



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Vånd (*Arvicola amphibius*) i jordbrukslandskapet

Resultat fra casestudie på faktorer som påvirker skadeomfang av vånd på Helgelandskysten og forslag til skadedempende tiltak

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 20 | 2019



Pål Thorvaldsen<sup>1</sup>, Marit Dyrhaug<sup>2</sup> og Wolfgang Dorn<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Divisjon for matproduksjon og samfunn

<sup>2</sup>Norsk Landbruksrådgiving

**TITTEL/TITLE**

Vånd (*Arvicola amphibius*) i jordbrukslandskapet.

Resultat fra casestudie på faktorer som påvirker skadeomfang av vånd på Helgelandskysten og forslag til skadedependende tiltak

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Pål Thorvaldsen, Marit Dyrhaug og Wolfgang Dorn.

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKTNR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
25.02.2019	5/20/2019	Åpen	630017	18/00140
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>	
978-82-17-02273-2	2464-1162	37		

**OPPDRAGSGIVER/EMPLOYER:**

Fylkesmannen i Nordland og Nordland  
Fylkeskommune

**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Toril Austvik  
Helle Bygdevoll

**STIKKORD/KEYWORDS:**

Vånd *Arvicola amphibius* våndskader  
Water vole

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Avdeling for kulturlandskap og biomangfold.  
Department of Landscape and Biodiversity

**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

Side 6

**LAND/COUNTRY:**

Norge

**FYLKE/COUNTY:**

Nordland

**KOMMUNE/MUNICIPALITY:**

Alstahaug

**STED/LOKALITET:**

Austbø, Blomsøy og Hestøy

**GODKJENT /APPROVED**

Peder Lombnæs (fung. avdelingsleder)

NAVN/NAME

**PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER**

Pål Thorvaldsen

NAVN/NAME

**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Dette prosjektet kom i gang i etterkant av den store bestandsveksten av vånd på kysten av Helgeland vår og sommer 2014/15. Dette medførte store ødeleggelser på innmark, spesielt på øyene Austbø, Blomsøy og Hestøy i Alstahaug kommune. Det ble også registrert stor bestandstetthet på Skålvær og på et stort antall av de mange øyer, holmer og skjær mellom Skålvær og Austbø. Utbruddet varte fram til sommeren 2018 da våndbestanden nærmest kollapset i løpet av våren og sommeren på mange av de mindre øyene. Vånd har likevel fremdeles en stor og levedyktig bestand både på Skålvær, på Austbø og på Hestøy.

Prosjektet inngår som en del av aktiviteten ved Norsk Viltskadesenter i NIBIO. Viltskadesenteret er et kompetansenettverk i NIBIO som arbeider med konfliktområdet vilt – næringsutøvelse, spesielt innen landbruks- og reindriftsnæringen. Senteret er organisert fra NIBIO Tjøtta og driver med rådgivning, forskning og utviklingsarbeid samt informasjonsformidling innenfor forebyggende tiltak mot rovviltskader på sau og rein, beiteskader og avlingstap av hjortevilt på innmark og skog samt kartlegging av tapsårsaker hos sau og rein, mm.

Prosjektet har vært finansiert gjennom et spleiselag av Nordland fylkeskommune, Fylkesmannen i Nordland, Alstadhaug kommune, kunnskapsutviklingsmidlene i NIBIO (Landbruk i Nord/Arktisk landbruk) og Viltskadesentret. Det er Norsk Landbruksrådgiving ved Marit Dyrhaug som har hatt ansvaret for den praktiske gjennomføringen av storskalaforsøket på Austbø (Del 1.2). I prosjektet har en også innledet et samarbeid med NTNU som har startet et flerårig populasjonsstudie av vånd på en øygruppe mellom Austbø og Skålvær (Del 2). NIBIO sin aktivitet i dette samarbeidet har i helhet vært finansiert av kunnskapsutviklingsmidlene fra Avdeling for kulturlandskap og biomangfold, og vil fortsette noe utover 2019.

Takk til alle som har støttet prosjektet og til grunneierne på Austbø, Blomsøy og Hestøy for velvillig samarbeid gjennom hele prosjektperioden. Finn Grønnevik takkes spesielt for sitt bidrag til gjennomføring av storskalaforsøket i Kråkvika. Takk også til kollegaer på Tjøtta Thomas Holm Carlsen og Liv Jorun Hind for assistanse i feltarbeid ute på øyene, og til Henrik Pärn og øvrige som er engasjerte i våndprosjektet ved CBD NTNU for hyggelig samarbeid.

NIBIO Tjøtta, 24/1 2019.

Pål Thorvaldsen

Prosjektleder

# Innhold

Sammendrag .....	5
1 Introduksjon .....	7
1.1 Målsettinger .....	9
2 Metoder.....	10
2.1 Del 1.1. Skadeomfang av vånd på innmark og fôrlager.....	10
2.1.1 Studieområde.....	10
2.1.2 Skadeomfang i innmark.....	10
2.1.3 Skadeomfang på fôrlager .....	12
2.2 Del 1.2. Utprøving av ulike metoder for restaurering av eng og effekten mot våndangrep .....	13
2.2.1 Studieområde.....	13
2.2.2 Utprøving av metoder for å restaurere eng.....	13
2.2.3 Effekten av ulike fornyingsmetoder på skadeomfang .....	14
2.3 Del 2. Habitatpreferanser for vånd på Helgelandskysten .....	16
2.3.1 Studieområde.....	16
2.3.2 Våndens preferanser i forhold til naturtyper .....	16
3 Resultater .....	17
3.1 Del 1.1. Forhold som påvirker skadeomfang av vånd på innmark .....	17
3.1.1 Skadeomfang av vånd på innmark .....	17
3.2 Del 1.2. Utprøving av ulike metoder for restaurering av eng og effekten mot våndangrep .....	19
3.2.1 Utprøving av metoder for å restaurere eng etter våndangrep.....	19
3.2.2 Effekten av ulike fornyingsmetoder på skadeomfang .....	23
3.3 Del 2. Leveområder for vånd på Helgelandskysten .....	25
4 Diskusjon.....	29
5 Forslag til skadedependende tiltak .....	34
Litteratur .....	36



# Sammendrag

I etterkant av den store veksten i våndbestanden i deler av ytre Helgeland i 2014-2015 har en i dette prosjektet sett på forhold som har påvirket omfanget av skader på innmark og en har vurdert ulike metoder for å restaurere eng etter slike skader.

Resultatene viser en sammenheng mellom skadeomfang av vånd og opphør og/eller svak arealbruk på innmark, stor forekomst av åpne kanaler, fravær av beiting og manglende jordarbeiding. I beite finner en bare en fjerdedel av skadeomfanget sammenlignet med areal der drift er opphørt. Tilsvarende har en i ny eng fått bare halvparten så stort skadeomfang som i gammel eng. Resultatene har trolig først og fremst med konkurranse mellom planteetere, predasjon og mengden av rotugras å gjøre. Beitedyra er en direkte konkurrent til vånd på grønn biomasse om sommeren, og trakk av storfe kan dessuten ødelegge inngangen til hiene for vånd og føre til større jordpakking. Samtidig vil kontinuerlig beiting av storfe og spesielt sau holde vegetasjonsdekket lavt. Dette gjør at det blir vanskeligere for vånden å holde seg skjult og risikoen for predasjon vil dermed øke betydelig. Beiting både i utmark og også på innmark etter 2. slått er derfor viktig for å holde bestanden av vånd nede. Innholdet av hundekjeks og høymole øker med engalder, og dette er arter med røtter som er preferert for vånd. Før utbruddet var det svært mye hundekjeks i innmark i studieområdet på Austbø, Blomsøy og Hestøy, men denne arten er nå nesten forsvunnet i etterkant av utbruddet (Annie Henriksen, pers.medd).

Det er i analysen av sammenhengen mellom skadeomfang og omgivelsene funnet signifikant effekt av økende areal av åpen grøft og minkende skadeomfang med mye barskog, myr og delvis også annen fulldyrka mark i omgivelsene. Estimaten har i midlertidig lav verdi og effekten er derfor ikke stor. Resultatene viser også at skadeomfanget har blitt vesentlig redusert i løpet av perioden. I de tre årene som inngår har skadeomfanget vært størst på Hestøy. Dette skyldes nok først og fremst at en kom inn i en sein og avtagende fase av våndutbruddet på Austbø, som startet der i 2013/14 og spredte seg derifra til Hestøy i 2015/16. På Austbø er det en svak tendens til vekst igjen høsten 2018. Veksten kommer i hovedsak i de sentrale delene av øya og i plott som ligger i nærheten av den lange, gjennomgående åpne kanalen her. Langs denne kanalen er det god tilgang på areal der bruken har opphørt og det er et dypt jordsmonn som gir gode forhold for å grave djupere ganger til hi. Det er derfor trolig her en har hatt størst tetthet av dyr over tid, og det er også trolig disse områdene som regelmessig er en kilde for spredning av dyr til andre områder.

God ugrasbekjempelse, regelmessig kantslått og hyppig fornying av engarealet er vurdert som positivt for å redusere skadeomfanget av vånd. I storskalaforsoket viste resultatene at en fikk en generelt god effekt av all jordarbeiding, selv om det parallelt har vært en generell nedgang i våndaktivitet i området. Det er forsøksledd med skålharving som kommer ut med best effekt på våndskader i denne delen av studiet, mens direktesåing kommer ut dårligst. Fra estimat over timeforbruk ved ulike arbeidsoperasjoner ved fornying av eng er direktesåing minst arbeidskrevende med et timeforbruk på 0,16 t/daa. Ved jordarbeiding med kjøring av skålharv to ganger vil arbeidsbehovet pr daa nesten fordobles. Og ved pløying og en gangs kjøring med skålharv vil arbeidsbehovet nesten firedobles sammenlignet med direktesåing.

Tiltak som reduserer skadeomfanget og demper toppen av fremtidige utbrudd vil måtte rettes mot forhold som har vist seg å være positive for vånd i denne analysen. Tiltak bør derfor rettes mot å dempe bestandssvingningene og ta toppen av de store maksårene, slik at de enorme skadeomfanget disse medfører blir lettere å håndtere for den enkelte. Det bør ikke i noe tilfelle være en intensjon i å utrydde vånd fra området, da den har en svært viktig økologisk funksjon. Nedenfor er det skissert fire tiltak som samlet sett er vurdert å kunne ha en slik dempende effekt:

## **1. Redusere vegetasjonsdekke langs åpne kanaler og andre kantsoner**

Forekomst av godt egnede kanaler med tett vegetasjonsdekke langs kanten er et velegnet habitat for vånd. I år med stor tetthet av vånd kan en redusere bestandsveksten gjennom regelmessig kantslått

langs slike kanaler. Kanalene i studieområdet er av varierende kvalitet, men det er de som har mer eller mindre konstant vannføring, rundt 1 m dyp og med godt vegetasjonsdekke langs kanten som er mest problematisk. Vånd foretrekker kanaler med bratte kanter, jamn vannføring og godt vegetasjonsdekke, gjerne også i vannstrømmen. **Merk at tiltak i eller langs kanten av åpne kanaler eller bekker kan være i strid med de til enhver tid gjeldende vedtekter i «Forskrift om produksjonstilskudd og avløsertilskudd» i jordbruket og må avklares med den lokale landbruksetaten i hvert enkelt tilfelle.** Slik det er nå er forskriftet ikke til hinder for slått eller beite i kantsonen, men en skal avstå fra jordarbeiding. Av miljømessige hensyn er det likevel ønskelig at tiltaket begrenses til toppårene, og det vurderes ikke som nødvendig at tiltaket gjennomføres årlig. Vånd har en svært viktig økologisk funksjon, og det bør ikke i noe tilfelle være en intensjon i å utrydde arten fra området.

## **2. Regelmessig fornying av engareal og god ugrasbekjempelse**

Ny eng er vist å ha betydelig mindre skadeomfang enn gammel eng, trolig på grunn av økt forekomst av ugrasarter med store og næringsrike rotsystem i gammeleng. Regelmessig og hyppig engfornyning, spesielt i områder som grenser inn til større åpne kanaler bør prioriteres.

## **3. Økt beiting**

Beiting er først og fremst vist å ha effekt på selve grasmarka. I dette datamaterialet ble det ikke påvist direkte sammenheng mellom beiting i omgivelsene og skadeomfang på innmark. Økt beiting i utmark er trolig likevel positivt for å begrense bestandstopper av vånd, da dette vil gi økt konkurranse om mat, lavere vegetasjonsdekke og mer predasjon på vånd.

## **4. Ta i bruk brakklagt areal og annen skrotemark**

Gjennom det som har blitt observert gjennom studieperioden og de mange befaringsene i området er likevel grunn til å anta at tiltaket vil kunne ha en god effekt mot vånd.

# 1 Introduksjon

I år med stor bestandsvekst og migrasjon av vånd (*Arvicola amphibius*) kan skadeomfanget for landbruket bli omfattende. Bakgrunnen for prosjektet er en slik hendelse som utviklet seg fra 2013 på Austbø og fremover til et toppår i 2015 som omfattet alle de tre øyene. Dette året forårsaket en nærmest eksplosiv bestandsvekst fra tidlig vår og gjennom forsommeren omfattende skader på jordbruksareal, infrastruktur og også bygninger på Austbø, Blomsøy og Hestøy i Alstahaug kommune. Dyrkamarka ble gravd opp og vånd har også forurenset og ødelagt vinterfôret ved å spise seg inn i rundballer. Tilsvarende angrep er tidligere registrert bl.a. på flere øyer i Vega verdensarvområde og på øyer på Trøndelagskysten.

Fra Frankrike og Sveits er det vist at slike skader kan medføre betydelige økonomiske kostnader for landbruket (Giraudoux *et al.*, 1997; Berthier *et al.*, 2014; Halliez *et al.*, 2015). Enkeltbønder kan bli hardt økonomisk rammet ved større våndangrep også her til lands, og det finns ingen erstatningsordninger for skader forårsaket av vånd. Ødelagte engareal gir reduserte grasavlinger og ekstrakostnader til fornying av enga, samt fôrtap pga forurensing av fôret. I mange tilfeller kan en også få direkte tap av fôr som er lagret ute. Vånd kan også gjøre skade på driftsveier, grøftekanter og forårsake at drenerør går tett og at grøftekantene raser ned. De økonomiske kostnadene for enkelte bruk kan derfor samlet sett være betydelige. Driftsenheter med liten produksjon og ressursgrunnlag vil være spesielt sårbare, slik som i dette tilfellet.

Direkte bekjempelse av vånd ved bruk av rodenticider er ikke aktuelt i Norge av praktiske og miljømessige hensyn. Vånd har en betydelig økologisk funksjon og er et viktig byttedyr for sårbare fuglearter som f.eks. hubro, jordugle, jaktfalk og vandrefalk, og en må unngå å spre giftstoff til disse. Det er heller ikke aktuelt å utrede bekjemping av våndbestanden med utsetting av predatorer som amerikansk mink eller ilder, ettersom en gjennom langvarig systematisk bekjempelse av mink nå endelig ser ut til å ha bestanden til en viss grad under kontroll i det aktuelle området. Dette har medvirket til at en kan registrere en svak vekst i bestanden av ærfugl.

Forebyggende tiltak mot vånd, kombinert med skadedempende tiltak ved våndangrep peker seg derfor ut som de eneste reelle alternativene for å redusere skadeomfang på utmark, innmark og fôrlager. Djup pløying av enga, særlig høstpløying, kan bidra til å redusere antall overvintrende individer gjennom å ødelegge våndganger og bol (Mona, 2014). Ved siden av jordarbeidingsmetoder kan andre forhold ved driftsopplegget på gården, som f.eks. valg av kulturvekster, ugrasbekjempelse, høstemetoder, dreneringstilstand, spredning av blautgjødsel, utforming av lagringsplass for rundballer og lignede også forventes å ha betydning både som forebyggende og skadedempende tiltak.

Det ble på denne bakgrunnen utviklet et tredelt prosjekt. Målsettingen for de to første og viktigste delene er å utrede skadeomfang på innmark og forhold som kan påvirke dette, og på denne bakgrunn fremme forslag til tiltak som på sikt kan redusere skadeomfanget for den enkelte gardbruker. I de to første delene inngår også en utprøving av metodikk for restaurering av eng etter skader av vånd og vurdere effekten av dette på skadeomfang.

Den tredje og siste delen av prosjektet ser på forhold som karakteriserer de naturlige leveområdene for vånd og eventuelt hvordan vånd påvirker disse områdene. Vånd er en relativ stor smågnager (200-300 g) som tilhører hamsterfamilien. De nærmeste slektningene i Norge er markmus og lemen. Vånd finnes over hele landet med unntak av enkelte fjellområder. Artens utbredelse er gjerne nært knyttet til vann og fuktige områder, som f.eks. elvekanter, kanaler og våtmarker (Strachan and Jefferies, 1993), men den kan også være knyttet til jordbruksområder uten direkte tilknytning til vann (Morilhat *et al.*, 2008). Den kan i Norge ha stor utbredelse på øyer der den normalt vil unngå større predatorer. Etter at amerikansk mink etablerte seg langs norskekysten er mink trolig den viktigste predatoren for vånd. Det er videre vist at bestanden av vånd er mindre i områder der det beites (Frafjord, 2014). Redusert beiting i utmark kan dermed også påvirke bestandssvingningene hos vånd.

Biologien til vånd er forholdsvis godt beskrevet, men utbredelsen av vånd langs kysten er dårlig kjent. Vånd viser store svingninger i bestanden i mer eller mindre regelmessige sykluser på samme måte som de aller fleste andre smågnagere. Hvilke forhold som utløser lokal bestandsvekst er lite kjent, og det er en kompliserende faktor for å forstå bestandsdynamikken at bestanden har tilhold på flere mindre øyer i det som er naturlig fragmenterte leveområder. Men dette gir samtidig en mulighet til å knytte bestandsveksten mer direkte og detaljert opp mot endringer i bestandsregulerende faktorer lokalt. Syklusene i området virker relativt uregelmessige og det er lenge siden det har vært et større utbrudd slik som nå. Årsaken kan f.eks. skyldes endret arealbruk, nedgang i predatorbestand (som f.eks. mink), endringer i samspillet mellom ulike predatorer, gjengroing og/eller klimaendringer.

En metapopulasjon er i økologisk fagterminologi definert som en populasjon som består av et sett av flere sub-populasjoner spredt på atskilte habitat og forbundet med hverandre ved at det pågår en viss utveksling av individer (Hanski and Hanski, 1999). Mens noen av habitatene gir svært gode levevilkår og regelmessig produserer overskudd av individer, er andre habitat dårligere og avhengig av regelmessig tilførsel for at bestanden ikke skal dø ut. Det er i teorien om metapopulasjoner utbredelsen av vånd langs kysten av Norge må forstås, og det er også her nøkkelen ligger til å forstå hvilke forbyggende tiltak som kan gi ønsket effekt. Det er derfor viktig å klarlegge hvilke forhold som karakteriserer et godt kjerneområde for vånd og hvilke forhold som gir grunnlag for migrasjon og mulig etablering i nye områder.



**Figur 1.1.** Bilde fra de sentrale delene av Austbø der utbruddet startet i 2014-2015 og der våndbestanden var stor gjennom hele prosjektperioden.

Foto: P. Thorvaldsen. NIBIO.



## 1.1 Målsettinger

Hovedmålet med prosjektet er å bygge et fundament som grunnlag for anbefalinger om restaurering av våndskadde arealer og forebyggende tiltak for å redusere skadeomfanget. Prosjektet har vært organisert i tre deler:

### Del 1.1. Skadeomfang av vånd på innmark og forebyggende tiltak

#### Delmål:

- Utrede hvilke forhold som karakteriserer areal med stort skadeomfang av vånd på innmark
- Formulere tiltak for å redusere skadeomfang av vånd i utsatte områder.

### Del 1.2. Utprøving av ulike metoder for restaurering av eng og effekten på våndangrep

#### Delmål:

- Undersøke effekten på skadeomfang av ulike jordarbeidingsmetoder for å opprettholde avling etter våndangrep.
- Beregne økonomisk kostnad av å restaurere ei eng etter et større våndangrep på skiftenivå

### Del 2. Leveområder for vånd på Helgelandskysten

#### Delmål:

- Kartlegge utbredelsen av vånd i dårlig kartlagte områder av Helgelandskysten.
- Belyse forhold som karakteriserer våndens kjerneområder på øyer med spesiell fokus på seminaturlige vegetasjonstyper som kystlynghei, naturbeitemark eller eventuelt slåttemark.



Figur 1.2. Fra fangst og merking av vånd.

Foto: Henrik Pärn, NTNU.

## 2 Metoder

### 2.1 Del 1.1. Skadeomfang av vånd på innmark og fôrlager

#### 2.1.1 Studieområde

Studieområdet (figur 2.1) i denne delen av prosjektet omfatter Austbø, Blomsøy og Hestøy i Alstahaug kommune i Nordland og er tilsammen på 13 km<sup>2</sup>. Det er ti aktive gårdsbruk innenfor området og dyrket mark utgjør i alt 1500 daa med en gjennomsnittlig skiftestørrelse på 9 daa. Det har «alltid» vært vånd i studieområdet og det har også tidligere vært perioder med mye vånd. Fra våren 2015 og utover sommeren tok bestanden seg likevel opp til et nivå folk i området ikke tidligere har sett.



Figur 2.1. Kart over studieområdet på Austbø, Blomsøy og Hestøy med eksempel på plott (rød sirkel) innfelt.

#### 2.1.2 Skadeomfang i innmark

Skadeomfang de ulike skiftene ble samlet inn gjennom feltarbeidet og behandlet videre i et GIS. I datagrunnlaget inngikk 24 plott spredt over hele studieområdet. Hvert plott består av en sirkulær flate med diameter på 50 m og dermed et areal på 1.96 daa (figur 2.1). Plottet ble plassert i sentrum av tilfeldig utvalgte skifter der minst en eller flere slåtter regelmessig ble, eller inntil relativt nylig hadde blitt gjennomført. I hvert plott ble antall gravinger (jorddunger) registrert en gang seint hver høst.

Tidspunktet ble valgt fordi det er på denne tiden graveaktiviteten kan forventes å være størst. Registreringene ble replisert i tre etterfølgende år, første gang i 2016. Hver jorddunge ble registrert i en presisjons-GPS med en nøyaktighet oppgitt til 30 cm. Disse registreringene inngikk som responsvariabel i datasettet. På grunn av tidlig og stort snøfall gikk enkelte plott ut på Austbø i 2017.

Datasettet ble analysert i R (R Core Team 2018). Det ble brukt en lineær «mixed effect» modell i lme 4 (Bates *et al.*, 2014) til å analysere forholdet mellom våndaktivitet (antall jorddunger pr. 100 m<sup>2</sup>) og tre sett av faste effekter. Plott inngikk som tilfeldig effekt. For å oppnå normalfordeling ble responsvariabelen LN-transformert. Modellreduksjon ble gjennomført ved å optimalisere AIC-verdien og modellforenklingstester på «likelihood ratio», der forklaringsvariabler uten påvisbar effekt en etter en ble fjernet fra en full modell fram til en ferdig redusert og beste modell. Visuell inspeksjon av residualplott ga ingen åpenbare avvik fra homoscedastisitet (lik varians) og normalitet.

Forklaringsvariablene er som nevnt fordelt på tre sett (tabell 2.1). I det første datasettet har en fordelt skiftene etter beliggenhet med tre kategoriske variabler; Austbø, Blomsøy og Hestøy. I det andre datasettet inngikk egenskaper i selve plottet. Disse er alle kategoriske gruppert under jordart (leirholdig, sand, mineraljord eller organisk), generell arealbruk (opphørt, beitet, normal, intensiv, kanal/kant), arealbruk etter håslått (vissent, frisk gjenvekst, avbeitet, avpusset) og engalder (gammel vs ny). I og med at enkelte plott falt på grensen mellom eiendommer kunne arealbruk være ulik innen plottet, eller eventuelt kunne også breie kantsoner med åpne kanaler og ulike jordtyper inngå. Disse plottene ble delt opp med tilhørende respons for hver sin del.

Tabell 2.1. Oversikt over ulike variabler som inngikk i datasettene.

VARIABEL	TYPE	ENHET
<b>Gruppe A: Skadeomfang vs beliggenhet</b> (Respons: antall hull pr. 100 <sup>2</sup> , tall plott=24)		
Sted	Kategorisk	Austbø, Blomsøy, Hestøy
År	Kategorisk	2016, 2017, 2018
<b>Gruppe B: Skadeomfang vs egenskaper i skifte</b> (Respons: antall hull pr. 100 <sup>2</sup> , tall plott=39)		
Jordart	Kategorisk	Leirjord, skjellsand, mineraljord, organisk
Generell arealbruk	Kategorisk	Opphørt, beite, normal, intensivert, kanal/kant
Arealbruk etter håslått	Kategorisk	Vissent, frisk gjenvekst, beitet, slått
Engalder	Kategorisk	Ny, gammel
<b>Gruppe C: Skadeomfang vs omgivelser</b> (Respons: antall hull pr. 100 <sup>2</sup> , tall plott =24)		
Vegetasjonstype	Kontinuerlig	% av egnet areal
Kantsoner	Kontinuerlig	Meter (m)



I det tredje datasettet inngår arealet i omgivelsene innenfor en buffersone på 100 m rundt hvert plott med prosentvis dekning av de ulike vegetasjonskategoriene i sonen (strandeng, strandberg, kystlynghei, innmark, skog, naturbeitemark, skrotemark og gjengroende innmark). Impediment (f.eks. sjø og nakent berg) gikk til fratrekk i samlet areal. I tillegg inngikk også kantsonene i dette datasettet med antall meter innenfor buffersonen. Relevante kantsoner var åpen grøft, veikant, grenser mellom skifter og mot innmark. Naturlige kantsoner mellom vegetasjonstypene inngikk ikke. Det ble heller ikke opprettet mer enn en kantsoner mot f.eks. åpen grøft selv om slike kanter oftest er sammensatt av tre ulike kantsoner, dvs. i tillegg til selve grøfta/kanalen finnes gjerne en kantsoner mot innmark på hver side. Det ble skilt mellom dype vannførende og grunne ikke vannførende åpne kanaler/grøfter.

### 2.1.3 Skadeomfang på fôrlager

Det ble ikke utviklet et eget studie for å undersøke hvilke forhold som påvirker skadeomfang på fôrlager fordi det ble for vanskelig å fastsette presist hva som er skadd og ikke på en systematisk og enkel måte. Vånd graver seg inn i rundballene først og fremst fra undersiden og det er først etter at de er fjernet og åpnet at det er mulig å fastslå om den er skadd eller ikke. Samtidig ser en også at der større mengder rundballer er samlet er det vanskelig å påvise skadene før de blir åpnet. Det ble derfor kun gjennomført et observasjonelt studie av skader og skadeomfang på fôrlager, og tiltak foreslås på bakgrunn av disse erfaringene.



Figur 2.2. Eksempel på ekstrem graveaktivitet fra vånd rundt rundballer lagret ved skiftet.

Foto: P. Thorvaldsen, NIBIO.



## 2.2 Del 1.2. Utprøving av ulike metoder for restaurering av eng og effekten mot våndangrep

### 2.2.1 Studieområde

Våren 2015 ble det anlagt et storskalaforsøk hos Finn Grønnevik, i eng i Kråkvikja på Austbø. Enga var 11,7 daa, og med utmark på alle sider. Uka før 17.mai, før igangsetting av prosjektet var avklart, hadde enga blitt slåddet for å fjerne dausener og slette ut moldhauger etter våndgraving.



Figur 2.3. Ortofoto av enga brukt til storskala-forsøk. Enga ble delt i 3 deler der nordøstre del ble jordarbeidet med skålharv, midtre del ble pløyd og deretter harvet med skålharv, mens sørvestre del ble innsådd uten foregående jordarbeiding. Grensene mellom skiftene i figur bare veiledende.

### 2.2.2 Utprøving av metoder for å restaurere eng

Enga ble delt i 3 deler der hver del ble innsådd etter 3 ulike metoder for jordarbeiding (forsøksledd):

**DEL A:** Brakking med glyfosat + pløying + 1 gangs harving med skålharv + såing (mest arbeidskrevende)

**DEL B:** Brakking med glyfosat + 2 gangers harving med skålharv (arbeidsdybde 10 cm) + såing

**DEL C:** Brakking med glyfosat + direktesåing (minst arbeidskrevende)

Jordarten på feltet var ei meget moldrik kalksandjord. Terrenget har en forhøyning på midtre del av skiftet, og her er moldinnholdet noe lågere og dreneringsgraden bedre enn på endene i nord og sør.

Den 28.mai ble enga brakket med RoundUp Eco, 380 ml/daa. Denne dosen gir tilfredsstillende virkning på de fleste grasarter, men kan gi ufullstendig virkning på ugras som hundekjeks, høymole og krypsoleie. Vær og vekst ved sprøytetidspunktet ga gode sprøteforhold.

Den 22. og 23 juni ble feltet jordarbeidet og innsådd med engfrøblandingen SPIRE Surfor/Beite Vintersterk (3 kg/daa) og havre som dekkvekst (8 kg/daa). Engfrøblandingen besto av 50% timotei med sortene Lidar og Grindstad, 20% Fure engsvingel, 20% engrapp med sortene Knut og Limagie, og 5% Hebe kvitkløver.

Såmaskina som ble brukt var en Hewa Multi Seeder med dybdejusterbare slåddetinder med kniver, luftassistert frøutmating og ringrommel. Ved såinga av havren var slåddeknivene justert til 2 cm dybde. Ved påfølgende såing av engfrøet var slåddeknivene stilt opp til overflatespredning.

I anleggsåret ble det gjødslet med 50 kg Fullgjødsele 22-2-12/daa. I 1. engår ble det gjødslet med 65 kg Fullgj. 18-3-15/daa om våren og 50 kg Fullgj. 22-2-12/daa ved overgjødsla.



**Figur 2.4.** Jordarbeiding på storskalafeltet den 22.juni før såing den 23.juni. Brakking den 28.mai har gitt god virkning, men vi kan se enkelte bredblada ugras fremdeles har noe grønt bladverk.

Foto: M. Dyrhaug, NLR.

Det ble registrert avlinger i gjenleggsåret og ved 1.slått i 1.engår (2016). Skjønnsmessig vurdering av botanisk sammensetning ble foretatt ved slått. For hvert forsøksledd ble det slått 3 høsteruter tilfeldig plassert langs en diagonal over storskala-ruta, og med minst 3 meters avstand av åkerkant. Tørkeprøvene fra høsterutene ble sendt NIBIO Løken for NIR-analyse og bestemmelse av førkvalitet.

Våren 2016 ble det også registrert dekning og antall ugras i 10 småruter på 0,5x0,5 m på hvert forsøksledd. Smårutene var plassert langs to transekter på tvers av storskalaruta.

Dessverre ble 2.slått i 2016 høstet før en fikk anledning til å foreta avlingsregistreringer. Avling ble derfor ikke registrert i de ulike forsøksleddene ved 2.slått. På bakgrunn av dette ble avlingsregistreringene på feltet avsluttet, men registrering av våndens graveaktivitet på de ulike forsøksleddene fortsatte.

### 2.2.3 Effekten av ulike fornyingsmetoder på skadeomfang

Før forsøksvirksomheten tok til ble førtilstanden i skiftet dokumentert med fotodokumentasjon og presisjons-GPS. Det ble lagt vekt på å stedfeste tidligere skadeomfang og på forekomst av rotugras som hundekjeks og høymole. Røttene hos disse to artene ble vurdert som en viktig del av dietten for vånd og dermed et mål for graveaktiviteten dens. Skiftet var nylig slåddet ved befaring, dette gjorde presis registrering av våndskader vanskelig. Fotodokumentasjon ble derfor valgt som metode. Hele skiftet ble vertikalfotografert med et GPS-kamera i en avstand av en meter langs transekter på langs og på



tvers av skiftet. Det ble tatt ett bilde pr. 5 m. Ved fortolking av bildene ble våndskade (ja/nei) antatt dersom mer enn halve bildeflaten var bar jord. Alle bildeflatene inngikk som grunnlag for å vurdere førtilstanden i skiftet for å vurdere den generelle effekten av jordarbeiding.

Samtidig ble også forekomst av hundekjeks og høymole stedfestet med fotodokumentasjon. Dette datasettet ble brukt for å dokumentere førtilstanden for disse artene, og i resultatene brukt til å undersøke effekten av jordarbeiding og samtidig teste om forekomst av disse artene eventuelt var styrende for senere graveaktivitet hos vånd. GPS informasjonen fra kameraet ble overført til et GIS og det ble valgt ut 15 punkter med forekomst av henholdsvis hundekjeks og høymole, og et tilsvarende antall punkter uten forekomst av disse artene. Det ble lagt til en buffer av en størrelse på 5 m rundt hvert punkt. Disse dataene ble sammenlignet med forekomst av de to artene første vekstår etter jordarbeiding, og det ble også brukt til å teste om det var en sammenheng mellom disse artene og graveaktivitet hos vånd. Skiftet ble registrert for våndskader høsten 2015 og våren 2016 i en presisjons-GPS.

Det ble til slutt innhentet et datasett for å teste effekten av de ulike forsøksleddene mot våndskader. Det lagt ut systematiske transekt gjennom de tre forsøksleddene, to transekt på tvers av skiftet for hvert ledd. Langs hvert transekt ble våndskader registrert (ja/nei) i en 50x50 cm stor rute i intervaller med to meter mellomrom (5 m høsten 2016). Registreringer ble gjennomført høsten 2015, våren 2016, høsten 2016, våren 2017. Alle disse resultatene ble sammenstilt og testet med logistisk regresjon i Minitab 17.2.1.



Figur 2.5. Eksempler på våndskade i eng (t.v) og oppgravde røtter av hundekjeks (t.h.)

Foto: P. Thorvaldsen, NIBIO.

## 2.3 Del 2. Habitatpreferanser for vånd på Helgelandskysten

### 2.3.1 Studieområde



Figur 2.6. Studieområdet i denne delen av prosjektet ligger på en serie øyer vest for Blomsøy og over mot Skålvær. Studieområdet sammenfaller med de øyene der NTNU fangster og merker vånd med noe tillegg.

### 2.3.2 Våndens preferanser i forhold til naturtyper

I studieområdet (figur 2.6) ble et utvalg av større og mindre øyer med dokumentert våndbestand befart i studieperioden (2016-2018). Alle øyene ble naturtypekartlagt etter NiN 2.0 (Halvorsen *et al.*, 2015). For hver øy ble det fra et tilfeldig utvalgt punkt lagt ut minimum to vegetasjonsplott pr. NiN type. Hvert plott var 5x5 m og ble oppdelt i 25 småruter a 1x1 m. I hvert plott ble alle spor etter vånd registrert og delt inn i etter om det var graving, tunell, overflategang eller sikker inngang til hi. Plottene ble klassifisert etter NiN-type. I sammensatte plott der flere naturtyper inngikk ble våndskadene registrert for hver type separat. Samtidig ble er rekke miljøvariabler registrert for hvert plott, f.eks berggrunn, mikrotopografi, distanse til ferskvann, forekomst av nitrofyter mm. To 1x1 m ruter ble tilfeldig valgt ut for hvert plott eller for hver NiN-type i plottet. I disse ble alle arter registrert og hver art fikk angitt prosentvis dekningsgrad. I tillegg ble felt, bunn, strø og busksjikt målt opp.

Datasettet ble digitalisert og sammenstilt med R (R Core Team 2018) med indirekte gradientanalyse (DCA- Detrended correnspondence analyse) i Vegan (Oksanen *et al.*, 2015). Arbeidet med denne delen av prosjektet vil bli videreført også i 2019 og det er foreløpig bare øyer med vånd som er inkludert i disse foreløpige resultatene.



## 3 Resultater

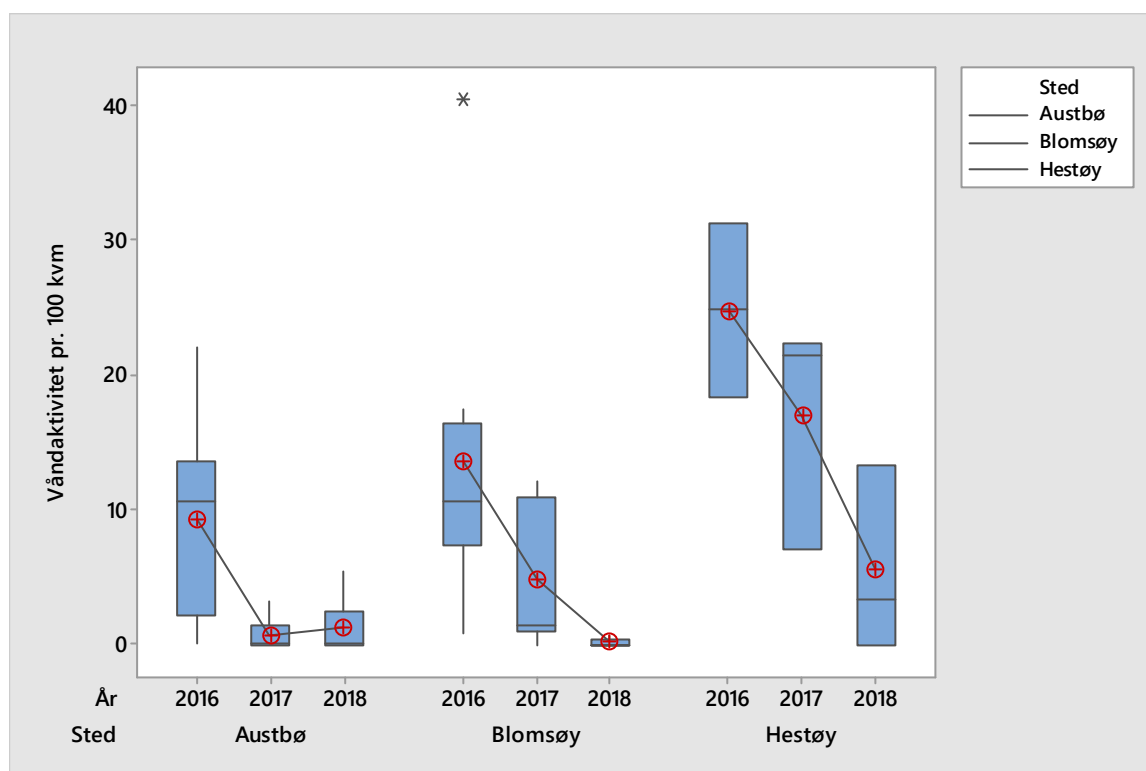
### 3.1 Del 1.1. Forhold som påvirker skadeomfang av vånd på innmark

#### 3.1.1 Skadeomfang av vånd på innmark

Det ble funnet gravinger i 92% av plottene i 2016, i 83% i 2017 og i 54% i 2018. Gjennomsnittlig antall gravinger pr. plott i disse årene var henholdsvis 235, 72 og 13. Av tabell 3.1 fremgår at dette reduserte skadeomfanget gjennom tidsperioden også er signifikant. Det har videre vært et signifikant større skadeomfang på Hestøy enn på Austbø gjennom perioden. Dette skyldes nok at prosjektet kom inn litt i etterkant av bestandstoppen med disse registreringene på Austbø.

Tabell 3.1. Parameterestimat av skadeomfang av vånd i studieområdet gjennom studieperioden og relevant teststatistikk. Parameterne er estimert fra en lineær mixed-effekt modell med plott som tilfeldig faktor.

Fixed	effects:				
	Estimate (LN)	SE	df	t-verdi	p-verdi
(Intercept)	2.051	0.221	35	9.266	<0.001
2017 vs 2016	-0.995	0.234	40	-4.246	<0.001
2018 vs 2016	-1.746	0.203	37	-8.592	<0.001
Blomsøy vs Austbø	0.127	0.308	20	0.411	0.686
Hestøy vs Austbø	1.351	0.433	19	3.122	0.006



Figur 3.1. Variasjon i skadeomfang (gravinger pr 100 m<sup>2</sup>) i studieområdet mellom år og lokaliteter.

Generell arealbruk, jordtype, engalder og arealbruk etter 2.slått er alle egenskaper som tilligger selve skiftet, og som ble vurdert å ha betydning for skadeomfanget av vånd. I analysene av denne sammenhengen ble variablene jordtype og arealbruk etter 2.slått ikke funnet å ha noen signifikant effekt på resultatet. Disse variablene ble derfor fjernet fra modellen. Resultantene (tabell 3.2) viser at det er beiting og ny eng som har størst positiv effekt i å redusere skadeomfanget. Begge koeffisientestimatene er negative og har relativt stor verdi. Ny eng har om lag halvparten av skadeomfanget i forhold til gammel eng. Kanal og kantsone er også signifikant på et 90% nivå og returnerer et høyt positivt estimat av koeffisienten. Dette betyr at forekomst av kanal og kant gir vesentlig høyere skadeomfang sammenlignet med plott der drift er opphørt. Ingen skifter med leirjord inngikk i datamaterialet.

Tabell 3.2. Sammenhengen mellom faktorer i skiftet og skadeomfang av vånd og relevant teststatistikk. Parameterne er estimert fra en lineær mixed-effekt modell med plott som tilfeldig faktor.

Fixed	effects:				
	Estimate (LN)	SE	df	t-verdi	p-verdi
(Intercept)	3.086	0.361	91	8.555	<0.001
2017 vs 2016	-0.805	0.202	82	-3.996	<0.001
2018 vs 2016	-1.684	0.173	80	-9.736	<0.001
Beite vs opphørt	-1.229	0.433	98	-2.841	0.005
Intensiv vs opphørt	-0.353	0.552	83	-0.639	0.525
Normaldrift vs opphørt	-0.560	0.334	91	-1.673	0.098
Åpen kanal vs opphørt	0.629	0.354	87	1.777	0.079
Ny vs gammel	-0.798	0.325	39	-2.458	0.018

Tabell 3.3. Sammenhengen mellom faktorer i omgivelsene rundt skiftet og skadeomfang av vånd og relevant teststatistikk. Parameterne er estimert fra en lineær mixed-effekt modell med plott som tilfeldig faktor.

Fixed	effects:				
	Estimate (LN)	SE	df	t-verdi	p-verdi
(Intercept)	3.207	0.512	21	6.261	<0.001
2017 vs 2016	-0.948	0.232	41	-4.079	<0.001
2018 vs 2016	-1.746	0.201	38	-8.666	<0.001
Åpen grøft	0.011	0.004	19	2.609	0.017
Fulldyrka	-0.015	0.008	19	-1.852	0.080
Barskog	-0.041	0.015	20	-2.697	0.014
Myr	-0.425	0.191	20	-2.225	0.037

Tabell 3.3 viser resultatet av testen på sammenhengen mellom skadeomfang og vegetasjonstyper i omgivelsene utenfor plottene. Det er først og fremst forekomst av myr og barskog (plantefelt) som gir redusert skadeomfang, og myr har størst effekt. Økende forekomst av åpen grøft gir en svak positiv effekt for skadeomfanget. Kanter langs vei bidro ikke signifikant til modellen og ble fjernet. Det gjorde også vegetasjonstypene strandeng, strandberg og fjæresone, degenererende kystlynghei, seminaturlig eng uten beite, seminaturlig eng med beite, skrotemark og gjengroende eng.

## 3.2 Del 1.2. Utprøving av ulike metoder for restaurering av eng og effekten mot våndangrep

### 3.2.1 Utprøving av metoder for å restaurere eng etter våndangrep

Forholdene ved jordarbeiding og såing den 22. og 23.juni var gode med passe fuktighet i jorda. Effekten av tidligere brakking med glyfosat var tilfredsstillende, selv om en del hundekjeks og høymole hadde overlevd. Såmaskina som ble brukt, Multe Hewa Seeder, ga god bearbeiding av markoverflata og eksponering av svart jord også der det ikke var harvet eller pløyd på forhånd.

Både engfrøet og havren spirte fint over hele enga, uansett metode for jordarbeiding. Dekkveksten ble passe tett og forekomsten av legde var ubetydelig. Gjenlegget ble høstet 28.august. Avlingsnivået var tilfredsstillende høgt, i gjennomsnitt 445 kg ts/daa. Det var ingen sikker forskjell i avling mellom forsøksleddene. Avlingene ble like bra ved direktesåing i den brakka grassvoren, som etter pløying eller jordarbeiding med skålharv.

Tabell 3.4. Avlinger i gjenleggsåret (kg tørrstoff/daa), og skjønsmessig vurdering av andel havre, gras og tofrøblada ugras i avlinga.

Metode	Avling	Havre	Gras	Ugras
Jordarbeiding	kg ts/daa	Andel i %	Andel i %	Andel i %
Pløyd + skålharv	428	55	30	15
Skålharv	475	40	40	20
Ingen	432	50	35	15
Gjennomsnitt	<b>445</b>	<b>48</b>	<b>35</b>	<b>17</b>

Havren utgjorde i gjennomsnitt 48 % av avlinga. Det er en tendens til at vi har hatt best spiring og vekst av havren ved tradisjonell jordarbeiding og harving. Mengde ugras lå rundt 17 %. Vassarve var dominerende ugras. På midtre del av enga som var pløyd, hadde vi dessuten en god del då og rødtvetann.

#### 3.2.1.1 Effekt på forekomst av ugras

Før sprøyting hadde vi en god del høymole, hundekjeks, marikåpe og krypsleie i enga. Åkerkantene var dominert av hundekjeks og mjøddurt, og vi hadde også flekker med stornesle.

I gjenlegget var det vassarven som dominerte, men vi hadde også høymole og krypsleie som spirte fra frø, samt marikåpe og noen få høymoleplanter som hadde overlevd sprøytinga.

Våren 2016 ble det registrert forekomst av de viktigste flerårige ugrasartene. Som vist i tabellen nedenfor ble det registrert mest flerårig ugras der jordarbeidingen besto av 2 gangers kjøring med skålharv i grassvoren etter brakking.

Tabell 3.5. Gjennomsnittlig dekningsprosent av krypsoleie/rute, og gjennomsnittlig antall ugrasplanter/rute av høymole, hundekjeks og løvetann i første engår. Registrering utført 25.mai 2016 på 10 ruter à 0,25 m<sup>2</sup>.

Metode	Krypsoleie	Høymole	Hundekjeks	Løvetann
Jordarbeiding	% dekning	Antall/rute	Antall/rute	Antall/rute
Pløyd + skålharv	1,2	1,3	0,1	2,2
Skålharv	4,1	11,1	0	0
Ingen	1,1	0,9	0,1	1,1

Tabell 3.6. Skjønnsmessig vurdering av mengde ugras i avlingen ved 1.slått 30. juni

Jordarbeiding	Ugras	Dominerende ugras
Pløyd + skålharv	12 %	Høymole og vassarv
Skålharv	20 %	Høymole, vassarve, krypsoleie og knereverumpe
Ingen	10 %	Høymole og vassarve

Både krypsoleie og høymole spirer og sprer seg fra frø. I tillegg kan høymola ha vegetativ formering fra rotbiter, og krypsoleia har vegetativ formering med overjordiske, rotstående utløpere. Høymolene på feltet var i all hovedsak unge planter som hadde spira fra frø i fjorårets gjenlegg. At vi får større forekomst av frøspirende høymoler der det er jordarbeidet med skålharv, kontra der det er pløyd i forkant av harvingen, eller der det bare er kjemisk brakket, kan kanskje forklares med at høymole er en lysspirer. Frøet trenger å bli utsatt for lys for at spiring skal bli indusert. Ved harving blir det øverste jordlaget, som inneholder mye frø, løftet opp, og frøene blir utsatt for lys. Ved direktesåing i grassvoren vil frøene i all hovedsak få ligge i fred nede i mørket. Og ved pløying vil det øverste jordlaget med mange spiredyktige frø bli pløyd ned til dypere jordlag.



Figur 3.2. Rot av stornesle med friske gnag av vånd. Rota er deformert, trolig etter gjentagende rotgnag.

Foto: P. Thorvaldsen NIBIO.





Figur 3.3. Tett bestand av høgmoles som har spira fra frø etter jordarbeiding med skålharv (t.v.) og hundekjeks som spirer fra rotfragmenter. Rot nr 3 fra venstre er en unglante hvor rota foreløpig er uskadd.

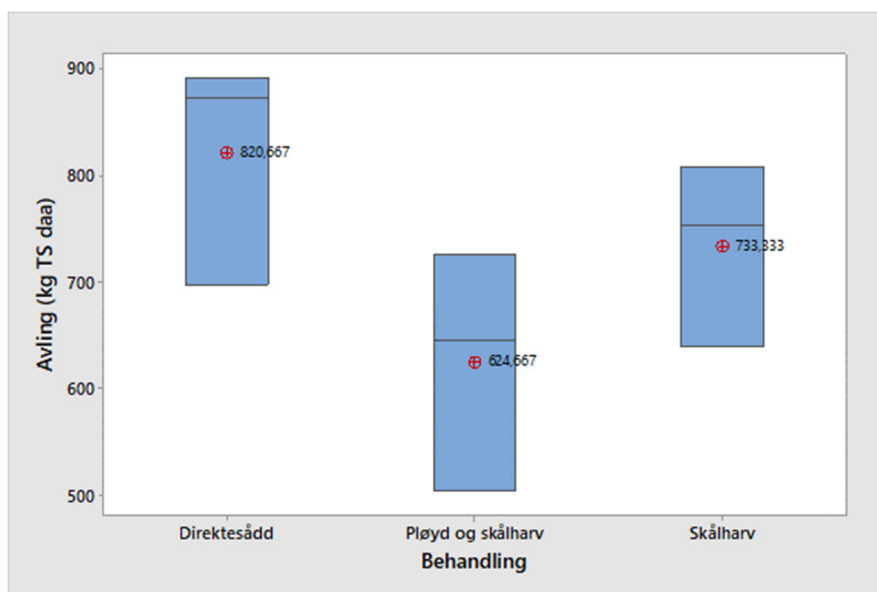
Foto: M. Dyrhaug, NLR.

### 3.2.1.2 Avling i 1. engår

Feltet ble forsøkskåret 30. juni. Avlingene i 1. slåtten var høge, i gjennomsnitt 726 kg ts/daa for de tre fornyingsmetodene. Det var store avlingsforskjeller mellom forsøksleddene. Størst gjennomsnittsavling fikk vi etter direktesåing (821 kg ts/daa), og lågest etter tradisjonell jordarbeiding med pøying og harving (625 kg ts/daa). Fra tabell 3.7 ser en at det er signifikant effekt av behandlingene B og C på 10 % nivå.

Tabell 3.7. Resultat av variansanalyse (GLM) med avlingsnivå som respons og de tre forsøksledd (A, B og C). Estimert avlingsnivå (coef) første i de ulike forsøksleddene i første engår (n=3). Resultatet av variansanalysen med estimat av koeffisient, standardfeil (SE), t-verdi og p-verdi.  $R^2 = 47,9\%$ .

	Coef	SE Cof	T-verdi	p-verdi
<b>Konstant</b>	726,2	34,2	21,26	0,000
<b>C: Direktesådd</b>	94,4	48,3	1,95	0,098
<b>B: Pløyd</b>	-101,6	48,3	-2,10	0,080
<b>A: Skålharv</b>	7,1	48,3	0,15	0,88



Figur 3.4. Avlinger (kg ts/daa) i 1.slått etter fornying ved hhv direktesåing, såing etter pløying og 1 gangs harving med skålharv, og såing etter 2 gangers kjøring med skålharv. Boksen angir spredningen i målingene mellom gjentak. Rødt merke angir gjennomsnittsavling, og strek angir median. Figuren er basert på et begrenset antall gjentak og forskjellen i avlingsnivå mellom de ulike leddene er ikke signifikant i en variansanalyse på 95% nivå (se tabell 3.7).

### 3.2.1.3 Forkvalitet og forenhetsavlinger

Ut fra foranalysene var forkvaliteten forholdsvis lik for alle forsøksledd. Forenhetskonsentrasjonen (FEm/kg ts) kan karakteriseres som middels låg.

Tabell 3.8. Verdier for ulike parametre for forkvalitet basert på gjennomsnitt for 3 analyser pr forsøksledd, samt beregna forenhetsavling (Fem/daa).

Metode	FEm	Råprot.	Fordøy.	NDF	Aske	Gj.nitt
Jordarbeiding	/kg ts	% av ts	% av ts	% av ts	% av ts	Fem/daa
Pløyd + Skålharv	0,837	14,1	69,0	60,2	6,3	523
Skålharv	0,829	13,2	68,4	58,0	5,7	608
Ingen (Direktesådd)	0,833	15,1	68,1	59,0	6,1	684

### 3.2.1.4 Arbeidsforbruk ved ulike fornyingsmetoder

Timeforbruket ved ulike jordarbeidingsoperasjoner vil variere mye, alt etter redskapenes kapasitet, og arealenes arrondering og størrelse. Håndbok for driftsplanlegging oppgir timeforbruk for enkelte jordarbeidingsredskap basert på svenske og danske tall, men disse er lite representative for forholdene på Austbø. Vi har derfor utarbeidet et anslag for timeforbruk/daa ved bruk av de redskapene benyttet i storskalaforsøket, der det er tatt utgangspunkt i:

- "Middels god" arrondering
- Reell arbeidsbredde til redskapene
- Anbefalt kjørehastighet
- Kjøring av skålharv i to omganger på ledd "Skålharv", og en gang etter pløying
- Kjøring av Hewa Multi Seeder i to omganger på alle leddene

Tabell 3.9. Estimert timeforbruk/daa ved bruk av ulike redskap ved fornying ved kjemisk brakking, pløying med 2-skjærs teigplog, harving med skålharv og såing med Hewa Multi Seeder.

Redskap	Arbeidsbredde	Hastighet	Timeforbruk/daa		
			Pløyd + Skålharv	Skålharv	Direktesåing
Åkersprøyte	8 m	6 km/t	0,06	0,06	0,06
Teigplog 2-skjærs	0,9 m	4,5 km/t	0,40		
Skålharv	2 m	9 km/t	0,06	0,12	
Hewa Multi seeder	4,5 m	4,5 km/t	0,10	0,10	0,10
<b>Sum i timer/daa</b>			<b>0,62</b>	<b>0,28</b>	<b>0,16</b>

Ut fra vårt estimat over timeforbruk ved ulike arbeidsoperasjoner ved fornying av eng, som vist i tabellen ovenfor, er direktesåing minst arbeidskrevende med et timeforbruk på 0,16 t/daa. Ved jordarbeiding med kjøring av skålharv 2 ganger vil arbeidsbehovet pr daa nesten fordobles. Og ved pløying og 1 gangs kjøring med skålharv vil arbeidsbehovet nesten 4-dobles sammenlignet med direktesåing.

Arbeidskostnaden i kr/time består av timebetaling for kjører (lønn), og kapitalkostnaden for utstyret som blir brukt. For å beregne arbeidskostnader ved ulike fornyingsmetoder har vi gått ut fra timepriser/time for traktor + fører + redskap, basert på Maskinleieprislista 2018 publisert i tidsskriftet bedre Gårdsdrift nr. 3 – 2018. Prislista er basert på innhenta priser fra gårdbrukere og entreprenører som driver leiekjøring, og lista oppgir laveste, høyeste og middels leiepris. I vår beregning av arbeidskostnader har vi gått ut fra middels leiepris.

Tabell 3.10. Beregna arbeidskostnader i kr/daa ved fornying ved kjemisk brakking, pløying med 2-skjærs teigplog, harving med skålharv og såing med Hewa Multi Seeder

Redskap	Timeforbruk t/daa	Timepris kr/t	Kostnad, kr/daa		
			Pløyd + Skålharv	Skålharv	Direktesåing
Åkersprøyte	0,06	860	52	52	52
Teigplog 2-skjærs	0,40	650	260		
Skålharv	0,06	625	38	75	
Hewa Multi seeder	0,10	1275	128	128	128
<b>Sum i kr/daa</b>			<b>478</b>	<b>255</b>	<b>180</b>

### 3.2.2 Effekten av ulike fornyingsmetoder på skadeomfang

Resultatene viser at det før forsøket tok til var 84.4% sannsynlighet for å finne våndskade i den delen som ble direktesådd (del C), 66.7 % sannsynlighet i del B (pløying) og 69.6% i del A (skålharv). Det var likevel ingen signifikant forskjell i skadeomfang mellom de tre delområdene før forsøket tok til i følge disse registreringene, som er basert på tolking av en fotoserie etter slådding og derfor i beste fall bare kan betraktes som veiledende. Det ble registrert noe større tetthet av hundekjeks i del C og B enn i A, men heller ikke dette var signifikant. I del A var høymole det viktigste ugraset. I de tre delområdene var skadeomfanget størst i alle kantsoner og hundekjeks hadde stor utbredelse langs hele kanten både før og etter forsøket ble gjennomført.

I testen av om det var større sannsynlighet til å finne våndangrep i buffersonene rundt registrert forekomst av hundekjeks eller høymole vs buffersoner rundt punkter uten ugrasforekomster fant en heller ingen signifikante utslag. På grunn av ujevn fordeling av ugras i skiftet ble det sett bort fra

effekten av behandling i denne testen. Det var likevel en antydning til større sannsynlighet for våndskade både i buffere med hundekjeks (40.0%) og høymole (41.7%) enn i de uten ugras før forsøket (33.3%).

Dersom en sammenligner tilstanden i skiftet før forsøket tok til, selv om førtilstanden er dårlig dokumentert, ser en at våndaktiviteten har blitt redusert over hele skiftet etter jordarbeiding. Av figur 3.10 ser en at i ledd A er sannsynligheten for våndskade etter jordarbeiding 10.4%, i ledd B 18.9% og i ledd C 26.6%. Dette gir en indikasjon på at jordarbeiding har hatt en generell god effekt mot våndaktivitet, selv om det parallelt har vært en generell nedgang i våndaktivitet i området (tabell 3.1).

Etter behandling ble det funnet signifikant effekt av behandling, engår og interaksjonen mellom behandling og engår (Tabell 3.11). Modellen forklarer bare 7.65% av variasjonen i datasettet. Det er ingen signifikant effekt av årstid, mens både engår og interaksjonen mellom engår og behandling er signifikant. Det er forsøksledd A Skålharving som kommer ut med best effekt på våndskader i denne testen både i forhold til pløying (B) og direktesåing (C). Forskjellen mellom ledd A og B er ikke stor. Direktesåing kommer ut med dårligst effekt, og det er tre ganger så stor odds for å finne våndskader i denne delen (C) som i den delen som er harvet og 1,5 ganger større enn ved pløying (ledd B).

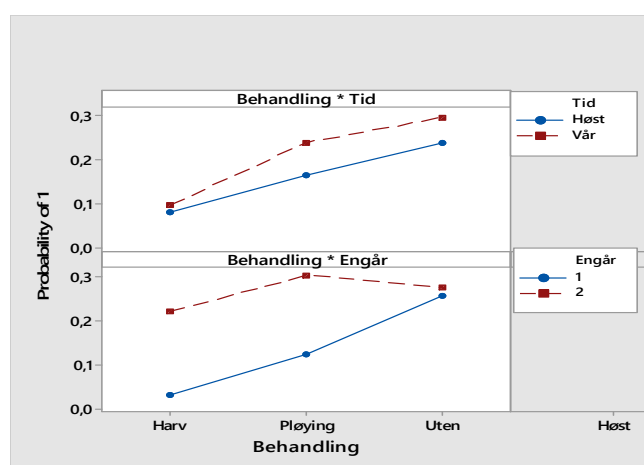
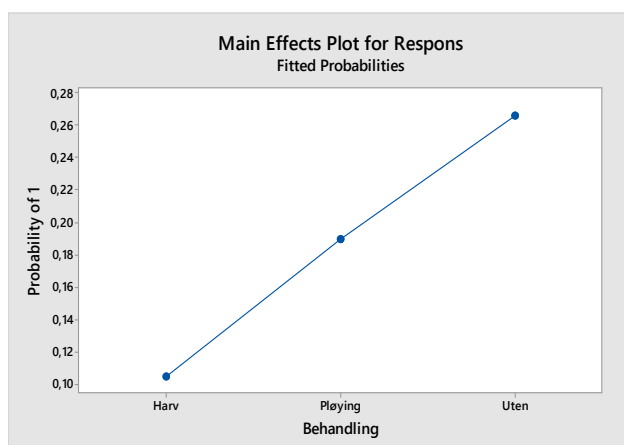
Tabell 3.11. Effekten av behandling, årstid og engår på våndskader estimert fra transekt med logistisk regresjon ( $R^2 = 7,65\%$ , AIC = 390,9, Pearson Goodnes of fit test = 405,35,  $p=0,389$ ).

Source	DF	Adj Dev	Adj Mean	Chi-Square	P-Value
Regression	6	31,22	5,20	31,22	0,000
Behandling	2	16,99	8,50	16,99	0,000
Årstid	1	1,21	1,21	1,21	0,272
Engår	1	8,82	8,82	8,82	0,003
Behandling * Engår	2	7,52	3,76	7,52	0,023
Error	396.0	376,78	0,95		
Total	404.0	408,08			

Tabell 3.12. Estimert odds-ratio for våndskade som en kontrast mellom de ulike behandlingene. CI =konfidensintervall.

	Odds Ratio	95% CI
Pløying (B) vs Harving (A)	1,20	(0,95-4,19)
Direktesåing (C) vs Harving (A)	3,05	(1,48-6,27)
Direktesåing (C) vs Pløying (B)	1,53	(0,89-2,61)





Figur 3.5. Faktor plott med sannsynlighet for våndskade ved de ulike behandlingene. Hovedeffekter (over) og interaksjonen mellom behandling og henholdsvis årstid og engår (nederst)

Som det går fram av figur 3.10 så har harving hatt god effekt på skadeomfanget av vånd det første engåret. Men ser en på interaksjonsplottet, så har denne effekten avtatt allerede i andre engår slik at forskjellen mellom de ulike behandlingene i stor grad er utlignet. Resultatene viser samme tendens også for pløying. I den direkte sådde delen uten jordarbeiding er det derimot ingen effekt av år. Interaksjonen mellom årstid og behandling var ikke signifikant i modellen og ble fjernet. En ser likevel at det er en tendens til større graveaktivitet om våren enn om høsten.

### 3.3 Del 2. Leveområder for vånd på Helgelandskysten

Utbredelse av vånd i Alstahaug og Vega kommune er i hovedsak knyttet til den ytre øyrekka fra Muddvær i sør og til og med Austbø i nord. Det forekommer også noe vånd både på fastlandet og på øyer lengre inn. Ved toppen av utbruddet spredte det seg også noen dyr til Herøy og Dønna, men disse greide ikke å etablere seg. Lengre nord er det en stabil og stor bestanden i Lurøy og omkringliggende kommuner.

Av tidligere utbrudd på Austbø, Blomsøy og Hestøy angir flere muntlige kilder svært mye vånd på slutten av 1950 tallet eller muligens også fra starten av 50-tallet. Dette utbruddet omfattet alle de tre øyene, og beskrives som dramatisk. Det var også mye vånd i 1996-1997, men dette utbruddet var lokalt og begrenset til nordre del av Hestøy. I disse tidlige utbruddene ble det registrert røyskatt i

(Pers.medd Annie Henriksen og Sølvi Henriksen (begge bosatt på Hestøy)). Utbruddet i 2015 var det første siden årtusenskiftet, og kildene kjenner ikke til større utbrudd siden det på 50-tallet.

Et antall små og store øyer ble befart i dette prosjektet for å få et mer detaljert bilde av utbredelsen. Den viktigste utbredelsen er utvilsomt knyttet til Muddvær, Skogsholmen, Skålvær og Austbø-Hestøy. Disse lokalitetene har åpenbart hatt en stor og stabil bestand over tid.

I toppårene 2015-2016 forekom vånd på bortimot alle større og mindre øyer sør for Skålvær og Austbø-Hestøy til og med Skotsvær. Det er gjennom befaring av disse øyene observert indikasjon på preferanser for øyer med rik berggrunn og for øyer uten beite av sau. På selve Skotsvær, dominert av fattige bergarter og kystlynghei var forekomsten av vånd svært liten også i toppåret, mens den på Buøyen på østsida av sundet forekom i relativt god bestand. Disse øyene har en rik berggrunn og er bare sparsomt beitet. Rett nord for Buøyen ligger derimot Segeløya med rik berggrunn og relativt intensiv arealbruk der det både blir beitet og praktisert lyngsviing. På denne øya ble det ikke registrert spor etter vånd ved befaring.

**Tabell 3.13. Oversikt over NiN typer i studieområdet og arealfordeling. Bare lokaliteter registrert i 2016 og 2017 er inkludert.**

NiN – type (kode og navn)	Areal (daa)	
V1	Åpen myr og myrkant	3.9
T2	Åpen grunnlendt mark	21.3
T6	Strandberg	36.7
T12	Standeng	21.3
T24	Driftvoll	2.7
T32	Seminaturlig eng	28.1
T34/T31	Kystlynghei/ Boreal hei	18.5

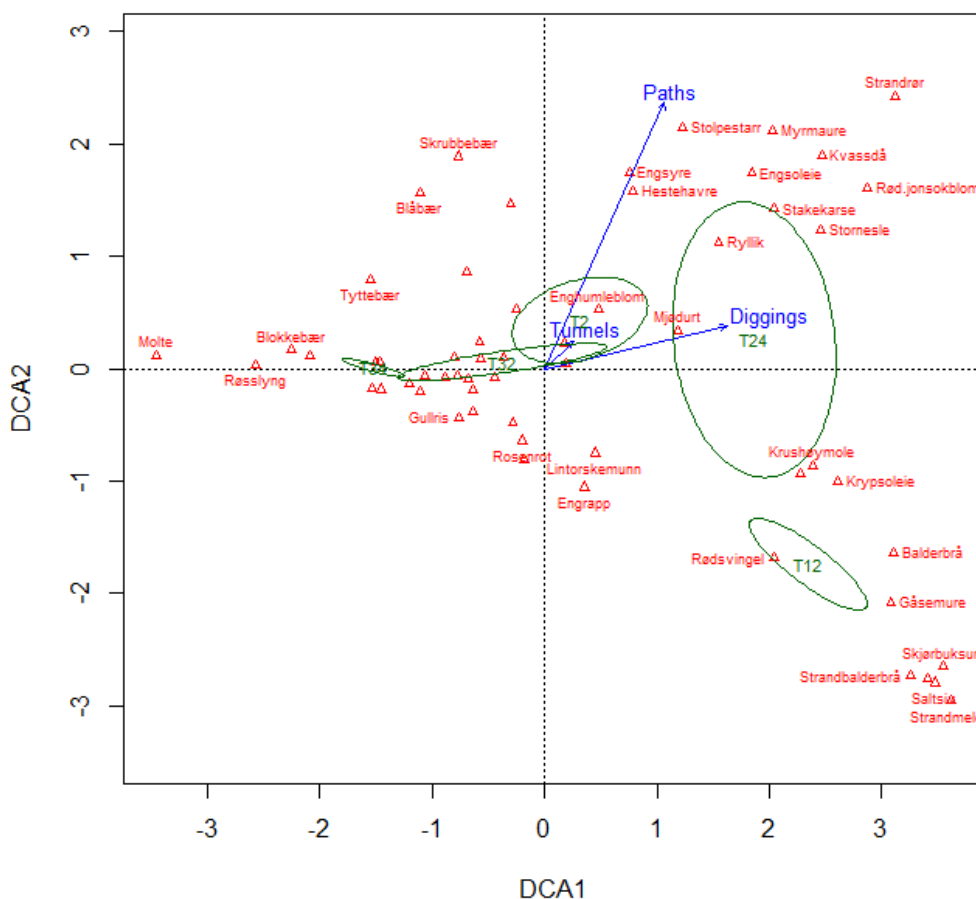


**Figur 3.6. Lokalitet med stor aktivitet av vånd på Store Gudbrandsøya. Lokaliteter med oppsprukket kalkstein (til venstre i bildet) er potensielt gode hiområder for vånd. Til høyre utsnitt av liten driftvoll med intens graveaktivitet.**

Foto: P.Thorvaldsen, NIBIO.

Resultatet av ordinasjonen (figur 3.12) viser tilnærmet lik spredning av artene langs de to første aksene. De viktigste gradientene gjennom diagrammet går fra fattig til næringsrik og fra stor uttøringsfare og til liten uttøringsfare. Det er kystlynghei som plasseres seg i den nedre ytterkanten av denne hovedgradienten. Få lokaliteter med denne naturtypen inngår. Øverst i diagrammet plasserer naturtypen T24 Driftvoll seg. Det er ikke skilt mellom undertyper i dette datasettet.

Som det går fram av figuren er det registrert størst våndaktivitet i T24, både for gravinger og for overflatestier. I driftvoll inngår kravfulle, nitrofile arter som krushøymole, strandrør, strandmelde og strandkvann (tabell 3.14). Resultatene gir derfor en generell indikasjon på at vånden har en preferanse for slike arter i dette området. Vektoren som beskriver tunnellingene er mye kortere og gir derfor en vesentlig svakere assosiasjon til retningen den peker. Inntrykket fra befaringene tilsier at de typiske hieområdene gjerne var lokalisert i T 32 Seminaturlig eng, spesielt i områdene med svært oppsprukket og kalkrik berggrunn. Jordsmonnet er generelt svært grunt på mange av disse øyene og gir ikke gode vilkår for å grave ut dype og tørre hi. Der berggrunnen består av oppsprukket og delvis erodert kalkstein er vilkårene bedre, spesielt det lagene står på høykant og med dypere sprekker i mellom fylt med løsmasser.



Figur 3.7. Ordinasjonsdiagram som viser de viktigste artene på de registrerte øyene og hvordan de plasseres seg langs de to DCA-aksene. Våndaktivitet i de ulike plotta er lagt inn i figuren som passiv kovariant med tre vektorer. Diggings refererer til oppgravede hull, Tunnels til lengre tunneler (muligens hiåpninger) og Paths til overflatestier. I alt fem NIN typer inngår: T2= Åpen grunnlendt mark, T12 = Strandeng, T24= Driftvoll, T32= Seminaturlig eng og T34= Kystlynghei. Det er ikke skilt mellom undertyper i dette datasettet. Datasettet vil bli analysert videre når hele studieområdet er ferdig undersøkt. Da vil også miljøvariablene bli inkludert.

Tabellene nedenfor (3.14 og 3.15) viser forekomst av de viktigste artene i driftvoll og seminaturlig eng. I driftvoll er strandkvann, stornesle, krushøymole, melde, krypsoleie og strandbalderbrå alle arter/slekter som skårer høgt på Ellenberg indikatorverdi for produktivitet. Den seminaturlige enga i området går på mindre holmer og skjær over i grunnlendt, saltpåvirket mark og delvis også i kystlyngghei/ borealhei eller til fuglegjødset berg på de aller minste holmene. Arealbruk er på mange av de mindre holmene tvilsom og vanskelig å dokumentere. De større holmene med vannforekomster bærer i midlertidig mer preg av historisk bruk til beite eller i enkelte tilfeller også slått.

Tabell 3.14. Dekningsgrad (%) av de mest utbredte karplantene i T4 Driftvoll. Undertype for alle laokalitetene (n= 9) er klassifisert til: C1 Beskyttet og moderat eksponerte driftvoller.

T 24 Driftvoll					
	Dekning (%)		Dekning (%)		Dekning (%)
Ugrasmelde	11.7	Rød jonsokblom	1.1	Hestehavre	7.4
Strandrør	8.3	Mjødurt	14.8	Gåsemure	5.7
Strandkvann	2.3	Krypsoleie	5.1	Engsyre	4.6
Stornesle	1.4	Krushøymole	0.4	Balderbrå	5.0
Rødsvingel	3.6	Krypkvein	0.8	Strandmelde	1.0
Skjørbuksurt	1.1	Ryllik	0.4	Klengemaure	0.3
Skjoldbærer	3.6	Kvassdå	1.7	Stakekarse	1.1

Tabell 3.15. Dekningsgrad (%) av de mest utbredte karplantene i T32 Seminaturlig eng fordelt på undertyper (C7 Sterkt kalkrik eng med mindre hevdpreg; C 9 Kalkrik fukteng med mindre hevdpreg; C 15 Svakt kalkrik tørreng med mindre hevdpreg; C17 Sterkt kalkrik tørreng med mindre hevdpreg).

	T 32 Seminaturlig eng								
	Dekningsgrad (%) i undertype					Dekningsgrad (%) i undertype			
	C7	C9	C15	C17		C7	C9	C15	C17
	(n=2)	(n=5)	(n=5)	(n=4)	(n=2)	(n=5)	(n=5)	(n=4)	
Einer	39.2	0	19.8	5.8	Engsyre	1.2	0.0	3.8	2.0
Mjødurt	0.5	80.0	2.3	10.8	Gulflatbelg	1.0	0.5	2.5	2.2
Rødsvingel	1.2	2.0	4.3	16.0	Blåstarr	0.0	0.5	2.3	2.67
Engkvein	1.5	0.0	19.0	6.2	Slåttestarr	0.0	0.0	2.5	2.67
Hestehavre	2.8	1.5	7.5	8.8	Krekling	12.5	0.0	1.3	1.7
Dunhavre	0.0	0.0	0.0	2.2	Smyle	6.5	0.0	2.0	1.0
Fjellfrøstjerne	0.5	0.0	2.2	1.5	Teiebær	0.3	0.0	3.0	1.0
Geitsvingel	0.0	0.0	0.0	3.5	Tepperot	0.0	0.0	3.8	0.3



## 4 Diskusjon

### Skadeomfang av vånd på innmark og på fôrlager (Del 1.1)

I prosjektet inngår antall oppgravinger pr. 100 m<sup>2</sup> i plottene som respons og brukt som en proxy på bestandstetthet. Tilgang til mat og bestandstetthet er typisk positivt korrelert i populasjoner av små pattedyr (Cole and Batzli, 1978; Jonsson *et al.*, 2002). Responsen som her er valgt er likevel ikke en direkte følge av antall vånd pr. arealenhet, men en funksjon av at vånd graver der det er mat å finne. I utgangspunktet er dette ikke optimalt fordi en vil få stor aktivitet der det er høyere konsentrasjon av planter med prefererte røtter, og ikke nødvendigvis der det er stor tetthet av vånd. Vånd kan grave en mengde hull i løpet av en dag, og lever i stor grad også av friskt plantemateriale så lenge dette er tilgjengelig.

Responsen ble valgt delvis fordi det viste seg svært tidkrevende å finne andre og bedre sportegn. I britiske og andre studier anbefales det å telle antall latriner som et estimat på antall dyr i et område (Jareño *et al.*, 2014; Dean *et al.*, 2016). Dette viste seg å være for tidkrevende i dette studiet. Det var heller ikke ressurser i prosjektet til å fange og merke dyr. Innledningsvis var det dessuten vanskelig å finne områder i innmark uten spor av vånd, og det ble nødvendig å ta i bruk telldata og registreringer i større flater for å fange relevant variasjon i studieområdet. På denne bakgrunn er den valgte responsen vurdert som tilstrekkelig egnet for problematikken som behandles i prosjektet, selv om både analysene av skadeomfang som følge av både beliggenhet og omgivelser burde hatt en mer presis responsvariabel på bestandstetthet. Likevel, den valgte responsen gir et godt mål på det som medfører skader for landbruksnæringa og den er robust nok til å fange variasjon mellom lokalitetene. Den vurderes også som tilfredsstillende i å fange opp variasjon i våndbestanden slik den er registrert her.



Figur 4.1. Eng med spredte skader av vånd.

Foto: P. Thorvaldsen, NIBIO.



Resultatene viser en klar sammenheng mellom skadeomfang av vånd og opphør av arealbruk på innmark, stor forekomst av åpne kanaler, fravær av beiting og mye gammel eng. Resultatene viser også at skadeomfanget har blitt vesentlig redusert i løpet av perioden. I de tre årene som inngår har skadeomfanget vært størst på Hestøy. Dette skyldes nok først og fremst at en kom inn i en sein og avtagende fase av våndutbruddet på Austbø, som startet der i 2015 og spredte seg derifra til Hestøy. På Austbø er det en svak tendens til vekst igjen i 2018. Veksten kommer i hovedsak i de sentrale delene av øya og i plott som ligger i nærheten av den lange, gjennomgående åpne kanalen her. Langs denne kanalen er det god tilgang på areal der bruken har opphørt og det er et dypt jordsmonn som gir gode forhold for å grave djupere ganger til hi. Det er derfor trolig i dette området har hatt størst tetthet av dyr over tid, og det er også trolig disse områdene som regelmessig er en kilde for spredning av dyr til andre områder.

Vånd er territoriell og i Britiske studier anslår en at mellom 2.1 -5.4 individ hevder territorium pr. 100 m. åpen kanal ved gode forhold (Moorhouse *et al.*, 2009; Dean *et al.*, 2016). Hanndyr hevder noe større territorier enn hunddyr (Moorhouse and Macdonald, 2008). Disse tallene er fra dyr som har habitatpreferanser for nettopp slike kanalsystem. Det finnes også en variant som har preferanser for terrestriske økosystem. Disse har sin viktigste utbredelse i Sentral-Europa, men kan forekomme sammen med den akvatiske varianten blant annet i Skottland (Dean *et al.*, 2016).

Kanalen gjennom den sentrale innmarka på Austbø er 1.6 km lang og har godt vegetasjonsdekke langs kanten hele lengde. Det er i Britiske studier vist at økt bredde av vegetasjonsbeltet langs slike kanaler er positivt for smågnagere, og både overlevelse og bestandstetthet er positivt korrelert med vegetasjonsdekke (Moorhouse *et al.*, 2009; Rodríguez-Pastor *et al.*, 2016). Dersom en legger de britiske estimatene til grunn, indikerer det at mellom 33 og 86 individ kan hevde territorium bare langs denne kanalen. Gjennomsnittlig skadeomfang i de fire plottene som ligger i nærheten av kanalen er 166.5 gravespor i 2016, dvs 85 pr daa. Dette betyr at et relativt lite antall dyr kan utøve stor skade. Samtidig illustrere dette at en gjennom en relativt beskjeden innsats kan oppnå god effekt. I disse vurderingene er ikke sidekanalene tatt med. Basert på erfaringer fra Austbø er det nok grunn til å anta at våndtettheten ligger i det høyeste sjiktet av de britiske resultatene, om ikke høyere. Dette fordi gode habitat med rikelig mattilgang er positivt for bestandstetthet (Moorhouse *et al.*, 2009). Det kan heller ikke utelukkes forekomst av individ med terrestriske habitatpreferanser og som hevder territorium i omkringliggende areal.



Figur 4.2. Typiske våndskader i åpen kanal. Her fra toppåret 2016 i Blomsøydalen.

Foto: P. Thorvaldsen, NIBIO.

Det er arealbruk og engalder på skiftet som kommer ut med signifikant effekt i analysene når en samtidig tar hensyn til variasjon mellom år. Blant disse er det spesielt beite og ny eng som gir størst effekt i tabell 3.2. LN-estimatet av koeffisient er henholdsvis -1.229 for beite vs opphørt arealbruk og -0.798 for ny vs gammel eng. Dette betyr at en i beite bare har en fjerdedel av skadeomfanget sammenlignet med areal der drift er opphørt. Tilsvarende har en i ny eng fått bare halvparten så stort skadeomfang som i gammel eng. Resultatene har trolig med predasjon og mengden av ugras å gjøre. Innholdet av hundekjeks og høymole øker med engalder, og dette er arter med røtter som er preferert for vånd. God ugrasbekjempelse og hyppig fornying av engarealet er derfor positivt for å redusere skadeomfanget av vånd.

Beitedyra er en direkte konkurrent til vånd på grønn biomasse om sommeren, og tråkk av storfe kan dessuten ødelegge inngangen til hiene for vånd og føre til større jordpakking. Samtidig vil kontinuerlig beiting av storfe og spesielt sau holde vegetasjonsdekket nede. Dette gjør at det blir vanskeligere for vånden å holde seg skjult og risikoen for predasjon vil dermed øke betydelig. Beiting er derfor viktig for å dempe bestanden av vånd. Det er også i andre studier vist at dyr på beite har en negativ effekt på bestandstetthet av vånd og andre smågnagere (Klaus, 2003; Frafjord, 2014; Lagendijk *et al.*, 2018). Det er vert å merke seg at Blomsøy har gjennomgående lavere skadeomfang alle år selv om det også her er enkelte skifter med store skader, og det er ingen signifikant effekt her. Blomsøy skiller seg fra de andre to områdene gjennom god arealutnytting og bedre utnytting av beiteressursene i utmark, spesielt i arealene rundt Blomsøydalen.

Det er i analysen av sammenhengen mellom skadeomfang og omgivelsene funnet positiv signifikant effekt av økende areal av åpen grøft og minkende effekt av barskog, myr og delvis også annen fulldyrka mark. Estimatene har i midlertidig lav verdi og effekten er derfor ikke stor. Det er forekomst av myr som har størst negativ koeffisient, og dette har gitt en nær halvering av intensiteten i skadeomfanget. Myrtypene som inngår er fattige myrkanter og dominert av lyngarter og tuer med heigråmose og har derfor trolig liten beiteverdi for vånd. I dette datasettet finner en derimot ingen signifikant effekt av beiting i landskapet som omgir skiftet. Dette er litt uventet. Trolig illustrerer det at det er forholdene på selve skiftet som er avgjørende for skadeomfanget og ikke vegetasjonstypene som omgir skiftet. Det kan også skyldes den sammensatte vegetasjonen i studieområdet, ved at forekomst av en positiv effekt vektet opp av en negativ med større effekt inne på skiftet. Det er i datasettet skilt mellom aktivt beite og beite der bruken er opphørt.

De store arealene med mjødukt er påfallende på Austbø og delvis også på andre øyer med mye vånd. Mjødukt ser av en eller annen grunn ikke ut til å bli spist av vånd og røttene blir heller ikke gravd opp. Den store utbredelsen av denne arten kan derfor være en konsekvens av at arten for vokse uforstyrret av vånd. Mjødukt gir tilnærmet tak over hodet for vånd og dermed godt skjul mot predasjon fra rovfugl, slik at den kan ferdes trygt over større areal. Areal med stor dekning av mjødukt er derfor gunstig for bestandsstørrelsen av vånd, og de bør av den grunn begrenses. Mye av disse arealene er på tidligere innmark og kan beitepusses eller aller helst tas i bruk igjen til slått eller beite. Der det er stor dekningsgrad av mjødukt vokser lite annet. Disse forekomstene har derfor ikke betydning i mattilgangen for vånd. Det er fra flere Europeiske studier vist tilsvarende resultat (Morilhat *et al.*, 2007; Morilhat *et al.*, 2008; Janova and Heroldova, 2016; Benedek and Sírbu, 2018).

Skadeomfanget i fôrlager ble som nevnt ikke undersøkt spesielt, men følger trolig de samme tendensene som i innmark. Det er utbredt praktisert lokalt å lagre rundballer i kanten av skiftet, og det ble registrert stort skadeomfang i disse etter hvert som de ble løftet opp og tatt i bruk. Rundballer fulle av konservert, næringsrikt gras og bare beskyttet av noen lag med plast er ettertraktet fôr for vånd i vinterhalvåret i likhet med for alle andre dyr som lever av plantemateriale. For vånd vil de i tillegg også gi beskyttelse mot predasjon og de vil også kunne tas i bruk til hi dersom de blir liggende en stund, fordi innholdet gir god isolasjon mot vinterkulda. Det fremstår derfor nærmest som å be om problemer der rundballene blir lagret langs kanten av skiftet og på en jordart som er lett å grave seg



inn igjennom nedenfra. Det anbefales derfor å lagre rundballene på fast grunn, gjerne på pakket grus eller betongdekket og stable så mange som mulig i høgden. Dette vil samtidig gi muligheten til å samle opp pressaft slik at en unngår uønsket oppgjødsling og bedre vekstvilkår for nitrofile arter som igjen blir preferert av vånd. Det er dessuten også mulig å bruke høyfrekvent lyd i tilknytting til fôrlager til å skremme vekk vånd.



Figur 4.3 Lagring av rundballer inne på skiftet gjennom vinteren er ingen god ide dersom en ønsker å bevare grasdekket og unngå våndskader.

Foto: P. Thorvaldsen, NIBIO.

### Effekten av ulike metoder for fornying av eng (Del 1.2)

Ut fra forsøksregistreringene er det vanskelig å peke på klare årsaker til at direktesåing i brakka eng ga markant høyere avling enn såing etter pløying og harving. I utgangspunktet syntes etableringen i gjenleggsåret å være like god på begge ledd, og mengde ugras ved avlingsregistrering både i gjenleggsåret (tabell 3.5 og 3.6) og i 1.engår var forholdsvis lik.

På forsøksleddet med pløying ble det i gjenleggsåret anslått at dekkveksten (havre) utgjorde en større andel (55 %) av avlinga, enn ved direktesåing der havren utgjorde 50 % av avlinga. For tett dekkvekst og eventuell legde i dekkveksten kan medføre at engfrøet får dårlig etablering, og enga får en glissen plantebestand. Men i dette storskalaforsøket hadde vi lite legde i dekkveksten, og forskjellen i mengde havre var såpass liten at det neppe kan forklare den store avlingsforskjellen.

Ulike jordforhold og mulig tørkestress kan være faktorer som har påvirket avlingen forsommeren 2016. Ved klimastasjonen på NIBIO Tjøtta ble det i mai registrert normal mengde nedbør (60 mm), mens juni var tørr med bare 39 mm nedbør. Forsøksleddet med pløying var plassert midt på skiftet hvor vi hadde en forhøyning i terrenget, lågere moldinnhold og bedre drenering. Kalksandjord drenerer raskt, og det er ikke usannsynlig at grasveksten her har vært påvirket av tørkestress selv om vi ikke hadde synlige tørkeskader på feltet.

Plantedeckret i ei eng i praktisk drift, og som i tillegg er utsatt for våndskade, vil ikke være så jevnt og ensartet som i et kontrollert småruteforsøk. Vi kan ikke utelukke at 3 høsteruter er for lite for å få ei representativ registrering av avling, og unngå stor forsøksfeil.

Som det fremgår av resultatene så har alle fornyingsmetodene gitt målbare effekter mot skadeomfang både første og andre engår kontra tilstanden før tiltaket ble gjennomført. Bildet er nok mer sammensatt i og med at en ikke kan se bort i fra den generelle nedgangen i våndbestanden gjennom studieperioden. Sammenligner en mellom behandlingsmetodene er det litt uventet at ikke pløying kommer ut med størst effekt, fordi en kunne forventet en større effekt av djupere jordarbeiding. Den delen av enga der det ble pløyd lå i den delen av skiftet der våndangrepet var mest intensivt før forsøket tok til, og det var også innenfor denne delen at forekomsten av hundekjeks var størst. Dette kan være en medvirkende årsak til dette resultatet og illustrerer at slike forsøk bør bli replisert over flere skifter for å kunne gi gode resultat. Alternativt burde skiftet vært delt inn i mindre deler med representasjon av hvert ledd i alle delene, men dette er vanskelig å få til når en er avhengig av velvilje og frivillig innsats fra grunneierne og de begrensningene som ligger i bruken av tungt maskinelt utstyr. Prosjektet har heller ikke hatt tilstrekkelige rammer til å gjennomføre et forsøk i et slikt omfang.

### **Leveområder for vånd på Helgelandskysten (Del 2)**

I prosjektet ønsket en også å studere vånd innenfor sitt naturlige leveområde for å vurdere de økologiske effektene på plantesamfunnet og få bedre innsikt i utbredelsen av vånd lokalt. Våndangrep kan vise seg å ha betydning for artsmangfoldet i lokaliteter med høyt botanisk artsmangfold og stor forvaltningsverdi, slik som f.eks. innenfor Vega verdensarvområde. Den kan kortsiktig redusere forekomsten av konkurransesterke nitrofile og flerårige arter med stor rotmasse, samtidig som den gir vekstvilkår for konkurransesvake og lyselskende arter. Men den kan også gjøre stor skade på slike lokaliteter, dersom gravingen blir for intens. Vånd lever av røtter og annet plantemateriale, og planter med stor rotmasse er gjerne favorisert. Etter angrepet kan vegetasjonen i de mest ekstreme tilfellene visne bort på grunn av at rotsystemet er spist opp og jorda blir etterlatt bar. Det er i slike tilfeller fare for omfattende erosjon og utvasking av jord gjennom vinteren. Samtidig har lokaliteter med åpen jord gode vilkår for spiring av ettårige urter og arter med stor spredningsevne.

I prosjektet har en ikke direkte fokusert på vånd som art og hvilke preferanser den har for ulike plantearter, men det har likevel vært naturlig å vurdere dette. Spesielt arter der røttene er attraktive har blitt vurdert. Røttene graves gjerne opp om sommeren og utover høsten og fraktes deretter til hiet der de lagres nedgravd til bruk gjennom vinteren. Arter som helt tydelig er preferert er arter med stor rotmasse som hundekjeks, stornesle, høymole og veitistel/ myrtistel. Mjødurt ser av en eller annen grunn ikke ut til å bli spist av vånd og røttene blir heller ikke gravd opp, og det er observasjoner som tilsier at vånd har positiv effekt for utbredelsen av denne arten. Mjødurt er en utbredt problemart i fuktig seminaturlig slåttemark på helgelandskysten, og i mange områder der bruken har opphørt dominerer slike plantesamfunn. Dette er f.eks. tilfelle på Skogsholmen som ligger innenfor kjerneområdet for vånd. Dette er en potensiell sammenheng som bør utredes nærmere.



## 5 Forslag til skadedempende tiltak

Tiltak som reduserer skadeomfanget og demper toppen av fremtidige utbrudd vil måtte rettes mot forhold som har vist seg å være positive for vånd i denne analysen. Selv om en i resultatene har fått størst skadeomfang på Hestøy, er det den sentrale delen av Austbø peker seg ut som det største problemområdet det er trolig her iverksetting av tiltak vil kunne få størst effekt. Disse delene gir gode levevilkår for vånd, og det vil av den grunn ikke være mulig å eliminere arten fullstendig fra området med de tiltakene som er tilgjengelig. Tiltakene må derfor innrettes mot å dempe bestandssvingningene og reduserer de store maksårene og det enorme skadeomfanget disse medfører. **Merk at tiltak i eller langs kanten av åpne kanaler eller bekker kan være i strid med de til enhver tid gjeldende vedtekter i «Forskrift om produksjonstilskudd og avløsertilskudd» ([www.lovdata.no](http://www.lovdata.no)) i jordbruket og bør avklares med den lokale landbruksetaten i hvert enkelt tilfelle.** Slik det er nå er forskriftet ikke til hinder for slått eller beite i kantsonen, men en skal avstå fra jordarbeiding. Av miljømessige hensyn er det likevel ønskelig at tiltaket begrenses til toppårene, og det vurderes ikke som nødvendig at tiltaket gjennomføres årlig. Vånd har en svært viktig økologisk funksjon, og det bør ikke i noe tilfelle være en intensjon i å utrydde arten fra området..

### 1. Redusere vegetasjonsdekke langs åpne kanaler og andre kantsoner

Forekomst av godt egnede kanaler med tett vegetasjonsdekke og breie kantsoner mot innmark er et velegnet habitat for vånd. Kanalene i studieområdet er av varierende kvalitet, men det er de som har mer eller mindre konstant vannføring, rundt 1 m dyp og med godt vegetasjonsdekke som er problematiske. Vånd foretrekker kanaler med bratte kanter, jamn vannføring og godt vegetasjonsdekke, gjerne også i vannstrømmen (Dean *et al.*, 2016). Det er også vist at bredden på kantsonen langs slike kanaler er positivt korrelert med vånd (Moorhouse *et al.*, 2009; Rodríguez-Pastor *et al.*, 2016). Størst effekt vil en dermed få med tiltak for å redusere lengden av vannførende kanaler og trolig også vannstanden i disse. Det er gjerne i tilknytning til slike arten har sine hi. Det er i studieområdet neppe aktuelt å legge disse kanalene i rør, men slått helt inntil kanten og eventuelt fjerning av vegetasjon langs kanten av kanalen kan ha en dempende effekt og gi større predasjon. Likeledes kan periodevis tørrlegging eller episoder med flom i slike kanaler ha en viss effekt.



Figur 5. 1. Bedre kantslått, økt beiting og mer regelmessig jordarbeiding er kanskje de mest effektive tiltakene mot stor vekst i våndbestanden i området.

Foto: P. Thorvaldsen, NIBIO.

På de britiske øyer har en gjort forsøk med å grave vekk all vegetasjon langs kanten av slike kanaler for å fremtvinge flytting av vånd. I Storbritannia er vånd en sjelden art og tiltaket er utprøvd for å få vånd til å flytte seg unna før et større tiltak settes i verk. Effekten har bare vært delvis vellykket og vånden kommer raskt tilbake, men det ble ikke gjort forsøk med strekninger lengre enn 50 m for ikke å skade våndbestanden.

## **2. Regelmessig fornying av engareal og god ugrasbekjempelse**

Ny eng er vist å ha betydelig mindre skadeomfang enn gammel eng. Dette har trolig først og fremst sammenheng med mindre forekomst av ugrasarter med store og næringsrike rotsystem i ny eng. Fornyning ved plogfri jordarbeiding og direktesåing i grassvoren kan være et godt alternativ til tradisjonelt gjenlegg etter pløying, men det forutsetter kjemisk bekjempelse av høymole, hundekjeks og andre flerårige ugras. Mest effektivt vil være sprøyting/brakking før såing, men sprøyting med et selektivt ugrasmiddel i enga året etter såing, vil også kunne gi god bekjempelse av disse artene.

I storskalafeltet fikk vi stor frøspiring av høymole etter harving med skålharv i grassvoren. Dersom man får mye, ny spiring av disse ugrasene etter såing, må man enten sprøyte på nytt med et selektivt middel i gjenlegget (frøugras-dose) eller med full dose i etablert eng året etter. Dersom man vil unngå bruk av kjemiske plantevernmidler er alternativet tradisjonell fornying og mekanisk bekjempelse i form av pløying. Pløying er dessuten den beste metoden vi har for løsning av kjøreskadd og pakka jord, så i praksis vil kanskje en veksling mellom de to fornyingsmetodene være å foretrekke.

## **3. Økt beiting**

Beiting er først og fremst vist å ha effekt på selve grasmarka. Resultatet samsvarer med Frafjord (2014) som fant betydelig mindre vånd på øyer med sauebeite enn de uten. Flere andre større internasjonale studier viser samme tendens. I dette datamaterialet fant en derimot ikke sammenheng mellom beiting i omgivelsene og skadeomfang på innmark. Økt beiting i utmark er trolig likevel positivt for å begrense bestandstopper av vånd, da dette vil gi økt konkurranse om mat, lavere vegetasjonsdekke og mer predasjon.

## **4. Ta i bruk areal ute av drift og annen skrotemark**

Tiltaket lar seg ikke fullt ut begrunne fra resultatene av dette studiet. Gjennom det som har blitt observert gjennom studieperioden og de mange befaringsene i området er likevel grunn til å anta at tiltaket vil kunne ha en god effekt mot vånd. Det er også begrunnet i flere vitenskapelige studier som tilsier at tett vegetasjonsdekke gir god beskyttelse for vånd mot predasjon og dermed økt overlevelse (Dean *et al.*, 2016). Vånd benytter dessuten alle mulige gjenstander for å skaffe et tørt skjul til seg og ikke minst til hiet. Gjenstander som ligger på bakken vil derfor raskt bli okkupert og undergravd og potensielt kunne danne sentrum for et nytt territorium. Det er derfor viktig at slike gjenstander, det være seg plater; gamle bilvrak; rundballer eller lignende, fjernes eller eventuelt bringes til et sted der de ikke kan undergraves.

# Litteratur

- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2014. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67, 1-48.
- Benedek, A.M., Sîrbu, I., 2018. Responses of small mammal communities to environment and agriculture in a rural mosaic landscape. *Mammalian Biology* 90, 55-65.
- Berthier, K., Piry, S., Cosson, J.F., Giraudoux, P., Foltête, J.C., Defaut, R., Truchetet, D., Lambin, X., 2014. Dispersal, landscape and travelling waves in cyclic vole populations. *Ecology letters* 17, 53-64.
- Cole, F.R., Batzli, G.O., 1978. Influence of supplemental feeding on a vole population. *Journal of Mammalogy* 59, 809-819.
- Dean, M., Strachan, R., Gow, D., Andrews, R., 2016. *The Water Vole Mitigation Handbook (The Mammal Society Mitigation Guidance Series)*. Eds Fiona Matthews and Paul Chanin. The Mammal Society, London.
- Fraffjord, K., 2014. Grazing by sheep *Ovis aries* reduces island populations of water voles *Arvicola amphibius*. *Fauna norvegica* 34, 79-81.
- Giraudoux, P., Delattre, P., Habert, M., Quéré, J., Deblay, S., Defaut, R., Duhamel, R., Moissenet, M., Salvi, D., Truchetet, D., 1997. Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*): a land use and landscape perspective. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 66, 47-60.
- Halliez, G., Renault, F., Vannard, E., Farny, G., Lavorel, S., Giraudoux, P., 2015. Historical agricultural changes and the expansion of a water vole population in an Alpine valley. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 212, 198-206.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L., Lindgaard, A., 2015. *Natur i Norge-NiN. Versjon 2.0. o. Artsdatabanken, Trondheim*, <http://www.artsdatabanken.no/nin>, accessed 17, 2016.
- Hanski, I., Hanski, I.A., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press Oxford.
- Janova, E., Heroldova, M., 2016. Response of small mammals to variable agricultural landscapes in central Europe. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 81, 488-493.
- Jareño, D., Viñuela, J., Luque-Larena, J.J., Arroyo, L., Arroyo, B., Mougeot, F., 2014. A comparison of methods for estimating common vole (*Microtus arvalis*) abundance in agricultural habitats. *Ecological Indicators* 36, 111-119.
- Jonsson, P., Hartikainen, T., Koskela, E., Mappes, T., 2002. Determinants of reproductive success in voles: space use in relation to food and litter size manipulation. *Evolutionary Ecology* 16, 455-467.
- Klaus, M., 2003. The status, habitat, and response to grazing of water vole populations in the Big Horn Mountains of Wyoming, USA. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 35, 100-109.
- Legendijk, D.D.G., Howison, R.A., Esselink, P., Smit, C., 2018. Grazing as a conservation management tool: responses of voles to grazer species and densities. *Basic and Applied Ecology* (in press).
- Mona, R.(red), 2014. Vånd og våndskader - problem og forslag til tiltak. *Norsk Landbruksrådgiving Gudbrandsdalen og Oppdal landbruksrådgiving*.
- Moorhouse, T., Gelling, M., Macdonald, D., 2009. Effects of habitat quality upon reintroduction success in water voles: evidence from a replicated experiment. *Biological Conservation* 142, 53-60.
- Moorhouse, T., Macdonald, D., 2008. What limits male range sizes at different population densities? Evidence from three populations of water voles. *Journal of Zoology* 274, 395-402.

- Morilhat, C., Bernard, N., Bournais, C., Meyer, C., Lamboley, C., Giraudoux, P., 2007. Responses of *Arvicola terrestris scherman* populations to agricultural practices, and to *Talpa europaea* abundance in eastern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 122, 392-398.
- Morilhat, C., Bernard, N., Foltête, J.-C., Giraudoux, P., 2008. Neighbourhood landscape effect on population kinetics of the fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*). *Landscape ecology* 23, 569-579.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2015. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-0. 2015.
- Rodríguez-Pastor, R., Luque-Larena, J.J., Lambin, X., Mougeot, F., 2016. "Living on the edge": The role of field margins for common vole (*Microtus arvalis*) populations in recently colonised Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 231, 206-217.
- Strachan, R., Jefferies, D., 1993. *The water vole Arvicola terrestris in Britain 1989-1990: its distribution and changing status*. Vincent Wildlife Trust London.
- Team, R.C., 2018. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- www.lovddata.no. <https://lovddata.no/dokument/SF/forskrift/2014-12-19-1817?q=forskrift+om+produksjonstilskudd>

### **Muntlige kilder:**

Annie Henriksen, gårdbruker Hestøy.

Sølvi Henriksen, gårdbruker Blomsøy.



Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.