

Magne Husby

Sprengningsarbeider i forbindelse med bygging av ny E6 i Vassmarka, Levanger kommune, og effekter på fugl i Hammervatnet naturreservat

NTNU Vitenskapsmuseet  
naturhistorisk rapport 2023-5





NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2023-5

Magne Husby

**Sprengningsarbeider i forbindelse med  
bygging av ny E6 i Vassmarka, Levanger  
kommune, og effekter på fugl i  
Hammervatnet naturreservat**

## **NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2013 som erstatter tidligere Rapport botanisk serie og Rapport zoologisk serie. Serien er ikke periodisk, og antall nummer varierer per år. Rapportserien benyttes ved endelig rapportering fra prosjekter eller utredninger, der det også forutsettes en mer grundig faglig bearbeidelse.

**Tidligere utgivelser:** <http://www.ntnu.no/web/museum/publikasjoner>

### **Referanse**

Husby, M. 2023. Sprengningsarbeider i forbindelse med bygging av ny E6 i Vassmarka, Levanger kommune, og effekter på fugl i Hammervatnet naturreservat. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2023-5: 1-39.

Trondheim, mars 2023

### **Utgiver**

NTNU Vitenskapsmuseet  
Institutt for naturhistorie  
7491 Trondheim  
Telefon: 73 59 22 80  
e-post: [post@vm.ntnu.no](mailto:post@vm.ntnu.no)

### **Ansvarlig signatur**

Ingrid Ertshus Mathisen (instituttleder)

### **Kvalitetssikret av**

[Navn]

### **Publiseringstype**

Digitalt dokument (pdf)

### **Forsidefoto**

Kvinand hann. Foto: Magne Husby

[www.ntnu.no/museum](http://www.ntnu.no/museum)

ISBN 978-82-8322-355-2  
ISSN 1894-0056

# Sammendrag

Husby, M. 2023. Sprengningsarbeider i forbindelse med bygging av ny E6 i Vassmarka, Levanger kommune, og effekter på fugl i Hammervatnet naturreservat. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2023-5: 1-39.

I forbindelse med bygging av ny E6 i nærheten av Hammervatnet naturreservat, Levanger kommune, krevde Statsforvalteren at tiltakshaver Nye Veier skulle undersøke effekter av sprengningsarbeider på fuglene. Ved bruk av mange observatører med kikkert og teleskop, ble atferden til 909 flokker bestående av en til flere fugler, registrert ved 43 sprengninger i løpet av 2022.

Fuglenes atferd ble kategorisert fra 1 som var ingen reaksjon, 2 – 5 var reaksjoner på stedet uten forflytning, mens 6 – 8 innebar at fuglene trakk seg vekk fra forstyrrelsen, svømmende eller flygende. GLMM analyser med reaksjonen til arter, systematiske artsgrupper eller økologiske artsgrupper som avhengig variabel, og en mengde potensielle forklaringsvariabler, viste tydelige effekter av sprengningene. Fryktreaksjonen var sterk når avstanden mellom fuglene og sprengningsstedet var kort. Hvis avstanden mellom sprengningsstedet og fuglene var mindre enn 1 000 meter, trakk 30 – 40 % av flokkene av brunnakke, stokkand, krikand, toppand og kvinand seg vekk fra området de var i.

Fryktreaksjonen var også sterk ved høy smell/impulslyd (som korrelerte signifikant med salvenes antall boremeter, antall kg sprengstoff etc.), men stort sett var det kun den høyeste kategori av fem lydstyrker som medførte at fuglene trakk seg vekk. Dykkendene kvinand og toppand reagerte sterkest på sprengningene for alle avstander samlet med i gjennomsnittlig reaksjon på rundt 3, fulgt av gressendene krikand, stokkand og brunnakke (mellom 2 og 3), og deretter grågås (2). Det var minst reaksjon på horndykker og sothøne, begge med reaksjon mindre enn 1,5.

På tross av lave gjennomsnittsverdier i reaksjon, var det forholdsvis mange av fuglene som var nærmest sprengningsstedet som reagerte sterkt. Det må derfor tas mere hensyn ved lignende anleggsarbeider hvis avstanden mellom fuglene og sprengningsstedet er under 1 000 meter. Dessuten ble lydnivå når salver der antall boremeter var mindre enn 400 meter såpass lavt at få fugler reagerte, så ved korte avstander til fuglene eller hvis det er sårbare arter i nærheten, bør lydnivået holdes lavt ved å bore færre meter (færre kg dynamitt). Fryktreaksjonen medfører mindre tid til matsøk og økt energiforbruk når de flykter, så det anbefales også å sprengre på tidspunkter med få våtmarksfugler tilstede i et område (for eksempel hvis hele eller deler av området er islagt) og utenom myteperiodene til de artene som mister flygeevnen i myteperioden. Det kan også gi litt positiv effekt hvis det sprenges når det er sterk vind i retning vekk fra våtmarksområdet. De andre støykildene i forbindelse med vegarbeidet hadde bare liten effekt på fuglenes reaksjoner, men både boring og sprengning samtidig medførte litt mer reaksjon.

Antall individer i flokkene hadde ingen signifikant effekt på atferden, og nyankomne fugler oppførte seg likedan som de andre i samme artsgrupper som hadde vært i Hammervatnet i lengre tid. Målte rystelser syntes å ha mindre effekt på fuglenes reaksjoner enn støynivå, men det var forholdsvis sterke men svært variable fryktreaksjoner når tunnellsprengningene startet opp med sterkere rystelser. Det ble imidlertid for få undersøkelser med tunnellsprengninger til å trekke sikker konklusjon om effekter på fuglene. Det anbefales flere slike undersøkelser slik at vi kan få bekreftet hvor allmenngyldige konklusjonene i denne rapporten er, og fordi det er svært få vitenskapelig publikasjoner om dette temaet.

Nøkkelord: E6 – fluktavstand – forstyrrelser – høye smell – sprengning – støy – vegbygging – vannfugl – våtmark

Magne Husby, NTNU Vitenskapsmuseet, NO-7491 Trondheim

# Innhold

Sammendrag .....	3
Forord .....	5
1 Innledning .....	6
1.1 Generelt om støy og effekter på fugl .....	6
1.1.1 Trafikkstøy .....	6
1.1.2 Sprengningsarbeider .....	7
1.2 Hypoteser .....	8
2 Metode .....	9
2.1 Beskrivelse av anleggsarbeidet .....	9
2.2 Undersøkelsesområdet .....	9
2.3 Fuglenes atferd ved anleggsarbeidene .....	10
2.3.1 Sirene og sprengning .....	10
2.3.2 Maskinelt arbeid, pigging og boring .....	12
2.3.3 Feltmetodikk ved undersøkelser av fuglenes atferd .....	12
2.4 Reirsøk og registrering av ungekull .....	14
2.5 Statistikk .....	14
3 Resultater .....	16
3.1 Atferdsendring under sprengningene hos ulike artsgrupper .....	16
3.1.1 Alle arter samlet .....	16
3.1.2 Systematiske artsgrupper .....	18
3.1.3 Økologiske artsgrupper .....	19
3.1.4 Effekter av målte rystelser .....	21
3.2 Atferdsendring hos enkeltarter .....	22
3.2.1 Effekter av lydinntrykk .....	22
3.2.2 Effekter av avstand .....	28
3.2.3 Maskinelt arbeid, pigging og boring .....	30
3.2.4 Sirener og sprengning .....	31
3.2.5 Nyankomne fugler og mytende fugler .....	31
3.3 Fuglenes valg av oppholdssted sammenlignet med tidligere år .....	33
3.3.1 Voksne fuglers områdebruk .....	33
3.3.2 Hekkebestanden, og valg av hekkeplass eller oppvekstområde .....	33
4 Diskusjon – Sprengningenes effekter på fuglenes atferd .....	34
5 Konklusjon og avbøtende tiltak i forbindelse med lignende arbeider .....	36
6 Litteratur .....	37

## Forord

I forbindelse med bygging av ny firefelts E6 mellom Vassmarka i Åsen, Levanger kommune, og Kvithammar, Stjørdal kommune, stilte Statsforvalteren i Trøndelag krav til tiltakshaver Nye Veier at eventuelle effekter på fuglene i Hammervatnet naturreservat skulle undersøkes. I 2022 skulle fuglenes atferd i forbindelse med sprengningsarbeidene undersøkes. Nye Veier engasjerte undertegnede, i samarbeid med NTNU Vitenskapsmuseet, til å gjennomføre disse undersøkelsene. For at diskusjonskapittelet kun skal fokusere på de viktigste resultater, er noen funn diskutert og forklart underveis i resultatkapittelet.

Faste observatører ved de fleste sprengning har vært firmaet Aquila, Anita Husby og undertegnede. I tillegg har følgende personer deltatt en eller flere ganger: Solveig M. Bergstrøm, Bjarne Bjørnbakk, Håkon Brandt Fjeld, Vilde Helen Bråten, Jorun Bye, Una Dahlen-Kvalvåg, Sara Kristiane Kjærgård Eide, Erik Fagervik Gaden, Beate Garfelt, Svein Gjelle, Morten Husby, Gunnar Kjølén, Sigdis Kjølén, Per Leines Lausund, Bjørn Lysklett, Jarle Riise, Bent Rodem, Heidi Sandvik, Arnhild Jessen Schumacher, Sigbjørn Skjervold, Kjell Stokke, Eyvin Søsnes, Hans Petter Sørensen, Terje Tansem, Petter Thornes, Dena Esther Utne, Stig Wahlberg, Tom Roger Østerås og Gry Øvrehus. Alle takkes for viktige bidrag.

Nye Veier takkes for oppdraget og godt samarbeid underveis, detaljert informasjon om sprengningene og beskrivelser av faguttrykk, og kommentarer til rapportutkast. Entreprenør Hæhre takkes for alle varsler i god tid før sprengningene slik at det var mulig å undersøke hvor ulike fuglearter hadde tilhold og mobilisere tidvis mange personer rundt omkring på ulike standplasser ved Hammervatnet før sprengning ble gjennomført, og for informasjon om de ulike sprengningene.

# 1 Innledning

## 1.1 Generelt om støy og effekter på fugl

Det er mange typer støy som i ulik grad påvirker fuglers atferd, effektiviteten i næringsopptaket og kanskje også populasjonsstørrelsene. I forbindelse med ulike typer menneskelig aktivitet er det påvist negative effekter på mange fuglearter (Burger, 1981; 1986; 1991; Burger & Gochfeld, 1991; Lafferty m.fl., 2006; Burger m.fl., 2007; Bötsch m.fl., 2017; Pearson & Husby, 2021; Novcic, 2022). I forbindelse med Hammervatnet naturreservat og bygging av ny E6 er trafikkstøy og mer eksplosive lyder de viktigste forstyrrelsene. Dette prosjektet undersøker hvordan spesielt sprengningene i forbindelse med vegbygginga påvirker fuglers atferd, antall og tetthet.

### 1.1.1 Trafikkstøy

Mange undersøkelser viser at menneskeskapt støy er negativt for fugl. Fugler kommuniserer med lyd, og støy kan føre til at signal ikke når fram til mottaker eller blir så endret at innholdet i kommunikasjonen endres (Pohl m.fl., 2009; Pohl m.fl., 2012). Det er derfor noen fuglearter som kan justere sin sang som en tilpasning til støynivået i omgivelsene. Det kan være endring av frekvensen i sangen for å komme unna frekvensen til trafikkstøyen i et område, eller økning av lydstyrke eller endring av sangtype (Lombard, 1911; Slabbekoorn & Peet, 2003; Katti & Warren, 2004; Warren m.fl., 2006; Halfwerk m.fl., 2011b; Dowling m.fl., 2012; Goodwin & Podos, 2013; Rios-Chelen m.fl., 2013; Colino-Rabanal m.fl., 2016). Bakgrunnsstøy er trolig den faktor som er mest begrensende for kommunikasjonen mellom fugler (Brumm & Naguib, 2009).

Det er påvist at slik menneskeskapt støy har redusert territoriekvaliteten hos flere fuglearter (Reijnen & Foppen, 1991; 1994), samt redusert hekkesuksess (Halfwerk m.fl., 2011b), og er trolig årsaken til at det er registrert færre fugler nært motorveier enn lengre unna (Reijnen & Foppen, 1994; 1995; Reijnen m.fl., 1995; Stone, 2000; Reijnen & Foppen, 2006; Goodwin & Shriver, 2011). De aller fleste av disse undersøkelsene er på fugler i skog, men det er også noe kunnskap om hvordan våtmarksfugler reagerer på trafikkstøy (Reijnen m.fl., 1996). Det er funnet nedgang i tetthet hos alle undersøkte arter i Reijnen et al. (1996) sin undersøkelse, og aktuelle arter for norske undersøkelser er sothøne, vipe, tjeld, svarthalespove og skjeand. Hos alle disse fem artene var den negative effekten sterkere i områder med 50 000 kjøretøyer per dag (ÅDT - årsdøgntrafikk) enn i områder med 5 000 kjøretøyer hver dag, men det var altså nedgang i begge områdene (Reijnen m.fl., 1996). Tidligere er det samme påvist for vipe og svarthalespove, men ikke for tjeld (van der Zande m.fl., 1980). Alle disse publikasjonene nevnt her i de to første avsnittene omhandler trafikkstøy som er temmelig kontinuerlig støy sammenlignet med sprengninger som er impulslyd.

Tabell 1.1 viser effekter av trafikkstøy på fuglearter knyttet til vann og som har tilhold i Hammervatnet naturreservat. Det er ikke funnet negative effekter på stokkand, toppand, rødstillk eller sivspurv, men negativ påvirkning av hekkebestander hos skjeand, vipe og tjeld. Dagens E6 ligger nært Hammervatnet naturreservat, så de fuglene som har tilhold her er vant til trafikkstøy. I forbindelse med vegbyggingen av ny E6, ble dagens E6 stengt og trafikken ble ledet inn på den gamle E6 som ligger enda nærmere naturreservatet. Farten ble redusert fra 80 km/t til 50 km/t, og det ble satt opp en støyskjerm på deler av strekningen nært fugletårnet. Det er derfor antatt at trafikkstøyen i naturreservatet ikke har økt i anleggsperioden, og har derfor heller ikke påvirket resultater i denne undersøkelsen. Selve byggeprosessen medfører imidlertid støy som er ny for naturreservatet de siste drøye 20 årene, spesielt støy i forbindelse med sprengningene av to tunnelløp sørover fra Vassmarka.



**Tabell 1.1.** Publiserte undersøkelser av hvordan trafikkstøy har påvirket hekkebestandene av våtmarksfugler for arter som også finnes i Hammervatnet naturreservat. 0 betyr ingen effekt, og – betyr negativ effekt.

Art	Effekt	Kommentar	Referanse
Stokkand	0 0		(Reijnen & Foppen, 1995) (Reijnen m.fl., 1996)
Skjeand	–	Hekkebestand innen 320 m	(Reijnen m.fl., 1996)
Toppand	0		(Reijnen m.fl., 1996)
Vipe	–	Hekkebestanden innen 560 m	(Reijnen m.fl., 1996)
Tjeld	–	Hekkebestanden innen 3530 m	(Reijnen m.fl., 1996)
Rødstilk	0		(Reijnen m.fl., 1996)
Sivspurv	0		(Reijnen & Foppen, 1995)

### 1.1.2 Sprengningsarbeider

På tross av mye kunnskap om hvordan økologiske faktorer påvirker ulike deler av fuglers økologi, er det mye vi enda ikke vet (Morton, 1975; Brumm & Slabbekoorn, 2005; Pohl m.fl., 2009; Halfwerk m.fl., 2011a). Eget litteratursøk viser at det er svært lite å finne ut om effekter av anleggsarbeid og sprengninger på fuglers atferd og tetthet.

Skyting og noe militær aktivitet medfører impulslyd som vanligvis skremmer fugl vekk, og den negative effekten av denne skremmingen er av større betydning enn dødeligheten som skyldes jakta (Naturvårdsverket, 2004). Jaktens skremming har redusert antall av sangsvane, grågås, brunnakke, stokkand, krikkand, taffeland, toppand, bergand, kvinand, sothøne, vipe og storspove (Naturvårdsverket, 2004), og alle disse artene er registrert i Hammervatnet. Dette viser at høye lyder, i alle fall kombinert med mennesker i terrenget, kan redusere antall våtmarksfugler i et område. En undersøkelse av vannfuglers atferd i forbindelse med lavtflygende militærfly som skjøt missiler mot bakken og skjøt med maskingevær, medførte et vidt spekter av reaksjoner. Noen fugler bare fortsatte å spise som normalt, noen økte vaksomhet og noen flyktet (Kusters & van Raden, 1998). Selv om denne artikkelen ble publisert så tidlig som i 1998, er det kun en artikkel senere som har referert til denne artikkelen. Denne undersøkelsen er ikke helt relevant i forhold til de anleggsarbeidene som er gjort i forbindelse med byggingen av ny E6 ved Hammervatnet.

Mindre er kjent om anleggsarbeid og sprengningers effekter på fugl. Søk i databasen ISI Web of Science med stikkordene 'noise' og 'waterbirds' ga bare 16 treff, og det var bare få av dem som var aktuelle for arbeidene med ny E6 ved Hammervatnet. I områder nært et anleggsområde med bygging av en stor havn med veg og jernbane i Helsinki i Finland, ble det funnet 9 % nedgang i antall fugler i skog (Yrjölä m.fl., 2018), og svært liten endring i våtmarksområdene noen hundre meter fra havna (Yrjölä m.fl., 2016). I disse våtmarksområdene økte krikkand, toppdykker (antall individer), toppand og sothøne i antall, mens rødstilk, sivsanger, sivspurv, knoppsvane og toppdykker (antall par) avtok i antall. Byggeprosessen og dens støynivå er ikke beskrevet. I forbindelse med bygging av vindparker og tilhørende kraftlinjer i Midt-Norge, avtok antall aktive hubrot territorier signifikant mer innen 5 km fra anleggene enn de som lå lengre unna (Husby & Pearson, 2022). Bygging av molo i Cardiffbukta i Storbritannia medførte redusert tetthet av krikkand, tjeld, myrsnipe, storspove og rødstilk, men det ble ikke funnet noen effekt på stokkand (Burton m.fl., 2002).

Det ble skrevet en oppsummerende artikkel i 2016 som omhandler effekter av støy på dyr. Den oppsummerer resultatene fra 242 vitenskapelige artikler publisert i 97 ulike tidsskrift mellom 1990 og 2013 (Shannon m.fl., 2016). Publikasjonen viser at antall publikasjoner økte mye i 2010 og at det bare var ca. 20 artikler fra 1990 til 2000. Interessen for å forske på effekter av menneskeskapt støy har nylig vært sterkt økende, og i årene 2011 – 2013 ble det publisert ca. 40 vitenskapelige artikler om temaet årlig (Shannon m.fl., 2016). Ingen av de 242 undersøkelsene (Shannon m.fl., 2016) er om sprengninger i forbindelse med vegarbeid. Hele 11 % av disse publikasjonene omhandler militær aktivitet som skyting og eksplosjoner, men ingen av dem undersøkte effekter på fugler (Shannon m.fl., 2016).

## 1.2 Hypoteser

Tidligere undersøkelser av effekter fra sprengningsarbeider på vannfugl er svært mangelfull, og følgende hypoteser vil bli testet ut:

1. Hypotese 1: Vannfuglene vil vise fryktreaksjon i forbindelse med sirene og sprengning (se beskrivelse av mulige reaksjoner i Kapittel 2.3), og:
  - a. Fryktreaksjonen vil variere mellom arter og artsgrupper.
  - b. Fryktreaksjonen vil avta med økt avstand til sprengningsarbeidet.
  - c. Fryktreaksjonen vil øke med økt lydstyrke på sprengningen.
  - d. Fryktreaksjonen vil være større for nyankomne individer enn de som har hatt tilhold i området flere dager.
  - e. Fryktreaksjonen vil være større for fugler som er under myting (fjærskifte).
2. Hypotese 2: Hvis vi har fryktreaksjon som antatt i hypotese 1, så kan det føre til at noen fugler forlater Vassbukta som er nærmest sprengningsområdene og eventuelt beveger seg til Hammerbukta som ligger litt lengre unna og er mer skjermet mot sprengningspunktet av terrenget. Det vil i så fall føre til at andelen fugler i Vassbukta for noen arter blir lavere i forhold til Hammerbukta sammenlignet med erfaringene fra tidligere år.
3. Hypotese 3: Hvis vi har fryktreaksjon som antatt i hypotese 1, og hvis den er sterk nok til at noen fugler forlater reirene sine, så vil andel vellykkede hekkforsøk i Vassbukta være lavere enn i Hammerbukta. I så fall forventes å finne en nedgang i antall voksne vannfugler med unger i Vassbukta enn i Hammerbukta sammenlignet med tidligere år. Eventuelt færre ungekull i Vassbukta kan imidlertid også skyldes at voksne fugler med unger forlater Vassbukta etter klekking og beveger seg til Hammerbukta.

Vassbukta og Hammerbukta er godt undersøkt gjennom mange år med registreringer, og en uttesting av hypotese 2 og 3 er ikke mulig uten bruk av tidligere års undersøkelser som referanser. Hvis det er normalt med flere fugler og flere ungekull i Hammerbukta enn i Vassbukta, vil ikke en tilsvarende skjevfordeling i 2022 innebære noen endring, og hypotese 2 og 3 blir forkastet. Uten bakgrunnskunnskapen vil det her lett trekkes feil konklusjon slik at anleggsarbeidet antas å være årsaken til en skeivfordeling som egentlig er normalt.



Bilde 1. Sothøne er en av karakterartene i Hammervatnet. Foto: Magne Husby.

## 2 Metode

### 2.1 Beskrivelse av anleggsarbeidet

Det ble gjennomført 118 sprengninger i perioden 8.3 - 30.11 2022, hvorav ni ble gjennomført før 21.4 da undersøkelsene av fuglenes atferd startet. Det ble gjennomført 43 sprengninger i tidsrommet 21.4-15.11, der også fuglenes reaksjoner ble undersøkt.

Det var flere deler av anleggsarbeidet under bygging av E6 i dette området som medførte støy, samt at området generelt er støybelastet i forbindelse med vanlig trafikk. Måling av lydstyrker i forbindelse med anleggsarbeidene er gjort ved fugletårnet. De ulike støykildene og lydstyrker målt med støymåler var:

1. Kjøring med lastebiler, hjullastere, dumpere, gravemaskiner og annen forflytning av maskiner medførte normalt et støynivå 50 – 55 dB, og ca. 60 dB ved forflytning av borerigg på Hammertåa (i svingen like øst for fugletårnet, ved punkt 5 i Figur 2.1)).
  - Personbiltrafikk mange biler, noen med piggdekk: ca. 70 dB (helt inntil veien, 50 km/t)
  - Lastebiltrafikk: > 75 dB (helt inntil veien, 50 km/t)
2. Gravemaskin slipper sprengte masser på lasteplanet til lastebiler eller dumpere ved tunellinngangen i Vassmarka. Dette høres godt, men ga ikke særlig utslag på støymåler, bare ca. 60 dB, men enkelte ganger målt til 72 dB når lasteplanet var tomt, altså stein ble sluppet mot metall.
3. Gravemaskin som pusset fjellet for løsmasser før boring ved Hammertåa ble målt til opptil 74 dB.
4. Boring i fjell før sprengning. Boringen i Vassmarka innebar kontinuerlig lyd målt til 70 – 74, men opptil 85 – 90 dB når boringen ble foretatt ved Hammertåa (nært støymåler).
5. Piggning (hamring) mot fjell for å knuse/løsne løsere deler av fjellet. Intens tilnærmet kontinuerlig lyd på ca. 55 – 65 dB når piggningen er utført i Vassmarka, men enkelte ganger betydelig høyere lyd uten at måling ble foretatt.
6. Sirene før sprengning ble målt til ca. 70 dB (64 – 77, styrke variabel i forhold til vindretning).
7. Sprengning. Variabel lydstyrke i forhold til hvor det ble sprengt og vindretning. Av og til var ikke lyden fra sprengningen ikke sterkere enn sirenen, men kunne også være sterkere og over 90 dB.
8. Sprengning av tunnelåpningen og de første meterne innover ble målt til 79 dB (20. oktober), men kjentes ut til å ha betydelig mer rystelser enn de andre sprengningene i Vassbukta. Rystelsene ved sprengningene på Hammertåa var imidlertid større, noe som kanskje skyldtes at rystelsesmålerne stod i dette området (Figur 2.2).

De oppgitte lydnivåene er lydstyrke målt med noise meter ET-933 noen få ganger ved ulike tidspunkt våren 2022. Målingene ble hovedsakelig gjort ved fugletårnet slik at det er lydnivået som når fuglene der som ble målt. Det var et stykke fra lydkildene i Vassmarka, men nærmere hvis lydkildene var ved Hammertåa.

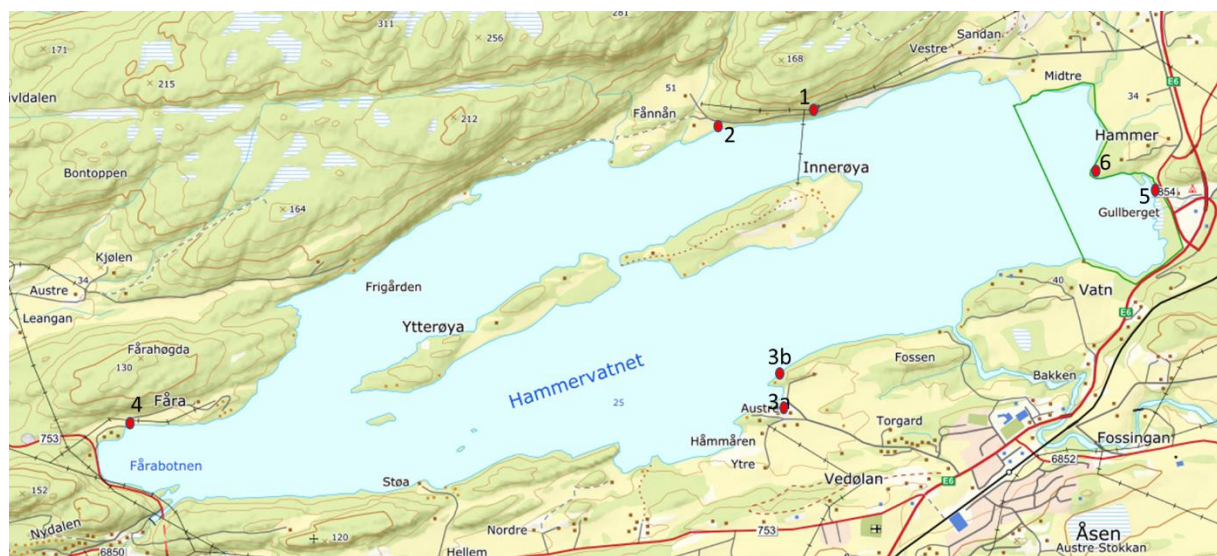
Det er gjort noen få registreringer av fuglenes atferd knyttet til punktene 1 – 5 i slutten av juni. Oppdraget er imidlertid å se på effekten av sirener og sprengninger. Det ble gitt informasjon om at det ikke var ønskelig med boring på Hammertåa samtidig som det skulle sprenges i Vassmarka, noe som ble etterfulgt av entreprenør Hæhre. Hensikten var å separere effekten av de ulike variablene slik at det skulle bli lettere å trekke konklusjon om effekten av hver enkelt støykilde.

### 2.2 Undersøkellesområdet

Hammervatnet er det nederste av flere vatn tilhørende Høplavassdraget i Levanger kommune. Områdene rundt Hammervatnet samt det meste av nedbørsfeltet på 186 km<sup>2</sup> består av kambrosiluriske bergarter som er forholdsvis lett forvitrelige (Haug & Kvittingen, 1982). I tillegg er det mye

jordbruk i nedbørsfeltet som i perioder bidrar med næring til vassdraget. Selve vatnet er 6 km langt og 1,3 km på det bredeste (Figur 2.1). De østre delene av Hammervatnet ble fredet som naturreservat i 1984, og fikk Ramsar-status i 2014. Dette er et fuglerikt område, spesielt i trekketidene vår og høst, samt at det er flere arter som hekker her. Det er registrert 190 ulike fuglearter her til og med 2014 (Husby, 2015). Det foreligger flere rapporter som beskriver planter, fugl og annet dyreliv i Hammervatnet og i Hoplavassdragets nedbørsfelt (Fjørtoft, 1977; Haug & Kvittingen, 1982; Husby, 1992; 1993; 1994; 2004; 2015).

Undersøkellesområdet i forbindelse med sprengningsarbeidene ved bygging av ny E6 i Vassmarka var i utgangspunktet hele Hammervatnet (Figur 2.1). Hensikten var å studere hvordan fuglene reagerte i forbindelse med sprengningene. Det var i utgangspunktet ikke kjent hvordan fuglene kom til å reagere, så ved første sprengning der fuglenes atferd ble undersøkt (21.4 2022) var det 22 personer spredt over åtte ulike standplasser (Figur 2.1). Ettersom det ikke ble registrert noen atferdsendring fra de standplassene lengst vekk fra anleggsarbeidet, ble videre undersøkelser begrenset til østlige deler av vatnet. Det var i fredningsområdet, utover mot Innerøyas østre del og litt på sørsiden av Innerøya (Figur 2.1). Ved forholdsvis sterk vestlig, sørvestlig eller nordvestlig vind var hverken sirene eller sprengning hørbar for mennesker på standplass 6, og det var heller ingen reaksjoner på fuglene hverken i Hammerbukta eller lengre utover vatnet under slike værforhold. Derfor ble det ved sterke vestlige vinder hovedsakelig gjennomført registreringer i Vassbukta (utenfor Gullberget) som ligger nærmest anleggsområdet.



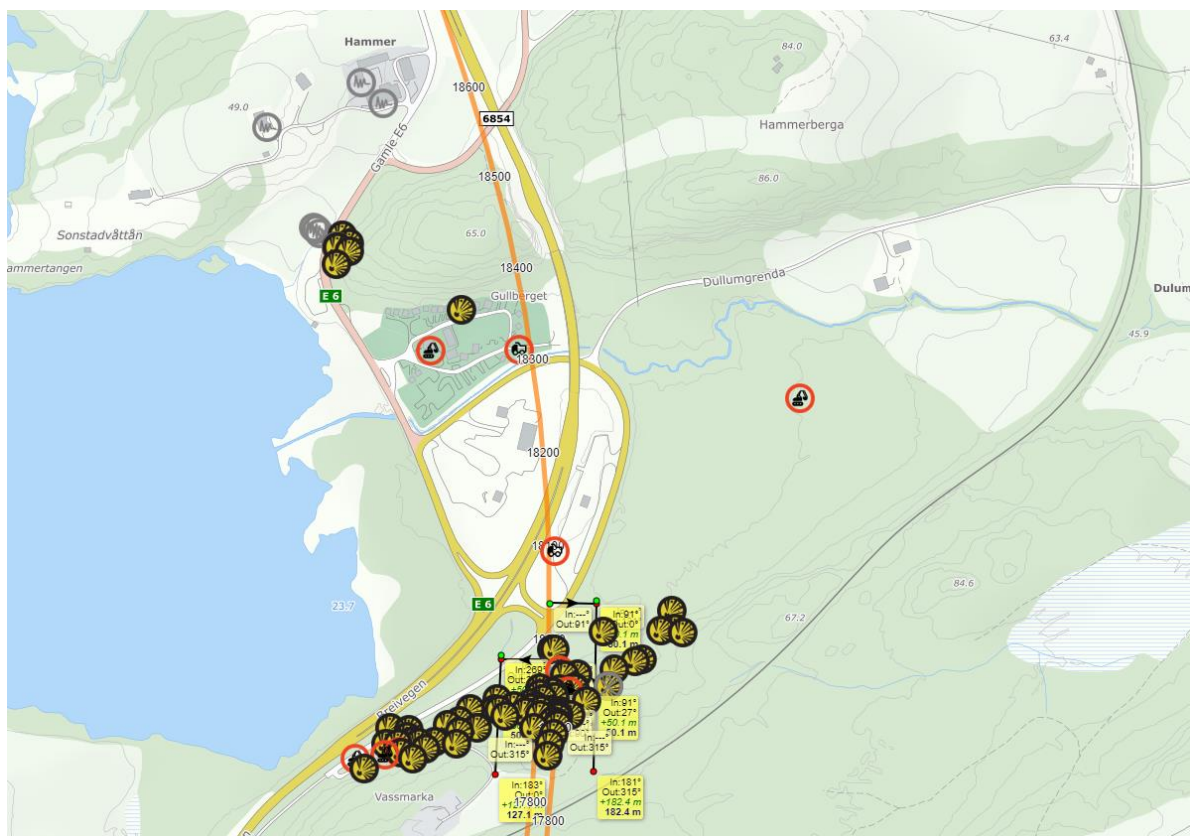
**Figur 2.1.** Hammervatnet med de åtte standplassene med til sammen 22 observatører 21.4 2022. Standplass 3 er delt i to (3a og 3b), og standplass 6 var delt i to (en som dekket sørøstligste område av naturreservatet, og en som dekket nordligste bukt av naturreservatet, Hammerbukta).

## 2.3 Fuglenes atferd ved anleggsarbeidene

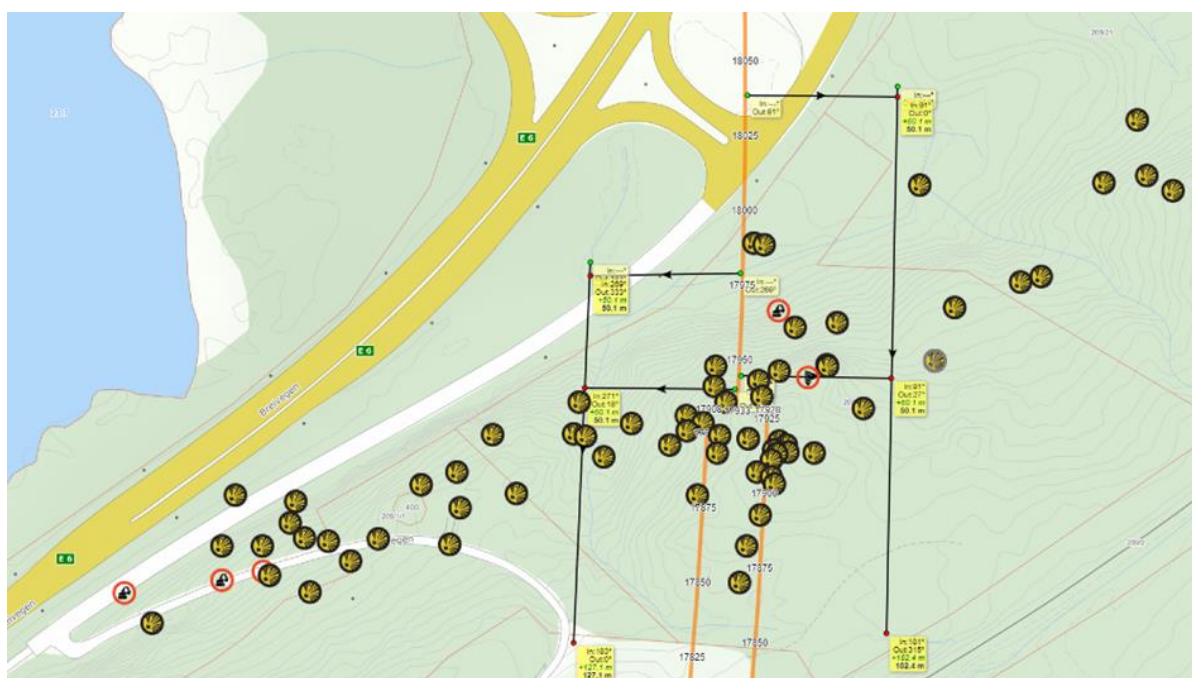
### 2.3.1 Sirene og sprengning

Det er mange ulike typer arbeid knyttet til bygging av ny E6 i Vassmarka, og i både metode og resultater skiller det mellom mindre støyende arbeider og de mest støyende sirene og sprengning som er hovedfokus i undersøkelsene. Sprengningsstedene er vist i Figur 2.2 og 2.3.





**Figur 2.2.** Oversikt over området for sprengninger (gule sirkler) og plassering av rystelsesmålere (grå sirkler) 2022. Det tette feltet med sprengninger lengst sør er klassifisert som sprengningssonene 1-3, og sprengningene i tunnelen her er sone 4, mens sprengningene lengre nord er sone 5. Oversiktskart over hele Hammervatnet er vist i Figur 2.1. Figuren er mottatt fra Nye Veier ved Thor Kristian Hustveit.



**Figur 2.3.** Detaljkart over området for sprengninger lengst sør i Vassmarka. Den oransje streken er senterlinje for ny E6, som deles i to videre sørover for å markere de to tunnelløpene. Det er markert to linjer loddrett 50 m til hver side for senterlinjen, og området mellom disse er kategorisert til sprengningszone 2. Området øst for sone 2 er sone 1, og området vest for sone 2 er sone 3. Figuren er mottatt fra Nye Veier ved Thor Kristian Hustveit.

### 2.3.2 Maskinelt arbeid, pigging og boring

Den 27.6 ble fuglenes atferd undersøkt fra klokka 06:30, altså en halvtime før anleggsarbeidene startet opp. Dette var en mandag, og det foregikk ikke noe anleggsarbeid i nærheten på ca. 1,5 døgn. Fuglenes atferd ble fulgt i to timer mens det foregikk ulike typer anleggsarbeid med forholdsvis lavt lydnivå. Samme kveld fra klokka 16:00 til 17:40 ble fuglenes atferd undersøkt før og under boring på Hammertåa. 1.7 ble det gjennomført sprengning i Vassmarka samtidig som det ble boret på Hammertåa ved Fugletårnet. Fuglenes atferd ble studert før og etter sprengning.

### 2.3.3 Feltmetodikk ved undersøkelser av fuglenes atferd

Entreprenør Hæhre ga oftest beskjed om tidspunkt for sprengning dagen i forveien, eller i enkelte tilfeller samme dag. Det ble da jobbet med å skaffe observatører og planlegge hvor disse skulle være plassert i forhold til den oppgitte antatte styrken på sprengningen og værforhold, spesielt vindretning. Kun et utvalg av fuglene kunne studeres samtidig, så jo flere mennesker som studerte dem jo flere ble det samlet informasjon om atferd for. To ganger deltok mange studenter i Fuglekjennskap ved Nord universitet i atferdsundersøkelsene. Den ene gangen var første gang atferdsundersøkelsene ble gjennomført, noe som gjorde det mulig å undersøke fuglenes reaksjoner i hele Hammervatnet. Deretter ble undersøkelsesområdet innskrenket til hovedsakelig å omfatte naturreservatet og litt utover mot Hammerøya (Innerøya). Mange ulike personer var imidlertid involvert i registreringsarbeidet (se Forord). Observatørene fikk utlevert teleskop, og hvilke arter og delområder de skulle ha under oppsikt. Det var til sammen sju teleskop til utlån i prosjektet til enhver tid, men mange flere teleskoper var i bruk når studentene i Fuglekjennskap deltok.

Fuglenes atferd og tilholdssteder ble vanligvis studert minst en time før hver sprengning til en stund etter at sprengningen ble gjennomført. Atferd er en vanlig brukt indikator på toleranse for ulike typer forstyrrelser (Bee & Swanson, 2007; Hennigar m.fl., 2019), for eksempel at fugl trekker seg unna forstyrrelsen (Ortega, 2012). Det ble tegnet inn på kart hvor fuglene holdt til og hva de holdt på med før sprengningen, og om det var endringer i atferd i forbindelse med sirene og sprengning (Tabell 2.1). Sirenen kom alltid like før sprengning, og det var ikke lett å skille atferden ved disse to ulike lydene. Ofte startet fuglene en bevegelse når sirenen startet, for eksempel at de svømte utover vatnet, en atferd som bare fortsatte også ved sprengningen. Det ble likevel notert atferd både ved sirene og sprengning, og i analysene ble en total reaksjon brukt basert på den sterkeste atferdsendringen ved begge de to lydkildene.

**Tabell 2.1.** Oversikt over kategoriseringer av fuglenes atferd og atferdsendring i forbindelse med sirene og sprengning.

Variabel	Verdi	Forklaring
Fuglenes atferd	1	Ingen endring
	2	Stivner i bevegelsene og følger med på omgivelsene
	3	Skvetter til et kort øyeblikk
	4	Kommer ut av vegetasjonen eller forsvinner i skjul
	5	Klumper seg i tettere flokk
	6	Svømmer vekk fra forstyrrelsen
	7	Flyr kort vekk fra forstyrrelsen (maksimalt 100 meter)
	8	Flyr lengre vekk fra forstyrrelsen (mer enn 100 meter)

Mange variabler som potensielt kunne bidra til å forklare forskjeller i atferd fra sprengning til sprengning ble registrert i forbindelse med hver sprengning. Da alt feltarbeidet var gjennomført oversendte Hæhre og Nye Veier variabler knyttet til selve sprengningen. Tabell 2.2 viser hvilke variabler som ble inkludert som forklaringsvariabler i de statistiske analysene. Ut fra fuglenes plassering tegnet inn på kart ble det målt opp avstanden til hvor sprengningene ble utført, avrundet til nærmeste 100 meter. Det er stor sjanse for at fugler av en art som ligger samlet vil oppføre seg på samme måte.

Slike flokker, bestående av en eller flere individer, er derfor behandlet som en observasjon, men det er angitt hvor mange individer som var samlet.

**Tabell 2.2.** Variabler som kan ha påvirket fuglenes fluktreaksjon. Grønn avmerking er de forklaringsvariablene som etter korrelasjonsanalyse og VIF-analyse tilfredsstilte kravene til å inngå i GLMM-analysen. Blå variable er tilfeldige variabler i GLMM-analysen, og oransje markerer at variabelen inngår i en begrenset GLMM- analyse (se Kapittel 2.5).

Variabel	Type data	Kommentar
Dato og dagnummer	Kontinuerlig	1 april = dag 1, deretter fortløpende
Tid	Kontinuerlig	Klokkeslett (nærmeste hele time)
Sone for sprengning (Figur 2.2 og 2.3)	Kategorisert	1= minst 50 m øst for senterlinje tunell 2 = 50 m til hver side for senterlinje tunell 3 = minst 50 m vest for senterlinje tunell 4= Tunellsprengning 5= Ved fugletårnet
Metode ved sprengning	Kategorisert	Vurdering av Thor Kristian Hustveit (Nye Veier): 1 = Antatt liten effekt (Frontrast, boremønster) 2 = Antatt litt under middels effekt (Mod. presplitt, slettsprengning) 3 = Antatt litt over middels effekt (Tunellsprengning) 4 = Antatt sterk effekt (Presplitt, modifisert Presplitt)
Antall borehull	Kontinuerlig	
Salvens antall boremeter	Kontinuerlig	
Sprengstoff (kg)	Kontinuerlig	
Sprengstoff (kg) samtidig	Kontinuerlig	
Målt rystelse (mm/s)	Kontinuerlig	
Sprengt volum (m <sup>3</sup> )	Kontinuerlig	
Sprengt areal (m <sup>2</sup> )	Kontinuerlig	
Bordiameter (mm)	Kontinuerlig	
Fordemming (m)	Kontinuerlig	
Antall hull presplitt	Kontinuerlig	
Forsinkelse	Kontinuerlig	
Delt presplitt	Kontinuerlig	
Antall hull samtidig, maks.	Kontinuerlig	
Vindretning	Kategorisert	0 = Vindstille eller tilnærmet vindstille 1 = Nordlig 2 = Østlig 3 = Sørlig 4 = Vestlig
Støvretning	Kategorisert	1 = støvsky etter sprengning inn i naturreservatet 2 = støvsky ikke inn i naturreservatet
Værforhold	Kategorisert	1 = Fine forhold 2 = Litt vind og eller regn 3 = mye vind og eller regn 4 = Svært dårlig vær
Lydinstrykk (hørt i eller nært fugletårnet)	Kategorisert	0 = Ikke hørt 1 = Svak 2 = Middels svak 3 = Middels sterk 4 = Meget sterk
Sted	Kategorisert	Angitt fra 1-8, der lavest tall 1 er i Vassbukta, 2 er i Hammerbukta, opptil 8 som er i Fåravika lengst vest i Hammervatnet (Figur 2.1)
Avstand (km)	Kontinuerlig	Fuglenes avstand til sprengningssted målt til nærmeste 100 meter etter inntegning på kart og måling i norgeskart.no
Terrang	Kategorisert	1 = Skjermet med fjell mellom fugl og sprengningssted 2 = Åpent (unntatt vegetasjon)
Flokkstørrelse	Kontinuerlig	Antall fugler forholdsvis tett sammen i flokk
Voksne med unger	Kategorisert	1 = Nei (uten unger) 2 = Ja (med unger)
Alder på fuglene	Kategorisert	1 = Adult (eventuelt med unger) 2 = Ungfugl (selvstendig fra foreldrene)

## 2.4 Reirsøk og registrering av ungekull

Det ble søkt etter reir av fuglearter som bygger flytende reir (sothøne og horndykker), og arter som bygger reir i strandsonen eller på ganske fast underlag (grågås og trane) fra land. Søk etter reir og rugende fugler av disse fire artene ble gjort med teleskop og kikkert fra høyereliggende punkter i terrenget rundt reservatet. Alle disse fire artene bygger reir som kan være synlige tidlig på året før vannvegetasjonen vokser opp og skjuler dem, men reirene av disse artene kan også være meget godt skjult selv om det er tidlig på året. Det er søkt etter reir av grågås, trane og sothøne allerede fra slutten av april, mens horndykkeren vanligvis er etablert på sin hekkeplass fra rundt midten av mai (Hafstad & Østerås, 2011; Kroglund & Østnes, 2017; Bakke & Kjørnes, 2020). I tillegg til selve reirfunnene, ble det også vurdert om det kunne være flere par av disse artene ut fra hvor de hadde fast tilhold og om de viste territoriell atferd, kurtise eller parring. Alle disse påviste og potensielle hekkeområdene ble holdt under oppsikt så lenge det var mulig før vegetasjonens tilvekst skjulte reirene helt. Når reirene ikke lengre var synlige, indikerte forekomsten av små unger etter klekking om hekkingen ble vellykket. Hvis rugende fugler forlot reiret før normal rugetid var over, ble hekkeforsøket karakterisert som mislykket.

## 2.5 Statistikk

Variable knyttet til selve anleggsarbeidet som kan ha påvirket fuglenes atferd i naturreservatet er listet opp i Tabell 2.2. De ulike variable kan endre seg over tid og påvirke hverandre, og rene korrelasjoner kan gi misvisende informasjon. For eksempel hvis styrken på sprengningene i gjennomsnitt har økt noe over tid, vil eventuelle atferdsendringer eller manglende atferdsendringer over tid ikke nødvendigvis skyldes tilvenning, men styrken på sprengningene. Det er derfor nødvendig med mer avansert statistikk, og Generalized Linear Mixed Models (GLMM) er brukt, en metode som har blitt mye brukt det siste tiåret (Harrison m.fl., 2018). GLMM fjerner variabilitet knyttet til tilfeldige faktorer, noe som reduserer Type 1-feil i statistiske analyser (Lo & Andrews, 2015). Dessuten er kanskje GLMM det beste redskapet til å analysere ikke-normale data som inkluderer tilfeldige variable (Bolker m.fl., 2009). Tilsynelatende avvikende verdier (Burnham & Anderson, 2002; Bolker m.fl., 2009; Zuur m.fl., 2010) som ble undersøkt hadde sin normale forklaring, og de ble ikke endret. GLMM er uansett en effektiv metode til analyse av data som er skjevfordelt (SPSS, 2005).

Ved alle de 43 sprengningene ble det notert lydinntrykk i en skala fra 0 (ikke hørt) til 4 (høyeste styrke). Det ble i starten brukt støymåler, men det ble vurdert å være viktigere å få data på flest mulig fugler, og at alt feltpersonell jobbet med observasjon i stedet. Men lydinntrykk er en subjektiv metode som av og til kan medføre at to like lydstyrker som ligger i grenseområdet mellom to kategorier plasseres i hver sin kategori ved to ulike sprengninger. Samtidig var lydstyrke påvirket av vindretning, noe som betyr at det er ikke sikkert alle egenskaper ved sprengningene brer seg ut over vannflata hvor fuglene har tilhold. Det var sterk signifikant positiv korrelasjon mellom lydinntrykk og målt rystelse ( $r_s = 0,547$ ,  $n = 24$ ,  $p = 0,006$ ) på tross av lavt antall registreringer av rystelse. Lydinntrykk beholdes derfor som variabel i analysene og rystelser ble ikke inkludert.

Det var mange ulike variable forbundet med sprengningene. Mange av de forteller noe om selve sprengningen, og det er bare en av flere som korrelerer høyt med hverandre som skal brukes i GLMM-analyse, altså hvis  $|r_s| > 0,7$  skal bare en av de aktuelle beholdes (Dormann m.fl., 2013). Eksempler på slike logiske høye korrelasjoner er sprengt volum og sprengt areal, salvens antall boremeter og antall kilo sprengstoff, salvens antall boremeter og antall hull, og mange flere slike. I tillegg ble Variance Inflation Factor (VIF) mellom påvirkningsfaktorene analysert. Kravet i VIF-analysen er at verdiene skal være  $< 2$  (Burnham & Anderson, 2002; Zuur m.fl., 2010). Etter både korrelasjonsanalysen og VIF-analysen gjenstod ti variable merket grønt i Tabell 2.2. I tillegg ble art, artsgruppe eller økologi inkludert i GLMM-analysen avhengig av hva som skulle undersøkes. Avhengig variabel er fuglenes reaksjoner på forstyrrelsene (Tabell 2.1) analysert for alle arter, artsgrupper og enkeltarter som det er minst 20 registreringer av. Hensikten med hele prosjektet er å finne ut hvilke faktorer som påvirker atferden for ulike grupper av fugler. Målte rystelser inkluderes i noen analyser på tross av lavere antall registreringer for om mulig å avsløre om det er smellene eller rystelsene i forbindelse med sprengningene som har størst innvirkning på fuglenes atferd.



Etter at korrelasjonsanalysen og VIF-analysen hadde fjernet noen påvirkningsfaktorer fra modellen, ble det undersøkt hva som var beste modell med alle eller et utvalg av de gjenstående ti påvirkningsfaktorer, pluss hvilken gruppe av fugl som det var ønsket å undersøke. Akaike Information Criterion (AIC) ble beregnet for den globale modellen (Burnham & Anderson, 2002), og ulike antall og kombinasjoner av påvirkningsfaktorene. Modeller med lav AIC er foretrukket, og hvis forskjellen i AIC-verdier er mindre enn 2 ( $\Delta AIC < 2$ ) så regnes modellene for å være likeverdige (Burnham & Anderson, 2002). Modell 2 inneholdt alle påvirkningsfaktorer unntatt variabelen om foreldrene var i lag med unger eller ikke, og i modell 3 ble i tillegg hvor mye sprengstoff som gikk av samtidig fjernet. Disse to modellene hadde  $\Delta AIC < 2$  og var derfor likeverdige, mens  $\Delta AIC > 2$  mot alle andre modeller som dermed ble utelukket i videre analyser. Modell 3 ble valgt i videre GLMM-analyser fordi AIC var lavest for denne modellen. I GLMM-analyser ble diameteren på boret funnet å ha minimal effekt på fuglenes atferd med p-verdier rundt 0,8. Denne variabelen ble derfor tatt ut av analysen både fordi den ikke hadde effekt på avhengig variabel (Harrison m.fl., 2018), og fordi det ikke var informasjon om denne variabelen ved alle sprengningene. Det forelå informasjon om alle de resterende sju påvirkningsvariable for alle de 43 sprengningene. Det var også fugleregistreringer ved disse sprengningene, og hvis art og artsgruppe hadde minimum 20 registreringer ble de inkludert i analysene.

Det ble også undersøkt hvilke egenskaper ved sprengningene som påvirket lydinntrykket. Lydinntrykk ble da valgt som avhengig variabel, mens alle variabler som omhandlet sprengningene samt vindretning og værforhold som kunne ha påvirket lydinntrykket ble inkludert i analysene. Korrelasjonsanalyser og VIF analyser tok mange variabler ut av analysene. I tillegg ble variable med informasjon fra få sprengninger fjernet. Ved valg av modell med bruk av AIC gjenstod variablene salvens antall boremeter, mengde sprengstoff samtidig, salvens bordiameter, metode, vindretning og værforhold. Høye korrelasjoner viste at salvens antall boremeter korrelerte høyt med mengde sprengstoff, volum og areal sprengt, så salvens antall boremeter forteller det samme som mange andre variabler om sprengningsstyrken. Det var lite data på salvens bordiameter og mengde sprengstoff samtidig, noe som reduserte antall brukbare sprengninger i datasettet. Disse variablene hadde ingen signifikant effekt på lydnivå i GLMM analysen, og ble tatt ut av analysen. De to beste metodene inneholdt henholdsvis bare salvens antall boremeter, eller salvens antall boremeter og metode, og  $\Delta AIC$  var  $> 2$  sammenlignet med alle andre modeller som inneholdt vindretning og værforhold.

I alle brukte GLMM-modeller hadde avhengig variable multinomial fordeling og analysen valgte automatisk link funksjon kumulative logit. For beregning av korrelasjoner ble den ikke-parametriske Spearman rangkorrelasjon brukt, og for sammenligning av to grupper ble Mann-Whitney U-test, som også er ikke parametriske, brukt. T-test er brukt for å teste forskjeller mellom grupper der dataene er normalfordelt. Signifikansnivået i alle tester er 5 % ( $p < 0,05$ ), og alle tester er tosidige.

### 3 Resultater

De åtte standplassene spredt over hele Hammervatnet (Figur 2.1) 21.4 resulterte i ingen reaksjon på fuglene i de områdene som lå lengst vekk (standplassene 3a, 3b, 4 og 6), til små endringer i atferd i de områder som lå litt nærmere (Standplass 1, 6b), og både atferdsendring og noen fløy vekk i Vassbukta som ligger nærmest (standplass 5 og 6a). De fleste fuglene også i Vassbukta syntes ikke å bli berørt av sprengningene. Senere standplasser var nærmere sprengningsstedene, hovedsakelig standplassene 5 og 6, men også en del ganger på standplass 1.

#### 3.1 Atferdsendring under sprengningene hos ulike artsgrupper

##### 3.1.1 Alle arter samlet

Tabell 3.1 viser en oversikt over alle registreringer av alle arter. En grense på 20 registreringer ble satt for at arten kunne inkluderes i analysene fordi usikkerheten i resultatene er større med få observasjoner. Figur 3.1 viser gjennomsnittlig atferdsendring i forbindelse med sprengningene for alle arter hvor det foreligger tilstrekkelig med data uavhengig av avstand, og den viser to ting: For det første at gjennomsnittlig reaksjon er forholdsvis lav, bare 3 for kvinand og toppand som lå høyest betyr kun reaksjon på stedet uten forflytning (Tabell 2.1). For det andre viser figuren at det er til dels store forskjeller mellom artene. Generelt er det signifikante forskjeller mellom artene hvis det ikke er overlapp mellom standardfeilene (SE) på figuren. Forskjellen i atferd mellom grågås og horndykker var derfor signifikant (M-W U-test:  $z = -2,502$ ,  $n = 87$  og  $73$ ,  $p = 0,012$ ). Forskjellen mellom grågås og trane var ikke signifikant (M-W U-test:  $z = -1,456$ ,  $n = 87$  og  $42$ ,  $p = 0,145$ ).

GLMM-analysen viser at det var signifikante forskjeller mellom artene (Tabell 3.2). Analysen viser signifikant mindre reaksjon på fuglene når lydinntrykkene var lavere enn 4 sammenlignet med 4, bortsett fra lydinntrykk 0 (ingen lyd hørt) der det var få observasjoner fordi de aller fleste registreringer ble gjort i såpass bra vær at lyden fra sprengningene ble hørt. Analysen viser også at fuglenes reaksjon avtok signifikant når avstanden til sprengningsstedet økte. Mengde sprengstoff hadde ingen signifikant effekt på fuglenes atferd når effekten fra de andre variable var hensyntatt. De tilfeldige variable (dagnummer og tid) hadde ingen signifikant effekt på atferden ( $p = 0,5 - 0,6$ ).

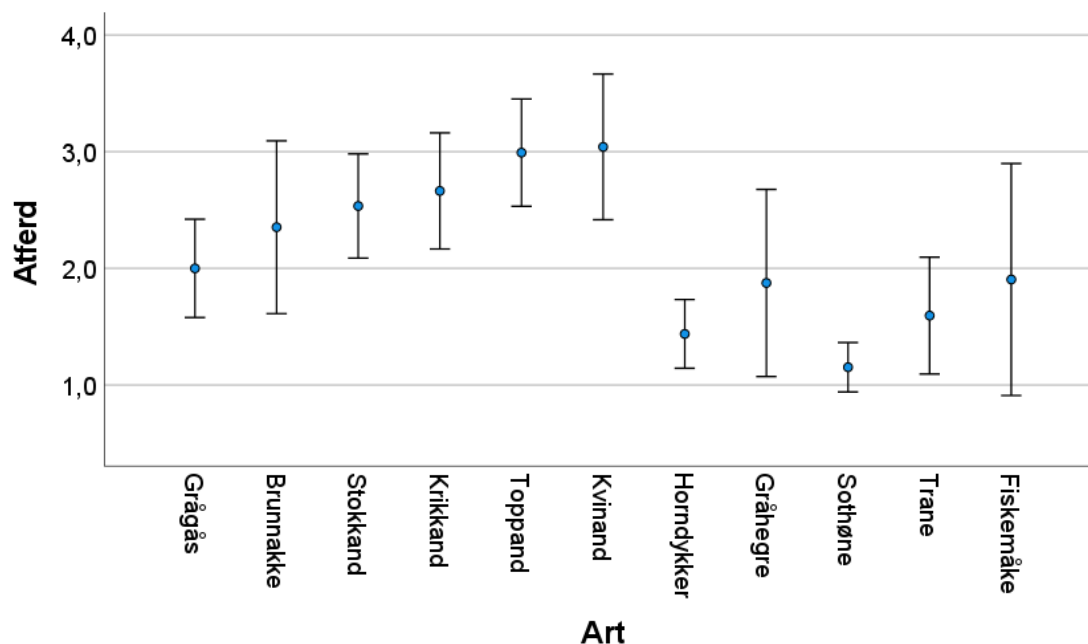
**Tabell 3.1.** Oversikt over antall registreringer (flokker) av atferd hos hver art i forbindelse med sprengningene.

Art	Antall registreringer	Art	Antall registreringer
Sangsvane	1	Toppdykker	7
Grågås	87	Storskarv	5
Brunnakke	51	Gråhegre	32
Stokkand	116	Sivhauk	2
Snadderand	1	Sothøne (Bilde 1)	72
Krikkand	116	Trane	42
Knekkand	3	Tjeld	3
Skjeand	1	Vipe	5
Toppand	126	Grønnstilk	1
Kvinand	97	Strandsnipe	7
Havelle	3	Gluttsnipe	1
Bergand	2	Enkeltbekkasin	2
Siland	15	Storspove	3
Laksand	1	Hettemåke	5
Smålom	6	Fiskemåke	21
Storlom	2		
Horndykker	73	<b>Totalt</b>	<b>909</b>

**Tabell 3.2.** Resultater fra GLMM modell med lavest AIC for alle arter med registrering av minst 20 flokker. Fuglenes reaksjon er avhengig variabel, mens alle de andre er uavhengige variable (påvirkningsfaktorer). Kategori er de samme som i Tabell 2.1 og 2.2. Signifikante resultater er uthevet.

Variabler	Kategori	Koeffisient	SE	t	p
Threshold for fuglenes reaksjon	1	0,599	1,0894	0,549	0,583
	2	0,870	1,0896	0,798	0,425
	3	0,889	1,0896	0,816	0,415
	4	1,138	1,0897	1,044	0,297
	5	1,228	1,0897	1,127	0,260
	6	2,258	1,0891	2,074	<b>0,038</b>
	7	2,706	1,0891	2,484	<b>0,013</b>
Art		-0,035	0,0109	-3,234	<b>0,001</b>
Sprengstoff		0,000	0,0003	-0,960	0,337
Metode	1	-0,435	0,4414	-0,985	0,325
Metode	2	0,585	0,4925	1,187	0,236
Metode	3	-0,885	0,7554	-1,172	0,242
Metode	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Vindretning	0	-0,314	0,3922	-0,801	0,424
Vindretning	1	0,508	0,4024	1,261	0,208
Vindretning	2	0,102	0,4539	0,225	0,822
Vindretning	3	-0,294	0,3066	-0,960	0,337
Vindretning	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Værforhold	1	-0,836	0,6367	-1,313	0,190
Værforhold	2	-0,616	0,6645	-0,927	0,354
Værforhold	3	-1,160	0,6953	-1,669	0,095
Værforhold	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Lydinstrykk	0	-12,960	225,7742	-0,057	0,954
Lydinstrykk	1	-2,848	0,5296	-5,379	<b>&lt;0,001</b>
Lydinstrykk	2	-1,351	0,4526	-2,986	<b>0,003</b>
Lydinstrykk	3	-1,082	0,4212	-2,569	<b>0,010</b>
Lydinstrykk	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Avstand		-1,179	0,3123	-3,775	<b>&lt;0,001</b>
Antall individer i flokkene		-0,007	0,0132	-0,544	0,587

<sup>b</sup> betyr at de andre kategoriene sammenlignes med denne (som har høyeste verdi).



**Figur 3.1.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2SE$ ) ved sprengningene hos alle arter med minimum 20 registreringer.

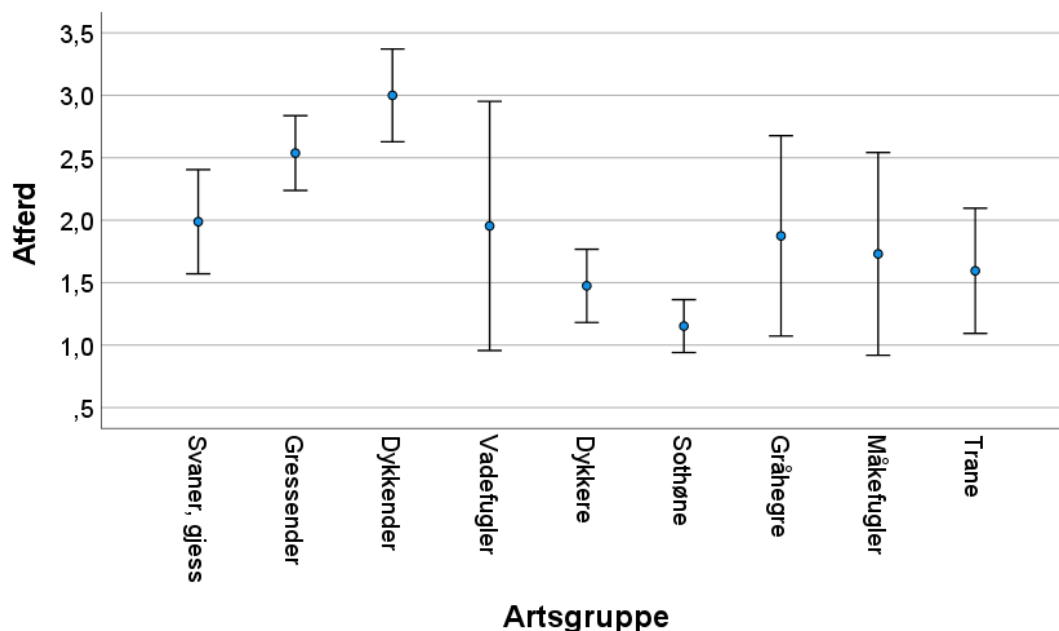
### 3.1.2 Systematiske artsgrupper

Tabell 3.3 viser at det er tilstrekkelig med data for å analysere atferden til de fleste artsgrupper når kravet er minst 20 registreringer. Dykkender hadde sterkest reaksjon på sprengningene med verdi 3 (Tabell 3.3) som betyr at de i gjennomsnitt ikke forflyttet seg (Tabell 2.1). Sothøne reagerte minst og hadde gjennomsnittsverdi nært 1 som betyr at de nesten ikke hadde noen reaksjon på sprengningene. De artsgrupper med færrest registreringer (< 40) hadde også størst standardfeil (SE), noe som gjorde at det var mange av gruppene som ikke hadde signifikante forskjeller (Figur 3.2). Svaner og gjess reagerte mer enn dykkere (M-W U-test:  $z = -2,329$ ,  $n = 88$  og  $80$ ,  $p = 0,020$ ). Dykkender og gressender reagerte signifikant sterkere på sprengningene enn dykkere, sothøne og trane, mens svaner og gjess reagerte sterkere enn dykkere og sothøne. Dykkender reagerte også sterkere enn gråhegre (M-W U-test:  $z = -2,170$ ,  $n = 228$  og  $32$ ,  $p = 0,030$ ) og måkefugler (Figur 3.2). Gressendene reagerte ikke sterkere enn gråhegre (M-W U-test:  $z = -1,458$ ,  $n = 288$  og  $32$ ,  $p = 0,145$ ), men nesten sterkere enn måkefugler (M-W U-test:  $z = -1,755$ ,  $n = 288$  og  $26$ ,  $p = 0,079$ ).

GLMM analysen viser også at det er store forskjeller mellom artsgruppene (Tabell 3.4). Analysen viser signifikant mindre reaksjon på fuglene når lydinntrykkene var lavere enn 4 sammenlignet med 4, bortsett fra lydinntrykk 0 (ingen lyd hørt) der det var svært få observasjoner fordi de aller fleste registreringer ble gjort i såpass gode værforhold at lyden fra sprengningene ble hørt. Analysen viser også at fuglenes reaksjon avtok signifikant når avstanden til sprengningsstedet økte. Mengde sprengstoff hadde ingen signifikant effekt på fuglenes atferd når effekten fra de andre variable var hensyntatt. De tilfeldige variable (dagnummer og tid) hadde langt fra noen signifikant effekt på atferden ( $p = 0,5 - 0,6$ ).

**Tabell 3.3.** Oversikt over antall registreringer av atferd innen hvert artsgruppe i forbindelse med sprengning.

Artsgruppe	Antall registreringer	Artsgruppe	Antall registreringer
Svaner, gjess	88	Gråhegre	32
Gressender	288	Rovfugler	2
Dykkender	228	Måkefugler	26
Fiskender	16	Trane	42
Vadefugler	22	Lommer	8
Dykkere	80	Skarver	5
Sothøne	72	<b>Total</b>	<b>909</b>



**Figur 3.2.** Gjennomsnittlig atferdsending ( $\pm 2SSE$ ) hos alle artsgrupper med minimum 20 registreringer.

**Tabell 3.4.** Resultater fra GLMM modell med lavest AIC. Fuglenes reaksjon er avhengig variabel, mens alle de andre er uavhengige variable (påvirkningsfaktorer). Kategori er de samme som i Tabell 2.1 og 2.2. Signifikante resultater er uthevet.

Variabler	Kategori	Koeffisient	SE	t	p
Threshold for fuglenes reaksjon	1	0,275	1,0759	0,256	0,798
	2	0,553	1,0760	0,514	0,608
	3	0,572	1,0760	0,532	0,595
	4	0,821	1,0761	0,763	0,446
	5	0,908	1,0760	0,844	0,399
	6	1,919	1,0750	1,785	<b>0,075</b>
	7	2,370	1,0747	2,205	<b>0,028</b>
Artsgruppe		-0,133	0,0383	-3,475	<b>&lt;0,001</b>
Sprengstoff		0,000	0,0003	-1,025	0,306
Metode	1	-0,491	0,4389	-1,118	0,264
Metode	2	0,426	0,4835	0,880	0,379
Metode	3	-1,049	0,7345	-1,429	0,153
Metode	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Vindretning	0	-0,320	0,3802	-0,841	0,401
Vindretning	1	0,530	0,4027	1,315	0,189
Vindretning	2	0,183	0,4456	0,410	0,682
Vindretning	3	-0,346	0,3055	-1,133	0,258
Vindretning	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Værforhold	1	-0,692	0,6200	-1,116	0,265
Værforhold	2	-0,587	0,6527	-0,899	0,369
Værforhold	3	-0,937	0,6772	-1,384	0,167
Værforhold	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Lydinstrykk	0	-12,055	131,1259	-0,092	0,927
Lydinstrykk	1	-3,015	0,5251	-5,742	<b>&lt;0,001</b>
Lydinstrykk	2	-1,479	0,4459	-3,317	<b>&lt;0,001</b>
Lydinstrykk	3	-1,268	0,4154	-3,053	<b>0,002</b>
Lydinstrykk	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Avstand		-1,268	0,3112	-4,076	<b>&lt;0,001</b>
Antall individer i flokkene		-0,006	0,0131	-0,447	0,655

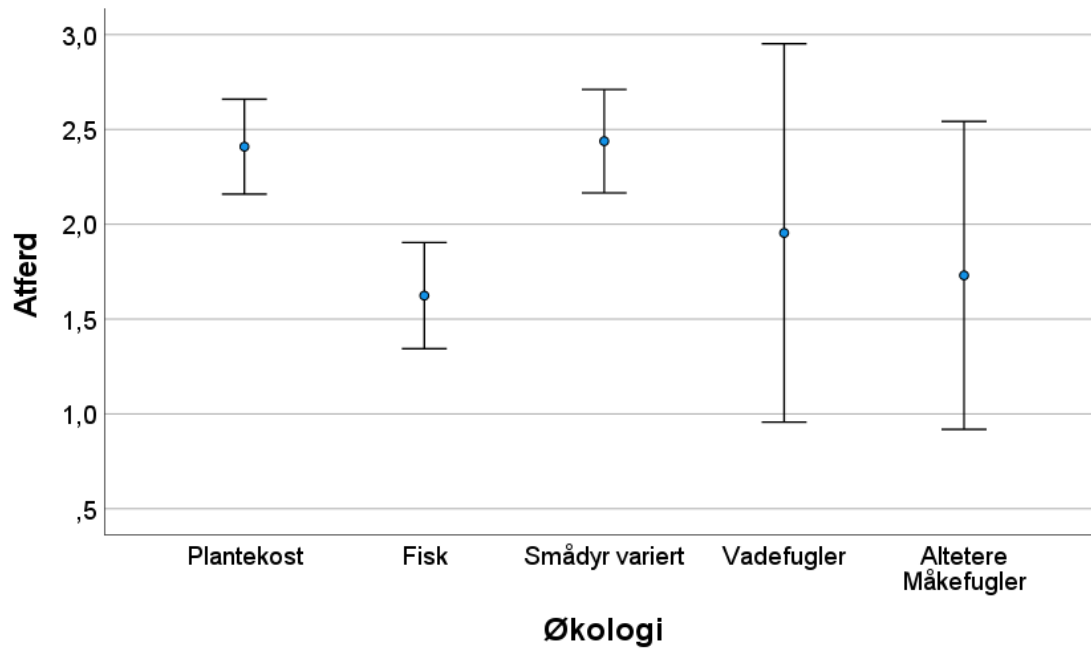
<sup>b</sup> betyr at de andre kategoriene sammenlignes med denne (som har høyeste verdi).

### 3.1.3 Økologiske artsgrupper

Tabell 3.5 viser at det er tilstrekkelig med data for å analysere atferden til de fleste økologiske artsgrupper når kravet er minst 20 registreringer, og at det var bare rovfugler det var for lite data på. Figur 3.3 viser at de fuglene som spiser mest plantekost og variert utvalg av smådyr hadde sterkere reaksjon på sprengningene enn de som hovedsakelig spiser fisk, mens vadefugler og altetende fugler hadde store standardfeil og reagerte ikke signifikant forskjellig fra noen andre økologiske grupper. GLMM- analysen viser omtrent det samme som analysene presentert i Tabell 3.2 og 3.4, nemlig at reaksjonen på sprengningene avtok med avtagende lydinstrykk og med økende avstand (Tabell 3.6).

**Tabell 3.5.** Oversikt over antall registreringer av atferd i forhold til næringsvalg i forbindelse med sprengning..

Økologi/næringsbiologi	Antall registreringer
Plantekost	376
Fisk	141
Smådyr variert	342
Vadefugler	22
Altetere (måkefugler)	26
Rovfugler	2
<b>Total</b>	<b>909</b>



**Figur 3.3.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm$  2SE) hos alle grupper i forhold til hovednæring med minimum 20 registreringer.

**Tabell 3.6.** Resultater fra GLMM modell med lavest AIC. Fuglenes reaksjon er avhengig variabel, mens alle de andre er uavhengige variable (påvirkningsfaktorer). Kategori er de samme som i Tabell 2.1 og 2.2. Signifikante resultater er uthevet.

Variabler	Kategori	Koeffisient	SE	t	p
Threshold for fuglenes reaksjon	1	,971	1,0413	0,932	0,352
	2	1,250	1,0417	1,200	0,230
	3	1,286	1,0417	1,235	0,217
	4	1,534	1,0419	1,472	0,141
	5	1,617	1,0419	1,552	0,121
	6	2,590	1,0415	2,487	<b>0,013</b>
	7	3,046	1,0413	2,925	<b>0,004</b>
Økologi (næringsvalg)		0,038	0,0838	0,453	0,651
Sprengstoff		0,000	0,0003	-0,684	0,494
Metode	1	-0,534	0,4299	-1,243	0,214
Metode	2	0,521	0,4724	1,103	0,270
Metode	3	-1,254	0,7099	-1,767	0,078
Metode	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Vindretning	0	-0,136	0,3707	-0,366	0,714
Vindretning	1	0,423	0,3950	1,070	0,285
Vindretning	2	0,245	0,4266	0,575	0,566
Vindretning	3	-0,339	0,2973	-1,140	0,255
Vindretning	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Værforhold	1	-0,599	0,6080	-0,985	0,325
Værforhold	2	-0,368	0,6400	-0,574	0,566
Værforhold	3	-0,718	0,6640	-1,081	0,280
Værforhold	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Lydinstrykk	0	-11,819	131,4256	-0,090	0,928
Lydinstrykk	1	-2,877	0,5099	-5,643	<b>&lt;0,001</b>
Lydinstrykk	2	-1,519	0,4391	-3,459	<b>&lt;0,001</b>
Lydinstrykk	3	-1,293	0,4085	-3,167	<b>0,002</b>
Lydinstrykk	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Avstand		-1,165	0,2862	-4,071	<b>&lt;0,001</b>
Antall individer i flokkene		0,001	0,0122	0,081	0,935

<sup>b</sup> betyr at de andre kategoriene sammenlignes med denne (som har høyeste verdi).

### 3.1.4 Effekter av målte rystelser

Målte rystelser kan være en viktig påvirkningsvariabel, og VIF var mindre enn 2 selv om målte rystelser ble inkludert i tillegg til variablene brukt i analysene så langt. AIC var lavere enn i tidligere analyser, men  $\Delta AIC > 2$  for alle modeller som inkluderte målte rystelser sammenlignet med beste modell som er brukt, slik at målte rystelser ikke ble inkludert i den beste modellen. En annen ulempe med denne variabelen er at kun 281 av de 833 registrerte fugleatferdene med arter registrert minst 20 ganger kunne brukes, mens 552 registreringer manglet informasjon om målte rystelser. En GLMM-analyse av alle arter med tilstrekkelig data og inklusiv målte rystelser, ga noen av de samme resultatene som analysen der målte rystelser ikke var inkludert i modellene (Tabell 3.2). Tabell 3.7 presenterer resultatene av GLMM-analysen når alle variabler brukt tidligere pluss målte rystelser er inkludert. Med forbehold om de nevnte svakhetene i denne analysen, så indikerer den at mer sprengstoff gir sterkere reaksjon, at en sprengningsmetode med antatt mindre effekt ga mindre reaksjon, og at andre vindretninger enn vind fra vest ga mindre reaksjon. Lydinstrykk ga motsatt effekt i denne analysen, nemlig at sterkest lydinstrykk medførte svakere reaksjon på fuglene enn svakere lydinstrykk, noe som virker helt urimelig men kan skyldes korrelasjonen mellom lydinstrykk og mengde sprengstoff. Reaksjonene avtok med avstand, slik som i de tidligere analysene. Konklusjonen på dette delkapittelet er at analysen for enkeltarter fortsetter uten å inkludere målte rystelser i modellene, og at lydinstrykk er et godt mål på hvilke variable knyttet til sprengningen som påvirket fuglenes atferdsendring. Det er jo stor sjanse for at det lydinstrykket mennesker opplever vil være sammenlignbart med det lydinstrykket som fuglene opplever.

**Tabell 3.7.** Resultater fra GLMM-modell med lavest AIC. Fuglenes reaksjon er avhengig variabel, mens alle de andre er uavhengige variable (påvirkningsvariable). Kategori er de samme som i Tabell 2.1 og 2.2. Signifikante resultater er uthevet.

Variabler	Kategori	Koeffisient	SE	t	p
Threshold for fuglenes reaksjon	1	11,828	3,5267	3,354	<b>&lt;0,001</b>
	2	12,093	3,5303	3,426	<b>&lt;0,001</b>
	3	12,142	3,5309	3,439	<b>&lt;0,001</b>
	4	12,567	3,5365	3,554	<b>&lt;0,001</b>
	5	12,593	3,5368	3,561	<b>&lt;0,001</b>
	6	14,149	3,5571	3,978	<b>&lt;0,001</b>
	7	14,787	3,5634	4,150	<b>&lt;0,001</b>
Art		-0,029	0,0189	-1,528	0,128
Sprengstoff		0,009	0,0015	6,028	<b>&lt;,001</b>
Metode	1	-5,363	1,4274	-3,757	<b>&lt;,001</b>
Metode	2	2,992	1,5789	1,895	0,059
Metode	3	-6,989	1,5218	-4,592	<b>&lt;,001</b>
Metode	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Vindretning	0	-6,059	1,1485	-5,276	<b>&lt;0,001</b>
Vindretning	1	0,459	1,0748	0,427	0,670
Vindretning	2	-3,269	0,8825	-3,704	<b>&lt;0,001</b>
Vindretning	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Værforhold	1	-0,644	0,8912	-0,723	0,470
Værforhold	2	1,012	1,2102	0,837	0,404
Værforhold	3	-3,067	1,0846	-2,828	<b>0,005</b>
Værforhold	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Lydinstrykk	1	3,058	1,2259	2,495	<b>0,013</b>
Lydinstrykk	2	1,777	0,7471	2,378	<b>0,018</b>
Lydinstrykk	3	1,328	0,6992	1,899	0,059
Lydinstrykk	4	0 <sup>b</sup>	.	.	.
Avstand		-4,877	0,8585	-5,681	<b>&lt;0,001</b>
Antall individer i flokkene		-0,031	0,0331	-0,940	0,348
Målt rystelse		0,040	0,0319	1,267	0,206

<sup>b</sup> betyr at de andre kategoriene sammenlignes med denne (som har høyeste verdi).

## 3.2 Atferdsendring hos enkeltarter

Figur 3.1 viser til dels store forskjeller i atferdsendring mellom ulike arter. Dette kapittelet ser mer detaljert på hvordan ulike påvirkningsvariabler påvirket atferden til de enkelte artene.

### 3.2.1 Effekter av lydinntrykk

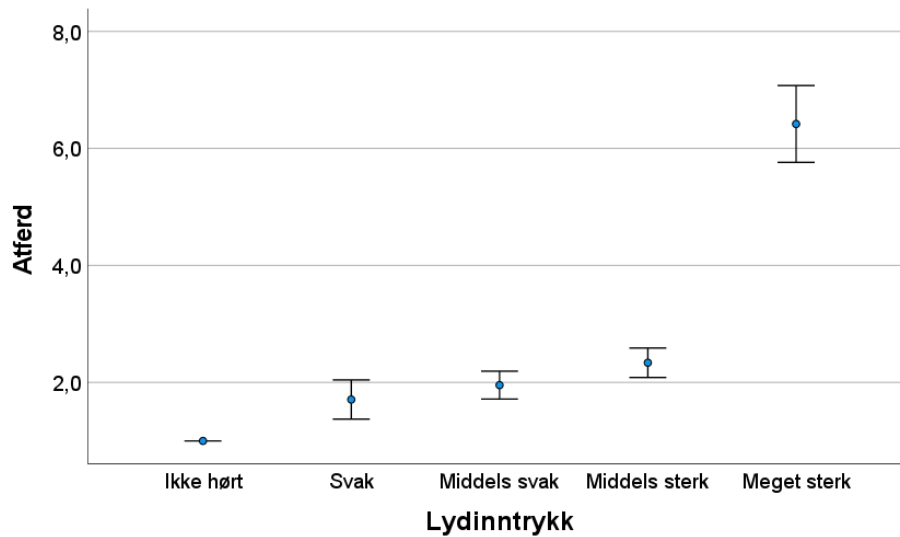
Når materialet deles i ulike arter og igjen skal fordeles i ulike lydinntrykk i forbindelse med sprengningene, kan materialmengdene bli små i enkelte tilfeller. Tabell 3.8 viser dette. Ettersom det ikke var mulig å høre nøyaktig lydinntrykk akkurat der fuglene var, så ble alle lydinntrykk registrert ved fugletårnet eller øst på Hammertangen. Det betyr at sprengningene nesten alltid var hørbare, og antall registreringer uten hørbar lyd var bare 11 (Tabell 3.8). I praksis så var heller ikke sprengningene hørbare fra de standplassene som var lengst unna sprengningsstedene, men lydinntrykket ble da likevel ikke null fordi lydinntrykket ble målt på omtrent samme plass hver gang. Større avstand mellom sprengningssted og fuglene vil være et indirekte mål på lydstyrken på hver plass ettersom lyden avtar med avstanden. Slik kategoriene ble definert, ble det også bare 43 registreringer av fugleflokker når det var meget sterk lyd, og få registreringer for noen av artene.

Figurene 3.4 – 3.15 viser atferd i forhold til lydinntrykk for alle arter samlet og for hver av artene med minst 20 registreringer (Tabell 3.8). Det generelle bildet er ganske likt for alle, nemlig at det var svært liten reaksjon på fuglene når lyden fra sprengningen ikke ble hørt, var svak eller middels svak. Med unntak av grågås og dykkendene toppand og kvinand lå alle atferdsendringene for disse lydinntrykkene under to, det vil si ingen reaksjon i det hele tatt eller at fuglene strakte litt hals, ble mer årvåkne og fulgte med på omgivelsene. Stort sett økte atferdsendringen når lydinntrykket økte til middels sterk, men spesielt sterk atferdsendring ble ikke registrert før lydinntrykket ble meget sterkt. Alle arter som hadde minst to registreringer i kategori meget sterkt lydinntrykk fikk atferd fra rundt 6 til 8 ved dette lydinntrykket. Det betyr altså at de svømte vekk (kategori 6), eller fløy under 100 m vekk (kategori 7), eller fløy enda lengre vekk (kategori 8).

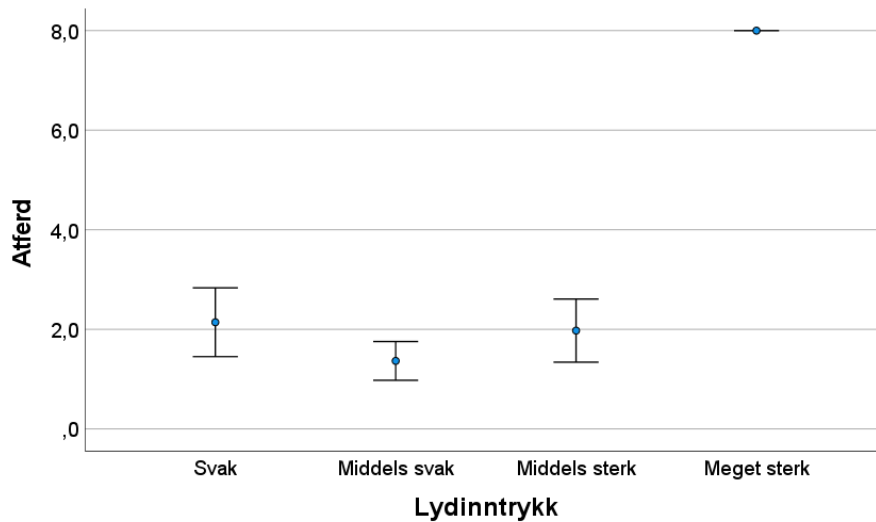
**Tabell 3.8.** Antall registreringer av hver av de artene med minst 20 registreringer i hver av de ulike kategorier med lydinntrykk, fra ikke hørt til meget sterk lyd.

Art	Ikke hørt	Svak	Middels svak	Middels sterk	Meget sterk	Totalt
Grågås	0	14	30	40	3	87
Brunnakke	3	3	24	16	5	51
Stokkand	1	14	39	54	8	116
Krikkand	3	23	32	49	9	116
Toppand	3	20	48	48	7	126
Kvinand	0	7	36	49	5	97
Horndykker	1	7	29	35	1	73
Gråhegre	0	2	13	15	2	32
Sothøne	0	10	34	27	1	72
Trane	0	5	14	21	2	42
Fiskemåke	0	1	6	14	0	21
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>106</b>	<b>305</b>	<b>368</b>	<b>43</b>	<b>833</b>

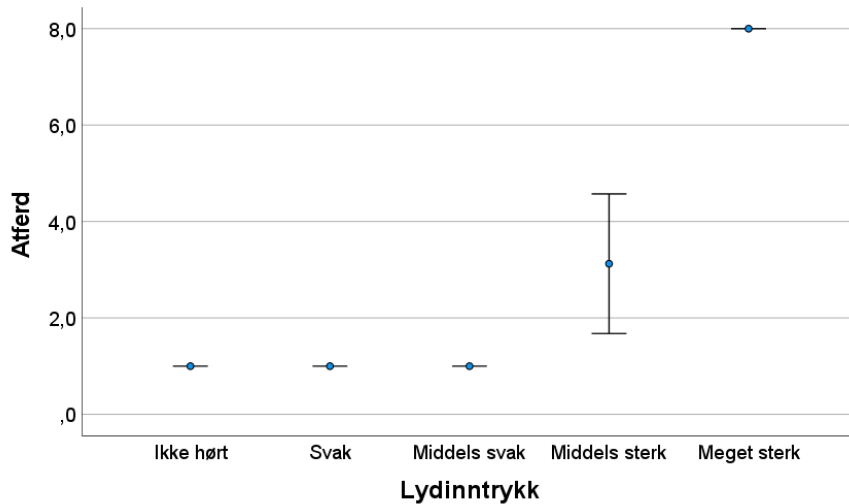




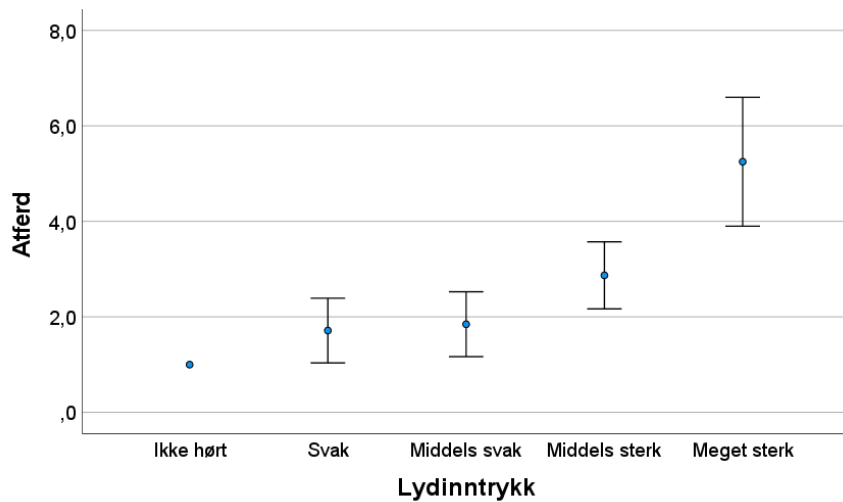
**Figur 3.4.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for alle fuglearter med minst 20 registreringer. Figuren ser omtrent helt lik ut om en inkluderer alle 909 registreringer uavhengig av minstekravet på 20 registreringer.



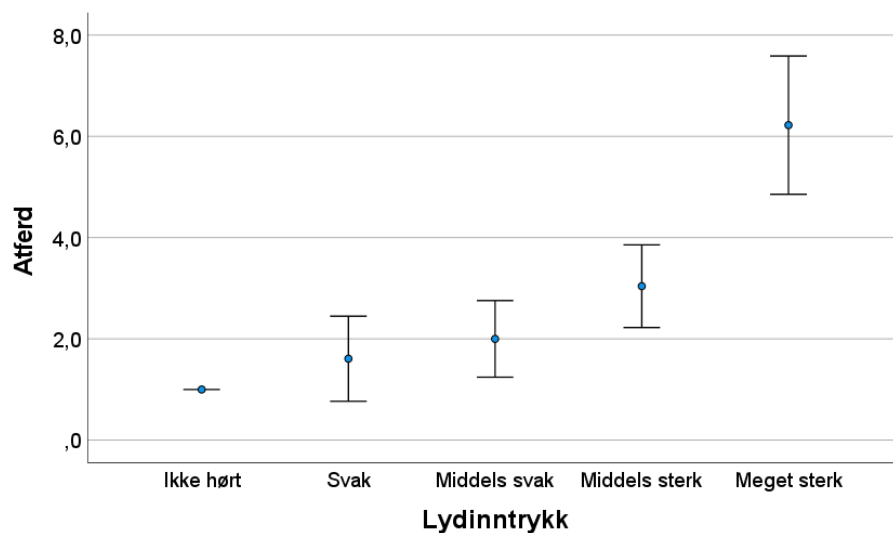
**Figur 3.5.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for grågås.



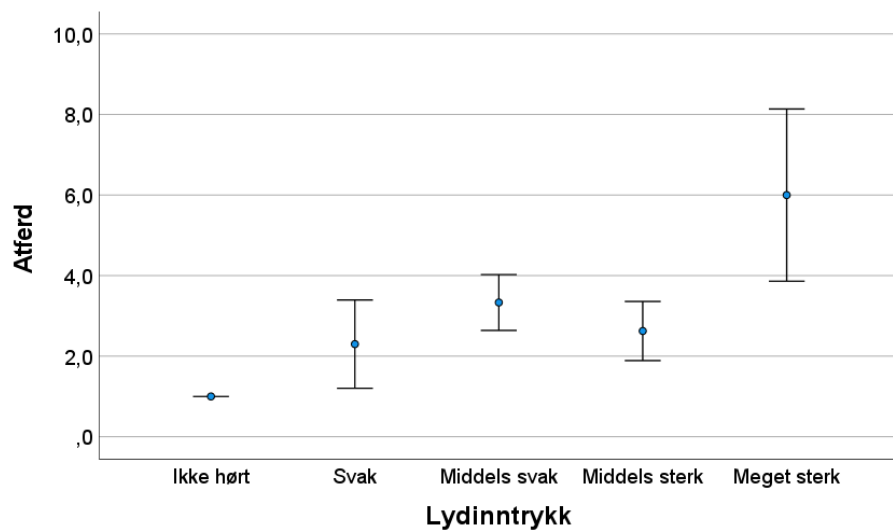
**Figur 3.6.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for brunnakke.



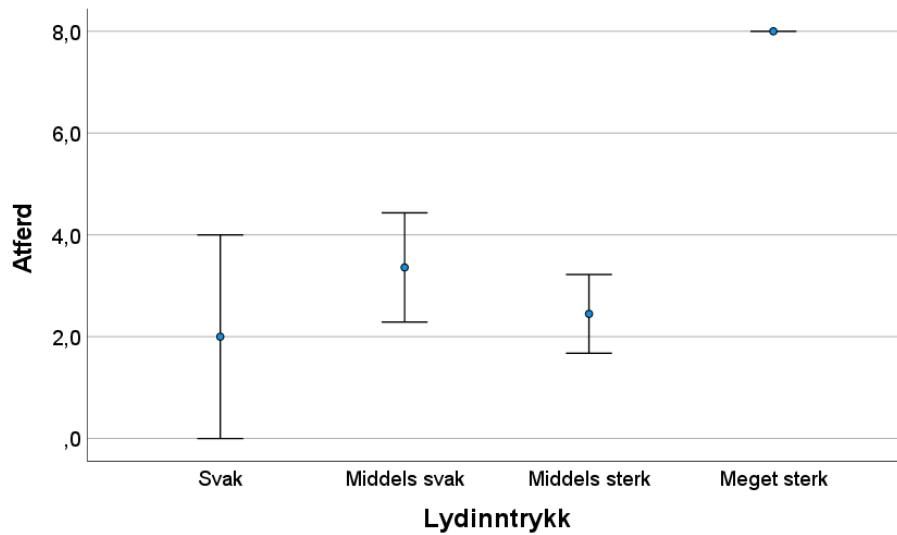
Figur 3.7. Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for stokkand.



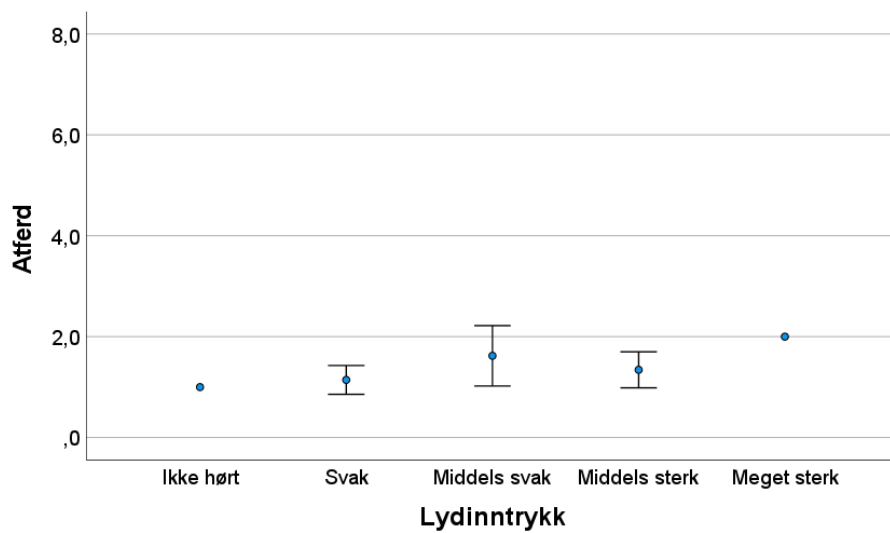
Figur 3.8. Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for krikkand.



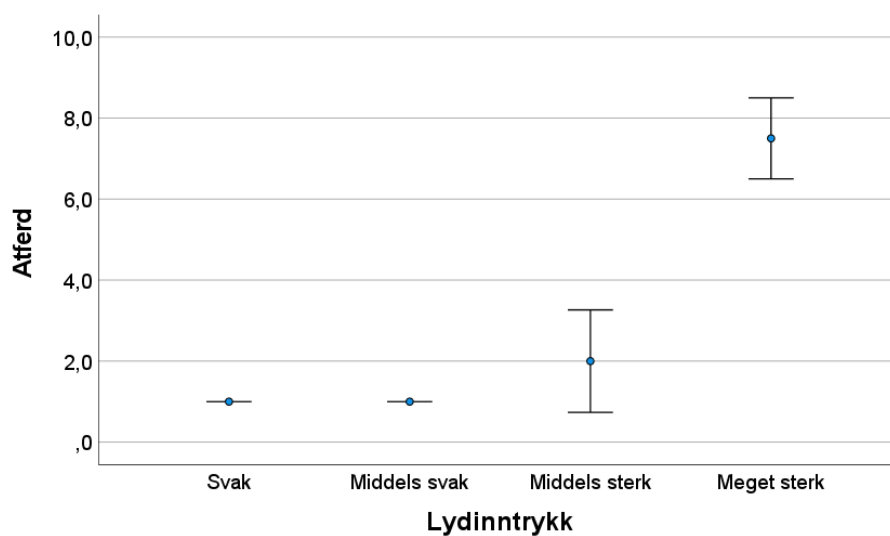
Figur 3.9. Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for toppand.



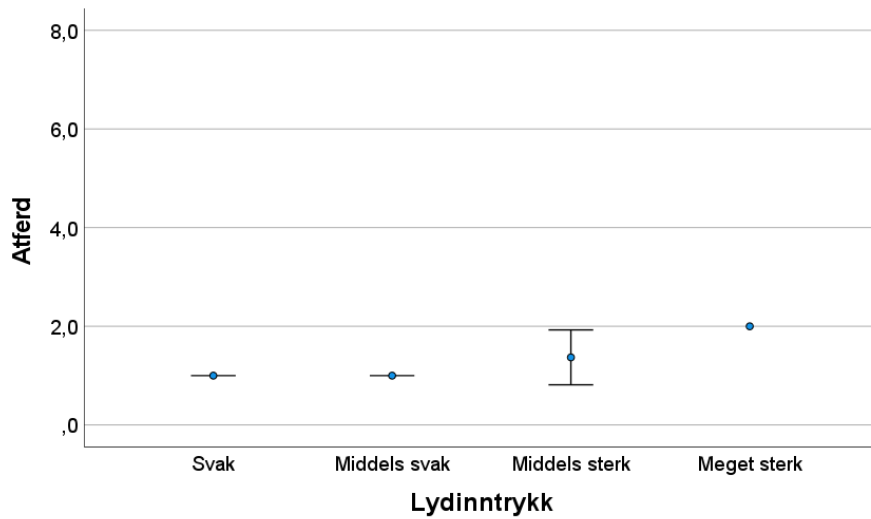
Figur 3.10. Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for kvinand.



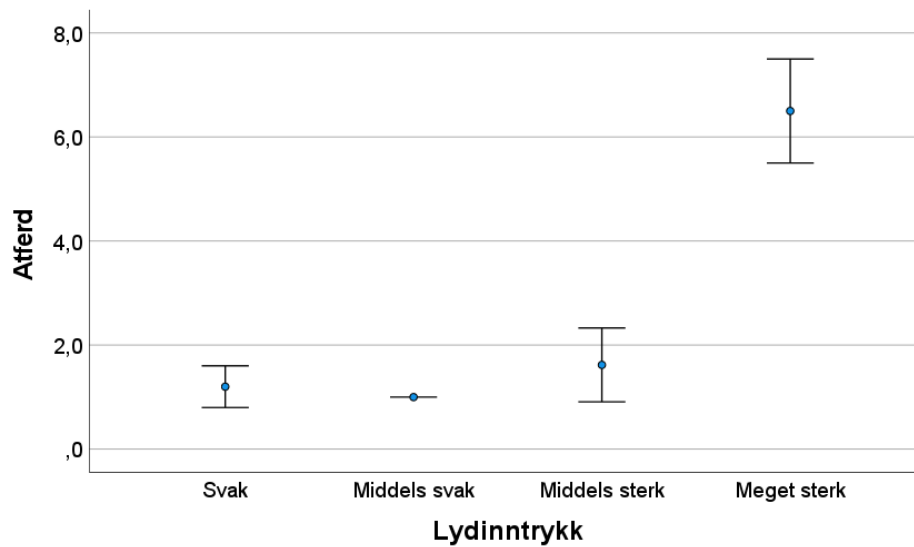
Figur 3.11. Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for hornedykker.



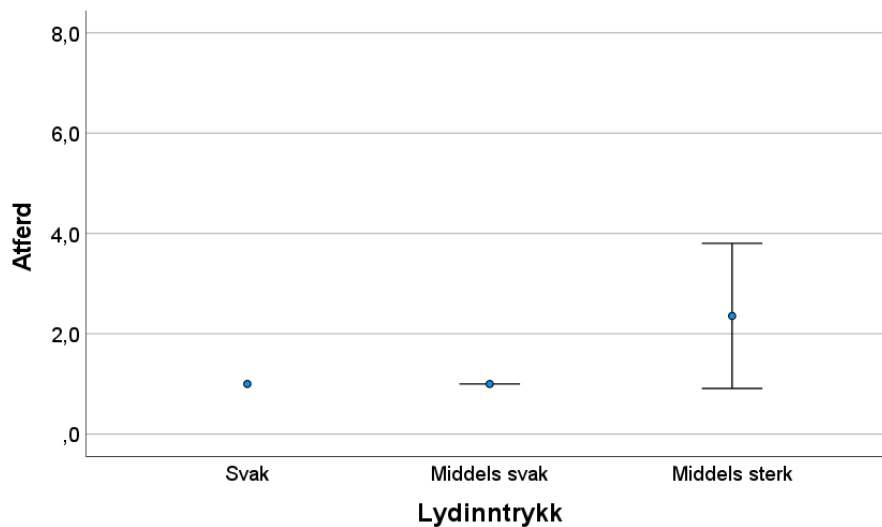
Figur 3.12. Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydintrykk for gråhegre.



**Figur 3.13.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydinstrykk for sothøne.



**Figur 3.14.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydinstrykk for trane.



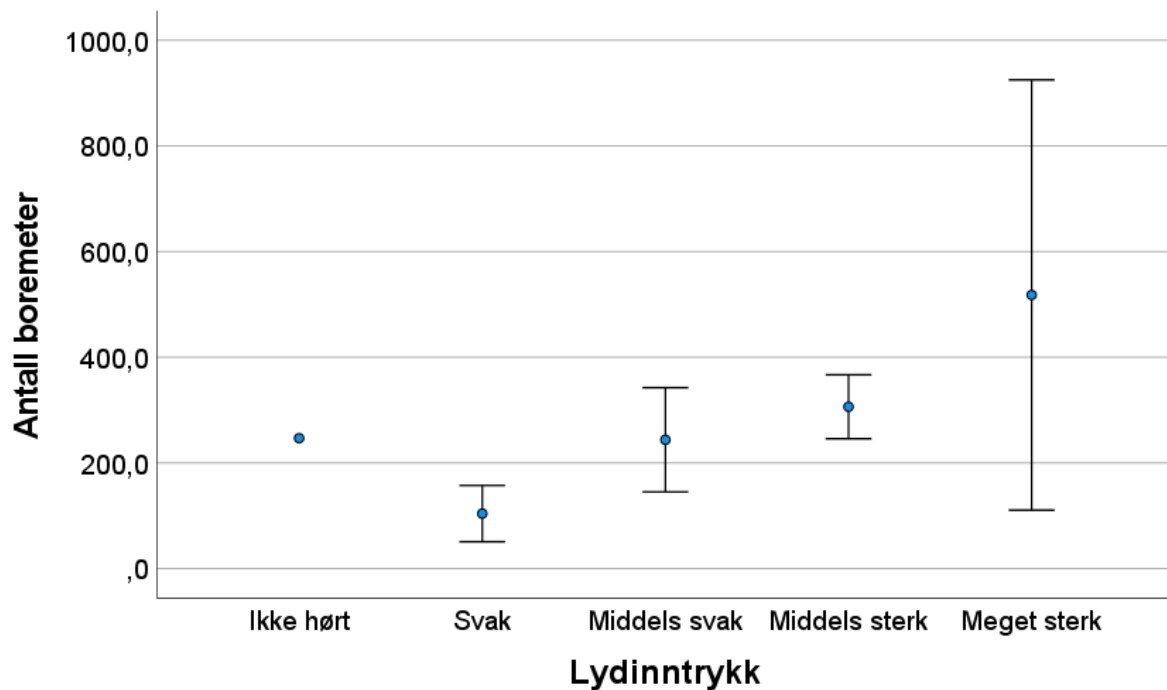
**Figur 3.15.** Gjennomsnittlig atferd ( $\pm 2$  SE) i forhold til lydinstrykk for fiskemåke.

Tabell 3.9 viser oppsummerte resultater av GLMM-analyse for hver art. Tabellen er forenklet i forhold til de tidligere tabellene som viser GLMM-analysene, men viser de signifikante resultatene for de påvirkningsvariable som ble inkludert i analysen. Det legges ikke vekt på de usikre analysene (merket med \* bak artsnavnet) som skyldes lave antall i diskusjonen av resultatene. De påvirkningsvariable som påvirket atferden til enkeltarter var at økt mengde sprengstoff økte atferdsendringen hos kvinand, at nordlig og sørlig vindretning økte atferdsendringen sammenlignet med vestavind hos grågås og kvinand, at fint vær medførte mindre endring i atferd sammenlignet med svært dårlig vær hos krikkand og toppand (Bilde 2). Ellers var det flere arter som reduserte atferdsendringen ved lavere lydinntrykk og lengre avstand fra sprengningsstedet. Dette viser igjen at høyere lydinntrykk medfører sterkere reaksjon, og dessuten at økt avstand, som medfører lavere lyd på stedet fuglene er, ga svakere reaksjon. Disse funnene understreker konklusjonen om at effekten av lydstyrken er viktig, altså de egenskaper ved sprengningene som ga høy lyd, slik figurene 3.4 – 3.15 viser.

**Tabell 3.9.** Resultater av GLMM-analysen av ulike forklaringsvariable på atferdsendringen hos de artene som ble registrert med minst 20 individer. Ikke signifikant er angitt med ns,  $0,05 < p < 0,10$  er angitt med en + eller - (økning eller nedgang i atferdsendring med økning i variabelen), og ++ eller -- med signifikant endring ( $p < 0,05$ ). I parentes er det forklart hvilken variabel som avvek fra høyeste kategori av variabelen. \* betyr at det er så lite data for noen av kategoriene at SPSS gir beskjed om at resultatene er usikre. De fire artene uten slik advarsel er merket grønn. Ved kategoriserte variable er andre kategorier sammenlignet med høyeste kategori.

	Sprengstoff	Metode	Vindretning	Værforhold	Lydinntrykk	Avstand	Antall
Grågås	ns	ns	++ (nord)	ns	ns	--	ns
Brunnakke*	ns	ns	ns	ns	-	ns	ns
Stokkand*	ns	ns	ns	- (fint)	ns	--	ns
Krikkand	ns	ns	ns	-- (fint)	--	--	ns
Toppand	ns	--	ns	-- (fint)	--	ns	ns
Kvinand	++	ns	++(nord,sør)	ns	ns	--	ns
Horndykker*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Gråhegre*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Sothøne*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Trane*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Fiskemåke*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

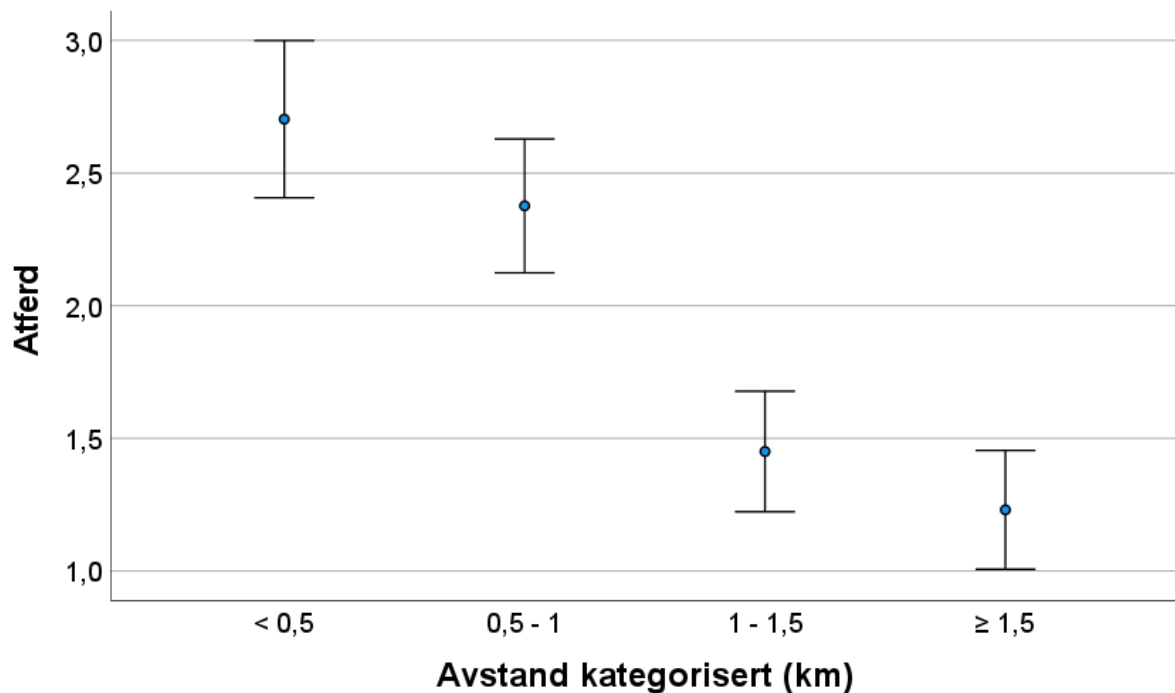
For eventuelle senere anleggsarbeid er det viktig å vite hvilke egenskaper ved sprengningsarbeidet som bidro mest til høyt lydinntrykk. Figurene 3.4 – 3.15 viser at det var først ved meget sterk lyd det tydelig ble observert atferdsendring på fuglene. Dette gjaldt alle arter, og for mange av dem ble det også litt økning ved nest høyeste kategori lydinntrykk. Lydstyrken er et resultat av sprengningene, men de ulike variable knyttet til sprengningen ble ikke inkludert i beste modell. For å finne ut hva det var ved sprengningene som påvirket lydinntrykket mest, ble alle variable som kunne påvirke lydinntrykket analysert og antall variable redusert i henhold til anbefalt metodikk (se Kapittel 2.6). Beste modell inneholdt kun en påvirkningsvariabel, og GLMM-analysen viste at variabelen salvens antall boremeter tydelig påvirket lydinntrykket (koeffisient = 0,006, SE = 0,0018,  $t = 3,481$ ,  $n = 43$ ,  $p = 0,001$ ). For å kunne kjøre GLMM-analysen ble den ene sprengningen med lydinntrykk 0 oppjustert til kategori 1, mens de andre kategoriene var uendret. Figur 3.16 viser sammenhengen mellom lydinntrykk og salvens antall boremeter ut fra rådata uten å nullstille for effekter av andre variable, slik som vindretning, fordemming, mengde sprengstoff etc. Tilsvarende figurer med andre variable enn salvens antall boremeter viste ikke like tydelige sammenhenger (ikke presentert), noe som er i tråd med resultatene av GLMM-analysen. Figur 3.16 antyder at salvens antall boremeter bør være i underkant av 400 m for at sprengningslyden ikke skal bli høy og skremmende for fugl.



**Figur 3.16.** Sammenhengen mellom lydinstrykk og salvens antall boremeter ( $\pm 2$  SE) ved de 43 sprengningene der begge deler ble registrert.

### 3.2.2 Effekter av avstand

Alle lydinstrykk er registrert fra omtrent samme område, og er derfor uavhengig av avstanden mellom sprengningssted og de ulike fugleflokkene. Det er derfor naturlig at både lydinstrykk og avstand inngår som variabler som signifikant påvirker fuglens atferdsendring. Ettersom variablene avstand og atferdsendring begge er kontinuerlige variable og fordi svært mange av atferdsendringene var 1 (ingen reaksjon), ble det ikke noen fine figurer av sammenhengen mellom disse to variablene. Avstandene mellom sprengningssted og fugleflokkene ble kategorisert i fire kategorier som vist i Figur 3.17 og Tabell 3.10. Figuren viser tydelig sterkere atferdsendring i avstandskategori 1 (100 m – 500 m) og kategori 2 (500 m – 1 000 m) sammenlignet med større avstander. Innad i kategori 1 var det signifikant reduksjon i atferdsendring med økt avstand, mens denne sammenhengen var ikke signifikant i noen av de andre tre avstandskategoriene (Tabell 3.10). Tabell 3.11 viser hvor stor andel av hver art blant de artene med minst 20 registreringer som flyktet vekk ved å svømme eller ved å fly i forbindelse med sprengningene. Grågås, brunnakke, stokkand, gråhegre og trane hadde sterkere reaksjon i avstandskategori 1 enn i 2. Hos krikkand og kvinand var det liten eller ingen forskjell, mens toppand og horndykker reagerte sterkere i kategori 2 enn i 1. Både trane og fiskemåke hadde størst andel flokker med sterke reaksjoner i avstandskategori 3. Dette viser hvor komplisert forholdene mellom atferd og avstand kan være, og at det er mange forhold som påvirker atferden i tillegg til avstanden. Blant annet kan hekkende fugler være mye mer bundet til området nært hekkeplassen enn de som bare er på trekk gjennom området, men det er ikke tilstrekkelig med data på hekkende fugler til å undersøke dette grundig. I avstander større eller lik 1,5 km var det ingen fugleflokker som viste de sterkeste reaksjonene.



**Figur 3.17.** Atferdsendring hos alle 909 fugleflokker i forhold til kategorisert avstand mellom sprengningssted og fugleflokkene.

**Tabell 3.10.** Spearman rangkorrelasjon mellom atferdsendring og avstand mellom fugleflokkene og sprengningssted innad i hver avstandskategori.

Avstand	$r_s$	n	p
< 500 m	-0,286	318	< 0,001
500 m – 1 000 m	0,099	377	0,055
1 000 m – 1 500 m	0,113	162	0,151
≥ 1 500 m	-0,237	52	0,090

**Tabell 3.11.** Andel (%) av fugleflokkene som hadde atferdsendring 6 eller mer (Tabell 2.1) i forbindelse med sprengningene, det vil si at de tydelig forflyttet seg vekk fra opprinnelig oppholdssted, i forhold til ulike avstander. Antall flokker er oppgitt i parentes. De 11 artene med minst 20 registreringer (Tabell 3.1) er inkludert.

Art	< 500 m	500 m – 1 000 m	1 000 m – 1 500 m	≥ 1 500 m
Grågås	13 (31)	8 (39)	0 (11)	0 (6)
Brunnakke	38 (26)	8 (13)	0 (12)	(0)
Stokkand	34 (64)	14 (44)	0 (3)	0 (5)
Krikkand	33 (63)	28 (39)	0 (14)	(0)
Toppand	26 (27)	40 (72)	8 (24)	0 (3)
Kvinand	40 (20)	40 (48)	13 (23)	0 (6)
Horndykker	0 (11)	9 (33)	0 (22)	0 (7)
Gråhegre	25 (12)	6 (16)	0 (4)	(0)
Sothøne	4 (25)	(0)	0 (16)	(0)
Trane	9 (22)	0 (11)	14 (7)	0 (2)
Fiskemåke	0 (1)	0 (4)	38 (8)	0 (8)
<b>Totalt</b>	<b>26 (302)</b>	<b>21 (350)</b>	<b>6 (144)</b>	<b>0 (6)</b>



### 3.2.3 Maskinelt arbeid, pigging og boring

Det ble ikke registrert noen atferdsendringer i forbindelse med at anleggsarbeidene startet opp tidlig om morgenen 27.6. Senere på dagen, etter sprengning i Vassmarka kl. 15 tok det ca. 1,5 time før boring startet på Hammertåa ved Fugletårnet. Før boringa startet opp var det to voksne sot-høner med tre halvstore unger og en hunnfarget sivhauk sørøst i Vassbukta, mens det utenfor fugletårnet i det restaurerte området var åtte krikkender, 11 stökkender, to toppender, en sothøne, tre horndykkerne og en strandsnipe. En av horndykkerne lå på reir med egg. Da boringen startet opp fløy sivhauken vekk fra området i retning Hammerbukta. De to horndykkerne som lå i åpent vann knyttet til hvert sitt reir skjulte seg i vegetasjonen, mens den ene rugende horndykkeren som var synlig la seg flat på reiret og lå slik i 31 minutter før den reiste seg opp til normal rugeposisjon. Reiret ble ikke forlatt. De to horndykkerne som skjulte seg i vegetasjonen kom fram i åpent vannspeil igjen etter henholdsvis 36 minutter og 62 minutter.

Den rugende horndykkeren virket urolig, med mye hodebevegelser opp og ned og til sidene. Etter en kort pause i boringa skvatt den rugende fuglen tydelig da boringa startet igjen. Dette skjedde 51 minutter etter at boresekvensen startet, men 70 minutter etter borestart var det ingen atferdsendring å se på den rugende horndykkeren.

Da det var både sprengning i Vassmarka og boring på Hammertåa den 1.7, var det noen grupper av fugler som svømte vekk (Stökkand hunn med ni store unger, stökkand hunn med ni små unger, toppand hunn med ti små unger, og to voksne toppender uten unger), og en trane ble mer på vakt. Noen av fuglene viste ingen synlige atferdsendringer i forbindelse med samtidige arbeider med sirene, sprengning og boring (fire stökkand, seks krikkand, en toppand, to horndykkerne inklusiv en på reir). Andelen fugler som reagerte var imidlertid noe høyere enn det som har vært vanlig ved en såpass svak sprengning som det var denne dagen.

Disse observasjonene viser at også andre støyende anleggsarbeid kan ha litt innvirkning på fuglenes atferd.



Bilde 2. Toppand med unger i Hammervatnet, en art som hekker sent og nyklekte unger kan bli registrert helt i slutten av juli. Arten reagerte forholdsvis sterkt på sprengningene. Foto: Magne Husby.



### 3.2.4 Sirener og sprengning

Gjennomsnittlig reaksjon (atferdsendring) på alle fuglene ( $n = 909$ ) var  $1,369 (\pm 0,043 \text{ SE})$  på sirenen,  $2,226 (\pm 0,078 \text{ SE})$  på sprengning, og  $2,265 (\pm 0,078 \text{ SE})$  på samlet påvirkning som er brukt i analysene. De statistiske testene mellom atferdsendringene ved de ulike lydkildene er oppsummert i Tabell 3.12. Det var signifikant svakere reaksjon på sirenene enn ved selve sprengningen og mellom sirenen og samlet påvirkning. Atferdsendringen var omtrent like stor ved sprengning som på samlet påvirkning. Samlet påvirkning er den sterkeste reaksjonen av sirene eller sprengning, i praksis oftest reaksjonen som skyldes selve sprengningen.

**Tabell 3.12.** T-test viser forskjeller i fuglenes atferdsendring mellom to og to ulike lydkilder knyttet til sprengningsarbeidet, nemlig sirenen før sprengning og selve sprengningen. Samlet påvirkning er den høyeste reaksjonen ved sirene eller sprengning, og er brukt i analysene.

Lydkilde	t	df	p
Sirene - sprengning	-9,645	1816	< 0,001
Sirene - samlet påvirkning	-10,024	1816	< 0,001
Sprengning - samlet påvirkning	-0,359	1816	0,720

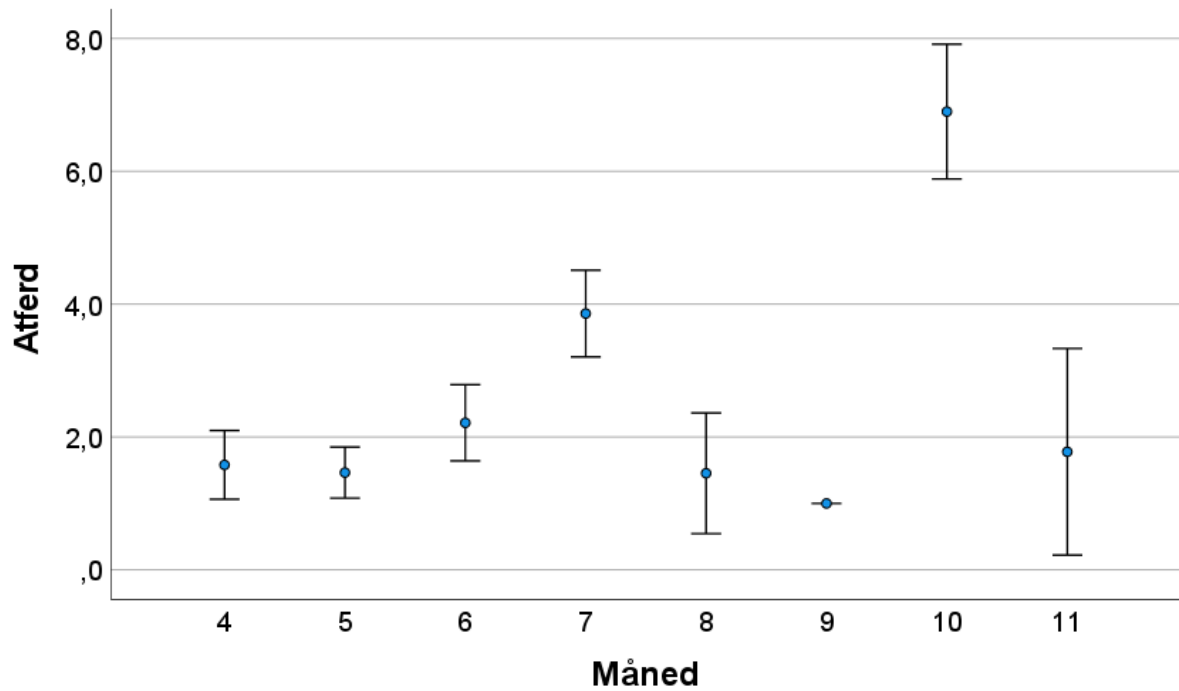
### 3.2.5 Nyankomne fugler og mytende fugler

De sjeldnere artene som ble registrert i reservatet i løpet av 2022 og som ikke hadde blitt utsatt for sprengninger tidligere ble ikke mer skremt av sprengningene enn de artene, og trolig individene, i reservatet som hadde vært der i lengre tid. Dette gjaldt gressandarter som skjeand og stjørtand, og dykkandarten havelle, samt toppdykker (data ikke presentert). Det betyr at det ikke ble noen støtte til hypotese 1d som derved forkastes.

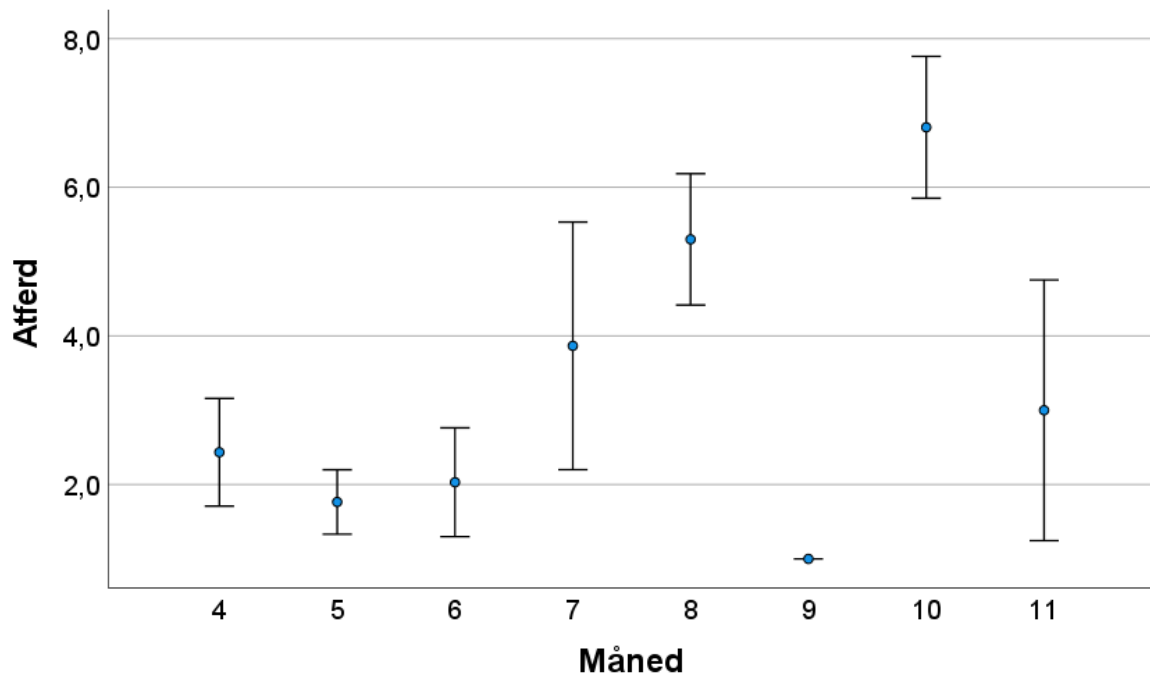
Andefugler skifter så mye fjær samtidig på sommeren at de mister flygeeviden. Da er de normalt mer sårbare ovenfor og skeptiske til menneskelige forstyrrelser. Det er derfor undersøkt om det er større endringer i atferd i juni - august enn ellers i året på grunn av myting, og også om det er endringer i atferd i august etter en pause i sprengningene i løpet av sommerferien. Dette er undersøkt på alle arter, og på de to artsgruppene som er registrert i størst antall og som er i reservatet hele undersøkelsesperioden, nemlig gressendene og dykkendene. Figur 3.18 viser at gressendene ble mer skremt i juli enn i de tre månedene før, og at de i august var tilbake til samme styrke på atferdsendringen som de hadde før juli. Gressendene myter hovedsakelig i slutten av juni og i juli (Cramp & Simmons, 1977), noe som samsvarer godt med atferdsendringen som vises i Figur 3.18. De to gressandartene med mest data, nemlig stokkand og krikand, hadde samme forløp som vist i Figur 3.18 (ikke presentert).

Figur 3.19 viser tilsvarende endring i atferd hos dykkender, og de reagerte sterkere på sprengningene i juli og august enn tidligere på året. Dette forløpet var likt forløpet for hver av de to dykkandartene med mest data, nemlig toppand og kvinand (Bilde 3). Kvinand myter i juli og august (Cramp & Simmons, 1977), altså noe senere enn gressendene. Det forklarer hvorfor atferdsendringen er stor i august. Toppand skal myte i mai og juni (Cramp & Simmons, 1977), men det var ingen sterkere reaksjon i disse to månedene. Toppand har imidlertid komplett myting av flygefjær etter hekking (Cramp & Simmons, 1977), så for Hammervatnet vil det i praksis bety juli-august for denne arten også.

Konklusjonen er at myting øker reaksjonen etter sprengning for både gressender og dykkender, og sikkert også andre arter med komplett myting som det er litt lite data på i denne undersøkelsen. Resultatene støtter hypotese 1e.



**Figur 3.18.** Månedlig variasjon i atferdsending ( $\pm 2$  SE) hos gressender.



**Figur 3.19.** Månedlig variasjon i atferdsending ( $\pm 2$  SE) hos dykkender.

I oktober og november ble det gjennomført tunnellsprengninger. Rystelsene i bakken opplevdes sterkere enn ved de andre sprengningene, og målt rystelse var større enn ved dagsprengningene i Vassmarka (data ikke presentert). Sprengningstidspunktene ved tunnellsprengningene var noe usikkert i forhold til planlagt tidspunkt, det ble noen bomturer med observatører uten at sprengning ble gjennomført. Det ble derfor kun data på fuglenes atferdsending ved bare to tunnellsprengninger. Det ble likevel gjennomført mange tunnellsprengninger uten at fuglenes atferd ble registrert, både i dagslys og når det var mørkt. Det var tydelig at fuglene var lettskremte enkelte dager i

oktober og november. Det kan skyldes tunnellsprengningene, men kanskje også at ender var på trekk (Bakken m.fl., 2003) og at nye fugler som ikke var vant til sprengningene som kom inn i området selv om analysene ikke har klart å påvise at nyankomne fugler er mer lettskremte.



Bilde 3. Ung kvinand hann i sitt andre kalenderår letter og flyr vekk. Foto: Magne Husby.

### **3.3 Fuglenes valg av oppholdssted sammenlignet med tidligere år**

#### **3.3.1 Voksne fuglers områdebruk**

Områdebruk, altså om fuglene har holdt til i Vassbukta eller i Hammerbukta, ble registrert i to år uten sprengningsarbeid og etter restaurering (2018 og 2020) og sammenlignet med 2022 når det ble foretatt sprengninger hele den isfrie sesongen. Registrert andel av de sju vanligste artene summert i 2022, nemlig stokkand, brunnakke, krikkand, toppand, kvinand, horndykker og sothøne ved hver av de 16 tellingene, viser at andel fugler i Vassbukta var på omtrent samme nivå som i de to årene før sprengningsarbeidet startet (Husby, In prep). Dette viser at det ikke var noen bevegelser av fugl fra Vassbukta til Hammerbukta som hadde effekt en eller flere dager etter sprengning, og hypotese 2 forkastes.

#### **3.3.2 Hekkebestanden, og valg av hekkeplass eller oppvekstområde**

Det er en bra hekkebestand av ulike arter i Hammervatnet, og mange kull blir hvert år registrert i naturreservatet. Hekkebestanden totalt var i 2022 like stor som tidligere år (Husby, In prep), noe som viser at sprengningene ikke har hatt negativ effekt på hekkebestandene eller medført at færre voksne fugler med unger kommer utenfra og inn i naturreservatet. Andel av kullene i Vassbukta i 2022 var lavere enn både 2018 og 2020 (Husby, In prep), men andelen i 2022 er innenfor det som kan forventes av normale svingninger fra år til år, og kan ikke brukes som bevis på at hekkende fugler brukte Vassbukta i liten grad sammenlignet med tidligere år. Resultatene medfører at hypotese 3 forkastes.

## 4 Diskusjon – Sprengningenes effekter på fuglenes atferd

Generelt var det forholdsvis liten reaksjon på fuglene i Hammervatnet i forbindelse med vegarbeidet, også sprengningene. Av åtte trinn for å beskrive endringer i atferd, fra 1 som er ingen reaksjon til 8 som er at fuglene fløy minst 100 meter vekk, var det fem arter som i gjennomsnitt hadde en atferdsendring mellom 1 og 2, nemlig horndykker, gråhegre, sothøne, trane og fiskemåke. Seks arter hadde gjennomsnittlig atferdsendring fra 2 til litt over 3, nemlig grågås, brunnakke, stokkand, krikkand, toppand (Bilde 2 og 4) og kvinand (Bilde 3, Figur 3.1). At artene viste fryktreaksjon i forbindelse med sprengningene støtter hypotese 1, og at det var signifikante forskjeller mellom artene støtter hypotese 1a.

En art kan ha fått påvist sterkere fryktreaksjon enn en annen art fordi den for eksempel hadde tilhold nærmere sprengningsstedene. Det var også mange andre potensielle variabler som kunne samvariere i hvordan de påvirket en eventuell atferdsendring, og en nullstilling av effekten av andre variabler er nødvendig for å vurdere effekten av en bestemt variabel, noe som ble gjort i GLMM analysene. GLMM analysen over alle variabler som kunne ha påvirket fluktreaksjon hos alle arter registrert med minst 20 ulike flokker, ga signifikant effekt av art. Dessuten avtok reaksjonen med avstanden mellom sprengningssted og fuglene, og det er i samsvar med hypotese 1b. I tillegg var reaksjonen sterkest når det var høg smell (lydinstrykk) ved sprengningen (Tabell 3.2), noe som er i samsvar med hypotese 1c. Lydinstrykk ble ved GLMM analyse funnet å være mest i samsvar med salvens antall boremeter (Kapittel 3.2.1), og salvens antall boremeter korrelerte høyt med antall kg sprengstoff, volum sprengt og areal sprengt. Lydinstrykk ga derfor en god beskrivelse av egenskaper ved sprengningene som hadde betydning for fuglenes atferdsendring.

Det var også forskjeller i atferdsendring mellom systematiske grupper (Tabell 3.4), og mellom økologisk grupper (Tabell 3.6), og for begge disse analysene avtok fuglenes reaksjon med avstand fra sprengningsstedet og reaksjonen økte med økt lydinstrykk. Dykkender reagerte sterkere på sprengningene enn horndykker og sothøne, og arter som lever av plantekost eller diverse smådyr reagerte sterkere enn fiskespisende arter, men disse resultatene kan skyldes andre forhold enn egenskaper ved artsgruppene. For eksempel var fiskespisende arter i gjennomsnitt lengre unna sprengningsstedet enn plantespisende arter og de som spiste diverse smådyr. I artsgruppene var for eksempel dykkere lengre unna sprengningsstedet enn gressender. GLMM analysen på artsnivå viste at lydinstrykk og avstand igjen var viktige påvirkningsfaktorer, men også at noen arter var mer urolige ved dårlig vær eller vindretninger som delvis brakte lyden inn i naturreservatet (Tabell 3.9).

Horndykker og sothøne reagerte lite også på meget sterke lydinstrykk (Figur 3.11 og 3.13). Selv om horndykkerne var urolige på reiret under støyende anleggsarbeid på Hammertåa (Kapittel 3.2.3), så forlot de ikke reiret. Det var ikke mulig å registrere hvordan de rugende horndykkerne oppførte seg under selve sprengningene på Hammertåa ettersom ingen observatører kunne være i fugletårnet av sikkerhetshensyn når det ble sprengt like bak tårnet, og fra andre standplasser var ikke reiret synlig. Den rugende horndykkeren var så vidt synlig med teleskop fra fugletårnet, så bruk av kamera plassert i fugletårnet ved disse sprengningene ville ikke gitt bilder av god nok kvalitet til å se eventuelle atferdsendringer. Fra andre vinkler var den rugende horndykkeren ikke synlig. Hekkebestanden av horndykker i Hammervatnet naturreservat avtok fra 16 til null par samtidig som det ble bygget ny E6 inklusiv sprengninger i nærheten på slutten av 1980-tallet, og det har blitt antatt at vegbyggingen var årsaken til dette (Husby, 1992; 2015). Atferden til horndykker i forbindelse med sprengningene nå i 2022 tyder ikke på at arten er spesielt sårbar ovenfor denne type forstyrrelser. Antall hekkende par sothøne var lavt i starten av byggeperioden for E6 på slutten av 1980-tallet, og økte utover i byggeperioden (Husby, 2015), noe som stemmer godt med dens høye toleranse ovenfor vegbygging i 2022. Også under bygging av havn i Helsinki økte antall sothøner i byggeperioden (Yrjölä m.fl., 2016). Det kan være aggressive konflikter mellom dykkere og sothøner (egne observasjoner), og nedgang i antall individer av en art kan medføre at det blir flere av den andre arten.

Stokkand var, i tillegg til horndykker og sothøne, den tredje arten som reagerte mindre enn kategori 6 selv om lydinstrykket var meget sterkt. Også andre undersøkelser har vist at stokkand har tålt anleggsarbeid godt (Burton m.fl., 2002). Stokkendene som var nærmere sprengningsstedet enn

500 m reagerte imidlertid sterkt (Tabell 3.11). Generelt var det slik at de fleste arter reagerte ganske sterkt på sprengningene hvis de var nærmere enn 1 000 meter (Tabell 3.11).

Hypotese 1d om at atferdsendringen skulle være større hos nyankomne fugler til naturreservatet, fikk ingen støtte i denne undersøkelsen (Kapittel 3.2.5). Hypotesen blir dermed forkastet, og innebærer at det i et området med trekkende fugler ikke er nødvendige med spesielle hensyn ovenfor arter som er forventet å komme til et område til spesielle tidspunkter såfremt disse artene ikke er spesielt sårbare og hensynskrevende. De artsgruppene som myter vingefjærene om sommeren slik at de mister flygeevnen, og som det var tilstrekkelig med data på, reagerte sterkere på sprengningene i myteperioden enn ellers i løpet av året (Figur 3.18 og 3.19). Dette støtter hypotese 1e.

Selv om det var en del fugler som flyktet fra Vassbukta til Hammerbukta i forbindelse med sprengninger med høyt lydinntrykk, vendte de som svømte vekk tilbake til utgangspunktet etter forholdsvis kort tid. Ved optelling av antall individer i ulike deler av reservatet dagen etter en sprengning, var antallene i de to buktene tilbake til normalt nivå igjen. Det var imidlertid ingen prioritert oppgave å følge med i fuglenes bevegelser like etter sprengning fordi ulike flokker blandet seg, og noen flokker forlot Vassbukta helt og svømte eller fløy over til Hammerbukta slik at det ikke lenger var mulig å følge med i enkeltindividenes/flokkenes bevegelser eller aktivitet. Individuell merking med GPS-sendere ville gitt detaljert informasjon om bevegelsesmønster og atferd, så det anbefales i senere undersøkelser.

Det kan være mye fugl både ved støyende flyplasser og veier, også i Trøndelag (Husby, 2014a; b; 2017). Noen tilpasser seg slike områder, men de kan likevel være påvirket av støyen. Dette er undersøkt ved å spille av kronisk støy (industri- og trafikkstøy) på hanner av salviejerpe (*Centrocercus urophasianus*). Forskerne målte høyere stressnivå og fant 16,7 % økt stress-relatert hormon (glucocorticoid) i forsøksområdet sammenlignet med kontrollområdet. Dette fører sannsynligvis til redusert fitness (evne til å få avkom som igjen reproducerer) og redusert immunforsvar (Blickley m.fl., 2012). Menneskelig ferdsel på Ørin Nord i Verdal medførte at en del fugler forlot området, men andelen av fuglene som søkte næring var fortsatt like høy blant de som var igjen sammenlignet med før forstyrrelsen (Husby & Reinsborg, 2022). Vadefugler som rastet på Ørin Nord sluttet å bruke rasteplassene når det ble økt menneskelig aktivitet på industriområdet (Husby & Reinsborg, 2023).

Observasjonene av fuglenes reaksjoner er kategorisert fra svært liten reaksjon som at de strekker litt hals og følger med på omgivelsene, til at de svømmer eller flyr vekk fra stedet de oppholdt seg. De svakeste reaksjonene (kategori 1-5, Tabell 2.1) innebar minimal forflytning, og våre usystematiske registreringer viste at det som regel tok bare noen minutter før fuglene tok opp igjen den aktiviteten som de hadde før sprengningene. Det er ikke uvanlig at anleggsarbeider medfører lite reaksjon blant våtmarksfuglene som har tilhold i et område (Marsden, 2000; Bonnington & Smith, 2018). Hvis det er tiltak eller forhold ved en utbygging som øker tilgangen til næring, kan antall fugler av flere arter øke i forbindelse med utbyggingen (Bonnington & Smith, 2018; Wallis m.fl., 2019). Tiltak nylig utført i og ved Hammervatnet naturreservat kan ha medført mer næring (restaureringstiltak i Vassbukta) og mindre forstyrrelser (støyskjerm ved Fugletårnet) og kan dermed forklare hvorfor andelen voksne fugler og antall påviste hekkinger var like høy i Vassbukta i 2022 som tidligere år.

De som svømte eller fløy vekk mistet tid til matsøk og brukte unødvendig energi til forflytning, så dette er mer negativt for de individene det gjelder. Med såpass få sprengninger hver uke som det var i undersøkelsesperioden, er det lite trolig at dette økte energiforbruket ble stort sammenlignet med fuglenes totale energiforbruk gjennom et døgn (Collop m.fl., 2016). Det er antatt at alle reaksjoner som ble registrert i forbindelse med sirene eller sprengning skyldtes disse forstyrrelsene. Det er ikke nødvendigvis riktig. Noen fugler kan ha blitt årvåkne akkurat i dette tidsrommet eller de forlot oppholdsstedet av andre årsaker enn anleggsarbeidet. Det er umulig å vite, og alle fugler som ikke viste tegn til å forlate området før sprengning er inkludert i analysene som om det var sprengningene som var årsak til de registrerte atferdsendringene. Det var imidlertid ingen fugler som viste frykt før sirenen.

## 5 Konklusjon og avbøtende tiltak i forbindelse med lignende arbeider

Dette arbeidet omfatter mange registreringer og inkluderer flere vanlige fuglearter som er knyttet til våtmark i Norge. Det vil derfor være mulig å bruke erfaringene her i forbindelse med tilsvarende utbygginger i andre områder med våtmark med de samme artene i nærheten. Man må likevel være klar over at fuglene i Hammervatnet er vant til menneskeskapt støy i form av biltrafikk, men ikke i form av sprengninger (impulslyd).

Avbøtende tiltak i forbindelse med sprengninger nært områder med våtmarksfugler:

- Sprengte om vinteren når området er islagt.
- Sprengte de områder nærmest våtmarksområdene på årstider når det er færreste antall av rødlistede og lettskremte arter til stede.
- Spesielt må man ta hensyn hvis avstanden mellom sprengningsstedet og fuglene er mindre enn 1 000 meter.
- Salver med antall boremeter under 400 meter ga mindre reaksjon på fuglene (Figur 3.16), trolig fordi lydnivået da var lavere. Salvens antall boremeter er bare en av flere egenskaper ved sprengningene som ga omtrent samme informasjon, for eksempel antall kilo sprengstoff, volum sprengt og areal sprengt.
- Det kan også gi litt positiv effekt hvis det sprenges når det er sterk vind vekk fra våtmarksområdet (Tabell 3.9) og når det er dårlig vær (Tabell 3.9). Effektene er trolig via litt lavere lydnivå inn i fugleområdet. Det vil sannsynligvis være lite effektivt å passe på dette i et stramt tidsbudsjett i en byggefase.

Det anbefales flere slike undersøkelser slik at vi kan få bekreftet hvor allmenngyldige konklusjonene i denne rapporten er, og fordi det er svært få vitenskapelig publikasjoner om dette temaet. Dessuten var det flere arter med få observasjoner, og for få registreringer ved tunnellsprengninger til å undersøke effekter av de sterkere rystelsene i forbindelse med disse sprengningene.



Bilde 4. Toppand var blant de artene som reagerte sterkest på sprengningene, her en hann. Foto: Magne Husby.



## 6 Litteratur

- Bakke, K. & Kjøsnæs, K. 2020. Bestandsstatus for hornedykker *Podiceps auritus* i Trøndelag. I Fakultet for biovitenskap og akvakultur, 30 s. Steinkjer: Nord University.
- Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. Norsk ringmerkingsatlas. Volum 1. Lommer - Alkefugler. 431 s.
- Bee, M. A. & Swanson, E. M. 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. – *Animal Behaviour* 74: 1765-1776.
- Blickley, J. L., Word, K. R., Krakauer, A. H., Phillips, J. L., Sells, S. N., Taff, C. C., Wingfield, J. C. & Patricelli, G. L. 2012. Experimental chronic noise is related to elevated fecal corticosteroid metabolites in lekking male greater sage-grouse (*Centrocercus urophasianus*). – *Plos One* 7.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H. & White, J. S. S. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. – *Trends in Ecology & Evolution* 24: 127-135.
- Bonnington, C. & Smith, D. 2018. Do bridge construction activities influence birds using the River Mersey, in northwest England? – *Bird Study* 65: 346-356.
- Brumm, H. & Slabbekoorn, H. 2005. Acoustic communication in noise. i (Slater, P. J. B., Snowdon, C. T., Brockmann, H. J., Roper, T. J. & Naguib, M.,(red.).*Advances in the Study of Behavior*, Vol 35.- s. 151-209- Elsevier Academic Press Inc San Diego.
- Brumm, H. & Naguib, M. 2009. Environmental acoustics and the evolution of bird song. i (Naguib, M., Zuberbühler, K., Clayton, N. S. & Janik, V. M.,(red.).*Advances in the Study of Behavior*, Vol 40.- s. 1-33- Elsevier Academic Press Inc San Diego.
- Burger, J. 1981. The effect of human activity on birds at a coastal bay. – *Biological Conservation* 21: 231-241.
- Burger, J. 1986. The effect of human activity on shorebirds in two coastal bays in northeastern United States. – *Environmental Conservation* 13: 123-130.
- Burger, J. 1991. Foraging behavior and the effect of human disturbance on the piping plover (*Charadrius melodus*). – *Journal of Coastal Research* 7: 39-52.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1991. Human activity influence and diurnal and nocturnal foraging of sanderlings (*calidris alba*). – *Condor* 93: 259-265.
- Burger, J., Carlucci, S. A., Jeitner, C. W. & Niles, L. 2007. Habitat choice, disturbance, and management of foraging shorebirds and gulls at a migratory stopover. – *Journal of Coastal Research* 23: 1159-1166.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. Second Edition. - Springer, New York. 488 s.
- Burton, N. H. K., Rehfish, M. M. & Clark, N. A. 2002. Impacts of disturbance from construction work on the densities and feeding behavior of waterbirds using the intertidal mudflats of Cardiff Bay, UK. – *Environmental Management* 30: 865-871.
- Bötsch, Y., Tablado, Z. & Jenni, L. 2017. Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. – *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 284: 8.
- Colino-Rabanal, V. J., Mendes, S., Peris, S. J. & Pescador, M. 2016. Does the song of the wren *Troglodytes troglodytes* change with different environmental sounds? – *Acta Ornithologica* 51: 13-22.
- Collop, C., Stillman, R. A., Garbutt, A., Yates, M. G., Rispin, E. & Yates, T. 2016. Variability in the area, energy and time costs of wintering waders responding to disturbance. – *Ibis* 158: 711-725.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1977. The birds of the Western Palearctic. Vol. 1: Ostrich-Ducks. - Oxford University Press, Oxford. 722 s.
- Dormann, C. F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carre, G., Marquez, J. R. G., Gruber, B., Lafourcade, B., Leitao, P. J., Munkemüller, T., McClean, C., Osborne, P. E., Reineking, B., Schroder, B., Skidmore, A. K., Zurell, D. & Lautenbach, S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. – *Ecography* 36: 27-46.
- Dowling, J. L., Luther, D. A. & Marra, P. P. 2012. Comparative effects of urban development and anthropogenic noise on bird songs. – *Behavioral Ecology* 23: 201-209.
- Fjørtoft, I. 1977. Makrofyttenes rolle i Hammervatnet som økosystem. - Hovedfagsoppgave i spesiell botanikk. Universitetet i Trondheim.
- Goodwin, S. E. & Shriver, W. G. 2011. Effects of traffic noise on occupancy patterns of forest birds. – *Conservation Biology* 25: 406-411.
- Goodwin, S. E. & Podos, J. 2013. Shift of song frequencies in response to masking tones. – *Animal Behaviour* 85: 435-440.
- Hafstad, I. & Østerås, T. R. 2011. Status for hornedykker *Podiceps auritus* i Nord-Trøndelag. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport 1-2011: 1-16.
- Halfwerk, W., Bot, S., Buix, J., van der Velde, M., Komdeur, J., ten Cate, C. & Slabbekoorn, H. 2011a. Low-frequency songs lose their potency in noisy urban conditions. – *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108: 14549-14554.
- Halfwerk, W., Holleman, L. J. M., Lessells, C. M. & Slabbekoorn, H. 2011b. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. – *Journal of Applied Ecology* 48: 210-219.

- Harrison, X. A., Donaldson, L., Correa-Cano, M. E., Evans, J., Fischer, D. N., Goodwin, C. E. D., Robinson, B. S., Hodgson, D. J. & Inger, R. 2018. A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. – *PeerJ* 6: 1-32.
- Haug, A. & Kvittingen, K. 1982. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag, sommeren 1981. - Det kongelige norske videnskapers selskap, Museet. Rapport zoologisk serie 1982-5: 30.
- Hennigar, B., Ethier, J. P. & Wilson, D. R. 2019. Experimental traffic noise attracts birds during the breeding season. – *Behavioral Ecology* 30: 1591-1601.
- Husby, M. 1992. Hammervatnet naturreservat. Undersøkelse av fuglelivet i Hammervatnet naturreservat i forbindelse med bygging av ny E6. -: 17.
- Husby, M. 1993. Fugletårnet i Hammervatnet. Erfaringer etter tre års drift. -: 26.
- Husby, M. 1994. Ornitologisk rapport for Hammervatnet. Med hovedvekt på naturreservatet med nærmeste landområder. - Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 12 - 1994: 80.
- Husby, M. 2004. Biologisk mangfold av fugl i sentrale deler av Hoplavassdraget. - HiNT Utredning nr 51 82-7456-351-4: 43
- Husby, M. 2014a. Konsekvenser for fuglelivet ved eventuell gjenfylling av det gamle elveløpet på Sandfærhus, Stjørdal kommune. - HiNT Utredning nr. 156: 50.
- Husby, M. 2014b. Konsekvenser for fuglelivet ved en eventuell mudring i Halsøen, Stjørdal kommune. - HiNT Utredning nr. 158: 22.
- Husby, M. 2015. Vannfuglenes bestandsutvikling og bruk av Hammervatnet naturreservat, Levanger kommune. - HiNT Utredning nr. 168: 56.
- Husby, M. 2017. Traffic influence on roadside bird abundance and behaviour. – *Acta Ornithologica* 52: 93-103.
- Husby, M. & Pearson, M. 2022. Wind farms and power lines have negative effects on territory occupancy in Eurasian eagle owls (*Bubo bubo*). – *Animals* 12: 1-13.
- Husby, M. & Reinsborg, T. 2022. Fugleregistreringer på Ørin Nord og Verdalselvas utløp, Verdal kommune. Del 1: mars-juli 2022. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2022-8: 1-71.
- Husby, M. & Reinsborg, T. 2023. Fugleregistreringer i og ved Verdalselvas utløp, Ørin Nord, Verdal kommune. Delrapport 2: juli 2022 – februar 2023. - NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2023-3: 1-67.
- Husby, M. In prep. Restaureringstiltak i Hammervatnet naturreservat, Levanger kommune: effekter på fugl. - NTNU Vitenskapsmuseet.
- Katti, M. & Warren, P. S. 2004. Tits, noise and urban bioacoustics. – *Trends in Ecology & Evolution* 19: 109-110.
- Kroglund, R. T. & Østnes, J. E. 2017. Bestandsutvikling for horneddykker (*Podiceps auritus*) i Nord-Trøndelag. En oppfølging av den nasjonale handlingsplanen. - Nord universitet. FoU rapport nr. 1 21.
- Kusters, E. & van Raden, H. 1998. On the influence of military shooting ranges on the birds of the Wadden Sea. – *Zeitschrift Fur Jagdwissenschaft* 44: 221-236.
- Lafferty, K. D., Goodman, D. & Sandoval, C. P. 2006. Restoration of breeding by snowy plovers following protection from disturbance. – *Biodiversity and Conservation* 15: 2217-2230.
- Lo, S. & Andrews, S. 2015. To transform or not to transform: using generalized linear mixed models to analyse reaction time data. – *Frontiers in Psychology* 6: 1-16.
- Lombard, E. 1911. Le signe de l'élévation de la voix. – *Ann. Malad. l'Oreille Larynx* 37: 101-119.
- Marsden, S. J. 2000. Impact of disturbance on waterfowl wintering in a UK dockland redevelopment area. – *Environmental Management* 26: 207-213.
- Morton, E. S. 1975. Ecological sources of selection on avian sounds. – *American Naturalist* 109: 17-34.
- Naturvårdsverket 2004. Effekter av störningar på fåglar - en kunskapssammanställning för bedömning av inverkan på Natura 2000-objekt och andra områden. - Rapport 5351: 1-63.
- Novcic, I. 2022. Behavioural responses of grey herons *Ardea cinerea* and great egrets *Ardea alba* to human-caused disturbance. – *Journal of Vertebrate Biology* 71: 9.
- Ortega, C. P. 2012. Effects of noise pollution on birds: a brief review of our knowledge. – *Ornithological Monographs* 74: 6-22.
- Pearson, M. & Husby, M. 2021. Supplementary feeding improves breeding performance in Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo*. – *Ornis Fennica* 98: 46-58.
- Pohl, N. U., Slabbekoorn, H., Klump, G. M. & Langemann, U. 2009. Effects of signal features and environmental noise on signal detection in the great tit, *Parus major*. – *Animal Behaviour* 78: 1293-1300.
- Pohl, N. U., Leadbeater, E., Slabbekoorn, H., Klump, G. M. & Langemann, U. 2012. Great tits in urban noise benefit from high frequencies in song detection and discrimination. – *Animal Behaviour* 83: 711-721.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1991. Effect of road traffic on the breeding site tenacity of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*). – *Journal Fur Ornithologie* 132: 291-295.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 1994. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland .1. Evidence of reduced habitat quality for Willow warblers (*Phylloscopus-trochilus*) breeding close to a highway. – *Journal of Applied Ecology* 31: 85-94.



- Reijnen, R. & Foppen, R. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland .4. Influence of population-size on the reduction of density close to a highway. – *Journal of Applied Ecology* 32: 481-491.
- Reijnen, R., Foppen, R., Terbraak, C. & Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland .3. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. – *Journal of Applied Ecology* 32: 187-202.
- Reijnen, R., Foppen, R. & Meeuwsen, H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. – *Biological Conservation* 75: 255-260.
- Reijnen, R. & Foppen, R. 2006. Impact of road traffic on breeding bird populations. i (Davenport, J. & Davenport, J. L.,(red.).*The ecology of transportation: managing mobility for the environment.*- s. 255-274- Springer Dordrecht. The Netherlands.
- Rios-Chelen, A. A., Quiros-Guerrero, E., Gil, D. & Garcia, C. M. 2013. Dealing with urban noise: vermilion flycatchers sing longer songs in noisier territories. – *Behavioral Ecology and Sociobiology* 67: 145-152.
- Shannon, G., McKenna, M. F., Angeloni, L. M., Crooks, K. R., Fristrup, K. M., Brown, E., Warner, K. A., Nelson, M. D., White, C., Briggs, J., McFarland, S. & Wittemyer, G. 2016. A synthesis of two decades of research documenting the effects of noise on wildlife. – *Biological Reviews* 91: 982-1005.
- Slabbekoorn, H. & Peet, M. 2003. Birds sing at a higher pitch in urban noise - great tits hit the high notes to ensure that their mating calls are heard above the city's din. – *Nature* 424: 267-267.
- SPSS 2005. Linear Mixed-Effects Modeling in SPSS: An introduction to the MIXED procedure. - SPSS Technical report (<https://csass.ucsc.edu/self-study%20courses/SPSSMixed.pdf>): 1-29.
- Stone, E. 2000. Separating the noise from the noise: A finding in support of the "Niche Hypothesis," that birds are influenced by human-induced noise in natural habitats. – *Anthrozoos* 13: 225-231.
- van der Zande, A. N., Keurs, W. J. T. & van der Weijden, W. J. 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open-field habitat - evidence of a long-distance effect. – *Biological Conservation* 18: 299-321.
- Wallis, K., Hill, D., Wade, M., Cooper, M., Frost, D. & Thompson, S. 2019. The effect of construction activity on internationally important waterfowl species. – *Biological Conservation* 232: 208-216.
- Warren, P. S., Katti, M., Ermann, M. & Brazel, A. 2006. Urban bioacoustics: it's not just noise. – *Animal Behaviour* 71: 491-502.
- Yrjölä, R. A., Tanskanen, A., Sarvanne, H., Vickholm, J. & Santaharju, J. L. M. 2016. Effects of human activities on populations of wetland birds: a case study from Vuosaari Harbour, southern Finland. – *Annales Zoologici Fennici* 53: 241-254.
- Yrjölä, R. A., Tanskanen, A., Sarvanne, H., Vickholm, J. & Lehikoinen, A. 2018. Can common forest bird species tolerate disturbances in neighbouring areas? A case study of the Vuosaari Harbour construction in southern Finland. – *Ornis Fennica* 95: 49-60.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. & Elphick, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. – *Methods in Ecology and Evolution* 1: 3-14.





**NTNU Vitenskapsmuseet** er en enhet ved Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, NTNU.

NTNU Vitenskapsmuseet skal utvikle og formidle kunnskap om natur og kultur, samt sikre, bevare og gjøre de vitenskapelige samlingene tilgjengelige for forskning, forvaltning og formidling.

Institutt for naturhistorie driver forskning innenfor biogeografi, biosystematikk og økologi med vekt på bevaringsbiologi. Instituttet påtar seg forsknings- og utredningsoppgaver innen miljøproblematikk for ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner, kommuner og fra private bedrifter. Dette kan være forskningsoppgaver innen våre fagfelt, konsekvensutredninger ved planlagte naturinngrep, for- og etterundersøkelser ved naturinngrep, fauna- og florakartlegging, biologisk overvåking og oppgaver innen biologisk mangfold.

ISBN 978-82-8322-355-2  
ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet  
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

[www.ntnu.no/museum](http://www.ntnu.no/museum)