



Forord

Feltarbeidet til denne oppgaven er gjennomført med økonomisk støtte fra Skogbrukets Kursinstitutt. Jeg er svært takknemlig for støtten. Jeg vil også takke min assistent under feltarbeidet, Jon Arne Borg Engø, for god hjelp og godt selskap.

Jeg vil særlig takke min hovedveileder, Andreas Brunner, for veldig god støtte og hjelp under hele arbeidet med masteroppgaven. Han fortjener en særlig takk for verdifull hjelp til de statistiske analysene og verdifulle kommentarer gjennom hele arbeidsperioden. Jeg vil også takke Line Nybakken for veiledning. Kjersti Holt Hanssen fra Skog og Landskap fortjener en takk for god hjelp under planleggingen av feltarbeidet, og for gode råd og veiledning underveis i skrivingen. Hun fortjener også en takk for å ha gitt meg tilgang til data fra tidligere forsøk på prøveflatene. En takk vies også til Trygve Øvergård, Skogbrukets Kursinstitutt, som kom med ideen til oppgaven, og har bistått med verdifull hjelp rundt datainnsamlingen fra prøveflatene som Skog og Landskap ikke har hatt ansvar for. En takk skjenkes også skogeierne som har hatt sine skoger til rådighet for KONTUS-prosjektet.

Jeg vil takke min familie som har støttet meg gjennom studiene i alle år, og en god takk til min kjære Malin Eline Olsen, som har fått meg opp om morgenen og vært en verdifull støtte under arbeidet med masteroppgaven. En takk sendes også mine medstudenter for god støtte og gode råd, og også godt selskap, på lesesalen.

Jeg er takknemlig for at jeg har fått lov til å arbeide med dette temaet. Lukkede hogster og alternative hogstformer noe jeg finner svært spennende, så denne muligheten til å fordype meg innen dette fagfeltet har jeg satt stor pris på.

Ås, 12.05.2015

Simon Andersson

Sammendrag

I årene frem mot årtusenskiftet var det en økende interesse for selektive hogster i Europa, og også her i Norge. I den forbindelse ble KONTUS-prosjektet startet, for å øke kunnskapen og interessen rundt selektive hogster. Hogst etter KONTUS-prinsippet, skal der det er egnet, gi ett flersjiktet bestand etter hogst, som bledning. Forskjellen fra bledning er at KONTUS baserer valget på hvilke trær som skal stå og hvilke som skal avvirkes på grunnlag av trærnes økonomiske potensiale.

Ti prøveflater i sju forskjellige bestand hogget etter KONTUS-prinsippet ble undersøkt i denne oppgaven. Seks av prøveflatene var fordelt i tre bestand som en del av et langtidsforsøk av Norsk institutt for Skog og Landskap (SoL). De øvrige bestandene var etablert og fulgt opp av KONTUS-prosjektet. I bestandene til SoL ble det hogget to prøveflater, med hhv. 50 % og 40 % gjenstående volum av opprinnelig volum. I feltene til SoL, to bestand av gran (*Picea abies* (L.) Karst.) og ett bestand av furu (*Pinus sylvestris* L.), ble vært eneste tre registrert og koordinatfestet før og etter hogst i 2004, og disse trærne ble på ny registrert i 2014. For de øvrige bestandene var det kun bestandsdata fra 2004, og selv om de ble registrert på nytt i 2014, kunne ikke data fra disse periodene sammenlignes. I disse bestandene ble alle trærne i 2014 registrert og koordinatfestet for senere forsøk.

I de tre bestandene der tilvekst kunne bestemmes, ble det funnet at tilveksten var på høyde med flere andre bledningsforsøk, og at tilveksten økte med stående volum i prøveflatene. De fleste prøveflatene har opprettholdt den fallende diameterfordelingen, invers J-fordelingen, gjennom perioden. En prøveflate i furubestandet har utviklet en bimodal fordeling.

Det ble utviklet grunnflatetilvekstmodeller for enkeltrærne i de tre bestandene til SoL. Disse modellene beskrev utviklingen og konkurranseforholdene til trærne, og forklarte dermed hvorfor ulike trær har hatt ulik tilvekst. Konkurranseforholdene i en lukket, flersjiktet skog avhenger mye av avstanden til konkurrent, og størrelsen på subjektreet i forhold til konkurrentene. Et enslig stort tre vil vokse bedre enn et undertrykt lite tre.

Konklusjonene av denne oppgaven ble at hvis det står igjen et stort nok volum etter hogst vil volumtilveksten i bestand hogget etter KONTUS-prinsippet være, ikke bare på nivå med andre bledningsforsøk, men også på nivå med ensaldret skog. Modeller kan brukes til å beskrive tilvekst og konkurranseforhold i ett bestand hogget etter KONTUS-prinsippet.

Abstract

In the decades before 2000, there was an increasing interest in continuous cover forestry in Europe. This resulted in the start of the KONTUS project, a project that intended to increase the interest and knowledge of continuous cover forestry in Norway. Harvesting by the KONTUS-principle gives, were suitable, a forest where, like in the selection system, the forest cover is still closed, and multilayered after the harvest is done. The difference from the selection system is that in KONTUS, the economic potential for the trees decides if it should be harvested or not.

In this study, ten permanent plots in seven different stands were examined. Six of the plots were in three different stands were a part of a long-term experiment by the Norwegian Forest and Landscape Institute (SoL). The four remaining stands were established by the KONTUS- project. In the experiments of SoL, there were two plots in each stand, harvested to 40 % and 60 % of the originally standing volume. In the SoL stands, two stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and on stand of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) all trees were registered and positioned before and after the harvest in 2004, and these trees were registered again in 2014. On the remaining plots, only stand data were registered in 2004, and therefore data from 2014 cannot be compared to the data from 2004. In 2014, all trees in these stands were registered and positioned individually.

In the three stands where increment of trees could be registered, the stand volume increment was at the same level as other selection system experiments. The increment was also dependent of the standing volume; larger standing volume results in larger increment. The diameter distribution has been kept descending, inverse J-shaped, in the majority of plots during the experiment period. One of the plots in the pine stand, has developed a bimodal diameter distribution.

Single-tree basal area increment models were also developed in this study. These models described the increment of the trees, based on their competitive status in the stand. The competition between trees in a closed cover, multilayered forest depends on the trees size, and distance to competitor. A large free- growing tree will have a much better growth than a small suppressed tree.

The conclusions of this study, was that if the standing volume after harvest is large enough, the increment in KONTUS-harvested stands will be on the level of other selection system stands, and even on the level of even-aged stands. Models can be used to describe the increment and competition of trees in stands harvested by KONTUS.

Innhold

1 Innledning	6
1.1 Bruk av selektive hogster i Norge	6
1.2 KONTUS-prosjektet.....	7
1.3 Tilvekst i bestand etter selektive hogster	8
1.4 Tilvekst hos enkelttrær etter selektive hogster.	9
1.5 Målsetning.....	11
2 Materiale og metode.....	12
2.1 Studieområdene	12
2.2 Hogsten	13
2.3 Forsøksdesignet.....	14
2.3.1 SoL-flatene.....	14
2.3.2 De andre flatene	14
2.4 Datainnsamling 2014.....	14
2.4.1 SoL-flatene.....	14
2.4.2 De andre flatene	15
2.5 Databehandling	16
2.5.1 Beregninger på bestandsnivå	20
2.5.2 Tilvekstmodellering på enkelttrenivå	21
2.6 Statistisk arbeid	26
3 Resultater	27
3.1 Bestandenenes utvikling.....	27
3.1.1 Bestandenenes tilvekst.....	27
3.1.2 Diameterfordelingene	31
3.1.3 Trærnes romlige fordeling i bestandene	38
3.2 Modellering av enkelttretilvekst.....	42
3.2.1 Tilvekst mot størrelse ved ulike KI1	42
3.2.2 Tilvekstmodellene	44

4 Diskusjon	57
4.1 Bestandenes utvikling.....	57
4.1.1 Bestandenes tilvekst.....	57
4.1.2 Diameterfordelingene	60
4.1.3 Trærnes romlige fordeling.....	62
4.2 Tilvekstmodellering på enkeltrenivå.....	63
5 Konklusjon.....	65
Referanser	66

1 Innledning

1.1 Bruk av selektive hogster i Norge

En selektiv hogst er en hogstform der trær skjøttes og hogges individuelt, der man opprettholder en skog med kontinuerlig kronedekke som også er i stand til å forynge seg selv. Lexerød og Eid (2004a) har definert selektive hogster følgende:

«Hogster basert på definerte kriterier for trevalg som utvikler eller bevarer en sjiktet skogstruktur. Selektive hogster kjennetegnes av at bare deler av trekapitalen realiseres samtidig som forholdene legges til rette for rekruttering av nye trær til tresjiktet slik at en to- eller flersjiktet skogstruktur utvikles eller bevares. For det andre er behandlingsenheten det enkelte tre eller mindre tregrupper, og ikke bestandet, slik som i bestandsskogbruket. Et tredje fellestrekk ved selektive hogster er at hvilke trær som skal avvirket bestemmes på bakgrunn av bestemte kriterier»

Siden slutten av 1950-tallet, har den dominerende hogstformen i Norden vært flatehogster, og utbredelsen av selektive hogster i denne perioden har vært begrenset. Før flatehogst ble vanlig, var ulike typer av selektive og lukkede hogster mer vanlig. Et høyere kostnadsnivå, mer moderne teknologier og mer kunnskap om fordelene ved bestandsskogbruket i perioden fra 1920- tallet til 1950- tallet, formet det bestandsbaserte skogbruket med flatehogster som er vanlig i Norden dag (Braathe 1980; Chrimes 2004; Lundqvist et al. 2014).

Selektive hogster er i hovedsak brukt i skog bestandene av gran (*Picea abies* (L.) Karst.) da hogstformen egner seg godt til dette treslaget (Lundqvist 2012; Lundqvist et al. 2014). Bruken av selektive hogster i furu (*Pinus sylvestris* L.) er mindre utbredt, men er blitt brukt noen steder i Nord-Østerdalen, og i Gudbrandsdalen (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005). Selv om selektive hogster egner seg for våre treslag, er det likevel kun 6,2 % av skogarealet i Norge som er «egnet» til selektive hogster, og 9,5 % av arealet som er «sannsynligvis egnet» (Lexerød & Eid 2004a). For Hedmark fylke, er tallene henholdsvis hhv. 4,1 % og 11,4 % av skogarealet «egnet» eller «sannsynligvis egnet» (Lexerød & Eid 2004a). Disse tallene ble beregnet av Lexerød og Eid (2004a) i forbindelse med KONTUS-prosjektet, ved hjelp av en selektiv hogst indeks (SHI). Denne indeksen ble brukt til å finne et bestands egnethet for lukkede hogster, og til å kunne prioritere mellom bestand. Kriteriene som ligger til grunn for beregning av SHI, er diameterfordeling i bestandet, vekstpotensialet, stabilitet og potensiale for å få naturlig foryngelse (Lexerød & Eid 2004a; Lexerød & Eid 2004b).

Undersøkelser på foryngelsesarealet fra 2013, viste at det kun var brukt selektive hogster på 1,2 % av det kontrollerte hogstarealet i Norge (Granhus et al. 2014), og andelen selektive hogster har vært stabilt rundt dette nivået de siste 20 årene (Granhus et al. 2013). Selv om bruken av selektive hogster er begrenset i Norge, er det likevel viktig å ha kunnskap om denne hogstformen. For å sikre verdifulle arter, områder, økosystemer og økosystemtjenester i sårbare skogområder, kan selektive hogster bli brukt for å begrense forstyrrelsen, men samtidig gi en mulighet til å ta ut tømmer (Pukkala et al. 2011). Pukkala et al. (2011) sier også at selektive hogster i gran binder mer CO₂ over lengre tid enn det flatehogst gjør. Selektive hogster gjør at skogen binder CO₂ hele tiden, mens ved flatehogster vil skogen binde mye når den er i vekst, men slipper ut mye i årene etter hogst. Det er også vist at selektive hogster kan virke inn positivt på ulike arter, som for eksempel storfugl (*Tetrao urogallus*) (Kvasnes & Storaas 2005). Folk som ferdes i skog og utmark for rekreasjon, foretrekker gammel åpen skog, som man kan oppnå ved selektiv hogst (Gundersen & Frivold 2008). I bynære skogområder, som Oslo-marka, er derfor ulike typer av selektive hogster foretrukket (Hoen & Veisten 1994).

I den norske PEFC-skogstandarden står det under kravpunkt 11- Hogstformer: «*Der forholdene økonomisk og biologisk ligger til rette for det, skal det brukes lukkede hogster ved foryngelse av gran.*» (Norsk PEFC skogstandard 2006). Alle disse argumentene for å bruke selektive hogster, viser dermed at kunnskap om selektive hogster er viktig. Selektive hogster brukes, eller i det minste burde blitt brukt, i en rekke ulike situasjoner, selv i dag der skogbruket domineres av flatehogster.

1.2 KONTUS-prosjektet

Prosjektet KONTUS ble gjennomført i årene 2003-2005 i Hedmark og Oppland fylker for å prøve en ny selektiv hogstform (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005). Årsaken til at man ville prøve denne hogstformen, var på grunn av en økende interesse for selektive hogster som bredte seg i Europa i årtiene før tusenårsskiftet, som følge av en økende interesse for et mer naturnært og bærekraftig skogbruk (Aulie 2013; Chrimes 2004; Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005; Lundqvist et al. 2014; Monserud & Sterba 1996; Pukkala et al. 2009; Pukkala et al. 2011; Rouvinen & Kuuluvainen 2005). Det var også en generell mangel på kunnskap rundt selektive hogster i Norge på denne tiden, så man mente at gjennom dette prosjektet kunne man øke interessen, og også kunnskapen rundt selektive hogster. I Nord-Østerdalen og Nord-Gudbrandsdalen var det også på denne tiden blitt prøvd ut lukkede hogster i furu, som man ønsket å se effektene av (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005).

Hogst etter KONTUS-prinsippet var inspirert av Mats Hagners natur-kultur (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005), en økonomisk inspirert hogstform der man fjerner trærne som ikke lenger vil ha den verdiøkningen som tilfredsstillende et satt rentekrav (Hagner

2015). Natur-kultur kan, når forholdene ligger til rette, resultere i en selektiv hogst (Hagner 2015). Gjenstående trær, som vil få denne tilfredsstillende verdiøkning, vil derimot øke sin verdi og få bedre vekst på grunn av bedre vekstvilkår etter hogst (Hagner 2015). De gjenstående trærne skulle også sikre foryngelse, og for å sikre tilstrekkelig foryngelse kunne det plantes etter hogst (Hagner 2015). Hogst etter KONTUS-prinsippet ligner natur-kultur på den måten at den i flersjiktet skog vil anbefale selektiv hogst, og gi en hogst som ligner bledningshogst, der trærne velges ut fra sitt økonomiske potensiale (Økseter & Myrbakken 2005). Der det egner seg med flatehogst, vil KONTUS-prinsippet anbefale flatehogst (Økseter & Myrbakken 2005). Prosjektet KONTUS så bare på den delen av prinsippet KONTUS som resulterte i selektiv hogst. I denne selektive hogsten ble trær som ble ansett som hogstmodne, og trær som hindret tilveksten til trær med et større potensial, tatt ut i hogsten (Økseter & Myrbakken 2005).

15 ulike bestand ble hogget med selektiv hogst etter KONTUS-prinsippet i Hedmark og Oppland gjennom prosjektet (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005). Tre av disse bestandene ble etablert som langtidsforsøk av Norsk Institutt for Skog og Landskap (SoL), og her har det blitt utført flere forsøk gjennom årene. Blant annet har Aulie (2013) sett på hvordan kulturforyngelse utvikler seg i selektive hogster, mens de Chantal et al. (2007), Hanssen (2007) og Hanssen et al. (2007) har sett på ulike sider av foryngelse i selektive hogster.

1.3 Tilvekst i bestand etter selektive hogster

I et bledningsbestand, der det drives selektiv hogst, vil det være trær i alle størrelsesgrupper, spredt ut over hele bestandet, uten særlig mønster (Lundqvist et al. 2014). Dette gir en diameterfordeling med mange små trær, og stadig færre større trær, den fallende diameterfordelingen, eller invers J-fordelingen (Lundqvist et al. 2014; Meyer 1952). En fallende diameterfordeling er viktig i bledningsbestand. Dette kommer av at man ønsker en flersjiktet skog, og hogsten vil skje blant de største trærne. De største trærne skal deretter bli erstattet av mindre trær, og så skal de mindre trærne ble erstattet av enda mindre trærne, og så videre nedover diameterklassene (Lundqvist et al. 2014). Det blir færre og færre trær i hver diameterklasse, på grunn av en naturlig avgang (Lundqvist et al. 2014). I tillegg vokser de små trærne svært sakte, og derfor blir det svært mange trær i de minste diameterklassene. Trærne vil deretter få en gradvis større diametertilvekst jo større de blir, inntil ett visst punkt (Lundqvist et al. 2014; Monserud & Sterba 1996; Pukkala et al. 2009). Trærne vil dermed vokse over til neste diameterklasse raskere, jo større de blir, og dermed blir det færre trær i hver diameterklasse (Lundqvist et al. 2014). Dette resulterer i den fallende diameterfordelingen. I og med at selektiv hogst etter KONTUS-prinsippet ligner på bledningshogst, er det naturlig å tro at den vil ha en eller annen form for fallende diameterfordeling.

Den fallende diameterfordelingen blir ofte beskrevet som en negativ eksponentialfunksjon (Leak 1965; Lundqvist et al. 2014). Fordelingen som er beskrevet som negativ eksponentialfunksjon bygger på en konstant, *q-verdi*, som er forholdstallet mellom to inntilliggende diameterklasser (Lundqvist et al. 2014). Denne *q-verdien* er konstant for alle diameterklassene en perfekt fordelt dimeterfordeling, og vil ofte ligge i intervallet 1,2-2 (Gül et al. 2005). Jo lavere *q-verdien* er, jo flatere vil diameterfordelingen være, noe som betyr at en større andel av trærne, og dermed volumet, er i de store trærne. En høyere *q-verdi* betyr at en større andel av trærne, og dermed volumet, er i de små diameterklassene (Gül et al. 2005; Lundqvist et al. 2014).

Nordiske forsøk viser at volumtilveksten i et bledningsbestand avhenger sterkt av det gjenstående volumet i bestandet (Andreassen 1994; Lundqvist 2012; Lundqvist et al. 2014; Pukkala et al. 2009). I følge Lundqvist (2012) er det viktig at det er et stort nok volum etter hogst. Hvis volumet blir lavt, vil det redusere tilveksten, og det er i flere forsøk funnet at tilveksten øker ved økende stående volum (Bøhmer 1957; Lundqvist 1994; Lundqvist 2004; Lundqvist et al. 2007; Lähde et al. 2002; Nilsen 1988; Näslund 1942). Denne tilveksten vil flate ut over et visst nivå stående volum, og hvor tidlig den flater ut, varierer med vekstforholdene på stedet (Andreassen 1994; Bøhmer 1957; Lundqvist et al. 2007; Lähde et al. 2002). Områder med gode vekstforhold vil ha større tilvekst enn et område med dårlige vekstforhold, gitt samme stående volum. Dessuten tar det lengre tid før volumtilveksten flater ut på gode vekstforhold (Andreassen 1994). Volumet kan heller ikke bli for stort, da det vil gå ut over innveksten, antall trær som vokser inn i den minste diameterklassen, i bestandet. Uten tilstrekkelig innvekst vil ikke denne hogstmetoden fungere i lengden (Lundqvist et al. 2014; Pukkala et al. 2010).

Det er derfor utfordringer knyttet til å drive bledning eller andre selektive hogster i et bestand, da man må passe på at man har et stort nok volum, og samtidig må man passe på at det er plass til nok små trær til å etablere seg i bestandet.

1.4 Tilvekst hos enkeltrær etter selektive hogster.

På enkeltrenivå vil diametertilveksten kjennetegnes ved at de vokser sakte i starten, og har en stadig økende tilvekst jo større de blir. Diametertilveksten når et kulminasjonspunkt, der den flater ut og synker igjen med økende trestørrelse (Lundqvist et al. 2014; Monserud & Sterba 1996; Pretzsch & Biber 2010; Pukkala et al. 2009). I flersjiktete bestand vil utviklingen med økende tilvekst med økende diameter for større trær enn i ensaldrede bestand, slik at trærne kan bli veldig store før de når kulminasjonspunktet der tilveksten flater ut og blir mindre med stigende diameter (Lundqvist et al. 2014).

Tilveksten på enkeltrenivå er sterkt avhengig av trærnes konkurransesituasjon. Viktige ressurser trærne trenger for å vokse, som vann, næring og lys, er begrensede ressurser i et bestand. Dette fører til at det blir konkurranse om ressursene, som begrenser trærnes vekst (Long et al. 2004). Mellom trær styres konkurranseforholdet i hovedsak av trærnes bladareal og rotsystem (Long et al. 2004). En enkel måte å finne konkurransesituasjonen i et bestand, er å bruke trærnes størrelse, og også hvor lang avstand det er i mellom dem (Pommerening et al. 2011; Sharma & Brunner 2013), da dette påvirker hvor stort bladarealet til det enkelte tre vil være (Long et al. 2004). Store frittstående trær vil ha bedre konkurransevilkår enn små undertrykte trær, på grunn av bedre tilgang på de begrensede ressursene (Pommerening et al. 2011). Frittstående store trær vil dermed ha god tilvekst hvert år, mens små undertrykte trær kan stå og nesten ikke vokse på 50-100 år (Lundqvist 2012), før de begynner å vokse når de endelig blir fristilt. To like store trær kan dermed ha veldig forskjellig alder, alt ettersom hvor undertrykte de har vært. Det kan derfor ikke estimeres noen alder på de dominerende trærne i flersjiktete bestand (Pukkala et al. 2009). Av den grunn er det heller ikke vanlig, og også svært utfordrende, å bonitere bledningskog på vanlig måte (Lundqvist et al. 2014; Pukkala et al. 2009). I Norge er det vanlig å bonitere ved hjelp av middelhøyden til de dominerende trærne (100 grøveste trærne/ha) tre ved 40 års brysthøydealder, H40-systemet (Tveite & Braastad 1981). I et bledningsbestand er det så å si umulig å finne ut om et tre som synes dominerende har vært dominerende gjennom hele livsløpet, og da man heller ikke har alderen blir bonitering svært vanskelig.

Trærnes tilvekst og konkurransesituasjon kan beskrives ved hjelp av tilvekstmodeller for enkeltrær. De fleste tilvekstmodeller benytter seg av potential-modifier-prinsippet. Dette betyr at modellene først estimerer trærnes potensielle tilvekst, uten konkurranse, og så brukes en konkurranseindeks til å redusere veksten (Monserud & Sterba 1996; Pommerening et al. 2011; Pretzsch & Biber 2010; Sharma & Brunner 2013).

Disse potential-modifier-modellene tar utgangspunkt i treets tilvekst i forhold til størrelse, og hvordan forholdene er på voksestedet. Dette kan for eksempel være bonitet funnet på vanlig måte (Biging & Dobbartin 1992). I og med at bonitet er vanskelig å beskrive ved hjelp av høyde og alder i et flersjiktet bestand, brukes som regel andre måter for å beskrive boniteten. Dette kan være modeller basert på ulike bestandsvariable som helning, helningsretning, fuktighet og dybde i ulike humuslag (Monserud & Sterba 1996) eller vegetasjonstype og temperatursum (Pukkala et al. 2009) som beskriver tilvekstforholdene i de enkelte bestandene.

1.5 Målsetning

Formålet med KONTUS- prosjektet var å øke det eksisterende kunnskapsgrunnlaget for lukkede hogster. Gjennom denne oppgaven håper jeg å kunne fylle ut noe av denne manglende kunnskapen, ved å se på bestands- og enkelttretilveksten i bestand som er selektivt hogget etter KONTUS-prinsippet. Denne oppgaven består dermed av følgende to delmålsetninger.

1. Å beskrive vekst og utvikling på bestandsnivå for bestand hogget etter KONTUS-prinsippet, og sammenligne dette mot andre bledningsforsøk.
2. Å lage modeller som beskriver enkelttrærnes grunnflatetilvekst og forklarer hvordan konkurransen virker i bestand hogget etter KONTUS-prinsippet.

2 Materiale og metode

2.1 Studieområdene

I denne studien er det benyttet ti prøveflater fordelt på sju bestand. Disse prøveflatene ble anlagt 2003-2004, som en del av KONTUS-prosjektet (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005). Tre av bestandene, med hver to prøveflater, er en del av et langtidsforsøk til Norsk institutt for Skog og Landskap (SoL) (Aulie 2013; Hanssen et al. 2007). Disse tre bestandene er lokalisert i henholdsvis Nord-Odal (1), Romedal (2) og Tolga (3) kommuner (Figur 1, Tabell 1)

De resterende fire prøveflatene ble etablert ved forsøkets start, men er ikke tatt med i SoL sine langtidsforsøk (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005). To av disse er lokalisert i Trysil Kommune, Ny Jord (4) og Otteråsen (5), en i Åmot kommune, Rød Hauk (6) og en i Nord-Odal kommune, Pran (7) (Figur 1, Tabell 1)



Figur 1: Bestandenes plassering i Hedmark fylke. Numrene indikerer nummer på bestand som angitt i Tabell 1. Kartet er laget i Google Earth.

Alle prøveflatene, utenom flatene på Tolga, domineres av gran (*Picea abies* (L.) Karst.). Flatene på Tolga domineres av furu (*Pinus sylvestris* L.).

Tabell 1: Plassering og lokalitet av prøveflatene.

Bonitet og hogstintensitet (H for høyt gjenstående volum, L for lavt gjenstående volum) for bestand 1-3 er hentet fra Hanssen et al. (2007), bonitet for bestand 4-7 er hentet fra (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005). Normalnedbør og normaltemperatur for perioden 1961-1990 er fra Nord-Odal meteorologiske stasjon (Bestand 1, 2 og 7), Tolga meteorologiske stasjon (Bestand 3) værstasjon ved Trysil vegstasjon (Bestand 4 og 5), og Rena meteorologiske stasjon (Bestand 6). Normalnedbør er hentet fra Johnsen (2015), og normaltemperatur er hentet fra institutt (2015)

Bestand	Prøveflate	Areal (ha)	Bonitet H40	Hogstintensitet	Normal årsnedbør (mm)	Normaltemperatur (°C)	Høyde over havet (m)	Koordinater
1 Nord-Odal	1	0,2	G14	L	753	3,6	450	60°30'N, 11°28'Ø
1 Nord-Odal	2	0,2	G14	H	753	3,6	450	60°30'N, 11°28'Ø
2 Romedal	1	0,2	G12	H	753	3,6	540	60°39'N, 11°35'Ø
2 Romedal	2	0,2	G12	L	753	3,6	540	60°39'N, 11°35'Ø
3 Tolga	1	0,2	F11	H	470	0,1	520	62°23'N, 10°57'Ø
3 Tolga	2	0,2	F11	L	470	0,1	520	62°23'N, 10°57'Ø
4 Ny Jord	1	0,1	G13	-	720	1,6	500	61°13'N, 12°29'Ø
5 Otteråsen	1	0,1	G14	-	720	1,6	510	61°04'N, 12°11'Ø
6 Rød Hauk	1	0,1	G14	-	765	2,1	290	61°15'N, 11°29'Ø
7 Pran	1	0,1	G11	-	753	3,6	390	60°30'N, 11°41'Ø

Når det gjelder bonitetene som er presentert i Tabell 1, er det viktig å merke seg at disse bonitetene ble estimert ved H40-systemet (Hanssen 2015). I og med at det er vanskelig å finne boniteten ved hjelp av alderen på de dominerende trærne i flersjiktet skog, er det stor usikkerhet knyttet rundt disse tallene. De gir likevel en pekepinn på vekstforholdene i de ulike bestandene.

2.2 Hogsten

Hogstene ble utført i vinteren 2003-2004 etter KONTUS-prinsippet av KONTUS-prosjektet (Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening 2005). Prøveflatene ble etablert rett før hogsten, og alle trær ble registrert. SoL-feltene ble hogget med ulik intensitet i prøveflatene. I den ene prøveflata skulle være et høyt gjenstående volum (H), der det skulle stå igjen 60 % av opprinnelig volum og i den andre skulle det være et lavt gjenstående volum (L), der det skulle stå igjen 40 % av opprinnelig volum. Forskjellene ble til slutt likevel ikke så store som man ønsket da man endte opp med et volum på 39 % (bestand 1 og 2) og 41 % (bestand 3) av opprinnelig for hogstintensitet L, og hhv. 54 %, 50 % og 52 % av opprinnelig volum for bestand 1,2 og 3 i hogstintensivitet H (Basert på data fra Hanssen et al. (2007)).

2.3 Forsøksdesignet

2.3.1 SoL-flatene

SoL- flatene var alle rektangulære og 33,3 x 60 meter (0,2 ha) store, med unntak av prøveflate 1 på Tolga, som var 40 x 50 meter på grunn av plassmangel. Alle hjørner ble markert med en hjørnestolpe, og merkepinner ble satt opp for hver 10 meter. I 2003, før hogst, ble alle trær over 2,5 cm diameter i brysthøyde (dbh, 1,3 meter over midlere bakkenivå) (Pers. med. Hanssen (2014)) koordinatfestet og dbh ble målt. Høyde ble også målt på prøvetrær, og brysthøyde ble markert på alle trær med fargestift. Etter hogst ble hogstuttaket registrert. I tillegg ble eventuelle kalamiteter (skader, status) registrert.

Posisjonen til trærne ble funnet ved å dele langsiden på flaten inn i 12 fem meter brede transekter (10 transekter på prøveflate 1 på Tolga). I hvert transekt fikk trærne ett X-koordinat (hvor langt de var inn i transsektene i dm ($X_{50} = 0 - 50$ dm)) og et Y-koordinat (hvor langt de var fra X-aksen i meter ($Y = 0 - 33,3$ m, $0 - 40$ m på prøveflate 1 på Tolga)). Verdien til X ble senere omregnet fra X_{50} til total avstand i meter fra Y linja ($X = 0 - 60$ m, $0 - 50$ m på prøveflate 1 på Tolga). Registrering på trær (nummerering, diameter og høyde) ble gjort i hvert transekt fra transekt 0 - 11 (0 - 9 Prøveflate 1 på Tolga), vekselvis opp og ned langs Y-aksen. Volum både for bestand og enkelttrær ble utregnet.

2.3.2 De andre flatene

Prøveflatene som ble etablert i KONTUS-prosjektet, men ikke tatt med i SoL sine forsøk, ble gjort kvadratiske, på 31,62 x 31,62 meter (0,1 ha). Her ble hjørnene markert enten med påler, kvist med merkebånd, eller påtegnet på stående trær eller høgstubber. Her ble ikke individuelle trær kartlagt, og volum ble kun beregnet på bestandsnivå.

2.4 Datainnsamling 2014

Datainnsamlingen ble utført sommeren 2014, i perioden 12. juni til 5. juli, ti vekstsesonger etter hogsten. I og med at forsøksdesignet er ulikt på SoL-flatene og de andre flatene, beskrives datainnsamlingen på disse hver for seg.

2.4.1 SoL-flatene

Først ble hjørnene på flatene funnet og eventuelt markert på nytt, og i tillegg ble en jernpinne slått ned i bakken ved hvert hjørne. Dette ble gjort for at man senere enkelt skal kunne finne igjen hjørnene med metaldetektor. GPS-posisjonen til alle hjørnene ble registrert. To målebånd ble lagt ut på hver sin side av transsektene, slik at Y-posisjonen til trærne enkelt kunne leses av.

Alle trær ble som var registrert i 2004, ble funnet på nytt ved hjelp av koordinatene, og eventuelle feil i posisjon ble rettet opp. På alle trærne ble brysthøyde igjen markert med fargestift, ettersom markeringene fra 2004 begynte å falme. Alle trærne ble nummerert på nytt, for at de senere lettere skal kunne finnes igjen. Alle trærne fikk et nummer allerede i 2004, men disse numrene ble ikke satt på trærne. Ved denne registrering ble det opprinnelige nummeret fra 2004 stiftet på alle trærne.

Diameterer ble estimert fra trærnes omkrets, som ble målt med ett π -bånd (diameterbånd), og høyde og kronehøyde ble målt på de samme prøvetrærne som i 2004. Høydene ble målt med en Vertex III høydemåler (Hagløyf, Sverige). Alle trær over brysthøyde som ikke ble registrert sist (ny innvekst, de minste trærne ved forrige registrering og eventuelt glemte trær) ble også registrert med koordinat, diameter og nummer. Disse trærne fikk fortløpende nummer etter det siste av trærne registrert i 2004. På de nye trærne ble høyde målt på hvert fjerde tre. Det ble også registrert om trær hadde dødd eller fått skader i løpet av perioden.

2.4.2 De andre flatene

På de fire andre flatene måtte alle trærne registreres. Her ble alle trær over brysthøyde registrert. Disse trærne ble kartlagt ved hjelp av en totalstasjon, bestående av en teodolitt og Vertex III-høydemåler. Før registreringene begynte, ble hjørnene på flaten lokalisert, og markert på nytt. En jernpinne ble slått ned i hvert hjørne, slik at de senere skal kunne finnes igjen med metalldetektor.

Teodolitten ble plassert så i sentrum på prøveflata som mulig, med gode siktelinjer til alle trær. Teodolitten ble nullstilt mot nord, og retning til alle trær og hjørnepinner ble avlest i gon (0 - 399,99). Avstanden til alle trær og til hjørnepinnene fra totalstasjonen ble avlest på Vertex III i meter, med to desimaler. Både retning- og avstandsmålingene ble gjort midt på treet i brysthøyde. Mens trærne ble posisjonert, ble de fortløpende nummerert, og nummeret ble stiftet på nordsiden av trærne. Markering av brysthøyde ble også påtegnet på nordsiden. Diameter ble estimert fra omkrets i brysthøyde for alle trærne med et diameterbånd.

Høyde ble tatt på ca. 20 prøvetrær/flate. Her ble trærne delt inn i fire grupper; de 25 % grøvste, de 25 % nest grøvste, de 25 % nest tynneste og de 25 % tynneste. Dette ble gjort ved å finne forskjellen på det grøvste og det tynneste treet, og så dele dette diameterintervallet i fire like store grupper. I gruppen 25 % grøvste ble de 5 grøvste trærne på flata registrert, mens i nest grøvste og tynneste gruppe ble høyden på tre nr. 1,3,5,7 og 9 fra bunnen av lista registrert. For gruppen 25 % nest tynneste ble høyden på tre nr. 1,3,5,7 og fra toppen av lista registrert. Høyde ble målt ved hjelp av Vertex III høydemåler. For alle trær utenom hovedtreslaget ble høyde registrert på hvert tre. Skader og status på trærne ble også registrert.

2.5 Databehandling

For de fire flatene som ikke var SoL-flater, måtte X og Y koordinater beregnes ut fra retning og avstand til totalstasjon. X ble beregnet fra Formel 1 og Y fra Formel 2.

Formel 1:

$$X = \sin(\text{retning}/400 + e * 2 * 3.141592654) * \text{avstand} + k$$

Formel 2:

$$Y = \cos(\text{retning}/400 + e * 2 * 3.141592654) * \text{avstand} + k$$

Der e indikerer endring i retning som måtte gjøres for å forskyve flatene slik at X og Y -aksen gikk i 0 og k indikerer en konstant som ble lagt til for å unngå negative verdier (for å få origo i nedre venstre flatehjørne istedenfor midt på flaten). For konstanter, se Tabell 2.

Tabell 2: Konstanter brukt til å beregne X og Y Koordinater i hhv. Formel 1 og Formel 2.

Bestand	X		Y	
	e	k	e	k
4 Ny Jord	-31	17,2	-24	17
5 Otteråsen	22,5	14,28	24	16,36
6 Rød Hauk	3	19,8	2	13,03
7 Pran	11,3	15,77	10,9	18,62

Diameterfordelinger ble laget ved å dele inn diameterne i 5-cm klasser, med 5 cm som minste diameterklassemidt, som dekket området 2,5-7,5 cm Dbh. Etersom minstemålet fra 2004 var 2,5 cm dbh, ble alle trær under 2,5 cm dbh fra 2014 tatt ut i sammenligningene, slik at dataene kunne sammenlignes direkte. Diameterfordelinger ble gjort for hver prøveflate.

Det ble tilpasset en negativ eksponentialfunksjon til diameterfordelingen i hver eneste prøveflate (

Formel 3). Dette ble gjort for å se om man ved en negativ eksponentialfunksjon kunne beskrive diameterfordelingen i prøveflatene.

Formel 3

$$N = a * \exp(b * Dk)$$

der N er treantall, Dk er diameterklassemiddeldiameter, og a og b er konstanter

q -verdi ble også utregnet basert på den negative eksponentialfunksjonen. q -verdi indikerer forholdstallet mellom to inntilliggende diameterklasser, og er beregnet etter Formel 4 (hentet fra Leak (1965))

Formel 4

$$q = \exp(-b * w)$$

Der b er samme konstant som kommer fra den negative eksponentialfunksjonen og w er bredden på diameterklassen (5 cm i dette tilfellet).

Høyde på trærne uten høydemåling ble estimert ut fra en høyde-diameter (h-d)-regresjon tilpasset prøvetrærne for hver prøveflate. Her ble alle målinger fra 2004 og målinger på levende trær fra 2014 brukt til regresjonen. Det ble brukt en sigmoid logistisk funksjon med 5 parametere (Formel 5). Dette var en formel som er innebygd i statistikkprogrammet, og ble tilpasset data for hver prøveflate.

Formel 5

$$H - 1,3 = c + (d - c) * \text{Exp}(-a * (Dbh) - b))^{-f}$$

Der $H - 1,3$ er estimert høyde, a , b , c , d og f er parametere som må estimeres. 1,3 meter ble trukket fra på høyden på prøvetrærne, slik at diameter lik 0 målt i 1,3 meters høyde, ble omgjort til diameter 0 ved 0 meters høyde. Dette ble gjort fordi funksjonstypen gir en bedre tilpasning når de minste høydene er nær 0. 1,3 meter legges senere til trærnes predikerte høyde.

Det ble laget en felles h-d-funksjon for alle trærne, uansett diameter. Trærne under 2,5 cm dbh ble også tatt med. Data fra både 2004 og 2014 ble brukt sammen for å tilpasse h-d funksjonen til den enkelte prøveflate. Residualplott (Figur 3) viste at forholdet mellom diameter og høyde ikke har endret seg i perioden, og data fra begge tidspunkt ble brukt sammen for å gi et større datamateriale til regresjonen.

For gran ble det tilpasset en h-d-funksjon for hver enkelt prøveflate. Dette ble gjort selv i samme bestand, da regresjonen ikke ble like god når data fra begge prøveflatene i samme bestand ble brukt samtidig (resultater ikke vist). I Bestand 3, Tolga, ble høydene for gran predikert for begge prøveflatene samtidig, grunnet få observasjoner.

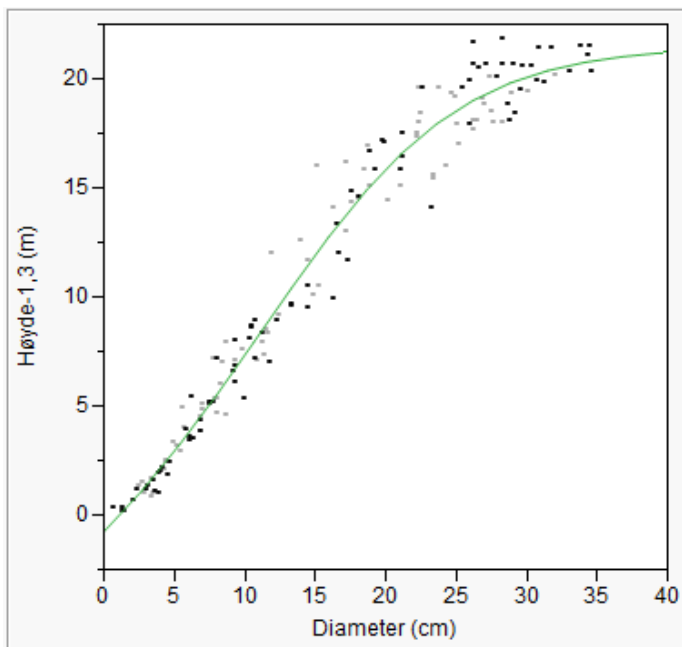
For lauvtrærne (bjørk (*Betula sp.*), selje (*Salix caprea L.*) og rogn (*Sorbus aucuparia L.*)) ble det tilpasset én funksjon, som gjelder for alle tre treslagene uansett prøveflate. Dette ble gjort grunnet lite datamateriale, og denne modellen ga et riktig anslag på h-d-forholdet i alle bestand (resultater ikke vist).

For furu ble det tilpasset en h-d-funksjon for hver prøveflate i bestand 3, Tolga.

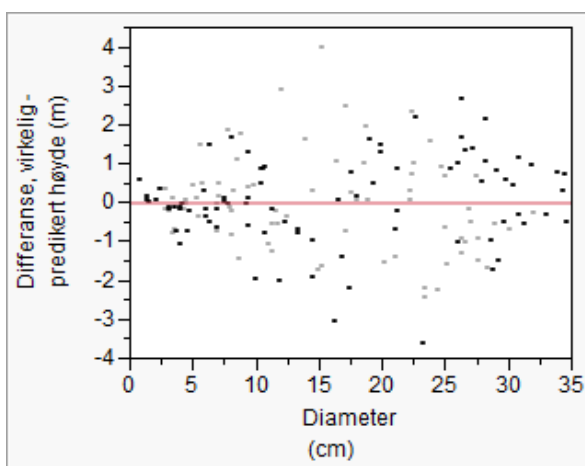
Høyde på trærne som var døde ble estimert ved hjelp av h-d funksjonen til de levende trærne.

Estimert høyde ble kun brukt på trærne som ikke hadde høydemåling i fra før. På høydemålte trær ble målt høyde brukt i de videre analysene.

Forholdet mellom trærnes høyde og diameter følger en tydelig sigmoid kurve (Figur 2). Funksjonen (Formel 5) beskriver dette forholdet veldig godt, med en R^2 på 0,97 og en RMSE på 1,17 for bestand 1 prøveflate 2 (Tabell 2). Residualplottet til samme funksjon (Figur 3) viser at funksjonen gir en jamn fordeling av residualene langs nullinja, uansett hvor stor diameteren er.



Figur 2: Eksempel på tilpasning av høyde og diameter funksjon. Dette er funksjonene tilpasset for bestand 1, prøveflate 2. Mørke prikker er data fra 2014, mens lyse prikker er data fra 2004.



Figur 3: Residualplot viser differanse mellom virkelig og predikert høyde mot diameter. Dette gjelder høydefunksjonen tilpasset Bestand 1 Prøveflate 2. Mørke prikker er beregnet på data fra 2014, mens lyse prikker er beregnet på data fra 2004.

Alle bestandene fikk veltilpassede h-d- funksjoner, da alle bestandene har en R² rundt 0,90 eller høyere, og en RMSE lavere enn 1,8 meter (Tabell 3).

Tabell 3: Parameterestimater og beskrivelse av tilpasning til høydefunksjonene (Formel 5) til de enkelte treslag, fordelt på prøveflate.

Treslag	Bestand	Prøveflate	Parameterestimat					R ² _{adj.}	RMSE
			a	b	c	d	f		
Gran	1 Nord-Odal	1	0,189	25,5	338	21,9	-0,0149	0,97	1,34
		2	0,164	16,9	-11,4	21,5	0,3995	0,97	1,17
	2 Romedal	1	-3,94	1,31	33,2	0,182	0,0062	0,96	1,29
		2	0,145	11,8	-5,37	18,6	0,8318	0,96	1,13
	3 Tolga	1 og 2	3,42	15,6	-4,25	13,6	0,0271	0,99	0,350
	4 Ny Jord	1	0,113	-36,7	-1,94	21,8	172	0,96	1,61
	5 Otteråsen	1	-18,7	2,90	45,8	0,487	0,00117	0,96	1,68
	6 Rød Hauk	1	0,0801	-80,5	-7,52	26,5	1025	0,97	1,79
7 Pran	1	0,156	12,5	-9,61	19,3	0,548	0,98	0,890	
Furu	3 Tolga	1	0,192	11,5	-12,5	18,2	0,403	0,95	1,46
		2	2,53	25,7	17,5	14,7	-0,0297	0,89	1,50
Lauv	Alle	Alle	0,100	-70,2	-7,60	21,8	1604	0,96	1,22

For å beregne volum ble funksjonene til Vestjordet (1967) brukt til gran, for hhv. trær med dbh under 10 cm (Formel 6), trær med dbh mellom 10 og 13 cm (Formel 7) og for trær med dbh >13 cm (Formel 8).

Formel 6: Volum til trær < 10 cm dbh

$$V = 0,52 + 0,02403Dbh^2H + 0,01463Dbh(H^2) - 0,10983H^2 + 0,15195$$

Formel 7: Volum til trær 10-13 cm dbh

$$V = -31,57 + 0,0016Dbh(H^2) + 0,0186H^2 + 0,63DbhH - 2,34H + 3,20Dbh$$

Formel 8: Volum til trær > 13 cm dbh

$$V = 10,14 + 0,124 * Dbh^2H + 0,03117Dbh(H^2) - 0,36381H^2 + 0,28578DbhH$$

For furu ble funksjonene til Brantseg (1967), for furu > 10 cm dbh og < 12 cm dbh brukt til volumberegning. Her er funksjonen for furu <12 cm dbh brukt for alle trær < 11 cm dbh (Formel 9), mens funksjonen for furu >10 cm dbh er brukt for alle trær >11 cm dbh (Formel 10).

Formel 9: Volum til trær < 11 cm dbh

$$V = 2,0044 + 0,029886Dbh^2 + 0,036972Dbh^2H$$

Formel 10: Volum til trær > 11 cm dbh

$$V = 8,65 + 0,076844Dbh^2 + 0,031573Dbh^2H$$

For lauvtrærne ble bjørkefunksjonen til Braastad (1966) (Formel 11) brukt.

Formel 11

$$V = -18,6827 + 2,1461Dbh^2 + 0,1283Dbh^2H + 0,1380Dbh(H^2) - 0,6311H^2$$

I alle volumfunksjonene (Formel 6-11) er V volum (m^3), Dbh diameter i brysthøyde (cm), og H høyde (m)

2.5.1 Beregninger på bestandsnivå

Når det gjelder beregninger på bestandsnivå, er det kun gjort beregninger for bestand 1, 2 og 3, da de resterende bestandene kun har data fra 2014. De data som finnes fra 2004 for bestand 4, 5, 6 og 7, ble beregnet på andre måter enn det som er gjort under registreringen 2014, og kan derfor ikke direkte sammenlignes.

Årlig middelvolumtilvekst ble definert som differansen mellom volumet alle levende trær over 2,5 cm dbh i 2004, og volumet til alle levende trær over 2,5 cm dbh i 2014, delt på antall år. Det samme ble også gjort for grunnflatetilvekst. Døde trær og innvekst ble summert opp, både i antall og i volum per ha.

Volum og volumtilvekst ble også beregnet per diameterklasse, for å se om det var noen sammenheng mellom stående volum og volumtilvekst i de ulike diameterklassene. For å finne dette, ble volum per tre i 2004 og tilveksten per tre som hadde tilvekst, summert opp for hver diameterklasse. For å finne ut hvor stor tilveksten hadde vært for tre av ulike størrelser, ble kumulativ volumtilvekst beregnet over kumulativt volum i 2004. For å finne dette ble tilvekst og volum fra 2004 per tre med tilvekst summert fra trær med minst til størst volum. Dette ble gjort for hver prøveflate. For disse beregningene ble det ikke tatt hensyn til dødeligheten i bestandet gjennom perioden, da summene baserer på enkeltrærnes tilvekst. Kumulativ tilvekst, og summen av tilvekst i diameterklassene, ble derfor litt større enn den virkelige tilveksten per prøveflate.

Det var flere større trær som ble registrert i 2014, som ikke hadde data fra 2004. Av disse trærne ble alle trær over 10 cm dbh i 2014 fjernet fra analysene på bestandsnivå. Dette gjaldt 3 trær, ett fra bestand 1 prøveflate 2, ett fra bestand 2 prøveflate 1 og ett fra bestand 3 prøveflate 1. Disse trærne ble sett på som for grove til å være innvekst, og ble trolig glemt under registreringen i 2004. Disse ble fjernet for å gi en riktig tilvekst gjennom perioden. Hvis de ikke hadde blitt fjernet, ville de ha gitt en større tilvekst enn det det virkelig var, da de ville blitt medregnet i 2014, men ikke 2004. Det at disse trærne er fjernet gjør at tilveksten i disse tre prøveflatene blir litt mindre enn virkelig.

Overhøyde ble funnet ved å finne snitthøyden av de ti grøveste trærne pr. daa (Fitje 1989). Her ble estimert høyde brukt på trærne som ikke hadde høydemåling.

2.5.2 Tilvekstmodellering på enkelttrénivå

I disse analysene er kun trær med tilvekstdata brukt. Innveksten, trær som er målt i 2014, men ikke i 2004, er tatt ut. De tre trærne som var glemt i 2004 (se kapittel 2.5.1.), er tatt med som konkurrenter, men uten tilvekstdata. De fikk en reduksjon i diameter på 5 cm i forhold til 2014, for å beskrive deres konkurransebidrag i 2004. Døde trær ble tatt med som konkurrenter. Andre treslag enn hovedtreslaget (gran i bestand 1 og 2, og furu i bestand 3) ble tatt med som konkurrenter.

For å kunne lage modeller for enkelttrærnes tilvekst, trengs informasjon om trærnes størrelse, deres vekstforhold (bonitet), og deres konkurranseforhold. I og med at man i flersjiktet skog ikke kan estimere bonitet sikkert, er det derfor utelatt fra modellene. Det ble i stedet laget en modell for hvert av SoL-bestandene.

Grunnflate og grunnflatetilvekst ble brukt til å beskrive trærnes størrelse og tilvekst.

Konkurranseforholdet beskrives med en konkurranseindeks (KI). Denne konkurranseindeksen kan være enten avstandsuavhengig, eller avstandsavhengig (om man tar hensyn til avstanden til konkurrerende trær eller ikke).

Det ble prøvd ut både en avstandavhengig (*KI1*), og en avstandsuavhengig (*KI2*) KI.

Beregning av *KI1*

Her ble det brukt en funksjon som bygger på en negativ eksponentialfunksjon (Formel 12), der konkurransen vil bli størst for trær som står nærme, og så raskt avtagende ved økende avstand. Flere andre har også brukt denne funksjonen til å beskrive konkurranseforholdet i skog (f.eks. Biging og Dobbertin (1992), Pommerening et al. (2011), Sharma og Brunner (2013)).

Formel 12

$$KI1_i = dbh_c^l * \exp(m * dist_{sc})$$

Der $KI1_i$ er konkurranseindeksbidraget fra ett konkurrerende tre, dbh_c er diameter til konkurrent (cm), $dist$ er avstand til konkurrent (m) og l og m er konstanter, $l = 2$ og $m = -1$. l og m er parametere som kan estimeres ut i fra dataene, men for å gjøre analysene enklere, ble de fastsatt basert på estimerer fra tidligere analyser (Sharma & Brunner 2013). Det at parameterne er fastsatt på forhånd, betyr at det allerede på forhånd er bestemt hvordan konkurransebidraget til den enkelte konkurrent virker.

Avstand og konkurranseforhold ble beregnet mellom hvert eneste tre på flatene. Det vil si at for hvert enkelt tre ble avstand og konkurranseforhold til alle andre trær på flaten beregnet. Avstand ble beregnet ut fra X og Y koordinatene. Den endelige, uskalerte, $KI1$ ($KI1_u$) til det enkelte subjekttræ, ble definert som summen av $KI1_i$ fra konkurrerende trær innenfor en søkeradius. Pommerening et al. (2011) viste at ved avstander over 5 meter, vil konkurransen fra nabotrær ikke lenger påvirke tilveksten i særlig grad. En søkeradius på 5 meter ble derfor valgt i denne studien.

Med 5 meter søkeradius, vil man få en sirkelflate med 5 meter radius rundt hvert subjekttræ, og konkurrentene ble definert som alle trær innenfor denne sirkelflata. Trær som sto nærmere en prøveflatekant enn 5 meter ville få for liten $KI1_u$, da deler av sirkelflata var utenfor flaten. For disse trærne kunne opp til halve sirkelflata komme utenfor prøveflata, noe som ville føre til at opp til halvparten av konkurrentene var utenfor prøveflata. For disse trærne ble det derfor utført en såkalt «Edge expansion», prøveflateutvidelse, der man ved hjelp av konkurransen innenfor prøveflata og arealandelen av sirkelflata innenfor prøveflata, kunne beregne total $KI1_u$.

Total $KI1_u$ for disse trærne ble beregnet ved å finne arealet av sirkelflata (en sirkel med 5 meters radius) innenfor prøveflata, og så finne $KI1_u$ innenfor prøveflata. $KI1_u$ innenfor flata ble så dividert med sirkelflatens areal innenfor prøveflata, og så multiplisert med arealet av hele sirkelflata. Dermed ble trærnes totale $KI1_u$ kun estimert av trærne innenfor prøveflata.

For å finne arealet av sirkelflata innenfor prøveflata, ble arealet av sirkelflata utenfor flata beregnet, og så trukket fra arealet av hele sirkelflata. Arealet av sirkelflata utenfor flata, ble beregnet etter følgende formel:

Formel 13

$$A = r^2 * \cos^{-1} \left(1 - \frac{h}{r} \right) - (r - h) * \sqrt{2rh - h^2}$$

der A er arealet av sirkelflaten utenfor prøveflata, h er lengste avstand fra prøveflatens kant til sirkelflatas kant utenfor prøveflata, og r radius (5 meter).

I hjørnene på prøveflata, i en sone på 5 x 5 meter, ble ikke $KI1_u$ beregnet for subjekttrærne, på grunn av mer komplisert beregning, og på grunn av få konkurrenter innenfor flata. Her kunne opp til 75 % av konkurrentene stå på utsiden av prøveflate, så usikkerheten rundt $KI1_u$ ville blitt stor.

$KI1_u$ ble skalert til mellom 1 og 0, der 1 er full konkurranse, og 0 er ingen konkurranse. Dette ble gjort ved å finne konkurranseindeksen som subjekttræet har til seg selv (eller $KI1_i$ til et like stort tre som

hadde stått på akkurat samme sted). Når den ble funnet, dividertes $KI1_u$ på summen av $KI1_u$ og konkurranseindeksen treet har til seg selv (Formel 14).

Formel 14

$$KI1 = \frac{KI1_u}{KI1_u + KI1_s}$$

der $KI1$ er endelig, skalerte $KI1$, og $KI1_s$ er konkurranseindeksen treet har til seg selv

Hvis $KI1_s$ er like stor som $KI1_u$, vil dette gi en $KI1$ på 0,5. Hvis av $KI1_u$ er større enn $KI1_s$, vil $KI1$ bli mindre enn 0,5, og hvis summen av $KI1_u$ er mindre enn $KI1_s$, vil $KI1$ bli større enn 0,5.

Minste skalerte $KI1$ ble satt til å være 0,001 for å unngå 0.

Denne skaleringen resulterte i at trær av ulik størrelse fikk ulike konkurranseindekser. Eksempelvis vil et lite tre ha større konkurranse, og dermed større $KI1$, hvis konkurrentene innenfor søkeradiusen består av store trær, enn det et stort tre med like store eller mindre konkurrenter ville hatt.

Beregning av KI 2

Den avstandsuavhengige konkurranseindeksen, $KI2$, baserte seg på BAL, (Basal Area of Larger trees). Her er det summen av grunnflaten (m^2 /tre) til alle trær større enn subjektreet på hele prøveflata som avgjør hvor sterk konkurranse treet har. Dette er en mye brukt avstandsuavhengig KI (f.eks. Biging og Dobbartin (1995), Pukkala et al. (2009), Sharma og Brunner (2013)).

Den uskalerte $KI2$ ($KI2_u$), ble funnet ved å summere opp grunnflaten til alle trær større enn subjektreet på hver prøveflate. $KI2$ ble skalert mellom 0 og 1 etter Formel 15.

Formel 15

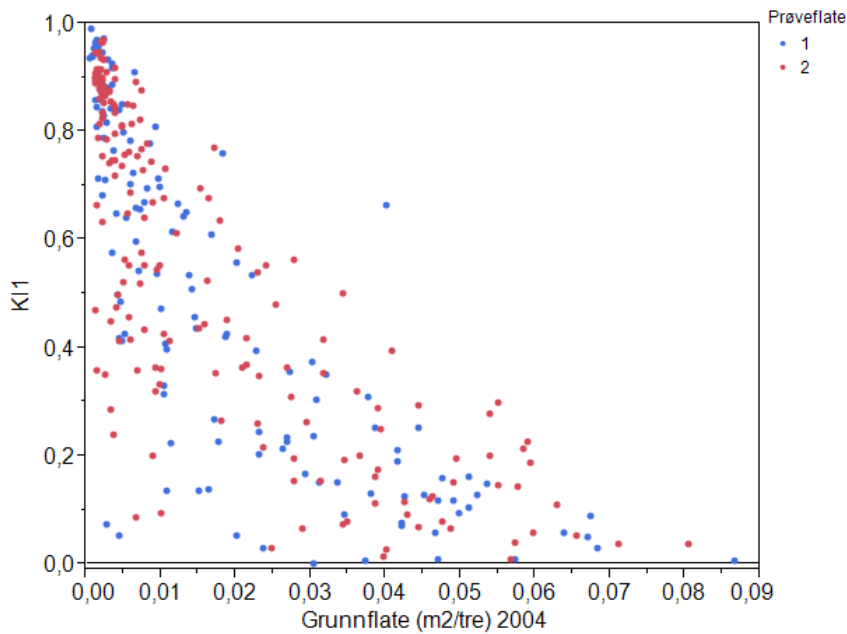
$$KI2 = \frac{KI2_u}{KI2_u + k * g_{04}} * \frac{G}{G + k * g_{04}}$$

der, k er en konstant (500 for gran og 100 for furu, hentet fra Sharma og Brunner (2013)), G er bestandets grunnflate (m^2 /ha), og g_{04} er subjekttreets grunnflate (m^2 /tre) i 2004. Det siste leddet i formelen, er med for å skalere $KI2$ i forhold til hele arealets grunnflate, på den måten vil det største treet få skalert $KI2$ lik 0, og det minste få en skalert $KI2$ på svært nærme 1.

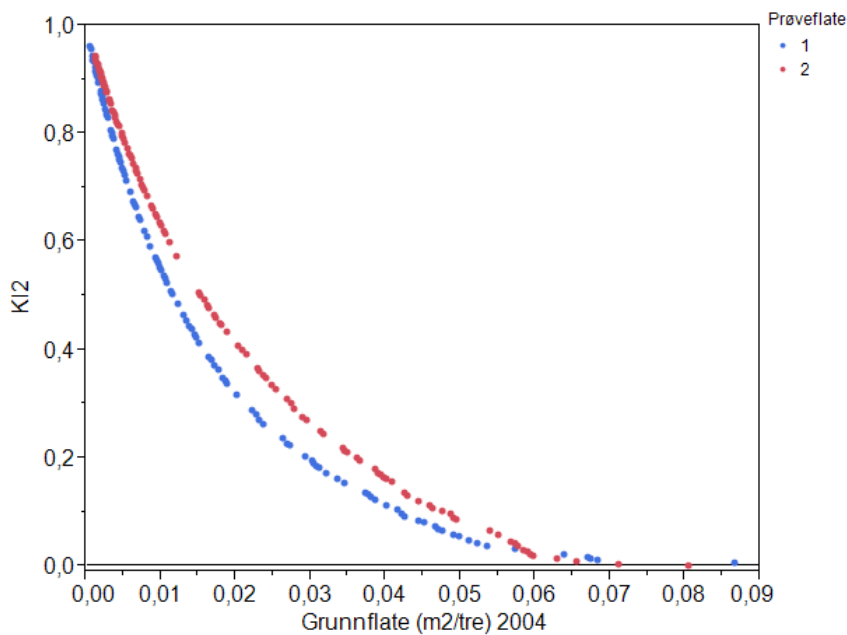
En sammenligning av konkurranseindeksene viste at $KI1$ var bedre egnet til å beskrive konkurransen i flersjiktet skog enn det $KI2$ var (Figur 4 og Figur 5).

Som ventet i flersjiktet skog, er det stor forskjell på $KI1$, selv ved lik trestørrelse (Figur 4). Det største treet har minst $KI1$, noe som er naturlig, da den ikke har noen større konkurrenter som begrenser

veksten. Blant de mindre trærne, er det derimot stor forskjell i $KI1$ for trær med lik størrelse. Dette viser at selv om trær er like store, så har de ulike konkurranseforhold. Det største treet i har også minst $KI2$, men $KI2$ følger kun trestørrelsen (Figur 5) Til denne typen flersjiktet skog gir dermed $KI1$ et bedre bilde over den virkelige konkurransen enn $KI2$. Dette kan f.eks. ses i figurene i kapittel 3.1.3. Et lite tre som står for seg selv har helt andre konkurransevilkår enn et tilsvarende lite tre som står under eller helt inntil større trær. Denne forskjellen i konkurransevilkår kommer tydelig fram i $KI1$, men ikke i det hele tatt i $KI2$.



Figur 4: $KI1$ mot grunnflate i 2004 i bestand 1, Nord-Odal. Blå prikker er prøveflate 1, rød er prøveflate 2.



Figur 5: $KI2$ mot grunnflate i 2004 i bestand 1, Nord-Odal. Blå prikker er prøveflate 1, rød er prøveflate 2

På grunn av den tydelig dårligere forklaringen på virkelig konkurranse i forhold til trærnes størrelse i *KI2*, ble videre analyser derfor kun basert på *KI1*.

KI1 ble beregnet både før og etter hogst i 2004, for å se om trærne som fikk endrede konkurransevilkår etter hogst har reagert annerledes enn trærne som ikke fikk det.

Tilvekstmodellen

Etter at all innvekst, døde og glemte trær, alle andre trær enn hovedtreslaget, samt trær i hjørnene, var fjernet, var det igjen henholdsvis 312, 336 og 262 trær i bestand 1, 2 og 3. Disse trærne utgjør grunnlaget for modellene.

I tilvekstmodellen ble *KI1* brukt i en Potential Modifier (*PM*)- funksjon. Dette er en faktor som reduserer trærnes potensielle vekst på grunnlag av den konkurransen trærne er utsatt for. Denne type funksjon kan være enten lineær, eller ha en konkav eller konveks form. Her ble det prøvd ut to *PM*, både en lineær (Formel 16) og en ikke-lineær (Formel 17).

Formel 16

$$PM = 1 - KI1$$

Formel 17

$$PM = (1 - KI1)^p$$

Der *p* er en parameter som ble estimert sammen med tilvekstmodellen.

Tilvekstfunksjonen til trærne beregner trærnes potensielle tilvekst, uten konkurranse, og bruker så *PM* for å redusere tilveksten. Det finnes det flere ulike funksjoner som beskriver vekst. Her ble det brukt Hugerhoff's tilvekstfunksjon (Formel 18). Dette er en funksjon som har blitt brukt av flere til å beskrive trærns vekst (f.eks. Pretzsch og Biber (2010)).

Formel 18

$$ig = a * g_{04}^b * \exp(c * g_{04}) * PM$$

Der *ig* er grunnflatetilvekst (m²/år), *g₀₄* er grunnflate til subjektreet i 2004 (m²) og *a*, *b* og *c* er parametere som må estimeres.

Denne funksjonen inneholder både ett potensledd og ett negativt eksponentialledd. Dette gir økt tilvekst ved økende grunnflate på subjektreet opp mot et kulminasjonspunkt, fra hvor veksten flater ut og går gradvis ned igjen.

For bestand 1 hadde tilveksten et litt annet forhold til treets grunnflate enn i de to andre bestandene, slik at parameterne i Formel 18 ikke ble signifikante (resultater ikke vist). Her ble derfor en enklere modell med kun 2 parametere brukt (Formel 19).

Formel 19

$$ig = a * g_{04}^b * PM$$

Denne funksjonen inneholder ikke leddet med negativ eksponential, og vil dermed ikke gi redusert vekst ved større grunnflate.

Det ble også laget en felles modell for begge granbestandene, da basert på Formel 18.

2.6 Statistisk arbeid

Analyser på bestandsnivå og høyde-diameterregresjonen ble gjort i JMP[®] 10.0.0 (SAS institute Inc.). Parameterestimer til høyde-diameterfunksjonen og til testing av fallende diameterfordeling mot negativ eksponentialfunksjon ble gjort med ikke-lineær regresjon i modelleringsfunksjonen i JMP[®]. For å sammenligne diameterfordelingene fra 2004 og 2014, ble en Z-test brukt for å se om parameterne var signifikant forskjellige.

Estimering av parametere til enkelttretilveksten, ble gjort i SAS[®] 9.4 (SAS institute Inc.) Her ble alle parametere i , både til tilvekstmodellene og den ikke-lineære PM , estimert samtidig. For å estimere om parameterne var signifikante, ble T-test brukt for å se om verdier var signifikant forskjellige fra 0. For parametere som testes for å være signifikant forskjellig fra 1, ble et 95 % konfidensintervall brukt.

Alle modellene ble evaluert ved å se på Root Mean Square Error (RMSE) og justert R^2 ($R^2_{adj.}$), samt grafisk i residualplott, som ble studert visuelt for å finne eventuelle trender i residualene. Det ble laget trendlinjer i residualplottene for å se etter eventuelle trender i residualene. Disse ble laget ved hjelp av smootherfunksjonen i JMP[®], som bruker en kvadratisk spline med $\lambda=0,05$ til å lage trendlinja (SAS Institute Inc. 2013).

Med mindre annet er sagt, er det 5 % signifikansnivå som gjelder i analysene.

3 Resultater

3.1 Bestandenes utvikling

3.1.1 Bestandenes tilvekst

Grunnet ulikt hogstuttak i hogsten i 2004, var det forskjell i volumet og grunnflaten mellom prøveflate 1 og 2 i bestand 1, 2 og 3 etter hogst 2004 (Tabell 4). Denne forskjellen var fortsatt tydelig i 2014, selv om begge prøveflater har hatt tilvekst i løpet av tiårsperioden i alle bestand. Treantallet har økt i alle prøveflater, unntatt i bestand 1 (Tabell 4). Det er også noen trær som har dødd, men innveksten (trær som vokser over 2,5 cm dbh) har jamnt over vært større enn antall døde trær (Tabell 5). I bestand 1 var avgangen derimot større enn innveksten i perioden. Døde trær ble definert som alle trær som var døde, eller ikke kunne finnes igjen ved registreringen i 2014. Størstedelen av de døde trærne (60 - 100 % av antallet, avhengig av prøveflate og bestand) var i de to minste diameterklassene (2,5-12,5 cm dbh), med hovedvekt blant de minste trærne. Volumet av de døde trærne er større enn volumet av innveksten (Tabell 5), og dette skyldes det har dødd noen store trær mens innveksten kun har bestått av små trær.

Tabell 4: Data for hver prøveflate slik de så ut i 2004 og 2014. Dg= Grunnflateveid middeldiameter, G= Grunnflate, V =Volum og G % = grunnflate per treslag i % av total grunnflate.

Bestand	Prøveflate	Hogstintensitet	Treantall		Dg		Overhøyde		G		V		Treslagsfordeling G%	
			(ha)	(ha)	(cm)	(cm)	(m)	(m)	(m ² /ha)	(m ² /ha)	(m ³ /ha)	(m ³ /ha)	Gran/Furu/Lauv	Gran/Furu/Lauv
			2004	2014	2004	2014	2004	2014	2004	2014	2004	2014	2004	2014
1 Nord-Odal	1	L	861	856	15,00	16,80	20,51	21,28	15,16	19,06	124,0	162,9	88/0/12	91/0/9
1 Nord-Odal	2	H	1266	1236	14,40	16,30	19,91	21,67	20,67	25,68	164,7	220,8	82/0/18	87/0/13
2 Romedal	1	H	826	1056	17,30	17,00	19,86	20,74	19,47	24,07	141,8	177,7	99/0/1	99/0/1
2 Romedal	2	L	1071	1441	14,20	14,20	18,1	18,91	16,90	22,71	116,8	160,0	100/0/0	100/0/0
3 Tolga	1	H	825	875	14,00	16,10	18,38	18,9	12,75	17,83	98,4	143,6	1/97/2	2/94/4
3 Tolga	2	L	891	1056	12,10	13,30	15,22	16	10,30	14,65	67,3	99,0	0/98/2	1/95/4
4 Ny Jord	1	-		820		16,80	-	20,78		18,08		156,1	-	100/0/0
5 Otteråsen	1	-		1060		15,30	-	22,06		19,38		159,5	-	94/0/6
6 Rødhauk	1	-		1100		18,10	-	25		28,34		278,8	-	93/0/7
7 Pran	1	-		1180		12,60	-	17,87		14,65		108,1	-	97/2/1

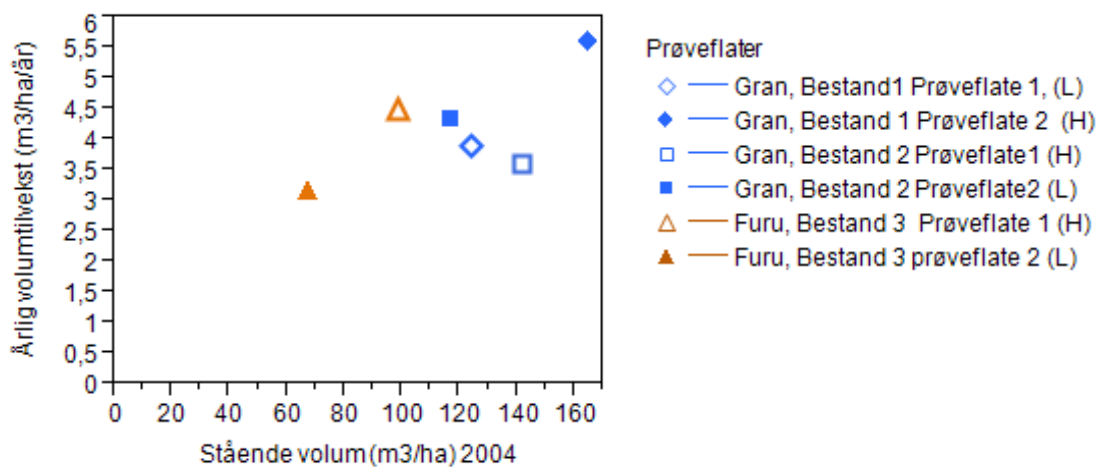
Tabell 5: Oversikt over døde trær og innvekst i de enkelte prøveflatene gjennom hele perioden. Dødelighet er beregnet som gjennomsnittlig årlig dødelighet i % av treantallet på hver prøveflate.

Bestand	Prøveflate	Døde trær	Innvekst	Volum døde trær	Volum innvekst	Dødelighet/år
		(trær/ha)	(trær/ha)	(m ³ /ha)	(m ³ /ha)	(% av treantall)
1 Nord-Odal	1	125,1	120,1	7,33	0,52	1,44
1 Nord-Odal	2	200,2	170,2	9,81	0,53	1,58
2 Romedal	1	55,1	285,3	8,28	0,94	0,59
2 Romedal	2	120,1	490,5	10,47	2,16	0,97
3 Tolga	1	125,0	175,0	2,92	0,37	1,46
3 Tolga	2	50,1	215,2	0,49	0,58	0,52

Alle bestandene har, naturlig nok, hatt tilvekst i perioden (Tabell 6), og tilveksten har også fulgt det stående volumet, med større tilvekst jo større volum. Dette kan også sees i Figur 6. Dette gjelder for bestand 1 og 3, men i bestand 2 kan det sees at tilveksten har vært mindre i prøveflata med størst volum, enn i prøveflata med minst volum (Tabell 6, Figur 6).

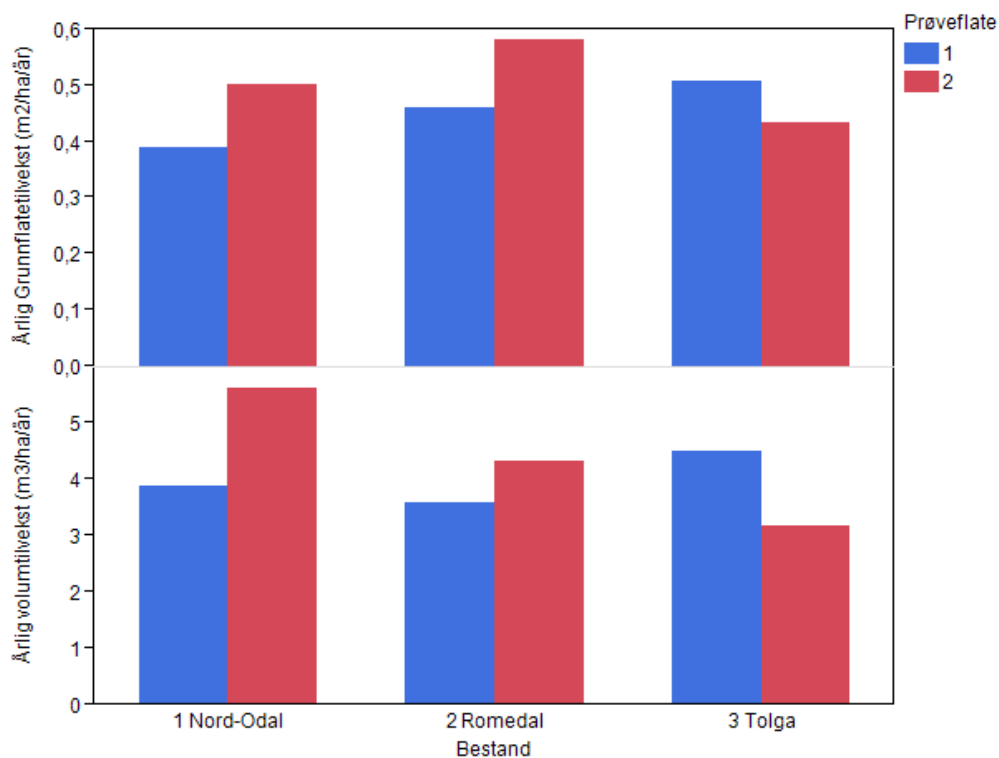
Tabell 6: Årlig middel grunnflatetilvekst og volumtilvekst for hver prøveflate i bestand 1-3.

Bestand	Prøveflate	Hogstintensitet	G tilvekst	V tilvekst
			(m ² /ha/år)	(m ³ /ha/år)
1 Nord-Odal	1	L	0,389	3,89
1 Nord-Odal	2	H	0,501	5,61
2 Romedal	1	H	0,460	3,59
2 Romedal	2	L	0,581	4,32
3 Tolga	1	H	0,509	4,51
3 Tolga	2	L	0,435	3,16



Figur 6: Årlig volumtilvekst mot volum i bestandene i 2004, fordelt på treslag og bestand. Hogstintensiteten er angitt i parentes.

Prøveflatene med størst grunnflatetilvekst har også hatt størst volumtilvekst (Figur 7). Det er likevel noen forskjeller mellom grunnflatetilvekst og volumtilvekst i prøveflatene i bestandene. I bestand 1 og 3 har prøveflata med størst tilvekst, hatt relativt større volumtilvekst enn grunnflatetilvekst. I bestand 2 derimot, har det relativt sett vært større grunnflatetilvekst enn volumtilvekst i prøveflata med størst tilvekst (Figur 7).

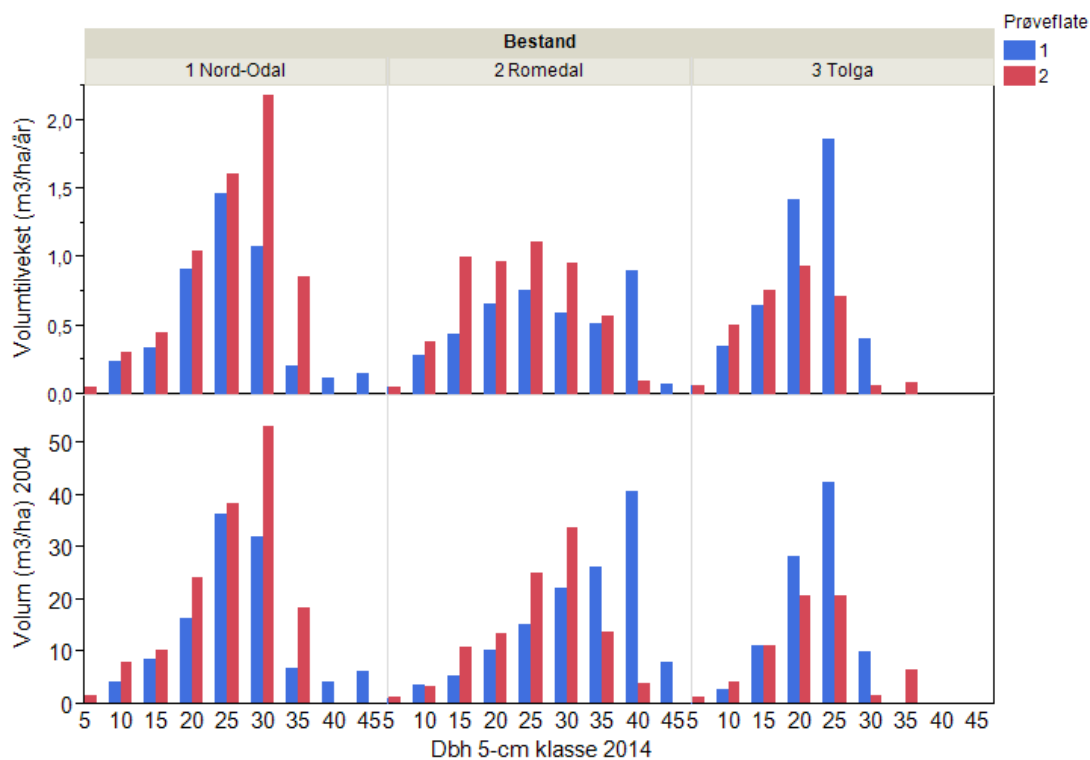


Figur 7: Årlig middel volumtilvekst (nederst) og grunnflatetilvekst (øverst) i bestand 1-3, fordelt på prøveflate.

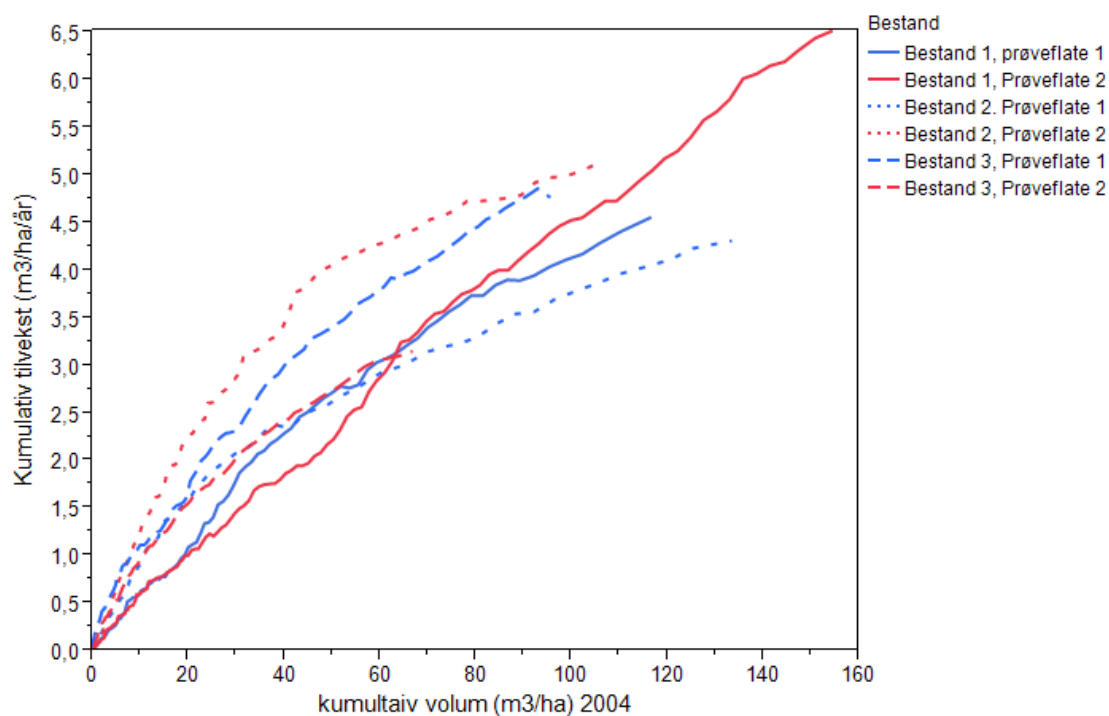
I bestand 1 og 3, for begge prøveflater, var mest volum i de midterste diameterklassene i 2004, og det er også her det har vært størst volumtilvekst (Figur 8). For begge disse bestandene er det også prøveflatene med mest gjenstående volum (Prøveflate 2 i bestand 1, og prøveflate 1 i bestand 3) som har hatt størst volum og tilvekst i de fleste diameterklassene.

For bestand 2 var derimot det meste av volumet er fordelt på de større trærne (Figur 8). Om en ser på volumtilveksten for bestand 2 (Figur 8), ser en også at tilveksten ikke har fulgt det stående volumet på samme måte som i bestand 1 og 3. Volumtilveksten har gått ned i de største diameterklassene, selv om det var mer stående volum i disse klassene. Dette er særlig synlig for prøveflate 1, men det synes også for prøveflate 2.

For bestand 1, har det vært en nesten lineær sammenheng mellom kumulativt stående volum og kumulativ volumproduksjon for begge prøveflater (Figur 9). Det vil si at andelen av volumproduksjonen i volumklassene har vært lik uansett volumklasse. I bestand 3 er det en liten tendens til at det har vært litt mer produksjon for de lave volumklassene, og mindre tilvekst i de større volumklassene. I bestand 2 har det vært en noe høyere volumtilvekst i forhold til volum i de små diameter og volumklassene (Figur 8, Figur 9), og tilveksten over stående volum har vært litt større blant de mellomste volumklassene i prøveflate 2 enn i prøveflate 1 (Figur 9). For de store volumklassene har tilveksten i forhold til volum derimot vært liten (Figur 9).



Figur 8: Sommert tilvekst (øverst) og stående volum i 2004 (nederst) pr. diameterklasse i de tre bestandene. Blå søyler indikerer hogstintensitet H, og røde søyler indikerer hogstintensitet L.

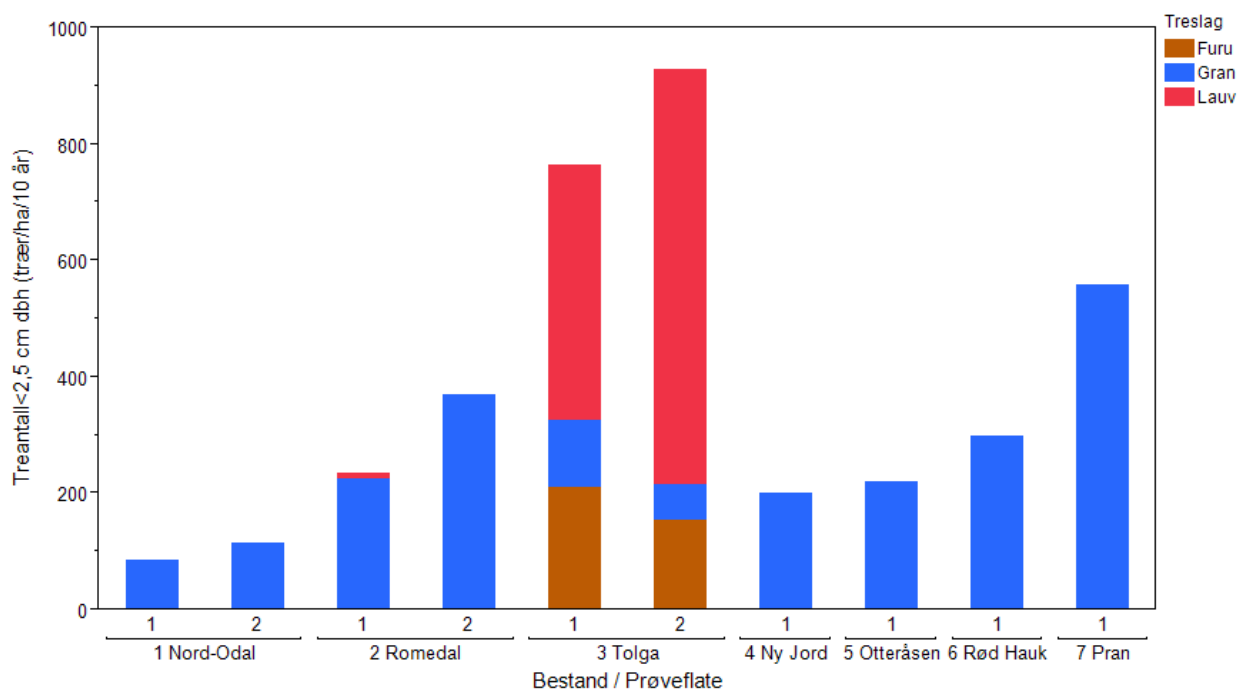


Figur 9: Kumulativt volumtilvekst over kumulativt volum (fra små til store trær) for prøveflatene i bestand 1-3. Hogstintensitet angitt i parentes.

3.1.2 Diameterfordelingene

Diameterfordelingene er viktig for å beskrive strukturen i bestand hogget med selektive hogster. Diameterfordelingene til alle prøveflater ble derfor funnet, både slik de så ut etter hogsten i 2004, og hvordan de så ut under registreringen 2014.

Trær over brysthøyde, men under 2,5 cm dbh, ble tatt ut av diameterfordelingene, for å direkte kunne sammenligne diameterfordelingene mellom 2004 og 2014. De blir likevel presentert her (Figur 10), da de sier noe om den fremtidige innveksten. Det var stor forskjell i antall små trær mellom bestandene etter registreringen i 2014 (Figur 10). Det var liten forskjell mellom prøveflatene i Nord-Odal, mens både i Romedal og Tolga var det mest små trær i prøveflate 2, som er prøveflata med minst volum i begge bestand. I Tolga besto svært mange av småtrærne av lauv, og da særlig av rogn og bjørk. Sett i forhold til de tre første bestandene, var det også tilfredsstillende antall små trær i de fire siste bestandene, og da særlig i bestand 7.



Figur 10: Rekruttering til bestandene i treantall/ha gjennom hele tiårsperioden. Her er kun trær som i 2014 var over brysthøyde, men under 2,5 cm dbh tatt med. Tall over bestandsnumrene indikerer prøveflatenummer.

For bestand 1-3 er diameterfordelingene for alle trær over 2,5 cm dbh fra 2004 sammenlignet med diameterfordelingen til alle levende trær med dbh over 2,5 cm 2014 for begge prøveflater (Figur 11, Figur 12, Figur 13, Figur 14, Figur 15, Figur 16). Her har diameterfordelingen holdt seg fallende i alle prøveflater, unntatt prøveflate 1 i bestand 3 (Figur 15), her bestandet har utviklet seg i retning en mer bimodal fordeling. Alle bestandene har også holdt en ganske konstant kurve på

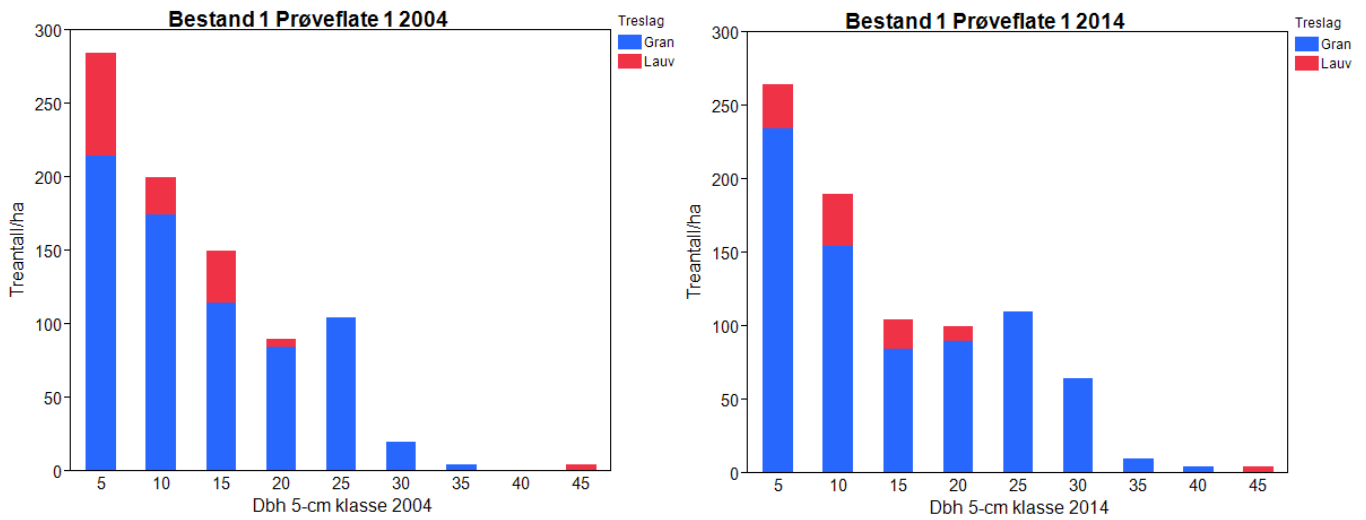
diameterfordelingen, men begge prøveflatene i bestand 2 (Figur 13, Figur 14) har fått en signifikant høyere q -verdi i den tilpassede eksponentialfunksjonen (Tabell 7). Disse to prøveflatene hadde en større andel små trær i 2014 enn i 2004 (Figur 13, Figur 14), noe som gir den signifikant høyere q -verdien, og også en signifikant høyere parameter a (Tabell 7). Alle bestandene har hatt innvekst (Tabell 5), og innveksten i granbestandene har vært dominert av gran (Figur 11, Figur 12, Figur 13, Figur 14). I furubestandene har, i tillegg til furu, innveksten bestått av en større andel lauv (Figur 15, Figur 16), da særlig bjørk og rogn, og gran (Figur 15). Ut fra Figur 10, ser det ut som at granbestandene også fremover kommer til å få en innvekst dominert av gran, mens furubestandene får mer lauv og gran.

For bestand 4 (Figur 17), 5 (Figur 18), 6 (Figur 19) og 7 (Figur 20) er diameterfordelingen fra 2014 presentert, men her er det ikke noe sammenligningsgrunnlag fra 2004. Alle bestandene, unntatt bestand 4 (Figur 17), som hadde en mer bimodal fordeling, hadde en fallende diameterfordeling i 2014.

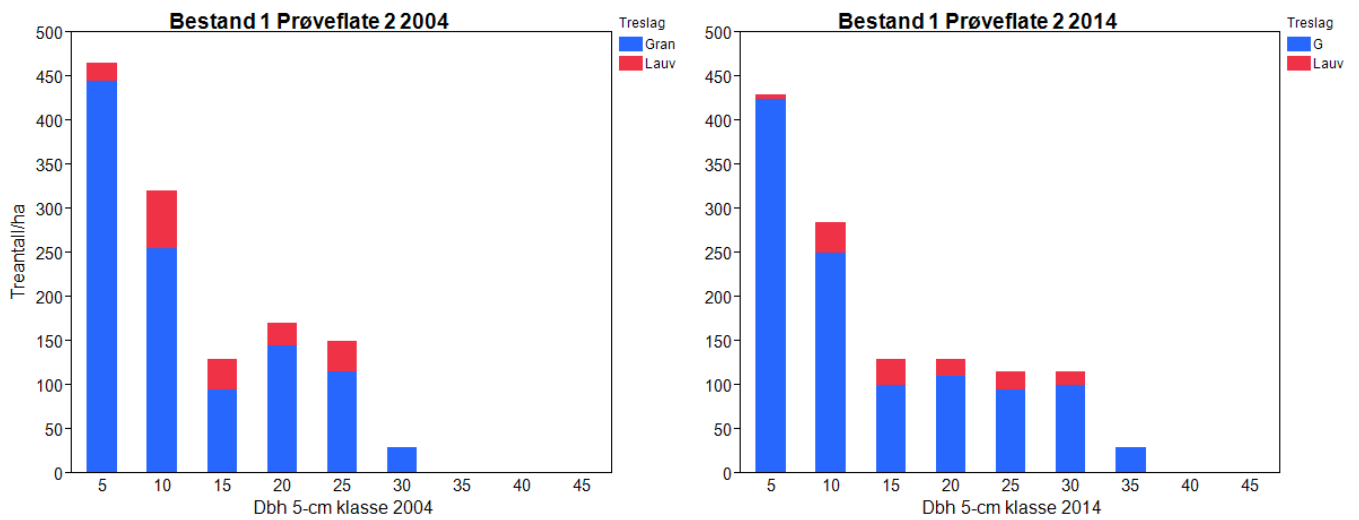
På grunn av diameterfordelingen, hadde prøveflatene med bimodalfordeling, prøveflate 1 i bestand 3, og prøveflata i bestand 4, begge fra 2014, de dårligst tilpassede negative eksponentialfunksjonene (Tabell 7).

Tabell 7: Parameterestimer og beskrivelse av tilpasset negativ eksponentialfunksjon (Formel 3) for de ulike prøveflatene i 2004 og 2014. Stjerne bak verdier fra 2014 betyr at de er signifikant forskjellige fra 2004 på 5 % nivå.

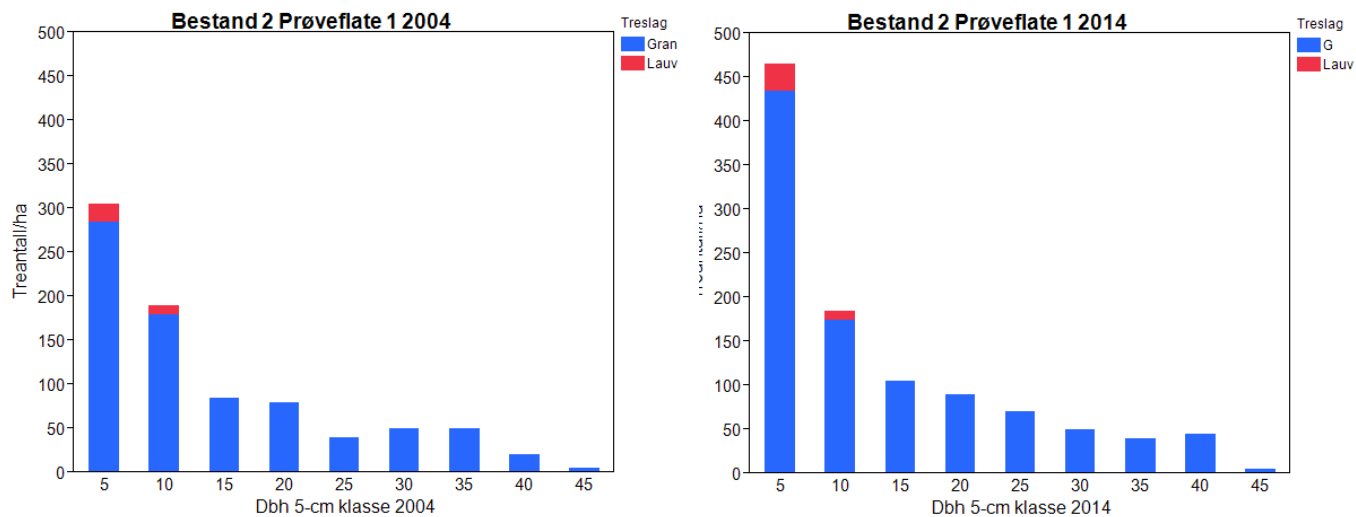
Bestand	Prøveflate	Parameterestimat				q		R2adj.		RMSE	
		a		b		2004	2014	2004	2014	2004	2014
1 Nord-Odal	1	420	369	-0,0741	-0,0679	1,45	1,40	0,96	0,94	23,0	24,0
1 Nord-Odal	2	719	628	-0,0868	-0,0805	1,54	1,50	0,91	0,94	53,2	35,6
2 Romedal	1	475	840*	-0,093	-0,128*	1,59	1,90*	0,96	0,94	19,7	35,1
2 Romedal	2	674	1297*	-0,0957	-0,135*	1,61	1,96*	0,98	0,96	20,6	45,4
3 Tolga	1	374	334	-0,0683	-0,0584	1,41	1,34	0,70	0,79	58,6	45,8
3 Tolga	2	708	671	-0,1145	-0,095	1,77	1,61	0,96	0,98	32,0	22,7
4 Ny Jord	1	-	311	-	-0,0586	-	1,34	-	0,76	-	45,1
5 Otteråsen	1	-	548	-	-0,0802	-	1,49	-	0,97	-	22,6
6 Rød Hauk	1	-	454	-	-0,0655	-	1,39	-	0,82	-	53,3
7 Pran	1	-	812	-	-0,101	-	1,66	-	0,91	-	55,2



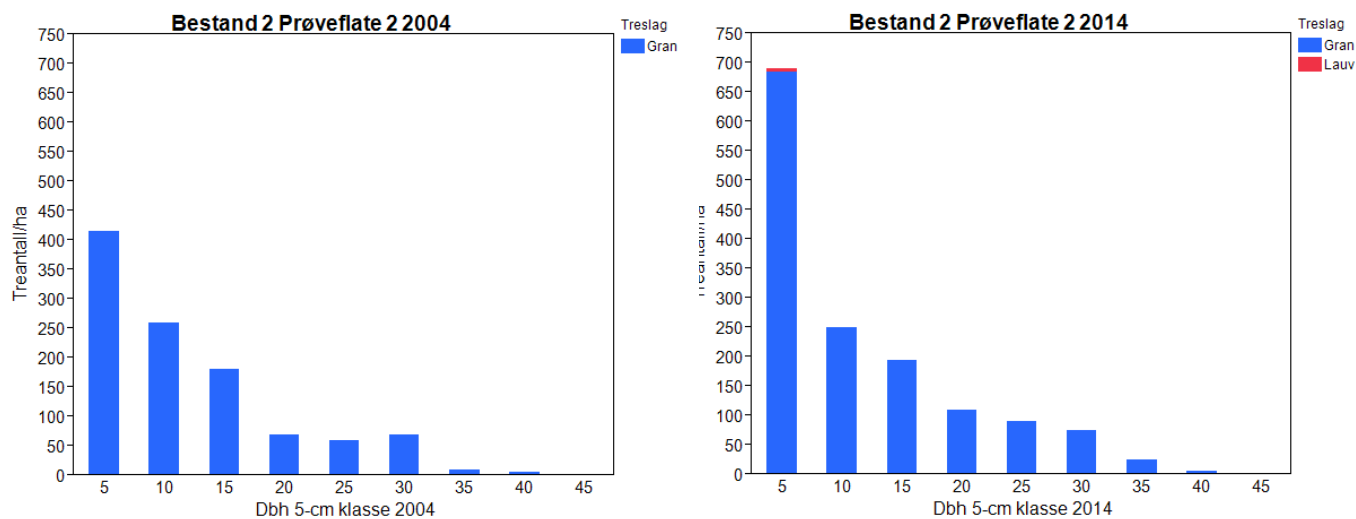
Figur 11: Diameterfordeling i bestand 1 Nord- Odal, prøveflate 1 i 2004 og 2014



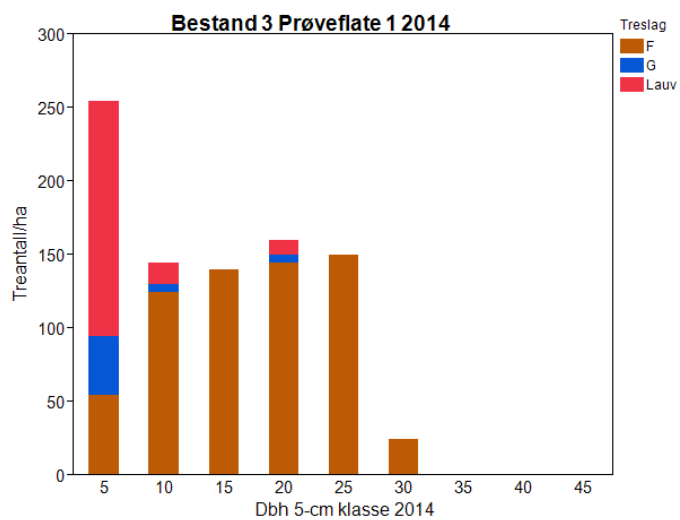
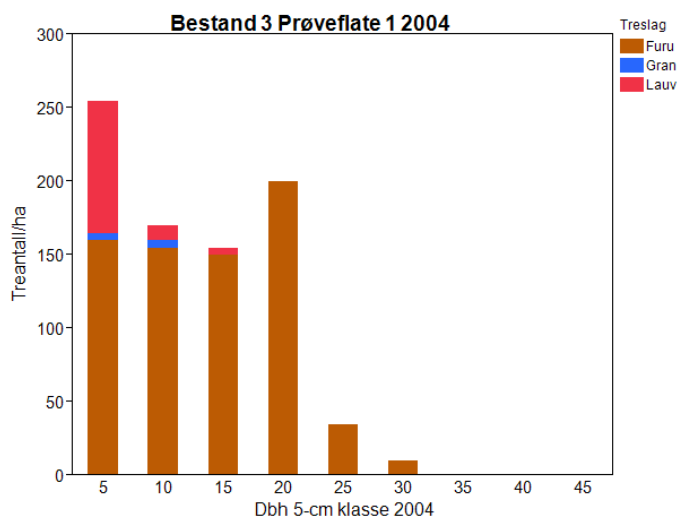
Figur 12: Diameterfordeling i bestand 1 Nord- Odal prøveflate 2 i 2004 og 2014



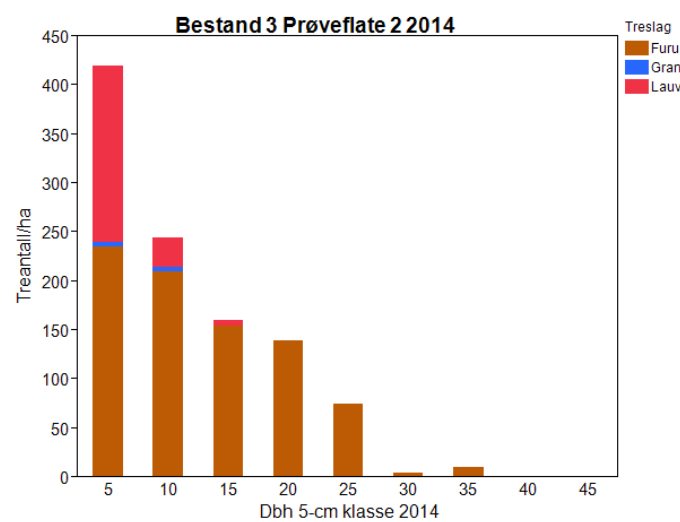
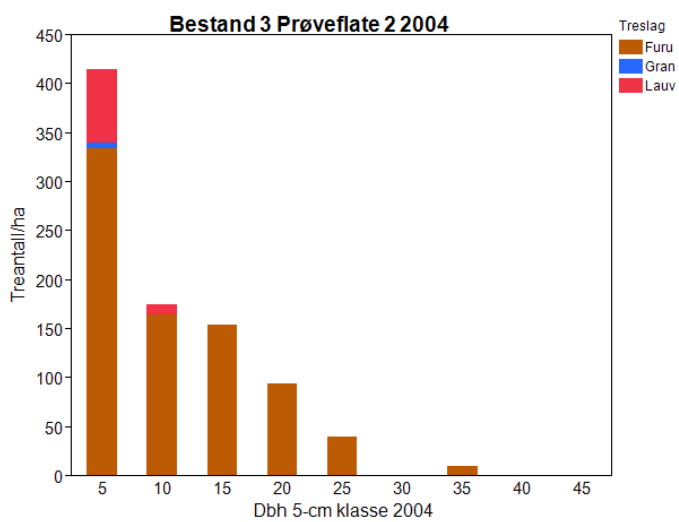
Figur 13: Diameterfordeling i bestand 2 Romedal prøveflate 1 i 2004 og 2014



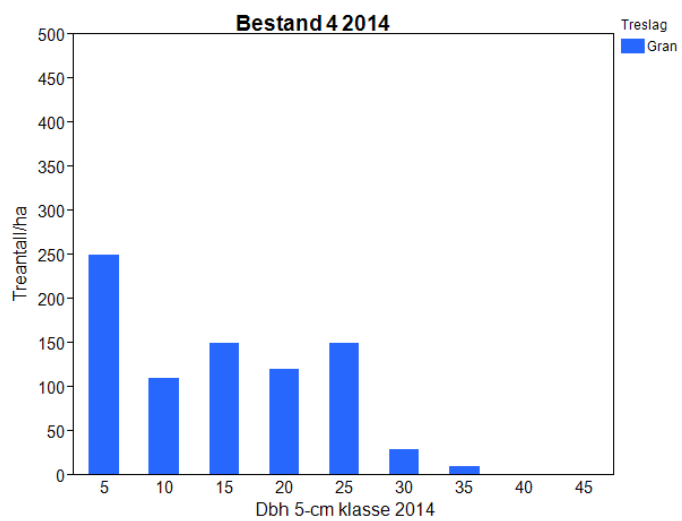
Figur 14: Diameterfordeling i bestand 2 Romedal prøveflate 2, i 2004 og 2014



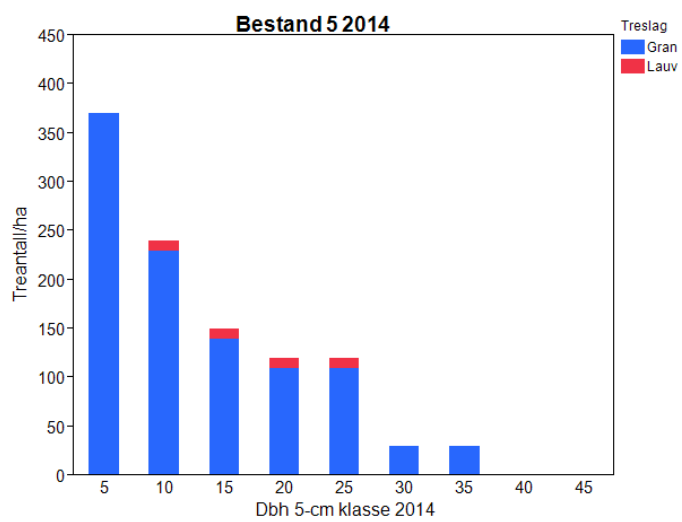
Figur 15: Diameterfordeling i bestand 3 Tolga prøveflate 1 i 2004 og 2014



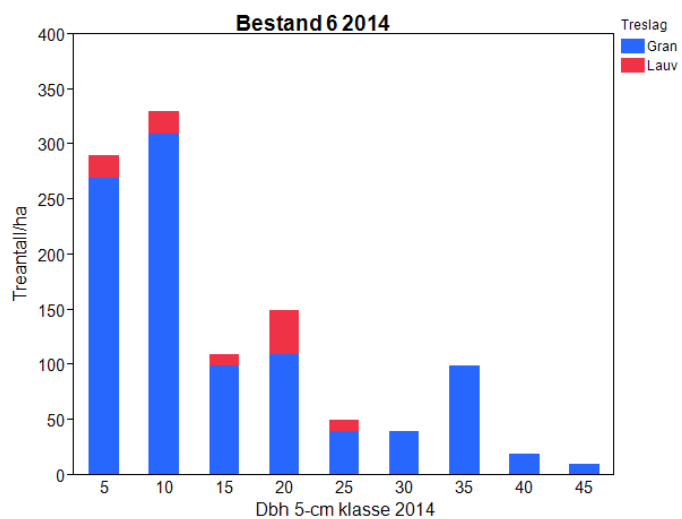
Figur 16: Diameterfordelingen i Bestand 3, Tolga, Prøveflate 2 i 2004 og 2014



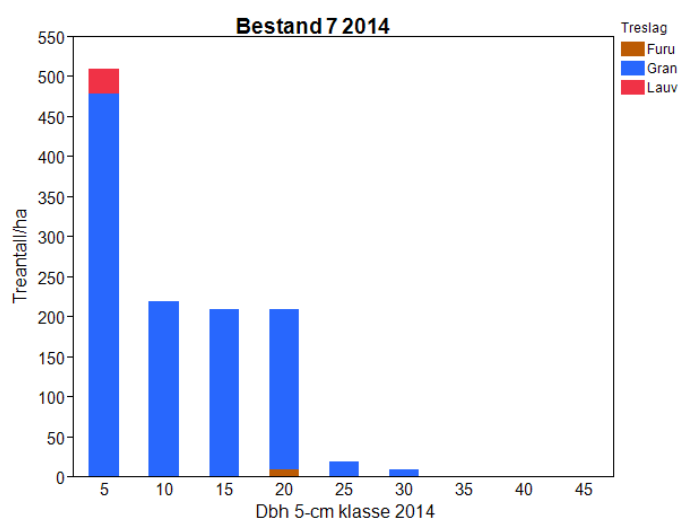
Figur 17: Diameterfordeling i bestand 4, Ny Jord.



Figur 18: Diameterfordeling i bestand 5, Otteråsen.



Figur 19: Diameterfordeling i bestand 6, Rød Hauk.

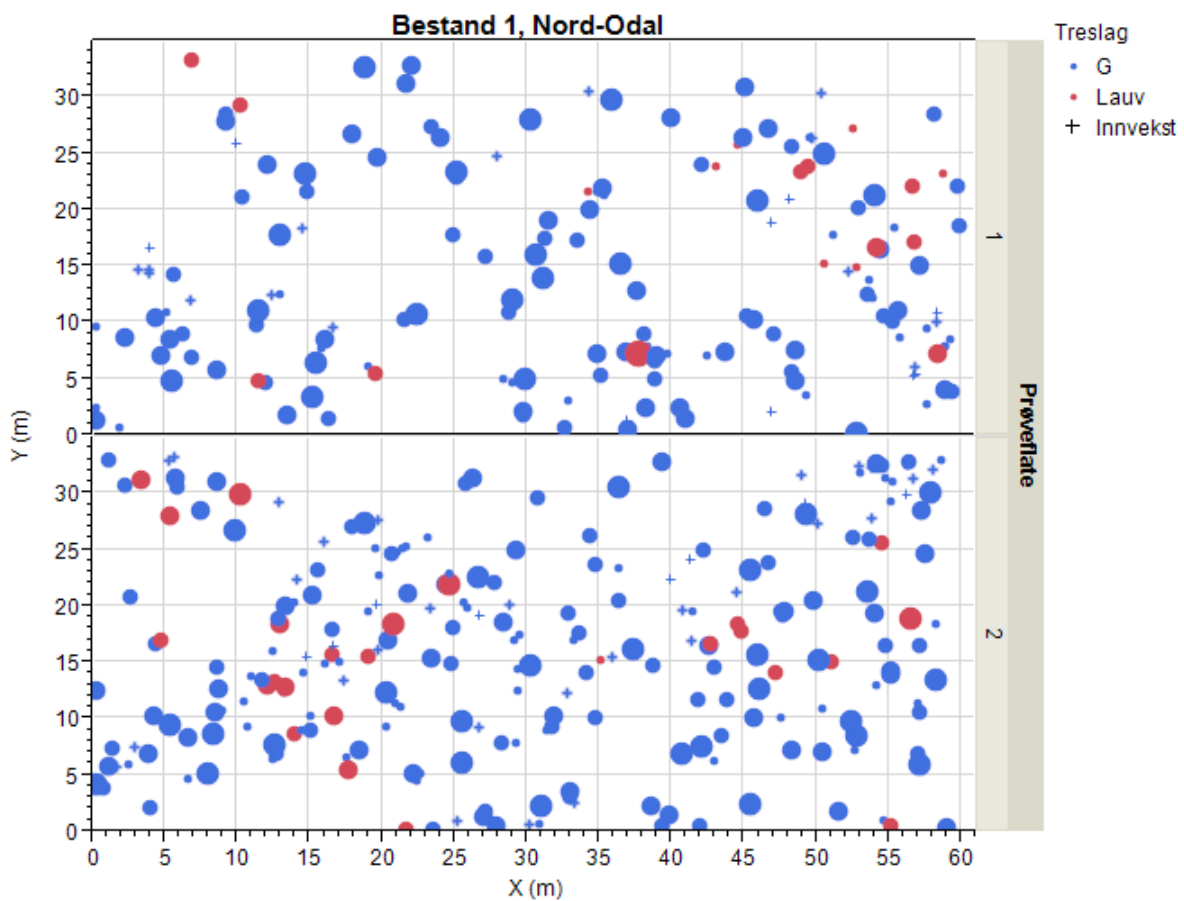


Figur 20: Diameterfordeling i bestand 7, Pran

3.1.3 Trærnes romlige fordeling i bestandene

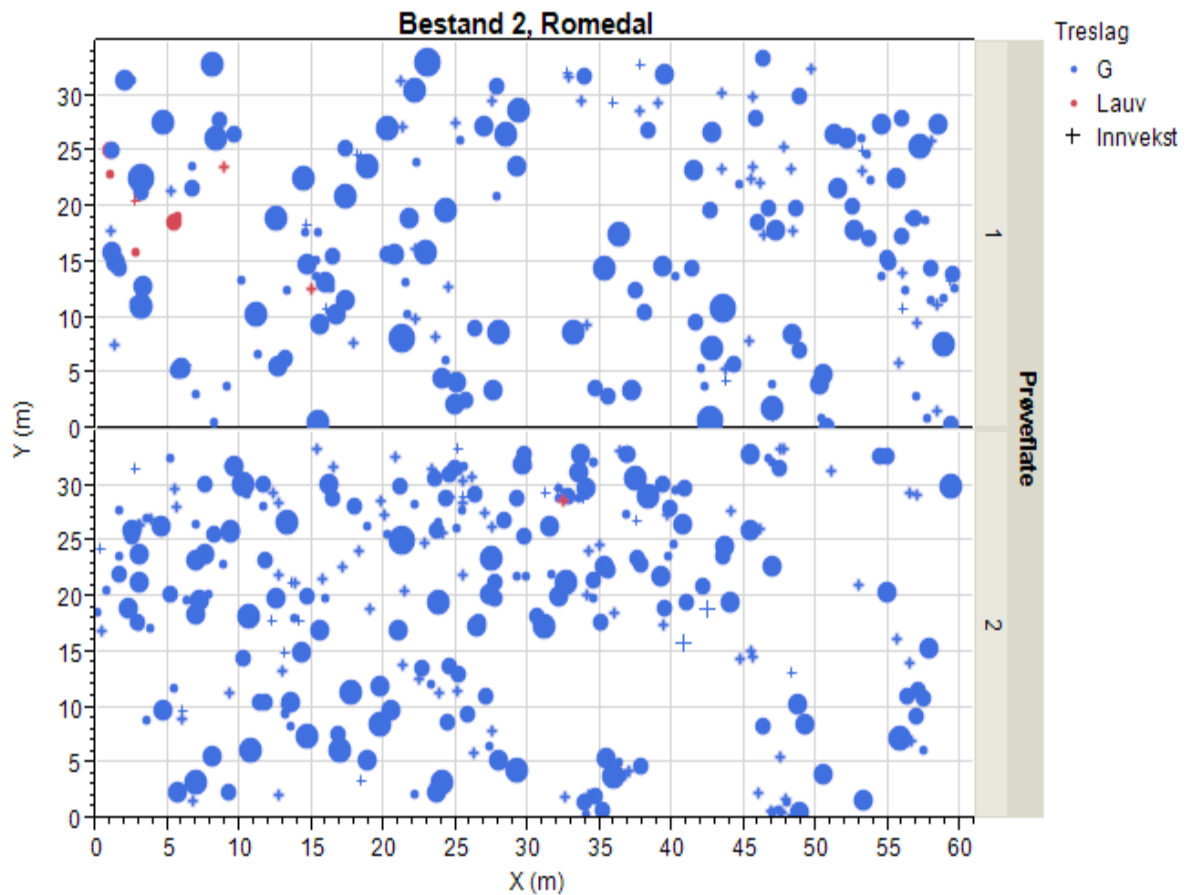
Trærnes romlige fordeling slik de sto i 2014 ble tegnet opp i kart, for å beskrive hvordan trærne av ulike størrelsesgrupper fordeler seg i bestandet i skoger der selektive hogster er brukt.

I bestand 1, Nord-Odal, var det tydelig forskjell på tettheten i prøveflatene (Figur 21). Det var jamnt over flere store trær i prøveflate 2. Små trær så var mer gruppevis fordelt, og de ser ut til å ha etablert seg i små åpninger i bestandet etter hogsten. Det var en ujamn fordeling av større trær, og grupper av alle trestørrelser i begge bestand. Det var også enkelte større og mindre hull uten trær i det hele tatt.



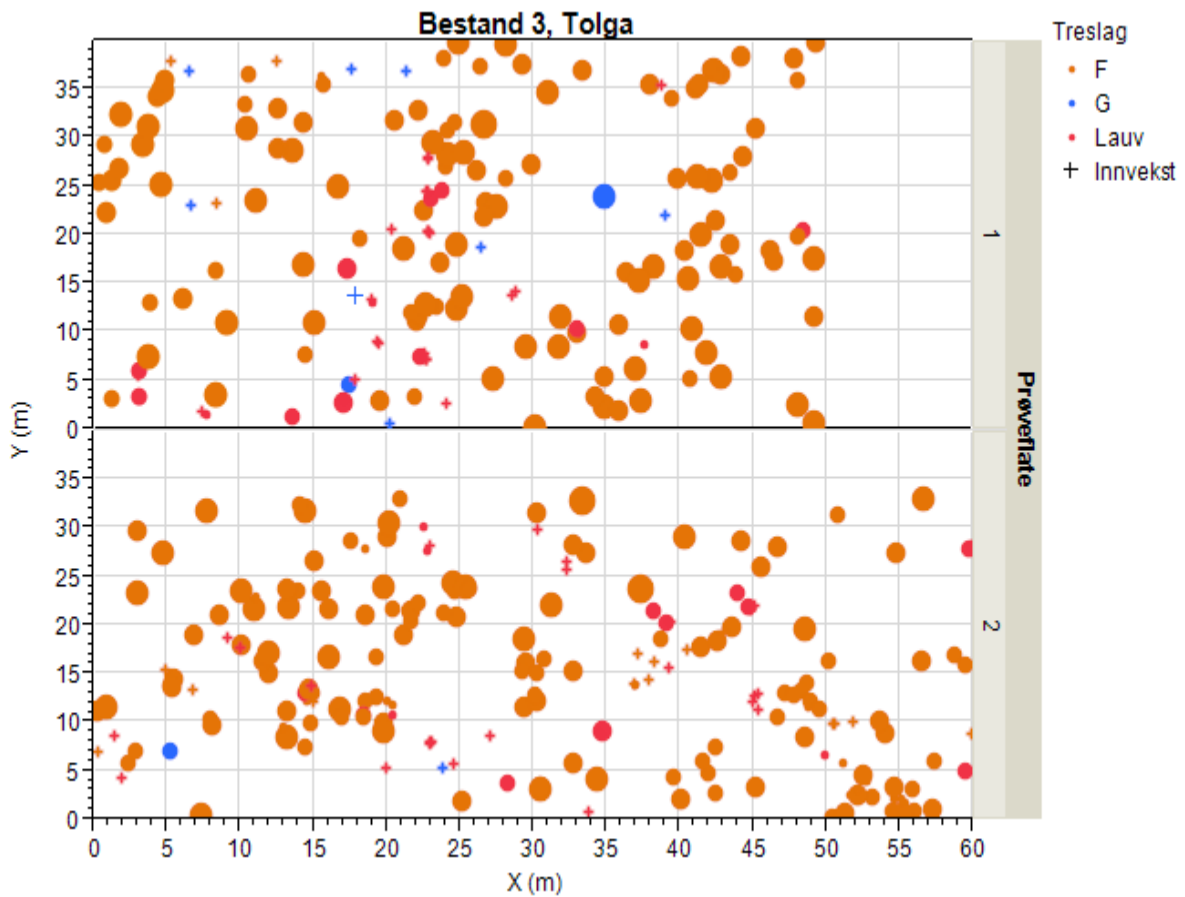
Figur 21: Kart som viser trærnes posisjon i bestand 1 Nord-Odal, fordelt på prøveflatene, i 2014. Ulik størrelse på boblene indikerer relativ dbh på trærne i forhold til hverandre. Treslagene er indikert med ulik farge. Kryssene indikerer innvekst, trær som har vokst over 2,5 cm dbh siden 2004.

I bestand 2, Romedal, var det også forskjell mellom prøveflatene (Figur 22). Den romlige fordeling kan synes å ha vært litt jammere i prøveflate 1, mens særlig de store trærne var litt mer gruppevis fordelt i prøveflate 2. Det ser også ut til at innveksten i hovedsak har etablert seg i små åpninger som ble etter hogsten. Prøveflate 2 har hatt større innvekst (Tabell 5, Figur 14)) noe som også viser seg i kartet (Figur 22).



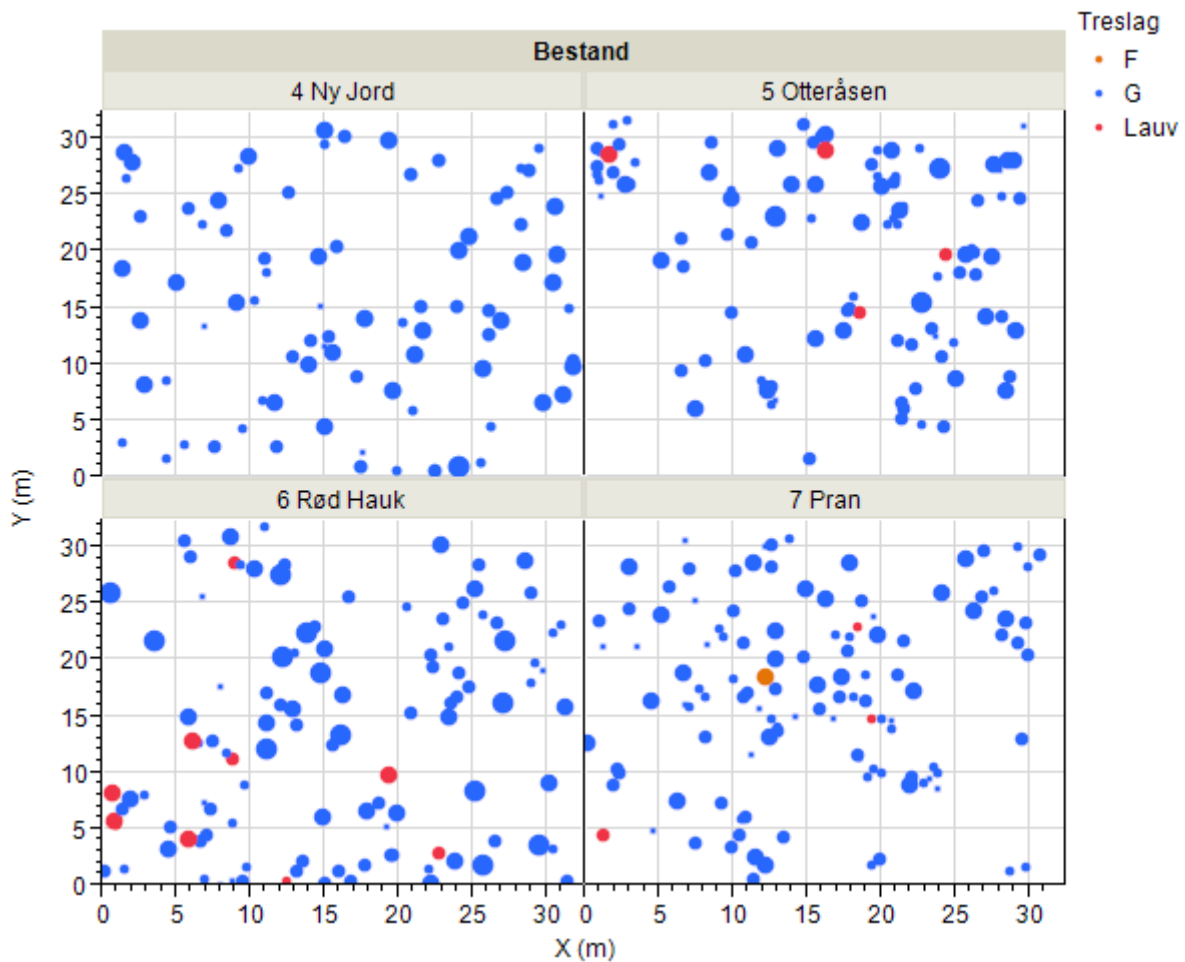
Figur 22: Kart som viser alle trærnes posisjon i bestand 2 Romedal, fordelt på prøveflatene, i 2014. Ulik størrelse på boblene indikerer relativ dbh på trærne i forhold til hverandre. Treslagene er indikert med ulike farger. Kryssene indikerer innvekst, trær som har vokst over 2,5 cm dbh siden 2004.

I bestand 3 hadde begge prøveflatene ganske lik romlig fordeling, med store trær jamt spredt utover (Figur 23). Innveksten har vært veldig gruppevis, særlig i prøveflate 2. Her var det et stort oppslag av lauv (se også Figur 10, Figur 15, Figur 16). Det har vært relativt lite innvekst av furu i prøveflate 1, men en del innvekst av lauv og gran. I prøveflate 2 har innveksten vært mer dominert av furu, men også her har det etablert seg en del lauv.



Figur 23: Kart som viser alle trærnes posisjon i bestand 3 Tolga, fordelt på prøveflatene, i 2014. Ulik størrelse på boblene indikerer relativ dbh på trærne i forhold til hverandre. Treslagene er indikert med ulik farge. Kryssene indikerer innvekst, trær som har vokst over 2,5 cm dbh siden 2004.

I de fire siste bestandene, bestand 4, 5, 6 og 7 (Figur 24), var det en ganske jamn romlig fordeling for de store trærne. I bestand 4 var det relativt få små trær, som var ganske jamnt fordelt. I bestand 5 var det også få små trær, men her var småtrærne fordelt mer gruppevis, gjerne inni grupper av større trær. Både bestand 6 og 7 har hatt tydelig innvekst (Figur 26) med mange små trær, gruppevis fordelt. I bestand 4 og 5 var det flere store tomme områder enn i 6 og 7, trolig på grunn av en mer ujamn romlig fordeling, og også færre trær (Tabell 4). Innveksten ble ikke markert ut i disse bestandene, da det ikke er data for innveksten for disse.



Figur 24: Kart som viser alle trærnes posisjon i bestand 4, 5, 6 og 7 i 2014. Ulik størrelse på boblene indikerer relativ dbh på trærne i forhold til hverandre. Treslagene er indikert med ulik farge.

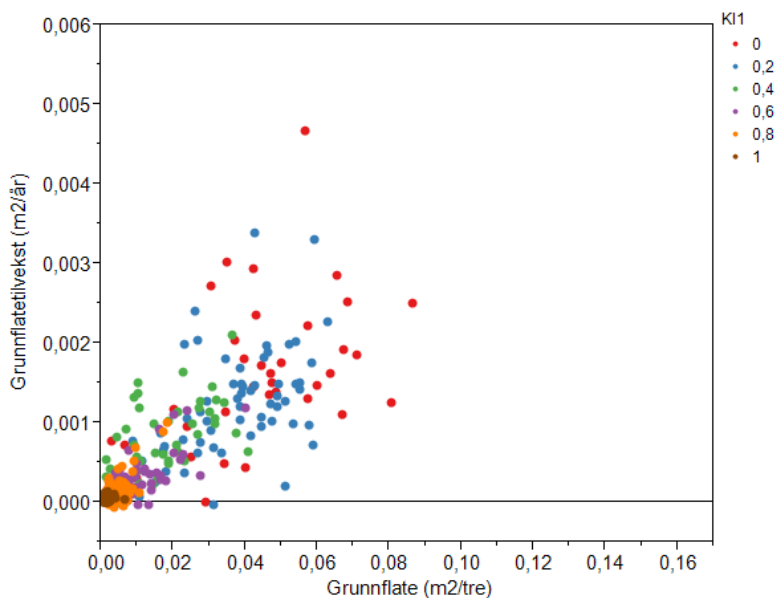
3.2 Modellering av enkelttretilvekst

I bestand 1, 2 og 3 ble egne analyser gjort bestandsvis på enkelttrenivå for å modellere tilvekst som funksjon av konkurranseforholdet mellom trærne.

3.2.1 Tilvekst mot størrelse ved ulike $KI1$

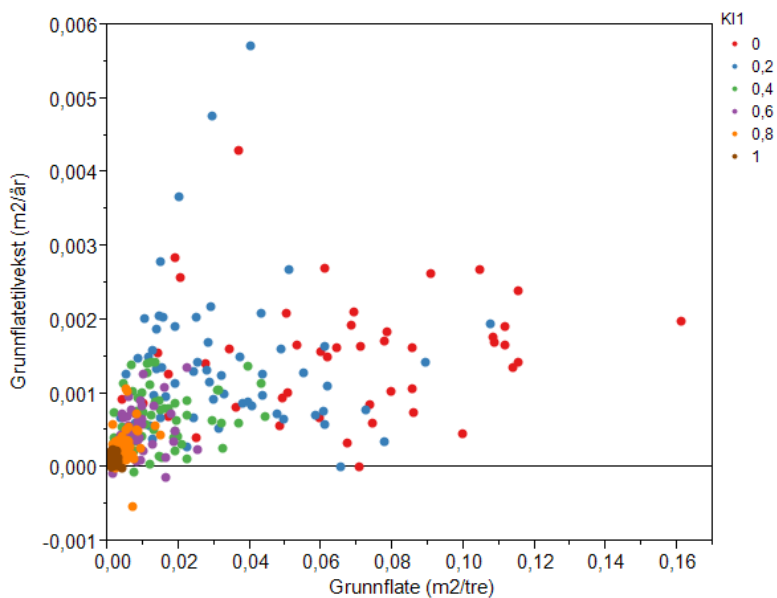
Rådata, der grunnflatetilveksten og $KI1$ for de ulike trærne plottes mot grunnflate, presenteres for hvert bestand (Figur 25, Figur 26, Figur 27). Dette ble gjort for å kunne beskrive hvordan tilvekstutviklingen er hos trær med ulike $KI1$. Alle bestandene kjennetegnes ved at de største trærne har hatt minst konkurranse, mens de små trærne har hatt størst konkurranse. Potensialkurven til modellen, som indikerer tilvekst ved $KI1=0$, blir liggende midt i punktskyen for klasse $KI1=0$ som kan sees i figurene (Figur 25, Figur 26, Figur 27). Hvordan tilveksten utvikler seg med størrelse i klasse $KI1=0$, vil dermed avgjøre formen på potensialkurven.

I bestand 1 (Figur 25), er det tydelig at tilveksten har fulgt størrelsen på trærne, der større trær har fått større tilvekst. Ut kunnskaper om trærns vekst, var det forventet at tilveksten skulle kulminere, og gå ned for de større trærne. Dette ser man ikke tydelig i Figur 25. Dette påvirker dermed potensialfunksjonen, som ikke får nedgang i potensialet (Figur 28, Figur 29)

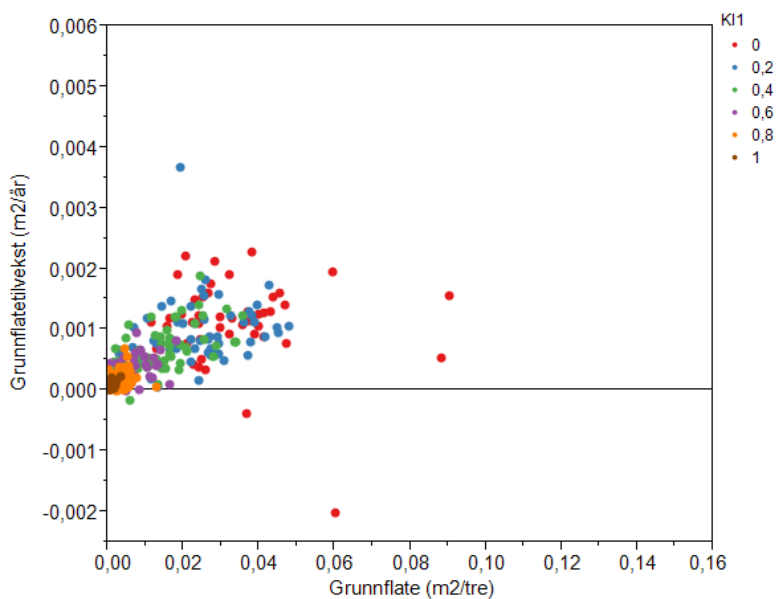


Figur 25: Enkeltrærnes årlige middelgrunnflatetilvekst i perioden 2004-2014 mot enkeltrærnes grunnflate i 2004 i bestand 1, Nord-Odal. De ulike fargene indikerer klasser av $KI1$.

I bestand 2 (Figur 26) virker det som at potensiell tilvekst kulminerer ved en tilvekst på ca. $0,003\text{m}^2/\text{år}$, der tilveksten flater ut mer med økende størrelse enn i bestand 1 (Figur 25). Dette tyder på at maksimal potensiell tilvekst for de beste trærne i bestandet, på rundt $0,003\text{ m}^2/\text{år}$. Legg også merke til 4 trær som har hatt en veldig høy tilvekst i forhold til grunnflate. I bestand 3 (Figur 27) er det også samme tendensen, at maksimal potensiell tilvekst for trærne med lavest *KI1*, flater ut på $0,0025\text{m}^2/\text{år}$.



Figur 26: Enkelttrærnes årlige middelgrunnflatetilvekst i perioden 2004-2014 mot enkelttrærnes grunnflate i 2004 i bestand 2, Romedal. De ulike fargene indikerer klasser av *KI1*.



Figur 27: Enkelttrærnes årlige middelgrunnflatetilvekst i perioden 2004-2014 mot enkelttrærnes grunnflate i 2004 i bestand 3, Tolga. De ulike fargene indikerer klasser av *KI1*.

3.2.2 Tilvekstmodellene

Modellene ble basert på Hugershoff's tilvekstfunksjon (Formel 18). Potensiallinjen for modellen ble liggende midt i punktskyen for $KI1=0$, som beskrevet i forrige avsnitt, og $KI1$ ble brukt til å beskrive tilveksten for trær av ulik $KI1$ ut fra dette.

Ved bruk av lineær PM , var effekten av konkurransen lineær ved ulik konkurranse. Dette betyr at konkurransesituasjonen endres likt om man går fra liten til middels konkurranse, som om man går fra middels til sterk konkurranse. Dette ga da modeller der den relative avstanden mellom $KI1$ -klasselinjene var like stor mellom alle $KI1$ -klasser (Figur 34, Figur 37, Figur 40). For modellene med lineær PM (modell 1, modell 2, modell3) var det små tendenser til at residualene endret seg litt med trestørrelsen (Figur 36, Figur 39, Figur 42). Modeller med ikke-lineær PM (modell 4, modell 5, modell 6) ble derfor også prøvd ut, for å se om trendene i residualene ble redusert ved å endre effekten av $KI1$. En felles modell for granbestandene (modell 7), ble også prøvd ut.

Tabell 8: Parameterestimaterne til tilvekstmodellen. N indikerer antall trær som er med i modellen. Stjerne i t-testen indikerer at parameterne er statistisk signifikant forskjellig fra 0 på 5 % -nivå. P-verdi er ikke angitt i tabellen for parameter p , da det ble brukt et 95 % konfidensintervall (estimat +/- 1,96 standardfeil) for å finne om denne parameteren var signifikant forskjellig fra 1. For funksjon til parametere, se Formel 18 for funksjon med tre parametere, og Formel 19 for funksjon med 2 parametere. Parameter p brukes i Formel 17.

Modell	Bestand	N	Parameter	Parameterestimat	Standardfeil	P-verdi, t-test	R ² _{adj.}	RMSE
1	1 Nord-Odal	312	a	0,00791	0,00111	<0,0001*	0,667	0,000427
			b	0,482	0,482	<0,0001*		
			c	-	-	-		
2	2 Romedal	336	a	0,00626	0,00261	0,0168*	0,471	0,000561
			b	0,325	0,0975	0,0009*		
			c	-6,62	2,31	0,0044*		
3	3 Tolga	262	a	0,0147	0,0109	0,1796	0,447	0,000418
			b	0,534	0,165	0,0013*		
			c	-19,0	5,02	0,0002*		
4	1 Nord-Odal	312	a	0,00955	0,00150	<0,001*	0,669	0,000426
			b	0,558	0,0531	<0,001*		
			c	-	-	-		
			p	0,699	0,150	-*		
5	2 Romedal	336	a	0,00567	0,00220	0,0105*	0,478	0,000559
			b	0,278	0,0914	0,0025*		
			c	-6,63	2,19	0,0027*		
			p	1,28	0,215	-		
6	3 Tolga	262	a	0,0170	0,0133	0,2023	0,447	0,000417
			b	0,581	0,176	0,0011*		
			c	-19,2	5,19	0,0003*		
			p	0,804	0,194	-		
7	1 og 2	648	a	0,0100	0,00331	0,0026*	0,544	0,000511
			b	0,457	0,0779	<0,0001*		
			c	-7,44	1,86	<0,0001*		

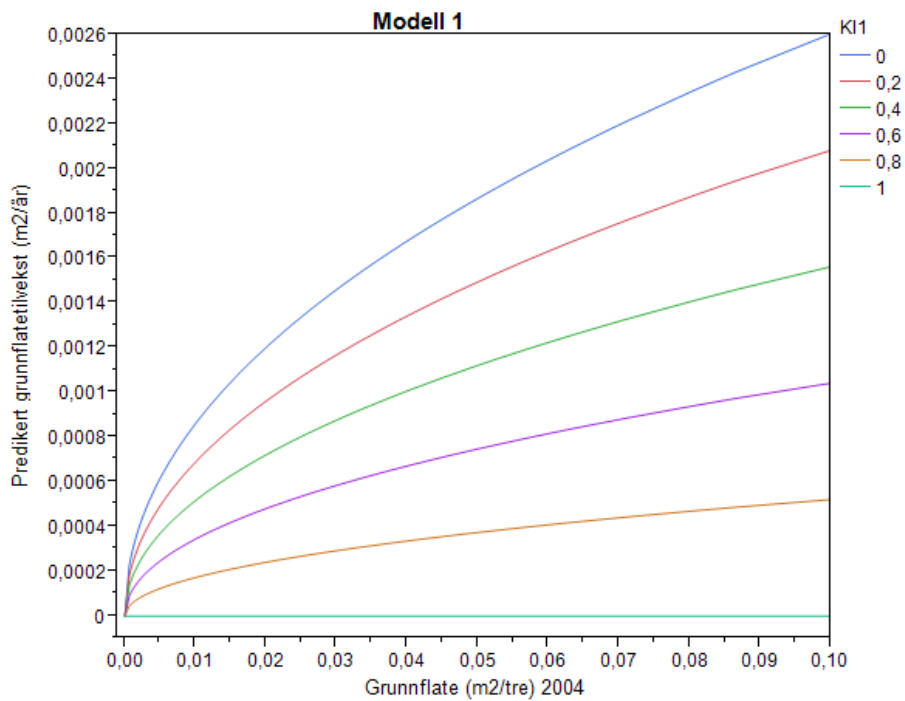
Tilvekstmodeller bestand 1

Mangelen på store trær gjorde at tilveksten ikke flater ut i bestand 1 (Figur 25). Dette gjorde at potensialkurven ikke flatet ut og fikk den nedgangen man forventet i modellen (Figur 28, Figur 29). Parameter c , som styrer nedgangen i tilveksten, ble derfor ikke signifikant (resultater ikke vist). Derfor ble en egen modell, med kun to parametere, brukt for å beskrive tilveksten i bestand 1 (Formel 19, Figur 28, Figur 29).

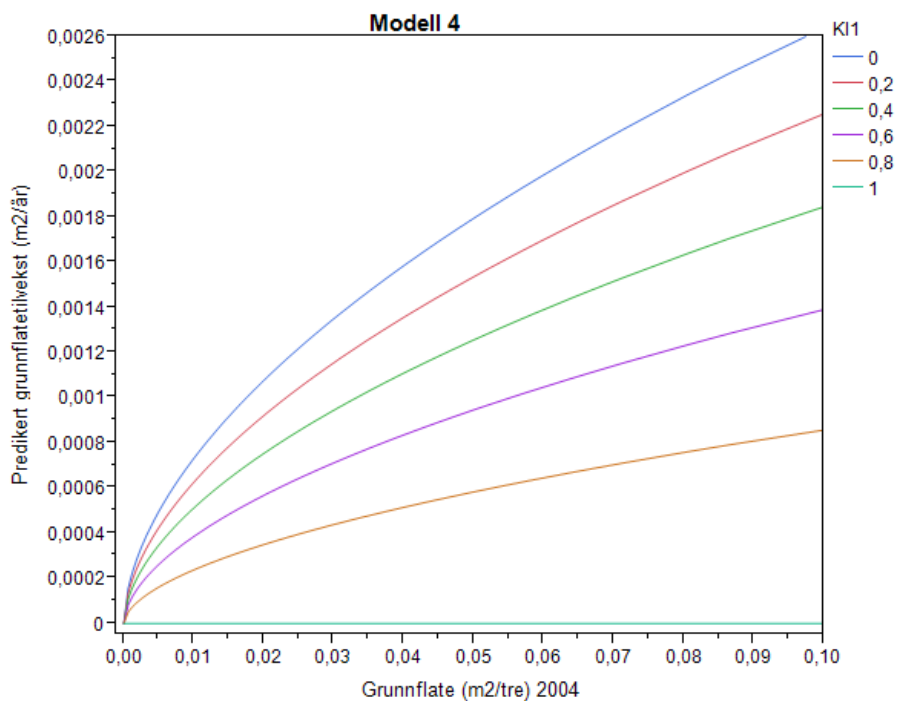
Modellen med ikke-lineær PM ga ikke lik relativ avstand mellom $KI1$ -klasselinjene (Figur 29). Her økte avstanden mellom linjene med økende konkurranse. Dette betyr at konkurransen virker sterkere, jo større $KI1$ blir. Konkurransen øker relativt sett mer når man går fra middels konkurranse til sterk konkurranse, enn den gjør når man går fra svak til middels konkurranse. Det at parameter p ble signifikant forskjellig fra 1 (Tabell 7), bekrefter denne parameteren virker inn.

Residualplottet (Figur 30) over grunnflate viser at det var liten forskjell på modellene med lineær og ikke-lineær PM i bestand 1. Dette var det eneste bestandet der parameter p var signifikant forskjellig fra 1 (modell 4, Tabell 7), så her hadde man forventet en forskjell, der modell 4 skulle hatt mindre variasjon og mindre trender i residualene. Det var likevel bare så vidt at parameteren ble signifikant. Ser man på R^2_{adj} og RMSE for disse to modellene (modell 1 og modell 4 i Tabell 7) så var modell 4, med ikke-lineær PM , så vidt litt bedre til å beskrive tilveksten.

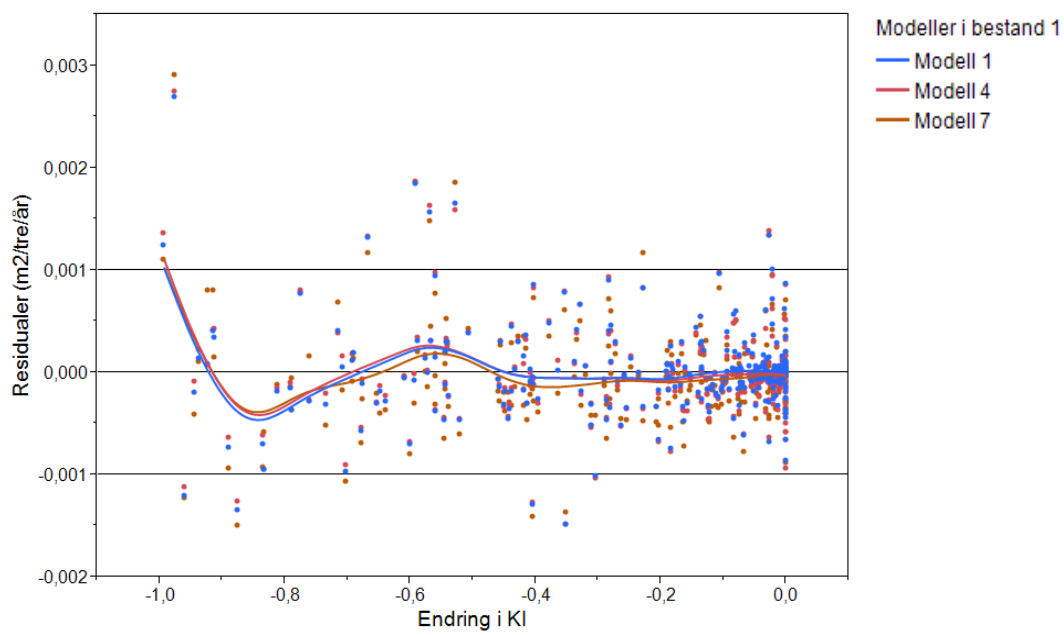
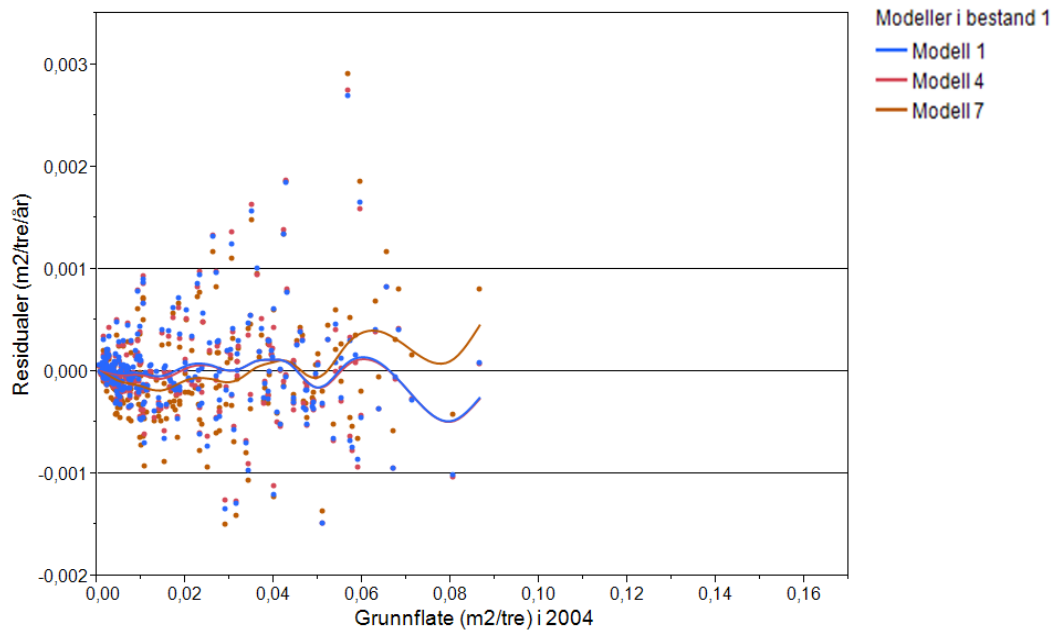
Når residualene plottes over endring i $KI1$, egnet begge modellene seg like godt til trær som har hatt stor endring i $KI1$, som til trær som har hatt liten endring $KI1$ (Figur 30).



Figur 28: Modell 1. Tilvekstmodell med lineær PM for bestand 1, Nord-Odal. De ulike linjene indikerer tilvekst ved ulike $K11$, med minst konkurranse øverst og mest konkurranse nederst. Parameterne er gitt i Tabell 7.



Figur 29: Modell 4. Tilvekstmodell med ikke - lineær PM for bestand 1, Nord-Odal. De ulike linjene indikerer tilvekst ved ulike $K11$, med minst konkurranse øverst og mest konkurranse nederst. Parameterne er gitt i Tabell 7



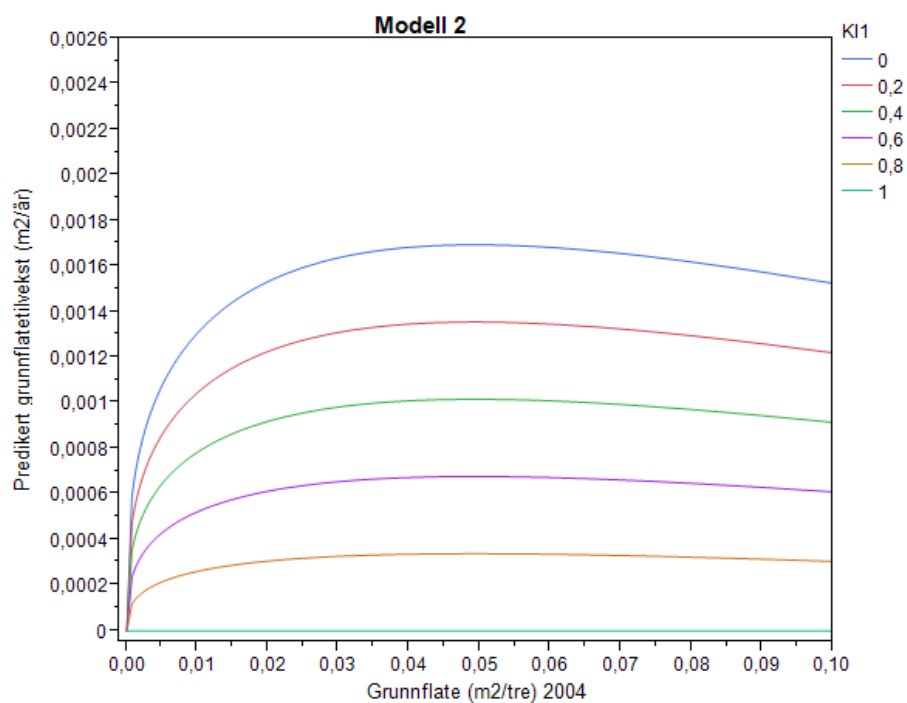
Figur 30: Residualplot for modellene i bestand 1. Residualene er plottet mot grunnflate (øverst), og endring i *K1* (nederst).

Tilvekstmodell bestand 2

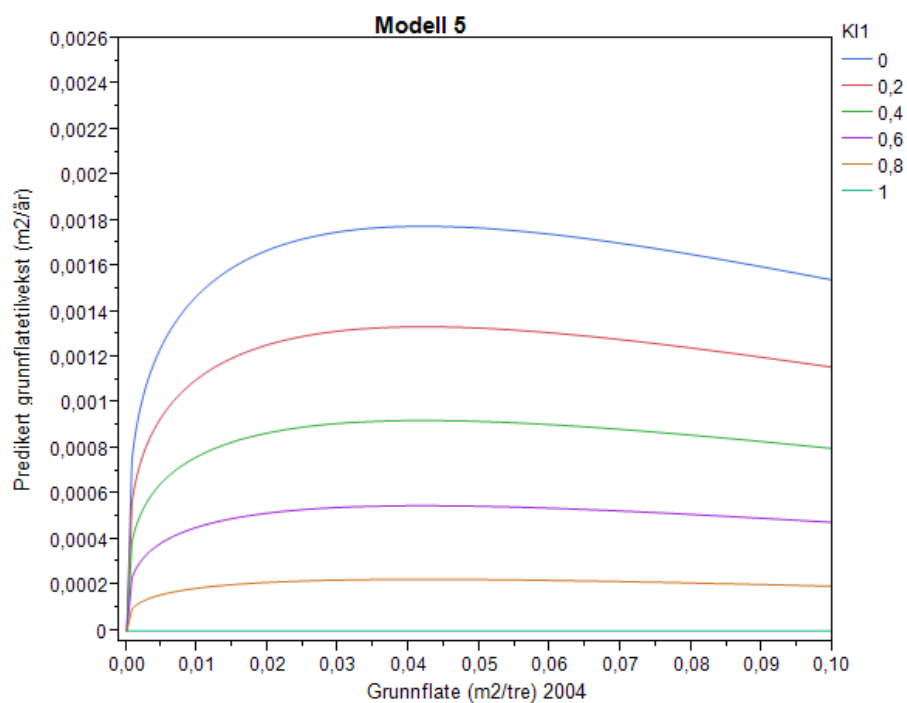
I begge modellene (modell 2 og modell 5) beskrev tilvekstfunksjonen (Formel 18) tilveksten på en måte man forventet (Figur 31, Figur 32). Her ble det en rask økning i tilvekst fra små til middels store trær, før tilveksten sank gradvis for de større trærne.

I modellen med ikke-lineær PM for bestand 2 (Figur 32), ble parameter p i PM funksjonen ikke signifikant forskjellig fra 1. Som en kan se i Tabell 7, var parameteren p over 1, noe som gir motsatt effekt enn i de to andre bestandene (Figur 29 og 35). I stedet for at konkurransen øker mer mellom $KI1$ -intervallene ved økende $KI1$, så vil virkningen av konkurransen relativt sett reduseres i forhold til $KI1$ -intervallet når konkurransen øker. Dette betyr at konkurransen virker sterkere når man går fra litt konkurranse til middels konkurranse, enn når man går fra litt til sterk konkurranse.

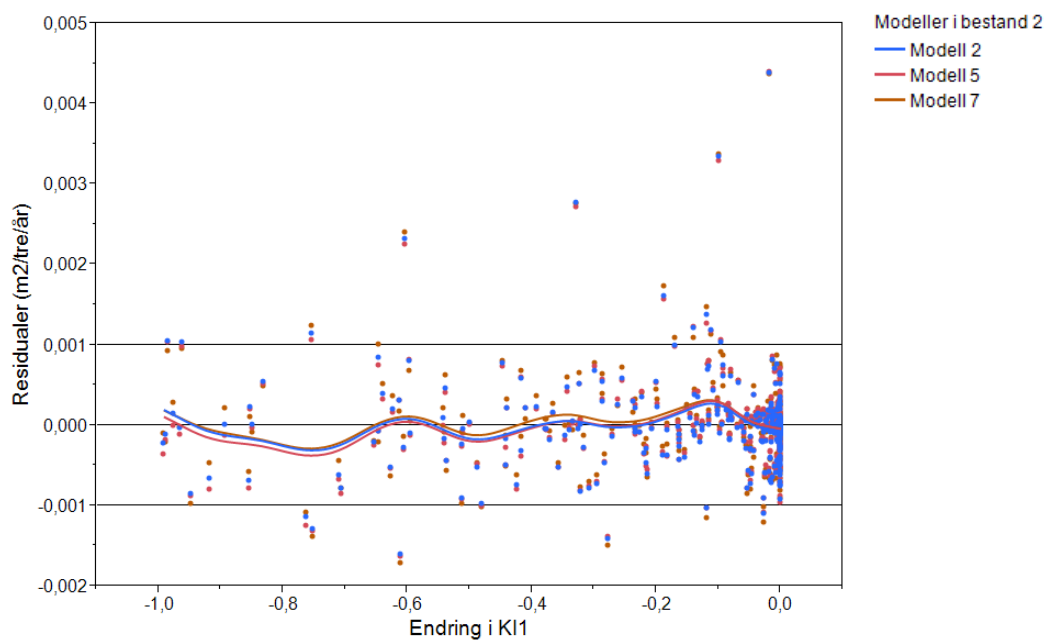
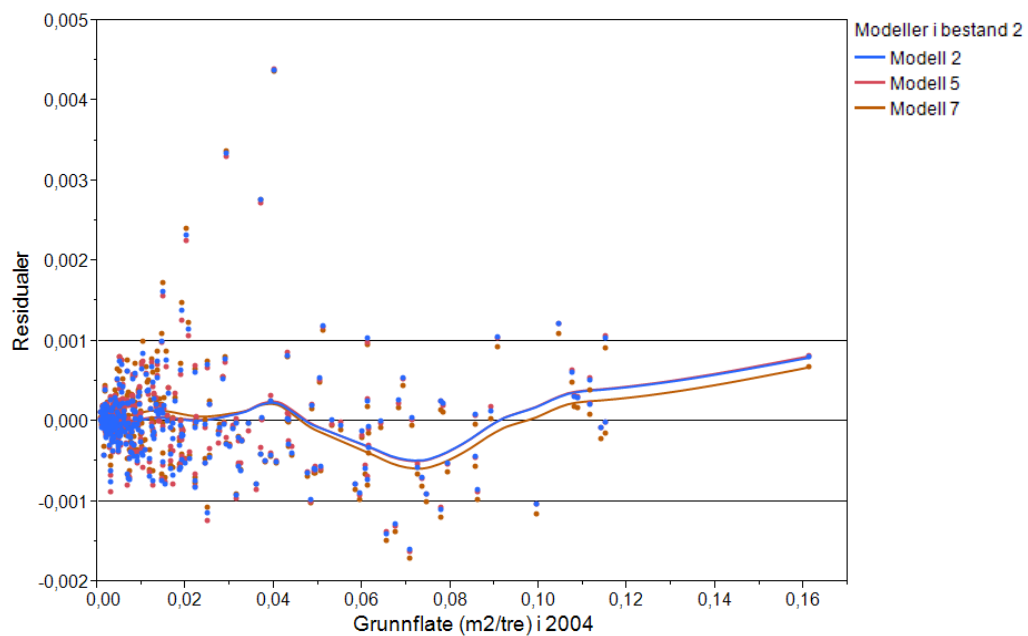
Residualplott (Figur 33) viste også her at det var liten forskjell på modellene med lineær og ikke-lineær PM , både plottet mot grunnflate og mot endring i $KI1$. Det var også vært liten forskjell i R^2_{adj} og RMSE for disse to modellene (Tabell 7). Dette, sammen med det faktum at parameter p ikke ble signifikant, tyder på at modellene estimerer like godt, og at det ikke er nødvendig med en ikke-lineær PM . Plottet mot endring i $KI1$ var det ingen tydelige trender i residualene (Figur 33).



Figur 31: Modell 2. Tilvekstmodell med lineær PM for bestand 2, Romedal. De ulike linjene indikerer tilvekst ved ulik *K11*, med minst konkurranse øverst og mest konkurranse nederst. Parameterne er gitt i Tabell 7.



Figur 32: Modell 5. Tilvekstmodell med ikke - lineær PM for bestand 2, Romedal. De ulike linjene indikerer tilvekst ved ulik *K11*, med minst konkurranse øverst og mest konkurranse nederst. Parameterne er gitt i Tabell 7.



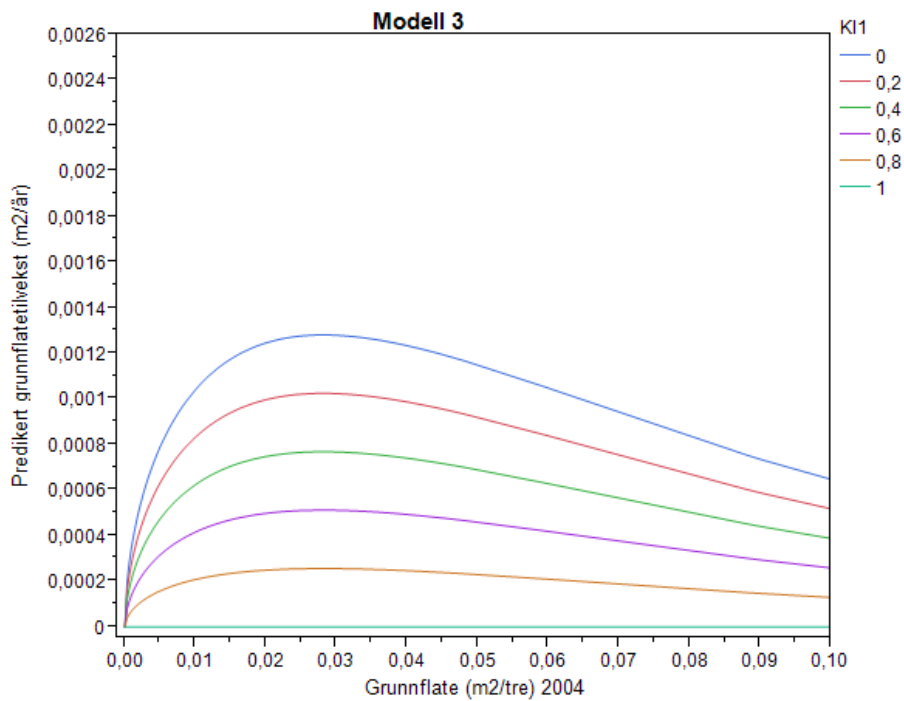
Figur 33: Residualplot for modellene i bestand 2. Residualene er plottet mot grunnflate (øverst), og endring i *K11* (nederst).

Tilvekstmodell bestand 3

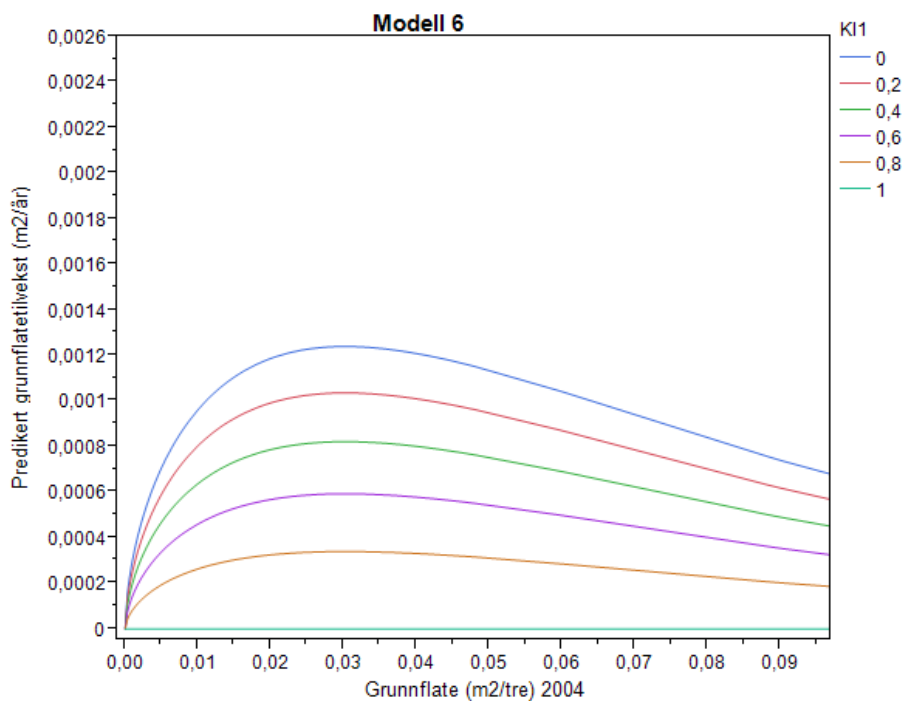
Begge modellene for bestand 3 (modell 3, modell 6) fulgte også den forventede utviklingen, med enraskt økende grunnflatetilvekst over grunnflate, og så avtagende for de største trærne (Figur 34, Figur 35).

I modellen med ikke lineær *PM*, ble heller ikke her parameter p signifikant (Tabell 7). Parameter p ble over en, som i bestand 1, og tilveksten påvirkes dermed mer jo hardere konkurransen blir.

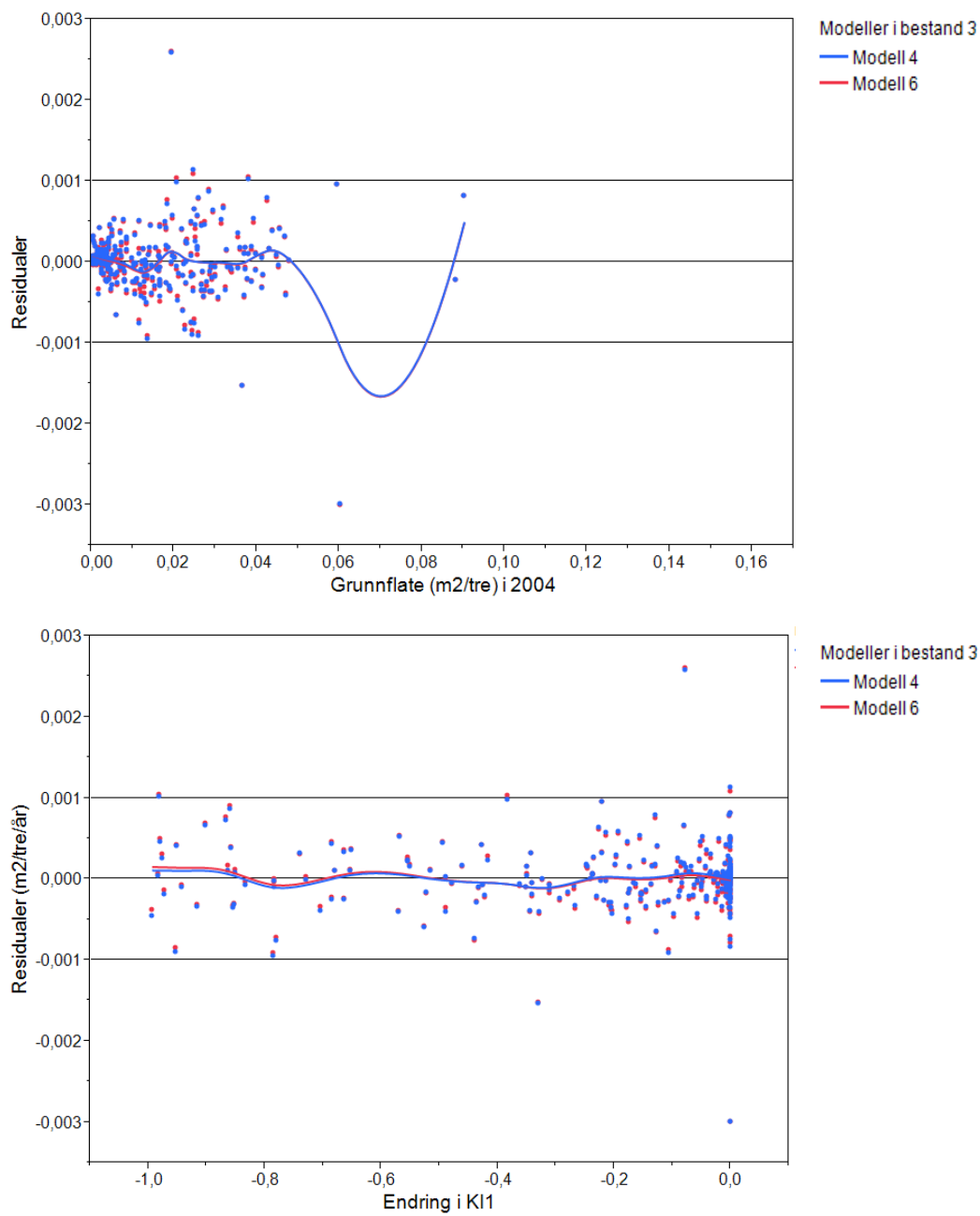
Residualplottene til modellene for bestand 3 (Figur 36) viser at det ikke var forskjell på modellene med lineær og ikke- lineær *PM*. Det at parameter p ikke ble signifikant forskjellig fra 1, viser også at den ikke har noen virkning. Det var også kun ørsmå forskjeller i R^2_{adj} og RMSE (Tabell 7) mellom modellene. Plottet mot endring i *KI1*, var det heller ingen trender i residualene, som tyder på at modellene estimerer like godt uansett endring i *KI1* (Figur 36).



Figur 34: Modell 3. Tilvekstmodell med lineær PM for bestand 3, Tolga. De ulike linjene indikerer tilvekst ved ulike $K11$, med minst konkurranse øverst og mest konkurranse nederst. Parameterne er gitt i Tabell 7.



Figur 35: Modell 6. Tilvekstmodell med ikke - lineær PM for bestand 3, Tolga. De ulike linjene indikerer tilvekst ved ulike $K11$, med minst konkurranse øverst og mest konkurranse nederst. Parameterne er gitt i Tabell 7.



Figur 36: Residualplot for modellene i bestand 3 Residualene er plottet mot grunnflate (øverst), og endring i KI1 (nederst).

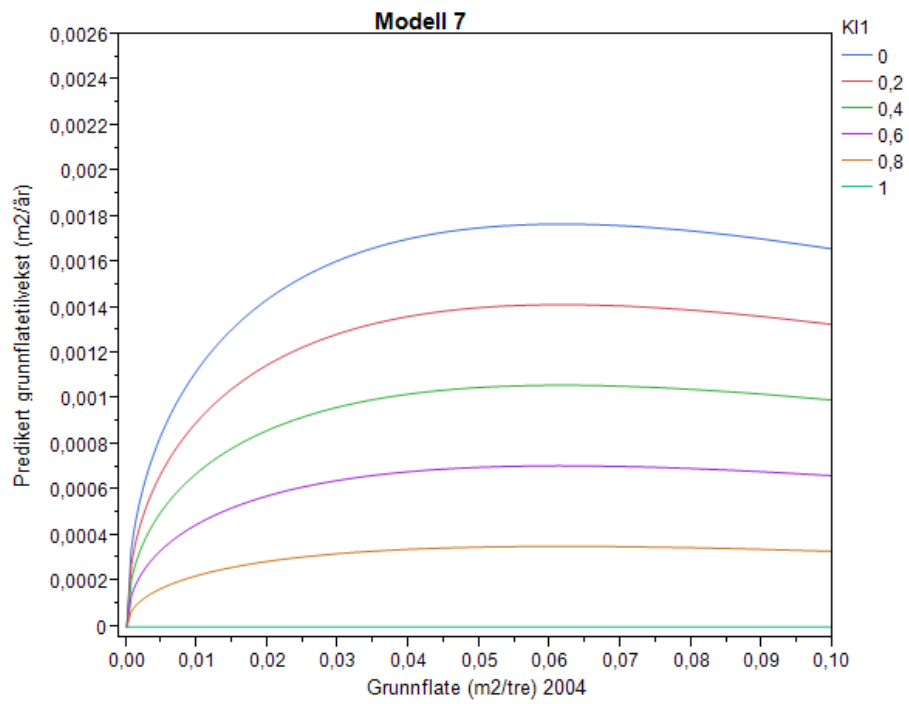
Felles modell for bestand 1 og 2

Det ble utviklet en felles modell (modell 7) for granbestandene (bestand 1 og 2). Dette ble gjort for å se om en modell kunne beskrive forholdet mellom grunnflate og grunnflatetilvekst like godt eller bedre for bestandene enn en modell for hvert bestand kunne. Fordi tilveksten i bestand 1 ikke kulminerte (Figur 28, Figur 29), på grunn av mangel på store trær (Figur 25), ble modell 7, der man fikk med flere større trær fra bestand 2 (Figur 26) laget. Det er ulik bonitet i disse to bestandene, men i og med at forskjellen i bonitet var så liten, og det er mye usikkerhet knyttet til dette tallet ble det gått ut i fra at dette ikke utgjør noen forskjell på tilveksten. Da man også kan se fra Figur 25 og Figur 26 at den potensielle tilveksten var på ganske likt nivå ved lik grunnflate (maksimal tilvekst med grunnflate mellom 0,04 og 0,08 m² grunnflate, lå på ca. 0,003 m² tilvekst for begge bestandene), tyder dette på at produksjonspotensialet var likt i disse to bestandene.

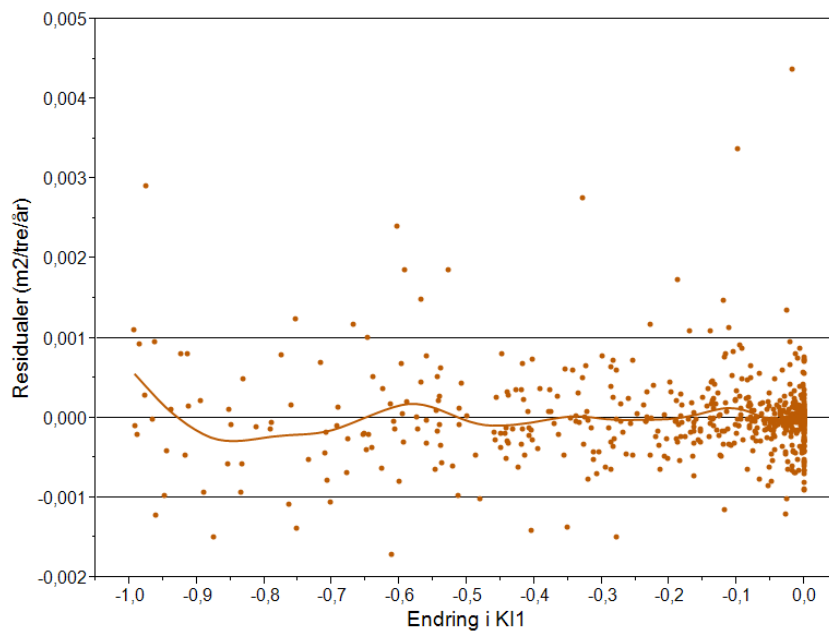
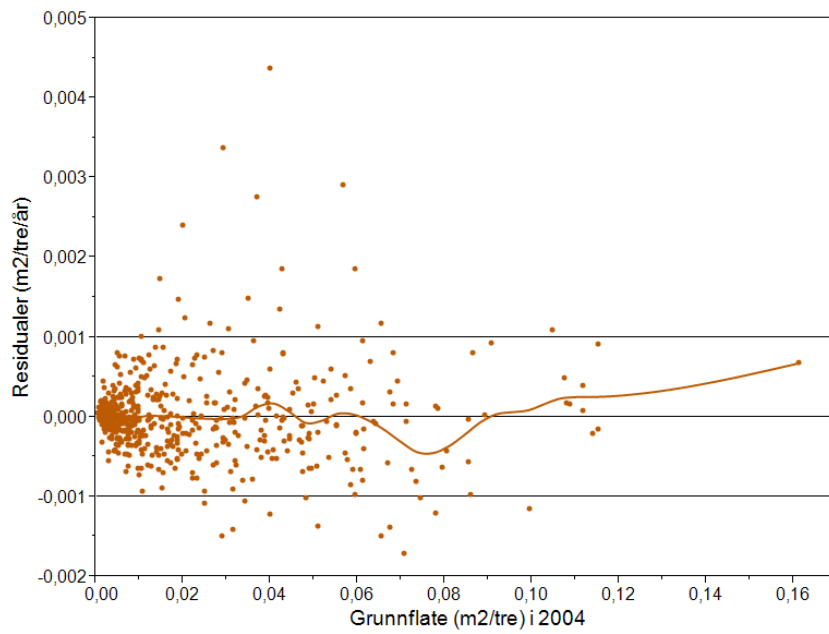
Den felles modellen (Figur 37) brukte den lineære *PM*, da parameteren *p* i den ikke-lineære *PM* ikke ble signifikant forskjellig fra 1, (resultater ikke vist). Grunnen til at *PM* ble lineær, er at den ikke-lineære *PM* trakk i ulik retning i de to bestandene (sammenlign modell 4 og 5 i Tabell 7), og dermed vil den jamnes ut når begge bestandene ses under ett.

Modell 7 (Figur 37) ga et litt høyere kulminasjonspunkt for potensialkurven enn det modell 2 og 5 gjorde (Figur 31 og 32), og hadde også kulminasjonspunktet ved større grunnflate (ved 0,06 m² grunnflate i stedet for ved 0,045 m²). Dette er trolig en effekt av at i bestand 1 var det flere trær med stor tilvekst i størrelsesgruppe 0,05-0,08 m² grunnflate (Figur 25) enn det var i bestand 2 (Figur 26), som drar funksjonen litt lenger mot høyre. I motsetning til modellene for bestand 1 (Figur 28, Figur 29), kulminerte modell 7 på grunn av at den hadde med flere store trær fra bestand 2 (Figur 26).

Residualene til den felles modellen plottet mot grunnflate (Figur 38) viste at man ved hjelp av grunnflaten til trærne klarer å beskrive deres grunnflatetilvekst, da det ikke var trender i residualene. Plottet mot endring i *KI1* var det heller ingen trender. Residualene til modell 7 ble også plottet mot de enkeltes bestand grunnflatetilvekst og endring i *KI1*. I bestand 1 (Figur 30) kan det være en tendens til at modellen overpredikerer små trær, mens i bestand 2 (Figur 33) kan ingen større forskjeller ses i residualene. Disse små forskjellene kan komme av ulike potensialkurver. Parameter *p* var også hhv. over og under 1 i bestand 1 og 2. Selv om parameteren *p* ikke var signifikant i bestand 2, viser dette at konkurransen virker forskjellig i disse to bestandene, og denne forskjellen kan gjøre seg synlig når den felles modellen plottes mot hvert bestand. Forskjellene er likevel så små at de neppe har noen betydning.



Figur 37: Modell 7. Tilvekstmodell med lineær PM for bestand 1 og 2. De ulike linjene indikerer tilvekst ved ulike $K11$, med minst konkurranse øverst og mest konkurranse nederst. Parameterne er gitt i Tabell 7.



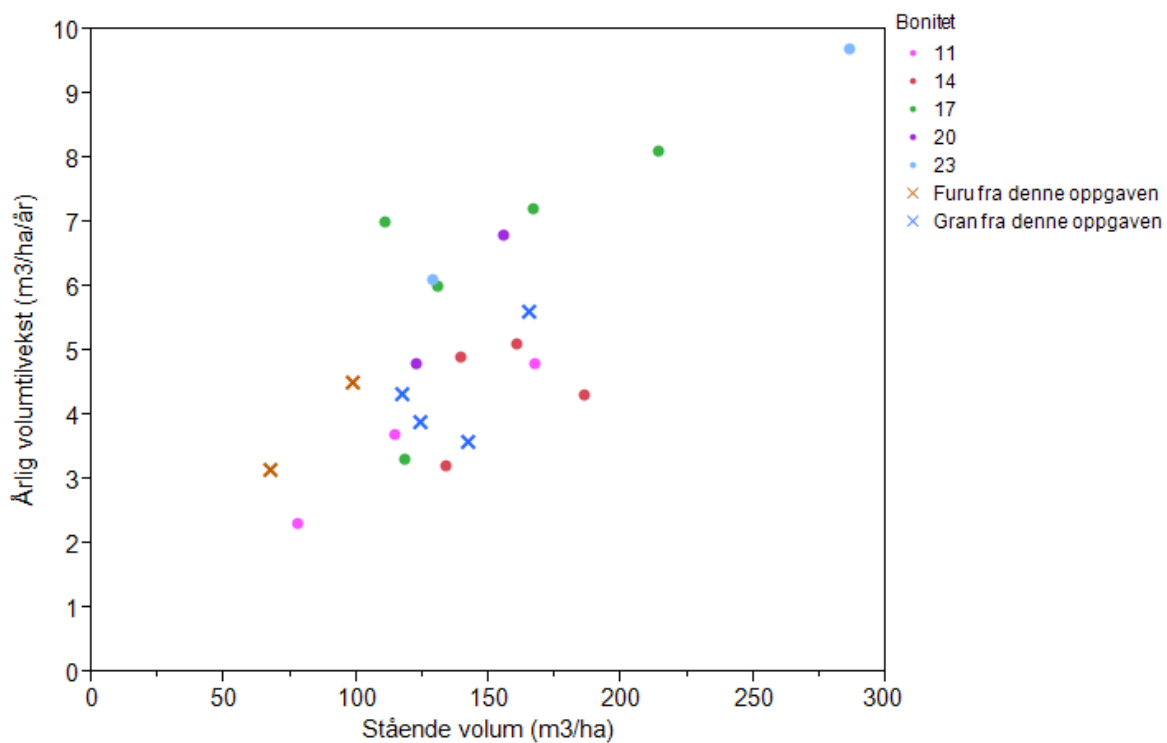
Figur 38: Residualplot for felles modell for bestand 1 og 2 Residualene er plottet mot grunnflate (øverst), og endring i *KI1* (nederst).

4 Diskusjon

4.1 Bestandenes utvikling

4.1.1 Bestandenes tilvekst

Selv om hogst etter KONTUS-prinsippet i utgangspunktet ikke er bledning, gir en skog etter selektiv hogst likevel en skog som ligner på den man får i bledningskog. Det er derfor naturlig å sammenligne resultatene fra denne oppgaven mot andre nordiske bledningsforsøk. Andreassen (1994) har undersøkt flere bledningsforsøk i Norge, og ved hjelp data fra hans arbeid ble det utarbeidet en figur som viser tilveksten i forhold til stående volum (Figur 39), der også dataene fra denne oppgaven ble lagt inn.



Figur 39: Volumtilvekst mot stående volum. Runde prikker indikerer tidligere bledningsforsøk på ulike boniteter, mens kryss indikerer data fra denne oppgaven. Figuren er basert på data fra Andreassen (1994).

Resultatene fra denne oppgaven passer godt inn i intervallet til Andreassens bledningsforsøk (Figur 39). Det er også tydelig at volumproduksjonen går opp med økende stående volum i bestandet, både i resultatene etter Andreassen (1994), og dette kan også ses i resultatene fra denne oppgaven. Dette går også overens med andre nordiske undersøkelser i bledningskog (Bøhmer 1957; Lundqvist 1994; Lundqvist 2004; Lundqvist et al. 2007; Lähde et al. 2002; Nilsen 1988; Näslund 1942), som alle har vist en tydelig sammenheng der produksjonen øker ved økende volum og økende bonitet. Nivået på tilveksten i forhold til stående volum og gitt bonitet, var også ganske lik i disse forsøkene.

Volumtilveksten øker ved økende tetthet, på grunn av at opp til et visst nivå av tetthet, vil skogen ha større tilvekst mer jo tettere den står (Long et al. 2004; Skovsgaard & Vanclay 2008). Tilveksten øker også med boniteten, da skog på bedre vekstforhold vil kunne produsere mer ved like høy tetthet, og også ha en høyere tetthet før produksjonen flater ut (Andreassen 1994; Lundqvist 2012; Lundqvist et al. 2014). Av resultatene fra denne oppgaven kan det ikke ses noen tydelig sammenheng mellom produksjon over bonitet (Figur 6), men det skyldes nok ganske enkelt liten forskjell i bonitet i bestandene.

Hvis det ikke opprettholdes ett stort nok gjenstående volum, vil en få en skog med lav tilvekst. Lundqvist (2012) sier at det trengs et stort stående volum, med mange trær som holder på å vokse seg store, for å få en god volumtilvekst i et bledningsbestand. Derfor vil relativt svake hogster med korte intervaller mellom hver hogst ha større tilvekst enn det sterke hogster med lengre intervaller mellom hogstene gjør, da volumtilveksten er så avhengig av at det står igjen et stort nok volum. Dette viser også Chrimes (2004) og Pukkala et al. (2009), som også sier at produksjonen øker med volum, og at svake hogster med korte intervaller gir mulighet for et større gjenstående volum etter hogst, og dermed større tilvekst. Flere fordeler med flere svake hogster, er også mindre skader ved hogsten (Lundqvist 2012). Ved intensive hogster er det også større risiko for stormskader (Lundqvist et al. 2014). Man får høyere gjennomsnittsvolum på trærne som tas ved kortere intervall mellom hogstene, da man tar ut færre trær, og dermed kan konsentrere uttaket mot de største trærne (Lundqvist 2012). Kravet til innvekst går også ned, da det er flere trær inne i bestandet som hele tiden vokser videre i diameterklassene (Lundqvist 2012). En ulempe med mindre intensive hogster mer korte intervaller, er at massevirkeandelen kan gå noe opp, og økte kostnader ved drift, i forhold til hardere hogster med lengre intervaller mellom hver hogst (Pukkala et al. 2009).

Felles for flere av de nevnte bledningsforsøkene er at de har funnet at en bledningskog ofte produserer mindre enn det en ensaldret produksjonsskog vil gjøre (Lundqvist 2012). I forsøkene til Andreassen (1994) lå produksjonen i bledningsbestand ca. 20 % under produksjonen i ensaldrede bestand (Lundqvist 2012). I følge produksjonstabellene, skal granskog på hhv bonitet 12 (bestand 1 i denne oppgaven) og 14 (bonitet i bestand 2 i denne oppgaven), og furuskog på bonitet 11 (bonitet i bestand 3 i denne oppgaven), produsere hhv. 5,5, 4,16 og 3,5 m³/ha/år (Heje & Nygaard 2000). Tilveksten i prøveflatene med størst tilvekst fra denne oppgaven (Tabell 6, Figur 6, Figur 7) er dermed på nivå med produksjonstabellene. Grunnen til at dataene fra denne oppgaven er på nivå med produksjonen i ensaldrede bestand, mens andre har funnet at produksjonen i bledningsbestand er lavere, kan være det stående volumet i bestandet etter hogst. Prøveflatene i Figur 39 (både basert på Andreassen (1994) og fra denne oppgaven) viser tegn til økt produksjon ved økende volum. Hvis

det jamt over hadde vært et større volum i prøveflatene, er det også trolig at tilveksten ville vært større. Prøveflatene med minst volum for bestand 1 og 3, har en tilvekst som ligger under produksjonstabellene (Tabell 6), enda det bare ble tatt ut ca.10 % mer av opprinnelig volum i disse flatene ved hogst. Dette viser tydelig hvor viktig det er med nok stående volum i bestandene etter hogst. Da andre bledningsforsøk er preget av lite gjenstående volum (Lundqvist 2012), gir dette en forklaring på hvorfor de finner en tilvekst lavere enn i ensaldrede bestand. Man må likevel huske på at mine resultater i denne oppgaven kun bygger på 6 prøveflater, så alt for sterke konklusjoner bør ikke trekkes.

Hvis en ser på bestand 2, ser en at den årlige volumtilveksten var minst i prøveflata med mest volum (Tabell 6, Figur 6). Dette er motsatt av hva man skulle forvente. Det at datasettet i denne oppgaven er såpass lite, gjør at tilfeldige variasjoner får store utslag. Hvis en ser på produksjonen på lik bonitet ut fra data fra Andreassen (1994) (Figur 39), ser man for enkelte prøveflater (f.eks. den med mest volum i for bonitet 14), at tilveksten er lavere her enn i prøveflater på samme bonitet med mindre volum, som kan skyldes naturlig variasjon.

En forklaring på hvorfor tilveksten var større på prøveflata med minst volum i bestand 2, kan likevel være volumfordelingen og tilveksten i ulike volumklasser. I bestand 2 har de små volumklassene hatt større tilvekst enn i bestand 1, og det var lavere tilvekst i de større volumklassene (Figur 9). Da det var mye mer volum i de små klassene i prøveflate 2 enn i prøveflate 1 i bestand 2, er det derfor naturlig at tilveksten ble større her. Tilveksten i de mellomste volumklassene (kumulativt volum 10-50 m³/ha) var også større for prøveflate 2 enn prøveflate 1 (Figur 9). Summen av tilveksten blant de små og mellomstore trærne blir dermed større i prøveflate 2 enn i prøveflate 1. Volumet ble størst i prøveflate 1 på grunn av at den har et større andel av volum fordelt på de store trærne (Figur 8). Tilveksten per volum var mindre for de store trærne enn for de små i begge prøveflater i bestand 2 (Figur 9), og tilveksten blant de store trærne i prøveflate 1 var dermed ikke stor nok til å kompensere for tilveksten prøveflate 2 hadde blant de mindre trærne. Forskjellen skyldes dermed forskjellen i effektivitet i ulike volumklasser mellom bestandene. Hadde mellom volum og volumtilvekst vært mer lineært, som i bestand 1, ville volumtilveksten vært størst blant de største trærne, og tilveksten ville dermed blitt størst i prøveflate 1, som har mest stående volum i bestand 2. En årsak til at tilveksten over volum går ned i de store volumklassene i bestand 2, kan trolig forklares med at en svært stor andel av volumet var i de største trærne (Figur 8). Som en ser fra tilvekstfigurene (Figur 31, Figur 32), går tilveksten ned litt for de svært store trærne i bestand 2, og dette forklarer trolig noe hvorfor tilveksten/volum går ned i bestand 2 for de store volumklassene.

Det har også vært større innvekst i prøveflate 2 enn prøveflate 1 (Tabell 5) noe som gjør at forskjellen i treantallet var større i 2014. Volummessig har innveksten vært dobbelt så stor i prøveflate 2 som i prøveflate 1 (Tabell 5), men dette utgjør likevel bare $0,1\text{m}^3/\text{år}$. I bestand 2 var det også i tillegg 4 trær med en med veldig god grunnflatetilvekst (Figur 26), som alle var i prøveflate 2. Dette bidrar også til å gi økt tilvekst kontra prøveflate 1.

Ved å sammenligne volumtilvekst og grunnflatetilvekst i bestandene (Figur 7), ser man at det er forskjell i hvor stor volumtilveksten er i forhold til grunnflatetilveksten mellom prøveflatene i de ulike bestandene. Dette kan komme av ulikt høyde-diameterforhold i bestandene, der høyden utvikler seg mer i forhold til diameteren i noen bestand, som fører til ulik volumtilvekst ved lik grunnflatetilvekst. Høydefunksjonene flatet ut mer i bestand 2 enn i bestand 1 og 3, slik at store trær (25 cm dbh) var ca. 2,5 meter lavere i bestand 2 enn i de to andre bestandene (resultater ikke vist). Dette betyr at større trær i bestand 2, ikke har like god høydetilvekst som et like stort tre i bestand 1 og 3. Dette vil da si at et tre i bestand 2 har hatt større grunnflatetilvekst i forhold til høydetilvekst enn det tilsvarende trær har hatt i bestand 1 og 3. Dette gjør at grunnflatetilveksten var relativt større enn volumtilveksten i bestand 2 i forhold til bestand 1 og 3.

Når en ser på furu, så var tilveksten høy i forhold til det gjenstående volumet (Figur 6), sett i forhold til granbestandene. Kun 2 prøveflater er likevel ikke nok til å si noe sikkert om tilveksten i furubestandet, men tendensen også her var at volumtilveksten økte ved økende volum.

4.1.2 Diameterfordelingene

I alle bestand var det, eller antydning til, fallende diameterfordelinger i både etter hogst i 2004 og 2014. Den tilpassede negative eksponentialfunksjonen viste at de fleste bestand hadde samme diameterfordelingen i 2014 som i 2004 (Tabell 7), noe som tyder på at bestandene har greid å opprettholde den fallende diameterfordelingen. Prøveflatene har også hatt god innvekst både inn i den minste diameterklassen (Tabell 5), og videre inn i til de større diameterklassene (Figur 11, Figur 12, Figur 13, Figur 14, Figur 15, Figur 16).

I henhold til Gül et al. (2005) ligger *q-verdien* til flersjiktet skog for eik, flere lauvtrærarter, og flere furu/granarter i området 1,2-2. Dataene fra denne oppgaven (Tabell 7) passer inn i dette intervallet, noe som tyder på at det er flersjiktete bestand som i all hovedsak følger den fallende diameterfordelingen.

Bestand 4 og prøveflate 1 i bestand 3, hadde ved registrering i 2014 en bimodal diameterfordeling. I disse to bestandene var det mange trær i de minste diameterklassene, og en ny topp med flere trær i de middels store diameterklassene (Figur 15 og Figur 17). Sett på furu isolert (i Figur 15), ser det ut til

at utviklingen går mot en unimodal fordeling. Rouvinen og Kuuluvainen (2005) fant at i fleraldret skog for furu, kan diameterfordelingen også kan være bimodal, og ikke nødvendigvis fallende. For å opprettholde den fallende diameterfordelingen man ønsker i selektivt hoggede bestand, er det derfor nødvendig og aktivt gå inn og skjøtte skogen, for å unngå at diameterfordelingen går fra fallende til bimodal (Rouvinen & Kuuluvainen 2005). Tendensen i prøveflate 2 på Tolga (Figur 16), med flere større trær og en (ikke signifikant) lavere q -verdi (Tabell 7), i 2014 enn i 2004, tyder på at denne utviklingen mot bimodal fordeling også kan være tilstede her, da andelen store trær har økt. Prøveflata i bestand 4 hadde en bimodal fordeling, men her kan det ikke sies noe om den har utviklet seg til det, eller hatt den diameterfordelingen helt siden hogsten, da det ikke er data som kan sammenlignes mellom periodene.

I denne oppgaven ble den fallende diameterfordelingen kun beskrevet ved hjelp av en negativ eksponentialfunksjon, og flere av bestandene beskrives godt med denne, med høye R^2_{adj} verdier (Tabell 7). Sterba (2004) sammenlignet i sin studie den fallende diameterfordelingen med en negativ eksponentialfunksjon, mot en diameterfordeling etter Schütz likevektsmodell. Dette er en modell som ikke stiller krav til at fordelingen skal være følge en eksponentiell kurve, men der innveksten til en diameterklasse må være like stor som summen av veksten ut og eventuell avgang i diameterklassen (Sterba 2004). Resultatene til Sterba (2004) viser at man, ved visse forutsetninger, lettere kan oppnå en ønsket stabil diameterfordeling, med større tilvekst på lang sikt, ved bruk av Schütz likevektsmodell. Pukkala et al. (2009) fant i sin studie at årlig avvirkbart volum blir størst hvis en deler opp diameterfordelingen i flere q -verdier, med en lav q -verdi for store trær, en høy for middels store trær, og middels for små trær. Denne fordelingen gir få store trær, en kraftig økning av trær i de mellomstore diameterklassene, og en litt slakere økning i treantall mot de minste diameterklassene. Dette tyder på at en diameterfordeling med et annet mønster enn en fallende eksponentialfunksjon kan være mer egnet til å beskrive diameterfordelingen i bestand etter selektiv hogst, og også kunne gi større tilvekst. Prøveflatene i oppgaven gir likevel god tilvekst (Tabell 6) selv med en diameterfordeling som er godt beskrevet av en negativ eksponentialfunksjonen (Tabell 7).

Når det gjelder trær med $dbh < 2,5$ cm, har innveksten i den minste diameterklassen vært mindre enn antall døde trær i begge prøveflatene i bestand 1 (Tabell 5), noe som har ført til at treantallet har gått ned (Tabell 4). Selv om treantallet har gått ned i denne tiårsperioden etter hogst, behøver ikke det å påvirke tilveksten fremover, da trærne som vil få tilvekst i de neste 100-150 årene, allerede er etablert og står i bestandet (Lundqvist 2012). Man kan likevel ikke ha mange perioder der treantallet totalt sett går ned i mellom hogstene, for da vil man til slutt ende opp helt uten trær. Over tid må

derfor vokse like mange trær inn i den minste diameterklassen som det vokser ut eller dør, og slik må det fortsette for hver diameterklasse (Lundqvist et al. 2014; Pukkala et al. 2009; Sterba 2004).

Om en ser på antall trær under 2,5 cm dbh, men som er høyere enn 1,3 meter (Figur 10) ser det ut til at granbestandene fortsatt kommer til å få innvekst dominert av gran. For bestand 1, som har hatt nedgang i antall trær i perioden (Tabell 4), ser man også fra denne figuren at dette var det bestandet med færrest små trær. Dette kan tyde på at også fremover kommer innveksten i bestand 1 til å være mindre enn i de andre bestandene. Lundqvist (2012) og Lundqvist et al. (2014) sier at innveksten i bledningskog av gran i Sverige i snitt ligger mellom 5-15 trær/ha/år som vokser over 8,5 cm dbh. I bestandene i denne oppgaven var det i gjennomsnitt hhv. 552 trær/ha (bestand 1), 950 trær/ha (bestand 2) og 1245 trær/ha (bestand 3) som var mellom 0 og 8,5 cm dbh i 2014. I følge Lundqvist et al. (2014) kan det ta opp i mot 80 år før trær som er over brysthøyde passerer 8,5 cm dbh. Selv i bestand 1, med minst små trær, vil det dermed i gjennomsnitt vokse inn 7 trær/ha/år over 8,5 cm dbh de neste 80 årene. Dette er innenfor intervallet Lundqvist (2012) og Lundqvist et al. (2014) nevner, og dermed innveksten på lang sikt trolig god nok, også i bestand 1.

Dødeligheten i de undersøkte bestandene (Tabell 5), er på nivå med et andre har funnet. I følge Lundqvist (2012) er dødeligheten på trær som har passert brysthøyde ca. 0,5-1 % per år, og avtagende jo større trærne blir år. Dødeligheten har i enkelte prøveflater, særlig i bestand 1, vært større en 1 % per år (Tabell 5). Dette kan trolig skyldes fristillingseffekter. Thorpe og Thomas (2007) sier at dødeligheten i bestand ofte øker etter selektive hogster, og at denne økte dødeligheten kan vare i tiår. Dette vil si at de fristillingseffekter som ble etter hogsten, har, og fortsatt kan, påvirke dødeligheten i de undersøkte bestandene.

Hvis innvekst og vekst ut av diameterklassene holdes konstant over tid, behøver man ideelt sett bare å høste av de aller største trærne, som vokser ut av den største diameterklassen man ønsker i bestandet (Lundqvist 2012). Dette er likevel vanskelig å oppnå i det praktiske skogbruket, da det er sjelden at innvekst og vekst ut i en diameterklasse er konstant. Man må derfor bestemme seg for hva slags fordeling man ønsker, og så skjøtte bestandet der etter, for å prøve å holde denne ønskede fordelingen. Dette gjelder om det så er den fallende diameterfordelingen med fast *q-verdi* (Sterba 2004), en fallende diameterfordeling med oppdelt *q-verdi* (Pukkala et al. 2009) eller Schütz diameterfordeling (Sterba 2004).

4.1.3 Trærnes romlige fordeling

Av resultatene (figurene i kapittel 3.1.3) kan det sees at det er trær i alle dimensjoner ujamt fordelt ut over hele prøveflatene. Dette gjelder i alle prøveflatene. Fra tidligere studier i fullsjiktede skoger,

er det også funnet at dette er typisk for den romlige fordelingen (Leemans 1991). I flere av bestandene har det etablert seg og vokst inn små trær der det er åpninger. Dette tyder på hogstformen fungerer, og at nye trær har vokst inn der gamle har blitt tatt ut. I følge Lundqvist et al. (2014) kommer dette av at små trær etablerer seg under større trær. Når de først blir fristilte, begynner de å vokse, og vil etter en stund regnes som innvekst (over 2,5 cm dbh i denne oppgaven). Romlig heterogenitet er dermed viktig for å skape rom for innveksten (Lundqvist et al. 2014; Pukkala et al. 2009). Pukkala (1988) fant at, for ensaldrede bestand, at tilveksten på arealet går ned jo mer romlig heterogent bestandet er. Det er derfor viktig å ikke ha et for romlig heterogent bestand, da det vil redusere tilveksten. I og med at tilveksten i de undersøkte bestandene er god (Tabell 6), og man fra figurene i kapittel 3.1.3 kan se at det er trær fordelt over hele flaten, er det likevel ingen grunn til å tro at den romlige fordelingen i de undersøkte prøveflatene er for heterogen.

4.2 Tilvekstmodellering på enkeltrenivå

I tilvekstmodellene ble det brukt *KI1*, en avstandsavhengig KI, da *KI2*, den avstandsuaavhengige, var tydelig mindre egnet (Figur 4, Figur 5). Sharma og Brunner (2013) viste i sin studie at det var liten forskjell på avstandsavhengige og avstandsuaavhengige KI. Hovedårsaken til at de finner en liten forskjell på KI, mens i denne oppgaven er funnet en forskjell, er i hovedsak prøveflatestørrelsen. Prøveflatestørrelsen i de forsøkene var 250 m² (Sharma & Brunner 2013), mens det i denne oppgaven er brukt store prøveflater (2000 m²). På små prøveflater vil det være store kanteffekter, som påvirker nøyaktigheten til begge KI, samtidig som at en avstandsuaavhengig KI vil kunne gi en god beskrivelse av konkurransen da det er få trær innenfor kort avstand (Sharma & Brunner 2013). På en stor prøveflate vil kanteffektene blir mindre, noe som vil gjøre at KI vil kunne gi en bedre beskrivelse på den virkelige konkurransen. På en større flate vil antallet trær øke, og dermed øker også variasjonen mellom trærnes størrelse i et flersjiktet bestand. Her vil en avstandsavhengig KI egne seg bedre, da den bedre tar hensyn til ikke bare trærnes størrelse, men også avstand og antall trær, da man kan begrense antallet konkurrenter med en søkeradius. Ved bruk av en avstandsuaavhengig KI i flersjiktete bestand vil det derimot bli svært mange trær som blir regnet med som konkurrenter på en stor flate, som gjør den mindre egnet

Konkurransoeffektene ble bestemt på forhånd gjennom konstanter i stedet for estimerte parametere (Formel 12). Residualer plottet mot *KI1* (resultater ikke vist) lå plottet jamnt lang 0-linja uansett *KI1*, noe som tyder på at denne forutbestemte *KI1* likevel beskriver konkurransoeffektene på en realistisk måte.

Selv om *KI1* beskriver konkurranseforholdet i flersjiktet skog bedre enn *KI2* (Figur 4, Figur 5), blir det likevel gir stor variasjon i residualene til modellene (Figur 30, Figur 33, Figur 36, Figur 38). Dette er

variasjon i vekst som ikke blir beskrevet med konkurranseindeksen. Dette kan f.eks. være ulike vekstforhold for ellers like trær inne på flata, og sykdom eller skader blant trærne som påvirker tilveksten. Eventuelle målefeil i 2004 og 2014, vil også kunne påvirke denne variasjonen. R^2_{adj} nivåene til modellene (Tabell 8) er likevel på samme nivå som andre tilvekstmodeller. Blant disse er Monserud og Sterba (1996) som i sin studie fikk en R^2 på 0,58 på gran, og 0,33 for furu, og Pukkala et al. (2009) fikk i sine modeller R^2_{adj} på 0,568 for gran og 0,4 for furu i modellene. Selv om R^2 verdiene fra disse modellene ikke direkte kan sammenlignes med mine modeller, da datagrunnlaget til modellene, og dermed variasjonen i datasettene, er ulike, gir dette likevel en pekepinn på hvor stor forklaringsgrad tilvekstmodeller har.

Når det gjelder grunnflatetilveksten, fant Monserud og Sterba (1996) at potensialkurven følger samme mønster for gran og furu som i denne oppgaven med en økning i grunnflatetilvekst opp til en viss grunnflate, før tilveksten kulminerer og blir går ned ved økende grunnflate. Pukkala et al. (2009) og Pretzsch og Biber (2010) har begge laget diametertilvekstmodeller. I begge studiene fant man de samme mønstrene, med økende tilvekst med økende diameter opp til en viss størrelse, før tilveksten går ned igjen. For diametertilvekstmodeller vil likevel nedgangen i tilvekst etter kulminasjonen være tydeligere enn i en grunnflatetilvekstmodell. Dette skyldes at når man bruker grunnflate i stedet for diameter, vil selv en liten diameterøkning på et stort tre, vil gi stor relativt stor grunnflateøkning.

Det var også en forskjell i potensialmodellen for gran og furu, der furubestandene hadde en kulminasjonen ved en lavere grunnflate, og en tydeligere nedgang i tilvekst ved større grunnflate, en det som var i gran (sammenlign Figur 34 og Figur 35 mot Figur 37). Denne tidligere kulminasjonen og tydeligere nedgangen for furu enn gran er også noe man har sett i Pukkala et al. (2009) og Pretzsch og Biber (2010). Selv om disse har brukt diametertilvekst, og ikke grunnflatetilvekst, viser dette likevel de samme forskjellene i vekstrytme som man finner i modellene i denne oppgaven.

I bestand 1, fikk modellen ikke den forventede kulminasjonen i potensialet (Figur 28, Figur 29), trolig på grunn av få store trær (Figur 25). Ut fra Lundqvist et al. (2014), ser man at kulminasjonen kommer senere i flersjiktet skog en for ensaldret skog, slik at grantrærne må bli store før man får kulminasjon i diameter- eller grunnflatetilveksten. Forskjellen fra modellene i bestand 2 (Figur 31, Figur 32), der man får en nedgang, er at det er flere større trær i bestand 2 (Figur 26). Hvis det hadde vært flere store trær i bestand 1, er det derfor naturlig å tro modellen ville beskrevet kulminasjon i tilveksten også her.

I flere andre modeller (f.eks. Pretzsch et al. (2002)) er endring i KI etter tynning med som en del av modellen, for å ta hensyn til den brå endringen i KI, og påfølgende utsatt tilvekstreaksjon, som

kommer etter fristilling. Når et tre plutselig får mye bedre konkurransevilkår, som f.eks når et svært undertrykt tre blir fristilt, forventes det at det tar en tid før treet har fått omstilt seg, og reagerer på dette (Sharma & Brunner 2013). Ut fra dette, burde de svært undertrykte trærne, med stor endring i KI hatt mindre tilvekst enn trær med lik KI før og etter host. Dette ville da vist seg i en nedadgående trend i residualene ved synkede endring i *KI* (Figur 30, Figur 33, Figur 36, Figur 38). Da vi ikke ser dette, tyder det på at denne forsinkede vekstreaksjon ikke gjør seg gjeldende i modellene. Grunnen til det, kan være at den 10 år lange perioden er så lang at effektene av forsinket vekstreaksjon ikke vises lengre. Gizachew og Brunner (2012) fant i sin undersøkelse at det tar mellom 3-5 år før furu har maksimal vekstrespons etter tynning. En periode på 10 år er derfor trolig så lang at fristillingseffektene etter hogst ikke lengre synes i modellene.

De utviklede modellene beskriver ble kun laget for å beskrive hvordan tilveksten er hos trær i bestand hogget med selektive hogster, og hvordan konkurranse påvirker dem. De er tilpasset de enkelte bestandene, og kan derfor ikke brukes andre steder, da bonitetseffekter ikke er tatt med som ledd i modellen. Det ble heller ikke tatt hensyn til bonitet i den felles modellen (modell 7), da det var liten forskjell på boniteten i disse to bestandene.

5 Konklusjon

Tilveksten i bestand hogget etter KONTUS-prinsippet, ligger på nivå med tilveksten i andre nordiske bledningsforsøk. Tilveksten i selektivt hoggede bestand, avhenger av hvor mye volum det blir stående igjen etter hogst, og et høyt gjenstående volum resulterer i høy tilvekst. Prøveflatene med størst tilvekst, hadde en tilvekst på høyde med tilvekst i ensaldrede bestand. Innveksten i diameterklassene har vært god, og i alle granbestand er diameterfordelinger enten lik, eller med en større andel mindre trær i 2014. Det ser ut til at furubestandene utvikler en bimodal fordeling.

Tilveksten og konkurransesituasjonen til enkeltrær ble beskrevet ved hjelp av modeller. Modellene viste tydelig at grunnflatetilveksten øker med økende størrelse til et kulminasjonspunkt, før tilveksten synker igjen for de største trærne. Den avstandsavhengige konkurranseindeksen kunne beskrive hvordan tilveksten påvirkes av konkurranse i forhold til tærnes avstand og størrelse i forhold til hverandre.

Referanser

- Andreassen, K. (1994). Development and yield in selection forest. *Meddelelser fra Skogforsk (Norway)*, 47:5.
- Aulie, A. (2013). Vekst og utvikling hos foryngelse etter selektive hogster. *Institutt for Naturforvaltning, Universitetet for miljø- og bioteknologi*, Masteroppgave: 45 s.
- Biging, G. S. & Dobbertin, M. (1992). A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. *Forest Science*, 38 (3): 695-720.
- Biging, G. S. & Dobbertin, M. (1995). Evaluation of competition indices in individual tree growth models. *Forest Science*, 41 (2): 360-377.
- Braastad, H. (1966). Volumtabeller for bjørk. *Meddelelser fra Norsk Skogforsøksvesen*, 21: 23-78.
- Braathe, P. (1980). Bakgrunnen for overgangen til bestandsskogbruket. *Tidsskrift for skogbruk*: 143-148.
- Brantseg, A. (1967). Furu sønnafjells. Kubering av stående skog. Funksjoner og tabeller. *Meddelelser fra Norsk Skogforsøksvesen*: 689-739.
- Bøhmer, J. (1957). Bledningsskog II. *Tidsskrift for skogbruk*, 65: 203-247.
- Chrimes, D. (2004). *Stand development and regeneration dynamics of managed uneven-aged Picea abies forests in Boreal Sweden*: Swedish University of Agricultural Sciences, Silvestria 304.
- de Chantal, M., Holt Hanssen, K., Granhus, A., Bergsten, U., Ottosson Löfvenius, M. & Grip, H. (2007). Frost-heaving damage to one-year-old *Picea abies* seedlings increases with soil horizon depth and canopy gap size. *Canadian journal of forest research*, 37 (7): 1236-1243.
- Fitje, A. (1989). Tremåling. *Landbruksforlaget, Oslo*: 190 s.
- Gizachew, B. & Brunner, A. (2012). Post-thinning growth dynamics and responses to thinning in Scots pine stands in Norway. *Manuskript*: 24 s.
- Glommen Skogeierforening & Mjøsen Skogeierforening. (2005). Prosjekt KONTUS- Sluttrapport. 32 s.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S. O. (2013). Oppdragsrapport 05/2013. Resultatkontroll skogbruk/miljø 2012.: Norsk Institutt for Skog og Landskap. 52 s.
- Granhus, A., Eriksen, R. & Moum, S. O. (2014). Oppdragsrapport 08/2014. Resultatkontroll skogbruk/miljø 2013: Norsk Institutt for Skog og Landskap. 50 s.
- Gundersen, V. S. & Frivold, L. H. (2008). Public preferences for forest structures: a review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening*, 7 (4): 241-258.
- Gül, A. U., Misir, M., Misir, N. & Yavuz, H. (2005). Calculation of uneven-aged stand structures with the negative exponential diameter distribution and Sterba's modified competition density rule. *Forest ecology and management*, 214 (1): 212-220.
- Hagner, M. (2015). *Naturkultur: økonomisk skogsbruk kenne-tecknat av befriande gallring och berikande plantering*, 2015: Manuskript. Tilgjengelig fra www.fsy.se/naturbruk. Sist sett 14.04.2015. 225 s.
- Hanssen, K. H. (2007). Endringer i mikroklima ved lukkede hogster. *Forskning fra Skog og landskap*, 3 (07): 17-21.
- Hanssen, K. H., Granhus, A. & Brean, R. (2007). Vitalitet, avgang og skader på foryngelsen ved selektiv hogst. *Forskning fra Skog og landskap*, 3: 11-16.
- Hanssen, K. H. (2014). (Personlig meddelelse 04.04.).
- Hanssen, K. H. (2015). *Bonitering* (e-post til Simon Andersson 30.04.).
- Heje, K. & Nygaard, J. (2000). Norsk skoghåndbok. *Landbruksforlaget, Oslo*.

- Hoen, H. F. & Veisten, K. (1994). En undersøkelse blant brukere av Osломarka: Synspunkter på skogtilstand og skogbehandling: Rapport fra Skogforsk. 25 s.
- institutt, M. (2015). *eKlima-Gratis tilgang til Meteorologisk institutts vær- og klimadata fra historiske data til sanntidsobservasjoner*. eklima.met.no. Tilgjengelig fra: http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39080&_dad=portal&_schema=PORTAL (lest 23.03).
- Johnsen, J. E. (2015). *Klimanormaler* (e-post til Simon Andersson, fra meteorologisk institutt 23.03.).
- Kvasnes, M. A. J. & Storaas, T. (2005). Selektive hogster er bra for storfuglkyllinger. Rapport nr. 12. *Høgskolen i Hedmark 2005-12*: 24 s.
- Leak, W. B. (1965). The J-shaped probability distribution. *Forest Science*, 11 (4): 405-409.
- Leemans, R. (1991). Canopy gaps and establishment patterns of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in two old-growth coniferous forests in central Sweden. *Vegetatio*, 93 (2): 157-165.
- Lexerød, N. & Eid, T. (2004a). Potensielt areal for selektive hogster i barskog- En kvantifisering basert på Landskogtakseringens prøveflater: Institutt for Naturforvaltning, Norges Landbrukshøgskole. 36 s.
- Lexerød, N. L. & Eid, T. (2004b). A Selective Cutting Index for Application in Forest Management Planning. *Forest Inventory and Planning in Nordic Countries*: 231-238.
- Long, J. N., Dean, T. J. & Roberts, S. D. (2004). Linkages between silviculture and ecology: examination of several important conceptual models. *Forest Ecology and Management*, 200 (1): 249-261.
- Lundqvist, L. (1994). Growth and competition in partially cut sub-alpine Norway spruce forests in northern Sweden. *Forest ecology and management*, 65 (2): 115-122.
- Lundqvist, L. (2004). Stand development in uneven-aged sub-alpine *Picea abies* stands after partial harvest estimated from repeated surveys. *Forestry*, 77 (2): 119-129.
- Lundqvist, L., Chrimes, D., Elfving, B., Mörling, T. & Valinger, E. (2007). Stand development after different thinnings in two uneven-aged *Picea abies* forests in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 238 (1): 141-146.
- Lundqvist, L. (2012). Virkesproduksjon och inväxning i skiktad skog efter höggallring. *Skogsstyrelsen, Rapport*, 11: 1-28.
- Lundqvist, L., Cedergren, J. & Eliasson, L. (2014). Blädningsbruk. *Skogskötselserien*: 57 s.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. & Saksala, T. (2002). Development of Norway spruce dominated stands after single-tree selection and low thinning. *Canadian journal of forest research*, 32 (9): 1577-1584.
- Meyer, H. A. (1952). Structure, growth, and drain in balanced uneven-aged forests. *Journal of forestry*, 50 (2): 85-92.
- Monserud, R. A. & Sterba, H. (1996). A basal area increment model for individual trees growing in even-and uneven-aged forest stands in Austria. *Forest ecology and management*, 80 (1): 57-80.
- Nilsen, P. (1988). Fjellskoghost i granskog-gjenvekst og produksjon etter tidligere hogster: Selective cutting in mountain spruce forests-regeneration and production after earlier cuttings. *Norsk Institutt for Skogforskning Rapport*, 2/88: 1-26.
- Norsk PEFC skogstandard*. (2006).
- Näslund, M. (1942). Den gamla norrländska granskogens reaktionsförmåga efter genomhuggning. *Meddelanden från Statens Skogsförsöksanstalt, häfte 33, nr 1*.

- Pommerening, A., LeMay, V. & Stoyan, D. (2011). Model-based analysis of the influence of ecological processes on forest point pattern formation—A case study. *Ecological Modelling*, 222 (3): 666-678.
- Pretzsch, H., Biber, P. & Ďurský, J. (2002). The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest ecology and management*, 162 (1): 3-21.
- Pretzsch, H. & Biber, P. (2010). Size-symmetric versus size-asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in central Europe. *Canadian journal of forest research*, 40 (2): 370-384.
- Pukkala, T. (1988). Effect of spatial distribution of trees on the volume increment of a young Scots pine stand. *Silva Fennica*, 22 (1): 1-17.
- Pukkala, T., Lähde, E. & Laiho, O. (2009). Growth and yield models for uneven-sized forest stands in Finland. *Forest Ecology and Management*, 258 (3): 207-216.
- Pukkala, T., Lähde, E. & Laiho, O. (2010). Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. *Forestry*, 83 (2): 129-142.
- Pukkala, T., Lähde, E., Laiho, O., Salo, K. & Hotanen, J.-P. (2011). A multifunctional comparison of even-aged and uneven-aged forest management in a boreal region. *Canadian Journal of Forest Research*, 41 (4): 851-862.
- Rouvinen, S. & Kuuluvainen, T. (2005). Tree diameter distributions in natural and managed old Pinus sylvestris-dominated forests. *Forest Ecology and Management*, 208 (1): 45-61.
- SAS Institute Inc. (2013). *JMP® 11 Essential Graphing*. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Sharma, R. P. & Brunner, A. (2013). Modelling individual tree height growth of Norway spruce and Scots pine from national forest inventory data in Norway. *Manuskript*: 41 s.
- Skovsgaard, J. P. & Vanclay, J. K. (2008). Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*, 81 (1): 13-31.
- Sterba, H. (2004). Equilibrium curves and growth models to deal with forests in transition to uneven-aged structure—application in two sample stands. *Silva Fennica*, 38 (4): 413-423.
- Thorpe, H. & Thomas, S. (2007). Partial harvesting in the Canadian boreal: success will depend on stand dynamic responses. *The Forestry Chronicle*, 83 (3): 319-325.
- Tveite, B. & Braastad, H. (1981). Bonitering for gran, furu og bjørk. *Norsk Skogbruk* 27 (4): 17-22.
- Vestjordet, E. (1967). Funksjoner og tabeller for kubering av stående gran. *Meddelelser fra Norsk Skogforsøksvesen*: 541-574.
- Økseter, P. & Myrbakken, S. (2005). Økonomi og planlegging ved forvaltningsprinsippet KONTUS sammenlignet med flatehogst. *Høgskolen i Hedmark*, 2005-13: 43 s.



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

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