

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
TERIOLOOGIA ÕPPETOOL

Aveli Vellerind

PÕDRA ELUPAIGAVALIK JA RUUMIKASUTUS
ANTROPOGEENSES KESKKONNAS

Bakalaureusetöö

Juhendaja: Marju Keis, Ph.D.

Kaasjuhendaja: Harri Valdmann Ph.D.

TARTU 2015

SISUKORD

1. Sissejuhatus	4
2. Põdra bioloogia	6
2.1. Levik	6
2.1.1. Põdra arvukus ja selle dünaamika Eestis	6
2.2. Morfoloogia ja toitumine	7
2.3. Põdra elupaigavalik ja kodupiirkonna suurus	8
2.3.1. Sesoonsed erinevused põdra kodupiirkonnakasutuses	9
2.4. Põdra uuritus Eestis	10
3. Inimasustuse ja põllumajanduspiirkondade mõju põdrapopulatsioonide elupaigakasutusele	11
3.1. Asulate mõju põdra liikumiskäitumisele	11
3.2. Põllumajanduspiirkondade mõju põdra elupaigavalikule	12
3.3. Metsamajanduse mõju põdra liikumisele	14
4. Lineaarsete infrastruktuurirajatiste mõju põdra elupaigavalikule ja kasutusele	16
4.1. Põdraosalusega liiklusõnnetused	18
4.1.1. Maanteeäärsed soolabasseinid ja nende mõju põdra liikumismustritele	18
4.1.2. Tarastamine ja loomaläbipääsud	21
4.1.3. Põdra käitumuslikud mustrid seoses tee tarastamisega	22
4.1.4. Põtradega seotud liiklusõnnetused Eestis	23
4.1.5. Liiklusõnnetuste ennetamine	24
5. Järeldused	27
Kokkuvõte	32
Summary	34
Kasutatud kirjandus	36

1. SISSEJUHATUS

Põder (*Alces alces*) on Eestis arvukas ja laialtlevinud ulukiliik, kelle elupaik on suuresti mõjutatud inimasustusest ja teedestruktuurist (Schnider ja Wasel 2000; Joice ja Mahoney 2001; Seiler 2005; Dussault *et al.* 2006; Laurian *et al.* 2008b; Olsson ja Widen 2008). Põdra liikumisteede ja elupaiga uurimise olulisus tuleb selgelt välja Maanteeameti statistikast autoõnnetuste kohta, milles üheks osapooliks on põder (Internet 1). Põdraosalusega õnnetusjuhtumid on olulised, kuna nii suure kehamassiga metslooma puhul võib tagajärg kujuneda traagiliseks nii autojuhile kui põdrale ja lõppeda inimesele kindlate varaliste kahjudega kui mitte vigastuste või surmaga. Maailmas on läbi viidud palju uurimusi, mis keskenduvad põdra kodupiirkonna ja ruumikasutuse uurimisele seoses teedevõrgustikuga (Schnider ja Wasel 2000; Joice ja Mahoney 2001; Seiler 2005; Dussault *et al.* 2006; Laurian *et al.* 2008b; Olsson ja Widen 2008), eesmärgiga leida meetmeid tagamaks põdra-mootorsõiduki kokkupõrgete arvu kahanemine ning samas liigile sobilik elukeskkond ja püsijäämine. Eestis on probleemid sarnased ja ka põtrade arvukus maailmamastaabis võrdlemisi arvestatav, kuid vaatamata sellele ei ole siin veel läbi viidud ulatuslikke teadustöid, mis aitaksid leida Eesti kontekstis parimaid meetmeid lahendamaks teedestruktuuriga seotud inimtegevuse mõjust põtrade elukeskkonnale tulenevaid probleeme, sealhulgas meetmeid arvukate (2009. aastal registreeris maanteeamet 3202 liiklusõnnetust, kus üheks osapooliks oli põder (Internet 1)), põdraosalusega liiklusõnnetuste vähendamiseks. Võttes arvesse juba läbi viidud ja eesootavaid suuremastaabilisi teedearendusi, muuhulgas 2015. aasta valitsuse koalitsioonileppes seatud eesmärki ehitada Tallinn-Tartu maantee neljarealiseks kuni Mäoni aastaks 2020 (Internet 2), tuleb pidada oluliseks ka nende uuenduste mõju keskkonnale ja sealjuures siinsele põdrapopulatsioonile, mis nõuab ehituse-eelseid hindamisi ja laiemahaardelist uurimistööd. Et auto ja põdra osalusega liiklusõnnetuste vähendamine on uurimistööde adresseerimiseks oluline aspekt näitab, asjaolu, et pea pooled kõigist Eestis hukkunud põtradele leiavad otsa autoõnnetuste läbi (põdravaatluskaardi kohaselt 2010. aastal 51% küttimisvälisest suremusest (Tõnisson ja Veeroja 2011)). Teedestruktuur ja inimasustus käivad üldjoontes käsikäes. Leidmaks põtrade liikumismustrite korrapära suhestudes teedevõrgustikuga, on oluline vaadelda ka isendite elupaigavalikute sõltuvust asulatest ja põllumajanduspiirkondadest. Samuti on oluline põtrade käitumine asula kui ruumi suhtes, kuna pole harvad juhtumid, kus loomad asulatesse eksivad, mis võib küll olenevalt elanikkonna üldisest meelestatusest linna sattunud metsloomade suhtes, saada isendile

siiski saatuslikuks. Asulasse sattumise tagajärjel sai Eestis näiteks 2003. aastal surma 2,7% kõigist hukkunud põtradest (Tõnisson ja Veeroja 2011).

Selle töö eesmärgiks on anda ülevaade mujal maailmas läbi viidud põtrade elupaigavaliku, käitumise ja liikumismustrite teedestruktuuri, asulate ja inimtegevusega suhestumist uurinud ning erinevaid põdra-mootorsõidukiõnnetusi ennetavaid meetmeid katsetanud ja vaadelnud töödes käsitletud problemaatikast. Koostatav ülevaade annab võimaluse leida variante Eesti kontekstis kohaste hüpoteeside püstitamiseks ja samalaadsete uurimuste läbiviimiseks, mille tulemuste alusel oleks võimalik paremini planeerida nii inimesele kui põdrale ohutu teedevõrgu renoveerimist ning seeläbi paremini mõista inimtegevuse mõju põdrapopulatsioonile.

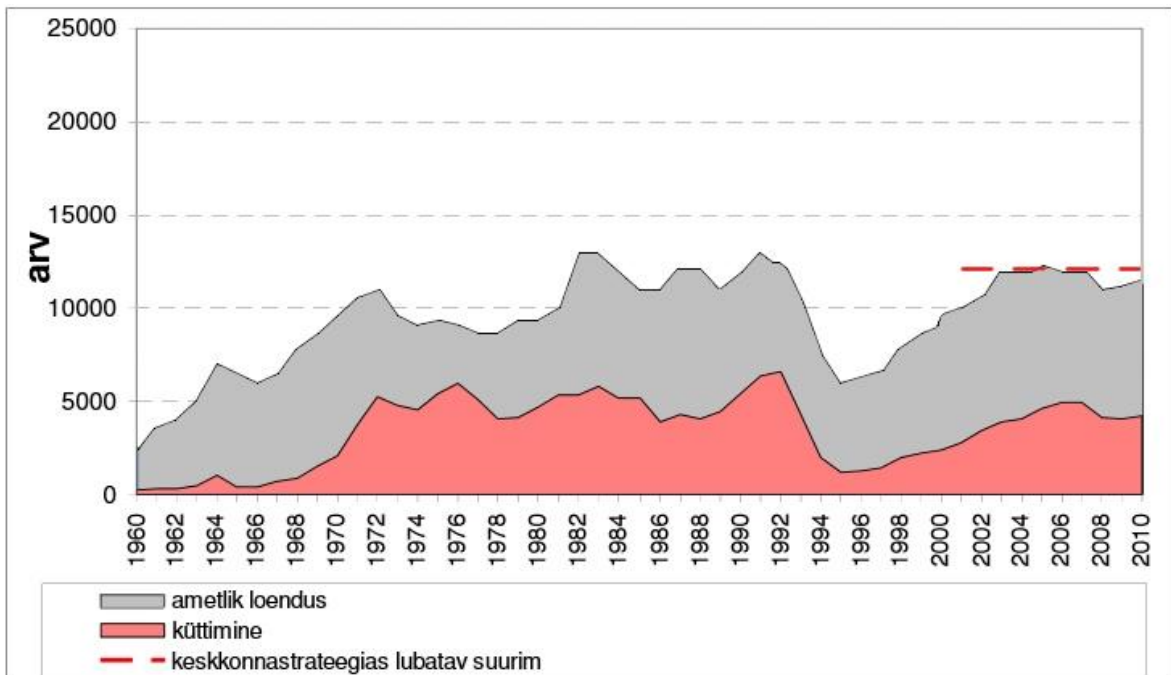
2. PÕDRA BIOLOOGIA

2.1. Levik

Põdra (*Alces alces*) levila hõlmab kogu Euraasia ja Põhja-Ameerika parasvöötme metsavööndit. Levila põhialaks on Venemaa ja Skandinaavia, läänepiir läbib Poolat. Põhjapiir ulatub kohati Põhja-Jäämereni, üldiselt aga metsatundrani. Lõunapiiriks on metsastepi vöönd. Kõige tihedam põdraurkond on Rootsis, arvukus on võrreldes teiste riikidega märgatavalt suurem ka Soomes ja Norras, kogu maailmas hinnatakse põtrade arvukust 1,5 miljonile isendile, neist Euroopas 0,5 miljonit isendit (Internet 3).

2.1.1. Põdra arvukus ja selle dünaamika Eestis

Põdra arvukuse muutusi saab jälgida alates kirjasõna jõudmisest siinsetele aladele – 1599. aasta Poola revisjoni aruandes on märgitud, et talupojad kütivad nahkade saamiseks põtru, liha olevat sealjuures nii palju, et seda jagatakse isegi koertele (Randveer 2004). Põtrade arvukuse kõrgperioodid on olnud 18. sajandi esimesel poolel ja 19. sajandi teisel poolel, suurim madalseis oli 20. sajandi algul, mil isendite arvukust hinnati paarikümne ligi. 1934. aastal kehtestati uus jahiseadus, hakati rakendama looduskaitse tegevust intensiivistades võitlust salaküttimise vastu ja loodi nii eeldused põdra arvukuse suurenemiseks, tuntav levimine algas aastail 1948-1950, mil põder oli levinud nii metsamassiivides kui kultuurmaastiku väiksemates metsades ning 1970ndateks jõudis liik leviku tippu, mis tõi kaasa ulatuslikud metsakahjustused (Ling 1981). Joonisel 1 võib näha põdra arvukuse ja küttimise dünaamikat 1960.-2010. aastani (Tõnisson ja Veeroja 2011). 1990. aastate alguseks oli põtrade arvukus kasvanud hinnanguliselt vähemalt 20000 isendini, mille tagajärjel tuli tegeleda ulatuslike metsakahjustustega. 1997. aasta „Eesti keskkonnastrateegias“ on põdra taotluslikuks arvukuseks fikseeritud 10000 isendit, 2004. aastaks oli see hinnanguliselt saavutatud (Randveer 2004). Statistikaameti andmetel loendati jahimeeste hinnangul 2011. aastal Eestis 11740 põtra, arvukus liigub tõusvas trendis (Statistikaameti andmebaas). Põtrade asustustiheduse hindamiseks kasutatakse ka jälje- ja pabulaloendusi (Tõnisson ja Veeroja 2011; Tõnisson ja Veeroja 2012). Eeltoodud statistilistest andmetest järeldub, et põder on ka tänapäeval Eestis küllaltki laialtlevinud uluk, mistõttu on oluline leida võimalusi, põdrapopulatsioonide sobiliku elukeskkonna tagamiseks.



Joonis 1. Põdra arvukuse ja kütamise dünaamika Eestis 1960-2010 (autori korrektuur, alus Tõnisson ja Veeroja 2011).

2.2. Morfologia ja toitumine

Põder (*Alces alces*) meie imetajatefauna ühe vanima liikme ja suurima hirvlasena on Eesti metsade suurim loom (Ling 1981; Randveer 2004). Põdrale on iseloomulik kõrge turi, pikad jäsemed, pikk, kitsas ning kongus ninamik ja pikad kõrvad. Väliselt on erisoolised ja erineva vanusega põdrad eristatavad ning seega kutsutakse neid ka erinevate nimetustega. Looduses on põdra eluiga üldiselt kuni 15 aastat (Ling 1981).

Põder on dendrofaag, mis tähendab, et ta toitub puude ja põõsaste võrsetest, koorest, okastest ja lehtedest. Suviti toituvad põdrad ka roht- ning veetaimedest. Tiit Randveer viitab oma 2004. aastal avaldatud raamatus Leningradi oblastis läbi viidud uurimusele, mille kohaselt kasutab põder toiduks ligi 30 puu- ja põõsaliiki ja 60-70 rohttaimeliiki, sarnased suhted võib suure tõenäosusega üle kanda ka Eesti tingimustesse. Keskmiselt tarbib täiskasvanud põder suvisel ajal päevas kuni 30 kg toitu (mullikad 15 kg ja vasikad suve lõpus 2-3 kg), talvel vastavalt 15-20 kg, 12 kg ja 7-8 kg. Põdra eelistatuid toiduks on noored puuvõrsed. Enim tarbib pihlakat ja haaba, aga ka mändi, ja paju, kõige vastumeelsem on kask, kuid toitub siiski ka sellest (Cassing *et al.* 2006). Sügise ja kevaditi suureneb menüüs puhmarinde (pohl, mustikas) ning puukoore osakaal, talvel toitub põder peamiselt puuvõrsetest (paju, mänd, haab, kask pihlakas, kadaks, paakspuu,

saar). Toitumise juures on põdrale iseloomulik pidev liikumine ja juhul kui toiduvarud on küllaldased, ei sööda ühte puud/põõsast tühjaks, kui aga toiduks kasutatavaid puid on vähe, süüakse sobivad taimed pea täielikult paljaks, viimast praktikat esineb ka põdrarühma pikemaajalisel peatumisel (näiteks halbadeast ilmastikutingimustest või intensiivse jälitamise tõttu peitumisest tingituna), väikesel alal (Ling 1981).

2.3. Põdra elupaigavalik ja kodupiirkonna suurus

Et hinnata, missugust mõju põtrade elukeskkonnale avaldavad teed ja inimasustus, tuleb esmalt vaadelda põtrade elupaigaeelistusi ja –valikuid üldisemalt. Elupaiga valib põder eeskätt toitumis- ja kaitsetingimuste järgi (Courtois *et al.* 2002; Maier *et al.* 2005). Põder on pikajalgse ulukina kohastunud liikuma mõõduka paksusega lumikattega aladel (Randveer 2004), (lumekihi paksus kuni 60-70 cm (Dussault *et al.* 2005)). Põder reageerib tugevalt suksessioonilistele muutustele ja eelistab mitmekesiseid elupaiku (Maier *et al.* 2005), eelkõige märgi ja soiseid alasid, kus domineerivad lehtmetsad, sega-lehtmetsad või okaspuudega segametsade tüübid (Lukk 2007 *ref.* Boguslaw *et al.* 2004). Põdra kodupiirkond on suhteliselt madala produktiivsusega elupaikades elutsevatel loomadel suurem kui produktiivsemates piirkondades elavatel sama liigi isenditel (van Beest *et al.* 2011), kuid see peab olema piisavalt suur, et loom saaks kätte eluks vajaliku toidukoguse, mitmekesise keskkonna puhul ei pruugi see tähendada pindalalt väga suurt territooriumi (Maier *et al.* 2005). Kodupiirkonna suurust vähendab põtrade üksikeluline loomus ning pigem hoitakse teistest isenditest eraldi kui jagatakse nendega kodupiirkonda, seega, mida suurem on põdra populatsioonitihedus, seda väiksem on iga isendi kodupiirkonnana kasutatav territoorium ning seda enam kattuvad erinevate isendite kodupiirkonnad (Lukk 2007 *ref.* Hundertmark 1998). Põdra asustustihedus on suurim mõõdukatel kõrgustel jõgedel lähistel, piirkondades, kus 11-30 aastat tagasi on toimunud metsapõlengud, põder väldib muutuva reljeefiga ning vähese taimkattega alasid (Maier *et al.* 2005). Põdrad eelistavad tihti elupaigana ka linna- ja inimasustuse lähedasi alasid, kuna sealsed toitumistingimused on mitmekesisemad (Schneider *et al.* 2000) ning inimasustuse lähedus peletab eemale võimalikku ohtu kujutavaid kiskjaid (Weaver *et al.* 1996). Kodupiirkondade suurused varieeruvad seoses loomade soolise ja vanuselise kuuluvuse ning samuti keskkonningimustega ning võivad olla vahemikus kümnest kuni paarisaja ruutkilomeetrini (Schwartz *et al.* 2007; Olsson *et al.* 2011). Villu Luku poolt Eestis läbi viidud uurimuses jälgitud põdralehma kodupiirkond aasta lõikes oli 13, 21 km². Cederlund

ja Okarma (1988) leidsid Rootsis 14 põdralehma jälgides keskmiseks ühe isendi poolt kasutatavaks kodupiirkonna suuruseks 12,6 km². Isaste ja emaste põtrade kodupiirkonna valikumustrid on samuti erinevad – isased alustavad kevaditi suviste toitumisaladele liikudes hiljem rännet ja liiguvad kaugemale kui emased. Ka vasikatega emaste kodupiirkonna valik erineb üksikute loomade omast – vasikatega lehmade kodupiirkonna valiku esimeseks kriteeriumiks on kaitstus kiskjate eest (Dussault *et al.* 2005; Singh *et al.* 2012). Isendi vanuse kasvades väheneb väliste faktorite nagu lumeolude ja teedestruktuuri paiknemise olulisus migratsioonimustrites ja kodupiirkonna valikus (Singh *et al.* 2012).

2.3.1. Sesoonsed erinevused põdra kodupiirkonnakasutuses

Põdrad on temperatuuritundlikud loomad ja kannatavad pea aasta läbi kuumastressi all, mistõttu sõltub isendite elupaigavalik suuresti temperatuuritingimustest, kasulik on suvisel ajal tegutseda piirkonnas, mis pakub piisavalt varju ehk siis kõrgete puudega metsaaladel ja talvel piirkonnas, kus noorendike näol on palju kättesaadavat toitu (Van Beest ja Milner 2013). Märgistatud või raadiosaatjatega varustatud põtrade jälgimine on näidanud, et tihti rändavad loomad sügiseti mõnekümne kuni mõnesaja kilomeetri kaugusel asuvatele talvitusaladele ja kevaditi sigimisaladele tagasi (Cederlund ja Okarma 1988). Kodukohatruidus on põtradel seega suhteliselt nõrk. Leidub isendeid, kes elutsevad pikka aega vaid võrdlemisi väikesel alal lahkudes sealt ainult sagedase häirimise puhul, kuid teine osa põtru on üsna liikuvad (Ling 1981). Oma sünnikohast lahkunud isendid ei pruugi sinna enam tagasi suunduda. Noorematele põtradele, eriti põdrapullidele on iseloomulik väiksem asukohatruidus ja suurem liikuvus. Suurim on pullide liikuvus jooksuajal, kus nad võivad ööpäeva jooksul läbida 5-6 km, tavapärase on ka põtrade lahkumine jahihooaja alguses intensiivse küttime aladelt ja nende tagasipöördumine hooaja lõppedes (Ling 1981; Dussault *et al.* 2005; Olsson *et al.* 2011). Mägialadel liiguvad põdrad talveperioodiks madalamatele kõrgustele kui muudel aastaaegadel, ilmselt on selle põhjuseks sealne õhem lumekiht, mitmekesisem looduskeskkond ja paremad toitumistingimused (Maier *et al.* 2005). Piiratud ulatusega rändamine ja sesoone elupaikade vahetus on seega üldtuntud nähtus – suviti elutseb põder pea kõigis metsatüüpides, raiesmikel, veekogude ääres, sooveeres, talveperioodil koonduvad põdrad noorendike lähistele, kus leidub ka sel aastaajal kergesti kättesaadavat toitu (Courtois *et al.* 2002). Lisaks on Skandinaavias tehtud uurimistöös näidatud, et ulatuslikumat rännet tegevate isendite osakaal tõuseb suurematel laiuskraadidel (Singh *et al.* 2012). Maailmas on põtrade suviste ja talviste kodupiirkondade suurused väga erinevad. Van Beest *et al.*

Norrras läbi viidud uurimuse tulemusel leiti, et üldiselt on põtrade suvised kodupiirkonnad talvistest suuremad, ka Cederlund ja Okarma (1988) leidsid, et nende poolt Rootsis uuritud isendite talvised kodupiirkonnad olid suvistest 54% väiksemad (kodupiirkonna suurused olenevalt isendist keskmiselt 8-19 km). Pilootuuring ühe kaelustatud põdraga Eestis aga näitas, et ka talvine kodupiirkond võib olla suvisest kuni kolm korda suurem, mis tulenes tõenäoliselt talvisel ajal raskemini kättesaadavatest ja hajaliasetsevatest toiduvarudest (Lukk 2007).

2.4. Põdra uuritus Eestis

Põdra liikumismustreid ja elupaigakasutust ei ole Eestis palju uuritud. 2003. aastal uurisid Kalle Remm ja Arne Luud põdra esinemist sobilike elupaikade ruumilise jaotumise ja inimtegevuse suhtes Ida-Virumaal. Selles töös pandi rõhku põtrade arvukusele ja nende jaotumisele maakonnas ning andmete kogumise meetodiks oli pabulate ruumilise jaotumise vaatlused. Konkreetse põdra liikumisteede jälgimise vallas sai esimene uurimus alguse 2005. aastal, mil üks põdralehm varustati raadiosaatjaga. Kogutud andmete põhjal valmis 2007. aastal Villu Luku bakalaureusetöö, mis vaatles peamiselt põdra suvise ja talvise kodupiirkonna suuruste erinevusi ning kodupiirkonda üldiselt. Ruumilisest paiknemisest ja elupaigavalikutest rohkem on Eestis uuritud põtrade toitumist ja selle mõjusid metsandusele või erinevatele metsatüüpidele (Randveer ja Heikkilä 1996; Vahter ja Kaimre 2009; Metslaid *et al.* 2013), põtrade sigimist (Säde 2004; Veeroja *et al.* 2013) ja kliimategurite mõju põdra elukäigule (Veeroja *et al.* 2008). Eesti põdrapopulatsioone kaasavad ka paljud varasemalt NSVL-s läbi viidud teadustööd (Ling 1981).

3. INIMASUSTUSE JA PÕLLUMAJANDUSPIIRKONDADE MÕJU PÕDRAPOPULATSIOONIDE ELUPAIGAKASUTUSELE

Liigi arvukuse kahanemisel on enamikel juhtudel kõige olulisemaks faktoriks sobiva elukeskkonnaga piirkondade vähenemine (Saunders *et al.* 1991; Schneider ja Wasel 2000). Inimasustuse tagajärjel asulalähedastele looduslikele aladele tekkiva parema ligipääsu tulemusel suurenevad jahimahud on samuti arvukuse vähenemisel olulised faktorid ja metsloomade asulatesse tungimine liikidele sobivate looduslike elupaikade vähenemise üldisem tagajärg (Schneider ja Wasel 2000). Järgnevalt vaatlen asulate, põllumajanduse ja metsanduse mõju põtradele eraldiseisvalt, kuigi reaalsuses on need sageli kombineerunud.

3.1. Asulate mõju põdra liikumiskäitumisele

Kanadas, Prints George'i linnas McDonald *et al.* (2012) poolt läbi viidud teadustöö kohaselt pidas 85% elanikest oma kodulähedast piirkonda põtradele ligipääsetavaks, aga ainult 20% väitis end olevat kodukandis põtradega otseselt kokku puutunud. Kõige enam nähti põtru linnas hommikuti ja õhtuti, harvem pärastlõunasel ja öisel ajal. Ühtlaselt palju oli kokkupuuteid põtradega sügisest kevadeni, vähem suveperioodil. Põtrade ja inimeste vaheliste konfliktsituatsioonide (põder ründab inimest) peamiseks põhjuseks pidasid elanikud vasikate kaitsmist emaslooma poolt, hirmu ja enesekaitset. 92% elanikest ei pidanud õigeks põtrade tingimata asulapiiridest väljas hoidmist, vaid soovis neid ka edaspidi linnapildis näha. 2007. aasta aprillist 2008. aasta maini teatati linnas ametlikult 222 inimese kokkupuutest põdraga (põdra nägemine, põdrapoolne agressiivne käitumine, autoõnnetused, kus üheks osapooleks põder), seda arvu ei saa aga võtta absoluutsena, kuna suure tõenäosusega ei teatatud kõigist kokkupuudetest ning mõnest linna sattunud põdra juhtumist võib olla teatatud erinevate inimeste poolt mitu korda. Et vaid 35 raportit oli seotud tegelike põdra ja inimese vaheliste konfliktidega (põdra agressiivsus, hoovides paiknemine, kokkupuuted lemmikloomadega, vara kahjustamine), viitas, et elanike seas läbi viidud küsitluses antud vastused ja hinnangud võivad samuti olla kallutatud intensiivsemate kokkupuudete suunas ning lihtsalt põdra nägemist linnapildis kokkupuuteks ei peetud (McDonald *et al.* 2012). Base'i ja Zenderi (2003) väitel on mõningates Washingtoni osariigi osades linna sattuvate ja inimeste igapäevaelu segavate põtrade probleem lahendatud süstemaatilise põtrade linnast välja karjatamise ja põtradele

teedeületamise võimaluse tagamiseks liikluse seiskamisega. Sellised praktikad toimivad aga vaid väikelinnades, kus liiklustihedus on piisavalt väike, peatamaks autode voolu iga üksiku maanteed ületava põdra jaoks (McDonald *et al.* 2012).

3.2. Põllumajanduspiirkondade mõju põdra elupaigavalikule

Üldlevinud eelduseks põdra elupaiga defineerimisel on piisava suurusega metsaalade olemasolu (Allen *et al.* 1987; Schneider ja Wasel 2000). Saunder *et al.* (1991) leidis, et inimasustuse laienemine ja teedevõrgu suurenemine toob lähipiirkonnas kaasa metsloomade elupaiga kao ja seeläbi asustustiheduse vähenemise, Schneideri ja Waseli (2000) tööst aga selgub, et inimõju ei pruugi siiski olla nii ühese efektiga. Schneider ja Wasel (2000) eeldasid, et inimasustusega kaasneks põdrapopulatsioonidele väiksem oht looduslike vaenlaste poolt kiskjate näol, kuid ei osanud arvata, kas see võib loomade jaoks üles kaaluda eelpoolmainitud negatiivsed aspektid. Uurimistöö viidi läbi Põhja-Albertas ning võrreldi põtrade arvukust infrastruktuuriga põllumajandusaladel (viljapõllud ja heina ning karjamaad) ja looduslikes metsamassivides. Uurimuse tulemused näitavad tugevat positiivset seost inimasustuse ja põdra esinemise rohkuse osas. Kuna puudub andmestik põtrade arvukusest põllumajanduspiirkonnas enne sinna kultuurmaade rajamist, ei saa väita, et antud piirkond ei olnud ka enne maaharimise algust suurema põtrade arvukusega kui kontrollpiirkond, kuid siiski saab välja tuua mitu püstitatud hüpoteesi tõestavat uurimuse tulemustest lähtuvat väidet. Esiteks leiti, et põtrade arvukus uuritud põllumajanduspiirkonnas on suurem kui kogu ülejäänud Põhja-Ameerikas ning sealjuures säilis arvukus vaatamata suurenenud jahisurvele, mis tuleb esile noorte pullide suure osakaaluna ja madala pulli-lehma suhtarvuna. Vaadeldud piirkonnas oli jahiintensiivsus kogu Põhja-Alberta suurim (Schneider ja Wasel 2000). Märgati veel, et tüübilt sarnased metsamassiivid olid inimasustuse lähemal suurema põdrapopulatsiooniga kui sellest kaugemal. Uuritud elupaigas oli 37% looduslikest aladest muudetud viljapõldudeks ja karjamaadeks, lisaks taimkattekaod teedehituseks ning nafta- ja gaasijuhtmete rajamiseks, need tunnused näitavad, et põdra arvukus ei pruugi olneda looduslike metsaalade rohkusest. Alternatiivse seletusena uut tüüpi tähelepanekutele arvati, et põdra arvukus põllumajanduseks kasutataval maa-alal võib tunduda suurem kui metsaaladel seetõttu, et kõrghaljastuseta piirkonnas on põtru lihtsalt paremini näha ehk et alal ei elutse metsaalast rohkem põtru, vaid metsas jääb lihtsalt rohkem isendeid loendamisel märkamatuks. Inimasustusega kaasneva metsade rohu- ja põllumaadeks muutmisega tekkiv

fragmenteeritud keskkond võib suurendada maastiku üldist põdramahutavust (Schneider ja Wasel 2000 *ref.* Bjørge 1996), kuna suuremahuline killustatus toob kaasa suures hulgas äärealasid. Looduslikult metsa all olnud piirkonnas tähendab see varases suksessioonilises faasis olevat piirkonda, mis on põdra jaoks kõrgekvaliteedilise toidu allikaks (McNigol ja Gilbert 1980). Inimasustuse lähedus aitab põdra arvukusele kaasa ka suremuse vähendamise kaudu, sest kuigi jahipidamine on neil aladel intensiivne, on see suunatud peaaesjalikult täiskasvanud pullidele ja omab seni kuni kõik lehmad omale paaritumiseks kaaslase leiavad väikest populatsiooni arvukust määravat mõju, lisaks peletab inimese lähedalolu põtrade looduslikke vaenlasi – hunti (*Canis lupus*) ja baribali (*Ursus Americanus*) - kiskjate arvukust piiratakse inimasustuse läheduses hoolikalt. Ka Bjørneraas *et al.* (2011) uurimusest tuli välja, et põdrad eelistavad suvisel ajal elupaigana inimese poolt kultiveeritud maa-alasid: metsanoorendikke ja põllumajanduspiirkondi, kuna need pakuvad kõrgekvaliteedilisi toitumistingimusi. Ilmnes, et kultiveeritud aladel käidi peaaesjalikult toitumas öösel ning päeval liiguti paremaid varjetingimusi pakkuvates heitlehistes metsades. Talvel aga eelistasid isendid kultiveeritud piirkondadest enam vanu (vähemalt 40 aasta vanuseid) metsi, kus küll toitumistingimused on kehvemad ent lumekihi paksus väiksem ja varjetingimused oluliselt paremad. Sarnaselt Schnideri ja Waseliga (2000), leiti, et elupaigavalikul on suurimaks kompromissi aluseks tasakaal inimeste ja kiskjate eest varjumise võimaluse ning kergesti kättesaadava kõrgekvaliteedilise toidu vahel. Kõige vähem riskialtid olid vasikatega põdralehmad. Olenemata soost eelistasid täiskasvanud üksikud põdrad kevadisel ja suvisel ajal ööpimedas kultiveeritud piirkondi, talvel aga olenemata kellaajast metsa, samas kui järglastega emasloomad valisid ka suvisel ajal püsivaks kodupiirkonnaks võimaluse korral heitlehise metsa, mis ei pakkunud küll nii häid toitumistingimusi kui näiteks noorendikud, kuid kus olid see-eest paremad varjetingimused. Inimese poolt kultiveeritud maakasutus on aidanud kaasa põtradele rikkalike toitumis- ja heterogeensete elupaigatingimuste loomisel, ja loonud liigile hästi sobivaid elupaigatüüpe (Bjørneraas *et al.* 2011). Teisalt leidub ka töid, mille tulemused näitavad, et põdra liikumismustrite ja elupaigavaliku juures ei ole oluline kiskjate lähedus ja seda eelkõige piirkondades, kus kiskjaid pikka aega leidunud ei ole, mis tähendab, et piirkonna kiskjatepoolse taaskoloniseerimisega ei kaasne põtrade poolset elupaigakasutuse muutust, sellisele järeldusele on jõudnud Rootsis Nicholson *et al.* (2014). Schnaideri ja Waseli (2000) ning Bjørneraas *et al.* (2011) uurimusest järeldub aga, et põtradele sobib elupaigaks ka väga fragmenteeritud maastik, millest osa on põllumajandusliku kasutuse all, mis viitab, et ekstreemsete lumeoludeta piirkondades (McNigol ja Gilbert 1980; Schneider

ja Wasel 2000), võivad põdra nõudmised elupaigale olla küllaltki paindlikud. Schnaideri ja Waseli (2000) kirjeldatud alal esinev suur põtrade arvukus näitab, et põllumajandusmaad võivad samuti toetada arvukaid põdrapopulatsioone, mis pakuvad asulate lähistel loodusvaatluste- ja jahivõimalusi. Lisaks näitas uurimus, et põdrapopulatsioonid võivad vastu pidada märkimisväärsele jahisurvele juhul kui see on suunatud täiskasvanud isasloomadele.

3.3. Metsamajanduse mõju põdra liikumisele

Põtrade käitumine, liikumine ja elupaigakasutus on inimeste huviobjektis ka majanduslikel kaalutlustel. Kuna põdrad armastavad toituda puukoorest ja noorendikel kasvavatest puuvõrsetest, kujutavad nad endast ohtu metsamajandusele, eelkõige haava-, männi- ja kasenoorendikele (Jalkanen 2001). Kesk-Rootsis püüdsid Wallgren *et al.* (2013) leida võimalusi vähendamaks metsakahjustusi männipuudele. Avastati, et suurimat kahju kannatasid hajali paiknevad männipuistud, samuti leiti, et puistutes, kus põdrakahjustused juba esinenud olid, oli võimalus tervete puude kahjustumise tõenäosust vähendada jättes kahjustatud puud hooldusraie asemel alles, sest põdrad tavatsesid rohkem süüa puude küljest, mida juba varem kahjustatud oldi. Mändide tarbimine sõltus ka teistest läheduses kasvavatest puudest, märgati, et piirkondades, kus kasvas palju kaske, olid kahjustused suuremad. Sellest järeldub, et põdrakahjustusi on võimalik leevendada ja mingil määral ennetada planeerides strateegiliselt metsaistutamist ja hooldusraiet (Wallgren *et al.* 2013). Metsakahjustuste ennetamiseks on levinud praktikaks põtradele talvise lisaööda pakkumine, kuid näiteks Mathisen *et al.* (2014) leidis, et vastupidiselt eeldustele, suurendab selline praktika vaid piirkonna talvist kandevõimet põdra suhtes. Samas, näitasid Sahlsten *et al.* (2010), et talveperioodil on lisaöötmisega võimalik loomade paiknemist ruumiliselt suunata, kuid lisaöödakohtade paigutamine noorendike lähedusse (≤ 1 km) pigem suurendab nende kahjustamise riski (Gundersen *et al.* 2004). Põdrakahjustused ei ole võõrad ka Eestis. Vahteri ja Kaimre (2009) andmetel, tegi Eesti Erametsaliit 2006. aastal avalduse, milles avaldas muret põdrakahjustuste pärast noorendikel, mis takistab metsa uuendamist. Vahter ja Kaimre (2009) töötasid välja metsakahjuste hindamise mudeli, mille alusel oleks võimalik põdrakahjustustele rahaline väärtus arvutada. Selliste meetmete uurimine näitab, et põdrakahjustusi peetakse tõsiseks probleemiks, samas ei leia kõik uurijad, et kahjusid saaks nii üheselt hinnata. Kalén (2005) leidis, et kuigi põdrad toituvad noorendikel kasvavatest puuvõrsetest, on põtrade lõplikku

mõju metsast saadavale tulule raske hinnata, kuna ei ole võimalik saada täpseid andmeid, kui suur kadu metsast saadava puidu massis ja kvaliteedis on just noortest puuvõrsetest toituvate põtrade tegevuse tagajärg. Ta eeldas, et vähene või mõõdukas tarbimine noorendikel ei mõjuta oluliselt lõpp-produktsiooni, kuna noored puud koguvad põtrade ulatusest välja kasvades suurema osa biomassist tagasi (Kalén 2005). Eesti Jahimeeste Seltsi andmetel aitab põtru noorendikest eemal hoida ka soolakute paigutamine metsa (Internet 4), kuid selle meetme tõhususe uurimiseks ei ole läbi viidud teaduslikke uurimistöid.

Courtois *et al.* (2002) töö, milles vaadeldi lageraie kui metsamajanduse osa mõju põdra kodupiirkonna valikule ja ruumikasutusele, näitab, et metsandus majandusharuna võib põtradele olla nii arvukuse soodustajaks kui ohuks populatsioonide jätkusuutlikkusele. Ilmnes, et suures skaalas lagedaks raiutud piirkonnad põtrade kodupiirkonna valikuid ei muutnud, kuna pea kõik jälgitud isendid jäid kasutama samu alasid, mida kasutati ka enne raiet. Lageraie mõju oli vaadeldav väiksemal skaalal – kui varasemalt tuvastati jälgitud isendeid korrapäratutes punktides üle kogu kodupiirkonna, siis pärast raiet võis märgata ääre-efektide tekkimist. Kuna lagendikud pakkusid raiejääkidega häid toitumistingimusi, kuid väga halba varjumisvõimalust, märgiti põtrade asukohaks suuremal osal kordadest äärealad toitumis- ja varjekeskkonna piiril. Omamoodi loob selline tegevuspraktika põtradele heterogeensema maastiku ning pakub neile sarnaselt põllumajanduspiirkondadega (Schneider ja Wasel 2000; Bjørneraas *et al.* 2011) sobilikumat keskkonda kui seda oleksid ainult suured metsamassiivid ja võib nii isegi kasvatada populatsiooni arvukust, samas on oluline, et lagedaks raiutud alad ei oleks proportsionaalselt liiga suured, kui metsamassiivid lagendike vahel jäävad pindalalt alla 70 ha, ei ole see enam põdradele soodne (kuumastress, vähesed varjevõimalused, jahi- või kiskjate saagiks langemine) ning suure tõenäosusega hakkab arvukus vähenema (Courtois *et al.* 2002).

Saab järeldada, et mingil määral mõjutab ka metsandus põtrade ruumikasutust ja elupaigavalikut, kuna annab loomadele võimaluse leida endale sobivamaid ja rikkalikumaid toitumispiirkondi kui looduslikud metsaalad, küll aga ei ole sellega alati rahul metsaomanikud ning nii võidakse suurendada jahimahte vähendamaks metsakahjusid. Metsandus majandusharuna mõjutab põtrade elupaigakasutust ja põdrad mõjutavad metsandust kui majandusharu, mistõttu on kujunenud põdra elupaiga ja inimese huvide vahel konflikt.

4. LINEAARSETE INFRASTRUKTUURIRAJATISTE MÕJU PÕDRA ELUPAIGAVALIKULE JA KASUTUSELE

Keskmine põhiteedest puutumata loodusliku ala suurus Euroopa Liidus on umbes 130 km² (Klein 2010). Eestis on era-, kohalikke- ja maanteid kokku 58000 km, mis arvestades Eesti suurst, on teedevõrgustiku tiheduse kohta teiste riikidega võrreldes küllaltki suur näitaja, ühtlasi tähendab see iga Eesti aladel elutseva põdra kohta ligikaudu 4,8 teekilomeetrit (Klein 2010, Euroopa Nõukogu Direktiiv). Sellest järeldub, et ka Eesti metsloomad on pidanud kohanduma kunagistele metsikutele aladele inimese loodud struktuuridega. Vaatlen lähemalt, milliseid ohtusid ja käitumuslikke muutusi võivad inimese loodud lineaarsed infrastruktuurirajatised põdrale kaasa tuua.

Erinevad lineaarsed infrastruktuuri rajatised nagu teed, gaasitarne torud, elektriliinid, omavad metsloomade elupaigavalikutele ja käitumisele suurt mõju (Laurian *et al.* 2008b; Bartzke 2014). Mitmel pool arenenud maailmas on teede ja muude rajatiste äärsed metsikud alad vähesteks suhteliselt vähese häiritusega looduslikeks piirkondadeks ja on seega kujunenud metsloomadele omamoodi refuugiumiteks, mis tähendab, et looduslike piirkondade jagamine infrastruktuuri rajatiste kaudu väikesteks aladeks piirab liikide võimalusi liikuda erinevate alade vahel ning seeläbi vähendab ka ühes piirkonnas elutsevate liikide ja isendite arvukust (Andrews 1990). Mida väiksem on aga populatsiooni arvukus ja suurem sobivate elupaikade killustatus, seda enam on populatsioonid mõjutatud juhuslikest keskkonnasündmustest, mis omakorda vähendab populatsioonisisest geneetilist varieeruvust läbi geenitriivi ja lähirustumise (Benedick *et al.* 2007; Primack *et al.* 2008). Nende efektide koosmõjudest järeldub, et elupaikade killustatuse pikaajaseks mõjuks võib olla liikide väljasuremine vastavatest piirkondadest (Shaffer ja Samson 1985). Teede- ja infrastruktuurikoridoride rajamise korral on kõige haavatavamad halva levimisvõimega, spetsialiseerunud vajadustega ja piirkonnale endeemsed liigid (Andrews 1990).

Põtrade puhul on teede ning nende ümbruse vältimine tavapärane (Laurian *et al.* 2008b). Arvatakse, et põdrad võivad teede lähedust vältida mitmel põhjusel, sealhulgas vastumeelsus metsakatte tee servaks ülemineku osas ja autoliikluse tihedus või sellest põhjustatud müra. Müra võib lisaks häirivale efektile olla põdrale ka ohtlik, kuna nii ei pruugi loom kuulda lähenevat kiskjat. Põdrad on teedele käitumuslikult kohastunud

vältides neid tiheda liiklusega ajaperioodil ning ületades teid vaid suhteliselt kindlatest kohtadest ja ajaperioodidel, mil liiklustihedus on väiksem ehk öösiti (Leblond *et al.* 2007; Laurian *et al.* 2008; Laurian *et al.* 2008b). Kuigi põdrad väldivad üldjoontes teede ligidust, tõmbab loomi nende lähistele teeäärse taimestiku suurem soolasisaldus ning teeäärsetesse tekkivad soolabasseinid, mis pakuvad põtradele võimalust tarbida eluks vajalikku naatriumi (Leblond *et al.* 2007; Laurian *et al.* 2008; Laurian *et al.* 2008b).

Teid võib vaadelda barjääradena. Barjääriks ei saa looduses pidada vaid läbipääsmatut objekti, füüsiliselt ei takista miski loomi teid ületamast, eriti kitsaid ja pindamata metsateid, kuid leidub tõendeid, et äärealad, mis jäävad teede äärde, toimivad loomade jaoks barjäärina (Yahner 1988). Barjäär looduses võib paljude liikide puhul pärssida isendite vahelist sotsiaalset suhtlust, juhul kui piirkond kannatab metsapõlengu või põua käes, viia lokaalse väljasuremiseni, pärssida geenisiiret, tuues kaasa pudelikaelaefekti, samuti võib väljasuremiseohuna osutada hoopis suuremaks populatsioonide killustatus kui areaali üldine suurus (Shaffer ja Samson 1985).

Bartzke (2014) võrdles oma doktoritöös teede barjääriomadustega ka elektriliinide ja jõgede mõju põtrade liikumismustritele. Ta leidis, et nii elektriliinide kui teede mõju varieerus olenevalt piirkonnast, aastaajast ja põdra soost. Üldiselt leidis ta, et kuigi elektriliinidest tuleneval müral võib olla häiriv efekt, vältisid loomad neid otseselt vaid sügiseti mõnes konkreetses elupaigas ning talvisel ajal meelitasid elektriliinid hoopis põtru ligi. Sügisese vältimiskäitumise taga võis aga nimetatud piirkondade puhul olla asjaolu, et seal oli jahiaktiivsus suurem ning seega avaldus jahialadest eemalhoidmine elektriliinidest eemalhoidmisena. Töö tulemused näitasid, et elektriliinid ei põhjusta märkimisväärset kadu elupaigamahuks ja et neil oli põtrade elupaigavalikule nõrgem mõju kui teedel – põdrad ei pruugi elektriliini olemasolu teadvustada enne kui nad seda näevad või kuulevad. Põdrad ei eelistanud küll mööda elektriliinikoridore liikuda ning pigem ületasid need, kuigi teiste lineaarsete struktuuride puhul (teed ja jõed), täheldati, et isendid liikusid struktuuri kulgemisega kaasa. Töö tulemusena leiti, et mitme lineaarse struktuuri kõrvuti paiknemisel võib avalduda suurem barjääriefekt kui iga struktuuri puhul üksikuna. Jõgedest ja elektriliinidest olulisem barjääriefekt esines siiski teede puhul.

Uurimus GPS kaelusega märgistatud karibuga (*Rangifer tarandus*) Albertas näitas, et ka tarastamata teed on potentsiaalsed barjäärid, mida ületati kuni kuus korda harvemini kui kujuteldavaid teesimulatsioone (Dyer *et al.* 2002; Olsson ja Widen 2008). Villu Lukk

(2007), leidis oma põdra kodupiirkonda uurivas töös, et jälgitud põdra kodupiirkonda piiritlesid kahest küljest maanteed, mis näitab, et kuigi ka põdra puhul ei ole teed füüsiliseks takistuseks, mõjutab nende paiknemine siiski elupaigakasutust ja valikut, luues teatava barjääri erineval pool teed paiknevate metsamassiivide vahele. On aga üldteada, et nii põtru kui teisi suurimetajaid meie teedele siiski satub ning sagedased on ka mootorsõiduki ning suurimetaja osalusel asetleidvad liiklusõnnetused, mille arvu vähendamine oleks ühtviisi kasulik nii põdrapopulatsioonile kui inimestele.

Põtrade teeäärde sattumise kohta leidsid huvitava seose Neumann et al. (2013), nimelt on põdrad teede läheduses suurema tõenäosusega õhtul kella 18.00 ja hommikul kella 06.00 vahel, millest järeldus, et teedeäärseid elupaiku kasutavad põdrad ajal, mil inimesed on vähemaktiivsed, samuti on teede läheduses põtrade liikumisaktiivsus suurem.

4.1. Põdraosalusega liiklusõnnetused

4.1.1. Maanteeäärseid soolabasseinid ja nende mõju põdra liikumismustritele

Põhja-Ameerikas läbi viidud tööde põhjal (Leblond *et al.* 2007; Laurian *et al.* 2008), on leitud, et üheks oluliseks põdra ja mootorsõiduki osalusel aset leidva liiklusõnnetuse riski tõstvaks karakteristikuks on maanteeäärsete soolabasseinide esinemine, mis meelitavad loomi tiheda liiklusega teede äärde. Avastus on oluline, kuna naatriumil on imetajate organismis palju fundamentaalseid rolle (Jordan *et al.* 1973), kuid boreaalsetes ökosüsteemides on see harvaesinev element ning seega võib naatriumi esinemist pidada elupaigavalikul mitmete liikide, sealhulgas põdra jaoks limiteerivaks faktoriks (Laurian *et al.* 2008). Eestis sellekohaseid uurimusi läbi viidud ei ole ja ka Euroopas on probleemi vähe uuritud, võib aga arvata, et ka siin saab Põhja-Ameerika tööde tulemusi rakendada või neist juhendada olude hindamiseks läbi viidavate tööde hüpoteeside püstitamisel. Kevadel ja varasuvvel vajavad põdrad talvise toitumise tagajärjel tekkinud mineraalsete puudujääkide kompenseerimiseks suuri naatriumikoguseid (Jordan *et al.* 1973). Kevadisel ajal, mil põtrade peamiseks toiduallikaks on punguvad maismaataimed, mis sisaldavad ebaproportsionaalselt palju vett ning kaaliumit, ja vähe naatriumit (Weeks ja Kirkpatrick 1976), kannatavad loomad suure naatriumpuudulikkuse all. Naatriumi kättesaadavus boreaalsetes tingimustes võib aastaaja ja asupaiga lõikes märgatavalt varieeruda. Suvisel ajal tarbivad põdrad naatriumivajaduse rahuldamiseks veetaimi (Joyal ja Scherrer 1978; Laurian *et al.* 2008), põhjapoolsetes piirkondades leiavad loomad kõrgeid naatriumikontsentratsioone aga ka maanteeäärsetest soolabasseinidest (Leblond *et al.*

2007; Laurian *et al.* 2008), sest jäätõrjeks kasutatakse enamasti naatriumi sisaldavat keedusoola ehk NaCl-i. Soolabasseinid tekivad maanteedel äärde halvasti kuivendatud piirkondadesse, kus teeäärsele alale koguneb vesi ning kevadise lumesulamisega ka maanteedele talvel libedusetõrjeks puistatud soolad. Soolabasseinide näol antropogeenset päritolu naatriumiallikad on põtradele eriti atraktiivsed enne veetaimestiku vegetatsiooni algust kevadel ja varasuvel (Laurian *et al.* 2008).

Laurian *et al.* (2008) jälgisid oma uurimistöös kolme aasta jooksul 47 põdra ruumikasutuse kohastumusi inimtekkeliste naatriumiallikatele soolabasseinide näol. Kuigi põtru tabati harva kohtadest, kus naatrium oli vabalt kättesaadav (0,12% positsioneerimistest soolabasseinide juures ja 0,25% positsioneerimistest järvede ja ojade juures), märgati käitumuslikke kohastumisi soolabasseinide juurde suundumise osas. Leiti, et osad põdrad, läbivad soolabasseinide juurde jõudmiseks suhteliselt kiiresti ja suhteliselt pikki vahemaid, kuid ei oma seejuures teistest põtradest oluliselt suuremat kodupiirkonda. Üllatav on see seetõttu, et soolabasseinid asusid enamasti kodupiirkondade servades, aladel, mida muidu välditi. Tähelepanek viitab sellele, et kuigi soolabasseinid on suhteliselt hajalasetsevad ja asuvad piirkondades, mida harjumuspäraselt välditakse ning kuhu jõudmiseks tuleb läbida pikki distantse, on tegemist loomade jaoks olulise mineraalainega. Põtrade liikumiskiirus oli võrreldes enne ja pärast mõõdetud kiirusega soolabasseinide juurde liikudes suurem ning liikumine ise sihipärasem, mis toob välja soolabasseini stiimulina, kuna pikad ja kiired liikumisetapid, millest tulenevad suurenenud energiakaod, võivad saada kompenseeritud naatriumitarbimisest saadava toiteväärtusliku efektiga.

Lähtudes Grenier' (1974) avastusest Laurentides'e metsloomade kaitsealal Quebecis läbi viidud uurimistöös, mille kohaselt soolabasseinide esinemine tee ääres suurendab põdra ja mootorsõiduki osalusel toimuva liiklusõnnetuse riski 80% võrra, testisid Lebond *et al.* (2007) uuenduslikku soolabasseinide haldamise strateegiat, mis võiks vähendada põdra ning mootorsõiduki vahel asetleidvate liiklusõnnetuste riski maanteedel. Laurentides'e metsloomade kaitsealal Quebecis, nõrutati teeäärsed soolabasseinid kuivaks ning täideti kividega, vältimaks põtrade võimalust neist joomas käia. Tegevuse eesmärgiks oli hinnata sellise meetme efektiivsust suviste autoõnnetuste ärahoidmisel. Vaadeldi põtrade käitumist basseini juures ning nende külastustihedust enne ja pärast meetme rakendamist, et hinnata, millised karakteristikud soolabasseinide juures mõjutavad loomade käitumist. Märgatavaimaks efektiks oli soolabasseinide juures veedetud ajaperioodi lühenemine, vähenes ka öiste külastuste tihedus. Viimane tähelepanek on oluline, kuna enim põdra-auto

kokkupõrkeid toimus vaadeldud piirkonnas just öösel (Dussault *et al.* 2006). Leblond *et al.* (2007) leidis, et kuna naatriumikontsentratsioonid olid kõigis vaadeldud teeäärsetes basseinides võrdlemisi kõrged, said külastatavuse osas määravaks teised faktorid, nagu tee ja soolabasseini vahelise taimkatte olemasolu ja selle kõrgus. Silverberg *et al.* (2003) on leidnud, et põtru segavad mööduvad sõidukid ning sama täheldati ka soolabasseinide juures käinud isendite puhul Leblond *et al.* (2007) töös. Loomad eelistasid külastada basseine, mille puhul oli taimkatte näol olemas kõrge visuaalne takistus soolabasseini ning maantee vahel, teiseks käidi basseinide juures tihemini öösel, mil liiklustihedus on väiksem kui päeval ning kolmandaks täheldati, et 28% soolabasseinide külastustest lõppesid põdra põgenemisega basseini juurest tajudes lähenevat sõidukit. Vaadeldud kohti külastanud põtradest 42,9% ei joonud külastuse käigus soolavett, põdrad, kes vett tarbisid, kulutasid joomisprotsessile vähe aega ja veetsid ülejäänud soolabasseini juures veedetud ajast toitudes või ringi liikudes. 19% soolabasseinide külastustest olid grupikülastused, millest järeldub, et basseinid võivad olla põtradele oluliseks kogunemiskohaks (Panichev *et al.* 2002). Leblond *et al.* (2007) tulemustest on näha, et basseinide kuivendamine ja täitmine võib vähendada sagedust, millega põdrad neid paiku külastavad, kuid on raske hinnata, kuidas selline muutus põtrade käitumises suhestub põdraga seotud autoõnnetuste asetleidmise riskiga. Töö autorid arvavad, et tõenäoline on, et ajapikku lõpetavad põdrad neis paigus käimise, kuid selline käitumuslik muutus populatsioonides võib võtta aega aasta või veel enam – iga põder peab suunduma tagasi soolabasseini juurde vähemalt korra mõistmaks, et see ei ole enam tarbimiskõlbulik (Leblond *et al.* 2007). Põtrade soolabasseinide juurest eemaldamiseks on katsetatud ka teisi meetmeid, näiteks vette erinevate keemiliste ainete lisamist, kuid selle meetme mõjus osutus lühiaegseks ning aineid tuli vette korduvalt juurde lisada (Fraser ja Hristienko 1982). On pakutud välja varianti kasutada maanteedel jäätõrjeks aineid, mis oleksid hirvlastele naatriumkloriidist vähematraktiivsed (etüleengükool, kaltsiumkloriid), kuid hinna tõttu on kättesaadavam ja enimkasutatav karmide talveolude korral siiski NaCl (Leblond *et al.* 2007). Leblond *et al.* uurimus viitab, et basseinide kuivendamine ja täitmine võib õnnetusriske vähendada piirkondades, kus basseinid on levinud, samuti võib alternatiivse (kui basseinide kuivendamine ja täitmine on problemaatiline) või kaasaitava meetmena aidata õnnetuste riski vähendada puude eemaldamine soolabasseinide ja tee vahelt, mis suurendab suure tõenäosusega põtrade häiritust sõidukitest ning tingib basseinikülastuste tiheduse vähenemise. Taimkatte eemaldamine suurendaks lisaks ka autojuhtide nähtavust, mille

tagajärjel oleks võimalik varem märgata teel või tee ääres olevaid põtru (Leblond *et al.* 2007).

4.1.2. Tarastamine ja loomaläbipääsud

Kuigi üldiselt väldivad suurimetajad teid, ei ole väga harvad juhud, kus nad siiski maanteedele tulevad ning seeläbi mootorsõidukitega õnnetustesse satuvad. Teedest või muudest inimese loodud struktuuridest metsloomade eemal hoidmiseks on väliriikides levinud praktika teeäärsete tarade rajamine. Esimese hooga probleemile hea lahendusena näivad tarad võivad põhjustada aga kasu asemel ka suurt kahju näiteks olukordades, kus loomadel tuleb hakkama saada metsatulekahjude või põuatingimustes (Andrews 1990). Teid ääristavad tarad, mis on keskeltläbi 2 m kõrgused ja asuvad mõlemal pool koridori, mõjutavad tugevalt liike, kelle kodupiirkond või rändeteed hõlmavad mõlemal pool tara asuvaid maa-alasid. Taylor ja Martin (1987) panid kirja mitmed aspektid tarade mõjust elusloodusesse ning need hõlmasid taradesse kinnijäämist, eluks vajalike toiduvarude (nt vesi) äralõikamist, pesitsusaladele liikumiseks vajalike liikumisteede blokeerimist (sesoonsed ränded) ja ka inimõju suurenemist, kuna aia hooldamiseks rajatakse veel omakorda selle juurde viivaid transporditeid. Füüsilise barjääri loomisel tuleks silmas pidada, et see ei segaks loomade loomulikke liikumisteid (Ledec 1987).

Jaegeri ja Fahrigi (2004) läbi viidud uurimuse tulemused näitavad, et mõnedel tingimustel võib teeäärte tarastamine liigi püsimisele kaasa aidata, samas kui teistel puhkudel võib see saada saatuslikuks. Kui liiklusõnnetustes hukkuvate loomade arv on suur, võib tarastamine tuua kasu, kui aga õnnetuste arv on madal ning loomad pigem väldivad teid ja teeäärseid, võib tara geenisiiret vähendada ja pudelikaelaefekti veel enam suurendada, seega tuleb tee rajamisel hinnata vastava liigi harjumusi ning hinnata liiklussuremuse ning teede vältimise korrelatsiooni. Tarastamine on liigi seisukohast kasulik vaid juhul kui see aitab populatsioonidel püsima jääda ja kaitseb neid tee ohtude eest ning sellest lähtuvalt tuleks tarastamist kasutada ainult juhul kui see on sel ajaperioodil vastavas piirkonnas efektiivseim vahend liigi elujõulisuse säilitamise tagamiseks ning seda vaid seni, kuni mõeldakse välja paremad lahendused (Jaeger ja Fahrig 2004).

Tarastamise negatiivsete mõjude leevendamiseks on võimalik kasutada metsloomadele teeületamise võimalust andvate loomaläbipääsude rajamist tunnelite või sildade (nn ökoduktid) näol. Mitmed uurimistööd on näidanud, et tarad koos teede ületamise võimalusega on vähendanud ulukite ja sõidukite kokkupõrkeid kuni 80 % võrra (Ward

1982; Child 1988; Lavsund ja Sandegren 1991; Clevenger *et al.* 2001; Jaeger ja Fahrig 2004). Ökoduktide rajamine on kõige olulisem juhtudel, kus loomade jaoks olulised ressursid paiknevad mõlemal pool tarastatud teelõiku, näiteks kui sigimisala asub ühel pool teed, kuid peamised toitumispiirkonnad teisel pool, kuna eluspüsimiseks on loomal vaja kasutada mõlemat, on tee ületamise vajadus kriitiline, sellistel puhkudel aga pole üldiselt tee tarastamine üldse soovitatav (Jaeger ja Fahrig 2004). Tara ja loomaläbipääsude rajamise tasuvust hinnates, tuleks jälgida liikluse mõju liigile pikema ajaperioodi vältel, et oleks võimalik võrrelda sellest tekkivaid kahjusid aia kui barjääri tekitatavate kahjudega, sealjuures tuleb hinnata ka tara võimalikku mõju liikidele, kes ei ole struktuuri rajamisel esmaseks sihtmärgiks. Hinnata tuleks ka planeeritava tee võimalikke erinevaid liiklusregulatsioone – liiklustiheduse ja sõidukiiruse vähendamine võib kaotada vajaduse tarade ning seega ka metsloomade teedeületamisstruktuuride rajamiseks. Tee ääristamist taraga tasub kasutada konkreetse liigi säilitamiseks juhul kui liigi arvukus on kahanemas ning selles mängib olulist rolli kõrge liiklussuremus kõnealusel teel. Tara paigaldamine õigustab ennast ka siis kui liigi arvukus ei ole küll vähenemas, kuid loomad ei jää teed ületades pea kunagi ellu. Kui liigi arvukus on aga stabiilne või kasvav, võib aia rajamisest tulenev isolatsiooniefekt kaaluda üles õnnetusi vältiva kasu. Kui tee-ehitust alles planeeritakse ning tegemist on liigiga, mis ei näita üles mingisugust teid ega liiklust vältivat käitumist, on oodata avariidest põhjustatud suurt suremust, misjuhul peaks tarastamine olema juba tee-ehituse sisse planeeritud (Jaeger ja Fahrig 2004). Kui konkreetse liigi käitumise kohta teede lähistel pole infot saadaval, tuleks tee tarastada ning kombineerida see teeületamisevõimalustega (Groot Bruinderink ja Hazebroek 1996).

Tugevaimat võimalikku kaitset avariide vastu võib pakkuda vähendatud sõidukiirus koos tarastamise ja teeäärse metsaraiega, loomade jaoks sobilike teeületamisevõimaluste rajamine suurendab liiklustravalisust veelgi (Seiler 2005) Õnnetuse korral on oluline ka autojuhi reageerimiskiirus, avalikkuse teadlikkuse tõstmine teele sattuda võivate metsloomade vallas aga ei ole veel oma efektiivsust tõestanud (Romin ja Bissonette 1996).

4.1.3. Põdra käitumuslikud mustrid seoses tee tarastamisega

Olsson ja Widen (2008) uurisid 24 kaelustatud põdra liikumistrajektoore ajaperioodil, mis hõlmas kaherealise maanteelõigu ehitamisele neljarealiseks ning selle tarastamisele eelnenud ja järgnenud perioode ning ehituseaega ennast. Tarastamise juures rajati teelõigule ka kolm metsloomade pääsuteed – kaks silla tüüpi ökodukti ning üks tunnel. aastase uurimisperioodi vältel toimus jälgimise all olnud loomade poolt 135 teeületust,

millest 47 leidis aset enne ehituse algust, 76 ehitustegevuse ajal ning 12 pärast tee tarastamist. Kõik tarastamisjärgsed teeületused leidsid aset kahe silla tüüpi pääsukoha kaudu. Tarastamisjärgselt kahanes keskmine teeületamiste arv päevas põdra kohta 67-89%. Kahanes ka põtra ning mootorsõidukit hõlmavate avariide hulk, kuid vaatamata kolmele pääsukohale, toimis tarastatud maantee põtrade jaoks liikumist takistava barjäärina. Siit tuleneb, et kuigi tarastamine võib vähendada autoõnnetuse tagajärjel hukkunud põtrade arvu ja pakkuda autoga liiklejaile turvalisust, omab see siiski ressursidele ligipääsu, uute alade hõivamist ja geenisiiret pärssivat efekti. Uurimistöö kohaselt kahanes isaste põtrade liikumistihedus tarastamise tõttu emaste omast rohkem, kuid seda seletab asjaolu, et põdralehmad olid kogu uurimisperioodi vältel pullidest vähemaltimad teed ületama, mis võib omakorda tuleneda nende väiksemast kodupiirkonnast. Läbipääsu kasutatavus sõltub eelkõige sellest, kas läheduses paikneb mõni muu, eelistatum loomaläbipääs (Olsson ja Widen 2008). Olssoni ja Wideni (2008) uurimusse kaasatud põdrad eelistasid vaatamata läheduses paiknevale tunnelitüüpi koridorile sillalaadseid ökodukte. Uurimisalas varem registreeritud põdra-sõiduki kokkupõrgete arv kahanes pärast tarastamist ja läbipääsude ehitamist – enne ehituse algust teatati nimetatud teelõigu piires keskmiselt 2,7 õnnetusjuhtumist aastas (keskmine aastatest 1990-2001, kiirusepiirang teelõigul 90 km/h) ja ehitusefaasi kestel 1,8 õnnetusest aastas (kiirusepiirang 70 km/h), enne artikli ilmumist ei olnud pärast tarastamist ja ülepääsude rajamist teatatud enam ühestki põtradega seotud liiklusõnnetusest antud teelõigul (kiirusepiirang 110 km/h) (Olsson ja Widen 2008). Tarade kahjuks räägib asjaolu, et väikesed hajaliasetsevad populatsioonid võivad olla väliste tegurite, näiteks küttimise osas haavatavamad (Sæther *et al.* 2003). Teekohale ehitatud läbipääsudest liikus läbi küll liiga vähe põtru, et kompenseerida küttimisest tulenevat kahju väikesele alale suletud populatsioonile, kuid liikumised oli siiski piisavad, et tagada erinevates populatsioonides geneetiline mitmekesisus (Mills ja Allendorf 1996). On küll võimalik, et kuigi praegu ei ole läbipääse kasutatavate põtrade arv suur ja pigem täidavad struktuurid miinimumeesmärki geenisiirde säilitajana, hakkavad loomad tulevikus neid tihemini kasutama, kuna isendid harjuvad seesuguste struktuuridega ja ei piira enam nii palju oma liikumisteid (Olsson ja Widen 2008).

4.1.4. Põtradega seotud liiklusõnnetused Eestis

Eestis ei ole tänaseks läbi viidud suuremahulisi põtrade ja teedestruktuuri suhestumist vaatlevaid uurimistöid, küll aga esinevad suure tõenäosusega ka siin lähiriikidele sarnased mustrid põtrade liikumises ja teedele sattumises, mida ilmestab Maanteeameti statistika

põdraosalustega liiklusõnnetuste toimumise kohta. Eestis juhtub enim liiklusõnnetusi sealse suurema liiklustiheduse tõttu põhimaanteedel (Klein 2001; Javois 2008). Aasta kaalutud keskmine ööpäevane liiklussagedus oli 2012. aastal põhimaanteedel 4208 autot ööpäevas (Maanteeamet). Võrreldes paarikümne aasta taguste andmetega (Tõnisson 1986; Mardiste 1992; Javois 2008), on metslooma osalusega liiklusõnnetuste sagedus kasvanud neli kuni viis korda. Sama aja jooksul on autode arv Eestis umbkaudu kolmekordistunud (Klein 2001; Javois 2008) Metsaalade killustatus teedevõrgu poolt on kõrgeim Lõuna-Eesti maakondades, kus peaaegu puuduvad katkematud loodusmassiivid, Lõuna-Eestis peegeldub see võrreldes Kesk- ja Põhja-Eestiga ka madalamas suurulukite arvukuses (Klein 2010). Üle 100 km² suuruseid alasid, mida ei läbi riigimaantee, on Eestis kokku 18, 50–100- km² suuruseid alasid 21 ja 25–50- km² suuruseid alasid 30 (Klein 2010).

Põtrade ga juhtuvad õnnetused enamasti mais-juunis, mil liikvel on ema poolt minema aetud noorloomad ning septembris-oktoobris, mil suurulukitel (põder, hirv), on pulmaaeg, samale ajale langeb ka nende loomade jahihooaeg, ja loomad liiguvad laialt ringi ning ei karda maanteid ega autosid. Õnnetusi juhtub kõige enam just hilisõhtusel ajal (Klein 2010). Mets- või koduloomadega seotud liiklusõnnetustest Eestis teatati maanteeameti infotelefonile 2009. aastal 3202 korda, registreeriti üle 700 juhu rohkem kui 2008. aastal, õnnetusterohkeim oli aasta viimane kvartal, mil laekus 1022 avariiteadet. Õnnetusi, kus hukkus või sai vigastada põder oli registreeritute seas 214, neist 30 leidis aset mais ja septembris, 28 juulis ja 26 juunis (Internet 1).

4.1.5. Liiklusõnnetuste ennetamine

Liiklusõnnetuste tagajärjel, kus üheks osapooliks on metsloom ning teiseks mootorsõiduk, on igal aastal hukkunuid ja vigastatuid, samuti põhjustavad liiklusõnnetused metsloomadega palju varalist kahju. Rootsisis läbi viidud uurimuse kohaselt kasvab pärast uue tee rajamist loomade häirituse ja teega otsesesse kontakti viiva uue kodupiirkonnaga kohanemise tõttu põdra osalusega autoõnnetuste hulk esimese 2-3 kuu jooksul märgatavalt (Seiler 2005 *ref.* Seiler avaldamata andmed).

Seiler (2005) leidis oma töös, et põtrade ga seotud autoõnnetuste jaotumine ruumis ei ole juhuslik, õnnetuskohad on tõenäolisemad või vähemtõenäolisemad sõltuvalt mitme faktori koostõjust ja arvestades vastava piirkonna maastikku, liiklusalaseid andmeid ning põtrade asustustihedust, võib koostatud mudeli abil leida tõenäolisemad piirkonnad, kus õnnetused aset leiavad. Kõige rohkem juhtub põdra ja mootorsõiduki kokkupõrkeid keskmise

liiklustiheduse ja keskmise kiirusepiiranguga tarastamata teelõikudel, piirkondades, kus põtru lastakse jahihooajal keskmisest rohkem. Liiklusmudeli ennustuse täpsus oli üllatav – piisavate eelteadmistega teest, sealsest liiklusest ja ümbritsevast keskkonnast võis ette näha 73% tegelikest õnnetuskohtadest. Avastus toetab selgelt erinevate teelõikude kategoriseerimist põdra-mootorsõiduki kokkupõrgete osas kõrge ja madala riskiga piirkondadeks ja aitab seega teede planeerimisel sisse arvestada ka meetmeid avariide vältimiseks. Omamata aga vastava piirkonna kohta käivaid andmeid põtrade detailsemate liikumisteede ja leviku kohta, mudatõkete ja muude teeäärsete rajatiste mõjust põtrade käitumisele ja autojuhtide vaatevälja laiusest ning reaktsioonikiirusest, ei saa arvutada täpsemaid prognoose. Õnnetuskohtade ennustamine on küll võimalik, kuid võib siiski osutada väheefektiivseks, sest teeõnnetuste puhul mängib ka väike ebatäpsus suurt rolli (Seiler 2005). Põllumajanduspiirkondades, kus põtrade elupaik on piiratum ning kus elutsevad isendid on rohkem rändava eluviisiga (Ball *et al.* 2001), võib avariidemuster tavapärasest erineda. Kuigi on selge, et liiklustihedus ja sõidukite liikumiskiirus on õnnetuste juhtumises olulised parameetrid, ei suurene õnnetusjuhtumite tõenäosus siiski lineaarselt kiiruse ja liiklustiheduse kasvades, vaid suurim on avariide tõenäosus keskmise sõidukiiruse ja keskmise liiklustihedusega teedel, väga intensiivne liiklus peletab loomi teedest eemale ja vähendab seeläbi õnnetusjuhtumite esinemise tõenäosust (Seiler 2005). Müller ja Berthoud (1997) leidsid, et teed, kus liiklustihedus jääb 1000 ja 10000 sõiduki vahele päevas, võib pidada oluliseks põtrade suremuse põhjuseks, samas teed, millel liikus päeva jooksul rohkem kui 10000 sõidukit, mõjusid loomadele ületamatu barjäärina, mistõttu oli ka tõenäosus kokkupõrgeteks väiksem (Müller ja Berthoud 1997; Seiler 2005). Kuigi on leitud, et piirkondades, kus jahimeeste saagiks langeb rohkem põtru (ehk siis põdra arvukus on keskmisest suurem), juhtub põtrade osalusega autoõnnetusi rohkem, ei pruugi põtrade arvukuse märkimisväärne kahandamine tingimata tähendada väiksemaid õnnetusriske ega olla seega poliitiliselt ega ökoloogiliselt tasuv (Putman 1997; Schwabe *et al.* 2002). Jahipiirkondade üksikud loomad on palju liikuvamad kui suure asustustihedusega piirkondades elutsevad isendid ja võivad seega rohkem teedele sattuda (Henderson *et al.* 2000). USA-s läbi viidud uurimuse käigus leidsid Romin ja Bissonette (1996), et õnnetuste hulk oli jahinormide suurendamise tagajärjel vähenenud vaid kahes osariigis. Joyce ja Mahoney (2001) märkisid, et õnnetusrisk läbi Kanada viival kiirteel, tõusis nii väga tiheda kui ka väga hõreda põdrapopulatsiooni puhul, kuid vähenes keskmise populatsioonitihedusega aladel. Õnnetuste toimumise juures on olulised ka teeäärsed maastikutingimused. Põdraosalusega õnnetuste hulka võib 15% võrra vähendada 100 m

laiune kõrghaljastuseta ala maantee ning metsa vahel, küll aga on antud meetme efekt nõrgem juhul kui üheaegselt tõstetakse maanteel kehtivat sõidukiirust ja suureneb piirkonnas elutsevate põtrade arvukus (Seiler 2005).

5. JÄRELDUSED

Põdra liikumisteid ja ruumikasutust on liigi levikupiirkondades oluline uurida, kuna seeläbi on võimalik planeerida maakasutust, metsandusstrateegiaid ning teede rajamist ja renoveerimist viisil, mis tooks kaasa ohutuima võimaliku variandi liigile (looduskaitseoline olulisus) ning tulusaima ja ohutuima võimaliku lahenduse inimesele. Et Eestis on küllaltki suur kütitav põdraasurkond, esineb siin nii põdrakahjusid metsamajandusele kui ka arvukalt põdraosalusega liiklusõnnetusi. Uurides mujal maailmas läbi viidud teadustöid, on lihtsam püstitada hüpoteese Eesti uurimuste planeerimiseks ja läbiviimiseks. Eesti jaoks on siinsetele tingimustele tuginevate kohapeal läbi viidud uurimistööde tulemused olulised, kuna vaid nende põhjal on võimalik teha järeldusi planeerimaks tegevuskavu, mis aitaksid säilitada siinse põdraasurkonna elupaiku ja -tingimusi ning inimeste ohutust parimal võimalikul moel.

Saamaks teada Eesti põtrade ruumikasutusharjumused on kasulik ka siin läbi viia põtrade GPS kaelustamist hõlmav uurimus. Adekvaatsete tulemuste saamiseks oleks mujal teostatud tööde põhjal mõttekas kaelustada miinimumina vähemalt kümme konna põtra. Selle praktika kasulikkust ilmestab Villu Luku 2007. aastal läbi viidud töö (mille käigus kaelustati üks põdralehm) võrdlemine sarnase probleemipüstitusega uurimustega, mis on läbi viidud Skandinaavias või Põhja-Ameerikas. Viimaste puhul on leitud mitmeid erinevusi Eesti põdra ruumikasutusega, silma paistab näiteks kodupiirkonna suurus, mis välismaal uuritud põtrade puhul on kohati oluliselt suurem (Schwarz *et al.* 2007; Olsson *et al.* 2011). Kodupiirkonna suuruse erinevus siinsete põtradega ei ole aga kõige üllatavam arvestades asjaolu, et Skandinaavia ja Põhja-Ameerika riikides leidub ka suuremaid katkematu metsamassiive, mis võimaldavad loomadele suuremamahulist ruumikasutust ja samas ka seda, et leidub siiski ka töid, mille tulemusena on leitud, Eestis uuritud põdralehma kodupiirkonnaga samas suurusjärgus olevate kodupiirkondade esinemist (Cederlund ja Okarma 1988). Kodupiirkonna suurusest enam väärivad tähelepanu Eesti põdra ja eelpoolmainitud töödes vaadeldud välismaal elutsevate isendite erinevused sesoonse ruumikasutuse - suviste ja talviste kodupiirkondade pindalade suuruste osas. Nimelt kasutas Eestis uuritud põder talvisel ajal pea kolm korda suuremat kodupiirkonda kui suvel, välismaal läbi viidud töödes vaadeldud isendite puhul täheldati aga pea alati, et loomade suvine kodupiirkond oli suurem kui talvine. Eesti töös vaadeldud põdra ruumikasutuse seletuseks peeti talviseid raskusi kvaliteetse toidu leidmisel, mistõttu tuli

seada otsida suurematelt maa-aladelt, samas tekitab selline erinevus küsimuse, kas valimi väiksuse tõttu ei võinud tegemist olla hoopis konkreetsele isendile eripärase ruumikasutusega ning kas seda saab üldistusena laiendada teistele Eesti alal asustavatele põtradele. Selleks, et oleks adekvaatselt võimalik võrrelda Eesti põtrade ruumikasutusharjumusi ja kodupiirkonna valikuid teiste riikide isendite ruumikasutusega ja teha sellest kaalukaid järeldusi, on vajalik edasiste uurimistööde läbiviimine, mis hõlmaksid endas isendite GPS-kaelustamist ning nende liikumismustrite jälgimist.

Põtrade liikumismustrite ja elupaigakasutuse jälgimine Eestis on inimese seisukohast oluline, kuna põdra näol on tegemist otsese ohuga metsamajandusele (Jalkanen 2001; Vahter ja Kaimre 2009) ja liiklusohutusele (Ward 1982; Child 1988; Lavsund ja Sandegren 1991; Clevenger *et al.* 2001; Jaeger ja Fahrig 2004; Internet 1; Internet 5), samuti võib inimesele põder otsest ohtu kujutada looma-inimese vahetel kokkupuutel näiteks linnakeskkonda sattunud põdra puhul. Eestis on viimastel aastatel teostatud ja planeeritakse ka edaspidi (Internet 2) teostada laiaulatuslikke maanteelõikude rekonstruktsioone. Rekonstrueerimistööde planeerimise juures on üheks oluliseks aspektiks teelõigu ohutus nii liiklejaile kui metsloomadele, mis harjumuspärasest mõtteviisi järgides tähendab metsloomade, sealhulgas põdra, teedele sattumise võimaluste takistamist. Eestis pole vastavaeesmärgilisi barjääre teede äärde veel palju rajatud, kuid teema on aktuaalne (nt Rail Balticu Baltimaid läbiva raudtee planeerimine (Rail Baltic vahearuanne)). Tarastamine on levinud praktika Skandinaavias ja Põhja-Ameerikas (Ward 1982; Child 1988; Lavsund ja Sandegren 1991; Clevenger *et al.* 2001; Jaeger ja Fahrig 2004), samas on mitmed uurijad leidnud, et tarastamise läbi võimendatud barjääriefekt võib liigi arvukusele ja püsijäämisele hukutavalt mõjuda (Shaffer ja Samson 1985; Taylor ja Martin 1987; Ledec 1987). Eelpoolmainitud Skandinaavia ja Põhja-Ameerika tööde tulemused näitavad, et põdra-mootorsõiduki osalusega liiklusõnnetused vähenevad tarastamisjärgselt märgatavalt, käsitletud on ka põtrade liikumismustreid enne ja pärast tarade rajamist. Eesti teede ja raudteede liiklusohutumaks muutmiseks tarade paigaldamist kaaludes tuleb esmalt viia läbi põhjalik elupaigavaliku ja ruumikasutuse uurimus siinsete põtrade peal. Vaadeldes välismaiste tööde tulemusi ning nende tulemuste põhjal rakendatud meetmete efektiivsust, on Eestis uuringute läbi viimise järel lihtsam leida ka siin rakendamiseks sobivaim ja potentsiaalselt efektiivseim meetod. Kui Põhjamaades või Põhja-Ameerikas on samas piirkonnas uuritud põtrade liikumismustreid ka tarastamisjärgselt, on võimalik teatava tõenäosusega ennustada tarade rajamise praktika võimalikku mõju ka siinsetes tingimustes.

Kuna looduslikud tingimused on kogu põdra levila piires üldjoontes sarnased, võib eeldada, et ka inimtegevuse mõju on suuremas osas sarnane.

Et tarastamisest tulenevat barjääriefekti suurenemist pehmendada, on levinud praktikaks teatud vahemaa tagant teisele poole teed jõudmist võimaldavate loomaläbipääsude rajamine. Metsloomadele sobilike pääsude rajamine on aga kulukas (Eestisse rajatud ökodukt läks maksma ligi 5 miljonit eurot) ja kuna on vähe töid (Jaeger ja Fahrig 2004; Olsson ja Widen 2008), kus selliste pääsude kasutamist loomade poolt kajastatakse ning kõlama jääb, et kuigi pääse on mitmesuguseid, ei ole põdrad nende kasutamiseks aldis, ei pruugi selliste struktuuride rajamine ilma põhjaliku eelneva uurimistööta tasuvaks osutuda. Samas on tööd hõlmanud vaid esimest aastat uute struktuuride rajamise järgselt, mis tähendab, et loomad ei pruukinud veel uute liikumisteedega harjunud ega neist teadlikud olla, seega oleks igati vajalik viia läbi uurimistöö, mis käsitleks vanemate, mitmeaastaste loomaläbipääsude kasutatavust põtrade poolt. Sellise probleemipüstituse foonil läbi viidud töö annab adekvaatsemat infot uute loomaläbipääsude rajamise ja tee tarastamise tulemuslikkusest. Kuna ka Eestis on rajatud ökodukt põtrade aktiivse sesoonse rände piirkonda Tallinn-Tartu maantee Aruvalla-Kose teelõigule (Internet 6), millega harjumiseks on loomadel paari aasta pärast juba aega olnud, on selleteemalise töö läbiviimine ka siin kohane.

Euroopas väheuuritud, kuid Põhja-Ameerika tööde (Leblond *et al.* 2007; Laurian *et al.* 2008), põhjal huvipakkuvaks temaatikaks on maanteeäärsed soolabasseinid põdra osalusega liiklusõnnetuste riski suurendajana. Kuigi ei ole leida andmeid vastavasisuliste uurimistööde läbiviimisest Euroopas, võib eeldada, et ka siin on probleem aktuaalne, kuna loodusvööndi tingimused, loomade füsioloogilised vajadused ja teehooldustavad on sarnased Põhja-Ameerikaga piirkondadega, kus elutseb põder. Alust põtrade soolalembuse eeldamiseks annab ka metsnike poolt paljukasutatud praktika soolakute rajamise näol (Internet 4). Kuna aga otseselt sellele probleemile adresseeritud uurimusi ei ole läbi viidud, on kasulik sellele tähelepanu pöörata ja uurida probleemi tõsidust ning ulatust, sest võib selguda, et tegemist on ka siin olulise õnnetuspõhjusena.

Eestis on suurem osa põhimaanteedest kirjandusele tuginedes põtrade jaoks liiklustiheduse ja kiirusepiirangu põhjal ohtlikud (Mülleri ja Berthoudi (1997) järgi on ohtlikuim päevas 1000 ja 10000 sõiduki vahele jääv liiklustihedus, Maanteeameti andmetel on Eesti põhimaanteedel liiklustihedus keskmiselt 4208 sõidukit päevas), samuti ääristavad suurt

osa maanteedest metsaalad. Kohalikku teedehitust planeerides on praeguse seisuga (kuni ei ole läbi viidud uurimusi kohaliku põdrapopulatsiooniga) kasulik võtta arvesse teistes riikides läbi viidud tööde tulemusi. Tulemuste põhjal võib järeldada, et kõige lihtsamini rakendatavaks, väheminvasiivseks ja sealjuures võrdlemisi efektiivseks praktikaks on piirkondades, kus õnnetusi juhtub sageli, teeäärsete puhastamine metsast 100 m ulatuses teeservast. See jätab tee ja metsaala vahele piisavalt suure puhvertsooni, mis aitab kaasa põtradele iseloomulikule üldjoontes teid vältivale käitumisele ja seeläbi pärsib nende võimalust sattuda teele pooljuhuslikult, näiteks kuulmisaistingu kaudu läheneva auto tõttu ehmumise tagajärjel. Samuti loob praktika rakendamine autojuhtidele laiema vaatevälja ning võimaluse pikemaks reaktsiooniajaks märgates teele lähenevat põtra. Teine positiivne efekt puhvertsooni loomisel võrreldes tarastamisega on, asjaolu, et sel viisil jääb isenditele siiski alles võimalus teid ületada juhul kui neile vajalikud ressursid asuvad mõlemal pool teestruktuuri, ohutuma liikumisvõimalusega säilib ka populatsiooni geneetiline mitmekesisus. Lisameetmetena tuleb kasuks kiirusepiirangu alandamine ning teelõikude valgustamine piirkondades, kus varasemalt on palju põtradega seotud õnnetusi juhtunud ning talvisel ajal libetusetõrjeks kasutatava soolana mõne naatriumkloriidile alternatiivse ühendi kasutamine (nt kaltsiumkloriid), mis ei sisalda loomadele nii essentsiaalseid ja seega ohtlikusse piirkonda ligitõmbavaid mineraalaineid. Tarastamist ja loomaläbipääsude rajamist kui invasiivsemaid õnnetuste vältimise meetmeid, mis võivad koos efektiivselt toimida nii loomade teelt eemalhoidmisel kui ka samaaegselt geenisiiret võimaldaval eesmärgil, ei ole ilma eelnevate suuremahulisemate uurimistöödeta siiski mõttekas tavapraktikana kasutusele võtta. Kuna nende struktuuride rajamine on kallis ning efektiivsus on tõestatud vaid osaliselt (tarad aitavad küll loomi teedelt eemal hoida, kuid loomaläbipääsude kasutatavus põtrade poolt on leidnud vähe kinnitust), võib selline praktika põdrapopulatsioonile kasu asemel geenisiiret ja vajalike ressursside kasutust pärssides, kahju tuua.

Eesti kontekstis on nii uurimuste planeerimisel kui läbiviimisel oluline ka koostöö Maanteeameti ja Statistikaametiga, kuna praegu ei ole avaldatud kättesaadavaid andmeid konkreetsete teelõikude kohta, kus põtradega seotud õnnetused juhtuvad, arvestades aga, et õnnetused registreeritakse ning mõõdetakse ka liiklustihedusi erinevatel teelõikudel, on põdraõnnetuste tulipunktide analüüsimiseks vajaliku informatsiooni olemasolu tõenäoline, kuid kuna see statistika ei ole korralikult süstematiseerituna kättesaadav, on raske ka õnnetuste toimumiskohtade ja tõenäosuse kohta järeldusi teha.

Põdra ruumikasutuses on mitmeid aspekte, mida ei ole väga põhjalikult Euroopas uuritud, kuid mille kohta Põhja-Ameerikas on avastatud huvitavaid ja olulisi seoseid, samuti on paljusid aspekte uuritud küll Skandinaavias, kuid tulemuste ülekandmise võimalus Eesti tingimustesse on küsitav. Kõrvutades meie põtrade liikumismustreid mujal maailmas - Skandinaavias ja Põhja-Ameerikas uuritud põtrade ruumikasutusega, saab planeerida ohutumaid struktuure ja maa ning metsahalduspraktikaid nii põtradele kui inimestele. Samuti on naaberriikide kogemused loomaläbipääsude rajamise ja nende kasutatavuse kohta tarvilikud planeerimaks Eesti konteksti võimalikult kuluefektiivseid (võimalikult palju kasutatavaid) struktuure. Käesolevas töös vaadeldud teadustööd annavad ülevaate uurimisvaldkonnast kui tervikust ja seega võib töö olla sisendiks ja abiks antud valdkonna tulevaste süvauurimuste planeerimisele Eestis.

PÕDRA ELUPAIGAVALIK JA RUUMIKASUTUS ANTROPOGEENSES KESKKONNAS

Aveli Vellerind

KOKKUVÕTE

Põder (*Alces alces*) on Eesti metsade suurim loom (Ling 1981). Põdra levila hõlmab kogu Euraasia ja Põhja-Ameerika parasvöötme metsavööndi. Kodupiirkonna valib põder eeskätt toitumis- ja kaitsetingimuste järgi (Randveer 2004).

Põtrade arvukus põllumajanduspiirkondades on tihti suurem kui ülejäänud levilapiirkondades (Schneider ja Wasel 2000), ka tüübilt sarnased metsamassiivid on inimasustusele lähemal suurema põdrapopulatsiooniga kui sellest kaugemal (Schneider ja Wasel 2000 *ref.* Bjorge 1996). Inimasustuse lähedus aitab põdra arvukusele kaasa nii suure hulga äärealadega, kus leidub põtradele sobivat kõrgekvaliteedilist toitu varases suksessioonilises staadiumis taimestikku näol kui ka suremuse vähendamise kaudu, sest inimese lähedalolu peletab põtrade looduslikke vaenlasi, kelle arvukust piiratakse sellistel aladel hoolikalt. Kuna põdrad armastavad toituda puukoorest ja noorendikel kasvavatest puuvõrsetest, kujutavad nad endast ohtu metsamajandusele, eelkõige haava-, männi- ja kasenoorendikele (Jalkanen 2001). Puistutes, kus põdrakahjustused juba esinenud olid, oli võimalus tervete puude kahjustumise tõenäosust vähendada jättes kahjustatud puud hooldusraie asemel alles, sest põdrad tavatsesid rohkem süüa puude küljest, mida juba varem kahjustatud oldi. Talveperioodil on lisa söötmisega võimalik loomade paiknemist ruumiliselt suunata, kuid lisa söödakohtade paigutamine noorendike lähedusse (≤ 1 km) pigem suurendab nende kahjustamise riski (Gundersen *et al.* 2004). Metsandus majandusharuna võib põtradele olla nii arvukuse soodustajaks kui ohuks populatsioonide jätkusuutlikkusele.

Metsloomade, sealhulgas põdra elukeskkonda mõjutavad suuresti inimloodud lineaarsed infrastruktuurirajatised. Põtradele mõjuvad teed häirivate struktuuridena, lisaks võib teid ja muid lineaarseid infrastruktuurirajatisi vaadelda barjääradena, kuna barjääriks ei saa looduses pidada vaid läbipääsmatut objekti (Yahner 1988). Vaatamata sellele, et tee mõjub põtradele barjäärina, ei ole siiski harvad liiklusõnnetused, kus üheks osapooliks on põder. Avariide toimumise tõenäosus on suurim keskmise sõidukiiruse ja keskmise

liiklustihedusega teedel (Seiler 2005). Õnnetuste toimumise juures on olulised ka teeäärseid maastikutingimused. Üheks oluliseks põdra ja mootorsõiduki osalusel aset leidva liiklusõnnetuse riski tõstvaks karakteristikuks on maanteeäärseid soolabasseinid (Leblond *et al.* 2007; Laurian *et al.* 2008). Soolabasseinid tekivad maanteede äärtesse halvasti kuivendatud piirkondadesse, kus teeäärsele alale koguneb vesi ning kevadise lumesulamisega ka maanteedele talvel libedusetõrjeks puistatud soolad.

Metsloomade teedele sattumise ärahoidmiseks on väliriikides levinud praktika teeäärsete tarade rajamine. Füüsilise barjääri loomisel tuleks silmas pidada, et see ei segaks loomade loomulikke liikumisteid (Ledec 1987). Tarastamine võib tuua kasu kui liiklusõnnetustes hukkuvate loomade arv on suur, kui aga õnnetuste arv on madal ning loomad pigem väldivad teid ja teeäärseid, võib tara geenisiiret pärssida ja pudelikaelaefekti suurendada. Tarastamine on liigi seisukohast kasulik vaid juhul kui see aitab populatsioonidel püsima jääda ja kaitseb neid tee ohtude eest ning seda tuleks kasutada ainult juhul kui tegemist on sel ajaperioodil vastavas piirkonnas efektiivseima vahendiga liigi elujõulisuse säilitamise tagamiseks (Jaeger ja Fahrig 2004). Tarastamise negatiivsete mõjude leevendamiseks on võimalik kasutada metsloomadele teeületamise võimaluse andvate loomaläbipääsude rajamist tunnelite või sildade näol. Tarad koos teede ületamise võimalusega on vähendanud ulukite ja sõidukite kokkupõrkeid kuni 80 % võrra (Ward 1982; Jaeger ja Fahrig 2004). Eestis on võrreldes paarikümne aastaga kasvanud metslooma osalusega liiklusõnnetuste sagedus neli kuni viis korda (Tõnisson 1986; Mardiste 1992; Javois 2008; Internet 1). Õnnetusi, kus hukkus või sai vigastada põder oli 2009. aastal 214 (Internet 1).

Tööst järeldub, et vaadeldes mujal maailmas läbi viidud teadustööde tulemusi ning võrreldes sealseid põdrapopulatsioone ning nende elukeskkondasid Eesti kontekstiga, saab aimu, millises võtmes planeeritud teaduslikud uurimistööd võiksid ka siin kasu tuua ning aidata kaasa nii inimese kui põdra jaoks ohutumate teedestruktuuride rajamisel. Samuti, et tuleb arvestada, et ilma ulatuslikumate uurimusteta ei ole arukas võtta ette ressursimahukaid tee-ehitusprojekte – praeguste teadmiste valguses on õigem kasutada väheminvasiivseid õnnetuste vältimise võimalusi.

HABITAT SELECTION AND SPACE USE OF MOOSE IN ANTHROPOGENIC ENVIRONMENT

Aveli Vellerind

SUMMARY

Moose (*Alces alces*) is the biggest species in Estonian forests (Ling 1981). Moose distribution range consists of Eurasian and Northern American temperate forest zone. Moose selects its home range mainly by foraging and sheltering conditions (Randveer 2004).

The abundance of moose in cultivated areas is often greater than in other parts of habitat (Schneider and Wasel 2000), even similar type of forests near human settlements have bigger moose populations than forests in more distinct areas (Schneider and Wasel 2000 *ref.* Bjorge 1996). The proximity of human settlements favours moose abundance by large amount of edge areas where there are large quantities of high quality forage by means of vegetation at its early successional stage but also by decreased mortality as the presence of people scares the natural enemies of moose, whose abundance is also limited by hunting measures in those areas. As moose prefer to feed on bark and shoots, they impose a threat on forestry, mainly on aspen, birch and pine young growths (Jalkanen 2001). At stands where moose damage has already occurred, it was possible to avoid the damage to healthy trees by not cutting the already damaged trees as moose preferred to eat from the already damaged trees. During winter periods, it was possible to guide the distribution of moose by supplementary feeding but placing the feeding stations near young growths (≤ 1 km) most likely increases the risk of damage (Gundersen *et al.* 2004). Forestry as a part of economy can either increase the abundance of moose or it can become a threat to the sustainability of the populations.

Moose, amongst all wild animals is influenced by manmade linear corridors of infrastructure. Roads have a disturbing effect on moose, besides that, roads and other linear structures can be seen as barriers, considering, a barrier in nature doesn't have to be an impenetrable structure (Yahner 1988). Although a road imposes a barrier to moose, traffic accidents with participation of moose are not rare. The possibility of an accident is the most likely at road segments with medium traffic density and speed limit (Seiler 2005).

Roadside landscape conditions are also a contributing factor for moose-related vehicle accidents. Another characteristic that raises the risk of collision is the appearance of roadside salt pools (Leblond *et al.* 2007; Laurian *et al.* 2008). Salt pools form at poorly drained roadside areas where the water and salts used on road during winter accumulate after snowmelt.

To prevent ungulates from crossing highways, roadside fencing has become a common practice. While creating a physical barrier, the natural movements of animals should be considered (Ledec 1987). Fencing may prove to be beneficial if the number of road kills is high opposite to a situation where the number of collisions is low and animals prefer to avoid the road altogether in which case, fencing may inhibit gene flow and increase the bottle-neck-effect. Fencing is beneficial for species only if it helps the populations to last and protects them from the danger of roads and it should be used only if it proves to be the most effective means of conservation at a particular area (Jaeger and Fahrig 2004). To alleviate the negative effects of roads it is possible to create overpasses that allow animals to cross the road structure by bridges or tunnels. Fencing combined with overpasses has decreased moose-vehicle collisions up to 80% (Ward 1982; Jaeger and Fahrig 2004). The frequency of ungulate-related accidents in Estonia has increased four to five times during the last 20 years (Tõnisson 1986; Mardiste 1992; Javois 2008; Internet 1). In 2009 there were 214 moose-vehicle collisions registered (Internet 1).

It results from the thesis, that by observing the results of foreign research and comparing moose populations and their habitats from around the world with Estonian context, it is easier to conclude which kind of research conducted here would bring the most benefit and help to create the safest possible road structures for moose and people. It should also be considered that without excessive research it is not wise to start capital-using road construction projects. In light of present knowledge it's better to use less invasive means to avoid moose-vehicle accidents.

KASUTATUD KIRJANDUS

1. Allen, A.W., P.A. Jordan, and J.W. Terrell. 1987. Habitats suitability index models: Moose, Lake Superior region. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 82
2. Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. *Australian Zoologist* 26
3. Ball, J.P., Nordengren, C., Wallin, K. 2001. Partial migration by large ungulates: characteristics of seasonal moose *Alces alces* ranges in northern Sweden. *Wildlife Biology* 7
4. Bartzke, G. S. 2014. Effects of power lines on moose (*Alces alces*) habitat selection, movements and feeding activity. Doctoral thesis at NTNU 173
5. Base, D., S. Zender. 2003. Game Status and Trend Report. Wildlife Program, Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington, USA
6. Benedick, S., White, T.A., Searle, J. B., Hamer, K. C., Mustaffa, N., Khen, C. V., Mohamed, M., Schiltuizen, M, Hill, J. K. 2007. Impacts of habitat fragmentation on genetic diversity in a tropical forest butterfly on Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 23
7. Bjorge, R. 1996. Recent occupation of the Alberta aspen parkland ecoregion by moose. *Alces* 32
8. Bjørneraas, K., Solberg, E. J., Herfindal, I., Van Moorter, B., Rolandsen, C. M., Tremblay J. P., Skarpe, C., Sæther, B. E., Eriksen, R., Astrup, R. 2011. Moose *Alces alces* habitat use at multiple temporal scales in a human altered landscape. *Wildlife Biology* 17
9. Boguslaw, B., Dorota, M., Premyslaw, S. 2004. Põdra taasasustamise plaan Poolas: peamised eesmärgid ja ülesanded. (Koostas. Kirk, A.). Hiiumaa 2003. aasta sügiskooli materjale. Eesti Ulukid 9. Tallinn: Eesti Terioloogia Selts
10. Cassing, G., Greenberg, L. A., Mikusinski, G. 2006. Moose (*Alces alces*) browsing in young forest stands in central Sweden: A multiscale perspective. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21
11. Cederlund, G. N., Okarma, H. 1988. Home range and habitat use of adult female moose. *The journal of Wildlife Management* 52

12. Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E. 2001. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29
13. Courtois, R., Dussault, C., Potvin, F., Daigle, G. 2002. Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear cut landscapes. *Alces* 38
14. Dussault C, M. Poulin, R. Courtois, and J.-P. Ouellet. 2006. Temporal and spatial distribution of moose-vehicle accidents in the Laurentides Wildlife Reserve Quebec, Canada. *Wildlife Biology* 12
15. Dussault, C., Oullat, J.P., Courtois, R., Huot, J., Breton L., Jolicoeur, H. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* 28
16. Dyer, S.J., O'Neill, J.P., Wasel, M.S, Boutin, S. 2002. Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movement of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 80
17. Euroopa Nõukogu Direktiiv 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta. 1992
18. Fraser, D., Hristienko, H. 1982. Moose-vehicle accidents in Ontario: a repugnant solution? *Wildlife Society Bulletin* 10
19. Grenier, P. 1974. Orignaux tues sur la route dans le pare des Laurentides, Quebec, de 1962 a 1972. *Le Naturaliste Canadien* 101 (prantsuse keeles)
20. Groot Bruinderink, G.W.T.A., Hazebroek, E. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10
21. Gundersen, H., Andreassen, H. P., Storaas, T. 2004. Supplemental feeding of migratory moose *Alces alces*: forest damage at two spatial scales. *Wildlife Biology* 10
22. Henderson, D.W., Warren, R.J., Cromwell, J.A., Hamilton, R.J. 2000. Responses of urban deer to a 50% reduction in local herd density. *Wildlife Society Bulletin* 28
23. Hundertmark, K.J. 1998. Home range, dispersal and migration. *Ecology and Management of the North American Moose*. Edit: Franzmann A.W., Schwartz C.C. Smithsonian Institution Press, Washington, DC
24. Jaeger, J.A.G., Fahrig, L. 2004. Under what conditions do fences reduce the effects of roads on population persistence? *Conservation Biology* 18
25. Jalkanen, A. 2001. The probability of moose damage at the stand level in Southern Finland. *Silva Fennica* 35
26. Javois, J. 2008. Liiklusõnnetused metsloomadega. *Eesti Loodus* 3

27. Jordan, P. A., D. B. Botkin, A. S. Dominski, H. S. Lowendorf, and G. E. Belovsky. 1973. Sodium as a critical nutrient for the moose of Isle Royale. Proceeding of the North American Moose Conference Workshop 9
28. Joyal, R., B. Scherrer. 1978. Summer movements and feeding by moose in western Quebec. Canadian Field-Naturalist 92
29. Joyce, T.L., Mahoney, S.P. 2001. Spatial and temporal distributions of moose–vehicle collisions in Newfoundland. Wildlife Society Bulletin 29
30. Kalén, C. 2005. Deer browsing and impact on forest development. Journal of Sustainable Forestry 21
31. Klein, L. 2010. Loomad ja liiklus Eestis. Käsiraamat konfliktide määratlemiseks ja tehnilised lahendused meetmete rakendamiseks. Maanteeamet
32. Klein, Lauri 2001. Teede ja loomade konfliktisituatsioonid Eestis. Magistritöö. TÜ geograafia instituut
33. Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J. P., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L. 2008b. Behaviour of moose relative to road network. The Journal of Wildlife Management 72
34. Laurian, C., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Poulin, M., Breton, L. 2008. Behavioural Adaptations of Moose to Roadside Salt Pools. The Journal of Wildlife Management vol 72
35. Lavsund, S., Sandegren, F. 1991. Moose-vehicle relations in Sweden: a review. Alces 27
36. Leblond, M., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Poulin, M., Courtois, R., Fortin, J. 2007. Management of Roadside Salt Pools to Reduce Moose-Vehicle Collisions. The Journal of Wildlife Management vol 71
37. Ledec, G. 1987. Effects of Kenya's Bura Irrigation Settlement Project on biological diversity and other conservation concerns. Conservation Biology 1
38. Ling, H. 1981. Pöder. Tallinn: Valgus
39. Lukk, V. 2007. Raadisaatjaga varustatud põdra (*Alces alces*) kodupiirkondade suurused ja iseloomustused, pilootuuring Eestis, bakalaureusetöö. Tartu
40. Maier, J., Hoef, J., McGuire, D., Bowyer, T., Saperstin, L., Maier, H. 2005. Distribution and density of moose in relation to landscape characteristics: effects of scale. Canada
41. Mardiste, M. 1992. Liiklusõnnetused metsloomadega. – Eesti Loodus 43

42. Mathisen, K. M., Milner, J. M., van Beest, F. M., Scarpe, C. 2014. Long-term effects of supplementary feeding of moose on browsing impact at a landscape scale. *Forest Ecology and Management* 314
43. McDonald, A., M., H., Rea, R. V., Hesse, G. 2012. Perceptions of moose-human conflicts in an urban environment. *Alces* vol 48
44. McNigol, J.G., Gilbert, F.F. 1980. Late winter use of upland cutovers by moose. *Journal of Wildlife Management* 44
45. Metslaid, M., Palli, T., Randveer, T., Sims, A., Jõgiste, K., Stanturf, J. A. 2013. The condition of scots pine stands in Lahemaa national park, Estonia 25 years after browsing by moose (*Alces alces*). *Boreal Environment Research* 18
46. Mills, L.S., Allendorf, F.W. 1996. The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology* 10
47. Müller, S., Berthoud, G. 1997. *Fauna/Traffic Safety: Manual for Civil Engineers*. LAVOC, Lausanne, Switzerland
48. Neumann, W., Ericsson, G., Dettki, H., Radeloff, V. C. 2013. Behavioural response to infrastructure of wildlife adapted to natural disturbances. *Landscape and urban planning* 114
49. Nicholson, K. L., Milleret, C., Månsson, J., Sand, H. 2014. Testing the risk of predation hypothesis: the influence of recolonizing wolves on habitat use by moose. *Oecologia* 176
50. Olsson, M., Cox, J. J., Larkin, J.L., Widen, P., Olovsoon, A. 2011. Space and habitat use of moose in southwestern Sweden. *European Journal of Wildlife Research* 57
51. Olsson, M.P.O., Widen, P. 2008. Effects of highway fencing and wildlife crossings on moose *Alces alces* movements and space use in southwestern Sweden. *Wildlife Biology*, 14
52. Oxley, D.J., Fenton, M.B., Carmody, G.R. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11
53. Panichev, A. M., O. Y. U. Zaumyslova, and V. V. Aramilev. 2002. The importance of salt licks and other sources of sodium in the ecology of the Ussuri moose (*Alces alces cameloides*) *Alces Supplement* 2
54. Primack, R. P., Kuresoo, R., Sammul, M. 2008. *Sissejuhatus looduskaitsebioloogiasse*. Tartu: Eesti Loodusfoto, 416 lk
55. Putman, R.J. 1997. Deer and road traffic accidents: options for management. *Journal of Environmental Management*, 51

56. Rail Baltic KSH Vahearuanne Lisa 1. 2014. Üleeuroopaline transpordivõrk (TEN-T)
57. Ralls, k., Ballou, J. D., Templeton, A. 1988. Estimates of lethal equivalents of and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2
58. Randveer, T. 2004. Jahiraamat. Eesti Entsüklopeediakirjastus
59. Randveer, T., Heikkilä, R. 1996. Damage caused by moose (*Alces alces L.*) by bark stripping of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11
60. Remm, K., Luud, A. 2003. Regression and point pattern models of moose distribution in relation to habitat distribution and human influence in Ida-Viru county, Estonia. *Journal of Nature Conservation* 11
61. Romin, L.A., Bissonette, J.A. 1996. Deer–vehicle collisions: status of state monitoring activities and mitigation efforts. *Wildlife Society Bulletin* 24
62. Säde, S. 2004. Twinning rate and foetal sex ratio of moose *Alces alces* in Estonia during low-density and increasing population phases in relation to maternal age. *Wildlife Biology* 10
63. Sæther, B-E., Solberg, E.J., Heim, M. 2003. Effects of altering sex ratio structure in the demography of an isolated moose population. *Journal of Wildlife Management* 67
64. Sahlsten, J., Bunnefeld, N., Månsson, J., Ericsson, G., Bergström, R., Dettki, H. 2010. Can Supplementary feeding be used to redistribute moose *Alces alces*? *Wildlife Biology* 16
65. Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5
66. Schneider, R.R., Wasel, S. 2000. The effect of human settlement on the density of moose in northern Alberta. *The Journal of Wildlife Management* 64
67. Schwabe, K.A., Schuhmann, P.W., Tonkovich, M. 2002. A dynamic exercise in reducing deer–vehicle collisions: management through vehicle mitigation techniques and hunting. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 27
68. Schwartz, C. C., Franzmann, A. V., McCabe, R. E. 2007. Ecology and management of the North American moose
69. Seiler, A. 2005. Predicting locations of moose-vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology* 42
70. Shaffer, M.L., Samson, F.B. 1985. Population size and extinction: a note on demanding critical population sizes. *The American Naturalist* 125

71. Silverberg, J. K., P. J. Pekins, R. A. Robertson. 2003. Moose responses to wildlife viewing and traffic stimuli. *Alces* 39
72. Singh, N. J., Börger, L., Dettki, H., Bunnefeld, N., Ericsson, G. 2012. From migration to nomadism: movement variability in a northern ungulate across its latitudinal range. *Ecological Applications* 22
73. Statistikaameti andmebaas: ulukite loendamine ja kütmine 1991-2010
74. Taylor, R.D., Martin, R.B. 1987. Effects of veterinary fences on wildlife conservation in Zimbabwe. *Journal of Environmental Management* 11
75. Tõnisson, J. 1986. Ulukite hukkimine teedel. Lillenberga, A. jt. Põdra, metskitse ja metsseapopulatsiooni seisund. Lepingulise töö aruanne. Eesti metsamajanduse ja looduskaitse teadusliku uurimise instituut, Tartu
76. Tõnisson, J., Veeroja, R. 2011. Põdraasurkonna seisund ja suunamine Eestis 2010-2011. Keskkonnaministeeriumi Keskkonnateabe keskus
77. Tõnisson, J., Veeroja, R. 2012. Eesti põdraasurkonna seisundist ja uurimisest. Küttemisettepanek 2012. aastaks. Keskkonnateabe Keskus. Ulukiseireosakond
78. Vahter, T., Taimre, P. 2009. Method of evaluation of moose damage in cultivated pine forests of Estonia. *Baltic Forestry* 15
79. Van Beest, F. M., Milner J. M. 2013. Behavioural responses to thermal conditions affect seasonal mass change in a heat-sensitive northern ungulate. *Plos One* 8
80. Van Beest, F. M., Rivrud, I. M., Loe, L. E., Milner, J. M., Mysterud, A. 2011. What determines home range size across spatiotemporal scales in large browsing herbivore. *Journal of Animal Ecology* 80
81. Veeroja, R., Kirk, A., Tilgar, V., Tõnisson, J. 2013. Winter climate, age and population density affect the timing of conception in female moose (*Alces alces*). *Acta Theriologica* 58
82. Veeroja, R., Tilgar, V., Kirk, A., Tõnisson, J. 2008. Climatic effects on life-history traits of moose in Estonia. *Oecologia* 154
83. Wallgren, M., Bergström, R., Bergqvist, B., Olsson, M. 2013. Spatial distribution of browsing and tree damage in young pine forests, with implications for the forest industry. *Forest Ecology and Management* 305
84. Ward, A.L. 1982. Mule deer behaviour in relation to fencing and underpasses on Interstate 80 in Wyoming. *Transportation Research Record* 859
85. Weaver, J.L., Paquet, P.C., and Ruggiero, L.F. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10

86. Weeks, H. P., and J. R. Kirkpatrick. 1976. Adaptations of white-tailed deer to naturally occurring sodium deficiencies. *Journal of Wildlife Management* 40
87. Yahner, R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2

Internetiviited

Internet 1: <http://www.mnt.ee/index.php?id=12514> (06.05.2015)

Internet 2: <https://valitsus.ee/et/sissetulekute-kasvatamine-ja-ettevotluse-arendamine>
(08.05.2015)

Internet 3: <http://www.iucnredlist.org/details/41782/0> (13.05.2015)

Internet 4: <http://www.ejs.ee/ej20151-kuidas-teha-soolakuid-ohutult-turvaliselt-ja-targalt/>
(13.05.2015)

Internet 5: <http://www.mnt.ee/index.php?id=12383> (06.05.2015)

Internet 6: http://novaator.err.ee/v/saated/uudiseid_saatest_oon/ce2d091f-d40b-497a-96b3-c8b6aae3b970 (06.05.2015)

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Aveli Vellerind, annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Põdra elupaigavalik ja ruumikasutus antropogeenses keskkonnas“, mille juhendaja on Marju Keis, reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni; üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

Olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 20.05.2015