



Høgskolen i Hedmark

Høgskolen i Hedmark, Avd. Evenstad

Kristoffer Svendsen

Bachelor oppgave 2016

Rødrevens bevegelsesmønster og habitatbruk i en boreal barskog

Movement and habitat use of red foxes in a boreal conifer forest

Utmarksforvaltning

2016

Samtykker til utlån hos høgskolebiblioteket JA NEI

Samtykker til tilgjengeliggjøring i digitalt arkiv Brage JA NEI

Sammendrag

Rødreven (*Vulpes vulpes*) er en av rovdyrartene med størst geografisk utbredelse. Man kan finne den i en rekke forskjellige habitater verden rundt. Reven er en mellomstor predator og spiller en viktig rolle i økosystemet. Den vil være påvirket av de større rovdyrene, men vil også kunne påvirke de mindre og mellomstore rovdyrene, samtidig som den har en stor effekt på annet småvilt og smågnagere. Etter siste verdenskrig økte rødrevbestanden kraftig i antall. Man antar at denne veksten kan ha skyldtes økt tilgang til slakteavfall og kadaver som følge av en økning i hjorteviltbestanden, og en bedring i næringsforholdene som følge av flatehogst, da dette kan ha gitt økte tettheter av smågnagere. I boreale barskogsområder er næringstilgangen lav sammenliknet med mer produktive og jordbrukspregete områder, og i tillegg vil tilgjengeligheten av byttedyr også variere mellom sesonger. Når snøen er dyp vil reven få problemer med å finne mat og den vil da bruke mer energi for å bevege seg. Slakteavfall og åtsler har vist seg å være viktige næringskilder for reven på vinterstid. Rødreven ser ut til å være en undervurdert art i vilfortvaltningssammenheng, og man antar at den opptrer som en nøkkelart i boreale barskoger, kultur- og jordbrukslandskaper og i bynære områder. Til tross for rødrevens store betydning i økosystemet er denne arten forsket relativt lite på i Skandinavia. Jeg har forsøkt å finne ut hvordan revens leveområder og habitatbruk i Østerdalen varierer mellom individer med ulikt tilbud av habitattyper og ulik grad av menneskelig påvirkning.

Jeg fant at det var stor variasjon mellom individer i leveområdestørrelser estimert med MCP, og at det var stor forskjell i leveområdestørrelser estimert med MCP og 90% kernel. MCP-estimatene var betraktelig større enn 90% kernel. Gjennomsnittlig leveområdestørrelse for MCP var 60,73 km² og 10,15 km² for kernel. Det ser ikke ut til at det er en sammenheng mellom leveområdestørrelser og alder eller kjønn hos revene, da det er stor variasjon mellom voksne og valper, og hanner og hunner. Det er stor variasjon i bruken og tilbudet av habitattypene hos alle individene, men skog var gjennomgående representert med høyest andel av tilgjengelige habitattyper innenfor MCP, etterfulgt av henholdsvis bolignære områder (områder med avstand under 250 m til nærmeste hus), myr, fjell og dyrket mark. Gjennomsnittlig var dyrket mark, skog og bolignære områder benyttet mer enn tilbudet, mens fjell og myr var benyttet mindre enn tilbudet innenfor MCP.

Jeg fant at det var en signifikant forskjell i seleksjon for bolignære områder for 6 av revene, og selv om de resterende 3 ikke hadde en signifikant seleksjon så viste de en preferanse for bolignære områder. Bruken av bolignære områder varierte mellom sesonger mellom dag og natt. I gjennomsnitt var 35% av posisjonene nærmere enn 250 m fra hus om vinteren. En noe høyere andel var nærme hus om sommeren (43%). Forskjellen mellom dag og natt var mer markert, med 31% nærme hus på dagtid og 52% på natten.

Abstract

The red fox is one of the predators with the largest geographical distribution. They are found in a range of different habitats all around the world. The red fox is a mesopredator and plays an important role in the ecosystem. It will be affected by larger predators, but will also affect small to medium sized predators, while simultaneously having a pronounced effect on small game and rodents. After the last world war the population numbers of red foxes increased drastically. One assumes that this growth may be due to increased access of offal and carcasses as a result of an increase in ungulate numbers, and an improvement in nutritional conditions as a result of clear-cutting, which increased the density of rodents. In boreal conifer forests productivity is low compared to areas dominated by agriculture, and in addition, the availability of prey varies between seasons. In deep snow the fox will have problems finding food and will use more energy while moving. Offal and carcasses is an important source of food for foxes in the winter. The importance of the red fox seems to be unrecognized in wildlife management, and one assumes that they act as a keystone species in the boreal conifer forests, cultural- and agricultural landscapes, and in suburban areas. Despite the fox' major importance in the ecosystem, the amount of research focusing on this species in Scandinavia is small. Hence, I have analyzed data on home ranges and habitat use of red foxes in Østerdalen based on GPS-collared animals. I have investigated how their habitat- and range use varies among individuals, and between seasons and time of day.

I found that there was a large variation in 100% MCP home range sizes among individuals, and that there was a large difference between 100% MCP- and 90% kernel home ranges. 100% MCP estimates were considerably larger than the 90% kernel estimates. On average the home range estimates for MCP were 60,73 km² and 10,15 km² for kernel. There was no tendency that range sizes were determined by the age and sex of the foxes, since there was a large variation among adults and juveniles, and between males and females. There was a large variation among individuals both in the use and the availability of habitat types, but forest had the highest availability within the 100% MCPs, followed by residential areas (i.e. closer than 250 m from houses), bogs, open mountains and agricultural land, respectively. On average, the use of agricultural land, forest and suburban areas was higher than the availability, whereas mountains and marshland was used less than the availability.

I found that there was a significant difference in selection for residential areas for 6 of the foxes, and even though the remaining 3 did not show any significant selection they showed tendencies for preference. The use of residential areas differed between seasons and between day and night. On average 35% of the positions were closer than 250 m from houses during the winter. A slightly higher percentage was close to houses during summer (43%). The difference between day and night was more distinct, with 31% close to houses during the day and 52% at night.

Forord

Jeg vil med dette avslutte min bachelorutdanning på Høgskolen i Hedmark hvor jeg har tilbragt mine tre siste år. Det har vært tre spennende og lærerike år, med mange gode minner, bekjenskaper og ikke minst masse ny kunnskap.

Jeg vil benytte anledningen til å takke min veileder til oppgave, Morten Odden, for all hjelp med data, dataanalyser og retting av oppgaven. Jeg vil også takke Kaja Johnsen og Øystein Vaagan for hjelp og informasjon med GIS. En stor takk går ut til venner og familie for støtte gjennom hele denne prosessen og en spesiell takk til Silje Hereid og Mia Valsjø for råd og støtte.

Høgskolen i Hedmark, avd. Evenstad, april 2016

Kristoffer Svendsen

Innholdsfortegnelse

SAMMENDRAG	2
ABSTRACT	4
1. INNLEDNING	8
2. MATERIAL OG METODE	11
2.1 STUDIEOMRÅDET.....	11
2.2 METODE	12
2.3 DATAANALYSE.....	13
3. RESULTATER.....	15
3.1 LEVEOMRÅDESTØRRELSER	15
3.2 HABITATSELEKSJON	15
3.3 ENDRINGER I HABITATBRUK OVER TID.....	19
4. DISKUSJON.....	21
5. LITTERATURLISTE.....	24

1. Innledning

I dag er rødreven (*Vulpes vulpes*) en av de rovdyrene som har størst geografisk utbredelse (Jędrzejewski & Jędrzejewska, 1992). Man kan finne den i en rekke forskjellige habitater, fra arktiske tundraer og tempererte ørkener til tette skoger og byer (Jędrzejewski & Jędrzejewska, 1992). En av grunnene til dette er at reven har en meget god tilpasningsevne, og det kan derfor være vanskelig å gi et klart bilde av hva som er dens foretrukne habitat (Jędrzejewski & Jędrzejewska, 1992). Rødreven er en typisk generalist og en altetende opportunist og den har en diett som varierer med tilgjengeligheten til byttedyr og mellom sesonger (Panzacchi, Linnell, Odden, Odden, & Andersen, 2008). Variasjonen er størst om sommeren da det er større variasjon i tilgjengelig føde for reven (Needham, Odden, Lundstadsveen, & Wegge, 2014). Den vil da kunne utnytte seg av mange forskjellige fødeemner som for eksempel frosk, egg, insekter, planter, bær og frukt (Needham, Odden, Lundstadsveen, & Wegge, 2014). Reven er også den viktigste predatoren på rådyrkje (*Capreolus capreolus*), spesielt i kulturlandskapet (Melis, Nilsen, Panzacchi, & Odden, 2013). På vinterstid utnytter reven i større grad åtsler og slakteavfall, og man antar at det spiller en viktig rolle for vinterevelevelsen til reven (Needham, Odden, Lundstadsveen, & Wegge, 2014). Allikevel er det smånagere som utgjør hoveddietten til reven (Graziella, Laaksonen, Norrdahl, & Korpimäki, 2007).

Etter siste verdenskrig økte rødrevbestanden kraftig i antall. Man antar at denne veksten kan ha skyldtes økt tilgang til slakteavfall og kadaver som følge av en økning i hjorteviltbestanden (Smedshaug & Sonerud, 1997). I tillegg kan det ha vært en bedring i næringsforholdene som følge av flatehogst, da dette kan ha gitt økte tettheter av smånagere (Angelstam, 1992). Mot slutten av 1970-tallet sank imidlertid bestanden kraftig. Jaktstatistikk fra 74/75 viser at det ble felt 67000 rødrev, og til sammenligning ble det i 82/83 kun felt 27000 rødrev (Statistisk Sentralbyrå, 2016). Årsaken til denne nedgangen skyldes i hovedsak utbrudd av reveskabb. Med en høy bestand av rødrev lå forholdene godt til rette for en rask og omfattende spredning av denne parasitten, og man regner med at revbestanden sank med over 50% under denne perioden (Storch, Lindström, & de Jonge, 1990).

Reven spiller en viktig rolle i økosystemet. Som et mellomstort rovdyr vil den være påvirket av de større rovdyrene, men vil også kunne påvirke de mindre og mellomstore rovdyrene

som blant annet mår (*Martes martes*) og fjellrev (*Vulpes lagopus*). Da skabben reduserte revebestanden så økte mårbestanden, noe som kan tyde på at reven regulerte mårbestanden (Storch, Lindström, & de Joung, 1990). Måren er som reven en generalistpredator og de vil kunne ha overlappende næringsnisjer (Storch, Lindström, & de Joung, 1990). Rødreven vil ikke aktivt jakte mår, men den vil kunne jage eller drepe mår hvis de møtes (Storch, Lindström, & de Joung, 1990). Måren vil derfor unngå typisk rødrevhabitat som åpne områder og ungsog (Storch, Lindström, & de Joung, 1990). Det samme har man sett hos fjellreven. Rødreven har økt i antall i fjellområdene og her vil de da ta over hiene, drepe ungene eller jage fjellreven vekk fra hiområdene sine (Direktoratet for naturforvaltning, 2003). En ekspansjon av rødreven opp i fjellet vil derfor kunne ha sterke negative konsekvenser for fjellrevens overlevelse og reproduksjon (Direktoratet for naturforvaltning, 2003). Svingingene i revbestanden følger i mange tilfeller smågnagersvingningene (Elmhagen, Tannerfeldt, & Angerbjörn, 2002). I gode smågnager år vil man få høy reproduksjon som følge av økt næringstilbud. Dette vil være mer synlig i innlandet og nordover hvor næringstilbudet ikke er like stabilt som i lavlandet (Englund, 1965). I dårlige smågnagerår vil derfor rødreven skifte diett over til alternative byttedyr og overføre smågnagersvingningene over på disse artene (Angelstam, Lindström, & Widén, 1984).

Revir og leveområder til reven vil variere med næringstilgang. Man ser at med økende næringstilgang så vil tettheten av rev øke mens leveområdene blir mindre (Trehwella, Harris, & McAllister, 1988). I boreale barskogsområder er næringstilgangen lav sammenliknet med mer produktive og jordbrukspregete områder, og i tillegg vil tilgjengeligheten av byttedyr også variere mellom sesonger. Når snøen er dyp vil reven få problemer med å finne mat, da spesielt smågnagere, og den vil også bruke mer energi for å bevege seg (Lindström & Hörnfeldt, 1994). Slakteavfall og åtsler har vist seg å være viktige næringskilder for reven på vinterstid. Det er forventet at reven vil sulte i år hvor det er dyp snø og tilgjengeligheten av åtsler er lav, noe som vil føre til dårlig reproduksjon og lav kullstørrelse (Selås & Vik, 2006). For å kompensere for dette kan reven trekke mot bolignære områder og benytte seg av husholdingsavfall der dette er tilgjengelig. Studier fra Austmarka viste at 28% av dietten til revene bestod av husholdingsavfall (Lundstadsveen, 2011). Økt andel avfall i dietten nær bebyggelse og byer er dokumentert i andre studier også (Contesse, Heggelin, Bontadina, & Deplazes, 2003).

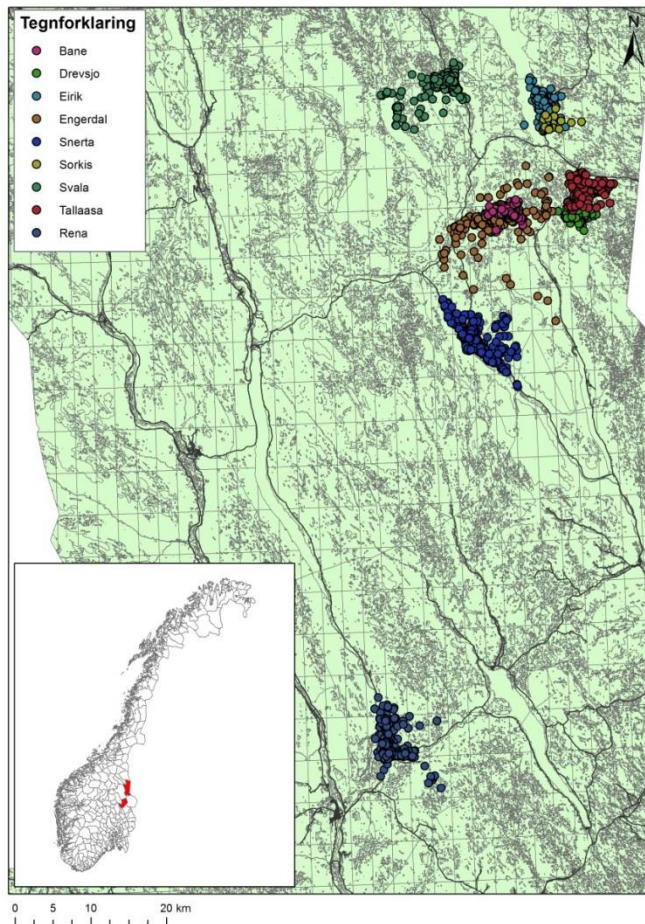
Rødreven ser ut til å være en undervurdert art i vilfortvaltningssammenheng, og man antar at den opptrer som en nøkkelart i boreale barskoger, kultur- og jordbrukslandskaper og i

bynære områder. Til tross for rødrevens store betydning i økosystemet er denne arten forsket relativt lite på, og mye av den tilgjengelig informasjonen om rødrev stammer fra produktive landskapstyper utenfor Skandinavia. En fornuftig forvaltning av denne arten innefor magre barskogområder krever derfor mer informasjon enn det som foreligger i dag. Spesielt er det viktig å få økt forståelse for rødrevens bruk av landskapet, hvor store områder de bruker, hvilke habitater den foretrekker, og hvordan den utnytter ressurser som stammer fra mennesker. Målet med denne undersøkelsen er derfor å gi en økt forståelse av rødrevens bruk av den boreale barskogen. Jeg vil forsøke å finne ut hvordan revens leveområder og habitatbruk varierer mellom individer med ulikt tilbud av habitattyper og ulik grad av menneskelig påvirkning. Jeg vil også undersøke i hvilken grad habitatbruken endrer seg avhengig av sesong og tid på døgnet. For å belyse denne problemstillingen har jeg analysert data fra GPS-merkede rever som ble fanget i Østerdalen i Hedmark i perioden 2011-2016.

2. Material og metode

2.1 Studieområdet

Alle de ni merkede rever som inngikk i denne undersøkelsen ble fanget i Engerdal kommune som ligger i Østerdalen, nordøst i Hedmark fylke. Den østre delen grenser mot Dalarna län i Sverige. Gutulia nasjonalpark, store deler av Femundsmarka nasjonalpark og Femunden ligger i Engerdal (Wikipedia, 2016). Kommunen befinner seg i grenseområdet mellom lavproduktiv boreal skog og alpine fjell, og har variert natur hvor store deler består av skog, vann og våtmark innenfor høyder mellom 472 moh og 1459 moh (Reiso, 2005). I de nordlige delene dominerer furuskog på middels og lav bonitet, mens sørover er marka noe mer produktiv og grandominert (Reiso, 2005). Kommunen har en befolkning på rundt 1400 innbyggere og er spredt bosatt (Wikipedia, 2016). Engerdal har innlandsklima med lite nedbør, kalde vintere og varme somrer (Wikipedia, 2016). Gjennomsnittlig temperatur ligger på ca 20c om sommeren og opptil -40c på vinteren. Bakken er som regel snødekt fra november til mai (Willebrand, Samelius, & Odden, 2016). En rev som ble fanget i Engerdal forflyttet seg til Åmot Kommune. Kommunen befinner seg midt i fylket med grenser mot Rendalen, Trysil, Elverum og Stor-Elvdal. Åmot har en befolkning på ca 4500 innbyggere (Wikipedia, 2016).



Figur 1. Oversiktskart over Norge. Detaljkart over Hedmark fylke.

2.2 Metode

Revene har blitt fanget med gjennomgangsfeller av typen «Värmlandsfällan» i perioden september til april (Tabell 1). Det ble benyttet GPS/GSM halsbånd (215g) på rever >5kg. Unge rever under 5kg ble kun merket med øremerker av typen All-Flex small, som er testet og brukt på fjellrev. Halsbåndene er programert til å falle av etter å ha vært aktiv i 9 måneder, men denne «drop-off-mekanismen» kan også aktiveres eksternt for å sikre at det er nok batteri igjen til å avgi VHF-signaler slik at halsbåndene kan lokaliseres igjen. Under merking ble det også samlet inn data på vekt, kroppsstørrelse, blod og vevsprøver for DNA og isotopanalyser. Alder ble bestemt ved farge og slitasje på tenner.

Totalt 20 rever ble fanget i Hedmark og 17 av disse fikk GPS eller VHF halsbånd, men på grunn av for korte peileperioder ble kun 9 av disse brukt i min undersøkelse (tabell 1). Kravet var at de skulle ha blitt fulgt i minst 1 måned. De resterende dyrene ble enten skutt få dager etter merking eller de ble påsatt VHF-halsbånd. Revene som inngikk i mitt studie

bestod av 5 hanner og 4 hunner, hvorav 5 var voksne, 2 valper (under 1 år) og 2 ukjent alder. Revene har blitt fulgt i ulike perioder siden 2011 og frem til 2016 (tabell 1). GPS-posisjoner ble registrert med intervaller på 4 og 8 timer.

Tabell 1: Oversikt over GPS-merkede rever i Engerdal og Åmot

Navn	Antall posisjoner	Periode	Alder	Kjønn
Bane	152	24.12.2015-09.02.2016	Ukjent	Hann
Drevsjø	179	21.12.2011-24.01.2012	Voksen	Hann
Eirik	193	04.11.2014-11.01.2015	Voksen	Hann
Engerdal	341	30.01.2013-09.06.2013	Voksen	Hunn
Snerta	630	07.02.2013-02.11.2013	Valp	Hunn
Sorkis	59	11.12.2015-29.01.2016	Ukjent	Hann
Svala	350	05.12.2015-09.02.2016	Voksen	Hunn
Tallasa	401	16.11.2015-11.01.2016	Voksen	Hunn
Rena	486	05.12.2011-08.06.2012	Valp	Hann

2.3 Dataanalyse

Et hjemmeområdet ble definert som det område hvor et stasjonært individ normalt oppholder seg og har sine daglige aktiviteter som matsøk og parring (Burt, 1943). Perioder der rever var på utvandring og der de åpenbart ikke hadde etablert seg i et område ble derfor ekskludert. Dette var tilfelle for reven «Rena» (tabell 1) som ble fanget i Engerdal og vandret umiddelbart sørover. Denne reven etablerte sitt revir ved Løpsjøen nær Rena. De andre revene var stabile innenfor sine områder i Engerdal. Jeg brukte GIS-programmet ArcView(v.3.3) til å regne ut leveområdestørrelser med 100% Minimum Convex Polygon (MCP, Mohr 1947) og 90% fixed Kernel (Worten 1989), og til å regne ut areal av

forskjellige habitattyper innenfor leveområdene. MCP ble brukt for å definere yttergrensene for leveområdet til hver enkelt rev. 100% MCP omslutter fullstendig alle GPS-posisjonene ved å koble sammen ytterpunktene slik at det lages et konveks polygon rundt alle punktene. Ulempen med denne metoden er at den kan overestimere størrelsen på leveområdet og at den ikke tar hensyn til i hvor stor grad reven bruker ulike deler av leveområdet (Mohr, 1947). 90% Fixed Kernel ble brukt til å definere det mest brukte området eller «kjerneområdet» til hvert enkelt individ. Kernel metoden er basert på at tettheten av observasjoner avgjør hvilke områder som blir regnet med i leveområdeestimatet. Områder med få observasjoner blir utelukket, og metoden avspeiler dermed mer presist hvilke områder som faktisk blir brukt (Worton, 1989).

Til utarbeiding av tabeller og figurer har jeg brukt Microsoft Excel 2010. G-test ble brukt til å teste om habitat ble selektert, altså om bruk av en habitattype var signifikant forskjellig fra tilbudet. For hvert individ testet jeg om antall plott innenfor og utenfor forskjellige habitattyper var forskjellig fra den forventede fordelingen av plott dersom disse var tilfeldig fordelt innenfor 100% MCP. Habitatkart var basert på digitaliserte 1:50000 topografiske kart fra statens kartverk. Følgende habitattyper ble avgrenset, skog, myr, fjell, dyrket mark og bolignære områder. Den siste ble definert som områder < 250 m fra et bolighus. Manly's standardiserte habitat seleksjonsindeks (Manly, McDonald, Thomas, McDonald, & Erickson, 2002) ble brukt til å uttrykke seleksjon av de ulike habitattypene. Indeksen, $W_i = O_i / \pi_i$, er basert på seleksjonsraten (W), som er andelen av brukt habitat (O) delt på andelen av tilgjengelig habitat (π). Verdier over 1 indikerer preferanse og verdier under 1 indikerer unngåelse av en habitattype. Jeg brukte Generaliserte Lineære Mixed Modeller (GLMM) for å undersøke om revenes bruk av bolignære områder var avhengige av sesong (SES = sommer og vinter) og tid på døgnet (DN = dag og natt). Kun 4 av de 9 merkede revene ble brukt i denne analysen da bare disse hadde data fra både vinter og sommer. Dag ble definert som tiden fra 07:00 til 19:00 og natt 20:00-06:00. For sesong ble vinter definert som perioden fra 10.november til 15.april, og sommer fra 15.april til 10.november. Revenes ID ble inkludert som en tilfeldig faktor. Dataprogrammet R (versjon 3.2.5) ble brukt i alle statistiske analyser.

3. Resultater

3.1 Leveområdestørrelser

Det var stor forskjell i leveområdestørrelse mellom individene, fra 13,32 km² til 231,61 km² for 100% MCP og 1,36 km² til 31,32 km² for 90% kernel (tabell 2). 100% MCP-leveområdene var i gjennomsnitt 61 km² store, altså betydelig større enn 90% kernel «kjerneområdene» som var 10 km² i gjennomsnitt (tabell 2).

Tabell 2: Leveområdestørrelser (km²) for 9 rever fanget i Engerdal kommune, 2011-2016.

Leveområde størrelse i km ²		
Navn	MCP(100%)	Kernel(90%)
Bane	13,32	1,36
Drevsjo	15,61	10,85
Eirik	55,17	5,83
Engerdal	231,61	31,32
Snerta	57,70	10,64
Sorkis	8,82	3,23
Svala	61,50	4,31
Tallaasa	23,72	12,75
Rena	79,14	11,09

3.2 Habitatseleksjon

Skog var den habitattypen som hadde høyeste andel av tilgjengelig habitat innenfor leveområdene (100% MCP), etterfulgt av henholdsvis bolignære områder, myr, fjell og dyrket mark (tabell 3). I gjennomsnitt var andelene av posisjoner innenfor dyrket mark, skog og bolignære områder høyere enn andelene av disse habitattypene innenfor 100% MCP (tabell 3). Et motsatt mønster viste seg for fjell og myr (tabell 3). G-tester viste at alle individene hadde en peileplottfordeling innenfor de fire habitattypene fjell, skog, myr og dyrket mark som var forskjellig fra en forventet plottfordeling med tilfeldig bruk (Tabell 4). Det var imidlertid stor variasjon mellom individene i relativ bruk av disse habitattypene. Manleys seleksjonsindekser viste verdier nær 1 eller over 1 for skog (Tabell 4), noe som innebærer enten preferanse eller ingen seleksjon. Det var svært stor variasjon i

seleksjonsindeks for fjell, myr og dyrket mark, og dette innebærer store individvariasjoner i habitatseleksjon (Figur 2-5).

Bolignære områder ble brukt mer enn tilgjengeligheten hos alle individene (Figur 6), og G-tester viste en signifikant preferanse hos Bane, Eirik, Engerdal, Snerta, Svala og Rena (tabell 5). Det var ingen signifikant seleksjon hos Drevsjø, Tallaasa og Sorkis (tabell 5).

Tabell 3: Gjennomsnittlig andel (%) av habitattyper og fordeling av GPS posisjoner innenfor 100% MCP-leveområder for rødv.

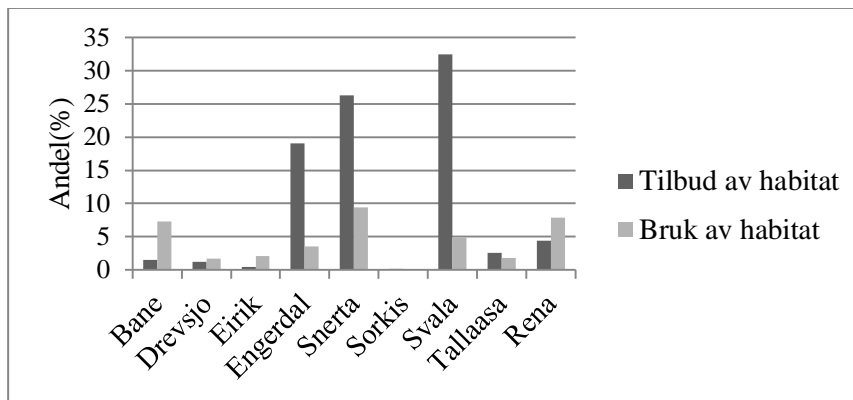
Habitat	MCP		Plott	
	Gj.snitt	SD	Gj.snitt	SD
Fjell	9,79	12,63	4,25	3,25
Dyrket mark	1,91	1,81	5,32	4,35
Myr	13,22	7,01	10,07	8,80
Skog	68,51	14,24	78,53	9,66
Bolignære områder	14,34	6,66	36,31	18,29

Tabell 4: Habitatseleksjon hos rødv: Manlys seleksjonsindekser og resultater fra G-tester for bruk av fjell, skog, myr og dyrket mark for ni forskjellige individer

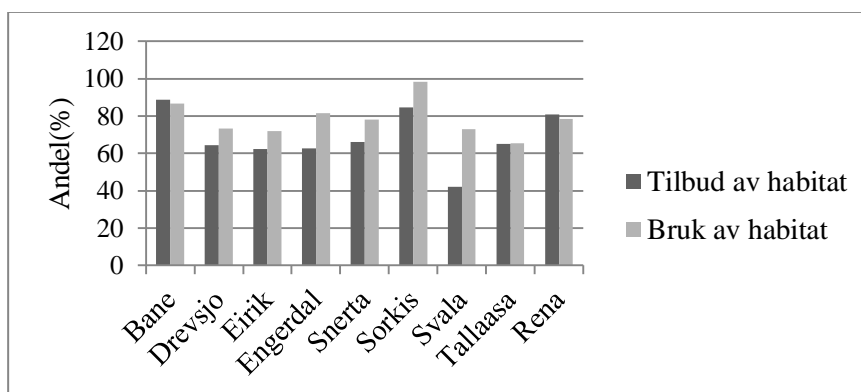
Navn	Manlys seleksjonsindeks				G-verdi	P-verdi
	Fjell	Skog	Myr	Dyrket mark		
Bane	5,50	0,98	0,27	1,50	49,1	<0.001
Drevsjø	1,48	1,13	0,72	0,88	263,9	<0.001
Eirik	3,21	0,93	0,47	6,95	122,7	<0.001
Engerdal	0,18	1,29	0,45	6,19	222,7	<0.001
Snerta	0,35	1,17	0,30	7,12	102,4	<0.001
Sorkis	0,00	12,07	1,49	0,00	29,8	<0.001
Svala	0,14	1,57	1,12	0,00	305,9	<0.001
Tallaasa	0,64	0,91	1,41	0,96	489,3	<0.001
Rena	1,80	0,96	0,93	1,24	357,4	<0.001

Tabell 5: Habitatseleksjon hos rødrev: Manly's seleksjonsindekser og resultater fra G-tester for bruk av bolignære områder (<250m fra hus) for ni forskjellige individer.

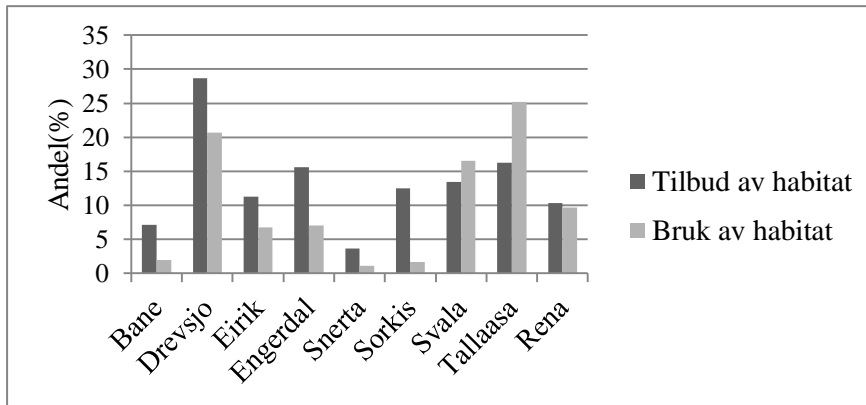
Manly's seleksjonsindeks				
Navn	Bolignære områder	G-verdi	P-verdi	
Bane	2,17	122,7	<0.001	
Drevsjø	1,38	2,9	0.08615	
Eirik	3,79	77	<0.001	
Engerdal	2,19	23,5	<0.001	
Snerta	1,81	125,2	<0.001	
Sorkis	2,00	0,6	0.4165	
Svala	7,53	118,1	<0.001	
Tallaasa	1,15	1	0.3045	
Rena	2,02	48,5	<0.001	



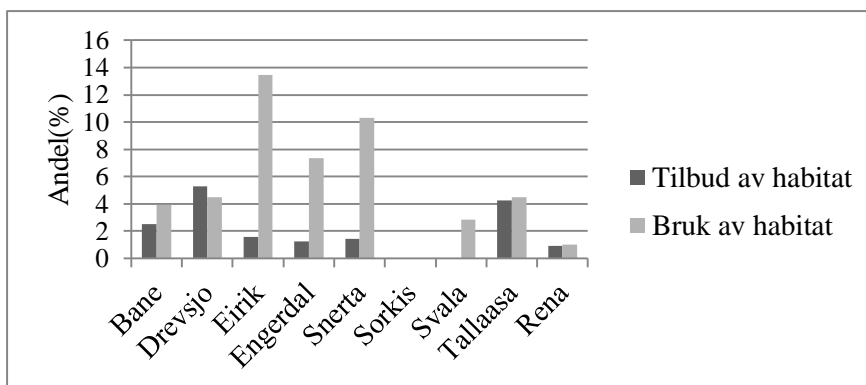
Figur 2. Fordeling av GPS posisjoner(%) innenfor fjellområder (bruk) og andel av denne habitattypen innenfor 100% MCP-leveområder (tilbud) for ni rødrever



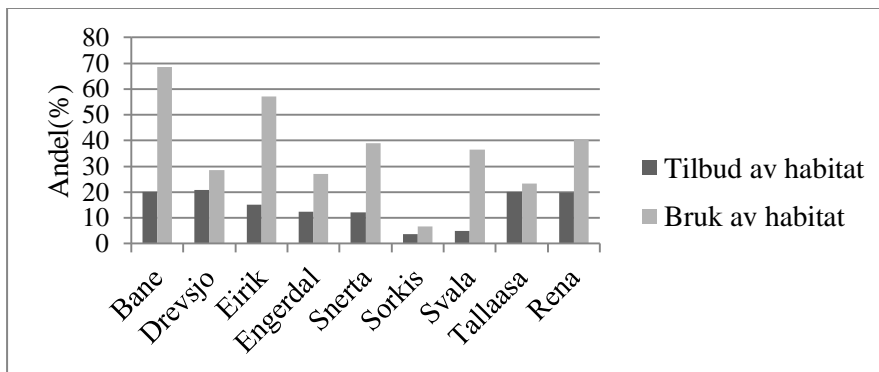
Figur 3. Fordeling av GPS posisjoner(%) innenfor skogområder (bruk) og andel av denne habitattypen innenfor 100% MCP-leveområder (tilbud) for ni rødrever



Figur 4. Fordeling av GPS posisjoner(%) innenfor myrområder (bruk) og andel av denne habitattypen innenfor 100% MCP-leveområder (tilbud) for ni rødreiver



Figur 5. Fordeling av GPS posisjoner(%) innenfor dyrket mark (bruk) og andel av denne habitattypen innenfor 100% MCP-leveområder (tilbud) for ni rødreiver



Figur 6. Fordeling av GPS posisjoner(%) innenfor bolignære områder (bruk) og andel av denne habitattypen innenfor 100% MCP-leveområder (tilbud) for ni rødreiver

3.3 Endringer i habitatbruk over tid

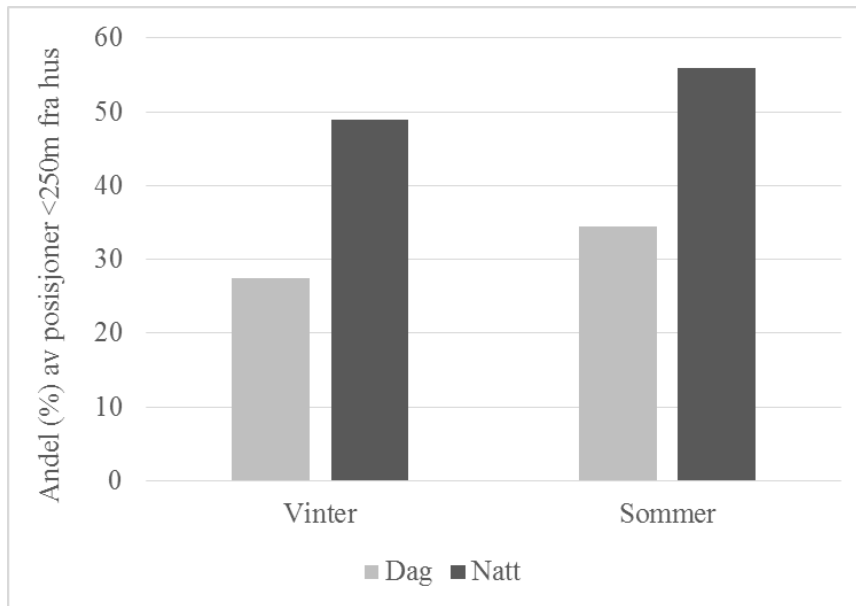
Jeg fant ved bruk av GLM-modeller (tabell 6 og 7) at bruken av bolignære områder mellom sesonger (SES) og tid på døgnet (DN). Den beste modellen, med lavest AIC-verdi inkluderte SES, DN og en interaksjon mellom disse faktorene. Dette betyr at effekten av tid på døgnet er noe forskjellig mellom sesonger. I gjennomsnitt var 35% av posisjonene nærmere enn 250 m fra hus om vinteren. En noe høyere andel var nærme hus om sommeren (43%). Forskjellen mellom dag og natt var mer markert, med 31% nærme hus på dagtid og 52% på natten (Figur 7).

Tabell 6: GLMM-modeller som forklarer variasjon i rødrevers bruk av områder nær bebyggelse (<250m). Forklaringsvariabler var sesong (SES) og tid på døgnet (DN = dag eller natt). AIC = Akaike Information Criterion, Δ AIC= forskjell i AIC-verdi mellom hver enkelt modell og den beste modellen, W = Akaike weight.

Modell	Forklaringsvariabler	AIC	Δ AIC	W
M1	SES + DN + SES*DN	4404,9	0	0,72
M2	SES + DN	4406,9	2	0,27
M3	SES	4479,4	74,5	0,00
M4	DN	4412,7	7,8	0,01
M5	NULL	4486,1	81,2	0,00

Tabell 7: Oppsummering av den beste modellen (M1, Tabell 6) av rødrevers bruk av bolignære områder med parameterestimer (Estimat), standardfeil (SE) og t-verdier. Sesong(SES) er definert som sommer og vinter og tid på døgnet (DN) som dag og natt.

Respons variabel	Predikator variabel	Estimat	SE	t-verdi
Avstand til bebyggelse	Krysningspunkt	6,72	0,23	28,67
	SES	-0,38	0,13	-2,87
	DN	0,67	0,14	-4,68
	SES:DN	0,18	0,09	2,00



Figur 7: Andeler av GPS-posisjoner fra rødre nærmere enn 250 m fra bolighus i henholdsvis vinter, sommer, dag og natt.

4. Diskusjon

Jeg fant at det var stor variasjon i leveområdestørrelser mellom individer og mellom 100% MCP og 90% kernel. Leveområdene estimert med MCP var betraktelig større enn kernelområdene. I tillegg er variasjonen mellom individer ved bruk av MCP større og mer variabel enn den er for kernel. MCP er mer usikker og avhengig av hvorvidt revene foretar utflukter fra «kjerneområdet», og mer variabel på grunn av at det ser ut til å være stor variasjon i hvor ofte hvert individ foretar slike utflukter. Studier viser at Kernel bedre representerer områdene som faktisk blir brukt enn det MCP gjør (Nilsen, Pedersen, & Linnell, 2007).

Det ser ikke ut til at det er en sammenheng mellom leveområdestørrelse, alder og kjønn hos revene, da det er stor variasjon mellom voksne og valper, og hanner og hunner. Det vil være rimelig å anta at unge og uerfarene rever vil ha større områder og vandre mer, men jeg fant ingen tegn til en slik sammenheng. Størrelsen på leveområdene til reven varierer med mattilgangen, og reven har mindre leveområder der det er god mattilgang. Variasjonen i lengden på peilperiodene kunne være en mulig forklaring til variasjonen i leveområdestørrelsene, men heller ikke dette ser ut til å forklare forskjellen jeg observerte i mitt studie.

Gjennomsnittlig var både bruken og tilbudet av skog veldig høy (78% og 68%). Habitatbruk hos rever er ofte relatert til tilgjengeligheten og kvaliteten av mat og skjul (Cavallini & Lovari, 1991; Cagnacci, Meriggi, & Lovari, 2004). Skog kan derfor være en viktig habitattype for reven fordi det kan gi både mat og skjul. Skogområder vil i mange tilfeller også være viktig for reven fordi den bruker skogen mye som hi- og hvileplass (Cavallini & Lovari, 1991; Meia & Weber, 1993; Lucherini & Lovari, 1995). I Sveits fant Weber og Meia (1996) at det var en signifikant preferanse for skogområder til tross for at disse hadde en relativt lav produktivitet og næringstilgang.

Det var stor variasjon mellom revene i bruken av fjell- og myrlandskap, men i gjennomsnitt var bruken lavere enn tilbudet. Noen rever hadde tydelig unngåelse for disse områdene. Unngåelse for myr kan komme av at de ikke er spesielt næringsrike, og at det derfor ikke er verdt å bruke tid og energi på matsøk innenfor disse områdene. Det meste av mine data var innhentet på vinterstid, og revene vil da mest sannsynlig trekke nedover i skogen og dalbotten, spesielt under harde vinterforhold (Selås & Vik, 2006).

Bruken av bolignære områder var gjennomsnittlig høyere enn tilbudet. Jeg fant at det var en signifikant forskjell i seleksjon for bolignære områder for 6 av revene, og selv om de resterende 3 ikke hadde en signifikant seleksjon så viste de ifølge manly's seleksjonsindeks en preferanse for bolignære områder. Ekspansjonen av rødreven de siste 20 årene til folkenære områder som byer og jordbrukslandskaper er godt dokumentert (Harris & Smith, 1987; Panek & Bresinski, 2002; Goldyn, Hromada, Surmacki, & Tryjanowski, 2003; Contesse, Heggelin, Bontadina, & Deplazes, 2003). Forflytningene har ofte vært fra skogområder til mer bebyggende områder hvor de benytter seg av kunstige strukturer til hi- og hvileplasser (Goldyn, Hromada, Surmacki, & Tryjanowski, 2003), og de har begynte å inkludere husholdningsavfall og husdyr i dietten (Goldyn, Hromada, Surmacki, & Tryjanowski, 2003; Contesse et al., 2003; Doncaster, Dickman, & Macdonald, 1990). Tidligere europeiske studier har vist at åtsler og husholdningsavfall er den klart største næringskilden i byer (Contesse et al. 2003, Doncaster et al. 1990). Tilgangen på mat nær bebyggelse der sesongvariasjonen i næringstilgang er lav og forutsigbarheten er høy vil være gunstig for reven ved at det vil redusere tiden og energien som går til matsøk (Contesse et al. 2003). Contesse et al. fant også at andelen av husholdningsavfall og åtsler i dietten var stor igjennom hele året. Til sammenligning fant en undersøkelse gjort i fjellhabitat av Lucherini og Crema (1994) at andelen av avfall og åtsler i dietten viste sesongvariasjoner, og at andelen økte om vinteren. Mange har påpekt at den økende tilgangen og mengden med åtsler og avfall har bidratt til økningen i revbestander i og rundt bolignære områder (Contesse et al, 2003).

Flere studier har også funnet at når populasjonstettheten øker, så synker størrelsen på leveområdene langs en gradient fra naturlig til urbane habitater (Salek, Drahnikova, & Tkadlec, 2014; Trehwella, Harris, & McAllister, 1988). Det ser ut til at bruken av urbane områder kan påvirke adferden og økologien til reven, noe som kan føre til blant annet endringer i sosial struktur, matsøkstrategi og aktivitetsmønster (Salek, Drahnikova, & Tkadlec, 2014). Det er funnet større overlapp mellom leveområder ved bynære områder med høye tettheter av rev (Trehwella, Harris, & McAllister, 1988), samt redusert konkurranse, territoriell adferd og aggresjon (Salek, Drahnikova, & Tkadlec, 2014).

Jeg fant at bruken av bolignære områder hadde en sammenheng med sesong og tid på døgnet. Rødreven er hovedsakelig et nattaktivt dyr, med noe variasjon fra sesong til sesong (Cavallini & Lovari, 1994). Flere studier har rapportert høyere aktivitet om sommeren (Cavallini & Lovari, 1991, 1994; Adkins & Stott, 1998). Til vanlig så vil rødreven tilbringe

mye av tiden på dagen i skjul eller hiplasser (Dudus, Zalewski, Koziol, Jakubiec, & Krol, 2013; Adkins & Stott, 1998). Reven vil foretrekke å være nattaktiv, men kan skifte strategi avhengig av næringstilgang. Det er påvist at rever er mer dagaktive når de spiser insekter og mer nattaktive når de spiser frukt (Cavallini & Lovari, 1994). Flere studier har funnet at menneskelig aktivitet påvirker revens habitatbruk og aktivitetsmønster (Gloor, 2002; Lucherini & Lovari, 1995). Områder med godt skjul var preferert for hvileplasser og bevegelser i daglys, mens områder med menneskelig aktivitet var mest brukt på natten (Lucherini & Lovari, 1995). Rødrev kan være bærer av zoonotiske sykdommer og blir derfor i mange byer jaktet mye på (Dudus et al. 2013; Contesse et al. 2003), noe som medfører sterk seleksjon for evnen til å unngå mennesker (Contesse et al. 2003). I Zurich fant Gloor (2002) at revene ofte brukte områder som kirkegårder og offentlige parker i den første delen av natta når slike steder ble tomme for mennesker, mens de i andre halvdel av natten bevegde seg mot boligområder etter hvert som den menneskelige aktiviteten sank.

I mitt studie har jeg vist en stor variasjon mellom rever i leveområdestørrelser og habitatseleksjon. Dette skyldes trolig at mange faktorer spiller inn på rødrevens områdebruk. En god tilgang på mat året rundt i folkenære områder ser ut til å være en viktig faktor som påvirker revens bruk av sine leveområder. Det er som nevnt gjort relativt lite forskning på habitatbruk og bevegelsesmønster hos rev her i Skandinavia. Og det er derfor viktig med økt fokus på reven og dens rolle i økosystemet her i nord. Spesielt burde det fokuseres mer på revens tilknytning til mennesker og hvilke konsekvenser av dette forholdet på andre arter i økosystemet.

5. Litteraturliste

- Adkins, A., & Stott, P. (1998). Home ranges, movements and habitat associations of red foxes (*Vulpes vulpes*) in suburban Toronto, Ontario, Canada. *Journal of Zoology*, s.335-346.
- Angelstam, P. (1992). Conservation of communities the importance of edges surroundings and landscape mosaic structure. *Ecological Principles of Nature Conservation*, s.9-70.
- Angelstam, P., Lindström, E., & Widén, P. (1984). Role of Predation in Short-Term Population Fluctuations of Some Birds and Mammals in Fennoscandia. *Oecologia*, s.199-208.
- Burt, W. (1943). Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy*, s. 346-352.
- Cagnacci, F., Meriggi, A., & Lovari, S. (2004). Habitat selection by the red fox. *Ethology Ecology & Evolution*, s.103-116.
- Cavallini, P., & Lovari, S. (1991). Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. *Journal of Zoology*, s.323-339.
- Cavallini, P., & Lovari, S. (1994). Home range, habitat selection and activity of the red fox in a Mediterranean coastal ecotone. *Acta Theriologica*, s.279-287.
- Contesse, P., Heggelin, D., Bontadina, F., & Deplazes, P. (2003). The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availability of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. *Mammalian Biology*, s.81-95.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2003). *Handlingsplan for fjellrev*. Direktoratet for naturforvaltning.
- Doncaster, P., Dickman, R., & Macdonald, W. (1990). Feeding ecology of red foxes (*Vulpes vulpes*) in the city of Oxford, England. *Journal of Mammalogy*, s.188-194.

-
- Dudus, L., Zalewski, A., Koziol, O., Jakubiec, Z., & Krol, N. (2013). Habitat selection by two predators in an urban area: The stone marten and red fox in Wrocław (SW Poland). *Mammalian Biology*, s.71-76.
- Elmhagen, B., Tannerfeldt, M., & Angerbjörn, A. (2002). Food-niche overlap between arctic and red foxes. *NRC Research Press*, s.1274-1285.
- Englund, J. (1965). Studies on food ecology of the red fox (*Vulpes v.*) in Sweden. *Svenska Jägareförbundet.*, s.377-485.
- Gloor, S. (2002). *The Rise of Urban Foxes (Vulpes vulpes) in Switzerland and Ecological and Parasitological Aspects of a Fox Population in the Recently Colonised City of Zurich(Dissertation thesis)*. Zurich: University of Zurich.
- Goldyn, B., Hromada, M., Surmacki, A., & Tryjanowski, P. (2003). Habitat use and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in an agricultural landscape in Poland. *European Journal of Wildlife Research*, s.191-200.
- Graziella, L., Laaksonen, T., Norrdahl, K., & Korpimäki, E. (2007). Variation in the diet composition of a generalist predator, the red fox, in relation to season and density of main prey. *Acta Oecologica*, s.276-281.
- Harris, S., & Smith, C. (1987). Demography of two urban fox (*Vulpes vulpes*) populations. *Journal of Applied Ecology*, s.75-86.
- Jędrzejewski, W., & Jędrzejewska, B. (1992). Foraging and diet of the red fox *Vulpes vulpes* in relation to variable food resources in Biatowieza National Park, Poland. *Ecography* 15, s.212-220.
- Lindström, E., & Hörnfeldt, B. (1994). Vole Cycles, Snow Depth and Fox Predation. *Nordic Society Oikos*, s.156-160.
- Lucherini, M., & Crema, G. (1994). Seasonal variation in diet and trophic niche of the red fox in an Alpine habitat. *Mammalian Biology*, s.1-8.
- Lucherini, M., & Lovari, S. (1995). Habitat use and ranging behaviour of the red fox (*Vulpes vulpes*) in a Mediterranean rural area: is shelter availability a key factor? *Journal of Zoology*, s.577-591.

- Lundstadsveen, S. (2011). *Rødrevens (Vulpes vulpes) vinterdiett: en sammenlikning mellom skog-og landbruksdominert landskap i sørøst Norge*. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap.
- Manly, B., Mcdonald, L., Thomas, D., Mcdonald, T., & Erickson, W. (2002). *Resource Selection By Animals, Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Meia, J., & Weber, J. (1993). Choice of resting sites by female foxes *Vulpes vulpes* in a mountainous habitat. *Acta Theriologica*, s.81-91.
- Melis, C., Nilsen, E., Panzacchi, M. L., & Odden, J. (2013). Roe deer face competing risks between predators along a gradient in abundance. *Ecosphere*, s.1-12.
- Mohr, C. (1947). Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *The American Midland Naturalist*, s.223-249.
- Needham, R., Odden, M., Lundstadsveen, S. K., & Wegge, P. (2014). Seasonal diets of red foxes in a boreal forest with a dense population of moose: the importance of winter scavenging. *Acta Theriologica*, s.391-398.
- Nilsen, E., Pedersen, S., & Linnell, J. (2007). Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *The Ecological Society of Japan*, s.635-639.
- Panek, M., & Bresinski, W. (2002). Red fox *Vulpes vulpes* density and habitat use in a rural area of western Poland in the end of 1990s, compared with the turn of 1970s. *Acta Theriologica*, s.433-442.
- Panzacchi, M., Linnell, J., Odden, J., Odden, M., & Andersen, R. (2008). When a generalist becomes a specialist: patterns of red fox predation on roe deer fawns under contrasting conditions. *Canadian Journal of Zoology*, s.116-126.
- Reiso, S. (2005). *Kartlegging og verdivurdering av naturtyper og biologisk mangfold i Engerdal kommune*. Oslo: BioFokus.

-
- Salek, M., Drahnikova, L., & Tkadlec, E. (2014). Changes in home range sizes and population densities of carnivore species along the natural to urban habitat gradient. *Mammal Review*, s.1-14.
- Selås, V., & Vik, J. O. (2006). Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897–1976. *Journal of Zoology*, s.299-308.
- Smedshaug, C., & Sonerud, G. (1997). *Rovdyr, åtsler og predasjon på småvilt*. Ås: Institutt for biologi og naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole.
- Statistisk Sentralbyrå. (2016). Retrieved from SSB.no: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectout/ShowTable.asp?FileformatId=2&Queryfile=2016312172144366684508UtbytteJakt&PLanguage=0&MainTable=UtbytteJakt&potsize=1>
- Statistisk Sentralbyrå. (2016). Retrieved from ssb.no: <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selectout/ShowTable.asp?FileformatId=2&Queryfile=2016312172516346684508UtbytteJakt&PLanguage=0&MainTable=UtbytteJakt&potsize=1>
- Storch, I., Lindström, E., & de Jonge, J. (1990). Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox. *Acta Theriologica*, s.311-320.
- Trewhella, W., Harris, S., & McAllister, F. (1988). Dispersal Distance, Home-Range Size and Population Density in the Red Fox (*Vulpes vulpes*): A. *Journal of Applied Ecology*, s.423-434.
- Weber, J., & Meia, J. (1996). Habitat use by the red fox *Vulpes vulpes* in a mountainous area. *Ethology Ecology & Evolution*, s.223-232.
- Wikipedia. (2016). *Engerdal*. Retrieved from Wikipedia.no: <https://no.wikipedia.org/wiki/Engerdal>
- Wikipedia. (2016). *Åmot*. Retrieved from Wikipedia: <https://no.wikipedia.org/wiki/%C3%85mot>

Willebrand, T., Samelius, G., & Odden, M. Ø. (2016). *Research Project. Red fox - here there and everywhere*. Evenstad: Upublisert.

Worton, B. (1989). Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology*, s.164-168.