



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 30 stp

Fakultetet for Miljøvitenskapelig og naturforvaltning (MINA)

Klassifisering av egnethet for bledningshogst med flybåren laserdata

Assessing suitability for selective cuttings using
airborne laser scanning

Gerhard B. Sørensen-Fuglem

Skogfag

Forord

Denne avhandlingen markerer avslutningen på min mastergrad i Skogfag ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU) og en studietid jeg vil trives med å se tilbake på.

Jeg vil benytte anledningen til å takke min veileder Ole Martin Bollandsås og medveileder Maria Åsnen Moan for deres veiledning, støtte og tålmodighet gjennom denne perioden. Deres hjelp har vært uvurderlig for meg og resultatene i denne oppgaven. Videre vil jeg takke Hans Ole Ørka, Mathias Nordhagen og Torjus Birkeland for gode innspill gjennom felles veiledning. En stor takk må rettes til Vebjørn Oppegård Pollen og Viken skog for sparring og godt samarbeid i denne studien, og ikke minst min samboer som har holdt ut denne tiden.

Avslutningsvis tildeles en stor takk til alle mine medstudenter og skogfagstudenter gjennom min tid ved NMBU, for et godt miljø og gode vennskap for framtiden. Ikke minst en særskilt takk til Den X-Clusive Stiftelse PB for godt kameratskap!

Tack psamt Pskaal!

Norges Miljø og Biovitenskapelige Universitet

Ås, 14. Mai 2025

Gerhard B. Sørensen-Fuglem

Sammendrag

Skogforvaltningen i Norge står overfor økende krav til bærekraft, der alternative hogstformer innen lukket hogst får økt oppmerksomhet. Lukket hogst, som inkluderer metodene bledningshogst, gruppehogst, fjellskoghogst og skjermstillingshogst, skiller seg fra tradisjonell flatehogst ved at kronedekket bevares etter hogst. Denne studien undersøker hvordan flybåren laserskanning (FLS) kan benyttes til å predikere egnethet for lukket hogst, med hovedfokus på bledningshogst, og hvordan dette kan fremstilles på en visuell tolkbar måte.

Datagrunnlaget ble hentet fra et 1000-km² stort område i Akershus og Østfold, der det ble samlet inn felldata fra 88 prøveflater fordelt på 17 bestand. FLS-data fra Viken Skogs takst i 2021 ble kombinert med feltregistreringene for å beregne skoglige parametere som overhøyde, middelhøyde, grunnflate, grunnflateveid middelhøyde, kroneandel, max brysthøydediameter (DBH), Gini-koeffisient og q-verdi. Disse ble deretter brukt som responsvariabler i en SUR-modell, som simultant estimerte alle disse variablene.

Det ble foretatt både en intern- og kryssvalidering av modellen. Den viste høy presisjon for høyderelaterte parametere som grunnflateveid middelhøyde og overhøyde med en RMSE% < 15 %. Prediksjonene for variabler som Gini-koeffisient og q-verdi hadde derimot en lavere presisjon. Den prediktive usikkerheten for gini-koeffisienten og q-verdi ble delvis knyttet til hvordan disse ble beregnet.

For å vurdere egnethet for bledningshogst ble det utviklet et poengsystem basert på terskelverdier for åtte strukturelle skogparametere. Hver celle i det predikerte området på 250 m² fikk en totalscore som ble brukt til å klassifisere cellen som egnet, mulig egnet eller uegnet. Resultatene ble visualisert som heldekkende rasterkart og videre bearbeidet i QGIS.

Kartet viste at ca. 1 % av skogen i takstområdet ble klassifisert som direkte egnet for bledningshogst, og ytterligere 15 % som mulig egnet. Disse områdene kan fungere som en støtte for skogeiere og forvaltning i å identifisere relevante arealer for bledningssystemet. Resultatene peker på at FLS har potensial i kartbasert egnethetsanalyse for bledningshogst, men også at feltverifisering og lokal kunnskap fortsatt er avgjørende. Studien demonstrerer hvordan FLS-data og statistisk modellering kan bidra til en mer effektiv og framtidsrettet skogforvaltning.

Abstract

Norwegian forest management faces increasing demands for sustainability, leading to growing interest in alternative harvesting methods within continuous cover forestry (CCF). Continuous cover forestry, including approaches such as single-tree selection and shelterwood cutting, differs from conventional clear-cutting by maintaining a continuous forest structure even after harvesting. This study investigates how airborne laser scanning (ALS) can be used to predict suitability for continuous cover forestry, focusing primarily on single-tree selection, and how the results can be presented using a visually interpretable approach.

The dataset originated from a 1000 km² region in Akershus and Østfold counties, where field data were collected from 88 sample plots distributed across 17 stands. ALS data from Viken Skog inventory conducted in 2021 were combined with the field measurements to calculate forest parameters such as dominant tree height, mean height, basal area, Lorey's height, crown ratio, Max diameter at breast height, Gini coefficient, and q-value. These parameters were then employed as response variables in a Seemingly Unrelated Regression (SUR) model, which enables simultaneous estimation of multiple correlated variables.

The model was validated both internally and through cross-validation. It demonstrated high accuracy for height-related parameters, such as Lorey's height and dominant height, with RMSE% <15 %. However, predictions for parameters like the Gini coefficient and q-value exhibited lower accuracy. The predictive uncertainty for diameter distribution was partially linked to limitations in the chosen method.

To assess suitability for single-tree selection harvesting, a scoring system based on threshold values for eight structural forest parameters was developed. Each cell in the predicted area (250 m² resolution) received a total score, classifying it as suitable, potentially suitable, or unsuitable. The results were visualized as continuous raster maps and further processed in QGIS.

The resulting map indicated that approximately 1% of the forest in the surveyed area was directly suitable for single-tree selection, with an additional 15% classified as potentially suitable. These maps can serve as valuable tools for forest owners and management agencies in identifying relevant areas for continuous cover forestry. The results indicate that ALS data hold considerable potential for map-based forest planning. However, field verification and local knowledge remain essential. This study demonstrates how ALS data and statistical modeling can support more efficient and sustainable management practice.

Innholdsfortegnelse

1. Innledning	1
1.1 Lukket hogst.....	1
1.2 PEFC	2
1.3 Flybåren laserskanning	3
1.3.1 Flybåren laserscanning til estimering av skoglige parametere	4
1.3.2 Viktige variabler for egnede områder for bledning	4
1.4 Problemstilling	6
2. Materiale og metode	7
2.1 Studieområde	7
2.2. Referansedata.....	8
2.2.1 Utvalgelse av bestand.....	8
2.3 Feltregistrering	8
2.3.1 Utvalgelse av responsvariabler	9
2.3.2 Estimering av trehøyder	9
2.3.3 Q-ratio	10
2.4 Laserdata.....	10
2.4.1 Høydenormalisering	11
2.4.2 Forklaringsvariabler	11
2.4.3 Høyde- og tetthetsvariabler	11
2.4.4 Vegg-til-vegg	13
2.5 Modellering av regresjonsmodeller	13
2.5.1 Validering av regresjonsmodellene	13
2.6 SUR-modellering	14
2.6.1 Validering av SUR-modellen	15
2.7 Temakart.....	15
2.7.1 Egnethetsklasser.....	16
2.7.2 Tilpasninger av egnethetsanalysen	16
2.7.3 Utarbeidelse av temakart.....	17
2.8 Bruk av KI	18
3. Resultater	19

3.1 Regresjonsmodeller.....	19
3.2 SUR-Modellen	20
3.2.1 Validering av SUR-modellen	20
3.2.2 SUR-prediksjoner	22
3.3 Temakart.....	22
3.4 Operasjonelt kart.....	24
4. Diskusjon	26
4.1 Forklaringsvariabler	26
4.2 Regresjonsmodellene	27
4.3 SUR-Modell.....	28
4.4 Klassifisering.....	30
4.5 Brukervennligheten.....	32
5. Konklusjon	34
6. Referanseliste	35

1. Innledning

Skogen har vært en vesentlig ressurs for menneskesamfunnet i all tid, og utnyttelsen av denne ressursen har gjennomgått store endringer med tiden. Med økende folketall og teknisk utvikling har forvaltningen av skogen utviklet seg fra tradisjonell vedhogst og selvberging til en moderne industriell utnyttelse. I løpet av de siste 100 årene har industrialiseringen av tømmeret fra skogen, og økt faglig kompetanse medført betydelig endringer i skogforvaltningen. Hogsten har endret seg fra måldiameterhogst og plukkhogst på tidlig 1900-tallet til dagens dominerende flatehogst (Nygaard & Øyen, 2020). Samfunnsutviklingen har samtidig ført til et økt fokus på skoglige tjenester, der allmenhetens rett til å benytte skogarealer (allmannsretten) gir et nært forhold til naturen uten krav om eierskap. Skogeierne, på sin side, forvalter skogen etter egne preferanser innenfor rammene fastsatt av lovgivning og sertifiseringsordninger, slik som PEFC-skogstandarden. Press på skogressursene og ulike interessenters motstridende ønsker for bruken av skogarealene kan imidlertid skape utfordringer og konflikter. Derfor settes det store krav til at beslutningsverktøy og beslutningstakere har tilstrekkelig detaljert og pålitelig informasjon som grunnlag for å ta gode beslutninger.

En skogbruksplan gir en oversikt over skoglige parametere, deriblant treslag, alder, bonitet, volum, grunnflate og høyde. På bakgrunn av disse parameterne utarbeides anbefalinger for skjøtsel og avvirkningstidspunkt for de enkelte bestandene. En av utfordringene ligger i å implementere spesifikke avvirkningsmetoder og skjøtselstiltak som ofte krever stedsspesifikke vurderinger og inngående lokalkunnskap. Skognæringen og skogeiere har uttrykt et ønske om mer informasjon knyttet til valg av hogstformer, spesielt med hensyn til lukket hogst (Mathis Lunde & Sørli, 2022). Kartlegging av områder med høy egnethet for slike hogstformer vil kunne være til stor nytte for skogeiere og bransjen.

1.1 Lukket hogst

Begrepet lukket hogst omfatter en rekke hogstformer som sikrer et kontinuerlig skogbilde, og i Fennoskandia benyttes definisjonen ofte for å beskrive metoder som skjermstilling, blodnings hogst, gruppehogst og fjellskoghogst (Rautio et al., 2025). I motsetning til tradisjonell flatehogst, der avvirkede områder er større åpne flater, innebærer lukket hogst at man bevarer et kontinuerlig skogbilde. Lukket hogst er ikke et nytt konsept, men har den siste tiden fått økt oppmerksomhet. I dag utgjør imidlertid kun 7 % av de avvirkede arealene i Norge lukkede hogster (Granhus, 2024). Økt fokus på skogens helhetlige tilstand, med særlig vekt på tradisjonell flatehogst, som i liten grad etterligner naturlige forstyrrelser, stilles i kontrast til lukkede hogstformer. Ifølge Lunde (2024) kan en forvaltning som tar hensyn til skogens naturlige sykluser og strukturelle kompleksiteter,

bidra til forbedrede økologiske og biologiske funksjoner. Bruken av flybåren laserskanning (FLS) til å estimere skoglige parametere har vist lovende resultater, og dette verktøyet kan derfor være nyttig for å identifisere og forvalte områder med egnethet for lukket hogst (Nilsson, 1996; Næsset, 1997a).

1.2 PEFC

Norsk PEFC Skogsertifisering er en standard bestående av 30 kravpunkter med det formål å sikre en bærekraftig forvaltning av skog i Norge (PEFC Norge, 2022). Den reviderte utgaven, som trådte i kraft 1. mars 2023, legger økt vekt på lukkede hogstformer (PEFC Norge, 2022).

«Kravpunktet skal sikre variert bruk av hogstformer og foryngelsesmetoder som balanserer hensyn til skogeiers økonomi, friluftslivets interesser, biologisk mangfold og andre miljøverdier. Det er et mål å øke andelen lukkede hogster og småflatehogster i skoglandskapet.»

(PEFC Norge, 2022, s. 17)

Standarden presiserer også viktigheten av hensynet til friluftsliv, økonomi, biologisk mangfold, andre miljøverdier og lovverk ved hogst (PEFC Norge, 2022). Etterfølgelse av standarden er også et krav for å kunne selge tømmer til kommersielle markedet. Dette sikrer at videre salg av treprodukter kan merkes med PEFC og kunder vet at produktet kommer fra et skogbruk som etterstreber en bærekraftig tilnærming. Hverken skogbrukslova eller standarden krever lukket hogst, men standarden utdyper at i grandominert skog skal lukket hogst brukes der de økonomiske og biologiske forholdene ligger til rette for det (PEFC Norge, 2022).

Lukkede hogstformer har vist positive effekter for friluftsliv og rekreasjonen, og forskning indikerer at et kontinuerlig landskap med varierende lys- og skyggeforhold fremmer det biologiske mangfoldet (Gundersen & Frivold, 2008; Tyrväinen et al., 2017). Dette er i tråd med både ønsket fra PEFC og skogbruksloven om å ta hensyn til friluftslivet (PEFC Norge, 2022; Skogbrukslova, 2005). Med omtrent 50% av Norges truede arter lokalisert i skog, understrekes betydningen av å tilrettelegge for metoder som både ivaretar økologiske verdier og oppfyller kravene til bærekraftig skogbruk (Artsdatabanken, 2021).

1.3 Flybåren laserskanning

Forskning på FLS i Norge startet på midten av 1990-tallet (Næsset, 1997a, 1997b), og metoden ble operasjonelt innført for områdetakst rundt 2002 (Næsset, 2004b). Sammenlignet med fototakst gir FLS en vesentlig reduksjon i nåverditap forårsaket av feil i ressursbeskrivelsen (Eid et al., 2004). Samtidig viser samme artikkel til at den totale kostnaden halveres med FLS i forhold til fototakst. Her er det medberegnet kostnaden av taksten og nåverditapet ved feil skjøtselstidspunkt.

Innen FLS er det i hovedsak to forskjellige typer laserskannere som blir brukt, kontinuerligbølgesystem (Continuous Wave System) og diskrepulssystem (Pulse Ranging System) (Eid et al., 2004). I Norge brukes hovedsakelig diskrepulssystemet, som sender ut korte laserpulser for å samle inn data med høy punkttetthet og presise tredimensjonale koordinater (Næsset, 2004a). Laserpulsene emitteres fra sensoren og reflekteres tilbake som ekko etter å ha truffet ulike overflater. I skogsmiljøer inkluderer dette vegetasjon, stein og markoverflate, der hver puls har et fotavtrykk på mellom 10-90 centimeter (cm) i diameter. Tettheten på disse punktene måles i punkt/m² og omtales som punkttetthet. Laserpulsene distribueres sidelengs fra flyet og lager korridorer med treff av bakken og vegetasjon. Sensoren logger tiden fra pulsen sendes ut til den returnerer. Avstanden registreres ved å multiplisere laserpulsens tid med lysets hastighet og dermed dividere dette på to (Næsset, 2004a). Hvert treffpunkt kan posisjoneres nøyaktig da sensoren til enhver tid logger orientering og skannevinkel når laserpulsene sendes ut (Næsset et al., 2004). Når avstandsmålingene kombineres med posisjonsdata, kan man beregne presise tredimensjonale koordinater (X, Y, Z) for hvert enkelt målepunkt (Næsset et al., 2004).

Etter gjennomført laserskanning kan innsamlet data brukes til å generere en Digital Terrengmodell (DTM). Dette gjøres ofte ved hjelp av algoritmen for triangulerte irregulære nettverk (TIN), som konstruerer et sammenhengende overflatenettverk ved å analysere de romlige relasjonene mellom nærliggende punkter i punktskyen (Axelsson, 2000). Med denne algoritmen vil ekko som ikke tilhører bakken bli filtrert ut, som resulterer i en nøyaktig representasjon av terrengoverflaten. Når alle bakketreff er klassifisert kan man projisere resterende punkter mot DTM'en for å finne høyden over bakken. Høydeforskjellen på ekkoene gjør det mulig å identifisere forskjellige strukturer i vegetasjonen, deriblant trær (Lim et al., 2003). For å fokusere på de stående trærne og få en «renere» analyse fjernes treff mellom bakken og opp til 2 meter for å kvitte seg med eventuelle feilklassifiserte bakketreff (Nilsson, 1996; Næsset, 1997a).

1.3.1 Flybåren laserscanning til estimering av skoglige parametere

Tradisjonelt har FLS blitt brukt til å estimere nøkkelparametere, slik som overhøyde, middelhøyde og volum, ved bruk av modeller som knytter FLS-data til feltmålinger (Nilsson, 1996; Næsset, 1997a). Med økt fokus på skogens økologiske og biologiske funksjoner har anvendelsen av FLS utviklet seg til å inkludere estimater av enkelttrær og diameterfordeling innen bestand (Shang et al., 2017). Metoder som den arealbaserte tilnærmingen (ABA) og enkelttremetoden (ITD) er nå i bruk for å utvikle robuste prediksjonsmodeller som kan kartlegge skogstruktur med høy presisjon. ABA er den mest brukte metoden når målet er å estimere biofysiske skogparametreparametere i skog, slik som grunnflate, overhøyde, middelhøyde, middeldiameter og volum på bestandsnivå (Næsset, 2002). Dette muliggjør estimering av skoglige parametere basert på FLS-data, som deretter kan aggregeres til bestandsnivå (White et al., 2017). Slike detaljerte estimeringer av skoglige parametere legger et solid grunnlag for å vurdere hvilke områder som er egnet for alternative hogstformer, og vil derfor kunne være essensiell for å utvikle en modell for lukket hogst. Nyere forskning antyder at FLS-data kan anvendes til å si noe om de strukturelle egenskapene i skogen som er avgjørende for vurdering av egnetheten for lukket hogst (Jarron et al., 2020; Stoddart et al., 2023).

1.3.2 Viktige variabler for egnede områder for blødning

Bledningshogst forutsetter at området har en flersjiktet struktur med kontinuerlig foryngelse (Norges skogeierforbund, u.å.). Ulike strukturelle variabler på bestands- og enkelttreenivå fungerer derfor som indikatorer på egnethet for en slik hogstform. Grunnflate er sentral da den kvantifiserer bestandstetthet og konkurranse om ressursene. Brunner et al. (2021) foreslår en grunnflate mellom 25–35 m²/ha for å få tilstrekkelig volumproduksjon samtidig som det slippes inn nok lys til naturlig foryngelse. Rapporten foreslår også at grunnflaten er en praktisk målevariabel som er robust på tvers av boniteter, hvor en grunnflate omkring 30 m²/ha anses som produksjonsoptimal i norske bledningsforsøk.

Grunnflateveid middelhøyde et mål på dominerende trehøyde vektet etter størrelsesfordelingen. Denne variabelen vektlegger de store trærnes bidrag og fungerer som en indikator på bestandets utviklingsevne (Bianchi et al., 2020). En høy grunnflateveid middelhøyde relativt til bestandets middelhøyde viser til at det ikke er en ensaldret skog, noe som kan tyde på «flersjiktethet» i skogen. Tilsvarende kan overhøyden si noe om bestandets utviklingsstadium. Selv om overhøyde i seg selv ikke sier noe entydig om bonitet uten at alderen er kjent, vet man at høy overhøyde indikere at bestandet er på et stadium hvor strukturpåvirkende tiltak som tynning er uaktuelle. På samme måte kan en lavere overhøyde antyde en skog med større potensial for å påvirke stabilitet og struktur. Stor forskjell mellom overhøyde og middelhøyde kan indikere sjiktning i bestandet, noe som ofte kjennetegner en uensaldret skog.

Også de individuelle trærnes kroner er viktige, ettersom relativ kronelengde er en anerkjent indikator på vekstpotensial og trærnes evne til å respondere positivt ved frigjøring fra konkurranse. Lang krone henger også sammen med stabilitet, trær med dype kroner utvikler gjerne et mer solid rotsystem, og tåler vindeksponering bedre etter uttak av nabotrær. Svært lave kronelengder derimot antyder undertrykkelse. Slike trær kan ha begrenset evne til økt vekst etter hogst og er mer utsatt for vind. Når det gjelder diameterfordelingen, er en omvendt-J kurve essensiell for bærekraftig bledningsskog (Norges skogeierforbund, u/å). Dette beskrives ofte ved q-verdien, som angir forholdet mellom antall trær i påfølgende diameterklasser. En konstant q-verdi på om rundt 2 betyr at hver diameterklasse har om lag halvparten så mange trær som diameterklassen under. Slike fallende diameterfordelinger reflekterer en jevn rekruttering av nye trær, som er et kjennetegn på en flersjiktet, kontinuerlig forynget skog (Brunner et al., 2021). Avviket q-verdien betydelig fra det ideelle, tyder det på at bestandet ikke har en stabil aldersfordeling og kanskje trenger flere inngrep eller veksttid før full bledningsstruktur er oppnådd. Gini-koeffisienten for brysthøydiameter (DBH) gir et samlet mål på ulikheten i DBH. Gini-verdien varierer fra 0 (alle trær like store) til ~0,5 eller høyere i svært uensartede bestand. Forskning har vist at Gini-indeksen er blant de beste enkeltmål for å skille flersjiktet skog fra ensjiktet skog (Bílek et al., 2013; Lexerød & Eid, 2006). I boreale skoger ligger Gini gjerne omkring 0,4–0,5 under en velutviklet omvendt J-fordeling, mens jevnaldrende bestand kan ha verdier nærmere 0,2–0,3 (Lexerød & Eid, 2006). En relativt høy Gini-koeffisient indikerer altså stort spenn i diameter (mange småtrær og noen få store), noe som samsvarer med kravet om flersjiktning i bledningsskog.

Max DBH i bestandet, altså diameteren på det groveste treet, er også en nøkkelparameter. Tilstedeværelsen av noen store trær, nær eller over en gitt måldiameter, (ofte ~40 cm i DBH i norsk praksis) dette signaliserer at bestandet har et eldre sjikt som kan høstes selektivt (Brunner et al., 2021). Store trær i en flersjiktet skog bidrar også til et strukturelt mangfold og biologisk funksjon som eksempelvis frøsetting, og deres nærvær impliserer at bestandet har gjennomgått tilstrekkelig utvikling til å tåle bledningshogst. Et ungt bestand uten grove trær vil derimot være lite egnet, siden det mangler både umiddelbart sagtømmerpotensial og de økologiske fordelene ved store dimensjoner.

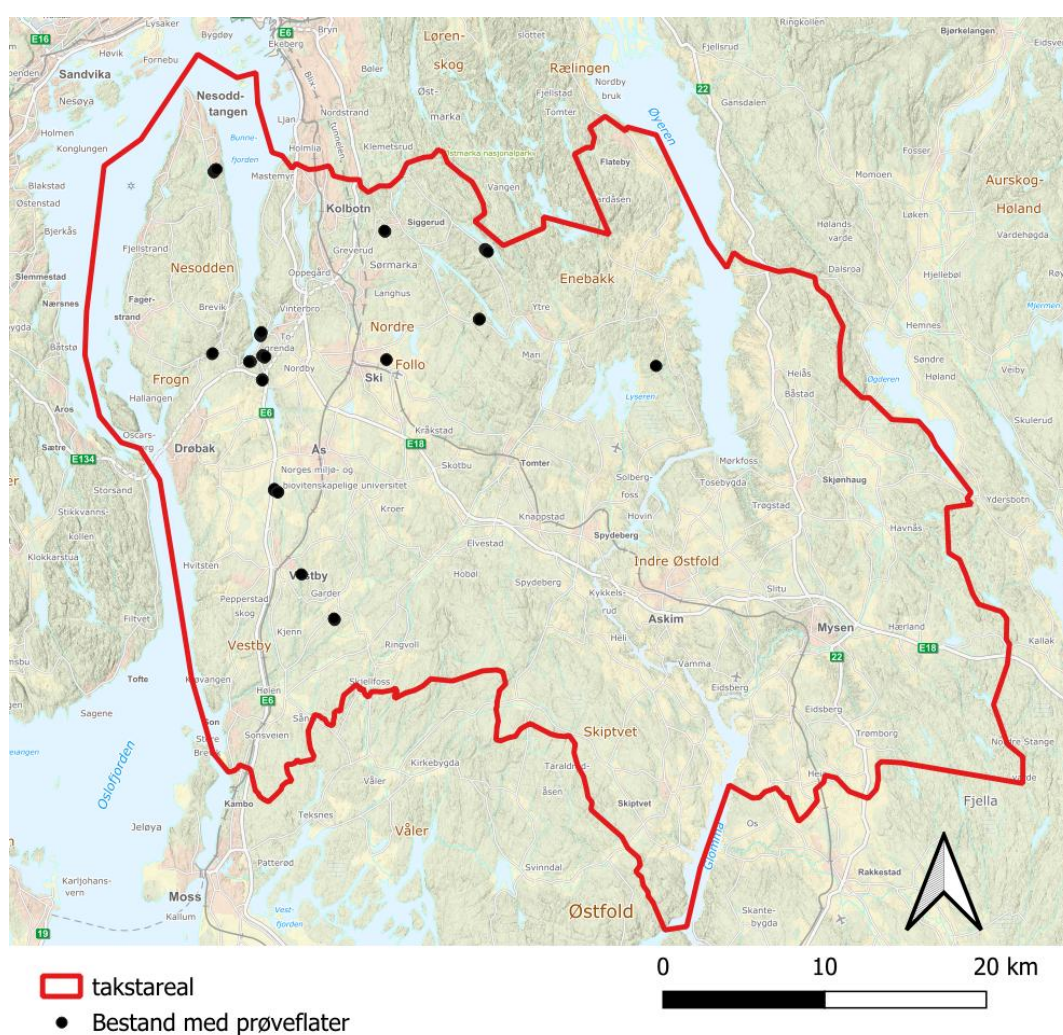
1.4 Problemstilling

FLS har betydelig forbedret nøyaktigheten og effektiviteten ved område- og skogtakst, men bruken av denne teknologien for å predikere egnetheten for lukkede hogstformer er fortsatt underutviklet. FLS har vist seg å være særlig effektiv i ensaldrede bestand, hvor skogtilstanden kan beskrives godt gjennom gjennomsnittlige mål for hele behandlingsenheten. Ved planlegging av lukket hogst er det derimot behov for å karakterisere uensaldret skog, noe som krever informasjon på en finere romlig skala og variabler som beskriver skogstruktur i større detalj. Den sentrale utfordringen ligger derfor i å utvikle robuste modeller basert på FLS-data, som kan integreres som et hjelpemiddel i utviklingen av en egnethetsanalyse. Et slikt verktøy vil gi skogeiere og næringen muligheten til å vurdere og planlegge lukkede hogster, og dermed muliggjøre en mer målrettet og økonomisk forsvarlig skogforvaltning. Hovedformålet med denne studien er å utvikle en modell som kan predikere egnetheten for blodningshogst basert på FLS og å vurdere presisjonen av resultatene.

2. Materiale og metode

2.1 Studieområde

Studien ble gjennomført i et område i Akershus- og Østfold fylke, nærmere bestemt i kommunene Ås, Ski, Enebakk og Nordre Follo (figur 1). Området omfatter produksjonsskog som aktivt forvaltes, skog på mindre eiendommer som i liten grad har blitt forvaltet, og skog som får stå tilnærmet urørt for å utvikle frilufts- og rekreasjonsskog. Bestandene er spredt over et areal på ca. 1 000 km², med høyder opp til ca. 200 meter over havet.



Figur 1: Studieområdet i Akershus og Østfold fylke, bestandene, markert med svarte prikker hvor prøveflatene er tatt, et par bestand lå relativt nære hverandre så alle synes ikke på kartutsnittet.

2.2. Referansedata

Datainnsamlingen ble gjennomført i perioden 9. mai til 31. mai 2024, og noen prøveflater med manglende GNSS-målinger ble målt på nytt 1. november 2024. Alle målinger ble utført på barmarks sesong.

2.2.1 Utvelgelse av bestand

For å sikre at prøveflatene brukt til modellkalibrering dekket et vidt spekter av skogforhold, ble det valgt ut bestand basert på datagrunnlaget etter Viken Skogs takst i Follo, 2021, der prediksjoner av skoglige variabler var tilgjengelig på beregningscellenivå. I tillegg til de ordinære skoglige variablene, var det også gjort en vurdering av egnethet for lukket hogst basert på predikert Gini-index. I denne studien ble det gjort et utvalg av både de bestandene som av Viken var klassifisert som egnet og uegnet. For grandominerte bestand ble gjennomsnittet av predikerte Gini-index verdier og overhøyde først beregnet. I tillegg ble det for hvert bestand gjort en opptelling av antall celler som var klassifisert som egnet av Viken skog, samt det totale antallet beregningsceller. Deretter ble det gjort en filtrering der alle bestand med overhøyde lavere enn 12 meter ble fjernet. Små bestand med færre enn 50 beregningsceller ble fjernet. Blandt de bestandene der det var flere enn 10 beregningsceller klassifisert som egnet, ble det valgt ut 100 bestand slik at variasjonsbredden for Gini-indexen ble dekket. Deretter ble hver bestand gitt et tilfeldig tall som indikerte den rekkefølgen bestandene skulle oppsøkes. Det samme ble gjort for bestand med færre enn 10 egnede celler, for ytterligere å sikre at prøveflatene representerte bred skoglig variasjon.

Studien omfattet 88 prøveflater fordelt på 17 skogbestand, der antall flater per bestand varierte fra 3 til 10 avhengig av bestandsstørrelse. Bestandene besto hovedsakelig av gran- og furudominerte områder. Antallet prøveflater i hvert bestand ble bestemt ut fra bestandsstørrelse og for å unngå påvirkning av kanteffekter ble prøveflater ikke lagt i kantsonen (Murcia, 1995). Den første prøveflaten i hvert bestand ble plassert på et tilfeldig valgt punkt, som deretter ble lokalisert ved hjelp av en håndholdt GNSS-enhet. For hver flate ble det logget posisjon i minst 30 minutter for å sikre høy nøyaktighet i koordinatene. Hver prøveflate dekket 250 m², som tilsvarer en radius på 8,92 meter. Flateradius ble målt med en Vertex hvor transponderen ble plassert i prøveflatens sentrum. Deretter ble neste prøveflate lokalisert ved å måle ut 40 meter fra foregående flates sentrum. Retningen til neste flate var tilfeldig, og kun begrenset av at flaten måtte ligge innenfor bestandsgrensene og ikke havne i bestandets kantsone.

2.3 Feltregistrering

DBH på alle trær (DBH ≥ 50 mm) på hver prøveflate ble målt med en analog diameterklave, der klavelinjalen alltid ble holdt vinkelrett på linjen inn mot flatens sentrum. For hvert tre ble også treslag registrert. Et utvalg på ca. ti trær per flate (prøvetrær) ble i tillegg målt for

totalhøyde og kronehøyde. Prøvetrærne ble valgt ved først å anslå totalt antall trær på flaten, deretter ble hvert N-te tre, basert på dette anslaget, valgt ut som prøvetre. Etter at feltarbeidet var avsluttet, ble dataene fra hver prøveflate bearbeidet videre. Det ble beregnet en rekke skoglige parametere for hver flate.

2.3.1 Utvelgelse av responsvariabler

Utvalget av responsvariabler som benyttes videre i analysen er basert på tidligere studier om lukket hogst (Rautio et al., 2025), slik at de beste indikatorene for egnethet blir inkludert. Gjennomsnittlig kronehøyde ble utelatt fordi den prosentvise kroneandelen av trehøyden har større betydning for treets stabilitet (Rautio et al., 2025). De feltmålte variablene som brukes i denne oppgaven er oppsummert i Tabell 1.

Tabell 1: Oversikt over de skoglige variablene bruk i denne studien, med en måleenheter og forklaring.

Skoglig parameter	Måleenhet	Forklaring
Grunnflate	m ² /ha	Grunnflaten av alle trær pr. hektar (beregnet både totalt og per treslag)
Overhøyde	m	Gjennomsnittshøyden til de 100 høyeste trærne pr. hektar (2 per flate).
Middelhøyde	m	Gjennomsnittlig trehøyde
Grunnflateveid middelhøyde	m	Middelhøyde vektet med trærnes grunnflate
Diameterfordeling	q-ratio	Forholdet mellom antall trær i påfølgende 10 cm diameterklasser.
Prosentvis kroneandel	%	Andel av treets høyde som utgjøres av kronen (kronelengde i prosent av totalhøyde)
Gini-koeffisient for diameter	-	Mål på ujevnhet (variasjon) i diameterfordelingen
Max dbh	cm	Den maksimale DBH pr. arealenhet

2.3.2 Estimering av trehøyder

Trehøyder for trær som ikke ble målt i felt, ble estimert ved hjelp av funksjonen *missingTreeHeight* i R. Denne funksjonen estimerer høyde basert på diameter og treslag, kalibrert på de trærne der høyden faktisk ble målt. For trær som hadde fått målt høyde i felt, ble de målte verdien benyttet uendret.

2.3.3 Q-ratio

Q-ratio er et mål på diameterfordelingen, nærmere bestemt forholdstallet mellom antall trær i én diameterklasse og antall trær i den neste klassen (De Liocourt, 1898). I denne studien ble fire diameterklasser benyttet ved beregning av q-ratio: 5–15 cm, 15–25 cm, 25–35 cm og over 35 cm (Lundqvist et al., 2009). En utfordring med metoden var at enkelte diameterklasser i noen tilfeller ble stående tomme, og det ble derfor besluttet å justere klassene til 5–20 cm, 20–35 cm og over 35 cm for å inkludere flest mulig prøveflater i beregningene.

2.4 Laserdata

I denne studien benyttes data fra Viken skogs takst i 2022 med FLS utført av Terratec AS i perioden 23. april – 30. mai 2021. Datainnsamlingen ble gjennomført med en Riegl VQ-1560ii L-503 laserskanner (diskret pulssystem). Flyhøyden var ca. 2100 m, og det ble fløyet totalt 211 striper for å dekke hele takstområdet. Se tabell 2 for ytterligere informasjon.

Tabell 2: oversikt over de teknisk informasjon til lasersensoren og taksten.

Lasersensor	Riegl VQ-1560ii
Takstdato	23.04-30.05 2021
Gjennomsnittlig flyhøyde	2100
Plattform	L503
Totale flylinjer	211
Takstareal	1833 km ²
Minimum punktdensitet (pkt/m ²)	5 pkt/m ²
Skannervinkel	40
Pulsfrekvens	669000
Scannerfrekvens	230

2.4.1 Høydenormalisering

Det ble generert en digital terrengmodell (DTM) ved hjelp av funksjonen `grid_terrain` (TIN-algoritme). Algoritmen filtrerer vekk ekko som ikke treffer bakken, og resulterer i en nøyaktig representasjon av terrengoverflaten.

2.4.2 Forklaringsvariabler

Formålet med analysene av laserdataen er å predikere de skoglige parametrene som ble beregnet fra feltdata (se Tabell 1), ved hjelp av egenskaper hentet fra laserdataene. Til dette ble funksjonen `stdmetricsNOR` fra R-pakken *lidR* benyttet for å beregne statistiske variabler per celle. Denne funksjonen kalkulerer en rekke parametre basert på høydeverdiene (z-verdiene) til laserpunktene innenfor hver piksel, blant annet høydeprosentil (andel punkter over gitte høyder), tetthetsvariabler, gjennomsnittshøyde, standardavvik og variasjonskoeffisienter. Slike laser-deriverte variabler utgjør grunnlaget for å predikere de skoglige parametrene som senere skal brukes til å vurdere egnethet.

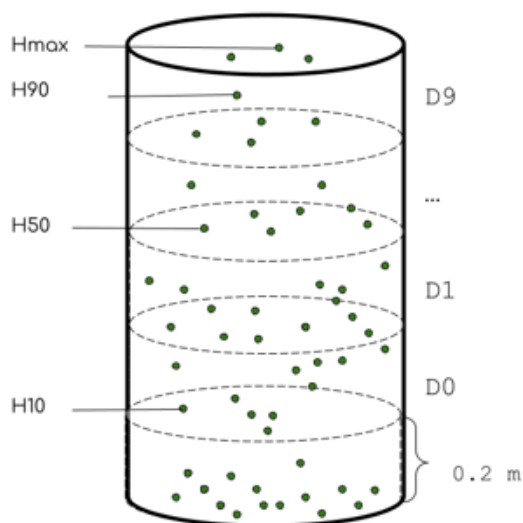
For hver prøveflate ble en tilsvarende del av laserdataene klippet ut, slik at disse kunne sammenlignes direkte med feltbaserte referansedata. Dermed kunne man estimere hvor nøyaktig de ulike skoglige parametrene ble predikert.

2.4.3 Høyde- og tetthetsvariabler

Blant forklaringsvariablene var høyde- og tetthetsvariablene to sentrale grupper da de gir mange forklaringsvariabler. Høydevariablene omfattet ulike høydepercentiler (h10, h20, ... h90, h95), som angir høyden der en bestemt andel av laserreturene er lavere enn denne verdien. For eksempel representerer h10 høyden der 10 % av returpunktene er lavere enn h10, og 90 % av punktene er høyere. I tillegg ble maksimumshøyde og gjennomsnittshøyde inkludert som høydevariabler.

Både tetthetsvariablene og høydepercentilene beskriver den vertikale fordelingen av laserpunkter, men tetthetsvariablene kan også gi informasjon om tettheten av ekko i ulike sjikt av krona eller undervegetasjonen. Disse variablene beregnes som andelen laserpunkter som ligger over en gitt høydeterskel. For eksempel er variabelen D0 definert som andelen punkter over 2 meter. En slik terskel benyttes ofte for å fjerne støy fra bakkenivå. Terskelverdien er spesielt viktig ved beregning av høydeprosentiler, siden kun punkter over denne grensen tas med i analysen. Dette bidrar til at prosentilene i større

grad reflekterer den stående vegetasjonen, og ikke påvirkes av lav markvegetasjon eller ujevnheter i bakkemodellen (Næsset, 1997; Nilsson, 1996).



Figur 2: Illustrasjon av punktsky fra laserskanning delt i densitetsvariabler (D0–D9) til høyre og med markering av høydeprosentilene H10, H50, H90 og maksimal høyde (Hmax) til venstre.

Tabell 3: Oversikt og forklaring av de ulike forklaringsvariablene og responsvariablene som ble brukt i denne studien.

Forklaringsvariabler

	Beskrivelse
Hmean	Gjennomsnittlig høyde over bakken.
Hmax	Høyeste punkt i punktskyen.
Hsd	Standardavvik til høydefordelingen.
Hcv	Variasjonskoeffisienten til høydefordelingen.
Hkurt	Beskriver høydefordelingen av punktskyen.
Hskewness	Beskriver skjevheten i høydefordelingen.
H10 – H95	Høydepersentiler
D0 – D9	Densitetsvariabler

Responsvariabler

	Benevnning//beskrivelse
Grunnflate	m ² /ha // Total grunnflate på hektaren
Grunnflateveid middelhøyde	m // Høyden vektet på treets grunnflate
Max dbh	cm // Største målte dbh
Overhøyde	m // Gjennomsnittlig høyde på de 100 grøfste trærne pr. ha
Gjennomsnittshøyde	m // Gjennomsnittlig høyde på trærne
prosentandel krone	% // Prosentandelen med krone av treets høyde
q-ratio	Skalering 1-10 // Beskriver den gjennomsnittlige diameterfordelingen
Gini dbh	Skalering 0-1 // Beskriver variasjonen i dbh

2.4.4 Vegg-til-vegg

En heldekkende *wall-to-wall*-funksjon fra R-pakken *lidR* ble benyttet for å beregne skoglige parametere for hele studieområdet basert på lidar-data. Det ble generert et grid over området med ruteareal 250 m^2 , tilsvarende størrelsen på prøveflatene i felt. Deretter ble funksjonen *pixel_metrics* brukt til å beregne verdiene for alle de ønskede skogparametrene innenfor hver rute. Resultatet er kontinuerlige heldekkende overflater (kartlag) for hver av de predikerte skogvariablene. Denne vegg-til-vegg-kartleggingen gir en presis, storskala oversikt og danner et godt grunnlag for den videre vurderingen av egnethet.

2.5 Modellering av regresjonsmodeller

For å velge hvilke forklaringsvariabler som skulle inngå i regresjonsmodellen, ble metoden *best subset selection* benyttet. Metoden vurderer systematisk alle mulige kombinasjoner av forklaringsvariabler for å identifisere den modellen som forklarer størst andel av variansen i den aktuelle responsvariabelen. Modellvalget ble basert på Bayesian Information Criterion (BIC), der modellen med lavest BIC-verdi ble valgt. Dette bidrar til å unngå overkompliserte modeller, samtidig som man følger et statistisk robust vurderingskriterium (Burnham & Anderson, 2004).

Den valgte modellen ble deretter evaluert med hensyn på multikolinearitet ved å beregne *variance inflation factor* (VIF) for forklaringsvariablene. Det ble satt en øvre grense på $VIF = 5$ for å sikre uavhengighet mellom variablene (O'Brien, 2007). Hvis en kombinasjon av variabler ga VIF over 5, ble én av variablene fjernet for å oppnå akseptabel multikolinearitet. I tilfeller der en modell endte opp med bare én type variabel, for eksempel kun høydevariabler, ble det i tillegg inkludert en variabel av for eksempel tetthetsvariabel for å sikre at både høyde- og tetthetsinformasjon var representert.

2.5.1 Validering av regresjonsmodellene

Før modellen kunne tas i bruk til å utarbeide et kart med prediksjonene, måtte modellens ytelse etterprøves og valideres. Det er derfor gjennomført både en intern validering mot observerte feltdata og en ekstern kryssvalidering for å undersøke modellens generaliserbarhet.

Den interne valideringen ble utført ved å sammenligne modellens prediksjoner med observerte verdier i det samme datasettet som ble brukt til modellkalibrering. Dette ga en indikasjon på modellens evne til å gjenskape mønstre i treningsdataene. Modellens ytelse ble vurdert ved hjelp av statistiske mål som forklaringsgrad (R^2), root mean squared error (RMSE) og RMSE i prosent. Resultatene ble visualisert i predikert-mot-observert-

diagrammer og samlet brukt til å vurdere modellens nøyaktighet og egnethet for videre bruk i kartproduksjon.

Etter at best subset selection og VIF ble utført for å identifisere de beste kombinasjonene av forklaringsvariablene og for å forklare variasjonen i hver enkelt forklaringsvariabel, ble modellens styrke testet. Resultatene fra modellen ble validert både ved å beregne (RMSE) og ved å evaluere signifikansnivået (p-verdi) for hver koeffisient.

Tabell 3: Fremstilling av forklaringsvariablene som ble brukt i SUR-modellen for hver enkelt responsvariabel.

Regresjonsmodellene brukt i SUR-Modellen	
Grunnflate	~ D9 + H90
Grunnflateveid middelhøyde	~ Hmax + Hskewness
Overhøyde	~ D2 + Hmax + Hskewness
Middelhøyde	~ Hmax + Hskewness + H10
q-verdi	~ Hcv + Hmean
Max dbh	~ Hsd + Hskewness
Prosent kronehøyde	~ D8 + H90
Gini-koeffisient dbh	~ Hskewness + Hmean

2.6 SUR-modellering

I denne studien benyttes en *Seemingly Unrelated Regression* (SUR) modell (Henningsen & Hamann, 2008) valgt på bakgrunn av at det kunne være sammenheng mellom variabler på beregningscellenivå, samt behovet for å sikre konsistens mellom prediksjonene av flere skoglige responsvariabler. SUR-modellen muliggjør samtidig estimering av flere regresjonslikninger, hvor det antas at feilleddene fra de ulike responsvariablene er korrelerte. Ved å modellere disse samlet kan krysskorrelasjonen mellom feilleddene utnyttes, noe som kan redusere standardfeilen, gi mer presise og konsistente parameterestimer, samt forbedre prediksjonsnøyaktigheten sammenlignet med separat modellering av hver variabel (Heidari et al., 2017). Formelt kan SUR-modellen skrives som vist i formel 1.

Formel 1: Enkel fremstilling av SUR-Modellen.

$$\begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_m \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} X_1 & 0 & \dots & 0 \\ 0 & X_2 & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & X_m \end{pmatrix} \begin{pmatrix} \beta_1 \\ \beta_2 \\ \vdots \\ \beta_m \end{pmatrix} + \begin{pmatrix} \varepsilon_1 \\ \varepsilon_2 \\ \vdots \\ \varepsilon_m \end{pmatrix} = X\beta + \varepsilon.$$

Dette er en kompakt formulering av SUR-modellen som brukes i denne studien til å modellere flere regresjonsmodeller samtidig, der hver modell kan ha sin egen responsvariabel y_i , designmatrise X_i , koeffisientvektor β_i og feilledd ε_i , men hvor feilene kan være korrelert mellom ligningene.

2.6.1 Validering av SUR-modellen

Første ble modellens nøyaktighet vurdert ved å beregne RMSE på hele datasettet. For hver av de utvalgte responsvariablene ble avvikene mellom predikert verdi og observert (feltmålt) verdi beregnet, og disse avvikene inngikk i utregningen av RMSE.

Det ble også utført en kryssvalidering der ett og ett bestand ble holdt utenfor analysen av gangen, en “leave-one-out” metode. Dataene ble hver gang delt inn i et treningssett (de øvrige bestandene) og et testsett (det utelatte bestandet). SUR-modellen ble kalibrert på treningsdatasettet og deretter brukt til å predikere skogparametrene for testdatasettet. De predikerte verdiene for det utelatte bestandet ble lagret. Denne prosedyren ble gjentatt slik at hver av de 17 bestandene fikk rollen som testsett én gang. Til slutt ble det beregnet en RMSE basert på alle de akkumulerte testprediksjonene. Denne metoden gir en robust indikasjon på hvordan modellen vil prestere på nye, ukjente data, og reduserer risikoen for overtilpasning.

Kombinasjonen av disse to valideringsmetodene gir en indikasjon på hvor godt modellen klarer å generalisere på tvers av geografiske og strukturelle variasjoner i datasettet. Dersom resultatene er gode, styrker dette modellens robusthet og troverdighet. Dette er viktig for å kunne vurdere generaliseringsevnen til SUR-modellen i en slik studie (Ho et al., 2020).

2.7 Temakart

I en operativ forvaltningssammenheng vil det være nødvendig med romlig informasjon for å kunne ta presise og veloverveide beslutninger om skogbehandling. For å vurdere egnethet for bledningshogst på arealnivå, må man kunne kartlegge relevante skogegenskaper over store områder. I dette arbeidet er det demonstrert en slik tilnærming ved å produsere et tematisk kart som viser sannsynligheten for at skogen kan være egnet for bledningssystem.

2.7.1 Egnethetsklasser

Det ligger imidlertid betydelig usikkerhet i hvilke terskelverdier som bør benyttes for de ulike responsvariablene, særlig når disse skal vurderes i kombinasjon. Når flere strukturelle parametere skal vektas og tolkes samlet, øker tilsvarende kompleksiteten i vurderingen. For å håndtere dette er det brukt en flertrinns modelltilnærming, hvor det først ble generert heldekkende (vegg-til-vegg) prediksjoner av skoglige variabler basert på FLS. Deretter ble ulike metoder for å kombinere variablene til et egnethetskart testet ut.

Som et ledd i dette arbeidet ble et utvalg bestand brukt til kalibrering for å undersøke hvilke kombinasjoner av skogstruktur som typisk kjennetegner bestand som vurderes som egnet og uegnet for lukket hogst. Dette har dannet grunnlaget for de endelige verdiene brukt til utarbeidelse av kartet.

For å vurdere den strukturelle tilstanden i ulike deler av det predikerte området, ble det utviklet et poengsystem basert på terskelverdier for de skoglige parameterne. Hver av de åtte parameterne ble gitt en poengscore basert på sin verdi, og alle åtte bidro til en totalsum. Parameterne kan oppnå forskjellig score basert på deres viktighet i egnethetsvurderingen da det er enkelte parametere som kan ha større påvirkning på egnetheten enn andre (Brunner et al., 2021).

Scoren for parameterne varierer fra 0 (ugunstig) til 4 (gunstig), avhengig av parameterens verdi (Tabell 4). Etter at de individuelle verdiene er beregnet, summeres disse for å gi en totalscore for hver celle. Totalscoren gir et samlet uttrykk for områdets egnethet. Basert på denne summen klassifiseres cellene i egnethetskategoriene. Dette gir et visuelt og kvantitativt verktøy for å identifisere områder med god eller dårlig egnethet, og kan gjøre det enklere å lokalisere områder som kan ha de verdiene som må ligge til grunn for en slik forvaltning.

2.7.2 Tilpasninger av egnethetsanalysen

Etter å ha utformet poengsystemet ble det testet på bestand som var svært uegnet og egnet for å justere poengsystemet slik at det i best mulig grad skulle være representativt for virkeligheten.

I arbeidet med å finjustere modellen var målet å utvikle modellen slik at den med samme terskelverdier og poengsystem kunne klare å predikere begge bestandene best mulig opp mot virkeligheten. Det var utfordrende å finne en middelvei som predikerte godt for begge tilfellene, men et mer konservativt poengsystem (tabell 4) ble valgt som predikerte veldig godt for ikke egnet (mange røde celler), og noe mindre godt for det som var egnet (en del grønne celler, men flest gule). I denne studien ble det valgt å underpredikere heller enn å overpredikere egnetheten. Dette begrunnes med at klassifiseringen «mulig egnet» er med

i analysen og kan fungere som en «ledetråd» i områder hvor lokale forhold kan gjør det egnet.

Tabell 4: Framstilling av terskelverdier og poengsetting basert på disse terskelverdiene for hver av de valgte responsvariablene.

Poengfordeling til de ulike responsvariablene		
Parametere	Terskelverdier	Score
Grunnflate	≤ 10	0
	11 - 20	1
	21 - 35	4
	36 - 41	1
	> 41	0
q-verdi	0-1 eller >3	0
	1 - 1.5 eller 2.5 - 3	1
	1.5 - 2.5	3
Overhøyde	≤ 8	0
	9 - 12	1
	13 - 22	3
	23 - 30	1
	> 30	0
Prosent krone	≤ 35	0
	36 - 55	3
	> 55	4
Gini dbh	≤ 0.20	0
	0.21 - 0.40	1
	> 40	4
Max dbh	< 20	0
	20 - 34	1
	≥ 35	3
Middelhøyde	< 10	0
	10 - 19	2
	≥ 20	1
Grunnflateveid middelhøyde	<10	0
	10 - 17	2
	>17	1

2.7.3 Utarbeidelse av temakart

Etter at prediksjonsresultatene fra SUR-modellen var generert i R, ble resultatene eksportert som rasterfiler i GeoTIFF-format og videre bearbeidet i QGIS for kartframstilling og romlig analyse. Hver celle i rasteret representerte en arealenhet på 250 m² og inneholdt en klassifisert totalverdi for egnethet til blødningshogst. Bearbeidingen i QGIS hadde som mål å redusere visuell og romlig støy, og sikre at kartet representerte sammenhengende arealer fremfor enkeltceller. Det ble derfor besluttet å fjerne celler som var klassifisert som "ikke egnet", for å fokusere på arealer som var klassifisert som "mulig egnet" og "egnet".

Som første trinn ble verktøyet *Sieve* (GDAL) brukt for å fjerne små og isolerte celler i rasteret. Terskelverdien ble satt til tre piksler, noe som førte til at alle sammenhengende grupper med færre enn tre celler ble fjernet. Dette bidro til å eliminere punktvis støy og små arealer som ikke representerte romlig signifikante enheter.

Deretter ble rasterlaget konvertert til polygoner ved hjelp av verktøyet *Polygonize (Raster to Vector)*. Verdiene fra rasteret ble overført til et attributfelt i polygonlaget, som deretter ble brukt både til fargelegging og videre analyse.

Da takstområdet inkludert bebygde områder og tekniske anlegg som telefonstolper og lavspentlinjer, ble det observert at enkelte celler lå i disse områdene. For å rydde opp ble det tegnet et polygon som omfattet hele takstområdet. Samtidig ble AR50 arealressurskart (NIBIO, 2025) for Akershus og Østfold lagt til i analysen. De to AR50-lagene ble klippet til takstområdets polygon med *Clip*-funksjonen i QGIS, og deretter slått sammen til ett samlet AR50-kart for takstområdet.

Skogsområdene i det sammenslåtte AR50-kartet ble brukt som grunnlag for videre bearbeiding, og alle celler klassifisert som "mulig egnet" eller "egnet" som lå utenfor disse områdene, ble fjernet fra analysen. Dette var avgjørende for å kunne gi en presis beregning av andelen klassifiserte arealer i forhold til totalt skogareal innenfor takst området.

2.8 Bruk av KI

I denne oppgaven har kunstig intelligens (KI), i form av ChatGPT, blitt brukt til språkvask av egenkomponerte tekster, samt til hjelp med å tolke feilmeldinger og forbedre koder i R. I tillegg har det tidvis vært benyttet som støtte ved arbeidsprosesser i QGIS.

3. Resultater

3.1 Regresjonsmodeller

Resultatene fra regresjonsmodellene viser varierende prediksjonsnøyaktighet avhengig av variabelen som modelleres. For å evaluere modellene ble, MAE (Mean Absolute Error), RMSE og RMSE i prosent (RMSE %) beregnet for hver enkelt variabel gjennom kryssvalidering. En oversikt over resultatene er gitt i tabell 5.

Tabell 5: RMSE, MAE og RMSE (%) for regresjonsmodellene som ble laget for de respektive variablene som senere ble brukt i SUR-Modellen.

Variabel	RMSE	MAE	RMSE (%)
Grunnflate (m ² /ha)	12	9.43	46.84
Grunnflateveid middelshøyde (m)	2.21	1.59	10.28
Overhøyde (m)	2.58	1.77	10.33
Middelshøyde (m)	2.57	1.91	14.65
q-verdi	1.84	1.31	78.97
Max dbh (cm)	9.38	6.45	23.92
Prosent kronehøyde (%)	10.27	7.39	23.33
Gini dbh	0.046	0.035	33.04

Disse resultatene indikerer at enkelte variabler, som grunnflateveid middelshøyde og overhøyde, predikeres med relativt lav feilmargen, mens eksempelvis q-verdi og gini-koeffisienten av DBH viser høyere relative feil.

Kryssvalideringen av regresjonsmodellene viser at modellen presterer best for høydevariablene, grunnflateveid middelshøyde, overhøyde og middelshøyde, alle med en RMSE-prosent under 15 %. For variabler relatert til diameterfordeling og ulikhet, som q-verdi og gini-koeffisienten til DBH, er nøyaktigheten lavere, noe som kan indikere at disse variablene er vanskeligere å modellere med de tilgjengelige prediktorene.

Regresjonsmodellene som inngår i SUR-modellen viser gjennomgående høy forklaringsgrad, med justerte R^2 -verdier fra 0,24 til 0,78, noe som indikerer at modellene i stor grad klarer å forklare variasjonen i datasettet. Særlig modellene for grunnflateveid middelshøyde, overhøyde og middelshøyde har høy forklaringsgrad (adj. $R^2 > 0,75$), noe som tyder på at de utvalgte forklaringsvariablene i stor grad fanger opp variasjonen i de skoglige parametrene. For de øvrige modellene er R^2 -nivåene moderate, men de anses likevel som verdifulle innenfor en multivariat modellstruktur, der de avhengige variablene estimeres simultant og det foreligger korrelasjon mellom feilleddene. De fleste forklaringsvariablene har svært lave p-verdier ($p < 0,001$), noe som indikerer statistisk robuste sammenhenger. Enkelte variabler, som H90 i modeller for grunnflate og

kronehøydeandel, har høyere p-verdier, men er inkludert på bakgrunn av faglig relevans og potensielt positiv effekt på den samlede SUR-modellens struktur og prediktive egenskaper.

Tabell 6: Oversikt over R2 og justert R2 for regresjonsmodellene og P-verdi for hver av forklaringsvariablene. Signifikansnivå: *** $p < 0.001$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$.

Regresjonsmodell	R2	Adj R2	Forklaringsvariabler
Grunnflate	0.354	0.339	D9*** H90
Grunnflateveid middelhøyde	0.801	0.796	Hmax*** Hskewness***
Overhøyde	0.765	0.757	D2*** Hmax*** Hskewness*
Middelhøyde	0.781	0.776	Hmax*** H10***
q-ratio	0.321	0.305	Hcv*** Hmean***
Max dbh	0.261	0.243	Hsd*** Hskewness***
Prosent krone	0.444	0.43	D8*** H90
Gini dbh	0.275	0.257	Hskewness*** H10***

3.2 SUR-Modellen

I tillegg til de separate regresjonsmodellene ble SUR-modellen estimert for å ta hensyn til mulige samvariasjoner mellom variablene og dermed forbedre prediksjonene. Modellen gir et mer helhetlig bilde av de skoglige strukturene, noe som er særlig relevant når strukturelle variabler, som for eksempel tetthet og diameterfordeling, ofte er nært knyttet sammen.

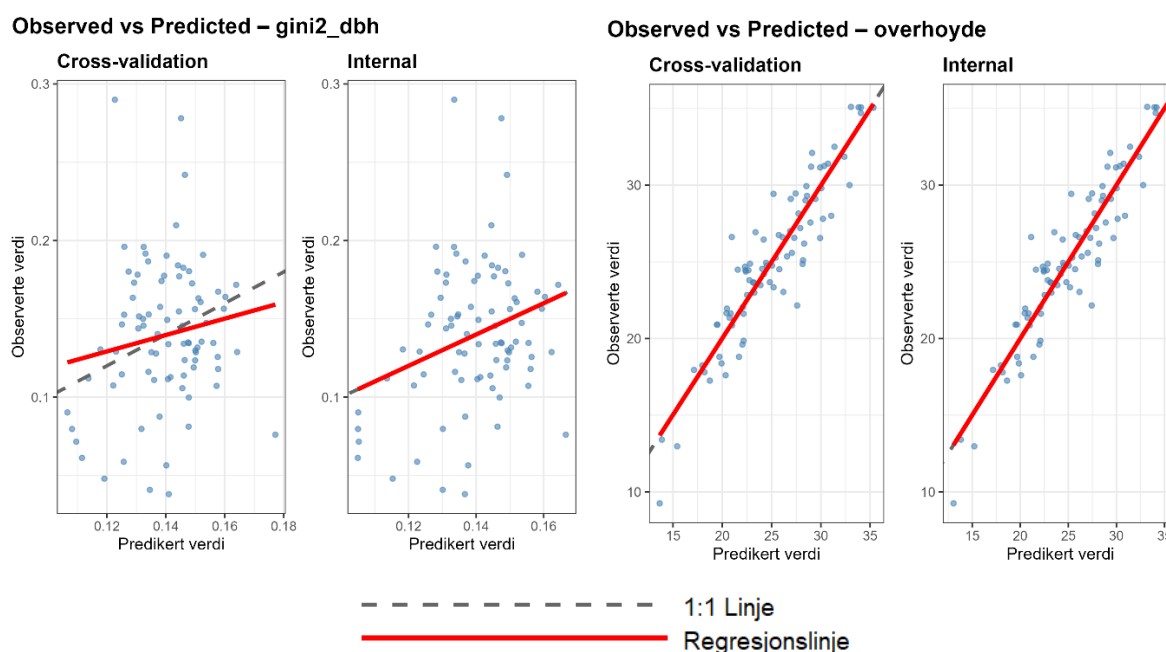
3.2.1 Validering av SUR-modellen

SUR-modellen ble validert med en leave-one-out-kryssvalidering, der modellen ble trent på alle bestand unntatt étt og deretter brukt til å predikere for den utelatte bestanden. Denne prosedyren ble gjentatt for samtlige bestander.

Feilmålene RMSE, MAE og RMSE i prosent for SUR-Modellen er vist i tabell 7:

Tabell 7: RMSE, MAE og RMSE (%) for prediksjonen av de skoglige parameterne i SUR-Modellen.

Variabel	RMSE	MAE	RMSE (%)
Grunnflate (m2/ha)	12.79	10.15	49.92
Grunnflateveid	2.22	1.59	10.33
middel høyde (m)	2.66	1.86	10.65
Middel høyde (m)	2.74	2.12	15.63
q-verdi	1.9	1.36	81.48
Max dbh (cm)	9.59	6.66	24.46
Prosent krone høyde (%)	10.49	7.44	23.81
Gini dbh	0.048	0.037	34.39



Figur 3: Sammenligning av observerte og predikerte verdier fra SUR-modellen for overhøyde og gini dbh. Venstre kolonne viser resultater fra kryssvalidering (leave-one-stand-out), og høyre kolonne viser intern validering.

Resultatene i tabell 7 og figur 3 viser at modellen for Gini-koeffisienten for brysthøydiameter har svært lav forklaringsgrad. Dette underbygges av en relativ høy RMSE på 34,4 %, noe som indikerer betydelig prediksjonsusikkerhet. Tilsvarende svak ytelse ble også observert for q-verdi med en RMSE på 81,48 % og prosent krone høyde med en RMSE på 23,81 %, mens variabler som overhøyde, middel høyde og grunnflate hadde klart lavere feilmarginer for RMSE i sjiktet 10–16 %. Dette vises i figur 3 hvor Gini DBH og overhøyde er vist fram som eksempler. Dette tyder på at modellene har bedre ytelse for volumetriske og høyderelaterte parametre, sammenlignet med strukturmål og fordelingsbaserte indikatorer.

Ser man på resultatene fra SUR-modellen så samsvarer det i stor grad med de separate regresjonsmodellene. Feilmålene er gjennomgående på et samsvarende nivå for de fleste variablene. Det observeres imidlertid noe høyere RMSE og MAE for enkelte variabler, som for eksempel grunnflate. I tillegg vises en svak økning i relativ RMSE for variabler som allerede har høy prosentvis feil, som eksempel q-verdi.

Valideringen gir et robust estimat på modellens generaliseringsevne, da det i praksis simulerer bruk av modellen på ukjente bestand. Resultatene viser at SUR-modellen klarer å opprettholde en stabil ytelse på tvers av geografiske enheter.

3.2.2 SUR-prediksjoner

Prediksjonene fra SUR-modellen indikerer at modellen evner å reprodusere strukturmønstre i datasettet på en god måte. Sammenlignet med enkel lineær regresjon er forbedringen i prediksjonsnøyaktighet moderat, men SUR-modellen gir simultane prediksjoner av flere skoglige variabler ved å utnytte samvariasjonen mellom disse. Modellens prediksjonsnøyaktighet varierer betydelig mellom de ulike responsvariablene, med lav feil for eksempelvis grunnflateveid middelhøyde med en RMSE = 2.2, og RMSE% = 10.3 og middelhøyde på RMSE = 2.74, og RMSE% = 15.63, mens variabler som q-verdi og Gini-koeffisienten for DBH endte på RMSE% = 81.5 og RMSE% = 34.4 har langt høyere relative feil, noe som tyder på større usikkerhet i modellens estimater for disse.

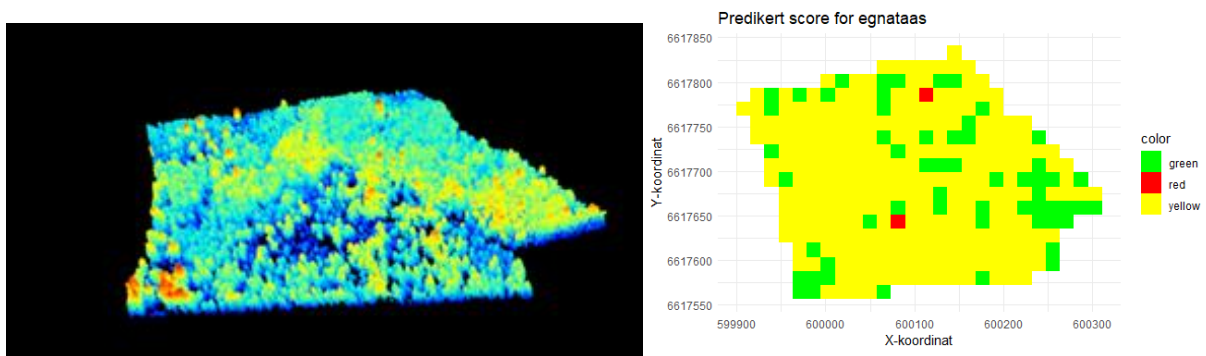
Majoriteten av forklaringsvariablene i modellen er statistisk signifikante ($p\text{-verdi} < 0.05$). Spesielt høydebaserte variabler som Hmax, Hskewness og Hmean fremstår som viktige på tvers av ligningene. Residualanalysen og sammenligningen mellom predikerte og observerte verdier viser generelt god tilpasning, men også variasjonen i presisjon mellom de ulike responsvariablene. Dette innebærer at enkelte delmodeller er mer presise og robuste enn andre, noe som bør vurderes ved praktisk bruk av prediksjonene.

3.3 Temakart

For å vurdere modellens evne til å skille mellom egnet og uegnet areal for lukket hogst, ble det etablert to testområder: ett med kjent egnet skogstruktur og ett med lavere egnethet. Terskelverdiene i scoringssystemet ble justert slik at det egnede området skulle klassifiseres med størst mulig andel grønt (egnet), mens det uegnede skulle klassifiseres med størst andel rødt (uegnet).

Resultatene viser at modellen i noe grad oppnår dette. I testområdet med egnet skog (figur 4), er majoriteten av cellene klassifiserte som «mulig egnet» (gul), men modellen fanger opp variasjoner i strukturen som også klassifiserer en del som egnet (grønn). Man kan også se et par celler klassifisert som «ikke egnet» (rød), men med tanke på cellestørrelsen er arealet lite sammenlignet med bestandsarealet og omkringliggende celler er i overtall.

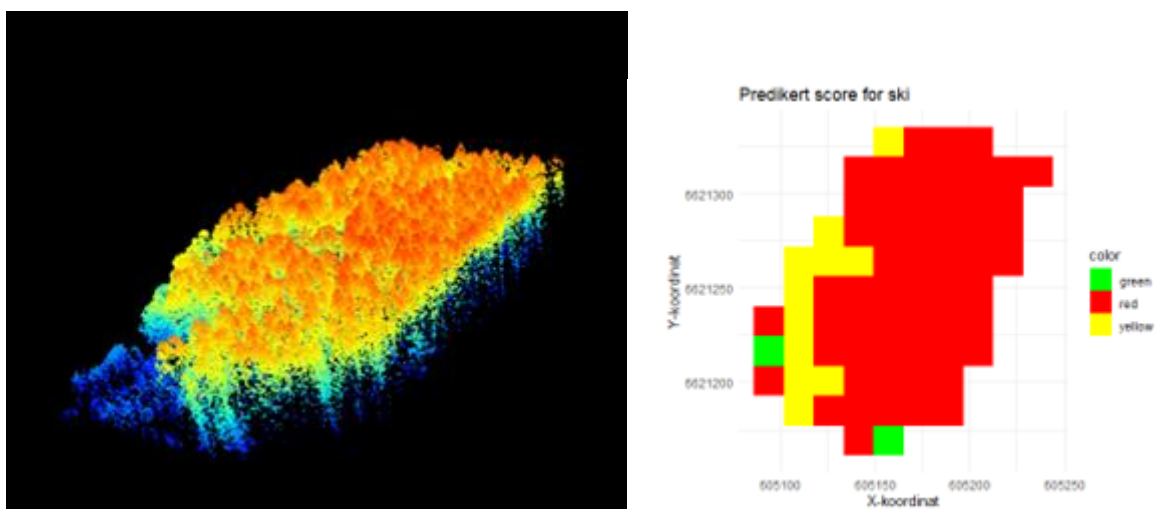
Punktskyen støtter denne klassifiseringen ved å vise et varierende bestand med stor romlig variasjon.



Figur 4: punktsky og egnethetskart fra et testområde som er å anse som egnet.

I det uegnede området (figur 5) tildeler modellen lav score til mesteparten av arealet. Prediksjonskartet viser en dominans av rødt, og punktskyen indikerer liten variasjon i kronehøyde og tetthet, noe som gjør området mindre egnet for bledningssystem. Enkelte celler i ytterkantene klassifiseres som mulig egnet eller egnet, noe som vitner om lokal variasjon, men som ikke påvirker den totale vurderingen av området basert på kartet.

Dette viser at modellen, med de valgte terskelverdiene, klarer å klassifisere ganske godt i de testede ytterpunktene. Den reagerer hensiktsmessig på strukturelle forskjeller i skogen, og bekrefter at poenggivning etter strukturelle skogparametere kan fungere som et operativt verktøy i skogbruksplanlegging. Som nevnt tidligere, kunne det blitt flere egnede celler i figur 4, men det påvirket figur 5 i større grad negativt enn det gjorde positivt for figur 4.

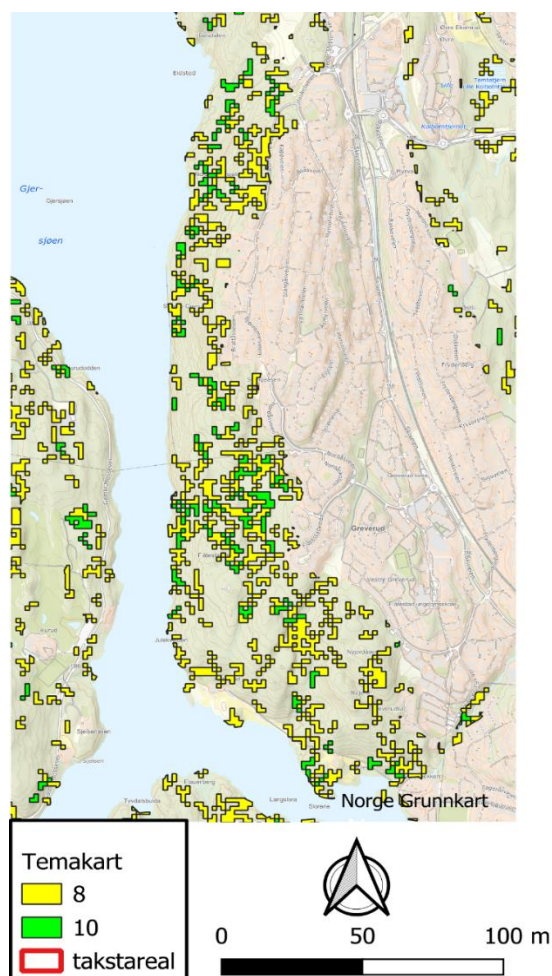


Figur 5: punktsky og egnethetskart fra et testområde som er å anse som uegnet.

3.4 Operasjonelt kart

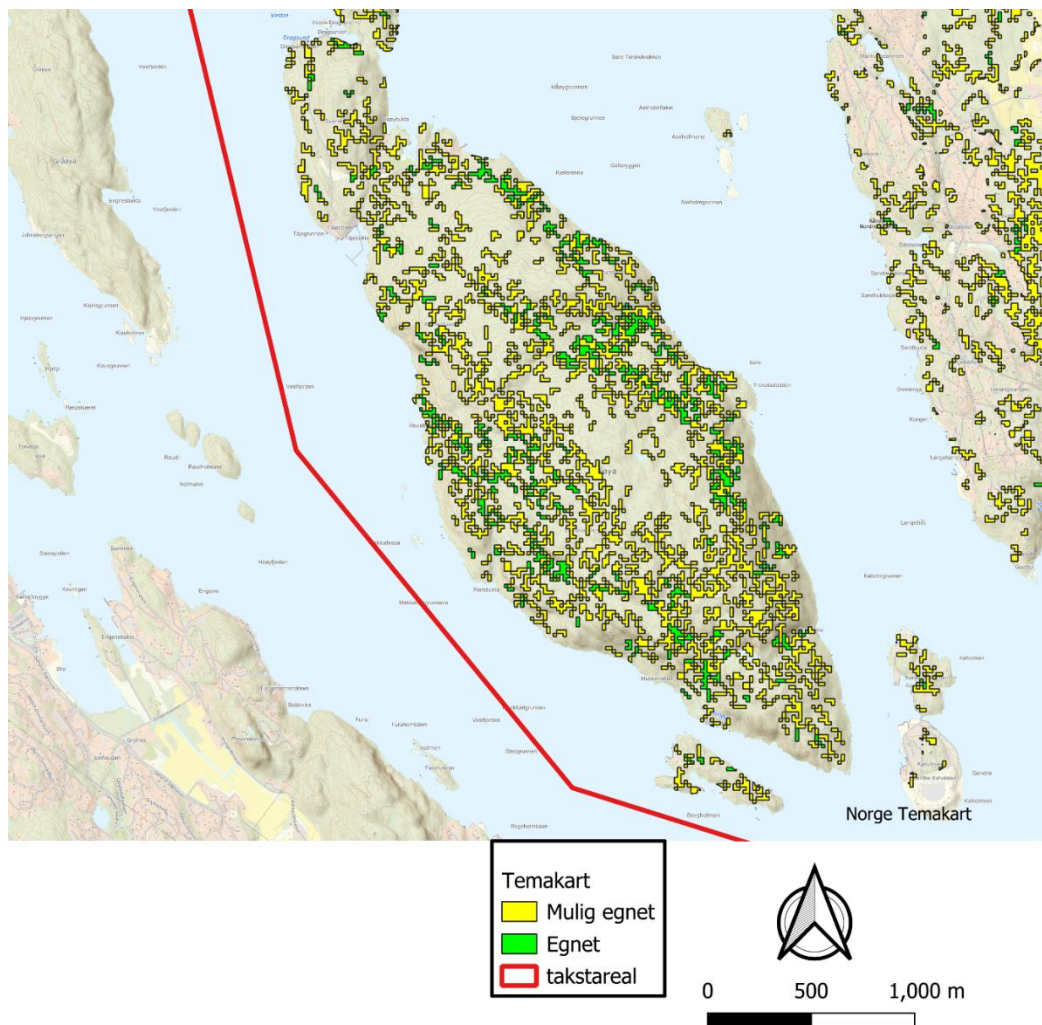
Basert på arealressurskartet AR50 ble det identifisert totalt 961 km² skogareal innenfor takstområdet. Av dette arealet ble 8 km², som tilsvarer litt i underkant av 1 %, klassifisert som direkte egnet for bledningssystem, mens 146 km² som tilsier omtrent 15 % ble vurdert som mulig egnet. Samlet utgjør de mulige egnede og egnede områdene altså 16 % samlet sett. Resultatene indikerer at en betydelig andel av skogen har potensial for bledningshogst, men at det arealet som vurderes som direkte egnet utgjør en relativt liten del.

I området vist i figur 6 fremkommer både egnede og mulig egnede områder som ligger nær bebyggelse. Slike områder vurderes som særlig gunstige for gjennomføring av blednings hogst med tanke på rekreasjonsverdi og nærfriluftsliv. Selv om det kan se fragmentert ut med «hull» mellom cellene, viser det at vesentlige områder kan være egnet. Slike områder hvor det kan være mulig med gjennomførelse av bledningssystem vil det være svært aktuelt med befaring og lokale vurderinger.



Figur 6: Kartutsnitt som viser et område vest for Greverud i nordre Follo hvor det er en del egnede og mulig egnede områder nært boligområder.

Ett område som skilte seg ut i takstomerådet var Håøya, hvor det var merkbart flere egnede og mulig egnede områder. Øya klassifiseres som totalt dekket av skog ifølge AR50 ressurskartet. Andelen egnede og mulig egnede områder utgjør henholdsvis 6.0 % og 25.6 % av øyas totale areal (31.6 % samlet sett). Dette utgjør en vesentlig større andel, sammenlignet med resultatene for hele takstomerådet samlet. Øya er også vernet på bakgrunn av sitt varierende skogsområde av barskog og deler bærer preg av urskog (Forskrift om Søndre Håøya naturreservat, 2002).



Figur 7: Kartutsnitt som viser Søndre Håøya naturreservat med overliggende egnethetskart.

4. Diskusjon

Studiens problemstilling var å undersøke hvorvidt det er mulig å predikere egnethet for bledningshogst ved hjelp av FLS. Studien fokuserer i hovedsak på å utvikle en prediksjonsmodell, men også på å etablere et temakart som kan anvendes operativt i skogforvaltningen.

Diskusjonen vil følge en kronologisk gjennomgang av de viktigste delene av analysen, fra datagrunnlag og modellutvikling til prediksjon og kartproduksjon. Hver del vil bli vurdert med utgangspunkt i både modellens ytelse og praktisk anvendbarhet. Det vil bli lagt vekt på hvordan modellen klarer å identifisere egnet og uegnet skog, og hvordan dette samsvarer med kjent feltkunnskap og visuelle data.

4.1 Forklaringsvariabler

Utvelgelsen av forklaringsvariablene startet med en best subset-analyse, hvor BIC ble benyttet som utvalgskriterium. Denne metoden vurderer alle mulige kombinasjoner av tilgjengelige forklaringsvariabler og identifiserer kombinasjonen som gir best balanse mellom forklaringsstyrke og modellkompleksitet. For å redusere risikoen for overtilpasning ble det i forkant satt en øvre grense på fire forklaringsvariabler per modell. Likevel gir ikke dette noen fullgod beskyttelse mot overtilpasning eller multikollinearitet.

Derfor ble det gjennomført en VIF-analyse for å avdekke og håndtere multikollinearitet. Forklaringsvariabler med høye VIF-verdier ble fjernet, og i noen tilfeller ble det lagt til én ekstra variabel dersom modellen ellers kun inneholdt én. I tillegg ble enkelte variabler manuelt inkludert til tross for manglende statistisk signifikans, når de ble vurdert som faglig og økologisk relevante. Disse grepene ble gjort for å sikre en logisk biologisk sammenheng og opprettholde meningsfull tolkning av modellen.

Det kan imidlertid ikke utelukkes at de manuelle justeringer kan ha påvirket modellens forklaringsgrad i negativ retning, eller at valgte variabler ikke er optimale i sine respektive modeller. Til tross for dette viser resultatene i tabell 6 at de fleste inkluderte forklaringsvariablene er signifikante.

Et unntak gjelder H90, som ikke fremstår som signifikant i modellene for grunnflate og kroneandel. Likevel ble variabelen beholdt, da den gir viktig informasjon om høyden på de største trærne og den vertikale strukturen i bestandet. I en SUR-modell kan slike strukturelle egenskaper bidra til økt samlet forklaringsgrad gjennom korrelasjoner mellom de avhengige variablene, selv om variabelen er svak isolert.

Tilnærmingen med best subset-modellering kombinert med manuelle justeringer forsøker å balansere statistisk presisjon med faglig skjønn. Selv om BIC gir objektive kriterier for modellutvalg, kan den straffe variabler med marginal, men relevant betydning.

Dette utgjør en svakhet i studien, ettersom modellering i skogbruk sjelden har én entydig løsning, og forståelse av økologiske sammenhenger er avgjørende (Burnham & Anderson, 2004).

4.2 Regresjonsmodellene

Det å kombinere prediksjoner av åtte skoglige parametere kan bidra til usikkerhet i klassifiseringen av egnethet, men samtidig er det å predikere egnetheten uten å være i felt en utfordring. Teorien sier mye om hva som skal ligge til grunn for en vellykket gjennomføring av, eller omstilling til bledning (Brunner et al., 2021; Rautio et al., 2025). I denne studien var hensikten å se på den tekniske løsningen på dette, uten å ta hensyn til driftsteknikk, skogeiers risikovillighet, entreprenørs kunnskap, økonomi, foryngelse ol. Gitt modellens evne til å predikere de skoglige parameterne med relativt god presisjon, anses det som mulig å etablere en pålitelig indikator for egnethet til lukkede hogstformer, herunder bledningshogst.

Regresjonsmodellene for de enkelte skoglige variablene viste betydelig variasjon i både RMSE og RMSE %. Dette kan ha en naturlig forklaring med framgangsmåten for hvordan regresjonsmodellene er utformet. En ting som kunne vært vurdert hadde vært å bruke ABA og ITD simultant i studien, de har forskjellige egenskaper og har dermed hver sine styrker og svakheter når det kommer til prediksjon (Leite et al., 2020). En annen naturlig forklaring er at enkelte skoglige variabler er sterkt korrelert med enkelte laservariabler enn andre. Eksempelvis vil variabler som overhøyde være sterkt korrelert med høydeprosentiler som H90 og H95. Det er derfor ikke så rart at skoglige variabler som har med høyde å gjøre har fått lavere RMSE enn de andre skoglige variablene. Dette kommer tydelig til uttrykk i resultatene fra regresjonsmodellene, der både grunnflateveid middelhøyde og overhøyde er predikert med høy nøyaktighet. Kronehøyde, Gini-koeffisienten for DBH og middelhøyde viser en mer moderat prediksjonspresisjon, mens modellene for grunnflate og q-verdi presterer med lav nøyaktighet.

Den høye relative RMSE for q-verdi (78 %) og grunnflate (46 %) illustrerer den lave prediksjonspresisjonen for disse variablene, noe som trolig kan tilskrives flere underliggende faktorer. Når det gjelder q-verdi, var det flere flater der diameterspredningen var for begrenset til at q-verdien kunne beregnet i henhold til de fire klassene som planlagt. Dette viser til at en betydelig andel av flatene bestod av ensjiktet skog med lav variasjon i diameterfordeling. Som nevnt tidligere ble da klassene justert opp fra 10- til 15 cm-klasser for å kunne beholde flest mulig prøveflater i studien. Dette betyr at enkelte beregninger ble gjort basert på fire klasser og enkelte på tre klasser. I hvor stor grad dette påvirket prediksjonsevnen er enda usikkert, men det er viktig å understreke dette som en mulig feilkilde. Predikering av grunnflate med FLS-data kan være utfordrende, ettersom det kan være betydelig variasjon i grunnflate selv blant trær med lik høyde. Dette gjelder særlig i områder med tett kronedekke og flersjiktet skogstruktur med

stor vertikal variasjon, hvor få pulser treffer stammen, og høyde alene ikke gir tilstrekkelig informasjon om diameter (Nelson et al., 1997). Selv om grunnflaten i dette tilfellet er beregnet med klaving og dermed antas å være svært nøyaktig målt, kan datagrunnlaget fortsatt forårsake dårlige prediksjoner dersom det er svak sammenheng mellom laserdata og faktisk grunnflate på prøveflatene. Størrelsen på prøveflatene kan også ha hatt en viss betydning. Selv om selve flatestørrelsen trolig har begrenset effekt, kan tilfeldige variasjoner få større gjennomslag på små flater, noe som kan påvirke modellens ytelse og bidra til høyere RMSE-verdier (Mauya et al., 2015).

På bakgrunn av varierende resultater for diameterrelaterte variabler kunne det vært aktuelt å vurdere alternative metoder for å predikere diameterfordeling mer direkte. Tradisjonelt har ITD vist høy presisjon i slike analyser, spesielt for grove trær og bestand med åpen struktur (Xu et al., 2014). Samtidig har tidligere studier, som Kankare et al. (2015), vist at ITD kan ha redusert nøyaktighet i tette og flersjiktete bestand, hvor kroneoverlapp begrenser deteksjonen av små trær. I tillegg finnes det etablerte metoder for å predikere diameterfordeling basert på ABA, for eksempel ved hjelp av persentilmodeller (Bollandsås & Næsset, 2007). I denne studien ble det likevel valgt å bruke q-verdi som et enkelt og tolkbart mål på diameterstruktur, med tanke på modellens operasjonelle anvendbarhet i skogbruksplanlegging. En videre utvidelse kunne inkludere testing av ABA-baserte fordelingsmodeller for å sammenligne prediksjonsnøyaktigheten direkte.

4.3 SUR-Modell

Et sentralt metodisk valg i denne studien har vært å benytte SUR-Modellen for å predikere strukturelle skogparametere, som deretter inngår i en scorebasert vurdering av områdets egnethet for bledningshogst. Denne fremgangsmåten gir flere fordeler. For det første bygger den på biologisk og skogfaglig forståelse av hvilke variabler som er relevante for strukturell vurdering, slik som grunnflate, høydeparametere, q-verdi og Gini-koeffisient. For det andre gir SUR-modellen mulighet til å modellere flere avhengige variabler samtidig, og dermed ta høyde for kovarians mellom strukturelle trekk (Zellner, 1962). På den andre siden stiller modellen strengere krav til datagrunnlaget, og usikkerheten kan bli høy dersom enkelte variabler er vanskelig å modellere nøyaktig.

Det er ikke nødvendigvis slik at SUR-modellens ytelse øker proporsjonalt med antall inkluderte regresjonsmodeller. Likevel, gitt at modellens formål er å estimere flere regresjonsligninger samtidig, kan det antas at dens prediktive evne ikke svekkes som følge av modellantallet i denne studien (Peremans & Van Aelst, 2018). Dette indikerer at bruken av åtte regresjonsmodeller, slik det er gjort i denne studien, ikke har en negativ innvirkning på modellens resultater. Det er viktig å presisere at dette ikke gjelder utelukkende for SUR-modellen, men er relevant i alle sammenhenger der flere responsvariabler inkluderes i en modellstruktur. Derfor bør valg av responsvariabler balanseres mellom praktisk relevans

for forvaltningsbeslutninger om lukket hogst og den prediktive usikkerheten de tilfører modellsystemet. Derfor bør valg av responsvariabler balanseres mellom praktisk relevans for forvaltningsbeslutninger om lukket hogst og den prediktive usikkerheten de tilfører modellsystemet.

Gini-koeffisienten har tidligere blitt brukt som en indikator på strukturell kompleksitet og konkurranseforhold mellom trær (Weiner & Thomas, 1986). Fordelen med å inkludere gini-koeffisienten i SUR-modellen er at den tilfører informasjon om bestandets interne struktur, som ellers ikke fanges opp av gjennomsnittlige størrelsesparametere isolert. Resultatene fra denne studien viste imidlertid at modellen hadde begrenset prediktiv presisjon for denne variabelen, med en RMSE på 0.048 ved kryssvalidering. Dette indikerer at modellen kun delvis klarer å forklare variasjonen i Gini-koeffisienten basert på de høydebaserte forklaringsvariablene som ble benyttet. Et mulig forklaringsproblem ligger i at variabelen i seg selv har lav varians og et smalt verdiintervall, noe som gjør den krevende å modellere presist. I tillegg er Gini-koeffisienten et aggregerende, og ikke-lineært mål, som kan være følsom for tilfeldige variasjoner i datasettet (Bendel et al., 1989). Det kan dermed stilles spørsmål ved om variabelen burde vært utelatt fra SUR-modellen, siden det også viste seg utfordrende å oppnå en tilfredsstillende modell for Gini som separat responsvariabel, selv med enklere statistiske metoder.

Selv om forbedringen i prediksjonsnøyaktighet er moderat, er SUR-modellens evne til å sikre konsistens mellom prediksjonene trolig viktigere enn presisjonen til enkeltmodellene. Dette er særlig relevant når responsvariablene er korrelerte og har ulik individuell forklaringskraft.

Denne egenskapen gjør SUR spesielt nyttig i operasjonelle sammenhenger hvor flere skogparametere må vurderes parallelt, for eksempel i forvaltnings- og planleggingsverktøy der intern konsistens mellom variablene er avgjørende. Analysene viser at modellen har varierende prediksjonsnøyaktighet for de ulike responsvariablene. Variabler som grunnflateveid middelhøyde og middelhøyde, har relativt lave feilmarginer med RMSE % på henholdsvis 10.33 og 15.63. På den andre siden har Gini-koeffisienten for DBH og q-verdi betydelig høyere relative RMSE % på henholdsvis 34.39 og 81.48, noe som tyder på lavere presisjon for disse.

En gjennomgang av modellresultatene viser at majoriteten av forklaringsvariablene er statistisk signifikante med p-verdier under 0,05, noe som underbygger deres bidrag til modellens forklaringsgrad. Blant disse fremstår høydebaserte variabler som Hmax, Hskewness og Hmean som gjennomgående viktige i de ulike ligningene. Dette bekrefter deres relevans i vurderingen av skogens strukturelle forhold og potensiale for bledningssystemet.

Residualanalysen og sammenligningen mellom predikerte og observerte verdier viser generelt god modelltilpasning for flere av variablene. Samtidig avdekkes det variasjon i presisjon, noe som bør tas i betraktning ved praktisk bruk. Enkelte delmodeller kan være

mer robuste og presise enn andre, og det anbefales derfor å vurdere usikkerhet knyttet til hver prediksjon individuelt ved bruk av modellen i beslutningsstøtteverktøy.

4.4 Klassifisering

Poengsystemet, som ble introdusert i metodekapittelet (2.7.1), har vist seg å være en praktisk tilnærming for å vurdere egnethet for blodningshogst. Det gir en enkel og formidlingsvennlig struktur som kan være nyttig i dialog med skogforvaltere og skogeiere. Blant fordelene ved denne tilnærmingen er at det kan fungere som et raskt «første filter», der svært ugunstige parametere fører til lite eller ingen poeng, og dermed raskt ekskluderer områdene som er minst egnede for blodning. Det er også mulig å få innblikk i poenggivningen slik at man kan se akkurat hvilke terskler og variabler som påvirker klassifiseringen. Denne tilnærmingen gjør det mulig å justere terskelverdiene i tråd med ny empirisk kunnskap, dersom disse viser seg å være for strenge, for milde, eller dersom lokale forhold tilsier behov for tilpasning. Systemet gir dermed en viss fleksibilitet som kan være verdifull i en forvaltningskontekst.

En utfordring med modellen er imidlertid at klassifiseringen i kategoriene egnet, mulig egnet og ikke egnet kan fremstå som rigid. Bestand som befinner seg like under en definert terskel kan få en betydelig lavere samlet poengsum, til tross for at de i praksis kan ligge nær et grensetilfelle med hensyn til egnethet. Dette kan føre til at nyanser i skogstruktur og lokal tilpasning ikke fanges opp i tilstrekkelig grad. Små avvik eller målefeil kan da få stor innvirkning på klassifiseringen. I tillegg kan tersklene være vanskelige å fastsette objektivt, særlig i skogtyper med høy kompleksitet. Systemet forutsetter også at de enkelte skogparametrene estimeres med rimelig presisjon, ettersom prediksjonsfeil kan føre til at celler klassifiseres over eller under kritiske terskelverdier. Summen av poeng reflekterer ikke nødvendigvis interaksjoner mellom variablene, en celle kan for eksempel ha lav grunnflate, men samtidig en svært gunstig diameterfordeling. Slike kombinasjoner fanges ikke alltid opp når hver parameter vurderes isolert.

Denne fremgangsmåten gir en rask, operasjonell metode for å skille mellom ulike områder på et overordnet nivå, og gjør det enklere å peke ut de antakelig mest egnede områdene for nærmere feltbefaring eller videre analyse. Samtidig finnes det alternative tilnærminger som potensielt kan være mer presise, særlig i predikasjon av mer binære beslutninger som egnet/uegnet. En alternativ tilnærming er å benytte klassifikasjonsbasert maskinlæring, som for eksempel Random Forest eller XGBoost, der modellen ikke predikerer strukturelle parametere, men i stedet estimerer egnethet direkte basert på et treningsdatasett med forhåndsklassifiserte bestand som enten egnet eller uegnet. Et mulig alternativ for å kombinere en av disse maskinlæringsmetodene med SUR-modellen, er å benytte de strukturelle parametrene predikert av SUR-modellen som inputvariabler i maskinlæringsmodellen. Slik kunne man utnyttet den biologiske og

økologiske tolkbarheten fra SUR-modellen samtidig kan det potensielt kan gi høyere prediksjonskraften.

Denne metoden har fordelen av å kunne fange ikke-lineære sammenhenger og komplekse interaksjoner uten eksplisitt modellstruktur, og gir umiddelbar prediksjon av beslutningsklasser. Ulempen er at det kreves et betydelig datagrunnlag av forhåndsmerkede bestand for å trene modellen pålitelig, og at forklarbarheten ofte reduseres i forhold til regresjonsbaserte metoder (Breiman, 2001). Når en slik modell først er etablert, kan den imidlertid redusere behovet for videre feltbasert merking, samtidig som den gir et faglig fundert grunnlag for maskinlæringens beslutningsprosesser. Det skal nevnes at denne tilnærmingen med slike «enkle» avgrensninger som egnet, mulig egnet og uegnet kanskje kan anses for å være for enkle og at slike avgjørelser ikke kan tas uten en større vurdering av helhetlige avgjørelser knyttet til kunnskap og risikovurdering (Brunner et al., 2021).

Derfor avhenger metodevalget av formålet med analysen og de praktiske rammene rundt prosjektet. Siden hovedmålet er å skille mellom egnede og uegnede områder på overordnet nivå, var metoden et godt kompromiss av presisjon og effektivitet. Derimot kan dette ha gått på bekostning av nøyaktigheten på estimater for diameterfordeling og strukturelle forskjeller. Det kan derfor argumenteres for at en kombinasjon av ABA og ITD vil være hensiktsmessig, for eksempel ved å anvende ABA for storskala prediksjon og ITD i utvalgte områder der høyere detaljnivå er nødvendig. En slik tilnærming kan bidra til en hensiktsmessig avveining mellom prediksjonsnøyaktighet og ressursbruk i operasjonell skogkartlegging.

Sammenligner man resultatene fra denne studien med NIBIO sin rapport (Granhus et al., 2025), hvor rundt 36 % av barskogen i hogstklasse 4 og 5 ble vurdert som potensielt egnet for lukket hogst, fremstår andelen som klassifiseres som direkte egnet i denne studien som svært lav. Forskjellen mellom totalpotensialet i rapporten på 36 % og de egnede arealene i denne studien kan forklares med at metodikken i denne studien var relativt streng, med faste terskler for flere skogstrukturelle parametere. Rapporten baserer seg på prøveflatedata fra Landskogtakseringen, som representerer et landsomfattende utvalg og dermed dekker et langt større geografisk område enn denne studien. Dette kan spille inn på resultatene da den dekker flere områder og kan plukke geografiske områder som generelt er mer egnet. I tillegg åpner kategorien "mulig egnet" for at en større andel areal inkluderes, noe som gjør at rapporten og studien er noe nærere i areal. Det understrekes også i rapporten at kriteriene som er brukt er forholdsvis grove, og at en lokal vurdering alltid må utføres for å bekrefte egnetheten. Økonomiske forhold, skogeiers kompetanse og motivasjon vil ha stor betydning for om lukket hogst faktisk kan gjennomføres i praksis. Rapporten omfatter et bredt spekter av lukkede hogstformer, inkludert selektive hogster (bledning), skjermstillingshogst og gruppehogst. Disse hogstformene stiller ulike krav til skogstruktur og andre forutsetninger for å kunne klassifiseres som egnet. Dette medfører

et større handlingsrom og en bredere definisjon av hva som anses som egnet areal for lukket hogst.

I vurderingen av hvorvidt Håøya burde inkluderes i studien, ble det oppdaget en større andel egnede og mulig egnede celler enn normalt. Ettersom det var en øy, ble den nesten vurdert å fjerne fra studien da det ble antatt at hogst der ute aldri ville være aktuelt. Det faktum at en stor andel av Håøya ble klassifisert som egnet og mulig egnet viser til en iboende relevans for modellen og kartet som er utviklet i denne studien. Dette førte til ytterligere undersøkelser av øya. Det viste seg at den var vernet allerede i 2002 med bakgrunn: «*Av spesielle kvaliteter kan nevnes at deler av området har urskognær karakter, at området har stor variasjon og kontraster fra nøysomme til svært rike vegetasjonstyper*» (Forskrift om Søndre Håøya naturreservat, 2002). Dette må sies å være et vesentlig resultat i studien. Det at kartet, underbygd av modellen, kunne vise til områder med en særs naturlig skogdynamikk og naturlignende suksesjon tyder på at modellen plukker opp variasjon i skogen. Dette området og vernet av det var ikke kjent for forfatter før resultatene i denne studien.

4.5 Brukervennligheten

Resultatene kan vurderes som nyttige på operasjonelt nivå, da de gir en indikasjon på hvor det kan finnes skog som kan egne seg for bledningssystem. Et slikt verktøy kan bidra til en mer effektiv ressursutnyttelse i skogforvaltningen ved å muliggjøre prioritering av feltbefaringer og videre undersøkelser til områder identifisert gjennom kartbasert analyse. Selv om modellresultatene ikke kan erstatte feltmessige vurderinger, gir de et godt grunnlag for å redusere omfanget av feltarbeid og for å identifisere områder med høyt potensial tidlig i planleggingsprosessen. Et slikt verktøy skulle også kunne hjelpe skogeiere å få øynene opp for mulige områder å gjennomføre bledingshogst på.

Kartet som ble utviklet gjennom bearbeidingen i QGIS fremstår som i hovedsak operasjonelt anvendbart. Kartet visualiserer ansamlinger av egnede og mulig egnede områder på en måte som gjør det intuitivt å bruke i planlegging. Likevel må det understrekes at operasjonell bruk krever mer enn bare kartframstilling, kartet må også tolkes basert på lokale forhold, eiendomsstruktur og aktuelle driftsforhold. Kartet tar ikke utgangspunkt i bestandsgrenser, ettersom hogstbeslutninger i dette tilfellet antas å være basert på andre ytre parametere enn tradisjonelle bestandsinndelinger. Siden kartet er basert på prediktiv modellering, vil det alltid finnes usikkerheter knyttet til nøyaktigheten av klassifiseringen på enkeltcelle-nivå. For at kartet skal kunne benyttes operasjonelt, må det fungere som et beslutningsstøttene verktøy i kombinasjon med stedegne vurderinger og feltbefaringer, og ikke oppfattes som en objektiv fasit for egnethet.

Valget om å bruke Sieve-verktøyet med en terskel på tre celler som tilsvarer et areal på til sammen 750 m² var en viktig metodisk beslutning for å forbedre kartets operasjonelle

verdi. Uten denne prosesseringen ville kartet ha vært preget av et betydelig antall små, isolerte celler som kunne fremstå som "støy" både visuelt og romlig. Ved å fjerne sammenhengende grupper mindre enn tre celler ble kartbildet ryddigere, mer sammenhengende og lettere å tolke. Dette reflekterer også praktiske realiteter i skogbruket, hvor svært små arealer sjelden vil bli behandlet isolert. Samtidig innebærer dette et kompromiss hvor enkelte mindre, men reelt egnede områder kan ha blitt fjernet i prosessen. Dette understreker viktigheten av å velge en terskel som balanserer behovet for å redusere støy mot behovet for å bevare relevant informasjon.

Temakartet vil ofte vise et fragmentert bilde hvor det naturligvis vil forekomme «hull» i ellers større områder med eksempelvis mye «mulig egnede» slik som sees i figur 6 og 7. Dette viser til potensiale, men må naturligvis befares i felt og mer lokale vurderinger må gjøres for å ta nærmere beslutninger rundt gjennomføring av blednings hogst. Med dette kan man se på de grønne cellene som en forsterkning til de gule, hvor det er områder med mye «mulig egnet» og noen «egnede» celler kan det forsterke de «mulig egnede» områdene.

En potensiell feilkilde som bør tas i betraktning, er ujevn forekomst av skogsbilveier og annen infrastruktur. Dette har sitt utspring i at datagrunnlaget for disse elementene er ikke nødvendigvis fullstendig representert i AR50-kartdataene. Dette kan føre til at enkelte celler, som i analysen fremstår som egnede eller mulig egnede, kan overlappe skogsbilveier. En slik feilkilde kan påvirke påliteligheten av kartet, særlig i områder med høy tetthet av skogsbilveier. Likevel er det vurdert å ikke være en betydelig feilkilde i denne studien. For å redusere denne feilkilden i fremtidige analyser, bør det vurderes å supplere arealressurskartene med nyere ortofoto, N50-kartverk, eller annen tilgjengelig infrastrukturdata. Alternativt kan en integrering av vegnettverk i modelleringen bidra til å maskere ut slike områder allerede i analysens tidlige faser.

5. Konklusjon

Studien har vist en fremgangsmåte for å identifisere egnede og mulig egnede områder for bledningshogst ved hjelp av FLS kombinert med den utviklede prediksjonsmodellen. Modellen evner å fange opp strukturell variasjon i skog, noe som er avgjørende for vurdering av egnethet for hogstformer som bledning. Kartframstillingen demonstrerer hvordan prediksjonene kan operasjonaliseres, og den strukturbaserte poengmodellen gir et transparent og tolkbart rammeverk for klassifisering av arealer. Selv om andelen av direkte egnede områder er relativt liten, viser analysene at en betydelig andel av skogarealet er mulig egnet, noe som kan indikere at det kan ha potensialet for bledningshogst.

For at kartet skal kunne brukes operasjonelt, må det imidlertid inngå som del av en helhetlig vurderingsprosess hvor feltarbeid, stedegne forhold og metodens begrensninger tas i betraktning. Kartet og analysen fungerer godt som et støtteverktøy for overordnet skogbruksplanlegging, men egnethetsklassifiseringen bør alltid suppleres med lokal kunnskap og verifisering i felt.

6. Referanseliste

- Artsdatabanken. (2021). *Hvor finnes de truede artene?* Artsdatabanken. Retrieved 07.05 from <https://artsdatabanken.no/rodlisteforarter2021/Resultater/Hvorfinnesdetrueteartene>
- Axelsson, P. (2000). DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN models. *International archives of photogrammetry and remote sensing*, 33(4), 110-117.
- Bianchi, S., Myllymaki, M., Siipilehto, J., Salminen, H., Hynynen, J., & Valkonen, S. (2020). Comparison of spatially and nonspatially explicit nonlinear mixed effects models for Norway spruce individual tree growth under single-tree selection. *Forests*, 11(12), 1338. <https://doi.org/10.3390/f11121338>
- Bílek, L., Remeš, J., Švec, O., & Zahradník, D. (2013). On the way to continuous cover forest at middle elevations-the question of forest structure and specific site characteristics. *Journal of forest science*, 59(10), 391-397.
- Bollandsås, O. M., & Næsset, E. (2007). Estimating percentile-based diameter distributions in uneven-sized Norway spruce stands using airborne laser scanner data. *Scandinavian journal of forest research*, 22(1), 33-47. <http://dx.doi.org/10.1080/02827580601138264>
- Brunner, A., Hanssen, K. H., & Granhus, A. (2021). Selektive hogster-en kunnskapssammenstilling. *MINA fagrapport*, 88, 51.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2), 261-304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- De Liocourt, F. (1898). On the development of fir forests. *Quarterly Bulletin - Forestry Society of Franche-Comté & Belfort* 4(6), 13. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=181924
- Eid, T., Gobakken, T., & Næsset, E. (2004). Comparing stand inventories for large areas based on photo-interpretation and laser scanning by means of cost-plus-loss analyses. *Scandinavian journal of forest research*, 19(6), 512-523. <https://doi.org/10.1080/02827580410019463>
- Forskrift om verneplan for barskog i Øst-Norge, vedlegg 31, fredning av Søndre Håøya naturreservat, Frogn kommune, Akershus., (2002). <https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/2002-12-13-1543>
- Granhus, A., Jansson, U., Hanssen, K. H., Rolstad, J., Sevillano, I., & Storaunet, K. O. (2025). *Arealeffekter av økt bruk av lukkede hogstformer* (NIBIO rapport 11_51). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3187054>
- Granhus, A. A.-F., Clara; de Wit, Heleen; Hanssen, Kjersti Holt; Høistad Schei, Fride; Jacobsen, Rannveig Margrete; Jansson, Ulrika; Korpunen, Heikki; Mohr, Christian Wilhelm; Nordén, Jenni; Rolstad, Jørund; Sevillano, Ignacio; Solberg, Svein; Storaunet, Ken-Olaf; Vergarechea, Marta. (2024). *Effekter på karbondynamikk, miljø, og næring ved økt bruk av lukkede hogstformer* (NIBIO rapport 10_48). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/3125340><https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/20>

24/april-2024/effekter-pa-karbondynamikk-miljo-og-naring-ved-okt-bruk-av-lukkede-hogstformer/

- Gundersen, V. S., & Frivold, L. H. (2008). Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7(4), 241-258.
- Heidari, S., Keshavarz, S., & Mirahmadizadeh, A. (2017). Application of seemingly unrelated regression (SUR) in determination of risk factors of fatigue and general health among the employees of petrochemical companies. *Journal of Health Sciences & Surveillance System*, 5(4), 180-187.
- Ho, S. Y., Phua, K., Wong, L., & Goh, W. W. B. (2020). Extensions of the external validation for checking learned model interpretability and generalizability. *Patterns*, 1(8).
- Jarron, L. R., Coops, N. C., MacKenzie, W. H., Tompalski, P., & Dykstra, P. (2020). Detection of sub-canopy forest structure using airborne LiDAR. *Remote sensing of environment*, 244, 111770. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111770>
- Leite, R. V., Amaral, C. H. d., Pires, R. d. P., Silva, C. A., Soares, C. P. B., Macedo, R. P., Silva, A. A. L. d., Broadbent, E. N., Mohan, M., & Leite, H. G. (2020). Estimating stem volume in eucalyptus plantations using airborne LiDAR: A comparison of area-and individual tree-based approaches. *Remote sensing*, 12(9), 1513. <https://doi.org/10.3390/rs12091513>
- Lexerød, N. L., & Eid, T. (2006). An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. *Forest Ecology and Management*, 222(1-3), 17-28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.046>
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., & Flood, M. (2003). LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in physical geography*, 27(1), 88-106. <https://doi.org/10.1191/0309133303pp360ra>
- Lundqvist, L., Cedergrén, J., Eliasson, L., Redaktör, S., Johansson, L., & i Söderköping, M. (2009). *Skogsskötselserien: Blädningsbruk*. Skogsstyrelsen.
- Mathis Lunde, M. M. Z., Christian Steel, & Sørli, o. H. A. K. (2022). *Lukkede Hogstformer* (Skogkurs veileder lukkede hogster). <https://skogkurs.no/wp-content/uploads/Veileder-lukkede-hogstformer.pdf>
- Mauya, E. W., Hansen, E. H., Gobakken, T., Bollandås, O. M., Malimbwi, R. E., & Næsset, E. (2015). Effects of field plot size on prediction accuracy of aboveground biomass in airborne laser scanning-assisted inventories in tropical rain forests of Tanzania. *Carbon balance and management*, 10, 1-14. <https://doi.org/10.1186/s13021-015-0021-x>
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*, 10(2), 58-62.
- Nelson, R., Oderwald, R., & Gregoire, T. G. (1997). Separating the ground and airborne laser sampling phases to estimate tropical forest basal area, volume, and biomass. *Remote sensing of environment*, 60(3), 311-326. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(96\)00213-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(96)00213-1)
- NIBIO. (2025). *Arealressurs - AR50*
- <https://kart8.nibio.no/nedlasting/dashboard>
- Nilsson, M. (1996). Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system. *Remote sensing of environment*, 56(1), 1-7. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00224-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00224-3)

- Norges skogeierforbund. (u/å, u/å). *Hogst og hogstformer*. Norges skogeierforbund. Retrieved 06.05.2025 from <https://skog.no/skogfaglig/hogstformer/#:~:text=tilv%C3%A6relse%20i%20skyggen%20enn%20furu,en%20hogst%20ikke%20bl%C3%A5ser%20over>
- Nygaard, P. H., & Øyen, B.-H. (2020). *Skogshistorisk tilbakeblikk med vekt på utviklingen av bestandsskogbruket i Norge* (NIBIO Rapport;6(45)). <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2654343>
- Næsset, E. (1997a). Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 52(2), 49-56. [https://doi.org/10.1016/S0924-2716\(97\)83000-6](https://doi.org/10.1016/S0924-2716(97)83000-6)
- Næsset, E. (1997b). Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote sensing of environment*, 61(2), 246-253. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00041-2](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00041-2)
- Næsset, E. (2002). Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote sensing of environment*, 80(1), 88-99. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00290-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00290-5)
- Næsset, E. (2004a). Accuracy of forest inventory using airborne laser scanning: evaluating the first Nordic full-scale operational project. *Scandinavian journal of forest research*, 19(6), 554-557. <https://doi.org/10.1080/02827580410019544>
- Næsset, E. (2004b). Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scandinavian journal of forest research*, 19(2), 164-179. <https://doi.org/10.1080/02827580310019257>
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J., Hyyppä, H., Hyyppä, J., Maltamo, M., Nilsson, M., Olsson, H., Persson, Å., & Söderman, U. (2004). Laser scanning of forest resources: the Nordic experience. *Scandinavian journal of forest research*, 19(6), 482-499. <https://doi.org/10.1080/02827580410019553>
- PEFC Norge. (2022). Norsk PEFC Skogstandard (PEFC N 02:2022). <https://pefc.no/vare-standarder/norsk-pefc-skog-standard>
- Peremans, K., & Van Aelst, S. (2018). Robust inference for seemingly unrelated regression models. *Journal of Multivariate Analysis*, 167, 212-224. <https://doi.org/10.1016/j.jmva.2018.05.002>
- Rautio, P., Routa, J., Huuskonen, S., Holmström, E., Cedergren, J., & Kuehne, C. (2025). Continuous cover forestry in boreal Nordic countries. In: Springer Nature.
- Shang, C., Treitz, P., Caspersen, J., & Jones, T. (2017). Estimating stem diameter distributions in a management context for a tolerant hardwood forest using ALS height and intensity data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 43(1), 79-94. <https://doi.org/10.1080/07038992.2017.1263152>
- Skogbrukslova. (2005). *Lov om skogbruk* (LOV-2005-05-27-31). <https://lovdata.no/dokument/LTI/lov/2005-05-27-31>
- Stoddart, J., Suarez, J., Mason, W., & Valbuena, R. (2023). Continuous Cover Forestry and Remote Sensing: A Review of Knowledge Gaps, Challenges, and Potential Directions. *Current Forestry Reports*, 9(6), 490-501. <https://doi.org/10.1007/s40725-023-00206-0>
- Tyrväinen, L., Silvennoinen, H., & Hallikainen, V. (2017). Effect of the season and forest management on the visual quality of the nature-based tourism environment: a case from Finnish Lapland. *Scandinavian journal of forest research*, 32(4), 349-359. <https://doi.org/10.1080/02827581.2016.1241892>

- White, J. C., Tompalski, P., Vastaranta, M. A., Wulder, M. A., Saarinen, N. P., Stepper, C., & Coops, N. C. (2017). *A model development and application guide for generating an enhanced forest inventory using airborne laser scanning data and an area-based approach*. Natural Resources Canada.
- Xu, Q., Hou, Z., Maltamo, M., & Tokola, T. (2014). Calibration of area based diameter distribution with individual tree based diameter estimates using airborne laser scanning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote sensing*, 93, 65-75.
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2014.03.005>



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway