

BACHELOROPPGAVE

En vegetasjonsøkologisk studie av
blåbærfuruskog langs en høydegradient i Indre
Sogn, Vest-Norge

An ecological study of vegetation in a bilberry pine forest along an altitudinal
gradient in Indre Sogn, W Norway

405, 423

Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur

Fakultet for ingeniør og naturfag / Institutt for miljø- og naturvitenskap

28.05.2018

Jeg bekrefter at arbeidet er selvstendig utarbeidet, og at referanser/kildehenvisninger til alle kilder som er
brukt i arbeidet er oppgitt, jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskulen på Vestlandet, § 10.

En vegetasjonsøkologisk studie
av blåbærfuruskog langs en høydegradient i
Indre Sogn, Vest-Norge



Sammendrag

Rundt den nordlige halvkule strekker det seg et borealt belte preget av barskog og myr. Blåbærskogen er den vanligste skogstypen i Norge, og de tørreste og fattigste områdene domineres av furu, blåbærlyng, mose og lav. I Norge er vegetasjonsøkologiske studier av boreal barskog hovedsakelig gjort i fattig granskog, og lite i furuskog. I denne bacheloroppgaven har vi undersøkt hva som er hovedgradienten i vegetasjonen i den tørre blåbærfuruskogen langs en høydegradient i Sogndal kommune, Sogn og Fjordane. Vi har også sett på hvilke miljøfaktorer som er avgjørende, og hvilke skala de opptrer på. Dette gjorde vi ved å legge ut 10 blokker, jevnt fordelt oppover studieområdet, subjektivt plassert for å dekke variasjonen i områdets økologiske forhold. Innen hver blokk trakk vi fem tilfeldige ruter. Vi la i alt ut 50 ruter fra 200 – 878 moh. I hver rute registrerte vi artsforekomst av alle karplanter, moser og lav. I alt 63 forskjellige arter. Vi utførte i tillegg en rekke økologiske målinger i tilknytning til rutene, blant annet jorddybde, helning, eksposisjon, lysinnstråling og jordfuktighet. Fra alle rutene samlet vi jordprøver, slik at vi kunne finne jordas organiske innhold og måle pH. Vegetasjons- og miljøforholdene ble analysert på både blokk- og rutenivå ved bruk av split-plot GLM. GNMDS-ordinasjon av artssammensetningen viste at variasjonen langs akse 1 var sterkt relatert til en høydegradient (moh.) som skilte lavtliggende, tørre blokker dominert av skyggetålende arter, fra høytliggende, fuktigere blokker dominert av lyselskende arter. Akse 2 viste til en næringsgradient som kom til uttrykk gjennom pH og jordas organiske innhold. Her skilte næringsfattige blokker med lav pH og mye organisk innhold i jorda, fra mer næringsrike blokker med høyere pH og lite organisk innhold i jorda. Betydningen av høydegradienten skyldes trolig den store vertikale utstrekningen som gir uttrykk for regional klimavariasjon. Økningen av organisk materiale i jorda og minkingen av pH med høydegradienten, tolker vi som et resultat av at nedbrytning og reduksjonen av organisk materiale blir dårligere på grunn av kjøligere og fuktigere klima med økende høyde over havet. Resultatene av split-plot analysen viste at variasjonen i vegetasjonen først og fremst forekom mellom blokkene og ikke mellom ruter innen samme blokk, og at denne måten å analysere data på gir bedre innsikt i de økologiske prosessene som styrer variasjonen.

Abstract

The boreal forest encircles the northern hemisphere. It is characterized by coniferous forest and mire. Bilberry forest is the most frequent type of forest in Norway. The driest and poorest areas are dominated by pine trees, bilberry, mosses and lichens. Most of the earlier ecological studies of vegetation have been done in poor spruce forests, and very few of them are done in pine forests. We have in this Bachelor of Science thesis examined the main gradient of vegetation in a dry bilberry pine forest along an altitudinal gradient in Sogndal, Sogn og Fjordane. Also, we have looked at which environmental factors are crucial and on what scale. We did this by subjectively placing 10 blocks evenly from 200 to 878 m a.s.l. In every block we pulled five random plots. In every plot (all together 50) we registered vascular plants, mosses and lichens. We had 63 different species. For every plot we registered environmental measures, like soil depth, aspect, inclination, soil moisture and tree canopy, and took soil samples for measuring pH and loss of ignition. We used split-plot GLM to consider the hierarchical structure of the sampling plots within blocks when analysing the relationship between vegetation variation and explanatory variables. GNMDS-ordination of the species composition showed that the variation along GNMDS-axis 1 was strongly related to the altitudinal gradient, that separated low-lying dry blocks dominated by species that prefer shadow, from high-lying, humid blocks dominated by species that prefer a lot of light. GNMDS-axis 2 showed a nutrient gradient expressed through pH and loss of ignition. This separated poor blocks with low pH and high loss of ignition, from richer blocks with high pH and low loss of ignition. The importance of the altitudinal gradient is probably caused by the long vertical extent that expresses regional climate variability. The increasing of loss of ignition and the decreasing of pH along the altitudinal we interpreted to be a result of low decomposition due to cooler and more humid climate. The result of the split-plot analysis showed that the variation in vegetation primarily occurred on block-level, not on plot-within-block-level. This way of analysing data gives a better insight into the ecological processes that control the variation.

Forord

Dette er en avsluttende bacheloroppgave i Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur ved Høgskulen på Vestlandet, og teller 20 studiepoeng. Vår interesse for økologi, kombinert med ønske om å jobbe med egne innsamla data, motiverte oss til å søke om denne oppgaven. Arbeidet med en slik type oppgave har vært en veldig lærerik, med fine dager i felt og på lab, samt krevende dager med tolking av statistiske analyser.

Vi vil gjerne rette en stor takk til våre veiledere Knut Rydgren og Inger Auestad for rask, god og konstruktiv veiledning og tilbakemeldinger, samt generelt støtte gjennom hele prosessen. Vi må spesielt takke Knut for hjelp med organisering av feltarbeid og utføring av statistiske analyser. Dere har lært oss mye, og oppgaven hadde ikke blitt det samme uten dere.

Takk også til Rannveig Berge for godt samarbeid i felt, og Lena Straume for hjelp med bæring av jordprøver, samt fotografering og motivering gjennom en lang feltdag. Sammen med Sara Margrete Gilberg Nyjordet, har vi gjennom hele bachelorprosessen hatt et tett samarbeid med alle tre, i form av å utveksle artikler og erfaringer.

Sogndal 28.05.2018

Ingrid Hofmo Avdem & Oline Rosnes Lima

Innhold

Innledning	7
Materiale og metode	10
Områdebeskrivelse	10
Klima	10
Berggrunn- og kvartærgeologi	11
Datainnsamling	12
Plassering av prøveflater	12
Registrering av vegetasjon	13
Økologiske målinger	14
Statistisk analyse	17
Resultater	18
De abiotiske økologiske variablenes variasjon	18
Korrelasjon mellom de økologiske variablene.....	20
Vegetasjonssammensetningen og tolkning av vegetasjonsgradientene	21
Diskusjon.....	28
En kompleks høydegradient: Temperatur og jordfuktighet	28
Næringsgradienten	29
Skala.....	31
KILDER.....	33

Innledning

Det boreale området er en sone som strekker seg rundt den nordlige halvkule som et grønt belte dominert av barskog og myr. Klimatisk knyttes det til kontinentale forhold preget av en kort vekstsesong, med relativt varm sommer og kald vinter med frossen jord og langvarig snødekke (Moen, 1998). Av jordklodens areal over vann, er 11 % dekket av boreal skog (Bonan & Shugart, 1989). Vegetasjonsstrukturen er karakteristisk bygget opp av tresjikt, et lyngdominert feltsjikt, og moser og lav i bunnsjiktet (Nilsson & Wardle, 2005). I Norge er blåbærskog den vanligste skogstypen og dekker mer enn 1/3 av det totale skogarealet. Furu er den vanligste arten i tresjiktet i de tørreste og fattigste typene av lyngrik bar- og bjørkeskog (Moen, 1998).

Det er gjort den del vegetasjonsøkologiske studier av boreal barskog i Fennoskandia, men få studieområder er blitt permanent merket, og det har derfor vært vanskelig å studere vegetasjonsendringer over tid (Økland & Eilertsen, 1993). De Fennoskandiske landene har utviklet egne metoder for økologisk skogforskning, men en fellesnevner er høyt fokus på detaljert beskrivelse av finskala-mønster (Økland, R. H., 1990; Økland & Eilertsen 1993).

Studier som er gjort i Norge er hovedsakelig fra fattig granskog, dvs. blåbærgranskog (eks. Økland & Eilertsen, 1993; Rydgren, 1993, 1996; Økland, 1996), furuskogsstudier er det lite av (men se Økland & Eilertsen, 1993). I områder der både furu og gran forekommer, bestemmes overgangen mellom de to skogstypene hovedsakelig av en storskala topografigradient (rygg – li – dal), mens vegetasjonsvariasjonen innen de to skogstypene styres av forskjellige kompleksgradienter (Økland & Eilertsen, 1993).

Trenden av funn i granskogsstudiene er at næringsforhold og jordfuktighet er de viktigste økologiske kompleksgradientene i differensiering av vegetasjonen. Finskala-variabler som mikroklima og kronedekning trekkes også frem som styrende faktorer (Rydgren, 1993, 1996). I furuskogsstudiet til Økland og Eilertsen (1993) vises det at de viktigste kompleksgradientene er topografi og jorddybde. Det er sparsomt med statistisk dokumentasjon av hoved-vegetasjonsgradienter og deres respons på miljøfaktorer (Økland, 1996), spesielt i furuskog. Det er derfor behov for mer kunnskap på dette området.

For å forstå grunnene til endring i vegetasjonsmønstre kreves det inngående kunnskap om vegetasjonens respons på variasjonen langs miljøgradienter og regionale

(klimatiske) forskjeller (Økland, 1996). Videre er det nødvendig med kunnskap om den naturlige dynamikken mellom vegetasjon og miljø (Økland, R. H., 1990). En grunnleggende del av økologisk forskning på skogsvegetasjon, er systematisering av økokliner (variasjon hos planter som samsvarer med en økologisk gradient), kompleksgradientene som forårsaker dem, og observere hvilke skala de opererer på (Økland & Eilertsen, 1993). Dette er viktig for å få oversikt over vår nåværende kunnskap, og forbedre forståelsen av mønster og prosesser som utspiller seg i forskjellig grad av tid og rom.

Økologisk prosesser og sammenhenger skjer på forskjellig skala, og skala er sannsynligvis den største utfordringen innen økologisk forskning. Selv om det ikke finnes kun én riktig skala, betyr det ikke at alle skalaer er like bra, eller at det ikke er regler for skala (Levin, 1992). Skalaen i en studie kan påvirke hvilke mønster som oppdages, og viktig informasjon kan bli oversett ved valg av for stor *grain* eller for liten *extent* (Wiens, 1989; Levin, 1992). Extent er studieområdets utstrekning, som i dette studie er område mellom boligfeltet på Kjørnes og fjellet Hesteggi. Grain omhandler datasettets romlige eller tidsmessige grad av oppløsning, og viser i vår studie til størrelsen på prøveflatene som består av ruter i blokker.

Skala må velges etter målet med studien, fordi miljøvariabler som utspiller seg på ulike skala også gir opphav til ulike vegetasjonsvariasjon. De første studiene av skogsundersøkelser benyttet store prøveflater på opp mot 25 m², men i senere tid har fokuset endret seg mot finere skala ved bruk av flater på 1 m² eller enda mindre (Økland, 1993). R. H. Økland fant i en studie av myra Kisselbergmosen at bare storskala-gradienter ble oppdaget i store prøveflater (16 m²), mens alle gradientene ble vist i mindre prøveflater (0,25 m²), en observasjon som kan overføres til de fleste økosystemer (Økland, R.H., 1990). I en studie av vegetasjon i semi-naturlig eng, understreker også Auestad et al. (2008) hvordan valg av prøveflate-størrelse i studier av engvegetasjon har innvirkning på hvilke sammenhenger som er synlige. Der så skjøtsel ut til å være mest signifikant relatert til vegetasjonsvariasjonen på grov skala, mens jorddybde og jordfuktighet var tydeligst på medium skala, og næringsgradienter på de fineste skalaene. Men ikke alle analysemetoder viser på hvilken skala de ulike miljøvariablene virker inn.

På regional skala er makroklima en sentral miljøvariabel, helning og eksponisjon er viktige på stor lokal skala (Janišová et al., 2010), mens enkelte næringsforhold (f.eks. Nitrogen) har innvirkning på fin skala (Auestad et al., 2008). I en studie av oseanisk og

kontinentalt klima vil det derfor være nødvendig med en større extent en benyttet i denne studien. Dette gjelder også studier med stor vertikal utstrekning, da mange av faktorene som varierer med høyde er nært relatert til klima (Pato & Obeso, 2012). I en jordbunnsstudie bør hovedfokus derimot være å velg fin nok grain, for ikke å blande sammen områder med ulikt næringsforhold og dermed også arter med ulike preferanser. I boreal skog opptrer formasjoner som bergknauser og groper i skogbunnen, som blant annet lite konkurransedyktige moser er avhengige av, på skalaer mindre enn 0,25 m. Karplanter responderer på kompleksgradienter ved litt større skala (1-2 m) som jordfuktighet og jorddybde, eller enda større (5-10 m) for trær. Med sitt lange rotsystem overstiger trær miljøvariabler på fin skala (Økland, R.H., 1990).

Målet med denne oppgaven er å identifisere hovedgradientene i vegetasjonen i en tørr blåbærfuruskog på Vestlandet. Vi vil også se på hvilke miljøfaktorer som er avgjørende, og på hvilken skala de opptrer sterkest.

Materiale og metode

Områdebeskrivelse

Studieområdet Kjørnes-Hesteggi ligger i Sogndal kommune, Indre Sogn, Sogn og Fjordane fylke (Fig. 1). Topografien i kommunen er variert, med kort avstand mellom fjord og fjell. Studieområdet er lokalisert sør-øst i kommunen. Det starter i skogen ovenfor boligfeltet på Kjørnes, og utgjør en sør- og sørvestvendt rygg som strekker seg opp mot toppen av fjellet Hesteggi (907 moh).

Vegetasjonen i området karakteriseres som tørr furuskog, dominert av lyng med et velutviklet mosedekke. Etter kontakt med skogbruksavdelingen i Sogndal kommune og grunneiere i området har vi fått tilsendt opplysninger om skogdriften i området. I 1991, 1993 og 1996 skal det ha blitt plantet henholdsvis 1000, 800 og 700 planter av gran og furu rundt studieområdet, hovedsakelig i tilknytning til traktorveien som går gjennom området og rundt stølsområdet ved Jeiskedalen som ligger på ca. 500 moh. En regner 200-250 planter per daa, så det vil si 10-12 daa planta skog (Borger, Arne K., pers. medd.). Nederst i studieområdet, der det er et granfelt i dag, ble det i sin tid bedrevet flatehogst av furu og det som var av lauvvirke. Bortsatt fra vedhogst til eget bruk, har det ikke vært aktiv skogsdrift i området siden (Grimsen & Kjørnes, pers. medd.).

Klima

Sogndal har en årlig middeltemperatur på 6,3 °C og årsnedbør på 1025 mm (tall for normalperioden 1961 – 1990, eKlima.no) (Fig. 2). Da bygda ligger et stykke fra kysten skiller den seg fra det typiske vestlandsklima, som karakteriseres med mindre

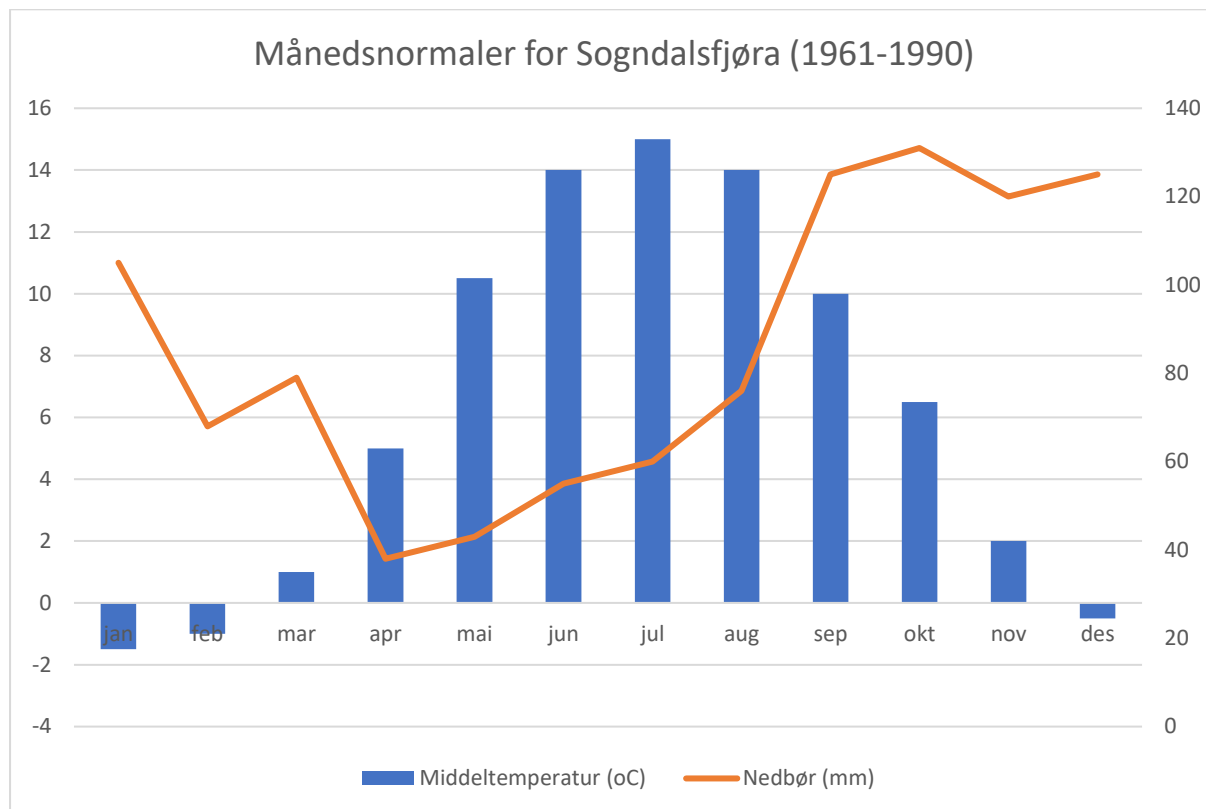
temperaturforskjeller mellom årstidene og høyere årsnedbør. Nærheten til fjorden gjør

like vel at vintertemperaturene ikke blir så lave som avstanden til kysten skulle tilsi.



Figur 1. Kartutsnitt med studieområdets plassering i Sogndal kommune, Sogn og Fjordane.

Studieområdet strekker seg fra sørboreal til overgangen mellom nordboreal og lavalpin vegetasjonssone, og ligger innenfor svakt oseaniske vegetasjonsseksjon (O1) (Moen, 1998).

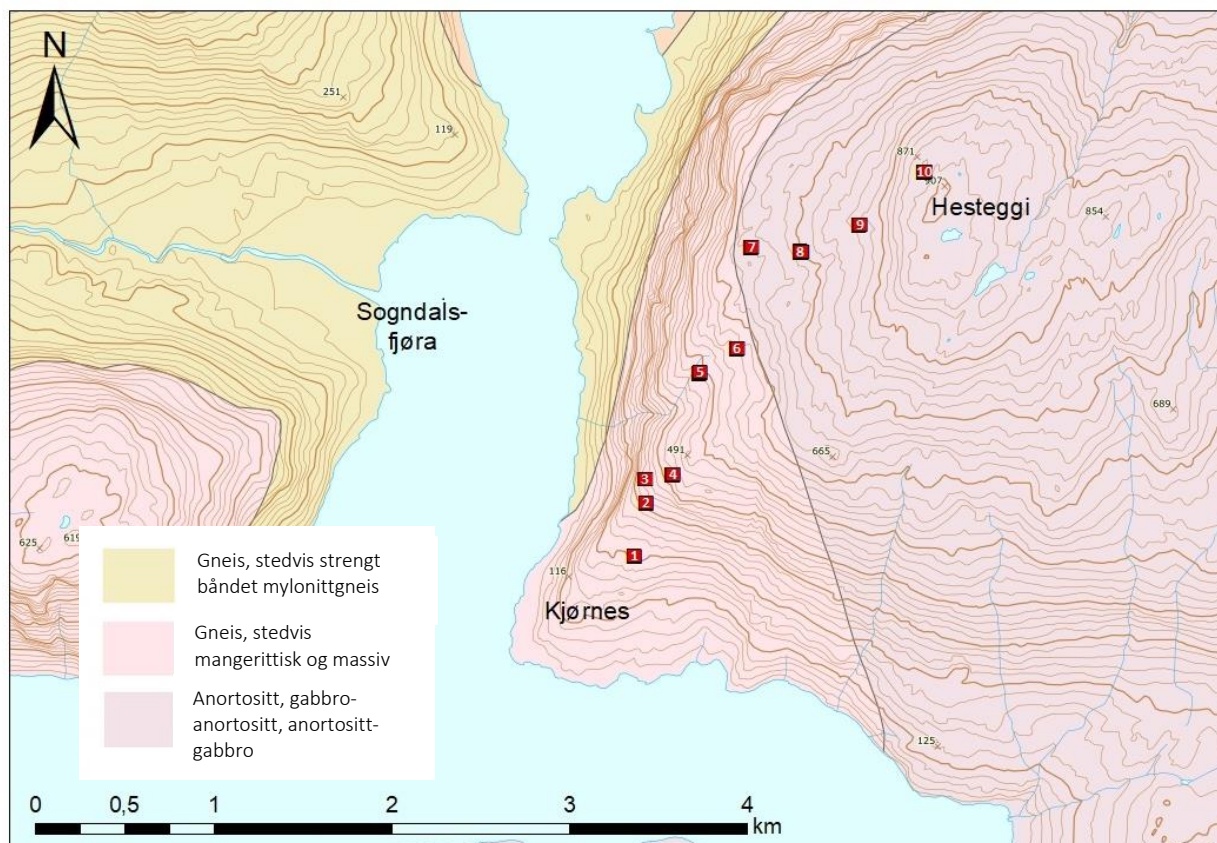


Figur 2. Månedsnormaler for middeltemperatur og nedbør i årsperioden 1961 til 1990 i Sogndalsfjøra (eKlima.no). Data er hentet fra nærmeste nedbørstasjon på Selseng i Sogndalsdalen, ca. 17 km vest for studieområdet

Berggrunn- og kvartærgeologi

Studieområdet ligger på Jotun – Valdresdekkekomplekset som oppsto under dannelsen av den kaledonske fjellkjeden for 400-500 millioner år siden (Moen, 1998), ved at Jotunheimsdekket ble skjøvet over Valdresdekket (geo.ngu.no). Berggrunnen er kalkfattig og består i hovedsak av anortositt og gneis (Fig. 3) (ngu.no), som er relativt harde bergarter som ikke forvitrer så lett. Stedvis ligger bergartene i dagen, men for det meste er de overdekket av løsmasser som består av tynt dekke av morenemateriale (ngu.no). Morenejord består ofte av en både grove og fine partikler, noe som gir gode vekstvilkår for planter (Moen, 1998).

Jordsmonnet er sur podsoljord som følge av at humussyrer fra furutrærnes sure stoff fraktes ned i jorda med regnvannet, og næringsstoffer vaskes ut (Moen, 1998). Med skyggende furutrær, blåbærdominert feltsjikt og velutviklet mosedekke, er dette trekk som kjennetegner *blåbærskogen (T4-C-1)* i det nasjonale kartleggingssystemet i NiN 2.0 (Halvorsen et al., 2016).



Figur 3. Berggrunnskart for studieområde med høydekurver og blokkenes plassering. Blokkene er nummerert i stigende rekkefølge, og ligger på mellom 200 og 870 moh.

Datainnsamling

Plassering av prøveflater

Vi la ut 10 blokker på 5 x 10 m (Fig. 4), jevnt fordelt i studieområdet, fra 200 til 877 moh. over studiets utstrekning/extent på ca 2,5 km (Fig. 3). For å dekke variasjonen i økologiske forhold langs en sør – sørvest eksponert rygg som utgjør området, plasserte vi ut blokkene subjektivt. Innen hver blokk trakk vi fem tilfeldige ruter, hver på 0,5 x 0,5 m. Våre forkastningskriterier var at det måtte være minst 1 m mellom rutene, og at det ikke var voksne trær eller betydelige trestammer i ruta. I så tilfelle trakk vi en ny plassering for ruta. I alt la vi ut 50 ruter som ble permanent merket med underjordiske rør, i tillegg til plastikkpinner på overflaten. Alle rutenes posisjon ble også registrert med RTK (Real Time Kinematic)-utstyr som mottar korreksjonsdata i sanntid fra permanente geodetiske stasjoner, og som har posisjonsnøyaktighet på 8-16 mm (kartverket.no)



Figur 4. Oppmåling av blokk 10 (878 moh.). Subjektiv plassering av blokker for å dekke spennet av økologisk variasjon, med tilfeldig trukket ruter innafor.

Registrering av vegetasjon

I hver rute registrerte vi prosentdekning av feltsjikt og bunnsjikt. Videre ble rutene delt inn i 16 like store småruter. I hver av disse ble artsforekomst (forekomst/fravær) av alle karplanter, moser og lav registrert (Fig. 5), og smårutefrekvensen ble brukt som mengdemål («abundans»). Feltarbeidet ble utført i juni, august og september 2017. Nomenklatur følger Artsdatabankens standarder.



Figur 5. Registrering av forekomst og fravær av alle karplanter, lav og mose i hver av de 16 smårutene, samt prosent dekning av feltsjikt og bunnsjikt.

Økologiske målinger

Under feltarbeidet gjorde vi fem forskjellige økologiske målinger og samlet jordprøver i tilknytning til hver rute. *Jorddybde* ble målt åtte ganger per rute: to målinger på hver side, ca. 10 cm fra rammen. Vi brukte klinometerkompass til å måle rutenes *helning*. *Eksposisjon* ble målt med 360-graders kompass og gitt etter himmelretning. Solintensiteten er høyest når sola står rett i sør (180°) og varmen er høyest når den står i sør-vest (225°) (Parker, 1988). På våre breddegrader antas den varmeste eksposisjonen å være ved 202,5° (Heikkinen, 1991). Ut ifra målingene av helning og eksposisjon regnet vi ut en varme-indeks basert på formelen til Parker (1988):

$$\text{varme-indeks} = \tan(a_1) * \cos(a_2),$$

der a_1 = helning og a_2 = absoluttverdien av differansen mellom rutes eksposisjon og SSV (202,5°). Variasjonsbredden er -1 til 1. For ruter med helning $<3^\circ$, ble varmeindeks-verdien satt lik 0. *Lysinnstråling* ble målt ved hjelp av et densiometer (Fig. 6) med 24 små kvadrater som måler skygge. Vi telte ruter uten skygge, slik at verdien 0 betyr «full skygge» mens verdien 24 betyr «helt lysåpen». Det ble gjort en måling fra hver side av ruten, og deretter regnet ut en gjennomsnittsverdi. For å måle *jordfuktighet* brukte vi en TRIME jordfuktighetsmåler (Fig. 7). Vi gjorde fire målinger per rute, i de innerste hjørnene til rutes fire smårute-hjørner. Apparatet var ved en feiltakelse innstilt på mineraljord, og ikke organisk jord. Målingene ble utført 25. august, og det hadde regnet 2,5 mm fire dager i forveien ifølge data fra nærmeste nedbørstasjon på Selseng i Sogndalsdalen, 17 km vest for studieområdet (yr.no).

Denne dagen samlet vi også inn jordprøver fra alle rutene, ved å ta jord fra hver av rutenes fire sider til en samleprøve. Jordprøvene ble så satt til tørking ved 35° i varmeskap samme kveld. Når de var tørre etter noen dager, siktet vi dem. Vi tok vare på finfraksjonen (finjord), det vil si jorda med partikkelstørrelse $<2\text{mm}$. Vi utførte glødetapsanalyse (Krogstad, 1992) for å bestemme det organiske innholdet i finjorda. De hadde da blitt tørket i tørkeskap på rundt 105° i minst seks timer, før de ble avkjølt i eksikator i 30 minutter. Prøvene ble så veid, før de ble brent i glødeovn ved $550 \pm 25^\circ\text{C}$ i minst 3 timer, avkjølt i eksikator, og deretter veid igjen. *Glødetapet*, som er et godt mål på innholdet av organisk materiale i jorda, ble regnet ut slik:

$$\% \text{ glødetap} = \frac{m_3 - m_4}{m_3 - m_1} * 100,$$

der m_1 = digelvekt

m_2 = vekt av digel og jordprøve før tørking

m_3 = vekt av digel og jordprøve etter tørking

m_4 = vekt av digel og jordprøve etter brenning

pH-målinger utførte vi også etter Krogstad (1992). Først målte vi opp ca. 10 ml jord og 25 ml destillert vann i små beholdere med lokk (Fig. 8), som vi så ristet i 2,5 minutter til jorda og vannet blandet seg. Prøvene sto deretter i minimum tolv timer før vi ristet dem på nytt i 30 sekunder. Etter 15 minutter hadde en del av jorda sedimentert seg, og pH kunne måles. Dette ble gjort med et pH-meter kalibrert mot to bufferløsninger med pH 4,00 og 7,00.



Figur 6. Desiometer med 24 små kvadrater som måler skygge. Vi telte ruter uten skygge, slik at verdien 0 betyr «full skygge» mens verdien 24 betyr «helt lysåpen».



Figur 7. TRIME jordfuktighetsmåler. Fire målinger er utført i hver rute



Figur 8. Oppmåling av jord destillert vann fra pH-måling av jorda

Statistisk analyse

De økologiske variablene ble testet mot hverandre med Kendall's korrelasjonstest, hvor de signifikante verdiene med $\tau > 0.3$ ble fremstilt i et pleksusdiagram.

Vi fant gradientstrukturen av artssammensetningen i de 50 rutene ved bruk av ordinasjonsmetodene detrended correspondence analysis (DCA; Hill & Gauch 1980) og global non-metric multidimensional scaling (GNMDS; Minchin 1987) fra biblioteket vegan 2.4-2 (Oksanen et al. 2017)

Ordinasjonsmetodene ordner rutene langs akser basert på likheter i artssammensetningen. Ruter med mer eller mindre lik artssammensetning vil ligge nær hverandre, mens ruter med stor forskjell i artssammensetningen vil ligge langt fra hverandre langs de første ordinasjonsaksene.

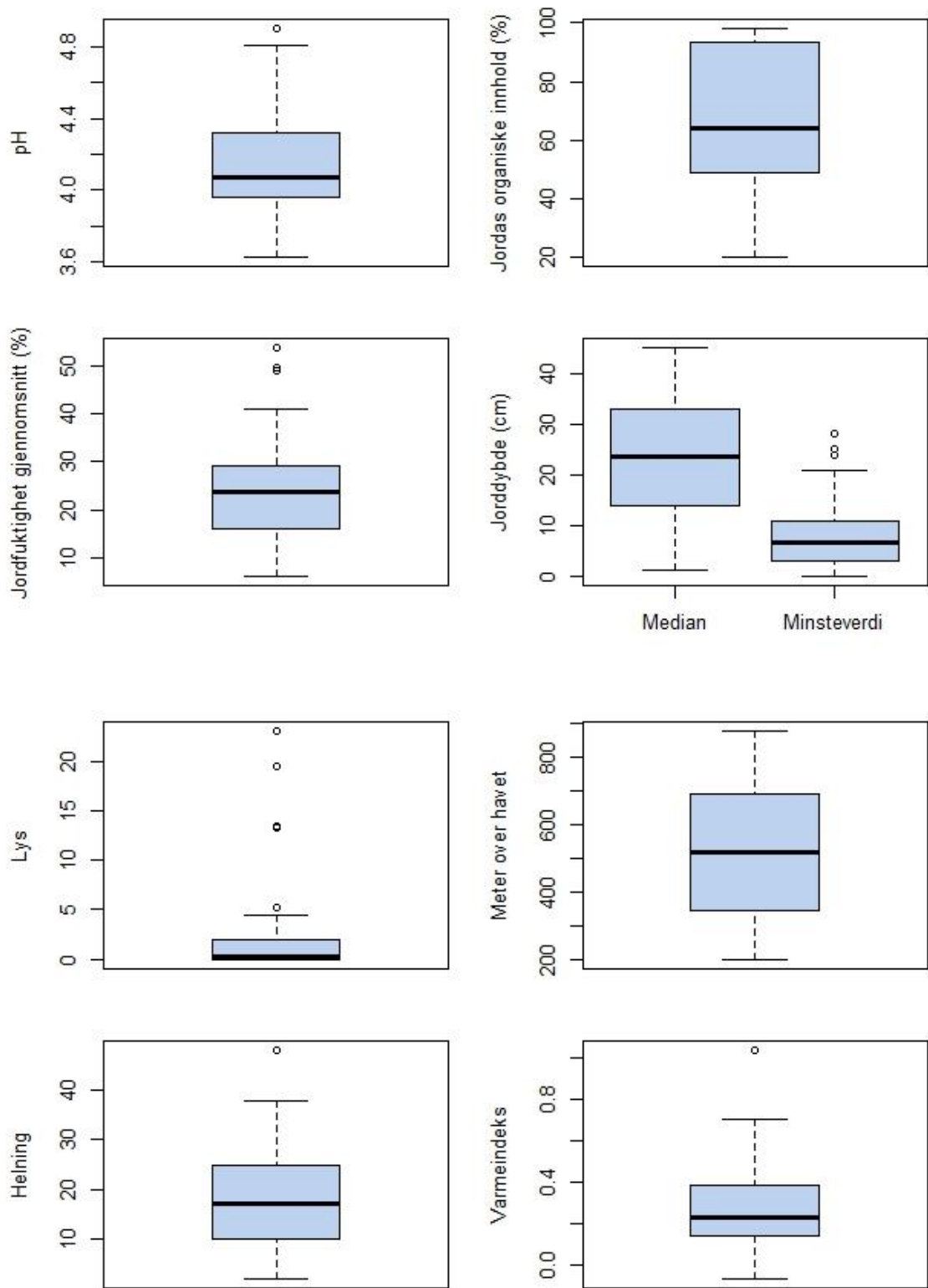
GNMDS ble kjørt med funksjonen monoMDS med Bray-Curtis ulikhetsmål, maksimum antall iterasjoner var 400, og konvergens kriteriet var 10^{-7} . GNMDS-løsningene kom fra 2000 ulike, tilfeldige startkonfigurasjoner, hvorav to måtte gi den samme minimum stress-løsningen. Den beste løsningen ble varimax-rotert ved «Principal Component Analysis» (PCA), og aksene re-skalert til «half-change units» (H.C.). Vi gjorde dette for 2-, 3- og 4-dimensjonale GNMDS-løsninger. Vi sammenlignet aksepar ved hjelp av Kendall's korrelasjonstest. Første akse av DCA og alle tre GNMDS løsninger var sterkt korrelerte ($0.81 \leq |\tau| \leq 0.83$). Andre akse for DCA var derimot svakt korrelert med andre akse for alle tre GNMDS-løsninger ($0.19 \leq |\tau| \leq 0.25$), mens DCA-akse 4 var sterkere korrelert med de tre andre-akse GNMDS-løsningene ($0.60 \leq |\tau| \leq 0.63$). Derimot var 2-aksen fra de tre GNMDS-løsningene svært like ($0.94 \leq |\tau| \leq 0.97$), og ettersom DCA-ordinasjonen hadde et tungelignende mønster, noe som kan være et artefakt i DCA (Økland, R.H., 1990) valgte vi å bruke GNDMS, og den løsningen som var likest de to andre GNDMS-løsningene, den 3-dimensjonale løsningen.

Fordi dataene våre ikke er uavhengige, men har en hierarkisk struktur, hvor rutene innenfor en blokk er likere hverandre enn ruter fra forskjellige blokker, brukte vi split-plot GLM (Auestad et al., 2008; Rydgren et al., 2014). Denne analysen gir i tillegg informasjon om hvilken skala de økologiske variablene påvirket vegetasjonen.

Resultater

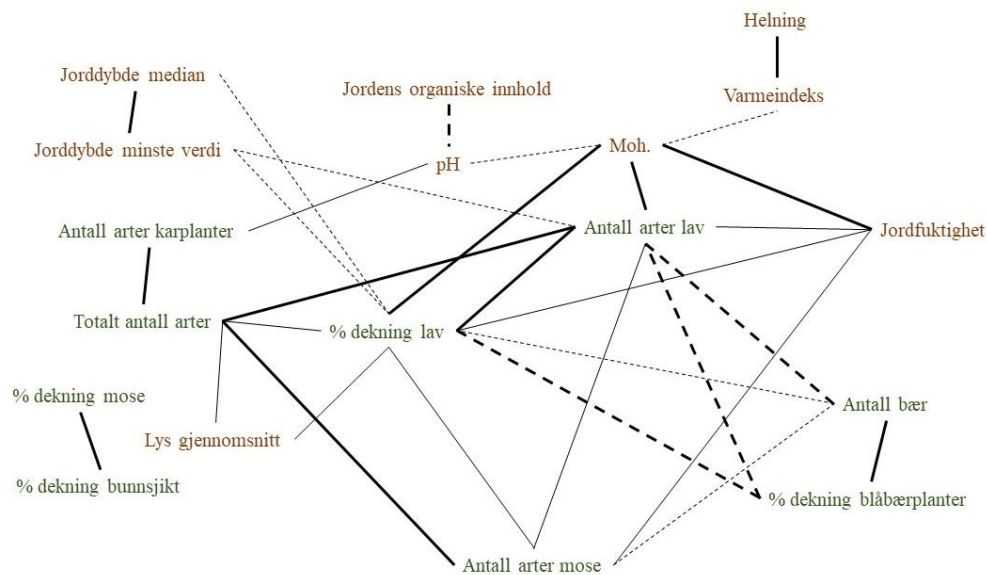
De abiotiske økologiske variabelenes variasjon

Alle rutene hadde relativt sur jord med pH-verdier som varierte fra 3,6 til 4,9. Femti prosent av rutene hadde en pH på mellom 3,9 og 4,3 (Fig. 9). Det var generelt mye organisk materiale i jorda, 75 % av rutene hadde over 50 % organisk innhold, men i hele studieområdet varierte jordas organiske innhold fra 20 til 98 % (Fig. 9)). Jordfuktigheten i rutene varierte fra 6 % til 41 %, med unntak av tre høyere avvikende verdier (Fig. 9). Variasjon i rutenes jorddybde var stor, noe som illustreres i forskjellen mellom median og minimum jorddybde (Fig. 9). Median jorddybde varierte fra 1 til 45 cm, mens minimum jorddybde varierte fra 0 til 20 cm, med tre outlier-verdier som går opp mot 28 cm. De fleste rutene lå i skygge av trær, 75 % av rutene hadde to eller færre åpne densiometerruter (Fig. 9). I studieområde varierte lystilgangen fra 0 til 23 åpne densiometerruter, men «outlierne» med over 10 åpne densiometerruter, var fire av rutene i øverste blokk. Meter over havet (moh.) varierte fra 200 m til 878 m (Fig. 9). Helning varierte fra 2° til 48°, og 50 % av rutene hadde en helning på mellom 10° og 25° (Fig. 9). De fleste rutene hadde gode varmekorhold, kun tre av rutene hadde lavere verdi enn 0 på varmeindeksen som gikk fra -1 til 1 (Fig. 9).



Figur 9. Variasjonen i de målte økologiske variablene i studieområdet. Den tykke linjen viser medianen, boksen viser 50 % av rutene som har de midterste verdiene, de stiplede linjene viser 25 % av de høyeste og laveste verdiene, sirklene viser «outliers», ekstreme verdier

Korrelasjon mellom de økologiske variablene

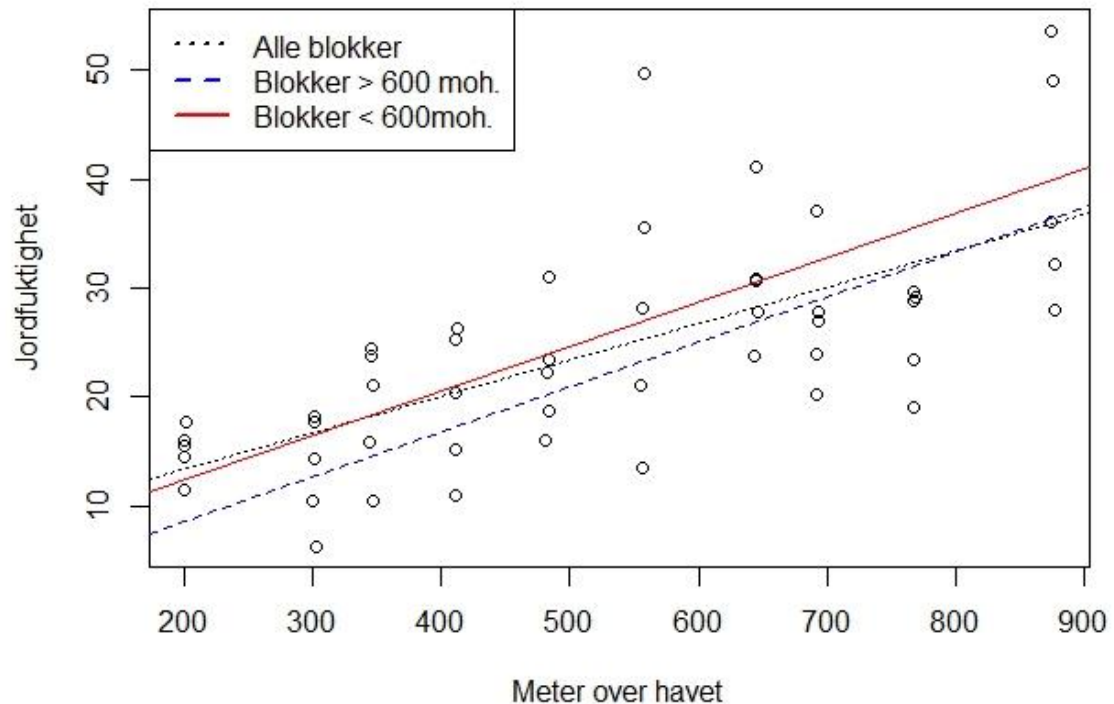


Figur 10. Pleksusdiagram som viser korrelasjon mellom de økologiske variablene med $P \leq 0,05$. Stiplet linje viser negativ korrelasjon, og heltrukket viser positiv. Brun tekst viser abiotiske variabler, grønn tekst viser biotiske. Tynne linjer viser $0,3 < \tau < 0,4$, og tykke linjer viser $\tau > 0,4$.

Få abiotiske variabler korrelerte sterkere enn $|\tau| \geq 0,3$ (Fig. 10). En av de sterkeste korrelasjonene var mellom pH og jordas organiske innhold, de korrelerte negativt ($\tau = -0,53$). Dermed var det mer organisk materiale i jorda der det var lavere pH. Moh. korrelerte positivt ($\tau = 0,53$) med jordfuktighet, og negativt med pH ($\tau = -0,31$) og varmeindeks ($\tau = -0,32$). Dermed var jorda fuktigere, surere og det var mindre gunstige varmekorforhold høyere opp i studieområdet. Jorddybde median korrelerte sterkt positivt ($\tau = 0,46$) med jorddybde minste verdi.

Moh. korrelerte sterkt positivt med lav prosent dekning ($\tau = 0,40$) og antall arter ($\tau = 0,43$), dermed var det både flere arter og større dekning av lav høyere i studieområdet. Jordfuktighet korrelerte også positivt med prosent dekning lav ($\tau = 0,42$) og antall lavararter ($\tau = 0,43$), i tillegg til antall moser ($\tau = 0,37$). Dermed var jorda fuktigere der det var mer lav, både antall arter og dekning, og det var flere mosearter. Lysvariabelen korrelerte positivt med totalt antall arter ($\tau = 0,32$) og prosent dekning lav ($\tau = 0,32$), det betyr at der det var åpnere og færre trær som skygget, var det flere arter og større dekning lav. Der den laveste målte verdien er grunnest er det mest lav, jorddybde minste verdi korrelerte negativt med både prosent dekning lav ($\tau = -0,37$) og antall lavararter ($\tau = -0,38$).

Jordfuktighetsvariabelen følger moh. samlet i de nederste blokkene (Fig. 11), i de øverste blokkene varierer de mer fra de andre rutene i blokkene, det er større spredning fra regresjonslinja.



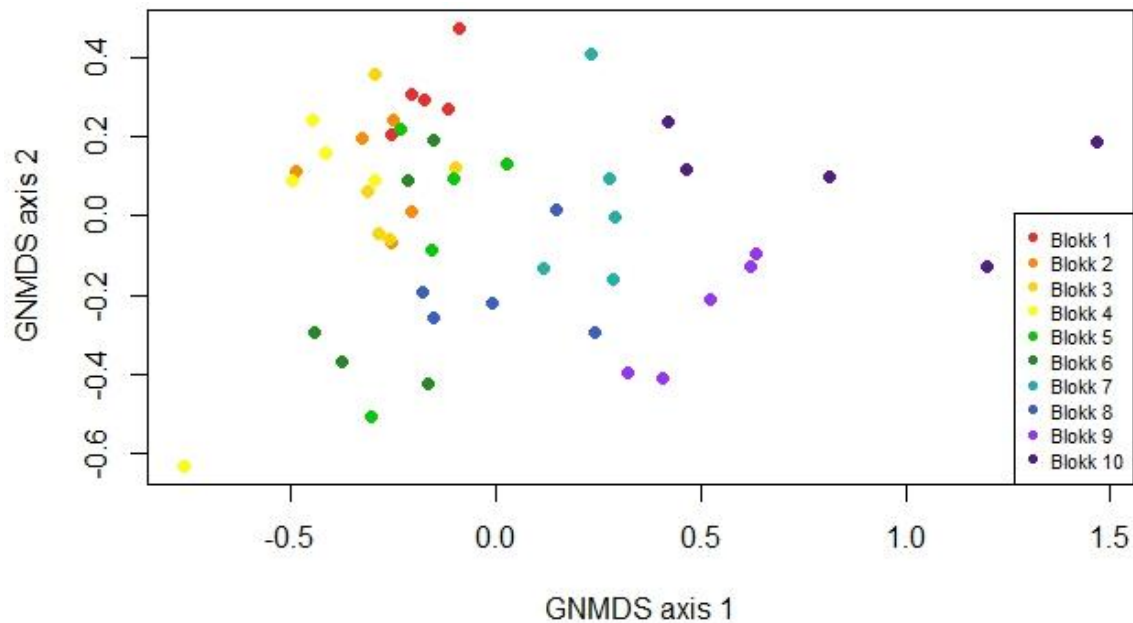
Figur 11. Jordfuktighet i ruter som ligger i blokker langs en høydegradient vist med regresjonslinjer. Svart prikket linje viser tendensen til alle blokkene, blå stiplet linje viser tendensen til blokkene over 600 moh., og rød heltrukken linje viser blokkene under 600 moh.

Vegetasjonssammensetningen og tolkning av vegetasjonsgradientene

Vi registrerte 63 forskjellige arter i de 50 rutene fordelt på 27 karplanter, 17 bladmoser, 7 levermoser og 12 lav (Tabell 1). Av karplantene var det lyngarter som forekom hyppigst, tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), kreklings (*Empetrum nigrum*) og røsslyng (*Calluna vulgaris*) var de vanligste. Andre karplanter med høy forekomst var smyle (*Avenella flexuosa*) og engmarimjelle (*Melampyrum pratense*). Furumose (*Pleurozium schreberi*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*) var de dominerende moseartene, etterfulgt av ribbesigd (*Dicranum scoparium*) og fjærmose (*Ptilium crista-castrensis*). Lys reinlav (*Cladonia arbuscula* agg.) var den mest frekvente lavarten (Tabell 1).

Tabell 1. Kolonnene representerer artsfrekvensen i blokkene 1 – 10, samt total frekvens i hele studieområdet. Frekvens, F (prosent av rutene som arten forekommer i (n=50) og gjennomsnitt smårutefrekvens, GjSF (gjennomsnittlig smårutefrekvens for en art, beregnet utfra antall ruter den finnes i) av arter som forekommer i > 5% av rutene

Blokk		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total
		F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}	F ^{GjSF}
Karplante, tre												
Juniperus communis	Einer	0 ⁰	0 ⁰	20 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	20 ⁶	20 ⁵	6 ⁶
Sorbus aucuparia	Rogn	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	40 ³	0 ⁰	20 ¹	0 ⁰	0 ⁰	6 ²
Karplante, lyng												
Arctostaphylos uva-ursi	Melbær	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	60 ⁶	6 ⁶
Calluna vulgaris	Røsslyng	100 ¹³	0 ⁰	20 ¹²	0 ⁰	40 ¹¹	0 ⁰	100 ¹⁰	0 ⁰	60 ¹¹	100 ¹⁴	42 ¹²
Empetrum nigrum	Krekling	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹¹	0 ⁰	40 ¹¹	0 ⁰	80 ¹³	80 ¹⁰	100 ¹⁵	100 ¹⁶	42 ¹³
Vaccinium myrtillus	Blåbær	100 ¹⁵	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁴	100 ¹⁶	100 ¹⁶	60 ¹²	96 ¹⁵
Vaccinium uliginosum	Bløkkebær	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	60 ⁸	100 ¹⁰	16 ⁹
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁵	100 ¹¹	80 ¹⁶	100 ¹⁴	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁴	98 ¹⁵
Karplante, urtelignende												
Gymnocarpium dryopteris	Fugleteig	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	80 ⁷	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	8 ⁷
Linnaea borealis	Linnea	100 ¹³	100 ¹⁴	80 ⁵	60 ¹⁰	100 ⁷	80 ¹⁰	40 ⁶	20 ³	0 ⁰	0 ⁰	58 ⁹
Melampyrum pratense	Engmarimjelle	100 ¹⁶	100 ⁸	100 ¹¹	60 ⁷	80 ⁸	0 ⁰	100 ⁴	80 ³	60 ³	40 ⁹	72 ⁸
Pyrola Media	Klokkevintergrønn	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	40 ³	40 ³	8 ³
Trientalis europaea	Skogstjerne	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	80 ⁶	20 ³	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	10 ⁵
Karplante, gras												
Avenella flexuosa	Smyle	100 ¹³	80 ¹⁰	100 ¹⁵	100 ¹⁶	100 ¹⁴	80 ¹²	80 ⁷	60 ¹¹	0 ⁰	60 ¹¹	76 ¹²
Carex pilulifera	Bråtestarr	0 ⁰	40 ⁵	0 ⁰	20 ⁸	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	6 ⁶
Festuca ovina	Sauesvingel	100 ⁶	80 ¹²	80 ⁵	40 ⁸	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	30 ⁷
Luzula pilosa	Hårfrytle	40 ⁹	60 ⁵	80 ⁶	60 ¹¹	20 ⁴	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	26 ⁷
Moser, bladmoser												
Dicranum majus	Blanksigd	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	40 ³	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	40 ⁷	0 ⁰	0 ⁰	8 ⁵
Dicranum polysetum	Krussigd	0 ⁰	60 ⁷	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	20 ²	0 ⁰	0 ⁰	8 ⁶
Dicranum scoparium	Ribbesigd	60 ³	20 ²	40 ²	80 ²	80 ⁷	60 ⁷	100 ⁷	80 ¹⁰	100 ⁷	80 ⁷	70 ⁶
Hylocomium splendens	Etasjemose	100 ¹⁶	80 ¹²	100 ¹⁶	80 ¹⁵	100 ¹⁴	80 ¹⁶	100 ¹³	100 ¹³	0 ⁰	60 ⁹	80 ¹⁴
Plagiothecium laetum	Glansjammemose	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹	0 ⁰	40 ⁴	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	6 ³
Pleurozium schreberi	Furumose	100 ¹⁵	100 ¹⁴	80 ¹⁵	100 ¹²	100 ¹⁴	100 ¹⁰	100 ¹⁴	100 ¹⁵	100 ¹⁶	100 ¹²	98 ¹⁴
Ptilium crista-castrensis	Fjærmose	80 ¹⁶	20 ³	40 ⁶	80 ¹⁴	80 ¹⁰	40 ¹⁶	60 ⁵	40 ⁹	0 ⁰	0 ⁰	44 ¹¹
Racomtrium laninosum	Heigråmose	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	60 ⁶	6 ⁶
Moser, levermoser												
Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjeggmoser	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	20 ⁷	0 ⁰	60 ¹¹	40 ¹⁰	12 ¹⁰
Ptilidium ciliare	Bakkefrynse	20 ¹	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹	0 ⁰	20 ¹⁶	80 ¹⁰	0 ⁰	60 ¹²	80 ⁷	28 ⁹
Lav												
Cladonia arbuscula agg.	Lys reinlav	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	40 ¹⁰	0 ⁰	20 ⁸	100 ¹⁰	16 ¹⁰
Cladonia furcata	Gaffellav	20 ⁵	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	40 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	6 ²
Cladonia pyxidata agg.	Kornbrunbeger	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹	20 ²	20 ⁶	6 ³
Cladonia gracilis	Syllav	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	80 ³	8 ³
Cladonia stellaris	Kvitkrull	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	60 ⁵	6 ⁵



Figur 12. GNMDS-ordinasjon av de 50 rutene, for akse 1 og 2. Blokknumrene er fargesortert med regnbuens farger. Aksene er skalert i H.C. (half-change) enheter.

De fire nederste blokkene i studieområdet, vist med fargene rød til gul (Fig. 12) plasserte seg øverst til venstre i ordinasjonsrommet. De lå nær hverandre, dermed lignet de hverandre i artssammensetning. De fire midtre blokkene, grønn til blå, lå ganske sentralt i vegetasjonsgradienten, men rutene lå mer spredt enn i de nederste blokkene. De øverste to, lilla blokkene, lå lengst til høyre langs første aksens. Den øverste blokka hadde ruter som var mest spredt langs GNMDS-akse 1, dermed varierte denne blokka mest i artssammensetningen.

Tabell 2. Split-plot GLM av vegetasjonsgradientene (GNMDS, akse 1 og 2) og de økologiske variablene, vurdert på to romlige nivå (blokk og rute). For hver av aksene og de to nivåene, er total SS (sum of squares) og FVE (fraction of total variation explained) gitt. F^p gir F-verdi og signifikante p-verdier ($p \leq 0,05$). **= $p < 0,01$, *= $p < 0,05$, $p < 0,01$ står i fet. Koeffisienten (c) viser om forholdet er positivt (+) eller negativt (-).

Økologiske variabler	GNMDS-akse 1						GNMDS-akse 2					
	Blokk			Rute			Blokk			Rute		
	SS _{site} =7,94			SS _{site} =1,41			SS _{site} =1,26			SS _{site} =1,81		
	FVE=0,85			FVE=0,15			FVE=0,41			FVE=0,59		
	SS _{expl} /SS _{blokk}	F ^p	c	SS _{expl} /SS _{blokk}	F ^p	c	SS _{expl} /SS _{blokk}	F ^p	c	SS _{expl} /SS _{blokk}	F ^p	c
Meter over havet	0,68	16,94	**	+	0,04		0,35			0,00		
Helning	0,38				0,00		0,14		5,12	*		+
Varmeindeks	0,39				0,02		0,13			0,08		
Jorddybde, median	0,01				0,08		0,04			0,08		
Jorddybde, minimum	0,00				0,01		0,02			0,03		
Lys	0,52	8,73	*	+	0,03		0,06			0,08		
Jordfuktighet	0,59	11,58	**	+	0,01		0,13			0,05		
Jordas organiske innhold	0,01				0,00		0,67	16,25	**	-		0,03
pH	0,03				0,16	7,50	**	+	0,51	8,47	*	+

Mesteparten av vegetasjonsvariasjonen langs GNMDS-akse 1 ble forklart på blokk-nivå (FVE = 0,85) (Tabell 2). Meter over havet-variabelen økte signifikant ($p = 0,003$) langs GNMDS-akse 1 på blokk-nivå (Fig. 13a). I likhet økte også jordfuktighetsvariabelen ($p = 0,009$) langs GNMDS-akse 1 på blokk-nivå (Fig. 13b). Dermed endret vegetasjonen seg blokkvis i takt med økt høyde og jordfuktigheten langs første akse. Dette var også tydelig i isolinjemønstrene i figur 13 a) og b). Lysfiguren viste en skeivfordeling i mengde lystilgang, hvor de fleste rutene befant seg i områder med lite lys (Fig. 13d), men variabelen økte signifikant ($p = 0,018$) langs GNMDS-akse 1. Vegetasjonsvariasjonen forklart på rute-nivå var betydelig mindre (FVE = 0,15), pH ($p = 0,020$) økte langs GNMDS-akse 1, dermed var de sureste rutene til venstre i figur 13 c).

Noen arter har tyngdepunkt i den fuktigere og kjøligere del av gradienten, lys reinlav (Fig. 14a) og krekling (Fig. 14c) økte langs GNMDS-akse 1. De økte med høyden over havet, jordfuktigheten, pH og spesielt lysvariabelen. Der lysvariabelen viste tilnærmet full skygge, var det lite av disse to artene. Etasjemose (Fig. 14b), blåbær (Fig. 14d) og smyle (Fig. 14e) viste motsatt tendens langs GNMDS-akse 1, og var omtrent ikke å finne i de øverste rutene (Fig. 14b).

GNMDS-akse 1 ga uttrykk for den viktigste vegetasjonsgradienten, og på blokk-nivå gikk den fra lavtliggende blokker med mindre lystilgang og mindre fuktighet til høytliggende åpne, fuktigere blokker. Dette indikerte at klimatiske forhold var avgjørende faktorer for

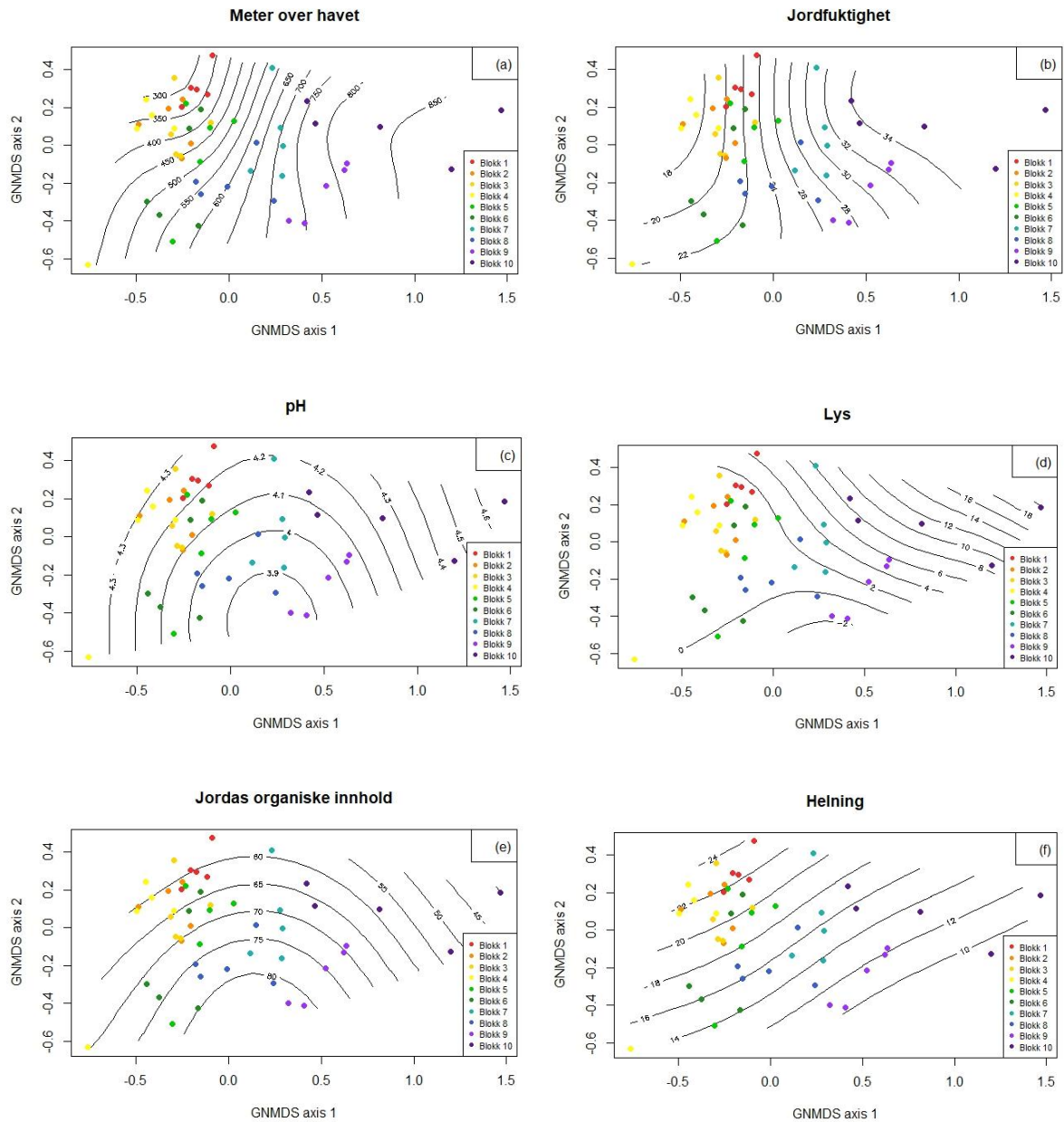
vegetasjonsvariasjonen. På finere skala, rute-nivå, var pH den viktigste variabelen for å forklare vegetasjonsvariasjonen.

Langs GNMDS-akse 2 forklares det meste av vegetasjonsvariasjonen på rute-nivå (FVE = 0,59), men flere variabler var signifikante på blokk-nivå (Tabell 2). Jordas organiske innhold ($p = 0,004$) minket langs GNDMS-akse 2 på blokk-nivå (Fig. 13e), mens pH (Fig. 13c; $p = 0,009$) hadde motsatt mønster, og økte. En kan se på isolinjene at tendensene ligner mye; der pH er høy, var det mindre organisk innhold i jorda.

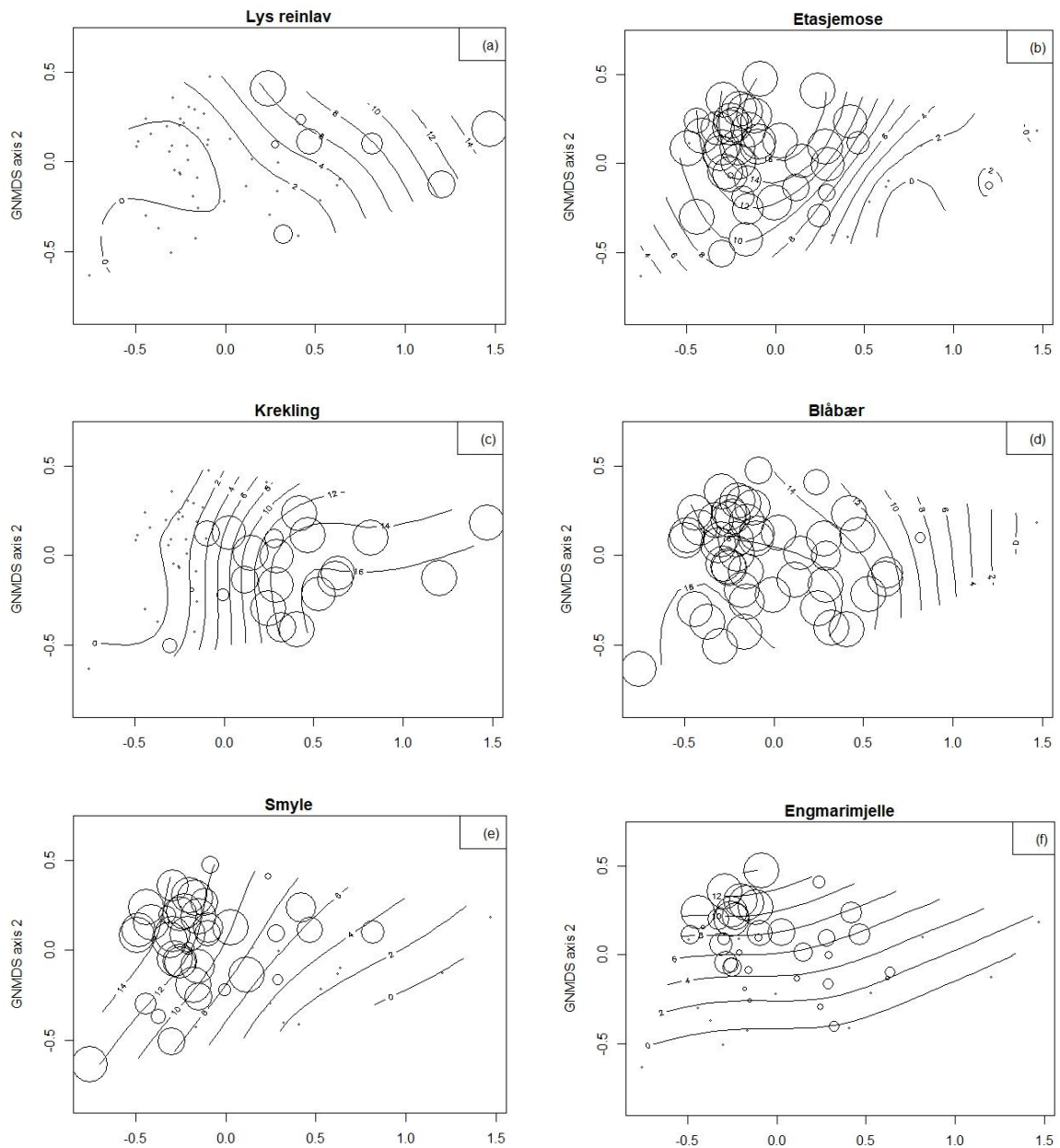
På rute-nivå økte helning ($p = 0,029$) langs GNDMS-akse 2 (Fig. 13f), dermed lå rutene med brattest helning øverst i figuren. Derimot var ikke varmeindeksen signifikant (Tabell 2), noe som tydet mot at mikroklima ikke er viktig i vårt datamateriale.

Noen arter hadde tyngdepunkt i den delen av gradienten som har mindre surt jordsmonn, slik som engmarimjelle som økte i mengde langs GNMDS-akse 2 (Fig. 14f). Den forekom i områder med høyere pH, lite organisk innhold i jorda og brattere helning i ruta. Andre gress- og urtearter viste lignende tendens.

Næringsforholdene i jorda er dermed en avgjørende kompleksgradient på blokk-nivå langs GNMDS-akse 2, og denne gradienten styres av jordas organiske innhold og pH (Tabell 2).



Figur 13. GNMDS-ordinasjon av de 50 rutene, for akse 1 og 2. Blokknumrene er fargesortert. Aksene er skalert i H.C. (half-change) enheter. Signifikante økologiske variabler fra split-plot GLM analysen er plottet med isolinjer som viser tendensen i deres variasjonsretning langs de første ordinasjonsaksene. (a) Meter over havet, øker blokkvis langs akse 1, (b) Jordfuktighet, øker blokkvis langs akse 1, (c) pH, øker rutevis langs akse 1 og blokkvis langs akse 2, (d) Lystilgang, øker blokkvis langs akse 1, (e) Jordas organiske innhold, minker blokkvis langs akse 2, (f) Helning, øker rutevis langs akse 2



Figur 14. Et utvalg arter, der artsmengdene er plottet på rutenes posisjoner langs GNMDS-akse 1 og 2. Aksene er skalert i H.C. (half-change) enheter. Størrelsen på sirklene er proporsjonal med smårutefrekvensen, og isolinjer som viser tendensen i deres retning langs de første ordinasjonsaksene. (a) Lys reinlav (*Cladonia arbuscula* agg.), (b) Etasjemose (*Hylocomium splendens*), (c) Krekling (*Empetrum nigrum*), (d) Blåbær (*Vaccinium myrtillus*), (e) Smyle (*Avenella flexuosa*), (f) Engmarimjelle (*Melampyrum pratense*)

Diskusjon

Våre resultater viste at den viktigste vegetasjonsvariasjonen (GNMDS-akse 1) i blåbærfuruskogen fra boligfeltet på Kjørnes til Hesteggi først og fremst skilte lavtliggende, tørre blokker dominert av skyggetålende arter fra høytliggende, fuktigere blokker dominert av lyselskende arter. Den nest viktigste vegetasjonsvariasjonen (GNMDS-akse 2) skilte næringsfattige blokker med lav pH og mye organisk innhold i jorda fra mer næringsrike blokker med høyere pH og lite organisk innhold i jorda. For begge de to tolkede ordinasjonsaksene var det blokk-nivå som kom ut som den viktigste skalaen.

En kompleks høydegradient: Temperatur og jordfuktighet

Høydegradienten fremstår som den viktigste forklaringsvariabelen på vegetasjonsvariasjonen. Dette skyldes trolig at datasettet vårt har stor vertikal utstrekning (nesten 700 høydemetre). Dermed uttrykker moh. en betydelig klimavariasjon på regional skala; vanligvis utgjør en så stor vertikal differanse flere vegetasjonssoner (Moen, 1998).

Høydegradienten ser ut til å ha størst effekt på de øverste blokkene. De fire øverste blokkene (644 – 878 moh.) er gradvis og med økende avstand sortert etter stigende høyde langs GNMDS-akse 1 (se Fig. 12), med spesielt tendens i de to øverste blokkene. De seks nederste blokkene (200 – 558 moh.) ligger mer blandet langs GNMDS-akse 1, og høydegradientens betydning for å forklare vegetasjonsvariasjonen er dermed mindre i den delen av gradienten. For blokkene 1 - 6 spenner rutescorene langs GNMDS-akse 1 over 0,785 H.C.-enheter, mens for blokkene 7 - 10 er spennet 1,647 H.C.-enheter. Det betyr at de øverste 230 meterne viser nesten dobbelt så mye vegetasjonsendring med høyden enn det de nederste 360 meterne. Dette er interessant fordi det ser ut til å være et skille rundt 600 moh., der klima begynner å spille en viktigere rolle videre oppover.

Hvorfor er det slik at høydegradienten i langt mindre grad påvirker vegetasjonsvariasjonen fra 200 til 558 moh., sammenlignet med de øverste 230 meterne (fra 644 til 878 moh.)? Det er lite trolig at det skyldes temperaturen, ettersom den avtar gradvis med høyden (Klanderud & Birks, 2003), og heller ikke jordfuktigheten endrer seg ulikt for ruter fra disse to høydelagene (Fig. 11). Trolig er forklaringen at med økende høyde over havet blir påvirkningen av tresjiktet, som har en utjevnende virkning på ulike økologiske forhold, mindre. Med økende høyde blir trærne lavere, og de står mer spredt. Det medfører

derfor større økologisk variasjon innen en blokk ved at vind og lyspåvirkningen blir større. Dette er noe vi også observerer i jordfuktighetsmålingene våre – spredningen av måleverdiene langs regresjonslinja i figur 11 er større for rutene fra de øvre blokkene (644 til 878 moh), enn for rutene fra blokkene lenger nede langs høydegradienten. Artene responderer på den økende økologiske variasjonen på blokk-nivået, og dermed resulterer det i større vegetasjonsvariasjon med økende høyde i furuskogen i studieområdet vårt. Spesielt den øverste blokk oppviser stor vegetasjonsvariasjon, illustrert gjennom den store spredningen rutene fra denne blokk har langs GNMDS-akse 1. Noen av disse rutene har en del lavarter, som i liten grad forekommer i resten av datamaterialet. Arter som er alminnelige på rabber i fjellet, slik som gulskinn (Dahl, 1957; Rydgren, 1994).

Jordfuktighet er derfor en betydningsfull faktor for å forklare vegetasjonsvariasjonen langs den viktigste vegetasjonsgradienten i studieområdet. Jordfuktigheten øker langs denne vegetasjonsgradienten, men også med økende høyde over havet. Dette gjenspeiler nok først og fremst at klimaet endrer seg med økende høyde over havet, ved at temperaturen synker og nedbøren øker (Sevruk, 1997). Noe som generelt gir en økende arealandel av fuktige vegetasjonstyper (myr) med økende høyde inntil planteproduksjon ikke lenger gir grunnlag for myrdannelse (Moen, 1998). Jordfuktighetsgradienten har vist seg å være en svært viktig gradient i boreal granskog (Økland, T., 1990, 1996; Økland & Eilertsen 1993; Rydgren, 1993, 1996). Derimot fant ikke Eriksson (2014) noen sammenheng fra en oseanisk furuskog på olivinberggrunn i Volda kommune, men han tilskrev det til at målingene ble foretatt rett etter en periode med mye nedbør. Ideelt bør en ta flere måleserier av jordfuktighet gjennom vekstsesongen (Eriksson, 2014).

Næringsgradienten

Etter høydegradienten, var næringsgradienten den viktigste kompleksgradienten (tolkning av GNMDS-akse 2). At næringsgradient spiller en så stor rolle i boreal skog er kjent fra andre studier (Økland, 1996; Rydgren 1993; Økland & Eilertsen 1993). Gradienten kom til uttrykk gjennom pH og jordas organiske innhold. pH var signifikant både på rute- (akse 1) og blokk-nivå (akse 2), mens jordas organiske innhold var kun signifikant på blokk-nivå (akse 2). Det komplekse bildet i figur 13 c) og e) er sannsynligvis mye påvirket av store endringene som skjer i de to øverste blokkene. Ideelt sett skulle vi gjerne hatt mer nøyaktige målinger av

næringsinnholdet i jorda, men det var det ikke ressurser til det i denne bacheloroppgaven. pH regnes likevel som en god indikator på næringsinnhold, da den styrer løseligheten og dermed tilgangen på næringsstoffene (Odland, 2016). Og i flere studier samvarierer pH med makronæringsstoffer (Rydgren, 1993; Økland, 1996).

I følge våre analyser, har pH betydning for vegetasjonsvariasjonen både langs GNMDS-akse 1 (rute-nivå) og langs GNMDS-akse 2 (blokk-nivå). Men denne sammenhengen på rute-nivå for GNMDS-akse 1 faller bort (resultater ikke vist) dersom vi gjør de statistiske analysene uten de tre rutene med høyest pH i den øverste blokka. Da blir det i stedet en signifikant sammenheng på blokk-nivå, men med endret fortegn (negativt). En tilsvarende analyse for GNMDS-akse 2 gir ingen endringer. Det betyr nok at næringsgradienten uttrykt gjennom pH først og fremst er på blokk-nivå, og denne kompleksgradienten spiller en viktig strukturereende rolle for vegetasjonsvariasjonen i studieområdet. Med gradvis økende høyde over havet, øker innholdet av organisk materiale i jorda, samtidig som pH-verdiene synker. Det skyldes trolig at betingelsene for nedbrytning og mineralisering av organisk materiale blir dårligere på grunn av kjøligere og fuktigere klima med økende høyde over havet inntil jordsmonnet blir så tynt at mineraljorda får større innvirkning (øverste blokka). I jord på berggrunn med vegetasjon som avgir lite strøfall vil jorda bruke lengre tid på å bli dyp, og plantene vil lettere ha tilgang til næringsstoffer, fordi de er nærmere mineralene. Mens i jord som har mye surt strøfall, vaskes mineraler og næringsstoffer lettere ut og det er lengre ned til mineraler fra berggrunnen (Moen, 1998). Derfor henger pH ofte sammen med hvor mye organisk materiale jorda inneholder, og som vist i pleksusdiagrammet (Fig. 10) korrelerer disse variablene sterkt negativt.

I Øklands (1996) studie fra 10 blåbærgranskogsområder i Norge var det næringsgradienten, bestående av pH, totalt nitrogeninnhold og essensielle næringsstoffer som var den generelt viktigste for å forklare vegetasjonssammensetningen. Grunnen til at næringsgradienten ikke kommer ut som den viktigste gradienten i vår studie, skyldes ganske sikkert at vi har inkludert en lang høydegradient, og dermed blir klimatiske forhold viktigere enn variasjonen i næringsforholdene.

I en studie gjort i en rik granskog (Rydgren, 1993), er pH beskrevet som en av de viktigste jordegenskapene og har stor påvirkning på andre egenskaper i jorda som for eksempel jordas surhet og næringsstatus. Her er næringsgradienten også sett i sammenheng med jordfuktigheten. Vegetasjonens langs næringsgradienten viser lyngtorvmose (*Sphagnum*

quinquefarium), småtveblad (*Listera cordata*) og skrubnbær (*Cornus suecica*) i de fattigste områdene med relativt fuktig jord, og liljekonvall (*Convallaria majalis*), vårerteknapp (*Lathyrus vernus*) og bergrørkvein (*Calamagrostis epigejos*) i de rikeste, tørreste områdene. Selv om dette er arter vi ikke har, og studiet er gjort i vesentlig rikere skog enn vårt studieområde er, ser vi likheter i at det forekommer mer gras- og urtearter jo rikere jordsmonnet er, og med en skogbunnvegetasjon som likner mer og mer engvegetasjon. I Rydgren (1993) antas det at store trær har dypere jord som de står mer stabilt i, selv om han ikke fant at jorddybde korrelerer med tredekkningen. Med grunnere jordsmonn vil grantrær ha lettere for å velte, og sannsynligvis dra næringsstoffer opp mot overflaten samtidig. Dette fører til større avstand mellom trærne, likt de øverste områdene våre. Årsaken til den grunne jorda er ulik, men virkningen er lik; det er mer næringsrikt og antakeligvis mer utsatt for tørke.

Økland og Eilertsen (1993) studerte overgangen fra gran- til furuskog og finner at makroskala topografisk (rygg-liside-dalbunn) gradient, sammen med forskjellige sett av mer eller mindre korrelerte variabler i forskjellige deler av gradienten. De ulike korrelasjonsmønstrene i de to deldatasettene (gran og furu) indikerer at selv om storskala-topografiske forskjeller kan være de primære drivkreftene, er andre kompleksgradienter sannsynligvis ansvarlige for variasjonen i deldatasettene: topografi og jorddybde i furuskogen, og næringsgradient i granskogen. Topografi- og jorddybdegradienten er den viktigste i furuskogen, og er sannsynligvis et bilde på jordfuktigheten. I furuskogen går vegetasjonsgradienten fra områder med lyngarter til tørrere lavdominerte områder, noe som står i samsvar med vår vegetasjonsvariasjon langs jordfuktighetsgradienten.

Den øverste blokka i studieområdet vårt har lite organisk innhold i jorda, høy pH og mye lav. Likt er Økland og Eilertsens (1993) funn av en sterk nedgang i jordas organiske innhold, som kobles til et veldig tynt humuslag i lavrik furuskog.

Skala

I motsetning til de fleste kjente vegetasjonsøkologiske studier fra barskog, har vi benyttet split-plot GML for å analysere dataene våre. Det er relativt få studier som har benyttet denne type analysemetode (men se Mathiassen & Økland, 2007; Auestad et al., 2008; Rydgren et al., 2014). Dette har gjort det mulig å se på hvilke skala (blokk eller rute) de økologiske

kompleksvariablene har sterkest innvirkning på vegetasjonsvariasjonen, og resultatene viser at denne måten å analysere data på i vegetasjonsøkologiske studier, gir bedre innsikt i økologiske prosessene som styrer variasjonen.

Metoden tar også hensyn til at rutene ikke kan regnes som uavhengige da de ligger i blokker, og unngår romlig pseudoreplikasjon. Resultatet viste at variasjonen i vegetasjonen først og fremst forekom mellom blokkene, og ikke mellom ruter innen samme blokk (tabell 2R). For pH og helning var den viktigste variasjonen på rute-nivå. Grunnen til at pH-variabelen korrelerer sterkere med vegetasjonen på rute-nivå kan trolig forklares med at denne prøveflate-størrelsen ligger nærmere den romlige skalaen pH varierer på, og dermed kommer tydeligere frem her. Dette er en sammenheng som kunne blitt oversett ved bruk av en annen romlig skala.

Et annet eksempel som demonstrer viktigheten av å nøste ut variasjonen på ulik skala er at hvis vi hadde analysert dataene våre med LME, som tar hensyn til innsamling fra ruter i blokker men ikke ulik skala, hadde jordfuktighets-variabelen vist seg som ikke signifikant (resultater ikke vist). Kendall's korrelasjonstest derimot (resultater ikke vist), viste at variasjonen var signifikant, men denne analysen tar ikke heller hensyn til at data ikke er uavhengige, og analysen kan derfor ikke regnes som gyldig.

KILDER

- Auestad, I., Rydgren, K. & Økland, R. H. (2008). Scale-dependence of vegetation-environment relationships in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science*, *19*, 139-148
- Bonan, G. B., & Shugart, H. H. (1989). Environmental Factors and Ecological Processes in Boreal Forests. *Annual Review Of Ecology And Systematics*, *20*, 1-28.
- Dahl, E. (1957) Rondane: Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. *Skifter utgitt av det norske Videnskaps-Akademi i Oslo. 1, Matematisk-naturvidenskapelig klasse, 1956*, 1-374.
- Eriksson, H. (2014) *Olivinfuruskogen i Bjørkedal. En vegetasjonsøkologisk analyse*. BSc Thesis, Høgskulen i Sogn og Fjordane, unpublished, Sogndal.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. (2016). NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. – Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.1.0): 1–358 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>)
- Heikkinen, R. K (1991) Multivariate analysis of esker vegetation in southern Häme, S Finland. *Annales Botanici Fennici*, *28*, 201-224
- Hill, M.O. & Gauch, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*, *42*, 47-58.
- Janišová, M., Uhliarová, E., Hlásny, T. & Turisová, I. (2010). Vegetation-environment relationships in grassland communities of central Slovakia. *Tuexenia*, *30*, 423-443
- Kartverket. Hentet fra <https://www.kartverket.no/Posisjonstjenester/CPOS/> (18.04.18)
- Krogstad, T. (1992). *Metoder for jordanalyser*. (Rapport 6/92). Norges Landbrukshøgskole, Ås
- Klanderud K. & Birks H.J.B., (2003). Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *Holocene*, *13*, 1-6.
- Levin, S.A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* *73*, 1943-1967.
- Mathiassen, G. & Økland, R. H. (2007). Relative importance of host tree species and environmental gradients for epiphytic species composition, exemplified by pyrenomycetes s. lat. (*Ascomyceta*) on *Salix* in central north Scandinavia. *Ecography*, *30*, 251-263.
- Minchin, P.R. (1987). An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, *69*, 89-107.

- Moen, A. (1998) *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Statens Kartverk, Hønefoss.
- Norges geologiske undersøkelse. *Berggrunn*, hentet fra <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> (18.03.2018)
- Norges geologiske undersøkelse. *Løsmassekart*, hentet fra <http://geo.ngu.no/kart/losmasse/> (18.03.2018)
- Nilsson, M., & Wardle, D. (2005). Understory vegetation as a forest ecosystem driver: Evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3, 421-428.
- Odland, A. (2016). *Planteøkologi: miljø og tilpasning*. Fenris, Rådal.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., ... Wagner, H. (2017). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-2. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Parker, K. C (1988). Environmental relationships and vegetation associates of columnar cacti in the northern Sonoran Desert. *Vegetatio*, 78, 123.
- Pato, J. & Obeso, J. R. (2012). Fruit mass variability in *Vaccinium myrtillus* as a response to altitude, simulated herbivory and nutrient availability. *Basic and Applied Ecology*, 13, 338-346.
- R Development Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available from <http://cran.r-project.org>
- Rydgren, K. (1993). Herb-rich spruce forests in W Nordland, N Norway: an ecological and methodological study. *Nordic Journal of Botany*, 13, 667-690
- Rydgren, K. (1994). Low-alpine vegetation in Gutulia National Park, Engerdal, Hedmark, Norway, and its relation to the environment. *Sommerfeltia*, 21, 1-47
- Rydgren, K. (1996). Vegetation-environment relationships of old-growth spruce forest vegetation in Østmarka nature reserve, SE Norway, and comparison of three ordination methods. *Nordic Journal of Botany*, 16, 421-439
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Joachim, P. T. & Joar, M. N. (2014). Glacier foreland succession and the fading effect of terrain age. *Journal of Vegetation Science*, 25, 1367-1380
- Sevruk, B. (1997). Regional dependency of precipitation-altitude relationship in the Swiss Alps. *Climatic Change*, 36, 355-369.
- Wiens, J.A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3, 385-397.

- Økland, R.H. (1990). A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. II. Identification of gradients by detrended (canonical) correspondence analysis. *Nordic Journal of Botany*, 10, 79-108.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. (1993). Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia*, 16, 1-254.
- Økland, T. (1990) Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. *Sommerfeltia*, 10, 1-52
- Økland, T. (1996). Vegetation-environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia*, 22, 1–349.

	Lokalitet/Blokk Rutenr	6	6	6	6	6	7	7	7	7	7	8	8	8	8	8	9	9	9	9	9	10	10	10	10	10
		26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50
Tre																										
Juniperus communis	Einer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	5	0	0	0	0
Pinus sylvestris	Furu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Sorbus aucuparia	Rogn	0	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lyng (forveda)																										
Andromeda polifolia	Hvittlyng	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16	2	0	0	0
Arctostaphylos uva-ursi	Melbær	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	2	13
Arctos alpinus	Rypebær	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Calluna vulgaris	Røsslyng	0	0	0	0	0	2	8	16	16	10	0	0	0	0	0	0	16	6	0	11	16	16	16	14	6
Empetrum nigrum	Krekling	0	0	0	0	0	12	0	8	15	16	16	16	5	0	1	16	16	15	13	15	16	16	16	16	16
Vaccinium myrtillus	Blåbær	16	16	16	16	16	16	11	16	13	16	15	16	16	16	16	16	16	14	16	16	16	16	0	4	0
Vaccinium uliginosum	Blokkebær	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	4	10	0	0	13	12	3	16	4
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	12	16	8	16	16	16	16	16	16	15	16	16	16	16	16	16	16	16	15	16	15	16	8	16	16
Urtelegende																										
Gymnocarpium dryopteris	Fugleتلگ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lathyrus linifolius	KnollerteKnapp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Linnaea borealis	Linnea	0	8	6	16	11	2	10	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lotus corniculatus	Tirlitunge	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maianthemum bifolium	Maiblom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melampyrum pratense	Engmarimjelle	0	0	0	0	0	2	5	7	3	4	8	2	0	1	1	0	1	4	4	0	9	9	0	0	0
Orthilia secunda	Nikkevintergrønn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oxalis acetosella	Gaukesyre	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Potentilla erecta	Tepperot	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pyrola Media	Klokkevintergrønn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	2	3	0	0	0
Trientalis europaea	Skogstjerne	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gras, halvgras, etc.																										
Anthoxanthum odoratum	Gulaks	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Avenella flexuosa	Smyle	0	6	9	16	16	16	2	7	0	4	0	0	5	12	16	0	0	0	0	0	13	11	0	10	0
Carex pilulifera	Bråtestarr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Festuca ovina	Sauesvingel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Luzula pilosa	Hårfrytle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bladmose																										
Dicranum fuscescens	Bergsgld	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranum majus	Blanksld	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranum polysetum	Krussld	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dicranum scoparium	Ribbesld	0	0	3	9	8	12	12	7	1	5	8	14	9	10	0	2	12	10	3	8	9	10	0	2	5
Hylacomium splendens	Etasjemose	15	0	16	16	16	12	16	16	15	7	15	10	16	14	10	0	0	0	0	0	15	10	3	0	0
Plagiothecium laetum	Glansjammose	0	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pleurozium schreberi	Furumose	12	1	7	16	15	13	14	16	13	13	16	16	15	10	16	16	16	16	16	16	14	16	8	16	7
Pohlia nutans	Nikkeose	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11
Polytrichum commune	Storbjørnemos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polytrichum piliferum	Rabbebjørnemos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
Ptilium crista-castrensis	Fjærmos	0	0	0	16	16	0	6	0	9	1	16	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Racomitrium lanuginosum	Heigråmos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	14
Rhytidiadelphus loreus	Kystkransmos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhytidiadelphus squarrosus	Engkransmos	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rhytidiadelphus triquetrus	Storkransmos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sanionia uncinata	Bleikklo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
Sciuro-hypnum reflexum	Sprikelundmos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Levermoser																										
Barbilophozia barbata	Skogskjeggmos	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barbilophozia floerkei	Lyngskjeggmos	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjeggmos	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	2	14	16	0	0	16	4	0	0	0
Calyptogeia neesiana	Torvflak	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Cephalozia sp.	Pistremoseslekta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Lophozia sp.	Flikmoseslekta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ptilidium ciliare	Bakkefrynse	0	0	0	0	16	10	13	16	0	1	0	0	0	0	0	0	8	12	0	16	0	16	1	6	5
Lav																										
Cetraria islandica	Islandslav	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	5
Cladonia arbuscula agg.	Lys reinlav	0	0	0	0	0	0	0	16	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	4	11	12	9	16
Cladonia coccifera agg.	Grynrdøbeger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Cladonia coniocraea	Stubbesyl	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladonia furcata	Gaffellav	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladonia pyxidata agg.	Kornbrunbeger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	6
Cladonia gracilis	Syllav	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	7
Cladonia rangiferina	Grå reinlav	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
Cladonia squamosa	Fnaslav	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Cladonia stellaris	Kvitkrull	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	2	8
Cladonia uncialis	Piggjav	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Flavocetraria nivalis	Gulskinn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8

Vedlegg 2. Økologiske målinger

Rutenr	Blokknr	pH	Jd_median	Jd_min	Jf_mean	Jf_min	Lys_mean	Helning	Eksposisjon	Varmeindeks	MOH	JOI	PD_stein	Feltsjikt	Bunnsjikt	PD_mose	PD_lav
1	1	4,47	40	18	14,5	10,8	0,3	18	188	0,315	200,9	20,9	0	60	90	90	0
2	1	4,07	26	7	16,0	14	0,3	26	204	0,488	200	62,3	0	75	93	93	0
3	1	4,16	45	28	11,4	5,7	0,0	13	200	0,231	199,8	29,3	0	75	90	90	0
4	1	4,12	28	8	15,5	9,5	0,3	28	226	0,488	200,1	49,0	0	90	75	75	0
5	1	4,54	11	2	17,7	7,4	0,3	24	202	0,445	201,5	45,0	0	55	93	91	2
6	2	4,29	24	21	10,4	5,5	3,3	48	224	1,033	300,1	40,4	0	75	60	60	0
7	2	4,49	28	9	14,3	12,7	4,5	22	220	0,385	300,9	51,0	0	85	25	25	0
8	2	4,36	14	3	17,7	9,4	2,0	14	240	0,198	301,4	54,3	0	55	10	10	0
9	2	4	6	0	18,2	12,6	0,0	28	220	0,507	301,2	85,9	0	45	80	80	0
10	2	4,38	11	2	6,2	5,5	0,3	25	228	0,421	302,3	51,7	0	95	3	3	0
11	3	3,88	18	9	15,8	9	0,3	16	250	0,194	344,7	64,8	0	78	50	50	0
12	3	4,27	17	3	23,8	17,1	0,3	14	272	0,087	345,6	28,9	0	50	30	30	0
13	3	4,11	23	10	24,4	18	2,0	28	244	0,398	345,8	89,4	0	75	60	60	0
14	3	4,9	15	7	21,0	16,4	3,5	26	260	0,262	346,5	45,5	0	80	40	40	0
15	3	4,12	13	4	10,5	8,7	1,5	24	262	0,226	347,1	41,6	0	70	60	60	0
16	4	4,2	18	1	15,1	9,1	0,0	18	260	0,175	411,1	75,0	0	45	50	50	0
17	4	4,37	30	10	20,4	17,2	0,3	16	194	0,284	411,2	42,9	0	80	6	6	0
18	4	4,23	7	5	25,3	22,1	0,3	38	228	0,705	411,5	92,1	0	70	60	60	0
19	4	4,56	30	3	10,9	6,4	0,5	10	232	0,153	411,6	49,0	0	90	40	40	0
20	4	4,37	39	20	26,3	22,2	0,0	2	84	0,000	412,1	63,2	0	80	3	3	0
21	5	3,87	21	8	16,0	7,5	0,0	10	266	0,079	481,5	96,0	0	95	10	10	0
22	5	3,87	18	11	22,3	16,4	0,0	19	263	0,170	482,4	96,3	0	50	65	65	0
23	5	4,11	16	11	31,0	18,3	0,3	22	257	0,235	483,3	96,8	0	80	55	55	0
24	5	4,03	42	6	23,5	15,8	0,0	4	264	0,044	483,6	90,4	0	90	40	40	0
25	5	4,08	34	1	18,7	15,2	2,0	16	215	0,280	483,9	90,4	0	65	8	8	0
26	6	4,02	24	8	21,1	13,2	1,0	20	212	0,359	555,7	62,8	0	90	10	10	0
27	6	4,37	22	6	13,4	8,9	0,0	22	222	0,381	556,4	61,6	0	85	0	0	0
28	6	3,96	16	5	28,1	16,7	0,3	27	190	0,497	556,9	96,9	0	77	20	20	0
29	6	4,18	14	1	49,8	32,9	1,3	26	220	0,465	557,7	56,4	0	80	60	60	0
30	6	3,97	11	3	35,6	31,9	4,3	28	236	0,443	558,3	79,7	0	75	45	45	0
31	7	4,09	25	11	23,8	11,5	0,5	12	242	0,164	644	55,3	0	60	25	25	0
32	7	4,02	4	2	41,1	25,5	5,3	22	212	0,398	644,3	76,7	0	50	65	55	10
33	7	4,01	11	1	30,8	26,2	2,8	3	176	0,047	645,1	67,8	0	75	51	50	1
34	7	3,91	37	8	30,7	26,9	0,5	4	228	0,063	645,1	93,5	0	75	15	15	0
35	7	3,96	43	25	27,8	16,2	4,5	10	234	0,150	646	55,5	0	70	6	6	0
36	8	4	40	13	24,0	17,9	0,8	20	264	0,174	691,7	97,9	0	80	70	70	0
37	8	3,79	37	3	37,1	29,1	0,0	8	160	0,104	691,9	75,5	0	70	51	50	1
38	8	3,89	34	9	20,2	14,1	0,0	25	256	0,277	692,4	97,5	0	80	50	50	0
39	8	3,63	34	7	27,8	11,5	0,0	4	307	-0,018	693,3	97,0	0	60	20	20	0
40	8	3,77	26	20	26,9	21,9	0,5	26	244	0,365	693,8	97,5	0	70	12	12	0
41	9	3,76	39	24	19,0	17,4	0,0	3	134	0,019	766,7	97,4	0	70	20	20	0
42	9	3,85	25	18	28,8	26,6	0,3	8	198	0,140	767,1	94,8	0	85	12	12	0
43	9	4,03	26	19	23,4	18,6	0,8	4	0	-0,065	766,8	96,8	0	65	45	45	0
44	9	3,93	11	5	29,7	22,7	0,0	15	172	0,231	767,9	70,4	0	50	65	60	5
45	9	3,89	33	5	29,2	23,9	0,3	15	200	0,268	768,6	97,4	0	50	60	60	0
46	10	4,05	20	4	36,1	27,1	13,5	8	94	-0,045	873,7	51,9	0	80	50	46	4
47	10	3,99	18	6	53,7	29,8	13,3	32	274	0,198	874,2	37,9	0	80	25	20	5
48	10	4,32	1	0	49,1	35,3	2,8	14	222	0,235	875,5	42,3	0	98	15	7	8
49	10	4,71	24	1	28,0	20,5	19,5	13	208	0,230	876,5	20,3	0	70	40	30	10
50	10	4,81	10	4	32,2	24,7	23,0	8	248	0,099	876,7	29,3	2	30	60	6	52