



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Kvantifisering av tredeteksjon i tregrenseøkotonen: en analyse basert på dronebåren laserskanning

Quantifying Tree Detection in the Treeline Ecotone:
An Analysis Based on Drone-Borne Laser Scanning

Haakon Jamtli Kristiansen

Master skogfag (M-SF)

Forord

Denne oppgaven markerer avslutningen på min masterstudie i skogfag ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet i Ås (NMBU).

Oppgaven har hatt mange bidragsyttere, men først og fremst vil jeg rette en stor takk til min veileder Ole Martin Bollandås for hjelp til valg av oppgave, organisering av feltarbeid og for å ha vært en stor støtte i innspurten frem mot levering.

Jeg vil takke Vegard Lien fra Glommen Mjøsen Skog og Claire Celine Devos ved NMBU for hjelp til problemstillinger knyttet til datamaterialet til oppgaven. Spesielt takk til Claire for å ha hjulpet meg med å prosessere laserdata fra droneflyvningen.

Jeg vil også rette en takk til Sara Aarskog og Chiara Zabeo for hjelp i feltarbeidet sommeren 2022, og for at de var gode å være på tur med. En takk går til Sondre Lie som var behjelpelig med korrekturlesing. En stor takk går selvfølgelig ut til alle mine medstudenter ved NMBU som har gjort de siste fem årene til et minne for livet. Ville ikke vært dere foruten.

Og sist, men kanskje mest av alt, en veldig stor takk til min familie, og spesielt kjæresten min Tonje som har stått ved min side og heiet på meg til siste slutt.

Oslo, Desember 2023

Haakon Jamtli Kristiansen

Sammendrag

Klimaendringene fører til forandringer i menneskers hverdag. De påvirker hvordan trær vokser og hvordan ulike arter klarer seg i naturen. Tregrenseøkotonen, sonen mellom skog og bart fjell, er også påvirket av disse endringene. Overvåkning av naturområdene våre er kanskje viktigere enn noen gang, og i denne oppgaven har jeg sett på hvor god dronebåren laserskanning er som metode for å kunne detektere trær, særlig små trær, i tregrenseøkotonen. Hovedmålene mine for oppgaven var 1) å kvantifisere hvordan sannsynligheten for deteksjon avhenger av trestørrelse (høyde og kroneareal), 2) kvantifisert differensene mellom feltmålte trehøyder og de korresponderende høyder målt med laser og 3) gjort analyser av hva som kjennetegner de trærne som ikke ble detektert ved hjelp av laserdataene.

Datamaterialet ble samlet inn fra et nordgående transekt som strekker seg langs tregrenseøkotonen i Norge. Datamaterialet inneholder feltregistreringer og laserdata fra 36 forskjellige lokasjoner. Trærne ble målt manuelt etter PCQ-samlingsmetoden, og det ble flydd drone som samlet inn laserdata. Jeg har sammenlignet mine funn med tre forskningsartikler som tar for seg den samme tematikken.

Resultatene viste at trær som var 0,5 meter høye hadde en deteksjonssannsynlighet som gikk mot 100%. Det samme gjaldt for trær som hadde et kroneareal på 0,5 m². Videre så jeg på deteksjonsrater for treslagsklasser, og her var tendensen lik. Deteksjonssannsynligheten varierte mellom ulike høydeklasser, fra 80 til 90%. Videre ble det regnet ut differanser mellom feltmålte høyder og laserhøyder. Gjennomsnittlig differanse var 20 cm, med et tilhørende standardavvik på 72 cm. I noen tilfeller var differansene store, og da ble disse inspisert manuelt og analysert.

Resultatene har gitt en dypere forståelse av laserskanningens potensial og begrensninger i overvåkingen av i tregrenseøkotonen, og fremhever behovet for ytterligere forskning for å forbedre denne teknologien og til å operasjonalisere en overvåking av tregrenseøkotonen.

Abstract

Climate change is leading to alterations in everyday life, affecting tree growth and species survival in nature. The treeline ecotone, the zone between forests and tundra, is also impacted by these changes. Monitoring these areas is more crucial than ever, and in this thesis, I've examined the effectiveness of drone-based laser scanning for detecting trees, especially small ones, in the treeline ecotone. My main goals were to 1) quantify how detection probability depends on tree size (height and crown area), 2) quantify differences between field-measured tree heights and those measured by laser, and 3) analyze the characteristics of trees not detected by laser data.

Data was collected from a northward transect along Norway's treeline ecotone, comprising field registrations and laser data from 36 locations. Trees were manually measured using the PCQ sampling method, and drone flights collected laser data. I compared my findings with three research articles on the same topic.

Results showed that trees 0,5 meters high had a detection probability approaching 100%, as did trees with a crown area of 0,5 m². Detection rates for tree species classes showed a similar trend, varying between 80 and 90% across different height classes. Average differences between field-measured heights and laser heights were calculated, with a mean difference of 20 cm and a standard deviation of 72 cm. In some cases, significant differences were manually inspected and analyzed.

The findings provide a deeper understanding of the potential and limitations of laser scanning in monitoring the treeline ecotone, highlighting the need for further research to improve this technology and operationalize monitoring of the treeline ecotone.

Innhold

Forord	II
Sammendrag	IV
Abstract	VI
1. Introduksjon	2
1.1 Hovedmål med artikkelen	4
1.1.1 Sammendrag Thieme (2011)	5
1.1.2 Sammendrag Næsset og Nelson (2007)	5
1.1.3 Sammendrag Stensli (2019).....	5
2. Materiale og metode.....	5
2.1 Studieområde	5
2.2 Feltmålinger.....	6
2.3 Laserdata	8
2.4 Tidligere målinger	9
2.5 Databehandling	10
2.6 Modellering	12
3. Resultater	13
3.1 Sannsynlighet for deteksjon	13
3.2 Differanse mellom feltmålt høyde og laserhøyder	16
3.3 Egenskaper til udetekterte trær	16
4. Diskusjon	17
4.1 Sammenfatning av hovedfunn	17
4.2 Forslag til fremtidig forskning.....	19
4.3 Overvåkningsopplegg med sampling utført med drone hvert 5. år.....	19
5. Konklusjon	20
6. Referanseliste.....	22

1. Introduksjon

Tregrenseøkotonen går inn i alpin sone mange steder (Hansson et al., 2021). Dette har konsekvenser ved at alpine plantesamfunn blir fortrenget, og kan føre til endringer i karbondynamikken i jord og vegetasjon (Devos et al., 2023). Nylige studier indikerer at alpine plantesamfunn er sterkt påvirket av klimaendringer, hovedsakelig på grunn av artenes begrensede migrasjonsevne (Hansson et al., 2021). Dette bevises av den observerte inntrengningen av temperatursensitive alpine skoger inn i tradisjonelt ikke-skogkledde alpine soner. Videre viser globale tregrenser, som typisk er begrenset av lave temperaturer, nå betydelig ekspansjon i høyde og breddegrad. Med referanse til Kaplan og New (2006) sier Hansson et al. (2021) at denne ekspansjonen, som i stor grad tilskrives en økning på 2°C i den globale gjennomsnittstemperaturen, har ført til en betydelig ekspansjon av skogområder, spesielt i Arktis, med opptil 55%. Disse funnene understreker det presserende behovet for å adressere klimaendringenes innvirkninger på sensitive alpine økosystemer. Hansson et al. (2021) refererer videre til Epstein et al. (2012) og sier at tregrensas progresjon representerer en potensiell trussel mot den tilgrensende alpine- og arktiske vegetasjonen, som karakteristisk er geografisk restriktiv i sitt utbredelsesområde, og kan muligens medføre betydelige endringer i karbondynamikken innen disse økosystemene. En etablering av trær i tregrenseøkotonen vil føre til økt karbonbinding i biomasse og vil påvirke klimaet lokalt. Norge og mange andre land i verden har forpliktet seg til å rapportere endringene i karbonbalansen gjennom Kyoto-protokollen og FN-programmet «UNFCCC», og det er viktig med nøyaktige og presise tall for disse endringene (Bollandsås et al., 2017).

Klimaendringene påvirker skogen. Det utspiller seg i mer ekstremvær, noe som kan resultere i lengre perioder med tørke, høyere frekvens av perioder med mye nedbør, høyere temperaturer, en forlenget vekstsesong og våtere vintre. Økt temperatur og et fuktigere klima har store økologiske effekter på karbonlagrene i økosystemer på nordlige breddegrader (Sjögersten & Wookey, 2009). Et biom som påvirkes av disse effektene er tregrenseøkotonen – overgangssonen mellom skog og alpin sone. Det forventes at tregrenseøkotonen vil trekke oppover i fjellet som følge av klimaendringene, og det er særlig faktorer som endring i temperatur, økt nedbør og endring i snødekke som er driverne bak (ACIA, 2004). Disse forventede effektene har både positive og negative påvirkninger på tregrenseøkotonen. En effekt av at tregrenseøkotonen flytter seg oppover i fjellet er at skog skaper et mer etableringsvennlig mikroklima, noe som gjør det lettere for plantene å etablere seg på steder det tidligere ikke har vært mulig som følge av de globale klimaendringene (D'Odorico et al., 2013). En stor økning i etablering av trær i denne sonen er også negativt da det lagres mye karbon i bakken. Ved å varme opp det øverste jordlaget i de sveitsiske alpine fant forskere at karbonutstrømningen fra jorda økte med 45% og at plantene på stedet ikke klarte å nyttiggjøre seg av det ekstra karbonet

(Hagedorn et al., 2010). En annen bekymring ved økt etablering av trær høyere opp i fjellene er at det vil føre til en endret albedo. Albedo gir et mål på hvor mye solstråling som reflekteres tilbake når det treffer jordoverflaten (Gjelten, 2023). Dersom det reflekteres mindre sollys fører dette til en oppheting av et område. Skog har en relativt lav albedo, og reflekterer betydelig mindre sollys enn for eksempel fersk snø som har en av de høyeste verdiene. De boreale barskogene har generelt lave albedo-verdier, men vinterstid så kan snødekket på bakken og i kronene på trærne fungere godt til å reflektere sollys. I motsetning til dette viste studien av Kusinen et al. (2012) at forskjellene i albedo-verdiene i de boreale skogområdene var ubetydelige vinterstid når snøfrie- og snødekte områder ble sammenlignet.

For å kunne si noe om hvordan disse faktorene påvirker tregrenseøkotonen i Norge, er det essensielt å ha på plass robuste metoder for overvåking av dette dynamiske biomet. Det er spesielt viktig å ha så riktige data som mulig, slik at man kan forvalte naturen på en best mulig måte. Det er gjort mye forskning på bruk av fjernmålingsmetoder. I skogfaget har fjernmåling blitt tatt i bruk for å kunne måle trærnes fysiske egenskaper, da dette er av relevans for aspekter som lønnsomhet og avvirkningstidspunkt. Det er også relevant sett fra et naturforvaltningsperspektiv hvor man ønsker å få et overblikk over egenskaper som for eksempel andel død ved i en skog, noe som er positivt for biodiversiteten. Viktigheten av å gjøre målinger i tregrenseøkotonen er som jeg tidligere har nevnt at endringene som skjer der har stor påvirkning på potensielle utslipp av karbondioksid til atmosfæren. Det er av den grunn viktig å få målt endringene som skjer fra år til år, og å gi forvaltningsmyndigheter et overblikk over hvilke endringer som skjer på lang sikt i denne sonen. I denne sammenhengen har fjernmåling, spesielt i form av luftbåren laserskanning, vist seg å være et effektivt verktøy for å måle endringer i trehøyde over tid, noe som understreker viktigheten av slike teknologier i overvåkingen av tregrenseøkotonen. Det har allikevel vært knyttet usikkerhet til å oppdage, eller detektere, mindre trær. Det er nettopp de mindre trærne som er driverne av et eventuelt nordgående skifte i tregrenseøkotonen. Her spiller rekrutteringen en stor rolle for hvordan denne utviklinga utspiller seg. For at et skifte i tregrenseøkotonen skal skje er det helt avgjørende at små trær har gunstige vekstforhold, og faktorer som sollys, nedbør og næringstilgang er viktig (Tingstad et al., 2015).

Satellitter er en annen fjernmålingsplattform som har vært i bruk en god stund, og som kan gi god oss gode data om natur. Satellitter kan for eksempel gi oss informasjon om hvor mye biomasse som finnes i en skog eller i en kommune. Andre fjernmålingsmetoder som kan nevnes her er flyfoto, som også kan gi god nøyaktighet ved estimering av for eksempel høyde. Oppløsningen til slike fjernmålingsmetoder har mye å si for hvor gode dataene som blir samlet inn er. Oppløsningen varierer mye, fra centimeterpresisjon ved bruk av flybåren laserskanning til opp mot 20-30 meter med satellittbilder. Satellitter har særlig et fortrinn over flybåren laserskanning (ALS), og det er ved at

den temporære oppløsningen er veldig god. Satellittparet Sentinel2B går i bane rundt jorda og har en tidsoppløsning på 2,5 dager ved 60 grader nord.

Ved nordlige breddegrader er denne skillelinjen viktig da tundraen, eller viddene som vi har i Norge, virker som et stort karbonlager. De biologiske prosessene går veldig sakte i disse områdene og det strøet som kommer fra busker og trær, som havner på bakken og råtner, brytes ned sakte. Dette medfører en lavere «turnover-rate» til karbonsyklusen i disse områdene. Devos et al. (2023) refererer til Vesterdal et al. (2013) og påpeker at effekten avhenger av treslag, og at treslag har noe å si for strøkvalitet,-kvantitet og omdanning av finrøtter (Devos et al., 2023). En annen effekt ved et eventuelt skifte i tregrensekotonen er at det tas opp mer karbon som følge av mer biomasse totalt sett. Effekten av dette er imidlertid kortvarig, da etableringen av trær i tregrensekotonen potensielt fører til høyere utslipp av karbon fra jord, på et sted hvor det er lagret mye karbon og hvor det mest gunstige er at karbonet blir værende i bakken. Vesterdal et al. (2013) så i sin studie ingen effekt av treslag og karbon i jord, men påpeker at det i stor grad styres av klima og jordtype.

Det er gjort mye forskning på bruk av fjernmålingsmetoder. I skogfaget har fjernmåling blitt tatt i bruk for å kunne måle trærnes fysiske egenskaper, da dette er av relevans for aspekter som lønnsomhet og avvirkningstidspunkt. Det er også relevant sett fra et naturforvaltningsperspektiv hvor man ønsker å få et overblikk over egenskaper som for eksempel andel død ved i en skog, noe som er positivt for biodiversiteten.

1.1 Hovedmål med artikkelen

I denne studien har jeg analysert egnetheten til laserdata med svært høy punkttetthet for deteksjon av trær i tregrensekotonen. Mer spesifikt har jeg 1) kvantifisert hvordan sannsynligheten for deteksjon avhenger av trestørrelse (høyde og kroneareal), 2) kvantifisert differensene mellom feltmålte trehøyder og de korresponderende høydene målt med laser og 3) gjort analyser av hva som kjennetegner de trærne som ikke ble detektert ved hjelp av laserdataene.

Det er spesielt interessant å se på effekten til laserpunkttettheten ved deteksjon av små trær da små trær under en viss størrelse har vist seg vanskelig å oppdage ved bruk av fjernmålingsmetoder tidligere. Det er også interessant å se på hvordan deteksjon av trær endrer seg ved forskjellig treslag og størrelse. Videre skal jeg presentere noen korte sammendrag av tre artikler som er relevante for min studie og senere diskutere hvilke forskjeller som gjør seg gjeldende når man sammenligner mine funn med funnene i disse artiklene.

1.1.1 Sammendrag Thieme (2011)

I studien så Thieme et al. (2011) på tetthet til laserdata og hvordan dette påvirket deteksjonsraten av små trær. Datamaterialet og lokasjonene i studien til Thieme er den samme som er brukt i denne oppgaven. Punkttettheten til laserdataene varierte mellom 6,8 til 8,5 m². Resultatene i studien viste at trærne som var høyere enn 1 meter ble detektert i 90% av tilfellene, mens de trærne som var under 1 meter hadde en deteksjonsrate på 49%. Studien viste videre at trehøyde og kroneareal var de mest signifikante modellparameterne for deteksjon, og hvordan deteksjonssannsynligheten varierte med trestørrelsen.

1.1.2 Sammendrag Næsset og Nelson (2007)

Studien til Næsset og Nelson fra 2007 så på bruken av høyoppløselige laserdata til deteksjon av små trær i tregrensekotonen. Laserdensiteten som ble brukt her var 7,7 m². Denne studien viste også gode deteksjonsrater for trær over 1 meter, opp mot 91%, men trær under 1 meter varierte mellom 5-73%. En annen ting studien viste var at laserdataene systematisk underestimerte de faktiske trehøydene med 0,4 til 1 meter. Forskerne var derimot optimistiske til at deteksjonsraten skulle bli bedre med høyere laserpulstetthet og en viss tetthet av pionertrær for å kunne si noe om tregrensas vandring.

1.1.3 Sammendrag Stensli (2019)

Studien til Stensli (2019) så på hvordan bildematching kunne brukes som et alternativ til ALS til monitorering av tregrensekotonen i Norge. Ved hjelp av dronefotografier ble det laget tredimensjonale punkttskyer som detekterte nesten alle trær ved trehøyder på 1,2 meter, og en deteksjonsrate på 73% for trærne som var under 1 meter. Han konkluderte i sin studie med at denne metoden fungerte godt som et alternativ til flybåren laserskanning (ALS) ved overvåkning av endringer i skog og tregrensekotonen.

2. Materiale og metode

2.1 Studieområde

Dataene brukt i studien er hentet fra 36 lokaliteter som går langs en breddegradsgradient fra Veggli i sør til Senja i nord. Breddegradsgradienten danner et transekt som dekker områder som varierer mye i natur- og klimatyper og hvor høyt over havet de forskjellige flatene ligger (316 – 1222 m.oh.). Det er

også store variasjoner i topografi fra lokalitet til lokalitet. De dominerende treslagene er bjørk (*betula pubescens* – Ehrh.), gran (*picea abies* (L.) H. Karst) og furu (*pinus sylvestris* (L.)), med innslag av rogn (*sorbus aucuparia* (L.)) og osp (*populus tremula* (L.)). Andre buskevekster som dvergbjørk (*Betula nana* (L.)) var også veldig vanlig å se, med noen lokale variasjoner. Hver lokalitet har fått et unikt identifikasjonsnummer. Flatene ble valgt før første omdrev av forskningsprosjektet, som ble utført av Thieme (Thieme et al., 2011). Ett av utvalgskriteriene som lå til grunn var at de skulle være nære nok vei slik at transport og feltmålingene skulle kunne gjennomføres i løpet av en dag.



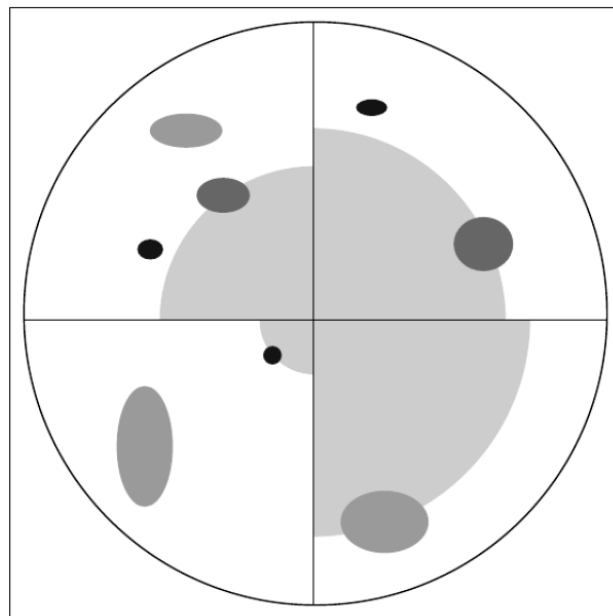
Figur 2-1: Kart som viser de forskjellige lokalitetene det ble samlet inn data på.

2.2 Feltmålinger

Feltemålingene ble utført sommeren 2022, og ble gjort i tre perioder i løpet av månedene juni, juli og august. PCQ-flatene var fordelt på 36 forskjellige lokasjoner med tre til seks PCQ-punkter per lokasjon. Totalt ble det gjort målinger på 114 PCQ-punkter. Hvert PCQ-punkt ble delt i fire kvadranter og definert med indre grenser etter himmelretningene, nord-sør og øst-vest (se figur 2-2).

Bakgrunnen for denne inndelingen er en modifisert versjon av Cottam & Curtis' PCQ-

samlingsmetode «Point-centered quarter sampling method» (PCQ) (Cottam & Curtis, 1956), utviklet av Warde & Petranks (Warde & Petranks, 1981). For hvert PCQ-punkt ble det samlet trær i forskjellige høydeklasser, hhv. 0-0,99 meter, 1-1,99 meter og ≥ 2 meter, for hver kvadrant. I teorien er radiusen uendelig ved PCQ-sampling, men i dette tilfellet så ble dette begrenset til 25 meter radius slik at metoden var praktisk gjennomførbart. For å finne punktsenter, posisjoner til trær og for å fastslå om trær var utenfor PCQ-punktens radius ble det brukt Topcon HiPer SR GPS-/GNSS-mottaker med tilhørende målebok Topcon FC 6000 (Topcon Corporation, 2016). Dette er profesjonelt landmålingsutstyr med god nøyaktighet. Det var på forhånd lagt inn data som viste posisjonen til trærne. Per flate kan det være maks 12 gjeldende trær (et for hver klasse per kvadrant) og dersom det oppdages et nytt tre nærmere punktsenter enn det som ble registrert ved forrige måling erstatter da det nærmeste treet det andre.



Figur 2-2: Illustrasjon av PCQ-flatene brukt i feltarbeidet. De ellipsoide formene med forskjellige gråtoner symboliserer trær i de forskjellige høydeklassene 0-1, 1-2 og > 2 meter. Illustrasjonen er hentet fra (Stumberg et al., 2014).

For hvert tre som havnet i en av de nevnte kategoriene ble det målt høyde (cm), diameter på rothals (cm) og vidde på krona (cm) i kardinalretningene. Til høydemålingene ble det brukt en to meter lang aluminiumsstang med centimetermål. På de største trærne ble det brukt et hypsometer, Haglöf Vertex IV. For å sikre at målingene med hypsometeret ble nøyaktige, ble det gjort to målinger og så regnet ut et aritmetisk gjennomsnitt av de to høydemålingene. Dette gjennomsnittet ble registrert som feltmålt trehøyde. Til diametermålinger ble det brukt en Haglöf Mantax Blue-klave, som ble plassert på rothalsen til treet. I tillegg til å registrere biofysiske egenskaper til trærne på lokasjonene,

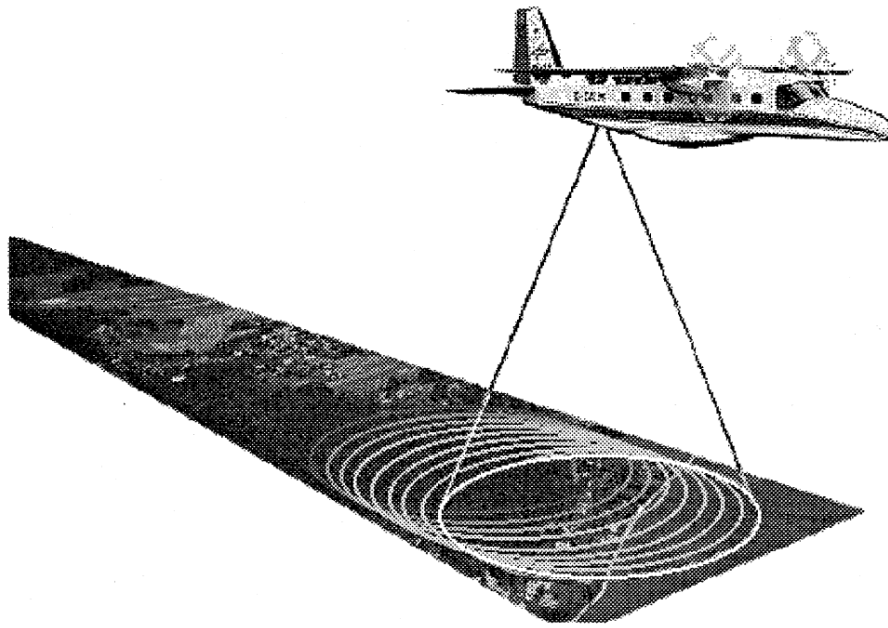
ble det registrert om trærne var levende eller døde. Trær ble definert som døde dersom det var fravær av blader, knopper eller skudd. Dette ble gjort for å kunne si noe om hvordan utviklingen på lokasjonene hadde vært siden første omdrev i 2008.



Figur 2-3: På bildet ser man noe av utstyret som ble brukt i feltarbeidet. I midten av bildet ser man en klave (venstre) og en aluminiumstang (høyre) som ble brukt til hhv. diameter- og høydemålinger.

2.3 Laserdata

Laserdata ble samlet inn for samtlige PCQ-punkter. Det var fokus på å samle så gode laserdata som mulig, og for å sikre dette ble flyvningene gjort da det var gunstige værforhold. Laserdata ble samlet inn ved bruk av en DJI Matrice 300 RTK med DJI Zenmuse L1 lasersensor festet til undersiden av dronen. Dronen hadde en gjennomsnittlig flyhøyde på om lag 100 meter over bakken og laserdensiteten som ble brukt var ca. 350 punkter m^{-2} . Dronen ble først plassert på et flatt underlag omtrent på midten av prøveflatenes lengdegradient. Dronens rute var på forhånd programmert til å dekke antallet PCQ-punkter på hver lokasjon. Ved starten av flyvningen steg dronen opp til en forhåndsbestemt høyde, og deretter fulgte dronen terrengmodellen. Dette vil si at dronen holder seg til utgangshøyden fra startpunktet. Dette har konsekvenser som at avstanden blir forskjellig til terrenget og når laserpulsene når bakken så har de et areal som avhenger av hvor høyt over bakken de er. Mønsteret som laserpulsene ble sendt ut i kalles for «Palmer skanner». Her skytes laserstrålene ut fra en sensor og inn i et roterende speil som sender laserpulsene ut slik at det former en sirkel på bakken (Wehr & Lohr, 1999). Mønsteret til laserpunktene på bakken er avhengig av bevegelsene til flyet (se figur 2-4).



Figur 2-4: Illustrasjon som viser mønsteret som en «Palmer skanner» etterlater seg på bakken. Kilde: Wehr & Lohr (1999).

Det ble beregnet ulike variable fra laserdatamaterialet som ble samlet inn. De forskjellige variablene var høyeste, nest høyeste og tredje høyeste laserretur, samt persentiler knyttet til høydene i laserdataene. De høyeste laserreturene er punkter hvor en laserstråle fra sensoren treffer et objekt og blir returnert tilbake til sensoren. Lasersensorene er bygget på en slik måte at de har muligheten til å gjenkjenne opptil flere returer fra én enkelt laserstråle. I denne sammenheng ble det regnet ut 95-, 96-, 97-, 98- og 99-persentiler, med tilhørende høyder. Persentilhøydene definerer terskelverdier som representerer en bestemt prosentandel av datasettet. For eksempel representerer den tiende persentilen alle laserekkoer lavere enn 10. persentilen, eller h10 (Reese & Olsson, 2016).

2.4 Tidligere målinger

Data til oppgaven ble samlet inn i løpet av to måneder sommeren 2022. Datainnsamlingen er fortsettelsen av forskningsprosjektet «ForestPotential» som har hatt gjentagende feltmålinger i årene 2008, 2012, 2018 og 2022 (Bollandsås et al., 2017; Mienna et al., 2023; Stensli, 2019; Thieme et al., 2011). PCQ-punktene har blitt laserskannet flere ganger, og det er brukt forskjellige fjernmålingsmetoder. I 2008 og 2012 ble det brukt flybåren laserskanning, mens i 2018 ble det brukt bildematching som metode.

2.5 Databehandling

Alle feltmålinger ble skrevet inn manuelt i et Excel-skjema som inneholdt registreringene fra tidligere omdrev. Siden alle trærne hadde en unik id fra før, ble de nye registreringene knyttet til hvert enkeltres id. Videre ble informasjon om lengde- og breddegrad, samt høyde over havet, som var samlet inn med RTK-mottaker, koblet opp mot feltmålingene. På denne måten hadde vi kontroll på den eksakte posisjonen til hvert tre, noe som gjør at data samlet inn med laserskanner kan kobles til de dataene som er samlet inn i felt. Etter at feltmålingene og posisjonsmålingene ble sammenstilt, ble all informasjonen samlet inn i det eksisterende Excel-arket. Prosessen ble automatisert ved hjelp av programmet R (R Core Team, 2023).

Alle de tidligere registrerte trærne skulle oppdateres med nye feltmålinger, og nye trær ble målt. I neste omgang så ble disse dataene sammenkoblet med data ifra RTK-mottakeren, slik at vi kunne få en nøyaktig posisjon til alle trærne. Dataene fra RTK-mottakeren var strukturert på en litt annen måte enn det de var i det Excel-arket som de tidligere observasjonene var strukturert på.

Observasjonene i RTK-fila inneholdt i alt 1854 observasjoner, men en del av dette var ikke direkte knyttet til treobservasjoner. Noen av datapunktene fra RTK-mottakeren inneholdt posisjoner til blant annet temperaturmålere som er lagt ut på flatene. Disse data er ikke benyttet i oppgaven.

Identifikasjonen til hvert tre i de to datasettene var forskjellig, så det måtte skrives kode for å kunne legge koordinater og høyde over havet inn i hoveddatasettet for de nye observasjonene fra 2022. Observasjonene i feltdatasettet hadde identifikasjonskoder som for eksempel «B19251_P1_01_y08» hvor «B19251» sier noe om hvilken lokasjon dataene er hentet fra, «P1» sier noe om hvilken flate trærne står på, «01» sier hvilket nummer treet har på flaten det er snakk om og «y08» sier noe om hvilket år treet ble registrert for første gang. Nummeringen av trærne gis etter hvilken høydeklasse treet er i og hvilken kvadrant treet står i. Eksempelvis så vil et tre med identifikasjonen gitt over være et tre i høydeklasse 0 – 0,99 m og være i kvadrant 1. Nummereringen for PCQ-trær gikk fra 1 til 12, i hhv. kvadrant 1 til 4. Det samme treet som er brukt i eksempelet over ville hatt identifikasjon «B19251_P1_01N» i 2008. Derimot hvis dette treet ble erstattet av et tre i samme høydeklasse som sto nærmere flatesentrum i 2012, så ville koden i RTK-datasettet blitt endret til «B19251_P1_01G». Det nye treet i 2012 ville da fått identifikasjon «B19251_P1_01N». Dersom det nye treet i 2012 ble erstattet av et annet tre i 2018, så ville det fått identifikasjon «B19251_P1_01G_01». «_01» her blir lagt til identifikasjonen slik at gjenmålingstrærne ikke blir sammenblandet.

Ved sammenkoblingen av datasettene ble koden endret på de nye trærne, altså de trærne som hadde ending «_N» i RTK-datasettet slik at endingen ble «_y22». Til dette laget jeg en for-løkke i R (R Core Team, 2023) som gikk over alle nye observasjoner med endingen «_N» til endingen «_y22». På

denne måten kunne jeg sammenkoble koordinatene og høyde over havet til observasjonene i RTK-datasettet og de målingene som var gjort i felt basert på hvilken felles identifikasjon de hadde. Av 1592 observasjoner var det 13 observasjoner hvor det manglet koordinater. Mangelen på koordinater til disse observasjonene stammer mest sannsynlig fra menneskelige feil gjort i felt.

For å kunne være sikker på at jeg skrev inn riktige koordinater i hoveddatasettet måtte jeg verifisere om distansen mellom observasjonene i hoveddatasettet og RTK-datasettet var tilnærmet lik null. For å gjøre dette brukte jeg R-pakkene «*sp*» (Bivand et al., 2013) og «*rgdal*» (Bivand et al., 2023). Jeg kalkulerte distansen mellom observasjonene i de to datasettene og la denne informasjonen inn i en matrise. Av de 1579 observasjonene som gjennomgikk denne analysen var det én observasjon som hadde en avstand > 5 cm. I dette tilfellet var identifikasjonsnumrene ulike også, så det var snakk om to forskjellige trær.

Etter at observasjonenes koordinater var verifisert ble dataene klargjort til å analyseres videre. Videre analyser gikk ut på å sammenkoble feltdata med laserdata. Det ble for hver lokasjon kjørt lasermålinger over hele området. I mitt tilfelle var det ikke nødvendig å ha laserdata for annet enn treobservasjoner. Laserpunktskyen ble tynnet slik at vegetasjonstrekk innenfor polygoner som tilsvarte trekronene til observasjonene ble selektert. Denne jobben var det Claire Celine Devos (PhD, NMBU) som utførte. Det ble gjort på følgende måte: 1) Normalisering av punktskyen fra laserdata, 2) selektering av polygoner med laserdata basert på koordinater og gjennomsnittlig kronediameter, 3) selektering av høyeste ekko og antall vegetasjonsekko fra de utvalgte polygonene og 4) samling av alle data i et datasett. Det ble fjernet 143 observasjoner som enten manglet koordinater og/eller kronediameter, inkludert de 13 observasjonene som vi manglet koordinater på. Datasettet som det ble gjort videre analyser på inneholdt 1432 treobservasjoner. Videre ble det beregnet kroneareal for alle treobservasjonene, det ble beregnet som arealet for en sirkel med formel:

$$\text{Kroneareal (m}^2\text{)} = \pi * r^2$$

Alle observasjoner ble deretter kategorisert som enten 1 (detektert) eller 0 (ikke-detektert) basert på om de inkluderte laserreturer med positiv høydeverdi eller ikke. Andelen «ikke-detekterte» trær var rundt 7% av 1436 observasjoner (96 observasjoner).

Videre databehandling gikk ut på å slå sammen feltmålingene og de behandlede laserdataene til et datasett. Deretter ble det beregnet differanse mellom feltmålt- og høyeste lasertreff (Hmax), gjennomsnittlig differanse og standardavviket til gjennomsnittlig differanse, med hhv. formel 1, 2 og 3. De samme formlene ble brukt til å beregne treslagsvise gjennomsnitt og standardavvik for differansene:

$$d = h - Hmax \quad (1)$$

$$\bar{d} = \frac{1}{N} \sum d \quad (2)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum(d - \bar{d})^2}{N}} \quad (3)$$

Positiv differanse er her et uttrykk for at feltmålt høyde var større enn lasermålt høyde, og en negativ differanse ga uttrykk for at lasermålingene var høyere enn feltmålingene. Formålet med å beregne differansen var for å kunne si noe om den systematiske feilen til laserdataene. Tilslutt ble det beregnet absolutt gjennomsnittlig differanse. Formålet med å se på den verdien var for å se hvor store feilene til differansene var. Det var totalt 482 observasjoner som hadde en absolutt differanse større enn 50 cm.

Etter at differansene var beregnet ble det tydelig at en del av observasjonene hadde veldig høye lasermålinger og tilhørende ganske små feltmålinger. I de mest ekstreme tilfellene kunne differansen være flere meter stor og i det tilfellet med størst differanse var forskjellen mellom feltmålt og lasermålt høyde over 8 meter. I teorien kan laserpunktene bli forstyrret av objekter som f.eks. strømmaster, bygninger e.l., men det var ikke tilfelle på noen av lokasjonene som ble besøkt. For å kunne finne ut mer om differansene som hadde ekstremverdier, ble det laget et GIS som viste posisjonen til hvert tre og kronen til hvert tre. Det ble også laget en buffer på 25 meter for å avgrense prøveflata. Kronen ble visualisert slik at den skulle ha en størrelse lik kronearealet til hvert tre og på den måten ville presentere et riktig bilde av hvordan trærne sto på flata og hvordan det ville sett ut ovenfra. Det ble også lagt til treidentifikasjonsnummer til hvert tre slik at det var lett å lete opp de trærne hvor det var store forskjeller i høydemålingene. I forkant av denne visualiseringen ble det laget kode i R som «oversatte» data knyttet til koordinater og størrelse på kronen til trærne slik at det kunne leses inn i GIS-programvaren «QGIS» (QGIS Development Team, 2020). Formålet med å se på ekstreme verdier, visualisering i GIS og i R og beregning av nøkkeltall var å kunne si noe om fordelingen av tallene og sammenligne dette med det vi forventet at vi skulle finne.

2.6 Modellering

For å undersøke deteksjonen av trær i tregrenseøkotonen ble det laget to statistiske modeller som tok hensyn til ulike faktorer som påvirker laserdeteksjon. Denne modelleringen baserte seg på en

antakelse om at større trær har høyere sannsynlighet for å bli detektert av laser enn mindre trær. For å kvantifisere denne deteksjonssannsynligheten ble logistisk regresjon valgt som den mest passende statistiske metoden, med feltmålt høyde og kroneareal som de primære forklaringsvariablene.

Gitt de ulike geografiske og klimatiske forholdene på de 36 forskjellige innsamlingsstedene i Norge, ble det også viktig å vurdere innvirkningen av lokasjonsspesifikke faktorer. Disse inkluderte variasjoner i vokseforhold, klimatiske forhold og proveniens, som alle potensielt kunne påvirke deteksjonsraten. For å adressere disse variablene ble lokasjon inkludert som en tilfeldig effekt i en «generalized linear mixed model» (GLMM). Til å kjøre koden i R ble funksjonen «*glmer*» fra pakken «*lme4*» brukt (Bates et al., 2015). Denne tilnærmingen, som utvider en generell lineær modell (GLM), er spesielt nyttig for å håndtere data som er innsamlet i grupper, hvor antakelsen om at observasjoner er uavhengige (Bolker, 2015). Parameterne «*X*» og «*Z*» er hhv. faste og tilfeldige.

$$\log\left(\frac{\pi(\text{Detektert})}{1 - \pi(\text{Detektert})}\right) = X\beta + Zv$$

En "leave-one-out" kryssvalidering ble gjennomført for å teste modellens robusthet. I denne prosessen ble hver av de 1432 observasjonene fjernet fra datasettet etter t , og den gjenværende datamengden ble brukt som et treningssett for å predikere sannsynligheten for deteksjon av den utelatte observasjonen. Dette ble utført ved hjelp av en for-løkke, som itererte gjennom alle observasjonene og ga en predikert sannsynlighetsverdi, mellom 0 til 1, for hver enkelt observasjon.

Ved å anvende GLMM ble variasjonen knyttet til de ulike lokasjonene behandlet som en del av modellens tilfeldige variasjon. Dette reduserte effekten av avhengigheten som kunne oppstå fra målinger gjort på samme sted, og tok hensyn til lokale forskjeller som næringstilgang, antall sollysdager, værforhold, vindstyrke, siktførhold og topografi. Slike faktorer er avgjørende for å forstå og korrekt tolke variasjonen i resultater, spesielt i et så heterogent og variert landskap som Norge. Denne metodologiske tilnærmingen gir en mer nyansert og nøyaktig forståelse av deteksjonsraten, og hvordan den påvirkes av et bredt spekter av miljømessige og geografiske faktorer.

3. Resultater

3.1 Sannsynlighet for deteksjon

Deteksjonsraten uavhengig av treslag viste at 93,3% av alle trær ble detektert, noe som sammenlignet med tidligere funn er relativt høyt. Ved bruk av de logistiske regresjonsmodellene ble

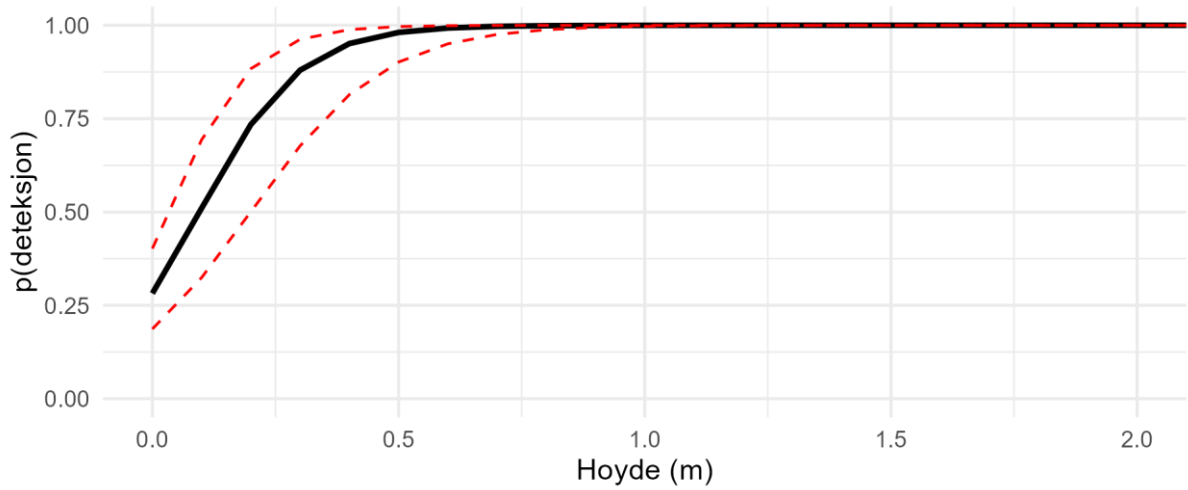
det laget prediksjoner for deteksjon, med parameterne feltmålt høyde og kroneareal. Prediksjonene samsvarte godt med hva som var detektert og ikke detektert av laserskanningen. I henhold til modellene vil deteksjonssannsynligheten gå mot 100% ved trehøyder på omtrent 0.5 m (se figur 3-1), og ved et kroneareal på omkring 0.05 m² (se figur 3-2). Begge modellene hadde signifikante forklaringsvariabler, med p-verdier tilnærmet lik null ($9,8 * 10^{-16}$ og $3,77 * 10^{-11}$ for hhv. feltmålt høyde og kroneareal). Det ble også beregnet AIC-verdier for de to modellene for å se hvilken som hadde best tilpasning til dataene. AIC-verdiene var 385 og 309 for hhv. feltmålt høyde og kroneareal, hvor en lavere AIC-verdi er bedre.

Trærne ble fordelt mellom bar- og lauvtrær. De to treslagsklassene hadde deteksjonsrater som gikk mot 100% ved hhv. 50 og 60 cm for bar- og lauvtrær (se figur 3-3).

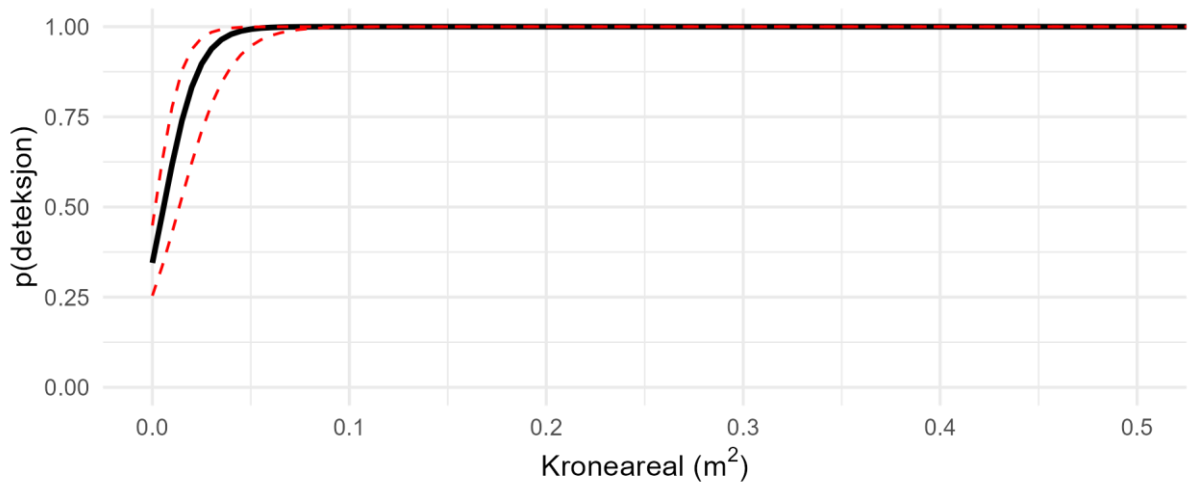
Sannsynligheten for deteksjon i de tre høydeklassene var stor. Høydeklassen 0-1 m hadde en gjennomsnittlig sannsynlighet for deteksjon på 84,9%, mens for klassene 1-2 m og > 2 m gikk sannsynligheten mot 100%. Deteksjonsraten i klassen 0-1 m varierte mellom 80-90,5% for de forskjellige treslagene (se tabell 3-1). Det er viktig å nevne her at datagrunnlaget for treslagene er ganske forskjellig, og for eksempel osp som har en deteksjonsrate på 83,5% med 6 trær totalt i den laveste høydeklassen nok er litt for lite til å konkludere med at deteksjonsraten for osp er det den er her. Allikevel, resultatene hvor det ikke tas hensyn til treslag har vist seg å være gode.

Tabell 3-2: Tabellen viser totalt antall trær og antall detekterte trær for de forskjellige treslagene i de tre høydeklassene.

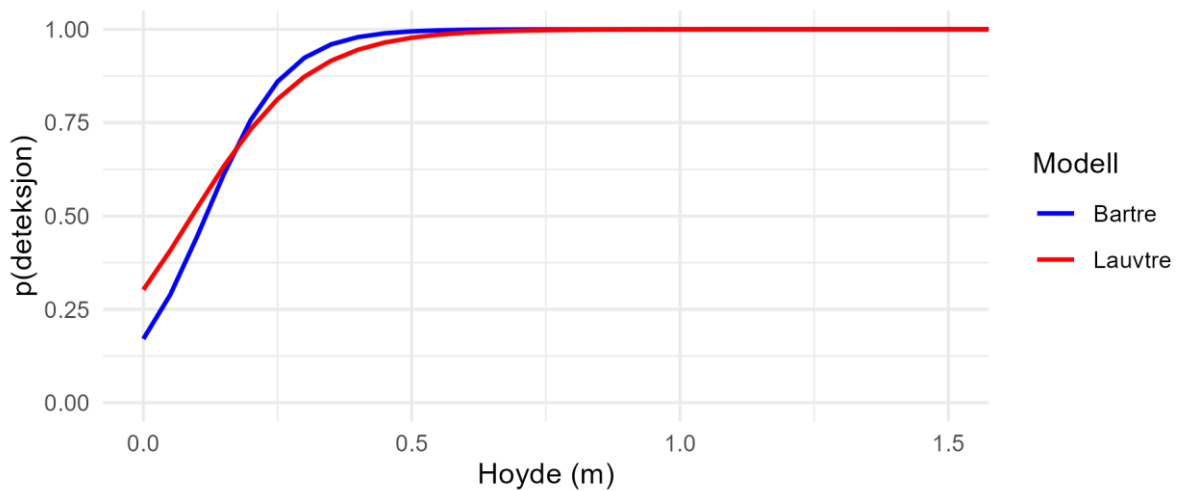
Høydeklasse	Treslag	Total	Detektert	Deteksjonsrate
0	Bjørk	492	420	85,4 %
0	Furu	75	60	80,0 %
0	Gran	40	34	85,0 %
0	Osp	6	5	83,3 %
0	Rogn	21	19	90,5 %
1	Bjørk	379	379	100 %
1	Furu	10	10	100 %
1	Gran	48	48	100 %
1	Rogn	4	4	100 %
2	Bjørk	276	276	100 %
2	Furu	30	30	100 %
2	Gran	50	50	100 %
2	Rogn	1	1	100 %



Figur 3-3: Predikert sannsynlighet for deteksjon av trær som funksjon av feltmålt høyde med tilhørende 95%-konfidensintervall.



Figur 3-4: Predikert sannsynlighet for deteksjon av trær som funksjon av kroneareal med tilhørende 95%-konfidensintervall.



Figur 3-5: Predikert sannsynlighet for deteksjon av hhv. bar- og lauvtrær som funksjon av feltmålt høyde.

3.2 Differanse mellom feltmålt høyde og laserhøyder

Det ble beregnet differanser mellom feltmålt høyde og lasermålt høyde, gjennomsnittlig differanse og standardavviket til differanse. Gjennomsnittlig differanse for alle trær, uavhengig av treslag var 20 cm. Standardavviket til differansen var 72 cm. I tillegg ble det regnet ut gjennomsnittlige differanser fordelt på treslag (se tabell 3-3).

Tabell 3-2: Tabell som viser gjennomsnittlige differanser og standardavvik til differansene, for alle observasjoner samt for de forskjellige treslagene.

Treslag	Alle	Gran	Furu	Lauv
Gj.snitt differanse (\bar{d})	0,2 m	0,21m	0,26 m	0,2 m
St.avvik differanse ($\hat{\sigma}$)	0,72 m	0,79m	0,38m	0,73 m

Gjennomsnittlige differanser fordelt på treslag var 20,6 cm, 25,8 cm, 21 cm, 29,6 cm og 17,2 cm for hhv. bjørk, furu, gran, osp og rogn. Bortsett fra rogn, så var alle snittdifferansene positive.

3.3 Egenskaper til udetekterte trær

Av totalt 1432 trær som var igjen etter at «datavasken» var utført, var det 96 trær som ikke var detektert, om lag 7% av alle observasjonene. En av egenskapene som peker seg ut blant trær som ikke ble detektert er størrelsen. Av de 96 trærne som ikke ble detektert hadde de største trærne et kroneareal på så lite som 0.05 m². Det minste kronearealet blant disse observasjonene var 0.00008 m². De korresponderende trehøydene var også naturlig nok relativt lave, men de inkluderte høyder opp til 96 cm. Det var også variasjoner mellom treslagene (se tabell 3-4). Det var ingen tendenser som pekte i en spesiell retning for de udetekterte trærne.

Tabell 3-4: Tabell som viser gjennomsnittlige høyder, gjennomsnittlig kroneareal og treslagsfordeling, for hhv. detektert og ikke-detekterte observasjoner.

	Gj.snitt høyde (\bar{h})	Gj.snitt krone-areal ($\bar{c\bar{a}}$)	Gran (%)	Furu (%)	Lauv (%)
Detektert	1,47 m	1,3 m ²	10	7	83
Udetektert	0,17 m	0,0075 m ²	6	16	78

4. Diskusjon

4.1 Sammenfatning av hovedfunn

Hovedfunnene i denne studien viser at deteksjon av pionertrær i tregrenseøkotonen ved bruk av laserskanning som metode fungerer godt. Resultatene viser en høyere deteksjonssannsynlighet sammenlignet med tidligere forskning. I høydeklassen 0-1 meter viste funnene i denne studien en deteksjonsrate mellom 80%, og 90,5%. Thieme et al. (2011) rapporterte en deteksjonsrate for denne høydeklassen på 49% og Næsset og Nelson (2007) rapporterte for samme klasse deteksjonsrater mellom 5-73%. Stensli (2019) rapporterte deteksjonsrater mellom 25-78% for trær mindre enn 1 meter. Stensli så også stor forskjell på deteksjonsrate mellom treslagene i den laveste høydeklassen, hvor gran hadde best resultater og furu hadde dårligst.

Videre viste funnene at trær oppnådde 100% sannsynlighet for deteksjon ved 50 cm høyde og samme sannsynlighet ble nådd når trærne hadde et kroneareal tilsvarende 0,05 m². Sammenlignet med funnene til Stensli fra 2019, hvor gran hadde 90% sannsynlighet for deteksjon ved høyder over 70 cm, bjørk hadde 90% sannsynlighet ved 1 m og furu hadde betydelig lavere deteksjonsrate, 90% ved 3 m (Stensli, 2019). Det er med andre ord en større sannsynlighet for deteksjon ved bruk av laserskanning med høy laserpunktetthet sammenlignet med funnene i artiklene nevnt tidligere.

I min studie var gjennomsnittlig differanse mellom feltmålt høyde og laserhøyde 20 cm, med et standardavvik på 72 cm. Thieme et al. (2011) fant en gjennomsnittlige differanser som varierte mellom 0,2 og 1.08 meter. Bakgrunnen for å se på dette var fordi det forventes at laserhøyder i snitt er lavere enn feltmålte høyder. I gjennomsnitt lå absolutt differanse på 49,7 cm. Denne feilkilden til datamaterialet vil variere med type plattform og/eller sensor som benyttes. Dette har å gjøre med at lyset som sendes ut av lasersensoren har en intensitet som gjør at den trenger igjennom deler av krona før den returnerer til sensoren som et ekko. Det er rimelig å anta at det vil være en viss feilmargen på data fra slike målinger. En kilde til feil kan være at feltmålt høyde har blitt registrert feil i felt, og på den måten påvirker differansen. I denne studien fulgte dronen ikke terrengmodellen, med holdt i stedet en konstant flyhøyde. Dette påvirker målingene ved å gi større variabilitet langs terrenghøydegradienten. På lokasjoner hvor det er spesielt bratt, så vil dronen fly med ulik høyde over bakken, noe som påvirker fotavtrykket til laserpunktene og deres påfølgende nøyaktighet (Wehr & Lohr, 1999).

Det som skiller denne studien fra forskning gjort tidligere er antall punkter per kvadratmeter, eller punktettheten. Sammenlignet med forskningen til Thieme et al. (2011) og Næsset og Nelson (2007), er punktettheten i denne studien ca. 45 ganger så stor. I studiene deres ble laserdata samlet inn ved bruk av fly, hvor flyhøyde gjerne er mer enn 1000 meter over bakken. Dette påvirker hvordan

laserekkoene treffer bakken da lyset som skytes ut av sensoren er avhengig av flyhøyden (Wehr & Lohr, 1999). Laserekkoene får en større radius jo lenger de går. De får altså et større fotavtrykk. Jo større fotavtrykket er, jo lavere blir nøyaktigheten til det vi måler, siden det blir mer støy i målingene. Jo mindre fotavtrykket til laserekkoet er, jo mer detaljer blir fanget opp av lasersensoren. Andre faktorer som kan påvirke nøyaktigheten til lasermålingene er for eksempel høyere flyhøyde og skanningsvinkel for å nevne noen (Reese & Olsson, 2016).

Analysene av differansene viste at det var betydelige forskjeller mellom feltmålingene og laserdataene. Differansene varierte mellom treslagene, men også innad. Differansene som ble beregnet gir et uttrykk for den systematiske feilen til laserdataene. I dette tilfellet var den gjennomsnittlige differansen lik 20 cm, med andre ord så underestimerer laserdataene høydene på trærne med 20 cm. I flere av tilfellene gikk differansen i negativ retning, altså at lasermålingene var høyere enn feltmålingene. Det analysene viste var at i mange tilfeller så gjaldt dette trær som sto under eller i nærhet av større trær. Dette er en kilde til feil som det ikke er så lett å ta vekk, da trærne som står i tregrenseøkotonen vokser spredt og varierer mye i størrelse, i motsetning til en plantet skog. Basert på de modellene som ble laget skulle et tre på 1 m være stort nok til å bli detektert. I et av tilfellene var det et tre på 96 cm som ikke ble detektert, og kronearealet var på kun 0.015 m². Ifølge de modellerte sannsynlighetsprediksjonene skulle et tre med denne høyden har stor sannsynlighet for å bli detektert.

For å kunne sammenligne forskjellige operasjonelle monitoreringsmetoder er det viktig å se på hva formålet er. Ved overvåking av tregrenseøkotonen er det viktig med god arealdekning. De forskjellige fjernmålingsplattformene har ulike egenskaper. Satellitter er gode på å gi oss data flere ganger i året, men her er presisjonen for grov til at man kan oppdage endringer som er så små som i denne studien. Man kan derimot se at arealer endrer seg over tid, ved såkalt endringsanalyse. I denne sammenhengen kunne man sett hvordan tregrenseøkotonen flytter seg ved å sammenligne bilder med flere års mellomrom. Flybåren laserskanning (ALS) er blitt brukt en god stund i monitorering av tregrenseøktonen. ALS er i likhet med satellitter gode på å dekke store arealer, men det er vanskelig å få til heldekkende data for hele landet. Det er også en relativt dyr overvåkningsmetode. Feltkampanjer, som ble gjort i denne studien, er den mest presise måten å måle endringene i tregrenseøktonen på, men det er betydelige kostnader knyttet til denne datainnsamlingsmetoden. Det er også svært tidkrevende arbeid, dersom man skal måle større områder. Bruk av dronebåren laserskanning er i likhet feltkampanjer tidkrevende, men skiller seg allikevel ut ved at man dekker større arealer på relativt kort tid. Presisjonen har i denne studien vist seg å være god, selv for de mindre trærne. Bruken av ulike plattformer til monitorering av

tregrenseøkotonen baserer seg i stor grad på hva slags data som er ønskelig samle inn og hva slags formål man ønsker å bruke dataene til.

4.2 Forslag til fremtidig forskning

Et aspekt denne studien belyser er nødvendigheten av «gode nok» data for å kunne ha et grunnlag for å si noe om tregrensas vandring. I min studie har deteksjonsraten for de minste trærne, altså de trærne som står for endringene i tregrenseøkotonen, vært god. Et spørsmål som reiser seg er hvor mye man kan gå ned på kvaliteten til dataene, f.eks. punkttettheten til lasersensoren, før deteksjonsratene blir unøyaktige. En måte dette kunne blitt gjort på er å simulere en «tynning» av de samme dataene ned til forskjellige punkttettheter. Med en slik tynning kunne man sett på hvilken terskelverdi for punkttetthet som gir god nok nøyaktighet på målingene.

Et aspekt ved operasjonalisering av fjernmåling som jeg ikke har tatt for meg er hvordan man håndterer et datasett hvor man ikke har polygoner hvor man er sikker på at det finnes trær. I den sammenhengen ville man ha fått falske positive, altså at laserdataene detekterer trær der det ikke er trær. En måte dette kunne blitt undersøkt nærmere på er hvordan man segmenterer trær ved hjelp av algoritmer og dyp læring, i likhet med studien til Noordermeer et al. (2023).

4.3 Overvåkningsopplegg med sampling utført med drone hvert 5. år

Bruken av dronebåren laserskanning i overvåking av dynamikken i tregrenseøkotonen byr på visse utfordringer, særlig i form av arbeidsintensitet og kostnader. Imidlertid har denne studien demonstrert metodens effektivitet i å kartlegge endringer over tid innen dette biomet. Et positivt aspekt ved droneflyvning er at dronen kan være et ledd i et mer mobilt overvåkningsprogram. For å laserskanne et større område med fly kreves det større ressurser enn med drone. Dronen kan fint være et supplement til en mindre takst på et mindre areal uten at effektiviteten lider av det, mens en laserskanning med fly gjerne krever mer planlegging og kost-nytte-verdien er større når man dekker store områder på en flyvning.

Dronebåren laserskanning har også visse fordeler, blant annet at den ikke krever omfattende utstyr for å oppnå pålitelige resultater. Forslaget om å etablere et overvåkningsprogram, hvor et utvalg av tilfeldige transekter i tregrenseøkotonen måles på nytt hvert femte år, illustrerer potensialet i denne tilnærmingen. En slik metode ville muliggjøre innsamling av høyoppløselige data over et bredt geografisk område, noe som kan bidra til en dypere forståelse av utviklingen av den norske tregrensen.

5. Konklusjon

Denne studien viser at deteksjonen av små, enkeltstående trær, ved bruk av dronebåren laserskanning som metode, fungerer godt. Feltmålt høyde og kroneareal ble brukt som forklaringsvariabel for å predikere sannsynligheten for deteksjon, og resultatene viste at 50 cm høye trær eller trær med et kroneareal på $0,05 \text{ m}^2$ tenderte mot 100% sannsynlighet for å bli detektert med den anvendte modellen. Teknologien innenfor dette feltet har kommet langt, hvor vi nå har utstyr som kan produsere svært detaljerte data. Funnene mine viser også at vi klarer å fange opp mye mer informasjon om tregrenseøkotonen nå enn hva vi gjorde for 10 til 15 år siden.

Tregrenseøkotonens mobilitet er i stor grad avhengig av hvordan plantene klarer å etablere seg der. Differanseanalysene viste at det er relativt små feil knyttet til denne typen overvåkning, og at laserdataene stemte bra overens med feltmålingene. Det var allikevel kilder til feil. En del trær ble ikke detektert, og en del trær fikk altfor høye målinger. Sistnevnte gikk stort sett ut på at noen mindre trær sto under større trær, og laserekkene traff kronen til det største treet.

6. Referanseliste

- ACIA. (2004). *Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Impact Assessment*: Cambridge University Press. Tilgjengelig fra: <http://www.acia.uaf.edu>.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M. & Walker, S. C. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1-48. doi: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>.
- Bivand, R., Pebesma, E. & Gomez-Rubio, V. (2013). *Applied spatial data analysis with R*. 2. utg.: Springer, NY. Tilgjengelig fra: <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7618-4> (lest 12.12.2023).
- Bivand, R., Keitt, T. & Rowlingson, B. (2023). *rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>.
- Bolker, B. M. (2015). Linear and generalized linear mixed models. I: Fox, G. A., Negrete-Yankelovich, S. & Sosa, V. J. (red.) *Ecological Statistics: Contemporary Theory and Application*, s. 310-334. Oxford: Oxford University Press.
- Bollandsås, O. M., Ene, L. T., Gobakken, T. & Næsset, E. (2017). Estimation of biomass change in montane forests in Norway along a 1200 km latitudinal gradient using airborne laser scanning: a comparison of direct and indirect prediction of change under a model-based inferential approach. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33 (2): 155-165. doi: <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1338354>.
- Cottam, G. & Curtis, J. T. (1956). The Use of Distance Measures in Phytosociological Sampling. *Ecology*, 37 (3): 451-460. doi: <https://doi.org/10.2307/1930167>.
- D'Odorico, P., He, Y., Collins, S., De Wekker, S. F. J., Engel, V. & Fuentes, J. D. (2013). Vegetation-microclimate feedbacks in woodland-grassland ecotones. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 364-379. doi: <https://doi.org/10.1111/geb.12000>.
- Devos, C. C., Ohlson, M., Næsset, E., Klanderud, K. & Bollandsås, O. M. (2023). Tree biomass does not correlate with soil carbon stocks in forest-tundra ecotones along a 1100 km latitudinal gradient in Norway. 2023 (11): 1-11. doi: <https://doi.org/10.1111/ecog.06893>.
- Epstein, H. E., Reynolds, M. K., Walker, D. A., Bhatt, U. S., Tucker, C. J. & Pinzon, J. E. (2012). Dynamics of aboveground phytomass of the circumpolar Arctic tundra during the past three decades. *Environmental Research Letters*, 7. doi: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/015506>.
- Gjelten, H. M. (2023). Albedoeffekt. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/albedoeffekt> (lest 30.11.2023).
- Hagedorn, F., Martin, M., Rixen, C., Rusch, S., Bebi, P., Zürcher, A., Siegwolf, R. T. W., Wipf, S., Escape, C., Roy, J., et al. (2010). Short-term responses of ecosystem carbon fluxes to experimental soil warming at the Swiss alpine treeline. *Biogeochemistry*, 97: 7-19. doi: <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9297-9>.
- Hansson, A., Dargusch, P. & Schulmeister, J. (2021). A review of modern treeline migration, the factors controlling it and the implications for carbon storage. *Journal of Mountain Science*, 18 (2): 291-306. doi: <https://doi.org/10.1007/s11629-020-6221-1>.
- Kaplan, J. O. & New, M. (2006). Arctic climate change with a 2 °C global warming: Timing, climate patterns and vegetation change. *Climatic Change*, 79: 213-241. doi: <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9113-7>.
- Kusinen, N., Kolari, P., Levula, J., Porcar-Castell, A., Stenberg, P. & Berninger, F. (2012). Seasonal variation in boreal pine forest albedo and effects of canopy snow on forest reflectance. *Agricultural and Forest Meteorology*, 164: 53-60. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.05.009>.
- Mienna, I. M., Klanderud, K., Næsset, E., Gobakken, T. & Bollandsås, O. M. (2023). *Quantifying the roles of climate, herbivory, topography, and vegetation on tree establishment in the treeline ecotone*. Upublisert manuskript.
- Noordermeer, L., Bielza, J. C., Saarela, S., Gobakken, T., Bollandsås, O. M. & Næsset, E. (2023). Monitoring tree occupancy and height in the Norwegian alpine treeline using a time series of

- airborne laser scanner data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 117: 1-9. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2023.103201>.
- Næsset, E. & Nelson, R. (2007). Using airborne laser scanning to monitor tree migration in the boreal-alpine transition zone. *Remote Sensing of Environment*, 110 (3): 357-369. doi: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.03.004>.
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS Geographic Information System* (Versjon 3.16.7-Hannover). Tilgjengelig fra: <https://www.qgis.org/> (lest 11.12.2023).
- R Core Team. (2023). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Versjon R version 4.3.1). Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Tilgjengelig fra: <https://www.R-project.org/>.
- Reese, H. & Olsson, H. (2016). *Remote Sensing of Forests*. Umeå: SLU.
- Sjögersten, S. & Wookey, P. A. (2009). The Impact of Climate Change on Ecosystem Carbon Dynamics at the Scandinavian Mountain Birch Forest - Tundra Heath Ecotone. *Ambio*, 38 (1): 2-10. doi: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.1.2>.
- Stensli, S. G. (2019). *Deteksjon av pionertrær i tregrenseøkotonen ved bruk av tredimensjonale punktskyer fra bildematching*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2618389> (lest 02.12.2023).
- Stumberg, N., Bollandsås, O. M., Gobakken, T. & Næsset, E. (2014). Automatic Detection of Small Single Trees in the Forest-Tundra Ecotone Using Airborne Laser Scanning. *Remote Sensing*, 6 (10): 10152-10170. doi: <https://doi.org/10.3390/rs61010152>.
- Thieme, N., Bollandsås, O. M., Gobakken, T. & Næsset, E. (2011). Detection of small single trees in the forest-tundra ecotone using height values from airborne laser scanning. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 37 (3): 264-274. doi: <https://doi.org/10.5589/m11-041>.
- Tingstad, L., Olsen, S. L., Klanderud, K., Vandvik, V. & Ohlson, M. (2015). Temperature, precipitation and biotic interactions as determinants of tree seedling recruitment across the tree line ecotone. *Oecologia*, 179 (2): 599-608. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3360-0>.
- Topcon Corporation. (2016). Hiper SR - Extended Range Site Receiver.
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B. D. & Gundersen, P. (2013). Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309: 4-18. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.017>.
- Warde, W. & Petranksa, J. W. (1981). A Correction Factor Table for Missing Point-Center Quarter Data. *Ecology*, 62 (2): 491-494. doi: <https://doi.org/10.2307/1936723>.
- Wehr, A. & Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning - an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 54: 68-82. doi: [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(99\)00011-8](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(99)00011-8).



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway