



Høgskolen
i Innlandet



Leif Kastdalen

Fjernmålt elgbeite

**Utvikling av metodikk for kartlegging av elgens
vinterbeiteressurser fra fjernmålte data**

Skriftserien 31 - 2019



Foto forside: Paul Høistad Berger

Online utgave
Utgivelsessted: Elverum

© Forfatteren/Høgskolen i Innlandet, 2019

Det må ikke kopieres fra publikasjonen i strid med Åndsverkloven eller i strid med avtaler om kopiering inngått med Kopinor.

Forfatteren er selv ansvarlig for sine konklusjoner. Innholdet gir derfor ikke nødvendigvis uttrykk for høgskolens syn.

I Høgskolen i Innlandets skriftserie publiseres både internt og eksternt finansierte FoU-arbeider.

Skriftserien nr. 31/2019
ISSN: 2535-5678
ISBN digital utgave: 978-82-8380-144-6

Referanse: Kastdalen, Leif. 2019. *Fjernmålt elgbeite. Utvikling av metodikk for kartlegging av elgens vinterbeiteressurser fra fjernmålte data.* - Høgskolen i Innlandet, skriftserie 31/2019.

Sammendrag

Elgens trekk til beiterike områder og hard beiting i disse områdene fører til konflikter på ulike nivå; fra grunneiere imellom til allmenheten generelt gjennom økt kollisjonsfare med bil og tog. Et høyt beitepress på visse treslag bekymrer også miljøvernmyndigheter ved at det lokalt reduserer biodiversiteten. Kunnskap om hvordan elgens beiteressurser er fordelt kan brukes aktivt i forvaltning av elg. I dag lages det ikke kart som kvantitativt viser fordelingen av beiteressursene, kun kart med kvalitative informasjon om arealers egnethet.

Mange skoglige parametere blir nå beregnet ut fra fjernmålte data, enten med data fra flybåren LiDAR alene eller i kombinasjon med optiske data fra fly eller satellitt. For elgens beite, er det kun de ytre skuddene på kvistene som er av interesse og elgen når bare kvist i et høydesjikt i området 0,5- 3 meter. Det er dermed usikkert hvor nøyaktige kart kan lages over elgens vinterbeiteressurser med bruk av data fra sensorer i fly eller satellitt. Sensordataene er nå tilgjengelig for hele landet og de kan brukes fritt, med unntak av flyfoto hvor det krever deltakelse i Norge Digitalt for gratis bruk.

I prosjektet har vi undersøkt muligheten til å kombinere data fra flybåren LiDAR, flyfoto og optiske satellittdata til å lage detaljerte kart over kvistbiomassen tilgjengelig for elg. Studiet er gjort på Øvre Romerike, i et område som har en blanding av skog og kulturmark i de østre lavereliggende delene og mer sammenhengende skogsområder i åsler og mer høyereliggende områder mot vest og nord.

Først utviklet vi allometriske funksjoner til å beregne kvistbiomassen på et tre fra morfologiske mål tatt på 173 trær, og deretter ble det gjort feltmålinger i 100 m² ruter for å utvikle modeller der kvistbiomassen blir estimert fra fjernmålte data. Vi har undersøkt en rekke variabler som kan avledes fra LiDAR- og optiske data. Fra data i 94 feltplott utviklet vi biomassemodeller, både fra de fjernmålte datakildene alene og i kombinasjoner med data om bonitet, alder og topografiske variabler hentet fra geografiske databaser. Vi har sett på modeller basert på ikke-parametriske maskinlæringsalgoritmer (random forest, GBM, SVM, XGBoost, Cubist) og på parametriske regresjoner (lineære og ikke-lineære). Heldekkende kart er laget med 10 meters ruteoppløsning, som er det samme areal som ble benyttet i feltplottene.

Modellenes nøyaktighet ble målt med 5-fold kryssvalidering som er gjentatt 10 ganger. Best resultat ble oppnådd med en modell basert på variabler fra flybåren LiDAR, satellitten Sentinel-2 og flyfoto. Denne modell kan forklare 68% av variasjonen (R^2) og har en rot-middel-kvadrat-feil (RMSE) på 3,6 g/m², som tilsvarer 29 % av gjennomsnittlig målt biomasse. Den strukturelle informasjon fra LiDAR-sensoren var desidert viktigst i modellen, fulgt av vegetasjonsindeksen NDRE fra Sentinel-2. NDVI og prosent furu avledet fra flyfoto var mindre viktig og i en modell uten disse ble R^2 kun redusert til 0.63. Å lage kart over NDVI og prosent av furu fra flyfoto er en tidkrevende prosess, da kameraenes infrarøde data ikke blir tatt med i den etter-prosessering som blir gjort i Norge med bildene fra det nasjonale omløpsprogrammet. De infrarøde data må dermed prosesseres til ortofoto som en egen aktivitet. Prosjektets resultater viser at detaljerte kart over elgens vinterbeite kan lages med fri programvare fra fritt tilgjengelige LiDAR og Sentinel-2 data. Dette åpner for at slike kart kan inngå som et aktivt planverktøy for å tilpasse elgtettheten til beitegrunnlaget og et verktøy til hjelp for å dempe konflikter knytt til elgens trekkemønster.

Emneord: Elg, vinterbeite, fjernmåling, kvistbiomasse, LiDAR, Sentinel-2, flyfoto.

Oppdragsgiver: Skogtiltaksfondet, Akershus fylkeskommune, Oppland fylkeskommune, Hedmark fylkeskommune.

Abstract

The migration of moose to pasture rich areas and a hard browsing in these areas lead to conflicts at different levels; from between landowners to the public in general through the increased risk of moose collision with cars and trains. A high browsing pressure on certain tree species concerns also environmental protection agencies due to reduced biodiversity. Knowledge of how the moose's browsing resources are distributed can be used actively in the management of moose. At present, maps of browsing resources describe only qualitative information about suitability of land, not any quantitatively descriptions of the grazing resources.

Many forestry parameters are now calculated from remote sensing data, either with data from airborne LiDAR alone or in combination with aerial photos or satellite images. For moose grazing, only the outer shoots of the twigs are of interest and the moose only reaches the twigs in a height layer between 0.5-3 meters. Thus, it is uncertain how accurate maps can be made for the moose's winter feeding resources using data from remote sensing. Data from sensors in aircraft and satellite is now available for Norwegian forested areas and can be used freely, with the exception of aerial photography. Using the national aerial photos for free, requires participation in the partnership Norway Digital.

In this project we have explored the suitability of combining data from airborne LiDAR, aerial photography and optical satellite data to compute the biomass of twigs available to moose. The study area is located in eastern Norway, close to the Gardermoen airport. The area has a mixture of forests and cultivated land around the airport and contiguous forests in the higher hills towards west and north.

The first part of the study was development of allometric functions to calculate the twig biomass on a tree from morphological measures on 173 trees. Models, where twig biomass can be estimated from remotely sensed data, were developed from field measurements in 100 m² rectangular plots. A large number of variables that can be derived from LiDAR and optical data was examined. From 94 field plots, we studied models from these two sources alone and in combination with data on site growing quality, age and topographical variables derived from geographic databases. We have looked at models based on non-parametric machine-learning algorithms (random forest, GBM, SVM, XGBoost, cubist), and parametric regressions (linear and non-linear). A wall-to-wall map is created with 10 meters resolution, the same grid size as the field plots.

The accuracy of the models was measured with 5-fold cross validation repeated 10 times. The best result was achieved with a model based on variables from the airborne LiDAR, the Sentinel-2 satellite and aerial photographs. It explains 69% of the model variation (R^2) and has a root mean square error (RMSE) of 3.7 g / m², which corresponds to 29% of the biomass measured. 3D-structural information from the LiDAR sensor was most important in the model, followed by the vegetation index NDRE from Sentinel-2. NDVI and percent pine derived from aerial photographs were less important and in a model without these, R^2 was only reduced to 0.63. Creating maps of NDVI and percent pine from aerial photography is a time-consuming process using orthophotos from the national air-photo archive, as the cameras infrared data is not included in the post-processing that is done in Norway. Thus, the infrared data must be processed to orthophoto as a separate activity. The project results show that detailed maps of the moose's winter pasture can be created with free software from freely available LiDAR and Sentinel-2 data. This allows such maps to be included as an active planning tool to estimate sustainable moose densities and mitigate conflicts related to the moose's movement pattern.

Keywords: Moose, winter browsing, twig biomass, remote sensing, LiDAR, Sentinel-2, aerial photography.

Financed by: Skogtiltaksfondet, Akershus fylkeskommune, Oppland fylkeskommune, Hedmark fylkeskommune.

Forord

Det har de siste årene vært en omfattende teknologisk utvikling knyttet til fjernmåling av skog og natur. For kartleggingsformål og skogressursregistrering er denne teknologien prøvet ut og tatt i bruk, noe som har gitt både mer presise måleresultater og mer kostnadseffektiv metodikk. For elgbeiteregistreringer er potensialene som ligger i tidsmessig fjernmåling i liten grad tatt i bruk. Metodikk for dette har heller ikke vært utviklet. Denne situasjonen var utgangspunktet for etableringen av prosjekt Elgbeite, et prosjekt som startet i et samarbeid mellom Høgskolen i Innlandet og NORSKOG. I løpet av prosjektet kom også Universitetet i Sørøst-Norge med som partner. Foran Sverige har vært engasjert i prosjektet og bidratt med sin kompetanse i treslagsklassifisering.

Prosjektet er finansiert som et spleiselag mellom Skogtiltaksfondet, Akershus fylkeskommune, Oppland fylkeskommune, Hedmark fylkeskommune og egeninnsats fra partene.

Denne rapporten beskriver de faglige resultatene fra prosjektarbeidet. Partene bak prosjektet er glad for å kunne legge fram resultatene fra prosjektet, og at hypotesen om at det bør være mulig å bruke moderne fjernmåling også for dette formålet blir støttet av arbeidet i prosjektet. Vi er begeistret over resultatet og potensialet for bedre skog- og elgforvaltning er stort om metodene videreutvikles og blir tatt i bruk i praktisk forvaltning.

Prosjektdeltakerne takker for støtten til prosjektet og at de støttende institusjoner har vist forståelse for noe forsinkelser i arbeidet.

Evenstad/Bø/Oslo, 7. november 2019.

Torstein Storaas
Høgskolen i Innlandet

Jan Heggenes
Universitetet i Sørøst-Norge

Erling Bergsaker
NORSKOG



Innhold

1	INNLEDNING	6
2	STUDIEOMRÅDET	8
3	MATERIALE OG METODE	9
3.1	Allometriske funksjoner	9
3.2	Dimensjonsmålinger i prøveflater	11
3.3	Regresjonsmodeller	12
3.4	Oppdatering av biomassekart	13
3.5	Fjernmålte data	13
3.5.1	Flybåren LiDAR	13
3.5.2	Flyfoto	15
3.5.3	Treslagsklassifisering fra flyfoto	17
3.5.4	Satellittdata	19
3.5.5	Terrengvariabler	20
3.5.6	Andre variabler	20
4	RESULTAT	21
4.1	Allometriske biomassemodeller	21
4.2	Kvistbiomasse beregnet fra fjernmålte data	24
4.3	Produksjon av kart	28
4.4	Dynamisk beregning av biomasse	29
5	DISKUSJON	31
6	LITTERATUR	34
7	VEDLEGG	36
7.1	Registreringsskjema	36
7.2	Prosedyre for å normalisere NDRE-verdier	39
7.3	Tilvekstmodeller	40

1 Innledning

Arealbruk hos kloddyr er sterkt knyttet til tilgang på beite. For elg er dette tydelig ved markerte trekk, både lange sesongmessige trekk og kortere mer daglige forflytninger innen et mindre område. Trekkene skaper samfunnsmessige utfordringer på flere nivå. De skaper ubalanse mellom grunneiere som kan høste godene av elgen som en ressurs gjennom jakt og de som må ta ulempene trekkene medfører gjennom økte kostnadene på grunn av beiteskader. Sesongtrekkene fører ofte til aggregering av elg vinterstid i mindre områder. Konsentrasjoner av elg kan



Elg på trekk mot vinterbeiteområder.

reducere biodiversiteten ved at elgen overbeiter visse treslag. Vandringene medfører også konflikter med samfunnet mer generelt ved at de fører til hyppigere kryssinger av trafikkåre og dermed øker påkjørselsskaden. De områder elgen oppsøker for vinteropphold er karakterisert ved å ha god tilgang på beiteressurser samtidig som snøforholdene gir dem bra fremkommelighet.

I forvaltningen av elg er det til stor nytte å kunne vite hvordan beiteressursene er fordelt på en eiendom eller i et større område som en elgregion. Dersom kart over elgens beiteressurser er tilgjengelig vil det også kunne brukes aktivt i arealplanlegging fra eiendomsnivå og helt til nasjonalt nivå. Spesielt vil det være nyttig innenfor samferdselssektoren.

Til tross for den store påvirkning beite har på elgens arealbruk og forflytninger har vi ikke kosteffektive metoder til å lage kart over biomassen av kvist tilgjengelig for elgen. Måling av beitetilbud og beitepress innen prøveflater har lenge vært benyttet. Men slike metoder er basert på gammel teknologi, de er relativt kostbare og dermed mindre egnet til å fremstille heldekkende kart. Når det er produsert beitekart, er det ikke gjort kvantitative beregninger over beitemengdene, men isteden benyttet en kvalitativ verdsettning basert på skogbrukets bestandsdata (hogstklasser, bonitet) eller vegetasjonens frodighet (NDVI) målt fra satellitt. For å lage slike kart for store areal (en eller flere elgregioner), vil det som oftest oppstå problem med at bestandsdataene er av ulik kvalitet og alder.

Gjennom seinere års teknologiske utvikling har det kommet sensorer i fly og satellitt som kan brukes til å lage kvantitative beitekart. Kastdalen laget i 1996 et biomassekart ved å ta bruk data fra den optiske SPOT-satellitten. Da ble først arealtyper kartlagt og deretter ble det ved feltmålinger beregnet gjennomsnittlig biomasse i de ulike arealtypene. De bildedannende optiske sensorene måler refleksjonen av lys fra overflaten. Det gjør dem mindre egnet til å fange opp biomassen av kvist som er tilgjengelig i elgens beitehøyde i en flersjiktet skog.

LIDAR er en relativ ny sensorteknologi, som ved å sende ut lypuls og registrere tiden mellom sendt og reflektert puls, kan måle avstander til objekter lyset blir reflektert fra. Siden LiDAR benytter lypuls, som nærmest er et punkt uten areal, vil en flybåren LiDAR føre til at mange pulser trenger gjennom skogens øvre sjikt, og først blir reflektert fra lavereliggende sjikt eller bakken. Denne egenskap har ført til at LiDAR montert i fly har fått stor anvendelse i skoglig kartlegging (Næsset m. fl., 2004; White m. fl., 2017; White m. fl., 2013).

Lone m. fl. (2014) undersøkte muligheten til å kartlegge biomassen av elgens beiteressurser med LiDAR, både direkte fra bare LiDAR-data og med LiDAR i kombinasjon med bestandsdata. De

konkluderte med at LiDAR er en effektiv kilde for slik kartlegging, selv om nøyaktigheten de oppnådde i regresjonsmodellen var relativt lav ($R^2 = 45\%$ for LiDAR alene). Best resultat ble oppnådd når LiDAR-data ble kombinert med bestandsdata ($R^2=52\%$). Dette kan skyldes at elgen beiter i svært liten grad på gran, og siden LiDAR måler først og fremst 3-dimensjonale parametere, er slike data i mindre grad egnet til å skille treslag, spesielt i yngre skog.

For beregning av biomassen av hele trær er det funnet at å kombinere LiDAR med bildedannende optiske sensordata kan gi et bedre resultat enn bruken av LiDAR-data alene (Andersen m. fl., 2012; Zhang m. fl., 2019). En slik kombinasjon bør også kunne forbedre kartleggingen av elgens vinterbeite, ved at LiDAR-data kan gi informasjon om kvistmengden i elgens beitesjikt og de optiske data informasjon til å skille ut treslag elgen beiter. Kastdalen m. fl. (2018) har undersøkt dette ved å kombinere LiDAR-data og optiske data fra satellittene i RapidEye-serien. De fant økt nøyaktighet ved å kombinere disse to kildene.

RapidEye-serien består av fem satellitter med høy romlig oppløsning (5 meters pikselstørrelse). Satellittene drives kommersielt, så dermed vil det bli en ekstra kostnad til datainnkjøp for å benytte disse. Det vil nok sterkt hemme den praktiske bruken.

I de siste årene har det pågått en nasjonal satsning på å fremskaffe 3D-data for hele Norges fastland, slik at alt areal under skoggrensen snart er dekket med data fra flybåren LiDAR. Disse data blir gjort fritt tilgjengelige gjennom nettportalen *hoydedata.no* etterhvert som de blir klargjort.

Også for data fra optiske satellitter, der oppløsningen er noe lavere enn hos RapidEye, er det blitt endringer i policy. I dag er optiske satellittdata fra den amerikanske Landsat-serien i 30 meters oppløsning (data fra 1984) og fra Europeiske Sentinel-2 (data fra 2015) tilgjengelig kostnadsfritt. I tillegg er digitale flyfoto, som nå dekker hele landet, fritt tilgjengelig for alle som er partnere i Norge Digitalt samarbeidet.

Sammen utgjør disse tre datakilder (LiDAR, optiske satellittdata, flyfoto) en ressurs som bør ha et potensial som datakilde for kostnadseffektivt å kunne lage detaljerte kart over elgens beiteressurser. Siden slike data er tilgjengelig for hele landet, bør detaljerte kartprodukt kunne lages for store areal og overalt der det er skog i Norge. I dette prosjektet har vi derfor undersøkt om det kan utvikles modeller der kvistbiomassen blir avledet fra disse fjernmålte datakildene.

2 Studieområdet

Denne undersøkelsen er gjort i skogområdene på Romerikssletta og i de mer høyereliggende skogområdene mot vest og nord. I dette området har elgens arealbruk vært studert i flere prosjekt, og det er god tilgang på både fly- og satellittdata for området. Vekstforholdene i området varierer mye mellom de høyereliggende skogkledde åsene (Romeriksåsene og Totenåsen) og den lavereliggende Romerikssletta. Åsområdene, som ligger mellom 300 til 700 moh, er dominert av granskog. Det er lite utbygging i disse skogområdene, så endringene er mest preget av bestandsskogbruket. På Romerikssletta (800 km²) er forholdene annerledes. Sletta ble dannet fra sedimenter avlagt på sjø- og havbunn under istidene, og har i dag et landskap dominert av mektige havavsetninger. Også innenfor Romerikssletta varierer vekstforholdene mye; fra rik ravinemark og dyrkningsjord til mer marginale partier dominert av sandmorener. På de rike marktypene vokser vegetasjonen raskt og har dominans av løv- og granskog, mens på den skrinnere morenemarken dominerer furu.

Romeriksslettas skogområder er regionalt viktige vinterbeiteområder for elg, og tellinger på 1990-tallet viste at 500 til 700 elg trakk fra de høyereliggende sommerområdene i vest og nordvest til vinterbeiteområdene på sletta (Kastdalen, 1996). Den høyeste tetthet av elg vinterstid har vært lokalisert til områdene ved hovedflyplassen, samtidig har dette vært de områdene som har hatt den største nedbyggingen av skogsarealene.



Figur 1. Studieområdet på Øvre Romerike med feltplott inntegnet.

3 Materiale og metode

Arbeidet for å lage et kart over kvistbiomassen tilgjengelig for elg og for seinere oppdatering av kartet har bestått av flere trinn (figur 2).

3.1 Allometriske funksjoner

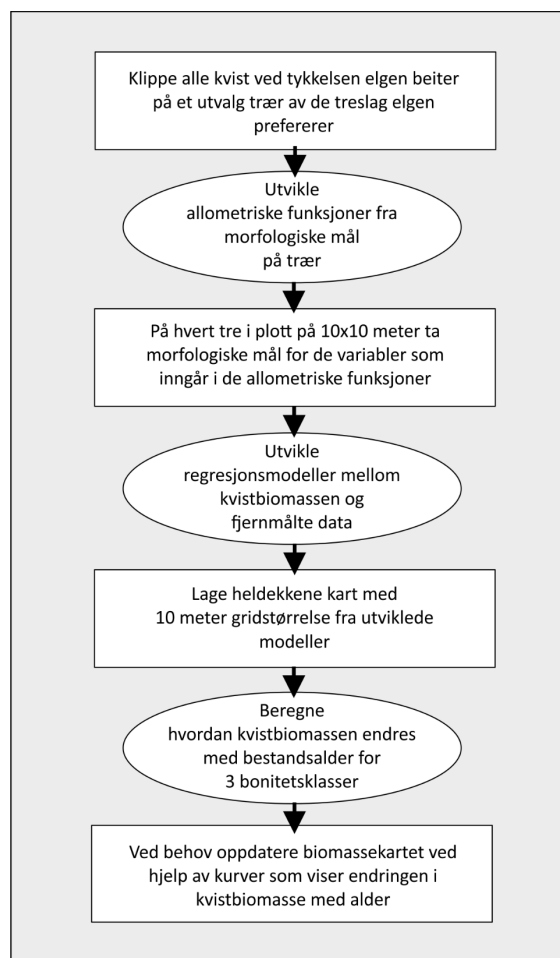
I felt er den mest nøyaktige metoden for beregning av biomasse å høste trær og busker som vokser innen prøveflater og deretter veie de delene som er av interesse (Roxburgh m. fl., 2015). Men slike målinger er meget tidkrevende, og dermed ikke praktisk å gjennomføre i stor skala. Isteden er det vanlig å utvikle funksjoner som beskriver hvordan karaktertrekk ved et tre endres med endringer i treets ulike morfologiske dimensjonsmål. Når slike allometriske funksjoner er etablert blir det langt mer kosteffektivt å benytte disse til å estimere biomasse enn klipping og veiing av kvister (Marshall m. fl., 1990).

Utviklingen av allometriske funksjoner som beskriver biomassen av tilgjengelig kvist på et tre er en tidkrevende prosess. Det krever at det på et utvalg av trær blir gjort dimensjonsmålinger av ulike variabler, og deretter klippe, tørke og veie de ønskede komponentene. For hele trær er det gjort mye arbeid, og en rekke allometriske funksjoner utviklet (Paul m. fl., 2013). Med hele trær er også gjort undersøkelser for å klarlegge hvor mange trær som trengs til å utvikle nøyaktige funksjoner for beregning av treets biomasse (Roxburgh m. fl., 2015). Antall trær som blir anbefalt variere fra 17-166, avhengig av variasjonen i de ulike studier.

Få studier er utført hvor det er utviklet morfologiske funksjoner for elgens kvistbeite. Et arbeid med å utvikle slike funksjoner ble utført på Øvre Romerike i 1994 (Kastdalen, 1996) fra målinger av 75 trær. Seinere er det publisert tilsvarende funksjoner fra et studieområde på grensen mellom Telemark, Buskerud og Vestfold (Van Beest m. fl., 2010). Datasettet fra Øvre Romerike er seinere supplert med nye data fra samme område. Datasettene på Øvre Romerike er innhentet i august. I denne undersøkelsen er disse data analysert samlet og nye allometriske modeller utviklet.

Til utvikling av de allometriske funksjonene i prosjektet ble det valgt ut trær av ulik størrelse (tabell 1). Det er stor forskjell på kronetetthet blant de trær elgen beiter, og derfor ble prøvetrærne valgt ut slik at de fordeler seg jevnt etter en subjektiv tetthetsskala fra 1 - 5 med 5 som mest tett. Denne inndeling fanger både opp effekten av bonitet, endringer i kronetetthet på grunn av tidligere beite fra elg og effekter fra hvor frittstående et tre står.

I prosjektet er det først utviklet funksjoner som viser sammenhengen mellom våt- og tørrvekt av kvist ved å tørke kvist ved 80°C til vekten stabiliserte seg. Det er liten variasjon i kvistenes vanninnhold, så på alle prøvetrær er kvist klippet og våtvekt veid, og deretter er tørrvekten beregnet fra våt-tørrvekt



Figur 2. Skjematisk fremstilling av prosessen frem til detaljert kart av kvistbiomassen.

Tabell 1. Fordeling av prøvetrær på høydeklasser

Treslag	FORDELING PÅ TREHØYDE				Samlet
	1 - 2 m	2 - 3 m	3 - 5 m	5 - 15 m	
Bjørk	3	6	10	11	30
Gråor	3	4	8	4	19
Osp	4	7	7	4	22
Rogn	5	7	12	5	29
Salix	4	8	14	5	31
Furu	12	8	14	8	42
SUM	31	40	65	37	173

funksjonen (vedlegg 2). Biomassen av hele trær avledes ofte fra morfologiske mål som stammediameter (1,3 m over bakken) og treets høyde. Til beregning av kvistbiomassen tilgjengelig for elg har vi i tillegg målt: stammediameter 20 cm over bakken, høyden til kronen, kronediameter der krone var bredest og kronediameteren i rett vinkel på denne. Disse målene var også brukt i studiet i Telemark/Vestfold.

Kvistmengden på trær av samme treslag og høyde påvirkes sterkt av kronetettheten. Mange faktorer påvirker denne, inkludert elgens egen beiting. I dette studiet har vi derfor undersøkt om en subjektiv bedømmelse av kvistettheten bør inkluderes i allometri-funksjonene for å få mer nøyaktige biomasseestimater.

Siden elg ikke beiter på alle treslag, er beitemålingene konsentrert til de treslag som ble registrert preferert av Romerikselgen i årene 1994 og 1995 (Kastdalen, 1996). Preferansestudiene er også lagt til grunn for å fastsette tykkelsen på de kvister elgen beiter. Disse preferansemålingene ble gjennomført på over 9000 kvist i 52 sportraséer etter elg, så de utgjør et omfattende materiale.

Den diameter hvor elgen klipper kvist varierer mellom treslag. Derfor er kvist for hvert treslag klipt ved tykkelsen representert av 90% persentilen av de kvistene som elgen beiter. Preferansedataene har også gitt informasjon om hvilke høydeklasser av trær elgen beiter. For etablering av allometriske funksjoner ble trær valgt ut med omtrent samme høydefordeling som ble registrert i preferansestudiet. I sportraséene var fordeling av beitede trær på: 43%, 36% og 21% for henholdsvis trehøyder på 0-3, 3-6 og over 6 meter, mens fordelingen i prøvematerialet er: 39%, 37%, 23%. Høydesjiktet der elgen beiter kvist kan variere med snøforholdene. Av praktiske grunner definerte vi dette til 0,5-3 meter, og kvister ble kun målt innenfor dette høydesjikt.

En stor utfordring ved utvikling av modeller for biomassen av kvist har vært at føden består for det meste av de ytre delene av kvister fra en rekke treslag og kun innenfor det høydesjikt elgen beiter. Allometriske funksjoner for kvistbiomasse blir dermed mer komplisert enn biomassen av hele trær. For å beregne biomassen av hele trær er en rekke ulike strukturelle modeller benyttet (Picard m. fl., 2012). Vanlige potensfunksjoner har vist seg godt egnet til dette for en rekke treslag (Paul m. fl., 2013), siden de kan gjøres kurv-lineære ved logaritmisk transformasjon. Vi har derfor undersøkt nøyaktigheten av lineære regresjonsfunksjoner sammenliknet generalisert additive modeller (GAM).

3.2 Dimensjonsmålinger i prøveflater

For å kartlegge beiteressursene innen et større område må kvistbiomassen måles i en rekke prøveflater. Det innebærer et feltarbeid der dimensjonsmålingene fra trinn 1 ble tatt på alle trær i de utvalgte prøveflatene. I 2013 ble dimensjonsmålinger foretatt i 53 prøveflater i et tidligere prosjekt (Kastdalen m. fl., 2018). Disse data ble i 2018 supplert med målinger i 41 flater, og samlet utgjør dette materialet morfologiske målinger på 3784 trær.

Målingene i 2013 ble lagt tilfeldig ut i skogareal innen studieområdet. Siden det er arealmessig lite furu i studieområdet, ble det i 2013 få prøveflater med høy furuandel. Furu er et preferert treslag for elg (Kastdalen, 1996), dermed var det ønskelig å få med flere prøveflater med høyt furuinnhold. I 2018 ble prøveflatene stratifisering til områder med høy sannsynlighet for å finne furu. Bonitetskart og vegetasjonsindeksen NDVI ble brukt til stratifisering av skogområdene.

Prøveflatenes størrelse har en direkte effekt på nøyaktighet ved beregning av skoglige parameter fra LiDAR-data (Gobakken & Næsset, 2009; Næsset & Gobakken, 2008). Med små prøveflater øker forholdet mellom omkrets og areal, og dermed øker negative kanteffekter fra trær som kun delvis er innenfor plottet. Tilsvarende vil større plott også redusere effekten fra misregistreringen mellom plottmålingene og sensordata, som følger av feil i GPS posisjonen. Til skoglige formål benyttes derfor vanligvis prøveflater i størrelsesorden 100 – 400 m². Målinger på større plott tar lenger tid. Prøveflatens størrelse vil sterkt påvirke registreringen av elgbeite, siden dette krever målinger av alle trær som har kvistmasse i elgens beitehøyde, unntatt gran.

Sirkulære plott er mest vanlig, men fordi vi i analysene ønsker å kombinere LiDAR med rasterdata fra satellitt har vi valgt rektangulære prøveflater. Hver prøveflate bestod av et kvadrat på 10x10 meter som igjen var delt inn i fire kvadratiske måleruter av 5x5 meter orientert mot geografisk nord og plassert slik at de passet nøyaktig med satellittbildenes grid (RapidEye har 5m oppløsning, Sentinel-2 har 10 m).

GPS-enheter ble brukt til å lokalisere prøveflatens senterpunkt, og fra det ble rutene oppmålt nøyaktig med målebånd. For lokalisering av måleflatens senterpunkt benyttet vi i 2013 to dobbelfrekvens GPS-enheter med differensiell korreksjon (Trimble GeoXH og Geneq SX Blue II). Trimble enheten mottok sanntidskorreksjon via telenettet slik at nøyaktigheten ble bedre enn 50 cm, mens Geneq-enheten benyttet satellittbasert korreksjon. Nøyaktigheten av Geneq-mottakeren er testet på



Det er store forskjeller i kvistmengden tilgjengelig for elg i magre myrområder og mer frodig skogsmark.

kartverkets fastpunkt og gav i snitt et avvik på 0,8 meter. Når skogen rundt et målepunkt var tett, fungerte Geneq-mottakeren best, så den ble benyttet på flest prøveflater. I 2018 ble kun Geneq-mottakeren brukt. 5 av flatene ble ikke målt inn med differensiert GPS eller de viste seg å ha havnet på areal uten skog. Disse og en flate som ble liggende på grensen mellom skog og åpent lende er tatt ut av materialet.

På hvert tre innen hvert plott målte vi de samme parametere som inngikk i de allometriske funksjonene, inkludert en subjektiv vurdering av kronetettheten (vedlegg 1). Det ble også registrert hvor hardt treet var beitet av elg (Solbraa, 2008)

3.3 Regresjonsmodeller

I utviklingen av regresjonsmodeller som beskriver kvistbiomassen tilgjengelig for elg som en funksjon av fjernmålte data har vi benyttet statistikkmiljøet R. En rekke bibliotek er brukt, der de viktigste har vært: raster¹, caret (Kuhn & Johnson, 2013), mgcv (Wood m. fl., 2016) og ggplot2 (Wickham, 2016) for figurer.

Siden det er mulig å avlede et stort antall variabler fra sensordataene, spesielt fra LiDAR-dataene, og siden vi i begrenset grad kjenner variablenes sammenheng med kvistbiomassen har vi gjort et utvalg av variabler før regresjonsanalysene. For hver datatype (se tabell 2) har vi valgt ut de 3 variabler som hadde høyest lineær korrelasjon med kvistbiomassen etter log-transformasjon av denne. For historiske data om årstall for sluttavvirkning og bonitet var det kun en variabel.

I tillegg til å beregne den lineære sammenhengen mellom biomassen og ulike variabler har vi benyttet XY-plott med beregning av glattingskurver til å undersøke om variablene viste lineær eller kurvilinear sammenheng med kvistbiomassen. Dersom en variabel viste en tydelig kurvilinear sammenheng, ble den også inkludert i videre analyser. I lineære regresjoner ble slike variabler kvadrert.

Vi har benyttet både lineære og kurvilineære (GAM) parametriske modeller og undersøkt bruken av de ikke-parametriske maskinlæringsalgoritmene «Random forest» (Breiman, 2001), «Gradient Boosting Machine» (Friedman, 2002), XGBoost (T. Chen & Guestrin, 2016), «Support Vector Machine» (Vapnik, 1999) og Cubist (Quinlan, 1992, 1993), da disse algoritmene vanligvis gir bedre prediksjoner enn parametriske modeller.

Utvelgelse av variabler ble basert på algoritmenes R^2 -verdien etter kryssvalidering, samt maskinlæringsalgoritmenes indekser for variablers viktighet og for parametriske modeller, Akaike's informasjonskriterium (AIC). Maskinlæringsalgoritmer er utviklet for at de skal fungere best mulig til beregninger på nye data, men i forhold til parametriske modeller gir de mindre informasjon om sammenhengene mellom y- og x-variablene.

I parametriske modeller bør det ikke inngå variabler med høy samvariasjon (kolinearitet) når målet er å undersøke variablenes betydning. For maskinlæringsalgoritmer er ikke dette så kritisk. Erfaringene er likevel at kolineære variabler ofte reduserer modellenes nøyaktighet. Vi har derfor undersøkt samvariasjonen i en variasjonsinflasjonsanalyse (VIF), og kun benyttet variabler der VIF-verdien er mindre enn 3.

Modellenes nøyaktighet er målt ut fra hvor stor del av variasjonen modellen kan forklare (R^2) og kvadratrot av midlere prediksjonsfeil (RMSE) gjennom 5-fold kryssvalidering. Med kryssvalideringen blir 80% av dataene brukt til modelletableringen og 20% til valideringen. Denne kryssvalideringen er gjentatt 10 ganger slik at valideringsestimater uttrykker gjennomsnitt av 50 beregninger.

3.4 Oppdatering av biomassekart

Biomassemodellen gir en statisk tilstand det året sensordataene ble tatt opp. For å dynamisk kunne oppdatere et beitekart ettersom skogen vokser og uten at det blir laget nye kart, kan det benyttes modeller for hvordan kvistbiomassen utvikler seg med skogens alder. Ved å utvikle tilvekstkurver for kvistbiomassen kan biomassekartet oppdateres til et gitt år, dvs både før og etter opptaksår uten at nye sensordata foreligger.

Feltmålinger gir for lite data til å utvikle slike tilvekstkurver. Men dersom det finnes tilgang på kart over bonitet og bestandsalder kan slike data, sammen med data fra biomassekartet brukes til å utvikle tilvekstkurvene. Vi har beregnet tilvekstkurvene fra biomassemodellen med data på bonitet og alder hentet fra Mathisen Eidsvoll Værks bestandsdata (nesten 300 km²). Vi brukte biomasseverdien representert ved 75% persentilen innen hver skogbestand. Valget av 75% persentilen ble gjort fordi denne uttrykte endringen langt bedre enn et gjennomsnitt. Dersom gjennomsnitt bli brukt vil det inkludere mange ruter med få eller uten trær. Til oppdatering av et biomassekart er det den prosentvise verdiendringen av biomassen mellom to alderstrinn som er det viktige. Denne endringsfaktoren vil kunne brukes til å oppdatere areal som ikke er sluttavvirket. For avvirkede areal er beiteressursen blitt totalt endret, så for løpende oppdatering av slike areal må biomasseverdien uttrykkes som en forventet verdi ut fra alder og bonitet.

I skogbruket inndeles bonitet etter H40-skalaen, mens i de nasjonale AR5-kartene brukes en enklere inndeling. Vi har valgt å utvikle tilvekstkurver for tre bonitetsklasser, og har derfor forenklet H40-inndelingen til bonitetsnivåene lav (6-11), middels (12-14) og høy (15-26).

Dersom det ikke finnes tilgang på opplysninger om alder, for eksempel gir Landsatserien kun data om sluttavvirkning tilbake til 1985, kan den beregnes ut fra trehøyden. Vi har undersøkt sammenhengen mellom bestandsalder og trehøyde for tre bonitetsklasser ved å bruke høydeverdien målt ved 75% persentilen fra LiDAR dataene.

3.5 Fjernmålte data

I tilretteleggingen av fly- og satellittdata for analyser har vi benyttet de kommersielle programmene ArcGIS¹ og PCI Geomatica² og gratisprogrammene QGIS³ og GDAL⁴. For tilretteleggingen av LiDAR-data er programmet FUSION⁵ (Mcgaughey, 2013) benyttet. Geomorfologiske indekser er beregnet med bibliotek som Whitbox Tools⁶ (Lindsay, 2014) og Geometric and Gradient Metric Toolbox⁷ (en verktøykasse til ArcGIS Pro. Den finnes også for R i biblioteket «spatialEco»).

For analysen avledet vi en rekke variabler fra LiDAR, flyfoto og satellittdata, samt noen tilleggsdata fra andre kilder. Tabell 2 viser en oversikt på datakilder og variabler som er brukt.

3.5.1 Flybåren LiDAR

Flybåren LiDAR gir data om skogens tredimensjonale struktur, noe som er viktig for å måle mengden av kvist i elgens prefererte beitesjikt vinterstid. LiDAR-data består av et tett sett med punktbaserte målinger – en punktsky. LiDAR-sensorene har gjennomgått en rask utvikling siden oppstarten med bruk av flybåren LiDAR til kartlegging av skog startet på midten av 1990-tallet. Nyere prosjekt (yngre enn 5 år) har gjerne tettheter av målepunkter som er mer enn doblet i fra de tidligste opptakene. For å måle elgbeite er det en stor fordel med høy tetthet av LiDAR-punkt.

¹arcgis.com ²pci-geomatics.com ³qgis.org ⁴gdal.org ⁵forsys.cfr.washington.edu/fusion/fusion_overview.html

⁶[jblindsay.github.io/whitboxtools/index.html](https://github.com/jblindsay/whitboxtools/index.html) ⁷<https://github.com/jeffrejevans/GradientMetrics>

¹rsatial.org

Tabell 2. Informasjon om data brukt i analysene.

Data kilde	Oppløsning	Opptakstidspunkt	Variabler
LiDAR-punktsky ¹	3 punkt /m ²	2013	Høydepersentiler,
	7 og 15 punkt/m ²	2015	Tetthet i ulike høydesjikt,
	18 punkt / m ²	2017	Variasjonsvariabler
LiDAR-raster ²	1m	Som over	Dekningsgrad av trær, nDOM
Flyfoto ³	4 fargebånd i 20 cm, resamplet til 1m	2013 og 2016	Vegetasjonsindeks ³ NDVI og prosent furu, gran, løv
Optiske satellittdata	5, 10 og 20 meters pikselstørrelse	2 ulike satellitter og 4 ulike tidspunkt (RapidEye i 2013 og Sentinel-2 i 2015 og 2 opptak i 2018)	Vegetasjonsindekser ³ (flere), refleksjonsverdier
	30 meter (Landsat)	Tidsserie 1985-2018 ⁴ + vekstmodell fra trehøyde	Årstall for sluttavvirkning
Terrengdata ⁵	1 meter	2015 og 2017	Geomorfologiske indekser
Bestandskart/ AR5	Polygon rastret til 10 meters grid		Bonitetsklasser

¹⁾ Med programmet FUSION er estimert en rekke variabler om skogens tredimensjonale struktur for gridstørrelse 10x10 meter.

²⁾ På hoydedata.no kan det lastes ned overflatemodell og terrengmodell i 1 m grid. Normaliserte høydedata (nDOM) er differansen mellom overfalte- og terrengmodeller. Disse data kan gi strukturell informasjon når de aggregeres til grid med større ruter. I analysene ble 1 meters grid aggregert til 10 meter for hver av de fire høydesjiktene: 0,5-3,5 meter; 3,5-6,5 meter; 6,5-10 meter; over 10 meter, og uttrykt som prosentandel.

³⁾ Vegetasjonsindekser er multiplisert med 100 før analyser.

⁴⁾ Alder 1-33 år med tidsseriedata, eldre med vekstmodell fra nDOM data.

⁵⁾ Beregnet fra 1 meters terrengmodellen.

LiDAR-data kan enkelt bestilles gjennom portalen hoydedata.no. Fra denne nettportalen kan det lastes ned punktsky-data som LAZ-filer eller ferdig bearbejdede data i rasterformat (rutenett), slik som en digital høydemodell (DTM) som viser bakkenivået og en modell for overflaten (DOM) som viser tretoppene. Rasterdataene kan bestilles ned til 1 meters ruteoppløsning. Ved subtraksjon av disse to datasett kan normaliserte data over vegetasjonens høyde (nDOM) bli beregnet.

For studieområdet var det tilgjengelig LiDAR-opptak fra 2013, 2015 og 2017 (tabell 2). Opptakene fra 2013 og 2015 dekket de fleste av feltplottene. For å få full utnyttelse av informasjonen i LiDAR-dataene må det avledes en rekke variabler fra punktskyen. Flere gratis program er tilgjengelig for å hente ut variabler som beskriver skogens tredimensjonale struktur fra LiDAR-baserte punktskyer. Vi brukte programmet FUSION, da det kan generere en rekke strukturelle 3D-variabler fra LiDAR data for store datamengder. Se programmets hjemmeside for mer utfyllende informasjon om FUSION og de variabler programmet kan produsere.

Vi valgte å beregne variabler for hele den vertikale sjiktningen og for persentil-verdier i 10% trinn av punktdataenes høydeverdier. I tillegg delte vi inn det samlede antall ekko i de fire høydesonene: 0-0,5

meter; 0,5-3,5 meter; 3,5-10 meter og over 10 meter. Dette gir informasjon om kvisttettheten i hvert sjikt.

Vi valgte også å benytte de avledede rasterdataene til å hente ut informasjon om skogens struktur. Vi summerte da antall en meters ruter der vegetasjonshøyden (nDOM) lå i et av høydesjiktene ovenfor innenfor feltmålingenes rutestørrelse på 100 m².

3.5.2 Flyfoto

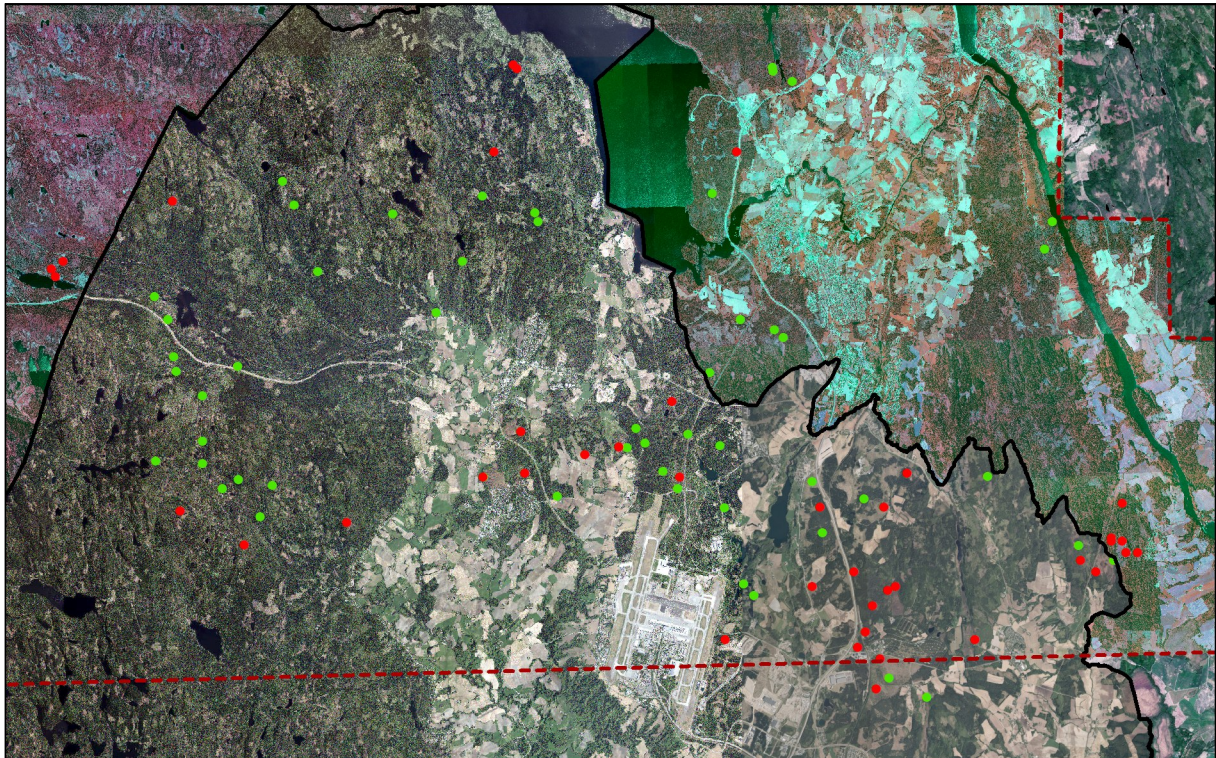
I 2004 startet forsøk i Norge med å benytte digitale kamera til flyfotografering, og siden 2006 har slike kamera vært benyttet i nesten all flyfotografering. I 2006 ble det etablert et nasjonalt program for omløpsfotografering av Norges fastland i et omdrev på 6-8 år. I starten ble disse opptakene gjort med 50 cm bakkeoppløsning. Disse sensorenes oppløselighet har også gradvis blitt forbedret, så i dag blir opptakene gjort med 20-25 cm oppløsning. Digitale flyfoto fra flere omdrev dekker i dag hele landet, og finnes presentert på norgebilder.no. Data kan lastes ned herfra, men gratis nedlasting er forbeholdt partnere i Norge Digitalt.

De digitale kamera gjør opptak i den synlige delen av det elektromagnetiske spekter med en blå, grønn og rød sensor, og fra den nær-infrarøde delen. I tillegg har kameratypen som blir benyttet i Norge en eget pankromatisk sensor som tar bilder med tre ganger høyere oppløsning enn fargesensorene. Dette svart-hvitt bildet kan benyttes til å skarpe opp de multispektrale bildene. Fordelen med dette er et skarpere bilde, men siden den pankromatiske sensoren dekker hele den synlige delen av spekteret, vil en slik oppskarping innføre en viss grad av spektral oppblanding. Dette kan være en ulempe hvis dataene skal inngå i regresjonsanalyser, slik som for elgbeite.

Likevel, er det trolig at metodikken som benyttes til bearbeidingen av bildedataene etter opptak har større betydning enn effekten av den pankromatiske oppskarpingen. I Norge benyttes flyfotoene først og fremst til visuelle betraktninger, og dermed er det også i prosessering av bildene lagt vekt på å lage gode visuelle bilder i naturlige farger. For å redusere prosesseringsarbeidet blir den nær-infrarøde kanalen ikke tatt med i bildeprosesseringen, og for å redusere lagringsbehovet reduseres også bildenes fargerom fra 12 til 8-bit. For enkelte prosjekt er det blitt laget egne infrarøde ortofoto. Da er den nær-infrarøde kanalen blitt prosessert sammen med den røde og grønne, og deretter er produktet optimalisert for visuell betraktning. Over en større del av studieområdet var det laget et eget infrarødt datasett fra opptak gjort i 2013. For å jobbe med dataene som ett multispektralt 4-kanals bildesett kopierte vi den nær-infrarøde kanalen til RGB-bildesettet i vanlige farger.

Når det skal lages sammenhengende ortofoto fra enkeltbildene, blir enkeltbildene opprettet (rektifikasjonen) mot en modell av bakken, og ikke en modell som viser den overflaten kameraene registrerer. Det er fullt mulig å benytte en overflatemodell i denne rektifiseringen. Fordelen med bruk av en overflatemodell er at oppstikkende objekt som ligger mot enkelt-bildenes ytterkant, slik som trær, blir mer riktig plassert i bildet. Ulempen er at de blir «dratt» på plass, en prosess som skaper et mindre tydelig bilde i disse delene. For visuell betraktning er det bedre at oppstikkende objekter blir noe feilplassert, mens dette skaper geografisk mismatch når en måler eller registrerer oppstikkende objekt for bruk i statistiske analyser.

Med bruk av digitale flyfotokamera tas bilder med 60-80% overlapp. Dermed vil et punkt på bakken bli fotografert på flere bilder. Det gir muligheter for å benytte automatiske metoder for å gjenkjenne samme steder på flere bilder, og fra den stereo-betraktningen kan avstand beregnes. Det gir et 3D-datasett slik som ved LiDAR, men til forskjell fra LiDAR vil pikselstørrelsen i bildene utgjøre det målte



Figur 3. Prøveflatenes fordeling innenfor det areal som ble dekket av flyfotoopptaket i 2013 (alt innenfor svart grense, bilde presentert i vanlige farger) og opptaket i 2016 (alt innenfor rød stiplest grense, bilde i infrarødt).

areal. Det innebærer at selv med 20 cm oppløsning vil bildematching først og fremst gi en overflatemodell i tett skog. Dermed gir bildematching mindre informasjon om undervegetasjon enn LiDAR, som er mer å betrakte som et punkt nærmest uten areal. Vi har i denne undersøkelsen ikke benyttet oss av overflatemodeller avledet med bildematching fra flyfoto, annet enn til rektifisering av bildene.

For å tilrettelegge flyfotoene slik at de blir best mulig egnet til mer statistiske analyser mot bakkemålte data har vi fått gjort en ny prosessering av bildene, og da benyttet en metode utviklet av den Australiske forskningsinstitusjonen CSIRO. I Australia benytter de samme kamerasystem som i Norge, og der har CSIRO over lenger tid jobbet med å utvikle en produksjonsløype, slik at flyfotoene kan analyseres på samme måte som med satellittdata (Caccetta m. fl., 2011; Collings & Caccetta, 2013). Kort oppsummert blir det i denne prosessen først laget en overflatemodell fra det pankromatiske bildet, deretter blir de 4 fargekanalene rektifisert mot denne modellen til et ortofoto, som igjen blir normalisert til en felles standard. Normaliseringen kan enten gjøres ved å legge ut markører før opptak eller ved å benytte et satellittbilde som normaliseringsmal.

De flyfoto vi har benyttet i prosjektet er fra et opptak 26.mai i 2013, og fra et nytt opptak for deler av det samme området i 2016 (figur 3), begge med 20 cm pankromatisk oppløsning. Opptakene i 2016 ble gjort over et lengre tidsrom (8.juni, 17.august og 17.september). Dermed vil det mellom opptakstidspunktene ha skjedd fenologiske endringer i vegetasjonen, og muligens også endrede atmosfæriske forhold som vil påvirke bildene. De atmosfæriske forskjeller kan bli korrigert, men endringene i vegetasjonen fra et opptak tidlig i juni, til midten av august og september er reelle endringer som ikke kan korrigeres. Dataene fra 2016 vil derfor være mindre konsistente enn 2013 opptaket. Vi normaliserte flyfotoene fra 2013 og 2016 til en scene fra Landsat 8 tatt 21. juli 2013.

Satellittscenen var korrigert for atmosfærisk støy og refleksjonsverdiene målt ved satellitten var omregnet til refleksjonsverdier for bakkenivået.

For de tre flyfotodatasettene (den norske prosesseringen av 2013 opptaket, prosesseringen av 2013 og 2016 opptaket med CSIROs metode) ble vegetasjonsindeksen NDVI beregnet (se under satellitt-data).

3.5.3 Treslagsklassifisering fra flyfoto

For et rutenett på 1x1 meter ble dominerende treslag klassifisert på flyfotoene til furu, gran eller løvtre. Dette arbeidet ble utført av Foran A/S basert på en styrt klassifikasjon. I felt ble treslag og nøyaktig xy-koordinat registrert for 1954 enkelttre. For å få nøyaktige koordinater på trærne ble ESRI's applikasjon Collector benyttet på nettbrett. Med et kart over trehøyder avledet fra LiDAR-opptakene på nettbrettet var det mulig å nøyaktig lokalisere trær til deres senterpunkt.

Deretter ble treslagsrene områder i nærheten til de kartlagte enkelttrærne digitalisert, slik at det ble mulig å beregne statistikk for hvert treslag i de fire fargbåndene. Områdene ble manuelt markert for å ikke få med feilaktige tre og eventuelle skygger, åpne flater eller liknende som kan gi feil klassning. Områdene ble inndelt i de tre gruppene furu, gran og løvtre, der den siste gruppen inneholder flere ulike løvtreslag.

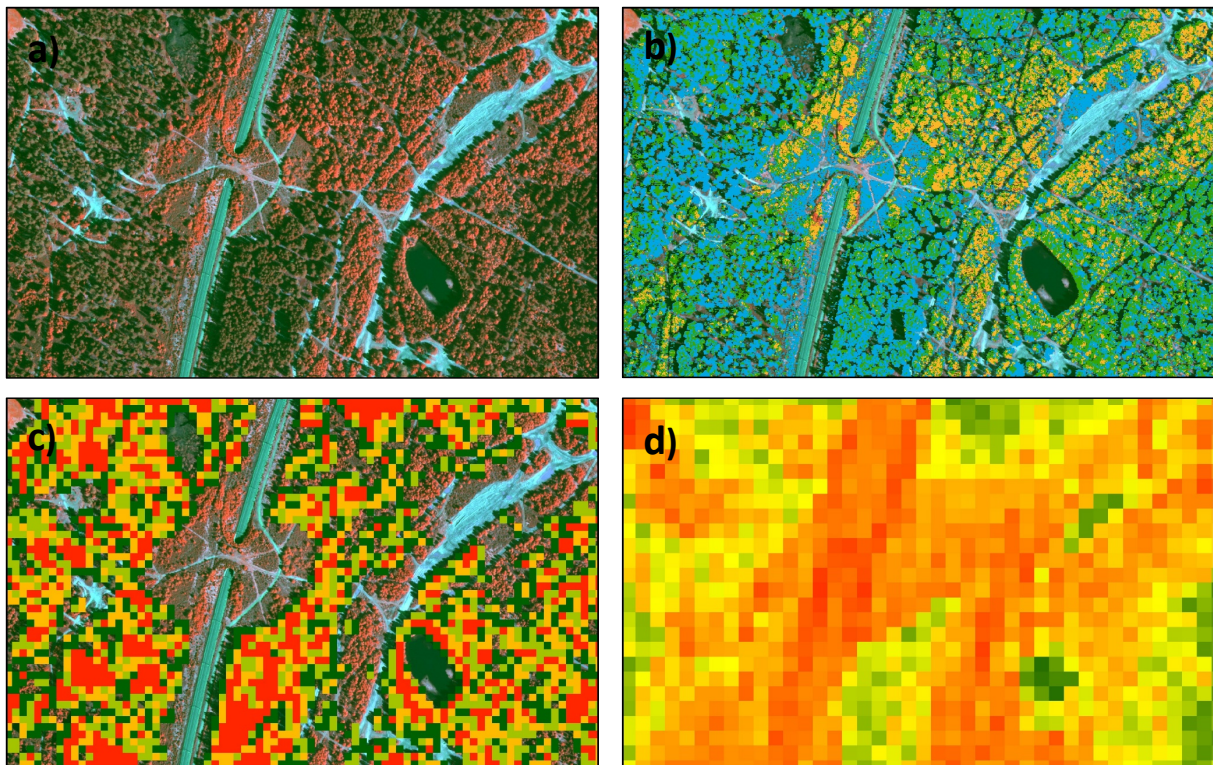
Hver piksel inneholder fargverdiene (intensitet) fra fire spektrale bånd; de tre synlige (rødt, grønt og blått), samt et bånd som registrerer lyset fra den infra-røde delen av spekteret, en bølgelengde som er usynlig for det menneskelige øyet. Flyfotografering gir store forskjeller i lysrefleksjon mellom opptak, mellom bilder og innen enkelt-bildene. For å redusere denne støyen, er det benyttet forholdstall til å beregne relasjoner mellom bånd, istedenfor å bruke de enkelte båndes refleksjonsverdier. Slike indekser kan til en viss grad ta bort systematiske forskjeller mellom datasett, eksempelvis med data fra ulike opptakstidspunkt.

Ved å beregne slike indekser (for eksempel bånd1/bånd2) mellom alle bånd gir det et sett med parameterverdier som kan brukes til å identifisere ulike treslag. For å finne hvilke insekser som skiller treslagene best, er en serie av *Student's t-tester* på indeksene beregnet for hver av treslagsgruppene og bildesett. Sammenlikning ble gjort mellom to og to grupper, først mellom bartrær mot løvtre. I andre trinn mellom furu og gran. Siden hver enkelt treningsflate inneholdt flere bildepikslar, får vi fram et mål for middelvei og varians innen flatene. Det gir et grunnlag til å sammenlikne middelvei og varians for ulike indeksene for hvert av de tre datasettene.

Med testene kan vi få fram en rangering av parametrene som viser hvor godt indeksene kan separere gruppene ut fra middelvei og varians. Best resultat blir oppnådd for parametre der middelveien for hver treslagsgruppe ligger langt fra hverandre og variansen er liten. Felles for alle testene (alle grupper og datasett) var bruk av kvoter som inneholdt det nær-infrarøde båndet (NIR). De to beste indeksene var *NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)* og en indeks som inneholdt det grønne båndet.

$$\text{Indeks 1 (NDVI): } \frac{NIR - Red}{NIR + Red} \qquad \text{Indeks 2: } \frac{NIR}{Red + Green}$$

De to indeksene ble brukt til å klassifisere alle pikslar til en av de tre treslagsgruppene med en *maximum likelihood-klassifisering*. Algoritmen anvender middelveier samt kovariansmatriser fra alle treningsflatene til å estimere hvilket treslag som best matcher verdien fra de to utvalgte indeksene.



Figur 4. Eksempel på data brukt i analysene. a) Flyfoto fra 2013 (infrarød), b) prosentfordeling av furu (blå), gran (grønn) og løv (oransje), c) arealprosent av trær over 10 meter fra nDOM aggregert fra 1m til 10 m, d) vegetasjonsindeksen NDRE fra satellitten Sentinel-2.

Metoden er brukt på hvert av de tre datasettene til å lage heldekkende kart innen studieområdet som viser dominerende treslag i 1 meters ruter. Siden metodikken medførte at også areal uten vegetasjon får en treslagsklassifisering, er slike areal maskert ut ved bruk av en skogmaske avledet fra LiDAR-dataene.

Resultatet viste mye det samme for de tre bildesettene. Forskjellene var tydeligst i skogkanter, der belysning og skygger har påvirket bildeinformasjonen. Men det var også tydelige forskjeller innen skogsbestand, spesielt der skygger fra nærstående tre påvirket bildet. I skyggefulle områder har dataene fra *norgebilder.no* blitt klassifisert som gran i større grad enn for bildene bearbeidet av CSIRO. Dette merkes også på at trærnes posisjoner kan skille seg mange meter mellom ortofotoet der bildene ble rektifisert med en bakkemodell (*norgebilder*) og de som ble rektifisert med en overflatemodell (CSIRO). Nøyaktighet av treslagsklassifiseringen er ikke validert, siden målet var å se om en treslagsklassifisering ville bidra til å øke nøyaktigheten i estimeringen av kvistbiomasse.

For å benytte treslagsklassifiseringen i biomasseanalysene ble arealandelen av hvert treslag beregnet for rutestørrelsen på 10 meter, uten å differensiere på trehøyde. Deretter ble nye variabler laget ved å filtrere slik at arealandelen kun omfattet 1 meters ruter der trehøyden målt med LiDAR lå mellom 0,5 til 3,5 meter.

3.5.4 Satellittdata

I prosjektet har vi undersøkt data fra satellittseriene RapidEye, Sentinel-2 og Landsat. Data fra Landsat har vi kun brukt til å bestemme årstall for sluttavvirkning, mens for RapidEye og Sentinel-2 er refleksjonsverdiene og avledede vegetasjonsindekser benyttet i modellutviklingen.

RapidEye er en serie med 5 kommersielle satellitter som tar bildedata i 5 meters oppløsning og 5 spektrale kanaler i den synlige og nær-infrarøde delen av spekteret i en stripebredde på 77 km. En av kanalene måler lysrefleksjonen i et smalt bånd mellom rødt og infrarødt (nær-rød). Denne kanalen (båndet) har egenskaper som er spesielt egnet for vegetasjonsmålinger. RapidEye-satellittene tar ikke bilder løpende, så der må det legges inn en bestilling for et definert område. Det vil da bli tatt flere opptak for dette området, dersom det er skyer i det første opptaket. Men selv om det blir tatt flere opptak kan fortsatt en mindre del av området (<5%) ha skyer.

Sentinel-2 serien består foreløpig av to satellitter skutt opp i 2015 og 2017 av den Europeiske Romfartsorganisasjonen ESA. Satellittene måler refleksjonen innen 13 spektrale kanaler, der de tre synlige (RGB) og den nær-infrarøde kanalen har 10 meters oppløsning. Sentinel-2 har også tre smale bånd for vegetasjonsmålinger mellom rødt og nær-infrarødt, men da med 20 meters oppløsning. Sentinel-2 satellittene gjør opptak over Norge ca hver 3 dag i en sporbredde på 290 km. Dataene leveres oppdelt i større ruter (tiles), som lett kan settes sammen dersom aktuelt kartleggingsområde ligger innenfor flere av rutene.

Data fra Sentinel-2 kan kostnadsfritt lastes ned direkte fra ESA (scihub.copernicus.eu), fra USGS (EarthExplorer.com) eller fra satellittdata.no. For landbaserte anvendelser er det best å laste ned data som er rektifisert til UTM-projeksjonen for det aktuelle sted.

For å få tilnærmet skyfri dekning av Øvre Romerike fra RapidEye ble det i 2013 gjort opptak 11. juni, 15. juni og 6. juli. Scenen fra 15. juni ble valgt til hovedscene, da det var minst skyer eller dis i dette opptaket. Hver av scenene ble ortokorrigert basert på bakkepunkt hentet fra flyfoto i omløpsprogrammet (norgebilder.no) og med den nasjonale 10 meters høydemodellen som datagrunnlag. Skyer, slør og skyskygger ble identifisert og maskert i alle scenene, deretter ble scenene normalisert til hovedscenen (X. Chen m. fl., 2005). Piksler forurenset av skyer, slør og skyskygger i hovedscenen ble erstattet med piksler fra de andre scenene prioritert ut fra nærhet i tid til hovedscenen. På denne måten ble det mulig å skape en nesten skyfri RapidEye-kompositt for 2013. RapidEye-opptakene ble bestilt inn for et annet prosjekt, så for mer informasjon om bearbeidingen vises til rapport fra dette prosjektet (Kastdalen m. fl., 2018).

Fra Sentinel-2 fant vi nærmest skyfrie opptak fra 15. august 2015, 2. juli 2018 og 31. august 2018. Scenene ble konvertert til bakkerefleksjon (bunn av atmosfæren) med bruk av modulen for atmosfærisk korreksjon (Sen2Cor) i ESAs program SNAP.

For å redusere effekten av atmosfærisk støy har vi, som for beregningen av treslag, benyttet vegetasjonsindekser istedenfor de enkelte båndes refleksjonsverdi. Vegetasjonsindeksen NDVI er svært godt egnet for måling av ulike vegetasjonsrelaterede egenskaper. Indeksen utnytter den store forskjell i refleksjon fra vegetasjon som skjer mellom den røde og den infrarøde delen av spekteret.

Det røde båndet blir sterkt absorbert av vegetasjonens øvre lag, slik at de nedre sjiktene i flersjiktet skog bidrar lite i NDVI-indeksen. Lyset som måles fra satellittenes nær-røde kanal blir derimot mindre absorbert i vegetasjonens øvre lag, slik at en indeks basert på refleksjon fra den nær-røde delen av spekteret vil gi bedre informasjon om forholdene i lavereliggende sjikt enn NDVI. NDRE er en slik indeks.

$$\text{NDRE} = \frac{\text{NIR} - \text{RedEdge}}{\text{NIR} + \text{RedEdge}} * 100$$

En divisjon av indeksene NDVI og NDRE, kalt SCCI (Simplified Canopy Chlorophyll Index), har vært benyttet i biomasseanalyser (Barnes m. fl., 2000). Denne indeksen vil utnytte tre spektrale bånd og skal samtidig være mindre påvirket av trehøyde og mer følsom for N-konsentrasjonen i bladverket. Effekten av å bruke disse tre indekser for beregning av kvistbiomassen tilgjengelig for elg er undersøkt. Før analysene er vegetasjonsindeksene multiplisert med 100. I tillegg til de mest relevante indeksene undersøkte vi også bruken av andre indekser som har vært benyttet på Sentinel-2 data ([se https://www.sentinel-hub.com/develop/documentation/eo_products/Sentinel2EOproducts](https://www.sentinel-hub.com/develop/documentation/eo_products/Sentinel2EOproducts)).

3.5.5 Terrengvariabler

Siden jordoverflatens form har betydning for planteveksten har vi undersøkt flere geomorfologiske indekser som uttrykker ulike egenskaper ved terrengets form. Utgangspunktet for slike indekser er en digital terrengmodell. Vi har benyttet 1 meters terrengmodellen fra hoydedata.no og beregnet terrengvariablene listet nedenfor og fra disse produkt hentet ut gjennomsnitt og maksimalverdi innen 10 x 10 meters plottene.

1. Avvik fra gjennomsnittlig høyde innen rastervinduer med størrelse 11x11 og 33x33 ruter (Newman m. fl., 2018).
2. Indeks for relativ topografisk posisjon innen rastervinduer med størrelse 11x11, 33x33 og 66x66 ruter. Indeksene viser en rutes posisjon relativt i forhold til omgivelsene innenfor analysevinduet. Indeksene «Relativ Topografisk Posisjon» (Newman m. fl., 2018) og «Hierarkisk Stignings Posisjon» (Murphy m. fl., 2010) er undersøkt.
3. Indeks for terrengets ruhet (Riley m. fl., 1999).
4. Indeks for terrengets våthet (Lindsay, 2014).
5. En indeks for varmeinnstrålingen. Den gir høyeste verdi til flater mot sydvest og lavest til flater som peker mot nordøst og tar samtidig hensyn til terrengets bratthet (Mccune & Keon, 2002).
6. Antall ruter som heller inn mot hver av rutene i et raster.
7. Terrengets bratthet.
8. En flates form beregnet som den andre deriverte av høydemodellen.

3.5.6 Andre variabler

Vi har også undersøkt om data på bonitet eller alder kan bidra til å forbedre beregningsmodellene. Bonitetsdataene (H40) er hentet fra skogbrukets bestandsdata der dette var tilgjengelig og fra NIBIOs AR5 produkt for det resterende areal. Bonitet er analysert som en faktor delt i fire bonitetsnivå (lav ≤ 11 , lav-middels = 12, middels-høy = 13, høy ≥ 14) og i en todelt inndeling i lav (≤ 12) og høy (≥ 13).

For alder har vi benyttet informasjon i bestandskart der slik informasjon har vært tilgjengelig. For areal der vi ikke har hatt tilgang til bestandsalder har vi beregnet alderen fra en tidsserie med Landsatdata. I 1984 gikk Landsat-serien av satellitter over til å registrere tilstanden på bakken med en ruteoppløsning på 30x30 meter (fra tidligere 60x60 meter). For studieområdet har vi ved GLAD-laboratoriet i USA (glad.umd.edu) fått gjort beregninger fra Landsatdata av årstall for sluttavvirkning tilbake til 1985 etter en metodikk utviklet for global skogovervåking (Hansen m. fl., 2013). Tilsvarende data kan nå lastes ned fra nettsiden til Global Forest Watch¹ tilbake til 2000.

¹ globalforestwatch.org

4 Resultat

4.1 Allometriske biomassemodeller

De allometriske modeller vi utviklet for kvistbiomassen elgen beiter er uttrykt i gram tørrvekt. For å forenkle arbeidet undersøkte vi først sammenhengen mellom våtvekt og tørrvekt for kvist som er høstet i august. Tørrvektandelen viste liten variasjon, men det var en signifikante forskjellig mellom furu og løvtre. Hos furu utgjorde tørrvekten 46,3% av våtvekten ($R^2=99,6$, $n=64$) for kvist klippet ved elgens beitediameter. For løvtrærne samlet var tørrvektandelen 51,4% ($R^2=99,2$, $n=279$).

I utviklingen av allometriske modeller der kvistbiomassen kan beregnes fra morfologiske mål har vi sett om data fra ulike treslag kan slås sammen. I denne sammenlikning har vi undersøkt modeller både med og uten logaritmisk transformasjon av stammediameter og tilgjengelig kronestørrelse. En logaritmisk transformasjon (naturlig) av kvistbiomassen er benyttet for alle testede modeller.

Vi forventer at kvistbiomassen tilgjengelig for elg vil øke med størrelse på et tre inntil et punkt hvor biomassen avtar på grunn av at en større del av trekronen kommer over elgens beitehøyde. Det indikerer at biomassen i en lineær regresjon vil følge en kvadratfunksjon for dimensjonsmål som stammediameter eller trehøyde. Høyde og stammediameter er sterkt korrelert ($r=0,84$), med stammediameter høyest korrelert med kvistbiomassen ($r=0,59$ mot $r=0,38$). Stammediameter er derfor benyttet som variabel for treets størrelse.

Hvis den delen av kronen som er tilgjengelig for elg uttrykkes ved kronens bredde og høyde innen elgens beitesjikt (kronestørrelsen) vil sammenhengen mellom kvistbiomassen og beitetilgjengelig kronestørrelse ikke få samme forløp som for stammediameter eller trehøyde. Reduksjonen i biomasse etter hvert som kronen vokser ut av beitehøyde vil til en viss grad bli fanget opp av kronehøydevariabelen, noe som vil føre til at det er mindre behov for et «dempingsledd» knytt til kronestørrelsen. Siden det er store forskjeller i kronens tetthet, er den subjektive vurderingen inkludert i den allometriske biomassemodellen.

En modell som inneholder en binær variabel med kategoriene furu og løvtre var bedre enn en inndeling i hvert treslag, eller løvtre gruppert til bjørk og øvrige treslag (ROS artene: Rogn, Osp, Salix sp, samt gråor) eller ROS-artene og Bjørk/Gråor i en gruppe. Forskjell i AIC-verdi mellom å kun skille på løv og bartre i forhold til en finere oppdeling var på hele 14 AIC-verdier.

Egne modeller for furu og løvtre gav ytterligere reduksjon i AIC-verdi sammenliknet med modellen der informasjonen om furu og løv var inkludert ved en binær variabel (Delta AICc omkring 30). Det viser at sammenhengen med biomassen har ulikt forløp hos furu og løvtre.

For både bartre og løvtre viste modellene høyest nøyaktigheten ved å bruke et mål for kronestørrelsen som adderer kronediameter der denne er bredest og kronediameter 90° på den første, istedenfor å multiplisere disse. Det svarer til å betrakte kvistbiomassen mer som skallet på en sylinder enn hele volumet. Det kan virke rimelig siden den kvist elgen beiter først og fremst danner «skallet» rundt kronen, og det er lite kvist tilgjengelig i kronens indre deler. Inkludering av kronetetthet førte til en markant forbedring av alle modellene.

De beste lineære modellene (både med hensyn på AICc og R^2 -verdi) inkluderte både logaritmisk transformasjon og et dpende andregradsledd på både stammediameter og indeksen for «kroneskallet». Forskjellen til den noe forenklete modellen beskrevet under var liten, og med materialets begrensede antall prøvetrær har vi valgt å benytte den forenklete modellen videre. Modellens parameterverdier er listet i tabell 3.

Tabell 3. Parameterverdier for de allometriske modeller utviklet for furu og løvtre.

Type	a ₀	a ₁	a ₂	a ₃	a ₄	% R ² _{adj} *	N
Furu	2,526	0,265	-0,009	0,456	0,497	87,4	42
Løvtre	1,655	0,257	-0,016	0,409	0,394	67,6	131

Hvis Trehøyde > 3 meter og Høyde fra bakken til krone er mellom 0,5 – 3,0 meter; Kronehøyden = 3 - Høyde fra bakken til krone.

Hvis Trehøyde > 3 meter og Høyde fra bakken til krone < 0,5 meter; Kronehøyden = 3 – 0,5.

Hvis Trehøyde <= 3 meter og Høyde fra bakken til krone >= 0,5 meter; Kronehøyden = Trehøyde – Høyde fra bakken til krone.

Hvis Trehøyde <= 3 meter og Høyde fra bakken til krone < 0,5 meter; Kronehøyden = Trehøyde – 0,5.

$$\ln(B) = a_0 + a_1 D + a_2 (D)^2 + a_3 \ln(K) + a_4 T$$

B = kvistbiomassen målt som gram tørr vekt.

D = stammediameter 20 cm over bakken i cm med mm nøyaktighet.

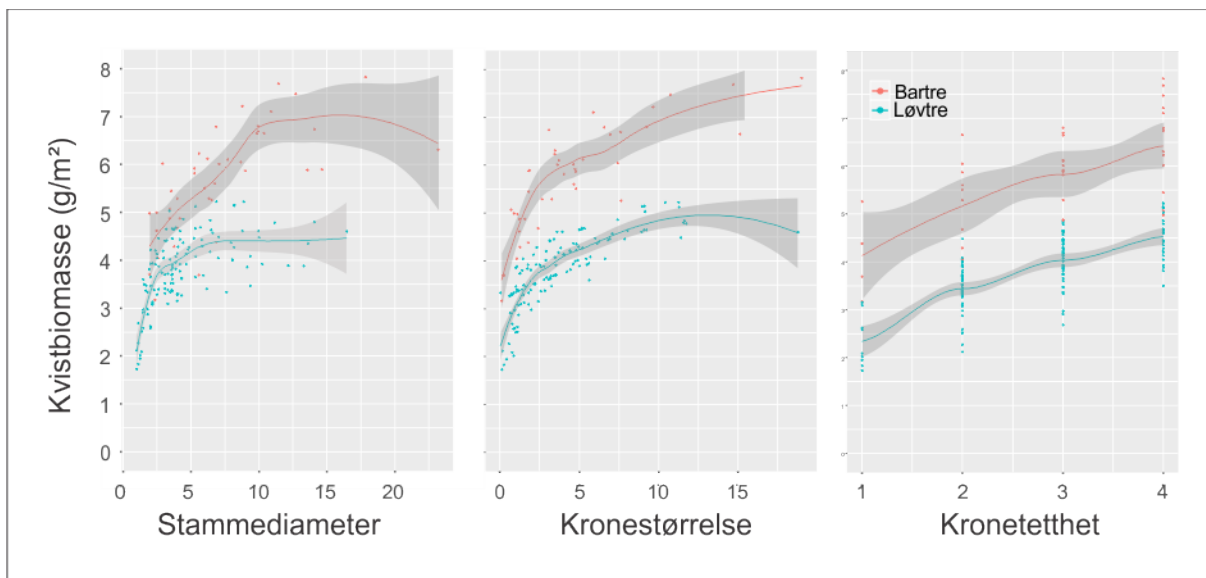
K = Kronestørrelsen målt som (kronediameter1 + kronediameter2) * kronehøyden i meter med cm nøyaktighet. Verdien for kronehøyde fremkommer slik som beskrevet i tabellen.

T = Tettheten av krona inndelt etter en skala fra 1-4 der 4 er tettest.

Når en variabel er klassifisert etter en økende skala og ikke målt (eller telt opp) er det ikke gitt at den kan benyttes direkte i en regresjon uten å bli behandlet som en kategorisk variabel. En regresjonsmodell der kronetettheten er en kontinuerlig variabel kan betraktes som en forenkling av en modell med kronetettheten som en kategorisk variabel. Kronetettheten ble registrert etter en skala fra 1-5. Nå ble kategori 5 ikke observert for furu, og for løvtre ble kategori 5 kun benyttet et par ganger. Dermed er kategori 5 satt til 4 i analysene.

En ANOVA-test av disse to modeller (kronetetthet som en kategorisk kontra numerisk variabel) viste ingen forskjell ($p=0,77$ og $0,97$ for henholdsvis furu og løvtre) og R^2 -verdien var også litt lavere når kronetettheten blir behandlet kategorisk. Det skyldes nok at informasjon som ligger i ordneringen går tapt ved å behandle tettheten som en ren kategorisk variabel. Resultatet indikerer at kronetettheten kan benyttes direkte som en tallvariabel i en regresjonsmodell, og slik er den behandlet her.

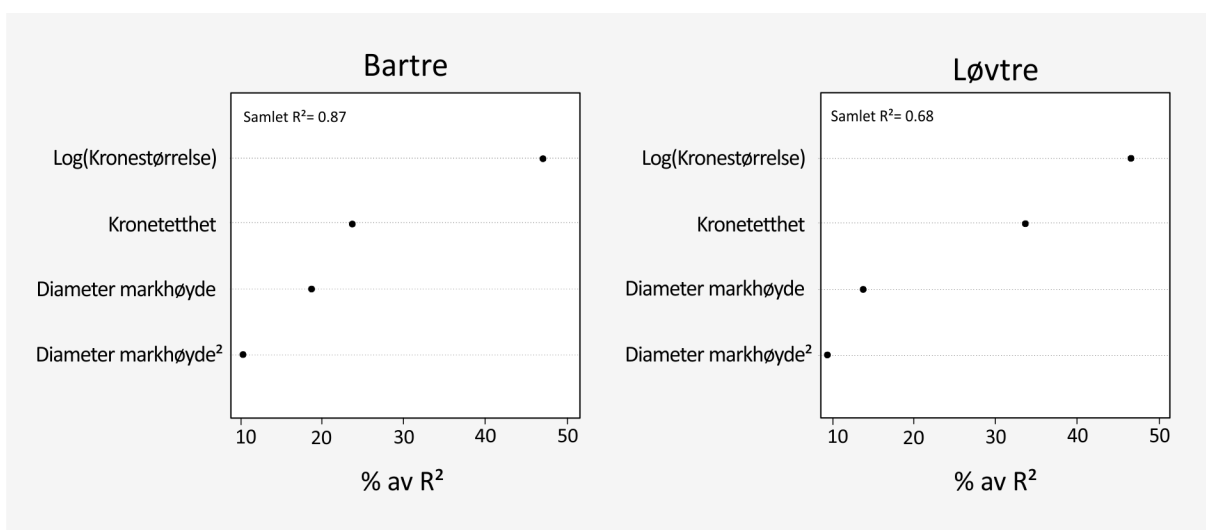
Vi har også kjørt generaliserte additive modeller (GAM-modeller) for å se hvor godt de lineære modellene fanger opp sammenhengene mellom kvistbiomassen og stammediameter, kronestørrelsen og kronetetthet. GAM-modellene viste lavere AICc-verdier enn de parametriske og litt høyere R^2_{adj} -verdier ($R^2_{furu} = 89,8\%$ og $R^2_{løv} = 68,5\%$). Det viser at lineære modeller ikke fanger opp kurveforløpet like godt som en full kurvlineær modell, men forskjellene er små. GAM-modellen viser også at den subjektive vurderingen av kronetettheten i skalaen 1 – 4 har gitt en ren lineær økning mellom verdiene. Figur 5 viser sammenhengen mellom kvistbiomassen og stammediameter, kronestørrelse og kronetetthet i den kurvlineære GAM-modellen.



Figur 5. Sammenhengen mellom kvistbiomassen og de tre variablene som inngår i de allometriske funksjonene for furu og løvtre i en kurvlineær GAM-modell.

For å vurdere betydningen av variablene som inngår i en modell er det flere muligheter, slik som å se på hvor mye av variasjonen som forklares med modellen (eks. R^2), se på parameterverdiene når det benyttes standardiserte data i modellen eller endringen i slik som AIC ved å fjerne en og en variabel. «Relativ vekt» er en nyere metode for å kvantifisere variablenes viktighet i en regresjonsmodell (Lebreton & Tonidandel, 2008). Denne metoden viser økningen i R^2 som oppnås når en prediktorvariabel blir lagt til i alle mulige sub-modeller. «Relativ vekt»-metoden kommer nærmere vår oppfatning av relativ viktighet enn hva de andre metodene uttrykker.

Figur 6 viser variablenes «relative» betydning i den beste modellen. I de allometriske modellene framkom kronestørrelsen som den viktigste variabel, deretter kronetetthet og stammediameter.



Figur 6. Betydningen de ulike variabler har for beregning av kvistbiomassen i de allometriske funksjoner for bartre og løvtre. Betydningen er uttrykt ved de enkelte variablers forklaringsgrad (R^2).

Tabell 4. Den beste modell til beregning av $\log^1(\text{gram tørrvekt}/\text{m}^2)$ og variablenes betydning.

Variabler	Modell koeffisienter	Standard- iserte koeffisienter	p-verdi	Relativ R ²	Endring i AICc- verdi ved fjerning	R ² adj etter fjerning
Skjæringspunkt	0,015	1,34				
LiDAR- 20% høyde persentilen	-0,367	-1,18	<0,0001	42%	21,6	61,4
LiDAR – Arealprosent skog >10m	-0,016	-0,50	0,029	34%	3,1	67,1
Sentinel2- August 2018 NDRE	0,067	0,49	0,0004	11%	11,5	62,8
Flyfoto – Juni 2013 CSIRO NDVI-indeks	0,038	0,36	0,02	10%	3,7	65,8
Flyfoto – Juni 2013 Prosent furu	-0,010	-0,31	0,05	2%	2,1	67,0

¹ Naturlig logaritme

4.2 Kvistbiomasse beregnet fra fjernmålte data

Variabler avledet fra LiDAR-dataenes punktsky og fra aggregeringen av rasterdata fra 1 til 10 meters rutestørrelse viste høyest korrelasjon med kvistbiomassen ($r=0,68-0,77$). Spesielt viste persentilene av høydeverdiene fra punktdataene i 10 meters rutene et tydelig mønster der korrelasjonen med kvistbiomassen økte opp til 20% persentilen ($r=0,77$) og avtok jevnt deretter. Variabler avledet fra flyfoto og satellittdata viste markert lavere korrelasjon med kvistbiomassen, og de beste av disse variablene hadde korrelasjonskoeffisienter i størrelsesorden 0,35-0,58. Bestandsalder viste en negativ korrelasjon på 0,56, mens den beste terrengvariabelen viste korrelasjon på kun 0,22 (relativ topografisk posisjon med vindu på 33x33 meter). Refleksjonsverdiene fra satellittdataene viste høy korrelasjon med kvistbiomassen ($r=0,40-0,57$), men de ble ikke valgt ut i noen multivariabel modell basert på AIC-verdier.

Av de 7 testede algoritmene ble best resultat oppnådd med bruk av maskinlæringsalgoritmen Support Vektor Maskin. Denne modell forklarte 68,2% av variasjonen (R^2) og med en rot-middel-kvadrat-feil (RMSE) på 3,6 g/m². Det tilsvarer 29% av gjennomsnittlig målt biomasse. Men bruk av vanlig lineær regresjon gav nesten et like godt resultat ($R^2=67,6\%$). Siden nøyaktighetsmålene er beregnet som snittet av 50 ulike beregninger der 20% av dataene er satt til side for evalueringen i hver beregning uttrykker de godt modellnøyaktigheten. Det var også liten forskjell i nøyaktighet målt når alle data var med i modellen og målt med kryssvalideringen der 20% var tatt ut før validering. Det tyder på en relativt stabil modell.

Feltmålingene fra 2013 ($n=53$) gav bedre modeller enn målingene i 2018 ($n=41$) med R^2 henholdsvis på 75% og 54%, likevel var bruken av en binær variabel som skilte de to årene ikke signifikant i regresjonen ($p=0,62$). Det er uklart hvorfor feltmålingene i 2018 gav et dårligere resultat enn 2013 målingene, muligens fordi de inneholdt en større andel plott på furudominert mark, som har stor variasjon i kvistbiomasse.

I den beste modellen inngikk variablene: høydeverdiene av 20% persentilene innen 100 m², summering av nDOM-verdier i høydeklasse 4 (> 10 meter) fra 1 til 10 meters rutenett (som gir arealandel av trær

over 10 meter), NDRE- indeks fra Sentinel-2 opptaket i august 2018, NDVI-indeks beregnet av CSIROs prosessert data fra flyfotoopptaket i 2013, og prosentandel furu i 10 meters ruter aggregert fra klassifiseringen av 1 meters rutene fra samme datasett. Bruk av vegetasjonsindeksen SCCI gav nesten likt resultat, kun en tallverdi høyere for AICc.

Det var ingen forbedring av modellene ved å inkludere data fra noen av terrengvariablene, fra vekstforhold slik de fremkom på bonitetskartene eller fra hogsthistorikk (bestandsalder) slik den ble registrert med Landsat-data. Bruk av data fra RapidEye-satellitten istedenfor Sentinel2 førte heller ikke til noen forbedring ($R^2 = 61\%$).

Modeller basert på SVM-algoritmen er bygd rundt en kjernefunksjon som transformerer dataene til et n-dimensjonalt rom der et hyperplan kan konstrueres som en lineær regresjon. Ved bruk av en radiell kjernefunksjon i transformasjonen kan SVM håndtere ikke-lineære sammenhenger mellom respons og prediktorer. SVM kan gi en indikasjon på viktigheten av de benyttede variabler, men dette er langt tydeligere ved lineære regresjoner. Siden vanlig lineær regresjon gav nesten like godt resultat som SVM har vi benyttet lineær regresjon for å undersøke betydningen av ulike variabler.

I analyser av lineære regresjonsmodeller bør det ikke inngå variabler med stor samvariasjon. Den høyeste VIF-verdi for disse 5 variablene var på 2.9, med høyest korrelasjon mellom høyden ved 20% persentilen og aggregeringen av antall 1 m ruter med høydeverdi over 10 meter ($r=0,8$).

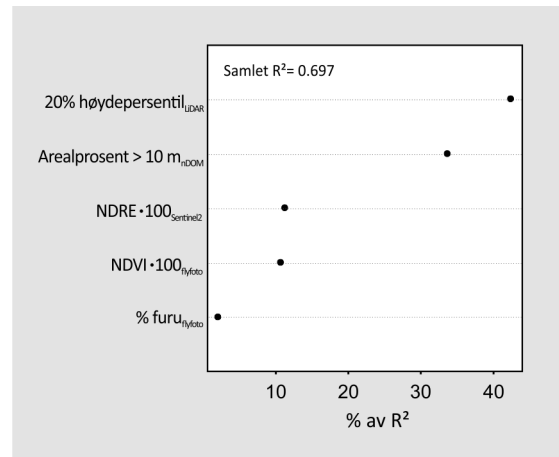
Høydevariablen for 20% persentilen av LiDAR-punktene og prosentandel skog over 10 meter estimert fra LiDAR-data viste, sammen med prosentandel furu estimert fra flyfoto, en negativ sammenheng med kvistbiomassen, mens vegetasjonsindeksene viste positiv sammenheng.

Når det gjelder å vurdere variablenes relative betydning i en regresjonsmodell gir variablenes p-verdi en viss indikasjon. Men for å undersøke effekten av de enkelte variabler kan det være bedre å se på koeffisientene etter å ha standardisert dataene før regresjonen (tabell 4). Standardiserte regresjonskoeffisienter viser den forventede endring i responsvariabelen (her kvistbiomassen) når de andre prediksjonsvariablene holdes konstante.

I tabell 4 har vi også presentert de andre alternativene for å vurdere viktighet, slik som å se hvor mye AIC eller R^2 verdiene blir endret når en variabel blir fjernet fra den beste modellen og bruk av «relativ vekt» (figur 7).

De ulike metodene for å vurdere variablenes betydning viser tydelig at LiDAR-dataene, spesielt høydeverdien ved 20% persentilen, har størst betydning for modellens nøyaktighet. Ved «relativ vekt» blir «arealprosent skog over 10m meter» vurdert høyere enn Sentinel-2 variabelen, mens det motsatte er tilfelle for endring i AICc og R^2 .

Minst betydning hadde beregning av prosentandel furu i 10x10 meters rutene. Andel løv og andel gran var ikke signifikante i noen av modellene som ble testet. Beregningen av prosentandel furu er mer tidkrevende enn de øvrige variablene, og dermed en variabel som vil kreve mye arbeid uten at det gir noen stor gevinst. Dersom vi fjerner begge variablene avledet fra flyfoto i den lineære modellen blir R^2 -verdien redusert med 4 prosentverdier til 63%.



Figur 7. Relativ vekt av variablene som inngikk i den beste lineære modell for beregning av kvistbiomasse. R^2 er her beregnet uten kryss-validering.

Tabell 5. Korrelasjon mellom variabler av samme type i ulike opptak i feltplottene.

Variabel	Opptak	Korrelasjon (r)
LiDAR- 20% høyde persentilen	2013 – 2015	0,85
LiDAR – Arealprosent skog >10m	2013 – 2015	0,94
Sentinel2- NDRE	2. juli 2018 – 31. aug. 2018	0,84
	15. aug. 2015 – 31. aug. 2018	0,67
	15. aug. 2015 Aug. – 2. jul 2018	0,67
Flyfoto – Juni 2013 Prosent furu	2013 CSIRO – 2016 CSIRO	0,46
	2013 SK – 2013 CSIRO	
	2013 SK – 2016 CSIRO	
Flyfoto – Juni 2013 CSIRO NDVI-indeks	2013 CSIRO – 2016 CSIRO	0,30
	2013 SK – 2013 CSIRO	0,32
	2013 SK – 2016 CSIRO	-0,01

Siden de nærinfrarøde data fra flyopptakene ikke inngår i den standard prosesseringer som blir gjort i Norge, må det en egen prosessering til for å kunne beregne NDVI-indeksen fra flyfotoene. Dermed er det trolig ut fra en kost-nyttevurdering mest hensiktsmessig å kun bruke data fra LiDAR og Sentinel-2 i en produksjon av kart over elgens vinterbeiteressurser.

I tillegg til å se på betydningen av variablene som inngikk i den beste modellen, er det meget interessant å se hvor mye modellen endres når det blir brukt sensordata fra andre tidspunkt. Det gir en indikasjon på stabiliteten ved bruk av ulike opptak. 42 av feltmålingen i 2013 dekkes av LiDAR opptak både i 2013 og 2015, med henholdsvis 3 og 7 punkt/m². Forskjellen mellom bruk av disse datasett var liten (< 1% endring i R²).

For Sentinel-2 har vi data fra tre tidspunkt og med flyfoto fra to tidspunkt. Dersom vi i den beste modellen erstattet Sentinel-2 opptaket fra 31. august 2018 med opptaket fra 2. juli 2018 eller 15. august 2015 ble R²-verdien redusert med mindre enn 2 prosentenheter og p-verdien for variabelen endret seg lite. Benyttet vi flyfotoopptakene fra 2016 istedenfor 2013 for alle plott disse opptak dekket, gav det ikke-signifikante p-verdier for de to variablene. Det tyder på at data fra de to flyfotoopptakene er mindre konsistente enn data fra LiDAR og Sentinel-2. Dette fremkommer tydelig i en korrelasjonsanalyse mellom de samme variabler ved bruk av ulike fjernmålte opptak eller prosesseringer (tabell 5).

Korrelasjonen viser at beregningene fra LiDAR-dataene er relativt like. Det var også høy korrelasjon mellom satellittopptaket fra 2. juli 2018 og opptaket nesten 2 måneder seinere, og høyere enn mellom 2015 opptaket. Det er som forventet siden det vil ha skjedd små forandringer på den korte tiden, i forhold til en periode på 3 år.

Prosentandelen furu viste større forskjell mellom opptakene, mens størst ulikhet var det for vegetasjonsindeksen NDVI. En mulig forklaring til dette kan være forskjellen i tidspunktet på dagen opptakene ble gjort. Visuell betraktning av skyggene fra oppstikkene objekt viser stor forskjell i solvinkelen for de to opptakene. Det fører til at solas belysning av tretoppene blir forskjellig, noe som vil slå ut på NDVI-verdiene når behandlingsenheter er kun på 10x10 meter. Trolig må det brukes større behandlingsenheter med flyfoto, selv om flyfoto har svært høy oppløsning. Med større enheter vil skyggeeffektene blir mer utjevnet.

Det var også påfallende stor forskjellen i vegetasjonsindeksen for de samme data, mellom prosesseringen i Norge og Australia. Det skyldes nok bruken av to forskjellige høydemodeller i ortofotoproduksjonen. Dermed er oppstikkende objekt, slik som større trær, plassert ulikt i de to datasettene. Innen en 10 m rute får det den effekt at trekronene for høye trær, som befinner seg i enkeltbildenes ytterkanter, blir feilplassert når bildeopprettingen blir gjort med en terrengmodell. Denne effekten sammen med belysningsforskjellene er nok årsaken til at det tilnærmet null-korrelasjon mellom dataene fra *norgebilder.no* i 2013 og de CSIRO-prosesserte data i 2016.

Når data fra flyfoto varierer mer enn de andre to kildene, utgjør de også en mer usikker kilde enn LiDAR og Sentinel-2. Det tyder igjen på at en modell med data fra LiDAR og Sentinel-2, vil være mer robust enn en modell der også data fra flyfoto inngår.

Ved bruk av lineære modeller, der kun persentil-verdien og NDRE-verdien inngår, gav modellene en nøyaktighet mellom 59-61% (R^2), avhengig av hvilke datasett for de to sensorene som ble brukt. Dersom også beregningen av areal med trær over 10 meter i 10x10 gridet blir inkludert, økte nøyaktighet til 62-64%. Areal med trær over 10 meter kan enkelt bli beregnet fra differansen mellom høydemodell og overflatemodell i det 1 meters grid som fritt kan lastes ned fra *hoydedata.no*.

Den beste modellen med disse tre datakilder var:

Kvistbiomasse ($g\ tv/m^2$): $e^{1,208-0,317*20persentilen-0,021*Areal\ med\ treh\o yde\ over\ 10\ m} + 0,063*NDRE$

Data fra Sentinel-2 er enkelt å laste ned for et område og deretter beregne enten NDRE eller SCCC. Siden SCCC er en kombinasjon av NDRE og NDVI, er noe mer komplisert å beregne og ikke gir bedre resultat, vil bruk av NDRE være best. Dersom det i produksjon av beiteressurskart ikke brukes flyfoto, vil mest arbeid i tilretteleggingen av data være beregningen av høydeverdien for 20% persentilen fra punktskyen. Uten disse data ble nøyaktigheten i modellen redusert med 8%, og dersom en ikke bruker data om 3D-strukturen i det hele kunne modellen bare forklare 38% av variasjonen.



Detaljerte kart over elgens vinterbeiteressurser kan lages fra fritt tilgjengelige fjernmålte data.

4.3 Produksjon av kart

Til produksjon av kart kan mange program benyttes. Statistikkprogrammet R har funksjoner som gjør det spesielt egnet til å lage kart direkte fra utviklede modeller. I utviklingen av biomassemodellene ble prøveflatene valgt ut i skog. Det betyr at modellen ikke vil fungere godt utenfor skogsmark, og dermed må det lages en maske som fjerner slik områder. Som maske har vi valgt å benytte areal der nDOM (trehøyde) er mindre enn 50 cm og som i AR5-kartet er markert med bygninger, vegger eller vann.



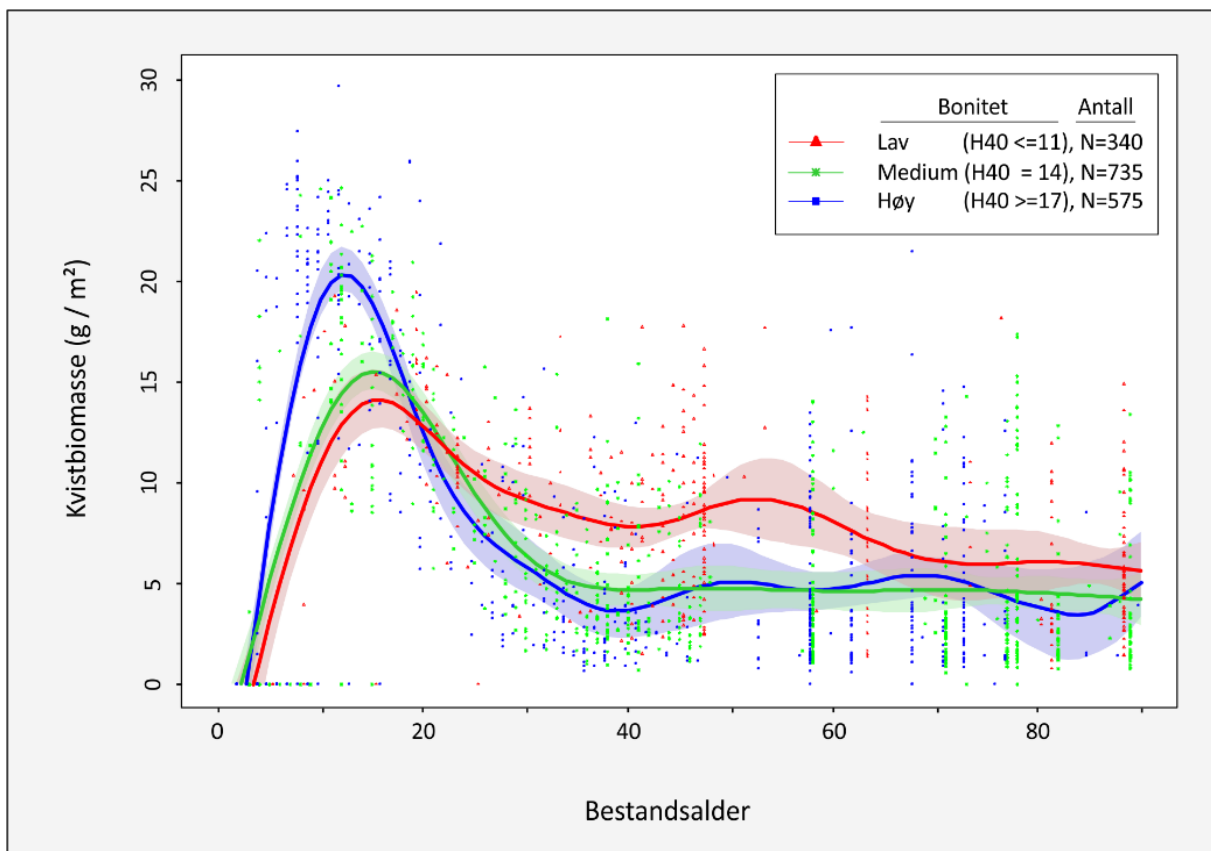
Figur 8. Kart som viser fordelingen av elgens beitetilbud vinterstid i 2013 for områder ved Gardermoen flyplass. Kartet er produsert fra den lineære biomassemodellen og areal uten skog er maskert vekk i en post-prosessering. Graderingen av biomassen fra lite til mye er fremstilt i en fargeskala fra grønt via gult og oransje til rødt.

Biomassekartet i figur 8 viser tydelig den flekkvise fordelingen av de beste beiteområdene i området ved Gardermoen flyplass. De røde og oransje merkede arealene i kartet er attraktive områdene som elgen vil søke mot vinterstid.

4.4 Dynamisk beregning av biomasse

Siden biomassemodellen gir en statisk tilstand det året sensordataene ble tatt opp har vi for å dynamisk kunne oppdatere kartet beregnet tilvekstkurver for elgens kvisttilbud for tre bonitetsklasser (figur 9). Beregningen av alder fra MEVs bestandsdata begynner det året det plantes eller at naturlig foryngelse er registrert, d.v.s. 1 – 3 år etter avvirkning.

Tilvekstkurvene viser hvordan beitetilgangen øker raskt frem mot 12- 14 års alder. På mark av høy bonitet gikk utviklingen raskest og beitemengdene ble størst. Mark med middels bonitet hadde omtrent samme tilvekst i kvistbiomasse som på lavbonitets mark, men biomassereduksjonen kom tidligere. Reduksjonen i biomasse fulgte mer det samme forløp som på mark av høy bonitet. Når skogen er blitt 30 år er biomassen redusert til det halve på mark med lav bonitet i forhold til aldersgruppen med høyest biomasse, en tredjedel på middels bonitet og til kun en fjerdedel i de rikeste skogtypene. I vedlegg 7.3 er det laget en tabell med utgangspunkt i figur 9. Den kan brukes til oppdatering av et biomassekart for areal der skogen ikke er sluttavvirket.

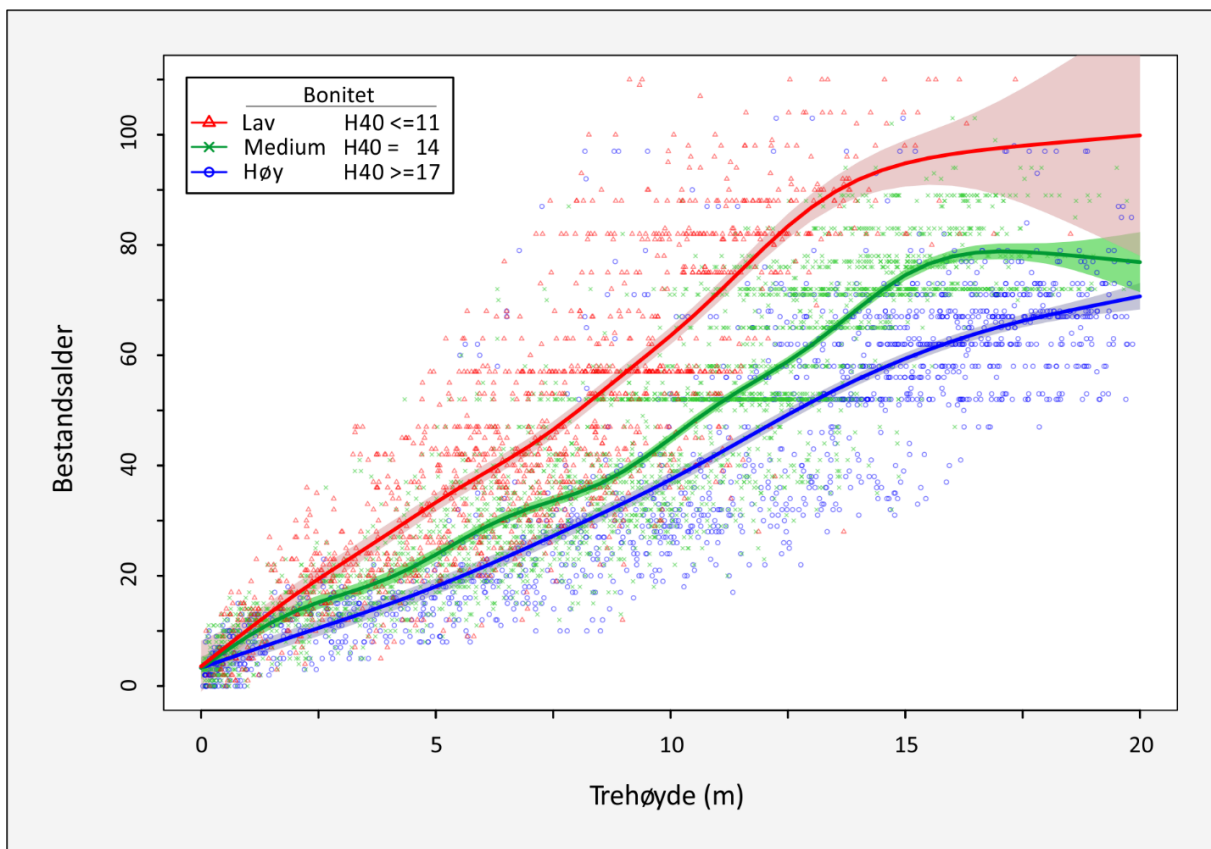


Figur 9. Kvistbiomasse tilgjengelig for elg som en funksjon av bestandsalder. Kvistbiomassen er uttrykt ved 75% percentilen i bestandet. Bestandsalder er hentet fra Mathiesen Eidsvold Værk's (MEV) skogkart.



Kvistbiomassen tilgjengelig for elg øker raskt i yngre bestand, spesielt i rene furubestand. Slike bestand kan bli hardt beitet av elg.

Bestandsalder kan i mange områder hentes fra andre kilder (bestandsdata, NIBIOs SatSkog produkt eller tidsserier av satellittbilder). LiDAR-data kan også benyttes til å estimere alderen, dersom det er blitt utviklet modeller som viser sammenhengen mellom bestandsalder og trehøyde. Vi fant at høydetilveksten på MEVs mark var tilnærmet lineær fram til ca 90 års alder for bestand med høy bonitet og rundt 70 år for mark med medium bonitet (figur 10).



Figur 10. Bestandsalder som en funksjon av trehøyde målt med LiDAR. 75% persentilen er benyttet som mål på bestandets trehøyde. Bestandsalder er hentet fra Mathiesen Eidsvold værks (MEV) skogdata.

5 Diskusjon

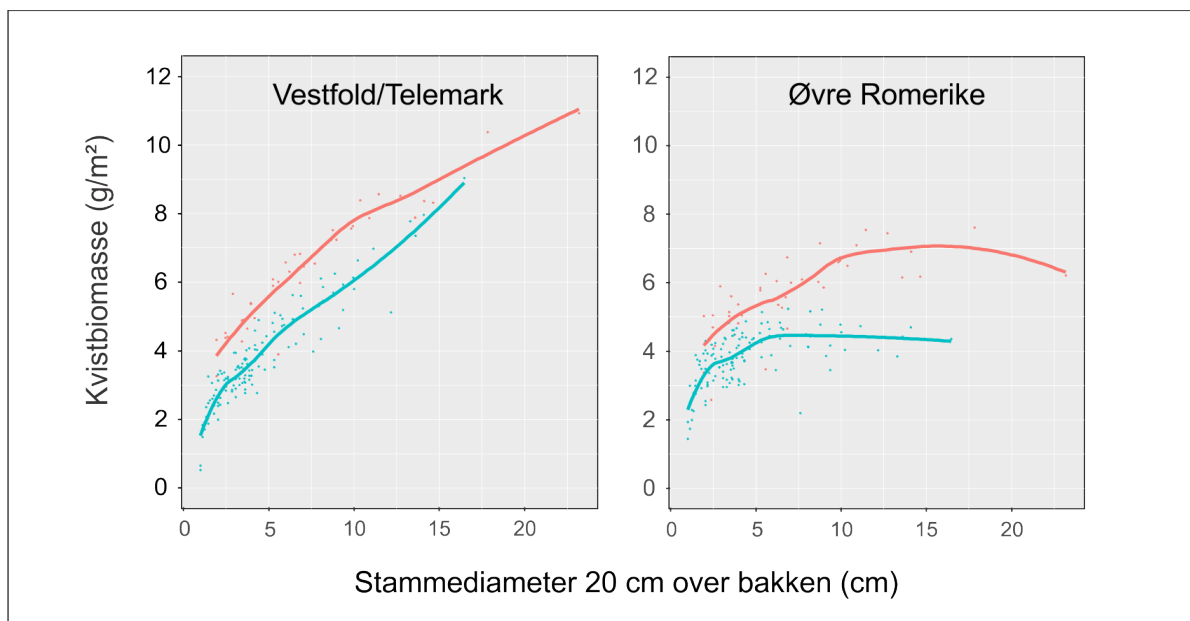
Elgens trekk til og fra egnede beiteområder skaper mange steder samfunnsmessige konflikter. For å redusere konflikten vil det være til hjelp med objektive data på hvordan beiteressursene er fordelt i et landskap, hvordan fordelingen vil endres ved ordinære skogbruksaktiviteter og gjennom mer permanente arealinngrep. Lite er gjort for å utvikle effektive metoder for å lage heldekkende kart over elgens beiteressurser. Resultatene fra dette prosjektet, hvor det er sett på muligheten for bruk av fly- og satellittdata til slike beregninger, viser at kvistbiomassen tilgjengelig for elg kan kartlegges med nesten 70% nøyaktighet (R^2) fra slike kilder. Dersom det i regresjonsmodellen blir brukt bare flybåren LiDAR og optiske data fra Sentinel-2 satellitten, kan det fortsatt gi kart med nøyaktighet over 60%. Data fra disse to kilder er gratis, de er lett tilgjengelige, og de kan tilrettelegges og analyseres med fri programvare. Resultatet fra prosjektet viser dermed at det bør være relativt enkelt å produsere detaljerte kart over elgene vinterbeiteressurser, og det uten at det påløper ekstra innkjøpskostnader ved bruk av de fjernmålte data.

Sammenliknes resultatet av den beste modellen i dette prosjektet, der tre ulike sensortyper ble brukt med resultatet fra analysene som ble gjort med kombinasjon flybåren LiDAR og RapidEye- satellitten Kastdalen m. fl. (2018) for de samme felldata (2013), viste 3-sensor kombinasjonen en forbedring i nøyaktighet fra $R^2 = 55\%$ til 75% . Dette kan også skyldes at i dette prosjektet ble dataene analysert med 10 meter som arealenhet, mens 5 meter var brukt i det tidligere prosjektet. Ved å øke målearealet reduseres effektene av unøyaktigheter i lokaliseringen (Gobakken & Næsset, 2009; Næsset & Gobakken, 2008).

Lone m. fl. (2014) gjorde en tilsvarende undersøkelse som denne. De undersøkte muligheten til å bruke LiDAR alene og i kombinasjon med bestandsdata til å estimere kvistbiomassen tilgjengelig for elg. I felt benyttet de en design med 5 sirkulære plott på 50 m^2 lokalisert med et sentrumsplott og de 4 øvrige 25 meter unna i hver himmelretning. Den gjennomsnittlige biomassen på de 5 flatene ble brukt som estimat på biomassen i et 2500 m^2 sirkulært areal som omkranset plottene. Til beregning av biomassen i feltplottene benyttet de også allometriske funksjoner utviklet med prøver fra samme område. De fant at med LiDAR alene kunne de forklare 45% av variasjonen, og det økte til 52% dersom LiDAR-data ble kombinert med bestandsdata.

Benytter vi en modell for Øvre Romerike med bare høydeverdiene ved 20% persentilen fra LiDAR kunne en slik modell forklare 57% av variasjonen. Nå er det vanskelig å sammenlikne modeller fra ulike skogområder direkte, men trolig er den økte nøyaktighet i denne undersøkelsen knytt til at målingen utgjorde nøyaktig samme areal som for de fjernmålte data, og at vi i lokaliseringen benyttet GPS-enheter med høy presisjon. Men det kan også skyldes bruk av ulike allometriske funksjoner. I dette prosjektet benyttet vi et dempingsledd i de allometriske funksjonene og tok inn en visuell vurdering av kronetettheten. Dempingsleddet ble inkludert siden biomassen når et toppunkt med økende størrelse på et tre for så avta etter hvert som kronen vokser ut av elgens beitehøyde. Tetthetskorreksjonen ble tatt inn i allometrifunksjonene fordi vi registrerte store forskjeller i kronetetthet mellom tre med omtrent samme stammediameter og kronestørrelse. Lone m. fl. (2014) brukte felldata fra Van Beest m. fl. (2010) som ikke inkluderer noe dempingsledd eller justering for variasjoner i kronetetthet. Figur 11 viser hvordan kvistbiomasse ble endret med økende stammediameteren på data fra Øvre Romerike med bruk av funksjonene rapportert i Van Beest m. fl. (2010) og funksjonene utviklet i dette prosjektet.

Dersom vi benytter funksjonene rapportert i Van Beest m. fl. (2010) som grunnlag til å beregne biomassen i feltplottene på Øvre Romerike, førte det til at den beste regresjonsmodellen kun forklarte 55% av variasjonen. Dermed kan årsaken til at Lone m. fl. (2014) fikk langt lavere nøyaktighet med bare LiDAR enn vi fikk i dette prosjektet også være at allometrifunksjonene publisert i Van Beest m. fl. (2010) gir for høye biomasseverdier for store trær.



Figur 11. De allometriske funksjoner (lineære modeller) utviklet for studieområdet Vestfold/Telemark (Van Beest m. fl. 2010) og Øvre Romerike viser ulike forløp.

Forskjellen mellom funksjonene i disse to områder viser at det er behov for å innhente mer data til utvikling av allometriske funksjoner til beregning av kvistbiomassen tilgjengelig for elg, spesielt gjelder dette for trær der stammediameter 20 cm over bakken er over ca 8 cm og hvor nedre delen av kronen fortsatt er under 3 meter.

Det er interessant å merke at den beste modellen henter informasjon fra alle de tre sensorene som ble testet, og at det kun var fra flyfoto det ble valgt ut to variabler. Nå er prosessen for å få frem disse to variabler, NDVI og prosentandel furu, svært forskjellig og korrelasjonen mellom dem er liten ($r=0,4$). LiDAR data er den viktigste datakilden for å beregne kvistbiomassen, og det skyldes nok at elgen kun beiter kvist i et sjikt som med billeddannende sensorer blir tildekket av kvister i trærnes høyere deler. De optiske data bidrar mer til å skille ut kvist fra gran, som er lite beitet av elg, og derfor ikke inngår i den kvistbiomasse som er beregnet.

I studieområdet på Øvre Romerike er det blant bartrærne en sterkere overvekt av gran, enn hva som er vanlig i norsk skog. Dermed er det også overvekt av prøveflater på grandominert mark i forhold til furumark. Dette kan gi en skjevhet i forhold til hvor godt kvistbiomassen kan estimeres i mer furudominerte skoger, men trolig er økt furuinnslag kun en fordel. Mer furu betyr også at LiDAR dataene, som måler kvistmengden i elgens beitesjikt, får større betydning enn de optiske data som mer registrerer trærnes øvre sjikt.

Produksjon av beiteressurskart

Til produksjon av beiteressurskart vil det bli best resultat ved å benytte stedstilpassede felldata i regresjonsmodellen. Det gir både et mer nøyaktig kartprodukt og informasjon om usikkerheten i kartet, og mer nøyaktige funksjoner til bruk for løpende oppdatering.

Benyttes parameterverdiene og variablene fra modellene i dette prosjektet til å lage biomassekart i nye områder bør resultatet betraktes mer som en oversikt, i alle fall til vi vet mer om hvor mye modellene vil variere mellom områder og datasett.

I produksjon av beiteressurskart kan tilgang på skyfrie satellittdata være et problem. Sentinel-2, består etter 2017 av to satellitter og samlet gjør disse opptak flere ganger per uke over Norge. Dermed er sjansen nå stor for at en de fleste steder vil finne skyfrie eller nesten skyfrie Sentinel-2 scener av nyere dato. Likevel kan en situasjon lett oppstå der feltplott hentes fra skyfrie områder i en scene, men ved ekstrapoleringen til et større område vil det være områder med skyer i denne scenen. Dermed må det søkes etter andre opptak som er skyfrie for disse områdene. For at disse data skal være så like som mulig på dataene i opptaket modellen ble utviklet fra, bør de normaliseres til modellscenen. En prosedyre for dette er nærmere beskrevet i vedlegg 3.

Et alternativt for å øke sannsynligheten for å finne egnede satellittdata kan være å øke arealet for feltmålinger, slik at det også dekker Landsat satellittenes pikselstørrelse på 30x30 meter. Ulempen er at det øker arealiteten for modellene 9 ganger, noe som vil føre til mangedobling av tiden det tar å registrere hver prøveflate i felt. I prosjektet greide 2 personer å registrere 3-6 feltplott (10x10 meter) per dag.

Mens det bør gjøres en egen innhenting av felldata når det skal lages kart over nye områder, trengs det ikke noe nytt feltarbeid for løpende oppdateringer av kartet. Til oppdatering kan det bli benyttet tilvekstkurver som viser hvordan kvistbiomassen endres i forhold til bestandsalder, slik som presentert for Øvre Romerike (figur 9). Stedstilpassede tilvekstkurver kan beregnes fra et biomassekart sammen med informasjon om bestandsalder og bonitet, dersom slike data finnes fra andre kilder. Bonitetsdata finnes i skogbrukets bestandskart og er tilgjengelig i AR5-kartproduktene fra NIBIO. I vedlegg 7.3 er metodikken for bruk av tilvekstkurvene beskrevet.

Alder på skogbestand kan finnes i bestandsdata og det er en av variablene som blir estimert i NIBIOs SatSkog-produkt¹ (Gjertsen, 2007). Aldersestimatet i SatSkog blir estimatet kun fra en satellittscene. Dermed vil estimatet har stor usikkerhet, og for mange områder er disse kartene ikke oppdatert. Et bedre alternativ er nok å hente informasjon fra en tidsserie med satellittdata (Hansen m. fl., 2013). Nylig er det for norsk forhold også gjort en sammenlikning av metoder for å se hvor godt hogstår kan detekteres ved hjelp av satellittdata (Ørka m. fl., 2018).

I flere undersøkelser er det vist at kart over elgens beiteressurser kan gi en god forklaring på arealbruken (Lone m. fl., 2014; Van Beest m. fl., 2010). I en nylig undersøkelse over faktorer som påvirket elgens bruk av over-/underganger på veg og jernbane ble det vist at beitetilbudet i passasjenes nærområde var en viktig faktor til å forklare elgens bruk av disse (Kastdalen m. fl., 2018). Utføring med siloballer ved passasjene, som førte til at beitetilbudet økte, virket på tilsvarende vis å øke elgens bruk. Forsøk med å skape gode beiteforhold ved utføring har også vist at slike tiltak virker sterkt tiltrekkende på elg (Milner m. fl., 2012), og det er vel kjent at elg trekker til større områder med furuforyngelse. Når beitetilbudet øker nær trafikkerte veger, vil det føre til at også elgen trekker ditt (Roer m. fl., 2018), med økt påkjørselsfare som et resultat. Her kan beiteressurskart, som holdes løpende oppdatert, blant annet brukes til å oppdage hvor slike situasjoner vil oppstå.

Som konklusjon, viser undersøkelsen at detaljerte kart over tilgjengelige beiteressurser for elg kan produseres med relativt høy nøyaktighet fra fjernmålte data. Analysene viste også at data fra flybåren LiDAR og satellitten Sentinel-2 hadde mest betydning for modellenes nøyaktighet, og gav det meste stabile resultat ved bruk av ulike opptak. Data fra flyfoto hadde minst innvirkning på nøyaktigheten og varierte mest. Tilgangen på LiDAR og optiske satellittdata data ned til 10 meters oppløsning er i dag meget god i Norge. For norske skogområder vil det snart være full LiDAR-dekning og dataene blir tilrettelagt løpende. De blir lagt ut på hoydedata.no, hvor de kan lastes ned gratis. Det gjelder også rådata i form av punktskyer (LAZ-formatet). Satellittdata fra Copernicus-samarbeidet (bl. annet Sentinel-2), som Norge er en del av, er også fritt tilgjengelige, og nye data blir tatt ned ukentlig. Selv om det vil være et stort antall dager i vekstsesongen som har tilskyet vær, er det likevel stor sannsynlighet til å finne skyfrie satellittdata fra omtrent samme tidsperiode som LiDAR-dataene. Samlet gir dette gode muligheten til kosteffektivt å lage detaljerte kart over elgens beiteressurser vinterstid for store areal.

¹kilden.nibio.no

6 Litteratur

- Andersen, H.-E., Strunk, J., Temesgen, H. m. fl. (2012). *Using multilevel remote sensing and ground data to estimate forest biomass resources in remote regions: a case study in the boreal forests of interior Alaska*. Canadian Journal of Remote Sensing, 37(6), 596-611.
- Barnes, E., Clarke, T., Richards, S. m. fl. (2000). *Coincident detection of crop water stress, nitrogen status and canopy density using ground based multispectral data*. Paper presentert på Proceedings of the Fifth International Conference on Precision Agriculture, Bloomington, MN, USA.
- Breiman, L. (2001). *Random forests*. Machine learning, 45(1), 5-32. doi: Doi 10.1023/A:1010933404324
- Caccetta, P., Collings, S., Hingee, K. m. fl. (2011). *Fine-scale monitoring of complex environments using remotely sensed aerial, satellite, and other spatial data*. Paper presentert på Image and Data Fusion (ISIDF), 2011 International Symposium on.
- Chen, T. & Guestrin, C. (2016). *XGBoost: A scalable tree boosting system*. Paper presentert på Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data mining - KDD '16.
- Chen, X., Vierling, L. & Deering, D. (2005). *A simple and effective radiometric correction method to improve landscape change detection across sensors and across time*. Remote Sensing of Environment, 98(1), 63-79. doi: 10.1016/j.rse.2005.05.021
- Collings, S. & Caccetta, P. (2013). *Radiometric calibration of very large digital aerial frame mosaics*. International Journal of Image and Data Fusion, 4, 214-229. doi:10.1080/19479832.2012.760656
- Friedman, J. H. (2002). *Stochastic gradient boosting*. Computational Statistics & Data Analysis, 38(4), 367-378. doi: Doi 10.1016/S0167-9473(01)00065-2
- Gjertsen, A. K. (2007). *Accuracy of forest mapping based on Landsat TM data and a kNN-based method*. Remote Sensing of Environment, 110(4), 420-430. doi: 10.1016/j.rse.2006.08.018
- Gobakken, T. & Næsset, E. (2009). *Assessing effects of positioning errors and sample plot size on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data*. Canadian Journal of Forest Research, 39(5), 1036-1052.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R. m. fl. (2013). *High-resolution global maps of 21st-century forest cover change*. Science, 342(6160), 850-853. doi: 10.1126/science.1244693
- Kastdalen, L. (1996). *Romerikselgen og Gardermoutbyggingen. Hovedrapport fra Elgprosjektet på Øvre Romerike*. (s. 115): Fylkesmannen i Oslo og Akershus, miljøvernavdelingen.
- Kastdalen, L., Roer, O. & Milner, J. M. (2018). *Elgprosjektet i Akershus - Delrapport 2. Effekter av inngjerdede trafikkårer på forflytning og arealbruk hos elg*. Statens vegvesens rapporter (Vol. 316): Statens vegvesen.
- Kuhn, M. & Johnson, K. (2013). *Applied predictive modeling* (Vol. 810): Springer.
- LeBreton, J. M. & Tonidandel, S. (2008). *Multivariate relative importance: extending relative weight analysis to multivariate criterion spaces*. Journal of Applied Psychology, 93(2), 329-345. doi: 10.1037/0021-9010.93.2.329
- Lindsay, J. (2014). *The whitebox geospatial analysis tools project and open-access GIS*. Paper presentert på Proceedings of the GIS Research UK 22nd Annual Conference, The University of Glasgow.
- Lone, K., van Beest, F. M., Mysterud, A. m. fl. (2014). *Improving broad scale forage mapping and habitat selection analyses with airborne laser scanning: the case of moose*. Ecosphere, 5(11), 1-22.
- Marshall, P. L., Pitt, M. D. & Habgood, H. L. (1990). *Estimating browse biomass using multiple regression and plotless density estimates*. The Journal of Wildlife Management, 51(1), 180-186.
- McCune, B. & Keon, D. (2002). *Equations for potential annual direct incident radiation and heat load*. Journal of vegetation science, 13(4), 603-606.
- McGaughey, R. (2013). *Fusion/LDV: Software for lidar data analysis and visualization, 3.80*. USDA Forest Service—Pacific Northwest Research Station: Portland, OR, USA.

- Milner, J. M., Storaas, T., van Beest, F. M. m. fl. (2012). *Sluttrapport for elgføringsprosjektet Oppdragsrapport (Vol. 1): Høgskolen i Hedmark.*
- Murphy, M. A., Evans, J. S. & Storfer, A. (2010). *Quantifying Bufo boreas connectivity in Yellowstone National Park with landscape genetics.* Ecology, 91(1), 252-261.
- Newman, D., Lindsay, J. & Cockburn, J. (2018). *Evaluating metrics of local topographic position for multiscale geomorphometric analysis.* Geomorphology, 312, 40-50.
- Næsset, E. & Gobakken, T. (2008). *Estimation of above-and below-ground biomass across regions of the boreal forest zone using airborne laser.* Remote Sensing of Environment, 112(6), 3079-3090.
- Næsset, E., Gobakken, T., Holmgren, J. m. fl. (2004). *Laser scanning of forest resources: the nordic experience.* Scandinavian Journal of Forest Research, 19(6), 482-499. doi: 10.1080/02827580410019553
- Paul, K. I., Roxburgh, S. H., England, J. R. m. fl. (2013). *Development and testing of allometric equations for estimating above-ground biomass of mixed-species environmental plantings.* Forest Ecology and Management, 310, 483-494. doi: 10.1016/j.foreco.2013.08.054
- Picard, N., Saint-André, L. & Henry, M. (2012). *Manual for building tree volume and biomass allometric equations: from field measurement to prediction (s. 215):* Rome, ITA : FAO; Food and Agricultural Organization of the United Nations.
- Quinlan, J. R. (1992). *Learning with continuous classes.* Paper presentert på 5th Australian joint conference on artificial intelligence.
- Quinlan, J. R. (1993). *Combining instance-based and model-based learning.* Paper presentert på Proceedings of the Tenth International Conference on Machine Learning.
- Riley, S. J., DeGloria, S. D. & Elliot, R. (1999). *Index that quantifies topographic heterogeneity.* Intermountain journal of sciences, 5(1-4), 23-27.
- Roer, O., Rolandsen, C. M., Meland, M. m. fl. (2018). *Elgprosjektet i Akerhus – Delrapport 1. Kameraovervåking av faunapassasjer og elgens områdebruk på Øvre Romerike.* Statens vegvesen rapporter (s. 65).
- Roxburgh, S., Paul, K., Clifford, D. m. fl. (2015). *Guidelines for constructing allometric models for the prediction of woody biomass: how many individuals to harvest?* Ecosphere, 6(3), 1-27.
- Solbraa, K. (2008). *Elgbeitetaksering. En veiledning og forslag til standard.* Skogbrukets kursinstitutt: , 41 s.
- Van Beest, F. M., Mysterud, A., Loe, L. E. m. fl. (2010). *Forage quantity, quality and depletion as scale-dependent mechanisms driving habitat selection of a large browsing herbivore.* Journal of Animal Ecology, 79(4), 910-922.
- Vapnik, V. N. (1999). *An overview of statistical learning theory.* IEEE transactions on neural networks, 10(5), 988-999.
- White, J., Tompalski, P., Vastaranta, M. m. fl. (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.
- White, J., Wulder, M. A., Varhola, A. m. fl. (2013). *A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using an area-based approach.* The Forestry Chronicle, 89(6), 722-723.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: elegant graphics for data analysis:* Springer.
- Wood, S. N., Pya, N. & Säfken, B. (2016). *Smoothing parameter and model selection for general smooth models.* Journal of the American Statistical Association, 111(516), 1548-1563.
- Zhang, L., Shao, Z., Liu, J. m. fl. (2019). *Deep Learning Based Retrieval of Forest Aboveground Biomass from Combined LiDAR and Landsat 8 Data.* Remote Sensing, 11(12), 1459.
- Ørka, H. O., Framstad, E., Gailis, J. m. fl. (2018). *Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåkning av økosystemet skog (Vol. M-1218): Norges miljø- og biovitenskaplige universitet.*

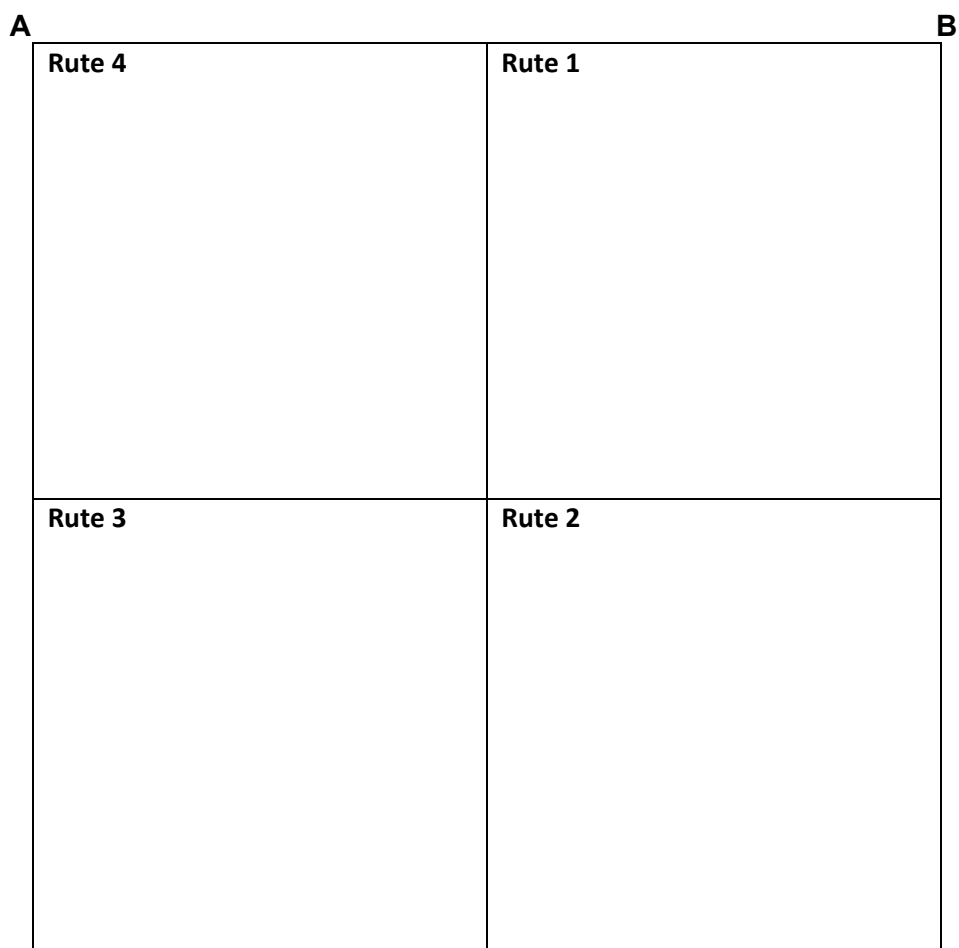
PLOTT NR	NØYAKTIG S-KOORDINAT: UTM X	NØYAKTIG S-KOORDINAT: UTM Y
----------	-----------------------------	-----------------------------

Plotet består av fire kvadratiske ruter av 5x5 meter orientert mot geografisk nord.

Avstand diagonalt fra S (plottets senterpunkt) til A, B, C eller D er 7,07 meter. Mål rett vinkel fra S i 5 m. Merk punktet. Mål så 5 m fra dette punktet med en snor og 7,07 fra S med en annen. Merk nytt punkt og gjenta på andre siden, og på sydsiden. Trekk snorer som markerer rutegrensene.

Ruteinndelingen er den samme som i topografiske N50-kart (nummerering følger sola fra øvre høyre rute).

Tegn inn trær og busker og sett nummer på hvert tre/busk. Nummereringen skal gjenspeiles i registreringstabellen. Skisser inn aktuelle beitetrær (> 1 m) som står mindre enn 2 meter utenfor rutegrensene.



FORKLARING TIL SKJEMA FOR BIOMASSEMÅLINGER

Bestand er et homogent areal på 2 dekar (2000 m²) som måleplottet ligger innenfor.

Plott er den geografiske lokalisering der målinger foretas. Ruter er en inndeling i fire kvadratiske ruter på 25 m² (5x5 m) med plottets senterpunkt i midten. Her måles alle trær med beitekviser mellom 0,5 og 3 meter. Hvert tre vil utgjøre en linje registreringsskjemaet.

Informasjon om bestand

Hogstklasser: Vanlig inndeling I-IV. I: treløs skogsmark (0-0,5m). II: ungsog (0,5-10m). III: yngre produksjonsskog. IV: eldre produksjonsskog. V: hogstmoden skog.

Høyde dominerende tre i høydeklassene: 1 (0,5-2 m), 2 (2-4 m), 3 (4-10 m) og 4 (> 10 m).

Bonitet: Lav(L), Middels (M), høy (H), Svært høy (S).

Homogenitet. Deles inn i: (1) Stor forskjell fra målerutene, (2) middels forskjell og (3) liten forskjell.

Informasjon i hver målerute (5x5 m)

Treslag inndeles i Furu (F), Gran (G), Einer (E), Rogn (R), Osp (O), Selje (S), Vier (V), Hegg (H), Gråor (Gr), Lønn (L).

Form inndeles i Busk (B) eller Tre (T).

Plassering inndeles etter en skala fra 1 - 5, hvor 1 står for sterk undertrykt og 5 for frittstående.

Beitegrad inndeles slik:

- | | |
|-------------|--|
| Beitegrad 1 | Ingen eller ubetydelig beiting. Bare enkelte, spredte skudd kan være tatt. |
| Beitegrad 2 | Middels sterk beiting, rundt 1/3 av kvistmassen ved beitetidspunktet er tatt i ett av de siste årene. Ikke la deg lure av at nye skudd kan dekke over eldre beiting. |
| Beitegrad 3 | Sterk beiting, plantene er kuert, men de fleste kan utvikle seg videre. Rundt 2/3 av kvistmassen er tatt i ett av de siste årene. |
| Beitegrad 4 | Meget sterk beiting, plantene er sterkt nedbeitet og en betydelig andel er døende eller døde. Rundt 3/3 av kvistmassen er tatt i ett av de siste årene. |

Måling på trær

Mål stammens diameter 20 cm over bakken (DMH) og brysthøydiameter (DBH) ved 1,3 m. Det er unødvendig å måle trær med DBH over 15 cm. Måleenhet er cm og oppgi den med en desimal.

Total høyde måles i meter med desimeters nøyaktighet. Desimeter nøyaktighet viktigst opp til 3 meter.

Krone diameter 1: Diameteren i cm på krona i den retning hvor den er lengst.

Krone diameter 2: Diameteren i cm på krona vinkelrett på Krone diameter 1.

Høyde til krone: Avstanden fra bakken og til der krona virkelig begynner målt i cm. Hvis enkelte mindre kvister starter lavere regnes ikke disse med.

Form inndeles i: Rund (R), Ellipse (E), Kjegle (K), Pære (P).

Konsistens: Her menes tettheten av krona. Inndeles etter en skala fra 1 - 5 med 5 som mest tett. Vurderingskriterier gjennomgås i felt.

7.2 Prosedyre for å normalisere NDRE-verdier

Dersom data fra flere satellittscener må brukes fordi det er skyer/skyskygger i deler av et kartleggingsområde er det viktig at verdiene er så like som mulig. Det kan bli oppnådd ved å kun bruke satellittdata som er konvertert til bakkerefleksjon. Det vil fjerne en del av forskjellen mellom scener som er forårsaket av ulikheter i atmosfæriske forhold. Slike forskjeller kan reduseres ytterligere ved å normalisere alternative scener til en hovedscene. Dette vil til en viss grad korrigere for fenologiske endringer, men fjerner dem ikke.

Dersom det må brukes data fra flere Sentinel-2 scener i en kartlegging må det søkes opp en eller flere scener som er sky/skyggefrie der hovedscenen har dette og som tidsmessig er nærmest hovedscenen (raster 1). Det kan være at scener fra et nærliggende år er bedre å bruke enn fra samme år dersom opptaket er fra omtrent samme periode i vekstsesongen. Prosedyren under kan enkelt utføres i R eller et annet program som behandler geografiske data.

1. Lag en maske for skogsmark og deretter invertere den slik at aktuell beitemark for elg får rasterverdi lik 0. NIBIOs arealressurskart AR5 med arealtype lik skog og myr kan brukes. Men AR5 kan være av eldre dato, så et bedre alternativ kan være å lage en rastermaske av ikke-skog (arealtype lik: vann, bebyggelse og samferdsel), aggregere dette til et grid på 10 meter som er tilpasset Sentinel2-gridet (rute hver hele 10-meter). Deretter kombinere dette med en maske (verdier = 1) basert på nDOM-verdier mindre enn 0,5 meter (nDOM = overflatemodell minus terrengmodell, som begge kan lastes ned fra hoydedata.no). Aggreger masken til 10 m gridet ved summering, og velg ny maske for ruter med verdi over 50. Slå sammen de to maskene. Ikke-skog masken brukes også for å ta vekk alle områder i biomassekartet som ikke er skog.
2. Beregne NDRE-indeks fra aktuelle Sentinel-2 data etter at dataene er korrigert til bakkerefleksjon. Slike data kan lastes ned for en del scener, og dersom aktuelle scener ikke er konvertert til bakkerefleksjon, kan ESAs SNAP-program brukes til konverteringen. Programmet er gratis.
3. Benytte skymasker som følger med Sentinel-2 dataene eller digitaliser for hånd områder som viser skyer eller skyskygge. Sett piksler under masken til «NoData».
4. Legge ut et sett med punkter (minst 1000) i kun skogsmark (inverter ikke-skog masken), hent opp NDRE-verdiene for punktene til en tabell, og lag en enkel lineær regresjonsmodell mellom Raster 1 (y) og Raster 2 (x).
5. Lag et nytt korrigert NDRE-raster ved å benytte regresjonen fra pkt. 6 på raster 2.
6. Slå sammen rasterne slik at NDRE-verdiene fra det normaliserte raster 2 erstatter verdien i raster 1 der dette hadde skyer/skyskygger.

7.3 Tilvekstmodeller

Tilvekstkurver som viser kvistbiomasse som en funksjon av bestandsalder, slik som vist i figur 9, kan benyttes til oppdatering av et biomassekart. I tabellen på side 40 er listet de forholdstall som ble funnet på Øvre Romerike mellom biomassen ved en gitt alder og alder 40 år for mark med lav, medium og høy bonitet. Bruk av 40 år som referansepunkt er valgt siden kurvene flater ut ved omtrent den alderen. Nå svinger neppe biomassen etter ca 40 år slik som figur 9 viser. Det er mer trolig at for mark av medium og høy bonitet skjer det lite endring. For mark med lav bonitet der bestandsalderen ligger mellom 40 – 90 år er det i tabellen antatt at biomassen følger en lineær avtagende funksjon.

Benyttes informasjon om biomasseendringen mellom en gitt alder og alder 40 år vil endringene i kvistbiomasse fra tid 1 (kartleggingstidspunktet) til tid 2 (oppdateringstidspunkt) følge formelen:

Kvistbiomasse ved alder 2 når kvistbiomassen ved alder 1 er målt kan beregnes som:

$$B_{a2} = B_{a1} \cdot \frac{r1}{r2}$$

Endringen av kvistbiomasse mellom alder 2 og alder 1 er da:

$$\Delta B_{a1 \rightarrow a2} = B_{a1} \cdot \left(\frac{r1}{r2} - 1 \right)$$

B_{a1} = Biomasseverdi ved kartleggingstidspunktet i bestandsalder 1.

B_{a2} = Biomasseverdi ved alder 2 når biomassen på et sted er kjent i alder 1.

Multiplikatorer beregnet fra figur 3.

$r1$ = Forholdstallet Biomasse_{alder1} / Biomassen_{alder 40 år}.

$r2$ = Forholdstallet Biomasse_{alder2} / Biomassen_{alder 40 år}.

Tabell V1. Forholdstall mellom biomasse ved gitt alder og biomassen ved alder 40 år for 3 bonitetsklasser.

Alder	LavBon	MedBon	HøyBon
1	0,00	0,00	0,00
2	0,00	0,00	0,00
3	0,00	3,37	4,60
4	7,97	1,44	1,00
5	2,35	0,92	0,57
6	1,40	0,68	0,41
7	1,01	0,55	0,32
8	0,80	0,46	0,28
9	0,68	0,40	0,25
10	0,60	0,36	0,23
11	0,55	0,34	0,22
12	0,52	0,32	0,21
13	0,49	0,31	0,22
14	0,48	0,30	0,22
15	0,48	0,30	0,23
16	0,48	0,30	0,25
17	0,49	0,31	0,27
18	0,50	0,31	0,29
19	0,52	0,33	0,33
20	0,54	0,34	0,36
21	0,56	0,37	0,40
22	0,58	0,39	0,45
23	0,61	0,42	0,49
24	0,63	0,45	0,53
25	0,65	0,49	0,58
26	0,67	0,53	0,61
27	0,69	0,58	0,65
28	0,71	0,62	0,68
29	0,73	0,67	0,71
30	0,74	0,72	0,74
31	0,76	0,77	0,78
32	0,77	0,82	0,83
33	0,79	0,87	0,89
34	0,80	0,90	0,96
35	0,82	0,94	1,00
36	0,84	0,96	1,00
37	0,85	0,98	1,00
38	0,87	0,99	1,00
39	0,87	0,99	1,00
40	0,88	1,00	1,00
41	0,88	1,00	1,00
42	0,89	1,00	1,00
43	0,89	1,00	1,00
44	0,90	1,00	1,00
45	0,90	1,00	1,00

Alder	LavBon	MedBon	HøyBon
46	0,91	1,00	1,00
47	0,91	1,00	1,00
48	0,92	1,00	1,00
49	0,92	1,00	1,00
50	0,93	1,00	1,00
51	0,93	1,00	1,00
52	0,94	1,00	1,00
53	0,94	1,00	1,00
54	0,95	1,00	1,00
55	0,96	1,00	1,00
56	0,96	1,00	1,00
57	0,97	1,00	1,00
58	0,97	1,00	1,00
59	0,98	1,00	1,00
60	0,98	1,00	1,00
61	0,99	1,00	1,00
62	0,99	1,00	1,00
63	1,00	1,00	1,00
64	1,01	1,00	1,00
65	1,01	1,00	1,00
66	1,02	1,00	1,00
67	1,03	1,00	1,00
68	1,03	1,00	1,00
69	1,04	1,00	1,00
70	1,04	1,00	1,00
71	1,05	1,00	1,00
72	1,06	1,00	1,00
73	1,07	1,00	1,00
74	1,07	1,00	1,00
75	1,08	1,00	1,00
76	1,09	1,00	1,00
77	1,09	1,00	1,00
78	1,10	1,00	1,00
79	1,11	1,00	1,00
80	1,11	1,00	1,00
81	1,12	1,00	1,00
82	1,13	1,00	1,00
83	1,14	1,00	1,00
84	1,15	1,00	1,00
85	1,15	1,00	1,00
86	1,16	1,00	1,00
87	1,17	1,00	1,00
88	1,18	1,00	1,00
89	1,19	1,00	1,00
90	1,20	1,00	1,00

Elgens trekk til beiterike områder og hard beiting i disse områdene fører til konflikter på ulike nivå; fra grunneiere imellom til allmenheten generelt gjennom økt kollisjonsfare med bil og tog. Et høyt beitepress på visse treslag bekymrer også miljøvernmyndigheter ved at det lokalt reduserer biodiversiteten. Kunnskap om hvordan elgens beiteressurser er fordelt kan brukes aktivt i forvaltning av elg. I dag lages det ikke kart som kvantitativt viser fordelingen av beiteressursene, kun kart med kvalitative informasjon om arealers egnethet.

I prosjektet har vi undersøkt muligheten til å kombinere data fra flybåren LiDAR, flyfoto og optiske satellittdata til å lage detaljerte kart over kvistbiomassen tilgjengelig for elg. Vi har utviklet allometriske funksjoner til å beregne biomassen på et tre av den kvist elgen beiter fra ulike morfologiske mål. Deretter er de morfologiske mål som best beskriver kvistbiomassen tatt på alle trær som har kvist i elgens beitehøyde i 94 utvalgte ruter av 10 x 10 meters størrelse. Fra målingene er det utviklet modeller der kvistbiomassen blir beregnet fra fjernmålte data. Både vanlige regresjonsmodeller og maskinlæringsalgoritmer er undersøkt. Modellenes nøyaktighet er validert med 5-fold kryssvalidering som er gjentatt 10 ganger.

Best resultat ble oppnådd med en modell basert på variabler fra flybåren LiDAR, satellitten Sentinel-2 og flyfoto. Denne modell kan forklare 68% av variasjonen (R^2) og har en rot-middel-kvadrat-feil (RMSE) på 3,6 g/m², som tilsvarer 29% av gjennomsnittlig målt biomasse. Den strukturelle informasjon fra LiDAR-sensoren var desidert viktigst i modellen, fulgt av vegetasjonsindeksen NDRE fra Sentinel-2. Fra flyfoto ble NDVI-indeksen og prosentandel furu valgt ut i modellen, men disse variabler var mindre viktig for resultatet.

Prosjektet har vist at detaljerte kart over elgens vinterbeite kan lages med bra presisjon ved bruk av fri programvare og fritt tilgjengelige LiDAR og Sentinel-2 data. Det gir muligheten til å lage detaljerte beiteressurskart i mange elgområder. Kartene vil kunne benyttes til å tilpasse elgtettheten til beitegrunnlaget og et verktøy til hjelp for å dempe konflikter knytt til elgens trekkemønster.