



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Effekter av planting av skog på nye arealer

Betydning for klima, miljø og næring

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 3 | 2019



Søgaard, Gunnhild; Allen, Micky; Astrup, Rasmus; Belbo, Helmer; Bergseng, Even; Blom, Hans  
Haavardsholm; Bright, Ryan; Dalsgaard, Lise; Fernandez, Clara Anton; Gjerde, Ivar; Granhus, Aksel;  
Hanssen, Kjersti Holt; Kjønnaas, O. Janne; Nygaard, Per Holm; Stokland, Jogeir; Sætersdal, Magne

Divisjon for skog og utmark

**TITTEL/TITLE**

Effekter av planting av skog på nye arealer. Betydning for klima, miljø og næring.

**FORFATTER(E)/AUTHOR(S)**

Søgaard, Gunnhild; Allen, Micky; Astrup, Rasmus; Belbo, Helmer; Bergsens, Even; Blom, Hans Haavardsholm; Bright, Ryan; Dalsgaard, Lise; Fernandez, Clara Anton; Gjerde, Ivar; Granhus, Aksel; Hanssen, Kjersti Holt; Kjønnaas, O. Janne; Nygaard, Per Holm; Stokland, Jogeir; Sætersdal, Magne

<b>DATO/DATE:</b>	<b>RAPPORT NR./ REPORT NO.:</b>	<b>TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:</b>	<b>PROSJEKTNR./PROJECT NO.:</b>	<b>SAKSNR./ARCHIVE NO.:</b>
03.04.2019	5/3/2019	Åpen	11209	18/00771
<b>ISBN:</b>	<b>ISSN:</b>	<b>ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:</b>	<b>ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:</b>	
978-82-17-02247-3	2464-1162	86	2	

**OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:**

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet

**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Kristin Madsen Klokkeide

**STIKKORD/KEYWORDS:**

Biomangfold, gran, karbon, klimatiltak, lønnsomhet, *Picea abies*, påskoging

Biodiversity, Norway spruce, carbon, climate mitigation, profitability, *Picea abies*, afforestation

**FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:**

Skogforvaltning

Forest management

**SAMMENDRAG/SUMMARY:**

I 2013 ble det publisert en rapport om «Planting av skog på nye arealer som klimatiltak» (Miljødirektoratet mfl. 2013). Anbefalingene i denne rapporten lå til grunn da Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet i 2015 iverksatte en treårig pilotfase for planting av skog på nye arealer som en oppfølging av Klimaforliket. I denne pilotfasen har hvilke arealer som bør prioriteres for støtte i hovedsak styrt av tre hensyn:

- Planting må gi positive klimaeffekter,
- Planting må ha akseptable virkninger på naturmangfold og andre miljøverdier,
- Planting bør gi grunnlag for framtidig næringsutøvelse.

NIBIO har på oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet analysert effekten på disse tre hensynene (klima, miljø og næring) av planting av gran (*Picea abies*) på gjengroingsarealer. I analysene har vi lagt til grunn arealene som ble identifisert som potensielle arealer («bruttolista») i arbeidet med rapporten som ble publisert i 2013 (Miljødirektoratet mfl. 2013). Arealene ble valgt ut basert på at de skal være arealer under gjengroing som har forventet økning i bonitet/produksjon ved planting med gran, og representerer totalt 9,6 mill. daa. Vi har analysert klimanytte og

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

næringsnytte basert på framskrivinger med enkelttremodellen SiTree, og betydning for naturmangfold basert på en kombinasjon av data fra analysene og relevant litteratur.

Effekter av planting med gran på klima, miljø og næring er vurdert ut fra tre ulike kriterier og definerte nivåer på disse:

- Bonitet (middels, høy og svært høy)
- Gjengroingsgrad (åpent, tidlig og sen gjengroing)
- Hogsttidspunkt (økonomisk optimalt og alder ved middeltilvekstens kulminasjon)

Klimanytten defineres i denne sammenhengen som netto endring i karbonbeholdningene i levende biomasse, død ved og jord, samt betydningen av endringer i albedo omregnet til karbonekvivalenter. Den potensielle substitusjonseffekten er ikke beregnet, og vil komme i tillegg. Planting med gran på gjengroingsarealer gir klimanytte sammenlignet med ingen behandling ved alle nivå av de tre kriteriene. Den generelle trenden tyder på høyere klimanytte på bedre boniteter, ved tidligere gjengroingstidspunkt og ved avvirkning ved kulminasjon av årlig middeltilvekst sammenliknet med ved økonomisk hogstmodenhet gitt 4 % rentekrav.

Planting med gran på gjengroingsarealer gir positiv netto nåverdi ved alle nivå på de tre kriteriene, med høyest nåverdi på de høyeste boniteter. Modellen angir liten forskjell i næringsnytte av å vente med hogst til kulminasjon av årlig middeltilvekst. Økningen av nåverdien av en fremtidig hogst på gjengroingsarealene ved planting er i størrelsesorden inntil 1500 kr per dekar (med 4 % rentekrav). Dette er ikke tilstrekkelig ut fra en bedriftsøkonomisk tankegang til å etablere skog på disse arealene, da det vil være lavere enn forventede etableringskostnader. Etablering av skog vil imidlertid ha økonomiske ringvirkninger utover grunneiers økonomi. Tallmaterialet presentert her indikerer en multiplikatoreffekt på 20 om en ser på hva virkesomsetningen genererer av produksjonsverdier, og 7 om en ser på hva virkesomsetningen genererer av verdiskapning.

Planting med gran på gjengroingsarealer har relativt begrensede effekter på naturmangfold når det plantes i henhold til lovverk og sertifiseringsordninger og begrenset til de mest vanlige vegetasjonstypene på midlere boniteter. Det er økende konflikt med hensyn til naturmangfold ved økende bonitet. Betydningen av gjengroingsgrad vil variere, men generelt avtar artsrikdommen i de tidlige stadiene av gjengroingsprosessen. Generelt vil artsmangfoldet kunne øke med økende alder på skogen etter at den er blitt hogstmoden. Det er imidlertid relativt liten forskjell i de to hogsttidspunkt (fra 2 – 3 år ved svært høy bonitet til 17 - 20 år ved midlere boniteter), så det har liten betydning for naturmangfold og andre miljøverdier.

På generell basis kan vi konkludere at planting med gran har begrensede effekter med hensyn til miljø, og er positivt både med hensyn til nærings- og klimanytte, på gjengroingsarealer i vanlige vegetasjonstyper på midlere boniteter. Dette arealet, som omfatter blokkebærskog, bærlyngskog, blåbærskog og småbregneskog, utgjør om lag 33 % av arealet identifisert gjennom Landsskogtakseringen som gjengroingsarealer egnet for planting av gran.

LAND/COUNTRY:	Land
FYLKE/COUNTY:	Fylke
KOMMUNE/MUNICIPALITY:	Kommune
STED/LOKALITET:	Sted

GODKJENT /APPROVED

Bjørn Håvard Evjen

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Gunnhild Sjøgaard

NAVN/NAME



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet iverksatte i 2015 en treårig pilotfase for planting av skog på nye arealer i fylkene Rogaland, Trøndelag og Nordland for Klima- og miljødepartementet og Landbruks- og matdepartementet. Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet skal utarbeide en evaluering av pilotfasen, og som et ledd i evalueringen er direktoratene bedt om å innhente en ekstern vurdering av effekter på klima, miljø og næring.

Denne rapporten er utarbeidet som et resultat av et oppdrag, gitt NIBIO fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, knyttet til «Effekter av skogplanting for klima, miljø og næring ved ulike nivå på utvalgte kriterier». I denne rapporten beskriver vi materiale og metoder benyttet i oppdraget, og de resultater vi har kommet frem til.

For de kvantitative analysene har vi benyttet enkelttremodellen SiTree. Forutsetninger for simuleringene i SiTree er utarbeidet av Aksel Granhus, Kjersti Holt Hanssen, Gunnhild Søgaard, Rasmus Astrup, Micky Allen og Clara Anton Fernandez. Simuleringer i SiTree er utført av Micky Allen og Clara Anton Fernandez.

Forutsetninger, analyser og tekst knyttet til klima er utarbeidet og beskrevet av henholdsvis Ryan Bright for albedo og andre biogeofysiske faktorer, O. Janne Kjønås og Lise Dalsgaard for jordkarbon, Jogeir Stokland for død ved, Micky Allen, Rasmus Astrup og Gunnhild Søgaard for levende biomasse.

Forutsetninger, analyser og tekst knyttet til miljø er utarbeidet og beskrevet av Hans H. Blom, Ivar Gjerde, Per Holm Nygaard og Magne Sæterdal.

Forutsetninger og analyser knyttet til næring er utarbeidet av Even Bergseng og Helmer Belbo. Tekst er skrevet av Helmer Belbo.

Sammenstillingsanalyse er utført av Hans H. Blom (miljø), Helmer Belbo (næring), Rasmus Astrup (klima) og Gunnhild Søgaard (koordinering, tekst).

Prosjektet har vært ledet av Gunnhild Søgaard.

Ås, 09.02.2019

Gunnhild Søgaard

# Innhold

1	Innledning.....	8
2	Materiale og metoder .....	9
2.1	Datasettet.....	9
2.1.1	Landsskognetakseringen .....	9
2.1.2	Arealer med villeng fra 3Q.....	9
2.1.3	Kystlynghei, annet tresatt areal og snaumark i DMK.....	10
2.2	SiTree-modellen .....	10
2.2.1	Forutsetninger lagt inn i SiTree-modellen.....	11
2.3	Beskrivelse av kriteriene og regionene.....	13
2.3.1	Bonitet.....	13
2.3.2	Gjengroingsgrad .....	14
2.3.3	Hogsttidspunkt .....	15
2.3.4	Regioner .....	16
2.4	Beregning av klimaeffekter.....	16
2.4.1	Levende biomasse.....	17
2.4.2	Død ved .....	17
2.4.3	Jordkarbon .....	17
2.4.4	Albedo og andre biogeofysiske faktorer .....	18
2.5	Miljø.....	19
2.6	Beregning av næringseffekter .....	19
2.6.1	Etableringskostnader .....	19
2.6.2	Overskudd per daa .....	20
2.6.3	Hvordan driftsavstand og helling påvirker overskuddet.....	21
2.6.4	Hvilket tilskudd som er tilstrekkelig .....	21
2.6.5	Næringsøkonomisk verdiskaping for Norge.....	22
3	Resultater .....	23
3.1	Klima.....	23
3.1.1	Karbon i levende biomasse .....	23
3.1.2	Karbon i død ved .....	25
3.1.3	Karbon i skogsjord.....	25
3.1.4	Albedo og andre biogeofysiske faktorer .....	40
3.2	Miljø.....	46
3.2.1	Innledning .....	46
3.2.2	Biologisk mangfold i plantet granskog .....	49
3.2.3	Biologisk mangfold i landskap med innslag av plantet granskog .....	52
3.2.4	Biologisk mangfold i kulturmark og gjengroingsarealer.....	54
3.2.5	Biodiversitetsindikatorer i simuleringene .....	55
3.3	Næring .....	59
3.3.1	Betydning av gjengroingsgrad, bonitet og hogsttidspunkt, samt region (SiTree).....	59
3.3.2	Overskudd per daa .....	61
3.3.3	Hvordan driftsavstand og helling påvirker overskuddet.....	62
3.3.4	Hvilket tilskudd som er tilstrekkelig .....	63
3.3.5	Næringsøkonomisk verdiskaping for Norge.....	65

3.4 Sammenstilling av betydning for klima, miljø og næring .....	67
4 Diskusjon.....	69
4.1 Datasettet og forutsetningene lagt til grunn.....	69
4.1.1 Foryngelsesfasen.....	69
4.1.2 Gjengroing av åpne arealer .....	69
4.1.3 Lavskjerm bjørk .....	70
4.1.4 Årlig middeltilvekst-kulminasjon.....	70
4.2 Jord .....	72
4.2.1 Begrensninger i Yasso modellen .....	72
4.3 Substitusjon .....	73
4.4 Miljø.....	73
4.4.1 Vurderingsgrunnlag.....	73
4.4.2 Når er det best å plante på gjengroingsarealer med tanke på artsmangfold? .....	73
4.4.3 Når er det best å hogge granplantefelt med tanke på artsmangfold?.....	75
4.4.4 Sammenstilling av effekter på miljø i forhold til de tre variablene hogsttidspunkt, gjengroingsgrad og bonitet.....	76
5 Konklusjoner .....	78
Referanser .....	79
VEDLEGG 1.....	87
VEDLEGG 2.....	90

# 1 Innledning

I 2013 ble det publisert en rapport om «Planting av skog på nye arealer som klimatiltak» (Miljødirektoratet mfl. 2013). Anbefalingene i denne rapporten lå til grunn da Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet i 2015 iverksatte en treårig pilotfase for planting av skog på nye arealer som en oppfølging av Klimaforliket (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2015).

I hovedsak styres vurderingen av hvilke arealer som bør prioriteres for støtte i pilotfasen av tre hensyn:

- Planting må gi positive klimaeffekter,
- Planting må ha akseptable virkninger på naturmangfold og andre miljøverdier,
- Planting bør gi grunnlag for framtidig næringsutøvelse.

Våren 2018 ble NIBIO tildelt et oppdrag fra Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet om å analysere effekten på disse tre hensynene av planting av skog på nye arealer som tiltak. I analysene har vi lagt til grunn arealene som ble identifisert som potensielle arealer («bruttolista») i arbeidet med rapporten som ble publisert i 2013 (Miljødirektoratet mfl. 2013). I denne rapporten beskriver vi resultater fra framskrivninger med enkelttremodellen SiTree på dette datasettet, samt belyser enkelte konkrete spørsmål i oppdraget knyttet til effekter på klima, miljø og næring.

I oppdraget er NIBIO bedt om å vurdere effekten på de tre hensynene (klima, miljø og næring) gitt tre ulike kriterier:

- Bonitet (middels, høy og svært høy)
- Gjengroingsgrad (åpent, tidlig og sen gjengroing)
- Hogsttidspunkt (økonomisk optimalt og alder ved middeltilvekstens kulminasjon)

Vi viser gjennom rapporten forskjellen mellom den antatt naturlige utviklingen på arealene gitt ingen behandling, og utviklingen dersom en planter gran (*Picea abies*), gitt de ulike nivåene på kriteriene. Tilplantning med andre treslag vil også potensielt kunne gi økt produksjon og CO<sub>2</sub>-opptak sammenlignet med det en kan oppnå ved naturlig gjengroing. Det har imidlertid ikke vært en del av dette oppdraget å se på effekten av planting med andre treslag enn gran på disse arealene.



## 2 Materiale og metoder

### 2.1 Datasettet

De kvantitative analysene er basert på det samme datagrunnlaget som ble etablert i forbindelse med utarbeidelse av rapporten «Planting av skog på nye arealer som klimatilskott. Egnede arealer og miljøkriterier.» (Miljødirektoratet mfl. 2013). Det innebærer at det er tatt utgangspunkt i åpne arealer som ikke er i hevd (arealer under gjengroing som ennå ikke fyller skogdefinisjonen), samt uskjøttede arealer i ulike typer lauv- og blandingsskog, hvor skogproduksjonen kan økes ved treslagsskifte (gjengroingsarealer som fyller skogdefinisjonen).

Disse arealene ble i 2013 identifisert gjennom Landsskogtakseringen, 3Q «Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap» og digitalt markslagskart (DMK), og det ble etablert en bruttoliste med alt areal som ble ansett å tilfredsstille kravene gjengitt ovenfor.

I dette oppdraget er vi bedt om å analysere effekten av bonitet for middels, høy og svært høy bonitet. I rapporten fra 2013 var også lave boniteter inkludert i datasettet. Arealer med lav potensiell bonitet som var inkludert i datasettet fra 2013 er ekskludert fra datasettet brukt i analysene i denne rapporten. Det er derfor lagt til grunn et noe lavere totalareal i analysene i denne rapporten; 9,62 mill. daa, mot 9,78 mill. daa i Miljødirektoratet mfl. (2013). I 2013 ble bonitet fra DMK lagt til grunn for potensiell bonitet for de åpne arealene, mens vi nå har lagt til grunn bonitet fra et kart utviklet for SR16 (se kapittel 2.2.1.2). Arealene i Miljødirektoratet mfl. (2013) vil derfor ikke være fullt ut sammenliknbare med arealtallene i denne rapporten.

#### 2.1.1 Landsskogtakseringen

Landsskogtakseringen består av et nettverk av permanente prøveflater over hele Norges areal. Det er en såkalt stikkprøvebasert utvalgskartlegging, og takseringen omfatter en klassifisering av det totale fastlandsarealet, med hensyn på arealtype og arealanvendelse. I tillegg oppsøkes alle tresatte flater i felt. Om lag en femtedel av flatene oppsøkes hvert år, og på en 250 m<sup>2</sup> stor prøveflate måles alle trærne. I tillegg registreres en rekke andre variabler, som markas produksjonsevne, skogstruktur, skogskader, driftsforhold og indikatorer for biologisk mangfold.

De kvantitative analysene i denne studien utført på et datasett fra Landsskogtakseringen (feltene identifisert i bruttolista fra Miljødirektoratet mfl. (2013), med flatedata fra perioden 2007-2011), og med de variabler som inngår der. Hvordan ulike variabler er definert og registrert er beskrevet i Landsskogtakseringens feltinstruks (Viken 2018).

For å skille ut arealer som ikke var under gjengroing ble arealer ekskludert fra bruttolista dersom: 1) det var registrert skogbehandling de siste tiårene, 2) det var registrert forekomster av MiS-livsmiljø som er typiske for eldre skog, eller 3) de inneholdt dominerende treslag som ikke normalt opptrer som pionertreslag (Miljødirektoratet mfl. 2013).

For å identifisere flater under gjengroing, men som enda ikke har nådd skogdefinisjonen ble det brukt overlay mot 3Q for jordbruksarealer og mot digitalt markslagskart, DMK, for kystlynghei, annet tresatt areal og snaumark da bruttolista ble etablert i 2013 (Miljødirektoratet mfl. 2013).

#### 2.1.2 Arealer med villeng fra 3Q

For aktuelle areal typer som ikke når skogdefinisjonen ble det i 2013 anvendt supplerende informasjon fra overvåkingsprogrammet 3Q. Det ble tatt utgangspunkt i et landsrepresentativt utvalg av Landsskogtakseringens flater, og ved GIS-analyse beregnet overlapp mellom disse flatene og areal som

faller inn under samlebegrepet villeng i 3Q. Det ble sett bort fra villeng med sammenhengende areal mindre 2 dekar. Se Miljødirektoratet mfl. (2013) for mer utførlig beskrivelse.

Villeng er definert som tidligere jordbruksareal som i er gått ut av drift, og som ikke tilhører andre arealtyper som for eksempel kystlynghei. Dette inkluderer uslåtte areal med gras- og urtedekning, eventuelt med spredte innslag av trær og busker.

### 2.1.3 Kystlynghei, annet tresatt areal og snaumark i DMK

For arealtypepene kystlynghei, annet tresatt areal og snaumark i Landsskogtakseringen ble det i 2013 ved GIS-analyse beregnet overlapp med arealer klassifisert som henholdsvis middels, høy og svært høy potensiell bonitet i digitalt markslagskart (DMK). Det er kun disse arealene som ble ansett som egnet for planting, og dermed inkludert i bruttolista. Arealer med organisk jord (tresatt myr og snau myr) ble ekskludert, da det fra og med 2007 har eksistert et forbud mot nygrøfting av myr for skogproduksjon. Se Miljødirektoratet mfl. (2013) for mer utførlig beskrivelse.

## 2.2 SiTree-modellen

For i størst mulig grad få enhetlige og sammenliknbare resultater er de kvantitative analysene av effekter for klima og næring basert på samme datagrunnlag; framskrivninger i skogsimulatoren SiTree (Anton-Fernandez mfl. manuskript) basert på bruttolista fra 2013 (se kapittel 2.1). Framskrivninger av skogutviklingen i SiTree inngår også i vurderingsgrunnlaget av effekter på miljø.

SiTree (tidligere SkogSim) er en enkelt-tre fleksibel «åpen-kilde» simulator kodet/skrevet i R (<https://CRAN.R-project.org/package=sitree>) som er velegnet til å modellere utviklingen av et skogbestand med utgangspunkt i framskrivninger på enkelttreenivå, og med mulighet for å simulere effekten av ulike skogbehandling og endrede vekstforhold (for eksempel effekten av endret klima). Den inkluderer de best tilgjengelige enkeltmodeller utviklet i forskningsprosjektene ClimPol og Ecoservice. En egen modul i SiTree framskriver utviklingen av død ved som tilføres i bestandet fra naturlig avgang (selvtynning, vindfall, etc.) og som avvirkningsrester. Den døde veden nedbrytes med ulik hastighet avhengig av klimatiske forhold. SiTree er koblet til jordmodellen Yasso07 i beregningene slik at endringer i jordkarbon inkluderes. Videre er resultater fra SiTree brukt i beregning av albedo, og i ulike analyser av næringseffekter. I dette kapitlet beskriver vi de generelle forutsetningene. Mer detaljerte metodebeskrivelser er i kapittel 2.4 Beregning av klimaeffekter og kapittel 2.6 Beregning av næringseffekter.

SiTree legger eksisterende, målte trær på Landsskogtakseringens prøveflater til grunn, og modellerer tilveksten av eksisterende trær, naturlig mortalitet og etablering av nye trær. På de åpne flatene i datasettet har vi laget en treliste som utgangspunkt for modelleringen. Videre er det rutiner i SiTree for å fjerne trær etter spesifiserte regler, som følge av ulike typer hogst (sluttavvirking, tynning og annen hogst). I våre simuleringer er det imidlertid ikke lagt inn noen hogst.

Etablering av nye trær er simulert basert på en referansedatabase for innvoksing av nye trær basert på data fra Landsskogtakseringen. Denne databasen består av et sett med variabler som beskriver utgangssituasjonen i bestandet, og innvoksingen etter fem år av nye trær på flata. I simuleringene er innvoksing av nye trær estimert basert på et tilskrivningsbasert utvalg fra databasen basert på nærmeste nabo (1 – nn). For å finne nærmeste nabo for hver flate (av interesse) i hver femårsperiode har vi beregnet avstanden mellom treet av interesse og trær i referansedatabasen for samme treslagsgruppe (gran, furu, lauv). Avstanden ble beregnet basert på bonitet, breddegrad, bestandets grunnflate, antall trær per dekar, andel gran og andel lauv. Når nærmeste nabo flaten var identifisert ble innvoksingen av nye trær tilskrevet til den flata vi var interessert i.

## 2.2.1 Forutsetninger lagt inn i SiTree-modellen

### 2.2.1.1 To scenarier: ingen behandling og planting

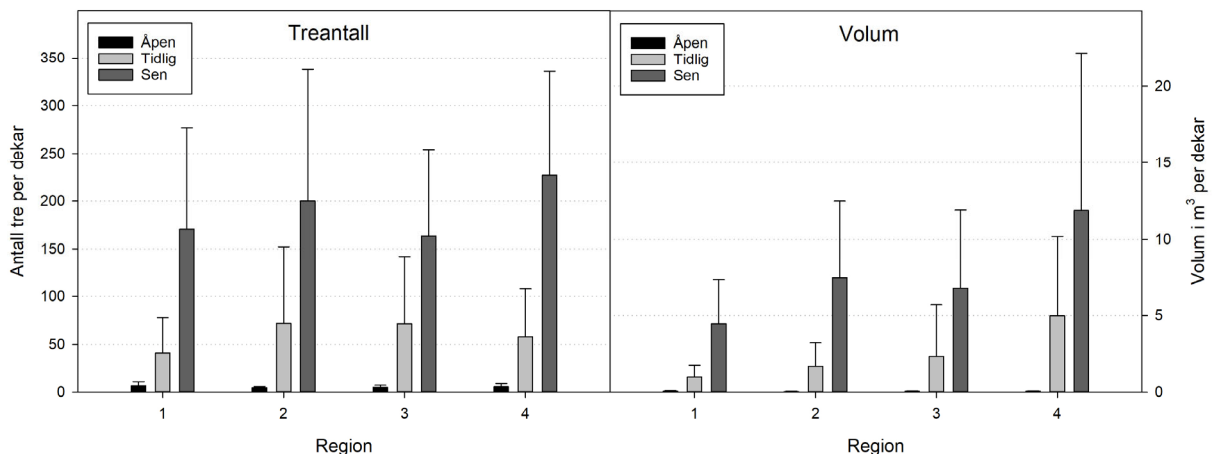
Vi har lagt til grunn to scenarier:

- *Ingen behandling.* Her vil modellen simulere utviklingen på arealene basert på at det ikke gjøres noen inngrep (ingen planting, tynning, e.l.). Vi har forutsatt at arealene er tatt ut av hevd (det vil si at de ikke beites eller slås), og at de vil bli gjenstand for naturlig gjengroing.
- *Planting av gran.* Arealene forutsettes ryddet, og eventuelt avvirket dersom det er i sen gjengroing, og deretter plantet med gran. Vi forutsetter oppfølging med suppleringsplanting, lauvrydding og avstandsregulering. Vi legger til grunn at det ikke tynnes.

Eksisterende (ingen behandling) og nytt bestand (planting av gran) er fremskrevet med skogsimulatoren SiTree.

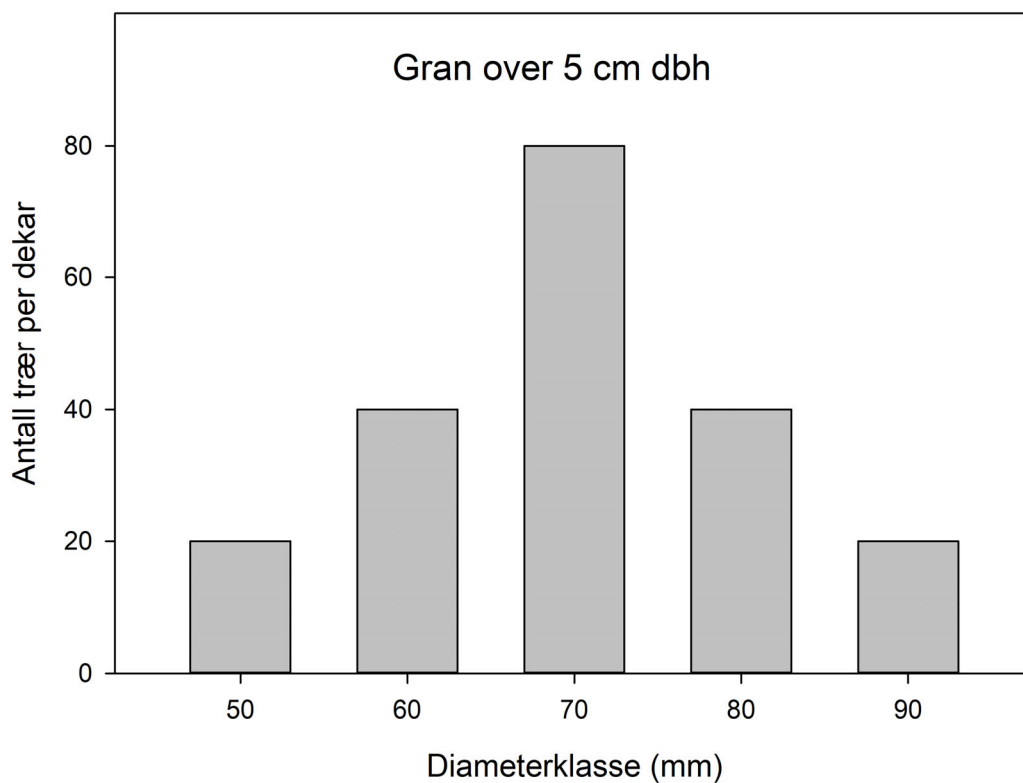
SiTree-modellen starter sine simuleringer når bestandet har en diameter i brysthøyde på 5 cm.

I alternativet med *ingen behandling* tar modellen utgangspunkt i de trærne som er på flatene der hvor skogdefinisjonen er møtt (figur 1). På åpne flater har vi lagt til grunn en innvoksing av bjørk (*Betula*). Når trærne når 5 cm diameter i brysthøyde har vi lagt til grunn 4 tre / daa (5 – 9 cm diameter i brysthøyde). Disse kommer inn ved år 0 i simuleringene (ingen ventetid). Modellen simulerer videre innvoksing av bjørk og eventuelle andre treslag.



Figur 1. Utgangssituasjonen med gjennomsnittlig treantall og volum per dekar.

I alternativet med *planting* legger vi til grunn en «optimal» etablering av plantefeltet, med relativt høye plantetettheter og god oppfølging av plantefeltet de første årene (f.eks. suppleringsplanting ved behov). Videre forutsetter vi at feltet følges opp med lauvrydding og avstandsregulering av grana etter behov. Basert på dette forutsetter vi at det samme antallet trær av gran og bjørk, uavhengig av bonitet, region, mv., er utgangspunktet når modellen starter simuleringer ved 5 cm diameter i brysthøyde. Dette består av 5 bjørketrær og 200 grantrær per daa i en normalfordelt diameterfordeling (Figur 2). Dette er i henhold til veileder for ungskogpleie fra Skogkurs (Rindal mfl. 2013) som angir en utgangstetthet (det vil si treantall etter ungskogpleie) på minst 200 trær/daa som optimalt for gran.



Figur 2. Diameterfordeling grantrær når alle trær i foryngelsen har nådd 5 cm i diameter i brysthøyde jamfør treliste som er lagt til grunn som inngang i simuleringene for alternativet med planting.

Ventetid før trærne når 5 cm diameter i brysthøyde (dbh) er basert på alder i brysthøyde (1,3 m) fra Fitje (1989) og en funksjon for tiden det tar fra trærne er 1,3 m til de når 5 cm i brysthøyde, basert på et materiale samlet inn i yngre granskog av K.R. Blingsmo i 1984 (tabell 1).

Tabell 1. Ventetid før alle trær er 5 cm diameter i brysthøyde.

Bonitet	Alder i brysthøyde (1,3 m) for gran (Fitje 1989)	År fra 1,3 m til 5 cm dbh (funksjon)	Sum år til 5 cm dbh	Sum år til alle trær er > 5 cm dbh
26	8 (stipulert)	6	14	17
23	9	6	15	18
20	10	8	18	22
17	11	9	20	24
14	13	11	24	29
11	15	15	30	35

#### 2.2.1.2 Bonitet på arealene fra Landsskogtakseringen og kart

For arealer med skog i datasettet finnes aktuell og potensiell bonitet som registrert i felt gjennom Landsskogtakseringen. For de åpne arealene (villeng, kystlynghei, mv.) så mangler god informasjon om bonitet. Vi har her hentet informasjon om potensiell bonitet for hver treslagsgruppe (gran, furu, lauv) fra en modell for bonitet i SR16 (oversettelse av AR5 bonitet + terreng + klima + jorddybde). Modellen er av typen boosted regression trees (BRT), og er tilpasset til Landsskogdata (Antón-Fernández mfl. Upublisert).

#### 2.2.1.3 Klimaendringer lagt inn i simuleringene – RCP 4.5

Vi har lagt til grunn fremtidige klimaendringer tilsvarende RCP 4.5. Jamfør «Klima i Norge 2100» (Norsk klimaservicesenter 2015) krever dette scenarioet en kraftig reduksjon i klimagassutslipp (kan øke de første årene, men må avta fra 2040). De betegner det som et scenarium som «kan nås i en energieffektiv verden med ambisiøs klimapolitikk i de fleste land». RCP 4.5 tilsvarer en temperaturøkning på rundt 2,5 °C mot slutten av århundret, relativt til perioden 1850-1900.

Fremtidige effekter av klimaendringer er inkludert i beregningene som en bonitetsendring estimert på grunnlag av Anton-Fernandez mfl. (2016). Vi bruker klimadata for hver Landsskogflate som er inkludert i datasettet. Kilde for RCP 4.5 er Thomson mfl. (2011) fra the CMIP5 21st century experiments (Royal Meteorological Institute of The Netherlands (KNMI) 2014).

Klimavariablene er 30-års gjennomsnitt for temperatur for april – mai – juni, samt differansen i 30-års gjennomsnitts nedbør i juni og gjennomsnittlig evapotranspirasjon i juni, og er innarbeidet basert på Antón-Fernández mfl. (2016).

For simuleringene av jordkarbon i Yasso er det ikke brukt klimaframskrivninger (se kapittel 2.4.3 om jordkarbonberegninger).

## 2.3 Beskrivelse av kriteriene og regionene

I beskrivelsen av oppdraget står det at følgende kriterier (og nivåer) skal vurderes for klima, miljø og næring:

- Bonitet (middels, høy og svært høy)
- Gjengroingsgrad (åpent, tidlig og sen gjengroing)
- Hogsttidspunkt (økonomisk optimalt og alder ved middeltilvekstens kulminasjon)

I tillegg er det bedt om at resultatene skal presenteres regionsvis der hensiktsmessig.

I det følgende beskriver vi hvordan vi har definert nivåene på de tre kriteriene, og hvordan landet er delt inn i regioner. Både kvalitative og kvantitative analyser bygger på de samme definisjonene av kriteriene bonitet, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt, og den samme regioninndelingen.

### 2.3.1 Bonitet

Bonitet representerer markas produksjonsevne, og den produktive skogen inndeles etter H40-systemet. I oppdraget er det definert at vi skal se på klassene middels, høy og svært høy, og de er definert som vist i tabell 2.

Tabell 2. Bonitetsinndeling og fordeling i datasettet.

Bonitetsklasse	Boniteter (pbonitet H40)	Totalt areal (1000 daa)	Arealandel
Middels	11 - 14	5 743	60 %
Høy	17 - 20	3 191	33 %
Svært høy	23 og høyere	685	7 %
<b>SUM</b>		9 619	100 %

I Landsskogtakseringen registreres aktuell og potensiell bonitet på prøveflatene. Aktuell bonitet gjenspeiler boniteten til den skogen som vokser der i dag. Potensiell bonitet skal gjelde det treslaget som potensielt gir størst produksjon, noe som i dette utvalget er gran. Aktuell bonitet er brukt i analysene av alternativet uten behandling. Potensiell bonitet er brukt i alternativet med planting.

I stratifiseringen av resultatene har vi brukt potensiell bonitet.

For de åpne flatene (3Q og DMK) som ikke har etablert bonitet i felt fra Landsskogtakseringen, har vi hentet informasjon om potensiell bonitet fra et kart basert på en modell for bonitet i SR16 (se kapittel 2.2.1.2).

### 2.3.2 Gjengroingsgrad

I oppdraget er det spesifisert at kriteriet gjengroingsgrad deles i åpent, tidlig, og sen gjengroing. Vi tolker dette som tilsvarende henholdsvis trinn 2 brakkleggingsfase, trinn 3 tidlig gjenvekst-suksesjonsfase og trinn 4 sein gjenvekst-suksesjonsfase av tilstandsvariabelen 7RA-SJ rask gjenvekstsuksesjon i seminaturlig og sterkt endret jordbruksmark inkludert våteng i NiN (Halvorsen mfl. 2016). Trinnene i denne gradienten defineres ved artssammensetningen i forhold til henholdsvis artssammensetningen i aktiv bruk og i ettersuksjonstilstanden hvor artssammensetningen ikke kan skilles fra den på naturmark av sammenliknbare natursystemer. Vi har ikke data om artssammensetning i Landsskogtakseringen, og for å kunne dele inn datasettet fra Landsskogtakseringen i gjengroingsfaser har vi som best mulige tilnærming oversatt trinn 2 til åpne arealer (3Q villeng og DMK data), trinn 3 til hogstklasse 1 og 2, og trinn 4 til hogstklasse 3 og 4. Vi har, som en pragmatisk tilnærming til NiN og basert på Granhus mfl. (2016), lagt grensen mot ettersuksjonstilstanden ved skillet mellom hogstklasse 4 og 5 (tabell 3).

Hogstklasser er definert som i Landsskogtakseringen, og har ingen direkte sammenheng med artssammensetning. Arealene i datasettet er identifisert som gjengroingsarealer basert på ulike kriterier, blant annet fraværet av MiS-livsmiljø som er typiske for eldre skog, og at de ikke skal ha dominerende treslag som ikke normalt opptrer som pionertreslag (Miljødirektoratet mfl. 2013)

Skillet mellom åpne arealer (tidligere jordbruksarealer, kystlynghei, mv.) mot skog går på 10% kronedekning med trær som er eller kan bli minst 5 m høye (eventuelt små trær med en slik tetthet og fordeling at det tilfredsstiller kravet til hogstklasse 2b (f.eks. etter planting)). Et gjengroingsareal (beite, kystlynghei, snaumark) kan gå gjennom et stadium der kronedekningen er høy nok til at det holder kravet til annet tresatt areal før det blir skog.

Det kan bemerkes at arealer anført i hogstklasse 1 i datasettet ikke er avvirkede arealer (arealer hvor det var registrert skogbehandling de siste tiårene er ekskludert fra datasettet). Et eksempel på hogstklasse 1 i datasettet kan være tidligere beite hvor kronedekningen er over 10 %, men hvor tettheten ikke er stor nok til at arealet kvalifiserer til en eldre hogstklasse.

I dette oppdraget er vi bedt om å analysere for de tre nivåene åpent, tidlig og sen gjengroing. Slik vår forståelse av dette er så vil i prinsippet arealer i hogstklasse 5 tilhøre en ettersuksjonstilstand, og være første generasjons gjengroingsskog. Vi har valgt å inkludere disse i datasettet for å gi et bredere grunnlag for analysene, basert på den forutsetning at disse arealene representerer gjengroingsarealer (se beskrivelse av utvelgelse av arealer i datasettet i kapittel 2.1.1). Det innebærer at vi forventer at disse flatene representerer aktuelle vegetasjonstyper og boniteter hvor gjengroing har forekommet, og at de dermed vil styrke analysegrunnlaget. I presentasjon av resultater for gjengroingsgrad er kun trinn 2, 3 og 4 vist.

**Tabell 3. Definisjon av gjengroingsgrader.**

Gjengroingsgrad	Trinn	NiN-navn	Vår definisjon
Åpen fase	2	Brakkleggingsfase	Åpne arealer, flater identifisert gjennom 3Q (villeng) og DMK (kystlynghei, mm.)
Tidlig gjengroing	3	Tidlig gjenvekst-suksjonsfase	Møter skogdefinisjonen, hogstklasse 1 og 2
Sen gjengroing	4	Sen gjenvekst-suksjonsfase	Møter skogdefinisjonen, hogstklasse 3 og 4
Ettersuksjon	5	Ettersuksjonstilstand	Møter skogdefinisjonen, hogstklasse 5

### 2.3.3 Hogsttidspunkt

Betydningen av hogsttidspunkt er i henhold til oppdraget vurdert for to tidspunkt, økonomisk optimal hogstaldre og alder ved middeltilvekstens kulminasjon ( $\text{ÅMT}_{\text{maks}}$ ). Begge hogstaldre er bestemt gjennom simuleringene.

I tabell 4 er gjengitt økonomisk optimal hogstaldre og alder ved middeltilvekstens kulminasjon for gran ved ulike boniteter slik som benyttet i analysene. Økonomisk hogstmodenhetsalder er i tabellen er et aritmetisk nasjonalt gjennomsnittstall. I analysene er det brukt beregninger utført på hver flate.

**Tabell 4 Økonomisk optimal hogstaldre ved 4 % rente (basert på nåverdiregning) og alder ved middeltilvekstens kulminasjon,  $\text{ÅMT}_{\text{maks}}$ . Aldrene er basert på simuleringer i SiTree som tar høyde for klimaendringer (RCP 4.5).**

Bonitet H40	$\text{ÅMT}_{\text{maks}}$	Nåverdi 4 %
11	120	100
14	96	81
17	81	70
20	77	70
23	64	61
26	57	55

### 2.3.4 Regioner

Vi har definert fire regioner, med utgangspunkt i granas naturlige utbredelsesområder (tabell 5).

**Tabell 5. Regioninndeling brukt i analysene og arealfordeling (areal i 1000 daa). Det er naturlig forekomst av gran også i region 1 og 3, og i noen tilfeller skogdannende.**

Region	Navn	Beskrivelse	Areal	Andel
1	Nord-Norge fra Saltfjellet og nordover	Finnmark, Troms, deler av Nordland uten naturlig skogdannende gran	3 295	34 %
2	Trøndelag og Nordland nord til Saltfjellet	Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag, deler av Nordland med naturlig skogdannende gran	791	8 %
3	Vestlandet	Møre og Romsdal, Sogn- og Fjordane, Hordaland, Rogaland, deler av Vest-Agder hovedsakelig uten naturlig skogdannende gran	4 560	47 %
4	Sør- og Østlandet	Hedmark, Buskerud, Oppland, Østfold, Vestfold, Oslo, Akershus, Telemark, Aust-Agder, deler av Vest-Agder med naturlig skogdannende gran	973	10 %
<b>SUM</b>			<b>9 619</b>	<b>100 %</b>

Kriteriene og regionene som beskrevet ovenfor ligger til grunn for analyse av effekter på alle tre hensyn; klima, miljø og næring. Nærmere beskrivelse av metodikken brukt for analysen av effekter er beskrevet i de påfølgende kapitlene (2.4 og 2.6).

## 2.4 Beregning av klimaeffekter

Det er de samlede netto utslippene og opptakene over en lenger tidshorisont som er av størst betydning for klimaeffekten av et tiltak (Miljødirektoratet mfl. 2016). En evaluering av en langsiktig netto klimaeffekt forutsetter en samlet evaluering av alle sentrale faktorer som påvirker et gitt økosystems karbonbalanse; økt karbonopptak i levende biomasse, effekter på død ved, jord, albedo og biofysiske faktorer, samt eventuelle globale effekter av endringer i biofysiske faktorer.

For å estimere den samlede klimaeffekten må substitusjon inkluderes. Dette er imidlertid ikke en del av oppdraget, og er kun inkludert som en drøfting i diskusjonskapitlet. Det har heller ikke vært en del av oppdraget å vurdere klimaeffekten over en lang tidshorisont, men kun frem til første avvikning (ved økonomisk hogstmodenhetsalder og ved middeltilvekstens kulminasjon).

Denne rapporten omfatter beregning av effekt på karbonbeholdninger (levende biomasse, død ved, jordkarbon), samt albedo og andre biogeofysiske faktorer ved forskjellige boniteter, gjengroingsgrader og hogsttidspunkt.



### 2.4.1 Levende biomasse

Med utgangspunkt i skogsimulatoren SiTree er utviklingen av levende biomasse simulert for de to scenariene, ingen behandling og planting, for ulike gjengroingsgrader, boniteter, og hogsttidspunkt slik som definert i kapittel 2.3. I SiTree blir individuelle trehøyder og diameter simulert for 5-års intervaller. For hver 5-årsperiode er total levende biomasse, over og under bakken, beregnet basert på allometriske enkelttre biomassefunksjoner. For levende biomasse for gran og furu er de allometriske funksjonene til Marklund (1988) brukt, mens for alle andre arter er funksjonene til Smith mfl. (2014) brukt for biomasse over bakken og Smith mfl. (2016) for biomasse under bakken. Total biomasse for alle enkelttre ble så summert til bestandsnivå.

### 2.4.2 Død ved

Det antas i utgangspunktet at død ved utgjør en neglisjerbar andel av karbonbeholdningene i åpen og tidlig gjengroingsfase (trinn 2 og 3), og fortsatt svært begrenset i sen gjengroingsfase (trinn 4). Framskrivninger for de ulike alternativene vil baseres på simulering av tilførsel og nedbrytning av død ved i de to alternativene; ingen behandling og planting. Volumet av død ved beregnes i SiTree ved at en framskriver nedbrytning av død ved som etter hvert tilføres gjennom naturlig avgang (eller som hogstrestrester). Med volum død ved refereres det her til volumet av trestammen (uten greiner) over bakken. Hver enhet av død ved framskrives individuelt og volumet beholdes uforandret inntil det settes til null når det gjenstår 25 % av opprinnelig biomasse. Dette tilsvarer overgangen fra nedbrytningsstadium 4 til 5, det vil si når trestokken er så løs at den fragmenteres og faller fra hverandre i små biter. På dette stadiet er stokken ofte overvokst av skogbunnsvegetasjon og blitt en del av jordkarbonet, mens den i andre tilfeller vil være synlig som sterkt nedbrutt ved i ytterligere noen tiår.

Karbon bundet i død ved blir kontinuerlig frigitt til atmosfæren etter hvert som trestammen brytes ned av mikroorganismer. Karbonet i død ved fremskrives i SiTree med en kontinuerlig nedbrytningsfunksjon. Det er benyttet samme nedbrytningsrate for død ved over bakken og i jord selv om død ved i jord normalt brytes ned langsommere. Dette betyr at karbonmengden i død ved kan være noe høyere enn hva simuleringene tilsier. Karboninnholdet i død ved minker raskere enn volumet av død ved (fordi volumet i lang tid er uforandret; bare tettheten reduseres). Derfor vil karbonmengde i død ved utgjøre en relativt mindre andel i forhold til karbonmengde i tilsvarende stammevolum, sammenlignet med volumet av død ved i forhold til stående volum i et skogbestand.

Vi har simulert utviklingen i død ved slik som beskrevet ovenfor og vist i egne figurer. For sammenstillingsresultatene knyttet til klima inngår utviklingen av karbonbeholdningen i død ved i beregninger av effekter på jordkarbon i modellen Yasso07, som er beskrevet nærmere i følgende kapittel. Karbon i død ved vil også inngå i resultatene for jordkarbon.

### 2.4.3 Jordkarbon

Formålet med skogplanting som klimatiltak omfatter både å øke det årlig opptaket av CO<sub>2</sub> samt å øke langtidslagringen av karbon i skogøkosystemet (Miljødirektoratet mfl. 2013). Lageret av karbon i jordsmonnet i norske skogøkosystem er estimert å være stort, og om lag 3-4 ganger større enn lageret i biomassen. Ned til ca. 1 m jorddybde er karbonlageret i mineral og organiske skogsjordtyper estimert til 1,83 Gt karbon (95% konfidensintervall 1,71-1,95) versus ca. 0,5 Gt karbon i biomassen i levende trær. Ikke bare er lageret stort, men jordkarbonet kan potensielt også bli svært gammelt. Alder opp mot 2500 år er estimert for humus i uforstyrret økosystem i Nord-Sverige (Clemmensen mfl. 2013). Karbonlageret i humussjiktet er generelt mer labilt enn i mineraljorda. Akkumuleringen av karbon i mineraljorda skjer oftest relativt langsomt (opp mot hundre års tidsperspektiv), mens akkumulering av karbonlageret i humussjiktet forventes å skje raskere (10-50-års perspektiv). Nedbrytning av organisk materiale i jord, og dermed tap av CO<sub>2</sub> til atmosfæren, kan potensielt skje relativt raskt. På

grunn av det store lageret av karbon i jord er endringer av betydning for den totale karbonbalansen i skogbestand. Klimanytten av tiltaket vurdert i denne rapporten er dermed også knyttet til akkumulering eller tap av jordkarbon.

Det finnes i dag svært begrenset tilgang på data og modeller som muliggjør en eksakt evaluering av effekter på jordsmonnet. Dette gjelder både effekter innenfor de nåværende bestandsbetingelser, tiltak i skogbruket, klima, etc., og effektene av endring i klima. Denne begrensningen har nødvendiggjort et grunnleggende arbeid for å evaluere de kvantitative modellresultatene i forhold til den totale klimaeffekten.

Evalueringen av endringer i mineraljord, død ved/strø og humussjikt baseres på simuleringsresultater fra Yasso07 (med inngangsdata fra SiTree simuleringene) i kombinasjon med tilgjengelig empiriske data på jordkarbon fra relevante geografiske regioner. Yasso07 muliggjør ikke et skille i lagre og akkumulering mellom de ulike vertikale jordlagene (mineraljord versus humussjikt/strø, versus død ved). Metoder er kort beskrevet som følger:

1. Yasso07 anvendes på flatenivå med tilhørende funksjoner til estimering av strø fra skog på tilsvarende måte som til klimagassrapporteringen for Norge under FN's klimakonvensjon (Miljødirektoratet mfl. 2018). Her finnes også en beskrivelse av modellen og dens anvendelse for Norske forhold på nasjonal skala. For tilplanting på åpne arealer, hvor ikke modellen tidligere har blitt brukt, er inngangsverdier valgt fra litteraturgjennomgang. Stort sett er beregningsgrunnlaget for strøproduksjon ikke basert på norske data, hverken for skog eller åpne arealer.
2. Beregnede inngangsverdier (biomasser, strøproduksjon) er vurdert opp mot tilgjengelige data for biomasser og strøproduksjon fra geografisk relevante forsøksfelt.
3. Estimert endring i jordkarbon fra modellsimuleringer er vurdert opp mot tilgjengelige data fra geografisk relevante forsøksfelt.

#### 2.4.4 Albedo og andre biogeofysiske faktorer

Planting av skog på nye arealer (påskoging) påvirker flere viktige biogeofysiske egenskaper ved overflaten, noe som resulterer i både lokale og globale klimaresponser. Påskoging påvirker overflatealbedo, og dermed albedo og energibalanse for planeten, og bidrar dermed til global klimaendring. Lokalt vil endring i overflatealbedo påvirke overflatetemperaturen direkte, selv om denne effekten ofte vil bli dempet av interne responser som vil påvirke hvor effektivt energi forsvinner vekk fra overflaten gjennom konvektive mekanismer (ujevnhet) og biologiske mekanismer (evaporasjon og transpirasjon) som kontrollerer "turbulent heat flux partitioning" (i.e., Bowen ratios). Både den lokale og globale klimapåvirkningen bør beregnes ved evaluering av klimaeffekten.

Effekten av påvirkning på albedo er beregnet ved state-of-the-art empiriske modeller som viser endringer i overflatealbedo over detaljerte gradienter i tid og rom, tilsvarende det som er beregnet i Bright mfl. (2013) og Bright mfl. (2015), men oppdatert til å ta inn lokale variasjoner i vegetasjonsstruktur og klima. I dette oppdraget har vi benyttet de beregningene som ligger som en del av SiTree (se tidligere kapittel om SiTree). Info om skogstruktur beregnet av SiTree er brukt som direkte input til modeller for albedo og biogeofysiske effekter (beskrevet nedenfor).

I tillegg til analysene har vi sammenstilt relevant forskning på albedo relatert til planting av skog, og belyst dette i forhold til gjengroingsgrad og bonitet som er to av kriteriene for utvelgelse av plantefelt i pilotfasen (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet 2015).

##### 2.4.4.1 Globalt klimapådriv

Globalt klimapådriv fra albedoendringene beregnes som "radiative forcing" ( $Wm^{-2}$ ) med bruk av "radiative kernels" (Bright mfl. 2018) som tar imot lokale variasjoner i strålingsforhold og optiske

egenskaper i atmosfæren. For å bedre sammenlikne med endringer i karbonlagre blir radiative forcing konvertert til CO<sub>2</sub>-ekvivalenter basert på en metode beskrevet i Bright mfl. (2016).

#### 2.4.4.2 Lokalt klimapådriv

På overflatens nivå kan endringene i albedo bli dempet av endringene i andre biogeofysiske mekanismer - for eksempel endringer i evapotranspirasjon og overflatens jevnhet. Endringene i energibalansemekanismer på overflatens nivå bidrar til lokale temperaturendringer og blir beregnet med den empiriske modellen beskrevet av Bright mfl. (2017). Denne modellen blir drevet med skogstruktur-input fra SiTree, sammen med input om lokale klimavariabler (f.eks. stråling, temperatur, nedbør) fra Met.no og NASA.

## 2.5 Miljø

«Planting av skog på nye arealer» innebærer i den aktuelle sammenhengen både etablering av skog på åpne arealer, på arealer i tidlig gjengroingsfase samt treslagsskifte til gran på gjengroingsarealer som fyller skogdefinisjonen (Miljødirektoratet mfl. 2013). Plantefelt som erstatter andre arealtyper vil kunne påvirke miljøforholdene på ulike måter. Her begrenser vi oss til effekter på naturmangfold (mangfold av arter og naturtyper).

Effekter på artsmangfoldet er primært belyst gjennom en litteraturstudie, der vi også søker å sammenstille kunnskapen i enkle konseptuelle modeller. For vurdering av effekter på sammensetningen av naturtyper benyttes sammensetning av boniteter og vegetasjonstyper fra datasettet lagt til grunn for simuleringene (se kapittel 2.1). For vurdering av endringer i forekomst av død ved benyttes resultater fra simuleringene i SiTree knyttet til utvikling av død ved (se kapittel 3.2.5.1).

Effekter av planting på nye arealer ble vurdert i forhold til skala (bestandsnivå, landskapsnivå, regionsnivå) så langt dokumentasjoner tillot.

## 2.6 Beregning av næringseffekter

Næringseffekten er analysert primært basert på utkomme fra SiTree. I tillegg til den generelle analysen og sammenstillingen mot klima og miljø, er det gjort egne beregninger for fire spørsmål stilt i oppdraget. I det følgende beskrives forutsetninger og metoder.

### 2.6.1 Etableringskostnader

Etableringskostnadene er kostnadene for forarbeid (rydding), planting, supplering inntil fem år etter planting og en eller flere runder med rydding / fristilling frem til bestandet har passert 5 cm diameter i brysthøyde. I pilotfasen for planting av skog som klimatiltak (veileder M-407|2015) er kostnadene for etablering (planting) og supplering / skjøtsel inntil fem år etter planting det som utgjør tilskuddsgrunnlaget for etablering av klimaskog. Uttak av nyttbart lauv før etablering er ikke prissatt fordi inntektene / virkesverdien antas å dekke kostnadene. Kostnadene til avvikling av lauvskjermen antas overstiger inntektene fra denne øvelsen. Tallene som her er benyttet i tabell 6 og tabell 7 stammer fra erfaringer fra fylker hvor klimaskogplanting har vært utprøvd. Det foreligger ikke erfaringstall for etablering i ettersuksjonsstadiet, men tallene fra sent gjengroingsstadium antas å være noenlunde riktige også for ettersuksesjon.

Tabell 6. Etableringskostnad, planting ved rydding av arealet<sup>1</sup>.

Gjengroingsgrad	Trinn	Middels	Høy	Svært høy
Åpen fase	Trinn 2	2650	3550	4450
Tidlig gjengroing	Trinn 3	3650	4750	5650
Sen gjengroing	Trinn 4	4650	5750	6650

Tabell 7. Etableringskostnad, planting under lauvskjerm (lavskjerm bjørk)<sup>1</sup>.

Gjengroingsgrad	Trinn	Middels	Høy	Svært høy
Åpen fase	Trinn 2	3350	3700	4050
Tidlig gjengroing	Trinn 3	3750	4200	4650
Sen gjengroing	Trinn 4	3750	4200	4650

## 2.6.2 Overskudd per daa

### 2.6.2.1 Virkesverdi, driftskostnader og nettoverdi av hogst

Bruttoverdi av virket i hver flate og for hver periode er beregnet med metodene utviklet av Blingsmo og Veidahl (1992). Virkesverdien av hvert enkelt tre beregnes på grunnlag av diameter i brysthøyde (dbh), høyde, og virkespris på skur og massevirke. Diameter og høyde for alle trær på hver flate og for hver periode hentes fra SiTree simuleringen. Fra dette beregnes tretetthet, volumtetthet og gjennomsnittsdimensjoner på virke for hver flate og hver periode. Virkesprisene er satt for hver kommune fra prisstatistikk hentet fra Landbruksdirektoratet for perioden 2013-2017 på skur og massevirke. I tilfeller hvor det ikke foreligger prisstatistikk fra kommunen er fylkesvise gjennomsnittspriser brukt. Om fylkesvise priser heller ikke foreligger er prisene satt til kr 200 for skurtømmer og kr 100 for massevirke. For treslag utenom gran og furu er det antatt virkesverdi tilsvarende massevirkepris. Her kan det i realiteten være store variasjoner; virkesverdien for bra «ved»-råvare som bjørk svinger fra energivirkepris (~kr 150-200 per m<sup>3</sup>) opp mot sagtømmerpris (~kr 400 per m<sup>3</sup>), mens verdien på lette lauvtreslag ofte vil ha energivirkepris.

Driftskostnadene består av kostnadene for hogst og terrengtransport til velteplass. Veitransport til industri bekostes vanligvis enten av industri eller virkesomsetningsleddet, og påvirker derfor virkesprisene i den enkelte kommune (i stedet for å komme inn som en driftskostnad). Driftskostnadene er beregnet med samme modell som brukt i Skogkurs sin produktivitets- og kostnadskalkulator for skogsdrift (Fønhus 2018), som igjen bygger på kostnadsmodellene brukt i det Svenske skoganalyseverktøyet Heureka (Wikström 2018), hvor ulike produktivitetsmodeller fra Skogforsk (Sverige) benyttes alt etter driftsform og maskinkarakteristikk som gjelder i den enkelte operasjon. Produktiviteten til hogstmaskin estimeres på grunnlag av trestørrelse, tretetthet og terrengforhold, mens produktiviteten ved utkjøring avhenger av volumtetthet per dekar,

<sup>1</sup> Kostnadene knyttet til planting som er reflektert i tabellen er basert på foreløpige innspill fra pilotfylkene. Det vises til Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratets evaluering for siste informasjon om faktiske kostnader knyttet til planting i pilotfasen.

utkjøringsavstand og terrengkarakteristikk. Timekostnadene er hentet fra Skogkurs-kalkulatoren, og er satt til kr 1350 per time for hogstmaskin og kr 980,- per time for lassbæreren.

Brutto virkesverdi fratrukket driftskostnadene utgjør nettoverdien av hogst.

#### 2.6.2.2 Tilnærming for overskuddsberegning

Vi har beregnet overskudd per dekar for skogeieren ved de forskjellige nivåene for bonitet, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt slik som definert i kapittel 2.3 gitt 100 % tilskudd til etableringskostnader. Nettoverdien for alle flater og alle tidspunkt er diskontert til nåverdi for alle flater og tidspunkt. Overskuddet for skogeier som følge av etablering av klimaskog er differansen i nåverdi mellom et areal hvor det er etablert klimaskog, og nåverdien av det samme arealet om gjengroingen fortsetter uten tiltak.

Nåverdien av netto hogstverdi for hver flate er beregnet for rentenivå 1% til 5% og for alle tidsperioder simuleringen dekker. Tidspunktet for etablering av klimaskog er brukt som år null i diskontering til nåverdi.

Ved å sammenligne nåverdien av alle perioder i simuleringen finner vi det økonomisk mest gunstige tidspunktet å hogge hver flate. Dette økonomisk optimale hogsttidspunktet er det som benevnes økonomisk hogstmodenhetsalder. For flater hvor driftskostnadene er høyere enn virkesverdien vil man i en økonomisk optimering kunne ende opp med at anbefalt hogsttidspunkt er siste år i simuleringen. Dette gjør at man utsetter realisering av underskuddet, og nåverdien av underskuddet krymper. Man kan også i noen tilfeller ende opp med at det økonomisk optimale hogsttidspunkt er umiddelbart, siden underskuddet blir mindre jo færre kubikkmeter som hogges. Men for bestand hvor det er positiv netto av hogst, vil nåverdien øke som følge av at bestanden vokser i volum og gjennomsnittsverdi per kubikkmeter, og krympe jo lengre hogsten blir utsatt som følge av diskonteringen.

### 2.6.3 Hvordan driftsavstand og helling påvirker overskuddet

Faktorene som har størst innvirkning på kostnadene for hogst og utkjøring er tredimensjoner og virkestetthet, terrengtransportavstand, helling og jevnhet på terrenget (Nurminen mfl. 2006, Wikström 2018; Brunberg 2007, 2004). Vi har benyttet de underliggende modellene som er benyttet i kalkyleverktøyene «Heureka» (Wikström 2018) og «Produktivitets- og kostnadskalkulator for skogsdrift» (Fønhus 2018) i våre kostnadsestimater. Vi har forutsatt at klimaskogplanting foregår i «fremkommelig terreng», det vil si hvor det er aktuelt med hjul- og beltegående maskiner, uten at det er nødvendig med assistanse av gravemaskin, vinsj eller taubane for å sikre fremkommelighet. Driftskostnadene vil ut fra disse modellene variere med transportavstand og helling.

### 2.6.4 Hvilket tilskudd som er tilstrekkelig

Vi har beregnet hvilket tilskudd som er tilstrekkelig for å dekke skogeiers avkastningskrav på arealet gjennom å beskrive forskjellige grader av gjengroing (åpent, tidlig og sen gjengroing) og hvilke kostnader dette gir. Simulert skogutvikling for forskjellige boniteter sammenholdes med forskjellige kombinasjoner av gjengroingsgrad, det vil si forskjellige nivåer på kostnad for bestandsetablering, bonitet og forskjellige hogsttidspunkt for å beregne over- eller underskudd for de forskjellige kombinasjonene.

Samlet effekt for de forskjellige kombinasjonene gir grunnlag for å si hvilket tilskudd som eventuelt er nødvendig for at tiltaket skal gi privatøkonomisk overskudd og dermed gjøre det interessant for skogeieren.

Tiltaket vil dermed være direkte lønnsomt om denne nåverdien overgår kostnadene for etablering av skog.

## 2.6.5 Næringsøkonomisk verdiskaping for Norge

Vi har beregnet næringsøkonomisk verdiskaping for Norge, med utgangspunkt i en begrunnet multiplikatoreffekt. Sand (2014) beregnet produksjonsverdier, verdiskaping og sysselsetting for skognæring og andre aktuelle næringer i kystskogfylkene sammenlignet med landet for øvrig for årene 2008 og 2011. Det ble også gjort en ringvirkningsanalyse for å anslå skognæringens betydning for andre sektorer. Analysen var basert på fylkesfordelt nasjonalregnskap og annen offisiell statistikk fra SSB.

SSB definerer produksjonsverdi som omsetning korrigert for endringer i beholdning av ferdige varer, varer i arbeid og varer/tjenester kjøpt for videresalg. Bruttoprodukt er verdiskaping og opptjent bruttoinntekt, definert som produksjon minus produktinnsats. Gitt at de bakenforliggende datasettene følger SSB sin standard for næringsgruppering vil kategorien skogbruk omfatte skjøtsel, avvirkning, og tjenester utført direkte mot skogdrift og skogeier. Kategoriene trelast/trevarer og papir/papirvarer omfatter industriell produksjon av tre- og papirvarer. Skognæring er summen av verdiskapingen i skogbruket og skogsindustri. Produksjonsverdier og verdiskaping fra disse næringsgruppene ligger så til grunn for den videre ringvirkningsanalysen. Tallene for produksjonsverdier og verdiskaping er angitt i **tabell** tabell 8. Gjennom skogfondsregnskapene har Landbruks og matdepartementet en bra oversikt over omsatt kvantum skogvirke og verdien på dette for det enkelte år (Landbruksdirektoratet 2018). Denne virkesomsetningen er også ført i tabell 8.

**Tabell 8. Produksjonsverdier og verdiskaping i skogsektoren, samt virkesomsetning årene 2008 og 2011. Alle tall i milliarder kroner.**

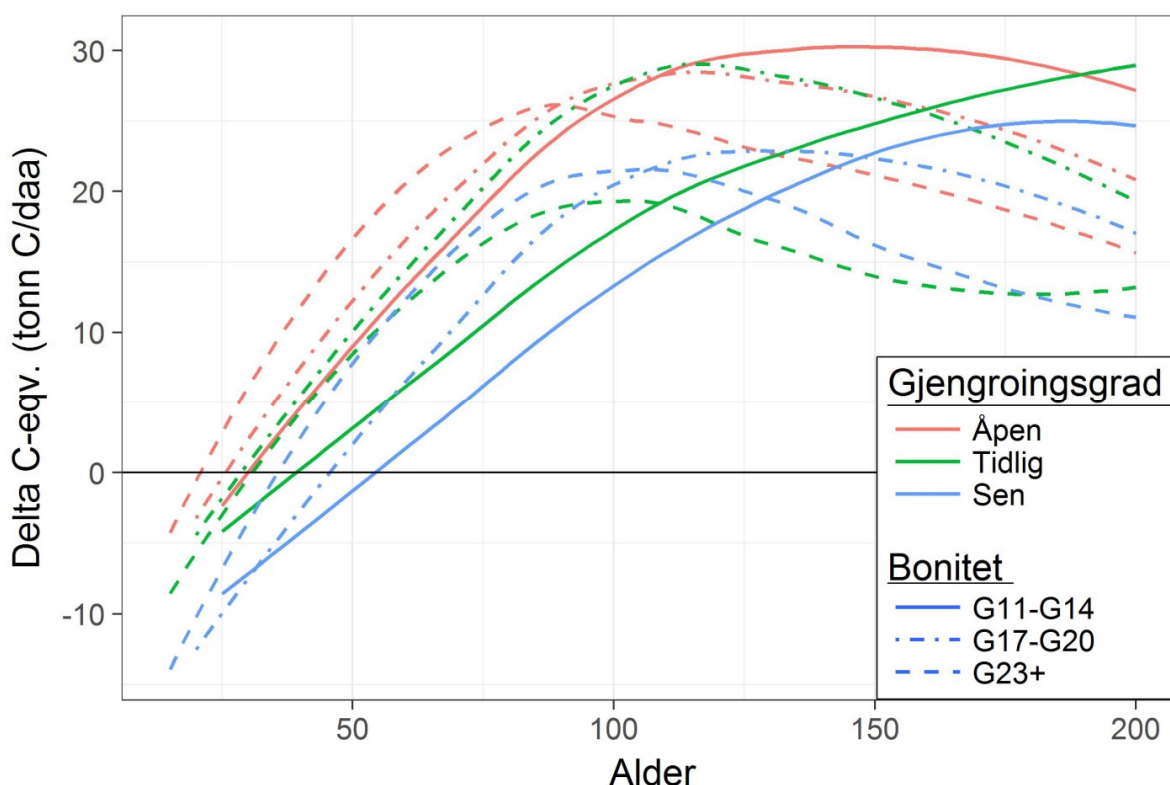
	2008		2011	
Produksjonsverdier / Verdiskapning	Prod.verdi / Verdiskapn	Multiplikator	Prod.verdi / Verdiskapn	Multiplikator
Virkesomsetning	2,9		3,1	
Skogbruket	7,4 / 5,4	3/2	6,9 / 4,7	2/1,5
Skognæring	53,6 / 16,5	18/6	48,8 / 13,6	16/4
Skognæring m/ ringvirkninger	67,5 / 25,4	34/9	61,1 / 21,4	20/7

Gitt antakelsen at en endring i virkesomsetningen vil gi en tilsvarende endringer i skogbruket for øvrig og for ringvirkningene, blir det mulig å anslå de økonomiske effektene for både skognæringen og for samfunnet som sådan av en fremtidig endring i virkestilgangen som følge av etablering av klimaskog. I tabell 8 er tallene for produksjonsverdier og verdiskaping relatert til virkesomsetningen med en såkalt multiplikator. Hvorvidt det er multiplikatoren for produksjonsverdier eller verdiskaping som mest relevant kommer an på kontekst. I de videre analysene presentert her vil multiplikatoren for produksjonsverdier bli benyttet, og den er da satt til 20.

## 3 Resultater

### 3.1 Klima

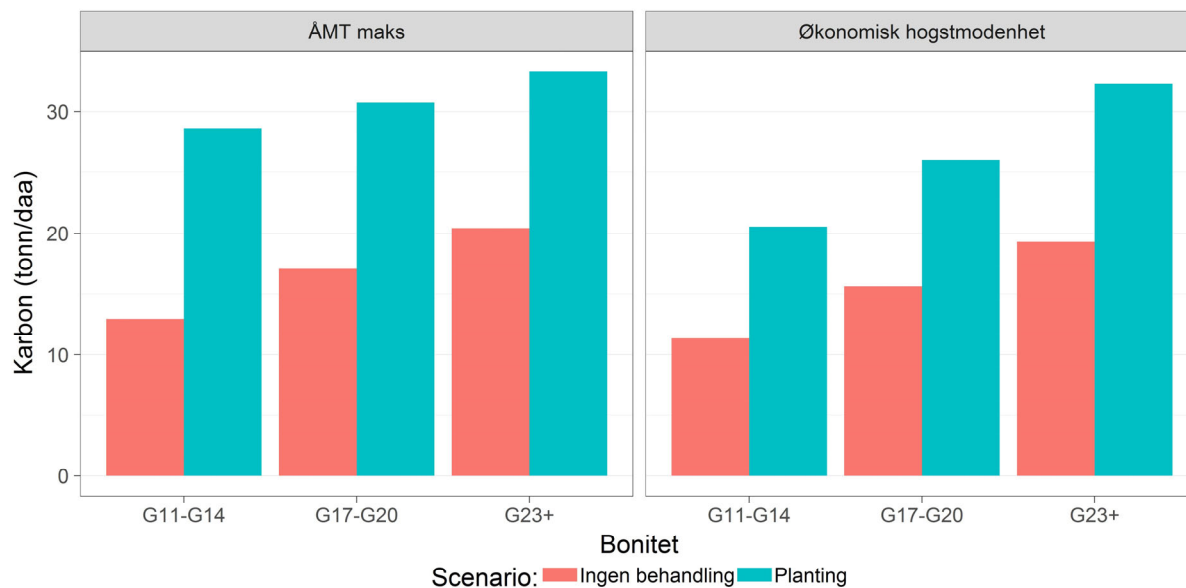
Den samlede effekten for klima ved planting sammenliknet med ingen behandling (endring beregnet i karbonekvivalenter) inkludert effekten på levende biomasse, død ved, jordkarbon og albedo er vist i figur 3. Som figuren illustrerer er det en positiv effekt på klima for alle kombinasjoner av kriterier. Hogst og påfølgende substitusjonseffekt er ikke inkludert.



**Figur 3.** Forskjellen i karbonekvivalenter mellom alternativene planting av gran og ingen behandling (Delta C-eqv. = endring i karbonekvivalenter). Karbonekvivalentene inkluderer endring i karbonbeholdningene i levende biomasse, død ved og jord, samt albedoeffekten. En positiv verdi tilsier positiv netto effekt (klimanytte) av å plante gran. Det er ikke lagt inn noen hogst i simuleringene.

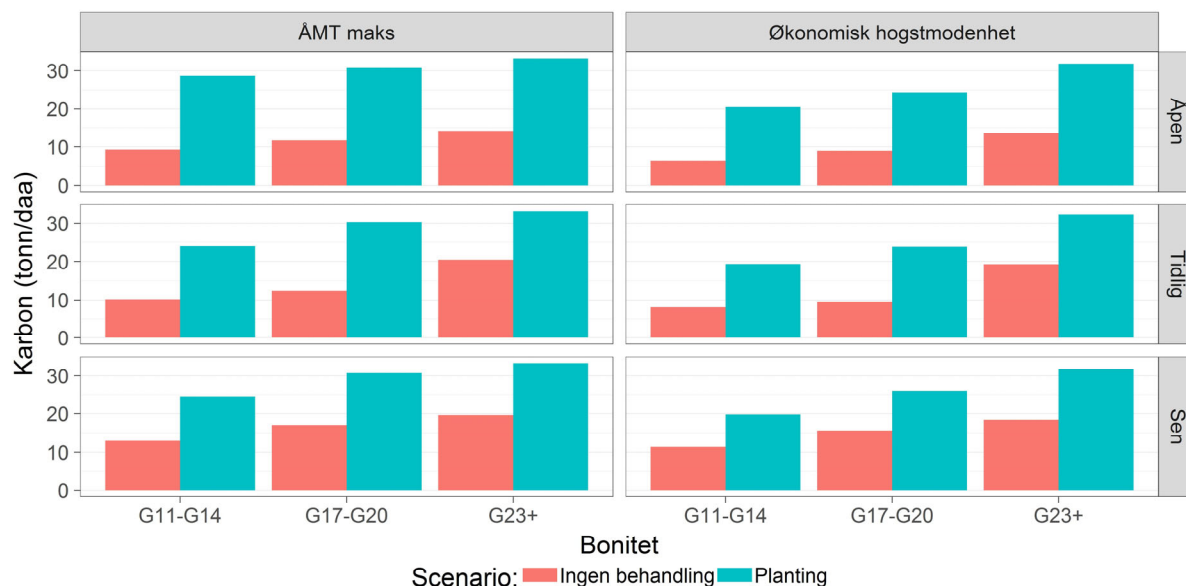
#### 3.1.1 Karbon i levende biomasse

Generelt er det noe mer karbon lagret i levende biomasse ved hogst jo bedre boniteten er, men forskjellene er ikke store og ved hogst ved økonomisk optimalt hogsttidspunkt er det noe lavere nivå ved svært høy bonitet (Figur 4). Merk at alder for middeltilvekstens kulminasjon og alder for økonomisk hogstmodenhet (maks nåverdi ved 4 % rente) varierer med bonitet, og alder for hogst vil i begge tilfeller komme tidligere på bedre boniteter. For alternativet uten behandling vises karbon i levende biomasse ved hogst alder for granskogen.



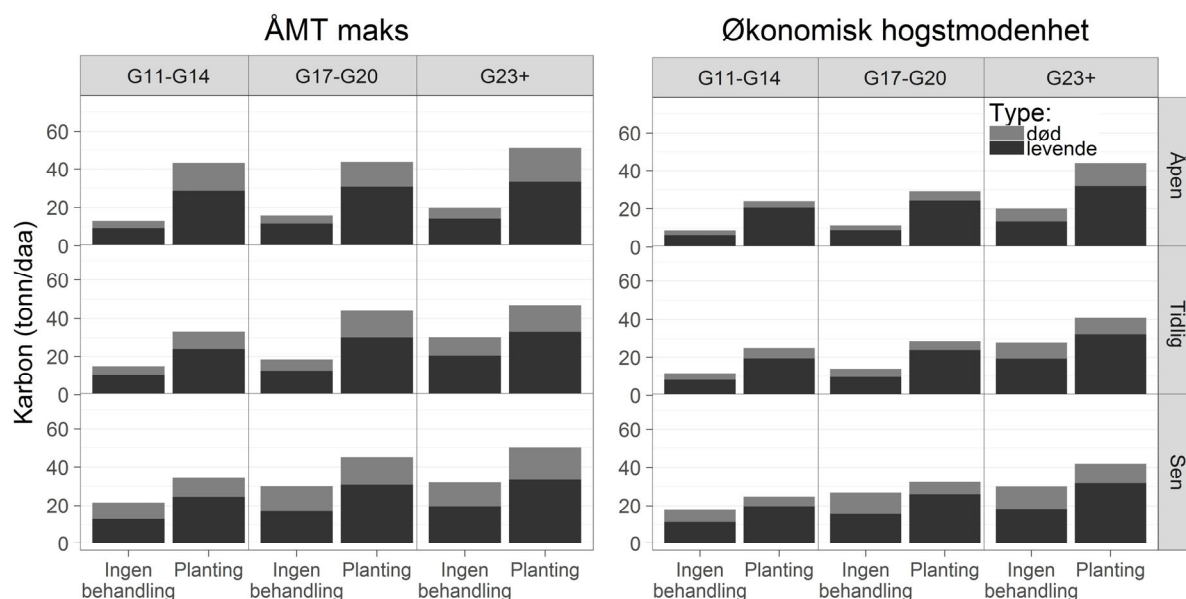
**Figur 4.** Karbon i tonn per dekar for levende biomasse for ulike kombinasjoner av boniteter ved de to ulike hogsttidspunkt (ÅMTmaks = middeltilvekstens kulminasjon, Økonomisk hogstmodenhet = maksimal nåverdi ved 4 % rente). Merk at det er sammenlikning ved hogstalden for den plantede skogen som er lagt til grunn for begge alternativene (ingen behandling og planting).

Det er for alle kombinasjoner av boniteter og gjengroingsgrader mer karbon per dekar på plantede arealer ved hogst enn på arealer uten behandling, både ved økonomisk hogstmodenhet og ved middeltilvekstens kulminasjon (Figur 5).



**Figur 5.** Karbon i tonn per dekar for levende biomasse for ulike kombinasjoner av boniteter og gjengroingsgrader (trinn) ved to ulike hogsttidspunkt (ÅMTmaks = middeltilvekstens kulminasjon, Økonomisk hogstmodenhet = maksimal nåverdi ved 4 % rente). Merk at det er sammenlikning ved hogstalden for den plantede skogen som er lagt til grunn for begge alternativene (ingen behandling og planting).





**Figur 6.** Karbon i tonn per dekar for levende biomasse og død ved for ulike kombinasjoner av boniteter og gjengroingsgrader (trinn) ved de to ulike hogsttidspunkt. Alle tallene for levende biomasse er de samme som i figur 5 og mengden karbon i død ved er lagt til med grå skravur på toppen av søylene.

### 3.1.2 Karbon i død ved

Både på plantede arealer og arealer uten behandling skjer det en naturlig avgang i form av døde trær (resultat av vindfall, tørke, konkurranse, insekt- og soppangrep). Slik død ved representerer et tillegg i bestandens karbonlager. Dette tillegget øker vesentlig når skogen passerer hogstmoden alder og blir større både i absolutt mengde (illustrert ved volumutvikling i figur 23) og som andel av skogens totale karbonlager.

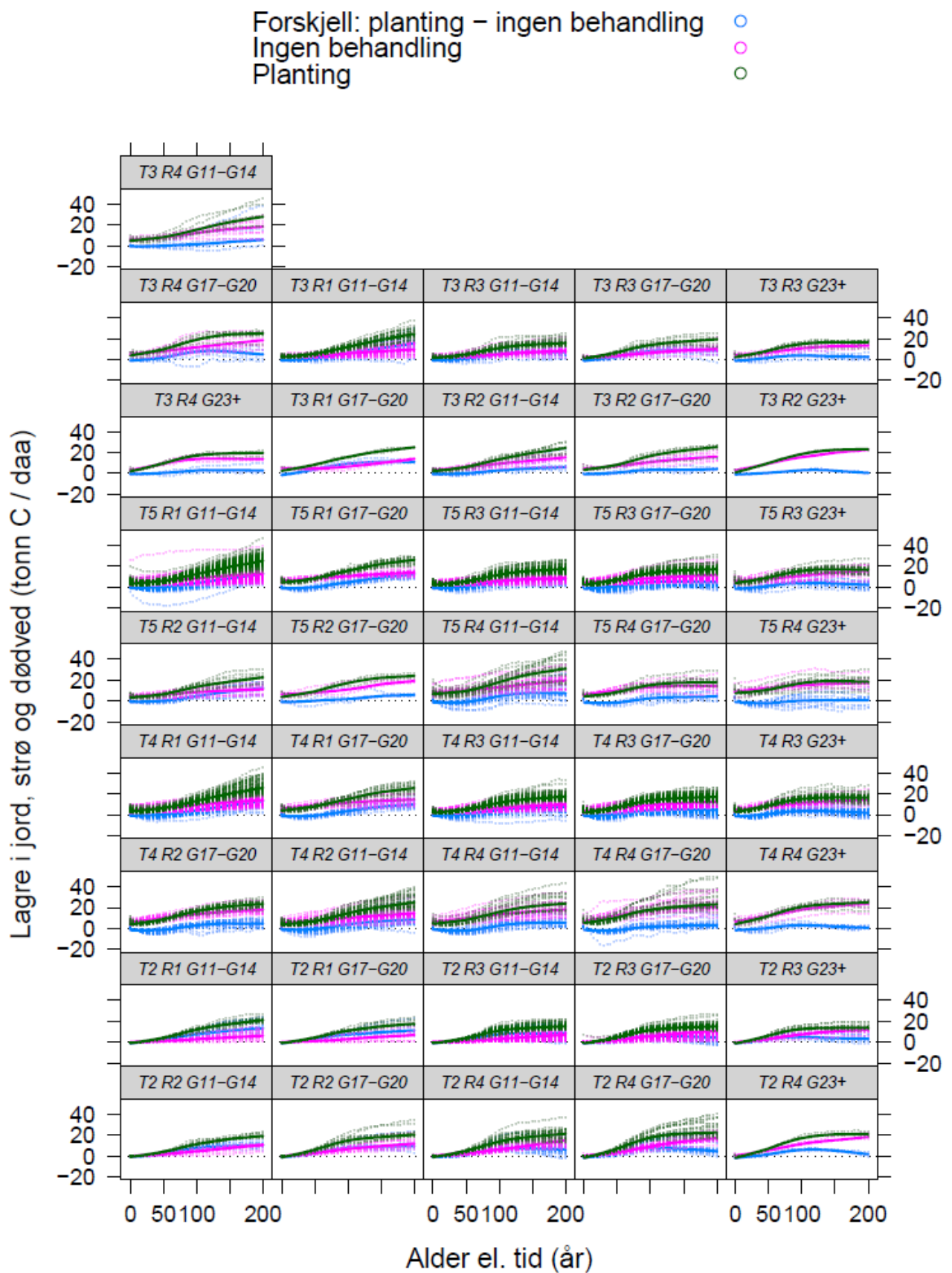
Figur 6 viser karbon i død ved i tillegg til karbon i levende biomasse. Dette tillegget er større ved middeltilvekstens kulminasjon enn ved økonomisk hogstmodenhet som følge av høyere alder og lengre periode med akkumulasjon av død ved. En kan ved middeltilvekstens kulminasjon (venstre del av figuren) se at karbonmengden i død ved er vesentlig større på arealer som er plantet sammenlignet med arealer uten behandling (ikke så markert for sen gjengroingsgrad). Dette skyldes både at det er større volum av levende trær (som de døde trærne rekrutteres fra) og at antall trær per areal er høyere, noe som øker mortalitetsraten.

Vi vil understreke at dette er første gang at karbonmengden i død ved beregnes direkte fra SiTree, til dels med ekstrapolerte verdier for naturlig avgang ved høy alder og høy bestandstetthet. Vi har ikke data for å sammenligne disse beregningene med observasjoner fra tilsvarende gamle bestander og de beregnede karbonmengdene i død ved må derfor betraktes som svært usikre.

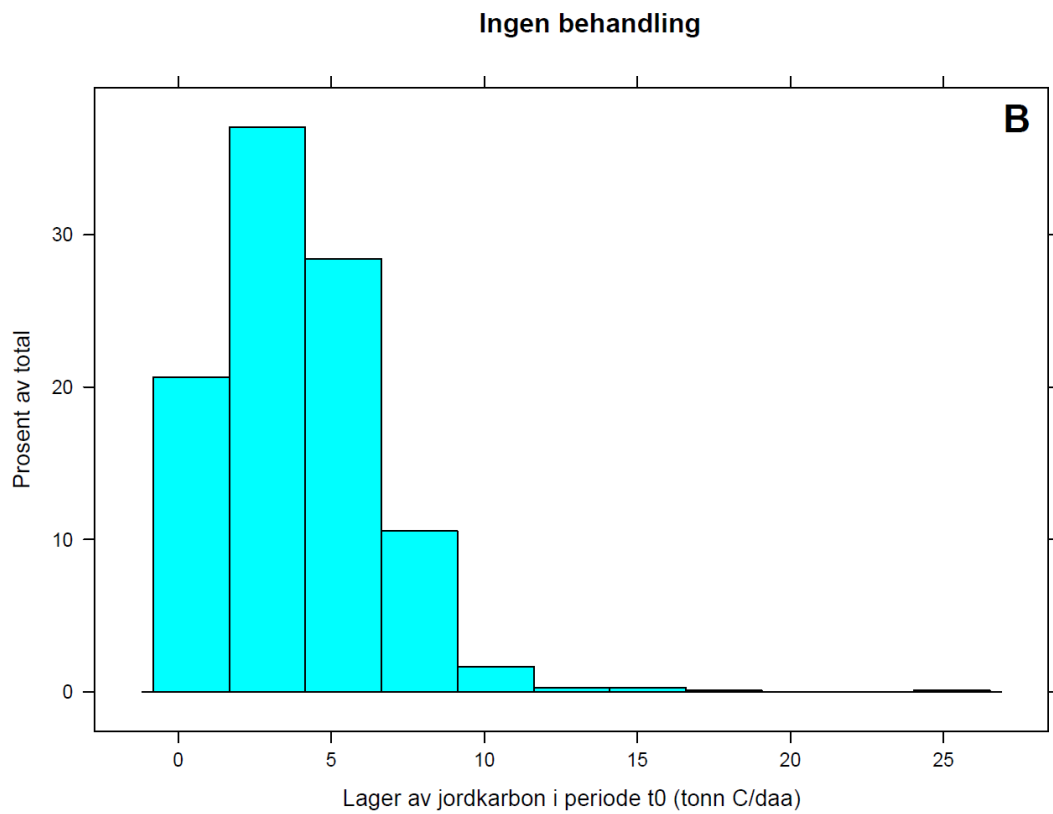
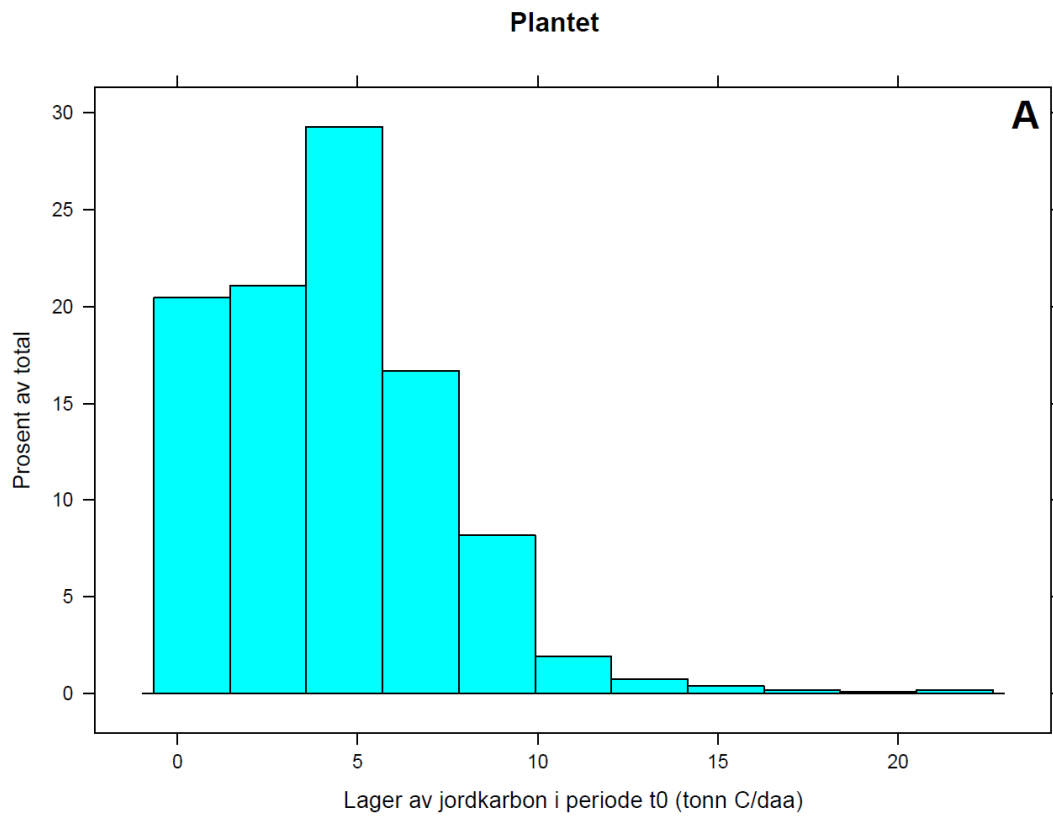
### 3.1.3 Karbon i skogsjord

#### 3.1.3.1 Treslagsskifte fra naturlig bjørk til plantet gran

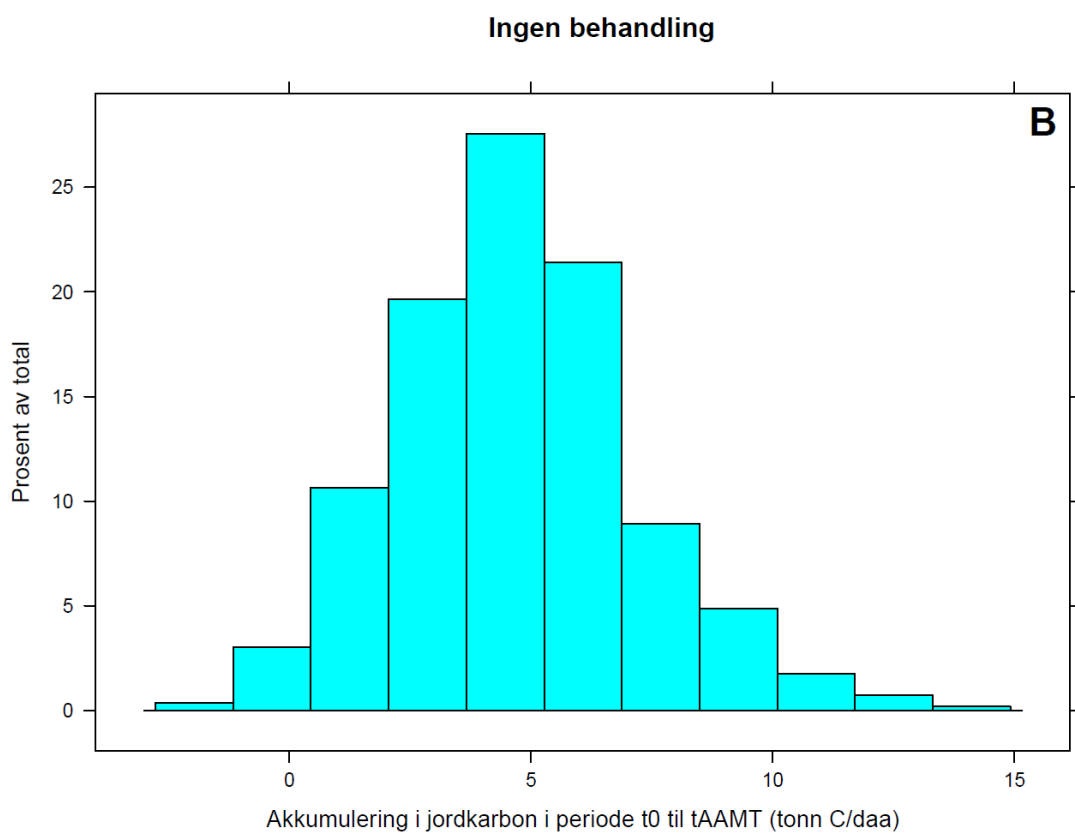
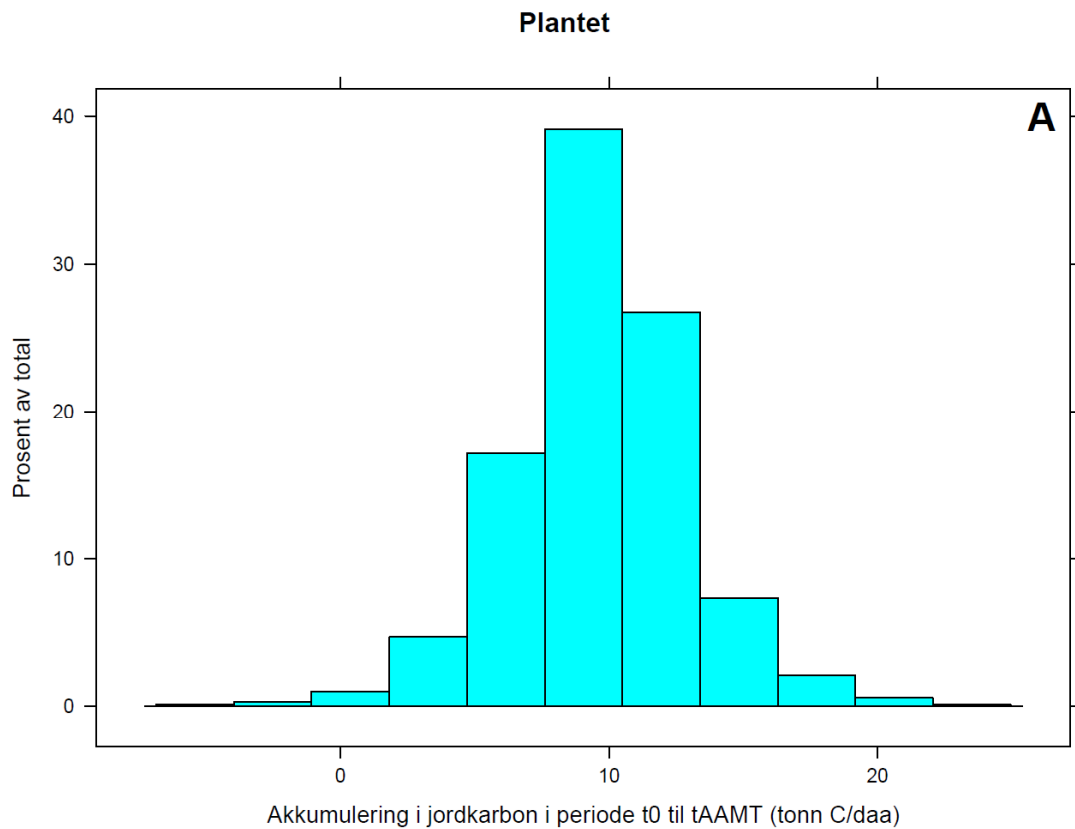
Endringer i jordkarbon som følge av treplanting som klimatiltak er evaluert ved hjelp av modellen Yasso07. En evaluering av endringer i jordkarbon knyttet til alternativene ingen behandling ("bjørk=nullalternativ") versus planting ("bjørk-til-gran=plantingsalternativ") er gjennomført basert på biomasse og strødata for treslagene bjørk og gran fra SiTree modellen som angitt for tidlig, middels og sen gjengroingsgrad (Figur 7).



Figur 7. Endring i jordkarbon i plantet og ingen behandling scenariene, samt differansen mellom plantet og ingen behandling for perioden 0 til 200 år. T=trinn (gjengroingsstadium), R=region, G=granbonitet/pbonitet.



**Figur 8. Fordeling av jordkarbonlageret simulert for perioden t0 (ved plantetidspunkt) for de to scenariene plantet (øverst, A) og ingen behandling (nederst, B).**



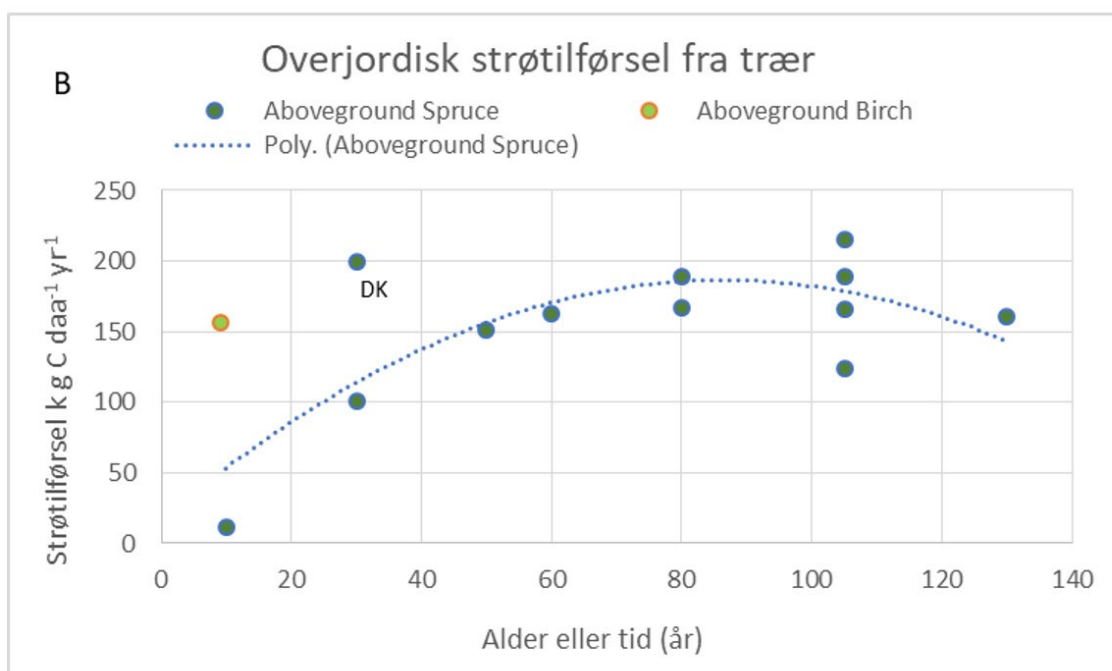
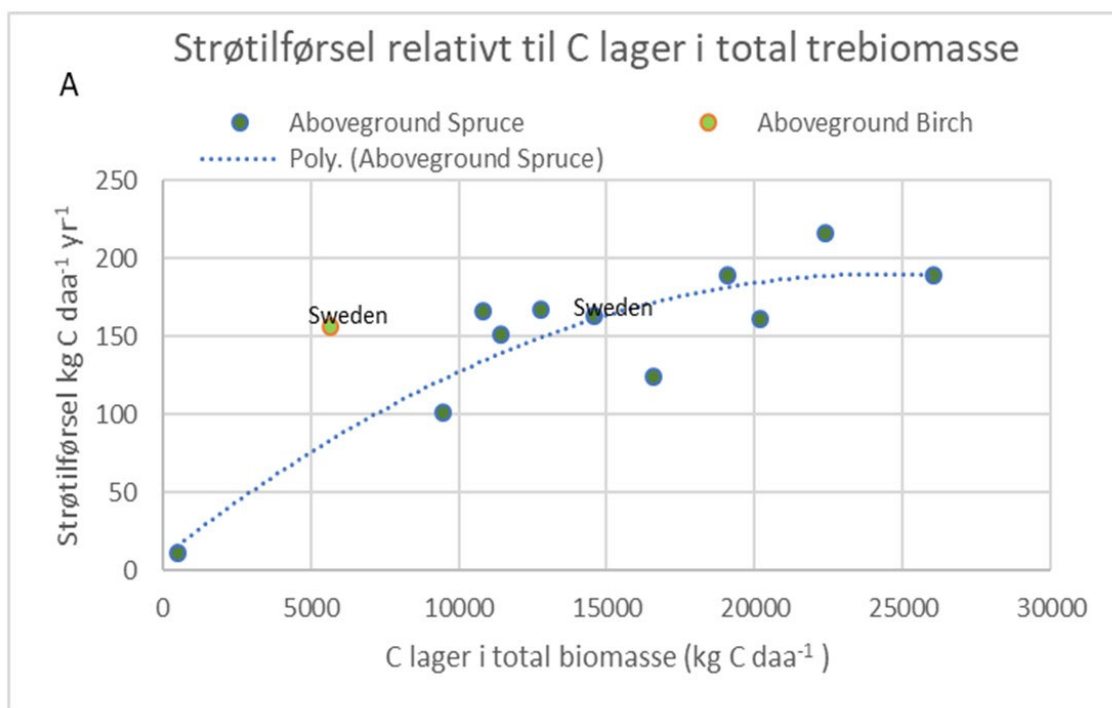
**Figur 9.** Fordeling av endring i jordkarbonlageret fra plantetidspunkt (t0) til  $\dot{A}MT_{maks}$  for de to scenariene plantet (øverst, A) og ingen behandling (nederst, B).

To trekk karakteriserer modellresultatene for jord: 1) lageret av karbon i jord ved starten av behandlingstiltaket er generelt lavt (Figur 8a og b) sammenlignet med data fra 1000 norske skogflater (10,3-19,3 tonn C per dekar avhengig av jordsmonntype; Strand mfl., 2016) og 2) akkumuleringen av jordkarbon etter at treslagsskifte har funnet sted er generelt høy (Figur 9). Omregnet til gjennomsnittlige årlige endringer er dette ca. 0,1 og 0,05 tonn SOC/daa frem til alder for årlig middeltilvekst kulminasjon for henholdsvis plantet og ingen behandling. Dette er ca. 2-10 ganger høyere enn estimater basert på historiske data, samt estimater funnet ved gjennomgang av studier fra andre land (Dalsgaard mfl. 2016b, Dalsgaard mfl. 2017).

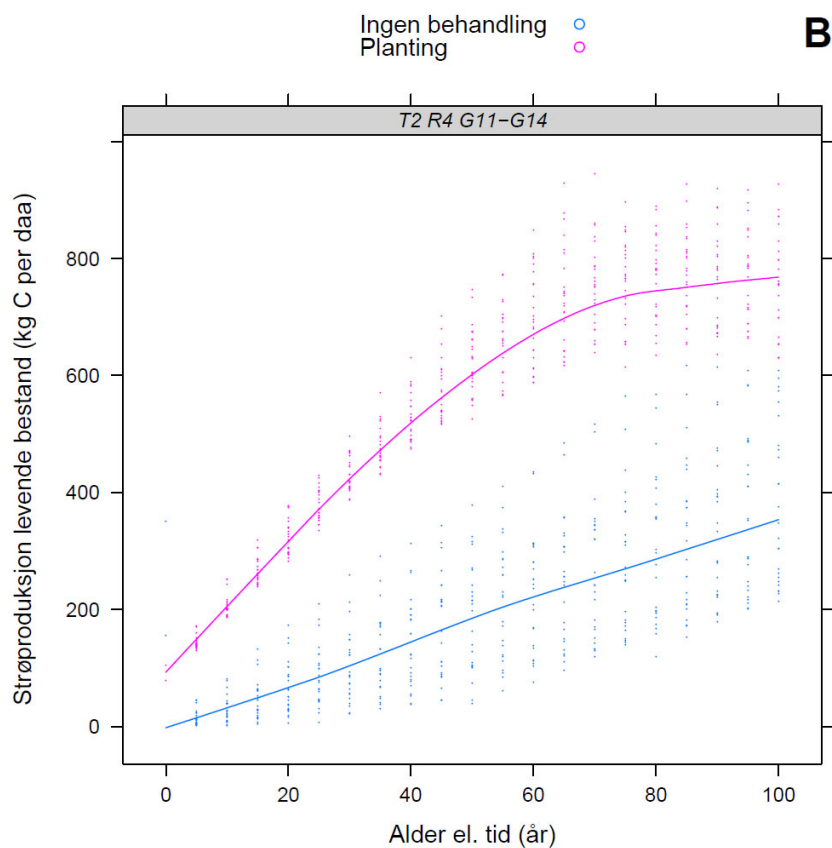
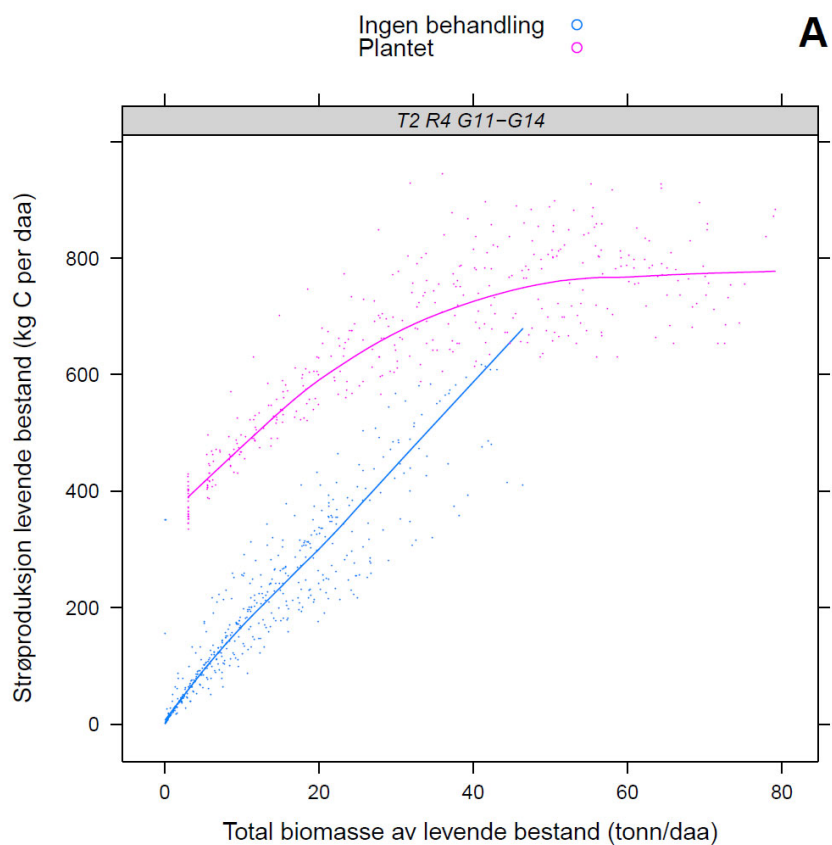
I modellberegningene er det opprinnelige lauvbestandet fjernet i form av snauhogst før plantingen av gran fant sted. Mens modellresultatene for gran etter hogst og planting kun i liten grad antyder en reduksjon i karbonlagrene i jorda (Figur 7), viste resultater fra en metaanalyse basert på 432 hogststudier i tempererte strøk en gjennomsnittlig nedgang i jordkarbon på 8 % (Nave mfl. 2010). Tapet var i hovedsak fra humussjiktet, der en konsistent reduksjon av jordkarbon på 30% ble observert. Tapet fra humussjiktet var i denne empiriske studien lavere i bestand av gran og blandede bestand (20%) relativt til i lauvskog (36%). Hogst kan medføre en økt mengde jordkarbon i form av tilførsel av strø fra hogstavfall, noe som kan observeres i modellresultatene. I de påfølgende årene vil strøtilførselen fra trærne reduseres (Kjønaas mfl. manuskript A), noe som sammen med endringer i nedbrytningsrater vil påvirke jordkarbonlageret. Resultatene fra Nave mfl. (2010) antyder at tapet av jordkarbon etter hogst potensielt kan foregå i årtier. Dette reflekteres i liten grad i de modellerte karbonestimatene.

Yassomodellen bygger i stor grad på estimater av strø fra biomasse, og dermed også på den modellerte utviklingen av endring i biomasse. Data for biomasse og strø fra SiTree modellen er betydelig større enn hva som er funnet av målte verdier for biomasse og strø i forsøksfelt i Norge, Sverige og Danmark (Figur 10a og 10b) (Kjønaas og Stuanes 2008, Kjønaas mfl. manuskript A; Hansson mfl. 2013; Lars Vesterdal, pers med.). Estimert strøproduksjon i simuleringene (region 4, beste region for sammenlikning med refererte feltstudier) er vist i figur 11 a og b. Målte verdier viser en maksverdi (det vil si tilsynelatende stabilisering av strøproduksjonen ved bestandsalder ca. 50-100 år) rundt 200 kg C/daa (overjordisk strø), og kan tillegges en forventet underjordisk strøproduksjon på ca. 100-200 kg C/daa (for eksempel Brunner mfl. 2011). Det vil si til sammen ca. 300-400 kg C/daa, mens maksverdien i simuleringene (tilsvarende bestandsalder ca. 50-100 år) er opp mot 700-800 kg C/daa (over og under jorda). Verdiene er høyest for plantet bestand. For noen strata er det en tendens til stabilisering av strøproduksjonen ved denne bestandsalder, men ikke for alle strata (data ikke vist).

Som gjennomsnitt for hele det simulerte datasettet (200 år, alle strata) er fordelingen mellom ulike typer strø (kg C/daa) for de to scenariene plantet og ingen behandling henholdsvis 616 og 410 (strø fra levende biomasse, det vil si lauv/bar og finrøtter), 43 og 26 (bunnvegetasjon), 76 og 23 (naturlig mortalitet) og 118 og 58 (mindre hogstingrep som ikke er tynning eller slutthogst). Om gjennomsnitt bare beregnes på data frem til hogsttidspunkt (ÅMTmaks), og kun inkluderer strata med mer enn 20 observasjoner, er de gjennomsnittlige strømengdene 410 og 278 (levende bestand), 39 og 24 (bunnvegetasjon), 47 og 12 (naturlig mortalitet) og 64 og 37 (mindre hogstingrep). Det skal nevnes at strøinput fra «mindre hogstingrep» og «naturlig mortalitet» ikke er direkte koplet til SiTree men tilsvarer metoden som brukes i klimagassrapporteringen hvor dette er estimert for dominerende treslag, bestandsalder og bonitet. Den estimerte strøproduksjonen er høyere enn strø estimert for Norge basert på hele Landsskogstakseringen flatenett (Dalsgaard mfl. 2016a).



Figur 10. Overjordisk tilførsel av strø relativ til stående levende biomasse (A) og alder eller tid (år) (B). Målte verdier for biomasse og strø i forsøksfelt i Norge, Sverige og Danmark (Kjønaas og Stuanes 2008, Kjønaas mfl. manuskript A; Hansson mfl. 2013; Lars Vesterdal, pers med.).



**Figur 11.** Estimert strøproduksjon i simuleringene (region 4, beste region for sammenlikning med refererte feltstudier). Estimert strøproduksjon fra levende bestand for et strata i region 4 relativt til total estimert bestandsbiomasse (A) og alder (tid i simuleringen, B).

Også biomassen i de nevnte studiene (Figur 10a) er funnet å være lave sammenliknet med biomassen i denne rapporten. Foreløpige data fra prosjektet BalanC viser en karbonakkumulering i levende biomasse ved ÅMTmaks (bonitet 26) (Kjønaas mfl. manuskript B) som er mer enn 34 % lavere enn gjennomsnittet av ÅMTmaks for bonitet G23+ i alle regioner som vist i figur 5. Dette til tross for at granplanting på Vestlandet også for de nåværende klimatiske forholdene generelt er forventet å gi en potensielt høy karbonakkumulering på grunn av regionens generelt gunstige klimatiske og edafiske faktorer. Den høye karbonakkumuleringen i biomasse i dette studiet virker imidlertid rimelig sammenliknet med tall fra Landsskogtakseringen for grandominert skog, gitt at tilveksten i simuleringene er knyttet til en klimaeffekt som gir en økt forventet fremtidig tilvekst. Høye biomasseestimerer reflekterer høy akkumulering av karbon, som igjen gir høy strøproduksjon og bidrar til høye estimerer av karbonakkumulering i jordsmonnet. Sammenhengen mellom bestandens biomasse og strøproduksjonen er ikke lineær (hverken i simuleringer eller i virkeligheten). Estimatene for strøproduksjonen i denne rapporten fremkommer som fraksjoner av kronens mengde av lauv/bar, og dermed blir allokeringen av biomasse til ulike deler av treet (gitt ved biomassemodeller) svært viktig for den simulerte karbondynamikk i jordsmonnet.

Biomasse og strøproduksjon fra bunnvegetasjon er satt lik for alle regioner og boniteter, men ulik for gran og bjørk. Estimerer av strøproduksjonen fra bunnvegetasjonen er, i mangel av norske målinger, basert på data fra Muukkonen og Mäkipää (2006) som bygger på data primært fra Finland. Funksjonene inkluderer en effekt av bestandsalder, men ikke variasjonen av bestandsstruktur som den er i Norge. Felles bunnvegetasjonsestimerer uavhengig av region og bonitet vil kunne medføre en betydelig unøyaktighet, for eksempel en underestimering av strø for høyproduktive artsgrupper som gras og urter på høyere boniteter, og en overestimering av bunnvegetasjonsstrømengden i svært tette bestand av gran. Dette medfører dermed en betydelig usikkerhet og feilkilde for de modellerte karbonlagrene generelt, og for bjørkebestandene spesielt. Mens biomassen i bunnvegetasjonen for simuleringene typisk er lavest for bjørk, spesielt ved økende alder, er biomassen og diversiteten av bunnvegetasjon i denne bestandstypen funnet å være betydelig høyere enn under gran (Kjønaas mfl. manuskript B). Dette støtter opp om resultatene fra Hansson mfl. (2013) som fant at selv om gran- og furutrær har høyere biomasse og strøtilførsel enn bjørketrær var det ingen signifikant forskjell i den totale strøtilførselen mellom de ulike treslagene fordi den rike bunnvegetasjonen under bjørk og furu bidro til en omfattende tilførsel av strø sammenliknet med den begrensede forekomsten av bunnvegetasjon i granbestand.

Den modellerte strønedbrytningen kan også bidra til høye verdier for karbonakkumulering i jord: Biomasseestimatene i SiTree modellen er basert på scenarier med klimaendring, mens et konstant middelklima for perioden 1990 – 2008 er benyttet i modellberegningene i Yassomodellen (tilsvarende som under klimagassrapporteringen under FNs klimakonvensjon). Dette betyr i praksis at en simulert økt biomasse og strøproduksjon knyttet til endret klima ikke gjenspeiles i en økt nedbrytning som følge av den samme klimaendringen, noe som vil medføre en økning i akkumuleringen av jordkarbon.

Nedbrytningsrater i modellen avhenger av klima og strøkvalitet, men ikke av mengden av tilgjengelig strø. Modellen inkluderer heller ikke eventuelle effekter av såkalt «priming», det vil si når strø som tilføres jorda stimulerer nedbrytningsraten av «eldre» organisk materiale. Ferskt strø med lett nedbrytbare karbonforbindelser kan fungere som en tilførsel av energi for nedbryterorganismene, og kan derigjennom påvirke deres evne til å bryte ned eldre og i utgangspunktet vanskelig tilgjengelige karbonforbindelser. Effekten av økt strøtilførsel på karbonakkumuleringen i jord som modelleres ved hjelp av Yassoo7 kan dermed potensielt være for høy. Forsøk med økt tilførsel og fjerning av strø i USA og Europa (DIRT prosjektet) har vist at økt strøtilførsel kun i liten grad medførte en økt akkumulering av karbon i jorda (Lajtha mfl. 2018). De lave endringene i jordkarbonet sammenfalt med målinger av økt jordrespirasjon og en «primingeffekt» på nedbrytningen av eldre strø og jordkarbon i feltene med høyere strøtilførsel.



De modellerte forskjellene i jordkarbon mellom bjørk og plantet gran (Figur 7) viser en til dels betydelig akkumulering av karbon i bestand av gran. En studie av parallelle felt av plantet bjørk og gran i et såkalt «common garden» forsøk i sør-Sverige viste også en betydelig akkumulering av jordkarbon under gran relativ til under bjørk på ca. 3,2 tonn C per dekar over en 50-års periode. Akkumuleringen var begrenset til humussjiktet, mens ingen signifikante forskjeller ble funnet i mineraljorda (Hansson mfl. 2013).

Foreløpige resultater fra prosjektet BalanC viser ingen signifikante endringer i det totale lageret av jordkarbon under bjørk og gran ned til 1 m jorddybde (Kjønaas mfl. manuskript B). Resultatene viser en signifikant økning av karbon i humussjiktet under gran og en svak, men ikke signifikant nedgang i karbonlageret i mineraljorda. Dataene antyder en reallokering av karbon fra mineraljorda til humussjiktet. I en større sammenstilling av studier på treslagseffekt på jordkarbonlagre (Vesterdal mfl. 2013) ble det funnet at treslag har en avgjørende betydning på karbonlageret i humussjiktet, men det var usikkert om treslag medfører en økning i det totale karbonlageret eller om forskjeller mellom treslag skyldes en redistribusjon av karbon innen jordprofilen. Aktiviteten av meitemark ble funnet å være lavere under gran relativt til bjørk i det svenske studiet, noe som vil påvirke bioturbasjonen og en re-allokering av organisk materiale fra humussjiktet til mineraljorda (Hanson mfl. 2013). Studien konkluderer med at den direkte effekten av strø fra trærne på jordas karbonlagre modifiseres av indirekte effekter av bunnvegetasjonsstruktur, pH og meitemark. I podsolprofil kan det ellers i et lengre tidsperspektiv (over 100 år) finne sted en økt avsetning av organisk materiale i mineraljordas utfellingssjikt. I skogtyper med surt strø, som i granbestand, forventes denne prosessen å forsterkes sammenliknet med i jord under bjørkebestand.

Formålet med klimatiltaket «planting av skog på nye arealer» var opprinnelig ikke kun å øke akkumulering av karbon i skogøkosystemet, men også å øke langtidslagring av karbonet (Miljødirektoratet mfl. 2013). Jordkarbon vil ha ulik stabilitet avhengig av hvor og i hvilken form det er lagret i jorda. Stabiliteten til karbonet lagret i mineraljorda er funnet å være større enn i humussjiktet (Hansen mfl. manuskript), mens i humussjiktet er det organiske materialet under gran mer stabilt enn det organiske materialet under bjørk (Hansen mfl. manuskript). Ved en oppbygning av karbonlagre i humussjiktet under gran, og en eventuell re-allokering av karbon fra mineraljorda til humussjiktet (Vesterdal mfl. 2013, Laganierie mfl. 2017, Kjønaas mfl. manuskript B) vil jordkarbonet ved treslagsskifte samlet sett forventes å ha en lavere stabilitet under gran sammenliknet med under bjørk. Dette vil ha betydning for tap av jordkarbon ved hogst av grana. I tillegg vil det ved et endret klima være økt fare for stormfelling (Søgaard mfl. 2017), spesielt i granbestand. På grunn av det relativt sett grunne rotsystemet sammen med en tett planting kan skadeomfanget erfaringsmessig bli omfattende når et granbestand åpnes. Betydningen for jordkarbonet er her forventet å være tilsvarende som ved hogst. Økt ekstremvær i form av tørke vil gi økt skogbrannfare, noe som igjen har større skadepotensiale for granbestand. Etersom rene lauvbestand har om lag 24 ganger lavere sannsynlighet for å brenne sammenliknet med rene nålebestand på grunn av lavere fuktighet i nålene og lettere antennelighet, er en økning av andelen lauvskog i boreale skoger anbefalt som et klimatiltak av Astrup mfl. (2018). Skogbrann er forventet å kunne gi et omfattende tap av jordkarbon spesielt i fra tørre humussjikt. Samlet sett forventes granplanting å bidra til en redusert stabilitet av jordkarbon i skogøkosystemet og derigjennom en potensielt lavere langtidslagring av karbon i skogsjord.

### 3.1.3.2 Tilplanting av gran på åpne arealer på jordkarbon – effekter på jordkarbon

Frem til nå har Yasso07 vært tatt i bruk i Norge kun for modellering av jordkarbon i skog. Per i dag foreligger det i liten grad norske felldata for biomasse som kan inngå i modellberegninger av en overgang fra åpne arealer til skog. Det foreligger heller ikke jorddata som kan evaluere og validere den modellerte effekten av tiltaket i Norge. Ulike vegetasjonstyper vil omfatte ulike arter med ulike mengder biomasse og strøproduksjon, og en fordelingen av biomasse mellom arter under ulike norske forhold er ikke tilgjengelig. For å forenkle modelleringen av endringer i jordkarbon ved arealbruksendring til skog er det i denne rapporten kun tatt utgangspunkt i naturtypen villeng. Dette er gjort av to grunner:

1) tilgang til data for estimering av biomasse /strøproduksjon som input til Yassomodellen og 2) tilgang til studier som sammenlikner åpne arealer og skogplanting, og som kan bidra til å evaluere de modellerte resultatene. Villeng er ellers vist å ha størst innhold av jordkarbon i en sammenlikning av tre norske vegetasjonstyper på Dovre: kreklinghei, urte- og karsporedominert eng, og seljedominert busk og krattvegetasjon (Sørensen mfl. 2018). Det tilnærmet dobbelt så høye totale karbonlageret i eng sammenlignet med vegetasjonstypen dominert av busk og kratt var hovedsakelig knyttet til en betydelig høyere karbonlager i jordas organiske sjikt. Eng kan dermed potensielt vurderes som et ytterpunkt med hensyn på modellerte endringer i karbonlagre som følge av planting av skog.

Biomasse og strøproduksjon på eng/villeng i tempererte og boreale strøk er blant annet knyttet til vegetasjonssammensetning og forvaltning. Overjordisk biomasse i utvalgte studier fra Europeiske og Kinesiske boreale og tempererte strøk spenner fra 84 til 600 kg C daa<sup>-1</sup> (tabell 9). Til sammenlikning fant Scurlock mfl. (2002) en variasjon i netto primærproduksjon (NPP) i eng på mellom ca. 500 – 2500 kg daa<sup>-1</sup> for økosystem i diverse kalde, humide, og varme klimasoner. Det finnes generelt få studier som inkluderer data på både over- og underjordisk biomasse, og enda færre kvantitative data for over- og underjordisk strøproduksjon fra bunnvegetasjon. Modellresultater som bygger på endringer i biomasse og strøproduksjon gjennom tilplanting av åpne areal eller tynt tresatte arealer vil derfor være svært usikre.

Ved en modellering av en endring fra villeng til plantet granskog er data for over- og underjordisk biomasse i villeng basert på tall fra arealer karakterisert som «rough grazing land» i Skottland, med en biomasse tilsvarende henholdsvis 450 og 1575 kg daa<sup>-1</sup> (Qi mfl. 2018, tabell 10). Dataene er hentet fra områder der temperatur og nedbørsforhold er vurdert som representative for aktuelle økosystem i Norge. Til sammenlikning ble overjordisk biomasse av gress og urter funnet å være 455 kg daa<sup>-1</sup> i et av tre felt med 10 års gammel plantet gran i Sørøst-Norge (O. Skre og O. J. Kjønaas, pers. meddelelse). Forholdet mellom over- og underjordiske biomasse er basert på en studie fra Øland som omhandler eng som ikke har busk/kratt og som ikke er beitemark (van der Maarel og Titlyanova 1989, tabell 9). Dette forholdstallet er et konservativt estimat, hvor forholdet mellom over- og underjordisk biomasse er det nest laveste av studiene som er fremstilt i tabell 9. Den årlige karbontilførselen i strøet fra over- og underjordisk bunnvegetasjon er fordelt i følgende kjemisk fraksjoner, som er felles for urter og gress: syreløselig = 0,27, vannløselig = 0,4667, etanol-løselig 0,2333, og ikke-løselig = 0,03. Dataene er basert på National Inventory Report for Norge (Miljødirektoratet mfl. 2018).

Usikkerheten av modellberegningene vil være betydelig større for overgang fra åpne arealer relativt til skog på grunn av manglende data på og kunnskap om biomasse og strøproduksjon så vel som betydningen av jordprosesser for disse økosystemtypene.

Simuleringene av utviklingen av jordkarbon gitt de ulike kriteriene etablerer en referanse for de to scenariene (ingen behandling og planting) og for hvordan jordkarbondynamikken er representert i eksisterende modelloppsett.

**Tabell 9. Oversikt over over- og underjordisk biomasse i ulike typer eng i Norge, Sverige, Storbritannia/Skottland, Tyskland og Kina. (Benevninger: g m<sup>-2</sup> = kg daa<sup>-1</sup>)**

Country	Region	Climatic region / grassland system	Aboveground biomass g m <sup>-2</sup>	Belowground biomass g m <sup>-2</sup>	Reference	Data / Period	Below/Above ground vegetation	no of sites / locations	Including scrubs	Remarks
Norway	Hol municipality, southern Norway	Alpine grassland	171,7		Austrheim et al, 2014				yes	Average 2002 and 2008; no sheep
Norway	Hol municipality, southern Norway	Alpine grassland	170,6		Austrheim et al, 2014				yes	Average 2002 and 2008; low sheep
UK	Scotland	Rough-grazing grasslands	301-600		Qi et al., 2018			Modelled average whole country 2020		Modelled, range rough grazing Scotland
UK	Across UK	Rough-grazing grasslands	250		Qi et al., 2018					Defra survey 2010 2x2 km net UK, based on 4.4317 mill ha
Germany	Giessen	Nongrazed and extensively managed, species-rich grassland ecosystem	245		Obermeier et al, 2018					Large-scale FACE field experiment, a temperate, - ambient CO2. Data from figure. Strongly P and N fertilized VERY DRY! 200 mm
Sweden	Øland	Ungrazed	247	871	van der Maarel and Tityanova, 1989.		3,5		Scrub free grasslands	Dry - 437mm. 540 - 560 evapotranspirasjon, shallow gravally deposits with some limestone, roots down to 30 humus down to 10-20 cm
Sweden	Øland	Moderately grazed	275	1129	Tityanova, 1989.		4,1		Scrub free grasslands	
Sweden	Alnarp, Skåne, Götala, Western Gotaland	Species rich meadow 64 native Swedish species	440		Carlsson et al, 2017	Data from figure			Scrub free grasslands	Located on nutrientpoor agricultural soil close to forest, in the municipality of Skara in the region Vestra Gotaland. Managed as green fallow (cutting the vegetation once or twice per year, leaving the biomass on the ground) the year before establishing the experiment (spring 2012)
Sweden	Ellinge, Skåne	Species rich meadow 57 native Swedish species	597		Carlsson et al, 2017	Data from figure			Scrub free meadow	Demonstration trial located in southernmost Sweden, at a farm in the municipality Eslov in the region Skåne- included in the study to provide biomass yield estimates for some of the species composition treatments at an additional site. Established in spring 2011 on a field margin (set aside in 1990 and managed as a green fallow until 2010)
China	North east and North west	Temperate Meadow stepp	164,0	1950,0	Fan et al 2008	Field measurements 2003 - 2004	11,9	15	yes	Mig, Migs, Sg, Sgs, Fb, Fbs, Sb
China	North, west	Mountain meadow	366,0	752,0	Fan et al 2008	Field measurements 2003 - 2004	2,1	19	yes	Hg, Mgs, Sg, Sgs, Fb, Fbs
China	West, southwest	Alpine meadow	206,0	4126,0	Fan et al 2008	Field measurements 2003 - 2004	20,0	25	yes	Hg, Mgs, Sg, Sgs, Fb, Fbs
China	West	Alpine meadow steppe	82,0	3480,0	Fan et al 2008	Field measurements 2003 - 2004	42,4	3	yes	Sg, Sgs, Fb
China	Northern China	Meadow steppe	195,2	991,8	Ma et al 2010	Field measurements Period 2002 - 2006	5,1			
China	Northern China	Mountain meadow	221,2	1060,2	Ma et al 2010	Field measurements Period 2002 - 2006	4,8			
China	Northern China	Alpine meadow	97,4	579,2	Ma et al 2010	Field measurements Period 2002 - 2006	5,9			

Sb= Scrubs, Sbs=semi scrubs, Sa=small trees, Mgs=medium grass and scrubs, Hg=Tall grass/sedge, Hgs=Tall grass/sedge, Sg= Short grass/sedge, Sgs= Short grass/sedge + scrubs, Fb= Forb, Fbs= Forb + scrubs

**Tabell 10. Lagre og flukser av biomasse og karbon som inngår i Yasso07 for beregning av endringer av jordkarbon fra åpne arealer til skog. Flukser er angitt med skrå skrift. (Benevninger:  $g\ m^{-2} = kg\ daa^{-1}$ )**

	Vegetasjonstype	Fraksjon	C lager/fluks	Beregning	Kilde
Biomasse ( $g\ m^{-2}$ )	Grasslands	Overjordisk	450		Qi et al, 2018
Biomasse ( $g\ m^{-2}$ )	Grasslands	Underjordisk	1575	3,5 x above gr.	van der Maarel and Titlyanova, 1989.
<i>Turnover rate</i>	<i>Grasslands</i>	<i>Overjordisk</i>	<i>1</i>		<i>Peltionemi et al 2004</i>
<i>Turnover rate</i>	<i>Grasslands</i>	<i>Underjordisk</i>	<i>0,33</i>		<i>Peltionemi et al 2004</i>
<i>Total tilførsel av biomasse (<math>g\ m^{-2}</math>)</i>	<i>Grasslands</i>	<i>Overjordisk</i>	<i>450</i>		<i>Beregnet</i>
<i>Total tilførsel av biomasse (<math>g\ m^{-2}</math>)</i>	<i>Grasslands</i>	<i>Underjordisk</i>	<i>520</i>		<i>Beregnet</i>
<i>Total tilførsel karbon <math>g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}</math></i>	<i>Grasslands</i>	<i>Overjordisk</i>	<i>225</i>	50% C	<i>Beregnet</i>
<i>Total tilførsel karbon <math>g\ C\ m^{-2}\ yr^{-1}</math></i>	<i>Grasslands</i>	<i>Underjordisk</i>	<i>260</i>	50% C	<i>Beregnet</i>
<i>SUM tilførsel karbon <math>C\ g\ m^{-2}\ yr^{-1}</math></i>	<i>Grasslands</i>	<i>Over+ underjordisk</i>	<i>485</i>	sum	<i>Beregnet</i>

De modellerte endringene er evaluert opp mot data fra internasjonale studier: En metaanalyse fra Nord-Europa basert på parvise felt av tidligere jordbruksjord og plantet skog viste en akkumulering av jordkarbon i «heilandskap» (heathlands) etter tilplanting med gran (Barcena mfl. 2014). Generelt var endringene etter skogplanting i hovedsak knyttet til humussjiktet, der akkumuleringen under gran var høy (35 kg dekar/år) sammenliknet med under lauvtrær eller blandede bestand (10 kg dekar/år), mens det ikke ble funnet noen signifikante endringer i mineraljorda. Ved tilplanting av eng ble det imidlertid ikke funnet noen effekt (en ikke-signifikant negativ effekt) på jordas karbonlager hverken på kort eller lengre sikt (opp til ca. 65 år; Barcena mfl. 2014). Det er usikkert i hvilken grad vegetasjonstypen eng i dette studiet også omfattet villeng. Tendensen i resultatene er imidlertid til en viss grad sammenfallende med studiet fra Dovre (Sørensen mfl. 2018) der en høy overjordisk biomasseakkumulering i krattøkosystemet ikke synes å være assosiert med høyt totalt jordkarbonlager, og der en overgang fra villeng til krattdominert vegetasjon antydes å potensielt kunne redusere jordas karbonlager på grunn av høyere nedbrytning av gammelt karbon. Dette kan potensielt være forårsaket av en «primingeffekt» som følge av økt overjordisk strøtilførsel, i tråd med hva som er funnet av Lajtha mfl. (2018).

En metaanalyse som omfattet arealbruksendringer mellom åkerbruk, eng og plantet skog i ulike kombinasjoner i den tempererte sone fant at det for 75% av tilplantet eng var et netto tap av karbon fra mineraljorda, men med en netto oppbygning av labilt C knyttet til humussjiktet 100 år etter plantingen fant sted (Poepflau mfl. 2011). En senere studie av ulike typer arealbruksendringer i sentral-Europeiske felt, viste en gjennomgående positiv effekt av skogplanting på jordas C lager uavhengig av jordbruksform (Poepflau og Don 2013). Den gjennomsnittlige endringen i jordkarbon var 2,1 ( $\pm 1,3$ ) tonn daa<sup>-1</sup> fra åker til skog, og 1,0 ( $\pm 0,7$ ) tonn daa<sup>-1</sup> fra eng til skog, og der den dominerende endringen var i jordas øvre sjikt (0-30 cm). Det ble funnet at også dypere jordsjikt ble påvirket av skogplanting i samme retning som overflatejorda i 19 av de 24 studiene, men samlet sett ble det funnet at skogplantingen medførte at karbonet flyttes fra stabile til labile jordlagre. En annen metaanalyse basert på 120 felt og 189 observasjoner viste at tidligere arealbruk, treslag, leirinnhold i jorda, jordforstyrrelser forut for planting, og til en viss grad klimasone, hadde betydning for omfanget av karbonakkumulering i jorda, der lauvtrær hadde en større evne til å akkumulere jordkarbon enn ulike arter av bartrær (Laganiere mfl. 2010).

Samlet antyder de europeiske studiene et potensial for tap av jordkarbon ved tilplanting av eng, mens det ved tilplanting av hei forventes å finne sted en akkumulasjon av jordkarbon. Studiene viser også at lokale klimatiske og edafiske faktorer, i tillegg til vegetasjonstype, spiller en betydelig rolle når det gjelder effekten av treslag og treplanting på åpne arealer.

Effekt av planting av skog på lengre sikt ut over 100 år kan i liten grad valideres ved hjelp av eksisterende studier. For fremtidige effekter av skogplanting kommer i tillegg usikkerhet knyttet til forventet fremtidig endringer i jordtemperatur og -fuktighet, som spesielt vil påvirke nedbrytningen av strø og jordkarbon (Prescott 2010).

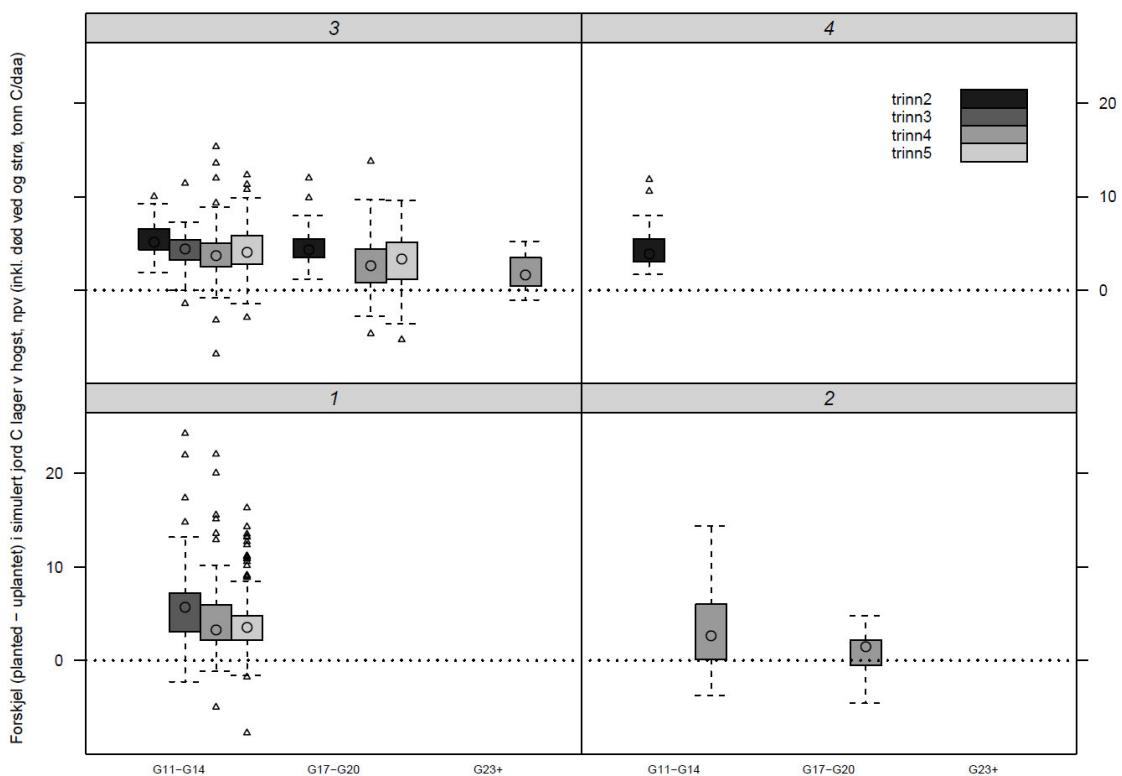
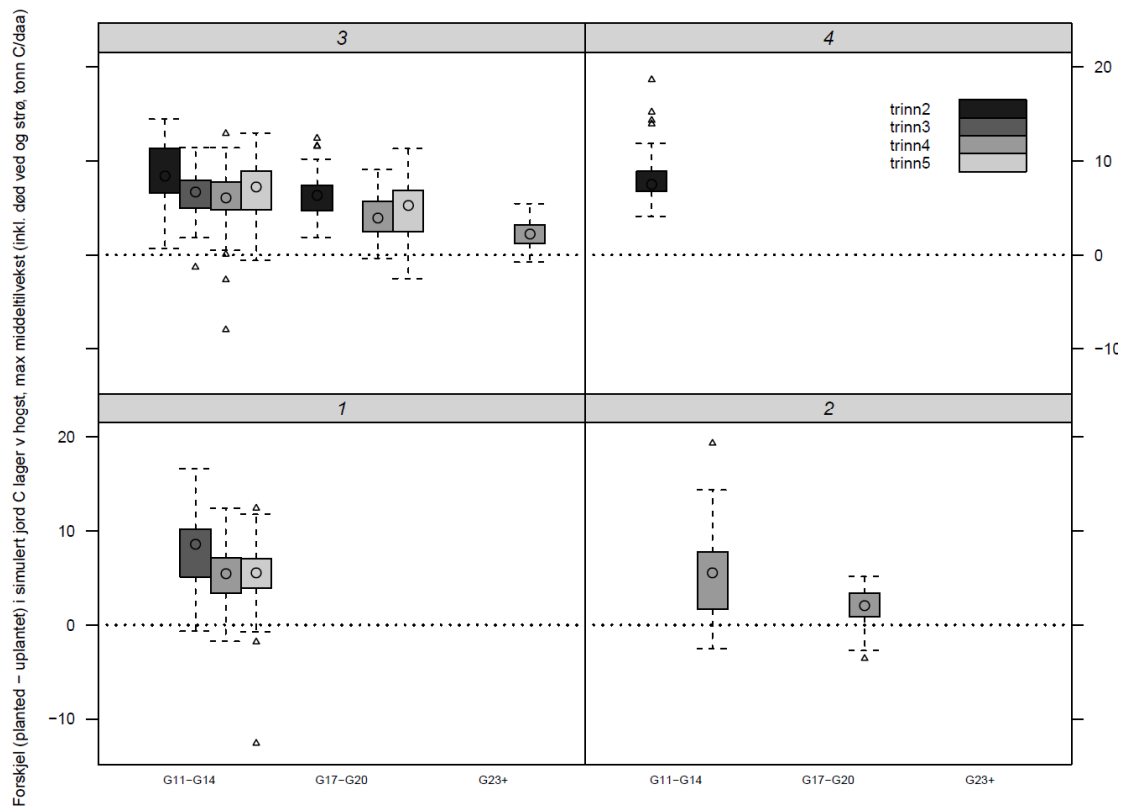
### 3.1.3.3 Konklusjon

Treslagsskifte er forventet å ha en kortsiktig negativ effekt på jordas karbonlager i de tilfeller der planting påfølger en hogst. I et lengre tidsperspektiv er det forventet en akkumulering av karbon i jordas humussjikt.

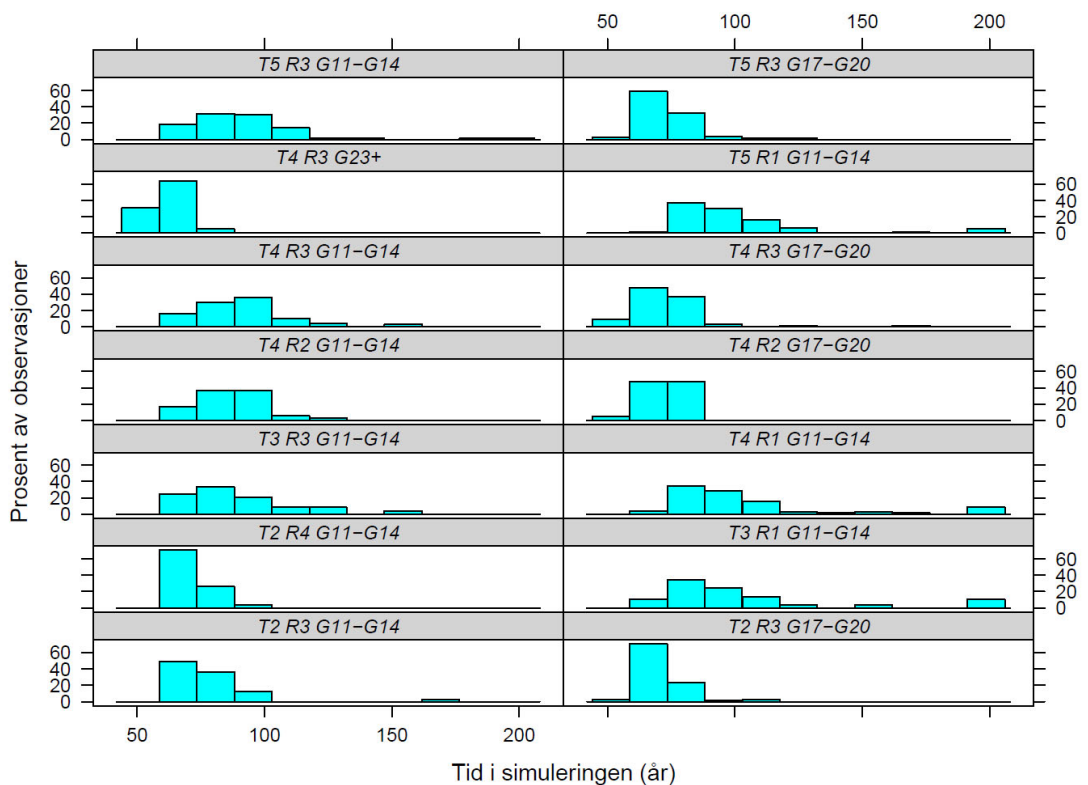
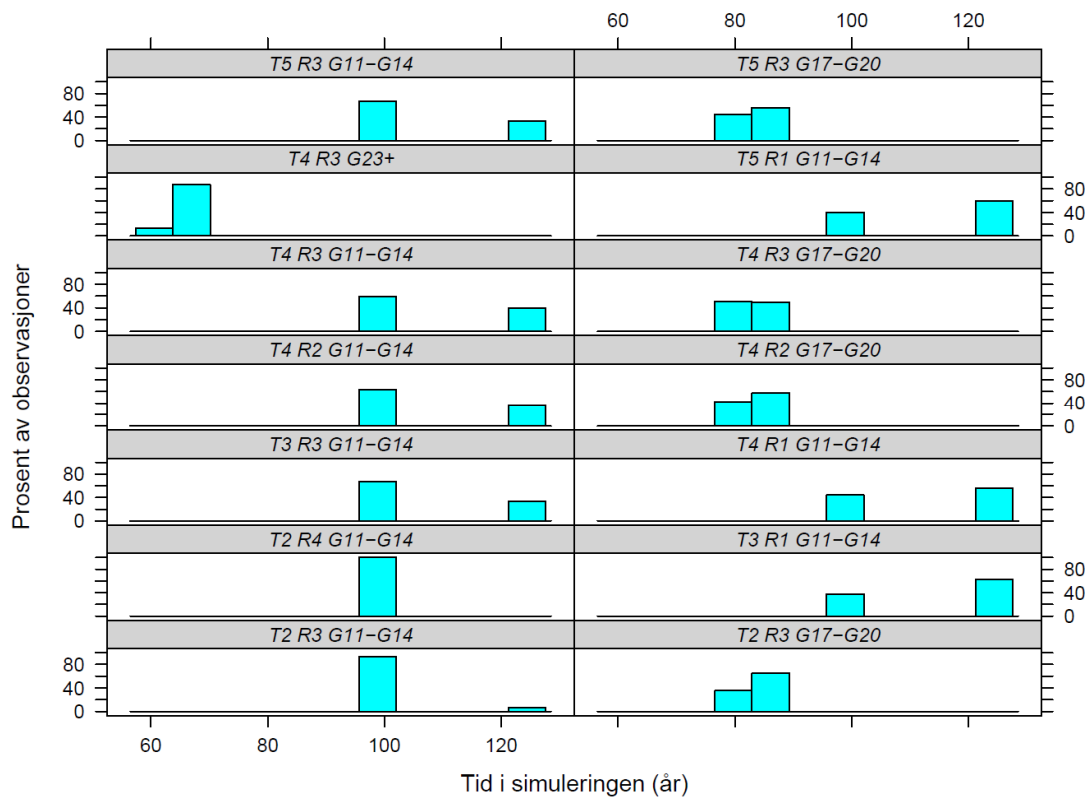
Stabiliteten av karbonet som akkumuleres i humussjiktet under gran forventes å være lavere enn karbon lagret under lauvtrær, der den dominerende akkumuleringen finner sted i mineraljorda. Ved hogst av granskogen forventes det dermed et økt tap av jordkarbon sammenliknet med under lauvskog. Granplanting forventes dermed å bidra til en redusert stabilitet og dermed potensielt en redusert langtidslagring av karbon i skogøkosystemet.

Effekten av granplanting på åpne arealer vil være avhengig av vegetasjonstype. Basert på Yassomodelleringen og litteratur er tilplanting av heilandskap forventet å medføre en akkumulering av karbon i jordas humussjikt, mens den langsiktige totale effekten på jordas karbonlager under overgangen fra eng er noe mer usikker. Basert på europeiske studier kan vi ikke utelukke et tap av jordkarbon fra villeng /eng ved skogplanting. Som ved treslagsskifte forventes den langsiktige stabiliteten av jordkarbonet under gran å være lavere, noe som vil ha betydning ved en fremtidig hogst av granbestandene.

Simuleringene med Yasso07 for de ulike scenarier og strata er beheftet med betydelig usikkerhet som beskrevet over både når det gjelder strøproduksjon, fordeling av jordkarbon til de ulike vertikale lagre, forventet stabilitet og representasjon av jordas prosesser under fremtidig klima. Ser en på de simulerte effektene på endringer i jordkarbon ved tilplantning henholdsvis ingen behandling ved tidspunkt for hogst og for store strata (>20 obs) så antyder resultatene at en ved lave boniteter og tidlig gjengroingsgrad (trinn) kan forvente den største relative akkumuleringen av jordkarbon når resultatene er basert på hogstkriteriet maks middeltilvekst; brukes hogstkriteriet maksimal nåverdi er imidlertid ikke dette bildet like tydelig (Figur 12 a og b). Tidspunkt for optimal hogst for de ulike strata er vist i figur 13a og 13b.



**Figur 12.** Forskjell i jordkarbonlageret (planted – ikke planted) på hogsttidspunkt ved årlig middeltilvekst kulminasjon ÅMTmaks, øverst) og økonomisk optimal hogstaldre (nåverdi, nederst) for store strata (> 20 flater) og fordelt etter gjengroingsgrad og bonitet. Sirkel angir medianverdien, boksens øvre og nedre kant samt stiplede linje uttrykker variasjonen i data.



**Figur 13. Fordeling i tid for hogsttidspunkt for store strata (> 20 flater) basert på hogst ved årlig middeltilvekst kulminasjon ÅMTmaks, øverst) og økonomisk optimal hogstalder (nåverdi, nederst).**

### 3.1.4 Albedo og andre biogeofysiske faktorer

#### 3.1.4.1 Albedoendringer og skogplanting i nordiske områder: En introduksjon

Forskjellen i overflatens albedo mellom skogkledde og ikke skogkledde områder kan være betydelig i regioner med en lang snøsesong (Betts og Ball 1997, Bright mfl. 2016, Bright mfl. 2018, Kuusinen mfl. 2013, Lorantny mfl. 2014, Ni og Woodcock 2000). På grunn av dette konkluderer studier som bruker globale klimamodeller at albedoendringer knyttet til skogplanting på nye (eller åpne) arealer gir dårlige klimaeffekter i Norge/Nordiske regioner (Arora og Montenegro 2011, Betts 2000, Montenegro mfl. 2009, Schaeffer mfl. 2006). Men disse konklusjonene er ikke gyldige i Norge fordi: i) globale modeller bruker albedo parametrisering som ikke er optimalisert for norske forhold; ii) den romlige oppløsningen i globale modeller er for lav til å ta imot viktige gradienter i både topografi og klima (snødekke) og diversiteten i skogstruktur; og iii) globale studier simulerer skogplanting på uaktuelle eller urealistiske arealer. Når det gjelder den tredje grunnen, globalmodell studien til Pongratz mfl. (2011) viser at klimaeffekten fra endring i albedo etter påskoging er lavere enn det som var funnet i eldre studier som simulerte albedoendringene etter påskoging på urealistiske områder. Pongratz mfl. (2011) mener at de realistiske påskogingsområdene i dag er de som ble avskoget i løpet av 1800- og 1900-tallet og som er drevet nå som dyrket mark med mildere klima og kortere snøsesong.

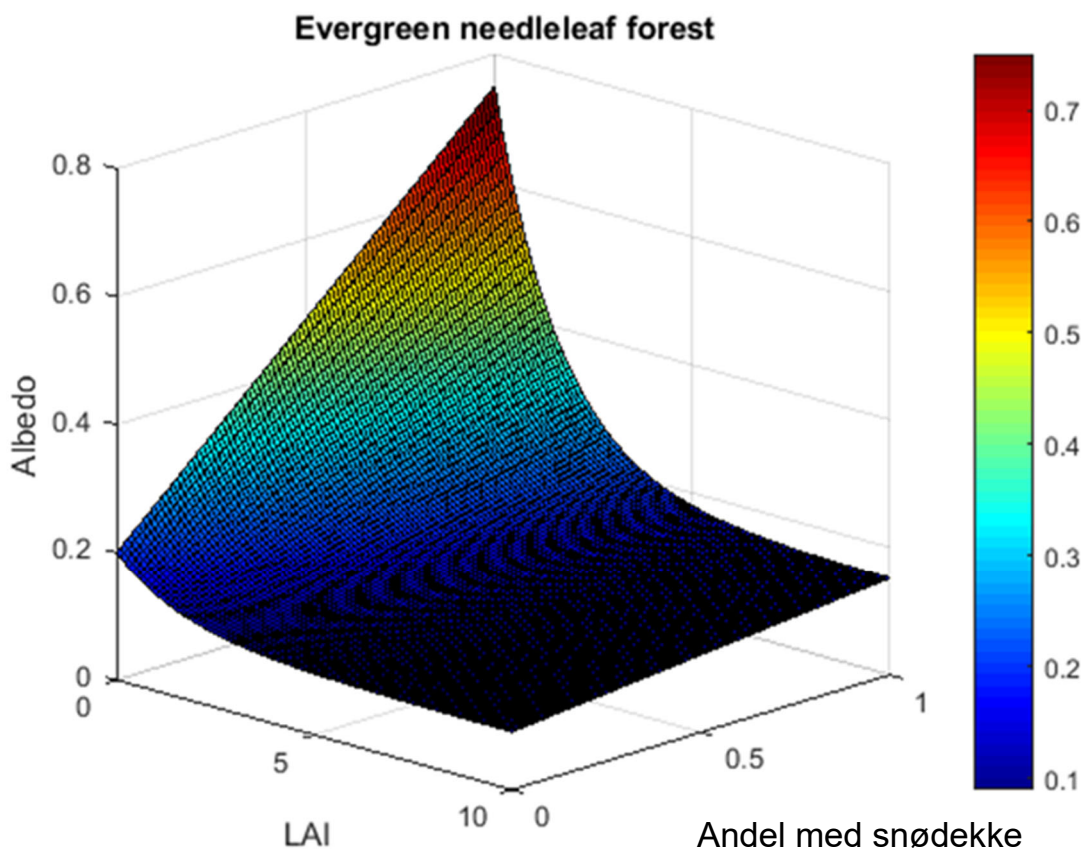
I tillegg til mer realistiske og aktuelle områder, og mer realistiske albedoparametriseringer, bruker vi i analysen utført i dette oppdraget en romlig oppløsning som er ganske mye høyere enn den som finnes i studier med globale klimamodeller. Dette innebærer at viktig stedsspesifikk informasjon som bestemmer virkningen av albedoendringer etter planting av skog blir inkludert i analysen. To viktige stedsspesifikke faktorer er:

1. Størrelsen på albedoendringen selv
2. Lokalt strålingsbudsjett

Begge faktorer er svært variable i tid og rom. Den første er bestemt av endringen i vegetasjonsstruktur og de lokale miljømessige bakgrunnsbetingelsene. De vegetasjonsrelaterte albedoendringene kan forsterkes betydelig når snø er tilstede på overflaten (Figur 14). På en årlig skala er størrelsen på endringen i albedo i stor grad bestemt av varigheten av snøsesongen. Den største endringen i albedo etter påskoging eller planting skjer når kronedekket lukker seg. Når dette skjer i tid er avhengig av treslag, men også lokale miljømessige faktorer som driver produktivitet (bonitet) – for eksempel mineral- og vannforhold i jorden og mengde solinnstråling (Lohila mfl. 2010). Forvaltningsfaktorer som plantetetthet kan også være viktig (Rautiainen mfl. 2011). I de nordiske landene kan vi generelt si at den største albedoendringen skjer raskere i et granbestand (15-25 år) enn i et furubestand (20-40 år) (Bright mfl. 2013, Kuusinen mfl. 2016, Kuusinen mfl. 2014). Hvordan det er i et lauvbestand er mer variabelt fordi at skogstrukturen varierer mye mer i lauvbestandene.

Den andre faktoren er bestemt av lokale topografiske og atmosfæriske forhold som kontrollerer mengde solstråling som overføres gjennom atmosfæren. Når det gjelder topografi vil bestand som ligger i bratt terreng få mindre sol enn bestand i flatt terreng (Chen mfl. 2013). Bestand som ligger i dype daler får mindre sol enn bestandene som ligger øverst på fjellene. Når det gjelder atmosfæriske forhold som skyer, vanndamp, og aerosoler kan disse påvirke mengden stråling som overføres både ned og opp i atmosfæren (Qu og Hall 2006, Stephens mfl. 2015).



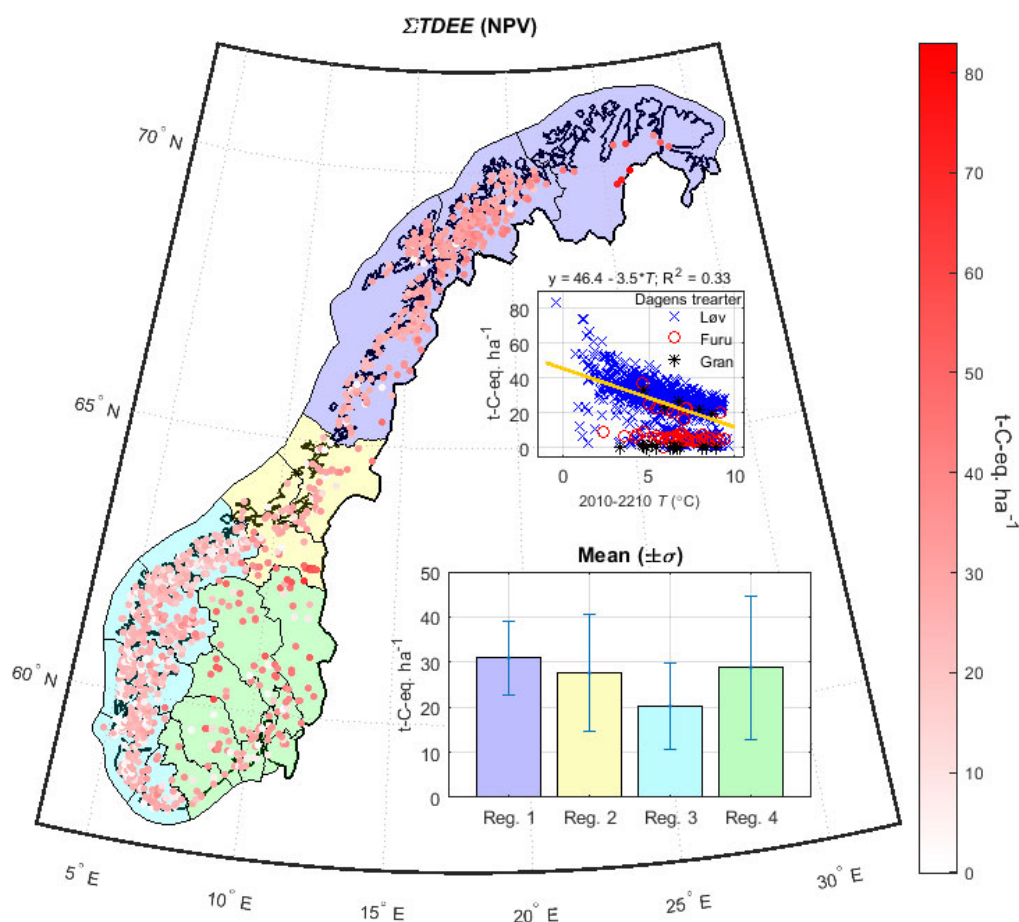


Figur 14. Leaf Area Index (LAI), snødekke og albedoeffekt. LAI er areal med blader over en arealenhet ( $m^2 m^{-2}$ ). Snødekke angir andel av overflaten dekket med snø i enten tid eller rom.

#### 3.1.4.2 Omregning av albedoendring til karbonekvivalenter

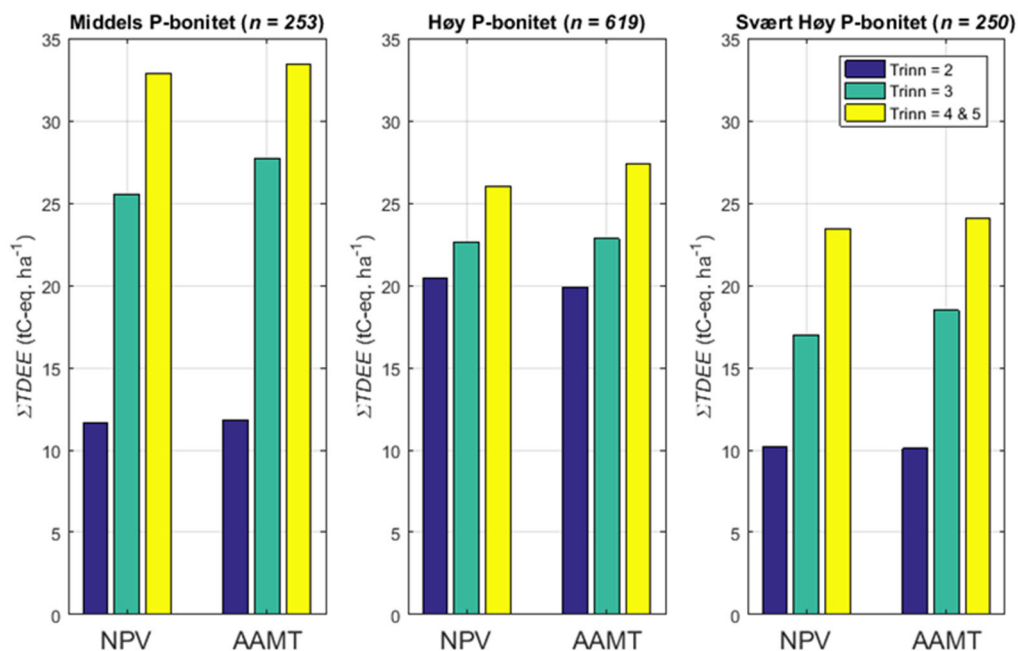
Det globale strålingspådrivet av albedoendringen ved planting sammenliknet med ingen behandling som forekommer over den første omløpsperioden etter planting omregnes til tidsavhengige C-ekvivalente utslipp (TDEE) etter metoden beskrevet i Bright mfl. (2016). For å kunne sammenlignes med endringen i terrestrisk karbonlager, summeres C-ekvivalente utslipp i løpet av omløpsperioden og normaliseres per dekar, med omløpsperioden definert som total tid frem til tidspunktet når enten nåverdi eller årlig middeltilvekst er på sitt maksimum i scenariet med planting. Figur 15 viser den geografiske fordeling av per-hektar C-ekvivalent lagerendring ( $\Sigma TDEE$ ) for alternativet med økonomisk optimal hogstalter (nåverdi-maksimeringsscenariet).

Generelt endres albedo, og dermed den resulterende  $\Sigma TDEE$ , seg mest i innlandet eller alpinregioner i sørøst (Figur 15, region 4) og nord (Figur 15, region 1) der lufttemperaturer i vinter og tidlig vår er lavere, noe som resulterer i lengre sesong med snødekke. Styrken til lufttemperaturen -  $\Sigma TDEE$ -forholdet er illustrert kvantitativt i inngangen til figur 15. For alle 1 122 flater som vurderes i denne analysen, er  $\Sigma TDEE$  i gjennomsnitt funnet å være  $\sim 2,7$  t-C-ekvivalenter/dekar, tilsvarende omtrent 10-20% av størrelsen på den totale forandringen i karbon som akkumuleres av skogen. Denne størrelsen er vesentlig lavere enn den offset-størrelsen som er rapportert i eldre, klimaremodellering i global skala med større oppløsning (for eksempel Betts 2000) og satellittbaserte analyser (Montenegro mfl. 2009).



**Figur 15.** Betydning i form av karbonekvivalenter per hektar ( $\Sigma TDEE$ ), eller "time-dependent emissions equivalence" av overflatens endring i albedo (Bright mfl. 2016) akkumulert over omløpstiden ved hogst ved økonomisk optimal hogstaldet gitt et rentekrav på 4 %. Verdien er satt med tanke på atmosfæren, det vil si at en positiv verdi (+) tilsvarer en klimavarming.

Den noe lengre omløpstiden i scenariet med hogst ved årlig middeltilvekst kulminasjon utgjør liten forskjell når det gjelder endringer i albedo og dermed  $\Sigma TDEE$  (Figur 16). Dette skyldes at det meste av albedoendringen skjer før kronenes lukning på det tidligere (yngre) stadiet etter planting. Klare mønstre dukker opp når resultatene grupperes etter potensiell bonitet og grad av gjengroing (uttrykt som "Trinn"-nivå).  $\Sigma TDEE$  er funnet å være størst på steder med lav bonitet og sen gjengroingsgrad (trinn 4 og 5), avtagende med økende bonitet og tidligere stadium av gjengroing (tidligere trinn). Dette mønsteret kan forventes, da lavere produktive steder typisk ligger i regioner med kjøligere temperaturer og lengre snøsesonger, noe som resulterer i større albedoforskjeller når plantet med gran. En analyse av den romlige fordeling av steder klassifisert som Trinn 3-5 bekrefter denne hypotesen.



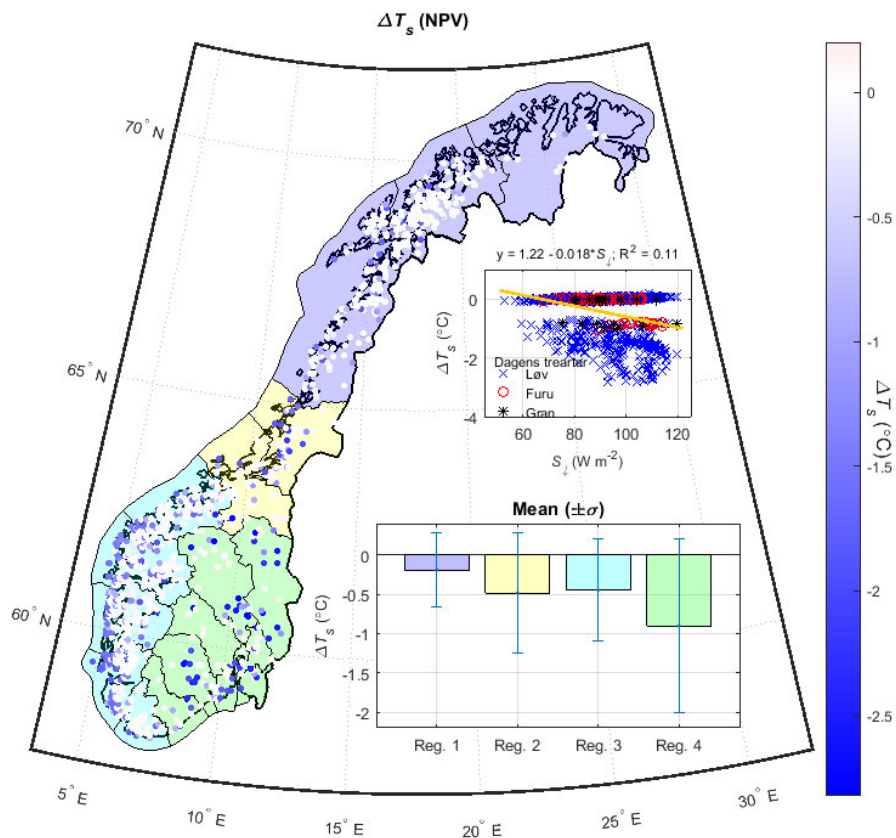
Figur 16. Akkumulert C-ekvivalens ( $\Sigma TDEE$ ) for de to hogsttidspunktene, økonomisk optimalt (NPV) og årlig middeltilvekst kulminasjon (AAMT), gruppert etter bonitet (pbonitet) og stratifisert av gjengroingsgrad (Trinn).

Unntaket til  $\Sigma TDEE$ -mønsteret for bonitet er for flatene klassifisert som "Trinn 2", der  $\Sigma TDEE$  er lavest i størrelsesorden på flatene med middels boniteter. En inspeksjon av den geografiske fordeling av steder i prøven som har både Trinn nivå 2 og middels bonitet, avslører deres rådende beliggenhet i de mildere kystområdene og i lavlandet.

### 3.1.4.3 Lokal endring i overflatetemperatur

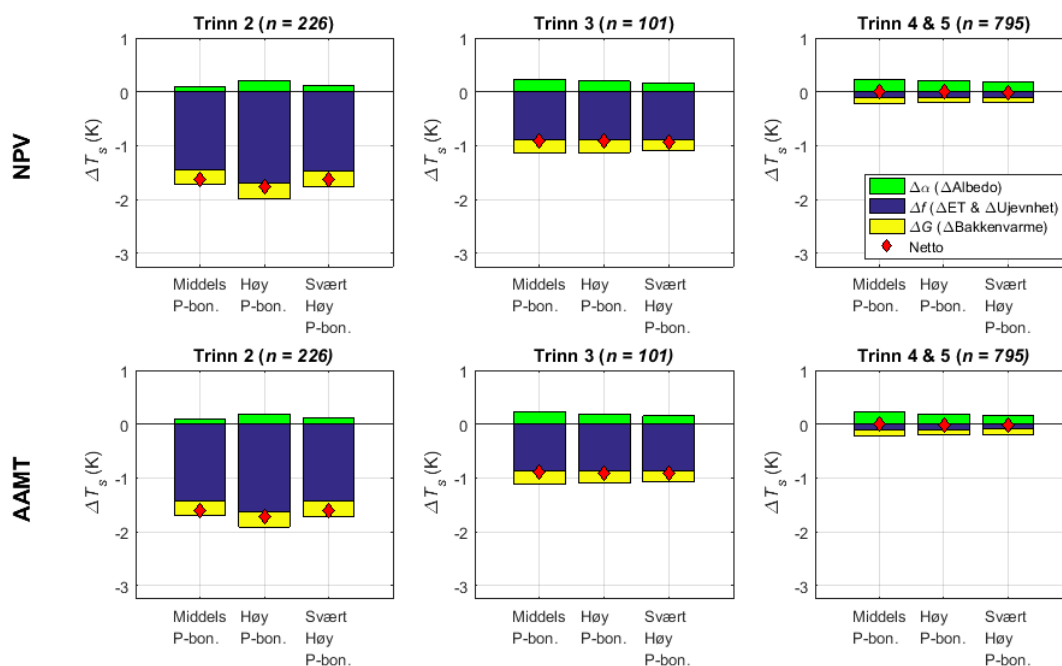
Planting av barskog på åpne områder endrer også den lokale overflateenergibalansen som fører til sommerkjøling og vinteroppvarming. Kjølingen om sommeren skyldes økning i evapotranspirasjon og overflatens ujevnhet; oppvarming om vinteren skyldes nedgang i overflaten albedo. Hvilken effekt som dominerer på årsbasis avhenger stort sett av stedets geografiske plassering. Albedooppvarming kan dominere årlig temperaturendring ( $\Delta T$ s) i kalde områder med lenger snøsesonger og kortere vekstsesonger - som de i innlandet eller i høye høyder - mens  $\Delta ET$  eller  $\Delta$  ujevnhet oppvarming kan dominere i varmere områder - som lavlandet og langs kysten. For Norge generelt viser vi i figur 17 at planting av barskog resulterer i en årlig gjennomsnittlig overflate kjøling på  $\sim -0,45$  °C (gjennomsnittet  $\Delta T$ s over den første omløpsperioden i scenariet med økonomisk optimal hogstaldere for alle de 1122 flatene som er inkludert i studien).

Romlige mønstre forklart av klimaendringer er mindre uttalt for de lokale energibalansoeffekter, som forventes gitt den større rollen av vegetasjonsstruktur og -funksjon i forhold til den lokale klimabakgrunnen for å kontrollere overflateenergibalansen.



**Figur 17.** Gjennomsnittlig årlig overflatetemperaturendring ( $\Delta T_s$ ) over den første omløpsperioden etter påskoging, med omløpsperiode definert av tidspunktet for maksimal nåverdi i plantingsscenariet (NPV).

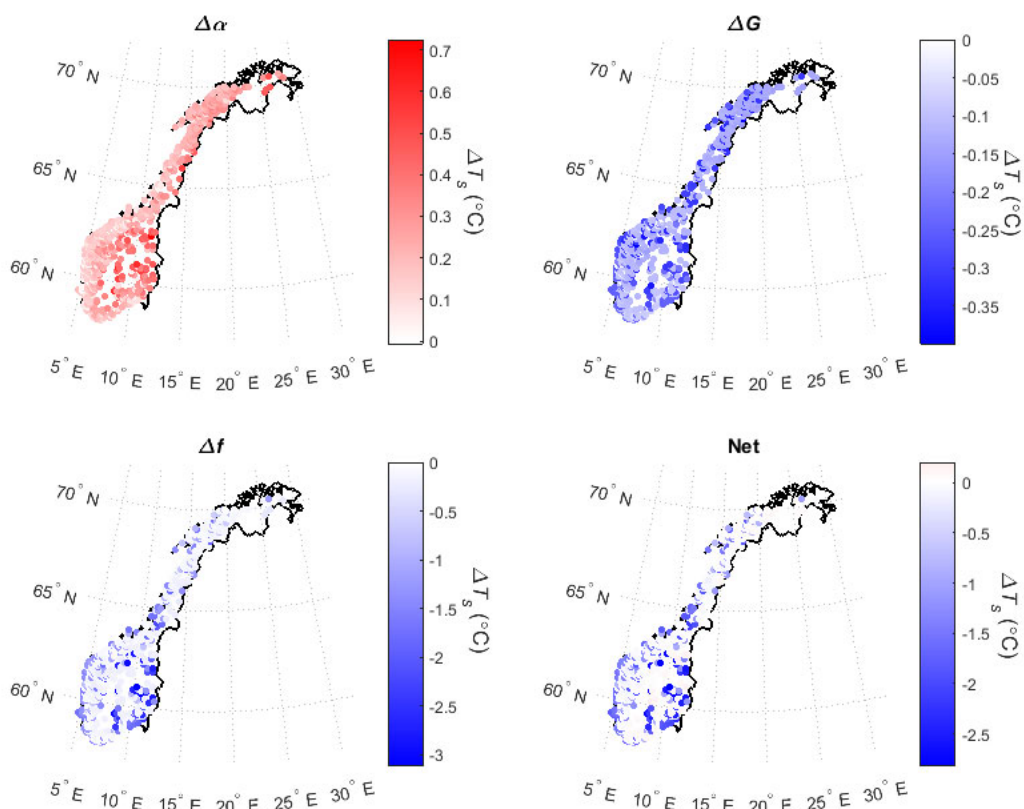
I en viss grad kan imidlertid den romlige variasjonen i størrelsen på  $\Delta T_s$  delvis forklares av variasjoner i mengden årlig innkommende solstråling (Figur 17-innsett) som driver total evapotranspirasjon ved overflaten. Det meste av  $\Delta T_s$  -signalet forklares imidlertid av endringer i skogsstruktur og -funksjon og deres virkninger på energifordeling på overflaten. Dette er bedre sett i figur 18, hvor resultatene stratifiseres av stedegenskaper (P-bonitet; Trinn).



**Figur 18.** Relativt bidrag fra endringer til overflatens albedo (Aa), bakkevarme ( $\Delta G$ ) og overflate energi gjenfordeling ( $\Delta f$ ; =  $\Delta ET$  og  $\Delta Ujevnhet$ ) til gjennomsnittlig årlig endring i overflatens temperatur ( $\Delta T_s$ ) over den første omløpsperioden etter planting (ved økonomisk optimal hogstaldet, NPV og hogst ved middeltilvekstens kulminasjon, AAMT), gruppert etter gjengroingsstadium (Trinn 2 til 5) og stratifisert etter bonitet (pbonitet).

De største biogeofysiske endringene forekommer på Trinn 2-områdene som for tiden har lav kronedekning (Figur 18, venstre kolonne). I lys av den stedlige plasseringen av disse områdene gjennom de mildere kystområdene (ikke vist), spiller endringer i albedo en relativt liten rolle i å drive endringer i nettoenergi balansen på overflaten relativt til de samtidige økninger i overflatejevnhet, økning i total evapotranspirasjon og nedgang i varmen som tilføres fra bakkeoverflaten. Endringer i disse ikke-radiative biofysiske egenskapene til overflaten er mindre uttalt ved områdene i sen gjengroing preget av en høyere prosentdel av kronedekke. Når det gjelder Trinn 4 og 5-områder med det høyeste eksisterende lauvtredekket, er oppvarmingen fra økningen i nettostråling på grunn av nedgang i overflatens albedo tilnærmet oppveid av større overflatejevnhet (det vil si høyere), større evapotranspirasjonseffektivitet og større skyggeeffekter av barskog på bakken.

Figur 19 viser romlige mønstre av det dekomponerte årlige  $\Delta T_s$ -signalet. Oppvarming fra albedoendring er størst ( $> 0,5$  °C) i høylandet (upland regions) i østlige deler av nord og sør. Kjøling fra varmeendringer utført av grunnoverflaten er størst ( $< -0,25$  °C) langs kysten og i lavlandet i øst.



**Figur 19.** Romlig illustrasjon av det relative bidraget av endringer i overflaten albedo ( $\Delta\alpha$ ), bakken varme ( $\Delta G$ ) og overflateenergi gjenfordeling ( $\Delta f$ ; =  $\Delta ET$  og  $\Delta u_{jevnhet}$ ) til netto gjennomsnittlig årlig overflatetemperatur endring ( $\Delta T_s$ ) over den første omløpsperioden etter planting (scenario med økonomisk optimal hogstalter).

Avkjølingen fra de kombinerte endringene til evapotranspirasjon og overflateujevnhet ( $\Delta f$ , Figur 19) er størst i lavlandet i sør og øst. Selv om plantasjer i mange kystregioner opplever lignende endringer i skogsstruktur og funksjon, opplever østlige lavlandsregioner i sør og øst høyere solstråle som driver energifordeling på overflaten ( $\Delta f$ ). Energiredistribusjonsprosesser på overflaten dominerer årlig gjennomsnittlig  $\Delta T_s$ -signal (nedre rekke av paneler, Figur 19).

## 3.2 Miljø

### 3.2.1 Innledning

Gjengroingen av det tradisjonelle kulturlandskapet er den største endring av norsk natur i nyere tid (Puschmann mfl. 2006), noe som klart gjenspeiles i lav naturindeks for kategorien åpent lavland (Johansen mfl. 2015). I denne sekundærsuksesjonen vil de hevdavhengige åpenmarksarealene som beitemark, slåttemark og kystlynghei være tapere, mens ulike skogtyper vil være vinnere. Planting av granskog som klimatililtak må sees i sammenheng med denne utviklingen. I motsetningen til gjengroingen er dette et styrt tiltak, slik at en kan søke å unngå uheldige effekter på naturmangfoldet, både i forhold til tap av verdifulle aktuelle kulturmarkstyper, men særlig ved å unngå tilplanting på mark der verdifulle skogtyper vil kunne utvikles.

Effekter av skogplanting på naturmangfold kan spaltes i følgende temaer som blir belyst i rapporten:

1. Tap av aktuelle naturtyper og populasjoner på utplantingsarealet – «hva vi mister»
2. Tap av potensielle viktige skogtyper og deres artsmangfold ved tilplanting – «hva vi går glipp av»
3. Artsmangfold i granplantefelt i ulike alder av bestandet.
4. Effekter av plantefeltet på naboarealer (< 100 m) med økende alder av bestandet

Betydningen av effektene er i tråd med oppdraget vurdert for a) 3 bonitetsklasser som positivt samvarierer med rikhet (kalkinnhold) bortsett fra på gjødslet, kalkfattig mark, b) tre hogstklassegrupper som et mål for gjengroingsstilstand og c) to avvirkningsaldre for granplantefeltene.

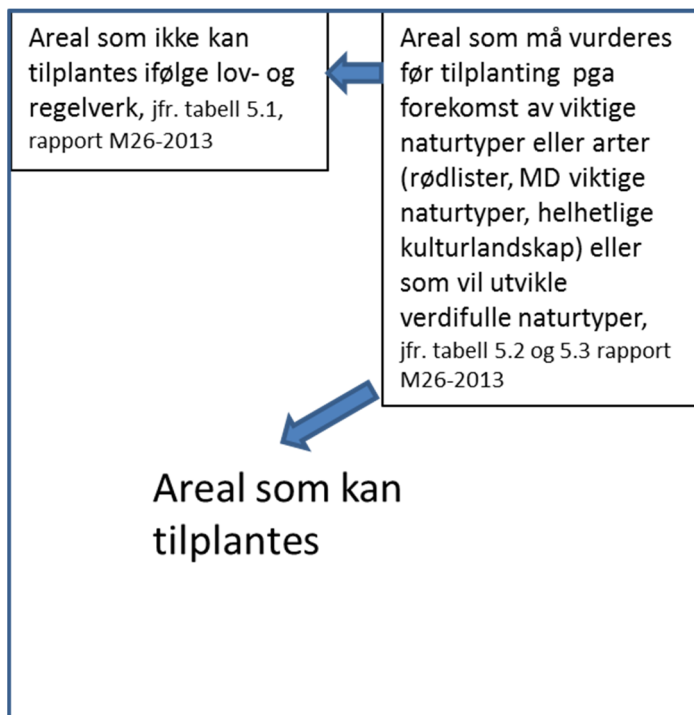
Effektene på miljø er hovedsakelig belyst som generelle trender langs disse gradientene fordi vi mangler undersøkelser som kan kvantifisere effektene (som f.eks. forskjeller i artsrikdom mellom lauvskog og plantefelt) for de ulike trinnene av gradientene gitt i oppdragsbeskrivelsen.

#### 3.2.1.1 Avgrensning og vurdering av mulig planteareal i forhold til naturverdier

Rapporten «Planting av skog på nye arealer som klimatiltak» (Miljødirektoratet mfl. 2013) gir en god oversikt både over hvilke arealer som ikke er aktuelle for utplanting av skog grunnet lov- og regelverk inkludert PEFC Skogstandarden (tabell 5.1) og en gradert vurdering av andre viktige arealer med hensyn til viktige naturtyper og populasjoner av viktige arter (tabell 5.2, 5.3, 5.4 og 5.5). Dette gir samlet omfanget av de arealene som må vurderes i forhold til naturmangfold før tilplanting kan skje. For alle arealer der tilgjengelig informasjon eller nødvendige forundersøkelser på tidligere ikke-kartlagte arealer ikke tilsier aktuell eller potensiell forekomst av slike naturverdier, kan utplanting skje (Figur 20). I vår vurdering av effekter på miljø, blir det da dette 'restarealet' som er aktuelt.

Vurderingen av viktige arealer og arter som ikke er regulert av lov- og regelverk må primært ta utgangspunkt i gjeldende rødlistelister for arter og naturtyper (ny rødliste naturtyper november 2018) og revidert utgave av Miljødirektoratets kartleggingsinstruks for kvalitetsvurdering av naturtyper (jfr. Evju mfl. 2017) hvor revidert grunnlagsrapport vil foreligge april 2019. For denne gruppen av arealer er det kombinasjonen av tilstand og artsmangfold og naturvariasjon som ifølge dagens instruks må avgjøre om et aktuelt areal bør kunne tilplantes eller ikke (jfr. Evju mfl. 2017).

Arealtap er det første og viktigste kriteriet for rødlistevurdering av naturtyper (IUCN, Bland mfl. 2017). Det samlede arealtap av viktige naturtyper for norsk forvaltning som resultat av skogplanting, er selvsagt avhengig av omfanget av det utplantete arealet totalt for de aktuelle naturtypene. Vurdering av omfanget av tiltaket ligger utenfor vårt mandat, men arealtap med relevans for rødlistevurdering kan begrenses ved å identifisere verdifulle naturtyper som kan opprettholdes enten ved fortsatt hevd eller restaurering. På samme måte vil identifikasjon av arealer med potensielt verdifulle skogtyper kunne bidra til å øke arealet for disse. Den historiske avskogingen av kystlandskapet i Vest-Norge har f.eks. ført til at boreonemorale regnskoger avhengig av høye vintertemperaturer har et langt mindre utbredelsesareal enn hva klimaet vårt skulle tilsa (Blom mfl. 2015), og lavlandets eikeskoger i regionen ble tidlig uthogd og tømmeret eksportert som emner til båtbygging. Blant de viktigste kriteriene for utvalget av livsmiljøer som registreres gjennom Miljøregistreringer i skog (MiS) (Gjerde og Baumann 2002), var vurderingen av hvilke livsmiljøer i skog som har vært sterkest negativt påvirket av skogbruket. På samme måte kan en analyse av hvilke skogtyper som har hatt størst arealtap som resultat av at kyststrøkene ble avskoget og omgjort til et jordbrukslandskap, gi tilleggs-kriterier i vurderingen av potensielt viktige skogtyper i forhold til rødlisten som vurderer naturtyper i et mye kortere tidsperspektiv.



**Figur 20. Vurderingsskjema for arealer med hensyn på naturtyper og arter før tilplanting kan foretas.**

### 3.2.1.2 Prinsipper i vurdering av potensielle arealer for tilplanting

Et kulturmarksareal som ikke lenger er i hevd vil uvegerlig gro igjen og bli til skog. Tiden dette vil ta vil variere og avhenge av flere faktorer hvor markegenskaper og tidligere hevd er viktige. I vurderingen av naturverdiene på et potensielt areal for planting av klimaskog legger vi til grunn at den potensielle skogtypen på arealet er like viktig å vurdere som verdier knyttet til den aktuelle naturtypen ved utplantingstidspunktet. Jo lenger gjengroingen er kommet, desto mindre relevant blir den opprinnelige naturtypen og desto lettere blir vurderingen av den potensielle skogtypen (se Figur 21). En slik tilnærming til areal typer i endring innebærer at vi også legger til grunn at et hvert areal hvor klare indikatorer tilsier utvikling mot en naturtype som er omfattet av lov- og regelverket (Miljødirektoratet mfl. 2013), ikke er blant de aktuelle for tilplanting (se Figur 20).

Vurderingen av arter vil være forskjellig fra vurdering av naturtyper både fordi aktuelle populasjoner av rødlistede eller prioriterte kulturmarksarter vil kunne fungere som spredningskilder gjennom kortere eller lenger tid av suksesjonsforløpet, og ved at det ikke er mulig å forutsi hvilke skogsarter som vil kolonisere arealet. Gjengroingstilstanden (NiN 7RA-SJ) er viktig i vurderingen av hvilke naturverdier som går tapt ved tilplanting på et gitt areal, og vi foreslår en relativ vektlegging av aktuelle og potensielle naturtyper som skissert i figur 21.

Identifikasjon av potensielle verdifulle skogtyper er en utfordring, og er vanskeligere dess kortere gjengroingen er kommet. Bruk av artsindikatorer på kalkrikhet, geologiske kart, arealressurskart (Kilden) og vurdering av tilstøtende skogsarealer vil være viktige, men fordrer en operasjonalisering ved utforming av en instruks for vurdering av det potensielle plantearealet. Et slikt arbeid ligger utenfor oppdraget.





**Figur 21.** Vektlegging av aktuelle artspopulasjoner og naturtyper og potensielle natur- og skogtyper og artspopulasjoner i ulike gjengroingsfaser.

### 3.2.2 Biologisk mangfold i plantet granskog

Vi skal her ta for oss hvordan struktur og næringstilgang påvirker det biologiske mangfoldet i granplantefelt på bestandsnivå, og oppsummerer kunnskapsstatus når det gjelder betydningen av plantefeltens hogsttidspunkt (omløpstid) og bonitet i skogreisningsstrøk og i sentrale skogstrøk.

#### 3.2.2.1 Skogreisningsstrøk

Det er her tatt utgangspunkt i undersøkelser gjort i granplantefelt på Vestlandet, Nord-Norge og i Storbritannia. Felles for disse områdene er at gran i liten grad forekommer i naturlig foryngete bestand.

##### 3.2.2.1.1 Hogsttidspunkt

Gran er et skyggetålende treslag og gir høy volumproduksjon i tette bestander. I slike bestander vil lite lys nå ned til bakken etter hvert som bestandet lukker seg, og dette begrenser mulighetene for fotosyntetiserende organismer inne i bestandet og andre arter som er avhengig av disse. En tilleggseffekt av redusert innstråling vil være lavere temperatur og jevnere luftfuktighet. Som regel vil granplantefelt være på sitt tetteste i aldersintervallet 20-40 år, og det avspeiles i graden av vegetasjonsdekning på bakken (Figur 22). Når bestandet blir eldre vil selvtynning, oppkving og vindfelling gi et mer lysåpent bestand der ikke bare bunnsjiktet bestående hovedsakelig av moser, men også et mer variert feltsjikt av karplanter etter hvert kommer tilbake. Det vil imidlertid være stor variasjon fra bestand til bestand, blant annet avhengig av hvor tett det plantes.

Gjerde og Sætersdal (1996) undersøkte tettheten av fugl i hekkesesongen i granplantefelt av ulike alder (5- 70 år). Resultatene viste at det var høyest tetthet av fugl i aldersintervallet 10-20 år, som tilsvarer et stadium der trærne har nådd en viss høyde, men før bestandet har lukket seg. Bestand i alderen 20-39 år hadde de laveste tetthetene, mens tetthetene igjen viste en tendens til økning i aldersgruppen 40-69 år. Data for granplantefelt eldre enn 50 år var imidlertid begrenset. Videre ble det registrert dobbelt så høy tetthet av fugl i 20-70 år gamle bestand med mer enn 50% vegetasjonsdekning på bakken enn i bestand med mindre enn 5% vegetasjonsdekning (Gjerde og Sætersdal 1996).

I en undersøkelse av granavhengige mykorrhiza-sopp i indre deler av Vestlandet (Voss, Granvik og Ulvik) ble det funnet relativt liten effekt av plantefeltens alder, og arts mangfoldet var mye det samme i plantefelt fra 20-30 års alder og i hogstmoden tidligere plukkhogd skog (Gjerde mfl. 2012a). Oppsummert kan forløpet beskrives slik at det er en bratt økning i arts mangfoldet av mykorrhiza-sopp fra åpen mark og frem til 20-30 års alder, men med bare mindre endringer etter det.

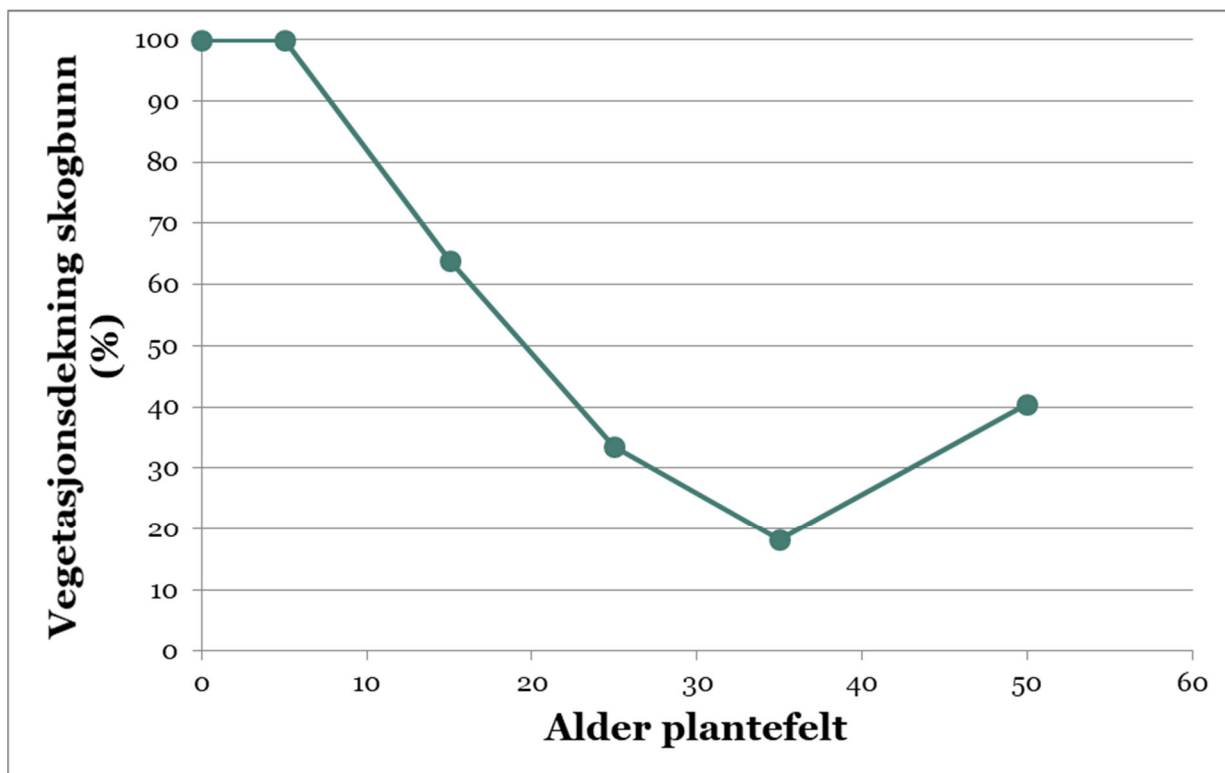
Undersøkelser i skogreisningsstrøk i Norge av endringer i mangfoldet av karplanter og moser gjennom granplantefeltens omløp er svært begrenset (se imidlertid Stabbetorp og Nygaard 2005), men det er vel kjent at disse gruppene i stor grad følger utviklingen av vegetasjonsdekket på bakken (Figur 22), som et resultat av endringer i skogens tetthet og lysforhold (se Humphrey mfl. 2003a). Det vil kunne være forsinkelser i nyetablering av særlig karplanter fordi en del av artene i denne gruppen trenger tid for å kunne spre seg inn fra omgivelsene.

I forbindelse med et større prosjekt på betydningen av plantet gran og sitkagran for biologisk mangfold i Storbritannia (Humphrey mfl. 2003a) ble det gjort undersøkelser av en rekke artsgrupper: Fugl, biller, blomsterfluer, nebbmunner, karplanter, moser, sopp, lav, og jordlevende mikroorganismer. Karplanter, moser, lav, løpebiller og til en viss grad fugl, var negativt korrelert med mørke og tette (mid-rotation) stadier av plantefeltene (Humphrey mfl. 2003a). Som på Vestlandet ble tidlige stadier av plantefelt (*pre-thicket*) registrert med høy tetthet og høyt arts mangfold for fugl. Tidlige stadier viste i tillegg en tendens til høyest mangfold av blomsterfluer og nebbmunner, mens biller i trekronene (Jukes og Peace 2003) og mikroorganismer i jordlagene (Morris mfl. 2003) på sin side viste en topp i midtre aldersstadier av plantefeltene. Innen de undersøkte gruppene av sopp (mykorrhizasopp, saprotrofe sopp, vedlevende sopp og parasittsopp) ble det totalt sett ikke funnet noen effekt av bestandenes alder (Humphrey mfl. 2003b).

Resultatene viser at ulike artsgrupper i ulike strata av plantefeltene viser ulik respons på økt alder av skogen. Skal man gjøre et forsøk på å sammenfatte resultatene fra de refererte undersøkelsene, så synes hovedtrekkene å være at det er høyest totalt arts mangfold tidlig og sent i omløpet av et granplantefelt. Denne effekten av manglende lys i den midtre delen av omløpet på arts mangfoldet modereres imidlertid av blant annet mykorrhizasopp og mikroorganismer i skogbunnen og av insekter i trekronene, altså arter som henholdsvis får næring direkte fra trærnes røtter og strø, eller som er knyttet til utsiden av bestandet hvor lysforholdene er gode.

#### 3.2.2.1.2 Bonitet

I nordlige skoger er det et generelt trekk at arts mangfoldet for de fleste gruppene som er undersøkt øker med økende produktivitet, eller hvor mye energi som omsettes i systemene (Gjerde mfl. 2005a; Hämalainen mfl. 2018). I studiene fra Storbritannia var arts mangfold for flere grupper korrelert med stigende innhold av kalsium, magnesium og kalium, mens høye verdier av nitrogen hadde negativ effekt på mangfoldet av karplanter og moser (Humphrey mfl. 2003a). Fugletetthet i barskog på Vestlandet, inkludert granplantefeltene, økte med økende bonitet (Gjerde og Sætersdal 1996). Selv om noen artsgrupper avviker fra hovedmønsteret, kan vi ut fra eksisterende kunnskap regne med en stigning i arts mangfoldet gjennom bonitetsklassene middels, høy og svært høy bonitet under ellers like forhold.



Figur 22. Sammenhengen mellom vegetasjonsdeknning i skogbunnen og plantefeltets alder. Data fra 199 prøveflater i Hordaland registrert i 1993-1994. Punktene er basert på middelverdier aldersklasser av gran (0-10, 11-20, 21-30, 31-40, og >40 år)

### 3.2.2.2 Sentrale skogstrøk

Sentrale skogstrøk er her definert som områder der gran er et naturlig forekommende hovedtreslag.

#### 3.2.2.2.1 Hogsttidspunkt

I kontinentale skogstrøk vil også granplantefeltene gjennomgå lignende stadier som i skogreisningsstrøk. Det totale tilfanget av arter knyttet til gran synes imidlertid å være større i kontinentale strøk, i hvert fall for noen grupper (Gjerde mfl. 2012a). En studie fra Sverige viser høyest arts mangfold for karplanter i tidlig stadium av bestandsomløpet (Widenfalk og Weslien 2009). Et annet studie fra Sverige viser at antall fuglearter er høyest omtrent ved 60 års alder på plantefeltet (Lindblad mfl. 2017). Strengbom mfl. (2011) diskuterer effekter på arts mangfold av å intensivere gjødsling i granplantefelt i Sverige. Konklusjonen er at det på bestandsnivå er klare negative effekter på arts mangfold innen karplanter, insekter, lav, moser og rødlistearter. På landskapsnivå derimot er det vanskeligere å konkludere entydig, men effektene vil avhenge av totalt omfang av tiltaket.

Hilmo mfl. (2009) studerte arts mangfold hos epifyttiske lav i granplantefelt av ulik alder i Trøndelag. De fant at antall arter økte raskt opp til ca. 20 år. Fra 30 til 70 år var det ingen signifikant økning i antall arter.

#### 3.2.2.2.2 Bonitet

Datamateriale fra to barskogområder i Buskerud viser samme betydning av bonitet for samlet arts mangfold av karplanter, moser, makrolav og poresopp som i skogreisningsstrøk, med en økning i artsrikhet med økende bonitet (Gjerde mfl. 2005a).

### 3.2.3 Biologisk mangfold i landskap med innslag av plantet granskog

I tillegg til en vurdering av betydningen av granplantefeltenes alder og bonitet for artsmangfoldet i selve bestandene, er det relevant å se på effektene på artsmangfoldet på landskapsnivå. Her tar vi for oss effektene av treslagsskifte (der gran erstatter stedegne treslag) og hvordan dette påvirker artsmangfoldet på landskapsnivå, inkludert spredning fra gran.

#### 3.2.3.1 Skogreisningsstrøk

##### 3.2.3.1.1 Mosaikkeffekter

Gjerde og Sætersdal (1996 og 1997) sammenlignet fuglefaunaen i granplantefelt med fuglefaunaen i stedegen, eldre furuskog. Det var betydelig høyere tetthet av fugl i furuskog enn i granplantefeltene, men høyest artsmangfoldet ble funnet i landskap med en mosaikk av ca. 40% granplantefelt og 60% stedegen furuskog. Årsaken var at mosaikklandskapet i tillegg til artene i furuskog inkluderte fuglearter som foretrakk granskog og arter som foretrakk kanter mellom granskog og furuskog. Dette er arter som fantes fra før i regionen, men som får forbedrete forhold i landskap med gran. Noen av disse artene har således blitt betydelig vanligere på regionalt nivå (Gjerde og Sætersdal 1996). Videre ble det funnet at den tidligere rødlistede hvittryggspetten ble negativt påvirket av granplantefelt, men at det ikke ble funnet signifikante negative effekter av opptil 20% granandel i landskapene (Gjerde mfl. 2005b). Senere undersøkelser av hakkespetter i de samme områdene viser ingen signifikant endring i forekomstene av hvittryggspett (Sætersdal mfl. manuskript).

Mykorrhizasopp er en annen gruppe der vi må forvente tilsvarende effekter i form av økt artsmangfold på landskapsnivå, på grunn av spesialisering på gran innen denne gruppen (Gjerde mfl. 2012a). For andre grupper som karplanter, moser og lav vil vi forvente svært begrensede slike effekter på landskapsnivå, da granplantefeltene er artsfattige i store deler av omløpet for disse gruppene, og at spesialisering på gran i større grad er knyttet til eldre trær enn de som finnes i granplantefeltenes omløp.

Hvilke effekter innslaget av granplantefelt vil få er også avhengig av hvilke habitater den erstatter (Gjerde mfl. 1997, Fahrig mfl. 2011). Endringer i artsmangfold på landskapsnivå vil avhenge av antall arter i granplantefeltene og i den skogtypen den erstatter/fortrenger, samt forskjeller i artssammensetning mellom dem (Gjerde og Sætersdal 1997). Både artssammensetningen og antall fuglearter i furuskog og granskog er relativt lik. Vi må forvente større forskjeller mellom granplantefelt og lauvskog (særlig edellauvskog). På Vestlandet er det målt betydelig høyere tetthet av fugl i lauvskog enn i barskog. Mens barskogen inkludert granplantefelt ligger i området 200-400 par per km<sup>2</sup>, ligger lauvskogen i intervallet 400-1800 par per km<sup>2</sup> (Håland og Ugelvik 1988). Artsmangfoldet av fugl i lauvskogene er også høyere enn i granplantefeltene på bestandsnivå, men forskjellene i det samlede artsmangfoldet i skogtypene er ikke så store. Artssammensetningen er imidlertid forskjellig. Treslagsskifte i landskap bestående av rik lauvskog vil et stykke på vei kunne øke artsmangfoldet på landskapsnivå, men det optimale innslaget av gran med hensyn på artsmangfoldet må forventes å ligge betydelig lavere enn i et furuskoglandskap.

Hausner mfl. (2002) undersøkte forskjeller mellom plantet granskog og bjørkeskog i Nord-Norge, og fant ingen store forskjeller i artsmangfoldet, men derimot at sammensetningen av arter var forskjellig. Wannebo-Nilsen mfl. (2010) undersøkte forskjeller i artssammensetning hos epifyttiske makrolav mellom bjørkeskog og granplantefelt i Nord Norge. De fant at blandingsbestand av gran og bjørk hadde høyest artsmangfold. Videre var det betydelig forskjeller i artsinventar mellom granskog og bjørkeskog.

Sammenligning av granplantefelt og eikeskog i Storbritannia gav forskjellige utslag på ulike organismegrupper. Granskogen var rikere på arter for fem organismegrupper (alle virvelløse dyr), mens stedegen eikeskog viste høyest artsrikhet for fem andre artsgrupper, og særlig for lav og sopp (Quine og Humphrey 2010).

#### 3.2.3.1.2 Spredning av gran fra plantefelt

Spredning av gran fra granplantefelt er en problemstilling som er særlig aktuell i skogreisningsstrøk i Nord Norge og på Vestlandet. I skogbruket anses 30 m fra hogstkant som kritisk grense for tilfredsstillende foryngelse. Ved 100 meter er frøfallet ubetydelig, samtidig som frøvekten avtar med økende avstand fra kant (Hesselman 1934). Frøene sorteres dermed både kvantitativt og kvalitativt med økende avstand. Og konklusjonen må bli at påvirkningen i form av nyetablering av gran utenfor plantefeltet faller raskt og flater ut.

Vegetasjonstypen kan være avgjørende for i hvilke grad man får etablering av gran eller ikke. På frodige vegetasjonstyper som for eksempel høystaudemark, storbregnemark, røsslyngmark, grasmark og i deler av blåbærmarken kan etableringen bli liten selv etter sterkt frøfall (Skoklefald 1997). Særlig i røsslyngmark er det vist at gran og sitkagran har store problemer med å etablere seg (Børtnes 1969). Ved forstyrrelse av humusdekket ved for eksempel beitetråkk, skogbrann og vindfelling vil etableringen bli vesentlig bedre hvis slike forstyrrelser faller sammen med gode frøår.

Basert på Statens Frøverk sine observasjoner av frøår vil en kunne forvente 3-5 frøår per omløpsti (60-80 år omløpsti gir ca. 30-40 år med muligheter for frøproduksjon) på Vestlandet, og 1-2 frøår per omløpsti i Nord Norge. På Vestlandet vil opptining og frysing i et ustabil vinterklima sammen med konkurranse fra annen vegetasjon trolig være den viktigste flaskehalsen for etablering. Frøenes evne til å tåle en overvintring er vist å ha stor betydning for etablering og gjenvekst (Skoklefald 1966). Mork (1951) viste at frøenes overvintring på fuktig jord med ustabile vinterforhold var svært begrenset. Dette skulle tilsi at etablering av gran utenfor plantefelt potensielt vil være større i indre fjordstrøk med et mer stabilt vinterklima enn i midtre og ytre deler av Vestlandet der vintrene typisk er mer ustabile.

Granfrø som sprer seg fra plantefelt og som etablerer seg i nærliggende skog i skogreisningsstrøk vil opptre som enkeltrær eller mindre grupper av trær sammen med andre treslag, og slike bestand vil ha lite til felles med de tette plantefeltene som er etablert for maksimal produksjon (Widenfalk og Weslien 2009). Effektene på det biologiske mangfoldet vil derfor også være betydelig mindre. Saure mfl. (2014) fant at antall arter innen gruppene karplanter og moser var lavere under trekronene hos sitkagran sammenlignet med stedegen furu. Dette var riktignok på sitkagran, og ikke vanlig gran, men det er ikke usannsynlig at et lignende resultat ville bli funnet med vanlig gran. Jo kortere omløpsti, desto kortere periode vil perioden med frøproduksjon være, og dermed mindre sannsynlighet for spredning. Under gunstige lokale forhold vil det på lang sikt kunne utvikle seg granbestand med samme struktur og artsmangfold som naturgranskog (for eksempel på Voss).

#### 3.2.3.2 Sentrale skogstrøk

##### 3.2.3.2.1 Mosaikkeffekter

I kontinentale skogstrøk er gran det dominerende skogdannende treslaget i utgangspunktet, slik at granplantefelt i mindre grad tilfører noe nytt. Tette granplantefelt vil likevel også i kontinentale skogstrøk kunne bidra med for eksempel skjul, reir og hamstringsplasser for fugl, slik de gjør i skogreisningsstrøk (Gjerde og Sætersdal 1996; Lindbladh mfl. 2017).

Situasjonen vil også tilsvare treslagsskifte i skogreisningsstrøk hvis det plantes gran på tidligere kulturmark med jordtyper som uten tilplantning vil bli til lauvskog. Det er imidlertid sjelden at slik lauvskog vil være den dominerende skogtypen i landskap i kontinentale strøk, og da vil mosaikken være speilvendt, slik at selv et lite innslag av lauvskog vil bidra relativt mye til å øke artsmangfoldet i landskapet. Hvis lauvskogene består hovedsakelig av nordlige lauvtrær, vil de normalt opptre som et suksesjonsstadium som på sikt gradvis går over til å bli en granskog.

##### 3.2.3.2.2 Spredning av gran til omliggende skog

Spredning av gran til omliggende skog har i liten grad relevans for kontinentale strøk på grunn av at granskogene i utgangspunktet dominerer. Et unntak vil være spredning fra granplantefelt i nærhet av

edellauvskog med grunt og forstyrret jordsmonn. Her stiller eventuell klimaskog likt med andre ordinære granplantefelt når det gjelder spredning.

## 3.2.4 Biologisk mangfold i kulturmark og gjengroingsarealer

### 3.2.4.1 Skogreisningsstrøk og sentrale skogstrøk

Det er lite kunnskap om forskjeller i gjengroingsforløp i skogreisningsstrøk og kontinentale strøk. Vi behandler derfor dette punktet i felles tekst uten å differensiere på regioner.

#### 3.2.4.1.1 Bonitet

Kalkinnhold (pH) i jorden er en viktig faktor for artsinventaret i tradisjonelle enger (Myklestad og Sætersdal 2003; 2005). Enger med høy pH vil generelt ha høy artsrikhet, mens enger med lav pH generelt vil være artsfattige. Mange kalkrike enger vil ikke kunne tilplantes ifølge lov og regelverk fordi de for eksempel kan klassifiseres som kalkrik slåtteeeng, som er en truet naturtype. De fleste arealer med arter som indikerer kalk i jorden vil ved gjengroing med stor sannsynlighet kunne utvikle seg til skogtyper som er uaktuelle for tilplanting gjennom lovverk og sertifiseringsordninger. Viktige eksempler er livsmiljøet *rik bakke* som registreres med MiS- metodikken i skogbruket, og ulike typer av edellauvskog. Andre arealer vil utvikle seg til rike lågurtskoger eller kalklågurtskoger. Det er derfor viktig at metodikk for undersøkelse av aktuelle arealer for klimaskog utvikles slik at arealer med kalkindikatorer ekskluderes fra videre vurderinger om planting av klimaskog. Slike undersøkelser vil også kunne avdekke om de aktuelle arealene har innslag av truede naturtyper, truede arter eller er del av helhetlige kulturlandskap.

Gitt at tilfredsstillende metodikk for dette kan utvikles vil man i stor grad stå igjen med lokaliteter med triviell artssammensetning som kandidater til planting av klimaskog. Ofte vil disse ha vært utsatt for oppgjødsling med det resultat at artsrikheten er kraftig redusert. Det er stor forskjell på artsrikhet i åpne arealer som beiteenger avhengig av om de har vært gjødslet eller ikke (f.eks. Austrheim mfl. 1999; Myklestad og Sætersdal 2003; 2004; 2005). Gjødsling er sammen med gjengroing den viktigste faktor som gir dårlig tilstand for slåtteeenger og beiteenger (Evju mfl. 2017). Generelt vil gjødsling av åpne arealer favorisere noen få konkurransesterke arter som da skygger ut andre arter. Dette vil gi som resultat at gjødslete enger er artsfattige og typisk mangler sjeldne arter knyttet til seminaturalige enger som ikke har vært gjødslet, såkalte tradisjonelle enger. Disse engene vil for så vidt kunne ha høy skogbonitet og således være egnet til planting av klimaskog. Generelt vil konflikten mellom biodiversitet og skogplanting være relativt lav på slike arealer. En god feltmetodikk for å avdekke eventuelle miljøverdier vil kunne bidra til at klimaskogene i størst mulig grad begrenses til slike arealer med lav konfliktgrad. Videre vil en slik metodikk kunne avdekke særlig verdifulle slåtteeenger og beiteenger.

#### 3.2.4.1.2 Gjengroingsgrad

Når et areal med åpen beitemark eller slåtteeeng brakklegges vil arealene over tid bli til skog, og med et tilsvarende endret artsinventar. Studier i Sverige på karplanter har vist at denne endringen til skog har medført en redusert artsrikhet (Hansson og Fogelfors 2000; Cousins og Eriksson 2001).

Ved gjengroing med lauvtrær som bjørk og or vil artssammensetningen endres fra lyskrevende arter knyttet til åpne arealer til skyggetålende arter. Hos karplanter er artstilfanget (artspoolen) av lyskrevende arter typisk større enn artstilfanget av skyggetålende arter (Zobel mfl. 1996). I tidlig gjengroingsfase (hogstklassene 1, 2 og 3) vil en andel av de lyskrevende artene fremdeles holde stand. Etter hvert som gjengroingen går sin gang og tresjiktet lukker seg (hogstklassene 4 og 5) vil vi bare kunne finne lyskrevende arter i åpninger i skogen (Myklestad og Sætersdal 2003; 2005). Det er grunn til å tro at en naturlig gjengroing med lauvskog i større grad vil ha slike åpninger enn planteskog av gran. Imidlertid utgjør disse åpne flekkene i skogen små arealer slik at antall lyskrevende arter vil være lite sammenlignet med en åpen eng som utgjør et større areal. Myklestad og Sætersdal (2005) fant

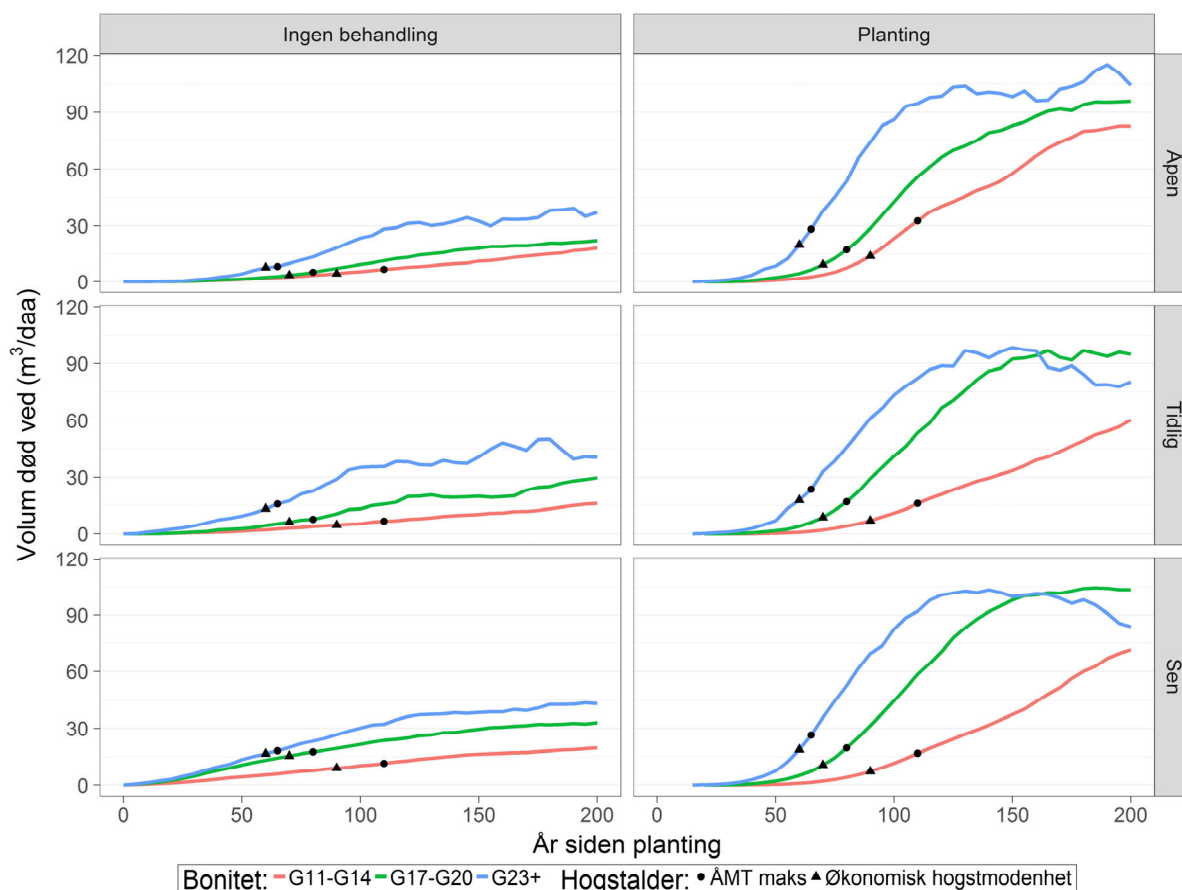
således ingen av de sjeldne kulturmarksartene i gjengrodde beiter og slåtteenger i Sogn (15 til 75 år gamle lauvskoger). Antall arter per areal i den gjengrodde skogen var ikke forskjellig fra antall arter per areal i tradisjonelt drevne enger, men artsinventaret var forskjellig.

### 3.2.5 Biodiversitetsindikatorer i simuleringene

#### 3.2.5.1 Utvikling i volum død ved

Figur 23 viser utviklingen av død ved i bestander med planting sammenlignet med tilsvarende bestander uten behandling. Etter økonomisk hogstmodenhet (trekantsymboler i figur 23) øker volumet av død ved vesentlig mer på plantede arealer enn det vi ser på arealer uten behandling. Dette skyldes at stående volum har blitt mye høyere som resultat av planting og at den naturlige avgangen dermed begynner å tilføre vesentlige mengder med død ved i bestandet. Denne utviklingen går raskere på høyere boniteter på grunn av raskere volumvekst i disse bestandene.

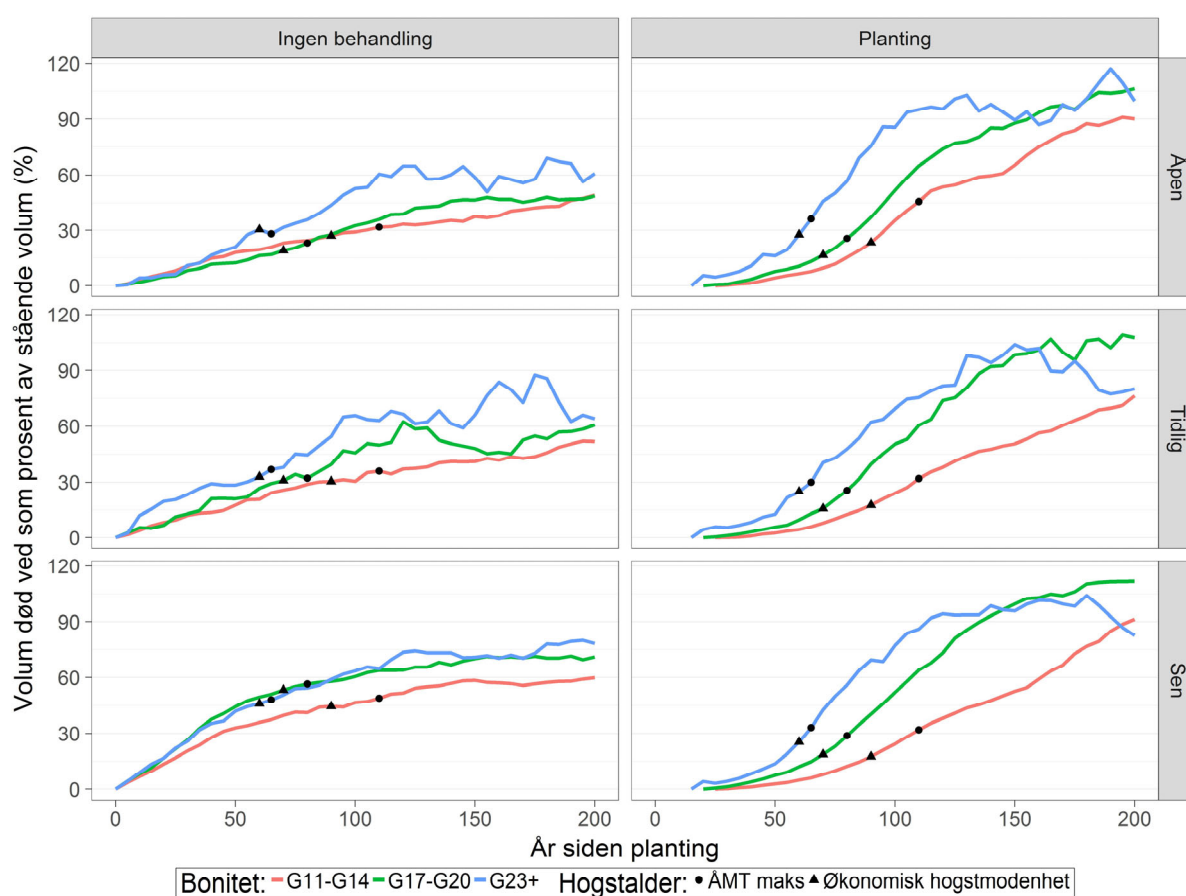
En ser også at volumet av død ved etter hvert stabiliseres omkring 90 m<sup>3</sup>/daa på de beste bonitetene når bestandene passerer 150 år. Denne stabiliseringen skyldes at tilførselen av ny død ved balanseres av at eldre død ved vedden blir borte på grunn av fullstendig nedbrytning. For midlere boniteter (G11-G14) har bestandene ved 200 års alder ikke nådd en slik utviklingsfase at volumet av død ved stabiliseres.



**Figur 23.** Utvikling i volum av død ved fram til 200 år etter planting (eller tilgroing uten behandling) for ulike bonitetsklasser. Hogstaldere er lagt inn med trekant for økonomisk hogstmodenhet og sirkler formideltvekstens kulminasjon.

Figur 24 viser volumet av død ved som prosent-andel av stående biomasse. Disse diagrammene viser at andelen øker til et nivå opp mot 100 %, det vil si tilsvarende volum som stående biomasse, og deretter synes å stabilisere seg når bestandene nærmer seg 200 år på de beste bonitetene. Slike bestander har da nådd en alder som er 2-3 ganger så høy som hogstmoden alder og i denne utviklingsfasen er volumet av død ved betydelig. Dette stemmer godt overens med empiriske studier av mengde død ved i skog som har nådd en slik utviklingsfase der naturlig avgang dominerer bestanddynamikken (til forskjell fra skjøttet skog der skogskjøtselen dominerer bestanddynamikken).

Også på arealer uten behandling stabiliseres andelen død ved i forhold til stående biomasse, men på et lavere nivå enn hva vi ser på de plantede arealene. Dette viser at når plantede arealer utvikler seg forbi hogstmoden alder vil en relativt større del av biomassen gå over til død ved sammenlignet med hva vi ser på ubehandlede arealer. Dette er en effekt av høyere naturlig avgang på plantede arealer hvor antall trær per daa er høyere sammenlignet med arealer uten planting.



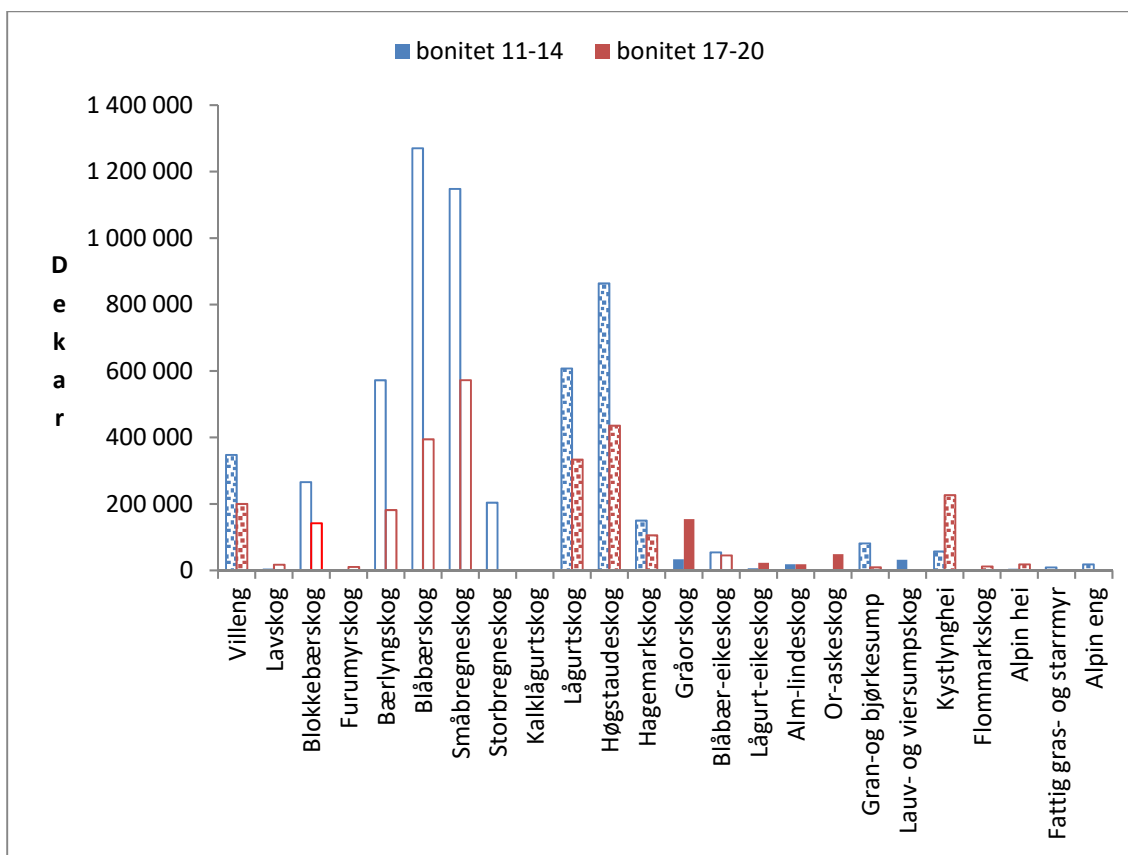
**Figur 24.** Utvikling i volum av død ved som prosentandel av stående volum fram til 200 år etter planting (eller tilgroing uten behandling) for ulike bonitetsklasser. Hogstaldere er lagt inn med trekanter for økonomisk hogstmodenhet og sirkler formiddel-tilvekstens kulminasjon.

### 3.2.5.2 Fordeling vegetasjonstyper og bonitet

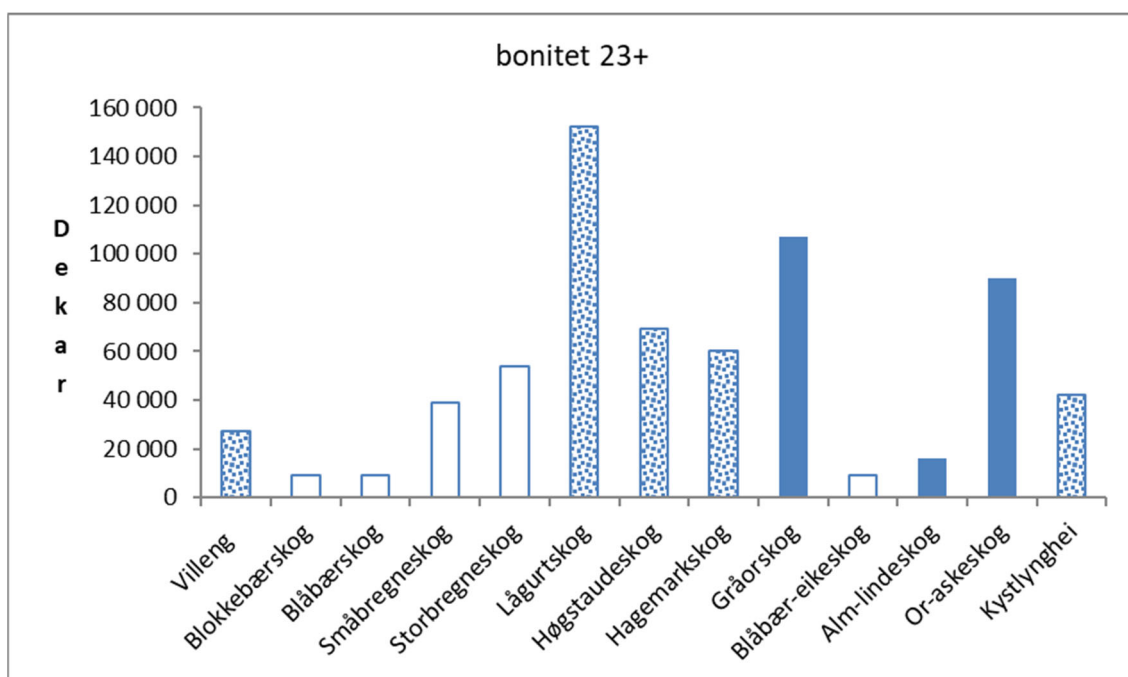
Vi kjenner ikke omfanget planting av skog på nye arealer som klimatiltak vil få i framtida, men vi kjenner arealfordelingen på ulike boniteter og vegetasjonstyper av det potensielle tilplantingsarealet (Figur 25 og 26, Vedlegg 2). Dette gir en god indikasjon på hvilke vegetasjonstyper som vil være gunstigst for utplantning av gran sett i forhold til arealstørrelse (potensielt utplantingsareal) og hvor restriksjoner og hensyn i forhold til miljøverdier er små (se 3.2.1.1). For de tre bonitetsklassene i datasettet i prosjektet utgjør bonitet 11-14 60 %, bonitet 17-20 33%, mens bonitet 23+ kun utgjør 7 %, 

---





Figur 25. Arealfordeling av vegetasjonstyper på bonitetsklassene 11-14 og 17-20 på potensielt tilplantingsareal. Heldekkende farge: rike vegetasjonstyper, prikkete: vegetasjonstyper som kan være rike eller fattige, åpne: fattige vegetasjonstyper (se Halvorsen 2015 Tabell B1-1).



Figur 26. Arealfordeling av vegetasjonstyper på bonitetsklassen 23+ på potensielt tilplantingsareal. Heldekkende farge: rike vegetasjonstyper, prikkete: vegetasjonstyper kan være rike eller fattige, åpne: fattige vegetasjonstyper (se Halvorsen 2015 Tabell B1-1).

altså en svært skjev fordeling. Fordelingen på vegetasjonstyper er nokså lik mellom bonitetsklassene 11-14 og 17-20 (Figur 25). Her dominerer blåbær- og småbregneskog som også er blant de tre vegetasjonstypene med størst areal i norsk skog totalt. Fordelingen i bonitetsklassen 23+ (Fig. 26) avviker sterkt fra de andre klassene ved at rike vegetasjonstyper og typer som både kan være rike eller fattige dominerer og at blåbær- og småbregneskog kun utgjør små arealandeler.

Artsantallet per arealenhet for fire organismegrupper er vist å øke med økende produktivitet i norsk skog (Gjerde mfl. 2005a). Denne undersøkelsen tok utgangspunkt i artsregistreringer i 50x50 m prøveflater og midlere bonitetsverdier for ulike vegetasjonstyper ble brukt som mål for produktivitet. En viktig årsak til mønsteret med økende artsmangfold med økende produktivitet er at skog med høy produksjonsevne, per arealenhet, produserer en større mengde død ved, et viktig habitat for mange skogsarter, enn skog på lavere bonitet ved samme alder av skogen. Dette gjelder både lauvskog og plantefelt med gran (jfr. Figur 23, 24).

Flertallet av naturtyper og livsmiljøer for arter som ikke kan (lov- og regelverk-) eller bør (rødlistestatus, viktige naturtyper) tilplantes er kjennetegnet ved å være kalkrike. Kalkrikhet og produksjonsevne (bonitet) samvarierer oftest positivt. Unntatt fra dette mønsteret vil være gjødslet, men kalkfattig kulturmark med høyt nitrogen og/eller fosforinnhold som gir høy produksjonsevne og dermed høye bonitetstall. Jo høyere bonitet, jo større sannsynlighet vil det være for forekomst av slike rike naturtyper innenfor det potensielle utplantningsarealet. Restriksjonene for å kunne plante ut gran vil derfor være betydelig større på arealer i de høyeste bonitetsklassene, særlig bonitet 23+, sett i forhold til arealet de utgjør. Resultatet av en oppskalering av tiltaket der hensynet til biomangfold er ivaretatt i utvalgsprosessen for arealer som kan tilplantes, er at effektene for biomangfold på landskapsnivå vil være størst på de laveste bonitetsklassene som har det klart største mulige utplantningsarealet. De arealmessig viktigste skogtypene i disse bonitetsklassene er blåbær- og småbregneskog, som også er blant de 3 vanligste vegetasjonstypene i skog i Norge. Hvis en planter ut på arealer som er eller vil utvikle seg til disse skogtypene og på arealer med kalkfattig brakklagt seminaturlig mark (villeng), vil en oppnå minst mulig negative effekter av planting av skog på nye arealer som klimatiltak på miljø, definert her som naturtyper og deres artsmangfold.

Hvilke vegetasjonstyper som forekommer i de ulike bonitetsklassene, og i hvilket omfang, er vist i tabellform i vedlegg 2.

### 3.2.5.3 Identifikasjon av naturtyper og arter det er spesielt viktig å hensynta ved en oppskalering av tiltaket

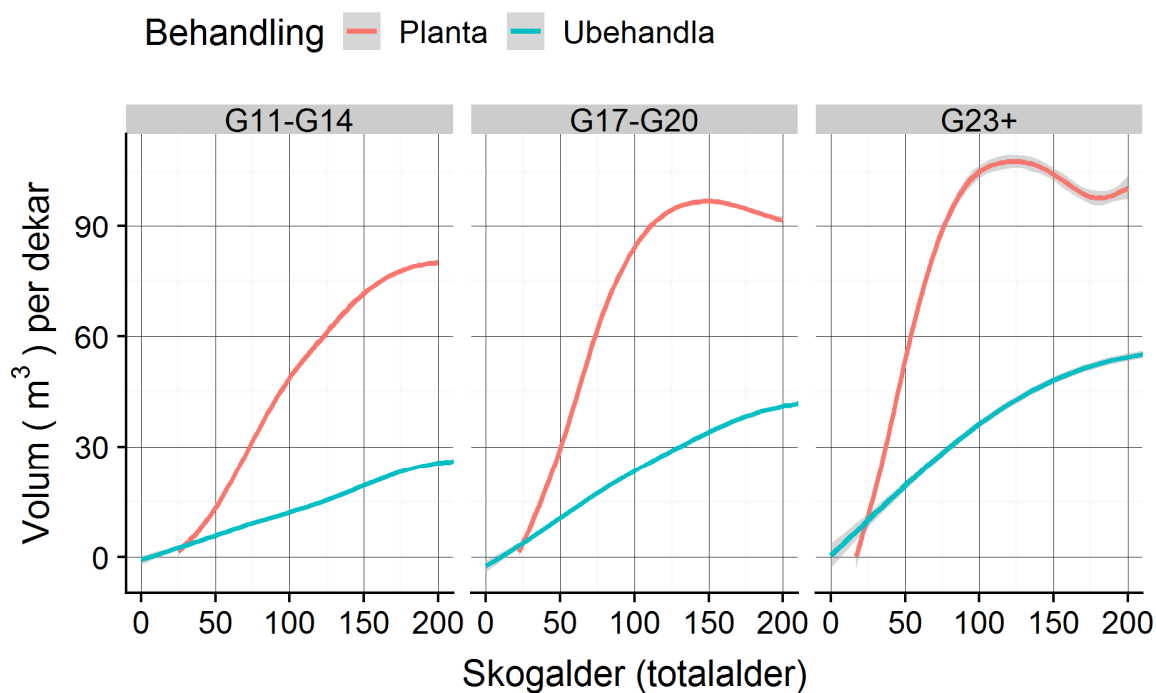
Hvis utplantingen primært skjer på aktuell eller potensiell blåbær- og småbregnemark (NiN grunntype T4-C-1 blåbærskog) - som resultat av en god utvelgelsesprosess med hensyn på biologisk mangfold - vil det være få naturtyper og deres spesifikke artsmangfold som det er spesielt viktig å hensynta. Viktige unntak vil være potensielle eller aktuelle arealer for *boreonemoral regnskog* og *eikeskog* på Vestlandet der begge skogtypene har en stor del av sine totalarealer på blåbær- og småbregnemark. Disse naturtypene har lenge hatt et sterkt redusert areal i forhold til potensiell forekomstareal som resultat av menneskets historiske utnyttelse av kyststrøkene (se 3.2.1.1). Ved den pågående gjengroingen vi de nå kunne øke arealet. Boreonemoral regnskog er rødlistet som truet (VU) på den nye rødlisten for naturtyper (Artsdatabanken 2018), og er dermed blant de naturtyper som må vurderes før utplantning kan skje. Potensielle arealer for boreonemoral regnskog kan identifiseres ved hjelp av topografiske indikatorer på høy stabil luftfuktighet (Blom mfl. 2015). Potensiell eikeskog vil best kunne identifiseres ved etablering av småplanter av eik.

## 3.3 Næring

### 3.3.1 Betydning av gjengroingsgrad, bonitet og hogsttidspunkt, samt region (SiTree)

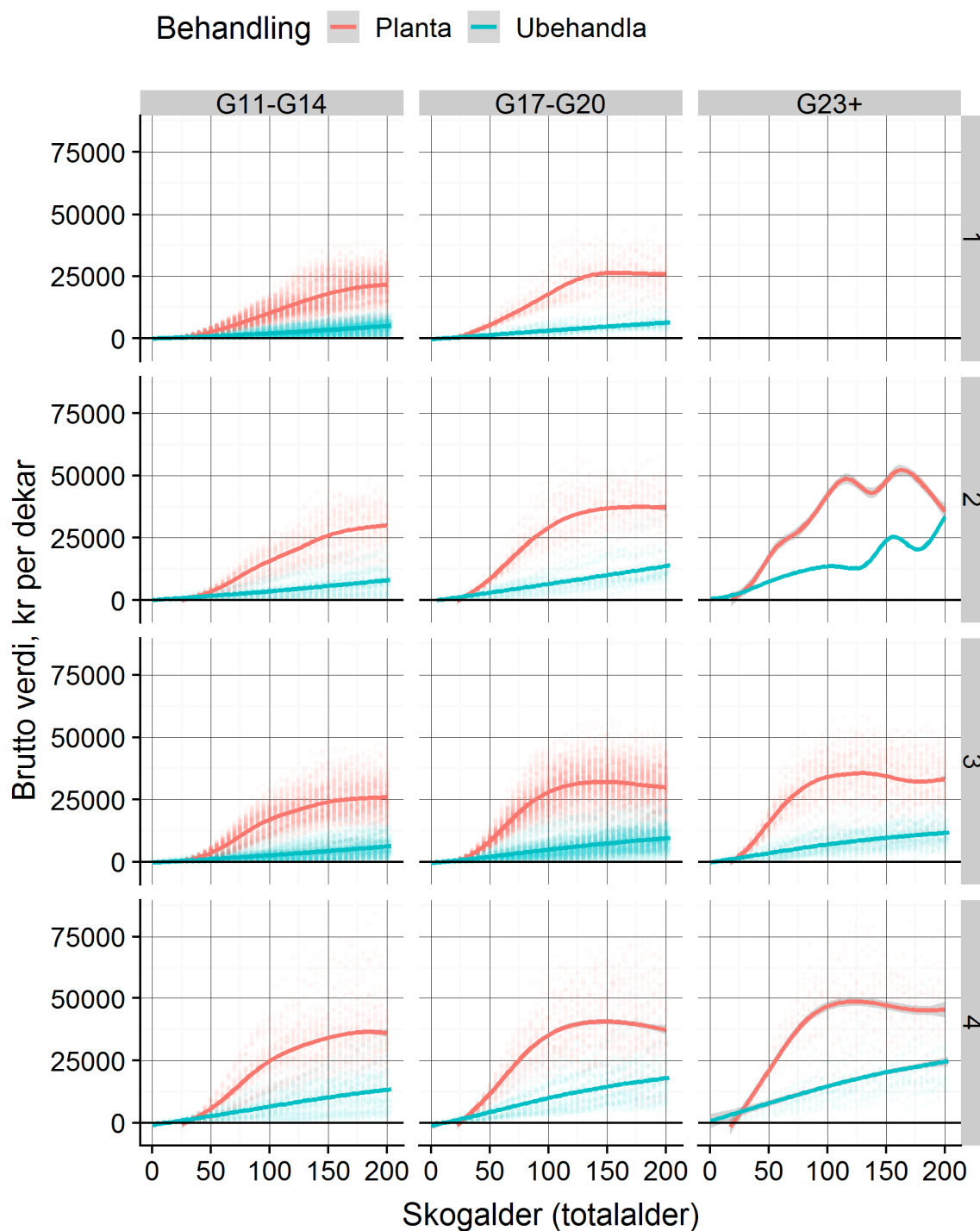
#### 3.3.1.1 Verdiutvikling i bestandene.

Figur 27 viser volumutviklingen i bestand ved forskjellig bonitet og behandling. Volumutviklingen ved en gitt bonitet skiller lite mellom regionene, så dataene vises samlet for alle regionene.



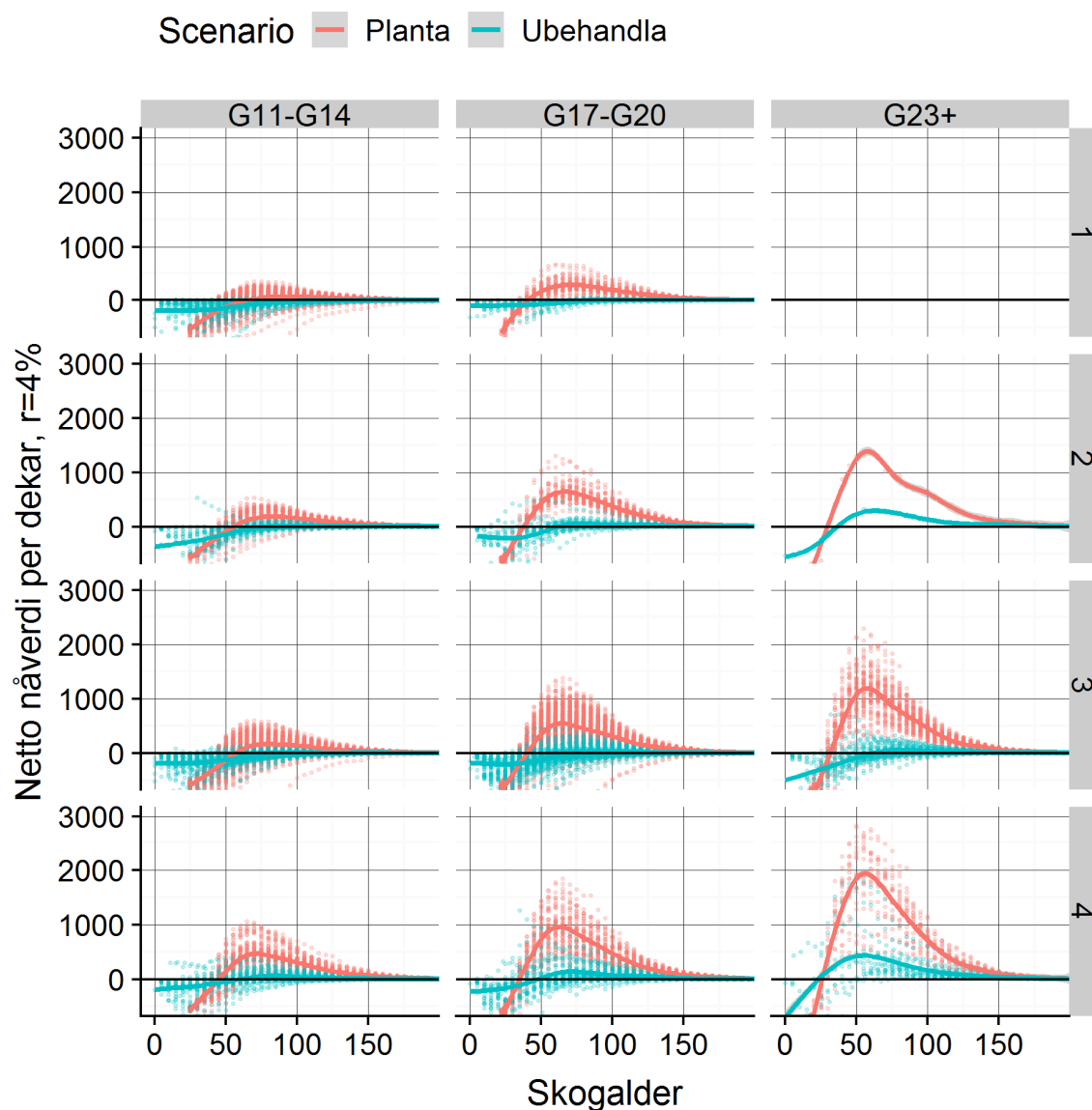
Figur 27. Volumutviklingen i forhold til bonitet og behandling.

Produktiviteten til bestandene øker til nesten det tredobbelte med planting mot alternativet uten behandling. Merk her at skogalder er totalalder på trærne i hver flate og innebærer at begge scenarier starter uten vegetasjon (gjengroingsgrad «0»), hvor det ene utvikler seg som uskjøtta gjengroingsareal og det andre som bestandsskog. Verdiutviklingen (Figur 28) følger samme mønster som volumutviklingen.



**Figur 28.** Brutto verdiutvikling (kr per dekar) i planta versus ubehandlede bestand i de fire regionene (1 – 4).

Bruttoverdien (figur 28) per dekar øker tilsvarende produktivitetsøkningen. Spredningen i brutto flateverdi for samme bonitet og skogalder skyldes spredning i volumutviklingen og spredning i virkespriser (som er individuelle for hver kommune).



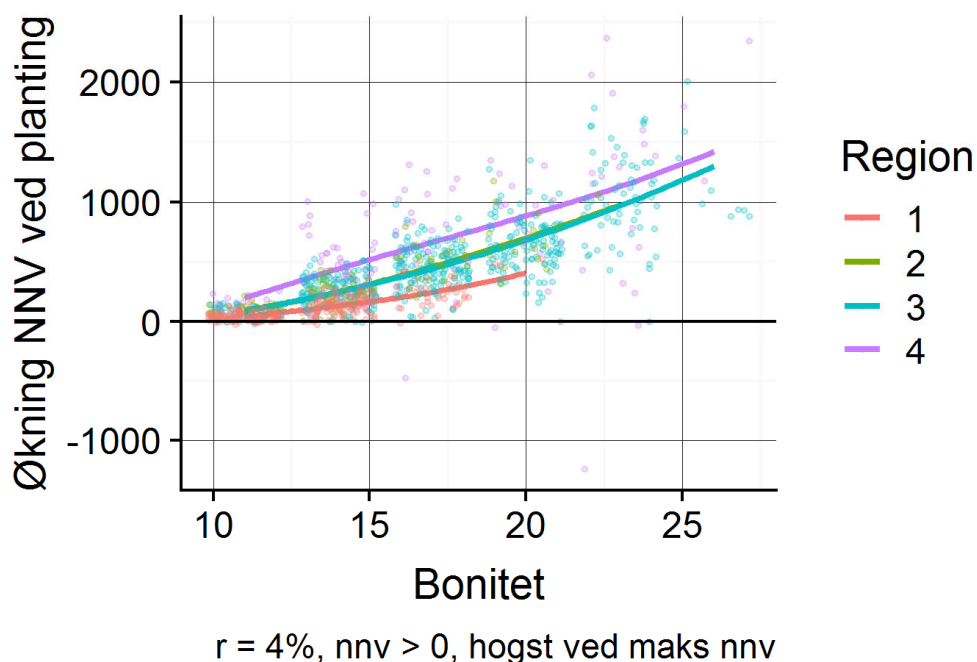
**Figur 29.** Netto nåverdi per dekar ved ulike skogalder, bonitet og behandling for region 1 - 4. Nåverdien blir negativ om driftskostnadene overstiger verdien av virke, det vil si ved lange transportavstander og små tredimensjoner.

Produktivitetsøkningen gir naturlig nok utslag også i nåverdien av arealene. I figur 29 er nåverdi beregnet for alle flater ved alle tidspunkt. Så lenge skogen vokser hurtig øker også nåverdien for de fleste bestand. For en del bestand vil driftskostnadene være høyere enn virkesverdien, for disse vil følgelig nåverdien være negativ. Denne negative nåverdien vil også øke med økende volum i bestandet og synke igjen om hogst utsettes langt fram i tid. For bestand som gir et positivt driftsresultat vil økonomisk optimalt hogsttidspunkt være tidspunktet som gir høyest nåverdi, det vil si noen år før veksten avtar for mye. For bestand med negativt driftsresultat vil det lønne seg å utsette hogst så lenge som mulig. Denne sammenhengen kommer også fram i figur 29, spesielt for region 1 og 2.

### 3.3.2 Overskudd per daa

Vi har beregnet overskudd pr. dekar for skogeieren ved de forskjellige forutsetningene for bonitet, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt gitt 100 % tilskudd til etableringskostnader (det vil si kostnader knyttet til forarbeider, planting og skjøtsel første 5 år etter tilplanting). Overskuddet er altså differansen mellom netto nåverdi av et bestand som vil bli plantet og skjøttet versus nåverdien av

bestandet uten behandling. Det er her antatt at hvert felt vil hogges ved tidspunktet som gir høyest netto nåverdi for scenariet der det plantes. I scenariet uten behandling hogges det ved samme tidspunkt, og nåverdien for begge scenarier benyttes i sammenligningen. I denne sammenligningen har vi diskontert til året for planting av klimaskog. Da vi skogalder for det ubehandla alternativet variere etter hvor langt gjengroingen har kommet. Alderen for det planta alternativet vil være det samme som år siden planting og omtrent det samme som totalalder for skogen.

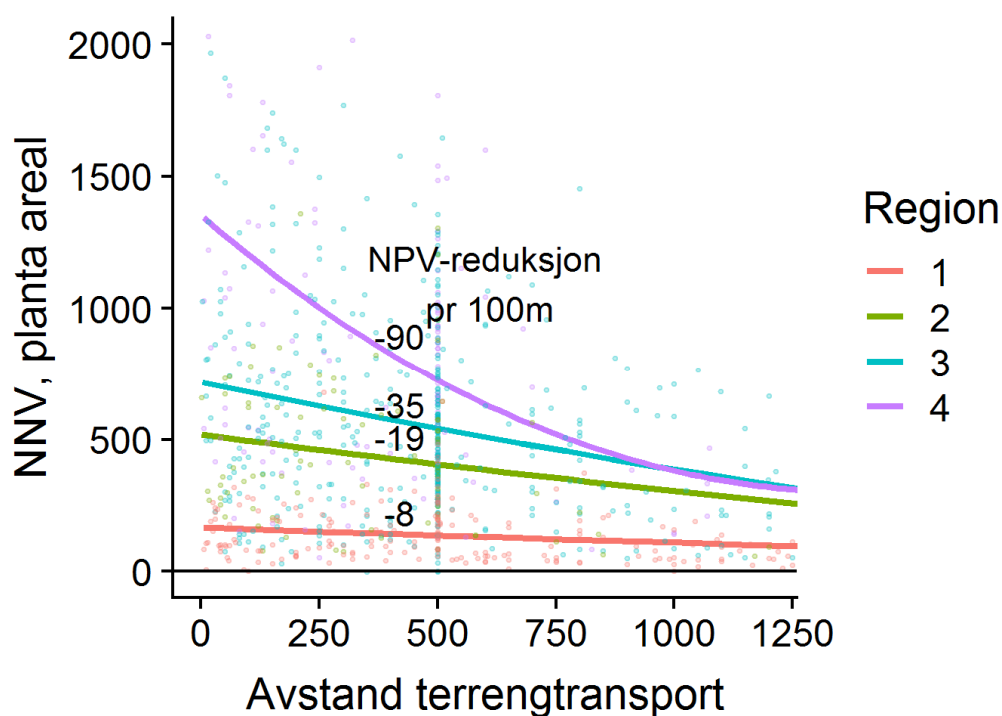


Figur 30. Økning i netto nåverdi (nnv) per dekar ved klimaplanting for økende bonitet og ulike regioner.

Variasjon i virkespriser og driftsforhold gir regionale forskjeller og betydelig variasjon i den økonomiske effekten av skogplanting (figur 30). I region fire er endringen i nåverdi i noen tilfeller negativ, dette er bestand hvor gjengroingsarealene har større netto nåverdi enn planta arealer. Dette forekommer hvor en naturlig foryngelse har kommet relativt langt før det ryddes og plantes på nytt. Disse flatene ville dermed ende med større volum og nåverdi om de fikk fortsette å vokse fritt.

### 3.3.3 Hvordan driftsavstand og helling påvirker overskuddet

Terrengtransportavstanden virker sterkt inn på driftskostnadene for et hogstobjekt, og følgelig vil også netto nåverdi av objektet påvirkes negativt av lange terrengtransportavstander. En enkel analyse av denne effekten indikerer betydelige forskjeller mellom regionene (Figur 31). Dette skyldes nok at det er forskjellig gjennomsnittlig bonitet i de ulike regionene.



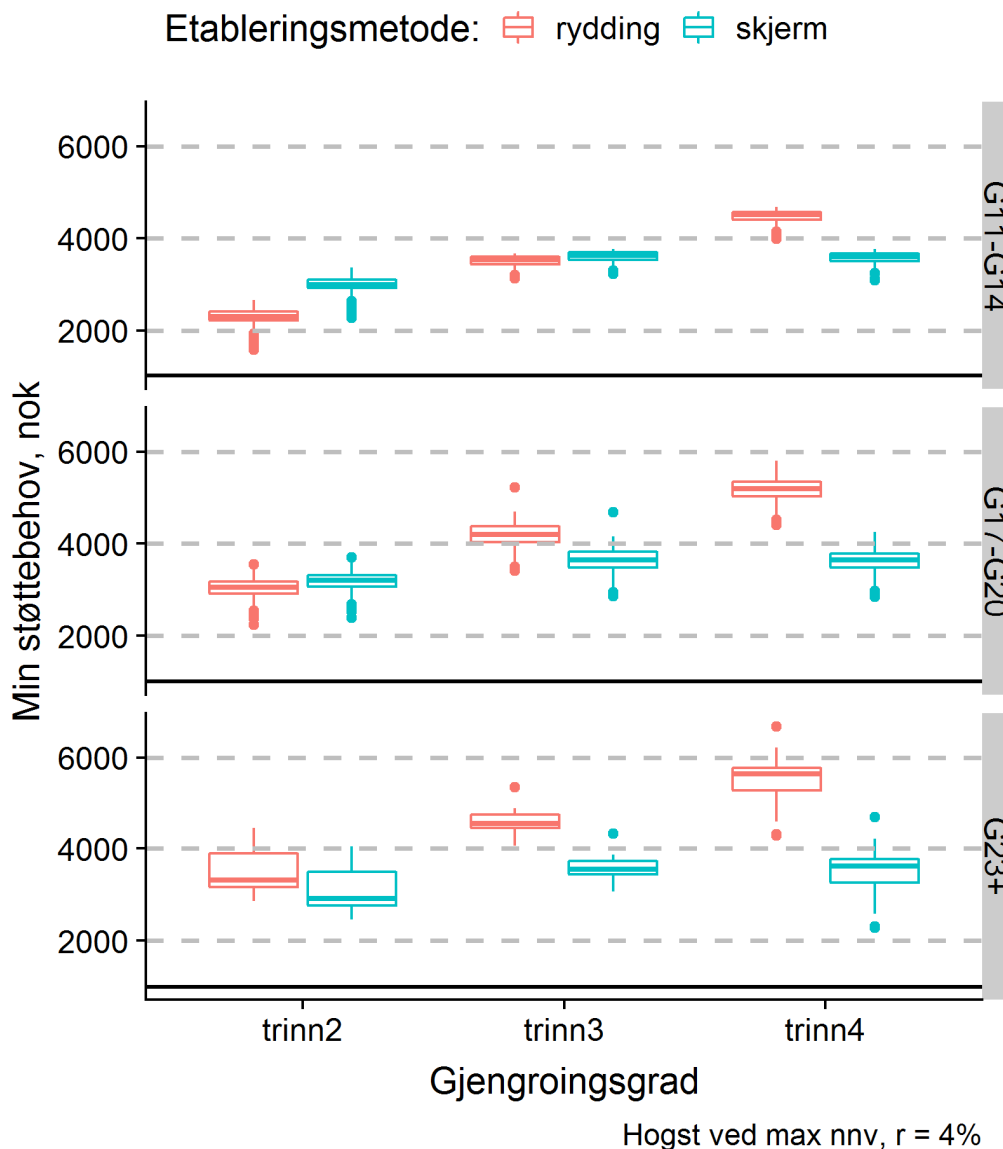
Figur 31. Endring i netto nåverdi som følge av terrengtransportavstand for region 1 – 4.

For region 4, med størst andel areal med høye boniteter, synker netto nåverdi med kr 90 per 100m terrengtransportavstand. For region 1, med lavest andel areal på høy bonitet, vil tiden til man på et vis realiserer denne transportkostnaden bli betydelig lengre. Da vil netto nåverdi være lav, og kostnaden for terrengtransport vil være tilsvarende lav.

### 3.3.4 Hvilket tilskudd som er tilstrekkelig

Vi har beregnet hvilket tilskudd som er tilstrekkelig for å dekke skogeiers avkastningskrav på arealet. Gitt etableringskostnadene i tabell 6 og 7 og økningen i nettonåverdi av tiltaket, vil vi lande på et minimum tilskuddsbehov som vist i figuren 31. Kostnadene for etablering (tabell 6 og 7) var i intervallet 3000-6500. Økningen i nåverdi av skogarealene var relativt begrenset (figur 3030), og tilskuddsbehovet vil derfor være i samme størrelsesorden som etableringskostnadene.

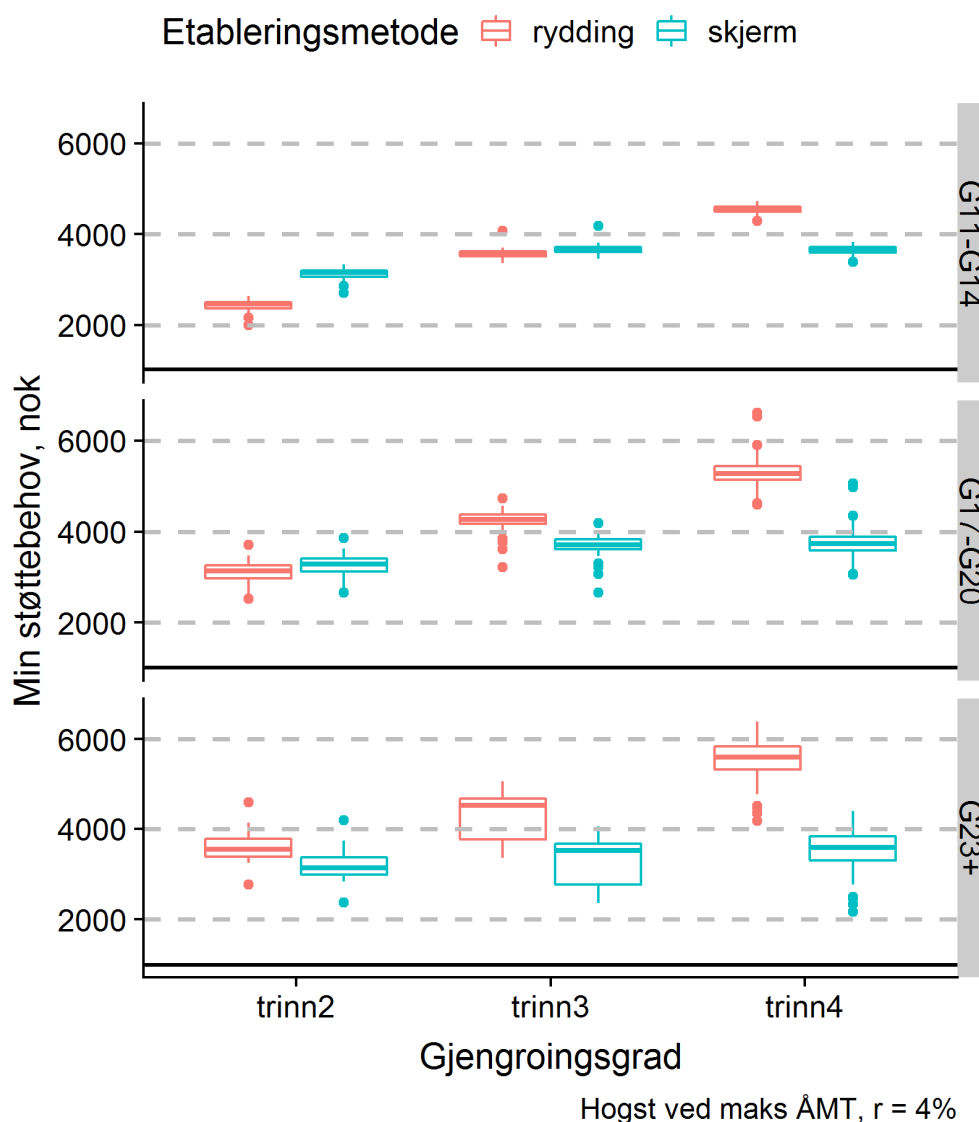
Tilskuddsbehovet ligger i intervallet 2000 – 6000 kr per dekar, med typiske verdier i intervallet 3000 – 4000 kr / dekar for etablering under lauvskjerm og 2500 - 6000 for etablering med forutgående rydding. Selv om verdiøkningen er størst for felt med høy bonitet, øker etableringskostnadene såpass mye at støttebehovet også er størst for de beste bonitetene (Figur 32).



Figur 32. Minimum støttebehov for at skogeier skal ha økonomisk utbytte på 4% for å etablere klimaskog.

Kulminasjon av middeltilvekst vil skje ved ca. 20 - 50 % høyere bestandsalder enn det som vil være økonomisk hogstmodenhetsalder (tabell 4). Om hogsttidspunktet settes til alder ved kulminasjon i middeltilveksten (maks årlig middeltilvekst) innebærer dette en senere avvirkning, med større volum og virkesverdi enn ved hogst ved økonomisk hogstmodenhetsalder, men med lavere nåverdi av bestanden. Dette skyldes at tilveksten avtar mot denne kulminasjonen, samt at inntektene utsettes og dermed krymper i diskonteringen. Ved lavere rente vil økonomisk optimalt hogsttidspunkt øke opp mot tilvekstkulminasjonen. Tilskuddsbehovet for en (for skogeier) lønnsom etablering av klimaskog om hogsttidspunktet settes til kulminasjon i middeltilveksten er vist i figur 33. Forskjellen i støttebehov mellom de to hogsttidspunktene (ved maks netto nåverdi versus ved kulminasjon i middeltilvekst) er meget liten.



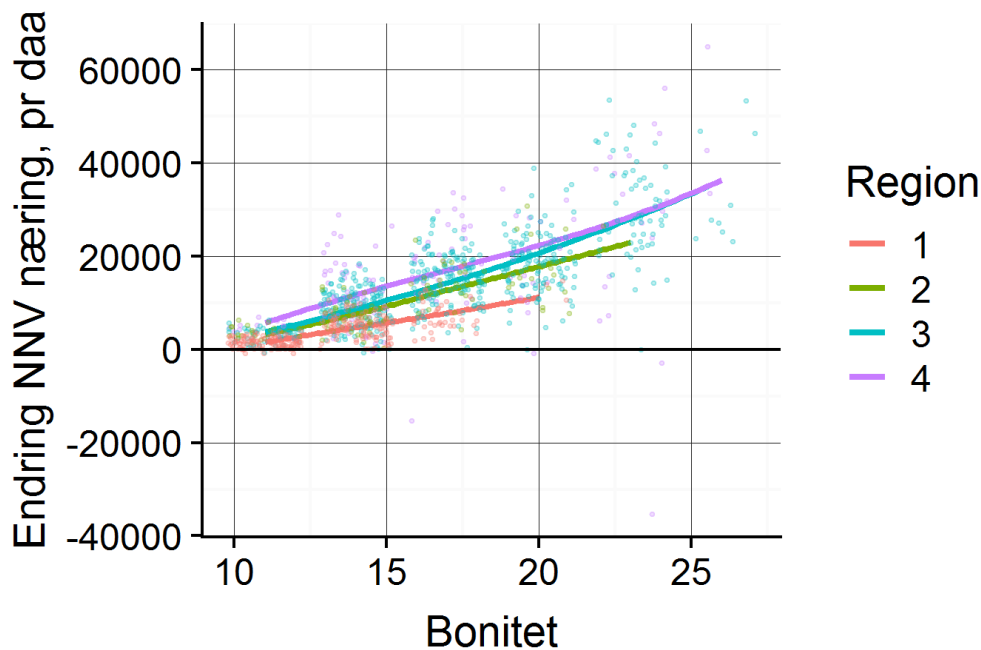


Figur 33. Minimum støttebehov ved hogstaldre lik alder for middeltilvekstens kulminasjon (ÅMT<sub>maks</sub>) og 4% rente.

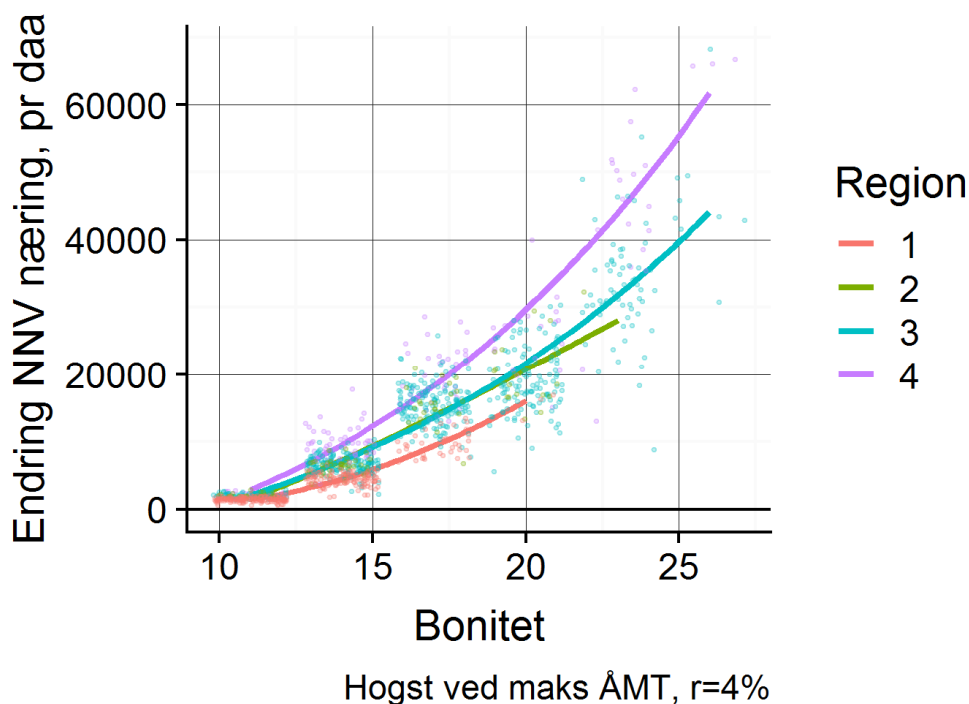
Om hogstaldre settes lik alder for maksimal årlig middeltilvekst blir støttebehovet i intervallet kr 2500 –6000, avhengig av bonitet, utviklingstrinn og etableringsmetode.

### 3.3.5 Næringsøkonomisk verdiskapning for Norge

Vi har beregnet næringsøkonomisk verdiskapning for Norge, med utgangspunkt i en begrunnet multiplikatoreffekt. Næringsøkonomisk verdiskapning er her nåverdien av brutto virkesverdi per dekar ved økonomisk optimalt hogsttidspunkt og ved middeltilvekstens kulminasjon, multiplisert med denne multiplikatoreffekten. For å beregne næringsøkonomisk verdiskapning har vi brukt multiplikatoreffekten for produksjonsverdier funnet i avsnitt 2.6.5.



Figur 34. Økning i næringsverdi som følge av planting gitt hogsttidspunkt som gir maks nettonåverdi (økonomisk optimal hogstaldet). Kroneverdiene indikerer økningen i netto nåverdi ved 4% rente.



Figur 35. Endring i næringsverdi som følge av planting ved hogst ved middeltilvekstens kulminasjon (ÅMT maks).

Hogst ved hogsttidspunkt som gir maksimal netto nåverdi øker næringsverdien av arealene med 5 000 - 40 000 per dekar, mens om en utsetter hogsten til kulminasjon i middeltilvekst (ÅMT<sub>maks</sub>) øker forskjellen til intervallet 5 000 – 60 000 per dekar. Økningen i næringsverdi er sterkt knyttet til boniteten (Figur 34 og 35).

### 3.4 Sammenstilling av betydning for klima, miljø og næring

Vi har sammenliknet forskjellen i nåverdi og forskjellen i C-ekvivalenter mellom de to alternativene planting og ingen behandling (Figur 36). Høyere bonitet gir høyere avkastning (nåverdi) per arealenhet, mens gjengroingsgrad har mindre betydning. Det kan synes om spredningen i nåverdi er noe mindre for åpne arealer enn i sen gjengroingsfase. Dette kan skyldes at det vil være mer varierende utgangssituasjon på arealer i sen gjengroingsfase. Det er høyere nåverdi ved avvirkning ved økonomisk hogstmodenhet, enn ved å vente med avvirkning til årlig middeltilvekst kulminasjon.

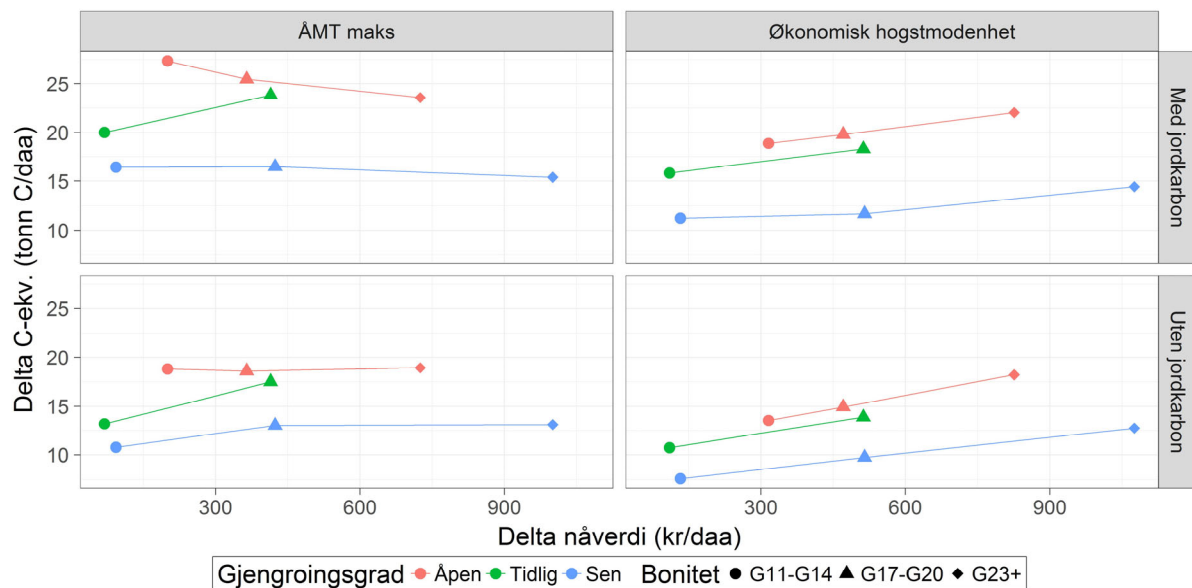
Når det hogges ved økonomisk hogstmodenhet så er det også for klima høyere verdier (mer C-ekvivalenter) ved høyere boniteter, og inkludering av jordkarbon endrer ikke forholdet betydelig. Som forventet forsterker det modellerte jordkarbonet effekten av gjengroingsgrad, samt at det gir en høyere totaleffekt (mer C-ekvivalenter).

Ved svært høy bonitet er forskjellen i hogstalder liten (2 – 3 år), og forskjellen i C-ekvivalenter mellom alder for middeltilvekstens kulminasjon og økonomisk hogstmodenhetsalder er liten. Ved midlere bonitet er forskjellen i hogstalder betydelig større (15 – 20 år). Når skogen står lenger antydes det at betydningen av bonitet for klimaeffekten av planting blir mindre, og i alternativet med middeltilvekstens kulminasjon gir bonitet i liten grad utslag i åpen og sen gjengroing.

Når det hogges ved middeltilvekstens kulminasjon synes det imidlertid som om bonitetstrenden endres ytterligere når jordkarbon legges til. Den er ikke så tydelig i utgangspunktet, men særlig for åpne arealer så kan det se ut til at trenden er motsatt, med høyere delta C på midlere bonitet, og lavere på høy og svært høy bonitet. Når jordkarbon er inkludert er trenden for de åpne arealene motsatt ved hogst ved middeltilvekstens kulminasjon sammenliknet med hogst ved økonomisk hogstmodenhet.

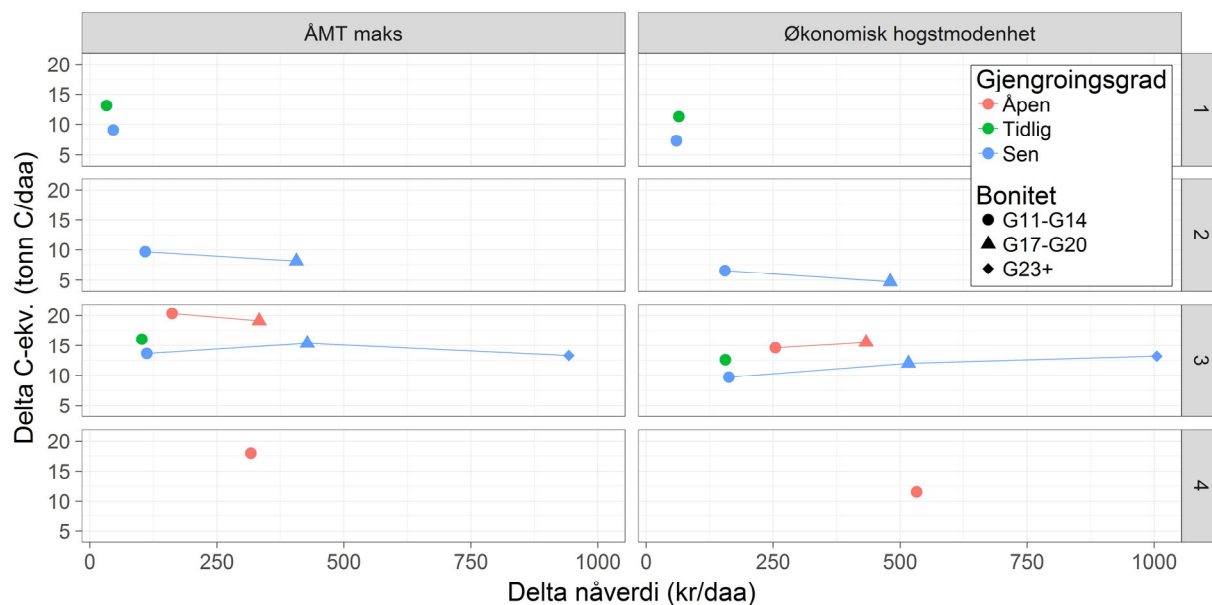
For åpne arealer er det region 3 som dominerer i antall. Karbonakkumuleringen i jord for åpne arealer reduseres med økende bonitetsklasse. Samme trend finnes for de øvrige gjengroingsstadier. Alle regionene er svært ulike rent klimatisk og dette har stor betydning for simulering av jordkarbon. Nedgangen med økende bonitet er mindre pregnant om en bruker nåverdi som kriterium for hogsttidspunkt (økonomisk optimal hogstalder). Data viser en større spredning med hensyn på hogsttidspunkt i de ulike strata om nåverdi benyttes.

Planting med gran på gjengroingsarealer har relativt begrensede effekter på naturmangfold når det plantes i henhold til lovverk og sertifiseringsordninger og begrenset til de mest vanlige vegetasjonstypene på midlere boniteter. Det er økende konflikt med hensyn til naturmangfold ved økende bonitet. Betydningen av gjengroingsgrad vil variere, men generelt avtar artsrikdommen i de tidlige stadiene av gjengroingsprosessen. Generelt vil artsmangfoldet kunne øke med økende alder på skogen etter at den er blitt hogstmoden. Det er imidlertid relativt liten forskjell i de to hogsttidspunkt (fra 2 – 3 år ved svært høy bonitet til 17 - 20 år ved midlere boniteter), så det har liten betydning for naturmangfold og andre miljøverdier.



**Figur 36.** Sammenlikning av de to alternativene, planting og ingen behandling, ved avvirkning ved økonomisk hogstmodenhetsalder. Delta CE = forskjell i karbonekvivalenter. Delta NPV = forskjell i nåverdi.

Det blir et svært begrenset antall Landsskogflater for enkelte kombinasjoner når en trekker analysen videre ned til regionnivå. Det er derfor ikke mulig å vise trender for alle kombinasjoner av gjengroingsgrad og bonitet (Figur 37). Det gjør det også vanskelig å sammenlikne de ulike regionene.



**Figur 37.** Sammenlikning av de to alternativene, planting og ingen behandling for de fire regionene, ved avvirkning ved økonomisk hogstmodenhetsalder. Delta CE = forskjell i karbonekvivalenter. Delta NPV = forskjell i nåverdi.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Datasettet og forutsetningene lagt til grunn

#### 4.1.1 Foryngelsesfasen

Det kan være vanskelig å etablere skog på nye arealer. Ved planting på tidligere innmark kan konkurransen fra annen vegetasjon bli stor, og gnag eller beite fra smågnagere og hjortedyr kan være problematisk (Arnøy 1992, Brunvatne 1997). Røsslyng, som dominerer i kystlyngheiene, kan ha allelopatisk (skadelig) virkning på veksten til granplanter (Braathe 1950). Arnøy (1990) fant imidlertid god overlevelse etter planting av 2-årig sitka på «veksthemmingsmark», røsslyngmark i kyststrøkene. 6-årig overlevelse var 92-98 %. I pilotfasen er det gode støtteordninger til hele foryngelsesfasen, frem til feltene er 5 år. Det er også lagt opp til god plantetetthet, med mellom 220 og 300 planter per dekar (opplysninger fra prosjektlederne i de tre pilotfylkene). Selv de tidligst etablerte feltene er imidlertid for unge til å gi informasjon om plantetall når bestandet har etablert seg. Men gitt de gode støtteordningene, som inkluderer suppleringsplanting og vegetasjonskontroll de første fem årene, har vi sett det som naturlig å legge til grunn en relativt høy plantetetthet i evaluering av pilotfasen. Vi har derfor forutsatt en optimal etablering av plantefeltene i våre simuleringer (kapittel 2.2.1.1.).

Disse plantetallene ligger noe høyere enn dagens praksis i etablert skog. Resultatkontrollen for 2016, basert på felt avvirket i 2013 (Granhus og Eriksen 2017) viste for eksempel at ca. 30 % av tilplantet areal på god bonitet hadde under 150 planter per dekar. Tallene er imidlertid ikke direkte sammenliknbare, da datagrunnlaget for resultatkontrollen er tilfeldig uttrukne felt som også inkluderer arealer hvor foryngelsesplikten ikke er overholdt. De siste årene har plantetallet steget. Basert på tall fra skogfondstatistikken (<https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/skogkultur/aar>) kan det utledes at det i 2017 i snitt for alle boniteter ble plantet 187 planter per dekar.

Dersom fremtidens støtteordninger til planting på nye arealer ikke blir like gode som i pilotfasen, kan man se for seg at en andel av feltene ikke har optimalt plantetall etter fem år. Vi antar likevel at de som velger å bli med på ordningen vil være interesserte grunneiere som vil ønske å utnytte markas produksjonspotensial, og at det vil settes krav til plantetall og oppfølging som gjør at en overveiende del av feltene vil få et plantetall i nærheten av det optimale.

#### 4.1.2 Gjengroing av åpne arealer

Det er stor usikkerhet knyttet til gjengroing av de åpne flatene. Vi har lagt til grunn en gjengroing med bjørk, som starter umiddelbart i simuleringene. Antakelig vil gjengroingen variere både med hensyn på treslag (f.eks. or og gran i stedet for eller tillegg til bjørk), og hastighet. Erfaringsgrunnlag fra pilotfasen antyder at gråor trolig er et like viktig og kanskje mer betydningsfullt gjengroingsstre i omfang i Trøndelag. Det ble antydnet at gråora kan nå 5 cm i diameter på ca. 5 år, mens bjørk vil være noe senere (kanskje 7 år). Det er imidlertid svært lite empiri å bygge på, og naturlig å anta stor lokal variasjon både med hensyn til foryngelsesforhold (ref. kapittel 4.1.1), og tilgang på naturlig frømateriale (nærliggende skog). Vi har i simuleringene av gjengroing av de åpne flatene (i scenariet ingen behandling) lagt til grunn at bjørka kommer inn umiddelbart. Det vil kunne lede til noe overestimering av volumutviklingen, men vil i så måte være et konservativt estimat med tanke på å sammenlikne de to scenariene (det vil si at vi potensielt underestimerer den positive klimaeffekten noe).

### 4.1.3 Lavskjerm bjørk

På deler av gjengroingsarealet vil det være et alternativ å plante grana under den bjørka som allerede er kommet opp. Det vil si foryngelse under en lavskjerm med bjørk. En slik foryngelsesform kan ha positive effekter med høyere overlevelse og mindre skader på granforyngelsen (se referanser i Søgaard mfl. 2015). Ved riktig skjøtsel kan en slik foryngelsesform gi økt totalproduksjon (Søgaard mfl. 2015), og dermed økt opptak av CO<sub>2</sub>. Det kan også potensielt redusere tapet av jordkarbon som du vil ha knyttet til hogst ved rydding av flata før planting.

### 4.1.4 Årlig middeltilvekst-kulminasjon

Årlig middeltilvekst (ÅMT) er definert som bestandsvolum ved en gitt alder delt på det totale antallet år brukt til å bygge opp det volumet (bestandsalder). For ensaldrede bestand vil årlig middeltilvekst øke etter etablering av bestandet opp til en maksimal verdi, for så å avta. Den alderen hvor årlig middeltilvekst kulminerer er ofte vurdert som optimal hogstalder når målsettingen er å maksimere volumproduksjon (Smith mfl. 1997). Med andre ord, for et gitt areal er dette den hogstalderen som vil maksimalisere volumproduksjonen, og dermed CO<sub>2</sub>-opptaket, hvis arealet blir forynget med skog igjen etter hogst (Avery og Burkhart 2015; Nyland 2016; Smith mfl. 1997). For en gitt art vil alderen hvor årlig middeltilvekst kulminerer variere primært med bonitet, men kan også variere noe avhengig av opprinnelig volum og naturlig avgang (Oliver og Larson 1996).

Utviklingen i middeltilveksten for gran og furu er beskrevet i en rekke produksjonstabeller. Grunnlaget for produksjonstabellene er data fra forsøksfelt i ensaldret gran- og furuskog med nær optimal skogbehandling, innsamlet ved NIBIO (tidligere Det norske Skogforsøksvesen og Norsk institutt for skogforskning) i tiden 1917 – 70. Forsøkene representerer ofte en form for idealskog og er ikke i alle sammenhenger nødvendigvis representative for skogen vi normalt observerer i Norge.

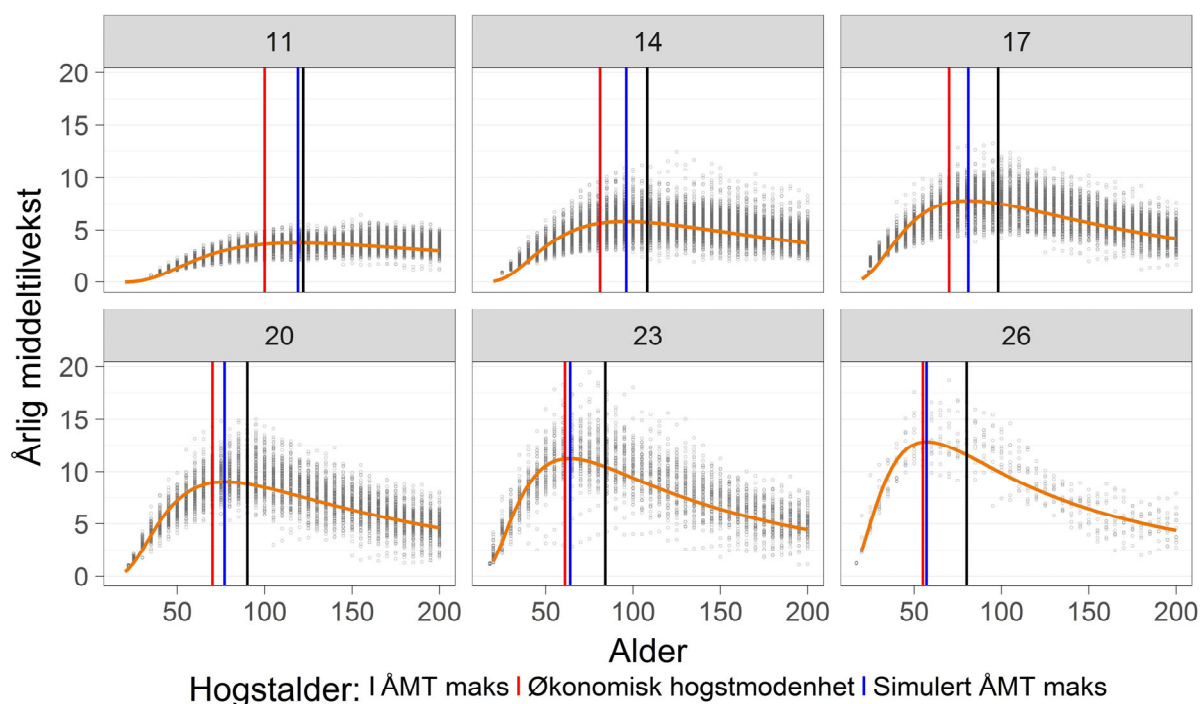
**Tabell 11. Alder ved middeltilvekstens kulminasjon, ÅMT<sub>maks</sub>, basert på produksjonstabeller beregnet av Braastad (1975), og bonitetskurver fra Tveite (1977), og alder ved middeltilvekstens kulminasjon fra modellsimuleringene i SiTree som inkluderer klimaendring (RCP 4.5).**

Bonitet	ÅMT <sub>maks</sub> brysthøyde	Alder ved 1,3 m	ÅMT <sub>maks</sub> totalalder	ÅMT <sub>maks</sub> fra SiTree
H40	Gran	Gran	Gran	Gran
26	71	9	80	55
23	75	9	84	61
20	80	10	90	70
17	87	11	98	70
14	95	13	108	81
11	107	15	122	100
8	124	17	141	
6	143	20	163	

For gran er produksjonstabellene beregnet av Braastad (1975), og med bonitetskurver fra Tveite (1977). Funksjonene er ekstrapolert slik at en får tall også for boniteter som er lavere (G6, G8, F6) og høyere (G26, F23 og F26) enn det som er angitt i de opprinnelige produksjonstabellene. En bør være bevisst at dersom en bruker ÅMTmaks for disse bonitetene er det større usikkerhet enn for boniteter innenfor det opprinnelige gyldighetsområdet for produksjonstabellene som er G11 – G23 for gran.

I tabell 11 er gjengitt alder for ÅMTmaks for gran ved ulike boniteter slik som benyttet i analysene. Disse aldrene forutsetter at skogen forvaltes for maksimal volumproduksjon. Her er det forutsatt skogbestand hvor tettheten er holdt relativt høy under hele omløpet, det vil si skjøttet for å ha en stor ytelse. Andre forutsetninger vil gi andre aldre for ÅMTmaks.

I figur 38 viser vi utviklingen i årlig middeltilvekst over den simulerte perioden i denne studien for ulike boniteter. Den oransje linjen/kurven viser den biologiske utviklingen av årlig middeltilvekst, og er beregnet basert på en statistisk modell utviklet av Avery og Burkhart (2015) tilpasset ulike bonitetsklasser innen datasettet. Forskjellen mellom den alderen hvor middeltilveksten kulminerer basert på de gamle produksjonstabellene (svart vertikal linje) og simulert alder for middeltilvekstens kulminasjon i denne studien (blå vertikal linje) indikerer at, under klimascenariet 4.5, kan den optimale omløpstiden for å maksimere volumproduksjon og karbonopptak bli redusert.



**Figur 38.** Utviklingen i årlig middeltilvekst (ÅMT) ved ulike boniteter (H40-bonitet 11 til 26). Punktene representerer observasjoner fra de simulerte dataene, den oransje linjen representerer trenden i årlig middeltilvekst, og blå og svarte vertikale linjer representerer kulminering av årlig middeltilvekst ved henholdsvis simulerte data og historiske data (produksjonstabeller). Den røde vertikale linjen viser økonomisk optimal hogstalder ved et rentekrav på 4 %.

En kortere omløpstid kan resultere i redusert risiko for skogskader som vindfelling, snøbrekk, skogbrann og/eller barkebilleutbrudd. Tilsvarende observasjoner er blitt gjort for gran i sentraleuropa (Pretzsch mfl. 2014). Trenden i datasettet viser at innen den laveste bonitetsklassen (G11) så er kulminasjon av middeltilveksten omtrent tilsvarende den alderen som er satt basert på de gamle produksjonstabellene. Men med økende bonitet så øker forskjellen mellom simulert og historisk alder.

Dette indikerer at de beste bonitetene, som gjerne har bedre jordforhold, vil profitere mer fra klimaendringene.

I prinsippet så er ikke det økonomiske motivet for skogeierne å maksimere volumproduksjonen, men å maksimere nåverdi. Det vil si at økonomisk optimal hogstaldet ikke bare vil avhenge av volumproduksjonen, men også av etableringskostnader for bestandet og trender i tømmerprisene (Avery og Burkhart 2015). Nåverdi ble estimert, og den alder som maksimerer nåverdi med et rentekrav på 4 % ble estimert for de seks bonitetsklassene (aritmetisk gjennomsnittstall). Figur 38 viser at selv om alderen for middeltilvekstens kulminasjon er redusert, så er økonomisk hogstaldet fremdeles tidligere (rød vertikal linje). Forskjellen mellom disse to hogstaldene er bonitetsavhengig, og øker med synkende bonitet. Dette indikerer at avvikning ved økonomisk hogstmodenhet kan gi større tap av karbonopptak på lang sikt i de midlere bonitetsklassene enn i de høye og svært høye.

## 4.2 Jord

### 4.2.1 Begrensninger i Yasso modellen

Yasso07 er hovedsakelig blitt testet for norsk skogsjord for lagre av karbon. For norsk skog som helhet (basert på 719 Landsskogflater) er forskjellen mellom simulert og målt jordkarbon stor og bestemt primært av klima, dreneringsgrad, jorddybde, topografi og bonitet (Dalsgaard mfl. 2016a). Dette betyr at Yasso07-estimatene av jordkarbonlagrene som oftest er lavere enn det som er observert i Norge (ibid). Beregninger av jordkarbonlagre kan derfor ikke benyttes som et absolutt mål for hva som kan forventes av endringer i karbonlageret i jorda. Modellen er i utgangspunktet parametrisert på bakgrunn av internasjonale nedbrytningsstudier av blader/nåler og annen strø (inkludert større dimensjoner) og er representativ for veldrenerte mineraljordstyper. Modellen er imidlertid mindre representativ for økosystem med høy nedbør – eventuelt i kombinasjon med høy produksjon, og dårlig drenering, som er sentrale faktorer som styrer langtidsakkumulering av karbon i jordsmonn i store deler av norsk skog. Imidlertid er det ikke bare nedbrytningsmodellen som er usikker. Også modeller (estimer) av strøproduksjon for norske forhold er dårlig forankret i data og svært usikker.

En sammenlikning av modellert karbonmengde og karbonendring for ulike treslag og/eller ulike hogsttiltak kan gi en relativ pekepinn på i hvilken retning alternativene vil påvirke akkumulering av jordkarbon. Dette forutsetter at forskjellen mellom målt og simulert jordkarbon ikke er påvirket av treslag, noe som støttes av Dalsgaard mfl. (2016a), der treslag ikke ble funnet å være en signifikant forklaringsvariabel for diskrepansen mellom målt og modellert jordkarbon. I den grad regionale forskjeller representerer forskjeller i de overnevnte bestemmende faktorene kan ikke modellresultatene benyttes til å evaluere regionale forskjellene med hensyn på en langsiktig oppbygging av jordkarbon.

Som nevnt over er aktiviteter som påvirkes av vegetasjon og treslag og som igjen vil påvirke jordkarbondynamikk, som f.eks. priming, aggregering, pedoturbation / mekaniske forstyrrelser, endringer i næringsstoffsyklus etc. ikke en del av Yasso07-modellen.

Simuleringene som er gjort er et trinn i retning av å forbedre redskapene og til å utvikle økt kompetanse i å håndtere komplekse problemstillinger som er sentrale forvaltningsmessig og samtidig nært relatert til økosystemdynamikk (både jord, klima, vegetasjon etc.), samt å bruke eksisterende data til å identifisere forbedringer.



## 4.3 Substitusjon

For å beregne den samlede forventede klimaeffekten av planting av skog på nye arealer må en også ta inn den forventede effekten av tiltaket i form av substitusjon av fossil energi og klimagassintensive produkter. En kan ikke konkludere entydig om klimaeffekten av tiltaket uten en analyse av substitusjonseffekten.

Ifølge FNs klimapanel er klimautfordringene i verden først og fremst forårsaket av utslipp av fossilt karbon fra forbrenning av kull, olje og gass (IPCC AR5). Å redusere tilførselen av karbon fra det langsomme kretsløpet inn i det raske, det vil si å redusere utslipp av fossilt karbon, vil derfor være sentralt (Miljødirektoratet mfl. 2016).

Det er lagt til grunn i dette oppdraget at det plantes gran, som avvirkes ved enten økonomisk optimal hogstalter, eller alder ved middeltilvekstens kulminasjon (bonitetsavhengig). Dette virket vil gi en substitusjonseffekt som tilkommer i tillegg til betydning på karbonbeholdninger i skogen og albedo og andre biogeofysiske faktorer.

Substitusjon vil bedre klimaeffekten, og vil derfor på arealer med positiv effekt på klima i analysen styrke denne, og kan på arealer med negativ effekt på klima potensielt endre konklusjonen. I simuleringene var klimaeffekten positiv for alle nivå av kriteriene. Inkludering av substitusjonseffekten vil styrke konklusjonene om klimanytte av planting av gran på gjengroingsarealer.

## 4.4 Miljø

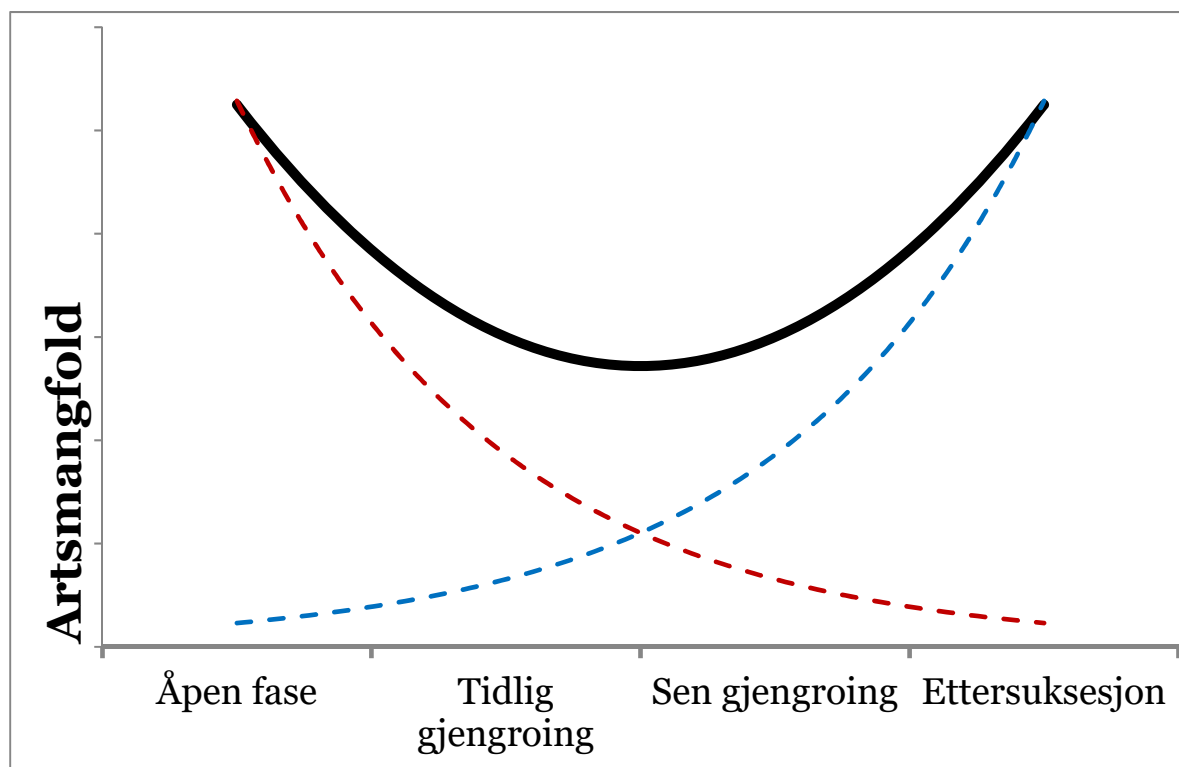
### 4.4.1 Vurderingsgrunnlag.

Vi har forsøkt å basere våre vurderinger på forskningslitteratur som er særlig relevant for norske forhold. Det er begrenset hvilken dokumentasjon som foreligger når det gjelder betydningen av bonitet, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt for det biologiske mangfoldet. Som ellers i den anvendte økologiske litteraturen vil det som oftest bare være tilgjengelig fragmenter av det totale bildet, fordi det er betydelige ressurser som må mobiliseres for å kunne dekke mange tusen arter med ulik respons på miljø og tiltak. De mange ulike aspektene ved biologisk mangfold gjør også at det ikke er mulig å kunne kvantifisere effektene av ulike valg, slik det i langt større grad er mulig å gjøre for karbonbinding og økonomi. Våre vurderinger er derfor kvalitative, i betydningen at vi rapporterer trender basert på dagens kunnskap. Vi tar utgangspunkt i betydningen av hver av de to dynamiske variablene (gjengroingsgrad og hogsttidspunkt) for artsmangfold og behandler den mer stabile variabelen potensiell bonitet under hver av disse.

### 4.4.2 Når er det best å plante på gjengroingsarealer med tanke på artsmangfold?

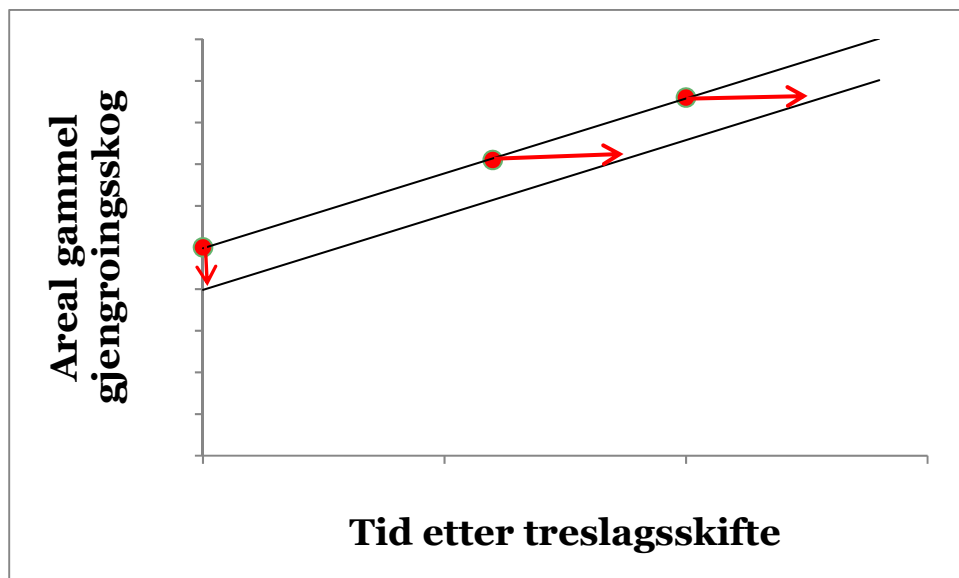
De tidligste stadiene av gjengroingsmark vil inneholde et sett av arter tilpasset lysåpne arealer. Mangfoldet av slike arter vil variere sterkt mellom marktypene. Ved avsluttet hevd eller annen form for påvirkning vil arealene etter hvert bli kolonisert av trær. Hvor lang tid dette vil ta vil variere betydelig. Etter hvert som skogen vokser til og blir tettere vil artene knyttet til åpne marktyper gå tilbake. Samtidig vil skogsarter begynne å kolonisere arealet og artsantallet av disse øke. Det samlede artsmangfoldet vil være summen av disse gruppene (Figur 39), pluss eventuelle arter som måtte være spesialisert på disse midlere stadiene av gjengroing. Figuren er en prinsippskisse, og vi har ikke funnet relevant dokumentasjon som kan si noe om forskjellene i artsantall mellom de to hovedgruppene eller forløpene av reduksjon og økning av arter. Det er imidlertid sannsynlig at artsmangfoldet når et

minimum et sted i gjengroingsforløpet der de fleste åpenmarksartene er skygget ut og mange skogsartene ennå ikke har kolonisert arealet.



Figur 39. Konseptuell modell som viser antatt sammenheng mellom gjengroingsfase og arts mangfold for henholdsvis kulturmarksarter (rød stiplet linje), skogsarter (blå stiplet linje) og totalt arts mangfold (heltrukket sort linje).

Ut fra disse betraktningene kan man isolert sett si at effektene på arts mangfoldet er minst i gjengroingsskog som har stått en stund, men som ikke har utviklet seg til gammel skog ennå. På dette punktet kan det være på sin plass å påpeke at hvor mye et lokalt arts mangfold i forholdsvis trivielle marktyper (de mer verdifulle områder for biologisk mangfold er unntatt fra planting) skal bety for valgene som gjøres i forbindelse med planting vil være en normativ vurdering. I den forbindelse er det også nødvendig å se gjengroingsskogen i et dynamisk perspektiv. Tidligere åpenmarksarealer har vært under gjengroing i lengre tid, og prosessen fortsetter. Skogarealet på Vestlandet er fordoblet i løpet av de siste 100 år, og lauvskog er i dag den vanligste hovedskogtypen i regionen. Eventuell klimaskog må sees i dette perspektivet. Figur 40 er en prinsippskisse som viser effekten av treslagsskifte i potensiell eller aktuell lauvskog under gjengroing, der alt treslagsskifte skjer på et gitt tidspunkt og gjengroingsskogen har jevn aldersfordeling (like mye areal i hver aldersklasse). Den øvre linjen viser arealutvikling av gammel lauvskog uten treslagsskifte, og den nederste linjen viser treslagsskifte der 20% av dagens skogareal er blitt til granplantefelt. Skissen illustrerer to forhold: (1) Uansett hvilken alder av gjengroingsskogen man velger å omgjøre til granplantefelt av et gitt omfang, så vil man uansett på sikt miste det samme arealet gammel lauvskog, nemlig tilsvarende differansen mellom den øverste og den nederste linjen. Treslagsskifte under ulik gjengroingsgrad for arealene vil kun gi en ulik grad av tidsforsinkelse (røde symboler i figuren viser fra venstre ulike «baner» når det henholdsvis plantes gran i gammel lauvskog, middelaldret lauvskog og i tidlig gjengroingsfase), og (2) med et økende areal med lauvskog vil den opprinnelige andelen med treslagsskifte bli stadig mindre.



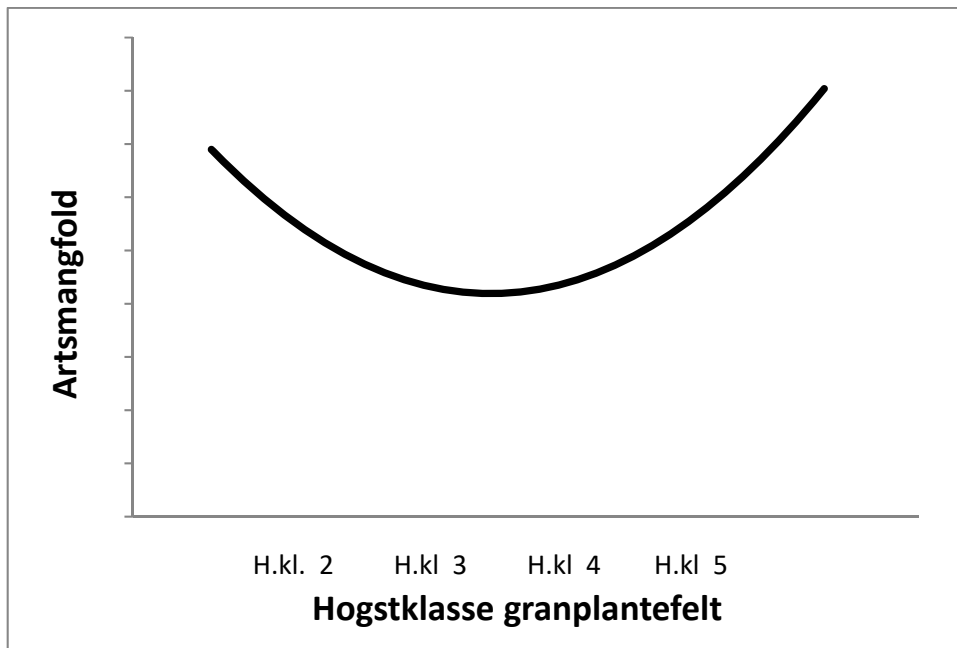
Figur 40. Prinsippskisse for effekten av treslagsskifte på areal gjengroingsskog. Se tekst for forklaring av kurvene.

Det generelle bildet for sammenhengen mellom bonitet og artsmangfold gjelder sannsynligvis også for den aktuelle gjengroingskogen, det vil si økende artsmangfold med økende bonitet. Hvordan forholdet mellom åpenmarksarter og skogsarter eventuelt endrer seg med bonitet er imidlertid lite kjent.

#### 4.4.3 Når er det best å hogge granplantefelt med tanke på artsmangfold?

Som diskutert i kapittel 3.2.2.1.1, så viser studier at ulike artsgrupper har ulik respons på økt alder av plantefelt. De mest omfattende studiene på effektene av granplantefeltens alder på biologisk mangfold er utført i Storbritannia (Humphrey mfl. 2003). Disse viser at artsgruppene fugl, karplanter, moser, lav og løpebiller var negativt korrelert med mørke og tette stadier av plantefeltene (hogstklassene 3 og 4). Selv om det finnes artsgrupper som ikke viser samme mønster, som for eksempel mykorrhizasopp og insekter i trekronene, så vil vi ut fra dagens kunnskap konkludere med at det er at det er mest sannsynlig at det laveste totale artsmangfoldet er i disse hogstklassene. En prinsippskisse for dette forholdet er vist i figur 41. Som vi ser av denne figuren vil det totale artsmangfoldet øke med granbestandets alder etter at det har passert den tette fasen i hogstklassene 3 og 4. En årsak til dette er at når bestandet eldes vil oppkvisting, selvtynning og stormfelling resultere i mer lysåpne bestand som gir bedre grunnlag for fotosyntetiserende arter og arter som er avhengige av disse I tillegg vil økende forekomst av død ved med alder på granbestandet (Figur 23, 24) medføre en større mengde tilgjengelig habitat for død ved levende organismer. Det er også slik at begrenset spredning- og etableringsevne hos noen arter medfører at tid i seg selv er en faktor som er viktig for nyetablering av arter (Gjerde mfl. 2012b).

Dette vil bety at det generelt vil være gunstig for biologisk mangfold å øke omløpstiden. Jo lengre en venter før en avvirker granbestandet jo flere arter vil finne livsgrunnlag innen bestandet. Dette vil gjelde for alle boniteter. Således vil det seneste hogsttidspunktet være å foretrekke for alle boniteter, forutsatt at dette tidspunktet ligger i den fasen at bestandet har begynt å åpne seg, og at død ved øker. Generelt er det slik at død ved utvikles raskere ved høyere boniteter (se Figur 23, 24 denne rapport; Sippola mfl. 1998). Dette kan bety at granplantefelt på høye boniteter raskere vil utvikle kvaliteter som begunstiger artsmangfold. Imidlertid er økonomisk hogsttidspunkt også tidligere på høye boniteter slik at det er uklart i hvilke grad det er mulig å konkludere med at høye boniteter skulle være bedre for artsmangfold som resultat av en raskere utvikling av viktige habitater.



Figur 41. Konseptuell modell som viser antatt sammenheng mellom totalt arts mangfold (alle artsgrupper samlet) og hogstklasse på granplantefeltene.

#### 4.4.4 Sammenstilling av effekter på miljø i forhold til de tre variablene hogsttidspunkt, gjengroingsgrad og bonitet.

##### 4.4.4.1 Arts mangfold og hogsttidspunkt.

Mens det for økonomi og karbonbinding synes å avtegne seg optimale hogsttidspunkt for de ulike bonitetsklassene er det et mer sammensatt forhold mellom hogsttidspunkt og hensynet til arts mangfold.

a) Effekter av hogsttidspunkt på arts mangfold innen bestandet hvor det er plantet.

Den konseptuelle modellen i figur 41 viser antatt sammenheng mellom gjengroingsfase og arts mangfold. Figuren er basert på tilgjengelig litteratur som tyder på at det vanligvis vil være høyest arts mangfold innen et plantefelt tidlig og sent i omløpet. Dette vil bety at verdien for arts mangfold øker med økende alder utover i hogstklasse 4 og 5. Snøbrekk, stormfelling og selvtynning bidrar til at det skapes åpninger i bestandet der lysforholdene gjør det mulig å utvikle et vegetasjonsdekke på bakken. Som resultat av dette vil det være en økende verdi for arts mangfoldet med økende alder på bestandet.

b) Effekter av hogsttidspunkt på arts mangfold i omgivelsene av plantefelt.

Det er to typer effekter på omkringliggende arealer som skal omtales her. For det første er det utskyggings effekter på omkringliggende arealer. Vi kjenner ikke til noen studier som har sett på dette gjennom et bestandsomløp. Det vil imidlertid være slik at mulighetene for utskygging øker med økende bestandshøyde, slik at denne effekten vil øke med økende alder så lenge bestandet er i vekst. I hvilken grad det er målbare forskjeller mellom et bestand ved økonomisk hogstmodenhet og et bestand ved middelvekstens kulminasjon er usikkert.

Den andre effekten på omgivelsene knytter seg til sannsynlighet for spredning og etablering av gran på omkringliggende arealer. Her vil en lengre omløpstid føre til en økt sannsynlighet for gode frøår. Hvis målet er å redusere spredning av gran fra plantefeltene vil det således være gunstigere å avvirke bestandet ved økonomisk hogstmodenhet enn ved middelvekstens kulminasjon.

#### 4.4.4.2 Artsmangfold og utplanting på mark i ulike gjengroingsfaser:

a) På selve arealet der det plantes.

Ved gjengroing med lauvtrær vil artssammensetningen på bakken endres fra lyskrevende arter knyttet til åpne arealer til skyggetålende arter. Etter hvert som gjengroingen går sin gang vil de lyskrevende artene skygges ut og det antas at vi får en periode i midlere gjengroing med lavt arts mangfold fordi de lyskrevende artene er skygget ut og de skyggetålende skogsartene enda ikke har etablert seg. Basert på dette vil det gunstigste tidspunktet for tilplanting være på arealer som er i midlere gjengroing fordi det umiddelbare artstapet vil være potensielt minst i denne perioden. Midlere gjengroing vil tilsvare overgangen fra tidlig til sen gjengroingsfase (Fig 38).

b) På landskapsnivå på lang sikt.

Som vist i figur 40 vil den langsiktige effekten av planting på ulike gjengroingsstadier på mengde lauvskoghabitat i et landskap være uavhengig av i hvilke gjengroingsstadium denne plantingens foretas. Derfor vil det ikke være avgjørende på landskapsnivå når i gjengroingssuksesjonen plantingens foretas.

#### 4.4.4.3 Artsmangfold og bonitet på plantearealet.

Generelt er det et økende arts mangfold med økende bonitet. Basert på dette kan vi konkludere med at den negative effekten av granplanting øker gjennom bonitetsklassene middels, høy og svært høy bonitet.

## 5 Konklusjoner

Vi har analysert betydning for klima, miljø og næring gitt ulike nivåer på tre kriterier; bonitet (middels, høy og svært høy), gjengroingsgrad (åpen, tidlig og sen) og hogsttidspunkt (økonomisk optimalt og ved årlig middeltilvekst kulminasjon). Analysene er basert på et utvalg av arealer i Landsskogtakseringen. Arealene er valgt ut basert på at de skal være arealer under gjengroing som har forventet økning i bonitet/produksjon ved planting med gran (*Picea abies*), og representerer 9,6 mill. daa. Vi har analysert klimanytte og næringsnytte basert på framskrivinger med enkelttremodellen SiTree, og betydning for naturmangfold basert på en kombinasjon av data fra analysene og relevant litteratur.

Klimanytten defineres i denne sammenhengen som netto endring i karbonbeholdningene i levende biomasse, død ved og jord, samt betydningen på albedo omregnet til karbonekvivalenter. Den potensielle substitusjonseffekten er ikke beregnet, og vil komme i tillegg. Planting med gran på gjengroingsarealer gir klimanytte sammenlignet med ingen behandling ved alle nivå av de tre kriteriene. Den generelle trenden tyder på høyere klimanytte på bedre boniteter, ved tidligere gjengroingstidspunkt og ved avvirkning ved kulminasjon av årlig middeltilvekst sammenliknet med ved økonomisk hogstmodenhet gitt 4 % rentekrav.

Planting med gran på gjengroingsarealer gir positiv netto nåverdi ved alle nivå på de tre kriteriene, med høyest nåverdi på de høyeste boniteter. Modellen angir liten forskjell i næringsnytte av å vente med hogst til kulminasjon av årlig middeltilvekst. Økningen av nåverdien av en fremtidig hogst på gjengroingsarealene ved planting er i størrelsesorden inntil 1500 kr per dekar. Dette er ikke tilstrekkelig ut fra en bedriftsøkonomisk tankegang til å etablere skog på disse arealene, da det vil være lavere enn forventede etableringskostnader. Etablering av skog vil ha økonomiske ringvirkninger utover grunneiers økonomi. Tallmaterialet presentert her indikerer en multiplikatoreffekt på 20 om en ser på hva virkesomsetningen genererer av produksjonsverdier, og 7 om en ser på hva virkesomsetningen genererer av verdiskapning.

Planting med gran på gjengroingsarealer har relativt begrensede effekter på naturmangfold når det plantes i henhold til lovverk og sertifiseringsordninger og begrenset til de mest vanlige vegetasjonstypene på midlere boniteter. Det er økende konflikt med hensyn til naturmangfold ved økende bonitet. Betydningen av gjengroingsgrad vil variere, men generelt avtar artsrikdommen i de tidlige stadiene av gjengroingsprosessen. Generelt vil artsmangfoldet kunne øke med økende alder på skogen etter at den er blitt hogstmoden. Det er imidlertid relativt liten forskjell i de to hogsttidspunkt (fra 2 – 3 år ved svært høy bonitet til 17 - 20 år ved midlere boniteter), så det har liten betydning for naturmangfold og andre miljøverdier.

På generell basis kan vi konkludere at planting med gran har begrensede effekter med hensyn til miljø, og er positivt både med hensyn til nærings- og klimanytte, på gjengroingsarealer i vanlige vegetasjonstyper på midlere boniteter. Dette arealet, som omfatter blokkebærskog, bærlyngskog, blåbærskog og småbregneskog, utgjør om lag 33 % av arealet identifisert gjennom Landsskogtakseringen som gjengroingsarealer egnet for planting av gran.

Det vil imidlertid være lokale og regionale variasjoner. Det vil være arealer med vanlige vegetasjonstyper på midlere boniteter hvor planting kan være i konflikt med miljøverdier. Det vil være lokaliteter som grunnet terrengforhold eller avstand til vei vil være uegnet av hensyn til næringsnytte også med tilskudd. Og det vil være arealer som på grunn av lokale forhold, som ikke fanges opp av modellen, ikke vil gi bedre klimanytte ved planting.

Den kvantitative analysen er egnet til å si noe på generelt nivå om klimanytte og næringsnytte, og analysere trender for eksempel med hensyn til bonitet. Den vil imidlertid ikke representere de faktiske resultatene på et gitt felt ved planting. Det er også viktig å merke seg at det er en grad av usikkerhet knyttet til tallene, da datasettet er av begrenset størrelse. Videre er modellene beheftet med betydelig usikkerhet spesielt når det gjelder effekter av endret klima. En må derfor være varsom med å bruke tallene direkte for eksempel i effektberegninger.

# Referanser

- Antón-Fernández, C., Von Lüpke, N. og Astrup, R. (manuskript). Skogsim: a framework for individual tree simulation
- Antón-Fernández, C., Mola-Yudego, B., Dalsgaard, L. og Astrup, R. 2016. Climate-Sensitive Site Index Models for Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 46 (6): 794–803.  
<https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0155>.
- Arora, VK og Montenegro, A. 2011. Small temperature benefits provided by realistic afforestation efforts. *Nature Geoscience*, 4, 514-518.
- Arnøy, B. 1990. Markberedning og sprøyting på veksthemningsmark. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning 8/90, 10 s.
- Arnøy, B. 1992. Bruk av planteplater ved planting av gran på vegetasjonsrik innmark. Rapport fra Skogforsk 6/92, 11 s.
- Artsdatabanken (2018). Norsk rødliste for Naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim.  
(<http://www.artsdatabanken.no>.)
- Astrup, R., P. Y. Bernier, H. Genet, D. A. Lutz og R. M. Bright 2018. A sensible climate solution for the boreal forest. *Nature Climate Change* 8: 11-12. doi: 10.1038/s41558-017-0043-3
- Austrheim, G., Olsson, G. A. og Grøntvedt, E. 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural subalpine grasslands of Budalen, central Norway. *Bio.Conserv.* 87(3): 369–379.
- Avery, T.E. og Burkhart, H.E. 2015. *Forest measurements: Fifth edition*. Waveland Press.
- Barcena, T.G., Kiaer, L.P., Vesterdal, L., Stefansdottir, H.M., Gundersen, P. og Sigurdsson, B.D. 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biol.* 20(8):2393-2405
- Betts, A.K. og Ball, J.H. 1997. Albedo over the boreal forest. *Journal of Geophysical Research*, 102, 28901-28909.
- Betts, RA. 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature*, 408, 187-190.
- Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. og Rodriguez, J.P. (red.) 2017. *Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems categories and Criteria, Version 1.1*. – Gland, Switzerland: IUCN. ix + 99pp.
- Blingsmo, KR og Veidahl, A. (1992). Funksjoner for bruttopris av gran- og furutrær på rot. Rapport fra Skogforsk 92(8).
- Blom, H.H., Gaarder, G., Ihlen, P.G., Jordal, J.B. og Evju, M. 2015. Fattig boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1169. 97s.
- Braastad, H. 1975. Produksjonstabeller og tilvekstmodeller for gran. *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 31.9: 357-537.
- Braathe, P. 1950. Granas veksthemning på lyngmark. *Tidsskrift for skogbruk* 58: 42-45.
- Bright, R.M., Astrup, R. og Strømman, A.H. 2013. Empirical models of monthly and annual albedo in managed boreal forests of Southeast Norway. *Climatic Change* 120:183–196.

- Bright, R.M., Bogren, W., Bernier, P.Y., og Astrup, R. 2016 Carbon equivalent metrics for albedo changes in land management contexts: Relevance of the time dimension. *Ecological Applications*, DOI: 10.1890/1815-1597.1891.
- Bright, R.M., Davin, E., O'Halloran, T., Pongratz, J., Zhao, K. og Cescatti, A. 2017. Local temperature response to land cover and management change driven by non-radiative processes. *Nature Clim. Change*, 7, 296-302
- Bright, R.M., Majasalmi, T., Eisner, S., Myhre G. og R. Astrup. 2018. Inferring Surface Albedo Prediction Error Linked to Forest Structure at High Latitudes. *Journal of Geophysical Research - Atmospheres*, Forthcoming
- Bright, R.M., Myhre, G., Astrup, R., Antón-Fernández, C. og Strømman, A.H. 2015. Radiative forcing bias of simulated surface albedo modifications linked to forest cover changes at northern latitudes *Biogeosciences*, 12, 2195-2205.
- Brunberg, T. 2004. Underlag till Produktionsnorm För Skotare. Redogörelse nr 3. Uppsala, Sweden: Skogforsk.
- Brunberg, T. 2007. Underlag För Produktionsnormer För Extra Stora Engrepsskördare i Slutavverkning. Redogörelse nr 2. Uppsala, Sweden: Skogforsk.  
<https://www.skogforsk.se/kunskap/kunskapsbanken/2007/Underlag-for-produktionsnormer-for-extra-stora-engrepsskordare-i-slutavverkning/>.
- Brunner I, Bakker MR, Björk RG, Hirano Y, Lukac M, Aranda X, Børja I, Eldhuset TD, Helmisaari HS, Jourdan C, Konopka B, López BC, Pérez CM, Persson H, Ostonen I. 2011. Fine-root turnover rates of European forests revisited: an analysis of data from sequential coring and ingrowth cores. *Plant Soil*. DOI 10.1007/s11104-012-1313-5.
- Brunvatne, J.O. 1997. Planting of birch (*Betula pendula* Roth.) on former agricultural fields, with emphasis on seedling quality, light quality and competition Norges Landbrukshøgskole. Doctor Scientiarum Thesis 1997:33. Ås, Norge.
- Børtnes, G. 1969. Startgjødsling og andre kulturtiltak på veksthemningsmark. *Meddelelser Vestlandets Forstlige Forsøksstasjon* 1-109.
- Chen, X., Su, Z., Ma, Y., Yang, K. og Wang, B. 2013. Estimation of surface energy fluxes under complex terrain of Mt. Qomolangma over the Tibetan Plateau. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 17, 1607-1618.
- Clemmensen, K.E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R.D., Wardle, D.A. og Lindahl, B.D. 2013. Roots and Associated Fungi Drive Long-Term Carbon Sequestration in Boreal Forest. *Science* 339(6127): 1615-1618
- Cousins, S.A.O. og Eriksson, O. 2001. The occurrence of plant biodiversity in a hemiboreal landscape: the effects of habitat and history. *Ecography* 24: 461-469.
- Dalsgaard, L., Lange, H., Strand, L.T., Callesen, I., Borgen, S.K., Liski J. og Astrup, R. 2016a. Underestimation of boreal forest soil carbon stocks related to soil classification and drainage. *Canadian Journal of Forest Research*. 2016;46(12):1413-1425
- Dalsgaard L, Astrup R, Anton-Fernandez C, Borgen S, Breidenbach J, Lange H, Lehtonen A, Liski J. 2016b. Modelling soil carbon dynamics in northern forests: effects of spatial and temporal aggregation. *Plos One* 11. Doi. 10.1371/journal.pone.0149912.
- Dalsgaard L, Kjønås, OJ, Lange H. 2017. Forest soil carbon changes from measurements and models. Site-specific comparisons and implications for UNFCCC reporting. *Nibio rapport* 114. Vol. 3.
- Evju, M, Blom, H.H., Brandrud, T.E., Bär, A., Lyngstad, A., Øien, D-I. og Aarrestad, P.A. 2017. Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk. *NINA Rapport* 1357: 172s.



- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M. og Martin, J.-L. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14: 101-112.
- Fønhus, M. 2018. Produktivitets- og kostnadskalkulator for skogsdrift, Version 1.4 (Excel), Skogkurs.
- Gjerde, I. og Baumann, C. (red.) 2002. Miljøregistreringer i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. – Skogforsk, Ås. 224 s.
- Gjerde, I., Brandrud, T.E. og Sætersdal, M. 2012. Spredning av mykorrhizasopp til granplantefelt på Vestlandet. Side 60-69 i: Rolstad, J., Gjerde, I. og Schei, F.H. (red.). Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. Skog og landskap, Ås/Bergen.
- Gjerde, I. og Sætersdal, M. 1996. Treslagsskifte og fugl på Vestlandet. Effekter av granplanting i kystfuruskog på fuglefaunaen, og aktuelle tiltak i skogbrukt. Aktuelt fra Skogforsk nr. 9/96.
- Gjerde, I. og Sætersdal, M. 1997. Effects on avian diversity of introducing spruce *Picea* spp. plantations in the native pine *Pinus sylvestris* forests of western Norway. *Biological Conservation* 79: 241-250.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Storaunet, K.O., Blom, H.H., Gundersen, V. og Heegaard, E. 2005a. Productivity-diversity relationships for plants, bryophytes, lichens, and polypore fungi in six northern forest landscapes. *Ecography* 28: 705-720.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. og Nilsen, T. 2005b. Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. *Biodiversity and Conservation* 14: 377-393.
- Granhus, A. og Eriksen, R. 2017. Resultatkontroll skogbruk/miljø. Rapport 2016. NIBIO Rapport 3 (159). 48 s.
- Granhus, A., Eriksen, R., Viken, KO, Wollan, AK, Bryn, A, og Halvorsen, R. 2016. Naturtyperegistrering etter NIN 2.0 i landsskogtakseringen. Erfaringer og resultater fra pilotprosjekt. NIBIO Rapport 1(29). 231 s.
- Halvorsen, R. 2015. NiN natursystemnivået – oversettelse fra 'Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog' (MiS) til NiN versjon 2.0, - Natur i Norge (versjon 2.0.4): 1-91 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1–528 (Artsdatabanken, Trondheim; [https://www.artsdatabanken.no/Files/14539/NiN\\_\\_\\_typeinndeling\\_og\\_beskrivelsessystem\\_\\_\\_for\\_natursystem-niv\\_et\\_\(versjon\\_2.1.0\)\)](https://www.artsdatabanken.no/Files/14539/NiN___typeinndeling_og_beskrivelsessystem___for_natursystem-niv_et_(versjon_2.1.0)))
- Hansen M., Bárcena, T.G. de la og Kjønnaas, O.J. (manuskript). Changes in SOM composition and stability following tree species change from unmanaged birch to managed spruce forest in Western Norway
- Hansson, M. og Fogelfors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31-38.
- Hansson, M., Helmisaari, H-S., Shambhu, P.S. og Lange, H. 2013. Fine root production and turnover of tree and understorey vegetation in Scots pine, silver birch and Norway spruce stands in SW Sweden. *Forest Ecology and Management* 309 (2013) 58–65  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.022>
- Hausner, V.H., Yoccoz, N.G., Strann, K.-B. og Ims, R.A. 2002. Changes in bird communities by planting non-native spruce in coastal birch forests in northern Norway. *Ecoscience* 9: 470-481.

- Hesselman, H. 1934. Några studier över fröspridningen hos gran och tall och kalhyggets besåning. Meddelelser från Statens Skogförsöksanställning, H.27 (1932-1934), Stockholm.
- Hilmo, O., Holien, H., Hytteborn, H. og Ely-Aalstrup, H. 2009. Richness of epiphytic lichens in differently aged *Picea abies* plantations situated in the oceanic region of Central Norway. *The Lichenologist* 41: 97-108.
- Humphrey, J.W., Ferris, R., Newton, A. og Peace, A. 2003a. The value of conifer plantations as a habitat for macrofungi. Side 51-61 i: Humphrey, J.W., Ferris, J.W., og Quine, C.P. (red.). Biodiversity in Britain's planted forests. Results from the Forestry Commission's Biodiversity Assessment Project. Forestry Commission, Edinburgh.
- Humphrey, J.W., Ferris, J.W., og Quine, C.P. 2003b. Biodiversity in Britain's planted forests. Results from the Forestry Commission's Biodiversity Assessment Project. Forestry Commission, Edinburgh.
- Håland, A. og Ugelvik, M. 1988. Kvantitative beskrivelser av fuglesamfunn i Jostedalsvassdraget 1985-1988. En forundersøkelse. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen, Rapport Terrestrisk Økologi nr. 45.
- Johansen, L., Hovstad, K.A. og Åström, J. 2015. Åpent lavland. I: Framstad, E. (red.) naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. s: 92 – 102.
- Jukes, M. og Peace, A. 2003. Invertebrate communities in plantation forests. Side 75-91 i: Humphrey, J.W., Ferris, J.W., og Quine, C.P. (ed.). Biodiversity in Britain's planted forests. Results from the Forestry Commission's Biodiversity Assessment Project. Forestry Commission, Edinburgh.
- Kjønaas, O. J. og Stuanes, A.O. 2008. Effects of experimentally altered N input on foliage, litter production and increment in a Norway spruce stand, Gårdsjön, Sweden over a 12-year period. *International Journal of Environmental Studies*, 65: 433-65
- Kjønaas O. J., O. Skre, L. Tau Strand, I. Børja, N. Clarke, H. A. de Wit, T. D. Eldhuset, H. Lange (manuskript A) Understorey vegetation matters: Above- and belowground carbon and nitrogen pools and accumulation rates in a Norwegian Norway spruce forest chronosequence.
- Kjønaas O. J., Bárcena, T. G. de la, Hysten, G., Nordbakken, J-F. og Økland, T. (manuskript B) The impact of tree species change on carbon and nitrogen stocks and soil chemistry in paired natural *Betula pubescens* and planted *Picea abies* stands in Western Norway
- Kuusinen, N., Stenberg, P., Korhonen, L., Rautiainen, M. og Tomppo, E. 2016. Structural factors driving boreal forest albedo in Finland. *Remote Sensing of Environment*, 175, 43-51.
- Kuusinen, N., Tomppo, E. og Berninger, F. 2013. Linear unmixing of MODIS albedo composites to infer subpixel land cover type albedos. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 23, 324-333.
- Kuusinen, N., Tomppo, E., Shuai Y. og Berninger, F. 2014. Effects of forest age on albedo in boreal forests estimated from MODIS and Landsat albedo retrievals. *Remote Sensing of Environment*, 145, 145-153.
- Laganier, J., Angers, D.A. og Paré, D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* (2010) 16, 439–453, doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x
- Laganier, J., A. Boca, H. Van Miegroet og D. Pare 2017. A Tree Species Effect on Soil That Is Consistent Across the Species' Range: The Case of Aspen and Soil Carbon in North America. *Forests* 8. doi: 10.3390/f8040113

- Lajtha, K., Bowden, R.D., Crow, S., Fekete, I., Kotroczo, Z., Plante A.F., Simpson, M og Nadelhoffer, K. 2018. The detrital input and removal treatment (DIRT) network: Insights into soil carbon stabilization. *Science of the Total Environment* 640:1112-1120
- Landbruksdirektoratet. 2018. Tømmeravvirkning og – priser. Skogfondsdata-basen hos Landbruksdirektoratet. <https://www.landbruksdirektoratet.no/no/statistikk/skogbruk/tommeravvirkning>
- Lindbladh, M., Lindström, Å., Hedwall, P.O. og Felton, A. 2017. Avian density in Norwegian spruce production forests – How variation in structure and composition reveals pathways for improving habitat quality. *Forest Ecology and Management* 397: 48-56.
- Lohila, A., Minkinen, K., Laine J., Savolainen, I., Tuovinen, J-P., Korhonen, L., Laurila, T., Tietäväinen, H. og Laaksonen, A. 2010. Forestation of boreal peatlands: impacts of changing albedo and greenhouse gas fluxes on radiative forcing. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 115, 1-15.
- Loranty, M.M., Berner, L.T., Goetz, S.J., Jin, Y. og Randerson, J.T. 2014. Vegetation controls on northern high latitude snow-albedo feedback: observations and CMIP5 model simulations. *Global Change Biology*, 20, 594-606.
- Marklund, L.G. 1988. Biomass functions for pine, spruce and birch in Sweden. Department of Forestry Survey, SLU.
- Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet. 2015. Pilotfase for planting av skog på nye arealer som klimatiltak. Veileder for Rogaland, Nord-Trøndelag og Nordland. M-407. 65 s. <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M407/M407.pdf>
- Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet og Norsk institutt for bioøkonomi. 2016. Vern eller bruk av skog som klimatiltak. M-519. 21 s. <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M519/M519.pdf>
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 2013. Planting av skog på nye arealer som klimatiltak – egnede arealer og miljøkriterier. Miljødirektoratet. Rapport M26-2013. 149 s. <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M26/m26.pdf>
- Miljødirektoratet, Statistisk sentralbyrå og NIBIO. 2018. Greenhouse Gas Emissions 1990-2016, National Inventory Report. Miljødirektoratet rapport M-985. 523 s.
- Montenegro, A., Eby, M., Mu, Q., Mulligan, M., Weaver, A.J., Wiebe, E.C. og Zhao, M. 2009. The net carbon drawdown of small scale afforestation from satellite observations. *Global and Planetary Change*, 69, 195-204.
- Morris, M., Harris, J. og Hill, T. 2003. Soil microbial communities. Side 31-39 i: Humphrey, J.W., Ferris, J.W., og Quine, C.P. (ed.). *Biodiversity in Britain's planted forests. Results from the Forestry Commission's Biodiversity Assessment Project*. Forestry Commission, Edinburgh.
- Mork, E. 1951. Faktorer som virker på spireevnen hos furu-, gran- og bjørkefrø. *Meddelelser Norske Skogforsøksvesen* 11: 159-173.
- Muukkonen, P. og Makipaa, R. 2006. Empirical biomass models of understorey vegetation in boreal forests according to stand and site attributes, *Boreal Environment Research*, 11: 355-69
- Myklestad, Å. og Sætersdal, M. 2003. Effects of reforestation and intensified land use on vascular plant species richness in traditionally managed hay meadows. *Ann. Bot. Fenn.* 40: 423-441.
- Myklestad Å. og Sætersdal, M. 2004. The importance of traditional meadow management techniques for conservation of vascular plant species richness in Norway. *Biological Conservation* 118: 133-139.

- Myklestad, Å. og Sætersdal, M. 2005. Effects of fertilization and afforestation on community structure of traditionally managed hay meadows in western Norway. *Nordic Journal of Botany* 23: 593-606.
- Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W. og Curtis, P.S. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259: 857-866
- Ni, W. og Woodcock, C.E. 2000. Effect of canopy structure and the presence of snow on the albedo of boreal conifer forests. *Journal of Geophysical Research*, 105, 1879-11888.
- Norsk klimaservicesenter. 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. Rapport 2/2015. ISSN nr 2387-3027. 203 s.
- Nurminen, T., Korpunen, H. og Uusitalo, J. 2006. Time Consumption Analysis of the Mechanized Cut-to-Length Harvesting System. *Silva Fennica* 40 (2): 335-63.
- Nyland, R.D. 2016. *Silviculture: concepts and applications*. Waveland Press.
- Oliver, C.D. og Larson, B.C. 1996. *Forest stand dynamics: updated edition*. John Wiley and Sons, New York.
- Peltoniemi, M., Mäkipää, R., Liski, J. og Tamminen, P. 2004. Changes in soil carbon with stand age - an evaluation of a modelling method with empirical data. *Global Change Biology*, 10: 2078-91
- Poeplau, C., A. Don, L. Vesterdal, J. Leifeld, B. Van Wesemael, J. Schumacher, and A. Gensior. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17: 2415-27
- Poeplau, C. og Don, A. 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192: 189-201
- Pongratz J, Reick CH, Raddatz T, Caldeira K, Claussen M (2011) Past land use decisions have increased mitigation potential of eforestation. *Geophysical Research Letters*, 38, L15701.
- Pongratz, J, Reick CH, Raddatz T, Caldeira K, Claussen M. 2011. Past land use decisions have increased mitigation potential of reforestation. *Geophysical Research Letters*, 38, L15701.
- Prescott, C.E. 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* (2010) 101:133-149 DOI 10.1007/s10533-010-9439-0
- Pretzsch, H., P. Biber, G. Schütze, E. Uhl, and T. Rötzer. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications* 5:4967.
- Puschmann, O., Dramstad, W. og Hoel, R. 2006. *Tilbakeblikk – norske landskap i endring. – Tun forlag, Oslo. 160 s.*
- Qi, A. M., R. A. Holland, G. Taylor og G. M. Richter. 2018. Grassland futures in Great Britain - Productivity assessment and scenarios for land use change opportunities. *The Science of the Total Environment* 634: 1108-1118. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.395
- Qu, X. og Hall, A. 2006. Assessing Snow Albedo Feedback in Simulated Climate Change. *Journal of Climate*, 19, 2617-2630.
- Quine, C.P. og Humphrey, J.W. 2010. Plantations of exotic tree species in Britain: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? *Biodiversity and Conservation* 19: 1503-1512.
- Rautiainen M, Stenberg P, Möttöus M, Manninen T. 2011. Radiative transfer simulations link boreal forest structure and shortwave albedo. *Boreal Environment Research*, 16, 91-100.
- Rindal, T. kr., Myklestad G. og Pettersen, J. 2013. Skogkurs-Resymé nr. 2 - 6. utgave: 2014 «Ungskogpleie». Utarbeidet ved Skogkurs (Skogbrukets Kursinstitutt). Oppdatert 2017. 4 s. <http://www.skogkurs.no/userfiles/files/Diverse/Resyme/O2.pdf>

- Sand, R. 2014. Skognæringas verdiskaping i kystfylkene. Rapport 2014:13. STEINKJER: Trøndelag Forskning og Utvikling. <https://tfou.no/wp-content/uploads/2015/10/ra201413.pdf>
- Saure, H.I., Vandvik, V., Hassel, K. og Vetaas, O.R. 2014. Do vascular plants and bryophytes respond differently to coniferous invasion of coastal heathlands? *Biological Invasions* 16: 775-791.
- Schaeffer M, Eickhout B, Hoogwijk M, Strengers B, Van Vuuren D, Leemans R, Opsteegh T. 2006. CO2 and albedo climate impacts of extratropical carbon and biomass plantations. *Global Biogeochemical Cycles*, 20, GB2020.
- Scurlock, J.M.O., Johnson, K. og Olson, R.J. 2002. Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements, *Global Change Biology* 8: 736-753
- Skoklefald, S. 1966. Frøfall i granskog. *Norsk Skogbruk* 12 (5): 187-189.
- Skoklefald, S. 1997. Naturlig foryngelse av barskog. Forelesning ved doktorandkurs i Umeå, SLU. Norsk institutt for skogforskning.
- Skre O. og Kjønås, O.J., pers. comm. (Upubliserte data fra alderskronosekvens, C SIP Nordmoen, Norge)
- Smith, A., Granhus, A. og Astrup, R. 2016. Functions for estimating belowground and whole tree biomass of birch in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31(6):568-582.
- Smith, A., Granhus, A., Astrup, R, Bollandsås, O.M. og Petersson, H. 2014. Functions for estimating aboveground biomass of birch in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29(6):565-578.
- Smith, D.M., Larson, B.C., Kelty M.J. og Ashton, P.M. 1997. *The Practice of Silviculture*. John Wiley og Sons, New York, NY .
- Stabbetorp, O.E. og Nygaard, P.H. 2005. Økologiske effekter av fremmede treslag i kystområdene. NINA Temahefte 33.
- Stephens GL, O'brien D, Webster PJ, Pilewski P, Kato S, Li J-L. 2015. The albedo of Earth. *Reviews of Geophysics*, 53, 141-163.
- Strand, L.T., Callesen, I. Dalsgaard, L. og de Wit, H.A. 2016. Carbon and nitrogen stocks in Norwegian forest soils – the importance of soil formation, climate, and vegetation type for organic matter accumulation. *Can. J. For. Res.* 46: 1459–1473 [dx.doi.org/10.1139/cjfr-2015-0467](https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0467)
- Strengbom, J., Dahlberg, A., Larsson, A., Lindelöv, Å., Sandström, J., Widenfalk, O. og Gustafsson, L. 2011. Introducing intensively managed spruce plantations in Swedish forest landscapes will impair biodiversity decline. *Forests* 2: 610-630.
- Søgaard, G.; Astrup, R.; Allen, M.; Andreassen, K.; Bergseng, E.; Fløistad, I.S.; Hanssen, K.H.; Hietala, A.; Kvaalen, H.; Solberg, S.; Solheim, H.; Steffenrem, A.; Stokland, J. og Økland, B. 2017. Skogbehandling for verdiproduksjon i et klima i endring. NIBIO Rapport: 3(99). 86 s.
- Søgaard, G. Granhus, A.; Gizachew, B.; Clarke, N.; Andreassen, K.; Eriksen, R. 2015. En vurdering av utvalgte skogtiltak - innspill på veien mot Lavutslippssamfunnet 2050. Oppdragsrapport fra Skog og Landskap
- Sørensen, M.V., Strimbeck, R., Nystuen, K.O., Kapas, R.E., Enquist, B.J. og Graae, B.J. 2018. Draining the Pool? Carbon Storage and Fluxes in Three Alpine Plant Communities. *Ecosystems*. 21(2):316-30.
- Tveite, B. 1977. Bonitetskurver for gran. *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 33.1: 1-84.
- Viken, KO. 2018. Landsskogtakseringens feltinstruks 2018. NIBIO BOK;4(6) <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2496902>

- van der Maarel E. og Titlyanova, A. 1989. Above-ground and below-ground biomass relations in steps under different grazing condition. *Oikos*, 56:3 p 364-370
- Wannebo-Nilsen, K., Bjerke, J.W., Beck, P.S.A. og Tømmervik, H. 2010. Epiphytic macrolichens in spruce plantations and native birch forests along a coast-inland gradient in North Norway. *Boreal Environment Research* 15: 43-57.
- Vesterdal, L., Clarke, N., Sigurdsson, B.D. og Gundersen, P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management* 309: 4-18  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.017>
- Widenfalk, O. og Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257: 1386-1394.
- Wikström, P. 2018. Heureka (versjon 2018-03-01). Heureka Applikationer. SLU.  
[https://www.heurekaslu.se/w/images/8/8c/Time\\_consumption\\_harvester\\_and\\_forwarder.pdf](https://www.heurekaslu.se/w/images/8/8c/Time_consumption_harvester_and_forwarder.pdf)
- Zobel, M., Suurkask, M., Rosén, E. og Pärtel, M. 1996. The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science* 7: 203-210.

# VEDLEGG 1

Oppdraget er beskrevet som følger i utlysningsteksten fra oppdragsgiver:

## Effekter av skogplanting for klima, miljø og næring ved ulike nivå på utvalgte kriterier

### Bakgrunn

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet iverksetter for Klima- og miljødepartementet og Landbruks- og matdepartementet en pilotfase for planting av skog på nye arealer i fylkene Rogaland, Trøndelag og Nordland. Den treårige pilotfasen, som er en oppfølging av Klimaforliket, ble iverksatt i 2015. Innretning og nivået på kriteriene i pilotfasen er av betydning for måloppnåelse med tilplanting. Gjennom pilotfasen er det innhentet mange erfaringer med nivået på pilotfasekriteriene. I desember 2018 skal Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet ferdigstille en evaluering av tiltaket. Som et ledd i evalueringen er direktoratene bedt om å innhente en ekstern vurdering av effekter på klima, miljø og næring. Dette kan direktoratene bruke i sin vurdering om kriteriene som er brukt er tilstrekkelige og på riktig nivå.

Anbefalingene fra etatenes rapport M26-2013 «Planting av skog på nye arealer som klimatiltak» ligger til grunn for implementeringen av tiltaket.

I hovedsak styres vurderingen av hvilke arealer som bør prioriteres for støtte av tre hensyn:

- Tiltaket må gi positive klimaeffekter,
- Tiltaket må ha akseptable virkninger på naturmangfold og andre miljøverdier,
- Tiltaket bør gi grunnlag for framtidig næringsutøvelse.

Rapport M26-2013 gav råd om hvilke miljøkriterier som bør ligge til grunn for planting av skog på nye arealer som klimatiltak. Ved behandling av Prop. 1 S (2014-2015) forutsatte Stortinget, for å sikre god klimaeffekt, naturhensyn og lavt konfliktnivå, at følgende fire tilleggskriterier ble lagt til grunn for pilotfasen:

1. Planting av norske treslag
2. Planting på åpne areal og areal i tidlig gjengroingsfase
3. Planting på areal med høy produksjonsevne og der det er ventet lav endring i albedoeffekten
4. Planting på areal som ikke er viktige for naturmangfoldet, friluftsinnteresser, viktige kulturhistoriske verdier eller verdifulle kulturlandskap.

### Spesifikasjon

Konsulenten skal beskrive effekter av tilplanting med gran på klima, miljø og næring, med ulikt nivå på utvalgte kriterier. Kriteriene som skal belyses har stor betydning for omfanget av tilplanting, og vurderes derfor som de mest relevante.

Kriteriene skal vurderes hver for seg, og i kombinasjon der det er relevant. Følgende kriterier (og nivåer) skal vurderes for klima, miljø og næring, og resultatene skal presenteres regionsvis, f.eks. Nord-Norge, Trøndelag, Vestlandet, Østlandet, der hensiktsmessig:

- Bonitet (middels, høy og svært høy)
- Gjengroingsgrad (åpent, tidlig og sen gjengroing)
- Hogsttidspunkt (økonomisk optimalt og alder ved middeltilvekstens kulminasjon)

Under følger nødvendige forutsetninger og spesifikke spørsmål som skal besvares for de tre hensynene. Se overskriften 'Formaliteter' for forventning knyttet til presentasjon av resultater.

### Klima

Plantingen skal skje på arealer som gir positiv klimaeffekt. Konsulenten bes belyse dette ved å svare på følgende:

1. Beregne hvordan karbondynamikk (årlig CO<sub>2</sub> opptak per dekar, utvikling i karbonlager) i levende biomasse og andre relevante karbonbeholdninger varierer ved forskjellige boniteter, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt.
2. Sammenstille forskning på albedo relatert til planting av skog, og belyse dette ift. retningslinjer for utvelgelse av plantefelt. Effekter på albedo skal beregnes.

### Næring

Planting må gi positive klimaeffekter, og bør skje på arealer som gir grunnlag for næringsutøvelse. Dette innebærer å beregne overskuddet skogeieren kan forvente av tiltaket. Punktene under skal besvares ut fra kriteriene bonitet, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt, og med utgangspunkt i dagens marked.

1. Beregne overskudd pr. dekar for skogeieren ved de forskjellige forutsetningene for bonitet, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt gitt 100 % tilskudd til etableringskostnader (det vil si kostnader knyttet til forarbeider, planting og skjøtsel første 5 år etter tilplanting).
2. Beskrive og evt. beregne hvordan driftsavstand og helling påvirker overskuddet pr. dekar for skogeier gitt de forskjellige forutsetningene.
3. Beregne hvilket tilskudd som er tilstrekkelig for å dekke skogeiers avkastningskrav på arealet.
4. Belyse og, i den grad det er mulig, beregne næringsøkonomisk verdiskapning for Norge, med utgangspunkt i en begrunnet multiplikatoreffekt.

### Miljø

Planting må gi positive klimaeffekter, samt at det må ha akseptable virkninger på naturmangfold og andre miljøverdier. Konsulenten skal i dette deloppdraget vurdere naturmangfold, her definert som naturtyper og arter.

1. Belyse hvordan ulike nivåer av kriterier knyttet til bonitet, gjengroingsgrad og hogsttidspunkt kan påvirke naturmangfold på og rundt tilplantingsområdet (inntil 100 meter).



Erfaringer fra pilotfasen har vist at interesse fra grunneier er sentralt for gjennomføring av tiltaket. Det legges derfor til grunn at arealene, i tillegg til å ha positiv klimaeffekt må være lønnsomme for skogeier.

1. På areal som imøtekommer kriteriene for tilplanting fra disse to hensynene, ber vi om at konsulenten identifiserer naturtyper eller arter det kan være spesielt viktig å hensynta ved en oppskalering av tiltaket.

#### Sammenstilling

Når punktene over er besvart forventes konsulenten å kunne indikere "kombinasjoner" av nivå på kriterier for tilplanting som synes å være fordelaktige for alle tre hensyn (klima, miljø og næring).

## VEDLEGG 2

Tabell som viser forekomst av ulike vegetasjonstyper i ulike bonitetsklasser.

pbonitet	Vegetasjonstype	Totalt areal (ha)	Andel
G11-G14	Ikke registrert	34 741	6 %
G11-G14	Lavskog	225	0 %
G11-G14	Blokkebærskog	26 544	5 %
G11-G14	Bærlyngskog	57 211	10 %
G11-G14	Blåbærskog	127 027	22 %
G11-G14	Småbregneskog	114 786	20 %
G11-G14	Storbregneskog	20 368	4 %
G11-G14	Kalklågurtskog	360	0 %
G11-G14	Lågurtskog	60 747	11 %
G11-G14	Høgstaudeskog	86 352	15 %
G11-G14	Hagemarkskog	14 965	3 %
G11-G14	Gråorskog	3 334	1 %
G11-G14	Blåbær-eikeskog	5 407	1 %
G11-G14	Lågurt-eikeskog	631	0 %
G11-G14	Alm-lindeskog	1 802	0 %
G11-G14	Gran- og bjørkesumpskog	8 111	1 %
G11-G14	Lauv- og viersumpskog	3 154	1 %
G11-G14	Fattig gras- og starrmyr	895	0 %
G11-G14	Kystlynghei	5 678	1 %
G11-G14	Alpin hei	203	0 %
G11-G14	Alpin eng	1 791	0 %
G17-G20	Ikke registrert	19 988	6 %
G17-G20	Lavskog	1 709	1 %
G17-G20	Blokkebærskog	14 165	4 %
G17-G20	Bærlyngskog	18 149	6 %
G17-G20	Blåbærskog	39 432	12 %
G17-G20	Småbregneskog	57 237	18 %
G17-G20	Storbregneskog	24 327	8 %
G17-G20	Kalklågurtskog	360	0 %
G17-G20	Lågurtskog	33 311	10 %
G17-G20	Høgstaudeskog	43 534	14 %
G17-G20	Hagemarkskog	10 544	3 %

<b>G17-G20</b>	Gråorskog	15 411	5 %
<b>G17-G20</b>	Flommarkskog	1 172	0 %
<b>G17-G20</b>	Blåbær-eikeskog	4 506	1 %
<b>G17-G20</b>	Lågurt-eikeskog	2 253	1 %
<b>G17-G20</b>	Alm-lindeskog	1 802	1 %
<b>G17-G20</b>	Or-askeskog	4 867	2 %
<b>G17-G20</b>	Gran- og bjørkesumpskog	901	0 %
<b>G17-G20</b>	Furumyrskog	1 025	0 %
<b>G17-G20</b>	Kystlynghei	22 627	7 %
<b>G17-G20</b>	Alpin hei	1 791	1 %
<b>G23+</b>	Ikke registrert	2 742	4 %
<b>G23+</b>	Blokkebærskog	895	1 %
<b>G23+</b>	Blåbærskog	901	1 %
<b>G23+</b>	Småbregneskog	3 875	6 %
<b>G23+</b>	Storbregneskog	5 407	8 %
<b>G23+</b>	Lågurtskog	15 231	22 %
<b>G23+</b>	Høgstauteskog	6 940	10 %
<b>G23+</b>	Hagemarkskog	6 038	9 %
<b>G23+</b>	Gråorskog	10 725	16 %
<b>G23+</b>	Blåbær-eikeskog	901	1 %
<b>G23+</b>	Alm-lindeskog	1 622	2 %
<b>G23+</b>	Or-askeskog	9 012	13 %
<b>G23+</b>	Kystlynghei	4 208	6 %
<b>SUM</b>		<b>961 945</b>	

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.