



Forord

Jeg vil takke veilederne mine, Kari Klanderud og Marianne Evju for hjelp med studiedesignen, rådgivning under feltarbeidet, og skriving av oppgaven. Monica Olsen (nasjonalparkforvalter i Ytre Hvaler nasjonalpark) og Gunnar Bjar (rådgiver hos fylkesmannen i Østfold) hjalp til i begynnelsen av feltarbeidet. Dessuten vil jeg takke Siri Lie Olsen for hjelp med feltskjemaer, feltassistenten min Kristin Kravdal, og NINA for lån av feltutstyr. Miljødirektoratet har gitt økonomisk støtte til feltarbeidet.

Ås, 11. mai 2015

Liv Igrid Kravdal

Sammendrag

Mange orkidéer er i tilbakegang i Europa og resten av verden. Honningblom (*Herminium monorchis*), en flerårig orkidé med eurasisk utbredelse, er blant disse. I Norge finnes den i dag kun på Asmaløy i Hvaler kommune, en kystkommune sør-øst i landet. Arten finnes her hovedsakelig på tre lokaliteter: Skipstadsand, Teneskjær og Skjellvik. Man antar at honningblommens tilbakegang i Norge først og fremst skyldes forandringer i landbruket, for eksempel økt bruk av gjødsel og endringer i beitemønster. Fordi arten er svært konkurransesvak, er den utsatt for gjengroing. Flere studier har kommet fram til at klipping av vegetasjonen og beiting kan være gunstig på lokaliteter med sjeldne orkidéer tilpasset kulturlandskap. Tradisjonelt er det kyr som har beitet på honningblom-lokalitetene på Asmaløy.

Målet med studien var å bidra til kunnskapen om honningblommens trivsel gjennom å svare på tre spørsmål. Det ene er hvorvidt visse miljøfaktorer øker sannsynligheten for etablering av honningblomindivider. Det andre spørsmålet er om det er forskjeller i egenskapene til individene (biomasse, fertilitet, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster) mellom de tre lokalitetene, om disse forskjellene kan forklares ved at miljøet i lokalitetene er forskjellig, og hvordan miljøet påvirker egenskapene ved individene. Som et tillegg til dette undersøkes det om virkningen av miljøvariablene varierer mellom de tre lokalitetene. Det tredje og liknende spørsmålet er om det kan være en effekt av beiting på individenes egenskaper.

På de tre lokalitetene ble det til sammen lagt ut 80 permanente prøveruter. 40 av dem inneholdt individer av honningblom, mens 40 av dem var kontrollruter der det ikke var honningblom. I alle prøveruter ble det gjort vegetasjonsanalyser, i tillegg til at jordfuktigheten ble målt og antall arter i ruten ble telt. For hvert individ ble antall blader, bredde og lengde på største blad, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster registrert, og biomasse ble beregnet. Lineære og logistiske flernivåmodeller ble estimert på grunnlag av dette materialet.

Det ser ut til at en lavere jordfuktighet og flere arter henger positivt sammen med eller fremmer tilstedeværelsen av honningblom på Asmaløy. Det er uvisst hva som virker inn på individenes biomasse, og hva som dermed kan forklare forskjellene i biomasse mellom de tre studerte lokalitetene. Dette kan i fremtiden undersøkes nærmere ved blant annet å inkludere flere miljøvariable i målingene. Videre ser det ut til at forskjeller i biomasse og strø forklarer forskjellene i fertilitet mellom lokalitetene, og at spesielt biomassen er viktig. Biomassen har dessuten en positiv effekt på høyden, mens deknningen av graminider har en negativ effekt. Til sammen forklarer forskjeller i disse to miljøfaktorene mesteparten av forskjellen i høyde mellom individene på de tre lokalitetene. Det ser for øvrig ut til at biomassen har betydning for lengden på blomsterstanden og antall blomster, og det er en negativ sammenheng mellom mose og antall blomster. Betydningen av

noen av miljøvariablene varierer mellom lokaliteter, men det er ingen åpenbart gode forklaringer på denne variasjonen.

Beiting bidrar helt klart til å gjøre honningblommens biomasse større, muligens på grunn av bedre lystilgang. I tillegg til dette ser det ut til at beiting har betydning for fertiliteten, men årsaken til dette er ikke like åpenbar. Heller ikke variasjonen mellom områder med og uten beiting når det gjelder noen av miljøvariablenes betydning, er enkel å forstå.

Summary

Many orchids are in decline in Europe and in the rest of the world. *Herminium monorchis*, a perennial orchid existing in Europe and Asia, is among these. In Norway, it can be found only three places on the island Asmaløy in Hvaler: Skipstadsand, Teneskjær and Skjellvik. It is believed that the decline of *H. monorchis* in Norway is primarily due to changes in agriculture, such as increased use of fertilizers and changes in grazing patterns. Because the species is a weak competitor, it is prone to overgrowth. Several studies have concluded that mowing and grazing can be beneficial in locations with rare orchids adapted to cultural landscape. Traditionally, cows have been grazing on localities with *H. monorchis* on Asmaløy.

The aim of the study was to contribute to the knowledge about the establishing and growth of *H. monorchis* by answering three questions. One is whether certain environmental factors increase the chance that individuals of *H. monorchis* are established. The second question is whether there are differences in the characteristics of the individuals (biomass, fertility, height, length of inflorescence and number of flowers) between the three sites, whether these differences can be explained by differences in the environment, and how the environment influences the characteristics of the individuals. Additionally, it is examined whether the impact of environmental variables varies between the three sites. The third and similar question is whether there is an effect of grazing on the individuals' characteristics.

At the three sites, a total of 80 plots were permanently marked. 40 of them contained individuals of *H. monorchis*, while 40 of them were control plots without individuals. In each plot, vegetation analyses were performed, the soil humidity was measured, and the number of species was counted. For each individual, the number of leaves, the width and length of the largest leaf, the height, the length of the inflorescence and the number of flowers were registered, and the biomass was calculated. Linear and logistic multilevel models were estimated on the basis of this material.

It seems that lower soil humidity and a higher number of species correlate with or promotes the presence of *H. monorchis* on Asmaløy. None of the considered environmental variables was associated with the individuals' biomass, which also means that reasons for the differences in biomass between the three sites were not identified. This issue may be examined further in the future by including additional environmental variables in the analysis. It also appears that differences in biomass and litter are responsible for the differences in fertility between the sites, and that especially biomass is an important explanatory factor. Biomass also has a positive effect on height, while coverage of graminoids has a negative effect. The differences in these two environmental factors together explain most of the difference in height between individuals in the three sites. Furthermore, the biomass seems to affect, or at least be linked to, the length of the

inflorescence and the number of flowers, and there is a negative correlation between the cover of moss and the number of flowers. The importance of some of the environmental variables varies between sites, but there are no obvious explanations for this variation.

Grazing contributes to increasing the biomass of the *H. monorchis*, possibly because of higher light availability. In addition to this, it appears that grazing is important for fertility, but the reasons for this are not as obvious. There are some differences in the importance of environmental variables between areas with and without grazing. These are not easy to understand either.

Innhold

1 Introduksjon.....	9
2 Metoder.....	11
2.1 Studieart.....	11
2.2 Studieområde.....	13
2.2.1 Skipstadsand.....	13
2.2.2 Teneskjær.....	14
2.2.3 Skjellvik.....	14
2.3 Studiedesign.....	15
2.4 Statistiske metoder.....	17
2.4.1 Miljøvariable.....	17
2.4.2 Regresjonsmodeller på rutenivå - Forskjeller mellom ruter med og uten honningblom.....	17
2.4.3 Flernivåmodeller for individenes egenskaper - Forskjeller i honningblommens tilstand mellom lokaliteter.....	18
3 Resultater.....	20
3.1 Forskjeller mellom områder med og uten honningblom.....	20
3.2 Forskjeller mellom lokaliteter når det gjelder honningblommens tilstand.....	22
3.2.1 Enkel beskrivelse av responsvariablene.....	22
3.2.2 Biomasse.....	22
3.2.3 Fertilitet.....	23
3.2.4 Høyde.....	24
3.2.5 Lengde på blomsterstand.....	25
3.2.6 Antall blomster.....	26
3.2.7 Oppsummering.....	27
3.3 Effekt av beitetiltaket.....	28
3.3.1 Enkel beskrivelse av variablene.....	28
3.3.2 Biomasse.....	28
3.3.3 Fertilitet.....	29
3.3.4 Høyde.....	30
3.3.5 Lengde på blomsterstand.....	30
3.3.6 Antall blomster.....	31
3.3.7 Oppsummering.....	32
4 Diskusjon.....	33
4.1 Hvilke miljøforhold fremmer tilstedeværelsen av honningblom?.....	33
4.2 Forskjeller mellom lokalitetene i individenes tilstand, og årsaker til disse forskjellene.....	33
4.2.1 Biomasse.....	33
4.2.2 Fertilitet.....	34
4.2.3 Høyde.....	35
4.2.4 Lengde på blomsterstand og antall blomster.....	36
4.2.5 Variasjoner mellom lokalitetene når det gjelder miljøfaktorenes betydning.....	36
4.3 Effekten av beiting.....	37
4.4 Svakheter ved analysen.....	39
4.5 Fremtidig forvaltning.....	39
4.6 Hovedbudskap.....	40
5 Referanser.....	41
Appendix.....	46

1 Introduksjon

Mange orkidéer er i tilbakegang i Europa og resten av verden (Bilz et al. 2011; IUCN 2014). Orkidéer er faktisk den plantefamilien som har den høyeste andelen truede slekter og arter, og er ofte blant de første artene som forsvinner fra et forstyrret økosystem (Swarts & Dixon 2009). Honningblom (*Herminium monorchis*) er blant disse orkidéartene som har hatt en betydelig tilbakegang i flere land i Europa (Cheffings & Farrell 2005; Aronsson et al. 2010; Miljødirektoratet 2010), og i Norge finnes den i dag kun på Asmaløy i Hvaler kommune (Miljødirektoratet 2010).

Orkidéenes tilbakegang skyldes i stor grad habitattap, habitatødeleggelse og fragmentering (Alexander et al. 2010; Bilz et al. 2011; Feldmann & Prat 2011), og det er kanskje spesielt nedgang i våte gressletter som truer mange terrestriske orkidéer (Wotavová et al. 2004). Habitattapet skyldes menneskelige aktiviteter som jordbruk, utbygging, overbeiting, invadering av fremmede arter (Swarts & Dixon 2009), gjengroing (Moen & Øien 2002; Schrautzer et al. 2011) og gjødsling (Willems & Melsers 1998; Wotavová et al. 2004).

For hundre år siden fantes honningblom på store deler av sørøstlandet, men i det siste århundret har planten hatt sterk tilbakegang i Norge (Miljødirektoratet 2010). Blant annet på grunn av det lille utbredelsesområdet er den oppført i den norske rødlista som kritisk truet (Kålås et al. 2010). Den har også blitt utpekt som prioritert art (Forskrift om honningblom (*Herminium monorchis*) som prioritert art 2011) etter naturmangfoldloven, og i 2010 ble det utarbeidet en handlingsplan for arten (Miljødirektoratet 2010). I den europeiske rødlista har honningblommen foreløpig kun fått kategorien «Data Deficient» (Bilz et al. 2011). Man antar at tilbakegangen i Norge først og fremst skyldes forandringer i landbruket, for eksempel økt bruk av gjødsel og endringer i beitemønster (Økland & Økland 1996). Fordi arten er svært konkurransesvak, er den utsatt for gjengroing (Miljødirektoratet 2010). Også nedbygging og drenering av myr truer planten (Miljødirektoratet 2010). Arten er dessuten sårbar for tørre somre (Wells et al. 1998).

Studier har vist at klipping av vegetasjonen kan være gunstig på lokaliteter med sjeldne orkidéer tilpasset kulturlandskap (Wotavová et al. 2004; Janekcová et al. 2006; Kull & Hutchings 2006; Sletvold et al. 2010; Kolos & Banaszuk 2013; Sletvold et al. 2013). Klipping hemmer konkurrentene, som vanligvis vil være dominerende graminider, og dermed hindrer utskygging (oppsummert i Janekcová et al. 2006).

Som et alternativ til klipping har det vært utført flere forsøk med beitedyr for å holde vegetasjonen nede, og dermed beskytte orkidéene (Kull & Hutchings 2006; Catorci et al. 2013; Sletvold et al. 2013). Tradisjonelt er det kyr som har beitet på honningblom-lokalitetene på Asmaløy (Miljødirektoratet 2010), mens det i England finnes eksempler på at honningblommen også koeksisterer med sauer og kaniner (Wells et al. 1998). Hutchings (2010) fant i sin studie at

rekrutteringen hos *Ophrys sphegodes* ble høyere enn dødeligheten da man tok i bruk sau som beitedyr i stedet for kyr. Også smågnagere kan holde vegetasjonen nede (Moen & Øien 2002).

Det finnes flere langtidsstudier på terrestriske orkidéer (se blant annet Jacquemyn et al. 2007; Hutchings 2010; Sletvold et al. 2013). En av disse er en studie av honningblom fra England (Wells et al. 1998), der de samme individene ble observert over flere år. Dette er et godt analyseopplegg fordi man får oversikt over alderen til hvert enkelt individ og populasjonens alderssammensetning, og dermed får et inntrykk av om populasjonen har en stabil størrelse eller om den vokser eller synker (Oostermeijer et al. 1994). Man får også svar på hvordan overlevelse og reproduksjon avhenger av individenes størrelse. Dette kan danne grunnlag for levedyktighetsanalyser som er et viktig verktøy innen bevaringsbiologi.

Når honningblommen er synlig over bakken i blomstringstiden, kan den enten være vegetativ, som vil si at individet kun består av en bladrosett med et varierende antall blader, eller fertil. Flere studier har vist at det hos orkidéer er en sammenheng mellom bladstørrelsen en sesong og sannsynligheten for å blomstre sesongen etter (Primack & Stacy 1998; Willems & Melsers 1998; Jacquemyn et al. 2007). Honningblommen (som mange andre plantearter) har også perioder i livet der den (selv i vekstsesongen) kun består av en rotknoll som ligger under bakken (Wells et al. 1998). Slike underjordiske perioder blir beskrevet i artiklene til blant annet Kull (2002), Kéry & Gregg (2004) og Gregg & Kéry (2006). Ved å studere de samme individene over flere år vil man få en oversikt over alle individene, selv de som ligger under bakken. Dette vil gjøre det lettere å anslå populasjonsstørrelsen.

Målet med min studie er å bidra til kunnskapen om hva som fremmer honningblommens trivsel. Det har ikke vært mulig å benytte samme opplegg som Wells et al. (1988) og noen andre forskere, siden jeg kun har hatt én feltsesong til rådighet. Jeg har i stedet benyttet individenes fertilitet og ulike mål på deres størrelse som indikatorer for trivsel. Det er ikke mulig å analysere betydningen av nedbør og temperatur, som viste seg å være viktige forklaringsvariable i studien til Wells et al. (1998), siden disse faktorene ikke varierer innen studieområdet. Derimot har jeg målt mange andre miljøvariabler som kan påvirke fertilitet og størrelse (se detaljer i metodekapittelet), og som Wells et al. og andre ikke har tatt hensyn til.

Feltarbeidet ble gjort i juli 2014 på tre lokaliteter på Asmaløy: Skipstadsand, Teneskjær og Skjellvik. To av disse lokalitetene, Skjellvik og Teneskjær ligger innenfor Ytre Hvaler nasjonalpark (Forskrift om vern av Ytre Hvaler nasjonalpark, Hvaler og Fredrikstad kommuner, Østfold 2009). Her ble det i 2009 gjennomført et beitetiltak som innebærer at 20-25 kyr får beite fritt innenfor nasjonalparkens grenser fra midten av mai til juli/august/september (Ekelund & Hillersøy 2012). For å kunne undersøke effekten av beiting på honningblom har deler av Skjellvik-lokaliteten blitt gjerdet inn slik at kyra ikke lenger har tilgang til dette området. Registreringer av individer av

honningblom ble gjort både på Skipstadsand og Teneskjær, og utenfor og innenfor gjerdet på Skjellvik.

Målet med studien var, mer presist, å bidra til kunnskapen om honningblommens trivsel gjennom å svare på tre spørsmål. Det ene er hvorvidt visse miljøfaktorer øker sannsynligheten for etablering av honningblomindivider. Dette undersøkes ved å sammenlikne miljøforholdene på områder der det finnes individer og på områder (såkalte kontrollruter) der det tilsynelatende ikke finnes noen individer. Det andre spørsmålet er om det er forskjeller i egenskapene til individene (biomasse, fertilitet, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster) mellom de tre lokalitetene, om disse forskjellene kan forklares ved at miljøet i lokalitetene er forskjellig, og hvordan miljøet påvirker egenskapene ved individene. Som et tillegg til dette undersøkes det om virkningen av miljøvariablene varierer mellom de tre lokalitetene. Det tredje og liknende spørsmålet er om det kan være en effekt av beiting på individenes egenskaper. Dette besvares ved å sammenlikne individer innenfor og utenfor gjerdet på Skjellvik og undersøke om det gjenstår en forskjell når man tar hensyn til at det kan være visse miljøforskjeller mellom disse to delområdene. Også her gjøres det en tilleggsanalyse av variasjonen i miljøvariablenes betydning, ved at det undersøkes om de har en annen effekt innenfor enn utenfor gjerdet. Avslutningsvis vil det bli diskutert om det kan gjøres forbedringer i forvaltningen av honningblom framover.

2 Metoder

2.1 Studieart

Slekten *Herminium* i orkidéfamilien (Orchidaceae) består av 30 arter der honningblommen (figur 1 og 2) er den eneste arten med kjent utbredelse i Europa (Willis 1973, referert i Fredrikson 1990). De sørligste funnene av planten er gjort i Italia, Bosnia, Romania og Tyrkia, og den er observert så langt nord som Sør-Skandinavia og Baltikum. Honningblommen finnes også i deler av Asia, og de østligste funnene av planten er fra Kina og Japan. (Hultén og Fries 1986).

Honningblommen er en flerårig orkidé som produserer nektar (De hert et al. 2013). Den er vanligvis 5-20 cm høy, men individer opp til 26 cm har blitt registrert (under feltarbeidet på Hvaler). Den har en opprett stengel, oftest med 2-3 grunnblad. Individer med 4 grunnblad har også blitt registrert. Grunnbladene er oftest mellom 2 og 4 cm lange, men i noen tilfeller kan de bli så lange som 10 cm. Blomstrende individer har oftest 1-2 stengelblader. Blomsterstanden er smal og er oftest mellom 2 og 7 cm lang, men blomsterstander opp til 9 cm har blitt registrert. Blomsterstanden bærer blekt gulgrønne, klokkeformete blomster med honningduft. Leppen er omtrent 4 mm lang og

dypt 3-flikt med små sidefliker. Honningblommen har en midtstilt, rund knoll, og nye knoller dannes i spissen av utløpere fra stengelbunnen. Den vokser på fuktig slåtteeng og beitemark, baserik grunn, rikmyr og strender (Lid & Lid 2005; Mosseberg & Stenberg 2012; egne observasjoner). Honningblom har en stor tåleevne overfor fuktighet, pH og saltholdighet (Økland & Økland 1996).



Figur 1: Oversiktsbilde av honningblom fra flora (Mosseberg & Stenberg 2012).



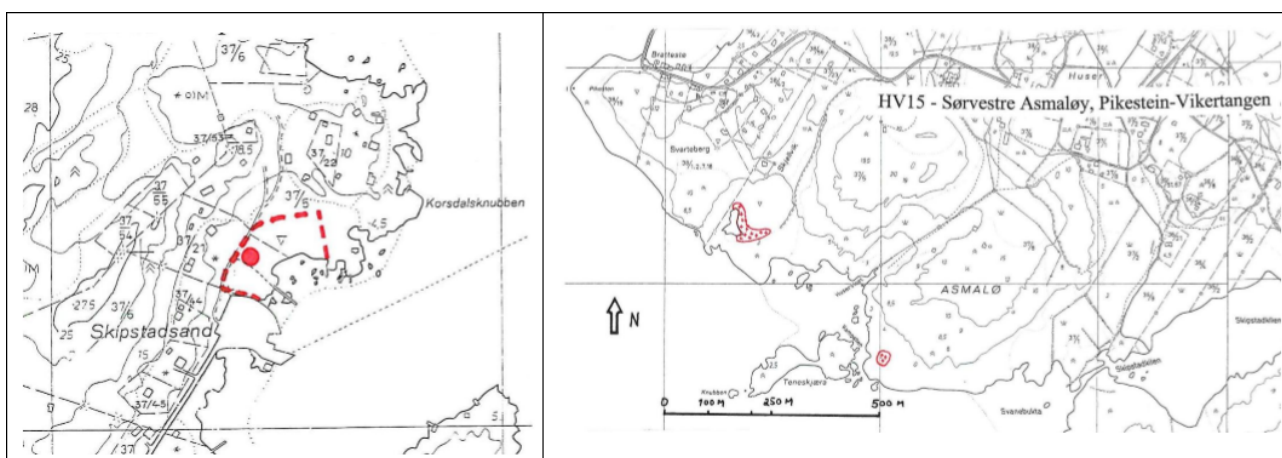
Figur 2: Fotografi av honningblom (Online atlas of the British and Irish flora, udatert).

Wells et al. (1998) har beskrevet fenologien til honningblommen i England. Man kan regne med at denne beskrivelsen kan overføres til norske forhold, men med to til tre ukers forsinkelse på grunn av det kjøligere klimaet i Norge (Miljødirektoratet 2010). Wells et al. beskriver at bladene begynner å synes over bakken fra tidlig i mai. Dersom det har regnet lite, kan imidlertid dette skje inntil én måned senere. Bladene når sin maksimale størrelse i slutten av juni eller i juli, men dersom sommeren er ekstremt tørr, vil bladene forbli små og etter hvert bli gule og ute av funksjon før sommeren er over. Ved normale nedbørsmengder vil bladene være grønne og drive fotosyntese fram til midten av september. Man kan observere blomsterstander fra midten av juni. I midten av juli vil blomsterstanden nå sin fulle lengde, og blomstene er ferdig utviklet. I handlingsplanen for honningblom (Miljødirektoratet 2010) står det videre at frøkapslene produseres i juli og august, og

at frøene som oftest spres i slutten av august. Planten har ingen overjordiske plantedeler fra siste del av september til slutten av april.

2.2 Studieområde

Alle de tre lokalitetene ligger på Asmaløy (figur 3) i Hvaler kommune, som er en kystkommune sør-øst i Norge. Normaltemperaturen er på sitt høyeste i juli og begynnelsen av august og ligger på rundt 16 grader. I februar går normaltemperaturen ned til -4 grader. Fra juni til august ligger den normale nedbørmengden på omtrent 60 mm i snitt per måned (Yr, udatert).



Figur 3: Oversiktsbilde av de tre honningblom-lokalitetene på Asmaløy (Miljødirektoratet 2010). Skipstadsand er markert i bildet til venstre, mens i bildet til høyre er Skjellvik (øverst til venstre) og Teneskjær (nederst til høyre) markert.

2.2.1 Skipstadsand

Denne lokalitet ligger nordøst på Asmaløy og faller utenfor nasjonalparkens grenser. Området ble imidlertid et naturreservat i 2010 og forvaltes i dag av fylkesmannen i Østfold (Bjar 2013). Dette er en liten strandeng som grenser mot havet og som slås hvert år, enten med ljà eller med gressklipper. Noen steder lukes det. Skipstadsand ble beitet av 7-8 kyr, fram til ca. 1965 (Miljødirektoratet 2010). I dag ser man begynnende gjengroing med rynkerose, men dette kontrolleres ved sprøyting. Planten finnes stort sett i flekkvise arealer. Noen arealer har svært høy konsentrasjon, mens områdene rundt er frie for honningblom. Honningblom er kun observert i den delen av lokaliteten som ligger lengst fra sjøen. På 80-tallet var populasjonen på sitt største, men siden den gang har honningblommen forsvunnet fra noen av de tidligere tett konsentrerte områdene. Dette kunne tyde på at bestanden på



Figur 4: Bilde av Skipstadsand (Miljødirektoratet 2010).

Skipstadsand var i ferd med å dø ut. Det har imidlertid vært en økning av individer de aller siste årene (Bjar 2014, pers.medd.).

2.2.2 Teneskjær

Området ligger innenfor Ytre Hvaler nasjonalpark og forvaltes av nasjonalparkstyret. Som nevnt innledningsvis ble det i 2009 satt ut kyr i nasjonalparken, og denne lokaliteten er derfor utsatt for



Figur 5: Bilde av Teneskjær (Miljødirektoratet 2010).

beiting om sommeren. Lokaliteten er ganske liten med forholdsvis lavtvoksende og glissen vegetasjon selv uten beiting (Bjar 2014, pers.medd.). Man ser tydelig skjellsand under store deler av vegetasjonsdekket. Noen steder er jordsmonnet litt dypere og fuktigere, men lokaliteten er generelt tørrere enn Skipstadsand og Skjellvik.

2.2.3 Skjellvik

Dette området ligger også innenfor nasjonalparken. På denne lokaliteten har det pågått et skjøtselstiltak siden 2009. Dette innebærer at deler av honningblompopulasjonen er avgrenset med strømgjerde slik at kyra ikke har tilgang til å beite her før etter frøspredning. Utenfor gjerdet beiter kyra fritt. Man kan altså anse Skjellvik som en lokalitet med to behandlinger – ett område med beiting og ett uten beiting. (Det skal riktignok sies at gjerdet i juni 2014, mindre enn tre uker før



Figur 6: Bilde av Skjellvik. Strømgjerdet avgrensner området uten beiting fra området med beiting. Foto av Liv Ingrid Kravdal.

feltarbeidet begynte, ble flyttet slik at kyra ikke lenger hadde tilgang til noe av denne lokaliteten. Jeg har imidlertid forholdt meg til den tidligere inngjerdingen. Selv om området ikke ble beitet på akkurat da feltarbeidet ble utført, er det nyinngjerdede området preget av tidligere beiting.) Området uten beiting har imidlertid blitt slått med

gressklipper hver sommer for å holde vegetasjonen nede. På Skjellvik er det generelt fuktigere enn på de to andre lokalitetene, og området er karakterisert som ekstremrik myr (Bjar 2014, pers.medd.). Denne fuktigheten, i kombinasjon med kyr, medfører mye dype tråkk og bar jord på det området der kyra har tilgang hele sommeren.

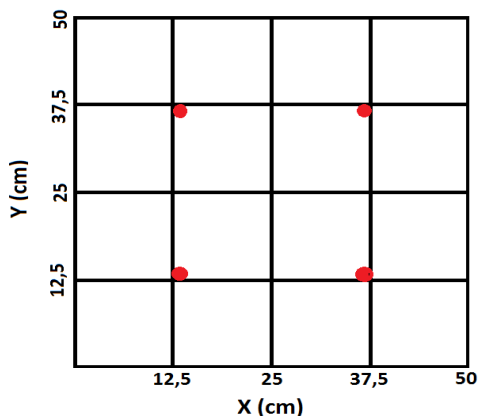
Det er også kjent spredte enkeltindivider eller små grupper av honningblom mellom Teneskjær og Skjellvik (Miljødirektoratet 2010), men disse individene er ikke en del av dette prosjektet.

2.3 Studiedesign

På Skipstadsand, Teneskjær og Skjellvik ble det til sammen lagt ut 80 permanente prøveruter som var 50cm x 50cm store. 40 av dem inneholdt individer av honningblom, mens 40 av dem var kontrollruter.

På både Skipstadsand og Teneskjær ble det satt opp ti ruter rundt ett eller flere individer av honningblom og ti kontrollruter uten honningblom. For å bestemme plasseringen av rutene med individer av honningblom brukte vi først noen timer på å finkjemme området for individer. Vi satte opp merkepinner der det fantes enkeltindivider eller grupper av individer. Deretter valgte vi ut ti tilfeldige merkepinner der vi satte opp en rute. Hver rute fikk sin egen kontrollrute som skulle være mest mulig representativ for ruten med honningblomindivider. Kontrollrutene ble derfor lagt én meter unna ruten med honningblomindivider, og i utgangspunktet parallelt med prøveruten, i retning øst. Kontrollruten måtte ikke overlappe med en annen rute, og ikke ha vesentlig mer stein eller vedaktige planter enn den tilhørende ruten med honningblomindivider. Dersom disse kravene ikke var oppfylt, ble retningen endret til sørøst, så sør, sørvest, vest, nordvest, nord, nordøst. Eventuelt kunne kontrollruten plasseres nærmere ruten med honningblom.

På Skjellvik ble det både innenfor og utenfor beiteområdet satt opp ti ruter som inneholdt individer av honningblom og ti kontrollruter. Plasseringen av prøverutene ble utført på tilsvarende måte som på Skipstadsand og Teneskjær, men til forskjell fra disse lokalitetene ble ikke området på Skjellvik like godt finkjemmet i forkant. Dette skyldtes lokalitetens størrelse og den høye vegetasjonen. I stedet for å lete etter både vegetative og fertile eksemplarer, lette vi kun etter fertile fordi disse var lettere å se.



Figur 7: En 50cm x 50cm prøverute.

Prøverutene var delt inn i 16 småruter på 12,5cm x 12,5cm (se figur 7). I alle prøveruter ble det gjort vegetasjonsanalyser som innebar å anslå dekkningen av vegetasjon, graminider, urter, vedaktige planter, mose, strø, stein og bar bakke, i tillegg til at antall arter i ruten ble telt. Jordfuktighet og vegetasjonshøyde ble estimert ved å ta et gjennomsnitt av fire målinger innenfor hver rute. Disse fire målingene ble utført i de midterste fire smårutene så langt mot hjørnene av den store ruten som mulig (se de røde prikkene i figur 7).

I rutene med honningblom ble individer registrert. For hvert individ ble det registrert avstand fra nederste venstre hjørne (origo), i begge retninger (til høyre, X, og oppover, Y), for å kunne finne fram til det samme individet igjen til neste år. For hvert individ ble antall blader, bredde og lengde på største blad, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster registrert. Ved å multiplisere bredden på største blad (mm) med lengden på dette bladet (mm), og så multiplisere dette med antall blader, ble biomasse beregnet – både for vegetative og fertile individer. Høyde (cm), lengde på blomsterstand (mm) og antall blomster ble kun målt for de fertile individene.

I noen av rutene var det svært mange individer, så i disse rutene ble kun et utvalg av individene registrert. Dette ble gjort på en objektiv måte ved at de første individene som ble registrert, var alle som falt innenfor småruten på 12,5cm x 12,5 cm nederst til venstre. Dersom det var minst tjue individer i denne småruten, ble det ikke registrert flere individer i denne prøveruten. Dersom det var færre enn tjue individer i småruten, ble alle individene i de fire smårutene nederst til venstre registrert. Hvis antallet registrerte individer også i disse rutene var under tjue, ble alle individene i de ni smårutene nederst til venstre registrert. Alle individene i hele ruten ble registrert dersom det var færre enn tjue individer i disse ni smårutene.

2.4 Statistiske metoder

2.4.1 Miljøvariable

Totalt ble 11 miljøvariable registrert i hver rute – jordfuktighet, vegetasjonshøyde, vegetasjonsdekke, dekning av graminider, urter, vedaktige planter, mose, strø og stein, mengde bar bakke og antall arter. Vegetasjonshøyde ble ekskludert fra analysene fordi noen områder nylig hadde blitt klippet. (Når det klippes, kan det skapes et feil inntrykk av hvilken betydning vegetasjonshøyden har.) Dekning av stein ble også ekskludert fordi for få av rutene inneholdt stein. Av samme grunn ble vedaktige plater utelukket fra analysene som omfattet alle tre lokaliteter, men var med i analysen av beitetiltaket på Skjellvik.

Sammenhengen mellom de resterende miljøvariablene ble undersøkt med tanke på et mulig multikolaritetsproblem i den statistiske analysen. I et første trinn ble alle korrelasjonskoeffisienter mellom par av miljøvariable beregnet. Det var høy korrelasjon mellom vegetasjonsdekke og dekning av strø (-0,73) og mellom vegetasjonsdekke og mengde bar jord (-0,70). Det var også høy korrelasjon mellom dekning av urter og graminider (-0,74). Jeg estimerte deretter lineære regresjonsmodeller der én og én miljøvariabel ble satt til responsvariabel, mens resten var forklaringsvariable. Dette ble gjort for å undersøke om en miljøvariabel var i nærheten av å være en lineærkombinasjon av de andre miljøvariablene. R^2 var i flere tilfeller over 0,90, som tilsvarer en «variance inflation factor» ($VIF=1/(1-R^2)$) på over 10. Et slikt nivå er sett på som en indikasjon på et potensielt problem, selv om ingen allment akseptert faregrense finnes (O'Brien 2007). Særlig i modellene for variablene «dekning av graminider», «dekning av urter» og «vegetasjonsdekke» var VIF høy. Jeg valgte å fjerne mengde bar jord og dekning av urter fra analysene, mens jeg beholdt graminider og vegetasjonsdekke, som viste seg å være viktigere faktorer i en del av regresjonsmodellene rapportert nedenfor. Jeg beholdt også strø (selv om dette korrelerte sterkt med vegetasjonsdekke) fordi kunnskap om betydningen av strø kan være nyttig for utformingen av konkrete forvaltningstiltak.

2.4.2 Regresjonsmodeller på rutenivå - Forskjeller mellom ruter med og uten honningblom

Aller først ble det estimert lineære regresjonsmodeller på rutenivå der hver av de gjenstående miljøvariablene for ruten ble satt til responsvariable. Forklaringsvariablene i disse modellene var lokalitet og om ruten hadde individer av honningblom eller ikke, altså om det var en kontrollrute eller ikke. Målet med disse modellene var å undersøke sammenhengen mellom miljøforhold og

forekomst av honningblom. Det er en like stor andel kontrollruter i alle lokaliteter, så det er ikke nødvendig å kontrollere for lokalitet når målet er å finne fram til en generell sammenheng mellom miljøvariable og tilstedeværelse av individer. I denne studien ble det imidlertid også undersøket om miljøforholdenes betydning for tilstedeværelsen av individer varierer mellom lokalitetene. Derfor ble det tatt med en interaksjon mellom lokalitet og kontrollrute/ikke-kontrollrute, sammen med hovedeffekten av lokalitet.

2.4.3 Flernivåmodeller for individenes egenskaper - Forskjeller i honningblommens tilstand mellom lokaliteter

Formålet med de neste regresjonsmodellene var å undersøke om det var forskjeller i egenskapene til individene (biomasse, fertilitet, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster) mellom lokalitetene og behandlingene, om disse forskjellene kan forklares ved at miljøet i lokalitetene er forskjellig, og hva effektene av miljøvariablene er. Man får bedre estimater av disse effektene når man på denne måten kontrollere for at det kan være variasjon i miljø mellom lokalitetene, og at andre forhold ved lokaliteten som ikke er målt også kan påvirke individenes egenskaper, enn hvis man bare har miljøfaktorene med i modellen og ikke lokalitet. Sagt på en annen måte kontrollerer man for uobserverte forhold ved lokaliteten som preger alle rutene i lokaliteten (dvs. en såkalt fast-effektmodellering [Stock & Watson 2003]).

Det ble estimert modeller der hver av de nevnte individvariablene var responsvariable. Alle modellene inneholdt forklaringsvariablen lokalitet eller behandling (dvs. beiting mot ikke-beiting), som nærmere forklart nedenfor. De andre forklaringvariablene var diverse miljøkarakteristika ved rutene samt individvariablen biomasse (unntatt i modellen for biomasse selvsagt).

Modellene for biomasse, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster er lineære (se modellspesifikasjon i appendix), siden dette er kontinuerlige variable (Antall blomster er et heltall, men varierer over et ganske stort område fra 5 til 55, så det er rimelig å betrakte dette som en kontinuerlig variabel.). Før estimering ble disse responsvariablene log-transformert, slik at residualene ble tilnærmet normalfordelt. Modellene for høyde, lengde på blomsterstand eller antall blomster ble begrenset til fertile individer. For fertilitet, som er en binomisk variabel, ble det derimot estimert logistiske regresjonsmodeller (se modellspesifikasjon i appendix). Det vil si at det ble estimert modeller for sannsynlighet for blomstring.

Fordi alle individer i en rute er påvirket av visse karakteristika ved denne ruten som ikke observeres, og flere av forklaringsvariablene er kjennetegn ved ruter, ble det lagt til et restledd som var spesifikt for hver rute. Dermed blir modellene såkalte flernivåmodeller (eller miksede

modeller). Dette restleddet antas normalfordelt med gjennomsnitt 0 og en varians som estimeres (rapporteres ikke i denne analysen). Når et slikt restledd legges til, vil man i lineære modeller ikke få endret punkttestimatene for de koeffisientene (effektene) som hører til variablene på rutenivå (dvs. miljøvariablene), men standardfeilene blir større. I logistiske modeller kan også punkttestimatene bli endret, avhengig av hvor stor variansen av restleddet er (Snijders & Bosker 1999). Estimeringen av disse modellene ble gjort i programpakken R ved hjelp av pakken «lme4». Lmer-funksjonen ble brukt for de lineære modellene og glmer for de logistiske.

For hver responsvariabel ble det estimert tre modeller der lokalitet ble inkludert. I modell 1 var ingen andre variable med. Effekten av lokalitet avspeiler da de forskjellene i gjennomsnitt som framkommer i de innledende enkle beskrivelsene (tabell 3 og 11). I modell 2 ble også miljøvariablene (og biomasse) tatt med. Dermed ser man hva disse variablene betyr for responsvariablene. Ved å sammenlikne med estimatene fra modell 1 ser man dessuten hvor mye av forskjellen mellom lokalitetene som blir forklart av disse variablene (en svært vanlig prosedyre beskrevet for eksempel i Skog 2005) I modell 3 ble interaksjoner mellom lokalitet og miljøvariablene lagt til, fordi det kunne tenkes at effekten av noen av miljøvariablene var sterkere i en lokalitet enn i en annen.

Tilsvarende ble det for individene på Skjellvik estimert tre modeller der beitebehandling var med på samme måte som lokalitet ovenfor. Hovedmålet var å undersøke effekten av beiteeksperimentet på Skjellvik, med (modell 2) og uten (modell 1) kontroll for miljøvariable som kan variere mellom det beitede og ikke-beitede området. Dessuten skulle det undersøkes om effekten av miljøvariablene var avhengig av beitebehandlingen.

Spesifikasjonen av modellene 2 og 3 ble bygd på en baklengs modellseleksjon. Målet var å komme fram til modeller der ingen effekter er langt fra signifikante, med mulig unntak for effekter som er helt nødt til å være med, altså lokalitet eller behandling (sammenlikning mellom modell 1 og 2 blir ellers umulig å gjennomføre). Jeg brukte kommandoen `drop1(modell)` i R. Når man bruker denne kommandoen, får man opp en tabell der en av kolonnene inneholder modellens AIC-verdi, samt hva som blir modellens AIC-verdi dersom man fjerner en bestemt variabel fra modellen. Jeg valgte da å fjerne en variabel slik at den resulterende modellen hadde lavest mulig AIC-verdi. Hvis det var umulig å få en reduksjon i AIC-verdi, ble ingen variable fjernet, det vil si at modellen ble valgt som «den endelige». Jeg fjernet aldri hovedeffekten av en miljøvariabel hvis interaksjonen mellom denne miljøvariablen og lokalitet eller behandling (fremdeles) var med i modellen (tillates heller ikke av programmet). Denne prosedyren ble om nødvendig gjentatt flere ganger, slik at en og en variabel ble fjernet inntil det var umulig å oppnå en lavere AIC-verdi. Dersom det var en variabel i modellen uten signifikant betydning, ble denne imidlertid fjernet dersom AIC-verdien ikke økte med mer enn 2. Til slutt ble den endelige modellen sammenliknet med den mest komplekse

modellen, som prosedyren startet med, i tillegg til alle modellene som ble estimert på veien til den endelige modellen. Dette ble gjort ved hjelp av kommandoen `anova(modell1,modell2...)`. Jeg beholdt den modellen som hadde lavest AIC-verdi. Mens de modellene som inneholdt minst en interaksjon, alltid inneholdt de tilsvarende hovedeffektene, var det mange av dem som inneholdt hovedeffekter uten de tilsvarende interaksjonene, og disse hovedeffektene var ikke alltid med i den enklere modellen (modell 2) som var fri for interaksjoner (fordi de da ikke var tilstrekkelig signifikante).

Det var ikke mulig å ha med Teneskjær i modellene for høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster som inneholdt interaksjoner mellom miljøvariable og lokalitet, fordi det var svært få blomstrende individer på denne lokaliteten. I tillegg lot det seg ikke gjøre å estimere modellen for fertilitet når interaksjoner med lokalitet ble tatt med. I stedet estimerte jeg flere modeller der alle hovedeffektene var med og én og én interaksjon. I modell 3 beskrevet i kapitlene 3.3.5 og 3.3.6 er mange ikke-signifikante variabler tatt med fordi det ikke gikk an å fjerne dem uten at det kom opp en advarsel i R. Modellen for fertilitet på Skjellvik, der det skilles mellom området innenfor og utenfor gjerdet, lot seg ikke estimere dersom restleddet på rutenivå var med. Modell 2 og 3 for fertilitet inneholder derfor ikke et slikt restledd.

3 Resultater

Totalt ble 742 individer av honningblom registrert. Av disse ble 260 registrert på Skipstadsand, 250 på Teneskjær, 116 innenfor gjerdet og 116 utenfor gjerdet på Skjellvik. 570 av de registrerte individene var vegetative, mens 172 var fertile.

3.1 Forskjeller mellom ruter med og uten honningblom

I kontrollrutene var det gjennomgående høyere jordfuktighet, mer graminider og mose og færre arter (Tabell 1).

Tabell 1: Gjennomsnitt (og standardavvik) for jordfuktighet, vegetasjonsdekke, dekning av graminider, vedaktige planter, mose og strø og antall arter i ruter med honningblom og i kontrollruter på de tre lokalitetene.

	Skipstadsand		Teneskjær	
	Ruter med honningblom	Kontrollruter	Ruter med honningblom	Kontrollruter
Jordfuktighet (vol %)	30,61 (2,26)	34,41 (2,72)	15,78 (3,27)	23,90 (5,23)
Vegetasjonsdekke (%)	90,50 (4,50)	94,00 (3,06)	92,10 (1,83)	91,00 (4,76)
Graminider (%)	56,00 (4,07)	66,50 (5,22)	70,30 (4,54)	77,00 (5,23)
Vedaktige planter (%)	0,10 (0,10)	0	3,80 (2,43)	3,80 (1,55)
Mose (%)	2,10 (0,80)	2,80 (1,30)	7,90 (3,74)	9,70 (2,20)
Strø (%)	17,00 (5,07)	12,00 (1,86)	7,80 (1,18)	6,80 (0,89)
Antall arter	11,30 (0,76)	8,90 (0,67)	8,00 (0,68)	7,10 (0,50)

	Skjellvik	
	Ruter med honningblom	Kontrollruter
Jordfuktighet (vol %)	51,27 (0,86)	54,07 (0,93)
Vegetasjonsdekke (%)	92,25 (1,56)	90,25 (2,16)
Graminider (%)	52,00 (4,22)	58,00 (4,13)
Vedaktige planter (%)	4,05 (2,10)	4,65 (2,68)
Mose (%)	11,05 (3,08)	13,70 (5,01)
Strø (%)	5,90 (0,68)	7,30 (0,96)
Antall arter	14,70 (0,55)	11,75 (0,81)

Ifølge regresjonsestimatene (tabell 2) var kontrollrutene fuktigere og hadde færre arter enn rutene med honningblom. Dette er samme mønster som framkom i den enkle beskrivelsen i tabell 1. Det var også en tendens til mer graminider i kontrollrutene. Interaksjoner mellom lokalitet og kontroll/ikke-kontroll var ikke signifikant på 0,05 nivå i noen av modellene, og slike interaksjonseffekter er derfor ikke vist. Interaksjonen mellom lokalitet og strø var imidlertid på grensen til å være signifikant. Det var tegn til mindre strø i kontrollrutene enn i rutene med honningblom på Skipstadsand, mens det er omvendt på Skjellvik.

Tabell 2: Effekter (med standardfeil) på jordfuktighet, vegetasjonsdekke, dekning av graminider, vedaktige planter, mose og strø og antall arter i følge lineære regresjonsmodeller.

	Jordfuktighet	Vegetasjonsdekke	Graminider	Vedaktige planter
Konstant	34,70 (2,08) ***	92,05 (2,53) ***	64,90 (4,21) ***	0,19 (2,06)
Lokalitet ^a : Skjellvik	20,16 (2,28) ***	-1,00 (2,78)	-6,25 (4,61)	4,30 (2,26) .
Teneskjær	-12,67 (2,63) ***	-0,70 (3,21)	12,40 (5,33) *	3,75 (2,60)
Ikke kontroll ^b	-4,38 (1,86) *	0,40 (2,27)	-7,30 (3,77) .	0,28 (1,84)

	Mose	Strø	Antall arter
Konstant	3,43 (3,52)	14,10 (1,69) ***	8,95 (0,66) ***
Lokalitet ^a : Skjellvik	9,93 (3,86) *	-7,90 (1,85) ***	3,13 (0,73) ***
Teneskjær	6,35 (4,45)	-7,20 (2,14) **	-2,55 (0,84) **
Ikke kontroll ^b	-1,95 (3,15)	0,80 (1,51)	2,30 (0,59) ***

^a Skipstadsand er referansekategori .

^b «kontroll» er referansekategori.

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.2 Forskjeller i honningblommens tilstand mellom lokaliteter og effekter av miljøvariable

3.2.1 Enkel beskrivelse av responsvariablene

Honningblomindividene på Skjellvik hadde størst biomasse, var høyest og hadde lengst blomsterstand, mens individene på Teneskjær hadde minst biomasse, var lavest og hadde kortest blomsterstand. Antall blomster i blomsterstanden varierte ikke så mye. Det var en ganske liten andel fertile individer på Teneskjær i forhold til på Skipstadsand og Skjellvik (tabell 3).

Tabell 3: Gjennomsnitt (og standardavvik) for biomasse, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster og fordelingen av vegetative og fertile individer av honningblom på de tre lokalitetene på Asmaløy.

	Skipstadsand	Teneskjær	Skjellvik
Biomasse	802,81 (35,02)	290,29 (17,82)	1203,32 (67,17)
Høyde (cm)	12,81 (0,52)	7,50 (0,35)	14,89 (0,54)
Lengde på blomsterstand (mm)	37,53 (2,00)	31,00 (3,67)	44,09 (1,98)
Antall blomster	19,49 (1,19)	20,00 (1,58)	21,45 (1,06)

	Skipstadsand	Teneskjær	Skjellvik
Vegetative individer	177 (68 %)	239 (96 %)	154 (66 %)
Fertile individer	83 (32 %)	11 (4 %)	78 (34 %)

3.2.2 Biomasse

I tråd med denne beskrivelsen viste regresjonsanalysen at det var klart lavere biomasse på Teneskjær enn på Skipstadsand, mens det ikke var forskjell mellom Skipstadsand og Skjellvik (modell 1, tabell 4). Modell 2 lot seg ikke estimere, i den forstand at alle miljøvariable hadde liten betydning for biomassen, slik at ingen av dem ble med i «den endelige modellen» etter seleksjonsprosedyren. Med andre ord kunne ikke forskjellene i biomasse mellom Skipstadsand og Teneskjær forklares ved at det var forskjeller i miljøvariablene.

Det var ingen signifikante interaksjoner mellom lokalitet og miljøvariablene. Det var imidlertid en tendens til en interaksjon mellom lokalitet og dekning av graminider: Det antydes en positiv sammenheng mellom graminider og biomassen på Teneskjær (hovedeffekt -0,004 pluss interaksjonseffekt 0,04, der sistnevnte er signifikant på 0,10 nivå), mens det på Skipstadsand ikke er en slik sammenheng (effekt -0,004).

Tabell 4: Effekter (med standardfeil) av lokalitet og miljøvariable på biomasse.

	Modell 1	Modell 3
Konstant	6,65 (0,17)	6,79 (0,76)
Lokalitet ^a : Skjellvik	0,22 (0,20)	0,58 (0,90)
Teneskjær	-0,86 (0,24) ***	-3,62 (1,40) **
Graminider		-0,004 (0,01)
Vedaktige planter		0,72 (0,56)
Skjellvik*Graminider		-0,003 (0,02)
Teneskjær*Graminider		0,04 (0,02) .
Skjellvik*Vedaktige planter		-0,74 (0,56)
Teneskjær*Vedaktige planter		-0,67 (0,56)

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.2.3 Fertilitet

I overensstemmelse med beskrivelsen i tabell 3 viste regresjonsanalysen at det var færre fertile individer på Teneskjær enn på Skipstadsand, men det var ingen forskjell mellom Skipstadsand og Skjellvik (modell 1, tabell 5). Når variablene som hadde signifikant eller nesten signifikant effekt ble lagt til modellen, ble forskjellen mellom Teneskjær og Skipstadsand ikke lenger signifikant og punkttestimatet betraktelig mindre. Med andre ord forklarte disse variablene mye av variasjonen mellom disse to lokalitetene. Jeg estimerte to modeller, en der strø ble ekskludert og en der biomasse ble ekskludert. Det viste seg at biomasse var den variabelen som forklarte det meste av variasjonen i fertilitet mellom Skipstadsand og Teneskjær, men dekning av strø bidro også. Altså var den lave biomassen hos honningblomindividene og den lille mengden strø på Teneskjær (se beskrivelse i tabell 1) viktige grunner til at det var lavere fertilitet der. Heller ikke da det ble kontrollert for biomasse og strø, var det noen forskjell i fertilitet mellom Skipstadsand og Skjellvik.

I følge modellene (tabell 6) der én og én interaksjon og alle hovedeffekter var med, var det en positiv sammenheng mellom dekning av mose og fertiliteten på Skipstadsand, men på de to andre lokalitetene var det ingen slik sammenheng. Punkttestimatene antydte for øvrig en positiv sammenheng mellom jordfuktighet og fertilitet på Teneskjær og en svakt negativ sammenheng på Skipstadsand. Det var tegn til negativ sammenheng mellom dekning av graminider og fertilitet på Skipstadsand ($p < 0,10$), mens det på Skjellvik og Teneskjær ikke var noen antydning til en slik sammenheng.

Tabell 5: Effekter (med standardfeil) av lokalitet, biomasse og miljøvariable på (log odds for) fertilitet.

	Modell 1	Modell 2
Konstant	-0,87 (0,27) **	-14,62 (1,57) ***
Lokalitet ^a : Skjellvik	0,12 (0,35)	-0,10 (0,38)
Teneskjær	-2,15 (0,48) ***	-0,41 (0,50)
Strø		0,03 (0,01) *
Biomasse		1,97 (0,22) ***

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

Tabell 6: Effekter (med standardfeil) av lokalitet og miljøvariable på (log odds for) fertilitet ifølge modeller med interaksjoner og hovedeffekter.

a) Modell med interaksjon mellom lokalitet og jordfuktighet.

	Modell 3 (1)
Konstant	-14,60 (2,84) ***
Lokalitet ^a : Skjellvik	-0,30 (2,69)
Teneskjær	-2,55 (1,45) .
Jordfuktighet ^b	-0,03 (0,04)
Skjellvik*Jordfuktighet	0,03 (0,06)
Teneskjær*Jordfuktighet	0,10 (0,05) .

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

^b Alle hovedeffekter er med i modellen, men disse vises ikke (for enkelhets skyld).

b) Modell med interaksjon mellom lokalitet og graminider.

	Modell 3 (2)
Konstant	-12,99 (3,02) ***
Lokalitet ^a : Skjellvik	-3,64 (2,06) .
Teneskjær	-3,17 (3,06)
Graminider ^b	-0,06 (0,03) .
Skjellvik*Graminider	0,06 (0,03) .
Teneskjær*Graminider	0,05 (0,04)

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

^b Alle hovedeffekter er med i modellen, men disse vises ikke (for enkelhets skyld).

c) Modell med interaksjon mellom lokalitet og mose.

	Modell 3 (3)
Konstant	-14,64 (2,65) ***
Lokalitet ^a : Skjellvik	0,34 (0,75)
Teneskjær	0,31 (0,70)
Mose ^b	0,25 (0,09) **
Skjellvik*Mose	-0,26 (0,09) **
Teneskjær*Mose	-0,27 (0,09) **

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

^b Alle hovedeffekter er med i modellen, men disse vises ikke (for enkelhets skyld).

3.2.4 Høyde

Som antydnet i tabell 3 var de fertile individene lavere på Teneskjær enn på Skipstadsand, men det var ingen forskjell mellom Skjellvik og Skipstadsand (modell 1, tabell 7). Både biomasse og dekning av graminider hadde betydning for individenes høyde, og begge bidro til å gjøre estimatet til Teneskjær noe mindre negativt. Med andre ord var den lave biomassen og den store mengden graminider på Teneskjær (se tabell 1) viktige grunner til at blomstene var lavere her. Det gjenstod imidlertid mye uforklart variasjon i høyden mellom Skipstadsand og Teneskjær. Det var heller ikke noen forskjell i høyde mellom Skipstadsand og Skjellvik når det ble kontrollert for biomasse og strø.

I følge modell 3, var det en sterk signifikant positiv sammenheng mellom biomassen og blomsterhøyden på Skipstadsand. Denne sammenhengen var imidlertid noe svakere på Skjellvik enn på Skipstadsand. Sammenhengen mellom høyde og dekning av graminider var svakt positiv på Skipstadsand, mens på Skjellvik var denne sammenhengen signifikant mindre positiv og punkttestimatet for effekten på Skjellvik (dvs. prediksjon basert på summering av hovedeffekten på 0,01 og den relevante interaksjonseffekten på -0,02) ble negativt. Det var også en tendens til en mindre negativ sammenheng mellom jordfuktighet og høyde på Skjellvik enn på Skipstadsand, der sammenhengen var signifikant negativ.

Tabell 7: Effekter (med standardfeil) av lokalitet, biomasse og miljøvariable på høyde.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Konstant	2,58 (0,09)	0,35 (0,24)	-0,30 (0,29)
Lokalitet ^a : Skjellvik	0,06 (0,11)	-0,02 (0,06)	1,32 (0,58) *
Teneskjær	-0,57 (0,18) **	-0,38 (0,12) **	-
Graminider		-0,004 (0,002) *	0,01 (0,004) *
Biomasse		0,35 (0,03) ***	0,41 (0,04) ***
Jordfuktighet			-0,02 (0,01) **
Mose			0,02 (0,01)
Skjellvik* Jordfuktighet			0,02 (0,01) .
Skjellvik*Graminider			-0,02 (0,004) ***
Skjellvik*Mose			-0,02 (0,01)
Skjellvik*Biomasse			-0,13 (0,06) *

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.2.5 Lengde på blomsterstand

I tråd med beskrivelsen i tabell 3 var det ingen forskjell i lengden på blomsterstanden mellom de tre lokalitetene (modell 1, tabell 8). Biomassen hadde en positiv effekt (modell 2).

Det var en negativ sammenheng mellom jordfuktighet og lengden på blomsterstanden på Skipstadsand, men på Skjellvik var det en signifikant mindre negativ sammenheng, og punkttestimatet for effekten der er positivt (modell 3, tabell 8). Dekningen av graminider hadde en svak positiv sammenheng med blomsterstandlengden på Skipstadsand, mens denne sammenhengen var signifikant mindre positiv på Skjellvik, og punkttestimatet for effekten der var negativt. På Skipstadsand hadde biomasse en positiv sammenheng med lengden på blomsterstanden som var sterk signifikant. Denne sammenhengen var imidlertid noe mindre på Skjellvik enn på Skipstadsand. Det var en tendens til en positiv sammenheng mellom mose og blomsterstandlengde på Skipstadsand, men denne sammenhengen fantes ikke på Skjellvik.

Tabell 8: Effekter (med standardfeil) av lokalitet, biomasse og miljøvariable på lengde på blomsterstand.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Konstant	3,62 (0,09) ***	0,48 (0,31)	-0,07 (0,35)
Lokalitet ^a : Skjellvik	0,11 (0,12)	-0,07 (0,08)	1,20 (0,73) .
Teneskjær	-0,20 (0,22)	-0,09 (0,15)	-
Biomasse		0,45 (0,04) ***	0,54 (0,06) ***
Jordfuktighet			-0,02 (0,005) ***
Graminider			0,01 (0,004) *
Vedaktige planter			0,01 (0,01) *
Mose			0,03 (0,01) .
Skjellvik* Jordfuktighet			0,03 (0,01) **
Skjellvik*Graminider			-0,02 (0,005) ***
Skjellvik*Mose			-0,03 (0,01) .
Skjellvik*Biomasse			-0,17 (0,08) *

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.2.6 Antall blomster

For de blomstrende individene var det ingen forskjell i antall blomster mellom de tre lokalitetene (modell 1, tabell 9). Ifølge modell 2 hadde biomassen en positiv effekt og dekning av mose en negativ effekt.

Det var en negativ sammenheng mellom jordfuktighet og antall blomster på Skipstadsand, men på Skjellvik var denne sammenhengen signifikant mindre negativ og punktestimatet for effekten der var positivt. På Skipstadsand var det en positiv sammenheng mellom graminider og antall blomster, mens det ikke var en slik sammenheng på Skjellvik. Den positive sammenhengen mellom biomasse og antall blomster var generelt signifikant, men var noe svakere på Skjellvik enn på Skipstadsand.

Tabell 9: Effekter (med standardfeil) av lokalitet, biomasse og miljøvariable på antall blomster.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Konstant	2,98 (0,10) ***	-0,46 (0,30)	-1,16 (0,35) ***)
Lokalitet ^a : Skjellvik	0,05 (0,13)	-0,09 (0,08)	1,17 (0,76)
Teneskjær	0,004 (0,23)	0,18 (0,14)	-
Mose		-0,004 (0,002) *	-0,003 (0,001) .
Biomasse		0,49 (0,04) ***	0,57 (0,06) ***
Jordfuktighet			-0,01 (0,01) **
Graminider			0,01 (0,004) **
Skjellvik* Jordfuktighet			0,02 (0,01) *
Skjellvik*Graminider			-0,01 (0,01) **
Skjellvik*Biomasse			-0,18 (0,08) *

^a Skipstadsand er referanselokalitet

*** p<0.001; ** p<0.01; * p<0.05; . p<0.10

3.2.7 Oppsummering

Siden flere modeller ble estimert og såpass mange variable ble tatt i betraktning, sammenfattes de viktigste resultatene i Tabell 10.

Tabell 10: Sammenfatning av resultater.

- a) Oversikt over forskjellene mellom lokalitetene (iflg modell 1), hvor mye som forklares av biomasse og miljøvariablene (iflg modell 1 og modell2), og hvorvidt miljøvariable og biomasse har signifikant positiv eller negativ effekt.

	Biomasse	Fertilitet	Høyde	Lengde på blomsterstand	Antall blomster
Skjellvik	0	0	0	0	0
Teneskjær	- (ikke noe forklares)	- (alt forklares)	- (en god del forklares)	0	0
Biomasse		+ (***)	+ (***)	+ (***)	+ (**)
Jordfuktighet				.	
Vegetasjonsdekke					
Graminider			- (*)		.
Mose					- (*)
Strø		+ (*)			
Antall arter					

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

- b) Oversikt over signifikante interaksjoner mellom miljøvariabel eller biomasse og lokalitet (interaksjon med Skjellvik i andre rad og interaksjon med Teneskjær i tredje rad, evt. - hvis sistnevnte ikke er mulig å estimere) samt hovedeffekten, dvs. effekten av miljøvariablen eller biomassen på Skipstadsand (første rad).

	Biomasse	Fertilitet	Høyde	Lengde på blomsterstand	Antall blomster
Biomasse			0,41 (***) -0,13 (*) -	0,54 (***) -0,17 (*) -	0,57 (***) -0,18 (*) -
Jordfuktighet				-0,02 (***) 0,03 (**) -	-0,01 (**) 0,02 (*) -
Vegetasjonsdekke					
Graminider			0,01 (*) -0,02 (***) -	0,01 (*) -0,02 (**) -	0,01 (**) -0,01 (**) -
Mose		0,25 (**) -0,26 (**) -0,27 (**)			
Strø					
Antall arter					

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.3 Effekt av beitetiltaket

3.3.1 Enkel beskrivelse av variablene

Der det ble beitet var biomassen større og de fertile individene var høyere, hadde lengre blomsterstand og hadde flere blomster i blomsterstanden. Andelen fertile var også større her (tabell 11). I det beitede området var dessuten vegetasjonsdekket litt lavere, mengden vedaktige planter var mindre, og det var mer graminider og mose (tabell 12).

Tabell 11: Gjennomsnitt (med standardavvik) for biomasse, høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster og fordelingen av vegetative og fertile individer av honningblom innenfor og utenfor gjerdet på Skjellvik.

	Innenfor gjerdet (Ikke beitet)	Utenfor gjerdet (Beitet)
Biomasse	943,35 (65,65)	1465,62 (112,51)
Høyde (cm)	12,44 (0,74)	16,29 (0,64)
Lengde på blomsterstand (mm)	37,29 (2,33)	47,98 (2,66)
Antall blomster	19,04 (1,10)	22,85 (1,51)

	Innenfor gjerdet (Ikke beitet)	Utenfor gjerdet (Beitet)
Vegetative individer	89 (77 %)	65 (56 %)
Fertile individer	27 (23 %)	51 (44 %)

Tabell 12: Gjennomsnitt (med standardavvik) for jordfuktighet, vegetasjonsdekke, dekning av graminider, vedaktige planter, mose og strø og antall arter i prøverutene på de to områdene på Skjellvik.

	Innenfor gjerdet (Ikke beitet)	Utenfor gjerdet (Beitet)
Jordfuktighet (vol %)	51,80 (1,23)	50,74 (1,26)
Vegetasjonsdekke (%)	96,00 (1,94)	88,50 (1,83)
Graminider (%)	42,00 (4,73)	62,00 (5,54)
Vedaktige planer (%)	8,00 (3,89)	0,10 (0,10)
Mose (%)	5,60 (1,86)	16,50 (5,48)
Strø (%)	5,80 (0,73)	6,00 (1,18)
Antall arter	15,30 (0,98)	14,10 (0,50)

3.3.2 Biomasse

Honningblommens biomasse var mindre der det ikke beites i følge modell 1 (tabell 13), og i overensstemmelse med beskrivelsen over. Modell 2 lot seg ikke estimere, i den forstand at alle miljøvariable hadde liten betydning for biomassen, slik at ingen av dem ble med i «den endelige modellen» etter seleksjonsprosedyren. Forskjellen mellom det beitede og ikke-beitede området ser dermed ut til å skyldes noe som ikke er observert.

Det var en positiv sammenheng mellom jordfuktighet og biomasse på området der det beites, men på det ikke-beitede området var denne sammenhengen signifikant mindre positiv, og punkttestimatet for sammenhengen der var negativt. Sammenhengen mellom dekning av graminider

og biomasse var negativ på det beitede området, men den var signifikant mindre negativ på det ikke-beitede området, og punkttestimatet for sammenhengen der var positivt. Antall arter hadde ingen sammenheng med biomasse på det beitede området, mens det derimot var en signifikant mer positiv sammenheng med biomasse på området der det ikke beites. Videre var det en positiv sammenheng mellom dekning av mose og biomasse der det beites, mens det var indikasjon på en mindre positiv sammenheng der det ikke beites, slik at det ikke var noen sammenheng der.

Tabell 13: Effekter (med standardfeil) av behandling og miljøvariable på biomasse.

	Modell 1	Modell 3
Konstant	7,16 (0,15) ***	8,70 (1,07) ***
Ikke beiting ^a	-0,61 (0,21) **	-1,22 (2,04)
Jordfuktighet		0,08 (0,03) **
Vegetasjonsdekke		-0,05 (0,02) **
Graminider		-0,02 (0,01) **
Mose		0,02 (0,01) *
Antall arter		-0,06 (0,05)
Ikke beiting*Jordfuktighet		-0,10 (0,04) **
Ikke beiting*Graminider		0,05 (0,01) ***
Ikke beiting*Mose		-0,02 (0,01) .
Ikke beiting*Antall arter		0,20 (0,05) ***

^a Beiting er referansekategori

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.3.3 Fertilitet

I tråd med beskrivelsen i tabell 11 var andelen fertile individer større i området der det beites enn i området der det ikke beites (tabell 14). Det var en positiv effekt av biomasse (som forventet ut fra analysen av de tre lokalitetene), og denne effekten kombinert med den store biomassen der det beites forklarte en betydelig del av denne forskjellen.

Det var ingen sammenheng mellom vegetasjonsdekke og fertilitet på det beitede området, men der det ikke beites, var det en signifikant mer positiv sammenheng mellom vegetasjonsdekke og fertilitet, og punkttestimatet for sammenhengen der var positivt.

Tabell 14: Effekter (med standardfeil) av behandling, biomasse og miljøvariable på (log odds for) fertilitet.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Konstant	-0,24 (0,19)	-13,93 (2,10) ***	-10,13 (4,30) *
Ikke beiting ^a	-0,95 (0,29) ***	-0,56 (0,34) .	-15,99 (6,67) *
Biomasse		1,94 (0,29) ***	1,94 (0,31) ***
Jordfuktighet			0,09 (0,06)
Vegetasjonsdekke			-0,07 (0,05)
Mose			-0,02 (0,01) *
Antall arter			-0,12 (0,08)
Ikke beiting*Vegetasjonsdekke			0,17 (0,07) *

^a Beiting er referansebehandling

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.3.4 Høyde

I overensstemmelse med beskrivelsen i tabell 11, var det ingen forskjell i høyde på individene i det beitede og ikke-beitede området (modell 1, tabell 15). Den forskjellen i høyde som var svært svakt antydnet, hang spesielt sammen med at honningblommen i det ikke-beitede området hadde mindre biomasse, som har en positiv effekt. Dekningen av graminider så ut til å ha en svak negativ effekt på blomsterhøyden, men dette bidro likevel ikke så mye til å forklare den lille forskjellen i høyde (modell 2).

Antall arter hadde ingen sammenheng med høyden på det beitede området, men på det ikke-beitede området var det en signifikant mer positiv sammenheng. Den positive sammenhengen mellom plantenes biomasse og blomsterhøyden var svakere på det beitede området enn på det ikke-beitede området.

Tabell 15: Effekter (med standardfeil) av behandling, biomasse og miljøvariable på høyde.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Konstant	2,72 (0,08) ***	1,08 (0,35) ***	2,54 (0,67) ***
Ikke beiting ^a	-0,19 (0,12)	-0,07 (0,06)	-2,48 (0,71) ***
Graminider		-0,01 (0,002) ***	-0,004 (0,003)
Biomasse		0,28 (0,04) ***	0,19 (0,05) ***
Jordfuktighet			0,01 (0,01) .
Vegetasjonsdekke			-0,02 (0,01) **
Mose			0,004 (0,002) *
Strø			0,02 (0,02)
Antall arter			-0,001 (0,03)
Ikke beiting*Antall arter			0,06 (0,02) **
Ikke beiting*Biomasse			0,20 (0,09) *

^a Beiting er referansebehandling

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.3.5 Lengde på blomsterstand

Slik som antydnet i tabell 11 var det ingen forskjell i lengden på individenes blomsterstand mellom det beitede og ikke-beitede området (modell 1, tabell 16). Den forskjellen som ble antydnet svært svakt av punkttestimatet, ble i stor grad forklart av at biomassen var høyere der det beites, og at biomassen hadde en positiv effekt (modell 2).

Dekning av graminider hadde ingen sammenheng med blomsterstandlengden på området der det beites, men på området det ikke beites var sammenhengen signifikant mer negativ. Alt i alt antydes det altså en negativ effekt av graminider på Skjellvik, i tråd med hovedeffektene og interaksjonen i analysen av de tre lokalitetene.

Tabell 16: Effekter (med standardfeil) av behandling, biomasse og miljøvariable på lengde på blomsterstand.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Konstant	3,81 (0,08) ***	2,44 (0,62) ***	1,58 (0,89) .
Ikke beiting ^a	-0,18 (0,13)	-0,04 (0,07)	-0,97 (1,21)
Vegetasjonsdekke		-0,01 (0,01)	-0,004 (0,01)
Graminider		-0,01 (0,002) **	-0,002 (0,004)
Biomasse		0,34 (0,05) ***	0,42 (0,07) ***
Jordfuktighet			-0,01 (0,02)
Mose			0,003 (0,004)
Strø			0,02 (0,01) .
Ikke beiting*Jordfuktighet			0,04 (0,02)
Ikke beiting*Graminider			-0,02 (0,01) *
Ikke beiting*Mose			0,002 (0,004)

^a Beiting er referansebehandling

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.3.6 Antall blomster

Det var heller ingen forskjell mellom det beitede og ikke-beitede området når det gjaldt antall blomster hos individene (modell 1, tabell 17), slik som antydte i tabell 11. Den forskjellen som svakt ble antydte, skyldtes først og fremst at biomassen der det beites var høyere (Modell 2). Biomassen hadde en positiv effekt på antall blomster og dekning av mose en negativ effekt.

Dekning av graminider hadde ingen sammenheng med antall blomster i området der det beites, men i det ikke-beitede området var det indikasjoner på en mer negativ sammenheng (p < 0,10). Dekning av strø hadde heller ingen sammenheng med antall blomster i området der det beites, men i det ikke-beitede området var det indikasjoner på en mer positiv sammenheng (p < 0,10).

Tabell 17: Effekter (med standardfeil) av behandling og forklaringsvariable på antall blomster.

	Modell 1	Modell 2	Modell 3
Konstant	3,08 (0,07) ***	-0,06 (0,45)	-0,02 (1,08)
Ikke beiting ^a	-0,16 (0,11)	0,07 (0,08)	-1,95 (2,12)
Mose		-0,004 (0,002) *	-
Biomasse		0,42 (0,06) ***	0,47 (0,08) ***
Jordfuktighet			-0,02 (0,02)
Vegetasjonsdekke			0,02 (0,02)
Graminider			-0,001 (0,004)
Strø			-0,02 (0,03)
Antall arter			-0,06 (0,05)
Ikke beiting*Jordfuktighet			0,04 (0,03)
Ikke beiting*Graminider			-0,02 (0,01) .
Ikke beiting*Strø			0,06 (0,04) .
Ikke beiting*Antall arter			0,05 (0,05)

^a Beiting er referansebehandling

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

3.3.7 Oppsummering

De viktigste resultatene er sammenfattet i Tabell 18. Nesten alle effektene i tabell 18a er som forventet ut fra de hovedeffekter og interaksjoner som framkom i analysen av de tre lokalitetene.

Tabell 18: Sammenfatning av resultater.

- a) Oversikt over forskjellene mellom områdene med og uten beiting (iflg modell 1), hvor mye som forklares av miljøvariablene og biomasse (iflg. modell 1 og modell 2), og hvorvidt miljøvariable og biomasse har signifikant positiv eller negativ effekt.

	Biomasse	Fertilitet	Høyde	Lengde på blomsterstand	Antall blomster
Ikke beiting	- (ikke noe forklares)	- (omtrent alt forklares)	0	0	0
Biomasse		+ (***)	+ (***)	+ (***)	+ (***)
Jordfuktighet					
Vegetasjonsdekke					
Graminider			- (***)	- (**)	
Mose					- (*)
Strø					
Antall arter					

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

- b) Oversikt over signifikante interaksjoner mellom miljøvariabel eller biomasse og behandling (interaksjon med «ikke beiting» i andre rad) samt hovedeffekten, dvs. effekten av miljøvariabelen og biomassen på det beitede området (første rad), som ikke nødvendigvis er signifikant.

	Biomasse	Fertilitet	Høyde	Lengde på blomsterstand	Antall blomster
Biomasse			0,19 (***) 0,20 (*)		
Jordfuktighet	0,08 (**) -0,10 (**)				
Vegetasjonsdekke		-0,07 0,17 (*)			
Graminider	-0,02 (**) 0,05 (***)			-0,002 -0,02 (*)	
Mose					
Strø					
Antall arter	-0,06 0,20 (***)		-0,001 0,06 (**)		

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05; . p<0,10

4 Diskusjon

4.1 Hvilke miljøforhold fremmer forekomsten av honningblom?

Det var noe variasjon i miljøvariablene mellom rutene med honningblom og kontrollrutene der planten tilsynelatende ikke eksisterte. Blant annet hadde kontrollrutene høyere jordfuktighet enn rutene med honningblom. En årsak til at høy jordfuktighet er skadelig for planten kan være at frøene råtner ved for høy jordfuktighet, slik som er tilfellet hos *Himantoglossum hircinum* (Pfeifer et al. 2006). På den annen side er kanskje ikke denne orkidéen tilpasset livet på myr slik som honningblom. Dessuten kan også for lav fuktighet være et problem, ved at det da er fare for at frø tørker ut (Sletvold et al. 2010).

Det var også færre arter i kontrollrutene enn i rutene med honningblom. Dette kan avspeile at høy konsentrasjon av næringsstoffer både gir en høyere artsrikhet (inntil et visst punkt der den høye næringskonsentrasjonen vil føre til at de konkurransesterke artene tar over og artsdiversiteten avtar) og øker sannsynligheten for at honningblommen kan etablere seg.

For øvrig var det indikasjoner på at en stor mengde graminider hemmer etablering og vekst hos honningblom.

4.2 Betydningen av ulike miljøfaktorer for individenes tilstand, og hvordan disse bidrar til forskjeller mellom lokalitetene

4.2.1 Biomasse

Honningblomindividene på Teneskjær hadde en lavere biomasse enn individene på de to andre lokalitetene, i tillegg til at det var en mindre andel fertile individer og at de fertile individene var lavere. Den lave biomassen ble ikke forklart av den lavere jordfuktigheten på Teneskjær eller andre forskjeller i de målte miljøvariablene, og den må derfor skyldes andre forhold. En positiv effekt av jordfuktighet (som kunne ha forklart noe av forskjellen i biomasse mellom lokalitetene) ville kanskje være forventet, og det er selvsagt mulig at nøyaktigere målinger og kontroll for ytterligere miljøfaktorer kunne gitt et slikt resultat. Det er imidlertid ingen spesiell grunn til å anta at det er utilstrekkelige målinger og ingen miljøvariable som det åpenbart hadde vært ønskelig å kontrollere for. Det at jordfuktighet er negativt forbundet med tilstedeværelse av planten gjør det dessuten mer rimelig at det ikke er noen positiv effekt på biomassen.

En stor andel små individer kan være et tegn på dårlig trivsel. En grunn til at biomassen er mindre på Teneskjær enn på de andre lokalitetene kan for eksempel være at de voksne individene hemmes fordi de har dårlig tilgang på næringsstoffer når jordsmonnet er såpass grunt. En annen årsak til den lave biomassen på Teneskjær kan være at lokaliteten er utsatt for beiting, som (sammen med annen form for tråkk) vil kunne ødelegge noen av honningblomindividene. (Jeg har selv observert tydelige tråkk, i tillegg til ødelagte individer som ser ut til å være et resultat av tråkk og beiting.) Et mindre bladareal på grunn av dette vil føre til en mindre effektiv fotosyntese, og da vil mindre næring bli lagret. Med et lite næringslager vil ikke planten ha ressurser til å produsere så store blader året etter. Riktig nok strider dette argumentet tilynelatende mot resultatene fra analysen av beiting på Skjellvik, der det viste seg at beiting medførte en høyere biomasse (se detaljer om dette lenger ned), men beiting kan tenkes på ha en mer negativ innvirkning på Teneskjær fordi vegetasjonen der er ganske lavtvoksende selv uten beiting, slik at beiting ikke på samme måte bidrar til bedre lystilgang.

Ulike mål på individets størrelse (biomasse) har ofte ikke noen sammenheng med plantens alder (Willems 1998), men det kunne jo likevel tenkes at den store mengden små individer (lave biomassen) på Teneskjær kan bety at det er svært mange unge individer. Dette kan i så fall være en nylig etablert populasjon med god rekruttering, og som dermed er i rask vekst. En høy rekruttering kan for eksempel skyldes en kombinasjon av beiting og tråkk som kan lage åpninger i vegetasjonen og gjøre det lettere å etablere seg. At dette er en nylig etablert populasjon virker imidlertid lite sannsynlig ut fra hva lokalkjente har sagt. I følge lokalkjente har populasjonen vært her i flere år, og tidligere år har det vært mange flere blomstrende individer (Miljødirektoratet 2010).

4.2.2 Fertilitet

Den lave fertiliteten på Teneskjær i forhold til Skipstadsand og Skjellvik ser ut til å bli forklart i stor grad av den lave biomassen på Teneskjær og til dels av at det er lite strø der. Flere har observert at det er en sammenheng mellom størrelsen på planten og sannsynligheten for blomstring hos ulike arter, og noen må nå en terskelverdi i størrelse før de kan produsere blomst (Primack & Stacy 1998; Willems & Melsner 1998; Jacquemyn et al. 2007). Det ser ut til at dette også er tilfellet med honningblommen. Strø er viktig fordi det kan gi ekstra næring til jorda og dermed til planten, i tillegg til at det kan holde på fuktighet. Kanskje kan det også gi litt ly fra vinden. Det kan imidlertid også være negative effekter av strø. I følge Schrautzer et al. (2011) er en økende mengde strø en viktig årsak (sammen med utskygging) til at engmarihanden (*Dactylorhiza incarnata*) forsvinner

ganske tidlig etter opphørt skjøtsel. Det er ikke sikkert man bør legge stor vekt på den positive effekten av strø i denne analysen. Som nevnt i metodekapittelet ble denne modellen estimert uten et restledd på rutenivå. Dersom dette restleddet hadde blitt inkludert, hadde kanskje ikke strø kommet ut som en signifikant forklaringsvariabel (p -verdien var mellom 0,01 og 0,05).

I den grad det er noe variasjon i fertilitet igjen å forklare, kan den lave andelen blomstrende individer på Teneskjær skyldes noe av det samme som ble nevnt som årsaker til den lave biomassen der, for eksempel at næringstilgangen ikke er optimal eller at beiting og tråkk hindrer vekst (selv om beiting har vist seg å ha en positiv sammenheng med fertilitet i de videre analysene). Det kan også hende det er en større andel av unge individer på denne lokaliteten. I følge studien til Pfeifer et al. (2006) blomstrer nemlig gamle individer oftere. På grunn av opplegget for utvelgelse av honningblomindivider på Skjellvik (se detaljer i metodekapittelet) ville man kanskje forventet flere blomstrende individer her enn på Skipstadsand, men en slik forskjell finner man altså ikke.

Det ikke sikkert den lave fertiliteten på Teneskjær gjør denne populasjonen mer utsatt for utryddelse enn populasjonene på de andre lokalitetene. Wells et al. (1998) kom fram til i sin studie at en honningblompopulasjon kan klare seg i flere år bare ved vegetativ formering. Selv om få blomstrende individer kanskje ikke er problematisk på ganske kort sikt (i et evolusjonært perspektiv), kan det imidlertid tenkes at en dårlig tilpasningsevne (som et resultat av mangel på kjønnnet formering) kunne skape problemer på lang sikt (i tillegg til at mangel på blomstrende individer kan være en indikasjon på lite optimale forhold for planten).

4.2.3 Høyde

Den lavere høyden på de fertile individene på Teneskjær enn på Skipstadsand forklares delvis av den lave biomassen og den store mengden graminider på Teneskjær. Biomassen kan som nevnt tidligere si noe om størrelsen på næringslageret, og dette kan igjen ha betydning for hvor mye ressurser som kan allokeres til lengdevekst. En stor mengde graminider kan tenkes å påvirke honningblomindividenes høyde negativt ved å gi stor konkurranse om lyset. En sammenheng mellom skygge og stilkengde ble også funnet i studien til Janecková et al. (2006) på *Dactylorhiza majalis*. På den annen side ser man altså ikke denne effekten av graminider på biomassen.

Forskjeller i biomasse og graminider forklarer imidlertid ikke all forskjellen mellom Teneskjær og Skipstadsand når det gjelder individenes høyde. En mulig forklaring på den gjenstående forskjellen kan være at individene på Teneskjær stopper å vokse i høyden tidligere enn på Skipstadsand og Skjellvik fordi vegetasjonen på Teneskjær er forholdsvis lav. Det kan også

hende at vind bidrar til at individene på Teneskjær er lave. Teneskjær ligger rett ved åpent hav, og det omkringliggende landskapet er lave svaberg. For øvrig kan dårlig næringstilgang ikke bare påvirke biomassen og fertiliteten (som diskutert ovenfor), men også være en grunn til at individene på Teneskjær er lavere enn på de andre lokalitetene.

4.2.4 Lengde på blomsterstand og antall blomster

Det så ut til at honningblommens biomasse hadde betydning for lengden på blomsterstanden og antall blomster, og at det var en negativ sammenheng mellom dekingen av mose og antall blomster. Som nevnt kan biomassen si noe om størrelsen på næringslageret, og dette kan igjen ha betydning for hvor lang blomsterstand og hvor mange blomster som kan produseres. Jeg ser imidlertid ingen åpenbar forklaring på sammenhengen mellom antall blomster og dekingen av mose.

4.2.5 Variasjoner mellom lokalitetene når det gjelder miljøfaktorenes betydning

Analysen har avdekket flere signifikante interaksjoner mellom lokalitet og biomasse eller lokalitet og miljøvariable i modellene for individenes egenskaper. For det første er betydningen av biomassen for fertile individers høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster svakere på Skjellvik enn på Skipstadsand. Interaksjonen er imidlertid ganske liten i forhold til hovedeffekten, og er dermed ikke særlig interessant.

For det andre er det en positiv sammenheng mellom graminider og individenes høyde, lengde på blomsterstand og antall blomster på Skipstadsand, mens det ikke er noen slik effekt – eller til og med antydning til negativ effekt - på Skjellvik. Siden jordfuktighet er den variabelen som varierer mest mellom lokalitetene, la jeg til en interaksjon mellom jordfuktighet og graminider i de tre modellene. Denne interaksjonen var nesten signifikant i en modell, men langt fra signifikant i de andre. Interaksjonen mellom graminider og lokalitet ble i alle tilfeller ikke lenger signifikant (ikke engang på 0,10-nivå i en av modellene). Det ser altså ut til at den høyere jordfuktigheten på Skjellvik er en viktig grunn til at graminider har mer effekt på de blomstrende individenes egenskaper der. Det er vanskelig å forstå hvorfor jordfuktighet kan spille en slik rolle.

For det tredje er den negative sammenhengen mellom jordfuktighet og lengde på blomsterstand og antall blomster begrenset til Skipstadsand. Dette er ikke enkelt å forstå. Man

kunne i prinsippet tenke seg at effekten av jordfuktighet varierte med jordfuktigheten (som en parallell til argumentet ovenfor), dvs. at det var en ikke-lineær effekt av fuktighet, men det virker ikke rimelig at jordfuktigheten har ekstra sterk negativ effekt der det er tørrest.

I ingen av de nevnte interaksjonsmodellene har det vært mulig å ta med Teneskjær (se kapittelet om metoder). Dette har imidlertid latt seg gjøre i modellen for fertilitet, der en fjerde type interaksjon kom fram: Sammenhengen mellom mose og fertilitet var positiv på Skipstadsand, men ikke på Skjellvik og Teneskjær. Her gikk jeg fram på samme måte som ovenfor ved å legge til en interaksjon mellom dekning av mose og jordfuktigheten, som er den miljøvariabelen som varierer mest mellom lokaliteten. Jeg la også til interaksjoner mellom mose og noen av de andre miljøvariablene. Verken punkttestimatene for interaksjonen mellom mose og lokalitet eller de tilhørende eller p-verdien ble vesentlig endret da jeg gjorde dette. Interaksjonen ser altså ut til å skyldes noe annet som ikke er observert.

4.3 Effekten av beiting

Innledningsvis ble det beskrevet hvordan klipping og beiting kan hindre gjengroing og utkonkurrering av konkurransesvake plantearter og dermed fremme trivselen til honningblommen. Slike tiltak kan imidlertid også ha en negativ innvirkning. Argumenter mot klipping og beiting finnes blant annet i artiklene til Coates et al. (2006), Pfeifer et al. (2006), Hutchings (2010), Sletvold et al. (2010) og Gulliver (2011). Ett av motargumentene er at klipping og beiting også vil kunne skade de plantene man ønsker å bevare. Dette vil føre til tap av biomasse og dermed et mindre næringslager, som vil kunne senke sannsynligheten for blomstring året etter (Coates et al. 2006; Sletvold et al. 2010; Gulliver 2011). (På den annen side har orkidéer en spesialisert form for mykorrhiza som tillater næringsstoffer å bli overført fra soppen til planten, og dette vil delvis kunne kompensere for biomassetap ved klipping og beiting [Gulliver 2011].) Andre forskere har kommet fram til at beiting vil kunne gi høyere dødelighet (Moen & Øien 2002; Pfeifer et al. 2006; Hutchings 2010). Pfeifer et al. (2006) nevner i sin studie at kraftig beitetrykk spesielt vil kunne gi høy dødelighet hos unge individer.

Denne studien fra Hvaler viste altså at biomassen og fertiliteten i området som ble beitet var høyere enn i området som ikke ble beitet. Forskjellen i biomasse kunne ikke forklares av noen av de målte miljøvariablene, så den må skyldes at beiting påvirker biomassen gjennom andre faktorer enn disse miljøvariablene. En mulighet er at honningblommen i området med beiting vokser raskere på grunn av høyere næringstilgang (gjødsling). En annen forklaring kan være at individene i dette

området har bedre tilgang på lys fordi vegetasjonen rundt holdes nede. De har da kanskje en større biomasse fordi de har en mer effektiv fotosyntese. Det er også mulig biomassen er høyere der det beites fordi dødeligheten av unge individer er høyere her, som nevnt over.

Den høye biomassen i det beitede område er en viktig grunn til at det også er flere fertile individer der, men det er en effekt av beiting ut over dette. Kanskje kan mindre konkurranse om lys og bedre næringstilgang ikke bare øke biomassen, men også bidra til høyere fertilitet. Det er ingen signifikant forskjell i høyden, lengden på blomsterstanden og antall blomster hos de fertile individene på områdene med og uten beiting, og i den grad det er rimelig å bry seg om denne antydningen til en forskjell, ser det ut til at biomasse i stor grad kan forklare den.

I tillegg til at beiting kan ha slike effekter på biomasse og fertilitet som er nevnt ovenfor, er det selvfølgelig mulig at beiting henger sammen med, men ikke *påvirker*, faktorer som er av betydning for biomasse og fertilitet. Alle relevante forhold ved miljøet er ikke målt, og det utvalgte beiteområdet kan (tilfeldigvis) inneholde arealer der det er visse miljøkarakteristika som fremmer eller hemmer vekst eller blomstring.

Det er en positiv sammenheng mellom jordfuktighet og honningblommens biomasse på området der det beites, men på det ikke-beitede området er denne sammenheng svakere (den predikerte effekten er svakt negativ). Kanskje kan dette skyldes at den høye jordfuktigheten gjør at tråkkene der det beites blir svært dype. Dype spor kan gjøre ekstra stor skade på de unge individene med lavere biomasse. Stor dødelighet blant unge individer på grunn av høyt beitetrykk ble som nevnt observert av Pfeifer et al. (2006).

Videre er det ingen signifikant sammenheng mellom vegetasjonsdekke og fertilitet på det beitede området, men der det ikke beites, er det en positiv sammenheng mellom vegetasjonsdekke og fertilitet. En mulig forklaring kan være at bar bakke der det beites kun er et resultat av beiting og tråkk, mens det der det ikke beites kan gi en indikasjon på lite optimale vekstforhold.

Det er også noen andre signifikante interaksjoner: Sammenheng mellom graminider og biomasse er negativ på det beitede området, mens den er positiv på det ikke-beitede området, og antall arter har ingen sammenheng med biomassen på det beitede området, mens det er en positiv sammenheng med biomasse på området der det ikke beites. Det er ingen åpenbare grunner til disse mønstrene.

4.4 Svakheter ved analysen

Det er noen svakheter ved analysen. Fremfor alt er det ikke sikkert alle miljøvariablene gir en god beskrivelse av forholdene i rutene. For eksempel sier ikke nødvendigvis deknningen av vedaktige planter og mose så mye om det biotiske miljøet generelt i ruten, fordi det er mulig at det meste av de vedaktige plantene eller mosen ikke finnes i den delen av ruten der honningblomindividene befinner seg, men i motsatt ende av ruten. Derimot vil for eksempel jordfuktighet, som er et gjennomsnitt av fire målinger forskjellige steder i ruten, kunne si mer om miljøet i ruten som helhet. Det at noen karakteristika kanskje ikke er optimalt målt kan være grunnen til små effekter av en del av miljøvariablene (se om tilfeldige målefeil i f. eks. Skog 2005).

Ideelt burde også flere miljøvariable ha vært med i analysen. Som diskutert ovenfor, er det mulig at konsentrasjonen av næringsstoffer kan være en grunn til uforklart variasjon. Spesielt ville det vært relevant å inkludere nitrogen- og fosforkonsentrasjon. Også vegetasjonshøyden kan bidra til den uforklarte variasjonen, og man kunne tenke seg at saltkonsentrasjon har betydning for individenes egenskaper, selv om honningblommen riktig nok i ett studium har vist seg å tåle høye konsentrasjoner av salt (Økland & Økland 1996).

4.5 Fremtidig forvaltning

Det ser ut til at beiting fungerer på Skjellvik, i den forstand at individene i det beitede området har større gjennomsnittlig biomasse og flere av dem er fertile. Likevel har man på Skjellvik observert en kraftigere nedgang i de fertile individene der det beites enn der det ikke beites (Bjar 2014, pers.medd.). På grunn av dette ble hele honningblompopulasjonen på Skjellvik gjerdet inn i 2014. Et kompromiss kunne vært å slippe inn lettere beitedyr som ikke lager så dype tråkk. Siden kyra som beitet på området for mange år siden trolig var lettere enn kyra som beiter i nasjonalparken i dag, ville en slik beiting være mer overensstemmende med det miljøet honningblommen på Skjellvik utviklet seg under. Når det gjelder populasjonen på Teneskjær, kan det være en idé å gjerde inn lokaliteten, da en årsak til den lave biomassen og fertiliteten kan være beiting og tråkk. Selv om det skulle være slik at beiting ikke har noen negativ effekt her, er det ikke sikkert det har så stor nytte heller. Vegetasjonen her er tross alt lavtvoksende og litt glissen selv uten beiting. Einebuskene kan eventuelt holdes til et minimum ved jevnlig rydding.

Der det ikke beites, bør det kjøres over med gressklipper jevnlig (slik som allerede gjøres). Dersom dette ikke gjøres, vil kanskje biomassen av honningblom i området uten beiting kunne bli

enda lavere enn den allerede er. Man bør imidlertid unngå å klippe i perioden fra det tidspunktet blomsterstanden er synlig og fram til frøspredning. Under blomstring kan man isteden holde vegetasjonen rundt honningblommen nede ved luking, men dette må skje med forsiktighet.

Det er også god grunn til å tenke seg at brann kan være et relevant tiltak fordi dette vil hindre konkurranse med gress (Coates et al. 2006). Det har blitt utført flere studier der formålet har vært å avdekke effekten av brann på orkidéer (Sieg & King 1995; Coates et al. 2006). I Coates et al. (2006) sin studie fra Australia undersøkte hun andelen fertile, vegetative og underjordiske individer av en orkidé i områder der det brant oftere enn hvert tredje år og andre områder der det brant sjeldnere enn hvert tredje år. Det viste seg at andelen fertile var større der det brant ofte, mens det var flere vegetative og underjordiske der det brant sjeldnere. Hennes studie sammenlikner imidlertid ikke brann med for eksempel klipping eller beiting. Handlingsplanen (Miljødirektoratet 2010) tar så vidt opp muligheten for brann på Teneskjær fordi denne populasjonen tilsynelatende har vært plaget av tørrgress (som lager skygge og tilfører næringsstoffer). Dette strider imidlertid den positive effekten av strø på fertilitet som ble funnet i denne studien (selv om denne effekten ikke var svært sterk). Det kan riktig nok tenkes at brann kan ha en positiv effekt fordi det tross alt vil fjerne konkurrerende vegetasjon og dermed gi bedre tilgang på lys, men ulempen vil være at strø også forsvinner, i tillegg til at underjordiske plantedeler kan skades i prosessen.

4.6 Hovedbudskap

Det ser ut til at en lavere jordfuktighet og flere arter henger positivt sammen med eller fremmer tilstedeværelsen av honningblom på Asmaløy. Det er uvisst hva som virker inn på individenes biomasse, og hva som dermed kan forklare forskjellene i biomasse mellom de tre studerte lokalitetene. Dette kan i fremtiden undersøkes nærmere ved blant annet å inkludere flere miljøvariable i målingene. Videre ser det ut til at forskjeller i biomasse og strø forklarer forskjellene i fertilitet mellom lokalitetene, og at spesielt biomassen er viktig. Biomassen har dessuten en positiv effekt på høyden, mens dekingen av graminider har en negativ effekt. Til sammen forklarer forskjeller i disse to miljøfaktorene mesteparten av forskjellen i høyde mellom individene på de tre lokalitetene. Det ser for øvrig ut til at biomassen har betydning for lengden på blomsterstanden og antall blomster, og det er en negativ sammenheng mellom mose og antall blomster. Betydningen av noen av miljøvariablene varierer mellom lokaliteter, men det er ingen åpenbart gode forklaringer på denne variasjonen.

Beiting bidrar helt klart til å gjøre honningblommens biomasse større, muligens på grunn av bedre lystilgang. I tillegg til dette ser det ut til at beiting har betydning for fertiliteten, men årsaken

til dette er ikke like åpenbar. Heller ikke variasjonen mellom områder med og uten beiting når det gjelder noen av miljøvariablenes betydning, er enkel å forstå.

De registreringene av honningblom i 2014 som analysen bygger på, kan danne utgangspunkt for langtidsovervåking. Ved å følge opp de samme individene over flere år vil man få en bedre oversikt over aldersfordelingen på lokalitetene. Man vil dermed også få et bedre grunnlag for å finne ut hvorvidt for eksempel den lave biomassen og fertiliteten på Teneskjær og området på Skjellvik som ikke beites skyldes god rekruttering eller ugunstige forhold. Man vil også få bedre kunnskap om hva som påvirker for eksempel overlevelse og reproduksjon, og hvordan dette varierer med størrelse hos individene. Dette kan, som nevnt innledningsvis, danne grunnlag for levedyktighetsanalyser.

Den positive effekten av dekning av strø på fertiliteten som kom fram i denne studien, står i kontrast til en ganske vanlig oppfatning om at det er en negativ effekt. Det hadde vært interessant om andre kunne gjøre tilsvarende analyser som kunne bekrefte en slik positiv effekt, siden mengden av strø er en side av miljøet som man kan gjøres noe med gjennom skjøtselstiltak.

I framtiden kan det dessuten være nyttig å vite mer om effekten av beiting på honningblom, spesielt hvorvidt det er ulik effekt av ulike beitedyr og hva varigheten på beiteperioden betyr.

5 Referanser

- Alexander, B. W., Kirby, D., Biondini, M., Dekeyser, E. 2010. In situ development of western prairie fringed orchid seeds, protocorms, and seedlings in grazed and non-grazed prairie habitat. *The Prairie Naturalist* **42**, 50-54.
- Aronsson, M., Edqvist, M., Andersson, U., Bertilsson, A., Ericsson, S., Mattiasson, G., Ståhl, P. 2010. *Kärlväxter – Vascular Plants Tracheophyta*. Hentet 27. april fra <http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningarprojekt/artdatabanken/Dokument/R%C3%B6dlistan/Artgrupper/Rodlista2010-alla-artgrupper.pdf>.
- Bjar, G. 2013. *Forvaltningsplan for Skipstadsand naturreservat* (Rapport nr. 4). Hentet 30. april fra <http://www.fylkesmannen.no/Documents/Dokument%20FMOS/Milj%C3%B8og%20klima/Verneomr%C3%A5der/Forvaltningsplaner/Forvaltningsplan%20Skipstadsand%20naturreservat.pdf>.
- Bjar, G. 2014. *Personlig meddelelse*. 4. Juni.
- Bilz, M., Kell, S. P., Maxted, N., Lansdown, R. V. 2011. *European Red List of Vascular Plants*. European Union. Hentet 27. April fra <http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation>

vation/species/redlist/downloads/European_vascular_plants.pdf.

- Catorci, A., Cesaretti, S., Gatti, R. 2013. Effect of long-term abandonment and spring grazing on floristic and functional composition of dry grasslands in central apennine farmland. *Polish Journal of Ecology* **61**, 505-518.
- Cheffings, C. M., Farrell, L. (Red.). 2005. *The Vascular Plant Red Data List for Great Britain*. JNCC. Hentet 27. april fra http://jncc.defra.gov.uk/pdf/pub05_speciesstatusvpredlist3_web.pdf.
- Coates, F., Lunt, I. D., Tremblay, R. L. 2006. Effects of disturbance on population dynamics of the threatened orchid *Prasophyllum correctum* D.L. Jones and implications for grassland management in south-eastern Australia. *Biological Conservation* **129**, 59-69.
- De hert, K., Jacquemyn, H., Provoost, S. & Honnay, O. 2013. Absence of recruitment limitation in restored dune slacks suggests that manual seed introduction can be a successful practice for restoring orchid populations restoration. *Ecology* **21**, 159–162.
- Ekelund, K., Hillersøy, G. 2012. *Mennesket og naturarven: Lokal tradisjonskunnskap om kystlyngheiene på Asmaløy Ytre Hvaler nasjonalpark, Hvaler kommune* (SNO-Rapport 2012 – 2013). Hentet 27. april fra http://www.miljodirektoratet.no/old/dirnat/attachment/SNO%20Rapport%202012-3_Asmal%C3%B8y.pdf.
- Feldmann, P., Prat, D. 2011. Conservation recommendations from a large survey of french orchids. *European Journal of Environmental Sciences* **1**, 18–27.
- Forskrift om honningblom (*Herminium monorchis*) som prioritert art. 2011. *Forskrift om honningblom (Herminium monorchis) som prioritert art etter naturmangfoldvoven*. Hentet 27. april 2015 fra <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-20-521>.
- Forskrift om vern av Ytre Hvaler nasjonalpark, Hvaler og Fredrikstad kommuner, Østfold. 2009. *Forskrift om vern av Ytre Hvaler nasjonalpark, Hvaler og Fredrikstad kommuner, Østfold, etter naturmangfoldloven*. Hentet 27. april 2015 fra <https://lovdata.no/dokument/MV/forskrift/2009-06-26-883>.
- Fredrikson, M. 1990. Embryological Study of *Herminium monorchis* (Orchidaceae) Using Confocal Scanning Laser Microscopy. *American Journal of Botany* **77**, 123-127.
- Gregg, K. B., Kéry, M. 2006. Comparison of size vs. life-state classification in demographic models for the terrestrial orchid *Cleistes bifaria*. *Biological Conservation* **129**, 50–58.
- Gulliver, R. L. 2011. Exclosures as vegetation management: short and long term experiences of providing a summer grazing break (SGB) in grass, sedge and rush rich swards on the Isle of Colonsay. *Aspects of Applied Biology* **108**, 209-216.
- Hultén, E. & Fries, M. 1986. *Atlas of North European vascular plants north of the Tropic of*

- Cancer*. I. Koeltz Scientific Books, Königstein, s. 292.
- Hutchings, M. J. 2010. The population biology of the early spider orchid *Ophrys sphegodes* Mill. III. Demography over three decades. *Journal of Ecology* **98**, 867–878.
- IUCN. 2014. *The IUCN Red List of Threatened Species* (Versjon 3). Hentet 2. Mai fra www.iucnredlist.org.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Hermy, M., Willems, J. H. 2007. Long-term dynamics and population viability in one of the last populations of the endangered *Spiranthes spiralis* (Orchidaceae) in the Netherlands. *Biological Conservation* **134**, 14-21.
- Janecková, P., Wotavová, K., Schödelbauerová, I., Jersáková, J., Kindelmann, P. 2006. Relative effect of management and environmental conditions on performance and survival of populations of a terrestrail orchid, *Dactylorhiza majalis*. *Biological Conservation* **129**, 40–49.
- Kéry, M., Gregg, K. B. 2004. Demographic analysis of dormancy and survival in the terrestrial orchid *Cypripedium reginae*. *Journal of Ecology* **92**, 686–695.
- Kolos, A., Banaszuk, P. 2013. Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering* **55**, 23– 28.
- Kull, T. 2002. Population dynamics of north temperate orchids. *Orchid Biology: Reviews and Perspectives* **8**, 139-165.
- Kull, T., Hutchings, M. J. 2006. A comparative analysis of decline in the distribution ranges of orchid species in Estonia and the United Kingdom. *Biological Conservation* **129**, 31-39.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S., Skjelseth, S. (Red.). 2010. *Norsk rødliste for arter 2010. The 2010 Norwegian Red List for Species*. Artsdatabanken, Norge. Hentet 27. April fra <http://www.artsdatabanken.no/File/685/Norsk%20r%C3%B8dliste%20for%20arter%202010>.
- Lid, J., Lid, D. T. 2005. *Norsk flora*. Det Norske Samlaget ,Oslo.
- Miljødirektoratet. 2010. *Utkast til handlingsplan for honningblom (Herminium monorchis)* (DN-rapport 2010-xx). Hentet 29. April fra <http://www.miljodirektoratet.no/old/dirnat/multimedia/44390/Handlingsplan%20honningblomst%2030.5.09,%20B%C3%A5tvik%20og%20Nytr%C3%B8en.pdf>.
- Moen, A., Øien, D. 2002. Ecology and survival of *Nigritella nigra*, a threatened orchid species in Scandinavia. *Nordic Journal of Botany* **22**, 435-461.
- Mosseberg, B., Stenberg, L. 2012. *Gyldendals store nordiske flora*. Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Naturmangfoldloven. Lov av 19. juni 2009 nr. 100 om forvaltning av naturens mangfold.

- Nicolé, F., Brzosko, E., Till-Bottraud, I. 2005. Population viability analysis of *Cypripedium calceolus* in a protected area: longevity, stability and persistence. *Journal of Ecology* **93**, 716–726.
- O'Brien, R. M. (2007). A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity* **41**, 673-690.
- Online atlas of the British and Irish flora. Udatert. *Herminium monorchis* (musk orchid). Hentet 20. April 2015 fra <http://www.brc.ac.uk/plantatlas/index.php?q=node/333>.
- Oostermeijer, J.G.B., van't Veer, R. & den Nijs, J.C.M. (1994) Population structure of the rare, long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* **31**, 428–438.
- Pfeifer, M., Wiegand, K., Heinrich, W., Jetschke, G. 2006. Long-term demographic fluctuations in an orchid species driven by weather: implications for conservation planning. *Journal of Applied Ecology* **43**, 313–324.
- Primack, R., Stacy, E. 1998. Cost of reproduction in the pink lady's slipper orchid (*Cypripedium acaule*, Orchidaceae): an eleven-year experimental study of three populations. *American Journal of Botany* **85**, 1672–1679.
- Schrautzer, J., Fichtner, A., Huckauf, A., Rasran, L., Jensen, K. 2011. Long-term population dynamics of *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó after abandonment and re-introduction of mowing. *Flora* **206**, 622-630.
- Sieg, C. H., King, R. M. 1995. Influence of environmental factors and preliminary demographic analyses of a threatened orchid, *Platanthera praeclara*. *American Midland Naturalist* **134**, 307-323.
- Skog, O. J. 2005. *Å forklare sosial fenomener. En regresjonsbasert tilnærming*. Gyldendal akademisk, Oslo.
- Sletvold, N., Dahlgren, J. P., Øien, D., Moen, A., Ehrlén, J. 2013. Climate warming alters effects of management on population viability of treatend species: results from a 30-year experimental study on a rare orchid. *Global Change Biology* **19**, 2729–2738.
- Sletvold, N., Øien, D., Moen, A. 2010. Long-term influence of mowing on population dynamics in the rare orchid *Dactylorhiza lapponica*: The importance of recruitment and seed production. *Biological Conservation* **143**, 747–755.
- Snijders, T. A. B., Bosker, R. J. 1999. *Multilevel analysis: an introduction to basic and advanced multilevel modeling*. Sage Publications, London.
- Stock, J. H., Watson, M. W. 2003. *Introduction to Econometrics* (third edition). Prentice Hall, New York.

- Swarts, N. D., Dixon, K. W. 2009. Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. *Annals of Botany* **104**, 543–556.
- Wells, T. C. E., Rothery, P., Cox, R., Bamford, S. 1998. Flowering dynamics of *Orchis morio* L. and *Herminium monorchis* (L.) R.Br. at two sites in eastern England. *Botanical Journal of the Linnean Society* **126**, 39-48.
- Willems, J. H., Melsers, C. 1998. Population dynamics and life-history of *Coeloglossum viride* (L.) Hartm.: an endangered orchid species in The Netherlands. *Botanical Journal of the Linnean Society* **126**, 83-93.
- Willis, J. C. 1973. *A dictionary of the flowering plants and ferns*. Rev. by. Shaw, H. K. A. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wotavová, K., Balounová, Z., Kindlmann, P. 2004. Factors affecting persistence of terrestrial orchids in wet meadows and implications for their conservation in a changing agricultural landscape. *Biological Conservation* **118**, 271–279.
- Yr. udatert. *Været som var - Hvaler kirke, Hvaler (Østfold)*. Hentet 2. April 2015 fra http://www.yr.no/sted/Norge/%C3%98stfold/Hvaler/Hvaler_kirke/statistikk.html.
- Økland, R. H., Økland, T. 1996. *Herminium monorchis*. Pl. 20c. I: Fægri, K. & Danielsen, A.: Maps of distribution of Norwegian vascular plants. The southeastern element III. Fagbokforlaget, Bergen, s. 61-62.

Appendix

På matematisk form er den mest kompliserte lineære regresjonsmodellen uten interaksjonseffekter

$$Y_{ijk} = a_0 + a_1 X_{ijk} + b_1 Z_{jk1} + b_2 Z_{jk2} \dots + b_n Z_{jkn} + c_k + S_{jk} + e_{ijk}$$

der Y_{ijk} er responsvariabelen for individ i i rute j i lokalitet k , X_{ijk} er biomassen for individet, Z_{jk1} , Z_{jk2} osv. er de n miljøvariablene på rutenivå, og a og b er de tilhørende koeffisientene (effektene). c_k er koeffisienten for lokalitet k ($k=2$ for Skjellvik, $k=3$ for Teneskjær, og $k=1$ er for Skipstadsand, som er referanselokaliteten, slik at $c_1=0$). e_{ijk} er et normalfordelt restledd for individet, og S_{jk} er et normalfordelt restledd for ruten

I logistisk regresjon er det sannsynligheten p_{ijk} for at $Y_{ijk}=1$ (blomstring) man modellerer, og modellen ser slik ut:

$$\log(p_{ijk}/(1-p_{ijk})) = a_0 + a_1 X_{ijk} + b_1 Z_{jk1} + b_2 Z_{jk2} \dots + b_n Z_{jkn} + c_k + S_{jk}$$

Hvis f. eks. c_2 er 0,2, betyr det at log-oddsen (dvs $\log(p_{ijk}/(1-p_{ijk}))$) for blomstring er 0,2 høyere på Skjellvik enn på Skipstadsand. Det betyr at oddsene er 22% høyere ($e^{0,2}-1=0,22$). Hvis oddsene er generelt små, er de tilnærmet lik sannsynlighetene. I så fall er sannsynligheten for blomstring tilnærmet 22% høyere på Skjellvik enn på Skipstadsand.



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Postboks 5003
NO-1432 Ås
67 23 00 00
www.nmbu.no