



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Hovedveileder: Katrine Eldegard

Viltlevende dyrs bruk av norske veiunderganger – med fokus på småvilt, amfibier og etiske betraktninger

Use of camera surveillance to estimate the
efficiency of wildlife underpasses in SE Norway –
with a focus on small mammals, amphibians and
ethical perspectives

Vanessa Marie Ellingsen

Biologi

Forord

Med denne oppgaven avslutter jeg min mastergrad ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Oppgaven er støttet av Statens vegvesen og inngår i arbeidet med etterundersøkelser der målet er å se hvor effektive viltunderganger er som avbøtende tiltak for ulike viltarter og amfibier i Norge. Her var en spesialkonstruert amfibietunnel på Skoklefall, Nesodden av spesiell interesse.

Jeg ble motivert til å skrive denne oppgaven på grunn av min interesse for dyrevelferd og dyreetikk. Den dyreetiske delen av oppgaven utgjør en ganske stor del, og komplimenterer den delen av oppgaven som omhandler vurdering av underganger som avbøtende tiltak for småvilt og amfibier i Norge.

Først og fremst vil jeg takke min tidligere hovedveileder Mikael Ohlson for en enestående innsats som både veileder og motivator. Deretter vil jeg takke min nåværende hovedveileder Katrine Eldegard for all hjelp i forbindelse med analyse av innsamlet datamateriale og verdifulle kommentarer i forbindelse med skriveprosessen. Jeg vil naturligvis også takke både Håvard Hjermstad-Sollerud og Karianne Thøger Haaverstad, min nåværende og tidligere biveileder fra Statens vegvesen. En stor takk til Ronny Steen som har bestilt alt av kamerautstyr og vært behjelpelig med å svare på tekniske spørsmål. Ytterligere en takk går til Børre Dervo, som har gitt meget verdifulle råd i forbindelse med amfibienes høst- og vårvandring. Jeg ønsker også å takke Johan Asplund for en kjempefin illustrasjon av studieområdet mitt. En stor og varm takk til Mabel Katrine Trovum for alle de morsomme stundene vi har hatt sammen, og som har bidratt til å øke motivasjonen min. Sist, men ikke minst vil jeg selvfølgelig takke den fantastiske familien min som alltid støtter meg og er der for meg – de er virkelig de flotteste menneskene jeg vet om.

Denne oppgaven har vært både lærerik og interessant, til tross for noen hindre underveis. Den har ikke bare gitt meg kunnskap om veiøkologi, viltunderganger og dyreetikk, men også om livet og meg selv som person.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Ås, 15. august 2018

Vanessa Marie Ellingsen

Abstract

The construction of road infrastructure leads to negative effects on animals, such as wildlife-vehicle collisions, fragmentation, degradation of habitats and increased levels of disturbance. Amphibians are of a special concern, as they depend on different habitats (terrestrial and aquatic) to complete their life cycle. Crossing structures (such as overpasses and underpasses) are important to mitigate these negative effects on mobile animals. The use of crossing structures is poorly investigated in Norway, especially with respect to impacts on amphibians and small game (such as mice and rats). It is important that above mentioned crossing structures are functional, not only because they are costly, but for ethical reasons as well.

This study has two main goals. Firstly, I estimate the functionality of five different underpasses – for amphibians and small game – with wildlife cameras. I also include data from big game, but what makes my study highly innovative, is the quantification of amphibian and small game activity in Norwegian underpasses. These underpasses are located in southeast Norway. In total, I registered 16 different species and 1890 observations of animals, of which 431 of these were mice, 59 rats and 145 amphibians. Differences in activity among localities was significant and four out of five underpasses were frequently used. In contrast, one out of five underpasses were only sporadically used.

The other main goal of this study was to discuss animal ethical perspectives in relation to road construction, animal lives and wildlife-vehicle collisions. In this context, I highlight science about animal pain, and also the thoughts of moral philosophers about the intrinsic value of animals. Animal ethics is in many ways part of both applied ecology and conservation biology, and should therefore be a larger part of future decisions.

Sammendrag

Bygging av veier medfører negative effekter for dyrelivet i form av viltpåkjørsler, fragmentering, forringelse av leveområder og økte forstyrrelser. Her er amfibier spesielt utsatt ettersom de bruker ulike habitater for å fullføre sin livssyklus. Viltpassasjer – i form av over- og underganger – har blitt konstruert flere steder for å motvirke noen av de negative effektene av veikonstruksjon på dyrelivet, slik som fysiske barrierer og påkjørsler. Bruken av viltpassasjene er lite undersøkt i Norge, spesielt med tanke på småvilt og amfibier. Det er viktig at viltpassasjene er funksjonelle, ikke bare fordi de er kostbare tiltak, men også av dyreetiske grunner.

Oppgaven min har to hovedmål. Først og fremst estimerer jeg funksjonaliteten til fem ulike viltunderganger for småvilt og amfibier ved hjelp av viltkameraer. Her inkluderer jeg også data på storvilt, men det som gjør min oppgave nyskapende, er at det er første gangen at det har vært fokus på å kvantifisere aktiviteten til amfibier og mindre småvilt (som mus og rotte) i forskjellige norske viltunderganger. Disse undergangene er lokalisert i Sørøst-Norge. Totalt observerte jeg 16 forskjellige arter og 1890 registreringer, hvorav 431 av disse var mus, 59 rotte og 145 amfibier. Det var signifikant forskjell i aktiviteten mellom undergangene og fire av fem underganger ble flittig brukt, mens én av undergangene ble veldig lite brukt.

Det andre formålet med oppgaven er å drøfte dyreetiske betraktninger knyttet til veikonstruksjoner, dyreliv og viltpåkjørsler. Her tar jeg blant annet for meg hva forskning viser om dyrs evne til å føle smerte i tillegg til hva kjente moralfilosofier mener om dyrs egenverdi. Dyreetikk er på mange måter en del av både den anvendte økologien og bevaringsbiologien, og bør derfor bli tatt mer hensyn til i fremtiden.

Innhold

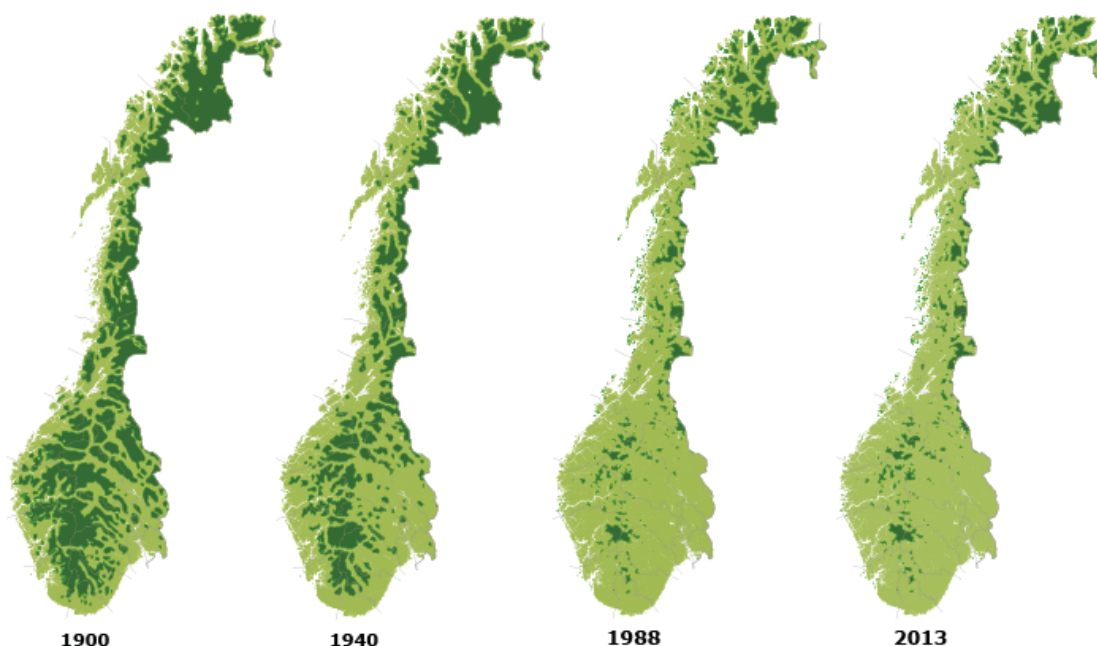
Forord	1
Abstract	3
Sammendrag	3
1 Introduksjon	4
2 Materialer og metode	9
2.1 Studieområdet	9
2.2 Datainnsamling	10
2.3 Informasjon om de enkelte lokalitetene	14
2.4 Databearbeiding	18
2.5 Dataanalyser	18
3 Resultater	19
3.1 Generell aktivitet i undergangene	19
3.2 Temperatur- og sesongmessig variasjon ved bruk av undergangene	22
3.3 Dag- vs. nattaktivitet	29
3.4 Vurdering av enkeltunderganger	31
4 Diskusjon	31
4.1 Generell aktivitet i undergangene	31
4.2 Temperatur- og sesongmessig variasjon ved bruk av undergangene	32
4.3 Dag- vs. nattaktivitet	33
4.4 Vurdering av enkeltunderganger	33
5 Viltpåkjørsler – spørsmål om dyreetikk og dyrs egenverdi	35
5.1 Bevaringsbiologi og dyreetikk	35
5.2 Spesiesisme	36
6 Konklusjon	37
7 Referanser	38
Vedlegg 1	44

1 Introduksjon

Fra et globalt perspektiv mister vi mer natur for hvert år som går, både i form av at totalarealet til hver enkelt naturtype reduseres, men også fordi den gjenværende naturen fragmenteres på grunn av ulike inngrep¹⁻³. Dette er bekymringsverdig for biodiversiteten vår ettersom antall arter korrelerer med gjenværende areal av en gitt naturtype⁴⁻⁶. I følge Barnosky m fl. er vi nå inne i jordens sjette masseutryddelsesepoke og utdøingsraten er 100-1000 ganger høyere enn hva som kan betraktes som naturlig tap av arter⁷. Her er det verdt å merke seg at det er et faresignal når en art blir borte lokalt til tross for at den ikke er utryddet globalt, for jo flere populasjoner som forsvinner, desto større er sannsynligheten for at arten til slutt dør ut^{4-6,8}. Studier viser at det ofte er de mindre og lokale restpopulasjonene (såkalte "rear-edge populations") som har stor betydning for en arts genetiske diversitet ettersom disse populasjonene er lokalt tilpasset og kan gi opphav til unike økotyper tilpasset lokalspesifikke miljøforhold som er annerledes enn de som den såkalte hovedpopulasjonen er eksponert for, f.eks. lavere/høyere temperaturer⁹⁻¹¹. Slike restpopulasjoner har gjerne mindre genetisk diversitet i seg selv enn hovedpopulasjonen, men det har blitt observert stor genetisk diversitet mellom slike restpopulasjoner, så derfor utgjør de et meget viktig genetisk bidrag for arten som helhet^{12,13}. Svenning har f.eks. vist at kun de tolerante restpopulasjonene av trær overlevde klimasvingningene under kvartærtiden. Slike lokale restpopulasjoner kan altså bidra til å forhindre total utryddelse av en art, og kan derfor være meget viktige både med tanke på bevaringsbiologi og etikk¹⁴.

I løpet av det siste århundret har store deler av det som blir definert som inngrepsfri natur (altså villmarkspreget natur) gått tapt i Norge (Figur 1).

→ Villmarkspregede områder i Norge



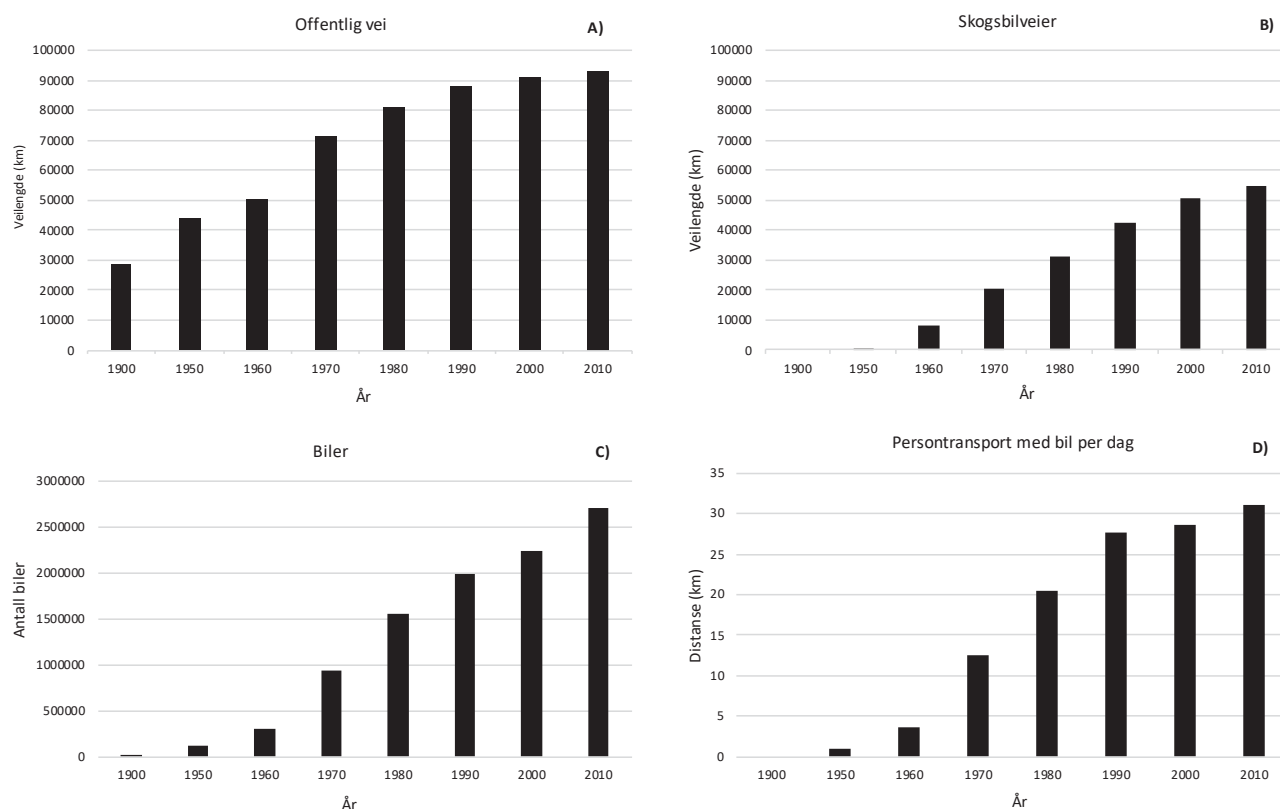
■ Villmarkspreget: natur som ligger 5 km eller mer i luftlinje fra tyngre tekniske inngrep

Figur 1. Villmarkspreget natur har blitt kraftig redusert de siste 113 årene¹⁵.

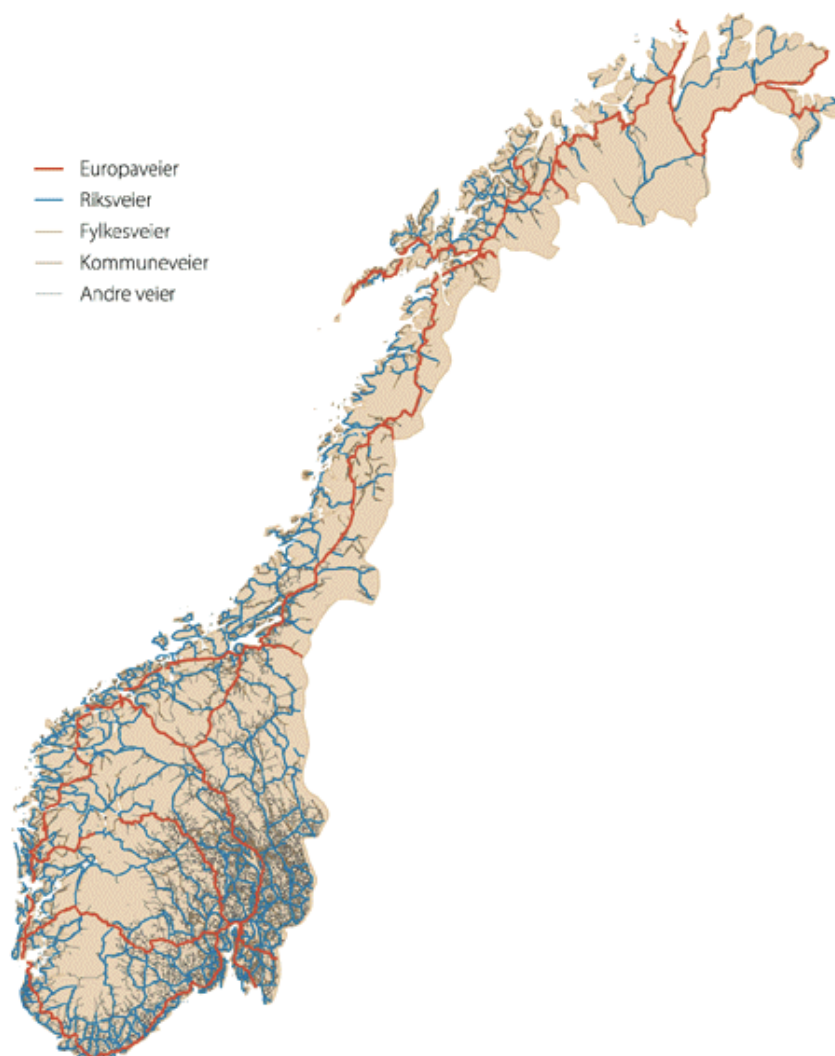
Blant inngrepene som fragmenterer naturen vår, og som utgjør en stor trussel mot biodiversiteten, har kanskje utbygging av veinettet størst påvirkning; veinettet øker stadig i omfang for å sikre bedre infrastruktur og mobilitet for mennesker¹⁶. Det offentlige veinettet tredoblet seg i perioden 1900-2010 (Figurene 2 og 3). Vi har en livsstil i dagens samfunn som

ikke bare medfører forurensning, men som også krever enorme arealer, spesielt med tanke på de kravene som stilles til veinettet i form av veibredde og rundkjøringer⁶. Med utbygging av veinettet følger også andre inngrep i form av blant annet boliger, industri og naturligvis også parkeringsplasser. En vei ligger sjeldent alene. Ekspansjonen av veinettet er ikke bare noe som skjer i Norge – det er også en internasjonal trend^{17,18}.

Skogsbilveier nevnes ofte ikke når det er snakk om veinettets omfang i dagens samfunn i Norge, men til tross for at de er mer eller mindre usynlige for folk flest, så er de både mange og lange (Figur 2). Forklaringen på det omfattende nettverket av skogsbilveier er at de anlegges i forbindelse med hogging av skog og uthenting av tømmer, og dette fører til fragmentering og ødeleggelse av skoghabitater.



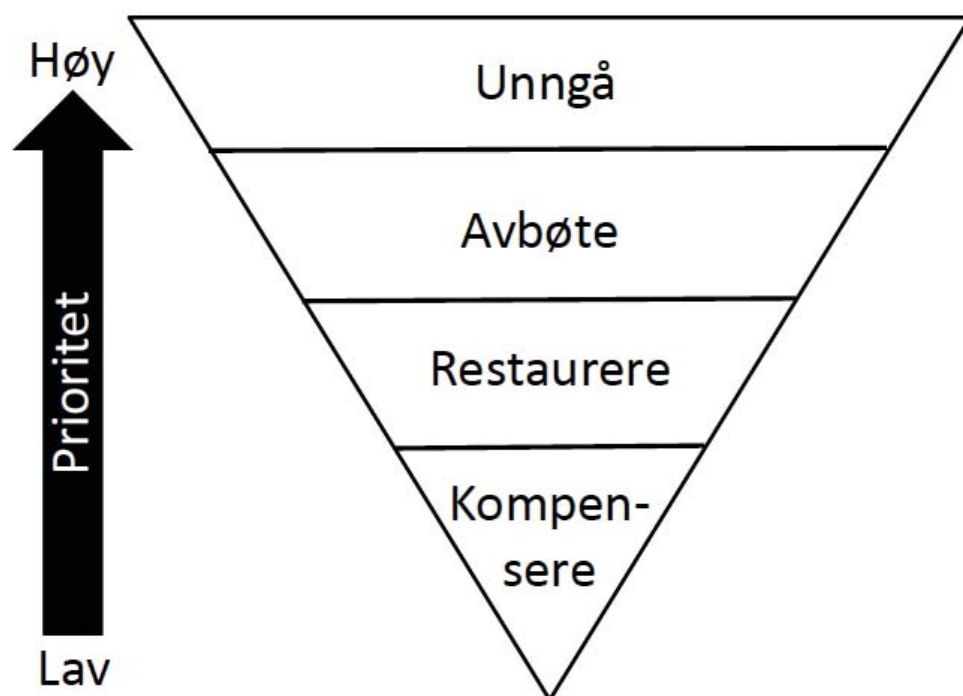
Figur 2. Delfigur A) viser hvordan veinettet har utvidet seg fra år 1900 til år 2010 (målt i antall km). Delfigur B) viser hvordan skogsbilveiene har økt i utbredelse i samme periode. Delfigur C) viser at antallet biler i Norge har økt fra år 1900 til år 2010. Delfigur D) viser hvor langt folk kjører hver dag i gjennomsnitt; det har vært en markert økning i bilbruken i perioden fra 1960 til 2010¹⁹.



Figur 3. Dette veikartet over Norge viser hvordan veinettet splitter opp naturområdene. Legg spesielt merke til hvor tett veinettet er i sørøst-Norge²⁰.

Veiutbygging er ikke noe som kun påvirker biodiversiteten gjennom tap av habitat og habitatfragmentering, men også i form av viltpåkjørsler²¹⁻²³. Som et eksempel på hvor stor betydning viltpåkjørsler faktisk har på biodiversiteten, kan det nevnes at slike påkjørsler kan være den dominerende mortalitetsfaktoren for enkelte dyregrupper, f.eks. amfibier²⁴⁻²⁶. Hittil har det vært mest fokus på å unngå påkjørsler av storvilt – slik som hjortedyr og større rovdyr – ettersom dette utgjør størst trafikkfare for bilistene^{27,28}. Ettersom viltpåkjørsler er en potensielt viktig trussel for biodiversiteten, er det fra et økologisk perspektiv viktig å jobbe med hvordan man både kan unngå å fragmentere for mye natur, og også hvordan man kan unngå viltpåkjørsler i fremtiden. Her finnes det mange ulike type tiltak som kan benyttes i forbindelse med konstruksjon av vei²⁹ (Figur 4). Det å unngå forringelse av naturen er naturligvis det aller viktigste tiltaket, men nest etter dette er også avbøtende tiltak svært viktige, for da slipper man å ty til restaurering og/eller økologisk kompensasjon, hvorav sistnevnte er mer drastiske tiltak sammenlignet med det å avbøte. Ved restaurering handler det om å få tilbake noe til sin opprinnelige tilstand, f.eks. ved å istandsette en edelløvskog som har blitt forringet ved å legge til rette for gjenvekst. Dersom det fremdeles gjenstår negative konsekvenser på naturmangfoldet etter at man har gjort det som er mulig for å unngå, avbøte eller restaurere, må man som siste utvei utføre tiltak som resulterer i økologisk

kompensasjon. Dette betyr at man prøver å kompensere for det som har gått tapt ved å f.eks. bevare et område med lignende kvaliteter for å unngå et netto tap av naturmangfold³⁰.



Figur 4. Dette tiltakshierarkiet viser at det å unngå skade på viktige naturverdier er av høyeste prioritet. Dette kan f.eks. være å endre valg av lokalitet for en veitrasé. Dersom man ikke kan unngå negativ påvirkning på viktige naturverdier, bør man avbøte for å redusere konsekvensene av tiltaket (f.eks. ved bruk av underganger for å øke forbindelsen mellom habitater og redusere risikoen for vilt påkjørsler). Restaurering benyttes for å redusere konsekvenser som ikke kan unngås eller avbøtes. Kompensering er siste utvei, og dette foregår gjerne utenfor utbyggingsområdet, for eksempel ved å verne en annen skog med tilsvarende verdier³¹.

Bruken av avbøtende tiltak i forbindelse med veiutbygging har blitt testet ut verden over, hvor de første avbøtende tiltakene ble tatt i bruk tidlig på 70-tallet^{21,32,33}, men likevel er det gjort lite forskning på effekten av disse, og de studiene som har blitt utført på området er av begrenset omfang^{21,26,34}. Frem til år 2005 har det også i Norge blitt gjort svært lite forskning for å dokumentere økologiske effekter av avbøtende tiltak³⁵, men i senere tid har motivasjonen for å gjennomføre etterundersøkelser økt³⁶, og de nyeste studiene jeg vet om er to masteroppgaver i regi av NMBU fra år 2010^{37,38}. De viktigste og mest aktuelle eksemplene på avbøtende tiltak er faunapassasjer som går under eller over veien, altså underganger eller overganger²⁹. For storvilt er det mest relevant med overganger eller viltsluser der det er mindre trafikk, mens for småvilt er det mer relevant med underganger^{39,35,26,40}. Dog kan også overganger fungere for mange arter av småvilt – muligens med unntak av de artene som krever et mer fuktig bunnsubstrat, slik som amfibier⁴¹⁻⁴³. Her er vel kjent at disse dyrene våkner fra vinterdvalen sin når det begynner å bli plussgrader på våren, hvorav noen arter også er avhengige av nedbør i tillegg til varmere temperaturer før de begynner med vårvandringen, som forøvrig oftest skjer om natten^{44,45}. Denne vårvandringen går fra det terrestriske overvintringshabitatet til et akvatisk forplantningshabitat. Høstvandringen derimot, går fra akvatisk til terrestrisk miljø. Altså er amfibier styrt av både sesong, nedbør

og lysforhold. Også pattedyr – som f.eks. forskjellige arter av mus, rotter, muldvarp og spissmus – styres til en viss grad av sesong og lysforhold⁴⁶⁻⁴⁸.

Amfibiene fortjener en spesiell oppmerksomhet med tanke på avbøtende tiltak fordi amfibier globalt sett har hatt en meget sterk reduksjon i både antall og utbredelse i nyere tid⁴⁹⁻⁵¹, og habitatfragmentering, UV-stråling og patogene soppangrep har blitt foreslått som de viktigste forklaringsfaktorene⁵². Ytterligere en viktig trussel for amfibier er, som tidligere nevnt, viltpåkjørsler^{26,53}. En forklaring til amfibienes sterke tilbakegang er at de er avhengige av både terrestriske og akvatiske habitater som de vandrer mellom til ulike tider av året^{49,54}. I tillegg er de så små at det kan være vanskelig for en bilist å oppdage dem når de krysser veien. På bakgrunn av dette, kommer det klart frem at habitatfragmentering som følge av veiutbygging er en stor og alvorlig trussel for amfibier så vel som annet småvilt^{26,34,53,55}. Av amfibiene er salamandere svært utsatte arter både i Norge og globalt^{26,53}, og storsalamander står per dags dato på den norske rødlisten som nær truet⁵⁶.

Jeg har ikke funnet noe tidligere norsk studie som kan dokumentere aktiviteten til mindre småvilt – som f.eks. ulike arter av mus og amfibier – i veiunderganger. Derimot har vært noen få noen internasjonale studier som har studert aktiviteten til blant annet amfibier, mus og rotter: D'Amico m. fl.²⁷, Lesbarrères m. fl.⁴², Kleist m. fl.⁵⁷, Jumeau m. fl.⁵⁸, Matos m. fl.⁵⁹ og Delgado m. fl.⁶⁰. At det er blitt gjort flere studier på storvilt kan forklares av at storvilt utgjør en stor trafikkfare for bilister. Dette kan underbygges av en studie utført av Niemi m. fl. der det ble rapportert om flere ulykker med personskader i forbindelse med påkjørsel av store hjortedyr som f.eks. elg^{28,61,62}. I denne sammenhengen kan faktisk også småvilt utgjøre en stor trafikkfare ettersom de fleste bilister mest sannsynlig vil reagere med å prøve og svinge unna dersom et mindre dyr passerer veien (det være seg et piggsvin, et ekorn eller til og med en liten mus). Dette til tross for at det er anbefalt at man ikke skal svinge unna når små dyr passerer veien^{63,64}. Grunnen til at man ikke skal vike i en slik situasjon er fordi bilisten kan risikere å kjøre av veien eller treffe andre biler eller mennesker, og da kan ulykken faktisk bli like fatal som om vedkommende hadde truffet et storvilt i form av f.eks. en elg. Om det nå ikke skulle bli en større ulykke, er det likevel ikke noe hyggelig å være den personen som kjører på et mindre dyr bare fordi det ikke har blitt utført noen effektive tiltak for å forhindre dette. Jeg tror at alle mennesker kan være enige om at man ønsker å unngå viltpåkjørsler, uansett størrelse på dyret.

Etikk er også et aktuelt og viktig tema i forbindelse med viltpåkjørsler og bevaringsbiologi generelt. Her er dyreetikk et tema som har fått mer og mer oppmerksomhet de siste 10 årene⁶⁵ og mange biologer og moralfilosofier mener at det burde bli stilt strengere krav til dyrevelferdsbegrepet, f.eks. ved å utvide begrepet til å også omfatte ville dyr slik at de blir vurdert på lik linje med husdyr og kjæledyr^{66,67}. Noen mener til og med at dyr burde ha egenverdi og tilhørende moralske rettigheter omtrent på lik linje med oss mennesker⁶⁸⁻⁷². Jeremy Bentham var tidlig ute med denne tankegangen – allerede i 1789 publiserte han boken «An Introduction to the Principles of Morals and Legislation», og her fremkommer det at spørsmålet ikke er om de kan tenke, men om de kan føle^{70,72}. Engasjementet hos mange moralfilosofier, så vel som hos folk med andre bakgrunner, har bidratt til økt oppmerksomhet rundt tematikken, og i et vitenskapelig perspektiv tar mye forskning fra nyere tid for seg spørsmålet om hva og hvor mye dyr kan føle. Også spørsmål knyttet til hva som burde regnes for etisk korrekt / etisk ukorrekt er blitt mye diskutert i nyere forskning⁷²⁻⁷⁴.

På bakgrunn av det som er nevnt ovenfor blir problemstillinger knyttet til dyreetiske perspektiver viktige. F.eks.: har man fokusert mindre på småvilt fordi småvilt har lavere verdi enn storvilt? Kanskje har vi også ofte ulike holdninger til ulike arter av dyr? I denne sammenhengen er det vist at det er en vanlig holdning blant folk flest at amfibier og reptiler er mindre verdt enn f.eks. pattedyr^{74,75}. Det at småvilt – inklusive amfibier og reptiler – har minst like mye verdi som storvilt, er en mening som blir mer og mer vanlig blant

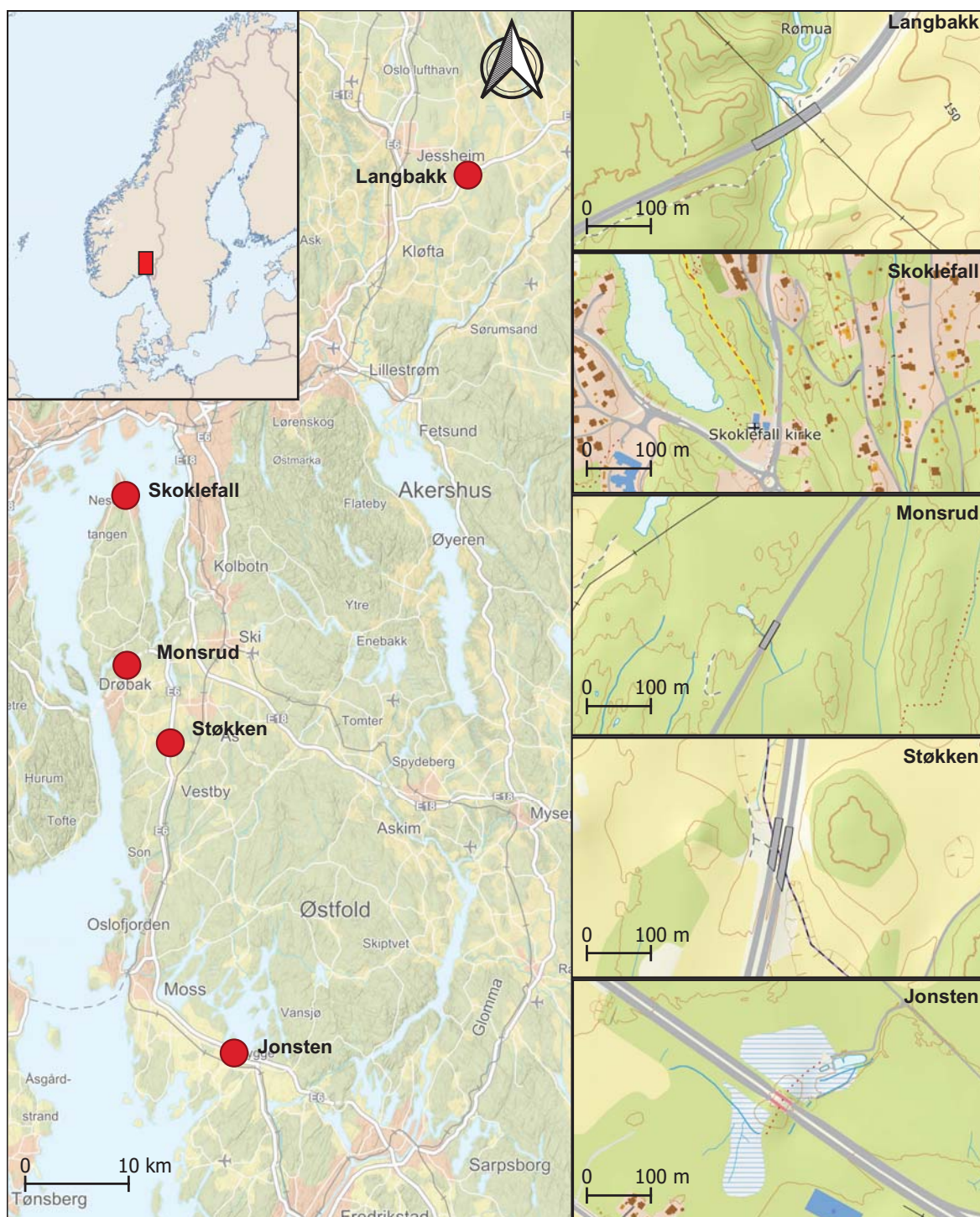
moralfilosofer og vitenskapsmenn, men også blant vanlige folk som ikke har en tilsvarende vitenskapelig utdannelse^{65,72,76}.

I denne oppgaven har jeg to hovedmål, hvor det første målet er å estimere funksjonaliteten og effektiviteten til viltundergnager for vilt og amfibier, mens det andre målet er å diskutere dyreetiske problemstillinger i forbindelse med veibygging og viltpåkjørsler. Vedrørende det første målet fokuserer jeg på i hvor stor grad småvilt og amfibier bruker veiunderganger ettersom det generelt har vært mye mer fokus på storvilt enn på småvilt i forbindelse med avbøtende tiltak^{26,35,55,77}.

2 Materialer og metode

2.1 Studieområdet

Studieområdet er definert av den geografiske posisjonen til 83 kjente lokaliteter for viltpassasjer på Østlandet (i region Øst i henhold til regioninndelingen hos Statens vegvesen). Først brukte jeg kartutsnitt av alle lokalitetene på www.norgebilder.no for å vurdere hvilke som kunne være aktuelle med tanke på beliggenhet og landskapsøkologiske aspekter som nærhet til skog eller vann. Jeg plukket deretter ut 19 lokaliteter som så mest lovende ut og dro ut i felt for å bestemme hvilke som skulle inkluderes i oppgaven. Til slutt endte jeg opp med fem lokaliteter som ble valgt ut i henhold til følgende kriterier: forekomst og mengde av artsrik vegetasjon i og rundt undergangen, lite eller ingen menneskelig ferdsel gjennom undergangen, nærhet til skog (<100 m) og nærhet til vann (<10 m).



Figur 5. Kart som viser et regionalt utsnitt av alle lokalitetene til venstre og lokale utsnitt til høyre. Øverst i venstre hjørne vises et nasjonalt utsnitt som viser at alle lokalitetene ligger sørøst i Norge. Illustrasjon: Johan Asplund.

2.2 Datainnsamling

Jeg har brukt både viltkameraer, fotokameraer og videoovervåkningsteknikk for å estimere antall passerende vilt og amfibier gjennom undergangene. Kameraovervåkingen (som brukes som en samlebetegnelse for viltkameraene, fotokameraene og videoovervåkningsteknikken) ble gjennomført i de passasjene hvor risikoen for hærverk og tyveri var lav. Det var dog én lokalitet hvor det var en del menneskelig ferdsel (Monsrud), men her ble kameraene ekstra godt sikret med kjetting i tillegg til tyverisikre bokser.

VILTKAMERA

Viltkameraene ble benyttet i fem av fem underganger i perioden 19.09.2017 – 08.05.2018. Alle viltkameraene registrerte lokal temperatur og var i drift gjennom hele overvåkningsperioden. Jeg brukte to typer av viltkameraer som blir nærmere beskrevet i avsnittene under.

Reconyx PC900 er viltkameraer som er utstyrt med infrarødt lys (IR-lys), hvilket muliggjør nattoptak. Videre er kameraene tilknyttet sensorer som reagerer på bevegelse og endringer i omgivelsestemperatur, f.eks. varmblodige dyr i bevegelse. Det ble tatt en bildeserie med tre bilder på rad for hver utløsning og bildene ble lagret på et SD-kort som ble skiftet ut med jevne mellomrom, som regel hver fjerde uke. Kameraene ble montert i knehøyde i tyverisikre bokser og er robuste slik at de kan stå ute i all slags vær.



Figur 6. Til venstre et viltkamera av merket Reconyx PC900. Til høyre er samme kamera montert i en tyverisikker boks på lokaliteten Langbakk. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

Jeg har satt opp åtte slike kameraer: tre på Monsrud, to på Langbakk bru, to på Støkken og ett på Jonsten (Figur 11, Figur 9, Figur 12 og Figur 13). Jeg plasserte tre kameraer på Monsrud og kun ett på Jonsten var fordi det var to tydelige viltråkk på Monsrud. Kameraene ble plassert ved tydelige viltråkk eller der det var stor sannsynlighet for passering av vilt – dette fordi jeg hadde et begrenset antall kameraer og ikke hadde mulighet til å dekke hele undergangen. Ytterligere en faktor som gjorde det vanskelig å dekke hele undergangen, var at ønsket om å registrere småvilt, krevde at kameraene måtte bli plassert nære bakken. Det at jeg ønsket å registrere både mellomstore pattedyr – slik som rev – og småpattedyr – slik som mus – krevde også at jeg måtte dele viltkameraene av merket Reconyx inn i to kategorier, henholdsvis ”viltkamera” og ”musekamera”. Viltkameraene ble plassert i knehøyde (altså omtrent 90 cm opp fra bakken) og kameralinsen pekte ut mot terrenget for å kunne registrere småvilt som rev, grevling osv. På grunn av god rekkevidde registrerte viltkameraene også elg og rådyr. Musekameraene ble montert omtrent 50 cm over bakken og kameralinsen pekte ned mot bakken for å kunne registrere mindre småviltarter som mus, rotte osv. Denne

kameraposisjoneringen medførte at kameraet dekket et bakkeareal på omtrent 50 x 50 cm. Fordi jeg satte opp tre kameraer på lokaliteten Monsrud – ett musekamera og to viltkameraer, som pekte i forskjellige retninger – har jeg videre i oppgaven valgt å dele Monsrud inn i «Monsrud 1» og «Monsrud 2». Monsrud 1 er det ene viltkameraet mens Monsrud 2 er det andre. Monsrud var den eneste lokaliteten med to viltkameraer.

Browning BTC-5HD Strike Force er også viltkameraer som er utstyrt med både bevegelsessensorer og IR-lys. Denne kameratypen hadde jeg bare ett av og det var montert i taket på amfibietunnelen på Skoklefall og var plassert slik at den dekket hele tunnelen. I likhet med modellen fra Reconyx tok også denne tre bilder per utløsning, og bildene ble lagret på et SD-kort. Viltkameraet av merket Browning omtales kun som «viltkamera» i oppgaven ettersom jeg bare hadde ett kamera av dette merket, og dermed også bare en type plassering (hvilket var i taket på amfibietunnelen på Skoklefall).



Figur 7. Viltkamera av merket Browning BTC-5HD Strike Force. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

FOTOKAMERA

Fotokameraene ble benyttet i to av fem underganger i perioden 16.04.2018 – 08.05.2018. Brinno TLC200 Pro er en kameratype som ikke er basert på ulike sensorer, men heller er innstilt på å ta bilder med jevne mellomrom. Jeg stilte inn kameraene slik at de tok bilder hvert fjerde sekund mellom klokken 19 og 07, og bildene ble lagret på et SD-kort. Jeg hentet inn SD-kortene og byttet batterier på både kameraene og IR-lysene hver fjerde dag. Kameraene ble plassert i 25 centimeters høyde over bakken, og for å få gode nattoptak monterte jeg et eget IR-lys rett under kameraene da kameraene ikke var utstyrt med integrerte IR-lys (i motsetning til de to viltkameratypene jeg har beskrevet over). IR-lysene ble igjen forsynt med strøm fra et bilbatteri (12V 60Ah). I motsetning til begge viltkameratypene, som registrerte lokal temperatur, måtte jeg for denne typen av fotokamera innhente temperaturdata fra yr.no^{78,79}.



Figur 8. Til venstre et fotokamera av merket Brinno TLC200. Til høyre samme kamera i vanntett beholder og montert sammen med IR-lys (lampen som sitter rett under kameraet) og bilbatteri (i sort søplesekk) på lokaliteten Jonsten. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

VIDEOOVERVÅKNING

Videoovervåkning ble benyttet i to av fem underganger i perioden 20.09.2017 – 10.11.2017. Denne overvåkningsteknikken er utviklet av Ronny Steen og er basert på elektroniske halvlederbrikker (CCD-detektorer) og små digitale videoopptakere (mini DVR). De er også utstyrt med IR-lys (AVTECH Model: KPC267, Taipei City, Taiwan, spesialtilpasset med en 25 mm linse) for å kunne registrere dyr som passerer både på dagen og på natten. Kameraene er montert i vanntette beholdere, peker ned mot bakken og hvert kamera er koblet til en mini DVR med en SD-kortleser (SecuMate MPEG4 Motion, Spyville.com, Monterey, Tennessee, USA). DVR-deteksjonsområdet dekket så mye som mulig av bakken/tunnelbunnen og deteksjonssensitiviteten ble justert til passende nivå. Videokameraene ble forsynt med strøm fra bilbatterier (12V 60Ah), og disse bilbatteriene ble skiftet ut hver åttende dag. Jeg skiftet også SD-kort med jevne mellomrom. Videoovervåkningsteknikken registrerte heller ikke lokal temperatur, så også her måtte jeg innhente temperaturdata fra yr.no^{78,79}. For mer

informasjon om denne videoovervåkningsteknikken se Steen⁸⁰, Steen & Aase⁸¹, og Ellingsen m. fl.⁸².

BEGRENSNINGER MED KAMERAOVERVÅKNINGEN

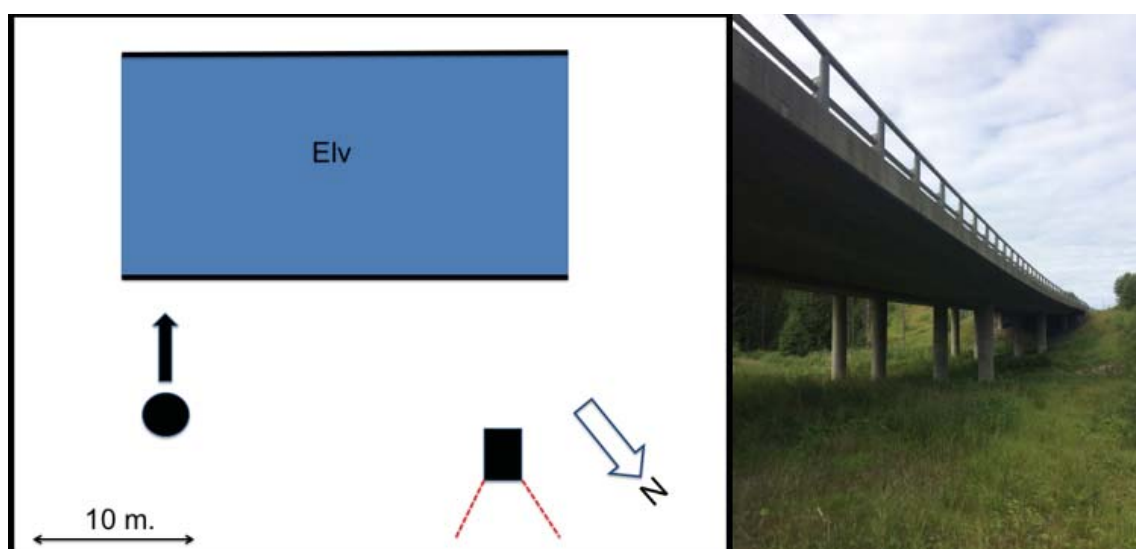
Jeg mangler opptak fra én natt under amfibienes vårvandring på lokaliteten Skoklefall fordi IR-lyset tilknyttet fotokameraet sluttet å virke. Dette på grunn av batterisvikt. Videre har jeg måttet ekskludere majoriteten av opptakene fra videoovervåkingen av amfibienes høstvandring på lokalitetene Skoklefall og Jonsten på grunn av teknisk svikt. I lys av ovennevnte problemer i tillegg til det faktum at kameraene ikke dekket hele undergangen, må det totale antallet av passeringer i hver undergang ses på som et minimumsestimat for viltets bruk.

2.3 Informasjon om de enkelte lokalitetene

LOKALITET 1: LANGBAKK

Lokaliteten ligger langs E16 parallelt med fylkesvei 450. Langbakk bru ligger ca. 3 km sørvest for tettstedet Neskollen, i Nes kommune i Akershus fylke. Det er skog på begge sider av undergangen under Langbakk bru, og det går en stor bekk med sterk strøm gjennom området (fra nord mot sør). Det er ca. 18 m til skogen på sørsiden og 60 m til skogen på nordsiden. I tillegg er det generelt høy artsdiversitet her (se artsliste i vedlegg 1). Granplantasjen på nordsiden er preget av en fuktighetsgradient med både tørre og mer fuktige områder. Trærne her er ca. 70-80 år gamle. Granskogen på sørsiden derimot, er litt mer variert. Her finnes det trær i ulik alder i tillegg til døde trær, som antakeligvis har dødd på grunn av flom, så her er det med andre ord ganske vått. Det er også et par tilrettelagte dammer som leder vann på nordsiden av undergangen. Maskestørrelsen på de langsgående viltgjerdene her har standard størrelse på 15 x 20 cm øverst og 3 x 3 cm nederst. Den nedre delen med liten maskestørrelse strekker seg 50 cm opp fra bakken.

De vanligste artene her er: strandrør, mjødukt, hestehov, åkertistel og burot. For en mer fullstendig artsliste se vedlegg 1.

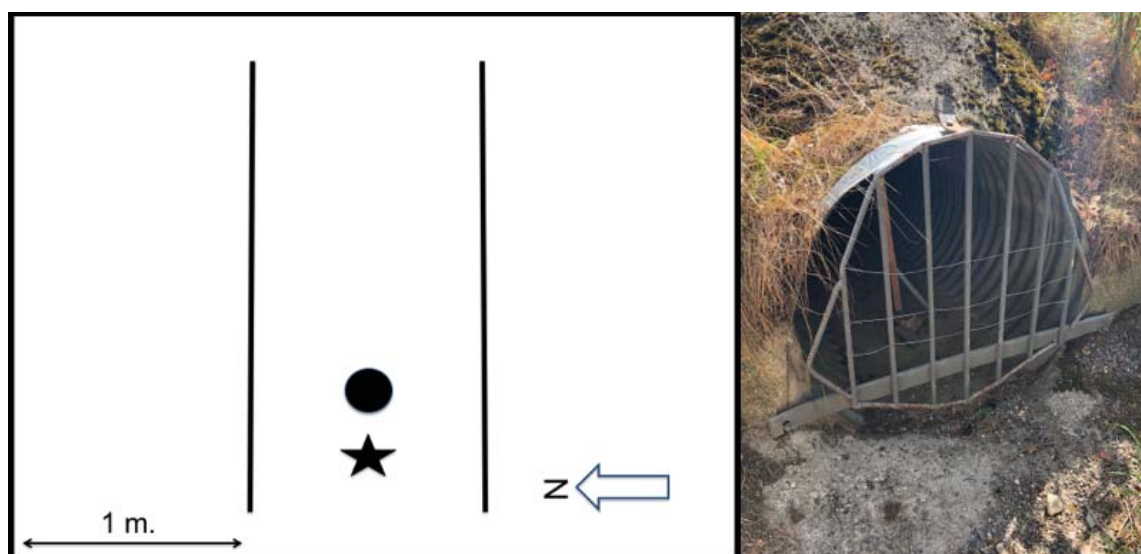


Figur 9. Til venstre en skisse som viser kameraposisjoneringen på lokaliteten Langbakk bru. Svart firkant symboliserer et viltkamera – musekamera – som peker ned mot bakken for å fange opp småpattedyr som mus, rotter osv. De røde stiplete strekene som stikker ut fra musekameraet illustrerer ledegjerdene. Disse er 5 meter lange, men for synlighet er de tegnet inn slik at de ser lenger ut enn de egentlig er. Svart sirkel symboliserer det viltkameraet som peker ut mot terrenget i den retningen den svarte pilen viser. Hvit pil viser nord retning. Skissen til venstre stemmer overens med fotografiet til høyre med tanke på kompassretning og kameraposisjonering. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

LOKALITET 2: SKOKLEFALL

Lokaliteten ligger ca. 180 m nord for Skoklefall kirke på Skoklefall, Nesodden i Akershus fylke. Dette er en spesialkonstruert amfibiepassasje som går under fylkesvei 156 (Tangenveien), og selve passasjen er en tunnel på omtrent 1 m i diameter. Det er et gitter på vestsiden av tunnelen, men på østsiden er det åpent. På vestsiden av amfibietunnelen er det et bratt berg på omtrent 3 m som fører opp mot en furudominert barblandingsskog med blåbær, røsslyng og tyttebær som de vanligste artene. Disse artene tyder på forholdsvis tørre habitatforhold. Rett vest for denne skogen ligger så Skoklefalltjernet. Tjernet ligger ca. 150 m vest for amfibietunnelen. På østsiden av amfibietunnelen derimot, er det en næringsrik og fuktig løvblandingsskog med svartor som dominant treslag. I tillegg er det en god del død ved her og flere mer eller mindre permanente vannpytter som ligger mindre enn 5 m vekk fra selve amfibietunnelen. Denne skogen fungerer sannsynligvis som overvintringshabitat for amfibiene. Det er også en dam på denne siden av tunnelen. Selve amfibietunnelen er funksjonsmessig pent konstruert med lange ledegjerder på begge sider. Ledegjerdene på vestsiden av tunnelen er 68,5 m på den venstre siden og 7,5 m på den høyre. Tilsvarende på østsiden av tunnelen er 42 m på venstre side og 40 m på høyre side.

De vanligste artene her er: bringebær, engkvein, rødsvingel, kratthumleblom, lundrapp, skogsnelle, hundekveke og skogsivaks. For en mer fullstendig artsliste se vedlegg 1.



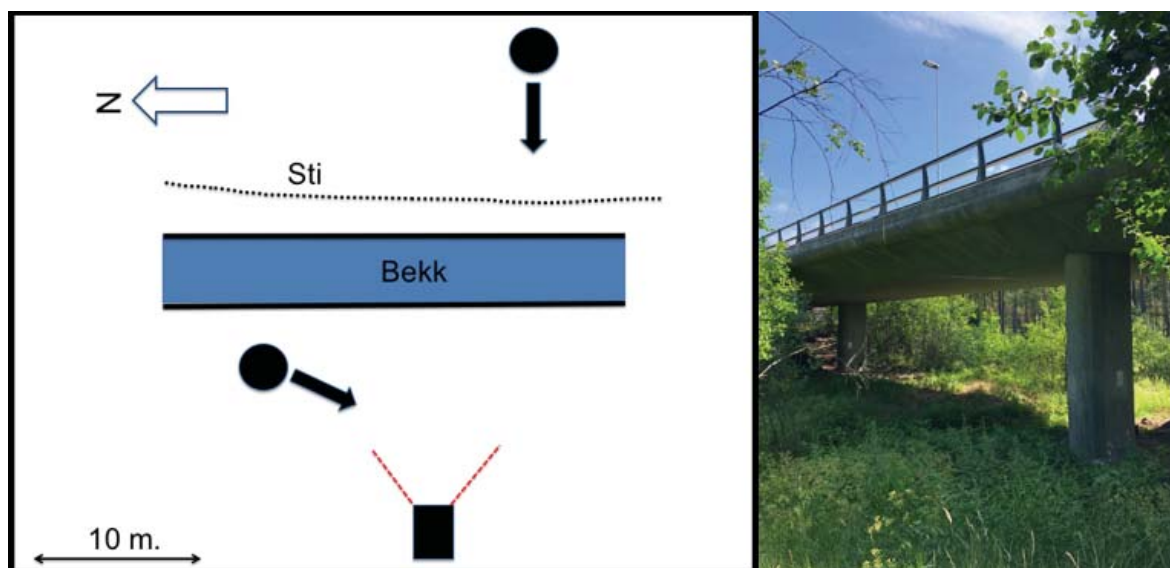
Figur 10. Til venstre skisse som viser kameraposisjoneringen på lokaliteten Skoklefall. Svart sirkel symboliserer et viltkamera som er festet i taket og som peker skrått ned mot gulvet i undergangen. Viltkameraet dekker hele undergangens bredde. Stjernen symboliserer et amfibiekamera. Hvit pil viser retning nord. Skissen til venstre stemmer overens med fotografiet til høyre med tanke på kompassretning og kameraposisjonering. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

LOKALITET 3: MONSRUD

Lokaliteten ligger ca. 1 km sør for Frogntunnelen langs riksvei 23 i Frogn kommune i Akershus fylke. Undergangen går under riksvei 23 og består av flere ulike habitater langs en næringsgradient, med alt fra lite til mye næring. På den ene siden av undergangen (nordvest) preges området av næringsrik myr og sumpskog med hydrofil vegetasjon. På den andre siden av undergangen (sørøst) preges området av en næringsfattig myr med glissen furuskog og bærlyngsdominert vegetasjon der blokkebær er meget vanlig. Det er mindre enn 10 m til skogen på begge sider av undergangen. I tillegg renner det en bekk gjennom. Ved denne

undergangen er det et langsgående viltgjerde med standard maskestørrelse fra topp til bunn, altså 15 x 20 cm.

De vanligste artene her er: engsnelle, åkertistel, hestehov, hundekveke og sandrør. For en mer fullstendig artsliste se vedlegg 1.

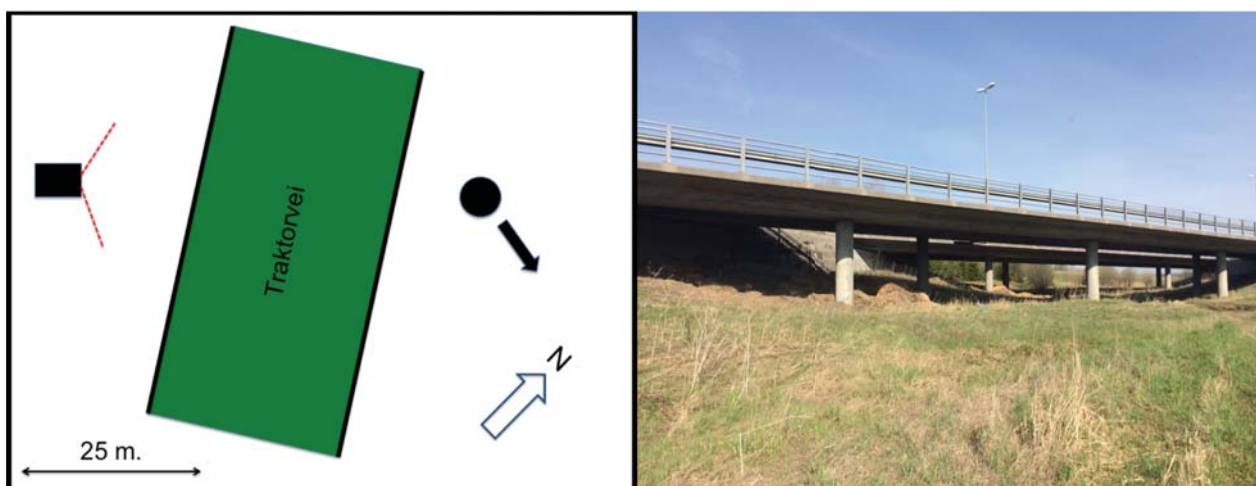


Figur 11. Til venstre skisse som viser kameraposisjoneringen på lokaliteten Monsrud. Svart firkant symboliserer et viltkamera – musekamera – som peker ned mot bakken for å fange opp småpattedyr som mus, rotter osv. De røde stiplede strekene som stikker ut fra musekameraet illustrerer ledegjerdene. Disse er 5 m lange, men for synlighet er de tegnet inn slik at de ser lenger ut enn de egentlig er. Svart sirkel symboliserer det viltkameraet som peker ut mot terrenget i den retningen den svarte pilen viser. Hvit pil viser nord retning. Skissen til venstre stemmer overens med fotografiet til høyre med tanke på kompassretning og kameraposisjonering. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

LOKALITET 4: STØKKEN

Denne lokaliteten ligger i Vestby kommune. Undergangen går under E6 og ligger i et kulturlandskap med jorder på begge sider. Det er et lite skogområde (diameter ca. 90 m) 30 m unna på vestsiden av undergangen. I tillegg er det noen våte partier under selve undergangen. Undergangen er i jevnlig bruk for traktortrafikk når det er sesong for jordbruksvirksomhet og det går tydelige traktorspor gjennom undergangen. Sørsiden av undergangen er også brukt til oppbevaring av halmballer. Det er et langsgående viltgjerde på lokaliteten, med standard maskestørrelse øverst på gjerdet (altså 15 x 20 cm) mens det lenger ned er en noe mindre maskestørrelse på 10 x 15 cm og som strekker seg 1 m opp fra bakken. Det har blitt utført flere studier i regi av Olav Hjeljord på Støkken tidligere^{37,38}. Disse studiene har fokusert på storviltaktivitet gjennom undergangen, så nye data på småvilt vil bidra til å komplementere tidligere studier.

De vanligste artene her er: sandrør, åkertistel, kveke, bladfaks og skogsiv. For en mer fullstendig artsliste se vedlegg 1.



Figur 12. Til venstre skisse som viser kameraposisjoneringen på lokaliteten Støkken. Svart firkant symboliserer et viltkamera – musekamera – som peker ned mot bakken for å fange opp småpattedyr som mus, rotter osv. De røde stiplede strekene som stikker ut fra musekameraet illustrerer ledegjerdene. Disse er 5 meter lange, men for synlighet er de tegnet inn slik at de ser lenger ut enn de egentlig er. Svart sirkel symboliserer det viltkameraet som peker ut mot terrenget i den retningen den svarte pilen viser. Hvit pil viser nord retning. Skissen til venstre stemmer overens med fotografiet til høyre med tanke på kompassretning og kameraposisjonering. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

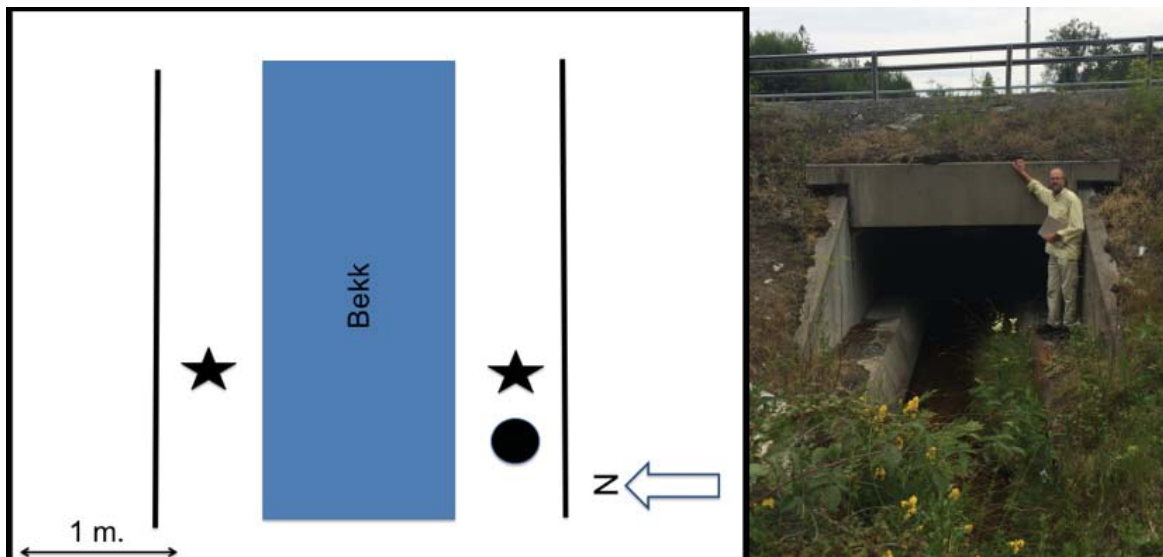
LOKALITET 5: JONSTEN

Lokaliteten ligger langs E6 ca. 0,6 km lenger vest for Jonsten rampe i Råde kommune i Østfold fylke. Det er blandingsskog på begge sider av Jonsten-kulverten og generelt tett vegetasjon i området. I tillegg er det en tilrettelagt dam ca. 100 m lenger nord for kulverten. Området rundt kulverten er inngjerdet og måler omtrent 400 m² ifølge nettstedet www.norgeibilder.no. Videre er det 19 m til et stort sammenhengende skogområde på nordøst-siden av kulverten og 25 m til et mindre skogområde på sørvest-siden av kulverten.

Selve kulverten er 1,9 m høy, 2,6 m bred og 32 m lang. Den er konstruert i betong, og har en nedsunket renne for vannføring i midten. Den er tilrettelagt for at mindre dyr skal kunne passere ettersom den har opphøyde sider som fungerer som gangsoner. Disse opphøyde gangsonene er ca. 50 cm høye. I tillegg er kulverten konstruert med et innsnitt i midten for å slippe inn lys⁸³.

Maskestørrelsen øverst på viltgjerdene er 20 x 15 cm, men også her er det et område helt nederst med mindre maskestørrelse. Denne delen måler 10 x 15 og strekker seg 60 cm opp fra bakken.

De vanligste artene her er: lyssiv, fredløs, hestehov, skjoldbærer og mjødur. For en mer fullstendig artsliste se vedlegg 1.



Figur 13. Til venstre en skisse som viser kameraposisjoneringen på lokaliteten Jonsten. Svart sirkel symboliserer et viltkamera som er festet i taket og som peker ned mot den ene gangsonen i undergangen. Stjernene symboliserer amfibiekameraene. Hvit pil viser retning nord. Skissen til venstre stemmer overens med fotografiet til høyre med tanke på kompassretning og kameraposisjonering. Foto: Vanessa Marie Ellingsen.

2.4 Databearbeiding

Jeg observerte til sammen 16 forskjellige dyrearter. For hver observasjon ble dato, klokkeslett, opptakstid (varighet av opptaket) og temperatur registrert, og deretter ført direkte inn i en Excel-fil. Registreringer av huskatt, fugl, ilder, vånd, piggsvin, buorm, ekorn og mennesker er utelatt fra dataanalysene ettersom det var så få registreringer av disse (Tabell 1). Registreringer av fugl har også blitt ekskludert fra oppgaven – dette fordi underganger primært ikke er konstruert med tanke på fugl, og dermed anser jeg ikke denne klassen for relevant. Jeg har også en del registreringer som er kategorisert som «ukjent». Årsaken til dette, er at jeg ikke har sett noe på bildet, men ettersom viltkameraene reagerer på kroppswarme, må det ha vært noe varmlodig som har trigget kameraet. Det har også vært noen få tilfeller der man kan skimte en utydelig skikkelse på bildet, hvilket gjør det vanskelig å bestemme art. Jeg har heller ikke bestemt mus ned til art da jeg i mange tilfeller ikke så hele musen. Videre ble viltkameraene av merket Reconyx PC900 delt inn i ulike kategorier for å skille mellom ulike kameraposisjoneringer. Dette ble beskrevet under «2.2 Datainnsamling» på sidene 11 og 12.

2.5 Dataanalyser

AKTIVITET I UNDERGANGENE

Jeg brukte programvaren SigmaPlot 11 (Systat Software Inc.) for å gjennomføre dataanalysene i denne oppgaven. Videre brukte jeg variansanalyse for å teste om det var forskjell mellom undergangene med tanke på aktivitet, målt som totalt antall observasjoner per uke, inkludert observasjoner registrert som «ukjent». Her testet jeg aktiviteten separat for vilt- og musekameraer. Dataene fra viltkameraene ble normalfordelt etter 10-logaritmisk transformering, mens dataene fra musekameraene ikke lot seg transformeres til normalfordeling. Sistnevnte data ble derfor testet ved hjelp av en ikke-parametrisk metode – *Kruskal-Wallis one way ANOVA*.

BETYDNING AV LYSFORHOLD

To-veis variansanalyse ble brukt til å teste om aktiviteten i undergangene (antall observasjoner per uke) var forskjellig mellom mørke (natt) og dagslys. Jeg definerte tidspunkter mellom soloppgang og solnedgang som dagslys og tidspunkter mellom solnedgang og soloppgang den påfølgende morgenen som mørke. Tidspunkt for soloppgang og solnedgang ble beregnet ut i fra geografisk posisjon (UTM32V koordinater), dato og observasjonstidspunkt i den statistiske programvaren R⁸⁴. Jeg brukte data fra alle underganger og kameraer bortsett fra de fra Jonsten på grunn av mangel på data herfra (totalt bare 18 registreringer). Dataene ble transformert til normalfordeling ved hjelp av 10-logaritmisk transformering. Tukey tester ble benyttet for å sjekke mellom hvilke underganger det var signifikante forskjeller med tanke på aktivitet i forbindelse med lysforhold.

3 Resultater

3.1 Generell aktivitet i undergangene

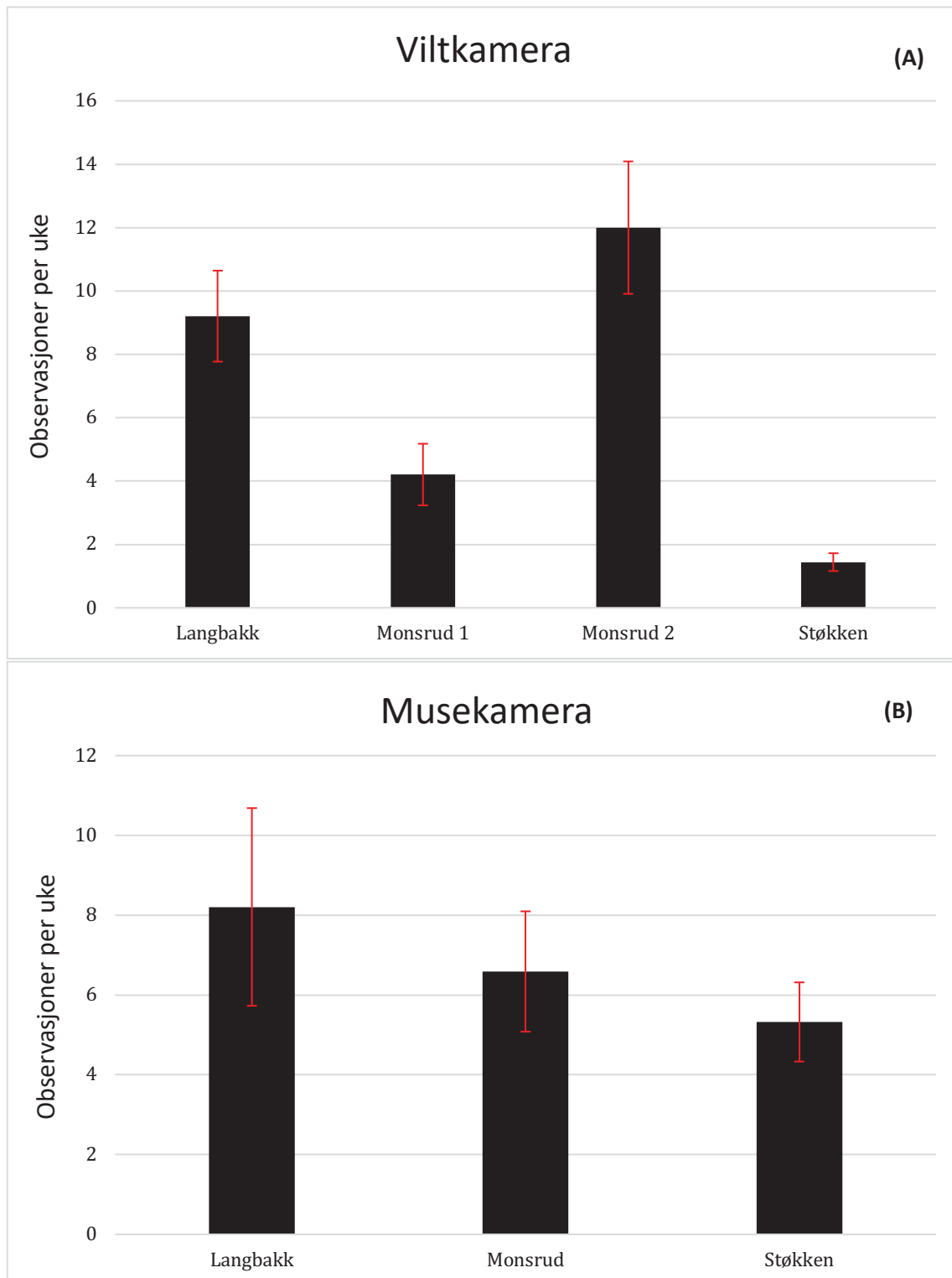
Totalt ble det registrert 1890 observasjoner av storvilt og småvilt, hvorav 354 av disse observasjonene var av ukjent art. I tillegg ble 28 passerende mennesker registrert. Rådyr utgjorde majoriteten av observasjonene med 554 registreringer, tett etterfulgt av mus med 431 registreringer og deretter padde med 127 registreringer. Rådyr var også den dyrearten som tilbragte mest tid i undergangene med totalt 10 timer, etterfulgt av padde med omtrent 2 timer totalt, og deretter mus med omtrent halvannen time (Tabell 1). Gjennomsnittstiden for hver observasjon av hver dyreart varierte fra ca. 123 sekunder for rådyr til 3 sekunder for mus (Tabell 2). Av småvilt hadde mus, hare og rev mange passeringer, hvorav mus ble observert i alle fem undergangene. Videre ble det til sammen registrert 139 amfibiepasseringer på lokaliteten Skoklefall, hvorav 125 av disse var padder. På Jonsten derimot, var amfibieaktiviteten veldig lav – her ble det kun observert 2 padder, 2 frosk og 2 salamandere. Se tabell 1 for mer detaljert informasjon om bruken i de enkelte undergangene.

Tabell 1. Antall observasjoner av hver dyreart for hver lokalitet, totalt antall observasjoner for hver dyreart, total tid (opptakstid), totalt antall observasjoner for hver lokalitet, og til slutt totalt antall observasjoner gjennom hele overvåkingsperioden. Opptakstiden er vist som digital tid (tt:mm:ss).

Dyreart	Langbakk	Monsrud	Støkken	Skoklefall	Jonsten	Tot. ant.	Tot. tid
Elg	11	68				79	00:27:09
Rådyr	248	279	27			554	10:34:03
Rev	23	44	4			71	00:07:32
Grevling	2	15	3			20	00:21:51
Ilder				2		2	00:00:01
Hare	1	91				92	00:47:27
Vånd	1					1	00:00:02
Piggsvin					1	1	00:00:02
Ekorn		1				1	00:00:01
Rotte			59			59	00:03:30
Mus	206	153	66	2	4	431	01:38:27
Buorm		1				1	00:00:02
Padde				125	2	127	02:07:53
Frosk				12	2	14	00:14:07
Salamander				2	2	4	00:03:23
Huskatt		16	10	25		51	00:07:25
Mennesker	2	23	3			28	00:53:59
Ukjent	105	123	71	48	7	354	00:50:16
Totalt	599	814	243	216	18	1890	18:09:45

Tabell 2. Median- og gjennomsnittlig opptakstid i sekunder $\pm$ standardfeil for hvert enkelt individ av 7 dyrearter, altså hvor lenge hvert enkelt individ oppholdt seg foran kamera. Kun de dyreartene med flest registreringer er inkludert.

Dyreart	Mediantid	Gjennomsnittlig tid $\pm$ standardfeil
Elg	2,0	20,6 $\pm$ 5,7
Grevling	2,0	65,6 $\pm$ 62,3
Hare	5,5	31,0 $\pm$ 13,3
Mus	1,0	2,6 $\pm$ 0,5
Rev	2,0	6,4 $\pm$ 1,4
Rotte	2,0	3,6 $\pm$ 0,7
Rådyr	12,0	123,2 $\pm$ 19,3



Figur 14. Delfigur (A) viser viltkamaspesifikk aktivitet ved de tre lokalitetene. Data fra viltkameraet på Skoklefall og Jonsten er ikke med her fordi det var altfor få observasjoner til at det ville være meningsfullt å inkludere dem. Jeg observerte stort sett bare huskatt i viltkameraet på Skoklefall, i tillegg til to observasjoner av ilder. På Jonsten observerte jeg ett piggsvin, et fåtall mus og en flaggermus. Delfigur (B) viser musekamaspesifikk aktivitet ved de tre lokalitetene. Jeg har ikke inkludert data fra Skoklefall eller Jonsten her heller. Grafene viser gjennomsnitt ± 1 standardfeil.

3.2 Temperatur- og sesongmessig variasjon ved bruk av undergangene

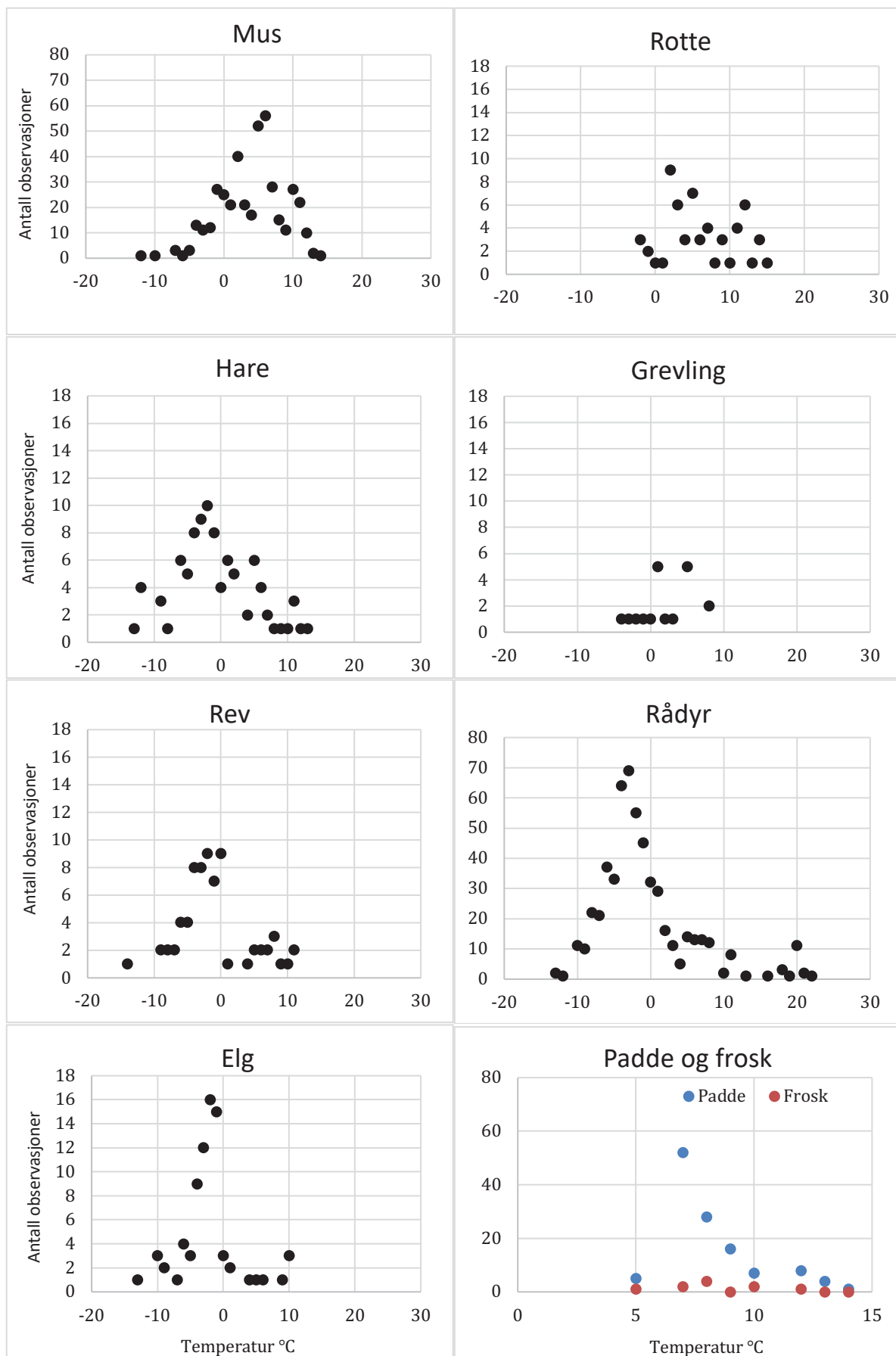
Viltkameraene ved Langbakk og Monsrud registrerte signifikant mer aktivitet (flere observasjoner) enn de ved Støkken (ANOVA, $df=3$, $F=19,5$, $P<0,001$). Klart mest aktivitet var det ved Monsrud 2 med et gjennomsnitt på 12 observasjoner per uke (Figur 14A). For musekameraene var det derimot ikke noen signifikant forskjell for antall observasjoner per uke (Kruskall Wallis ANOVA, $df=2$, $H=1,3$, $P<0,53$), men det var en svak tendens til forskjell da musekameraet ved Langbakk hadde høyest aktivitet med et gjennomsnitt på 8 observasjoner per uke (Figur 14B), mens tilsvarende kamera på Støkken hadde et gjennomsnitt på 5 observasjoner per uke (Figur 14B).

For mus er aktiviteten på det høyeste ved en lufttemperatur på omtrent $5\text{ }^{\circ}\text{C}$, og deretter var det en tydelig nedgang ned mot omtrent $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Figur 15). Ved $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$ ble det ikke observert noen aktivitet i det hele tatt. For rotte var det en ganske jevn aktivitet mellom $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ og $15\text{ }^{\circ}\text{C}$, men ned mot $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ er aktiviteten lik null. For rev var aktiviteten høyest ved omtrent $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ og så minsket aktiviteten både opp mot $15\text{ }^{\circ}\text{C}$ og ned mot $-15\text{ }^{\circ}\text{C}$. For hare var aktivitetsmønsteret i forhold til temperatur det samme som for reven. For grevling var det null aktivitet frem til omtrent $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$, og deretter økte aktiviteten. Amfibiene startet sin aktivitet ved omtrent $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ og deretter økte aktiviteten ved økt temperatur helt frem til $7\text{ }^{\circ}\text{C}/8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ved enda høyere temperaturer begynte amfibiaktiviteten å synke igjen. For elg og rådyr var aktivitetsmønsteret noe annerledes. Her var aktiviteten på det aller høyeste mellom $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ og $-5\text{ }^{\circ}\text{C}$. Hare, rådyr og elg hadde alle omtrent samme aktivitetsstopp ved en temperatur på ca. $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$. Mus og rev hadde sine aktivitetsstopper ved noe høyere temperatur, henholdsvis $6\text{ }^{\circ}\text{C}$ og $0\text{ }^{\circ}\text{C}$. Padden, som er den mest varmekjære av artene, hadde en aktivitetsstopp på omtrent $7\text{ }^{\circ}\text{C}$. For frosk var det så få observasjoner at det var vanskelig å gjenkjenne noe mønster, men det kan se ut som det var flest observasjoner ved omtrent $8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Kort oppsummert er det tydelig at storviltet har høyere aktivitet ved lavere temperaturer enn småviltet.

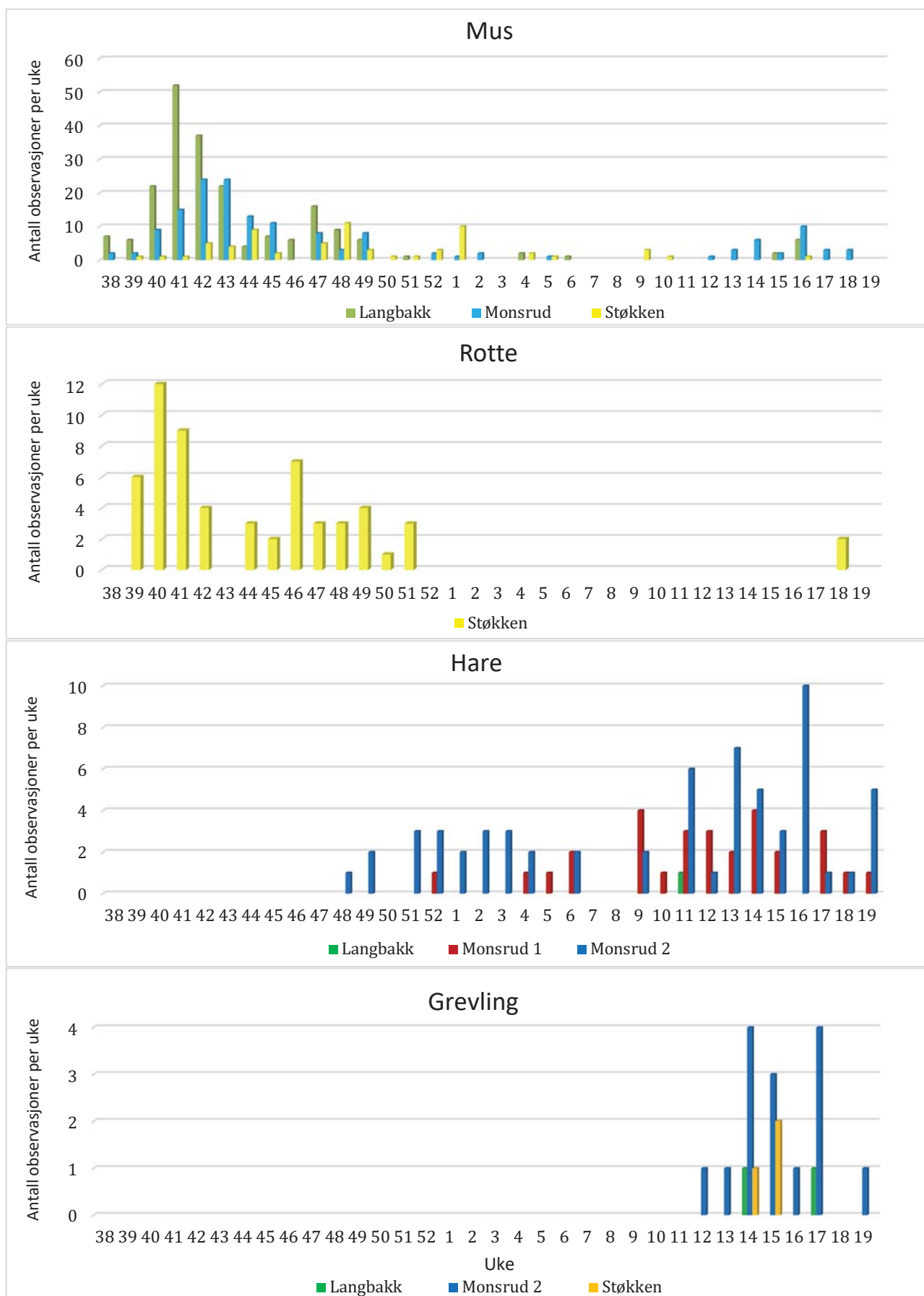
Aktivitetsstoppen for mus og rotte var i høstukene 39 – 42, og rotte ble kun observert på Støkken (Figur 16). For annet småvilt, henholdsvis rev, grevling og hare, var aktiviteten lav i disse høstukene (Figur 16 og 17). Reven var aktiv gjennom hele overvåkingsperioden, og det meste av aktiviteten foregikk på Langbakk og Monsrud 2 (altså ett av to viltkameraer på Monsrud). Rev hadde en aktivitetsstopp i uke 6 i februar måned. For hare derimot, ble det ikke registrert noen aktivitet i ukene 38 – 47, men i ukene 11 – 19 var det høy aktivitet (Figur 16). Den første grevlingen ble ikke observert før i uke 12 i midten av mars måned (Figur 16). I likhet med rev, hadde også rådyr en jevn aktivitet gjennom hele overvåkingsperioden, men det ble likevel observert en aktivitetsstopp i ukene 1 – 4 og 10 – 12 (Figur 17). Elgen hadde generelt sett noe mindre aktivitet gjennom overvåkingsperioden, men i uke 8 var det mye aktivitet på Monsrud 2 (Figur 17). Det ble også observert en variasjon i bruk mellom uker hos amfibiene ved lokaliteten Skoklefall. Det er en tydelig økning fra uke 16 til 17, hvorav uke 17 var den uken med aller mest aktivitet, og deretter en nedgang fra uke 17 til uke 18 (Figur 17).

Variasjonen mellom lokalitetene i henhold til dyrenes opptakstid (varighet av opptak) per uke i undergangene fulgte i grove trekk samme mønster som variasjonen for antall observasjoner. Rådyr har mest opptakstid i undergangene med omtrent 7 timer i uke 3 og 3 timer i uke 10 (Figur 19). Nest etter rådyr kommer padde med omtrent 1 times opptakstid i uke 17 (Figur 19). Deretter kommer frosk med 12 minutters opptakstid i uke 17 og elg med 10 minutters opptakstid i uke 43 (Figur 19). Den høyeste opptakstiden til hare ligger på omtrent 5 minutter i uke 16 (Figur 18) og tilsvarende for rev er omtrent 2 minutter i uke 6

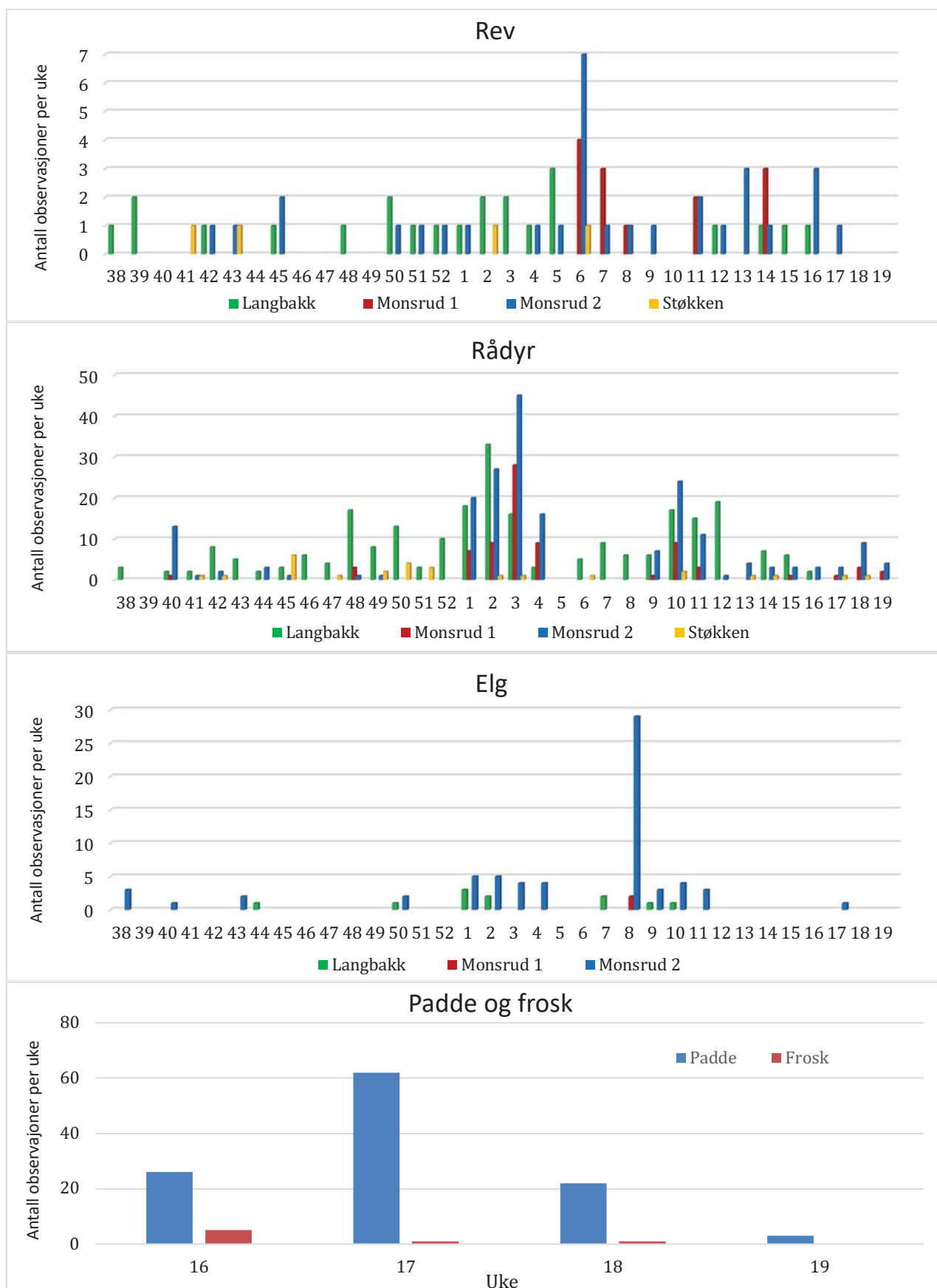
(Figur 19). De artene med aller minst opptakstid er mus, rotte og grevling med henholdsvis 2 minutter, 34 sekunder og 10 sekunder (Figur 18).



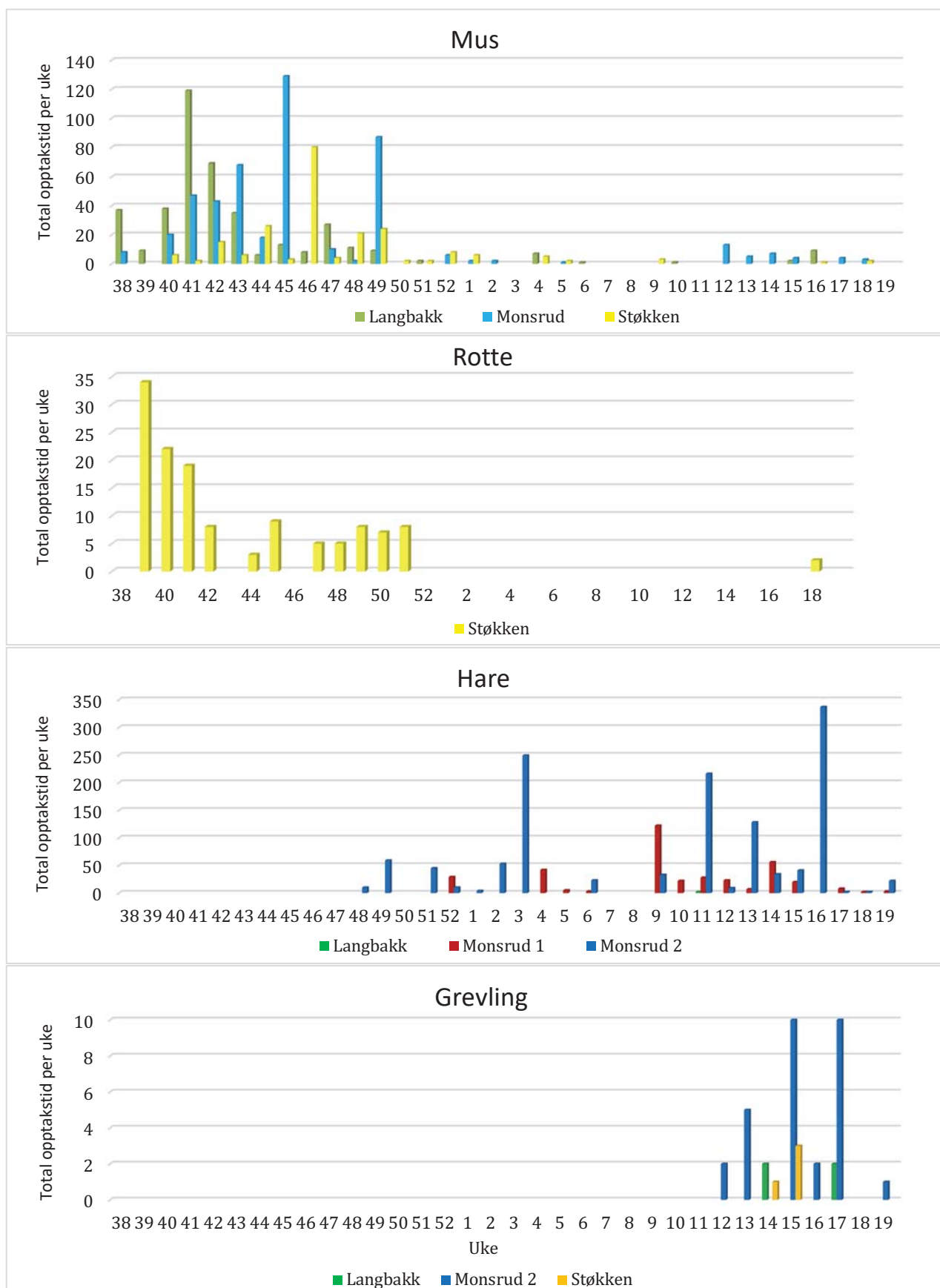
Figur 15. Forholdet mellom aktivitet (antall observasjoner) og temperatur for 9 dyrearter. Disse dataene gjelder for alle underganger og alle kameraer sammenslått. Padde og frosk ble kun observert på Skoklefall.



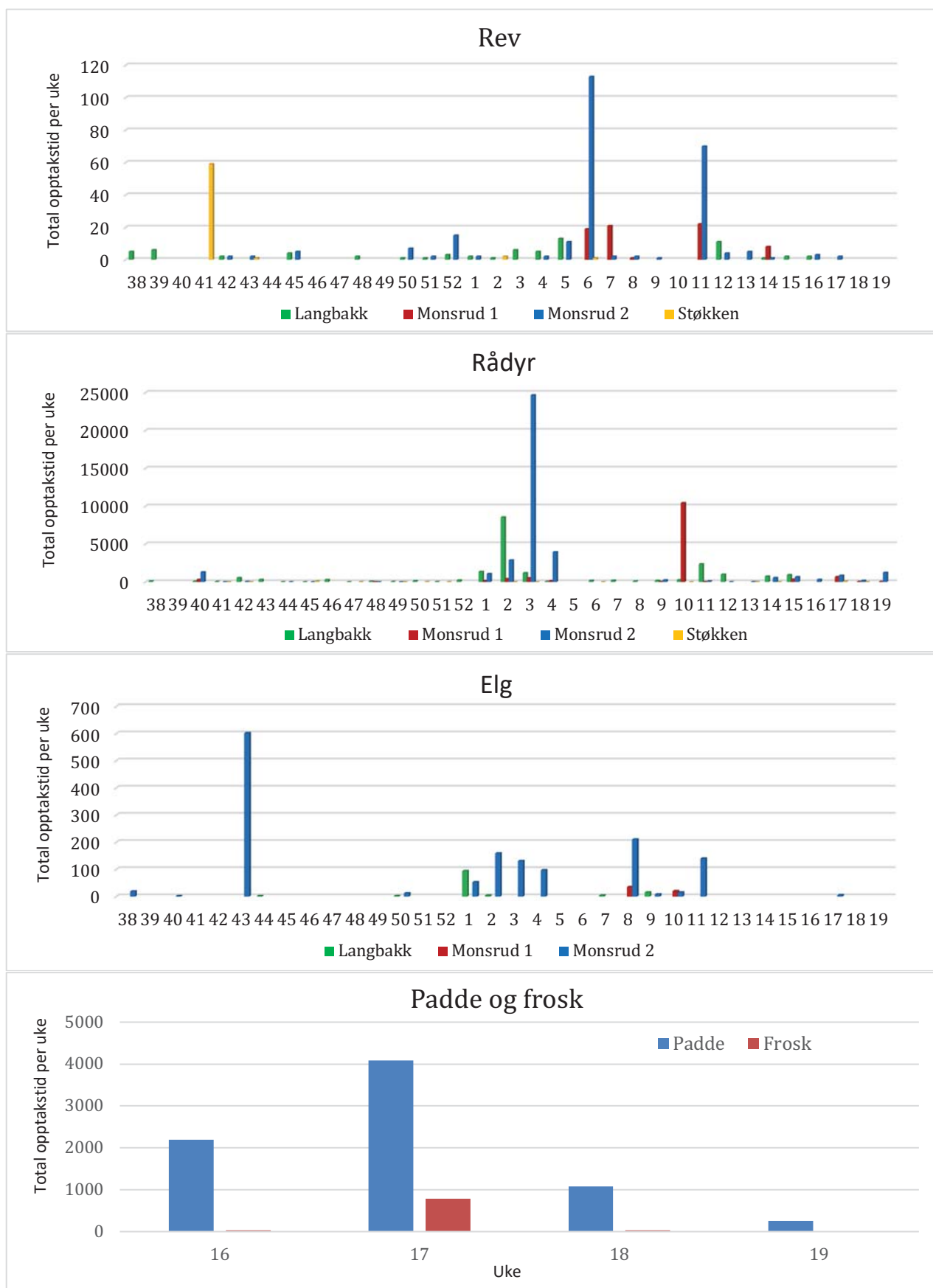
Figur 16. Ukebasert aktivitet (antall observasjoner) for 4 dyrearter i årene 2017 og 2018 i 3 veiunderganger (Langbakk, Monsrud og Støkken).



Figur 17. Ukebasert aktivitet (antall observasjoner) for 5 dyrearter i årene 2017 og 2018 i 4 veiunderganger (Langbakk, Monsrud, Støkken og Skoklefall). Den nederste figuren gjelder kun for Skoklefall ettersom padde og frosk kun ble observert på den lokaliteten.



Figur 18. Ukebasert opptakstid (altså total tid tilbragt foran kamera målt i sekunder) for 4 dyrearter i årene 2017 og 2018.

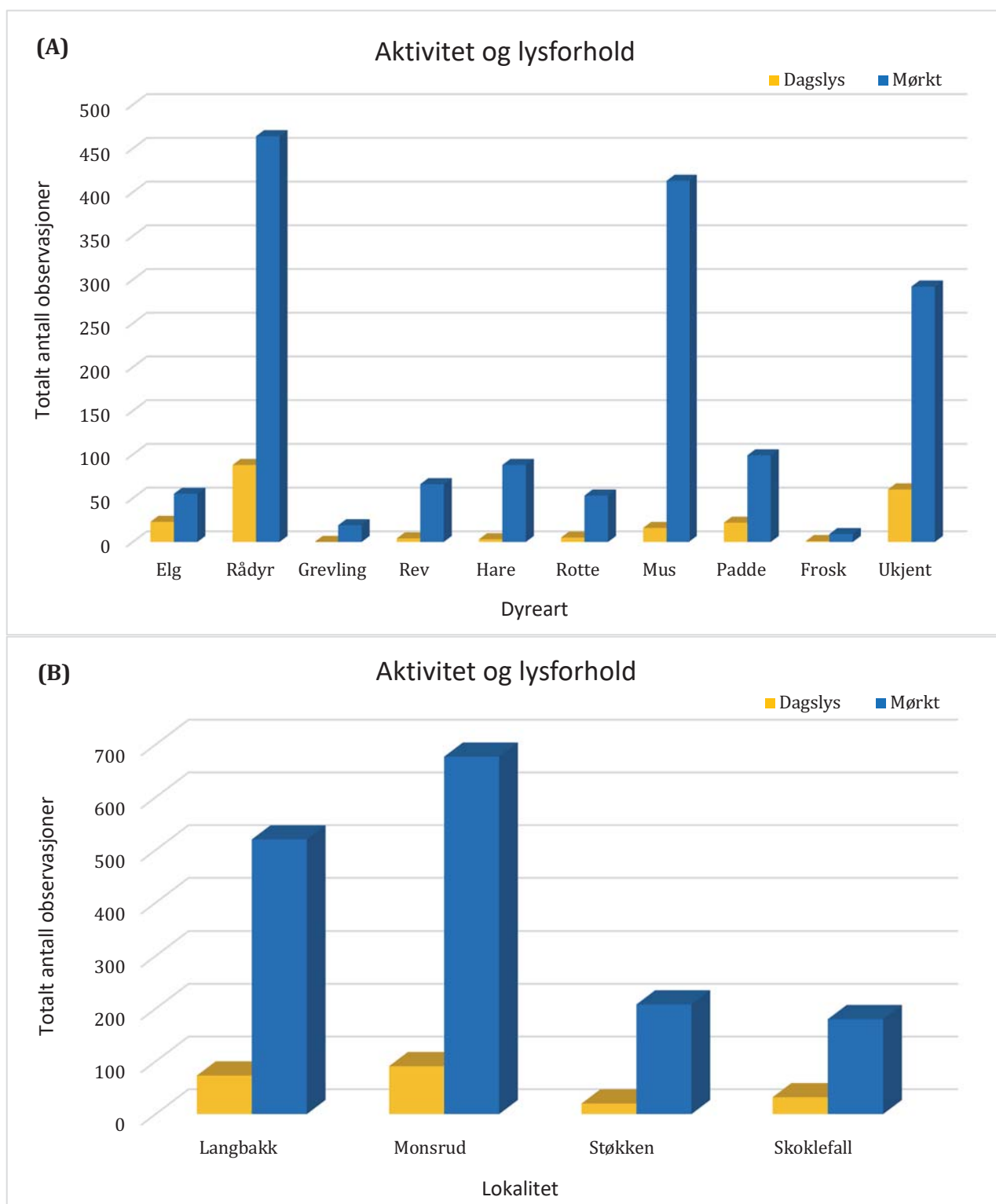


Figur 19. Ukebasert opptakstid (altså total tid tilbragt foran kamera målt i sekunder) for 4 dyrearter i årene 2017 og 2018. Den nederste figuren gjelder kun for Skoklefall ettersom padde og frosk kun ble observert på den lokaliteten.

3.3 Dag- vs. nattaktivitet

Det var totalt 222 observasjoner når det var dagslys og 1558 observasjoner når det var mørkt (Figur 20). Det var signifikant høyere aktivitet når det var mørkt vs. når det var dagslys (ANOVA, $df=1$, $F=21,4$, $P<0,001$). Det var ingen signifikante forskjeller i den sammenlagte aktiviteten mellom lokalitetene (ANOVA, $df=3$, $F=1,4$, $P=0,25$), men det var en signifikant interaksjonseffekt mellom lokalitet og lysforhold; Tukey-testene viste at det var signifikante forskjeller i nattaktivitet mellom lokalitetene, henholdsvis Monsrud vs. Støkken ($P<0,001$), Langbakk vs. Støkken ($P=0,010$), Monsrud vs. Skoklefall ($P<0,001$) og Langbakk vs. Skoklefall ($P=0,003$). Det var derimot ingen signifikant forskjell mellom Monsrud vs. Langbakk ($P=0,359$) eller Støkken vs. Skoklefall ($P=0,799$). Se Figur 20.

Grevlingen var den dyrearten som var mest nattaktiv med 100% aktivitet om natten, mens elgen var minst nattaktiv med 70,5% av all aktivitet om natten. Interessant nok kom også padden ganske langt ned på listen over de aller mest nattaktive dyreartene med 81,8% aktivitet i mørket og 18% aktivitet i dagslys.



Figur 20. Delfigur (A) viser totalt antall observasjoner i henholdsvis dagslys og mørke for 9 dyrearter i tillegg til uidentifiserte («ukjente») dyrearter. Her er enkelte dyrearter utelatt grunnet for få observasjoner. Delfigur (B) viser lokalspesifikk aktivitet i henholdsvis dagslys og mørke for de samme dyreartene. Her er lokaliteten Jonsten ekskludert grunnet for få observasjoner.

3.4 Vurdering av enkeltunderganger

LANGBAKK BRU

Det var ganske høy aktivitet på Langbakk generelt sett – dog noe mindre enn på Monsrud (Tabell 1). Likevel er det ingen signifikant forskjell i aktivitet mellom uker når man sammenligner lokalitetene Monsrud 2 og Langbakk (Figur 14A). Det var omtrent like mange rådyrobservasjoner på begge lokaliteter, men en god del færre observasjoner av elg, rev og grevling på Langbakk sammenlignet med Monsrud (Tabell 1). Ikke desto mindre var det faktisk noe flere observasjoner av mus på Langbakk enn på Monsrud (Tabell 1).

SKOKLEFALL

Skoklefall var den eneste lokaliteten med en dedikert amfibietunnel og var også den lokaliteten med desidert flest observasjoner av amfibier.

MONSRUD

Det var en god del mindre aktivitet på Monsrud 1 enn på Monsrud 2. Totalt sett var det 145 observasjoner på Monsrud 1 mens det på Monsrud 2 var så mye som 429. Den statistiske analysen viser også at det faktisk var en signifikant forskjell mellom disse to viltkameraene (ANOVA, Tukey-test, $P < 0,05$). Som eksempel på den store forskjellen var det 76 observasjoner med rådyr på Monsrud 1 mens det på Monsrud 2 var 203 observasjoner med samme art. Videre var det under denne undergangen at viltet tilbrakte mest tid, spesielt rådyrene (Figur 19). Helt til slutt bør det også nevnes at det kun var på denne lokaliteten at det var menneskelig aktivitet.

STØKKEN

Støkken hadde mindre aktivitet enn Langbakk og Monsrud. Støkken var dog den eneste lokaliteten hvor det ble observert rotter.

JONSTEN

Jonsten var den lokaliteten med aller minst aktivitet. Det var faktisk så få observasjoner der (totalt bare 18) at jeg har utelatt disse fra dataanalysene.

4 Diskusjon

4.1 Generell aktivitet i undergangene

Denne undersøkelsen viste at viltet benyttet alle de aktuelle undergangene, hvilket er i overensstemmelse med tidligere studier som viser at mange underganger er effektive avbøtende tiltak²¹⁻²³. Tre av undergangene i min studie ble egentlig konstruert som bruer over naturlige dalsøkk i terrenget (Langbakk, Monsrud og Støkken), men andre studier har konkludert med at passasjer som egentlig er bygget for andre formål enn som viltpassasjer kan være viktige krysningspunkter for dyr^{21,61,85}, og at disse kan komplementere spesielt tilrettelagte passasjer på en god måte ettersom det øker vegens permeabilitet totalt sett⁸⁶. Denne studien viser at Monsrud og Langbakk var to veldig populære underganger, og dette tyder på at viltet fortsetter å bruke habitatene sine til tross for at det bygges veier og bruer over området.

Rådyr, rev, grevling og mus benyttet tre av tre underganger mens elg og hare benyttet to av tre underganger. Rotte benyttet kun en av tre underganger, men forklaringen til dette kan være at halmballene som lå lagret bare en drøy meter fra musekameraet sannsynligvis har lokket til seg disse rottene. Amfibiene brukte hovedsakelig en av to tilrettelagte passasjer, og padde var den vanligste arten. Totalt sett fikk jeg 127 observasjoner av padde, 14

observasjoner av frosk og 4 observasjoner av salamander (Tabell 1), og her hadde jeg forventet flere observasjoner av frosk og salamander ettersom andre studier viser at tunneler/kulverter kan være effektive som underganger for frosk og salamander, spesielt dersom de blir tilrettelagt med riktig underlag⁴¹⁻⁴³. F.eks. så viser studien av Lesbarrères m. fl.⁴² at frosk foretrekker et bunnsubstrat av gress. En forklaring til at jeg ikke fikk så mange observasjoner av frosk og salamander kan være fordi bunnen bestod av betong i de to amfibieundergangene jeg studerte (hvilket var på lokalitetene Jonsten og Skoklefall). Jonsten hadde veldig lite aktivitet generelt, ikke bare med tanke på amfibier, men også med tanke på vilt. Det kan være flere årsaker til den lave aktiviteten hvis man ser bort i fra bunnsubstratet, og den mest sannsynlige forklaringen da er at et gjerde med svært liten maskestørrelse nederst omringer passasjen. Hadde det ikke vært for dette gjerdet, hadde passasjen muligens vært brukbar for større småvilt, slik som f.eks. grevling og rev.

4.2 Temperatur- og sesongmessig variasjon ved bruk av undergangene

De fleste dyreartene hadde et unimodalt forhold mellom temperatur og aktivitet, med unntak av grevling, rotte og amfibiene. Av de som hadde et unimodalt forhold, hadde mus høyest aktivitet ved høyest temperatur (ca. 6 °C under høstukene 40-43 – se Figur 15) mens rådyr og elg hadde høyest aktivitet ved lavest temperatur (ca. -5 °C under vinterukene 1-3). Mus og rotte var begge mest aktive på høsten, hvilket kan forklares ved at de søker etter føde til lagring under vinteren på denne årstiden. Jeg observerte ingen av disse gnagerne på vinteren, i motsetning til en studie utført i Georgia, USA av Briese m. fl.⁴⁶, hvor tre ulike arter av mus hadde sine aktivitetstopper i desember og januar måned. Dette kan sannsynligvis forklares ved at det er varmere der på den tiden av året enn i Norge, hvor det gjerne er snø. Det er vanlig at mus søker ly i det subnivale rommet under snøen på grunn av plussgrader og beskyttelse fra predasjon⁸⁷. Dette kan underbygges videre av en annen studie fra et fjellområde i Slovakia som viser at smågnagerpopulasjonen økte i antall når det var en stabil vinter med mye snø og at den minket ved varierte værforhold og lite snø⁴⁸. I motsetning til mus og rotte, observerte jeg ingen hare på høsten, hvilket var overraskende ettersom haren vanligvis er aktiv hele året. Til tross for at elg og rådyr hadde en ganske lik aktivitetstopp med tanke på temperatur, var aktivitetstoppen for elg hele 4 uker senere på året enn for rådyr.

Det var tydelig at storviltet brukte undergangene mer på vinteren enn på høsten og våren, så det kan tyde på at undergangene kan fungere som et viktig vinterhabitat, spesielt for rådyr ettersom jeg observerte at de brukte mye tid på beiting foran viltkameraene. Undergangene tilbyr jo et snøfritt område. Småviltet derimot, hadde en mer jevn aktivitet gjennom hele overvåkningsperioden, spesielt rev. Grevlingen var kun aktiv på våren, hvilket naturligvis er på grunn av at den ligger i vinterdvale. Det samme gjelder for amfibiene. Så med andre ord skiller både grevling og amfibier seg fra resten av dyreartene på grunn av dette. Man kan se på Figur 17 at jeg fikk med meg omtrent hele vårvandringen til amfibiene ettersom aktiviteten begynner i det små, bygger seg opp og når en topp i uke 2, for deretter å minke igjen.

Det var stor variasjon i opptakstid for de forskjellige artene av vilt og amfibier som ble observert i denne undersøkelsen (Figur 19 og Tabell 2). Rådyr tilbragte vesentlig mer tid under undergangene enn noen av de andre artene, hvilket forklares med aktiviteter som beiting og soving. Jeg observerte ved flere anledninger at rådyrene la seg ned foran kamera og sov, og ved en anledning sov rådyret så lenge som i 2 timer før det reiste seg opp igjen og gikk videre. Paddene hadde nest mest opptakstid etter rådyrene, og dette forklares ved at de er trege dyr, spesielt på våren når de har våknet fra vinterdvale og er kalde. De er jo vekselvarme. De fleste andre dyreartene jeg observerte hadde ganske liten opptakstid totalt.

Reven tilbrakte i gjennomsnitt 6 sekunder foran kamera (Tabell 2) – dette kan forklares ved at den ikke bruker like mye tid på matsøk i de snøfrie områdene under undergangen som rådyr. For små, raske dyr som mus er ikke dette overraskende. Dog registrerte jeg så mange observasjoner av mus totalt sett at de likevel når en total opptakstid på 1 time og 38 minutter gjennom hele overvåkingsperioden. Når jeg har klart å registrere så mange som 431 observasjoner av mus på et så lite bakkeareal som musekameraene dekket totalt for alle lokalitetene, kan man jo bare forestille seg hvor mange jeg hadde fått registrert dersom jeg hadde hatt muligheten til å overvåke hver kvadratmeter av hele undergangen. Her bør det også nevnes at det er sannsynlig at flere av mine «ukjente» registreringer (totalt 354) kan være mus eller andre små pattedyr. En studie av Jumeau m. fl.⁵⁸ undersøker hvor effektive viltkameraer er i å fange opp små pattedyr (f.eks. rotte, mus og spissmus) som passerer gjennom veiunderganger, og forfatterne konkluderer med at det er en global underestimert av slike små pattedyr. De argumenterer med at dette er på grunn av dyrenes lave kroppsvekt og ikke fordi de beveger seg mye raskere enn middels store pattedyr (f.eks. grevling, rev og hare). På bakgrunn av dette er det et tydelig behov for å videreutvikle teknikken slik at den blir bedre til å fange opp små pattedyr, spesielt ettersom både mine og andres data viser at veiundergangene er viktige for slike dyr.

4.3 Dag- vs. nattaktivitet

Det er vel kjent at lys og daglengde i stor grad styrer livets rytme på jorden⁸⁸. Mine resultater viser at det var signifikante forskjeller i antallet observasjoner mellom lokalitetene, men kun på natten (Figur 20). Dette kan skyldes at jeg hadde flest observasjoner for alle dyreartene på natten, hvilket er i linje med at mange pattedyrarter hovedsakelig er nattaktive⁸⁷, eller at de generelt sett holder seg unna veien når det er lyst og mye trafikk⁸⁹. Det kan også være fordi den mørke tiden per døgn er mye lenger på den nordlige halvkule om vinteren, inkludert Norge. Det meste av overvåkingsperioden i denne studien foregår jo i vinterhalvåret.

Det var minimale forskjeller i dag- vs. nattaktivitet mellom arter, men grevlingen var mest nattaktiv (100%) og elgen var minst nattaktiv (70,5%). Det ser ikke ut til at det var noen tydelige forskjeller i denne aktiviteten mellom sesonger ettersom jeg ikke kunne se noen slike trender blant observasjonene. Videre er det at alle dyreartene i min studie var mest aktive om natten interessant med tanke på kollisjonsfare og trafikkmortalitet ettersom de fleste mennesker kjører på dagen. På vinteren derimot, når det er mørkt store deler av døgnet, kan nok kollisjonsfaren øke. Jeg har dog ikke funnet noen studier som ser på sammenhengen mellom lysforhold og viltpåkjørslar.

4.4 Vurdering av enkeltunderganger

LANGBAKK BRU

Det er interessant at det ikke er noen signifikant forskjell i antall observasjoner mellom Langbakk og Monsrud 2, men dette kan skyldes at områdene ligner på hverandre i den forstand at det er skog i umiddelbar nærhet og relativt høy plantediversitet på begge lokalitetene. Langbakk har totalt 599 observasjoner mens Monsrud totalt har 798 (begge viltkameraene inkludert).

SKOKLEFALL

Skoklefall er den eneste lokaliteten med en dedikert amfibietunnel på hele Østlandsområdet, og denne studien viser at den fungerer. Det har vært relativt høy paddeaktivitet under vårvandringen, men jeg har også registrert noen få observasjoner av frosk og salamander. Jeg har også registrert noe vilt med et viltkamera som ble satt opp i tillegg til amfibiekameraet, blant annet ilder (Tabell 1). Jeg observerte også mye huskatt. Ettersom ilder og huskatt er

trusler for amfibier, kan det nok være lurt å sette opp gitter ved begge åpningene, og ikke bare ved den ene, slik situasjonen er per dags dato. Det kan nok også være lurt å minske maskestørrelsen på disse gitrene slik at kun dyr på størrelse med amfibier slipper gjennom.

Ellers ser amfibietunnelen ut til å være nøye planlagt, både med tanke på plassering, men også med tanke på de lange ledegjerdene på hver side av inn- og utgangen. Jeg observerte dog en del juvenile paddler som klatret opp på veien via det lange gresset som vokste ned over ledegjerdene første gangen jeg var og observerte tunnelen i august måned i 2017. Dette antyder at det er behov for skjøtsel i form av at dette gresset blir kuttet før vårvandringen og høstvandringen hvert år.

MONSRUD

Det var interessant at rådyrene tilbrakte så mye tid under akkurat denne undergangen. Med andre ord kan det se ut som Monsrud er et viktigere vinterhabitat for rådyr sammenlignet med Langbakk og Støkken (Figur 19). At Monsrud er viktig kan forklares av at det var beitemuligheter hele vinteren på grunn av snøfritt feltsjikt og tilgang på beiteplanter. Mange og lange opptak av beitende rådyr vinterstid var et godt bevis for dette.

Selv om dette var den eneste lokaliteten hvor det var menneskelig aktivitet, så det ikke ut til at dette påvirket dyrenes aktivitet ettersom Monsrud 2 hadde aller flest observasjoner totalt sett i denne undersøkelsen (Tabell 1). Dog har jeg for lite data i denne sammenhengen til å kunne si noe for sikkert.

STØKKEN

Støkken er en lokalitet med vekslende arealer av skog og dyrket mark og flere tidligere studier konkluderer med at undergangen fungerer meget bra for storvilt, og da spesielt rådyr^{37,38}. Ifølge mine funn fungerer den også bra for småvilt (mus, rotte, rev og grevling), men sammenlignet med de andre lokalitetene i denne oppgaven, var det gjennomsnittlig færrest registreringer på Støkken (Figur 14).

JONSTEN

Den mest sannsynlige årsaken til at det ble observert svært lite aktivitet her, er at det er et viltgjærde med relativt liten maskestørrelse nederst som omringer hele kulverten, og som begrenser hvilke dyr som kan benytte den som krysningspunkt. Kun dyr på størrelse med piggsvin, ekorn og amfibier kan krysse, men ikke rev eller grevling. En annen mulig årsak kan være at kulverten er lang og steril med gangsoner laget i betong. Noen dyrearter er mer sensitive overfor underlag og/eller temperatur enn andre (f.eks. amfibier)⁴¹⁻⁴³. Det kan dog ha vært en del dyr som har krysset gjennom kulverten uten at jeg har fått registrert aktiviteten ettersom jeg kun overvåket gangsonene og ikke vannet som renner gjennom kulverten midt i mellom gangsonene. Vannstanden er vanligvis lav (med unntak av dager hvor det regner mye), og jeg observerte en gang at en salamander søkte seg ned til vannet fra den ene gangsonen, hvilket også tyder på at strømmen ikke er så sterk at amfibier ikke forsøker å krysse.

5 Viltpåkjørslar – spørsmål om dyreetikk og dyrs egenverdi

De siste tre tiårene har det vært en sterk økning i oppmerksomheten rundt dyrevelferd, dyrs rettigheter og dyreetikk⁶⁵. I denne sammenhengen har flere filosofer bidratt til å gjøre temaet mer kjent, både for allmennheten og innenfor andre fagområder enn filosofi, f.eks. husdyrfag, biologi og økologi. Viktige eksempler på slike filosofer er Jean-Jacques Rousseau, Jeremy Bentham, Albert Schweitzer, Peter Singer og Tom Regan^{69,72}.

5.1 Bevaringsbiologi og dyreetikk

Bevaringsbiologi og dyreetikk har i stor grad blitt sett på som to ulike disipliner, men ifølge Fraser⁶⁶, Paquet & Darimont⁶⁷, Ramp & Bekoff⁷³ og Fraser⁹⁰, så er det snakk om to sider av samme sak. Alle de fire ovennevnte arbeidene argumenterer med at det burde tas mer hensyn til individer i bevaringsbiologirelaterte saker, istedenfor å kun fokusere på populasjoner, arter og hele økosystemer. Fraser diskuterer også hvordan dyrevelferdsbegrepet tradisjonelt sett kun har vært gjeldende for husdyr og kjæledyr, men at begrepet også burde gjelde for ville dyr, ettersom mange menneskelige aktiviteter har en negativ påvirkning på ville dyrs livskvalitet⁶⁶. Eksempler på slike aktiviteter er jakt, viltpåkjørslar, habitatfragmentering og reduksjon av habitatkvalitet gjennom f.eks. plassering av kraftledninger^{95,96}. Det er kanskje en umulig oppgave å redde alle arter fra utryddelse og alle individer fra smerte⁷³, men ifølge Fraser går det an å gjøre en forskjell ved å implementere en praktisk form for etikk⁹⁰. Dette har vært forsøkt gjennomført flere ganger tidligere, blant annet gjennom Singer⁶⁹, men det har hittil ikke slått rot, i hvert fall ikke hos offentlige beslutningstakere.

Også folk i andre yrker (som ikke er utdannet filosofer) har bidratt med å gjøre dyreetikk mer kjent, f.eks. forfatteren og advokaten Jim Mason, som har skrevet boken "Animal Factories" sammen med Peter Singer⁹³, Howard Lyman, som sluttet som storbonde og istedenfor begynte som forkjemper for dyrs rettigheter⁹⁴, og forfatteren John Robbins, som blant annet har skrevet boken "Diet for a new America" og som står for at man skal leve i harmoni med alle livsformer⁹⁵. Aldo Leopold og Edward Abbey er også forfattere som har hjerte for dyreetikk, hvorav førstnevnte faktisk regnes som den mest innflytelsesrike talspersonen for bevaring av natur i det 20. Århundre⁹⁶.

Ettersom veinettet hele tiden utvides^{16,97} har viltpåkjørslar nesten blitt en del av hverdagen²¹⁻²³, noe som igjen er et spørsmål om dyreetikk og dyrs egenverdi. Det er åpenbart ingen hyggelig opplevelse for et dyr å løpe forvirret rundt i veibanen og i verste fall bli påkjørt av en bil. Dyr har mye av den samme stressresponsen som mennesker^{98,99} og det er også vist gjennom en rekke forsøk at dyr også har følelser som glede, smerte og frykt^{74,100}. Sistnevnte studie, som er av nyere dato, viser til at det ofte ikke har blitt gitt smertestillende til amfibier og reptiler når de har fått behandling hos veterinær ettersom det har vært og fremdeles er vanlig å tenke at disse dyrene ikke føler smerte. Grunnen til at det har vært vanlig å tenke slik, er at det er få studier som viser til objektive måter å måle smerte på hos amfibier og reptiler. I tillegg har det ikke blitt utført noen kliniske evalueringer av smerte og smertelindring ved bruk av smertestillende midler. Dermed blir det mer og mer vanlig å tenke at man ønsker å unngå og skade dyr, ikke bare for å opprettholde populasjoner og genetisk diversitet innenfor arten, men også av hensyn til livskvaliteten hos hvert enkelt individ^{101,102}. Ytterligere et argument som taler for å ta hensyn til dyrenes livskvalitet, er at det ikke er dyret som er inntrengeren på veien, men veinettet og trafikken som i utgangspunktet trenger seg inn i dyrenes habitat⁶¹. Dessuten viser studien utført av Bartal m. fl. at rotter ser ut til å føle empati¹⁰¹. Eksperimentoppsettet baserer seg på at to og to rotter ble plassert i hver sine bur, hvor den ene var fanget i en liten, trang beholder og viste tydelige tegn på mistrivsel mens den andre var "fri". Videre viser studien at de "frie" rottene frigjorde artsfrenden sin i løpet

av en gjennomsnittstid på 7 dager. I løpet av disse 7 dagene hadde de ”frie” rottene en spesifikk stressrelatert adferd rundt den fangede artsfrenden. Studien konkluderer altså med at de ”frie” rottene frivillig slapp ut artsfrenden sin for å gjøre slutt på artsfrendens lidelser inni den trange beholderen, og at de dermed viste tegn på empati.

For å underbygge dette mente filosofen Jeremy Bentham at moralprinsippene våre burde være basert på glede og smerte⁷⁰, noe som har gjort at flere filosofer i senere tid har trukket en sterk parallell til dyr og mener at dette resonnementet ikke kan ekskludere dem eller skille dem fra mennesker. Peter Singer er en av disse filosofene, og mener at vi burde unngå å skade dyr nettopp fordi de også har evnen til å føle smerte⁶⁹. Tormod Burkey er en nyere forfatter på området og gav i 2017 ut en bok om dyreetikk, og han sier seg enig. Han mener at det ikke er noen tvil om at de aller fleste dyr føler smerte^{72,103,104}. Den norske filosofen Arne Næss, som grunnla dypøkologien, gikk enda lenger og mente at arter (både planter og dyr) har egenverdi uavhengig av hva de kan føle, men rett og slett på grunn av deres eksistens¹⁰⁵. Biologen Michael Soulé ble inspirert av blant annet Arne Næss og mener også at eksistens er nok til å kunne ha en verdi i seg selv og ikke fra et antroposentrisk utilitistisk perspektiv⁶⁸.

Peter Carruthers, derimot, er imot at dyr skal ha egenverdi og moralske rettigheter, og her argumenterer han med at dyr er mindre verdt enn mennesker fordi mange dyr ikke er bevisste (i denne sammenhengen bruker han insekter, reptiler, amfibier og fisk som eksempler). Videre argumenterer han med at ingen dyr er rasjonelle vesener, men at dette ikke må misforstås med at dyr ikke betyr noe, for det mener han at de gjør. Til syvende og sist konkluderer han med at det er galt å drepe dyr dersom det er helt unødvendig og meningsløst, men at mennesker generelt sett har større egenverdi på grunn av menneskers mer komplekse evner til å føle ulike former for – og ulike grader av – smerte og glede. Altså er han enig i at dyr også kan føle smerte og glede og at man ikke burde drepe dem dersom det ikke er nødvendig¹⁰⁶. Min konklusjon er at mange biologer og moralfilosofar (både fra lenger tilbake i tid og fra nyere tid) er enige om at dyr kan føle smerte og glede, og at det burde bli stilt sterkere krav til dyrevelferdsbegrepet. Det blir også mer og mer vanlig å tenke at dyr har egenverdi og moralske rettigheter.

5.2 Spesiesisme

I 1970 introduserte psykologen og dyrevelferdsentusiasten Richard Ryder begrepet ”speciesism”, som i senere tid har blitt oversatt til ”spesiesisme” på norsk. Dette begrepet stiller diskriminering av individer på bakgrunn av hvilken art det individet tilhører på lik linje med rasisme og kjønnsdiskriminering. Definisjonen av begrepet lyder som følger: ”Speciesism is the unjustified disadvantageous consideration or treatment of those who are not classified as belonging to one or more particular species”^{65,107}. Ryder delte tankene sine om dyreetikk og dette nye begrepet med Peter Singer¹⁰⁸. Peter Singer skriver om spesiesisme i boken sin *Animal Liberation*⁶⁹, og det var med denne boken at interessen for dyreetikk virkelig tok av og vokste enda mer frem i samfunnet^{108,109}.

Størrelsesdiskriminering (originalt ”sizeism” på engelsk) er en viktig form for spesiesisme, og dette begrepet er høyst relevant med tanke på dyr og trafikkdødelighet. Størrelsesdiskriminering er rett og slett at man ikke har like mye empati for små dyr som store dyr¹¹⁰. Det er f.eks. vist at det ikke er grunn nok å trekke frem smerte som argument for å favorisere store dyr over mindre dyr, for frem til i dag har det blitt utført en hel del eksperimenter som viser at små dyr føler like mye smerte som store dyr når det f.eks. har blitt fjernet en kroppsdel uten bedøvelsesmiddel eller at dyrene har blitt utsatt for ekstrem varme^{74,99,111}.

Det er i dagens samfunn et stort fokus på storvilt når det kommer til avbøtende tiltak for å motvirke trafikkdødelighet^{16,26,28,35,77}. Det er naturligvis fordi storvilt potensielt kan føre

til alvorlige personskader dersom uhellet først er ute^{28,61,62}, men her er små dyr også viktige; småvilt på veien kan føre til alvorlige personskader, fordi man reagerer gjerne instinktivt med å svinge unna dersom et dyr krysser veien, uansett størrelse. Her kan personen ende opp med å kjøre i grøften eller enda verre, nemlig å involvere flere biler i en kollisjon og utsette flere liv for fare.

Det er dog ikke like lett å oppdage veldig små dyr, slik som amfibier – disse er gjerne veldig trege¹¹² og kan virke tilnærmet usynlige når man sitter bak rattet. Dette medfører i sin tur at antall vilt påkjørsler blir statistisk underestimert ettersom det ikke er alle påkjørsler som blir registrert av føreren⁶¹.

Sist, men ikke minst, så er jo det etiske aspektet i forbindelse med størrelsesdiskriminering viktig ettersom man hittil har tatt mer hensyn til å unngå vilt påkjørsler av storvilt ved bruk av ulike avbøtende tiltak. Både underganger og overganger kan brukes av småvilt, men når jeg sier at det ikke blir tatt like mye hensyn til som storvilt, så refererer jeg til den store maskestørrelsen i mange viltgjerdet som tillater ulike arter av småvilt å komme seg ut i veibanen, men holder storvilt tilbake. Dette er et bevisst valg som både er tatt med tanke på trafikksikkerhet (generelt sett utgjør ikke småvilt like stor trafikkrisiko som storvilt) og for å ikke skape fullstendige krysningsbarrierer for flere dyr enn nødvendig. Dette medfører dog at småvilt blir utsatt for risiko, spesielt på høytrafikkerte veier. Ytterligere et etisk aspekt er at småvilt og amfibier ofte har sterke artsspesifikke preferanser som ikke blir møtt, noe som kan medføre at en undergang eller overgang ikke vil være funksjonell. Her kan det f.eks. være slik at frosker har et krav til et naturlig bunnsubstrat med høyt fuktnivå for å kunne passere gjennom en undergang⁴¹⁻⁴³, og dermed kan en betongkulvert faktisk fungere som en barriere istedenfor en passasje/gjennomgang. I min studie kan Jonsten-kulverten være et eksempel på en slik barriere ettersom det var veldig få observasjoner her.

Frem til nå har jeg snakket om at dyreetikk har fått mer oppmerksomhet de siste tre tiårene, størrelsesdiskriminering og hvorfor det er viktig å ta hensyn til småvilt når man bygger vei, men hva defineres egentlig som småvilt? Hvor går grensen for hvilke dyr som får være med i planleggingsfasen av nye veikonstruksjoner og hvilke dyr som blir utelatt? Forestill deg en rekke dyr rangert etter størrelse: elg, rådyr, grevling, piggsvin, ekorn, mus, padde, frosk, salamander, øyenstikker, humle og mygg. For de fleste mennesker går grensen for hvilke dyr de føler empati for ved ekorn eller kanskje mus^{75,110}. Men hva med de aller minste, slik som humle og mygg? Det er en stor andel insekter som blir negativt påvirket av veier og tilhørende trafikk¹¹³, hvilket kanskje ikke er så ulogisk med tanke på at insekter utgjør den mest artsrike og varierte dyregruppen (Hexapoda) i verden¹¹⁴. I dagens samfunn har det vært mye snakk om at insektene forsvinner, og da spesielt pollinatoren¹¹⁵⁻¹¹⁸. Skal insektene inkluderes eller ikke? Jeg tar ikke stilling til å svare på spørsmålet i denne oppgaven, men lar heller spørsmålet være åpent og til ettertanke ettersom det er meget relevant å spørre hvor grensen skal gå når man skal vurdere hvilke arter som skal tas hensyn til ved nye veikonstruksjoner i fremtiden.

6 Konklusjon

Jeg konkluderer med at viltunderganger er effektive avbøtende tiltak for både småvilt og amfibier ettersom jeg til sammen registrerte 1890 observasjoner av dyr i de overvåkede undergangene (Tabell 1). Her bør det nevnes at 413 av disse var mus (Tabell 1), og det er høye tall med tanke på hvor lite areal musekameraene dekket under viltundergangene – faktisk et så lite areal som ca. 0,25 m² for hvert musekamera.

Det var en interessant observasjon at undergangene sannsynligvis fungerer som vinterhabitat for rådyrene. Ingen av de andre registrerte dyreartene tilbrakte like mye tid under undergangene.

Videre ser det ut til at fire av fem underganger fungerte bra, men med noe årlig skjøtsel ved amfibietunnelen på Skoklefall vil denne fungere enda bedre i fremtiden. I tillegg er det sannsynlig at noen mindre endringer ved Jonsten, som var den lokaliteten med aller minst aktivitet i hele undersøkelsen, kan øke aktiviteten her. I denne sammenhengen kan man f.eks. begynne med å fjerne gjerdet rundt kulverten for å tillate ferdsel av mellomstore pattedyr som rev og grevling.

Avslutningsvis ønsker jeg også å konkludere med at det blir mer og mer vanlig å tilegne små dyr like mye verdi som store dyr og generelt sett tenke i mer dyreetiske baner. Jeg vil argumentere for at dyreetikk burde bli en større del av bevaringsbiologien i fremtiden istedenfor å bli sett på som et eget fagfelt som hører inn under filosofien.

7 Referanser

1. Meffe, G. K. & Carroll, C. R. 1997. Principles of Conservation Biology. 2nd ed. Sinauer, Sunderland, United States.
2. Venier, L. A., Thompson, I. D., Fleming, R. m. fl. 2014. Effects of natural resource development on the terrestrial biodiversity of Canadian boreal forests. *Environmental Reviews* **22**: 457-490.
3. Blandon, A. C., Perelman, S. B., Ramirez, M. m. fl. 2016. Temporal bird community dynamics are strongly affected by landscape fragmentation in Central American tropical forest region. *Biodiversity and Conservation* **25**: 311 – 330.
4. Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**: 41 – 49.
5. Hanski, I. & Ovaskainen, O. 1998. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* **404**: 755 – 758.
6. Berntsen, B. & Hågvar, S. 2010. Norsk natur – farvel? 2. utg. Unipub, Oslo, Norge.
7. Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S. m. fl. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* **471**: 51 – 57.
8. Kitzes, J. & Harte, J. 2015. Predicting extinction dept from community patterns. *Ecology* **96**: 2127 – 2136.
9. Hampe, A. & Petit, R. J. 2005. Conserving biodiversity under climate change; the rear edge matters. *Ecology Letters* **8**: 461 – 467.
10. Hampe, A. 2005. Fecundity limits in *Frangula alnus* (Rhamnaceae) relict populations at the species' southern range margin. *Oecologia* **143**: 377 – 386.
11. Willis, K. J. & Birks, H. J. B. 2006. What is natural? The need for a long-term perspective in biodiversity conservation. *Science* **314**: 1261 – 1265.
12. Comps, B., Gömöry, D., Letouzey, J. m. fl. 2000. Diverging trends between heterozygosity and allelic richness during postglacial colonization in the European beech. *Genetics* **157**: 389 – 397.
13. Martin, P. R. & McKay, J. K. 2004. Latitudinal variation in genetic divergence of populations and the potential for future speciation. *Evolution* **58**: 938-945.
14. Svenning, J.-C. 2003. Deterministic Plio-Pleistocene extinctions in the European cool-temperate tree flora. *Ecology Letters* **6**: 645 – 653.
15. miljodirektoratet.no/no/Tema/Miljoovervakning/Inngrepsfrie-naturomrader-i-Norge-/Utviklingen-av-inngrepsfrie-naturomrader/ lest: 22.03.2017.
16. Selva, N., Kreft, S., Kati, V. m. fl. 2011. Roadless and low traffic areas as conservation targets in Europe. *Environmental Management* **48**: 646 – 653.
17. Underhill, J. E. & Angold, P. E. 2000. Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Reviews* **8**: 21 – 39.
18. Gravel, M., Mazerolle, M. J. & Villard, M.-A. 2012. Interactive effects of roads and weather on juvenile amphibian movements. *Amphibia-Reptila* **33**: 113 – 127.

19. ssb.no. [ssb.no. ssb.no/skogsvei?fane=arkiv](http://ssb.no/skogsvei?fane=arkiv) lest: 13.04.2017.
20. Samferdselsdepartementet St. Meld. 42. 2000-2001. Biologisk mangfold.
21. Clevenger, A. P. & Waltho, N. 2000. Factors influencing effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology* **14**: 47 – 56.
22. Clevenger, A. P., Chruszcz, B. & Gunson, K. 2001. Drainage culverts as habitat linkages and factors influencing passage by mammals. *Journal of Applied Ecology* **38**: 1340 – 1349.
23. Ascensao, F. & Mira, A. 2006. Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research* **22**: 57 – 66.
24. Langton, T. E. S. 1989. Amphibians and roads; proceedings of the Toad Tunnel Conference, Rendsburg, Federal Republic of Germany, 7-8 January 1989. Shefford, ACO Polymer Products.
25. Aresco, M. J. 2005. Mitigation measures to reduce highway mortality of turtles and other herpetofauna at a North Florida lake. *Journal of Wildlife Management* **69**: 549 – 560.
26. Glista, D. J., DeVault, T. L. & DeWoody, J. A. 2007. Vertebrate road mortality predominantly impacts amphibians. 2007. *Herpetological Conservation and Biology* **3**: 77 – 87.
27. D'Amico, M., Clevenger, P. A., Romàn, J. m. fl. 2015. General Versus Specific Surveys: Estimating the Suitability of Different Road-Crossing Structures for Small Mammals. *Journal of Wildlife Management* **79**: 854 – 860.
28. Niemi, M., Rolandsen, C. M., Neumann, W. m. fl. 2017. Temporal patterns of moose-vehicle collisions with and without personal injuries. *Accident Analysis and Prevention* **98**: 167 – 173.
29. Glista, D. J., DeVault, T. L. & DeWoody, J. A. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* **91**: 1 – 7.
30. Statens vegvesen 2018. Konsekvensanalyser. Håndbok V712 (s. 171).
31. vegvesen.no/fag/fokusomrader/Miljo+og+omgivelser/Naturmangfold/fysisk-kompensasjon lest: 13.04.2017.
32. Reed, D. F., Woodard, T. N. & Pojar, T. M. 1975. Behavioural response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management* **39**: 361 – 367.
33. Hunt, A., Dickens, H. J. & Whelan, R. J. 1987. Movement of mammals through tunnels under railway lines. *Australian Zoologist* **24**: 89 – 93.
34. Rytwinski, T., van der Ree, R., Cunningham, G. M. m. fl. 2015. Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *Journal of Environmental Management* **154**: 48 – 64.
35. Statens vegvesen 2005. Veger og Dyreliv. Håndbok V134.
36. May, R. Stokke, S. & Sakshaug, K. 2007. Trafikksikkerhet og fragmenteringseffekter i forbindelse med riks- og fylkesveinettet – Forslag til etterundersøkelser av viltrelaterte tiltak utført av Statens vegvesen – NINA rapport 276.
37. Kristiansen, V. M. 2010. Rådyr (*Capreolus capreolus*) og mindre viltarters bruk av ulike over- og underganger langs fire hovedveier på Østlandet. Masteroppgave ved Norges- miljø og biovitenskapelige universitet NMBU.
38. Strætkvern, G. O. 2010. Elgens (*Alces alces*) bruk av ulike over- og underganger langs fire hovedveier på Østlandet. Masteroppgave ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet NMBU.
39. Van Wieren, S. E. & Worm, P. B. 2001. The use of motorway wildlife overpass by large mammals. *Netherlands Journal of Zoology* **51**: 97 – 105.

40. Simpson, N. O. Stewart, K. M., Schroeder, C. m. fl. 2016. Overpasses and Underpasses: Effectiveness of Crossing Structures for Migratory Ungulates. *Journal of Wildlife Management* **80**: 1370 – 1378.
41. Jackson, S. D. & Griffin, C. R. 2000. A Strategy for Mitigating Highway Impacts on Wildlife. In: *Wildlife and Hightways: Seeking Solutions to an Ecological and Socio-economic Dilemma* (eds. Messmer, T. A. & West, B.). The Wildlife Society, Maryland, United States.
42. Lesbarrères, D., Lodè, T. & Merilä, J. 2004. What type of amphibian tunnel could reduce road kills? *Oryx* **38**: 220 – 223.
43. Pomezanski, D. & Bennett, L. 2018. Anuran responses to natural substrates within two wildlife underpasses. *Herpetological Conservation and Biology* **13**: 105 – 112.
44. Dervo, B. K., Bæreum, K. M., Skurdal, J. m. fl. 2016. Effects of Temperature and Precipitation on Breeding Migrations of Amphibian Species in Southeastern Norway. *Scientifica*. Article ID **3174316**: DOI 10.1155/2016/3174316.
45. Arnfield, H., Grant, R., Monk, C. m. fl. 2012. Factors influencing the timing of spring migration in common toads (*Bufo bufo*). *Journal of Zoology* **288**: 112 – 118.
46. Briesse, L. A. & Smith, M. H. 1974. Seasonal abundance and movement of nine species of small mammals. *Journal of Mammalogy* **55**: 615 – 629.
47. Wróbel, A. & Bogdziewicz, M. 2015. It is raining mice and voles: which weather conditions influence the activity of *Apodemus flavicollis* and *Myodes glareolus*? *European Journal of Wildlife Research* **61**: 475 – 478.
48. Hlôška, L., Chovancová, B., Chovancová, G. m. fl. 2016. Influence of climatic factors on the population dynamics of small mammals (Rodentia, Soricomorpha) on the sites affected by windthrow in the High Tatra Mts. *Folia Oecologica* **43**: 1336 – 5266.
49. Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A. m. fl. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science* **306**: 1783 – 1787.
50. Collins, J. P. & Crump, M. L. 2009. *Extinction in Our Times: Global Amphibian Decline*. 1st ed. Oxford University Press, Great Britain.
51. Ficetola, G. F., Rondinini, C., Bonardi, A. m. fl. 2014. Habitat availability for amphibians and extinction threat: a global analysis. *Diversity and Distributions* **21**: 302 – 311.
52. Fisher, M. C., Henk, D. A., Briggs, C. J. 2012. Emerging fungal threats to animal, plant and ecosystem health. *Nature* **484**: 186 – 194.
53. Puky, M. 2006. *Amphibian road kills: a global perspective*. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, United States.
54. Hof, C., Araùjo, M. B., Jetz, W. m. fl. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. *Nature* **480**: 516 – 521.
55. Martinig, A. R. & Bèlanger-Smith, K. 2016. Factors influencing the discovery and use of wildlife passages for small fauna. *Journal of Applied Ecology* **53**: 825 – 836.
56. artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/AmfibierReptiler lest: 30.03.2017.
57. 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.
58. Jumeau, J., Petrod, L. & Handrich, Y. 2017. A comparison of camera trap and permanent recording camera activity efficiency in wildlife underpasses. *Ecology and Evolution* 2017: 1 – 9.
59. Matos, C., Petrovan, S., Ward, A. I. m. fl. 2017. Facilitating permeability of landscapes impacted by roads for protected amphibians: patterns of movement for the great crested newt. *PeerJ* **5:e2922**: DOI 10.7717/peerj.2922.

60. Delgado, J. D., Morelli, F., Arroyo, N. m. fl. 2018. Is vertebrate mortality correlated to potential permeability by underpasses along low-traffic roads? *Journal of Environmental Management* **221**: 53 – 62.
61. Seiler, A. 2003. The toll of the automobile: Wildlife and roads in Sweden. Doktorgradsavhandling ved Sveriges lantbruksuniversitet SLU, Uppsala.
62. Romin, L. A. & Bissonette, J. A. 1996. Deer-vehicle Collisions: Status of State Monitoring Activities and Mitigation Efforts. *Wildlife Society Bulletin* **24**: 276 – 283.
63. Johansen, B. M. 2013. Førerprøven. Cappelen Damm, Oslo, Norge.
64. Glein, J. O. & Lødemel, S. 2016. Trafikalt Grunnkurs Førerkortboka. NKI-forlaget, Oslo, Norge.
65. Horta, O. 2010. What is Speciesism? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* **23**: 243 – 266.
66. Fraser, D. 2010. Toward a Synthesis of Conservation and Animal Welfare Science. *Animal Welfare* **19**: 121 – 124.
67. Paquet, P. C. & Darimont, C. T. 2010. Wildlife conservation and animal welfare: two sides of the same coin? *Animal Welfare* **19**: 177 – 190.
68. Soulè, M. 1985. What Is Conservation Biology? *BioScience* **35**: 727 – 734.
69. Singer, P. 1990. *Animal Liberation*. 2. ed. HarperCollins, New York, United States.
70. Burns, J. H. & Hart, H. L. A. 1996. *The Collected Works of Jeremy Bentham. An Introduction to the Principles of Morals and Legislation*. Oxford University Press, Oxford, Great Britain.
71. Bekoff, M. 2002. *Minding Animals: Awareness, Emotions and Heart*. Oxford University Press, Oxford, Great Britain.
72. Burkey, T. V. 2017. *Ethics for a Full World or, Can Animal-Lovers Save the World?* Clairview Books, Hillside House, Great Britain.
73. Ramp, D. & Bekoff, M. 2015. Compassion as a Practical and Evolved Ethic for Conservation. *BioScience* **65**: 323 – 327.
74. Machin, K. L., DVM, MSc. 2001. Fish, amphibian and reptile analgesia. *Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice* **4**: 19 – 33.
75. Crawford, B. A. & Andrews, K. M. 2016. Drivers' attitudes toward wildlife-vehicle collisions with reptiles and other taxa. *Animal Conservation* **19**: 444 – 450.
76. Goodall, J. & Bekoff, M. 2002. *The Ten Trusts*. HarperOne, San Fransisco, USA.
77. Meisingset, E. L., Loe, L. E., Brekkum, Ø. 2014. Targeting Mitigation Efforts: The Role of Speed Limit and Road Edge Clearance for Deer-Vehicle Collisions. *Journal of Wildlife Management* **78**: 679 – 688.
78. yr.no/sted/Norge/Akershus/Nesodden/Skoklefall/detaljert_statistikk.html lest 08.06.2018.
79. yr.no/sted/Norge/Østfold/Råde/Jonsten/detaljert_statistikk.html lest 08.06.2018.
80. Steen, R. 2012. Pollination of *Platanthera chlorantha* (Orchidaceae): new video registration of a hawkmoth (Sphingidae). *Nordic Journal of Botany* **30**: 623 – 626.
81. Steen, R. & Aase, A. L. T. O. 2011. Portable digital video surveillance system for monitoring flower-visiting bumblebees. *Journal of Pollination Ecology* **5**: 90 – 94.
82. Ellingsen, V. M., Asplund, J. & Ohlson, M. 2017. Spatial and temporal patterns in seed predation as revealed by reciprocal experiments and video-surveillance in neighbouring beech and spruce forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* **32**: 105 – 114.
83. Bakkhaug, M. S. 2015. Kulverter bygget av Statens vegvesen langs E6 I Østfold som vandringshinder for fisk og amfibier. Bacheloroppgave ved Norges miljø- og biovitenskap NMBU.

84. R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
85. Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M. m. fl. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* **115**: 499 – 507.
86. Olsson, M. 2007. The use of highway crossings to maintain landscape connectivity for moose and roe deer. Doktorgradsavhandling ved Karlstads universitet, Sverige.
87. Hjeljord, O. 2008. Viltet: biologi og forvaltning. Tun, Oslo, Norge.
88. Hoffmann, J., Palme, R. & Eccard, J. A. 2017. Long-term dim light during nighttime changes activity patterns and space use in experimental small mammal populations. *Environmental Pollution* **238**: 844 – 851.
89. Eldegard, K., Lyngved, J. T. & Hjeljord, O. 2012. Coping in a human-dominated landscape: trade-off between foraging and keeping away from roads by moose (*Alces alces*). *European Journal of Wildlife Research* **58**: 969 – 979.
90. Fraser, D. 2012. A “Practical” Ethic for Animals. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* **25**: 271 – 746.
91. Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. M. fl. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* **101**: 351 – 360.
92. Vistnes, I. & Nellemann, C. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* **65**: 915 – 925.
93. jimmason.website lest 05.12.2017.
94. humanemyth.org/howardlyman.htm lest 05.12.2017.
95. johnrobbins.info/about-john/ lest 05.12.2018.
96. aldoleopold.org/about/aldo-leopold/ lest 05.12.2017.
97. Angel, S., Parent, J., Civco, D. L. m. fl. 2011. The dimensions of global expansion: Estimates and projections for all countries, 2000 – 2050. *Progress in Planning* **75**: 53 – 107.
98. Moberg, G. P. & Mench, J. A. 2000. The biology of animal stress. Basic principles and implications for animal welfare. Centre for Agriculture and Bioscience International, Wallingford, Great Britain.
99. Sapolsky, R. M. 2004. Why Zebras Don't Get Ulcers. 3rd ed. St. Martin's Press, New York, United States.
100. Dawkins, M. S. 2000. Animal Minds and Animal Emotions. *American Zoologist* **40**: 883 – 888.
101. Bartal, I. B.-A., Decety, J. & Mason, P. 2011. Empathy and Pro-Social Behavior in Rats. *Science* **334**: 1427 – 1430.
102. Clark, C., Murrell, J., Fernyhough, M. m. fl. 2014. Long-term and trans-generational effects of neonatal experience on sheep behaviour. *Biology Letters* **10**: 20140273.
103. King, C. D., Devine, D. P., Vierck, C. J. m. fl. 2003. Differential effects of stress on escape and reflex responses to nociceptive thermal stimuli in the rat. *Brain Research* **987**: 214 – 222.
104. Martin, L. J., Hathaway, G., Levitin, D. J. m. fl. 2015. Reducing Social Stress Elicits Emotional Contagion of Pain in Mouse and Human Strangers. *Current Biology* **25**: 326 – 332.
105. Næss, A. 1973. The shallow and the deep, long-range ecology movement. A summary. *Inquiry* **16**: 95 – 100.
106. Carruthers, P. 1992. The Animals Issue. Moral Theory in Practice. Cambridge University Press, New York, United States.
107. Ryder, R. D. 2010. Speciesism Again: the original leaflet. *Critical Society* **2**: 1 – 2.

108. Ryder, R. D. 2011. Speciesism, painism and happiness: a mortality for the 21st century. Imprint Academic, Upton Pyne, Great Britain.
109. snl.no/dyreetikkk lest 30.11.2017.
110. Morton, D. B. 1998. Sizeism. In: Encyclopedia of animal rights and animal welfare. (eds. Bekoff, M. & Meany, C.). Routledge, London, Great Britain.
111. Burrell, B. D. 2017. Comparative biology of pain: What invertebrates can tell us about how nociception works. *Journal of Neurophysiology* **117**: 1461 – 1473.
112. Dolmen, D. 2008. Norske amfibier og reptiler (Feltherpetologisk guide). Fagbokforlaget, Bergen, Norge.
113. Keilsohn, W., Narango, D. L. & Tallamy, D. W. 2018. Roadside habitat impacts insect traffic mortality. *Journal of Insect Conservation* **22**: 183 – 188.
114. artsdatabanken.no/Pages/135656 lest 31.07.2018.
115. Kevan, P. G. & Viana, B. F. 2003. The global decline of pollination services. *Biodiversity* **4**: 3 – 8.
116. Kluser, S. & Peduzzi, P. 2007. Global Pollinator Decline: A Literature Review. UNEP/GRID-Europe.
117. Rao, R. S. P. & Girish, M. K. S. 2007. Road kills: Assessing insect casualties using flagship taxon. *Current Science* **92**: 830 – 837.
118. Muños, P. T., Torres, F. P. & Megías, A. G. 2015. Effects of roads on insects: a review. *Biodiversity Conservation* **24**: 659 – 682.
119. Mossberg, B. & Stenberg, L. 2007. Gyldendals store nordiske flora. Revidert og utvidet utgave. Gyldendal Norsk Forlag AS, Oslo, Norge.

Vedlegg 1

Artslister for planter ved undergangene

Området under og i direkte nærhet til undergangene ble undersøkt, og vanlig forekommende karplantene ble registrert. Dette skjedde i samarbeid med min tidligere hovedveileder, Mikael Ohlson. Artslistene er ikke fullstendige, og de aller vanligste artene er streket under. Plantenavn ifølge Mossberg & Stenberg¹¹⁹.

LANGBAKK

Bred dunkjevle *Typha latifolia*
Bringebær *Rubus idaeus*
Burot *Artemisia vulgaris*
Dikeforglemmegei *Myosotis laxa*
Engkvein *Agrostis capillaris*
Engsoleie *Ranunculus acris*
Engsyre *Rumex acetosa*
Fuglevikke *Vicia caracca*
Gråor *Alnus incana*
Hegg *Prunus padus*
Hestehov *Tussilago farfara*
Hundegras *Dactylis glomerata*
Hundekveke *Elymus caninus*
Hønsegras *Polygonum aviculare*
Knereverumpe *Alopecurus geniculatus*
Kveke *Elytrigia repens*
Lyssiv *Juncus effusus*
Mannasøtgras *Glyceria fluitans*
Mjødurt *Filipendula ulmaria*
Myrtistel *Cirsium palustre*
Rød jonsokblom *Silene dioica*
Skogsiv *Juncus alpinoarticulatus*
Skogsivaks *Scirpus sylvaticus*
Sløke *Angelica sylvestris*
Stornesle *Urtica dioica*
Strandrør *Phalaris arundinacea*
Sølvbunke *Deschampsia cespitosa*
Timotei *Phleum pratense*
Ørevier *Salix aurita*
Åkersvineblom *Senecio vulgaris*
Åkertistel *Cirsium arvense*

MONSRUD

Bjørk *Betula pubescens*
Bred dunkjevle *Typha latifolia*
Bringebær *Rubus idaeus*
Burot *Artemisia vulgaris*
Engsnelle *Equisetum pratense*
Fuglevikke *Vicia caracca*
Hestehov *Tussilago farfara*

Hundegras *Dactylis glomerata*
Hundekveke *Elymus caninus*
Kanadagullris *Soildago canadensis*
Lyssiv *Juncus effusus*
Myrtistel *Cirsium palustre*
Sandrør *Phalaris arundinacea*
Sauesvingel *Festuca ovina*
Selje *Salix caprea*
Skogsiv *Juncus alpinoarticulatus*
Skogsivaks *Scirpus sylvaticus*
Sløke *Angelica sylvestris*
Smyle *Avenella flexuosa*
Stornesle *Urtica dioica*
Vassarve *Stellaria media*
Vassrørkvein *Calamagrostis canescens*
Åkertistel *Cirsium arvense*

JONSTEN

Bringebær *Rubus idaeus*
Fredløs *Lysimachia vulgaris*
Fuglevikke *Vicia cracca*
Furu *Pinus sylvestris* (juvenile)
Geitrams *Chamerion angustifolium*
Gran *Picea abies* (juvenile)
Grasstjerneblom *Stellaria graminea*
Gulstarr *Carex flava*
Hestehov *Tussilago farfara*
Knappsiv *Juncus conglomeratus*
Krypsoleie *Ranunculus repens*
Lyssiv *Juncus effusus* Ørevier *Salix aurita*
Melkerot *Peucedanum palustre*
Mjødurt *Filipendula ulmaria*
Myrmaure *Galium palustre*
Myrmjølke *Epilobium palustre*
Myrtistel *Cirsium palustre*
Piggknopp *Sparganium* sp.
Skjoldbærer *Scutellaria galericulata*
Skogburkne *Athyrium filix-femina*
Skogsiv *Juncus alpinoarticulatus*

STØKKEN

Balderbrå *Tripleurospermum perforatum*
Bladfaks *Bromus inermis*
Burot *Artemisia vulgaris*
Gråstarr *Carex canescens*
Hagepastinakk *Pastinaca sativa*
Hestehov *Tussilago farfara*
Hundegras *Dactylis glomerata*
Hønsegras *Polygonum aviculare*
Krypkvein *Agrostis stolonifera*

SKOKLEFALL

Arter – vestre side

Bringebær *Rubus idaeus*
Burot *Artemisia vulgaris*
Engkvein *Agrostis capillaris*
Fuglevikke *Vicia cracca*
Gran *Picea abies* (juvenil)
Hengebjørk *Betula verrucosa*
Hundegras *Dactylis glomerata*
Selje *Salix caprea*
Kratthumleblom *Geum urbanum*
Krattnjølke *Epilobium montanum*
Løvetann *Taraxacum* sp.
Ormetelg *Dryopteris filix-mas*
Rødsvingel *Festuca rubra*
Sauesvingel *Festuca ovina*
Stornesle *Urtica dioica*

Kveke *Elytrigia repens*
Løvetann *Taraxacum* sp.
Meldestokk *Chenopodium album*
Myrrapp *Poa palustris*
Sandrør *Phalaris arundinacea*
Skogsiv *Juncus alpinoarticulatus*
Torskemunn *Linaria vulgaris*
Åkertistel *Cirsium arvense*

Arter – østre side

Bjørk *Betula pubescens*
Fuglevikke *Vicia cracca*
Gran *Picea abies*
Gråor *Alnus incana*
Gulldusk *Lysimachia thyrsiflora*
Hundegras *Dactylis glomerata*
Hundekveke *Elymus caninus*
Lundrapp *Poa nemoralis*
Rogn *Sorbus aucuparia*
Skogsnelle *Equisetum sylvaticum*
Skogburkne *Athyrium filix-femina*
Skogsivaks *Scirpus sylvaticus*
Stornesle *Urtica dioica*
Svartor *Alnus glutinosa*



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway