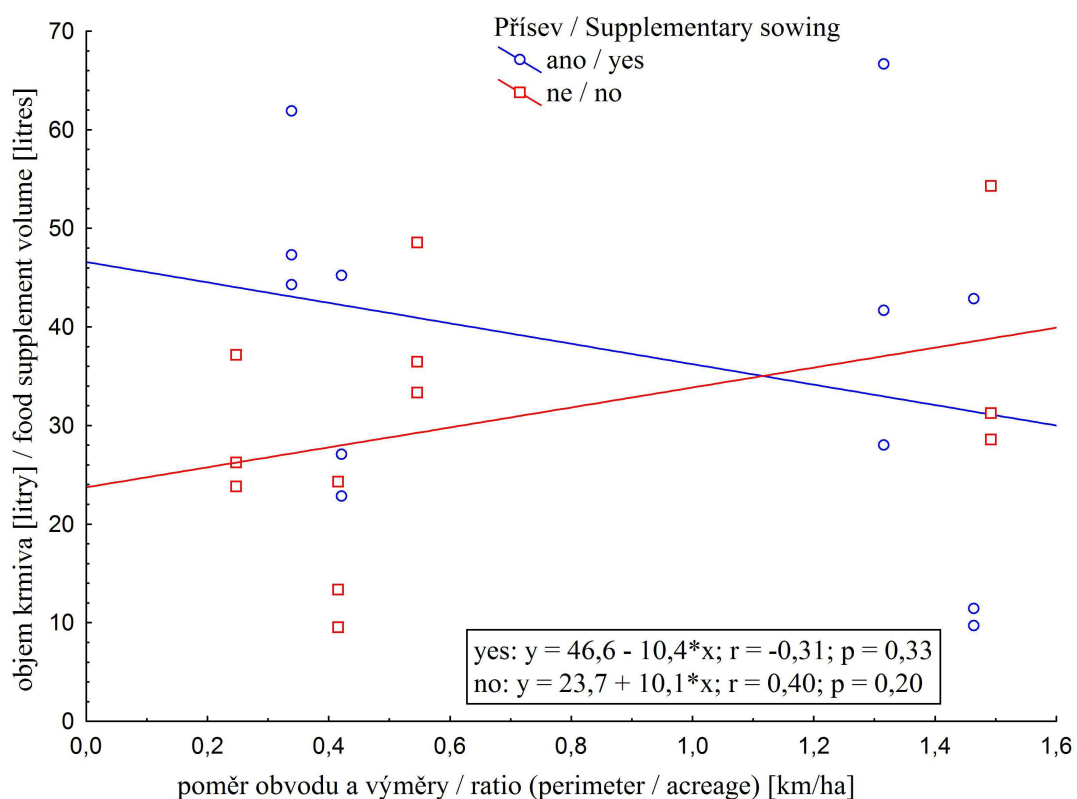
Obr. 14: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a výměry prvků doprovodné zeleně

Délka ekotonu (obvod) prvku doprovodné zeleně neměla vliv na spotřebu krmiva v místech, kde byl proveden přísev ($r = 0,07$, $p = 0,84$). Avšak v místech, kde nebyl přísev realizován, význam délky ekotonu narůstal ($r = 0,47$, $p = 0,12$) (obr. 15).



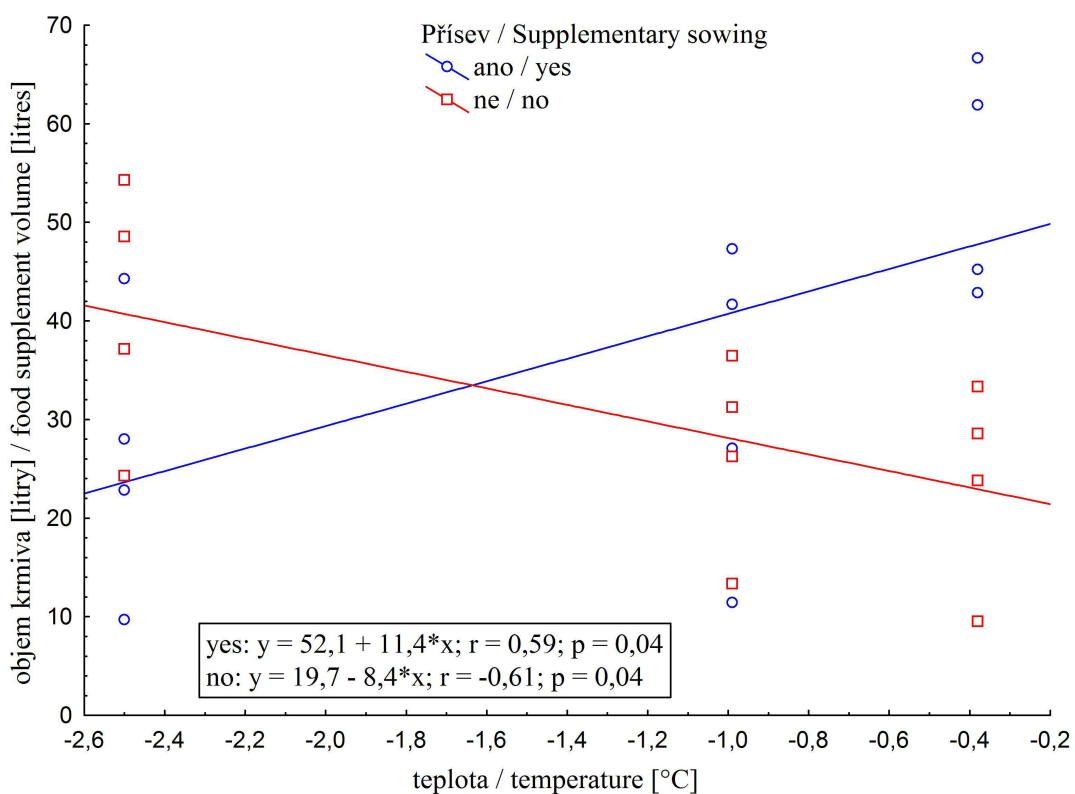
Obr. 15: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a obvodem (délkou ekotonu) prvků doprovodné zeleně

Při sledování vzájemného vztahu mezi spotřebou krmiva v krmných zařízeních a poměrem obvodu (délky ekotonu) a výměry prvků doprovodné zeleně nebyl zjištěn signifikantní rozdíl pro místa s přísevem ($r = -0,31$, $p = 0,33$), stejně tak i pro plochy bez přísevu ($r = 0,40$, $p = 0,20$) (obr. 16).



Obr. 16: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a poměrem délky ekotonu a výměry prvků doprovodné zeleně

Při sledování vlivu teploty na spotřebu předkládaného krmiva v krmných zařízeních byl zjištěn vzájemný vztah v místech bez přísevu ($r = -0,61$, $p = 0,04$), ale i v lokalitách s přísevem ($r = 0,59$, $p = 0,04$). Na plochách bez přísevu se spotřeba krmiva zvyšovala s klesající teplotou. Naopak v prvcích doprovodné zeleně, kde byl proveden přísev, se spotřeba krmiva v krmných zařízeních se stoupající teplotou zvyšovala (obr. 17).



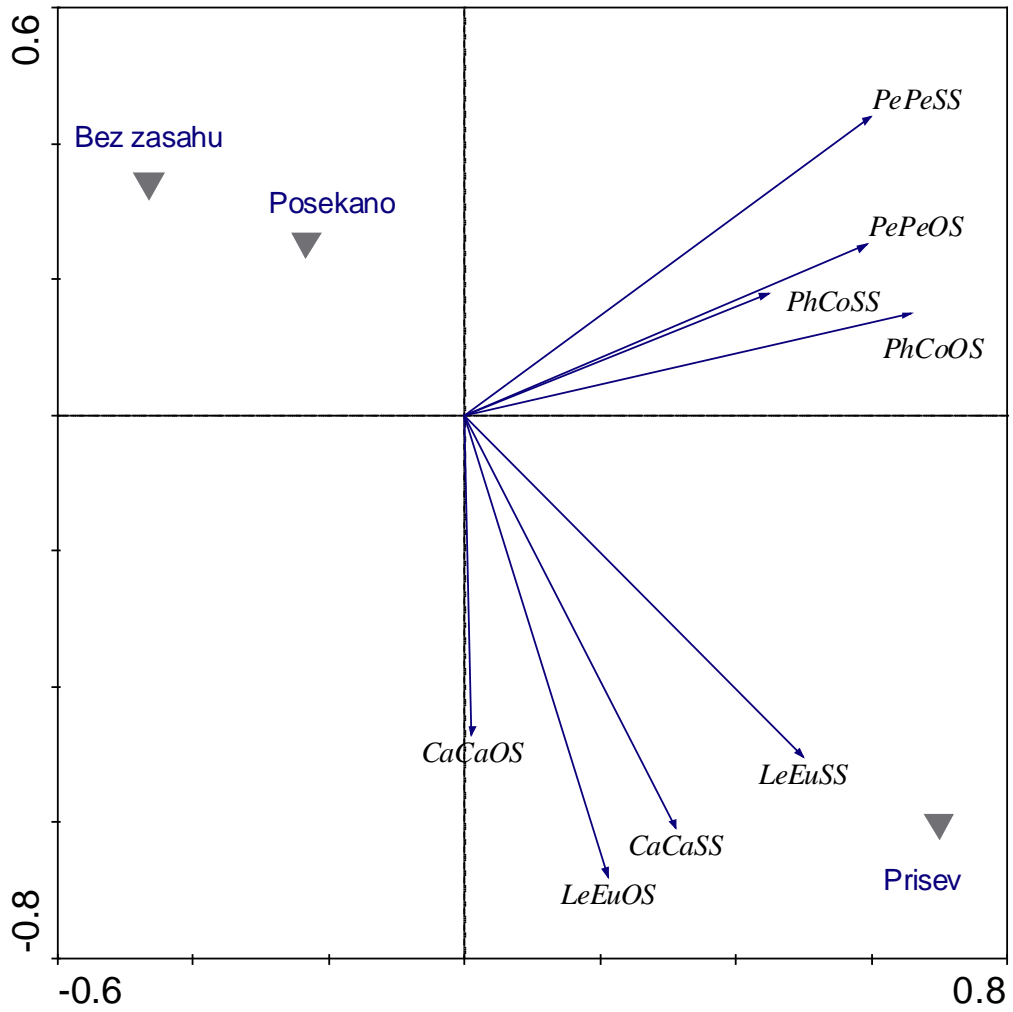
Obr. 17: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a průměrnou teplotou ve sledovaném období

5.4 Vliv typu managementových opatření v prvcích doprovodné zeleně na potravní a krytové příležitosti pro zvěř

5.4.1 Vztah typu managementového opatření v prvcích doprovodné zeleně a návštěvnosti zvěří

Vzájemné vztahy mezi návštěvností zvěře (výsledky přímého a nepřímého pozorování) na plochách s různými typy managementového opatření jsou prezentovány v ordinačním diagramu (obr. 18). První ordinační osa (osa x) vysvětluje 22 % variability dat a představuje výskyty bažanta obecného a koroptve polní. Bažant obecný a koroptev polní byli nezávislí vůči provedeným typům managementového opatření i kontrolní ploše, tj. bez zásahu.

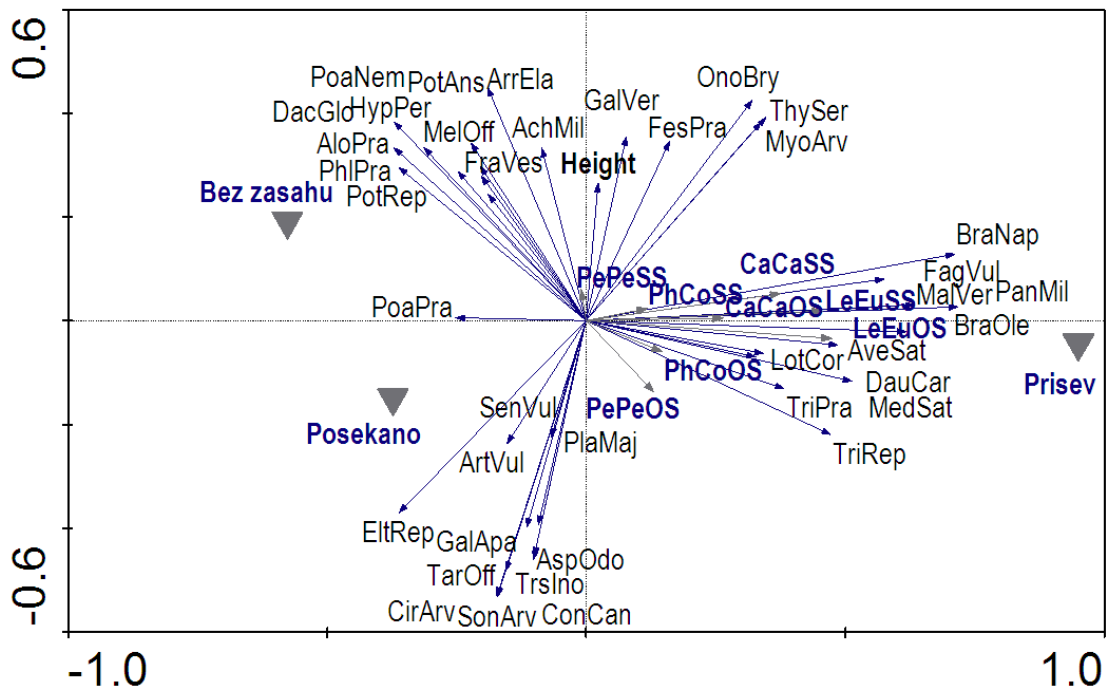
Druhá ordinační osa (osa y) vysvětluje 20 % variability dat a znázorňuje výskyt srnce obecného a zajíce polního. Tyto dva druhy byly pozitivně korelovány s přísevem a v negativní korelační vazbě k plochám posekaným i bez zásahu. Všechny (4) ordinační osy vysvětlily celkem 69 % variability v datech a ve spojení s vlivem typu managementového opatření vysvětlily celkem 98 % variability dat.



Obr. 18: Atraktivita plošek podle typu managementového opatření v závislosti na výskytu zvěře

5.4.2 Potravní příležitosti pro zvěř na úrovni druhů rostlin v jednotlivých typech ploch

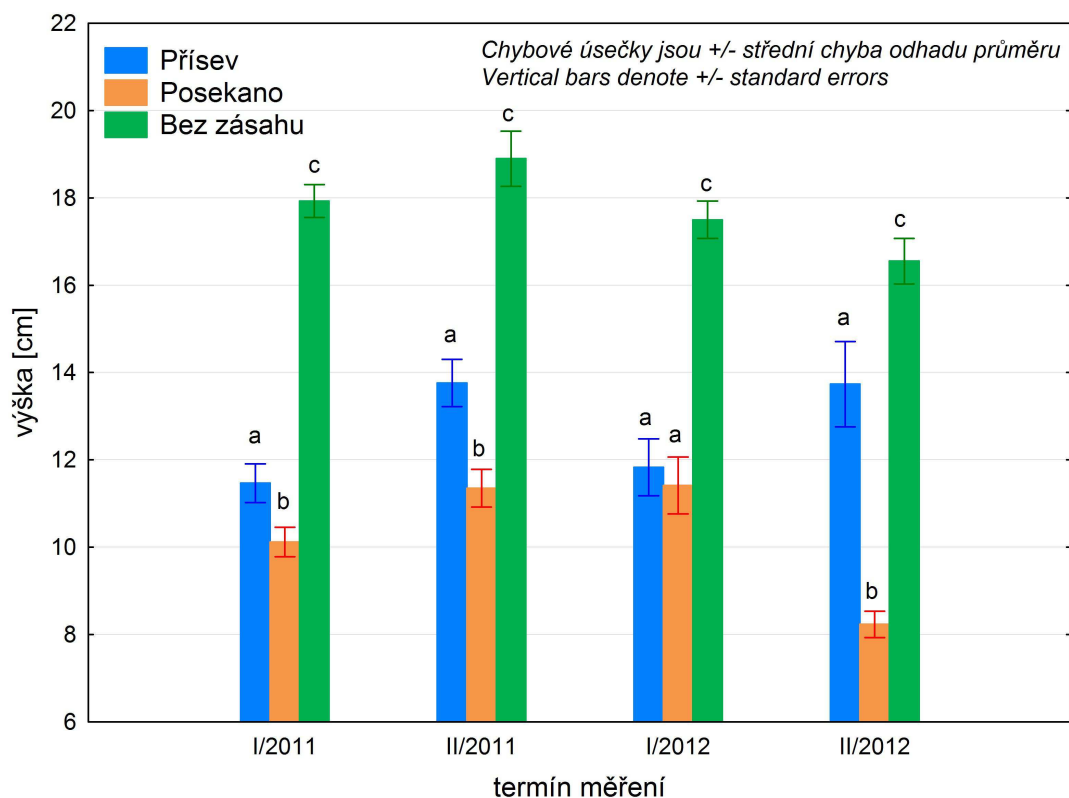
Vztahy mezi druhovým složením rostlin na experimentálních plochách podle typu managementového opatření a návštěvností zvěře jsou prezentovány v ordinačním diagramu (obr. 19). První ordinační osa (osa x) v tomto případě vysvětlila 7 % variability dat a znázorňuje především návštěvnost srnce obecného a zajíce polního. Tyto sledované druhy zvěře jsou v pozitivní korelaci s experimentální plochou s managementovým opatřením „Přísev“. Tato plocha byla charakteristická rostlinnými druhy jako *Brassica napus*, *Malva verticillata*, *Panicum miliaceum*, *Fagopyrum vulgare*, *Brassica oleracea* a *Avena sativa*, tj. druhy ze speciální směsky. *Poa pratensis* je v negativní korelaci s uvedenými druhy rostlin a je charakteristická pro experimentální plochy s managementovým opatřením v podobě posekání a bez zásahu. Druhá ordinační osa (osa y) vysvětluje 6 % variability dat a představuje výšku porostů, s níž jsou velmi úzce spjaty druhy *Gallium verum*, *Festuca pratensis* či *Achillea millefolium*. Všechny (4) ordinační osy vysvětlily celkem 23 % variability v datech a ve spojení vlivem ploch podle typu managementového opatření vysvětlily celkem 47 % variability dat.



Obr. 19: Vztahy mezi druhovým složením rostlin na experimentálních plochách podle typu managementového opatření a návštěvností zvěře

5.4.3 Krytové příležitosti pro zvěř dle typu managementového opatření

Výška porostů na experimentálních plochách se lišila podle typu managementového opatření. Rozdílnost výšek porostu na ploše s přísevem a posekané ploše měřené v termínu I/2012 nebyla statisticky průkazná. V ostatních termínech měření výšky porostu ploch podle typu managementového opatření se všechny výšky porostů průkazně lišily ($p < 0,001$) (obr. 20). Výška porostu na plochách s přísevem se pohybovala v rozmezí 11,5-13,8 cm v roce 2011 a 11,8-13,7 cm v roce 2012. Na posekaných plochách byla výška porostu 10,1-11,4 cm v roce 2011 a 8,2-11,4 cm v roce 2012. Na plochách bez zásahu byla výška porostu 17,9-18,9 cm v roce 2011 a 16,7-17,5 cm v roce 2012 (tab. 4).



Obr. 20: Průměrné výšky porostů na plochách dle typů managementového opatření v jednotlivých termínech sledování. Písmenné indexy nad sloupci v grafu indikují test rozdílu výšky porostu mezi jednotlivými termíny měření pro každý typ plochy separátně. Rozdílná písmena označují signifikantní rozdíly ($p < 0,001$).

Tab. 4: Výšky porostu podle typu managementového opatření v průběhu času (průměr \pm SE cm).

Termín měření	Výška porostu podle typu managementového opatření (průměr \pm SE v cm)		
	A - Přísev	B - Posekáno	C - Bez zásahu
I/2011	11,5 \pm 0,4	10,1 \pm 0,3	17,9 \pm 0,4
II/2011	13,8 \pm 0,5	11,4 \pm 0,4	18,9 \pm 0,6
I/2012	11,8 \pm 0,6	11,4 \pm 0,7	17,5 \pm 0,4
II/2012	13,7 \pm 1,0	8,2 \pm 0,3	16,7 \pm 0,5

6 Diskuze

Vliv výměry a ekotonu vybraných krajinných prvků na početnost zvěře

Před posouzením vlivu výměr a ekotonů vybraných krajinných prvků na početnost zvěře bylo nutné nejprve mimo jiné vektorizovat krajinné prvky z podkladových dokumentů v podobě ortofoto map. Jejich vypovídající schopnost mohla být částečně ovlivněna v okamžiku posuzování umístění samotné hranice nové polygonové vrstvy. Na to upozorňuje i Lipský (2000) s tím, že je vhodné situaci konfrontovat s dalšími doplňujícími informačními zdroji, avšak jisté míře subjektivní chyby se nedá vyhnout.

Doprovodná zeleň v zájmové oblasti představuje význačný krajinný prvek, který má význam pro početnost zvěře (Hooper 1992, Smith et al. 2004). Mezi tyto druhy zvěře patří bažant obecný, zajíc polní, a srnec obecný. Bažant obecný potřebuje dřevinnou vegetaci k hřadování a ekotony k hnízdění (Angelstam 1986, Sparks et al. 1996). Důvodem využívání těchto míst je i velké množství hmyzu a dalších bezobratlých obývajících tato území (Zwolfer & Stechmann 1989, Menneer 1994, Hradetzky & Kromp 1997, Maudsley 2000). Výsledky práce ukazují přímý vztah bažanta obecného na výměře, ale i ekotonu doprovodné zeleně. To potvrzuje i svými závěry Robertson et al. (1993a), který dokládá význam doprovodné zeleně pro bažanta obecného v podobě jeho výrazně vyšší početnosti právě v těchto místech.

Při stanovení vlivu výměry a ekotonu vybraných krajinných prvků na početnost zvěře byl zjištěn u zajíce polního pozitivní vztah k výměře, ale i ekotonu doprovodné zeleně. Obecně doprovodná zeleň poskytuje celou řadu potravních a krytových příležitostí, a to po celý rok ve srovnání s obhospodařovaným polem. Tyto ne každoročně obhospodařované prvky poskytují zvěři klid a potravu po celý rok (Tapper & Barnes 1986, Lewandowski & Nowakowski 1993, Panek & Kamieniarz 1999).

Corbet & Harris (1991) zjistili, že zajíc polní využívá dva typy stanovišť – pastevní, tím bývá většinou v zemědělské krajině pole, a klidové. Klidovým místem může být již vzrostlá polní vegetace či doprovodná zeleň v podobě mezí a remízů (Tapper & Barnes 1986). Právě těsnou vazbu zajíce polního k prvkům doprovodné

zeleně dokládá tato práce. Prvky doprovodné zeleně sousedí přímo s polními celky a ty zajíc polní využívá k potravě. To potvrzuje i Kamieniarz et al. (2013), který shodně uvádí, že zajíc polní byl při sledování v Německu a Polsku v pozitivní korelaci s okrajem polních celků se zemědělskými plodinami.

Vztah zajíce polního k výměře i ekotonu lesa nebyl statisticky významný. Výsledek koresponduje s Frylestam (1992), Reitz & Leonard (1994) a Paci & Bagliacca (2003), kteří považují lesní celky spolu s urbanizovanými plochami za nevhodné lokality k jeho životu.

To, že je doprovodná zeleň srncem obecným využívána jako stanoviště, popisuje Madsen et al. (2002). Upozorňuje na zvýšené riziko střetů srnce obecného s dopravními prostředky v místech, kde se doprovodná zeleň nalézá v těsné blízkosti dopravní infrastruktury. To potvrzují i závěry Kušty et al. (2011). Výsledky statistických testů této práce ukazují, že existuje přímý (pozitivní) vztah mezi početností srnce obecného a výměrou i ekotonem doprovodné zeleně. To prokazují i výsledky Kůtové & Janoty (2008), kteří popsali přímou vazbu mezi výskytem srnce obecného i již zmiňovaného zajíce polního a ekotonem doprovodné zeleně v podobě křovin.

Srncem obecným byl dále v negativním korelačním vztahu s výměrou pole, tj. zastoupení polí v krajině, ale i s velikostí půdního bloku. To ukazuje, že srncem obecným v zemědělské krajině žije, avšak též záleží, jak velké jednotlivé půdní bloky jsou. Při výrazně vyšších výměrách půdních bloků by jeho početnost zřejmě začala klesat. Dalším dokladem je i závislost početnosti srnce obecného na ekotonu pole. Délka ekotonu s narůstající výměrou půdního bloku klesá, tzn. je přímo úměrná krajinné heterogenitě (Sklenička 2003). Z toho vyplývá, že se zvětšující se průměrnou výměrou půdního bloku a s tím se snižující krajinnou heterogenitou by početnost srnce obecného klesala. Využívání polních okrajů srncem obecným dokládá i Madsen et al. (2002). Při využití dat o početnosti z roku 2011 se prokázala vazba srnce obecného na lesní celky. To by dokládalo, že srncem obecným potřebuje pestrost krajinné struktury (pole, doprovodnou zeleň, popř. les).

Polní celky v intenzivně zemědělsky využívané krajině nabízí po část roku pro volně žijící živočichy dobrý kryt a představují významný zdroj potravy co do

kvantity. Kvalita ve formě druhové pestrosti potravy pak díky monokulturám plodin výrazně klesá. Tento způsob jednodruhového pěstování rostlin je umocněn velikostí polních celků, na kterých se tyto plodiny pěstují, a přináší to celou řadu negativních následků. Půda je ohrožena větrnou či vodní erozí (Janeček et al. 2007) a volně žijící živočichové často trpí monodietami (Zabloudil 1986). Výsledky práce ukazují, že na majoritní části zájmového území je v krajině zastoupena zemědělská půda. Jsou druhy zvěře, kterým velké polní celky v nárůstu početnosti pomáhají, jiné druhy naopak strádají.

Dnešní zemědělské hospodaření podporuje nárůst početních stavů prasete divokého. Nováková et al. (2011) potvrzuje, že monokulturní hospodaření ve velkých polních blocích zvýhodňuje tento druh zvěře a znemožňuje snižování početních stavů lovem. V této práci se neprokázala přímá vazba mezi průměrnou výměrou polí a početností prasete divokého. Tato skutečnost může být ovlivněna tím, že se prase divoké v zájmové oblasti v některých honitbách nevyskytuje vůbec, někde jen sporadicky, a tak i lov či úhyn indikují spíše přítomnost než početnost. Dále výsledek mohlo ovlivnit to, že přestože se v oblasti nachází i polní bloky o výměře přes 200 ha, tak jejich zastoupení je ve srovnání s počtem menších půdních bloků méně významné.

Průměrná velikost půdního bloku pole se v zájmové oblasti podle honitby pohybovala v rozmezí 2,17-25,75 ha. Malé výměry půdních bloků pole by měly být pro výskyt a i početnost zvěře prospěšné (Schröpfer & Nyenhuis 1982), avšak výsledky studií co do vhodné velikosti půdních bloků pole se liší. Například pro zajíce polního uvádí Slamečka (1991) 38-51 ha. Lewandowski & Nowakowski (1993) zmiňují význam výměry do 200 ha půdního bloku pole. Nejmenší výměry, které se blíží výsledkům této práce, popisují Panek & Kamieniarz (1999), a to 6-18 ha. Naopak k výše uvedenému Vaughan et al. (2003) uvádí, že velké polní celky pomáhají zajáci polnímu lépe přežívat, jelikož se mu tak daří lépe vymanit z dosahu predátorů, například lišce obecné. Avšak je nutné zmínit, že v zájmové oblasti výzkumu Vaughan et al. (2003) měli jen 1 % polních bloků přesahující výměru 20 ha. V této práci byla prokázána vazba zvěře k průměrné výměře půdního bloku pole v podobě již zmíněné negativní korelace u srnce obecného, avšak u ostatních druhů nebyl statisticky průkazný vztah, tzn. ani u zajíce polního.

Při posouzení vztahů v rámci celého společenstva sledovaných druhů zvěře a dalších živočichů, byly popsány jejich vazby jak ke sledovaným charakteristikám krajinných prvků, tak i mezi sebou.

K výměře i ekotonu doprovodné zeleně byl pozitivně korelován zmiňovaný zajíc polní, ale i kočka domácí, kuny a vrána obecná. Predátoři jako kuny, kočka domácí či vrána obecná následují svou kořist, tzn. jsou vázáni na stejné prostředí. V případě kočky domácí se jedná o případy, kdy vniká ze zastavené části obcí do otevřené krajiny a hledá zde kořist (např. v podobě mláďat i zajíce polního). Vránu obecnou a straku obecnou považují Sekera (1954) i Draycott et al. (2008) za dominantní hnízdní predátory. Straka obecná byla v pozitivní korelaci s ekotonem pole i bažantem obecným. A právě polní okraje bývají bažantem obecným využívány k hnízdění. Kunu skalní a kunu lesní považují Johnscard (1999) a Draycott et al. (2002) za predátory bažantích hnízd, juvenilních i adultních jedinců. Sage & Robertson et al. (1993) uvádí, že snižováním početnosti predátorů dochází ke snížení predančního tlaku na bažanta obecného. Tyto výsledky potvrzuje i Zíka et al. (v tisku), který prokázal přímou závislost mezi mírou predanční kontroly a odloven bažanta obecného.

Úzkou vazbu mezi liškou obecnou a bažantem obecným, stejně jako tato práce, potvrzují Johnscard (1999) a Draycott et al. (2002). Naopak vztah mezi liškou obecnou a zajícem polním se neprokázal, přičemž právě početnost lišky obecné je podle Lindström et al. (1994), Reynolds & Tapper (1995) a Reynolds et al. (2010) limitující pro jeho početnost. To může být způsobeno rozdílnou měrou predanční kontroly v jednotlivých honitbách zájmového území. Méně vypovídající výsledky mohou poskytnout i analýzy s početností psíka mývalovitého, jelikož se v zájmové oblasti vyskytuje sporadicky a jeho lov je spíše dokladem jeho přítomnosti.

Zhodnocení stavu krajiny z pohledu vhodných stanovišť

Letecké snímky jsou hodnotným zdrojem údajů při vyhodnocování změn krajinné struktury. Krajina je viděna ve dvourozměrném prostoru (2D) a je možné porovnat jednotlivé prvky a plochy nacházející se na daném území (Cvik et al. 2013).

I v tom případě bylo využito ortofoto map jako informační zdroj o zastoupení krajinných prvků.

Při zhodnocení stavu krajiny z pohledu vhodných stanovišť bylo zjištěno, že hranice honiteb tvoří například předěly polních a lesních celků. Vach (1999) uvádí, že hranice honiteb není vhodné takto volit, protože zvěř má potřebu tyto hranice přecházet. Naopak za vhodné považuje dálnice či jiné rychlostní komunikace, hranice měst a obcí, a též široké vodní toky. Avšak toto není běžná praxe v mnohých honitbách a zřejmě i částečně cílená pro snadnější orientaci myslivců v terénu.

Vytvořením buffers kolem krajinných prvků (doprovodná zeleň, les) bylo zjištěno, že v osmi honitbách ze sledovaných 17 byly podmínky z hlediska pokrytí vhodnými stanovišti (Havránek 2007) honitby relativně dostačující.

Další skupinu tvoří pět honiteb, v nichž by bylo vhodné provést jistá opatření na zlepšení stanovišť pro zvěř a podpořit tak i polyfunkčnost krajiny s rozvinutým systémem ekologicky cenných prvků doprovodné zeleně. Tato opatření mohou být realizována pomocí takových úprav prostředí, kterými se podpoří přirozená kolonizace rostlinnými druhy (Sarlov-Herlin & Fry 2000).

Poslední skupinu tvoří čtyři v podstatě spolu sousedící honitby, ve kterých je situace ze sledovaného úhlu pohledu nejméně příhodná. Nachází se zde extrémně velké polní celky s největšími průměrnými výměrami polních půdních bloků v zájmové oblasti. Dalším negativem jsou ostrůvkovitě rozmístěné prvky doprovodné zeleně či lesy, které mohou svou polohou (uprostřed polí) tvořit ekologickou past. To potvrzuje i Sklenička (2003) a Cvik et al. (2013). V těchto honitbách by bylo vhodné realizovat opatření na rozdělení velkých polních celků a zlepšit tak prostupnost krajiny, jak uvádí i Demers et al. (1995).

Nejvhodnějším řešením by bylo vytvořit nová stanoviště v podobě dřevinných formací (Míchal 1992, Vacek et al. 2008), popř. založit prvky dočasné zeleně (Stoate et al. 2003, Henderson et al. 2004, Parish & Sotherton 2004, Zellweger-Fischer et al. 2011). Kamieniarz et al. (2013) pokládá za možné řešení pro zlepšení životního prostředí zvěře vytvoření a udržování struktury plošek s plevelnými druhy vegetace mezi polními celky. Berger et al. (2003) popisuje

konkrétní klíčové aktivity na zlepšení biotopu v podobě ekotonového pásu kolem vodní plochy a polního celku. Jedná se například o zlepšení druhové diverzity rostlin. Zároveň poukazuje na skutečnost, že tato opatření nejsou spojena s ekonomickou ztrátou pro hospodařící subjekt na zemědělské půdě a přesto je možno tak reálně zkvalitnit prostředí pro volně žijící živočichy. K těmto účelům by bylo vhodné využít i nástroje v podobě agro-environmentálních opatření (Marada et al. 2012).

Výsledky historického srovnání (stavu z roku 1840 a současnosti) v modelové lokalitě ukazují, že se doprovodná zeleň i lesní celky navýšily. To potvrzuje i konstatování Skleničky (2003), který považuje historické mapové podklady v podobě Císařských povinných otisků Stablního katastru za cenný informační zdroj o stavu krajiny z doby, kdy byla krajina nejméně lesnatá. Krajina v modelové lokalitě již dříve byla zemědělsky využívaná, avšak jistě v jiné míře (např. podstatně menší pole, pestřejší střídání kultur, větší zastoupení travinných porostů), než ji známe dnes (žádná těžká mechanizace aj.). I přechody (ekotony) krajinných prvků byly pozvolnější s vyšším okrajovým efektem (edge effect) (Wiegert 1962), než je tomu dnes.

Vliv přísevu v prvcích doprovodné zeleně na spotřebu krmiva zvěří

Zvěř pozitivně reaguje na přísevy v prvcích doprovodné zeleně. Dokladem je postupný nárůst spotřeby krmiva v místech s přísevem a pokles v místech bez přísevu. To naznačuje, že zvěř se během roku (zejména v posklizňovém období) stahuje do míst s obohacenou potravní nabídkou. Gortázar et al. (2006) konstatuje, že prostřednictvím doplňkového krmení zvěře, ať již v podobě pevného krmiva či vody, se pozitivně ovlivňuje její početnost. Draycott et al. (1998) zmiňuje, že doplňkovým krmením zrnem se zlepší kondice konkrétně bažanta obecného během zimních a následně i jarních měsíců. Tyto lokality pak využívá i jako stanoviště během zimních měsíců. Výsledky tohoto šetření to potvrzují.

Významnost prvků doprovodné zeleně potvrzují Tapper & Barnes (1986) na výskytu zajíce polního v místech s vyšší druhovou pestrostí potravní nabídky. Ke stejným závěrům dospěli i Homolka (1982) či Frylestam (1986). Také Genghini & Capizzi (2005) uvádí, že zajíc polní i srnec obecný preferují přiseté a druhově

bohatší plochy před nepřisetými. Stejně tak Kovacs & Buza (1992) potvrzují pozitivní vazbu zajíce polního na menší přiseté plochy; v jejich případě s vojtěškou (*Medicago ssp.*) a travinami. Whiteside & Guthery (1983) popsali stanovištní preference bažanta obecného, který vyhledával liniové kultury s druhy rostlin jako je čirok (*Sorghum ssp.*), kukuřice (*Zea mays*) či pšenice (*Triticum ssp.*). Takové závěry lze vyvodit i z výsledků této práce, jelikož v prvcích doprovodné zeleně s přísevem vzrostla spotřeba krmiva zvěří.

Frylestam (1992) svým šetřením významu pásového přísevu s travinami a bylinami dokládá důležitost těchto managementových zásahů pro zvěř, která se do těchto míst stahuje. Stejně tak Tapper (1992) dokládá význam managementových opatření v krajině v podobě nárůstu početnosti zvěře (v tomto případě konkrétně zajíce polního). Právě obnova prvků doprovodné zeleně, obohacení o nové rostlinné druhy, spolu se zvýšením počtu pěstovaných zemědělských plodin a zmenšení půdních bloků s podporou společenstev ekotonů pomůže volně žijícím živočichům.

Prvky doprovodné zeleně s větší výměrou poskytují více krytových a prostorových příležitostí. Není-li však souběžně zajištěn dostatek potravy, zvěř je nucena za potravou více migrovat. Sotherton & Robertson (1990) dodávají, že bažant obecný zejména během hnízdního období prozkoumává zemědělskou krajinu, v níž potřebuje vysoké porosty bylin pro založení hnízda. Zároveň potřebuje dostatek bezobratlých jako potravu pro mláďata. Hill & Robertson (1988) zdůrazňují význam remízů a mezí v otevřené krajině pro bažanta obecného zejména v zimních měsících. Narůstající spotřeba krmiva v prvcích doprovodné zeleně s přísevem v závislosti na výměře může být způsobena tím, že prvek doprovodné zeleně s větší výměrou může využívat jako stanoviště více jedinců zároveň. I Hutchins & Harris (1996) zmiňují důležitost pestrosti krajiny – mozaikovitost stanovišť. Zároveň kryt v prvcích doprovodné zeleně je důležitou ochranou před predátory (Pépin 1989, Goszczynski & Wasilewski 1992). Stejně tak Vaughan et al. (2003) dospěli k závěrům, že remízy a meze (doprovodná zeleň obecně) pozitivně ovlivňují výskyt zvěře. Důležité je právě i druhové složení rostlin a plošná výměra těchto celků.

Význam ekotonů na podporu vyšší druhové diverzity v krajině je nesporný. S narůstající délkou ekotonu rostla i spotřeba krmiva v prvcích doprovodné zeleně, kde nebyl proveden přísev. To může souviset s tím, že v místech, kde nebyl proveden přísev, je zvěř v posklizňovém období z velké části právě odkázána na rostlinnou potravu v okraji prvku. Zvláště okraje prvků doprovodné zeleně mají v dnešní kulturní krajině místy ostré hranice a ekotonová společenstva jsou zde chudší (Boatman & Theaker 1993), přičemž právě pozvolný přechod mezi dřevinnou vegetací a polní strukturou může vytvořit kvalitní ekoton (Peyras et al. 2013). Obohacením těchto lokalit o další rostlinné druhy (např. v podobě přísevu) může zvýšit potravní nabídku. Důležitost tohoto dokládají například Denys & Tschardtke (2002) či Vickery et al. (2002). Naopak v místech s přísevem ekotonový efekt (Sklenička 2003) nemusel hrát tak významnou roli ve vztahu k výskytu zvěře, jelikož rostlinná diverzita prvku doprovodné zeleně byla zvýšena samotným přísevem.

Při sledování vlivu teploty na spotřebu předkládaného krmiva v krmných zařízeních byl v místech bez přísevu pozorován sestupný trend při narůstající teplotě. To lze vysvětlit tak, že zvěř při vyšší teplotě aktivněji vyhledávala celkově vhodnější stanoviště. Skutečnost, že obecně mírnější zimy mají na početnost zvěře pozitivní vliv v nárůstu jedinců v příštím roce, zmiňuje například Schmidt et al. (2004).

Vliv typu managementových opatření v prvcích doprovodné zeleně na potravní a krytové příležitosti pro zvěř

Při sledování vztahu návštěvnosti sledovaných druhů zvěře a typu managementového opatření na ploše bylo zjištěno, že zajíc polní a srnec obecný byli pozitivně korelováni s typem managementového opatření v podobě přísevu. Tyto plochy byly přednostně navštěvovány ve srovnání s plochami posekanými a bez zásahu. K podobným závěrům dospěli i Hutchings & Harris (1996), kteří zjistili významnou vazbu mezi výskytem zvěře a diverzitou krajinné struktury, ale i rostlinných druhů. S rostoucí pestrostí krajiny, potažmo potravní nabídky, se zvyšovaly i početní stavy zvěře, konkrétně zajíce polního. Naopak Vaughan et al. (2003) uvádí negativní korelační vztah pestrosti krajinného pokryvu a početností

zvěře. Výsledky této práce ukazují, že zajíc polní, srnec obecný i bažant obecný byli úzce spjati s pestřejší krajinou ve formě prvků doprovodné zeleně.

Vegetace v prvcích doprovodné zeleně tvoří obecně důležitou potravní složku srnce obecného. To potvrzují i Cibien et al. (1988), Gill (1992) či Sage et al. (2004). Stejně tak je to i v souladu s výsledky Genghini & Capizzi (2005), kteří zjistili, že srnec obecný upřednostňuje kultivované plochy před plochami bez kultivačního zásahu.

Vyšší návštěvnost zvěře na plochách s přísevem dokládá důležitost druhové pestrosti samotného bylinného patra. To potvrzují i Chapman & Sheail (1994), kteří zmiňují důležitost struktury prvků doprovodné zeleně, a to nejen bylinného, ale i křovinného a stromového patra.

Sotherton et al. (1998) zmiňuje výhody speciálních směsek pro hnízdění bažanta obecného a koroptve polní, avšak při tomto šetření jejich vztah k přísevu nebyl zachycen. Nezávislost jejich návštěvnosti na plochách s přísevem je možné vysvětlit tak, že tyto druhy zvěře prioritně nenavštěvovaly experimentální plochy s přísevem za účelem potravy – tak jak tomu bylo zřejmě v případě zajíce polního a srnce obecného. Zároveň rostlinné druhy ve směsce nemusely být pro ně prioritně atraktivní. Bažant obecný a koroptev polní tak navštěvovali prvek doprovodné zeleně zejména pro krytové příležitosti. Robertson et al. (1993a,b) uvádí, že doprovodná zeleň poskytuje bažantovi obecnému vhodné místo k hnízdění. Arnold (1983), Parish et al. (1994, 1995) či Sparks et al. (1996) zmiňují, že ptačí druhy obecně využívají meze a remízy jako kryt. Osborne (1984), Green et al. (1994) a Hinsley & Bellamy (2000) doplňují hnízdní možnosti spolu s potravní zásobou.

Plochy s typem managementového opatření v podobě přísevu byly charakterizovány převážně rostlinnými druhy ze speciální směsky pro přísev. Kuhn (2005) popisuje směsku s *Brassica ssp.*, *Fagopyrum vulgare*, *Malva verticillata*, *Panicum miliaceum* a *Avena sativa* jako vhodnou k výsevu pro obohacení krajiny. Zmiňované druhy byly použity do směsky i v tomto šetření. Stoate et al. (2004) a Sage et al. (2005) doporučují na plochy pro zvěř *Brassica oleracea*, *Chenopodium ssp.* a *Panicum miliaceum*. Hansen (1996) uvádí druhy *Brassica napus*, *Trifolium ssp.* či *Poa ssp.* jako součást letní potravy zajíce polního. Jamroz & Kubizna (2010)

zmiňují rostliny *Avena sativa* a *Poa pratensis*. Reichlin et al. (2006) z rozboru žaludků zajíce polního jako součást jeho potravy uvádí *Panicum miliaceum*, *Trifolium ssp.*, *Fagopyrum ssp.* i *Poa ssp.* Podíl travin v potravě zajíce polního potvrzuje Brüll (1976), Frylestam (1986) i Tapper & Barnes (1986). I srnec obecný potřebuje k pastvě v otevřené krajině kvalitní travinné porosty (Abbas et al. 2012). Výsledky této práce však ukazují, že při hodnocení návštěvnosti experimentálních ploch srnec obecný dával přednost kulturním rostlinám před travinami.

Výšky porostů na plochách se podle typu managementového opatření, vyjma měření v termínu I/2012, signifikantně lišily. Z toho vyplývá, že jednotlivé typy ploch nabízely rozdílné krytové příležitosti. Nejnižší porost byl na posekaných plochách. To bylo způsobeno jednorázovým posekáním v době založení experimentu, kdy tímto došlo ke snížení výškového náskoku zejména trav ve srovnání s nejvyšší výškou porostu ploch kontrolních, tj. původních porostů – bez zásahu. Hodnoty výšky porostu přisetých ploch byly mezi výškami ploch posekaných a bez zásahu. To bylo dáno rostlinnými druhy, které byly součástí směsky pro přisev (např. *Fagopyrum vulgare*, *Panicum miliaceum*). Výška tohoto porostu mohla dosáhnout i vyšších hodnot, avšak díky návštěvnosti zvěří byla vlivem pastvy její výška snižována. Oblibu těchto druhů rostlin zvěří popisují i Kuhn (2005) a Reichlin et al. (2006).

Využití experimentálních ploch zvěří pro kryt bylo minimální. To bylo způsobeno skutečností, že prvek doprovodné zeleně díky křovinám či stromům sám o sobě poskytuje kryt. Z tohoto důvodu se proto zřejmě ani neprokázal vztah návštěvnosti zvěře s výškou porostu.

7 Závěr

Doprovodná zeleň je významným biotopem pro celou řadu druhů rostlin i živočichů. Výsledky práce ukazují, že výměra i členitost v podobě délky ekotonů těchto prvků v zemědělské krajině ovlivňují početnost bažanta obecného, zajíce polního i srnce obecného. Početností drobné zvěře (zajíce polního a bažanta obecného) jsou dotčeni i na ni vázaní predátoři v podobě lišky obecné, kun (kuna skalní a kuna lesní), straky obecné či vrány obecné. Srnce obecného negativně ovlivňuje i průměrná výměra půdního bloku pole.

V zájmové oblasti byly zjištěny honitby, jejichž velké části území nejsou dostatečně pokryty vhodnými stanovišti pro zvěř (Havránek 2007). V těchto lokalitách by bylo vhodné realizovat zlepšující opatření pro navýšení krajinné heterogenity, jelikož inkriminovaná místa se nalézají v rámci velkých půdních celků. I zemědělská půda je tak vystavována nadměrnému působení vodní a větrné eroze. Zároveň by se tak zlepšila prostupnost krajiny a spojitost jednotlivých typů krajinných prvků. Jako doporučující opatření ke zkvalitnění životního prostředí lze zmínit zakládání prvků nejlépe v podobě trvalé zeleně (křovinné i stromové formace) s bylinným patrem. Pro určení vhodné lokalizace nového krajinného prvku je mimo jiné vhodná konfrontace současného stavu krajiny s historickými mapovými dokumenty.

I stávající prvky doprovodné zeleně je možno zatraktivnit pro zvěř i další volně žijící živočichy. V dnešní zemědělské krajině bývá druhová bohatost bylin a travin v prvcích doprovodné zeleně chudá, místy tato etáž může i úplně scházet. Při zkvalitnění bylinného a travinného patra speciální směskou ve formě přísevu provedeného v prvcích doprovodné zeleně bylo zjištěno, že je zvěř navštěvuje ve větší míře oproti prvkům doprovodné zeleně bez přísevu.

Při zkoumání konkrétních typů managementových opatření na zkvalitnění bylinného a travinného patra v prvcích doprovodné zeleně bylo zjištěno, že zajíc polní a srnec obecný častěji navštěvovali obohacené plochy přísevem speciální směskou. Naproti tomu bažant obecný a koroptev polní byli nezávislí vůči všem provedeným managementovým opatřením, a to jak v podobě přísevu, posekání i plochám bez zásahu.

Pro přísev se osvědčily kulturní, avšak v dnešním intenzivním zemědělství málo využívané, druhy rostlin jako například *Fagopyrum vulgare* či *Brassica oleracea*. Vhodné je dále směsku obohatit o druhy z čeledi *Poaceae* (např. *Panicum miliaceum*) nebo *Fabaceae* (např. *Trifolium ssp.*).

Prvky doprovodné zeleně sami o sobě poskytují významnou krytovou příležitost v otevřené zemědělské krajině pro celou řadu živočichů. Proto je nutné o ně dostatečně pečovat a chránit je před poškozováním a degradací. Podpoří se tak jejich produkční, ale i celá řada mimoprodukčních funkcí v krajině.

8 Seznam literatury a použitých zdrojů

Abbas, F., Picot, D., Merlet, J., Cargnelutti, B., Lourtet, B., Angibault, J.N., Daufresne, T., Aulagnier, S. & Verheyden, H. 2012: A typical browser, the roe deer, may consume substantial quantities of grasses in open landscapes. – *European Journal of Wildlife Research*, 58: 1-19.

Ahrens, M. 2000: Die Situation des Feldhasen im Land Brandenburg, Einflussfaktoren auf die Populationsentwicklung unter besonderer Berücksichtigung der Beutegreifer sowie einige Möglichkeiten zur Stabilisierung der Besätze. Niederwildfachtagung der Kommission Niederwild CIC, St. Pölten.

Anderson, S. H. & Gutzwiller, K. J. 1994: Habitat Evaluation Methods. In: T.A. Bookout (ed.) *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*, 5th ed. The Wildlife Society, Bethesda, USA, 592-606.

Anděl, P., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Miko L. & Andělová H., 2005: Assessment of landscape fragmentation caused by traffic. – Agency for Nature Conservation and Landscape Fragmentation of the Czech Republic, Praha. 99 p.

Angelici, F. M., Riga F., Boitani, L. & Luiselli, L. 2000: Fate of captive-reared brown hares *Lepus europaeus* released at a mountain site in central Italy. – *Wildlife Biology*, 6: 173-178.

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

Angerbjorn, A. 1983: The reliability of pellet counts as density estimates of mountain hares. – *Finnish Game Research*, 41: 13-20

Arnold, G. W. 1983: The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. – *Journal of Applied Ecology*, 20: 731-750.

Baldi, A. & Farado, S. 2007: Long term changes of farmland game populations in a post-socialist countries (Hungary). – *Agriculture Ecosystem and Environment*, 118: 307 – 311.

Behnke, H. & Claussen, G. 2001: Fasan und Rebhuhn – Biologie, Hege, Aufzucht. – Franck-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Studgart.

Beier, R. & Noss, R. F. 1998: Do habitat corridors provide connectivity? – Conservation Biology 12(6): 1241-1252.

Berger, G., Pfeffer, H., Kächele, H., Andreas, S. & Hoffmann, J. 2003: Nature protection in agricultural landscapes by setting aside unproductive areas and ecotones within arable fields (“Infield Nature Protection Spots”). – Journal for Nature Conservation, 11(3): 221-233

Boatman, N. & Theaker, A. 1993: Restoring hedgerow ground flora. – Game Conservancy Review of 1992: 72-74.

Boatman, N. D., Stoate, C., Henderson, I. G., Vickery, J. A., Thompson, P. G. L. & Bence, S. L. 2001: Designing Crop/Plant Mixtures to Provide Food for Seed-Eating Farmland Birds in Winter. Report to MAFF, Project BD1606. Thetford & Loddington: BTO and ARET.

Brüll, U. 1976: Nahrungsbiologische Studien am Feldhasen in Schleswig-Holstein. Ein Beitrag zu Äsungsverbesserung. In: Ecology and management of European hares populations, Pielowski, Z. & Pucek, Z. (eds.): 93-99.

Brzobohatý, A. 1988: Tvorba ekologickej stability území z hlediska současné právní úpravy - In: Vegetačné úpravy poľnohospodárskej krajiny. Zborník ČSVTS Bojnice, Žilina: 40-43.

Bukovjan, K. & Havránek, F. 1998: Proč mizí zajíc z našich honiteb – biologie a zdravotní stav. – Myslivost 46 (76), č. 6 a 7: 16 – 17 a 14 – 15.

Bulíř, P. 1988: Vegetační doprovody silnic. Aktuality Výzkumného a šlechtitelského ústavu okrasného zahradnictví v Průhonicích. Novinář, Praha, 198 s.

Buner, F., Jenny, M., Zbiden, N. & Naef-Daenzer, B. 2005: Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for reintroduced grey partridges *Perdix perdix*. – Biological Conservation, 124: 373-381.

Cibien, C., Boutin, J. M. & Mazeiret, C. 1988: Impact of roe deer (*Capreolus capreolus*) on vegetation in relation to population density and type of woodland. – Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 34: 232-241.

Corbet, G. B. & Harris, S. 1991: The handbook of British mammals. London: Blackwell Scientific Publication.

Correll, O., Isselstein, J. & Pavlů, V., 2003: Studying spatial and temporal dynamics of sward structure at low stocking densities: the use of an extended rising-plate-meter method. – Grass and Forage Science, 58: 450-454.

Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1980: The birds of western Palearctic. - Oxford University Press, Oxford, United Kingdom, 197 pp.

Cvik, M., Ostrihoň, M., Kaštier, P. & Slamečka, J. 2013: Využitie leteckých meračských snímkov pre hodnotenie zmien štruktúry krajiny v polovnej oblasti s chovom malej zveri. In: Slamečka, J., Jurčík, R. (eds.): Spolupráca poľovníkov a poľnohospodárov – Nová šanca pre malú zver. Zborník referátů z odborného seminára s mezinárodnou účasťou. Mojmirovce, 30. května 2013. Nitra: 159-175.

Červený, J. 2003: Encyklopedie myslivosti. Ottovo nakladatelství, s. r. o., Praha, 591 s.

ČHMÚ 2005: Dlouhodobé normály klimatických hodnot za období 1961–1990. Český hydrometeorologický ústav, Praha: online: <http://www.chmi.cz/meteo/ok/okdata12.html>, cit. 10. 11. 2009.

Demers, M. N., Simpson, J. W., Boerner, R. E. J., Silva, A., Berns, L. Artigas, F. 1995: Fencerow, edges, and implications of changing connectivity illustrated by two contiguous Ohio landscapes. – Conservation Biology, 9: 1159-1168.

Denys, Ch. & Tschardtke, T. 2002: Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. – Oecologia, 130: 315-324.

Draycott, R. A. H., Hoodless, A. N., Ludiman, M. N. & Robertson, P. A. 1998: Effects of spring feeding on body condition of captive-reared ring-pheasants in Great Britain. – Journal of Wildlife Management, 62: 557-563.

Draycott, R. A. H., Pock, K. & Carroll, J. P. 2002: Sustainable management of a wild pheasant population in Austria. – Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 48: 346-353.

Draycott, R. A., Hoodless, A. N. & Sage, R. B. 2008: Effects of pheasant management on vegetation and birds in lowland woodlands. – Journal of Applied Ecology, 45(1): 334-341.

Douglas, M. J. W. 1970: Movements of hares *Lepus europaeus* Pallas, in high country in New Zealand. – New Zealand Journal of Science, 13: 287-305.

Dunning, J. B., Danielson, B. J. & Pulliam, H. R. 1992: Ecological processes that affect populations in complex landscapes. - Oikos 65: 169-175.

Ellenberg, H. 1956: Grundlagen der Vegetationsgliederung: Aufgabe und Methoden der Vegetationskunde. In: Walter H. (Ed.) Einführung in die Phytologie. Springer Verlag, Stuttgart: 45-58.

Eskens, U. 2000: Untersuchungen über die Ursachen des Rückgangs der Feldhasenpopulation in Deutschland unter Berücksichtigung möglicher Einflüsse durch Agrarchemikalien, Niederwildfachtangung der der Kommission Niederwild CIC, St. Pölten.

Fahrig, L. & Merriam, G. 1985: Habitat patch connectivity and population survival. – Ecology, 66: 1762-1768.

Fahrig, L. & Paloheimo, J. 1988: Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. – Ecology 69: 468-475.

Farský, O. 1948: Užitečnost našeho bažanta pro lesnictví a zemědělství posuzovaná podle rozboru jeho potravy. - Ministerstvo zemědělství, Praha, 303 s.

Ferretti, M., Paci, G., Porrini, S., Galardi, L. & Bagliacca, M. 2010: Habitat use and home range traits of resident and relocated hares (*Lepus europaeus*, Pallas). – Italian Journal of Animal Science, 9(3): 302-318.

Ferris, R. & Carter, C. 2000: Managing rides, roadsides and edge habitat in lowland forests. – HMSO, Forestry Commission Bulletin, 123, 78 s.

Fiala, J. & Gaisler, J. 1999: Obhospodařování travních porostů pícninářsky nevyužívaných. - Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 40 s.

Finke, J., Strein, M. & Sonnenschein, M. 2007: A simulation framework for modeling anthropogenic disturbances in habitat networks. – *Ecological Informatics* 3(1): 26-34.

Forman, R. T. T. & Godron, M., 1993: Krajinná ekologie. Academia, Praha, 583 s.

Forman, R.T. T. & Alexander, L. E. 1998: Roads and their major ecological effects. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 1: 207–232.

Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R. & Obrist, M. K. 2013: Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. – *Journal of Applied Ecology*, 50(1): 252-261.

Frylestam, B. 1980: Utilization of farmland habitats by European hare (*Lepus europaeus* Pallas) in southern Sweden. – *Viltrevy*, 11: 271-284.

Frylestam, B. 1981: Estimating by spotlight the population density of the European hare. – *Acta Theriologica*, 26: 419-427.

Frylestam, B. 1986: Agricultural land use effects on the winter diet of brown hare in southern Sweden. – *Mammal Review*, 16: 157-161.

Frylestam, B. 1992: Utilization by brown hare *Lepus europaeus* of field habitats and complementary food stripes in southern Sweden. In: *Global trends in wildlife management* Bobek, B., Perzanowski, K. & Regelin, W. (eds.). Swiat Press, Krakow, Warszawa: 259-261.

Fuller, R. J., & Henderson, A. C. B. 1992: Distribution of breeding songbirds in Bradfield Wood, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. – *Bird Study*, 39: 73-88.

Genghini, M. & Capizzi, D. 2005: Habitat improvement and effects on brown hare *Lepus europaeus* and roe deer *Capreolus capreolus*: a case study in northern Italy. – *Wildlife Biology*, 11: 319-329.

Genovesi, P., Besa, M. & Toso, S. 1999: Habitat selection by breeding pheasant *Phasianus colchicus* in an agricultural area of northern Italy. – *Wildlife Biology*, 5: 193-201.

Gill, R. M. A. 1992: A review of damage by mammals in north temperature forests: 3. Impact on trees and forests. – *Forestry*, 65: 363-388.

Glutz von Blotzheim, U. N. 1973: Handbuch der Vogel Mitteleuropas: Galliformes und Gruiformes. - Akademische Verlag, Frankfurt, Deutsch, 342 pp.

Gortázar, Ch., Acevedo, P., Ruiz-Fons, F., Vincente, J.: 2006: Disease risks and overabundance of game species. – *European Journal of Wildlife Research*, 52: 81-87.

Goszczyński, J. & Wasilewski, M. 1992: Predation of foxes on a brown hare population in central Poland. – *Acta Theriologica*, 37: 329-338.

Green, R. E., Osborne, P. E. & Sears, E. J. 1994: The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. – *Journal of Applied Ecology*, 31: 677-692.

Hansen, K. 1996: Impact of modern farming on food supply of hares (*Lepus europaeus*, Pallas) during the summer period. – Proceedings of the I. European Congress of Mammalogy, Museum Bocage, Lisboa: 115-124.

Harvey, C. A., Villanueva, C. & Villacis, J. 2005: Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* 111: 200 -230.

Havránek, F., Bukovjan, K., & Hučko, M. 2005: Vstupní studie revitalizace krajiny Podřipska. - Práce VÚLHM, 22 s.

Havránek, F. 2007: Modelový projekt úpravy prostředí v regionu. Práce Ústavu pro výzkum lesních ekosystému, s. r. o., 41 s.

Hegendorf, D. 1931: Die Zukunft dem Fasan. – F. C. Mayer Verlag, München, 281 s.

Hejman, M., Schellberg, J. & Pavlů, V. 2010: Long-term effects of cutting frequency and liming on soil chemical properties, biomass production and plant species composition of Lolio-Cynosuretum grassland after the cessation of fertilizer application. – *Applied Vegetation Science*, 13(3): 257-269.

Henderson, I. G., Vickery, J. A. & Carter, N. 2004: The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. – *Biological Conservation*, 118: 21–32.

Hill, D. & Robertson, P. 1988: The Pheasant: Ecology, management and conservation. BSP Professional Books, Oxford.

Hinsley, S. A. & Bellamy, P. E. 2000: The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. – Journal of Environmental Management, 60: 33-49.

Hoflechner-Poltl, A., Hofer, E., Awad-Masalmeh, M., Muller, M. & Steineck, T., 2000: Prevalence of tularaemia and brucellosis in European brown hares (*Lepus europaeus*) and red foxes (*Vulpes vulpes*) in Austria. Tierärztl Umschau, 55: 264-268.

Homolka, M. 1982: The food of *Lepus europaeus* in a meadow and woodland complex. – Folia Zoologica, 31: 243-253.

Hooper, M. D. 1992: Hedge Management. Institute of Terrestrial Ecology report for the Department of the Environment, 189 s.

Hradetzky, R. & Kromp, B. 1997: Spatial distribution of flying insects in an organic rye field and an adjacent hedge and forest edge. – Biological Agriculture and Horticulture, 15 (1-4): 353-357.

Hromas, J. 2000: Dřeviny pro včely a zvěř. - Matice lesnická s. r. o., Písek, 92 s.

Hudec, K., Šťastný, K., Balát, F., Bejček, V., Bělka, T., Černý, V., Černý, W., Ferienc, O., Formánek, J., Folk, Č., Hachler, E., Hájek, V., Havlín, J., Honza, M., Chalupský, J., Kůz, Z., Kožená, I., Kurka, P., Kux, Z., Málková, P. & Matoušek, B. 2005: Fauna ČR: Ptáci 2/I. - Nakladatelství Akademie věd ČR, Praha, 576 s.

Hutchings, M. R. & Harris, S. 1996: The current status of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Britain. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

Chapman, J. & Sheail, J. 1994: Field Margins – an historical perspective. In: N. Boatman (ed.), Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation. BCPPC Monograph 58, Farnham: British Crop Protection Council: 3-12.

Jamroz, D. & Kubizna, J. 2010: Chemical composition of digestive tract contents and characteristics of femur bone of brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). – Electronic Journal of Polish Agriculture Universities, 13 (4): #24

Janeček, M. et al. 2007: Ochrana zemědělské půdy před erozí. - VÚMOP, v.v.i. Praha: 76 s.

Jennings, N., Smith, R. K., Hackländer, K., Stephen, H. & White, P. C. L. 2006: Variation in demography, condition and dietary quality of hares *Lepus europaeus* from high-density and low-density populations. – Wildlife Biology 12: 179 – 189.

Jirkovský, V., Krajíček, J. & Kuhn, J. 1960: Zakládáme remízky pro zvěř. - Státní zemědělské nakladatelství Praha, Praha, 81 s.

Johnsgard, P. A. 1999: The pheasant of the world: biology and natural history. Washington, USA, Smithsonian Institution Press: 339.

Johnson, A. R., Milne, B. T., Wiens, J. A. & Crist, T. O. 1992: Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. – Landscape Ecology, 7: 63-75.

Kamieniarz, R., Voigt, U., Panek, M., Stauss, E. & Nieweglowski, H. 2013: The effect of landscape structure on the distribution of brown hare *Lepus europaeus* in farmlands of Germany and Poland. – Acta Theriologica, 58: 39-45.

Karmiris, I. & Nastis, A. S. 2009: Small ruminants as manipulators of brown hare (*Lepus europaeus*) habitat in kermes oak rangelands. – Options Méditerranéennes, A/no. 85: 171 – 176.

Kauhala, K., Hiltunen, M. & Salonen, T. 2004: Home ranges of mountain hares (*Lepus timidus*) in boreal forests of Finland. – Wildlife Biology, 11(3):193-200.

Kavka, B. & Šindelářová, J. 1978: Funkce zeleně v životním prostředí. – Státní zemědělské nakladatelství Praha, 235 s.

Koleček, J., Reif, J., Šťastný, K. & Bejček, V. 2010: Změny biodiverzity ptáků v České republice mezi lety 1985-1989 a 2001-2003. - Zoologické dny Praha 2010, Bryja J. & Zasadil P. (eds.), Sborník abstraktů z konference: 119.

Korchsger, L. J. 1964: Foods and nutrition of Missouri and midwestern pheasant. - In: Transactions of the 29th North American Wildlife Conference. 29th North American Wildlife Conference, Saint Louis, United States of America, Special Publication 29: 159 – 181.

Kostroň, K. 1954: Myslivec lidovým zlepšovatelem. – Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 124 s.

Kovacs, G. & Buza, C. 1992: Home range size of the brown hare in Hungary. In: Global trends in wildlife management Bobek, B., Perzanowski, K. a Regelin, W. (eds.). 263-266. Swiat Press, Krakow, Warszawa.

Kovář, P., Cudlín, P., Herman, M., Zemek, F. & Korytář, M. 2002: Analysis of flood events on small river catchments using the kinfil model. – Journal of Hydrol. Hydromech 50(2): 157 – 171.

Kožená, I. 1988: Diet of red fox (*Vulpes vulpes*) in agrocenoses in southern Moravia. – Acta Scientiarum Naturalium 22: 24 - 26.

Krebs, C. J., Scott, D. P., Gilbert, B., Boutin, S. & Boonstra, R. 1986: Estimation of snowshoe hare population density from turd transects. – Canadian Journal of Zoology, 65: 565-567

Kučera, O., Kučerová, J. & Havránek, F. 2006: Zajíc včera, dnes a zítra. - Silvestris, Uhlířské Janovice, 123 s.

Kuhn, W. 2005: Habitat fallow land: A project for wildlife-appropriate set-aside in Germany. In: Holtsuk, Z., Börner, M. (Eds.), Agricultural Landscapes as Habitats. Agri-environmental measures and set asides: Instrument for conservation and support of wildlife in the enlarged European Union. Proceedings of a Pan-European Symposium 3rd of September 2004, Brussels, s. 131-144.

Kušta, T., Keken, Z., Hanzal, V. & Červený, J. 2010: Posouzení vlivu velkých liniových staveb na migraci zvěře v modelových oblastech České republiky. - Zoologické dny Praha 2010, Bryja J. & Zasadil P. (eds.), Sborník abstraktů z konference: 136.

Kušta, T., Ježek, M. & Keken, Z. 2011: Mortality of large mammals due to rail transport. – Scientia Agriculturae Bohemica, 42(1): 12-18.

Kůtová, J. & Janota, J., 2008: Vyhodnocení významu dřevinné formace a políček pro zvěř. Česká lesnická společnost, o. s., Kostelec nad Černými lesy: 35 – 38.

Kůtová, J., Janota, J., Havránek, F. & Hučko, B. 2011: Vyhodnocení vybraných směsek pro zvěř v krajině Podřipska. – Úloha kvality biotopu v manažmente zajačej zveri. – Zajac poľný před štvrt'istoročím a dnes, Slamečka, J. (Ed.), Centrum výskumu živočíchej výroby Nitra, Ústav malých hospodárskych zvierat, Nitra: 57-68 s.

Langbein, J., Hutchings, M. R., Harris, S., Stoate, C., Tapper, S. C. & Wray, S. 1999: Techniques for assessing the abundance of Brown Hares *Lepus europeaus*. – Mammal Review 29: 93-116

Laughrey, A. G. & Stinton, R. H. 1955: Feeding habits of juvenile ring-necked pheasants on Pelee Island, Ontario. – Canadian Field Naturalist, 69: 59 – 65.

Lepš, J. & Šmilauer, P. 2003: Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. – Cambridge University Press, Cambridge, UK, 282 p.

Levin, N., Lahav, H., Ramon, U., Heller, A., Nizry, G., Tsoar, A. & Sagi, Y. 2007: Landscape continuity analysis: A new approach to conservation planning in Israel. – Landscape and Urban Planning, 79(1): 53-64.

Lewandowski, K. & Nowakowski, J. 1993: Spatial distribution of brown hare *Lepus europeaus* in habitats of various types of agriculture. – Acta Theriologica, 38 (4): 435–442.

Lindström, E. R., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jägerberg, L., Lemnell, P. A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J. E. 1994: Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox densities and prey population. – Ecology, 75: 1042- 1049.

Lipský, Z. 1998: Krajinná ekologie pro studenty geografických oborů. Karolinum, Praha, 129 s.

Lipský, Z. 2000: Sledování změn v kulturní krajině. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 71 s.

Löw, J. 1995: Rukověť projektanta místního ÚSES. Doplněk, Brno, 122 s.

Madsen, A. B., Strandgaard, H. & Prang, A. 2002: Factors causing traffic killings of roe deer *Capreolus capreolus* in Denmark. – Wildlife Biology, 8: 55-61.

Marada, P., Křikava, L., Křikava, L., Kutlvašr, K. & Sláma, P. 2012: Agroenvironmental management system – a technique for increasing the natural value of agroecosystems. – Agriculture Economy – Czech, 58 (5): 201–212.

Mareček, J. 1975: Vegetační doprovod komunikací jako součást zeleně v zemědělské krajině. – Závěrečná zpráva VÚOZ Průhonice.

Marulli, J. & Mallarach, J. M. 2005: A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. – Landscape and Urban Planning 71: 243-262.

Maudsley, M. J. 2000: A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. – Journal of Environmental Management, 60: 65-76.

Menner, R. 1994: Wildlife Revival in Cornish Hedges: History, traditions and practical Guidance. Redruth, Cornwall: Dyllansow Truran.

Middleton, A. D. 2009: Factors controlling the Population of the Partridge (*Perdix perdix*) in Great Britain. – Journal of Zoology, 105, 4: 795-815.

Míchal, I. 1992: Ekologická stabilita. – Veronica, Brno, 243 s.

Moravec, J. et al. 1994: Phytocenology. – Academia, Praha, 403 s.

Moss, D. 1978: Diversity of woodland songbird populations. – Journal of Animal Ecology, 47: 521-527.

Mottl, S., et al. 1970: Myslivecká příručka. – Státní zemědělské nakladatelství Praha, Praha, 301 s.

Možíšek, C. 1930: Chov bažantů na divoko. – Stráž myslivosti, Praha.

Musil, D. D. & Connelly, J. W. 2009: Survival and reproduction of pen-reared vs translocated wild pheasants *Phasianus colchicus*. – Wildlife Biology, 15: 80 - 88.

Nelli, L., Merrigi, A. & Vidus-Rosin, A. 2012: Effects of habitat improvement actions (HIAs) and reforestations on pheasants *Phasianus colchicus* in northern Italy. – Wildlife Biology, 18 (2): f121-130.

Nováková, E. & Hanzl, R. 1966: Problém koroptví v Československu. – Symposium o koroptvi, Hušek, P. (eds.), VÚLHM a Československý myslivecký svaz, Praha, Sborník příspěvků: 45 – 71.

Nováková, E. 1980: Ekologie krajiny. - In: Vliv negativních civilizačních faktorů na život zvěře, ryb a včel. Konference ČSVTS, Brno: 3 – 14.

Nováková, P., Štípek, K., Ježek, M., Červený, J. & Ešner, V. 2011: Effect of diet supply and climatic conditions on population dynamics of the wild boar (*Sus scrofa*) in the Křivoklát region (Central Bohemia, Czech Republic). – Scientia Agriculture Bohemica, 42: 24-30.

Ogurlu, I. 1997: Habitat Use and Food Habits of Brown Hare (*Lepus europaeus* (Pallas)) in a Woodland. – Turkish Journal of Zoology, 21: 381-398.

Osborne, P. J. 1984: Bird numbers and habitat characteristics in farmland hedgerows. – Journal of Applied Ecology, 21: 63-82.

Öhm, A. 1931: Scelování pozemků. Novina, Brno. – In: Říha J. K., 1948: Země krásná – kniha o přírodě, civilisaci a plánování. Nakladatelství Antonín Dědourek, Třebechovice pod Orebem. 375 s.

Paci, G. & Bagliacca, M. 2003: La lepre e l'ambiente agricolo. – Large Animal Review, 2: 1-9.

Paci, G., Lavazza, A., Ferretti, M., Bagliacca, M. 2007: Relationship between habitat, densities and metabolic profile in brown hares (*Lepus europaeus* Pallas). – Italian Journal of Animal Sciences, 6: 241-255.

Panek, M. & Kamieniarsz, R. 1999: Relationships between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1981–1995. – Acta Theriologica, 44: 67–75.

Parish, T., Lakhani, K. H. & Sparks, T. H. 1994: Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. – Journal of Applied Ecology, 31: 764-765.

Parish, T., Lakhani, K. H. & Sparks, T. H. 1995: Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and of groups of similar species. – Journal of Applied Ecology, 32: 362-371.

Parish, T. & Sotherton N. W. 2004: Game crops as summer habitat for farmland songbirds in Scotland. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 104 (3): 429-438.

Peach, W. J., Siriwardena, G. M. & Gregory, R. 1999: Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline in Reed Buntings *Emberiza Schoenichus* in Britain. – *Journal of Applied Ecology*, 36: 798-811.

Petit, S. & Burel, F. 1998: Effects of landscape dynamics on metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in hedgerow network. – *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 69: 243-252.

Peyras, M., Vespa, N. I., Bellocq, M. I. & Zurita, G. A. 2013: Quantifying edge effects: the role of habitat contrast and species specialization. – *Journal of Insect Conservation*, 17(4): 807-820.

Pépin, D. & Cargnelutti, B. 1985: Dispersal et cantonnement de lievres de repeuplement (*Lepus europaeus*). – *Biology of Behavior*, 10: 353-365.

Pépin, D. 1989: Variation in survival of brown hare (*Lepus europaeus*) leverets from different farmland areas in the Paris Basin (France). – *Journal of Applied Ecology*, 26: 13-24.

Pollard, E. 1973: Hedges. VII. Woodland relic hedges in Huntingdon and Peterborough. – *Journal of Ecology*, 61: 343-352.

Prach, K. 1994: Monitorování změn vegetace – metody a principy. Český ústav ochrany přírody, Praha, 69 s.

Primi, R., Pelorosso, R., Ripa, M. N. & Amici, A. 2010: A statistical GIS-based analysis of Wild boar (*Sus scrofa*) traffic collisions in a Mediterranean area. Italian – *Journal of Animal Science*, 8(2): 649-651.

Prior, R. 1983: Trees and deer, how to cope with deer in forest field and garden. – B. T. Batsford, London, 208 s.

Reichlin, T., Klansek, E. & Hackländer, K. 2006: Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. – *European Journal of Wildlife Research*, 52: 109-118.

Reid, N., McDonald, R. A. & Ian Montgomery, W. 2010: Homogeneous habitat can meet the discrete and varied resource requirements of hares but may set an ecological trap. – *Biological Conservation*, 143: 1701-1706.

Reif, A. & Schmutz, T. 2001: Planting and maintaining hedgerows in Europe. Paris: Institute Pour le Développement Forestier.

Reitz, F. & Leonard, Y. 1994: Characteristics of European hare (*Lepus europaeus*) use of space in a French agricultural region of intensive farming. – *Acta Theriologica*, 39: 143-147.

Rejmánek, M. 1976: Centers of species diversity and centers of species diversification. - Novák V. J. A. & Pacltová B. (eds.), *Evol. Biology*, Academia Praha: 394-408.

Reynolds, J. C. & Tapper, S. C. 1995: Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* in central southern England, and its potential impact on annual population growth. – *Wildlife Biology*, 1: 145-158.

Reynolds, J. C., Stoate, C., Brockless, M. H., Aebischer, N. J. & Tapper, S. C. 2010: The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. – *European Journal of Wildlife Research*, 56: 541-549.

Richter, V. & Ruman, L. 1953: Poľovníctvo v otázkach a odpovediach. – Štátne poľnohospodárske nakladateľstvo v Bratislavě, Bratislava, 176 s.

Riley, T. Z. & Schulz, J. H. 2001: Predation and ring-necked Pheasant population dynamics. – *Wildlife Society Bulletin* 29: 33-38.

Robertson, P. A., Woodburn, M. I. A. & Hill, D. A. 1993a: Factors affecting winter pheasant density in British woodlands. – *Journal of Applied Ecology*, 30: 459-464.

Robertson, P. A., Woodburn, M. I. A., Neutel, W. & Beacley, C. E. 1993b: Effects of land use on breeding pheasant density. – *Journal of Applied Ecology*, 30: 465-477.

Robertson, P. A. 1998: Habitat selection and local abundance of breeding pheasants (*Phasianus colchicus*) in Utah. – *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife*, 15: 433-446.

Robertson, P. A., Woodburn, M. I. A., Neutel, W. & Bealey, C. E. 1993: Effects of land-use on breeding pheasant density. – *Journal of Applied Ecology*, 30: 465-477.

Rühe, F. & Hohmann, U. 2004: Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hare (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. – *European Journal of Wildlife Research*, 50: 101-111.

Sage, R. B. & Robertson, P. A. 2000: Pheasant productivity in relation to population density, predation and rearing: a meta-analysis. – *Hungarian Small Game Bulletin*, 5: 15-28.

Sage, R. B., Hollins, K., Gregory, C. L., Woodburne, M. I. A. & Carroll, J. P. 2004: Impact of roe deer *Capreolus capreolus* browsing on understorey vegetation in small farm woodlands. – *Wildlife Biology*, 10: 115-120.

Sage, R. B., Parish, D. M. B., Woodburn, M. I. A. & Thompson, P. G. L. 2005: Songbirds using crops planted on farmland as cover for game birds. – *European Journal of Wildlife Research*, 51: 248-253.

Said, S. & Servanty, S. 2005: The influence of landscape structure on female roe deer home-range size. – *Landscape Ecology*, 20: 1003-1012.

Santilli, F. & Bagliacca, M. 2008: Factors influencing pheasant *Phasianus colchicus* harvesting in Tuscany, Italy. – *Wildlife Biology*, 14 (3): 281-287.

Santilli, F. & Ferretti, M. 2008: Do soils affect Brown hare *Lepus europaeus* abundance in agricultural habitats? – *Hystrix Italian Journal of Mammals*, 19 (1): 39-45.

Sarlöv-Herlin, I. L. & Fry, G. L. A. 2000: Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. – *Landscape Ecology*, 15: 229-242.

Scott, A. S., Steward, N. J. & Gates, J. T. 1999: Home Ranges, Habitat Selection and Mortality of Ring-Necked Pheasants (*Phasianus colchicus*) in North-Central Maryland. – American Midland Naturalist, 141: 185-197.

Sekera, J. 1954: Chov bažantů. – Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 84 s.

Sekera, J. 1966: Problém koroptví v Československu. – Symposium o koroptvi, Hušek, P. (eds.), VÚLHM a Československý myslivecký svaz, Praha, Sborník příspěvků: 5-17.

Shiple, K. L. & Scott, D. P. 2006: Survival and Nesting Habitat use by Sichuan and Ring-necked Pheasants Released in Ohio. – Ohio Journal of Science 106: 78 - 85.

Schmidt, N. M., Asferg, T. & Forchhammer, M. C. 2004: Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. – BMC Ecology, 4(1): 15.

Schröpfer, R. & Nyenhuis, H. 1982: Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778). – Zeitschrift für Jagdwissenschaft, 28: 213-231.

Simberloff, D., Farr, J. A., Cox, J. & Mehlman, D. W. 1992: Movement corridors: conservation bargains or poor investments? – Conservation Biology, 6(4): 493 - 504.

Siriwardena, G. M., Baillie, S. R. & Wilson, J. D. 1999: Temporal variation in the annual survival rates of six granivorous birds with contrasting population trends. – Ibis, 141: 621–636.

Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Crick, H. Q. P. & Wilson, J. D. 2000: The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. – Journal of Applied Ecology, 37: 128–148.

Sklenička, P. 2003: Základy krajinného plánování. – Nakladatelství Naděžda Skleničková, Praha, 321 s.

Slamečka, J. 1991: The influence of ecological arrangements on brown hare population. Proceedings, XX. Congress – S. Csányi & J. Ernhaft (eds.) International Union of Game Biologists, Sofia, Bulgaria. 340-346.

Slamečka, J. 2008: Populační dynamika zajíce a jeho životní prostředí. - Česká lesnická společnost, o. s., Kostelec nad Černými lesy: 32-34.

Smith, R. K. et al. 2004: Conservation of European hare *Lepus europaeus* in Britain. – Journal Applied Ecology, 41: 1092-1102.

Smith, R. K., Jennings, N. V. & Harris, S. 2005: A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. – Mammal Review, 35: 1-24.

Sotherton, N. V. 1986: Land use changes and the decline of farmland wildlife. – Biological Conservation, 83: 259-268.

Sotherton, N. W. & Robertson, P. A. 1990: Indirect impact of pesticides on the production of wild gamebirds in Britain. In: Church, K. E., Warner, R. E., & Brady, S. J. (eds.), *Perdix V. – Grey Partridge and ring-necked pheasant workshop*. Kansas Department of Wildlife and Parks. Emporia, Kansas: 84-103.

Sotherton, N. W., Blake, K. A., Mañosa, S. & Moreby, S. J. 1998: The impact of rotational set-aside on pheasants (*Phasianus colchicus*) and partridge (*Perdix perdix*) in Britain. – *Gibier Faune Sauvage*, 15: 449-459.

Sparks, T. H., Parish, T. & Hinsley, S. A. 1996: Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. – *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 60: 1-8.

Spittler, H. 2000: Untersuchungen zu Fruchtbarkeitstörungen beim Feldhasen, Niederwildfachtangung der der Kommission Niederwild CIC, St. Pölten.

Stoate, C., Szczur, J. & Aebischer, N. J. 2003: The winter use of Wild Bird Cover crops by passerines on farmland in North East England. – *Bird Study*, 50: 15–21.

Stoate, C., Henderson, I. G. & Parish, D. M. B. 2004: Development of an agri-environment scheme option: seed-bearing crops for farmland birds. – *Ibis*, 146: 203-209.

Sullivan, T. P., Sullivan D. S., Lindgren, P. M. F. & Ransome, D. B. 2006: Influence of repeated fertilization on forest ecosystems: relative habitat use by snowshoe hares (*Lepus americanus*). – Canadian Journal of Forest Research, 36: 2080-2089.

Suvorov, P., Pětníková, M., Kudelová, K., Slabý, J., & Šálek, M. E. 2010: Jakou daň si na ptácích může vybírat urbanizace aneb co prokázal pokus s umělými hnízdy. - Zoologické dny Praha 2010, Bryja J. & Zasadil P. (eds.), Sborník abstraktů z konference: 198.

Szendrei, L., Nagy, G., Juhász, L. & Palotás, G. 2001: The role of natural grassland habitats for use by small game birds. Organic Grassland Farming, Merke Druck und Verlag, Duderstadt: 190-193.

Szendrei, L. 2002: Fűrj-monitoring a Tiszántúlon. Kutatási zárójelentés: 105.

Šálek, M., Marhoul, P., Pintír, J., Kopecký, T. & Slabý L. 2004: Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban habitats. – Acta Oecologica, 25(1): 23-33.

Štefanová, M. 2010: V čem spočívá bohatství zemědělské krajiny? - Zoologické dny Praha 2010, Bryja J. & Zasadil P. (eds.), Sborník abstraktů z konference: 218.

Tapper, S. C. & Barnes, R. F. W. 1986: Influence of farming practice on the ecology of the Brown hare (*Lepus europaeus*). – Journal of Applied Ecology, 23: 39-52.

Tapper, S. C. 1992: The status of the brown hare *Lepus europaeus* in Britain. – In: Polish Hunting Association (ed.), Zajac hare international symposium, CZEMPIN: 354-360.

Ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. 2002: CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca, New York.

Thomson, D. L., Baillie, S. R. & Peach, W. J. 1997: The demography and age-specific annual survival of song thrushes during periods of population stability and decline. – Journal of Animal Ecology, 66: 414–424.

Turner, M. G. 1989: Landscape ecology: The Effect of Pattern on Process. – Annual Review of Ecological Systems, 20: 171-197.

Turner, M. G. 1990: Spatial and temporal analysis of landscape patterns. – Landscape Ecology, 4: 21-30.

Vacek, S. & Slávik, M. 2006: Pěstování lesů. Zalesňování zemědělských půd. Praha: ČZU v Praze, Fakulta lesnická a environmentální: 108 s.

Vach, M., Barnet, V., Bejček, V., Hanzal, V., Hromas, J., Růžička, J., Svárovský, J., Šťastný, K., Wolf, R., Sehnal, J. & Řehák, L. 1999: Myslivost. - Silvestris, Uhlířské Janovice, 368 s.

Vach, M., Bartoš, J., Bejček, V., Bukovjan, K., Hanák, J., Janota, J., Kůtová, J., Pospíšil, J., Růžička, J., Šťastný, K. & Zíka, T. 2010: Vývoj myslivosti a lovectví v českých zemích. - Silvestris, Příbram, 552 s.

Vaughan, N., Lucas, E. A., Harris, S. & White P. C. L. 2003: Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. – Journal of Applied Ecology, 40: 163-175.

Vickery, J., Carter, A. & Fuller, R. 2002: The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. – Agriculture, Ecosystem and Environment, 89: 41-52.

Voříšek, P., Klvaňová, A., Brinke, T., Cepák, J., Flousek, J., Hora, J., Reif, J., Šťastný, K. & Vermouzek, Z. 2010a: Jak je na tom naše ptactvo, kdo za to může a co s tím? - Zoologické dny Praha 2010, Bryja J. & Zasadil P. (eds.), Sborník abstraktů z konference: 237.

Voříšek, P., Škorpilová, J., Klvaňová, A. & Reif, J. 2010b: Polní ptáci v Evropě – kolik ještě zbývá? - Zoologické dny Praha 2010, Bryja J. & Zasadil P. (eds.), Sborník abstraktů z konference: 238.

Walker, M. P., Dover, J. W., Hinsley, S. A. & Sparks, T. H. 2005: Birds and green lanes: Breeding season bird abundance, territories and species richness. – Biological Conservation, 126: 540-547.

- Whiteside, R.W. & Guthery, F.S. 1983:** Ring-necked pheasant movements, home ranges, and habitat use in west Texas. – *Journal of Wildlife Management*, 47(4): 1097-1104.
- Whittingham, M. J. & Evans, K. L. 2004:** The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. – *Ibis*, 146(2): 210 - 220.
- Wiegert, R. G. 1962:** The selection of an optimum quadrat size for sampling the standing crop of grassland forbs. – *Ecology*, 43: 125-129.
- With, K. A. 1999:** Is landscape connectivity necessary and sufficient for wildlife management? In: J. A. Rochelle, L. A. Lehmann & J. Wisniewski (eds.) *Forest fragmentation: Wildlife and management implications*. Brill Academic Publishers, Leiden, the Netherlands, 97-115.
- Zabloudil, F. 1986:** Potravní možnosti některých druhů zvěře v polních honitbách. In: *Folia Venatoria*, 16: 169-175.
- Zachar, D. 1989:** Polyfunkčná zeleň v poľnohospodárskej krajine. - Slovenská bioklimatologická spoločnosť pri SAV, Bratislava, 183 s.
- Zanni, M. L., Benassi, M. C. & Trocchi, V. 1988:** Esperienze di radio-tracking nella Lepre (*Lepus europaeus*): sopravvivenza, utilizzo dello spazio e preferenze ambientali di soggetti allevati. – *Supplementi alle Ricerche di Biologia della Selvaggina*, 14: 301-315.
- Zellweger-Fischer, J., Kéry, M. & Pasinelli, G. 2011:** Population trends of brown hares in Switzerland: The role of land-use and ecological compensation areas. – *Biological Conservation*, 144: 1364-1373.
- Zíka, T., Janota, J. & Kůtová, J. (v tisku):** Populační dynamika a reprodukce bažanta obecného (*Phasianus colchicus* Linné, 1758) v kulturní krajině Brandýska. – *Zprávy lesnického výzkumu*.
- Zwolfer, H. & Stechmann, D. H. 1989:** Structure and function of hedgerows for animals. *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie*, 17: 643-656.

Ostatní prameny

Zákon č. 17/1992 Sb., o životním prostředí, ve znění pozdějších předpisů,

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

Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, v platném znění.

9 Seznam obrázků a tabulek

Seznam obrázků

- Obr. 1: Vlivy působící na zvěř
- Obr. 2: Ukázka mapového listu Císařských povinných otisků Stablního katastru Čech
- Obr. 3: Rozdíl mezi přirozenou a současnou dřevinnou skladbou lesních porostů
- Obr. 4: Pásma přirozené vegetace
- Obr. 5: Fytogeografické členění
- Obr. 6: Půdní typy v oblasti
- Obr. 7: Výměra a ekoton pole podle honiteb
- Obr. 8: Výměra a ekoton doprovodné zeleně podle honiteb
- Obr. 9: Výměra a ekoton lesa podle honiteb
- Obr. 10: Průměrné výměry půdních bloků pole v zájmové oblasti
- Obr. 11: Vztah celého společenstva zvěře a dalších druhů živočichů k výměrám a ekotonům sledovaných typů krajinných prvků s promítnutím jednotlivých honiteb
- Obr. 12: Mapa s buffers sledovaných krajinných – stav krajiny z roku 1840
- Obr. 13: Objem spotřebovaného krmiva [I] v letech 2009-2011
- Obr. 14: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a výměry prvků doprovodné zeleně
- Obr. 15: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a obvodem (délky ekotonu) prvků doprovodné zeleně
- Obr. 16: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a poměrem délky ekotonu a výměry prvků doprovodné zeleně
- Obr. 17: Vztah mezi objemem spotřebovaného krmiva a průměrnou teplotou ve sledovaném období
- Obr. 18: Atraktivita plošek podle typu managementového opatření v závislosti na výskytu zvěře
- Obr. 19: Vztahy mezi druhovým složením rostlin na experimentálních plochách podle typu managementového opatření a návštěvností zvěře
- Obr. 20: Průměrné výšky porostů na plochách dle typů managementového opatření v jednotlivých termínech sledování.

Seznam tabulek

- Tab. 1: Vlivy, které působí na zvěř
- Tab. 2: Dlouhodobé normály klimatických hodnot za období 1961-1990 (ČHMÚ 2005)
- Tab. 3: Honitby v zájmovém území
- Tab. 4: Výšky porostu podle typu managementového opatření v průběhu času

10 Seznam příloh


Příloha A: Vývoj početnosti vybraných druhů zvěře a dalších živočichů

Příloha B: Použité zkratky v analýzách

Příloha C: Vybrané statistické analýzy (2012)

Příloha D: Mapové výstupy

Příloha E: Ilustrační fotografie

Pozn. Orientace písmene „K“ v mapových listech představuje „severku “.