

Forekomst av pattedyr i ravinedalen ved Storler

Overvåking av viltaktiviteten med hovedvekt på hjortevilt sommeren og høsten 2016

Sigbjørn Stokke og Christer M. Rolandsen

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Forekomst av pattedyr i ravinedalen ved Storler

Overvåking av viltaktiviteten med hovedvekt på hjortevilt
sommeren og høsten 2016

Sigbjørn Stokke
Christer M. Rolandsen

Stokke, S., Rolandsen, C. M., 2016. Forekomst av pattedyr i ravin-
nedalen ved Storler - Overvåking av viltaktiviteten med hovedvekt
på hjortevilt sommeren og høsten 2016 - NINA Kortrapport 40. 16
s.

Trondheim, desember 2016

ISSN: 2464-2797

ISBN: 978-82-426-2985-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Morten Kjørstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Morten Kjørstad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Terminalen entreprenør

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

Øyvind Antonsen

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Øyvind Antonsen

NØKKELOD

Storler, Trondheim kommune, Rødrev, *Vulpes vulpes*, Grevling,
Meles meles, Elg, *Alces alces*, Rådyr, *Capreolus capreolus*, Over-
våkingsrapport, Viltkamera, Vilttrekk

KEY WORDS

Storler, Trondheim municipality, Red fox, *Vulpes vulpes*, Badger,
Meles meles, Moose, *Alces alces*, Roe deer, *Capreolus capreolus*,
Monitoring report, Camera trap, Migration

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

FakkElgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Stokke, S., Rolandsen, C., 2016. Forekomst av pattedyr i ravinedalen ved Storler - Overvåking av viltaktiviteten med hovedvekt på hjortevilt sommeren og høsten 2016 – NINA Kortrapport 40. 16 s.

I forbindelse med at Rambøll på oppdrag fra Terminalen entreprenør AS skal utarbeide forslag til en reguleringsplan for et massedeponi ved Storler i Trondheim, ble NINA forespurt om å gi faglige bidrag vedrørende pattedyraktiviteten i planområdet. I denne rapporten presenterer vi resultatet fra denne overvåkingen hvor vi anvendte 8 viltkamera og registrering av sportegn i prøveflater (plott).

Overvåkingen foregikk i tidsrommet 1. juli 2016 - 7. november 2016. Det ble satt opp 6 viltkamera innenfor grensene for planområdet, ett kamera i grenseovergangen mot arealer utenfor og ett kamera utenfor. Fra 1. juli - 2. september var kameraene innstilt til å ta ett bilde hvert 5 minutt og i tillegg 3 bilder i rekkefølge dersom bevegelsessensoren ble trigget (infrarød teknologi muliggjør at bilder tas selv om det er mørkt). I perioden 2. september - 7. november tok kameraene ett bilde hver time med unntak for de mørkeste timene om natta. I tillegg ble det lagt ut 76 plott i selve ravinedalen hvor vi registrerte dyremøkk og andre sportegn som beitegrad, senger, klauvavtrykk og dyrestier.

Med hjelp av viltkameraene ble det gjort 382 observasjoner av pattedyr og følgende dyrearter ble registrert: elg, hjort, rådyr, rev og grevling. I tillegg ble det registrert en meget begrenset menneskelig aktivitet i planområdet. Antallet observasjoner av pattedyr kan i utgangspunktet synes stort, men mange av disse observasjonene var gjentatte registreringer av de samme individene. Det synes derfor ikke å ha vært noen større utveksling av hjorteviltindivider i området i løpet av studietiden. Analysen av bildematerialet foreslår at det var en begrenset aktivitet i selve ravinedalen mens aktiviteten ved kameraet som sto i ryddebeltet under kraftlinja i grenseområdet mot planområdet var vesentlig større.

I plottene ble det registrert kun en møkkhaug fra hjortevilt og få andre sportegn, noe som antyder at det i løpet av studietiden var liten aktivitet av hjortevilt i selve ravinedalen. Den samme tendensen ble registrert av kameraene. Sett under ett tyder resultatene på at det var liten aktivitet i selve ravinedalen, men vesentlig mer aktivitet i randsonen ved kraftlinja. Menneskelig aktivitet synes ikke å kunne forklare den begrensede aktiviteten i ravinedalen da mennesker knapt ble registrert i dalen. Imidlertid kan man ikke se bort ifra at anleggsvirksomheten ved ravinen kan ha hatt en effekt. Den mest nærliggende forklaringen er sannsynligvis uttaket av hogstmoden skog i 2015 som medførte at skjul forsvant og at feltsjiktet er svært dominert av vassarve. Tilbudet av beiteplanter for hjortevilt er dermed begrenset.

Vi kan hverken bekrefte eller avkrefte om det er trekkaktivitet av hjortevilt via leinstrandkorridoren. I studieperioden var det lite som tydet på at det var noen betydelig utveksling av dyr etter som de samme dyreindividene ble registrert gjentatte ganger på bilder fra alle kameraene. Det utelukker imidlertid ikke at det kan foregå trekk i området. Vi kunne ikke identifisere alle dyr som ble avfotografert, og det kan godt være at de dyrene vi observerte hadde tilhold i studieområdet en stund for deretter å trekke til andre områder. Fra andre studier av trekk hos hjortevilt i Norge er det kjent at de lengste trekkdistansene om høsten er knyttet til snøfall og snødybde, noe som ikke inntraff i studieperioden. For å oppnå mer data som kan gi relevant informasjon vedrørende trekkaktiviteten i området kreves en lengre studieperiode og antagelig bruk av flere metoder enn hva som var mulig i denne studien.

Sigbjørn Stokke og Christer M. Rolandsen, Norsk Institutt for Naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim. Sigbjorn.stokke@nina.no, Christer.rolandsen@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	4
Forord	5
1 Innledning	6
2 Metodikk	7
2.1.1 Teknisk tilnærming og feltarbeid.....	7
2.1.1.1 Viltkamera	7
2.1.1.2 Møkketaksering og andre sportegn	8
2.1.2 Databehandling, analyser og statistikk	8
3 Resultater	10
3.1.1 Kameraovervåkingen	10
3.1.2 Plottregistreringene.....	12
4 Diskusjon	13
5 Referanser	15
6 Vedlegg	16

Forord

NINA ble kontaktet av Rambøll i forbindelse med en reguleringsplan for området ved Storler i Trondheim kommune. Utgangspunktet for reguleringsplanen er behov for massedeponi ved utbygging av E6 og andre store utbyggingsprosjekter i og rundt Trondheim de kommende årene. Grunneiere og utbyggere ønsker å bruke et ravineområde ved Storler til oppfylling av overskuddsmasser. Rambøll har oppdraget med å utarbeide forslag til reguleringsplan og har henvendt seg til NINA for faglig bidrag vedrørende viltovervåking og vilttrekkaktivitet i planområdet. I denne rapporten redegjør vi for viltovervåkingsprosjektet som vi gjennomførte i planområdet sommeren og høsten 2016.

Trondheim, 30. november 2016

Sigbjørn Stokke



Elgokse og ku (bakerst) ved kamera «Ier5»

1 Innledning

Rambøll har fra Terminalen entreprenør AS fått i oppdrag å utarbeide forslag til reguleringsplan for et massedeponi ved Storler i Trondheim kommune og har i den forbindelse henvendt seg til NINA for faglige bidrag vedrørende viltovervåking i planområdet.

Planområdet ligger i en overgangssone mellom sørboreal og boreonemoral sone i en svak oseanisk seksjon (Moen 1999). Berggrunnen i området er middels rik med grønnstein og glimmerskifer som er dekket av tykke havavsetninger i form av marin leire. Ravinedalen var opprinnelig lite påvirket av menneskelige forstyrrelser og hadde potensiale for rødlistede arter, men i løpet av 2015 ble brorparten av hogstmoden skog tatt ut og dette endret områdets karakter i betydelig grad spesielt med hensyn til biologisk mangfold. Området var før hogsten karakterisert av en del eldre bar- og løvtrær som i tidens løp hadde medført at det var en god del død ved som lå omkring bekkesystemene.

Ravineområdet i Lersmarka er innesluttet i den sentrale delen av Leinstrandkorridoren som forbinder bymarka med områdene mot Vassfjellet. I utgangspunktet antok man at ravineområdet var et skjermet tilholdssted (en stepping stone) hvor skjul og nødvendige ressurser var tilgjengelig for viltet under trekk gjennom et mer åpent kulturlandskap (Thingstad & Daverdin 2012). I tillegg er det påpekt at en velfungerende viltkorridor for hjortevilt innebærer at den er attraktiv for mange andre arter også. Imidlertid foreligger det lite informasjon om områdets funksjon som viltkorridor og tilholdssted for hjortevilt per dags dato.

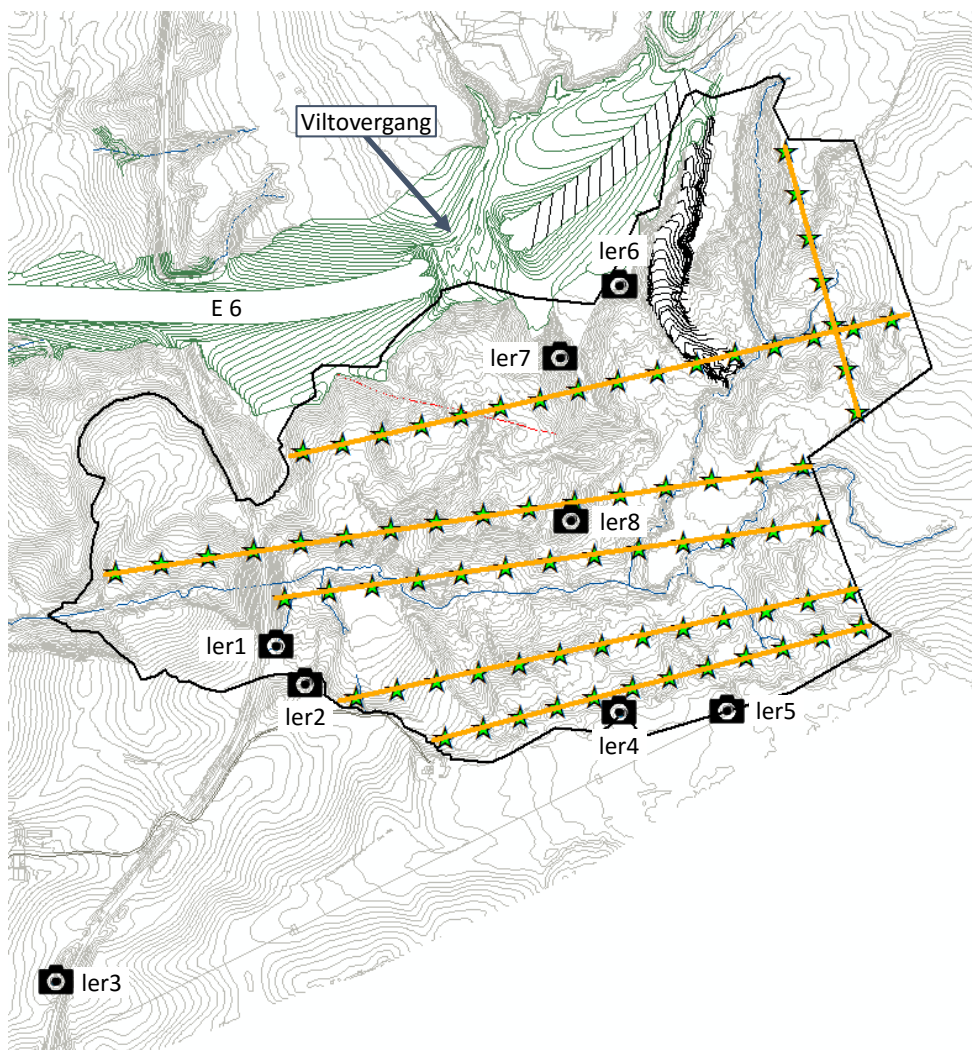
I den gjeldende reguleringsplanen for oppgradering av E6 er hensynet til vilt og trekk søkt ivare tatt med en viltovergang som er tenkt å opprettholde forbindelse mellom bymarka og Vassfjellet. I denne sammenhengen anses viltovergangen å bli en funksjonell del av Leinstrandkorridoren. Planområdet for massedeponiet grenser mot viltovergangens østende og den endelige utformingen av planområdet får derved betydning for viltets muligheter for tilhold og forflytning i området. Økologiske effekter av en eventuell igjennfylling og påfølgende restaurering av planområdet ligger utenfor rammene for denne rapporten.

I denne rapporten har vi vurdert pattedyrforekomsten i ravineområdet som det foreligger i dag, med hovedvekt på hjortevilt og sett i lys av viltkorridoren mellom bymarka ved Leinstrand og Vassfjellet.

2 Metodikk

2.1.1 Teknisk tilnærming og feltarbeid

For å få mer informasjon omkring forekomst av hjortevilt og andre større pattedyr i og ved ravin- nedalen anvendte vi to tilnærminger. Først satte vi opp åtte viltkamera (Figur 1) som enten kunne utløses med bevegelsessensorer, etter forhåndsdefinerte tidsintervaller, eller som en kombinasjon av disse mulighetene. I tillegg gjennomførte vi en møkktaksering, noe som er en vanlig metode for å estimere forekomst og tetthet av hjortevilt (Skarin & Hörnell-Willebrand 2011). Møkktaksering, og registrering av andre spor tegn fra hjortevilt, ble gjort i 76 plott i planområdet, jevnt fordelt langs 6 vilkårlig utplasserte transektlinjer innenfor planområdet (Figur 1).



Figur 1. Kart over planområdet som viser kameraposisjonene og transektlinjene (1 til 6 regnet nedenfra). Grønne stjerner langs transektlinjene viser utlagte registreringsplott. Planområdets plassering i forhold til gjeldende reguleringsplan for oppgradering av E6, inklusive viltovergang, er inntegnet på figuren.

2.1.1.1 Viltkamera

Før vi utplasserte kameraene gjennomførte vi en befaring sammen med personale fra Rambøll og en representant for grunneierne. Det er alltid nyttig å ha med folk som er lokalkjente og som kjenner til viltet i nærområdet. Vi anvendte kamera av type Reconyx PC900. Denne kameratypen kan forhåndsinnstilles til å ta et gitt antall bilder per døgn etter gitte tidsintervaller. I tillegg responderer kameraene på bevegelse innenfor en sektor foran kameraet og tar et predefinert antall

bilder, med frekvens på 2 bilder per sekund, ved triggering av bevegelsessensoren. Sensitiviteten for bevegelse vil avhenge av størrelsen til objektet som utløser kameraet og avstanden til objektet. Kameraene skifter til infrarød modus når det er for lite lys til å ta fargebilder og kan derfor registrere pattedyr og andre varme objekter som er innenfor bildesektoren etter mørkets frambrudd. Informasjon som kameraene lagrer hver gang et bilde blir tatt er bildenummer og tidspunkt i timer, minutter og sekunder samt dato. Vi anvendte 8 kameraer i denne studien.

I den første perioden av studietiden, mellom 1. juli 2016 og 2. september 2016, tok kameraene et bilde hvert femte minutt hele døgnet samt at de ble utløst av bevegelse foran kameraene. I den resterende perioden til og med 7. november 2016 ble ingen bilder tatt om natten samt at bildefrekvensen var redusert til ett bilde per time. Denne reduksjonen ble gjort for å holde bildematerialet innenfor rimelige grenser slik at materialet kunne analyseres i løpet av den korte tidsrammen prosjektet hadde. Til sammen ble det tatt 164 381 bilder i løpet av studieperioden.

Kameraene ble utplassert for å gi mest mulig informasjon om eventuelle bevegelser og arealbruk i tid og rom (Figur 1). Kamera «ler5» dekket ryddebeltet under en kraftlinje og inkluderte areal som delvis er utenfor planområdet. Et kamera (ler3) ble plassert et stykke utenfor planområdet i et område hvor elg ofte har blitt observert av grunneiere. Vi slo ned påler som kameraene ble montert på og justerte helningsvinkel og retning for å få med mest mulig informasjon fra området som det enkelte kameraet dekket. På baksiden av hver påle, og godt synlig, ble det festet en plastlaminert informasjonsplakat som opplyste om hvem som eide kameraene og hensikten med utplasseringen. Vi gjorde en enkel identifisering av habitattypene som hvert kamera dekket; 1) oreskog med lauvkratt i åpne områder, 2) kornåker, 3) åpent hogstfelt med mye vassarve i bunnsjiktet, 4) lauvkratt i kraftlinje og 5) hogstflate med noe vassarve i bunnsjiktet og lauvtreklynger. I løpet av studieperioden ble kameraene besøkt 4 ganger for å kontrollere at de fungerte etter intensjonen samtidig som minnebrikkene ble tømt for informasjon. All informasjon ble lagret på to eksterne datadisker for videre behandling og analyse.

2.1.1.2 Møkketaksering og andre sportegn

I ravineområdet ble alle 76 plottkoordinater lokalisert og gjennomløst for å registrere møkkhauger og andre sportegn som klauvavtrykk, senger og beitegrad. For å sikre kvalitet og kontinuitet i registreringene ble alle plottsentra markert med en trepinne (40 cm lang med diameter 2 cm). En flaggstangsnor med lengde 5 meter ble festet til pinnen med en omkringsluttende løkke slik at vi kunne gripe snorenden og gå rundt plottsentret og opprettholde konstant avstand fra sirkelsenteret. Ved å gå 3 runder rundt senteret med radiusene 5.0, 3.3 og 1.6 meter (markert med knuter på snora) samt sjekke senteret kunne vi gjennomløse plotet for møkkhauger. I tillegg kontrollerte vi for klauvavtrykk og senger samt at vi estimerte beitegrad. Beitegraden ble visuelt anslått til en prosentandel av tilgjengelig beite innenfor plotet. Feltarbeidet ble gjennomført i tidsrommet fra 30. august til 8. september. Registrerte data ble overført til en database for videre analyser.

2.1.2 Databehandling, analyser og statistikk

For å registrere dyr som var avbildet av kameraene bladde vi hurtig igjennom bildene i den rekkefølgen som de var avfotografert med i hvert enkelt kamera. I og med at de aller fleste bildene ikke viser noen pattedyr gir de et statisk inntrykk og oppleves uendret fra bilde til bilde. En plutselig endring vil derfor oppfattes av det menneskelige øye. På denne måten gikk vi gjennom hele bildematerialet og registrerte bildenummer, dato og tidspunkt for avfotografering av alle pattedyr. Dataene ble lagret i en database for videre behandling.

Materialet ble brukt til å framstille antall observasjoner per art fordelt på kjønn og aldersklasse. Dette ble gjort for det totale materialet samt fordelt per kamera. Ettersom noen bilder viser samme individ(er) i påfølgende bildesekvenser kunne vi beregne en indeks for relativ oppholdstid foran hvert enkelt kamera. Vi regnet om tidspunkter fra timer, minutter og sekunder til desimaltimer for denne analysen. Dette ble gjort i forhold til hvor stor andel påfølgende bilder av

samme individer utgjorde av det totale bildematerialet. I tillegg så vi på aktivitetsmønstrene til elg og rådyr som utgjorde storparten av observasjonene. Ved å se på frekvensfordelingen for besøkstidene ved kameraene observerte vi en tydelig redusert aktivitet rundt klokken 16.00. Vi delte derfor inn besøkstidene til morgen og kveld ved å splitte datamengden i to bolker; 1) inntil klokken 16.00 og 2) fra og med klokken 16.00. Vi regnet om tidspunktene fra timer, minutter og sekunder til desimaltimer ved denne analysen.

Fordi kameraene viser ulike habitater innenfor studieområdet kan vi argumentere for at hvert enkelt bilde representerer en resurs som enten ble utnyttet (bilde av dyr) eller ikke (ingen dyr på bilde). Vi kan derfor betrakte dette som et ressursseleksjonsproblem der en resurs ble selektert for eller imot (Manly mfl. 1995). Forutsetningene for å kunne anvende en slik tilnærming er at andelen av tilgjengelige ressurser (alle bilder) i hver kategori er kjent og at en vilkårlig andel av brukte ressurser er innsamlet (bilder med dyr). Dersom dette er tilfelle kan en standardisert seleksjonsfunksjon estimeres. Denne funksjonen angir sannsynligheten for at en resurs vil bli den neste som velges dersom det var mulig å gjøre alle ressurser like tilgjengelige (Manly mfl. 1995). Standardiserte seleksjonsfunksjonsratioer er derfor en behendig tilnærming for å estimere hvordan dyr anvender og bruker ulike områder og habitater.

Graden av seleksjon angis som en verdi mellom 0 og 1, hvor 1 angir at ressursen alltid velges. En annen viktig fordel med Manly's tilnærming er at ressursindeksene forblir uendret dersom ressurser fjernes eller legges til. For å bestemme seleksjonstendensen (for, mot eller nøytral) beregnet vi Bonferroni konfidensgrensene for øvre og nedre grenseverdi av andelen av brukte ressurser og sammenlignet med tilgjengelige proporsjoner (Byers mfl. 1984). Nullhypotesen for seleksjonsgrad og tendens er ingen seleksjon og testes med en chi-square test. Dersom chi-square verdien er signifikant stor når testet mot prosentpunktene til chi-squarefordelingen indikerer dette et avvik fra nullhypotesen.

Vi anvendte ikke noen spesielle statistiske tilnærminger for å analysere informasjonen fra plottene, annet en enkel deskriptiv statistikk. Grunnen til det er at vi fant svært lite møkk og andre spor i plottene, noe som gir lite informasjon og derfor begrenset behov for statistiske analyser i denne sammenhengen.

Vi anvendte Visual FoxPro 9.0 SP2 som database og til å utføre beregningene for plottregistreringene. Vi skrev to programmer som beregnet 1) seleksjonsindeksene og 2) dyrenes tidsbruk over tid foran kameraene. Vi brukte IBM SPSS Statistics 23 til grafikk og de resterende analyser.

3 Resultater

3.1.1 Kameraovervåkingen

I løpet av studieperioden 1. juli 2016 – 7. november 2016 (129 dager) ble det gjort 382 observasjoner med følgende artsfordeling: 177 elg, 179 rådyr, 12 hjort, 2 rev, 1 grevling og 8 observasjoner hvor artsidentifisering var usikker. I tillegg ble mennesker observert 3 ganger (Vedlegg 1). Det betyr i snitt omtrent 3 observasjoner per dag i studieperioden. I denne og følgende framstillinger er det ikke tatt hensyn til hvorvidt samme individer ble observert flere ganger. Ett bilde av ett individ er alltid en observasjon.

Dersom vi ser på fordelingen mellom kameraene (habitattypene) ser vi at habitattype 4 ble visitert mange flere ganger enn noen av de andre habitattypene. Kamera «ler5» registrerte 170 observasjoner mot 58 for kamera «ler1» som kom nærmest i observasjonsfrekvens. Desidert færrest observasjoner ble gjort i området som kamera «ler3» dekket. Flest arter ble observert i området som kamera «ler6» dekket (Tabell 1).

Tabell 1. Antall registrerte observasjoner per art habitattype og kamera i løpet av tidsperioden. Habitattyper: 1) oreskog med lauvkratt i åpne områder, 2) kornåker, 3) åpent hogstfelt med mye vassarve i bunnsjiktet, 4) lauvkratt i kraftlinje og 5) hogstflate med noe vassarve i bunnsjiktet og lauvtreklynger.

Kamera	Habitattype	Art	Registrert	Total pr kamera
ler1	1	Elg	8	58
		Rådyr	49	
		Ukjent	1	
ler2	1	Elg	11	31
		Hjort	1	
		Rådyr	19	
ler3	2	Elg	2	3
		Rådyr	1	
ler4	3	Elg	5	13
		Rådyr	7	
		Ukjent	1	
ler5	4	Elg	115	170
		Hjort	11	
		Menneske	2	
		Rådyr	39	
		Ukjent	3	
ler6	3	Elg	11	45
		Grevling	1	
		Menneske	1	
		Rev	2	
		Rådyr	27	
		Ukjent	3	
ler7	3	Elg	13	26
		Rådyr	13	
ler8	5	Elg	12	36
		Rådyr	24	

I tabell 2 viser vi seleksjonsindeksene som er basert på de enkelte kameraenes bildeandel i forhold til bilder som viser dyr. Vi ser at habitatet som kamera «ler5» sto i ble signifikant selektert for fremfor alle andre habitater som ble selektert mot (alle er signifikant). Seleksjonsindeksen for «ler5» var 0.8, noe som er 13 ganger høyere enn den nest største indeksen for kamera «ler8». Tilsvarende var indeksen for habitatet rundt kamera «ler5» 471 ganger større enn indeksen for åkerlandskapet ved kamera «ler3», som hadde den desidert minste indeksen av alle kameralokasjonene.

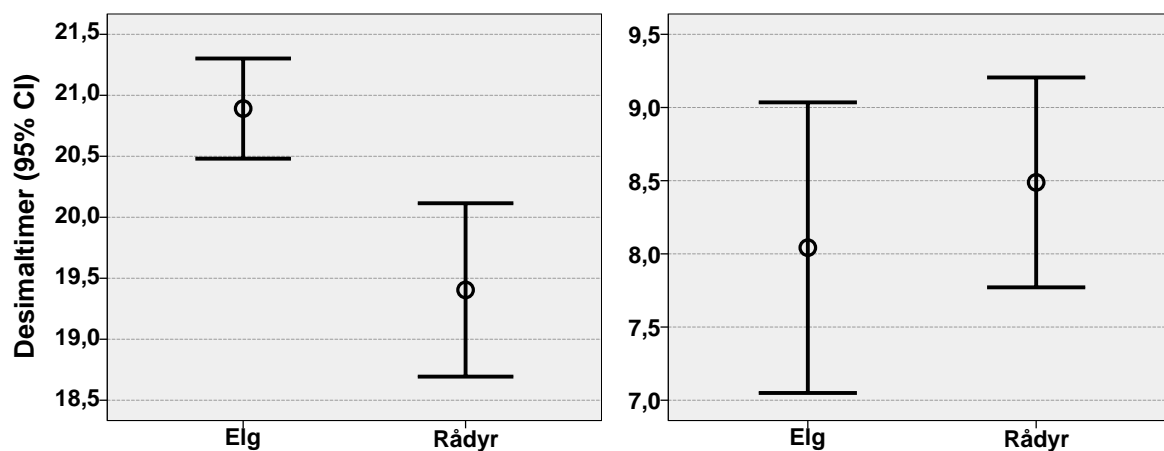
Tabell 2. Fordelingen av antall bilder i forhold til bilder med dyr (andel registreringer) og tilhørende seleksjonsindekser. I tillegg er Bonferroni konfidensnivåene vist med tilhørende chi-square verdier, seleksjonstendens og signifikansnivå.

Kamera	Andel bilder	Andel registreringer	Seleksjonsindeks	Bonferroni konfidensnivå		Chi-square	Seleksjon	Signifikant
				Nedre	Øvre			
ler1	0.1144	0.0216	0.0249	0.0148	0.0284	290.972	Mot	Ja
ler2	0.1647	0.0523	0.0419	0.0419	0.0627	314.386	Mot	Ja
ler3	0.1179	0.0015	0.0017	-0.0003	0.0033	445.965	Mot	Ja
ler4	0.1184	0.0199	0.0222	0.0134	0.0264	318.148	Mot	Ja
ler5	0.1332	0.8057	0.7978	0.7872	0.8242	13408.1	For	Ja
ler6	0.1171	0.0348	0.0392	0.0262	0.0434	224.241	Mot	Ja
ler7	0.1171	0.0117	0.0132	0.0067	0.0167	367.819	Mot	Ja
ler8	0.1172	0.0526	0.0592	0.0421	0.0631	138.067	Mot	Ja

Når vi ser på den relative oppholdstiden for dyr som besøkte kamerasonene ser vi at kamera «ler5» ble mest besøkt (Tabell 3: one-sample Kolmogorov-Smirnov test; gjennomsnitt = 0.0171, sd = 0.039, $p < 0.001$). Den relative oppholdstiden i habitatet ved kamera «ler5» var 8 ganger lengre enn oppholdstiden ved kamera «ler8», og mange ganger lengre sammenlignet med alle de andre kamerasonene.

Tabell 3. Dyrenes relative oppholdstid (desimaltimer) per kamerasone.

Kamera	Total oppholdstid	Relativ oppholdstid
ler1	3.9185	0.0050
ler2	0.6700	0.0003
ler3	0.0125	0.0000
ler4	0.7333	0.0002
ler5	21.7706	0.1135
ler6	8.1196	0.0039
ler7	1.0043	0.0003
ler8	14.1939	0.0138



Figur 2. Tidspunkter for elg- og rådyraktivitet registrert om ettermiddagen (til venstre) og morgenen (til høyre). Tidsskalaen er angitt i desimaltimer.

For å se nærmere på hvordan elg og rådyr brukte området gjennom døgnet så vi på besøkstidene ved kameraene om morgen og kveld (før og etter klokken 16.00). Om kvelden var det en klar tendens til at rådyrene, som dukket opp omkring 19.30, kom før elgene som normalt først viste seg ved 21.00 tiden (Figur 2: Mann-Whitney; $U = 1020$, $p = 0.001$). Derimot var det ingen forskjell mellom aktivitetsmønsteret til elg og rådyr om morgenen når begge dukket opp mellom 08.00 og 08.30 (Figur 2: Mann-Whitney; $U = 4203$, $p = 0.341$).

3.1.2 Plottregistreringene

Plottene dekket et areal tilsvarende 4646 m². Den dominerende habitattypen (43 %) i plottene var hogstflate med noe bringebær og lauvkratt og et feltsjikt dominert av vassarve. Deretter kom gran og lauskog (25 %), andre blandingstyper (14 %), åker/innmark (10 %) og plantefelt 8 %. Det ble registrert lite spor etter dyreaktivitet i plottene. Det ble funnet 0.01 elgmøkk og 0.2 spor i form av dyresenger, klauvavtrykk eller dyrestier per plott. Spor av beite (først og fremst elgbeite på busker og trær) ble registrert i 19 plott, som tilsvarer at beite hadde forekommet i 25 % av plottene. Det gjennomsnittlige beitetrykket, i form av uttatt beite av tilgjengelig beite (i plott med registrert beite), var som følger: selje 40 %, rogn 35 %, bjørk 13 %, or 3 % og bringebær 5 %.



Hjørtebukk ved kamera «Ier5»

4 Diskusjon

Bruk av viltkamera for å dokumentere forekomst og til dels arealbruk hos ville dyr øker (Odden 2016). Slike kamera har gjennomgått en rivende utvikling og i dag er bruksmulighetene mange og bildekvaliteten er god. Men det er ikke problemfritt å anvende kameraene til slike studier. For å få en god dokumentasjon kreves ofte et omfattende bildemateriale som kan bli svært arbeidskrevende rent analytisk og lagringsmessig. I denne studien ble bildematerialet forholdsvis stort og det var arbeidskrevende å gå igjennom alle datafilene. Et annet problem var at det til tider var umulig å se noe som helst på en del bilder på grunn av dugg og/eller motlys. Det kan derfor tenkes at noen dyr som var innenfor kamerasektoren ikke ble registrert. Det er også sannsynlig at dette problemet ikke var jamt fordelt mellom kameraene ettersom mikroklima og orienteringsretning av kameraene varierte.

Fra 1. juli 2016 - 7. november 2016 (129 dager) ble det gjort 382 registreringer av dyr i dekningssonen til de 8 viltkameraene, noe som tilsvarer omtrent 3 registreringer daglig. Dette kan i utgangspunktet virke som en god del dyr, men det er god grunn til å anta at mange av disse observasjonene var av de samme individene. For eksempel er det 3 elgokser som lett lar seg gjenkjenne ved gjentatte besøk ved stort sett alle kameraene gjennom hele studieperioden (spesielt ved «ler5» og «ler8»). Det samme kan sies om et par elgkyr som var lett identifiserbare på grunn av sære mønster i pelsen. Når det gjelder rådyr var det vanskeligere å gjenkjenne individer fordi de er langt mindre og bildene gjengir derfor i mindre grad detaljer og karaktertrekk som kan anvendes som identifikasjon med mindre de er avbildet på kort hold. Men bukker med gevir kan lettere gjenkjennes og vi antar at to bukker ofte ble avbildet. Gjentatte besøk på samme lokalitet av rågeit med to kje tyder også på at det er snakk om samme individer. Generelt kan det være grunn til å anta at det er de samme individene man ser når de dukker opp til omtrent samme tid på de samme lokalitetene dag etter dag. Det er derfor lite som tyder på at det var noe jevnt og betydelig tilsig av nye individer i løpet av overvåkingsperioden. Det ble heller ikke gjort mer enn 3 observasjoner ved kamera «ler3», som var plassert i et område hvor vi hadde fått rapportert at det foregikk trekkaktivitet. Å gi et eksakt tall på antall ulike individer som ble observert i løpet av studietiden er umulig.

En annen utfordring med bruk av viltkamera til slike analyser er ulik arealdekning som medfører at sannsynligheten for at et dyr blir fanget opp på et bilde blir ulik mellom kameraene. I vår studie dekket kamera «ler5» et mye mindre areal enn kameraene «ler3», «ler4», «ler6» og «ler7». Det kan bety at forskjellen mellom de beregnede seleksjonsindeksene for disse kameraene egentlig er større i favør av «ler5» enn selve analysen tilsier. Motsatt dekket «ler2» og «ler8» noe mindre areal enn «ler5», noe som skulle tilsi en tilsvarende mindre forskjell mellom seleksjonsindeksene enn analysen tilsier.

Det var kamera «ler5» som registrerte desidert flest observasjoner og hele 45 % av observasjonene ble gjort ved denne lokaliteten. Dette kameraet inkluderer areal som delvis er utenfor planområdet. Seleksjonsanalysen foreslår også at «ler5» ble klart selektert for, mens alle de andre lokalitetene ble selektert imot. Dette inntrykket understøttes videre av at den relative oppholdstiden ved «ler5» var vesentlig lengre enn ved noen av de andre lokalitetene. I denne sammenhengen var det interessant at rådyrene dukket opp tidligere på kvelden enn elgen (19.30 versus 21.00), men at det ikke var noen forskjell på aktivitetsmønsteret om morgenen da begge artene dukket opp ved 08.00 – 08.30 tiden. Tilsvarende foreslår informasjonen fra plottene, som alle lå i selve ravinedalen, at det var liten aktivitet der. I ravinedalen ble 25 % av plottene beitet og beitettrykket lå mellom 3 og 40 % for alle beiteplanter. Mens vi her fant en beiteprosent for selje og rogn på omkring 35-40 %, viser andre beitetakseringer i Trondheim et beitetrykk på 80-90 % for ROS-artene (Rogn, osp og selje) (Haugen & Huseby 2007, Haugen & Huseby 2010). Dette kan tyde på at selve ravinedalen, slik forholdene er nå, er relativt lite brukt i forhold til området ved «ler5» og hva som ellers er vanlig for skogsområder i Trondheim (Solberg & Rolandsen 2015).

Den lave aktiviteten i selve ravedalen kan neppe tilskrives lokal menneskelig aktivitet i og med at kameraene knapt registrerte ferdsel i området. Da er det mer nærliggende å anta at uttaket av produktiv skog i 2015 har hatt betydning for dyrenes bruk av området. En svakhet ved undersøkelsen er at vi ikke har kunnskap om hjorteviltets bruk av området før hogsten i 2015. Mye av feltsjiktet i hogstflatene er nå dekket av matter med vassarve, og tilbyr relativt lite attraktivt beite for hjortevilt. Man kan heller ikke utelukke at den store anleggsvirksomheten på vestsiden av ravedalen kan ha innflytelse på dyrenes anvendelse av området. Kamera «ler5» sto plassert i rydebeltet under en kraftlinje hvor det er attraktivt beite for hjortevilt, og dette området var også mer brukt enn de andre. Dessuten kan dyrene på østsiden av kraftlinja gå skjult i skog og skogparseller, med unntak av for en strekning på ca. 350 meter, dersom de vil forflytte seg til større skogsområder mot Vassfjellet. Disse faktorene kan bidra til å forklare seleksjonen for området ved kamera «ler5».

I hvilken grad området benyttes av hjortevilt for sesongtrekk mellom bymarka og Vassfjellområdet kan vi hverken avkrefte eller bekrefte. Tilsvarende er det begrenset hva vår studie kan si i forhold til hvordan området fungerer som en del av Leinstrandkorridoren, som av Trondheim kommune omtales som en økologisk korridor (Anonym 2016). For å bedre avdekke slike forhold kreves det at området overvåkes over lengre tid og over større områder. Aller helst flere år, og ikke minst i forhold til den planlagte viltovergangen på E6 sør for Sandmoen (<https://miljopakken.no/prosjekter/e6-trondheim-melhus>) og eventuelt andre planlagte infrastrukturinngrep. Kunnskap om hjorteviltets sesongvandringer og spredningsmønster over større områder kan dessuten best oppnås ved å følge radiomerkede individer over en eller flere sesonger. Slike studier har vist at sesongtrekk primært skjer når snøen legger seg, men at utvandring hos ungdyr synes å skje til andre tider på året og særlig sommers tid (Se f.eks. Rolandsen mfl. 2010). For å få bedre kunnskap om bevegelsesmønsteret og trekkaktiviteten hos elg og andre pattedyr i området kreves derfor en langt bredere tilnærming i tid og rom enn det som var mulig i denne studien.



Rådyrgeit ved kamera «ler5»

5 Referanser

- Anonym. 2016. Grønn strek for en trygg framtid. Kommuneplanmelding om byutvikling: Langsiktig vern av jordbruksareal og økologiske korridorer. Bystyret 18.02.2016. Trondheim kommune. s.
- Byers, C. R., Steinhorst, R. K. & Krausman, P. R. 1984. Clarification of a Technique for Analysis of Utilization-Availability Data. - *The Journal of Wildlife Management* 48: 1050-1053.
- Haugen, M. & Huseby, H. 2007. Elgbeitetaksering i Trondheim kommune — overvåkingstakst 2007. Trondheim kommune, Rapport nr. TM 2007/05. s.
- Haugen, M. & Huseby, H. 2010. Elgbeitetaksering i Trondheim kommune — overvåkingstakst 2010. Trondheim kommune Rapport nr. TM 2010/5. s.
- Manly, B., McDonald, L. & Thomas, D. 1995. Resource selection by animals - Statistical design and analysis for field studies. - Chapman & Hall, London.
- Moen, A. 1999. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. - Norges geografiske oppmåling, [Hønefoss].
- Odden, J. 2016. Viltovervåking med viltkamera – Framdriftsrapport 2015. NINA Kortrapport 21. 35s.
- Rolandsen, C. M., Solberg, E. J., Bjørneraas, K., Heim, M., Van Moorter, B., Herfindal, I., Garel, M., Pedersen, P. H., Sæther, B. E., Lykkja, O. & Os, Ø. 2010. Elgundersøkelsene i Nord-Trøndelag, Bindal og Rissa 2005 - 2010 - Sluttrapport. NINA Rapport 588. 142 s.
- Skarin, A. & Hörnell-Willebrand, M. 2011. Spillningsinventering - En metodbeskrivning av datainsamling och analys för att studera renens habitatval i relation till vindkraftutbyggnader. Rapport 6459. Naturvårdsverkets.
- Solberg, E. J. & Rolandsen, C. M. 2015. Bestandsutvikling og avskytning av elg innenfor Trondheim storviltvald – Evaluering av bestandskondisjon og måloppnåelse i planperioden 2010-2014. NINA Rapport 1134. 25 s.
- Thingstad, P. G. & Daverdin, M. 2012. Viltområdekartlegging i Trondheim kommune. . NTNU Vitenskapsmuseet. Zoologisk Notat 3. 40 s.

6 Vedlegg

Vedlegg 1. Totalantall av observasjoner fordelt på art inndelt etter kategori (alder og kjønn).

Art	Kategori	Total
Elg	Okse	75
Elg	Ku	57
Elg	Ukjent	44
Elg	Kalv	1
Rådyr	Bukk	9
Rådyr	Geit	46
Rådyr	Ukjent	87
Rådyr	Kje	37
Hjort	Bukk	9
Hjort	Hind	1
Hjort	Ukjent	2
Rev	Ukjent	2
Grevling	Ukjent	1
Ukjent	Ukjent	8
Menneske	Ukjent	3
Totalt		382

ISSN: 2464-2797
ISBN: 978-82-426-2985-2

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger