

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



FORORD

Med denne oppgaven avslutter jeg min mastergrad i naturforvaltning ved Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for naturforvaltning. Oppgaven er finansiert av Statens Vegvesen Vegdirektoratet, Fylkesmannen i Oslo og Akershus og Direktoratet for naturforvaltning, og inngår som en del av et etterundersøkelsesprosjekt vedrørende vilttiltak i regi av Statens Vegvesen Vegdirektoratet. Gjennomføringen av oppgaven har vært en lærerik prosess og jeg er takknemlig for alle innspill jeg har fått underveis.

Først og fremst vil jeg takke min veileder Olav Hjeljord for god hjelp med planlegging og gjennomføring av feltarbeidet og for verdifulle kommentarer i løpet av skriveprosessen, samt Ronny Steen og Katrine Eldegard for god veiledning når de statistiske analysene bød på utfordringer. Jeg vil også spesielt få takke Winge Våpen, vår leverandør av viltkamera, og Dag Arild Karlsen ved samme firma for en enestående innsats i forbindelse med innkjøp, oppsetting og opplæring i bruk av viltkameraene. Ronny Steen var også behjelpelig med kamerautstyr i den første fasen av undersøkelsen. Bjørn Iuell (Vegdirektoratet), Frode Nordang Bye (Statens Vegvesen), Asle Stokkereit (Fylkesmannen i Oslo og Akershus), Ole Roer (Faun Naturforvaltning) og Siri Guldseth (Statens Vegvesen), fortjener takk for innspill i planleggingsfasen, og Siri Guldseth spesielt for sin rolle som ”fadder” innenfor Statens Vegvesen.

Takk til Jo Trygve Lyngved og Guro Oudenstad Strætkvern for mange fine dager i felt, og spesielt til Guro for godt samarbeid underveis i skriveprosessen. Jeg vil også takke Astrid Haavik og Jorunn Ospedal Vallestad for kommentarer til oppgaven, og mine søsken Carina Marlen og Alf Nicklas Kristiansen for deres innsats som feltassistenter. Endelig vil jeg få rette en stor takk til min kjære Thomas Sørensen for en uvurderlig innsats som feltassistent og støttespiller i skriveprosessen.

Universitetet for miljø- og biovitenskap

Ås, 01. juli 2010

Victoria Marie Kristiansen

SAMMENDRAG

Viltets bruk av ulike over- og underganger er lite kjent i Norge, og spesielt er kunnskapen om de mindre viltartene begrenset. Vi benyttet kameraovervåkning og sporregistreringer på sand for å undersøke bruken av 21 over- og underganger langs fire hovedveger på Østlandet, med fokus på rådyr (*Capreolus capreolus*), rødrev (*Vulpes vulpes*), grevling (*Meles meles*) og hare (*Lepus timidus*). De tre sistnevnte ble vurdert som en gruppe kalt småvilt. Vi vurderte artenes bruk av konvensjonelle og tilrettelagte passasjer, faktorer som påvirket krysningsfrekvensen og metodenes egnethet for overvåkning av passasjer. Totalt observerte vi 678 individer med kameraene og registrerte 657 spor på sandstripene. Alle artene benyttet både konvensjonelle og tilrettelagte passasjer, hvorav overganger, underganger og kulverter, men rådyr hadde den høyeste krysningsfrekvensen. Rådyrets aktivitet var større om høsten enn om vinteren.

Åpenhet og bredde påvirket rådyrets krysningsfrekvens i passasjene med sporregistreringer, mens landskapet påvirket krysningsfrekvensen i passasjene med kameraovervåkning. Verken utforming eller landskap hadde betydning for de mindre viltartenes bruk av passasjene. Den menneskelige forstyrrelsen i passasjene hadde heller ingen påviselig effekt for verken rådyr eller småvilt. Begge artsgrupper benyttet den smale overgangen oftere enn den brede, og underganger ble brukt i større grad enn overganger. Begge overvåkningsmetodene var effektive, men i framtidige undersøkelser bør sporing på sand unngås i passasjer med høy grad av menneskelig ferdsel og stor viltaktivitet. Ved bruk av overvåkningskameraer er plasseringen i passasjen avgjørende for deres effektivitet. Planleggingen av nye over- og underganger må gjøres i et helhetsperspektiv, for å unngå at godt tilrettelagte passasjer mister sin verdi som følge av framtidig arealbruk eller menneskelig aktivitet. Resultatene er diskutert i forhold til materialstørrelse, forstyrrende variabler, ulik vilttetthet og ulik grad av tilvenning hos artene.

ABSTRACT

The use of different over- and underpasses by wildlife is little known in Norway, and the knowledge of smaller wildlife species is especially limited. We used camera surveillance and track counts on sand beds to investigate the use of 21 highway over- and underpasses along four main roads in the eastern part of Norway, with focus on roe deer (*Capreolus capreolus*), red fox (*Vulpes vulpes*), badger (*Meles meles*) and hare (*Lepus timidus*). The red fox, badger and hare were considered as one group called small game species. We evaluated the species use of conventional and wildlife crossing structures, factors influencing the crossing frequency, and the suitability of the methods used for monitoring passages. We observed 678 individuals with the cameras and counted 657 tracks on the sand beds. All species used both conventional and wildlife crossing structures, some overpasses, underpasses and culverts, but roe deer had the highest crossing frequency. Roe deer activity was higher during autumn than in winter. The passages openness and width affected the crossing frequency by roe deer in the passages monitored with track counts, while the landscape affected the frequency in the passages monitored with cameras. Neither passage construction nor landscape attributes affected the use of passages by smaller wildlife species. Human disturbance in the passages did not affect the use of neither roe deer nor the smaller game species. Both species groups used the narrow overpass more often than the wide one, and underpasses were used to a higher degree than overpasses. Both monitoring methods were effective, but in future investigations the track counts should be avoided in crossing structures with a high degree of human disturbance or wildlife activity. When using camera surveillance the placement inside the passages is of great importance for its efficiency as a monitoring method. Planning of new over- and underpasses needs to be done in a wide perspective, to avoid good wildlife passages losing their value as crossing structures because of future human disturbance and use of the area. Results are discussed in relation to size of material, disturbing variables, game density and adaptation of different species.

INNHOOLD

INNLEDNING	1
METODE	4
Studieområde	4
Datainnsamling	6
Databearbeiding	12
Statistiske analyser	13
RESULTATER	17
Kartlegging av bruk i de enkelte passasjene.....	17
Vurdering av metodene	18
Viltets bruk i forhold til utforming og landskap	19
Sammenlikning av over- og underganger ved kameraovervåkning	22
Viltets bruk av passasjene i forhold til forstyrrelse	23
Variasjon i bruk mellom måneder hos rådyr	25
Vurdering av enkeltpassasjer	26
DISKUSJON	28
Viltets bruk av passasjene.....	28
Metodesammenlikning	28
Hva påvirker viltets bruk av passasjene?.....	29
Utforming.....	29
Landskap og habitat	32
Forstyrrelse	33
Variasjon i bruk mellom måneder hos rådyr	34
Vurdering av enkeltpassasjer	34
KONKLUSJON	35
LITTERATUR	37
VEDLEGG	

INNLEDNING

Infrastruktur med veger og jernbane beslaglegger store arealer verden over. Bare i Norge utgjorde det offentlige vegnettet 93 247 kilometer i 2009 (Statistisk Sentralbyrå 2009). I tillegg finnes det mer enn 100 000 kilometer private veger og skogsbilveger i landet vårt (Iuell 2005). Ifølge Stortingsmelding nr. 21 (2004-2005) har Norge et nasjonalt mål om å opprettholde en høy standard på vegnettet, samtidig som sikkerheten skal ivaretas (Miljøverndepartementet 2009). Dette vil trolig føre til en ytterligere utbygging og oppgradering av det eksisterende vegnettet i framtida.

De viktigste økologiske effektene av veger og trafikk er tap av arealer og fragmentering av leveområder som følge av vegens barriereeffekt for viltets vandring (Bennet 1991, Forman m. fl. 2003). Barriereeffekten varierer fra art til art i henhold til diett, habitatkrav og vandringsmønstre (van Wieren & Worm 2001, Olsson 2007), og vil blant annet ha sammenheng med vegens trafikkvolum, hastighet og bredde (Bennet 1991, Forman & Alexander 1998, Forman m. fl. 2003). Støy, forurensing og økt menneskelig aktivitet langs trafikkårene påvirker arealer langt utenfor selve vegbanen og forsterker barriereeffekten ytterligere ved at viltet unngår disse områdene (Iuell 2005, Jaeger m. fl. 2005). Økt faunadødelighet som følge av biltrafikk kan ha spesielt stor innvirkning på lokale populasjoner (van der Zee m. fl. 1992, Clarke m. fl. 1998), og enkelte arter trues også av utryddelse (Ferrerias m. fl. 1992, Foster & Humphrey 1995). Vilt påkjørsler er således en stor utfordring både i viltforvaltningen og innenfor trafikksektoren (Groot-Bruinderink & Hazebroek 1996, Forman & Alexander 1998).

Ved iverksetting av tiltak er det som regel trafikantenes sikkerhet som står i fokus og de er derfor i stor grad rettet mot hjortevilt, siden disse er involvert i de alvorligste trafikkulykkene (Forman & Alexander 1998, Seiler 2003). Eksempelvis er reflektorer, lyd, lukstoffer, siktrydding og skilting utprøvde tiltak med varierende suksess (Putman 1997, Forman m. fl. 2003, Iuell 2005, May m. fl. 2007). Bruk av viltgjerder har derimot redusert antall trafikkulykker betraktelig (Clevenger m. fl. 2001a, Olsson m. fl. 2008, Solberg m. fl. 2009), også for mindre viltarter (Seiler 2003), men som eneste tiltak representerer de en enda større barriere for viltet enn vegen i seg selv (Bennet 1991). I et forsøk på å begrense barriereeffekten av veger og viltgjerder har det derfor blitt etablert såkalte faunapassasjer, spesielt tilrettelagt for vilt, over store deler av verden (se f.eks Forman m. fl. 2003, Iuell 2005,

Bond & Jones 2008). De senere årene har også vegbroer og tunneler opprinnelig tiltenkt andre formål blitt framhevet som verdifulle krysningsalternativer for ulike viltarter (Yanes m. fl. 1995, Rodriguez m. fl. 1996, Clevenger & Waltho 2000, Ng m. fl. 2004).

Sporregistreringer på sand eller annet egnet materiale (Rodriguez m. fl. 1997, Clevenger & Waltho 2000, Gloyne & Clevenger 2001, van Wieren & Worm 2001), ulike typer overvåkningskameraer (Kleist m. fl. 2007), samt begge metodene i kombinasjon (Ng m. fl. 2004, Olsson 2007, Ford m. fl. 2009), har blitt benyttet for å vurdere ulike passasjers effektivitet som krysningspunkter. Ofte fokuseres det på større pattedyr i undersøkelsene, og som regel vurderes over- og undergangenes effektivitet ut fra en eller noen få arters bruk av passasjene (Clevenger & Waltho 2000). Det er derfor behov for å undersøke bruken av ulike passasjer med hensyn til hele spekteret av viltarter, samt i større grad kartlegge hvilke faktorer som påvirker krysningsfrekvensen hos de ulike artene (Clevenger & Waltho 2003, Clevenger 2005).

En del studier har argumentert med at lokalisering av passasjen i forhold til habitatkvalitet er det viktigste for å få effektive krysningspunkter (Foster & Humphrey 1995, Clevenger & Waltho 2000, Ng m. fl. 2004), mens andre påstår at passasjenes utforming og de strukturelle egenskapene har størst betydning (Olbrich 1984, Cain m. fl. 2003, Mata m. fl. 2008, Grilo m. fl. 2008). Flere mener at menneskelig forstyrrelse også vil være en viktig medvirkende årsak til viltets bruk av passasjene (Clevenger & Waltho 2000, Ng m. fl. 2004, Grilo m. fl. 2008), og det er en pågående diskusjon om hvorvidt over- eller underganger er mest effektive som krysningspunkter (Olbrich 1984, Mata m. fl. 2008). Varierende krav til passasjenes utforming, plassering og grad av forstyrrelse over året som følge av viltets sesongvariasjoner i bruk av passasjene, krever også nærmere oppfølging slik at dette kan innlemmes i planleggingen (Mata m. fl. 2009).

Norske veger er ikke noe unntak når det gjelder barrieredannelse, viltkollisjoner og fragmentering av populasjoner og leveområder (Lund 2002, Solberg m. fl. 2009), men avbøtende tiltak har allikevel fått liten oppmerksomhet her i landet (Iuell 2005). Trolig skyldes dette at det er få viltkollisjoner som ender med dødsfall her hos oss (Lund 2002), samt at vi relativt sett har store arealer med inngrepsfrie områder sammenliknet med resten av Europa (May m. fl. 2007). Gjennom Nasjonal Transportplan (2010-2019) hvor et av målene er å unngå inngrep i viktige naturområder, samt opprettholde viktige økologiske funksjoner (Avinor m. fl. 2008), har imidlertid avbøtende tiltak blitt brakt på banen. Faunapassasjer har

blitt konstruert flere steder (Vegdirektoratet 1998), og i tillegg har eksisterende passasjer primært utformet for andre formål blitt tilpasset viltets bruk (Iuell 2005). I dette studiet har vi vurdert viltets bruk av ulike over- og underganger i sentrale regioner på Østlandet. I 2007 var omtrent 569 kilometer av norske veger avskåret for viltet med langsgående viltgjerd (Sakshaug 2007), og mer enn 75 % av disse lå innenfor Akershus, Østfold og Buskerud (Flatla 2007). Disse fylkene har allerede et stort utbyggingsbehov, og skal samtidig sikre viktige leveområder for vilt. Flere europaveger skjærer gjennom fylkene og danner langsgående barrierer for viltet, hvilket betyr at alternative krysningsmuligheter er et svært viktig avbøtende tiltak i disse områdene.

Passasjer innenfor studieområdet og i resten av Norge for øvrig, har først og fremst blitt etablert der det har vært nødvendig av hensyn til hjorteviltet (Vegdirektoratet 1998). Det er i hovedsak også hjorteviltet, og da spesielt elg (*Alces alces*), som har stått i fokus for de få etterundersøkelsene som tidligere har blitt gjennomført her i landet (Kastdalen 1999, Fjeld 2002). Kunnskapen om mindre viltarters bruk av over- og underganger er følgelig liten. På grunn av deres størrelse og reduserte mobilitet i forhold til hjorteviltet, vil de negative effektene av veger og trafikk kunne påvirke disse artene i sterk grad (Iuell 2005). En vurdering av hvorvidt ulike over- og underganger fungerer som krysningsalternativer for disse artene vil derfor være av stor betydning, i tillegg til ytterligere undersøkelser av hjorteviltets bruk av både konvensjonelle og tilrettelagte passasjer. Målet med denne oppgaven var derfor å: (1) kartlegge rådyr (*Capreolus capreolus*) og mindre viltarters bruk av utvalgte over- og underganger i sentrale områder på Østlandet, (2) vurdere ulike overvåkningsmetoders egnethet for å påvise aktuell bruk, (3) undersøke om utforming, landskapsvariabler eller forstyrrelse var av betydning for viltets bruk av undergangene, (4) sammenlikne viltets bruk av to overganger med hensyn til forskjell i bredde og menneskelig forstyrrelse, samt (5) vurdere om de to overgangene eller to tilsvarende underganger hadde høyest krysningsfrekvens, og endelig (6) undersøke om rådyrets bruk av passasjene varierte mellom måneder.

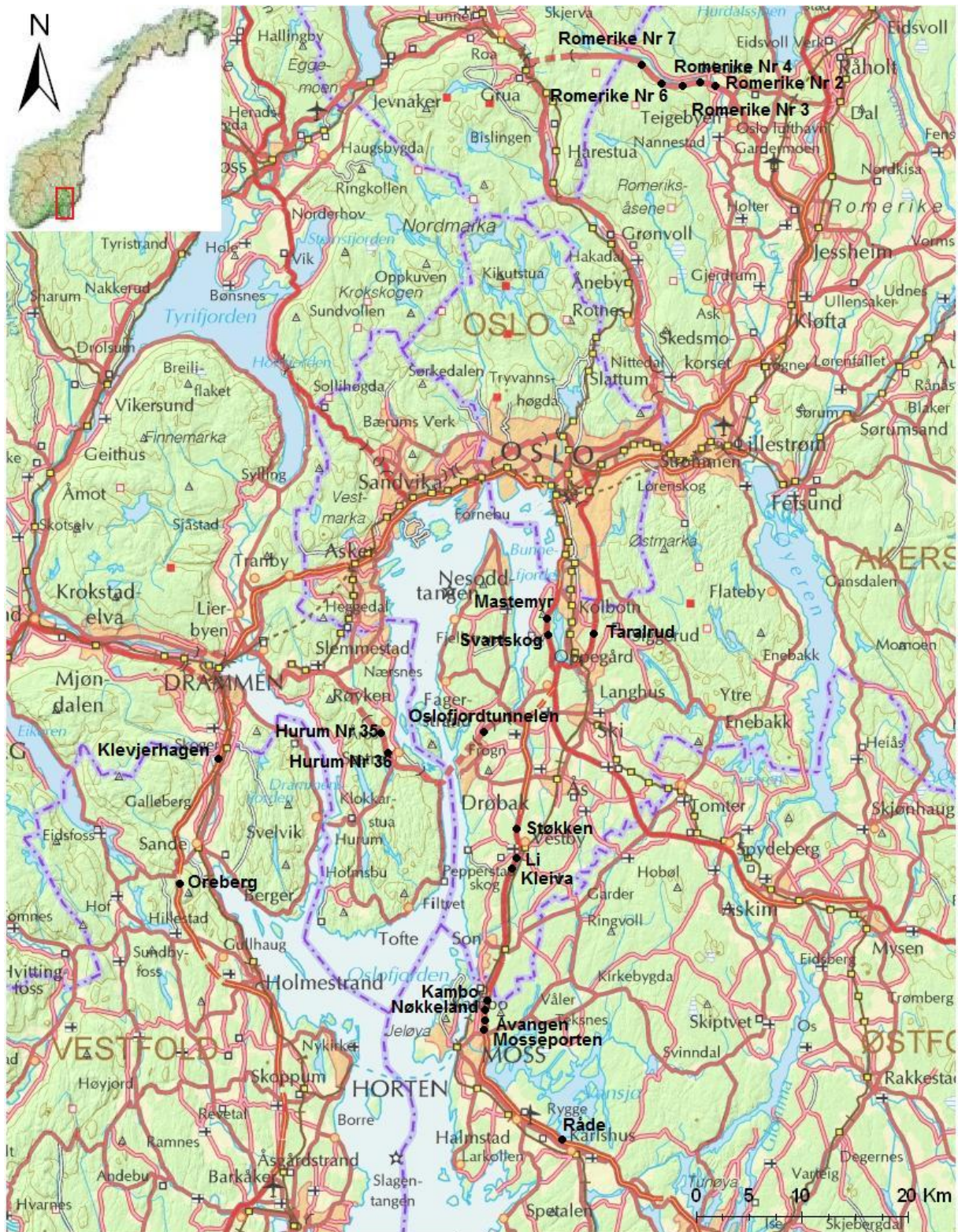
METODE

Studieområde

Undersøkelsen ble gjennomført langs fire ulike hovedveier på Østlandet; E6, E18, Rv23 og Rv35 (Fig. 1). Alle hadde et langsgående viltgjerde og fartsgrense 80-100 km/t på de aktuelle strekningene. Langs E6 i Akershus og Østfold strakte studieområdet seg fra Taralrud i Ski kommune til Jonsten i Råde kommune. Strekningen omfattet to overganger, to kulverter og fem underganger, hvorav begge overgangene og en av undergangene var tilrettelagte viltpassasjer. På E18 i Akershus ble det gjort undersøkelser på to kulverter mellom Svartskog og Mastemyr, mens vi på E18 i Vestfold benyttet en tilrettelagt viltundergang og en kulvert lokalisert i Sande kommune. Langs Rv23 i Akershus/Buskerud overvåket vi totalt tre passasjer, hvorav en tilrettelagt viltundergang på østsiden av Oslofjordtunnelen, i Frogn kommune, og to kulverter på vestsiden i Hurum kommune. På Rv35 over Romerikssåsen benyttet vi fire underganger og en kulvert i vår undersøkelse.

Ikke alle de utvalgte passasjene var åpne for biltrafikk, men menneskelig ferdsel til fots, på ski, på sykkel eller med hest ble registrert i samtlige passasjer i varierende grad. Flere av passasjene ble også benyttet i forbindelse med landbruksvirksomhet og kjøring til eiendommer. Innenfor studieområdet var både E6 og E18 firefelts motorveier, med unntak av E18 i Akershus, som hadde to kjørefelt. E6 hadde i 2009 en årsgjenntrafikk (ÅDT) i overkant av 26 000 kjøretøy, mens E18 i Akershus og Vestfold hadde en ÅDT på henholdsvis 18 000 og 20 000 kjøretøy samme året (Statens Vegvesen 2009). Både Rv35 og Rv23 hadde to kjørefelt og en ÅDT på henholdsvis 2500 og 7000 kjøretøy i 2009 (Statens Vegvesen 2009).

Basert på andelen skog og dyrka mark i en radius på en kilometer rundt passasjene, ble studieområdet delt i landskapskategoriene skog- og kulturlandskap, hvor overvekt av dyrka mark og bebyggelse ga klassifiseringen kulturlandskap. Aktuelle arter i begge landskapstypene er elg, rådyr, grevling (*Meles meles*), rødreve (*Vulpes vulpes*), hare (*Lepus timidus*) og gaupe (*Lynx lynx*), men passeringer av elg vurderes ikke i denne oppgaven.



Figur 1. Kart over studieområdet med de aktuelle passasjene avmerket. Passasjenes koordinater i vedlegg 1. (Kartkilde: Geodata)

Datainnsamling

Valg av passasjer

Totalt 21 passasjer av ulik utforming ble overvåket i løpet av studieperioden (Vedlegg 1). De aktuelle passasjene ble valgt ut i samarbeid med representanter fra Vegdirektoratet, Statens Vegvesen Region Øst, Fylkesmannen i Oslo og Akershus og Faun Naturforvaltning. Viktige kriterier for valg av passasjer var bredde, mulighet for utlegging av sand og oppsetting av kamera, graden av forstyrrelse og tilgjengelighet for kontinuerlig ettersyn. For enkelte av passasjene var også tidligere registrert viltaktivitet avgjørende.

Passasjenes utforming

Vi delte passasjene i gruppene ”overganger” og ”underganger”, hvor kategorien underganger også omfattet kulvertene (betongtunneler). Undergangene varierte derfor i utforming fra kulverter til vegetasjonskledde passasjer med lysåpning mellom vegbanene. Begge overgangene var som tidligere nevnt tilrettelagte viltpassasjer, og hadde varierende grad av vegetasjonsdekke. Vi målte passasjenes bredde, lengde, og høyde (Tab. 1). Bredden tilsvarte den bredden viltet opplever når det skal passere gjennom passasjen. I kulvertene ble bredden målt fra vegg til vegg (Fig. 2), og i undergangene med skrånende sider ble bredden beregnet ved å trekke fra to til tre meter av den totale bredden på hver side, der passasjen ble ansett for å være for trang til at viltet kunne passere (Fig. 2). Lengden tilsvarte vegens bredde, mens høyden ble målt fra bakkenivå til tak midt i undergangene. På overgangene ble bredden målt fra gjerde til gjerde midt på passasjen og lengden tilsvarte også her vegens bredde. For undergangene beregnet vi også en åpenhetsindeks etter formelen: $(\text{bredde} \times \text{høyde})/\text{lengde}$ (Olbrich 1984). Vi benyttet tre ulike metoder for overvåkning av passasjene; sandstriper, videokamera og viltkamera. Liknende metodikk er benyttet av Olsson (2007) ved undersøkelse av faunapassasjer for elg og rådyr i Sverige.



Figur 2. Måling av bredde, lengde og høyde i kulverter (til venstre) og i åpne underganger med skrånende sider (til høyre). Med bredde menes den bredden som viltet opplever. Lengden tilsvarer vegens bredde og høyden er avstanden fra bakken til taket målt midt i passasjen (Foto: Victoria M. Kristiansen).

Tabell 1. Oversikt over de overvåkede passasjenes utforming i henhold til bredde, lengde, høyde og åpenhet (bredde x høyde / lengde etter Olbrich 1984), samt landskapskategori.

*= overganger, beregner ikke åpenhet på grunn av umulig å måle høyden.

Passasje	Landskap	Bredde	Lengde	Høyde	Åpenhet
Mosseporten	Kultur	10	34	5	1,5
Åvangen	Kultur	10	34	5	1,5
Nøkkeland	Kultur	10	34	5	1,5
Kambo	Kultur	12	34	5	1,8
Kleiva	Kultur	4	30	4.5	0,6
Li	Kultur	4	30	4.5	0,6
Støkken	Kultur	50	30	5.5	9,2
Svartskog	Skog	2,5	29	2.5	0,2
Mastemyr	Skog	6	14	4	1,7
Oslofjorden	Skog	48	10	6	28,8
Hurum Nr 35	Skog	3.5	15	4	0,9
Hurum Nr 36	Skog	3.5	15	4	0,9
Klevjerhagen	Kultur	15	56	5	1,3
Oreberg	Skog	5	56	4.5	0,4
Romerike Nr 2	Kultur	5,5	10,5	4.5	2,4
Romerike Nr 3	Skog	26	9	5.5	15,9
Romerike Nr 4	Skog	10	9	4	4,4
Romerike Nr 6	Skog	12	9	5	6,7
Romerike Nr 7	Skog	26	9	6	17,3
Taralrud*	Kultur	46	53	-	-
Råde*	Kultur	17	48	-	-

Sporregistrering på sand

I regi av Vegdirektoratet, ble det i mai 2009 lagt ut sandstriper i totalt 12 passasjer fordelt langs E6 og E18 i Østfold og Akershus, samt på Rv23 i Frogn kommune. To av disse var overganger, fire kulverter og seks underganger. Sandstripene var 1,0 – 1,5 meter lange, 3 – 4 cm tykke og det ble lagt ut ei stripe i hver passasje. De ble lagt ved eller delvis innenfor inngangen til undergangene og midt på overgangene (Fig. 3). Stripene dekket hele passasjens bredde. I enkelte passasjer ble det benyttet en fiberduk under sanden for å hindre vegetasjonen i å trenge gjennom. Sanden som ble benyttet var middels grov.



Figur 3. Eksempel på sandstriper for sporregistrering i undergangen på Støkken (til venstre) og på overgangen i Råde (til høyre) (Foto: Jo Trygve Lyngved).

Vi gjennomførte sporregistreringer en gang per dag i perioden 01.06.09 -01.08.09, hvor antall spor av hver art, samt sporenes retning og spor etter menneskelig forstyrrelse ble registrert. Det var vanskelig å vurdere hvor mange individer av vilt sporene tilsvarte, da det i flere av passasjene var stor menneskelig aktivitet som førte til degradering av sanden som sporingsmateriale. I tillegg var det i flere tilfeller vanskelig å avgjøre om samme individ hadde vandret fram og tilbake i sanden eller om flere individer hadde krysset på samme sted. Vi valgte derfor å benytte antall spor som en minimumsindeks på aktiviteten i passasjene det

foregående døgnet, framfor et eksakt antall individer (Hijuser & Bergers 2000). På flere av sandstripene var det også umulig å vurdere hvor mange mennesker som hadde tråkket, syklet eller på annen måte passert stripene. Ved slike tilfeller noterte vi kun om det hadde vært menneskelig forstyrrelse eller ikke det foregående døgnet. Stripene ble raket glatte etter hver registrering.

Videoovervåkning

Totalt seks underganger og tre kulverter ble overvåket med videokamera, hvorav to kulverter og en undergang lå langs E6 i Østfold og Akershus, og en kulvert, samt fire underganger på Rv35 over Romeriksåsen. Langs E6 foregikk overvåkingen fra 25.05.09 – 01.08.09, mens den på Rv35 foregikk fra 20.04.09 – 20.05.09. Overvåkningsperioden for den enkelte passasje varierte imidlertid innenfor dette tidsrommet. Den korte perioden på Rv35 skyldtes at det ikke var mulig å gjennomføre overvåking etter at sau og storfe ble sluppet på beite i området. Undergangene langs E6 var et utvalg av de passasjene som ble overvåket med sandstriper.

Vi benyttet overvåkningskameraer med innebygde infrarøde (IR) lys og i tillegg monterte vi ekstra IR – lys for å få gode nattoptak. Bredden på undergangene avgjorde om det var nødvendig med ett eller flere kameraer. Opptakene ble gjort på en mini harddiskopptaker (Steen 2009), og selve opptaket varte i omtrent ett minutt og ble lagret på et SD - kort. Kameraene ble plassert tre til fire meter over bakken for å dekke mest mulig av bakkeområdet i undergangen (Fig. 4).

Overvåkningssystemet ble aktivert ved at en eller flere trådløse bevegelsessensorer registrerte dyr i passasjen. Sensorene hadde en rekkevidde på opptil fem meter og ble plassert slik at de dekket hele undergangen. Antall sensorer varierte følgelig med passasjenes bredde. IR – sensorer av denne typen registrerer omgivelsestemperaturen og sender signaler til opptaksenheten ved endringer i temperatur, for eksempel ved observasjon av varmblodige dyr i bevegelse. Overvåkningssystemet ble drevet av 12 V fritidsbatterier (blyakkumulator, 80 - 110 Ah). Grunnet mye vedlikehold i forbindelse med ladning av batterier ble overvåkingen avsluttet i august 2009. Enkelte av oppsettene ble erstattet med viltkamera.



Figur 4. Til venstre et eksempel på oppsett av videoovervåkningssystemet fra undergangen på Støkken (Foto: Jo Trygve Lyngved). Ekstra IR-lys er ikke synlig på bildet. Til høyre nærbilder av kamera (øverst), sensor og ekstra IR-lys (Foto: Ronny Steen).

Viltkamera

Vi benyttet viltkamera i totalt 13 passasjer. Av disse var det en kulvert og en undergang, samt to overganger på E6 i Østfold og Akershus som tidligere ble overvåket med sandstriper og videokamera. I tillegg ble to kulverter på Rv23 i Hurum kommune, og en undergang og en kulvert på E18 i Sande kommune i Vestfold overvåket med denne metoden. Viltkamera ble benyttet her i perioden 31.07.09 – 31.01.10, overvåkningsperioden varierte mellom de ulike passasjene. Viltkameraene ble også benyttet i de passasjene som tidligere ble overvåket med videokamera på Rv23 over Romeriksåsen. Her varte overvåkningsperioden fra 01.11.09 – 30.01.10.

Til forskjell fra videoovervåkingen tok viltkameraene enkeltbilder, ett til tre per utløsning, avhengig av kameratype og innstilling. Vi benyttet fire ulike kameratyper, som i likhet med videokameraene hadde innebygde IR – lys og reagerte på endringer i temperatur. Imidlertid

hadde viltkameraene innebygde IR – sensorer, noe som ga et enklere oppsett enn videoovervåkningen (Fig. 5).



Figur 5. Eksempel på oppsett av viltkamera fra overgangen på Taralrud i Ski (Foto:Victoria M. Kristiansen). Til høyre en av kameratypene vi benyttet "Cuddeback No-Flash" (Foto: Winge Våpen).

Kameraenes reaksjonstid, det vil si den tiden kameraet bruker fra sensoren registrerer viltet til det tar bildet, varierte fra 0,3 til 0,6 sekunder mellom kameratypene. I tillegg varierte "sovetiden" fra 20 til 60 sekunder, det vil si den tiden kameraet bruker fra en fotografering til det er klart for den neste. Rekkevidden på sensorene varierte fra 5 - 18 meter mellom de ulike modellene. I likhet med videoovervåkningen var passasjenes størrelse av betydning ved valg av kameratype. I de bredeste undergangene, samt på overgangene, benyttet vi flere kameraer for å dekke hele passasjen. Bildene ble lagret på et SD – kort. De fleste av kameraene ble plassert omtrent en meter over bakken, slik at sensorene også kunne fange opp mindre arter som rev og grevling i tillegg til hjortevilt.

Alle kameraer ble hengt opp med en tilpasset "Bearsafe" med hengelås for å hindre slagskader og tyveri. Kameraene ble sjekket omtrent en gang per måned gjennom overvåkingsperioden, med unntak av desember og januar hvor vi sjekket hver tredje uke. Strømkilden vi benyttet var alkaliske batterier med C eller D celler. Et av kameraene ble ekskludert fra databehandlingen grunnet teknisk feil i store deler av overvåkingsperioden.

Generelt om kameraovervåkingen

Kameraovervåking ble kun gjennomført i de passasjene hvor risikoen for hærverk og tyveri var lav, det vil si de passasjene vi vurderte som lite forstyrret av folk ved befaringsstudieområdet. Ett av videokameraene langs E6 ble allikevel stjålet etter tre uker i drift og denne undergangen utelukkes derfor fra analysene i forbindelse med kameraovervåking. Kameraene var i drift kontinuerlig gjennom hele overvåkningsperioden, med unntak av enkelte strømbrudd og ved fulle minnekort. På grunn av tekniske problemer, lysbegrensning om natta, samt plassering av kamera og sensorer må det totale antallet passeringer i hver passasje ses på som et minimumsestimert for viltets bruk.

Databearbeiding

De observerte artene var elg, rådyr, rødrev, grevling og hare, men som tidligere nevnt behandles ikke elg i denne oppgaven (Vedlegg 2). Vi delte datasettet i gruppene ”rådyr” og ”småvilt”, hvorav småvilt omfattet rødrev, grevling og hare. Småviltet ble behandlet som en samlet gruppe, fordi de enkelte artene utgjorde få observasjoner hver for seg. I tillegg ble datasettet delt inn etter overvåkningsmetode, hvorav videokamera og viltkamera ble slått sammen til en gruppe kalt kameraovervåking. Sporregistreringene og kameraovervåkingen behandles således hver for seg i oppgaven, og enkelte analyser er kun basert på kameraobservasjonene.

Sporregistrering på sand

Indeksen for antall passeringer per døgn ble regnet ut ved å summere antall spor av de ulike artene i hver passasje og dividere med antall overvåkningsdøgn. For sandstripene tilsvarer antall overvåkningsdøgn det antallet dager det ble gjennomført sporregistrering i de enkelte passasjene.

Kameraovervåking

Antall passeringer per døgn ble regnet ut ved å summere antall observasjoner av de ulike artene i hver passasje og deretter dividere med antall overvåkningsdøgn. Antall overvåkningsdøgn tilsvarer antall operative dager på kameraene. I de passasjene der det ble ansett som nødvendig med flere kameraer for å dekke hele passasjen ble kun observasjoner fra de dagene hvor alle kameraene var operative benyttet. Der fullt minnekort eller tomt batteri var skyld i driftsstansen tok vi utgangspunkt i siste bilde tatt ved beregning av

overvåkningstiden. Både videokameraene og viltkameraene registrerte dato og klokkeslett for opptaket.

På grunn av store mengder bom - opptak fra videokameraene på dagtid ble kun det første sekundet i disse opptakene gjennomgått. Imidlertid ble alle nattopptak i tidsperioden 20:00 – 08:00 sett gjennom i sin helhet, fordi lysforholdene gjorde det vanskelig å oppdage viltet, samt at aktiviteten var forventet større i denne perioden. Alle bildene fra viltkameraene ble gjennomgått uavhengig av tidspunkt på døgnet.

Hvert individ representerte en passering og alle dobbeltopptak ble derfor luket bort. I tillegg ble individer som var innenfor kameraets rekkevidde to eller flere ganger i løpet av ett minutt regnet som en passering, der vi med sikkerhet kunne si at det var det samme individet som vandret fram og tilbake foran kameraet. Dette gjaldt også i de tilfellene hvor rådyr beitet eller sto rolig foran kameraet i flere minutter. Imidlertid var det svært vanskelig å gjenkjenne individer, noe som kan ha medført enkelte dobbeltopptak uten at dyret har passert gjennom hele passasjen mellom hver gang.

Trafikk og forstyrrelse

Data for trafikkintensiteten gjennom døgnet ble innhentet fra Statens Vegvesen. Vi valgte ut trafikktelepunktene nærmest de overvåkede passasjene og beregnet en gjennomsnittlig trafikkmengde per time for alle passasjene samlet for å se hvordan trafikkintensiteten endret seg gjennom døgnet. Det var kun trafikktrenden gjennom døgnet som var av interesse, ikke det eksakte antallet kjøretøy som passerte hver enkelt passasje.

Forstyrrelser i passasjen omfattet all menneskelig ferdsel til fots, på ski, med hest eller med sykkel. Også biler, traktorer og andre kjøretøy som benyttet passasjen ble inkludert i denne kategorien. Der flere personer passerte samtidig ble dette regnet som en forstyrrelse, da det kun var ønskelig å vite hvor mange ganger passasjen ble forstyrret i løpet av et døgn, og ikke det totale antallet personer som passerte. Antall forstyrrelser i de enkelte passasjene per døgn ble regnet ut ved å summere antall forstyrrelser og dele på antall operative dager.

Statistiske analyser

Viltets bruk av passasjene i forhold til utforming og landskap

Faktorer som kan påvirke viltets bruk av passasjene ble testet ved bruk av generalisert lineær regresjon med flere variabler i R 2.10.1 (R Development Core Team 2009). På grunn av lite datamateriale, og dermed få frihetsgrader, konstruerte vi flere ulike modeller med maksimalt

tre forklaringsvariabler. Overgangene ble utelukket fra denne analysen på grunn av avvikende utforming i forhold til undergangene. Datasettet var ikke normalfordelt og ble derfor log₁₀ - transformert. Før transformeringen ble en minsteverdien lagt til alle observasjonene i datasettet for å unngå nullverdier (Barnard m.fl. 2007). Modellenes normalfordeling ble vurdert ved bruk av tre ulike plott for modellens residualer.

Flere tidligere undersøkelser har vist at passasjenes strukturelle egenskaper, samt landskapsvariabler er viktige for viltets bruk (Clevenger & Waltho 2000, Iuell 2005, Grilo m.fl. 2008). I utgangspunktet ønsket vi derfor å vurdere betydningen av passasjenes bredde, lengde, høyde og omkringliggende landskap for krysningsfrekvensen. Bredde er den variabelen som i størst grad kan varieres ved etablering av nye underganger, da lengden fastsettes av vegens bredde og høyden i de fleste tilfeller er bestemt av terrengets utforming. Lengden varierte imidlertid betydelig mellom de overvåkede passasjene, og det var derfor ønskelig å teste denne variabelen også. Høyden varierte derimot lite og vi valgte derfor å erstatte denne variabelen med åpenhet. Åpenhet er en vanlig måte å karakterisere underganger på i Statens Vegvesen (Iuell 2005), og tar hensyn til det tredimensjonale bildet av passasjen (bredde x høyde / lengde). Landskapet ble inkludert for å vurdere områdets betydning for bruk av passasjene og ble delt i kategoriene skog- og kulturlandskap.

Vi undersøkte hvilke variabler (åpenhet, bredde, lengde og/eller landskap) som forklarte krysningsfrekvensen best. Siden åpenheten var sterkt korrelert med bredde (Pearson = 0,826, $p = 0,000$) og lengde (Pearson = -0,484, $p = 0,036$), ble disse delt i to ulike tester, henholdsvis "Test 1a" (kun åpenhet og landskap) og "Test 1b" (bredde, lengde og landskap). Vi testet for alle kombinasjoner av variablene innenfor de to testene, for kameraobservasjonene og sporregistreringene hver for seg. Det ble imidlertid ikke testet for effekten av landskap ved sporregistreringene, fordi det var få passasjer som lå i skoglandskap i forhold til kulturlandskap. Det var heller ikke mulig å teste interaksjonen mellom landskap og de øvrige variablene, det vil si landskapstypens effekt på henholdsvis bredde, lengde og åpenhet, verken for kameraobservasjoner eller sporregistreringer på grunn av for lite datamateriale.

Vi ønsket en enklest mulig modell som samtidig forklarte krysningsfrekvensen best mulig, og modellene ble derfor rangert etter Akaike's information criterion (AIC), der lavest verdi gir den sterkeste modellen (Burnham & Anderson 2002). Flere forklaringsvariabler ble kun inkludert i den endelige modellen der dette førte til en nedgang i $AIC > 2$. I de tilfellene der forskjellen i $AIC < 2$ ble modellene ansett for å være likeverdige. Der det var signifikante

modeller innenfor både ”Test 1a” og ”Test 1b” ble den beste av disse avgjort med bakgrunn AIC - verdiene, det vil si at modellen med lavest verdi ble valgt ut også her. Var forskjellen i AIC < 2 mellom modellene i ”Test 1a” og ”Test 1b” ble også disse ansett for å være likeverdige. Responsvariabelen i analysene var antall passeringer per døgn.

Viltets bruk i forhold til forstyrrelse i passasjen

Sammenhengen mellom antall forstyrrelser i passasjen per døgn og antall passeringer per døgn ble analysert ved bruk av generalisert lineær regresjon i R 2.10.1 (R Development Core Team 2009). Ulike typer kjøretøy, folk til fots, på ski eller med hest, samt syklist og folk med hund ble inkludert i kategorien forstyrrelse. Kun kameraobservasjonene ble benyttet i denne analysen, da det var vanskelig å kvantifisere forstyrrelse på sandstripene. Datasettet var ikke normalfordelt og ble derfor log₁₀ – transformert. Modellenes normalfordeling ble vurdert etter samme prinsipp som beskrevet ovenfor.

Sammenlikning av metoder

Vi benyttet χ^2 -test for å sammenlikne sporregistreringene og kameraobservasjonene for rådyr, mens Fischer Exact test ble benyttet i samme analyse for småvilt, på grunn av få passeringer. Kun fire passasjer, hvorav en overgang og tre underganger, hadde overlappende perioder med både sporregistrering og kameraovervåkning og kunne derfor inkluderes i analysen. Vi sammenliknet antall spor registrert og antall kameraobservasjoner i hver enkelt uke for de aktuelle passasjene. Testene ble utført i SAS 9.1 (SAS Institute Inc 2003).

Sammenlikning av enkeltpassasjer

For å sammenlikne antall passeringer per uke i to nærliggende underganger med ulik bredde benyttet vi en Wilcoxon signed rank test, siden datamaterialet ikke var normalfordelt. Vi valgte nærliggende underganger (ca 3 km) for å korrigere for effekten av ulik vilttetthet (O. Hjeljord pers. medd). Samme analyse ble benyttet for å sammenlikne aktiviteten per uke på de to overgangene, samt for å undersøke om de to overgangene eller to tilsvarende underganger hadde flest passeringer per uke. Vi sammenliknet antall kameraobservasjoner i hver enkelt uke for de aktuelle passasjene. Testene ble utført i Vassar Stats (Vassar Stats 2009).

Sesongvariasjon i aktivitet

Forskjell i aktivitet mellom måneder ble testet med generalisert lineær regresjon i R 2.10.1 (R Development Core Team 2009), der det ble kontrollert for den tilfeldige effekten av passasje. Testen ble kun utført for rådyr på grunn av få observasjoner av småvilt i den aktuelle

perioden. Datasettet var ikke normalfordelt og ble log10 - transformert, samt tillagt en minsteverdi etter samme prinsipp som forklart tidligere (Barnard m.fl. 2007). Som responsvariabel benyttet vi antall passeringer per døgn fordelt på måned i de ulike passasjene. Kun fem passasjer ble inkludert i denne analysen, da disse var de eneste med kontinuerlig overvåkning i samme tidsrom over en lengre periode. Vi sammenliknet aktiviteten i sommermåneden august, høstmånedene oktober og november, samt vintermånedene desember og januar. September ble ekskludert fra analysen, fordi vi hadde tekniske problemer i en av undergangene i denne måneden og derfor ikke hadde sammenlignbart materiale med de andre passasjene benyttet i analysen.

Vi valgte å inkludere en tilfeldig effekt av passasje siden vi benyttet gjentatte målinger på de fem utvalgte passasjene. Det vil si at selv om vi har gjennomført målinger hver måned i de fem passasjene, vil de ikke regnes som 25 ulike passasjer i analysen, siden det kontrolleres for den effekten passasjene har på antall passeringer. Ved å benytte tilfeldig effekt kontrollerer vi i tillegg for tilfeldig variasjon knyttet til de passasjene hvor de gjentatte målingene foregår.

Generelt

Ved grafisk framstilling av testverdier basert på log10 – transformerte grunndata benyttet vi tilbaketransformerte estimater i figurene, for å gi en best mulig illustrasjon av resultatet. Siden vi lager skjevheter i normalfordelingen ved å tilbaketransformere dataene vil det være medianen som vises i figurene og ikke et tilbaketransformert gjennomsnitt (Vedlegg 3). Konfidensintervallene vil ha ulik størrelse i positiv og negativ retning fordi datamaterialet ved tilbaketransformering ikke er normalfordelt. Der det er kontrollert for den tilfeldige effekten av passasje vil enkelte passasjer som bidrar mer til å øke gjennomsnittsverdien for antall passeringer i grunndataene, innkalkuleres i analysen slik at de teller like mye i det estimerte gjennomsnittet for de log – transformerte dataene. Funksjonen til regresjonslinjene ble også estimert ved tilbaketransformering av log10 – transformerte testeverdier.

De statistiske analysene ble ansett som signifikante ved p-verdi $< 0,05$. Vi benyttet 95 % konfidensintervall og figurene er laget i Microsoft Office Excel 2007.

RESULTATER

Kartlegging av bruk i de enkelte passasjene

Totalt ble det registrert 678 individer av rådyr og småvilt med kameraene. Rådyr utgjorde 74,5 % av observasjonene, etterfulgt av rødrev, grevling og hare med henholdsvis 19,2 %, 3,2 % og 3,1 %. På sandstripene ble det registrert totalt 657 spor fra rådyr og småvilt, hvorav rådyr sto for 84,6 %. Av de resterende sporene utgjorde rødrev, hare og grevling henholdsvis 10,8 %, 2,4 % og 2,1 %.

Rådyr ble påvist i de fem tilrettelagte viltpassasjene, samt i 14 av de 16 passasjene beregnet for andre formål (Tab. 2). Det ble påvist flest passeringer av rådyr i Støkken både med kamera og sporregistreringer. Rådyr hadde den høyeste krysningsfrekvensen av alle artene totalt. Småvilt ble påvist i fire av de tilrettelagte viltpassasjene og i 12 av de konvensjonelle passasjene. Overgangen i Råde og undergangen ved Svartskog hadde flest passeringer per døgn for henholdsvis kamera og sandstriper. Av de mindre viltartene ble rødrev påvist i flest over- og underganger, og hadde den høyeste krysningsfrekvensen totalt.

Tabell 2. Passeringer per døgn av ulike viltarter og antall overvåkningsdøgn i passasjer overvåket med A) kamera og B) sandstriper. Totalt antall passeringer i passasjen i løpet av overvåkningsperioden i parentes.

U = undergang, K = kulvert og O = overgang
- = arten ikke registrert i passasjen i overvåkningsperioden
* = tilrettelagte viltpassasjer

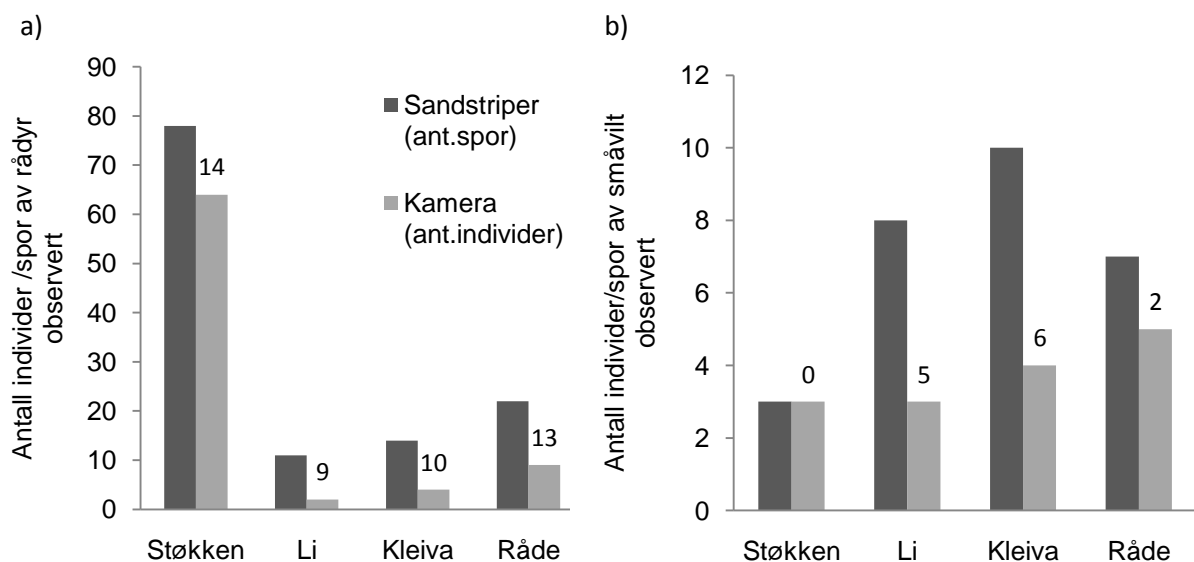
A. Kamera		Passeringer per døgn				
Passasje	Type	Rådyr	Rødrev	Grevling	Hare	Antall døgn
Kleiva	K	0.06 (3)	0.07 (4)	-	-	54.45
Li	K	0.18 (36)	0.01 (3)	0.02 (5)	-	202.28
Støkken*	U	1.62 (307)	0.02 (3)	0.01 (1)	0.01 (1)	189.63
Hurum Nr 35	K	0.06 (10)	0.07 (13)	0.01 (2)	-	177.17
Hurum Nr 36	K	0.03 (1)	0.24 (7)	0.13 (4)	-	29.68
Klevjerhagen*	U	0.04 (6)	-	-	-	152.07
Oreberg	K	0.01 (2)	0.01 (1)	-	-	177.17
Romerike Nr 2	K	0.21 (23)	0.04 (4)	-	-	111.64
Romerike Nr 3	U	0.01 (1)	0.07 (7)	-	0.08 (8)	101.68
Romerike Nr 4	U	-	-	-	-	110.9
Romerike Nr 6	U	0.01 (1)	0.01 (1)	0.02 (2)	0.01 (1)	110.92
Romerike Nr 7	U	-	0.12 (12)	-	0.11 (11)	98.19
Råde*	O	0.48 (84)	0.42 (73)	0.05 (8)	-	174.91
Taralrud*	O	0.19 (31)	0.01 (2)	-	-	167.00
Totalt		0.27 (505)	0.07 (130)	0.01 (22)	0.01 (21)	1857.69

Tabell 2. Forts.

B. Sandstriper		Passeringer per døgn				
<i>Passasje</i>	<i>Type</i>	<i>Rådyr</i>	<i>Rødrev</i>	<i>Grevling</i>	<i>Hare</i>	<i>Antall døgn</i>
Mosseporten	U	0.37 (14)	-	-	-	38.00
Åvangen	U	0.08 (3)	-	-	-	38.00
Nøkkeland	U	0.08 (3)	-	-	-	38.00
Kambo	U	0.68 (45)	0.03 (2)	-	0.02 (1)	66.00
Kleiva	K	0.23 (15)	0.12 (8)	0.05 (3)	0.03 (3)	65.00
Li	K	0.27 (18)	0.17 (11)	0.05 (3)	-	66.00
Støkken*	U	2.51 (163)	0.17 (11)	-	-	65.00
Svartskog	K	0.08 (5)	0.20 (13)	0.06 (4)	0.03 (2)	66.00
Mastemyr	K	0.08 (5)	0.03 (2)	0.02 (1)	0.03 (2)	66.00
Oslofjorden*	U	1.12 (74)	0.09 (6)	-	0.05 (3)	66.00
Råde*	O	2.50 (130)	0.25 (13)	0.02 (1)	-	52.00
Taralrud*	O	1.16 (79)	0.07 (5)	-	0.10 (7)	68.00
<i>Totalt</i>		<i>0.80 (554)</i>	<i>0.11 (74)</i>	<i>0.02 (12)</i>	<i>0.03 (18)</i>	<i>694.00</i>

Vurdering av metodene

Vi registrerte signifikant flere spor av rådyr på sandstripene enn det antallet individer som ble fotografert med kameraene ($df = 3$, $\chi^2 = 8,62$, $p < 0,05$). Det ble også registrert flere spor på sandstripene enn individer observert med kameraene av småvilt, men forskjellen var ikke signifikant ($p = 0,71$, $N = 43$). For rådyr var differansen mellom metodene størst på Støkken, mens Kleiva hadde den største differansen for småvilt (Fig. 6).



Figur 6. Antall observerte individer eller registrerte spor av a) rådyr og b) småvilt for de fire passasjene som hadde overlappende perioder med kamera og sandstriper. Tallene i figuren viser differansen i antall mellom metodene.

I den videre undersøkelsen av viltets bruk av passasjene behandles sporregistreringene og kameraovervåkningen hver for seg.

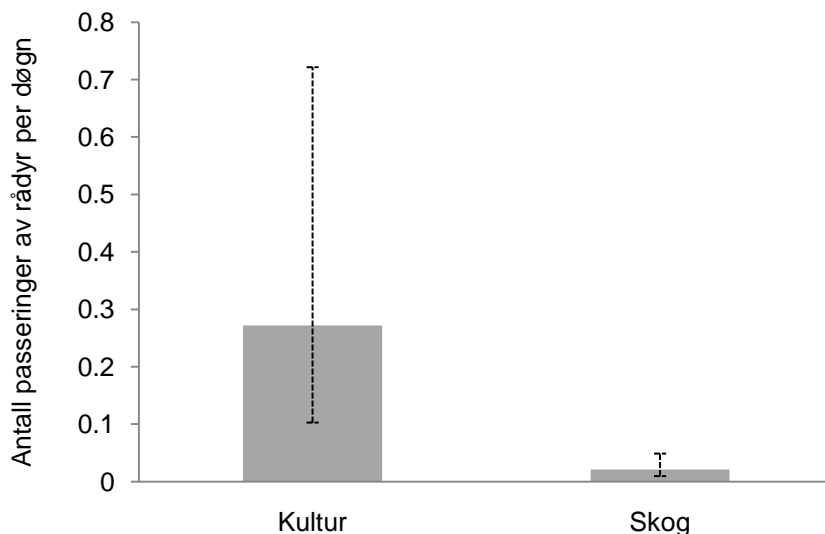
Viltets bruk i forhold til utforming og landskap

Undergangene

Kameraovervåkning

Fem av undergangene inkludert i kameraovervåkningen lå i kulturlandskap, mens de resterende sju lå i skoglandskap (N = 12). Passasjenes bredde varierte fra 3,5 til 50 meter, lengden fra 9 til 56 meter og åpenhetsindeksen fra 0,4 til 17,3 (Tab. 1).

Antall passeringer av rådyr per døgn ble best forklart av landskapet. Antall passeringer var signifikant forskjellig mellom kulturlandskapet og skoglandskapet ($df = 1$, $F = 19,63$, $p < 0,01$), og det ble registrert flest passeringer i kulturlandskapet (Fig. 7). Verken bredde eller lengde bidro i modellen, heller ikke åpenhet. For småvilt var det ingen signifikant sammenheng med noen av forklaringsvariablene.



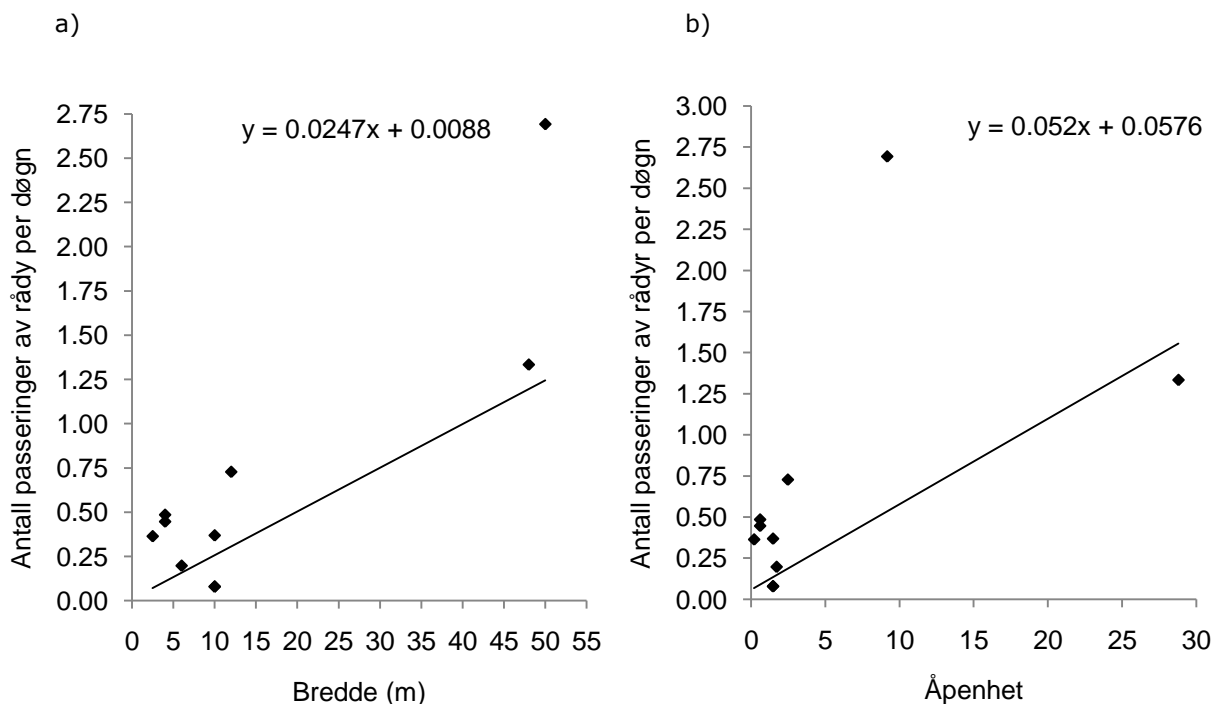
Figur 7. Forventet antall passeringer av rådyr per døgn oppgitt som medianen av de tilbaketransformerte dataene, for alle passasjene i henholdsvis skog- og kulturlandskap. Stiplede linjer viser 95 % konfidensintervall. Konfidensintervallenes øvre og nedre grense er estimert ved tilbaketransformering av testverdier for log₁₀-transformerte grunndata, for å illustrere resultatet.

Sporregistrering

I undergangene benyttet til sporregistrering varierte bredden fra 2,5 til 50 meter, lengden fra 10 til 34 meter og åpenhetsindeksen fra 0,2 til 28,8 (Tab. 1). Sju av undergangene lå i

kulturlandskap, mens de resterende tre lå i skoglandskap (N = 10). Effekten av landskap ble derfor ikke testet for sporregistreringene.

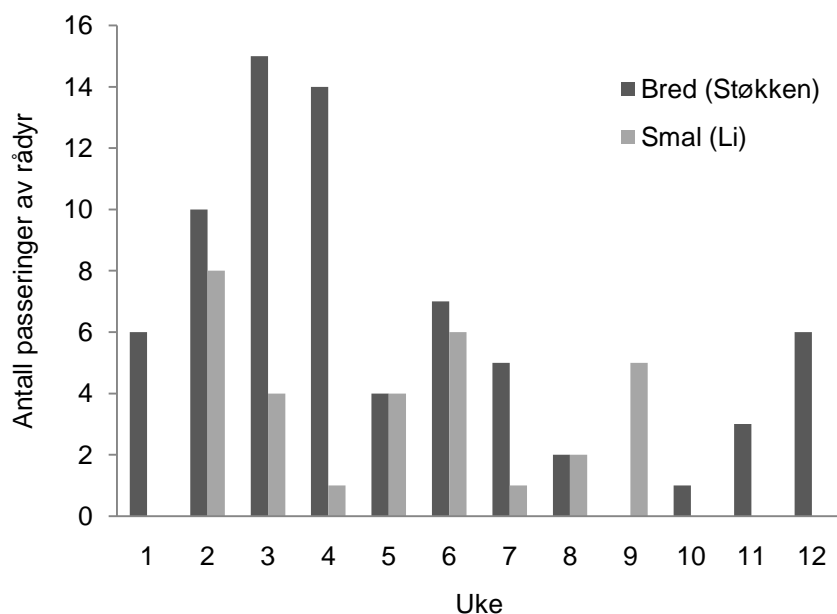
Antall passeringer av rådyr per døgn økte signifikant med undergangenes bredde (df = 1, $R^2 = 0,52$, $F = 10,73$, $p < 0,05$, Fig. 8a) og åpenhet (df = 1, $R^2 = 0,44$, $F = 8,23$, $p < 0,05$, Fig. 8b). Forskjellen i AIC – verdi mellom de to modellene med henholdsvis bredde (AIC = 12,47) og åpenhet (AIC = 13,09) var < 2 , og de ble derfor regnet som likeverdige. Lengde bidro ikke i modellen. For småvilt var det ingen signifikant sammenheng med forklaringsvariablene.



Figur 8. Antall passeringer av rådyr per døgn økte signifikant med undergangenes a) bredde og b) åpenhet, i passasjene overvåket med sporregistreringer. Estimaten for regresjonslinja er beregnet ved tilbaketransformering av testverdier basert på \log_{10} – transformert grunndata, for å illustrere resultatene.

Sammenlikning av nærliggende underganger ved kameraovervåkning

Parvis sammenlikning av antall passeringer per uke (N (antall uker) = 12) for en smal (Li) og en nærliggende bred (Støkken) undergang viste at antall passeringer av rådyr var signifikant forskjellige i de to passasjene ($z = 2,17$, $n = 10$, $p < 0,05$). Det ble observert flest passeringer per uke i den brede undergangen (Fig. 9). Datamaterialet for småvilt i de utvalgte undergangene var for lite til å sammenlikne.



Figur 9. Antall passeringer av rådyr i en smal (Li) og en nærliggende bred (Støkken) undergang i 12 uker med parvis kameraovervåkning.

Overgangene

Kameraovervåkning

Parvis sammenlikning av antall passeringer per uke ($N(\text{antall uker}) = 20$) for den smale (Råde) og den brede (Taralrud) overgangen viste at det var signifikant forskjell i antall passeringer av småvilt ($z = -2,37$, $n = 10$, $p < 0,05$). Det ble observert flest passeringer per uke på den smale overgangen (Tab. 3A). Det ble også registrert flest passeringer per uke av rådyr på den smale overgangen, men forskjellen mellom overgangene var ikke signifikant ($z = -1,78$, $n = 12$, $p = 0,075$).

Sporregistrering

Det ble registrert ulikt antall spor av både rådyr og småvilt på de to overgangene ved sammenlikning av antall spor per uke ($N(\text{antall uker}) = 8$). Datasettet var for lite til å teste statistisk, men vi observert flest spor på den smale overgangen, både for rådyr og småvilt (Tab. 3B).

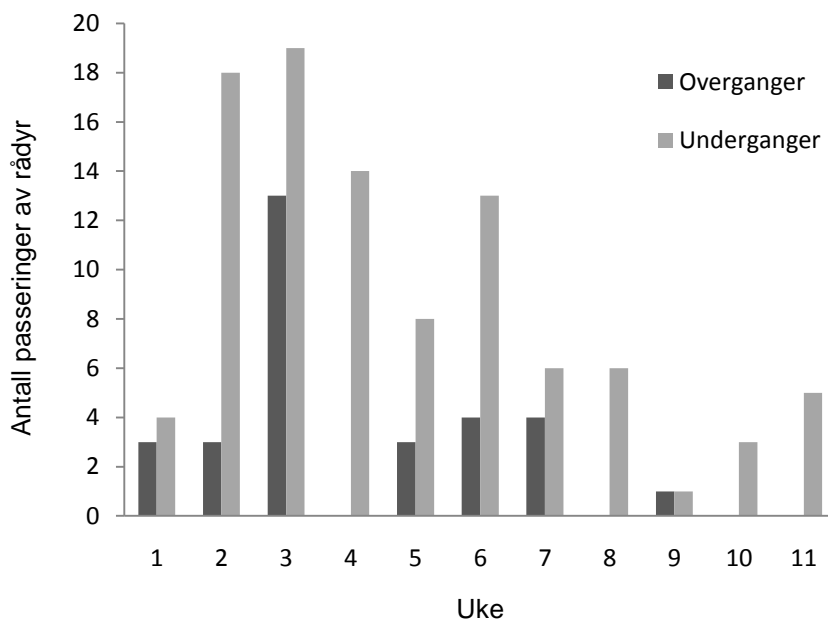
Tabell 3. Antall passeringer av rådyr og småvilt på den brede overgangen Taralrud (T) og den smale overgangen Råde (R) i 20 uker med A) kameraovervåkning, og i 8 uker med B) sporregistreringer.

A.				
	Antall passeringer småvilt		Antall passeringer rådyr	
Uke	<i>Bred (T)</i>	<i>Smal (R)</i>	<i>Bred (T)</i>	<i>Smal (R)</i>
1	0	12	7	4
2	0	23	3	14
3	0	7	2	4
4	0	0	0	5
5	0	0	0	5
6	0	0	0	4
7	0	0	2	2
8	0	1	2	1
9	0	0	0	3
10	1	0	8	5
11	0	0	0	0
12	0	0	0	3
13	1	0	2	2
14	0	0	1	3
15	0	2	0	0
16	0	0	0	0
17	0	0	0	0
18	0	4	1	0
19	0	7	0	0
20	0	2	0	0

B.				
	Antall passeringer småvilt		Antall passeringer rådyr	
Uke	<i>Bred (T)</i>	<i>Smal (R)</i>	<i>Bred (T)</i>	<i>Smal (R)</i>
1	0	0	7	34
2	1	1	9	18
3	2	2	3	23
4	1	4	14	19
5	0	1	12	20
6	0	0	1	6
7	2	7	4	8
8	0	0	0	1

Sammenlikning av over- og underganger ved kameraovervåkning

Parvis sammenlikning av antall passeringer per uke ($N(\text{antall uker}) = 11$) for de to overgangene (Taralrud og Råde) mot to tilsvarende underganger (Støkken og Li) viste signifikant forskjell i antall passeringer av rådyr i de to gruppene ($z = -2,78$, $n = 10$, $p < 0,01$). Det ble observert flest passeringer i undergangene (Fig. 10). Datasettet for småvilt var for lite til å sammenlikne.



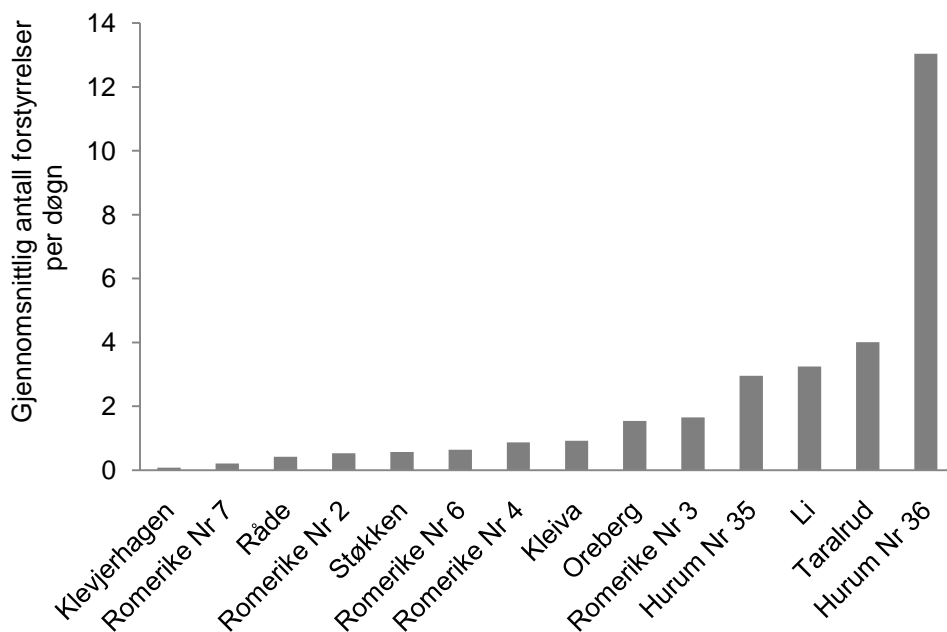
Figur 10. Antall passeringer av rådyr på de to overgangene (Råde og Taralrud) og to tilsvarende underganger (Li og Støkken) i 11 uker med parvis overvåkning.

Viltets bruk av passasjene i forhold til forstyrrelse

Forstyrrelse i de enkelte passasjene

Den høyeste forstyrrelsesfrekvensen ble påvist i Hurum Nr 36, med gjennomsnittlig 13,04 forstyrrelser per døgn. Undergangen Klevjerhagen hadde lavest forstyrrelsesfrekvens med 0,08 per døgn (Fig. 11). Av overgangene var Taralrud mest forstyrret med gjennomsnittlig 4,01 forstyrrelser per døgn.

I over- og undergangene overvåket med kamera (N = 14) samlet sett, var det ingen signifikant sammenheng mellom antall passeringer av rådyr og antall forstyrrelser per døgn ($df = 1$, $F = 0,006$, $p = 0,94$). Det ble heller ikke påvist noen signifikant sammenheng mellom antall passeringer av småvilt og antall forstyrrelser per døgn ($df = 1$, $F = 0,837$, $p = 0,37$). Det var ikke mulig å sammenlikne antall passeringer av vilt og forstyrrelse for sporregistreringsdataene, da det var vanskelig å kvantifisere antall forstyrrelser.

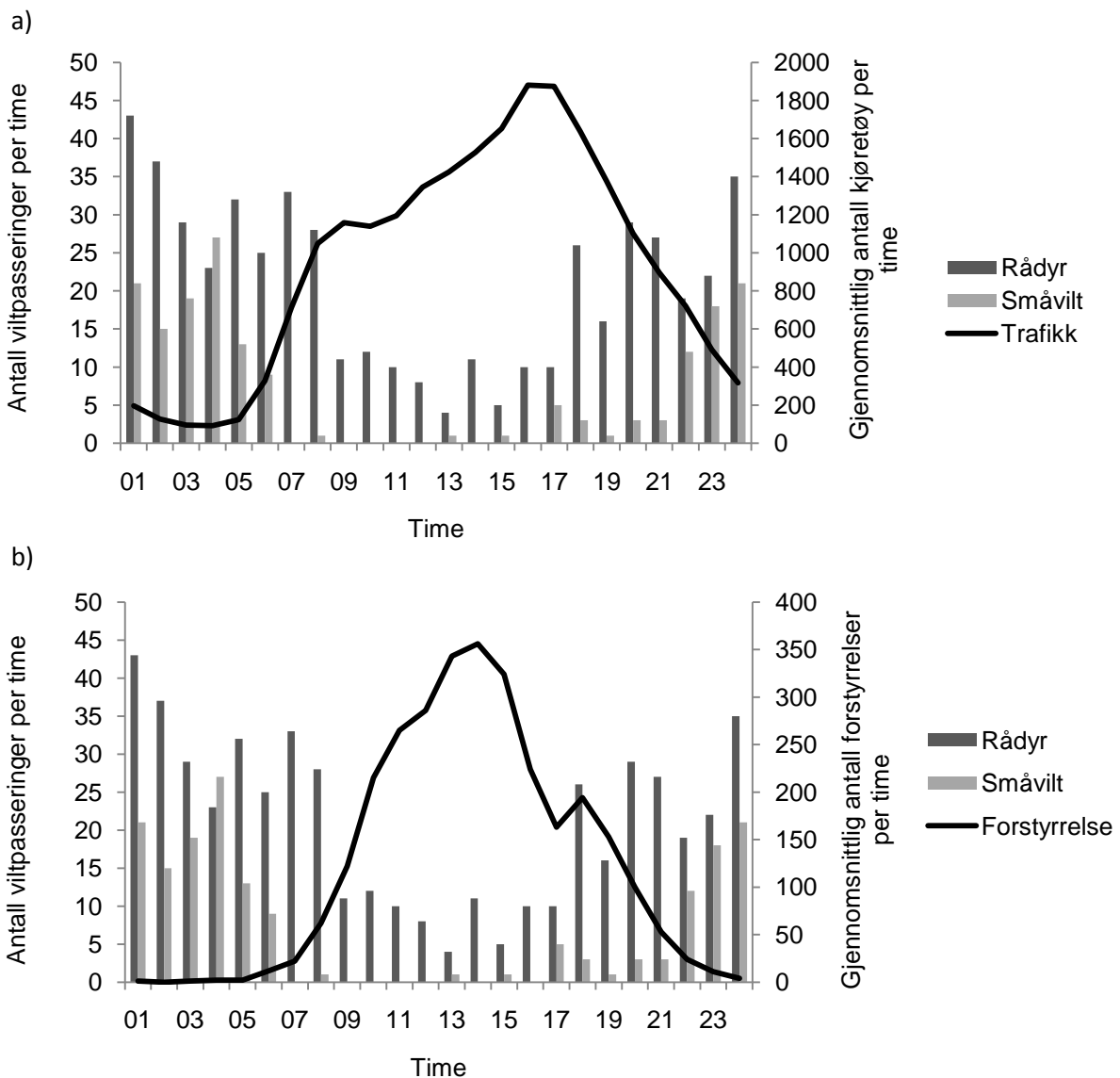


Figur 11. Gjennomsnittlig antall forstyrrelser per døgn i de ulike passasjene overvåket med kamera i stigende rekkefølge.

Døgnvariasjon i antall passeringer

Aktivitetsmønsteret for rådyr og småvilt basert på kameraobservasjonene for alle passasjene samlet, viste at begge artsgrupper benyttet passasjene hele døgnet. Den største viltaktiviteten i passasjene ble registrert i perioden fra kl 22:00 til 04:00 (Fig. 12a og b).

Den menneskelige ferdselen til fots, på ski eller med hest, samt biler og andre kjøretøy i passasjen foregikk også hele døgnet. Generelt var det størst grad av forstyrrelse mellom 09:00 og 19:00 (Fig.12a). Trafikkintensiteten over- eller under passasjen fulgte omtrent samme mønster som forstyrrelsen i selve passasjen, med en topp mellom kl. 06:00 – 09:00 og deretter en gradvis økning til det høyeste trafikkvolumet på døgnet mellom kl. 16:00 – 19:00 (Fig.12b). Trafikkintensiteten over- eller under passasjene varierte i noen grad gjennom studieområdet.

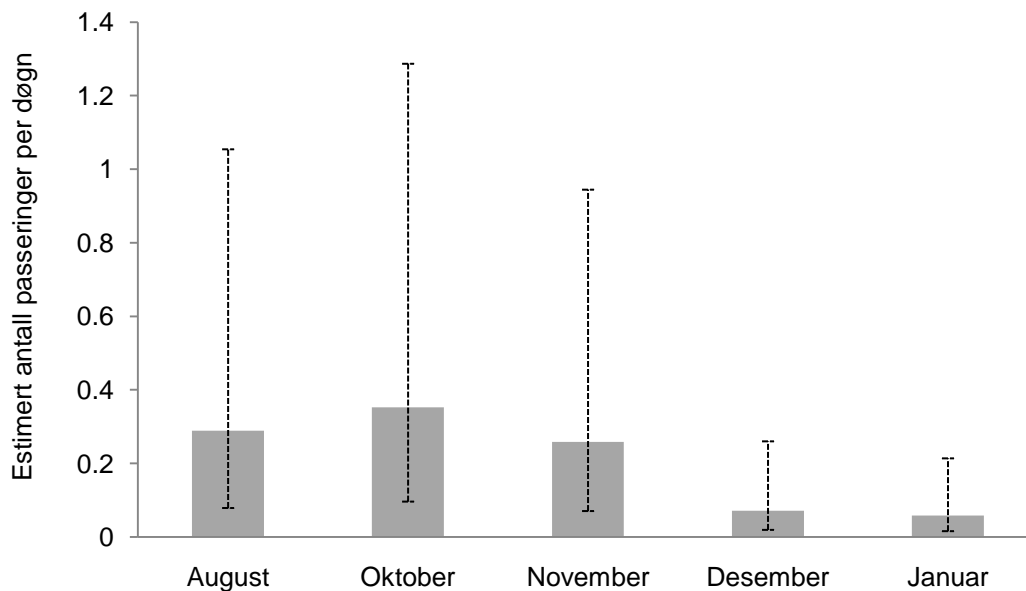


Figur 12. Antall passeringer av rådyr og småvilt per time relatert til a) trafikkintensitet og b) forstyrrelse i passasjen per time. Antall viltpasseringer og antall forstyrrelser er sammenlagt for alle over- og underganger overvåket med kamera. Antall kjøretøy per time er et gjennomsnitt av kontinuerlige trafikktegninger over året 2009 på seks ulike tellepunkter langs de aktuelle vegstrekningene, da det kun er ønskelig å vise trenden i trafikkintensitet over døgnet og ikke den eksakte trafikkmengden ved hver passasje.

Variasjon i bruk mellom måneder hos rådyr

De to overgangene og tre underganger overvåket med kamera i perioden august til januar ble inkludert i denne analysen (N = 25, tilfeldig effekt = 5 passasjer). Det ble påvist en forskjell i aktivitet mellom månedene i de overvåkede passasjene (df = 4, F = 3,90, p < 0,05, Fig 13). Antall passeringer per døgn i august var signifikant forskjellig fra desember (df = 16, t = -2,32, p < 0,05) og januar (df = 16, t = -2,63, p < 0,05). Antall passeringer per døgn i desember var i tillegg signifikant forskjellig fra oktober (df = 16, t = 2,64, p < 0,05) og november (df = 16, t

= 2,13, $p < 0,05$). Også for januar var antall passeringer per døgn signifikant forskjellig fra oktober ($df = 16$, $t = 2,95$, $p < 0,01$) og november ($df = 16$, $t = 2,44$, $p < 0,05$). Det ble ikke påvist noen signifikant forskjell i antall passeringer per døgn mellom august, oktober og november, og heller ikke mellom vintermånedene.



Figur 13. Forventet antall passeringer per døgn per måned, for de ulike passasjene inkludert i analysen samlet, oppgitt som medianen av de tilbaketransformerte dataene. Stiplede linjer viser 95 % konfidensintervall. Øvre og nedre grense for konfidensintervallet er også estimert ved tilbaketransformering av testverdier, basert på \log_{10} – transformerte grunndata, for å illustrere resultatet. Det er i testen kontrollert for tilfeldig effekt av passasje, noe som også påvirker gjennomsnittets størrelse ($N = 25$ observasjoner, tilfeldig effekt = 5 passasjer).

Vurdering av enkeltpassasjer

Støkken

Undergangen Støkken var den eneste passasjen hvor rådyr passerte i større grupper (Fig.14). Av de totalt 307 individene registrert med kamera i undergangen passerte 62,8 % som enkeltindivider, 15,6 % i par og 17,3 % i grupper på tre dyr. I tillegg passerte 3,9 % av det totale antallet individer i flokker på fire dyr.



Figur 14. Passeringer av rådyr i grupper på henholdsvis fire (til venstre) og tre individer (til høyre) i undergangen Støkken.

Klevjerhagen

Undergangen hadde færrest rådyrobservasjoner av alle de kameraovervåkede passasjene i kulturlandskapet, med seks passeringer i løpet av 152 døgn. Undergangen er spesielt tilrettelagt for hjortevilt ved en plantet vegetasjonskorridor som skal binde sammen skogholtene på øst- og vestsiden av E18 og jernbanen der det tidligere er registrert vilttrekk (Fig. 15).



Figur 15. Flybilde over undergangen Klevjerhagen tilrettelagt for hjortevilt ved hjelp av en plantet vegetasjonskorridor som skal binde sammen skogholt på hver sin side av E18 og jernbanen. Korridoren er avmerket med piler på hver side av undergangen representert ved sort sirkelen (Foto: Norge i Bilder).

DISKUSJON

Viltets bruk av passasjene

Vår undersøkelse viste at viltet benyttet både tilrettelagte faunapassasjer og passasjer opprinnelig konstruert for andre formål. Rådyr ble påvist i alle de tilrettelagte passasjene og i 14 av 16 konvensjonelle passasjer, mens småvilt benyttet fire av fem tilrettelagte passasjer i tillegg til 12 av de konvensjonelle passasjene. Både grevling og rødreven benyttet alle de ulike passasjetyperne, selv om rødreven totalt sett ble påvist i flest passasjer. Haren ble hovedsakelig påvist i de større undergangene, og var ellers en sjelden gjest. Tidligere undersøkelser har også konkludert med at passasjer bygget for andre formål kan være viktige krysningspunkter for vilt (Clevenger & Waltho 2000, Seiler 2003, Ng m. fl. 2004), og at de kan fungere som verdifulle supplement til de mer kostbare viltpassasjene (Olsson 2007). Tilrettelagte viltpassasjer etableres per i dag i et fåtall utvalgte lokaliteter, mens de konvensjonelle passasjene gjerne er utbredt over store deler av vegnettet og således øker vegens permeabilitet på en større skala (Seiler & Olsson 2009).

Metodesammenlikning

Vi registrerte flere spor på sandstripene enn det ble gjort observasjoner med kamera innenfor samme overvåkningsintervall, i fire utvalgte passasjer. Denne tendensen ble funnet for både rådyr og småvilt, men forskjellen var kun signifikant for rådyr. Vi forventet en overvekt av sporregistreringer i forhold til kameraobservasjoner, fordi vi ikke hadde sandstriper i begge ender av passasjen og dermed ikke kunne skille mellom fullstendige og ufullstendige passeringer (Clevenger & Waltho 2005, Bond & Jones 2008). Forskjellen mellom metodene ble trolig ytterligere forsterket av at kameraene i tre av passasjene i sammenlikningen var plassert slik at viltet kunne passere sandstripa uten å gå forbi kameraene. Dette var spesielt tydelig på Støkken der sandstripa og kameraene var plassert i hver sin ende av undergangen, og differansen i antall rådyr mellom metodene var størst. Det er også mulig at kameraene ble plassert for høyt slik at dyr som har gått direkte under eller svært nær kameraet har kommet forbi uten at det har blitt gjort opptak. Spesielt i Kleiva, der differansen var størst for småvilt, ble det ved flere anledninger registrert at viltet var vanskelig å få øye på når det passerte rett under kameraet.

Ved bruk av sporregistreringer er det nærmest umulig å skille mellom enkeltindivider som har passert, og i flere tilfeller også mellom arter (Ford m. fl. 2009). Kameraovervåkning øker muligheten for korrekt artsidentifisering (Foresman & Pearson 1998), og gjenkjennelse av

enkeltindivider kan naturlig nok gjøres med større sikkerhet enn ved sporregistreringer (Kleist m. fl. 2007). I vårt tilfelle har dobbeltopptak og opptak av samme individ som vandret fram og tilbake foran kameraet blitt luket ut, for å få et best mulig estimat på antall passeringer gjennom passasjen. Dette kan ikke gjøres med sporregistreringene, og således er det naturlig at det registreres flere spor på sandstripene enn det antallet individer som observeres med kameraene.

Avviket kan delvis også være begrunnet i kameraenes reduserte rekkevidde om natta på grunn av dårligere lysforhold. Dette ble observert av Kleist m. fl. (2007) under overvåkning av hvithalehjort (*Odocoileus virginianus*) i USA, hvor dyrene måtte være nærmere kameraet om natta enn om dagen for å bli oppdaget av sensorene. Mange av nattoptakene i vår undersøkelse er i tillegg for mørke til at det er mulig å registrere eventuelle individer av vilt. Det kan dermed være flere medvirkende årsaker til at det registreres flere spor enn kameraobservasjoner, men trolig er problematikken rundt gjenkjennelse av individer i sammenheng med plasseringen av kameraer og skillet mellom fullstendige og ufullstendige passeringer viktig. På dette grunnlaget valgte vi også å benytte sporregistreringene som en aktivitetsindeks framfor et mål på det eksakte antallet individer, mens kameraobservasjonene ble registrert som antall individer.

Hva påvirker viltets bruk av passasjene?

Utforming

Viltets bruk av undergangene

Ved kameraovervåkning ble det ikke påvist noen signifikant sammenheng mellom antall passeringer av rådyr og undergangenes utforming, men ved sammenlikning av to nærliggende underganger ble det påvist flest passeringer i den bredeste undergangen. I undergangene med sporregistrering økte antall rådyrpasseringer med økende bredde og åpenhet i passasjene. Ofte vil åpenheten være en sterkere forklaringsvariabel enn de individuelle målene alene eller i kombinasjon (Seiler & Olsson 2009), men i vårt tilfelle kom bredde og åpenhet ut som likeverdige faktorer. Både åpenhet (Reed m. fl. 1975, Olbrich 1984, Clevenger & Waltho 2005), bredde (Olsson 2007, Mata m. fl. 2008), og lengde (Reed m. fl. 1975, Olbrich 1984) har i tidligere undersøkelser vært utslagsgivende for hjorteviltets bruk av underganger, og vi forventet at disse variablene skulle ha betydning i forbindelse med begge overvåkningsmetodene også i vår undersøkelse.

Reed m. fl. (1975) hevder at åpenheten i passasjer beregnet for rådyr bør være minimum 0,75, noe som kan forklare hvorfor kulvertene Svartskog og Oreberg, med en åpenhet på henholdsvis 0,2 og 0,4, kun unntaksvis ble benyttet av rådyr. Imidlertid tilsier dette at også kulvertene Kleiva og Li som begge har en åpenhet på 0,6, er uaktuelle for rådyrets bruk. Allikevel ble disse benyttet av rådyr i stor grad. Avgjørende for Oreberg må i dette tilfellet antas å være passasjens lengde på 56 meter, og for Svartskog en kombinasjon av den ovale utformingen og lengden på nesten 30 meter. Forman m. fl. (2003) hevder at lange, smale passasjer som dette kan virke truende på hjorteviltet, fordi de mister oversikten og dermed utsettes for større predasjonsrisiko, og både Reed m. fl. (1975) og Olbrich (1984) påpeker at en kort lengde er omtrent like viktig som åpenheten i seg selv. Selv om vi ikke fant noen signifikant sammenheng med lengden i vår undersøkelse, var det tydelig at rådyret unngikk de lange, smale tunnelene i stor grad, mens kortere kulverter til tross for lav åpenhet allikevel ble benyttet.

I de kameraovervåkede undergangene er det sannsynlig at andre faktorer enn utforming har spilt en avgjørende rolle for rådyrets bruk. For eksempel har avstanden til nærliggende underganger vist seg å være av betydning for krysningsfrekvensen i tidligere undersøkelser, fordi toleransen for utforming er større i områder hvor den aktuelle passasjen er eneste tilgjengelige krysningsmulighet (Clevenger & Waltho 2000, Clevenger & Waltho 2005). Viltets adgang til flere av de kameraovervåkede undergangene i vår undersøkelse går over vegger og annen infrastruktur, og det kan tenkes at dette har redusert deres tilgjengelighet for rådyret. Dette kan igjen bety at rådyret har vent seg til de passasjene som faktisk er tilgjengelige og dermed deres utforming (Clevenger & Waltho 2000). Det er også mulig at landskapsvariablene kan ha påvirket dette resultatet, da forstyrrende variabler som for eksempel varierende habitat kan maskere effekten av passasjenes utforming (Clevenger & Waltho 2005).

Det ble ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom antall passeringer av småvilt og undergangenes utforming, verken for passasjene inkludert i kameraovervåkingen eller sporregistreringene. Resultater fra andre undersøkelser er heller ikke entydige når det gjelder effekten av passasjenes utforming for de mindre viltartene. For eksempel har enkelte studier av rødrev påvist preferanse for bredde og høyde (Grilo m. fl. 2008), eller lengde (Yanes m. fl. 1995), mens andre ikke har funnet noen preferanse for utforming (Rodriguez m. fl. 1997). Grevlingen har i likhet med våre resultater, også tidligere blitt påvist i de fleste typer underganger og kulverter uten noen preferanser vedrørende passasjenes utforming (Rodriguez

m. fl. 1996; Mata m. fl. 2005), med unntak av i Grilo m. fl. (2008) hvor det ble funnet en positiv korrelasjon med passasjenes bredde, høyde og åpenhet, selv om landskapsvariablene ble rangert høyere enn utformingen som forklaring på grevlingens krysningsfrekvens i dette studiet. Få undersøkelser har omfattende materiale angående harens bruk av ulike passasjetyper, men Rodriguez m. fl. (1996) fant at den sjelden ble påvist i underganger og kulverter, noe som står i strid med våre resultater hvor den i stor grad opptrådte i de største undergangene. Imidlertid registrerte vi også enkelte spor på overgangen Taralrud.

Viltets bruk av overgangene

Med overvåkningskamera registrerte vi flere passeringer av både rådyr og småvilt på den smale overgangen Råde (17 meter) enn på den brede Taralrud (46 meter), men forskjellen for rådyr var ikke signifikant. Vi registrerte også flest spor både av rådyr og småvilt på Råde, men datasettet var for lite til å teste statistisk. Basert på rådyrets preferanser for større passasjer (Clevenger & Waltho 2005, Olsson 2007, Mata m. fl. 2008), samt anbefalinger om en bredde på 40-50 meter på overganger beregnet for store pattedyr (van Wieren & Worm 2001), forventet vi et høyere antall passeringer av rådyr på Taralrud.

Det er også andre forhold som taler for at Råde burde være en dårligere viltpassasje enn Taralrud. Blant annet er stigningen opp til selve overgangen svært bratt, noe Iuell (2005) hevder er viktig å unngå for passasjer som plasseres høyere enn det omkringliggende terrenget. I tillegg hevder Foster & Humphrey (1995) at viltets bruk avhenger av om de kan se hva som befinner seg på den andre siden, hvilket er umulig på Råde før man er midt på overgangen. Det bør også nevnes at støyvollene er mindre på Råde enn på Taralrud, noe som vil være avgjørende for graden av trafikkstøy i passasjen og dermed kan påvirke krysningsfrekvensen negativt (Clevenger & Waltho 2001b). Endelig består vegetasjonsdekket på Råde i stor grad av ulike grasarter og enkelte busker, mens det på Taralrud er plantet lauvtrær over store deler av passasjen. Basert på dette er det sannsynlig at andre faktorer som for eksempel effekter av landskapet, ulik vilttetthet og tilvenning til passasjene har vært medvirkende årsaker til at viltet allikevel benyttet Råde i større grad enn Taralrud. Det hevdes også i tidligere undersøkelser at slike forstyrrende variabler kan føre til at effekten av for eksempel utforming eller plassering av en passasje maskeres og tilsynelatende er uten betydning for krysningsfrekvensen (Clevenger & Waltho 2000, Clevenger & Waltho 2005).

Brukes over- eller underganger oftest?

Det var signifikant flere passeringer av rådyr i undergangene enn på overgangene, noe Olbrich (1984) også fant i sin undersøkelse. Vi forventet imidlertid at rådyr ville foretrekke overgangene, da disse gir bedre oversikt og mulighet for å oppdage rovvilt (Iuell 2005), og spesielt siden kulverten Li inngikk som en av undergangene i sammenlikningen. Denne har som tidligere nevnt en lavere åpenhet enn minimumsanbefalningen på 0,75 (Reed m. fl. 1975). For småvilt var datagrunnlaget for lite til å teste statistisk i den aktuelle perioden for sammenlikningen, men det ble registrert flest passeringer på overgangene, alle av rødvilt. Mye tyder på at det fantes et revehi i kort avstand fra overgangen i Råde, og som dermed har økt bruken av overgangene betraktelig for småviltet. På samme måte kan undergangen Støkken, hvor viltaktiviteten var svært høy i forhold til de andre passasjene i undersøkelsen, ha bidratt til at undergangene totalt sett hadde flere passeringer av rådyr. At forskjellen skyldes ulik utforming er derimot mindre sannsynlig (Mata m. fl. 2008), fordi vi inkluderte både en bred og en smal overgang, samt en bred og en smal undergang i analysen.

Landskap og habitat

Resultatene fra kameraovervåkingen i undergangene viste en signifikant forskjell i antall passeringer av rådyr mellom skog- og kulturlandskap, hvorav flest passeringer i kulturlandskapet. Siden rådyret er en utpreget kulturlandskapsart er dette som forventet (Cederlund & Liberg 1995). Vår inndeling i kun to landskapstyper er, i motsetning til tidligere undersøkelser, en svært grov inndeling, og andre egenskaper ved landskapstypene kan derfor tenkes å ha en effekt på krysningsfrekvensen. Eksempelvis har flere undersøkelser vist at hjorteviltet foretrekker passasjer lengre fra skog hvor inngangen til passasjen er fri for vegetasjon (Clevenger & Waltho 2000, Clevenger & Waltho 2005). Reed m. fl. (1975) hevder i likhet med Yanes m. fl. (1995) at dette trolig skyldes økt predasjonsrisiko der vegetasjonen er tettere, fordi hjorteviltet mister oversikten over omgivelsene samtidig som fluktmulighetene begrenses på samme måte som ved trange passasjer (Ford m. fl. 2003). Det ble ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom landskapstype og antall passeringer av småvilt, til tross for at tidligere undersøkelser har funnet at både habitatkvaliteten og andre landskapsvariabler har betydning for blant annet rødrevens og grevlingens krysningsfrekvens (Gloyne & Clevenger 2001, Grilo m. fl. 2008). En mer nyansert inndeling av landskapet ville antakelig gitt større utslag i forhold til småviltets preferanse også i vår undersøkelse.

Forstyrrelse

Vi fant ingen sammenheng mellom antall forstyrrelser per døgn og krysningsfrekvensen hos verken rådyr eller småvilt. Dette står i motsetning til Olsson (2007) hvor antall passeringer av rådyr gikk ned som følge av økt menneskelig ferdsel, selv om også utformingen hadde betydning for krysningsfrekvensen. Andre undersøkelser har vist liknende resultater (Clevenger & Waltho 2000, Ng m. fl. 2004). For småvilt har enkelte tidligere undersøkelser vist at også særlig rødrev og grevling påvirkes negativt av menneskelig forstyrrelse (Clevenger & Waltho 2000, Grilo m. fl. 2008), mens andre hevder at disse artene generelt benytter mer forstyrrete passasjer enn hjortevilt (Seiler & Olsson 2009). Vi ville derfor forvente redusert bruk av passasjene hos både rådyr og småvilt med økende grad av menneskelig aktivitet.

Alle artene i denne undersøkelsen lever i et utpreget kulturlandskap nær bolig- og industriområder, og vil følgelig være mer utsatt for menneskelig forstyrrelse enn i lite utbygde områder. Årsaken til vårt resultat kan derfor være at artene har lært seg å leve med forstyrrelsen, og at landskapsvariabler eller passasjens utforming har større betydning for bruken (Clevenger & Waltho 2000). I enkelte av de mest belastede passasjene observerte vi få passeringer av rådyr, men samtidig registrerte vi rådyr på dagtid i andre passasjer med tilsvarende grad av menneskelig aktivitet, noe som ytterligere indikerer at de har vent seg til forstyrrelsen. Ulikt aktivitetsmønster over døgnet for den menneskelige ferdselen og viltet har trolig også begrenset konfliktnivået, særlig for småvilt som stort sett ble observert om natta eller i skumringstimene morgen og kveld, og således gjort det mulig for begge parter å benytte passasjene (Grilo m. fl. 2008).

For alle passasjene samlet, var viltaktiviteten størst mellom kl. 22:00 og 04:00, mens graden av forstyrrelse var størst på dagtid. Trafikkintensiteten over eller under passasjene økte jevnt fra en topp mellom kl. 06:00 og 09:00 til ettermiddagen hvor den største trafikkmengden gjennom døgnet ble registrert mellom kl. 16:00 og 19:00. Siden viltet i utgangspunktet er sensitive for forstyrrelse (Hjeljord 2008), var det som forventet at den totale viltaktiviteten i passasjene var lavest i tidsrommet med størst grad av forstyrrelse eller høyest trafikkintensitet. Imidlertid er det vanskelig å avgjøre om viltets aktivitetsmønster i passasjen skyldes en tilpasning til den menneskelige forstyrrelsen, eller om det er et resultat av det aktivitetsmønsteret viltet er styrt med fra naturens side. Selv om vi ikke fant noen effekt av forstyrrelse i vår studie, anbefales det i de fleste undersøkelser uansett å etablere passasjer beregnet for vilt vekk fra menneskelige innretninger og i størst mulig grad skjermet for

menneskelig ferdsel, for å eliminere en forstyrrende faktor for viltets bruk av passasjene (Olsson 2007, Mata m. fl. 2008).

Variasjon i bruk mellom måneder hos rådyr

Vi registrerte større rådyraktivitet i passasjene i sommer- og høstmånedene enn om vinteren. Dette stemmer godt med variasjonen i antall trafikkulykker i en omfattende litteraturstudie av Groot-Bruinderink & Hazebroek (1996), hvor flest ulykker ble registrert om sommeren, samt en periode midtvinters. Dette siste ble ikke registrert hos oss, men kan skyldes at rådyra samles i lavereliggende områder nær vegen i denne perioden, noe som er mindre aktuelt i vårt studieområde (O. Hjeljord pers. medd). Brunst og paring hos rådyr foregår i slutten av juli og begynnelsen av august (Cederlund & Liberg 1995, Bjärvall & Ullström 1997), og i tillegg jages de yngre bukkene fra mødrene i denne perioden (Hjeljord 2008). Vi forventet derfor størst aktivitet i august, men kunne ikke påvise noen signifikant forskjell i antall passeringer per døgn mellom august, oktober og november. Imidlertid observerte vi at krysningsfrekvensen i to av de mest brukte undergangene (Støkken og Li) var klart høyest i august. Resultatet antyder viktigheten av trygge passeringspunkter i perioder med høy viltaktivitet, både til fordel for viltet og trafikantene.

Vurdering av enkeltpassasjer

Støkken

Den tilrettelagte viltundergangen Støkken er et eksempel på en viltpassasje som fungerer svært godt. Det er ingen driftsvei eller tursti lagt gjennom passasjen, noe som gir liten menneskelig påvirkning, og vegetasjonsdekket er gunstig både som beite og skjul for viltet. I tillegg er passasjen plassert i et godt rådyrhabitat, med vekslende arealer av skog og dyrka mark, samt at det tidligere er registrert vilttrekk der passasjen er etablert (Direktoratet for naturforvaltning 2009). I løpet av overvåkningsperioden opptrådte rådyr klart flest ganger i denne undergangen, både basert på kameraovervåkning og sporregistreringer. Ved flere anledninger observerte vi gressende rådyr i passasjen, og tidspunkt på døgnet hadde tilsynelatende ingen betydning for bruken. En liknende atferd ble observert hos hvithalehjort i en undersøkelse i Florida (Foster & Humphrey 1995). Støkken var i tillegg den eneste overvåkede passasjen hvor det opptrådte grupper av rådyr bestående av tre og fire individer. Denne grupperingen ble opprettholdt gjennom hele høsten og vinteren, en atferd som også er observert hos hvithalehjort i Nord-Carolina i USA (Kleist m. fl. 2007). Rødrev, grevling og hare ble også registrert i undergangen, hvorav rødreven flest ganger.

Klevjerhagen

Det ble kun observert seks passeringer av rådyr i løpet av 152 overvåkningsdøgn i denne passasjen, noe som er mye lavere enn forventet med tanke på at dette er en passasje opprinnelig konstruert for elg og rådyr (Vegdirektoratet 1998). Undergangens bredde, høyde og åpenhet skulle også være gunstig for rådyrets bruk, ifølge tidligere undersøkelser (Reed m. fl. 1975, Olbrich 1984). Passasjen ble ferdigstilt i 1995 og skulle ved hjelp av den plantede vegetasjonskorridoren sikre viltet trekkmuligheter fra Svelvikskogen til de sammenhengende skogtraktene mot Eikeren vestover. Skogen i Svelvik, på ca 100 km², er inneklemt mellom Drammensfjorden mot øst og E18, jernbanen og dyrka mark mot vest. Med tillatelse fra både kommunen og fylkeskommunen er det i den senere tid fjernet vegetasjon i korridoren under kraftledningen øst for passasjen, bekkedalen ned mot elva på østsiden av passasjen er gjenfylt og lauvvegetasjonen i dette området fungerer derfor ikke lenger som skjul for viltet. Samtidig benyttes deler av korridoren som beiteområde for storfe, og mye av lauvtrærne er følgelig raserte (B. Elnan pers. medd). Ifølge Vegdirektoratet (1998) skulle passasjens effektivitet og nytte for vilt vurderes innen 2003, noe som imidlertid ikke har blitt gjort. Klevjerhagen er derfor et eksempel på hvordan senere arealbruk og dårlig oppfølging kan ødelegge den opprinnelige intensjonen med en i utgangspunktet godt planlagt viltpassasje.

KONKLUSJON

Vår undersøkelse viser at rådyr og småvilt benytter både over- og underganger, så vel som kulverter, enten de er tilrettelagte for vilt eller opprinnelig tiltenkt andre formål. Kun rådyr så ut til å ha preferanser i forhold til passasjenes utforming og plassering i landskapet, mens den menneskelige ferdselen i passasjene ikke så ut til å påvirke krysningsfrekvensen for noen av artsgruppene. Både sandstriper og ulike overvåkningskamera viste seg å være effektive metoder for overvåkning av viltaktiviteten i passasjene, men i passasjer med mye folk eller vilt bør sandstriper unngås, da sporingsmaterialet raskt blir uleselig ved mye ferdsel. Likevel har dette trolig ikke påvirket resultatet i stor grad, da det i hovedsak var de bredeste passasjene som hadde størst menneskelig aktivitet. Ved bruk av overvåkningskamera vil plasseringen i passasjen være av stor betydning for deres effektivitet som overvåkningsmetode.

Mye tyder på at både rådyr, rødrev, grevling og hare er tilpasningsdyktige arter med hensyn til bruk av ulike passasjetyper, men basert på våre resultater bør det i framtidige undersøkelser

legges vekt på ytterligere kartlegging av særlig rådyrets preferanser for utforming og plassering i forhold til landskapstype. Ved sammenlikning med undersøkelser i typiske skogtrakter med liten ferdsel av mennesker, bør det også tas med at viltet i kulturlandskapet har vent seg til forstyrrelsen slik at de lettere godtar ulik utforming av passasjer. Vi har imidlertid ikke tilstrekkelig materiale til å vurdere dette nærmere. Noe av variasjonene i krysningsfrekvensen i vår undersøkelse kan trolig tilskrives varierende vilttetthet i de ulike delene av studieområdet selv om tettheten på en større skala må antas å være noenlunde jevn innenfor kulturlandskapet på den ene og skoglandskapet på den andre siden. Andre forstyrrende faktorer som ulik grad av menneskelig aktivitet, variasjon i habitat og nærhet til andre krysningsalternativer kan også bidra til å maskere effekten av for eksempel utforming eller plassering av passasjene.

Systematiske undersøkelser vedrørende utforming og plassering av passasjer, hvor de forstyrrende faktorene reduseres i størst mulig grad vil være viktig i det videre arbeidet med over- og underganger som vilttiltak i Norge. Utformingen og dimensjonene i mange av de konvensjonelle passasjene tilsvarer omtrent de kravene som settes ved bygging av tilrettelagte faunapassasjer i dag, og med få justeringer kan disse spille en viktig rolle i vegplanleggingen i framtida. Enkelte av passasjene i vår undersøkelse fungerte svært godt, men samtidig oppdaget vi tilfeller hvor en omfattende tilrettelegging på forhånd ikke hadde noen betydning, fordi oppfølgingen var for dårlig i etterkant. Dette påpeker viktigheten av planlegging og oppfølging i et helhetlig perspektiv, der viltets arealbruk og naturlige vandringsmønstre står i fokus.

LITTERATUR

- Avinor, Jernbaneverket, Kystverket & Statens Vegvesen. 2008. Forslag til Nasjonal Transportplan 2010-2019. 221 s.
- Barnard, C., Gilbert, F. & McGregor, P. 2007. Asking questions in biology – a guide to hypothesis-testing, experimental design and presentation in practical work and research projects. 243 s.
- Bennet, A. F. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. I: Saunders, D. A & Hobbs, R. J (red.). 1991. Nature Conservation 2: The Role of Corridors. Surrey Beatty, Sydney. s. 99-117.
- Bjärvall, A. & Ullström, S. 1997. Pattedyr – alle Europas arter i tekst og bilde, Cappelens felthåndbøker. J. W. Cappelens Forlag AS, Oslo. 291 s.
- Bond, A. R. & Jones, D. N. 2008. Temporal trends in use of fauna-friendly underpasses and overpasses. *Wildlife Research* 35: 103-112.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York. 488 s.
- Cain, A. T., Tuovila, V. R., Hewitt, D. G. & Tewes, M. E. 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114: 189-197.
- Cederlund, G. & Liberg, O. 1995. Rådjuret – viltet, ekologin och jakten. Svenska Jägarförbundet, Spånga. 300 s.
- Clarke, G. P., White, P. C. L. & Harris, S. 1998. Effects on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Clevenger, A. P. 2005. Conservation value of wildlife crossings: measures of performance and research directions. *GAIA* 14: 124-129.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* 14: 47-56.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2003. Long-term year-round monitoring of wildlife crossing structures and the importance of temporal and spatial variability in performance studies.

- I: Proceedings of the International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment, 24-29 August 2003, Lake Placid, New York, USA. s. 293-302.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation* 121: 453-464.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. & Gunson, K. E. 2001a. Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B. & Gunson, K. 2001b. Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passages by mammals. *Journal of Applied Ecology* 38: 1340-1349.
- Direktoratet for Naturforvaltning. 2009. Tilgjengelig fra: <http://www.naturbase.no> Funnet 31.05.10
- Ferreras, P., Aldama, J. J., Beltrán, J. F. & Delibes, M. 1992. Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824. *Biological Conservation* 61: 197-202.
- Fjeld, P. O. 2002. Etterundersøkelser av viltpassasjer i Aust-Agder og Vestfold. Biotop A/S – Natur- og miljøundersøkelser, Bø. 18 s.
- Flatla, R. 2007. Viltets bruk av underganger på riksveg 35 over Romeriksåsen. Masteroppgave, Universitetet for Miljø- og Biovitenskap. 52 s.
- Foresman, K. R. & Pearson, D. E. 1998. Comparison of proposed survey procedures for detection of forest carnivores. *Journal of Wildlife Management* 62: 1217-1226.
- Ford, A. T., Clevenger, A. P. & Bennett, A. 2009. Comparison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *Journal of Wildlife Management* 73: 1213-1222.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bisonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T. & Winter, T. C. 2003. *Road Ecology; Science and Solutions*. Island Press, Washington D.C., USA. 481 s.

- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Foster, M. L. & Humphrey, S. R. 1995. Use of highway underpasses by Florida panthers and other wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 23: 95-100.
- Gloyne, C. C. & Clevenger, A. P. 2001. Cougar *Puma concolor* use of wildlife crossing structures on the Trans-Canadian highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology* 7: 117-124.
- Grilo, C., Bissonette, J. A. og Santos-Reis, M. 2008. Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biodiversity Conservation* 17: 1685-1699.
- Groot-Bruinderink, G. W. T. A. & Hazebroek, E. 1996. Ungulate traffic collisions in Europe. *Conservation Biology* 10: 1059-1067.
- Hjeljord, O. 2008. Viltet – biologi og forvaltning. Tun forlag, Oslo. 352 s.
- Huijser, M. P. & Bergers, P. J. M. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation* 95: 111-116.
- Iuell, B.(red). 2005. Håndbok 242: Veger og dyreliv – veiledning. Statens Vegvesen Vegdirektoratet, Oslo. 136 s.
- Jaeger, J. A. G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K. Gruber, B. & Tluk von Toschanowitz, K. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modeling* 185: 329-348.
- Kastdalen, L. 1999. Gardermoutbyggingen – evaluering av avbøtende tiltak for elg. Rapport nr 26. Høgskolen i Hedmark. 45 s.
- Kleist, A. M., Lancia, R. A. & Doerr, P. D. 2007. Using video surveillance to estimate wildlife use of a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 71: 2792-2800.
- Lund, P. M. 2002. Veg og vilt – oppsummering av prosjekt faunapassasjer. MISA-Rapport 02/30. Statens Vegvesen Vegdirektoratet. 42 s.

- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F. & Malo, J. E. 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fences Spanish motorway. *Biological Conservation* 124: 397-405.
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F. Malo, J. E. 2008. Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *Journal of Environmental Management* 88: 407-415.
- Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Malo, J. E., Suárez, F. 2009. Seasonal changes in wildlife use of motorway crossing structures and their implication for monitoring programmes. *Transportation Research Part D* 14: 447-452.
- May, R., Stokke, S. & Sakshaug, K. 2007. Trafikksikkerhet og fragmenteringseffekter i forbindelse med riks- og fylkesvegnettet - forslag til etterundersøkelser av viltrelaterte tiltak utført av Statens Vegvesen. NINA Rapport 276. 46 s.
- Miljøverndepartementet. 2009. Stortingsmelding nr 21 (2004-2005): Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand. Tilgjengelig fra: <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/regpubl/stmeld/20042005/stmeld-nr-21-2004-2005-.html> Funnet 20.04.10.
- Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M., Riley, S. P. D. & Valone, T. J. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115: 499-507.
- Olbrich, P. 1984. Study of the effectiveness of game warning reflectors and the suitability of game passages. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 30: 101-116 (engelsk sammendrag).
- Olsson, M. P. O. 2007. The use of highway crossings to maintain landscape connectivity for moose and roe deer. Doktorgrad, Karlstad Universitetet. 40 s.
- Olsson, M. P. O., Widén, P. & Larkin J. L. 2008. Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 85: 133-139.
- Putman, R. J. 1997. Deer and road traffic accidents: Options for management. *Journal of Environmental Management* 51: 43-57.

- R Development Core Team. 2009. R. Versjon 2.10.1
- Reed, D. F., Woodard, T. N. & Pojar, T. M. 1975. Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* 39: 361-367.
- Rodriguez, A., Crema, G. & Delibes, M. 1996. Use of non-wildlife passages across a high-speed railway by terrestrial vertebrates. *Journal of Applied Ecology* 33: 1527-1540.
- Rodriguez, A., Crema, G. & Delibes, M. 1997. Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography* 20: 287-294.
- Sakshaug, K. 2007. Ulykker og vilttiltak. Bearbejdet data fra Nasjonal vegdatabase. Power Point – presentasjon, SINTEF Transportsikkerhet og – informatikk, Trondheim.
- SAS Institute Inc. 2003. SAS. Versjon: 9.1
- Seiler, A. 2003. The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden. Doktorgrad, Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala. 48 s.
- Seiler, A. & Olsson, M. O. P. 2009. Are non-wildlife underpasses effective passages for wildlife? I: Proceedings of IOCET 2009. Preliminary Report. 18 s.
- Solberg, E. J., Rolandsen, C. M., Herfindal, I. og Heim, M. 2009. Hjortevilt og trafikk i Norge: En analyse av hjorteviltrelaterte trafikkulykker i perioden 1970 – 2007. NINA Rapport 463. 84 s.
- Statens Vegvesen. 2009. Årsdøgntrafikk trafikktellepunkt Akershus og Vestfold. Tilgjengelig fra: <http://www.vegvesen.no> Funnet 19.02.10.
- Statistisk Sentralbyrå. 2009. Statistisk Årbok 2009, Veitransport. Tilgjengelig fra: <http://www.ssb.no/aarbok/tab/tab-416.html> Funnet 16.04.10
- Steen, R. 2009. A portable digital video surveillance system to monitor prey deliveries at raptor nests. *Journal of Raptor Research* 43: 69-74.
- van der Zee, F. F., Wiertz, J., Ter Braak, C. J. F. & Van Apeldoorn, R. C. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.

van Wieren, S. E. & Worm, P. B. 2001. The use of a motorway wildlife overpass by large mammals. *Netherlands Journal of Zoology* 51: 97-105.

Vassar Stats. 2009. Wilcoxon signed rank test. Tilgjengelig fra:

<http://faculty.vassar.edu/lowry/VassarStats.html> Funnet: 01.02.10.

Vegdirektoratet. 1998. Faunapassasjer – hva er gjort i Europa og hva gjør vi i Norge? MISA - Rapport 98/05. Statens Vegvesen Vegdirektoratet. 44 s.

Yanes, M., Velasco, J. M. & Suárez, F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* 71: 217-222.

Personlige kommentarer

Olav Hjeljord, førsteamanuensis ved Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for naturforvaltning.

Bjørn Elnan, skogbrukssjef i Sande kommune.

Trygve Almøy, førsteamanuensis ved Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for kjemi, bioteknologi og mat.

VEDLEGG 1 – De enkelte passasjene

MOSSEPORTEN



Koordinater: 6591604 N, 596378 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 10 m bred, 34 m lang, 5 m høy og åpenhet 1,5

Overvåkningsmetode: Sandstriper

Observerte arter: Rådyr (14 stk)

Overvåkningsperiode: mai (5 dager), juni (30 dager), juli (3 dager)

Undergangen ligger langs E6 i Østfold (Moss), like nord for handelsområdet ved Mosseporten Senter, og binder sammen boligområder på begge sider av passasjen. Det er etablert gang- og sykkelsti gjennom undergangen, og begynnelsen på turområdet "Mossemarka" ligger på østsiden av passasjen. Undergangen er følgelig mye brukt av mennesker. I utgangspunktet er ikke motorisert ferdsel tillatt, men parkeringsplass for turgåere ligger helt inntil passasjen i øst. Undergangen har lysåpning mellom vegbanene, og har delvis vegetasjonskledde skråninger. Lokalkjente hevder at det er en liten bestand av rådyr benytter passasjen regelmessig.

ÅVANGEN



Koordinater: 6592227 N, 596371 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 10 m bred, 34 m lang, 5 m høy og åpenhet 1,5

Overvåkningsmetode: Sandstriper

Observerte arter: Rådyr (3 stk)

Overvåkningsperiode: mai (5 dager), juni (30 dager), juli (3 dager)

Undergangen er plassert langs E6 i Østfold (Moss) og fungerer som turveg for elever fra Åvangen skole og boligområdet vest for passasjen. Turområdet "Mossemarka" ligger på østsiden, og undergangen er følgelig mye brukt av folk. Grusvegen benyttes også til anleggsvirksomhet i forbindelse med uttak av grus og vegarbeider langs E6. Undergangen har lysåpning mellom vegbanene og noe vegetasjon der lyset slipper til.

NØKKELAND



Koordinater: 6593667 N, 596379 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 10 m bred, 34 m lang, 5 m høy og åpenhet 1,5

Overvåkningsmetode: Sandstriper

Observerte arter: Rådyr (3 stk)

Overvåkningsperiode: mai (5), juni (30), juli (3)

Undergangen ligger langs E6 i Østfold (Moss) og fungerer som turveg mellom boligområdet i vest og turområdet "Mossemarka" i øst. Vegen har også blitt benyttet til anleggsvirksomhet i forbindelse med grusuttak og vegarbeider langs E6. Undergangen har lysåpning mellom vegbanene og er delvis vegetasjonskledd på begge sider.

KAMBO



©Victoria Marie Kristiansen

Koordinater: 6594399 N, 596461 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 12 m bred, 34 m lang, 6 m høy og åpenhet 2,5

Observerte arter: Rådyr (45 stk), rødvov (2 stk)

Overvåkningsmetode: Sandstriper

Overvåkningsperiode: mai (5), juni (30), juli (31)

Undergangen er lokalisert langs E6 i Østfold (Moss) like sør for bomstasjonen. Grusvegen gjennom undergangen fungerer som skogsbilveg for Kambo Herregård i vest og blir til en viss grad benyttet som turområde i forbindelse med ”Mossemarka” i øst, men passasjen er mindre benyttet av folk enn tilsvarende passasjer i området. Veggen har også blitt benyttet som anleggsveg i forbindelse med vegarbeider langs E6. Undergangen har lysåpning mellom vegbanene, og skråningene er delvis vegetasjonskledde.

KLEIVA



Koordinater: 6609417 N, 597778 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 4 m bred, 30 m lang, 4,5 m høy og åpenhet 0,6

Overvåkningsmetode: Sandstriper, videokamera

Observerte arter:

- **Sandstriper:** Rådyr (15 stk), rødrev (8 stk), grevling (3 stk), hare (3 stk), elg (1 stk)
- **Kamera:** Rådyr (3 stk), rødrev (4 stk)

Overvåkningsperiode:

- **Sandstriper:** mai (4 dager), juni (30 dager), juli (31 dager)
- **Kamera:** mai (4 dager), juni (23 dager), juli (27 dager)

Kulverten er plassert langs E6 i Akershus (Vestby) og ligger i et åpent kulturlandskap med spredte forekomster av skog på vestsiden. Den menneskelige ferdselen i passasjen er liten, og kun i enkelttilfeller benyttes den i forbindelse med landbruksvirksomhet. Passasjen er stengt for annen motorisert ferdsel.

LI



Koordinater: 6610015 N, 597738 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 4 m bred, 30 m lang, 4,5 m høy og åpenhet 0,6

Overvåkningsmetode: Sandstriper, videokamera, viltkamera

Observerte arter:

- **Sandstriper:** Rådyr (18 stk), rødrev (11 stk), grevling (3 stk)
- **Kamera:** Rådyr (36 stk), rødrev (3 stk), grevling (5 stk)

Overvåkningsperiode:

- **Sandstriper:** mai (4 dager), juni (30 dager), juli (31 dager)
- **Kamera:** mai (3 dager), juni (30 dager), juli (28 dager), august (26 dager), oktober (31 dager), november (30 dager), desember (24 dager), januar (31 dager)

Kulverten er plassert langs E6 i Akershus (Vestby) og ligger i tilknytning til et handelsområde på østsiden. Grusvegen fungerer som atkomst til eiendommen på vestsiden, og passasjen benyttes mye til landbruksvirksomhet.

STØKKEN



Koordinater: 6611714 N, 597987 Ø

Type passasje: Tilrettelagt viltundergang

Utforming: 50 m bred, 30 m lang, 5,5 m høy og åpenhet 9,2

Overvåkningsmetode: Sandstriper, videokamera, viltkamera

Observerte arter:

- **Sandstriper:** Rådyr (163 stk), rødrev (11 stk), elg (1 stk)
- **Kamera:** Rådyr (307 stk), rødrev (3 stk), grevling (1 stk), hare (1 stk), elg (22 stk)

Overvåkningsperiode:

- **Sandstriper:** mai (4 dager), juni (30 dager), juli (31 dager)
- **Kamera:** juni (15 dager), juli (12 dager), august (31 dager), september (25 dager), oktober (31 dager), november (30 dager), desember (15 dager), januar (31 dager)

Undergangen ligger langs E6 i Akershus (Vestby) der det tidligere er registrert vilttrekk. Det er ingen driftsvei gjennom passasjen, men den benyttes i enkelttilfeller som kjøreveg til landbruksområder og som lagringsplass. Enkelte turgåere er observert. Undergangen har lysåpning mellom vegbanene og vegetasjonsdekke gjennom hele passasjen.

RÅDE



Koordinater: 6581731 N, 604158 Ø

Type passasje: Tilrettelagt viltovergang

Utforming: 17 m bred, 48 m lang

Overvåkningsmetode: Sandstriper, viltkamera

Observerte arter:

- **Sandstriper:** Rådyr (130 stk), rødrev (13 stk), grevling (1 stk), elg (2 stk)
- **Kamera:** Rådyr (84 stk), rødrev (73 stk), grevling (8 stk), elg (2 stk)

Overvåkningsperiode:

- **Sandstriper:** juni (21 dager), juli (31 dager)
- **Kamera:** juli (20 dager), august (31 dager), september (30 dager), oktober (31dager), november (18 dager), desember (13 dager), januar (31 dager)

Overgangen er lokalisert langs E6 i Østfold (Råde), rett nord for et handels- og industriområde. Den er i utgangspunktet stengt for motorisert ferdsel, men anleggsmaskiner/traktorer har tidligere benyttet passasjen og laget hjulspor. Den benyttes også en del av turgåere. På vestsiden av overgangen ligger et område med spredt boligbebyggelse og mindre skogteiger i et åpent kulturlandskap, mens det på østsiden er et smalt skogbelte innklemmt mellom E6 og Vansjø. Overgangen er dekket av gras og buskvegetasjon og har støyvoller på begge sider.

TARALRUD



© Jo Trygve Lyngved



© Victoria Marie Kristiansen

Koordinater: 6629362 N, 603252 Ø

Type passasje: Tilrettelagt viltovergang

Utforming: 46 m bred, 53 m lang

Overvåkningsmetode: Sandstriper, viltkamera

Observerte arter:

- **Sandstriper:** Rådyr (79 stk), rødrev (5 stk), elg (3 stk)
- **Kamera:** Rådyr (31 stk), rødrev (2 stk), elg (8 stk)

Overvåkningsperiode:

- **Sandstriper:** mai (5 dager), juni (30 dager), juli (31 dager)
- **Kamera:** august (20 dager), september (30 dager), oktober (31 dager), november (30 dager), desember (31 dager), januar (25 dager)

Overgangen er lokalisert langs E6 i Akershus (Ski) og binder sammen skogområder på begge sider av passasjen. Det er anlagt tursti over passasjen og den menneskelige aktiviteten er stor, med turgåere, ridning og terrengsykling i sommerhalvåret, og skiløpere om vinteren. Overgangen er tilplantet med lauv- og bartrær, noe som gjør den til en naturlig forlengelse av skogen på begge sider. Det er etablert støyvoller på begge sider av overgangen.

SVARTSKOG



Koordinater: 6627617 N, 599441 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 2, 5 m bred, 29 m lang, 2,5 m høy og åpenhet 0,2

Overvåkningsmetode: Sandstriper

Observerte arter: Rådyr (5 stk), rødvov (13 stk), grevling (4 stk), hare (2 stk)

Overvåkningsperiode: mai (5 stk), juni (30 stk), juli (31 stk)

Kulverten er plassert langs E18 i Akershus (Oppegård). Kulverten er utformet som et ovalt rør og benyttes lite av folk. Bunnen i passasjen er dekket av grus.

MASTEMYR



Koordinater: 6630666 N, 598800 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 6 m bred, 14 m lang, 4 m høyde og åpenhet 1,7

Overvåkningsmetode: Sandstriper

Observerte arter: Rådyr (5 stk), rødrev (2 stk), grevling (1 stk), hare (2 stk), elg (3 stk)

Overvåkningsperiode: mai (5 dager), juni (30 dager), juli (31 dager)

Kulverten er plassert langs E18 i Akershus (Oppegård) og det er lagt en turveg gjennom. Passasjen benyttes en del av turgåere, samt til ridning og kjøring med hest. Den er stengt for motorisert ferdsel. Nedbør har skylt vekk mye av bunnsstratet, men noe grus ligger fortsatt igjen.

ROMERIKE NR 2



Koordinater: 6681578 N, 609908 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 5,5 m bred, 10 m lang, 4,5 m høy og åpenhet 2,4

Overvåkningsmetode: Videokamera, viltkamera

Observerte arter: Rådyr (23 stk), rødrev (4 stk), elg (2 stk)

Overvåkningsperiode: april (9 dager), mai (13 dager), november (29 dager),
desember (31 dager), januar (30 dager)

Kulverten er lokalisert langs Rv35 i Akershus (Nannestad). Kulverten ligger i tilknytning til en skogsbilveg, men er lite forstyrret av trafikk og menneskelig ferdsel (vegen stengt med bom). Området rundt passasjen benyttes som beite for sau, storfe og hest i sommerhalvåret.

ROMERIKE NR 3



Koordinater: 6681896 N, 608622 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 26 m bred, 9 m lang, 5,5 m bred og åpenhet 15,9

Overvåkningsmetode: Videokamera, viltkamera

Observerte arter: Rådyr (1 stk), rødrev (7 stk), elg (12 stk)

Overvåkningsperiode: april (3 dager), mai (8 dager), november (29 dager),
desember (31 dager), januar (30 dager)

Undergangen er lokalisert langs Rv35 i Akershus (Nannestad). Den ligger i tilknytning til en skogsbilveg og benyttes i begrenset grad av motorisert ferdsel (vegen er stengt med bom). Passasjen benyttes også av turgåere og til ridning og kjøring med hest. Området ved passasjen benyttes som beite for sau, storfe og hest i sommerhalvåret. Det er satt opp sauekve i undergangen.

ROMERIKE NR 4



©Victoria Marie Kristiansen

Koordinater: 6681563 N, 607056 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 10 m bred, 9 m lang, 4 m høy og åpenhet 4,4

Overvåkningsmetode: Videokamera, viltkamera

Observerte arter: Elg (6 stk)

Overvåkningsperiode: april (5 dager), mai (16 dager), november (29 dager),
desember (30 dager), januar (31 dager)

Undergangen er lokalisert langs Rv35 i Akershus (Nannestad). Den ligger i tilknytning til en skogsbilveg, men benyttes i begrenset grad av motorisert ferdsel (vegen stengt med bom). Derimot er turgåere og kjøring eller ridning med hest vanlig i passasjen. Området ved undergangen benyttes som beite for sau, storfe og hest i sommerhalvåret.

ROMERIKE NR 6



© Victoria Marie Kristiansen

Koordinater: 6681412 N, 606060 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 12 m bred, 9 m lang, 5 m høy og åpenhet 6,7.

Overvåkningsmetode: Videokamera, viltkamera

Observerte arter: Rådyr (1 stk), rødrev (1 stk), grevling (2 stk), hare (1 stk), elg (2 stk)

Overvåkningsperiode: april (5 dager), mai (16 dager), november (29 dager), desember (31 dager), januar (30 dager)

Undergangen er plassert langs Rv35 i Akershus (Nannestad) og ligger i tilknytning til en skogsbilveg. Trafikken er begrenset (vegen stengt med bom), men passasjen benyttes en del av turgåere og til ridning/kjøring med hest. Området ved undergangen benyttes som beite for sau, storfe og hest i sommerhalvåret.

ROMERIKE NR 7



Koordinater: 6683526 N, 602141 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 26 m bred, 9 m lang, 6 m høy og åpenhet 17,3

Overvåkningsmetode: Videokamera, viltkamera

Observerte arter: Rødrev (12 stk), hare (11 stk), elg (7 stk)

Overvåkningsperiode: april (2 dager), mai (6 dager), november (29 dager),
desember (31 dager), januar (30 dager)

Undergangen er palssert langs Rv35 i Akershus (Nannestad) og ligger i tilknytning til en skogsbilveg. Trafikken er begrenset (vegen stengt med bom), men passasjen benyttes noe av turgåere. Området ved undergangen benyttes som beite for sau, storfe og hest i sommerhalvåret.

OSLOFJORDTUNNELEN



Koordinater: 6619157 N, 593781 Ø

Type passasje: Undergang

Utforming: 48 m bred, 10 m lang, 6 m høy og åpenhet 28,8.

Overvåkningsmetode: Sandstriper

Observerte arter: Rådyr (74 stk), rødrev (6 stk), elg (4 stk)

Overvåkningsperiode: mai (5 dager), juni (30 dager), juli (31 dager)

Undergangen er plassert langs Rv23 i Akershus (Frogn), omtrent en kilometer før Oslofjordtunnelen, og knytter sammen skogområder på begge sider av vegen. Det er anlagt en tursti gjennom passasjen og den benyttes en del av både turgåere og terrengsyklister. Undergangen er stengt for motorisert ferdsel.

HURUM NR 35



© Victoria Marie Kristiansen

Koordinater: 6618491 N, 584121 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 3,5 m bred, 15 m lang, 4 m høy og åpenhet 0,9

Overvåkningsmetode: Viltkamera

Observerte arter: Rådyr (10 stk), rødrev (13 stk), grevling (2 stk), elg (3 stk)

Overvåkningsperiode: august (25 dager), september (30 dager), oktober (31 dager), november (30 dager), desember (31 dager), januar (30 dager)

Kulverten ligger langs Rv23 i Buskerud (Hurum) i nærheten av et boligfelt, og benyttes mye av turgåere og enkelte syklister. Kulverten benyttes i begrenset grad også til skogsdrift.

HURUM NR 36



Koordinater: 6616641 N, 584881 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 3, 5 m bred, 15 m lang, 4 m høy og åpenhet 0,9

Overvåkningsmetode: Viltkamera

Observerte arter: Rådyr (1 stk), rødrev (7 stk), grevling (4 stk)

Overvåkningsperiode: august (25 dager), september (4 dager)

Kulverten ligger langs Rv23 i Buskerud (Hurum) og benyttes svært mye av turgåere.

KLEVJERHAGEN



Koordinater: 6614301 N, 569551 Ø

Type passasje: Tilrettelagt viltundergang

Utforming: 15 m bred, 56 m lang, 5 m høy og åpenhet 1,3

Overvåkningsmetode: Viltkamera

Observerte arter: Rådyr (6 stk)

Overvåkningsperiode: august (25 dager), september (30 dager), oktober (31 dager), november (30 dager), desember (16 dager), januar (20 dager)

Undergangen er lokalisert langs E18 i Vestfold (Sande) og består av tre broer med lysåpning mellom vegbanene og mellom vegen og jernbanen. Passasjen er lite benyttet av folk og ligger i tilknytning til en plantet vegetasjonskorridor som skal fungere som trekkroute for hjortevilt i et ellers åpent kulturlandskap med spredte forekomster av skog. Vegetasjonsdekket består av gras, busker og lauvtrær og vegetasjonen dekker hele passasjen. Passasjen er stengt for motorisert ferdsel. Passasjen er etablert der det tidligere har blitt registrert vilttrekk.

OREBERG



Koordinater: 6602081 N, 566671 Ø

Type passasje: Kulvert

Utforming: 5 m bred, 56 m lang, 4,5 m høy og åpenhet 0,4

Overvåkningsmetode: Viltkamera

Observerte arter: Rådyr (2 stk), rødrev (1 stk)

Overvåkningsperiode: august (25 dager), september (30 dager), oktober (31 dager), november (30 dager), desember (31 dager), januar (30 dager)

Kulverten er lokalisert langs E18 i Vestfold (Sande) og fungerer som atkomstveg til eiendommen vest for passasjen. Kulverten benyttes i tillegg mye av turgåere og i forbindelse med skogsdrift og kjøring til landbruksområder.

VEDLEGG 2 – Eksempelbilder observerte arter



Figur 1. Rådyr i kulverten Li til venstre og på overgangen Råde til høyre.



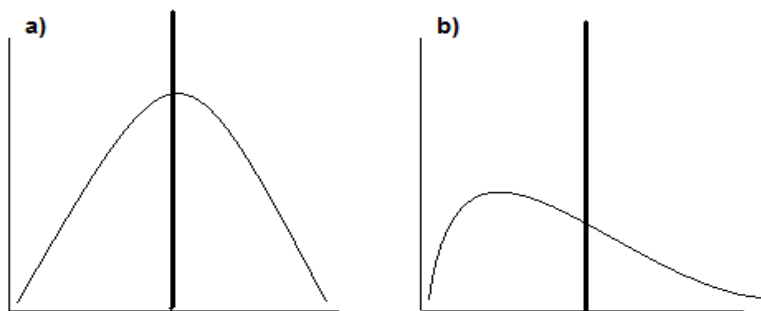
Figur 2. Rødrev i kulverten Hurum Nr 35 til venstre og på overgangen Råde til høyre.



Figur 3. Grevling i kulverten Hurum Nr 36 til venstre og på overgangen Råde til høyre.

VEDLEGG 3 – Transformering av data

Selv om man benytter transformerte tall i en statistisk analyse, er det vanskelig å framstille gjennomsnitt og standardavvik på en god måte som transformerte tall. De gir liten informasjon for leseren og tallene bør derfor tilbaketransformeres ved å gjøre det motsatte av formelen som ble benyttet for transformering. I vårt tilfelle betyr det å trekke fra den tillagte minimumsverdien og deretter benytte antilog. Konfidensintervallene vil da ikke lengre være symmetriske. Når man benytter transformerte data i analyser vil dette påvirke de endelige estimatene, men en transformering kan allikevel være nyttig når dataene ikke er normalfordelte, slik som hos oss. For eksempel er gjennomsnittet for et uttransformert datasett 0,51 med standardavvik på 0,22. Gjennomsnittet av de log – transformerte tallene er -0,33 med standardavvik 0,17. Hvis man nå tilbaketransformerer dette gjennomsnittet vil verdien være 0,47 og dette vil være lavere enn gjennomsnittsverdien for rådataene.



Figur a) viser hvordan de log – transformerte dataene er normalfordelte og forventet antall passeringer per døgn tilsvare gjennomsnittet (summen av alle verdiene delt på antall verdier). Figur b) viser at tilbaketransformeringen gir en skjev kurve, fordi datasettet ikke lengre er normalfordelt. Øvre og nedre konfidensintervall blir følgelig ikke like stort lengre. Forventet antall passeringer per døgn vil ikke lengre tilsvare datasettets gjennomsnitt, men medianen (den observasjonen som ligger i midten av datasettet når tallene er sorterte) og det er derfor medianen vi har beregnet i våre illustrasjoner av resultatene (Trygve Almøy pers. medd). Figurene for landskap og sesongfordeling hos rådyr påvirkes av dette.

(Informasjonen ble hentet fra:

<http://translate.google.co.uk/translate?hl=no&sl=en&tl=no&u=http%3A%2F%2Fudel.edu%2F~mcdonald%2Fstattransform.html&anno=2> og <http://www.bmj.com/cgi/content/full/312/7038/1079> Funnet 03.04.10)