

Oppdragsrapport
fra Skog og landskap

04/2015



skog +
landskap

Norsk institutt for
skog og landskap

KARBONDYNAMIKK VED ULIKE HOGSTFORMER OG AVVIRKNINGS- STRATEGIER

En litteraturstudie med fokus på Oslo kommuneskog

Lise Dalsgaard, Aksel Granhus, Gunnhild Søgaard, Kjell Andreassen, Isabella Børja, Nicholas Clarke, O. Janne Kjønaas og Jogeir Stokland



Rapport til ekstern oppdragsgiver fra Skog og landskap

Postboks 115, 1431 Ås. Telefon 64 94 80 00

www.skogoglandskap.no

Tittel: Karbodynamikk ved ulike hogstformer og avvirkningsstrategier – en litteraturstudie med fokus på Oslo kommuneskog	Nr. i serien: 04/2015	Dato godkjent av oppdragsgiver: 13. mai 2015
Forfattere: Lise Dalsgaard, Aksel Granhus, Gunnhild Søgaard, Kjell Andreassen, Isabella Børja, Nicholas Clarke, O. Janne Kjønaas, Jogeir Stokland	Antall sider:	
Forfatterens kontaktinformasjon: Norsk institutt for skog og landskap, P.b. 115, 1431 Ås		
Oppdragsgiver: Oslo kommune v/Bymiljøetaten	Prosjektnr. Skog og landskap / Kontraktsdato Prosjektnr: 347056-0 Prosjektnr: 341110-13	Tilgjengelig: Lukket: Begrenset: Åpen: x
Andel privat finansiering: 0		
Sammendrag: Basert på en litteraturgjennomgang har vi vurdert konsekvenser av ulike hogstformer (flatehogst og lukket hogst med vekt på bledningshogst og konvertering av ensaldret skog til sjiktet skogstruktur egnet for bledning) samt forlenget omløpstid og vern med hensyn på karbonlagring og -opptak i levende biomasse, død ved og skogsjord. Med grunnlag i produksjonsmodeller og erfaringer fra langsiktige feltforsøk vurderer vi at det ikke er grunnlag for å konkludere med at det er noen vesentlig forskjell i størrelsen på karbonlageret i levende trebiomasse i bledningsskog og skog som avvirkes med flatehogst, når en legger gjennomsnittet over en tidsperiode som svarer til et normalt bestandsomløp til grunn. Det er på den annen side forskningsmessig belegg for at tilveksten over tid, og dermed årlig karbonopptak, er noe lavere i skog som behandles med bledningshogst enn i skog som forynges ved flatehogst og planting. Ved konvertering av ensaldret, ensjiktet skog til flersjiktet skog egnet for bledning vil en måtte påregne et vesentlig tilveksttap fram til fullført konvertering, noe som kan ta lang tid (50 – 100 år), og dermed redusert karbonakkumulering i den levende biomassen. Kunnskapen om hvordan konvertering fra ensjiktet til flersjiktet skogstruktur påvirker produksjonen i bestandet og karbondynamikken generelt er imidlertid mangelfull. Det fremgår av litteraturen vi har gjennomgått at når hogstinngrepet er av en betydelig størrelse, som ved flatehogst, kan det forventes et tap av total jordkarbon i tiden etter hogst i størrelsesorden 7 – 22 prosent. Det er i mange tilfeller ikke mulig å skille effekten av hogst og av markberedning på jordkarbon, men resultatene viser at et tap kan forventes også uten markberedning. Gjennom det påfølgende bestandsforløpet vil det skje en akkumulering av jordkarbon igjen, men det er usikkert hvorvidt det gjennom omløpet frem til hogstmodenhetsalder vil bygges opp igjen mer, mindre eller samme mengde som kan ha blitt tapt etter hogst. Det er sannsynlig at ulike faser av bestandsutviklingen karakteriseres av forskjellig akkumuleringshastighet, men ulike studier viser ulike resultater. Akkumuleringshastigheten kan minke med økende alder, men dette er ikke entydig vist. Det kan imidlertid ventes en fortsatt akkumulering av jordkarbon i skog som overholdes utover et normalt omløp, og i skog som vernes. Litteraturgjennomgangen i denne rapporten viser at endringsrater for jordkarbon er usikre størrelser, og samtidig sterkt påvirket av lokale faktorer. Det empiriske grunnlaget for å beskrive endringer i jordkarbon er spinkelt sett i forhold til endringer beskrevet i den levende biomasse. Dette gjør generaliseringer for jordkarbonendringer vanskelig. Hogstinngrep som tynning og lukkede hogster, inkludert små gruppehogster, gir derimot sjelden signifikante effekter på jordkarbon. Basert på dette kunne en forvente at bledning, sammenliknet med flatehogst, på lengre sikt ville medføre et høyere lager av jordkarbon ved at hogstinngrepene i liten grad påvirker jorda, i motsetning til flatehogst der det kan forventes et tap av jordkarbon i de påfølgende 10-30 år etter avvirkning. Men langsiktige observasjoner er få og gir ikke noen bakgrunn for å konkludere med dette. I den grad ulik skogbehandling vil endre treslagssammensetning og bunnvegetasjon kan det forventes en påvirkning både på akkumulering av karbon i det organiske sjikt og eventuelt også på karbonlageret i mineraljordssjiktet. Både når det gjelder tap av jordkarbon etter flatehogst og mulige effekter gjennom tynning, gruppehogst og lukket hogst kan ulike jordsmonn forventes å reagere forskjellig.		

En moderat forlengelse av omløpstiden utover normal hogstmodenhetsalder forventes å gi et større karbonlager i levende biomasse og jordsmonn sammenlignet med et behandlingsprogram med avvirkning ved normal hogstmodenhetsalder. Dette må samtidig avveies mot en gradvis redusert tilvekst/karbonopptak ved forlenget omløpstid i forhold til arealets maksimale produksjonsevne. Med tanke på forventet utvikling i gammel granskog kan vi si at det på nasjonal skala gjennom Landsskogtakseringen i gjennomsnitt er dokumentert et økende volum i levende biomasse, i alle fall minst 70-90 år forbi hogstmodenhetsalder på lavere og midlere boniteter (statistisk materiale foreligger ikke for eldre skog enn dette og er generelt spinklere for høye boniteter). Betydningen av forstyrrelser som vil redusere karbonlageret (skogbrann, vindfelling, insektskader med videre), vil avhenge av skala. Det vil si hvor lokal forstyrrelsen er, og om en betrakter karbonlageret i et enkelt bestand eller i all gammel skog over et større område. Per dags dato foreligger det ikke analyser som dokumenterer et totalt karbonbudsjett (inkludert jordsmonn og død ved) for gammel skog og granskog som vernes. Hyppigheten og effekten av naturlige forstyrrelser på karbonbudsjettet er også mangelfullt dokumentert. Det synes imidlertid rimelig å legge til grunn at det foregår et netto karbonopptak i granbestand som har vesentlig høyere alder enn hogstmoden skog. Hvor lenge er fremdeles et åpent spørsmål.

Hovedmønsteret for utvikling av død ved i skog som avvirkes ved normal hogstmodenhetsalder er at volumet aldri blir særlig høyt. Død ved vil med andre ord være av marginal betydning for karbonakkumulering i slik forvaltet skog. Skog som får utvikle seg forbi hogstmodenhetsalder vil fortsette å bygge opp volum med levende biomasse, og mengden død ved vil øke tilsvarende gjennom naturlig avgang. I slik skog vil karbonlageret i død ved øke til et nivå som er vesentlig høyere enn i skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder. Dette betyr at død ved har mye større betydning for oppbygning av karbonlager i skog som får stå urørt i lang tid etter normal hogstmodenhetsalder, sammenlignet med skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder eller ved moderat forlenget omløpstid.

Dersom et høyt karbonlager i skog prioriteres, og en samtidig ønsker å kombinere dette med høsting av virke, viser modellberegninger at disse målsetningene best kan kombineres ved å drive skogbruk med flatehogst der en øker omløpstiden noe utover normal hogstmodenhetsalder. Forlengelsen av omløpet må avveies mot noe lavere tilvekst per arealenhet, som gir et redusert opptak sett over et helt omløp, og også opp mot jordkarbonlageret som kan forventes å øke med forlenget omløpstid. I en fullstendig vurdering av den samlede klimaeffekten av ulike hogstformer og forvaltningsstrategier må en ta hensyn til tiltakets effekt på den potensielle langsiktige stabiliteten av karbonlager i biomasse og i jord. I tillegg må også hensyn til andre klimapådrivere, slik som albedo, evapotranspirasjon og BVOCs, samt effekten av substitusjon ved at trevirke kan erstatte fossile energibærere og materialer med større klimaavtrykk, inngå i vurderingen. Litteraturgjennomgangen avdekker også vesentlige kunnskapsutfordringer i forhold til å kvantifisere betydningen av de tiltakene som er vurdert på opptak og lagring av karbon i skog. Behovet for framtidig kunnskapsutvikling knyttet til karbondynamikk ved ulike hogstformer og forvaltningsstrategier er søkt belyst og oppsummeres i diskusjonskapitlet.

Ansvarlig signatur

Jeg innestår for at denne rapporten er i samsvar med oppdragsavtalen og Skog og landskaps kvalitetssystem for oppdragsrapporter.


.....
Adm.dir./Avdelingsdirektør

Oppdragsrapport
fra Skog og landskap

04/2015

KARBONDYNAMIKK VED ULIKE HOGSTFORMER OG AVVIRKNINGS- STRATEGIER

En litteraturstudie med fokus på Oslo kommuneskog

Lise Dalsgaard, Aksel Granhus, Gunnhild Sjøgaard, Kjell Andreassen,
Isabella Børja, Nicholas Clarke, O. Janne Kjønaas og Jogeir Stokland

Omslagsfoto: Granskog med død ved i ravinlandskap.
Foto: John Y. Larsson, Skog og landskap

Norsk institutt for skog og landskap, Pb. 115, NO-1431 Ås

FORORD

Basert på en gjennomgang av tilgjengelig litteratur har vi i denne rapporten belyst ulike problemstillinger knyttet til karbonopptak, karbonlagring og karbonets kretsløp i granskog ved ulike forvaltningsstrategier; åpen hogst (flatehogst), lukket hogst for en flersjiktet struktur, forlenget omløpstid og vern. På flere områder er det behov for mer forskning før en kan trekke slutninger, og dette er også søkt belyst i rapporten.

Oslo kommune ved Bymiljøetaten har initiert og finansiert prosjektet. Jon Karl Christiansen har vært kontaktperson ved etaten.

Vi ønsker å takke Ryan Bright for verdifulle innspill til kapitlet om andre klimadrivere (albedo, evapotranspirasjon og BVOCs).

Arbeidet har vært ledet av Aksel Granhus, Gunnhild Søgaard og Lise Dalsgaard.

Ås, juni 2015.

Lise Dalsgaard, Aksel Granhus, Gunnhild Søgaard

SAMMENDRAG

Basert på en litteraturgjennomgang har vi vurdert konsekvenser av ulike hogstformer (flatehogst og lukket hogst med vekt på bledningshogst og konvertering av ensaldret skog til sjiktet skogstruktur egnet for bledning) samt forlenget omløpstid og vern med hensyn på karbonlagring og -opptak i levende biomasse, død ved og skogsjord.

Med grunnlag i produksjonsmodeller og erfaringer fra langsiktige feltforsøk vurderer vi at det ikke er grunnlag for å konkludere med at det er noen vesentlig forskjell i størrelsen på karbonlageret i levende trebiomasse i bledningsskog og skog som avvirkes med flatehogst, når en legger gjennomsnittet over en tidsperiode som svarer til et normalt bestandsomløp til grunn. Det er på den annen side forskningsmessig belegg for at tilveksten over tid, og dermed årlig karbonopptak, er noe lavere i skog som behandles med bledningshogst enn i skog som forynges ved flatehogst og planting. Ved konvertering av ensaldret, ensjiktet skog til flersjiktet skog egnet for bledning vil en måtte påregne et vesentlig tilveksttap fram til fullført konvertering, noe som kan ta lang tid (50 – 100 år), og dermed redusert karbonakkumulering i den levende biomassen. Kunnskapen om hvordan konvertering fra ensjiktet til flersjiktet skogstruktur påvirker produksjonen i bestandet og karbondynamikken generelt er imidlertid mangelfull.

Det fremgår av litteraturen vi har gjennomgått at når hogstinngrepet er av en betydelig størrelse, som ved flatehogst, kan det forventes et tap av total jordkarbon i tiden etter hogst i størrelsesorden 7 – 22 prosent. Det er i mange tilfeller ikke mulig å skille effekten av hogst og av markberedning på jordkarbon, men resultatene viser at et tap kan forventes også uten markberedning. Gjennom det påfølgende bestandsforløpet vil det skje en akkumulering av jordkarbon igjen, men det er usikkert hvorvidt det gjennom omløpet frem til hogstmodenhetsalder vil bygges opp igjen mer, mindre eller samme mengde som kan ha blitt tapt etter hogst. Det er sannsynlig at ulike faser av bestandsutviklingen karakteriseres av forskjellig akkumuleringshastighet, men ulike studier viser ulike resultater. Akkumuleringshastigheten kan minke med økende alder, men dette er ikke entydig vist. Det kan imidlertid ventes en fortsatt akkumulering av jordkarbon i skog som overholdes utover et normalt omløp, og i skog som vernes. Litteraturgjennomgangen i denne rapporten viser at endringsrater for jordkarbon er usikre størrelser, og samtidig sterkt påvirket av lokale faktorer. Det empiriske grunnlaget for å beskrive endringer i jordkarbon er spinkelt sett i forhold til endringer beskrevet i den levende biomasse. Dette gjør generaliseringer for jordkarbonendringer vanskelig.

Hogstinngrep som tynning og lukkede hogster, inkludert små gruppehogster, gir derimot sjelden signifikante effekter på jordkarbon. Basert på dette kunne en forvente at bledning, sammenliknet med flatehogst, på lengre sikt ville medføre et høyere lager av jordkarbon ved at hogstinngrepene i liten grad påvirker jorda, i motsetning til flatehogst der det kan forventes et tap av jordkarbon i de påfølgende 10-30 år etter avvirkning. Men langsiktige observasjoner er få og gir ikke noen bakgrunn for å konkludere med dette. I den grad ulik skogbehandling vil endre treslagssammensetning og bunnvegetasjon kan det forventes en påvirkning både på akkumulering av karbon i det organiske sjikt og eventuelt også på karbonlageret i mineraljordssjiktet. Både når det gjelder tap av jordkarbon etter flatehogst og mulige effekter gjennom tynning, gruppehogst og lukket hogst kan ulike jordsmonn forventes å reagere forskjellig.

En moderat forlengelse av omløpstiden utover normal hogstmodenhetsalder forventes å gi et større karbonlager i levende biomasse og jordsmonn sammenliknet med et behandlingsprogram med avvirkning ved normal hogstmodenhetsalder. Dette må samtidig avveies mot en gradvis redusert tilvekst/karbonopptak ved forlenget omløpstid i forhold til arealets maksimale produksjonsevne.

Med tanke på forventet utvikling i gammel granskog kan vi si at det på nasjonal skala gjennom Landsskogtakseringen i gjennomsnitt er dokumentert et økende volum i levende biomasse, i alle fall minst 70-90 år forbi hogstmodenhetsalder på lavere og

midlere boniteter (statistisk materiale foreligger ikke for eldre skog enn dette og er generelt spinklere for høye boniteter). Betydningen av forstyrrelser som vil redusere karbonlageret (skogbrann, vindfelling, insektskader med videre), vil avhenge av skala. Det vil si hvor lokal forstyrrelsen er, og om en betrakter karbonlageret i et enkelt bestand eller i all gammel skog over et større område. Per dags dato foreligger det ikke analyser som dokumenterer et totalt karbonbudsjett (inkludert jordsmonn og død ved) for gammel skog og granskog som vernes. Hyppigheten og effekten av naturlige forstyrrelser på karbonbudsjettet er også mangelfullt dokumentert. Det synes imidlertid rimelig å legge til grunn at det foregår et netto karbonopptak i granbestand som har vesentlig høyere alder enn hogstmoden skog. Hvor lenge er fremdeles et åpent spørsmål.

Hovedmønsteret for utvikling av død ved i skog som avvirkes ved normal hogstmodenhetsalder er at volumet aldri blir særlig høyt. Død ved vil med andre ord være av marginal betydning for karbonakkumulering i slik forvaltet skog. Skog som får utvikle seg forbi hogstmodenhetsalder vil fortsette å bygge opp volum med levende biomasse, og mengden død ved vil øke tilsvarende gjennom naturlig avgang. I slik skog vil karbonlageret i død ved øke til et nivå som er vesentlig høyere enn i skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder. Dette betyr at død ved har mye større betydning for oppbygning av karbonlager i skog som får stå urørt i lang tid etter normal hogstmodenhetsalder, sammenlignet med skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder eller ved moderat forlenget omløpstid.

Dersom et høyt karbonlager i skog prioriteres, og en samtidig ønsker å kombinere dette med høsting av virke, viser modellberegninger at disse målsetningene best kan kombineres ved å drive skogbruk med flatehogst der en øker omløpstiden noe utover normal hogstmodenhetsalder. Forlengelsen av omløpet må avveies mot noe lavere tilvekst per arealenhet, som gir et redusert opptak sett over et helt omløp, og også opp mot jordkarbonlageret som kan forventes å øke med forlenget omløpstid. I en fullstendig vurdering av den samlede klimaeffekten av ulike hogstformer og forvaltningsstrategier må en ta hensyn til tiltakets effekt på den potensielle langsiktige stabiliteten av karbonlager i biomasse og i jord. I tillegg må også hensyn til andre klimapådrivere, slik som albedo, evapotranspirasjon og BVOCs, samt effekten av substitusjon ved at trevirke kan erstatte fossile energibærere og materialer med større klimaavtrykk, inngå i vurderingen.

Litteraturgjennomgangen avdekker også vesentlige kunnskapsutfordringer i forhold til å kvantifisere betydningen av de tiltakene som er vurdert på opptak og lagring av karbon i skog. Behovet for framtidig kunnskapsutvikling knyttet til karbondynamikk ved ulike hogstformer og forvaltningsstrategier er søkt belyst og oppsummeres i diskusjonskapitlet.

Nøkkelord:

gruppehogst, flatehogst, jordsmonn, klimaendringer, kontinuitetsskogbruk, mykorrhiza, omløpstid, skogproduksjon, skogvern, økosystem

INNHold

Forord	ii
Sammendrag	iii
1. Innledning	1
2. Oslo kommuneskog	3
2.1. Forvaltningsmål	3
2.2. Dagens skogtilstand	4
3. Karbonkretsløpet	6
3.1. Det globale karbonkretsløpet	6
3.2. Karbonkretsløpet i skog	7
3.2.1. Levende biomasse	8
3.2.2. Død ved	11
3.2.3. Skogsjord	13
4. Skogbehandling	24
4.1. Levende biomasse	24
4.1.1. Bledningshogst og selektiv hogst i flersjiktet skog	24
4.1.2. Konvertering til flersjiktet skogstruktur	28
4.1.3. Forlenget omløpstid i ensjiktet skog – en modellbasert vurdering	30
4.1.4. Utvikling i gammel skog	31
4.1.5. Biomasse i annen vegetasjon enn trær	34
4.1.6. Samlet vurdering – levende biomasse	35
4.2. Død ved	37
4.2.1. Flatehogst	37
4.2.2. Bledningshogst	39
4.2.3. Utvikling i gammel skog	39
4.2.4. Samlet vurdering – død ved	41
4.3. Skogsjord	42
4.3.1. Hogst - effekter på mikroklima og jordas organismer	45
4.3.2. Endringer i jordkarbon over et bestandsforløp	47
4.3.3. Endringer i jordkarbon i gammel skog	48
4.3.4. Endringer i jordkarbon etter ulike hogstingrep	49
4.3.5. Effekter på jordkarbon av mekanisk forstyrrelse under hogst og markberedning	54
4.3.6. Samlet vurdering - skogsjord	54

5.	Samlet oppsummering og diskusjon	57
5.1.	Sammendrag av de viktigste resultatene.....	57
5.2.	Resultater og konklusjoner sett opp mot andre studier	58
5.3.	Risiko ved gjennomføring av ulike forvaltningsopplegg	60
5.4.	Betydning av klimaendringer for skogens karbondynamikk.....	62
5.5.	Andre faktorer som påvirker klimaeffekten	64
5.6.	Tidsperspektiv og skala	65
5.7.	Forskningsbehov.....	66
	Litteratur	69
	Vedlegg 1: Ordliste	81

1. INNLEDNING

Skogen har ulike roller i klimasammenheng. Den mest fremtredende er evnen til å akkumulere karbon. Gjennom fotosyntesen tas store mengder CO₂ opp fra atmosfæren, samtidig er skogen også en kilde til utslipp av CO₂ gjennom nedbryting av død biomasse. Fra 1990 og frem til i dag har den årlige netto akkumuleringen av karbon i norsk skog økt vesentlig og tilsvarer nå om lag 50 prosent av landets totale utslipp¹ av CO₂-ekvivalenter (NIR 2014). Denne økningen skyldes blant annet den innsatsen som ble lagt i skogkultur og skjøtsel av skog med plantninger og bestandspleie fra etterkrigstiden og fremover.

Skogen representerer også et stort karbonlager, med karbon lagret både i den levende og døde biomassen og i jordsmonnet. I norsk skog utgjør karbon i jordsmonnet i gjennomsnitt mellom 70 og 80 prosent av den totale karbonmengden (NIR 2014; de Wit og Kvindesland 1999). Denne andelen vil imidlertid variere betydelig mellom ulike skogtyper. Men det er i den levende biomassen vi har de største endringene fra år til år. I den senere tid har spørsmålet om hvordan ulik forvaltning av skogen påvirker lagring, akkumulering og tap av karbon fått økt oppmerksomhet.

Rapporten er laget på oppdrag fra Bymiljøetaten i Oslo, som forvalter Oslo kommunes skoger. Her spiller flerbruksaspektet ved skogbehandlingen en særlig viktig rolle, og en har i større grad enn ellers i skogbruket tatt i bruk lukkede hogstmetoder samtidig som omfanget av flatehogst er redusert for å legge til rette for friluftsliv og naturopplevelser. Formålet med prosjektet har vært å sammenstille forskningsbasert kunnskap om karbonakkumulering og -lagring i granskog ved ulik hogstføring. Fokus har vært rettet mot å belyse effekter av åpne hogster (flatehogst og etterfølgende planting) kontra en lukket hogstføring basert på uttak av enkelttrær eller grupper av trær, og en langsiktig omforming av ensaldrede, ensjiktete granbestand til en flersjiktet bestandsstruktur. I tillegg har vi sett på betydningen av skogvern og av omløpstider ut over normal hogstmodenhetsalder. Effektene på lager og endringer av karbonlager både i levende biomasse (opptak) og i jordsmonnet (akkumulering eller tap) er vurdert, slik at en kan vurdere den samlede effekten med hensyn på netto akkumulering og total lagret karbon.

For å forstå hvordan ulike tiltak virker inn på endringer og lagring av karbon i biomasse og skogsjord, og ikke minst hvilken usikkerhet som ligger i effektvurderingene, er det viktig å forstå mekanismene bak skogøkosystemets karbondynamikk. Vi har derfor lagt vekt på å beskrive dette basert på den nyeste tilgjengelige kunnskap. Inkludert i en generell beskrivelse av karbondynamikk i boreal skog er en oversikt over kunnskapsstatus for mykorrhizasoppers betydning for akkumulering av karbon i jordsmonnet.

Utslipp og opptak av CO₂ er bare en del av det komplekse samspillet som påvirker klimaet vårt. Valg av forvaltningstiltak i skogbruket vil for eksempel også kunne påvirke det samlede tilbudet av skogbasert råstoff, og dermed muligheten for substitusjon og lagring av karbon i treprodukter. For skogene vil faktorer som endring i albedo eller evapotranspirasjon også kunne være en del av klimaeffekten ved ulike forvaltningsstrategier. Samtidig vil klimaendringene også kunne påvirke skogen, både gjennom endrede vekstbetingelser (temperatur og nedbør), men også ved høyere risiko for stormfelling, insekt- og soppangrep. Problemkomplekset er følgelig svært omfattende, og det har av den grunn ikke vært mulig å gjennomføre en litteraturgjennomgang som belyser klimaeffekten av ulik skogforvaltning i sin fulle bredde innenfor dette prosjektet. Vi har derfor foretatt en avgrensning der vi primært har tatt utgangspunkt i nyere studier som er relevante for nordlige barskoger og som på ulike måter bidrar til å belyse hvordan ulik hogstintensitet, hogstformer

¹ De om lag 50 % er basert på beregninger for CO₂-ekvivalenter, det vil si andre klimagasser er inkludert ved en omregning.

og omløpstid vil påvirke karbonopptaket og størrelsen på karbonlageret i skogøkosystemet. Betydningen av andre klimapådrivere enn karbon, gis imidlertid en kort omtale i diskusjonskapittelet. Vi har, etter ønske fra oppdragsgiver, også søkt å belyse behov for kunnskapsutvikling knyttet til karbondynamikk (og i noen grad andre klimapådrivere) ved ulike hogstformer, og betydning av ulike forvaltningsstrategier som klimatiltak.



Sti gjennom granskog. Foto: Dan Aamlid

2. OSLO KOMMUNESKOG

2.1. Forvaltningsmål

Oslomarka er en viktig arena for rekreasjon og friluftsliv for befolkningen i Oslo og tilgrensende kommuner. Hvordan skogen i Marka forvaltes er derfor gjenstand for betydelig oppmerksomhet, både fra publikum generelt og ulike interesseorganisasjoner. Utøvelse av skogbruk og skogsdrift innenfor Oslomarka reguleres av markaforskriften, som er hjemlet gjennom skoglovens § 13. Forskriften gir føringer utover de generelle krav og pålegg skogbruket må følge i andre områder, med hensyn til foryngelsesmetoder, størrelse på hogstflater med videre. For gjennomføring av foryngeshogster gjelder at en skal anvende naturlig foryngelse og lukkede hogster der dette kan gi et tilfredsstillende resultat. For Oslo kommuneskoger er skogsdriften også underlagt særskilte retningslinjer konkretisert gjennom «Mål og retningslinjer for forvaltning og drift av Oslo kommunes skoger» (Friluftsetaten 2005) og «Flerbruksplan for Oslo kommunes skoger 2007–2015» (Friluftsetaten 2007). Retningslinjene bygger videre på vedtak i bystyret av 30.9.1974, der det ble vedtatt at «ved konflikt mellom de forskjellige interesser, skal hensynet til naturvern, friluftsliv, vannforsyning, dyreliv og fiske gå foran kravet om størst mulig økonomisk avkastning av skogsdriften».

Dagens retningslinjer for skogsdriften tar sikte på å bygge opp en variert skog med lengre omløpstider og en større andel gammelskog enn i det tradisjonelle skogbruket (Friluftsetaten 2005). I denne sammenheng betegner gammelskog skog som har nådd hogstmodenhetsalder (hogstklasse 5). For middels og høy bonitet gis anvisninger om å øke omløpstiden med 20 år utover normal hogstmodenhetsalder, og vesentlig lenger på den mindre produktive skogsmarka (bonitet 6-11). Med bakgrunn i bystyrevedtaket om forlenget omløpstid, ble det ved utarbeidelsen av den forrige flerbruksplanen for perioden 1995-2005 satt som målsetning at en skal ha minst 20 prosent av det produktive arealet i hogstklasse 4 (eldre produksjonsskog) og 35 prosent i hogstklasse 5 (hogstmoden skog). På det tidspunktet hadde en 10 prosent i hogstklasse 4 og 24 prosent i hogstklasse 5. Konklusjonen den gang var at med den store mangel på gammelskog, i forhold til målsettingen, måtte det vises sterkt måtehold i foryngeshogst, og anbefalt maksimalt årlig hogstkvantum ble satt til 8 500 kubikkmeter. I flerbruksplanen for perioden 2007–2015 ble det anbefalt at denne restriksjonen skulle videreføres til 2010, men at hogstkvantumet fra 2011 og ut siste femårsårsperiode skulle økes til 13 500 kubikkmeter per år. Størstedelen av kvantumet forutsettes tatt ut med lukkede hogster. I flerbruksplanen legges stor vekt på å behandle skogen slik at en tilrettelegger for en variert skog, gjennom sterke tynninger der en setter igjen færre trær enn det som er vanlig i det tradisjonelle skogbruket. I kommuneskogene skal også fem prosent av det produktive arealet vernes administrativt, utover statlig vernede områder som kommer i tillegg. Det alt vesentligste av dette arealet vil bestå av gammel granskog.

Dette danner et bakteppe for denne rapporten, hvor vi søker å belyse klimaeffekten av de forvaltningsvalg som benyttes i Oslo kommuneskog (lukket hogst, forlenget omløpstid og vern), og sammenlikner dette med flatehogst ved hogstmodenhetsalder der vi primært fokuserer på granskog i den boreale sonen.



Oslo kommuneskog brukes som rekreasjonsområde av en stor del av befolkningen på det sentrale Østlandet.

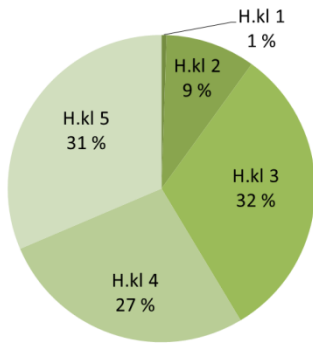
Foto: Gunnhild Søgaard, Skog og landskap.

2.2. Dagens skogtilstand

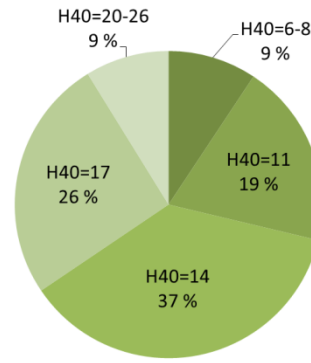
Dagens hogstklassefordeling (Figur 1) viser at en langt på vei har nådd målsetningene om en økt andel eldre produksjonsskog (hogstklasse 4) og hogstmoden skog (hogstklasse 5). Særlig har andelen hogstklasse 4 økt mer enn det som var forventet i prognosene som ble utarbeidet i forbindelse med den forrige flerbruksplanen. Mye av dagenes hogstklasse 4 er imidlertid forholdsvis ung, og består for en stor del av relativt tett kulturskog. Denne er et resultat av foryngelser som ble etablert etter at en gikk over til bestandsskogbruk med flatehogst i tiårene etter 2. verdenskrig. Som et resultat av redusert hogstaktivitet og økt andel lukkede hogster utgjør hogstklasse 1 (arealer uten foryngelse) og hogstklasse 2 (ungskog) kun om lag 10 prosent til sammen, og arealet i disse to hogstklasser viser en markant nedgang de senere årene. Det meste av skogarealet er på middels til høy bonitet (Figur 1 B).

Bonitetsklassene 14 og 17 dominerer volummessig, med over 60 prosent av det stående volumet i Oslo kommuneskog (Figur 2 B). Dagens skogtilstand karakteriseres også av at den eldre produksjonsskogen (hogstklasse 4), på tross av at mye av denne skogen er relativt ung, har nesten like høyt gjennomsnittlig volum per dekar som den eldre skogen (hogstklasse 5), jamfør Figur 3.

A) Produktivt skogareal - hogstklasser

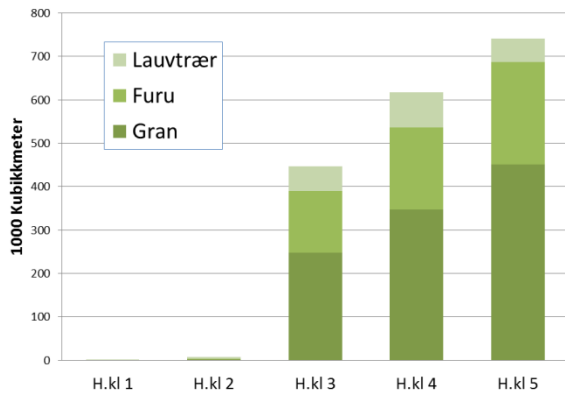


B) Produktivt skogareal - bonitetsklasser

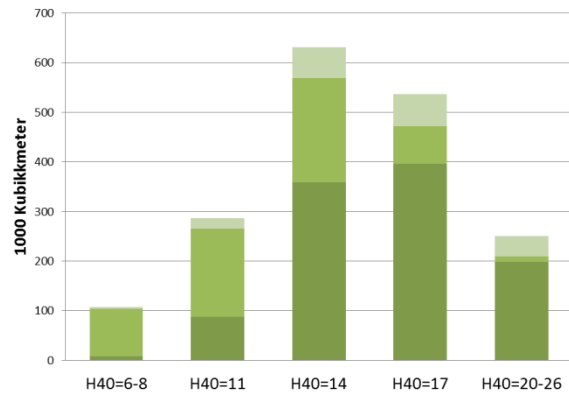


Figur 1. Produktivt skogareal i Oslo kommuneskoger fordelt på hogstklasser (A) og bonitetsklasser (B). Arealfordeling i prosent. Data fra skogbruksplan for kommuneskogen (Sybase november 2014).

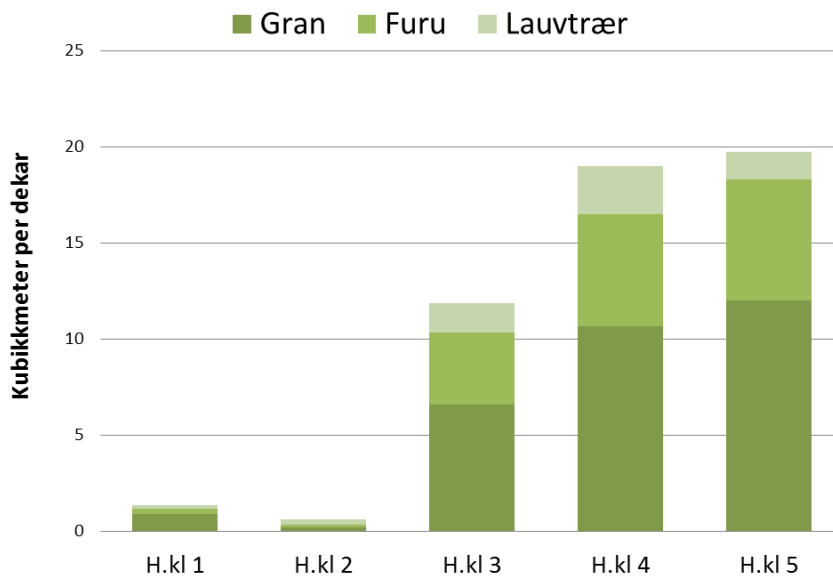
A) Volum fordelt på hogstklasser



B) Volum fordelt på bonitetsklasser



Figur 2. Stående volum (1000 kubikkmeter) av gran, furu og lauvtrær i Oslo kommuneskoger, fordelt på hogstklasser (A) og bonitetsklasser (B). Data fra skogbruksplan for kommuneskogen (Sybase november 2014).



Figur 3. Gjennomsnittlig volum per dekar i ulike hogstklasser i Oslo kommuneskoger, fordelt på treslagsgrupper.

Data fra skogbruksplan for kommuneskogen (Sybase november 2014).

3. KARBONKRETSLØPET

3.1. Det globale karbonkretsløpet

Overordnet kan en se på det globale karbonkretsløpet som en rekke lager av karbon, med en viss utveksling seg i mellom. Basert på hastigheten på omsetningen kan en dele kretsløpet i to deler, en del med svært langsom omsetning (> 10 000 år) og en del med relativt rask omsetning. Den delen med langsom omsetning inkluderer karbon lagret i bergmasser og sedimenter som olje og kull. Den raske delen omfatter karbon i atmosfæren, havet, overfladiske sedimenter på havbunnen og karbon på land, i vegetasjon, jordsmonn og ferskvann. Fra naturens side er det lite utveksling av karbon mellom de to delene. Utfordringen oppstår når vi forstyrrer dette kretsløpet ved å ta ut store ressurser fra den langsomme delen, og dermed tilføre store mengder karbon til den delen med rask omløp (IPCC 2013).

“Since the beginning of the Industrial Era, fossil fuel extraction from geological reservoirs, and their combustion, has resulted in the transfer of significant amount of fossil carbon from the slow domain into the fast domain, thus causing an unprecedented, major human-induced perturbation in the carbon cycle.”

IPCC 2013 AR5 Ch. 6.1.1

FNs klimapanel har slått fast at det er det totale utslippet av klimagasser over tid som har betydning for klimaendringene (IPCC 2013). Dette skal forstås slik at vi har en kvote av totale framtidige utslipp som vi må forholde oss til, dersom vi skal lykkes med å stabilisere klimaet på en global temperaturøkning på under 2 grader i forhold til førindustriell temperatur (midten av 1800-tallet). I den siste rapporten fra FNs klimapanel er dette kvantifisert til 270 Gt karbon (milliarder tonn). Det innebærer at foruten en rask og kraftig reduksjon i utslipp, må vi over tid iverksette tiltak for å oppnå negative utslipp (IPCC 2013). Det vil si at det også må gjennomføres tiltak for å redusere konsentrasjonen av drivhusgasser i atmosfæren.

“Cumulative emissions of CO₂ largely determine global mean surface warming by the late 21st century and beyond. Most aspects of climate change will persist for many centuries even if emissions of CO₂ are stopped. This represents a substantial multi-century climate change commitment created by past, present and future emissions of CO₂.”

IPCC 2013 AR5 Ch. 12.5

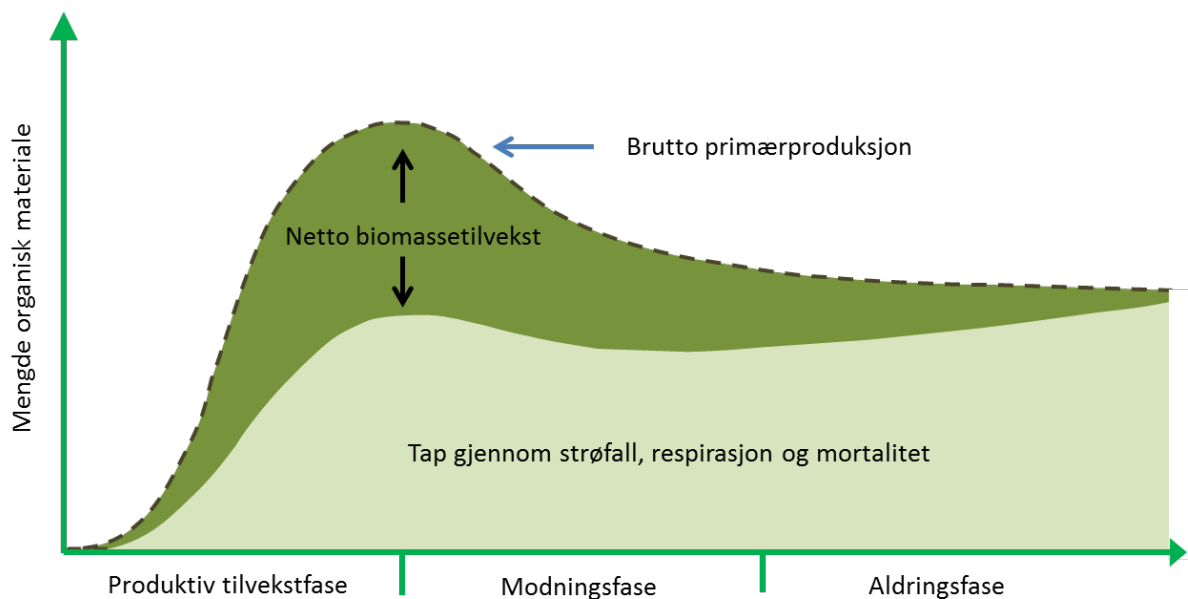
Dette vil altså være en utfordring ikke bare for vår generasjon, men også for fremtidens generasjoner. Det er imidlertid ikke kun et spørsmål om i hvilket omfang karbonet flyttes mellom kretsløp med langsom og rask omsetning, men også hvordan karbonet innen det raske kretsløpet forvaltes. For skog kan det innebære en forvaltning der vi søker å optimalisere opptaket og redusere utslippene av karbon. Dagens skogforvaltning vil ha betydning for hvilke muligheter fremtidens generasjoner vil ha, og det er derfor viktig å legge til rette for en langsiktig strategi.

hele skogøkosystemet som er et resultat av en rekke ulike prosesser. "Tap" vil på tilsvarende måte benevne nedbygging av karbonlageret. Med «lager» menes størrelsen på det totale karbonlageret eller lageret i nærmere definerte delkomponenter (for eksempel karbonlager i levende biomasse eller jord) på et gitt tidspunkt. Hoveddelen av fokuset ligger på prosesser på bestandsnivå. Prosesser som dominerer på bestandsnivå er ikke nødvendigvis dominerende på landskapsnivå ettersom variasjonen mellom bestand og skogstyper er stor.

3.2.1. LEVENDE BIOMASSE

Karbonoptak gjennom ulike suksesjonsstadier

I et skogbestand som etableres etter en storskala forstyrrelse, er brutto primærproduksjon (karbon fiksert gjennom fotosyntesen) og årlig biomassetilvekst raskt økende etter hvert som mengden nåle-/bladmasse øker fra bestandets etablering og fram mot kronesammenslutning (Figur 5). Etter hvert som trehøyden øker og lysgjennomtrengingen gjennom trekronene reduseres vil de nederste greinene skygges ut og etter hvert dø og falle av. Med økende biomasse og begynnende avdøying av de nederste greinene øker også tilførselen av strø til jordsmonnet. Studier av en rekke treslag, inkludert vår hjemlige gran, viser at tidsrommet for maksimal biomasseproduksjon sammenfaller i tid med det stadiet i bestandets utvikling da nåle-/bladmassen er på sitt høyeste. Dette stadiet med tilnærmet full tetthet inntreffer på et noe senere tidspunkt enn kronesammenslutningen.



Figur 5. Prinsippskisse for sammenhengen mellom årlig brutto primærproduksjon og netto biomassetilvekst i et fulltett skogbestand som uten forstyrrelser utvikler seg fra plantestadiet til en «urskogtilstand». Basert på Kira og Shidei (1967) og Lundmark (1988).

Ved økende alder er det karakteristisk at den totale mengden nåler/blader avtar i forhold til maksimum, noe som i sin tur fører til at brutto primærproduksjon (og den totale biomassetilvekstraten) går vesentlig ned (Landsberg og Gower 1997; Ryan mfl. 1997a; Bond-Lamberty mfl. 2002). Hvor raskt dette skjer, vil variere med bestandsforhold og treslag. En generell regel, er at både maksimal biomasseproduksjon og den påfølgende nedgangen inntreffer på et tidligere tidspunkt på høy bonitet enn på lav bonitet. Både redusert

næringstilgang, mortalitet (som ikke erstattes av nye trær) og friksjon mellom trekronene kan bidra til å forklare at kronemassen i bestandet etterhvert reduseres (Ryan mfl. 1997a).

Hvilke faktorer som er av størst betydning i forhold til å forklare det generelle bildet med redusert biomassetilvekst når trærne blir eldre, er et sentralt tema innen skogøkologisk forskning. Utover den sterke sammenhengen mellom skogbestandets nåle-/kronemasse og brutto primærproduksjon, er det belegg for at følgende årsaksforhold spiller inn i større eller mindre grad (Ryan mfl. 1997a):

- Redusert fotosyntesekapasitet og/eller -effektivitet
- Redusert næringstilgang
- Endret allokering ved at en mindre andel av fotosynteseproduktene går til stammevekst
- Økt respirasjonstap

Fotosyntesekapasiteten er et uttrykk for mengden karbon som fikseres per absorbert lysenhet (foton), og er vist å reduseres med økende alder og med avtakende nitrogenkonsentrasjon i trærnes nåler/blader (Kull og Koppel 1987; Grulke og Miller 1994; Schoettle 1994). Redusert fotosynteseeffektivitet betyr derimot at den totale mengden karbon som fikseres går ned grunnet forhold som er uavhengig av maksimal fotosyntesekapasitet. Et konkret eksempel som er satt i sammenheng med redusert biomassetilvekst med økende alder er at fotosyntesen i større grad begrenses av vannstress i store (gamle) trær enn i små (unge), grunnet større hydraulisk motstand gjennom vannledningsbanene (Yoder mfl. 1994).

Tilgangen på nitrogen påvirker i stor grad mengden nåler/blader som produseres og fotosyntesekapasiteten per enhet nåle-/bladmasse, og dermed skogbestandets brutto primærproduksjon (Miller 1984; Nadelhoffer mfl. 1985; Waring og Schlesinger 1985; Ryan mfl. 1997a). Tilgangen på nitrogen varierer betydelig mellom ulike voksesteder, men vil i det meste av den boreale skogen begrense trærnes vekst i større eller mindre grad (Kimmins 1987; Bergh mfl. 1999). Tilgjengelighet i jordsmonnet har imidlertid ulik relativ betydning i ulike suksesjonsstadier. For å bygge opp krone- og rotbiomassen kreves mye nitrogen, som i det unge bestandet i stor grad må dekkes opp gjennom opptak fra jorda. Når produksjonen i bestandet er på sitt høyeste, vil imidlertid en større del av behovet dekkes gjennom intern «resirkulering» (for eksempel fra eldre til nye nåler), slik at næringsopptaket fra jorda må dekke en forholdsmessig mindre del. En rekke studier viser imidlertid at næringstilgangen kan avta med økende bestandsalder, dels grunnet mikroklimatiske og kjemiske forhold som påvirker mineraliseringen (lavere jordtemperatur, endret fuktighet, tilførsel av fenolholdige forbindelser fra visse typer strø som hemmer mikrobiell aktivitet), og dels på grunn av redusert strøtilførsel med økende bestandsalder og økt immobilisering ved at næringsstoffer bindes opp i jordorganismer, vegetasjon og død ved (Savill mfl. 1997; De Luca mfl. 2002). Enkelte studier viser også til at begrenset næringstilgang i eldre suksesjonsstadier kan gi seg utslag i økt allokering til produksjon av finrøtter, på bekostning av stammetilvekst (Ryan mfl. 1997a). Hvilken betydning dette i sin tur har for tilførselen av karbon til jordsmonnet gjennom rotstrø er mangelfullt dokumentert. Næringstilgangens relative betydning for biomassetilveksten i sene suksesjonsstadier er antakelig mest fremtredende på kjølige lokaliteter og der utgangspunktet er næringsfattig jordsmonn med lyngdominans, hvor det over tid utvikles et inaktivt råhumussjikt. Det kan da være nødvendig med en bestandsfornyende forstyrrelse for å stimulere til økt næringssirkulasjon og vedlikehold av markas produksjonsevne (Lundmark 1988).

Autotrof respirasjon, som forbruker energi til vekst og vedlikehold av livsprosesser (yteved, røtter osv.) kan «konsumere» over halvparten av karbonet som fikseres gjennom fotosyntesen (Ryan mfl. 1997b; Lambers mfl. 1998). Respirasjonen er sterkt temperaturavhengig og varierer følgelig gjennom døgnet og vekstsesongen, men den sesongmessige variasjonen er også knyttet til ulike faser av vekst gjennom året. Ulike studier har testet hypotesen om at en større andel av fotosynteseproduktene «tapes» gjennom respirasjon når trærne blir eldre og forholdet mellom den grønne krona og treets øvrige

levende deler blir mindre, slik at mindre av fotosynteseproduktene blir tilgjengelig for å opprettholde biomassetilveksten (Kira og Shidei 1967; Ryan mfl. 1997a, b). Resultatene peker mot at dette bidrar til at tilvekstraten til trærne etterhvert avtar, men at respirasjonstapet likevel er av underordnet betydning relativt til effekten av redusert nåle-/bladmasse og fotosynteseeffektivitet med økende alder (Ryan og Waring 1992). I tillegg synes det klart at genetisk bestemte fysiologiske aldringsprosesser også er en del av «årsakskomplekset».

BEREGNING AV TRÆRNES INNHOLD AV KARBON

Mengden karbon som er lagret i trær beregnes mest presist ved hjelp av biomassefunksjoner, der trærnes diameter i brysthøyde og eventuelt høyden benyttes som forklaringsvariabel. Med ulike typer matematiske funksjoner kan en estimere både treets totale biomasse (over og under bakken) samt biomassen i ulike fraksjoner som stammeved, bark, greiner, bar, stubbe og røtter. I det norske klimagassregnskapet, der en for skog og andre tresatte arealer baserer seg på registreringene i Landsskogtakseringen, blir biomassen av alle trær på om lag 12 tusen prøveflater estimert med funksjoner (Marklund, 1987, 1988, Petersson og Ståhl 2006), og deretter skalert opp til nasjonalt nivå med en faktor som svarer til den enkelte prøveflatas arealrepresentasjon. Biomassen brukes som utgangspunkt for beregninger av både lager og opptak/utslipp. Den regnes om til karbon ved hjelp av formelen $\text{karbon} = \text{biomasse} * 0,5$, og til CO_2 ved omregningsfaktoren $\text{CO}_2 = \text{karbon} * (44/12)$.

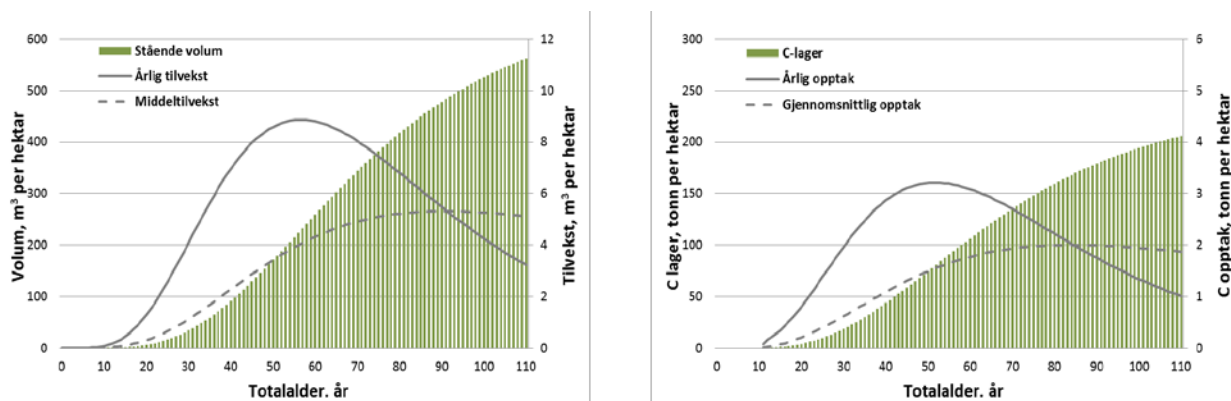
Utgangspunktet er imidlertid ofte at en kun har tilgang på informasjon om volumet i et skogbestand, og stående volum og årlig tilvekst må da regnes om til biomasse. En metode er å regne om stammevolum til stammebiomasse med utgangspunkt i basisdensitet. Ulike treslag har ulik tetthet. Dette vises ved gjennomsnittlig basisdensitet som for gran, furu og bjørk er henholdsvis 400, 440 og 510 kilo biomasse per fastkubikkmeter (Belbo og Gjølshø 2008). Omregning kan også skje ved hjelp av ekspansjonsfaktorer, som gir biomassen for hele treet inkludert krona og underjordiske deler. Det er for eksempel utviklet egne ekspansjonsfaktorer for ulike skogtyper og bonitetsklasser under norske forhold, tilpasset for bruk på flater i Landsskogtakseringen (Viken 2012).

Karbonopptak i et plantet granbestand

Forventet utvikling i et fulltett skogbestand der alle trærne er av samme treslag og noenlunde lik alder kjennetegnes av raskt økende tilvekst per arealenhet etter hvert som trærne bygger ut kronemassen. Tilveksten vil senere avta etter hvert som skogen blir eldre (Figur 6). I en skog som avvirkes med flatehogst, vil en maksimere volumproduksjonen på arealet ved å sluttavvirke de enkelte bestandene og etablere et nytt når årlig løpende tilvekst i bestandet etterhvert avtar i den grad at den krysser kurven for middeltilvekst (=stående volum dividert med totalalder). For et granbestand på middels produktiv skogsmark (bonitet G14) svarer dette krysningsspunktet til en bestandsalder på omtrent 90 år, mens optimalt hogsttidspunkt inntreffer ved en lavere alder på bedre boniteter og ved en høyere alder på mindre produktiv mark. Ved aktiv skogskjøtsel (for eksempel ungskogpleie, tynning, etc.) vil utflatingen og reduksjonen av løpende tilvekst kunne ta lengre tid.

I og med at trærnes karbonopptak er proporsjonalt med biomassetilveksten i bestandet, vil en få en tilsvarende sammenheng mellom maksimering av karbonopptaket i den levende trebiomassen og omløpstiden. Dersom en øker omløpstiden ut over krysningsspunktet for årlig løpende tilvekst og årlig middeltilvekst, vil gjennomsnittlig karbonopptak i trærne sett over hele omløpet følgelig reduseres til et nivå under det maksimale potensialet. Likevel vil

både stående volum og det totale karbonlageret fortsette å øke etter en gradvis avtakende rate, inntil et nivå da avgangen med andel døde trær blir lik eller større enn tilveksten.



Figur 6. Utvikling av stående volum, årlig løpende tilvekst og årlig middeltilvekst, for et skogbestand på bonitet G14 (normal hogstmodenhetsalder 90 år) (venstre del) samt omregnet til stående karbonlager og karbonopptak (høyre del). Utgangstetthet 2 500 planter per hektar og ingen tynninger. Stående volum er i henhold til en produksjonsmodell for utynnet granskog (Gizachew mfl. 2012). Omregning til total biomasse inkludert stamme, bark greiner, bar, stubbe og røtter i henhold til Viken (2012). Videre omregning til tonn karbon per hektar som beskrevet i tekstboksen på forrige side. Beregningene innebærer en ekstrapolering med betydelig usikkerhet ut over ca. 60 års totalalder.

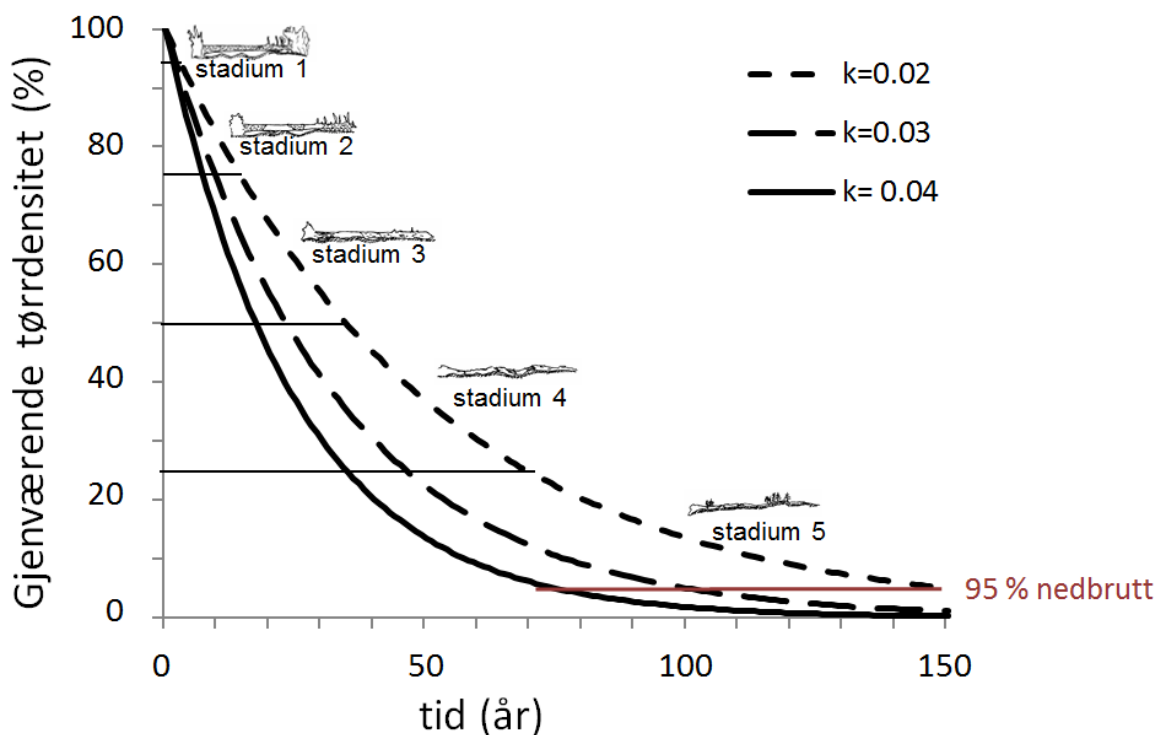
3.2.2. DØD VED

Død ved som brytes ned kan deles inn i ulike nedbrytingsklasser (Tabell 1). De tidligste nedbrytingsklassene (stadium 1-3) har relativt kort varighet (til sammen om lag 30 år under typiske klimaforhold i Oslo kommuneskoger, basert på Næsset 1999), og mye karbon blir frigitt gjennom nedbrytning (heterotrof respirasjon) i denne fasen. I den siste delen av nedbrytningsforløpet fortsetter frigivelsen av karbon, men med en lavere hastighet. Nå har stokken mistet strukturell integritet og begynner å fragmentere i mindre biter.

Tabell 1. Stadier av nedbrytning for liggende og stående død ved slik dette blir registrert i Landsskogtakseringen. For stående død ved må nedbrytingsklassene tilpasses noe, da trærne ofte råtner innenfra.

Nedbrytingsgrad	Stadium	Definisjon
Nylig dødt virke (0 – 3 år)	1	Nylig dødt virke (0 – 3 år), barken fremdeles fast eller nylig løs etter intensive barkbilleangrep.
Løs bark, begynnende råte	2	Løs bark med begynnende til velutviklet soppmycel mellom bark og ved. Veden begynner å mykne i ytre partier pga. råte (0 – 3 cm inn i veden).
Gjennområtten i ytre lag	3	Veden mer eller mindre gjennområtten i de ytre lag, kan plukkes helt fra hverandre med kniv. Kjerne er fortsatt hard.
Veden løs tvers gjennom	4	Veden løs tvers igjennom og flyter stedvis ut på bakken. Ingen indre hard kjerne. Ofte noe overgrodd.
Helt nedbrutt	5	Fragmenter, konturer under vegetasjon av helt nedbrutt stokk.

Nedbrytningshastigheten for død ved beregnes ved å måle hvor mye av tørrdensiteten¹ som har gått tapt i løpet av en kjent tidsperiode. Basert på gjentatte slike målinger under ensartede forhold (samme klima, treslag, mv.) over forskjellige tidsperioder beregnes en funksjonssammenheng for tørrdensitet i forhold til tid. Sentralt i disse beregningene er nedbrytningskonstanten (k) som definerer hvor raskt nedbrytningen skjer. Det er gjort slike beregninger for dødt grantrevirke syd i Akershus, som tilnærmetvis representerer forholdene i Oslo kommuneskog (Næsset 1999). Disse beregningene ga en gjennomsnittlig nedbrytningskonstant på 0,033 som tilsier at 3,3 prosent av den gjenværende biomassen brytes ned per år og at den opprinnelige biomassen er redusert med 95 prosent i løpet av ca. 100 år. Som et gjennomsnitt kan en ut fra dette gå ut fra at nedbrytningstiden fram til omtrent fullstendig nedbrutt stokk er i størrelsesorden 100 år under klimaforhold typiske for Oslo kommuneskoger, mens halvparten av biomassen er nedbrutt etter om lag 25 år (Figur 7).



Figur 7. Sammenheng mellom gjenværende tørrdensitet (som prosent av tørrdensitet for frisk ved). De tre kurvene representerer ulike nedbrytningshastigheter definert ved nedbrytningskonstanten k . En k -verdi på 0,03 tilsvarer omtrent nedbrytningshastigheten i Oslo kommuneskog. En k -verdi på 0,02 tilsvarer nedbrytningshastighet i nordboreal sone (det vil si høyere liggende skog opp mot bartregrensen).

Avhengig av skogbunnsforholdene (markvegetasjon, jordbunnstype) vil delvis nedbrutte stokker bli overgrodd og etter hvert bli en del av skogsjordas organiske sjikt. Dette vil medføre at nedbrytningen av den døde veden går langsommere, spesielt der hvor skogsmarka er forsumpet (Moroni mfl. 2015). Det er foreløpig ukjent hvor mye langsommere nedbrytningen skjer for slik død ved i skogbunnens organiske jordsjikt.

¹ Tørrdensitet måles ved at alt vann er fjernet gjennom oppvarming til 105 grader.

3.2.3. SKOGSJORD

Karbonets fordeling i ulike sjikt og jordtyper

Når trær og annen vegetasjon dør vil den brytes ned, og det aller meste av dette karbonet vil gradvis frigis til atmosfæren. Denne prosessen pågår kontinuerlig men i ulik hastighet avhengig av blant annet temperatur og fuktighetsforholdene, jordsmonnets egenskaper og den kjemiske sammensetningen av plantematerialet (som avhenger av treslag, nitrogentilgang med videre). Karbon tilføres jorda i form av dødt organisk materiale. Så lenge den årlige tilførselen er større enn årlig frigjøring av karbon gjennom nedbrytning vil det foregå en netto akkumulering. Over tid vil et betydelig lager av karbon kunne akkumuleres i jorda i form av delvis nedbrutt organisk materiale og restkomponenter av langsomt nedbrytbare stoffer som under de rådende forhold inngår i et potensielt stabilt langtidslager av karbon.



Podsolprofil i blåbærskog. Et jordprofil som dette gir informasjon om jordas lagdeling og bestanddeler. Rett under vegetasjonen ligger humussjiktet som består av delvis omdannet dødt plantemateriale. Under humusen er det ofte et tynt sjikt med næringsrik mineraljord. Det grå sjiktet er bleikjorda, der næringsstoffene er utvasket. Det rødbrune utfellingssjiktet er farget av organisk materiale samt utfelt jern (Fe) og aluminium (Al).

Foto: O. Janne Kjønnaas.

Karbonet i dette langtidslageret kan potensielt bli svært gammelt. Gjennom ^{14}C -datering er det estimert at gjennomsnittsalderen av karbon i et dypt (80 – 100 cm) organisk sjikt i et uforstyrret skogsøkosystem i Nord-Sverige er 2600 år. Alderen av karbon i dypere mineraljordssjikt i Tyskland er funnet til ca. 4000 år (Rumpel mfl. 2002). ^{14}C -målinger i Norge viser tilsvarende resultater (Kjønaas og Clarke, upublisert). Dette betyr at endringer i jordas karbonlager skjer over et mye lengre tidsperspektiv enn hva gjelder lageret i den levende biomassen.

De største konsentrasjonene av karbon i skogsjord finnes i de øvre jordsjikt (organisk sjikt og øvre mineraljordssjikt) hvor tilførsel av strø fra røtter, bar og blad, greiner og stammer er størst, og hvor den biologiske aktiviteten av røtter, sopp, bakterier og jorddyr er høyest. Dypere jordsjikt inneholder også karbon (for eksempel ned til 3 m, Jobbágy og Jackson 2000) men observasjoner fra så dype sjikt er få og kostbare. En nasjonal studie, med gjennomsnitt for Norge (utenom torv/myrjord) antyder at ca. 40 - 50 prosent av totalt jordkarbon finnes i det organiske sjiktet (de Wit og Kvindesland 1999, Strand mfl., manuskript), noe som tilsvarer ca. 5-7 kg karbon per kvadratmeter. Til sammenlikning antyder en nordisk studie at det organiske laget i nordiske skoger (data fra Danmark, Sverige, Finland og Norge) inneholder 20-30 prosent av jordkarbonet, tilsvarende 1,1 - 4,3 kilo karbon per kvadratmeter (Callesen mfl. 2003). Forskjellen mellom nasjonale og nordiske estimater kan reflektere reelle forskjeller forårsaket av ulikheter i klima og jordtype, men den kan også skyldes forskjeller i databasene med hensyn til utvalg av jordsmonnstyper og datakvalitet. Skillet mellom det organiske sjiktet og mineraljorda kan for eksempel være vanskelig å identifisere i felt. Mens datakvaliteten er best i den nordiske databasen (n=ca. 300), er utvalget av jordtyper størst i den norske databasen som er basert på en undersøkelse av om lag 1040 jordprofil fordelt over hele landet (Esser og Nyborg 1992; Esser 1994).

Typen av jordsmonn har betydning for mengde og vertikal fordeling av jordkarbon (Vejre mfl. 2003; Strand mfl., manuskript). For eksempel har podsolljord oftest mye karbon grunnet et markant organisk sjikt og i tillegg karbon som over tid er blitt bundet i utfellingssjiktet. Jordsmonn som er utviklet under mangelfull drenering har også vanligvis høye karbonmengder og et tjukt organisk sjikt (for eksempel Olsson mfl. 2009). Under forhold med god drenering har jordsmonn med mye sand ofte større relativ akkumulering i det organiske sjiktet enn jordsmonn med mer silt og leire (Callesen mfl. 2003). Organiske jordsmonn (histosol, torvjord) er karakterisert ved dårlig drenering og lav omsetningsrate for det organiske materialet, og har vanligvis veldig store karbonmengder. I Norge finner vi podsolljord på omtrent 50 prosent av skogsarealet, og dårlig drenert mineraljord (gleysol) på omtrent 10 prosent. Torvjord utgjør ca. 15 prosent av skogarealet i Norge (De Wit og Kvindesland 1999; Strand mfl. manuskript).

Jordprosesser

Jorda er hjemsted for en rekke organismer som med sitt samspill seg i mellom og med vegetasjonen er helt sentrale for å opprettholde jordas og skogens produktivitet. De medvirker til opprettholdelse av jordas struktur, nedbryting og omdanning av organisk materiale samt til sirkulering av næringsstoffer, og bidrar derved til næringsstoffenes tilgjengelighet og konservering i økosystemet. Organismene som inngår i dette samspillet inkluderer virus, bakterier, sopp, alger og jorddyr av ulike typer og arter; fra encellede organismer til små hvirveldyr (Marshall 2000). Tusenvis av arter kan befinne seg på en kvadratmeter skogsjord. Biomassen (tørrvekt) av jorddyr per kvadratmeter er blitt estimert opp til ca. 8 gram, og for sopp (sopphyfer) opp til ca. 1000 gram (Marshall 2000). Samspill blant de ulike organismene, inkludert planter, og de abiotiske forholdene i jorda, danner rammene for de prosessene som fører til nedbrytning og omdanning av organisk materiale. Aktiviteten til jordas organismer og måten nedbrytning og omdanning skjer på går ofte

gjennom utskillelse av ulike enzymer, men kan også være relatert til fysisk påvirkning som kan påvirke fordeling av organisk materiale i ulike jordsjikt.

BEREGNING AV JORDAS INNHOLD AV KARBON

Den mest usikre komponenten i karbonbudsjetter for skogøkosystem er jorda, blant annet på grunn av den naturlig store arealmessige variasjonen. Denne variasjonen skyldes faktorer som klima; vegetasjon og næringstilgjengelighet; jordtype; samt topografi, som spesielt påvirker jordas fuktighetsforhold. I Norge varierer disse faktorene sterkt over relativt små avstander. For å beregne karboninnhold i jord som er representativt for en forsøksflate, et bestand eller et område, er det dermed nødvendig å sikre at jorda prøvetas på en måte som dekker den arealmessige variasjonen, samtidig som den vertikale variasjonen av karbon med jorddybden prøvetas.

Beregninger av lageret av karbon i jorda bygger på 4 grunnleggende typer data: 1) konsentrasjonen av total karbon i en jordprøve, 2) finjordas tetthet. 3) jordas innhold av stein og blokk, samt 4) tykkelsen av de jordsjiktene som prøvetas. Konsentrasjonen av karbon i jorda bestemmes gjennom kjemisk analyse som omfatter ulike stadier av forbehandling: tørking, sikting (for å fjerne levende røtter og gruspartikler), og morting (som vil homogenisere prøven før analysen). Jordas tetthet brukes for å regne om massebaserte jordkjemiske data til jordas lager av karbon, som uttrykkes på arealbasis. Jordtettheten bestemmes gjennom spesifikk prøvetaking av finjorda, men i de tilfeller der det ikke finnes data for jordtettheten, noe som spesielt kan gjelde i eldre jorddata, kan såkalte «pedotransfer» funksjoner brukes. Disse er bestemt empirisk ved hjelp av regresjoner. På bakgrunn av jordas stein- og grusinnhold beregnes en korreksjonsfaktor som reduserer karbonlageret med økende stein og grusinnhold. Jordas totale steinninnhold kan være utfordrende å bestemme, og spesielt ved eldre jordprøvetakinger bygger disse dataene på visuelle kategorier som evaluerte jordas dyrkningspotensiale, og som dermed er mindre egnet til bestemmelser av karbonlagre i skogsjord.



Tykkelsen av humussjiktet og de ulike mineraljordsjiktene kan variere sterkt over korte avstander. Prøvene er innsamlet fra to nabopunkt i et 2 x 3 m rutenett. Humusprøvene og mineraljorda ble innsamlet med sylindrerbor med henholdsvis 7,0 og 2,8 cm diameter. De to prøvene til høyre viser et profil med ca 3-4 cm råhumussjikt over et ca 26 cm tykt bleikjordsjikt, med overgang til et sjikt som er lite påvirket av jordsmonnsdannende prosesser (C-sjikt). De to prøvene til venstre viser et profil med tykkere humussjikt (ca 11 cm) av hovedsakelig fibrøs karakter, over et tynt bleikjordsjikt (ca 1,5 cm), og et underliggende sjikt der løst organisk karbon, jern og aluminium er utfelt (B-sjikt).

Foto: O. Janne Kjønås.

Endringer i jordkarbon styres i hovedsak av balansen mellom strøtilførsel og nedbryting. Nedbrytningen medfører et direkte tap av karbon gjennom frigjøring av CO₂ til atmosfæren. I tillegg kan også en ikke ubetydelig andel tapes indirekte ved at organisk materiale transporteres bort fra jorda oppløst i vann («Dissolved Organic Carbon», DOC). Denne sistnevnte prosessen er imidlertid ikke videre omtalt her, fordi DOC-fluksen er betydelig mindre enn CO₂-fluksen (Kleja mfl. 2008). Om man ser bort fra transport av DOC med avrenning direkte fra øvre jordsjikt til overflatevann, blir mesteparten av DOC transportert ned gjennom jordprofilen og blir til SOC (Michalzik mfl. 2003, Kleja mfl. 2008). Tap av DOC fra skogøkosystemet med avrenning fra dypere jordsjikt er lav (Kleja mfl. 2008). Så lenge den årlige tilførselen av karbon i form av dødt organisk materiale er større enn årlig frigjøring av CO₂ vil det foregå en netto akkumulering, mens en høyere frigjøring enn tilførsel vil resultere i et netto tap av karbon fra jorda. Både klima og bestandstype er medvirkende faktorer for mengden strø som tilføres i skogøkosystem (Akselsson mfl. 2005). Tilførselen skjer som en følge av kontinuerlig vekst og avdøying i vegetasjonen, og hovedkilden er finrøtter (inkludert mycel fra assosierte sopp; se tekst lengre ned), og bar- og bladmasse fra trær og annen vegetasjon. I tillegg inkluderer tilførselen også død ved, kvist, greiner og grove røtter. Størstedelen av karbonet i ikke-forvedet og fint dødt organisk materiale brytes oftest ned innen en tidshorisont på 5-10 år eller kortere, men også lengre nedbrytningstid forekommer avhengig av strøkvalitet, klimatiske og edafiske forhold. Til sammenlikning brytes størstedelen av vedaktig og grovt organisk materiale ned over flere ti-år, og opp til 100-200 år eller lengre. I våre skogøkosystemer spiller først og fremst sopp og jorddyr en nøkkelrolle i nedbrytningen av dødt organisk materiale, men også bakteriell nedbrytning er av betydning. Organisk materiale som brytes ned går gjennom ulike faser der ulike deler/komponenter av strøet blir nedbrutt, og på et gitt tidspunkt når nedbrytningen et stadium der de resterende delene av strøet brytes ned svært langsomt (Berg 2000; Berg mfl. 2010). Mye karbon lagres derfor over kortere eller lengre tid i død ved og annet dødt organisk materiale. Inntil nylig var den kjemiske bestandigheten av dødt organisk materiale vurdert som den mest sentrale blant de styrende faktorene. Dette vil si at tilstedeværelsen av tungt nedbrytbare bestanddeler ble ansett for å være en av de viktigste kontrollerende faktorene for akkumulering av karbon i jord. Dette var basert på studier som viser at strøets kjemiske sammensetning (strøkvalitet) har stor betydning for nedbrytningshastigheten (Berg mfl. 2000; Prescott 2010). Treslag påvirker strøkvaliteten (Vesterdal mfl. 2013), og det samme gjør ulike arter av bunnvegetasjon (Jonsson og Wardle 2008), som dermed kan ha stor betydning for den langsiktige karbonakkumuleringen. Når det gjelder andre faktorer har eldre studier vist til at klima – for eksempel temperatur - ofte kontrollerer den tidlige fasen av nedbrytningsprosessen (for eksempel Zhang mfl. 2008 i: Prescott 2010). Samtidig har studier i ulike klimasoner konkludert forskjellig på hvilke klimatiske faktorer som er viktigst for tidlig strønedbrytning. Dette er med på å illustrere at effekten av ulike faktorer er ikke-lineære og at terskelverdier kan være styrende (Prescott 2010). Mange forhold som er funnet å påvirke nedbrytningsprosessen (som fuktighet, pH, oksygen, temperatur, substratkvalitet, fysisk utforming og mekanisk styrke, næringsstoffer, organismer, jordstruktur/tekstur) kan hver for seg øke, eller bremse nedbrytningen. For eksempel vil tørre forhold vanligvis føre til langsom eller ingen nedbrytning, det samme vil også vannmettede forhold. Om fuktigheten er optimal kan likevel andre forhold være bremsende. Det kan dermed ikke forventes at en endring i en faktor alene vil endre nedbrytningsraten (Prescott 2010). Nyere studier antyder at det organiske materialets stabilitet i forhold til nedbrytning i stor grad er en økosystemegenskap fremfor en kvalitet ved det organiske materiale i seg selv (Schmidt mfl. 2011; Kløber 2010; Clemmensen mfl. 2013). I denne sammenhengen spiller mikrobielle og abiotiske forhold sentrale roller, men den relative betydningen av abiotiske versus biotiske faktorer for reguleringen av organismenes nedbrytning er usikker. Fortsatt er det lite kjent hvorfor noe organisk materiale kan lagres i årtusener, mens andre former for organisk materiale brytes ned relativt raskt (Schmidt mfl. 2011). Dette begrenser vår evne til å forutsi hvordan jordkarbon vil respondere på endringer - som for eksempel klimaendringer (Conant mfl. 2011; Schmidt mfl. 2011).



Mold-moder med brunjord i småbregneskog. Dette er næringsrik jord på marin leire. Foto: John Y. Larsson

Karbon i mineraljordsjiktet regnes som stabilt, i den forstand at det utviser en treghet mot nedbrytning uavhengig av hvilke mekanismer som styrer nedbrytningen (Peltre mfl. 2013). Karbon i mineraljordssjiktet er i stor grad bundet til mineraljordspartikler og i jordaggregater skapt over tid (Rasse mfl. 2005). Jordas fysiske egenskaper (for eksempel tekstur og mineralogi) har betydning, men også prosesser relatert til ulike organismer og deres omdanning av organisk materiale kan bidra til stabilisering av karbon i mineraljorda. Imidlertid kan også karbonet i mineraljordssjiktet brytes ned om forholdene tilsier det, og studier har vist at om det tilføres lett nedbrytbart organisk materiale kan humusfraksjoner som ellers er regnet som stabilt karbon brytes ned/destabiliseres (Fontaine mfl. 2007, Derrien mfl. 2014).

Næringstilgangens betydning for jordprosesser i barskog

Så vel plantenes vekst som nedbrytningsprosessene påvirkes av tilgjengelighet av næringsstoffer i jorda. Forståelsen for disse effektene kan økes gjennom forsøk som omhandler effekter av gjødsling. Nitrogen er generelt regnet å være den viktigste faktoren som begrenser trærnes vekst i boreale skoger (Binkley and Högberg, 1997; Bergh mfl. 1999). Nitrogengjødsling kan påvirke jordkarbonet både gjennom endringer i strøtilførsel fra trær og bunnvegetasjon, og den kan påvirke ulike deler av nedbrytningsprosessen. Effekten på endringer i jordas karbonlager er sammensatt og ulike responser kan dermed gå i motsatte retninger.

Nitrogengjødsling fører til økt kronetilvekst som bidrar til økt tilførsel av organisk materiale til jorda i form av strø. Responsen kan være knyttet til blant annet bestandsalder, og i eldre, sluttede bestand kan det være mindre grunn til å forvente at kronetilveksten vil øke ved gjødsling enn i bestand som ikke er sluttet. For eksempel økte strøfallet i et yngre svensk bestand etter tre år med årlig N-tilførsel ($100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) (Nilsson og Wiklund 1995), mens Kjønås og Stuanes (2008) ikke fant noen økning av strømengden etter 12 års ukentlig tilførsel av nitrogen til et ca. 100 år gammelt granbestand ($50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Begge studiene fant en positiv vekstrespons som følge av nitrogentilførselen. I de tilfeller der det forekommer en økt tilførsel av strø fra vegetasjonen kan det potensielt skje en økt akkumulering av jordkarbon. Dette avhenger imidlertid av hvordan gjødslingen påvirker mikrobiell aktivitet, noe som igjen vil avhenge av alder på det organiske materiale. Mens nitrogen kan fremme nedbrytningen av for eksempel cellulose i ferskt strø, kan nedbrytningen av strø med høyt lignininnhold, som for eksempel humus og strø som er i et sent stadium av

nedbrytningsprosessen, bli hemmet (Knorr mfl. 2005). Den sistnevnte prosessen skyldes at en del av de frie nedbrytersoppenes enzymaktivitet hemmes ved tilstedeværelse av ammonium eller nitrat, som så medfører at lignin nedbrytningen undertrykkes (Li mfl. 2014; Hofmockel mfl. 2007). Ved tilstrekkelig tilgang til nitrogen, kan også andre mikroorganismer benytte seg av mer lett nedbrytbare karbonkilder først (Chapin mfl. 2009).

Nedbrytning og konkurranse om nitrogen beskrives nærmere i neste avsnitt, som omhandler mykorrhiza. Imidlertid kan nitrogengjødsling påvirke mengden jordkarbon gjennom å redusere tilveksten av ektomykorrhizabiomas i jorda (Nilsson og Wallander 2003; Treseder 2004; Högberg mfl. 2010). Denne effekten virker ikke å være koblet til jordas nitrogenkonsentrasjon, men derimot til trærnes nitrogenstatus (Nilsson og Wallander 2003). Dette kan forklare med at nitrogengjødslede trær er mindre avhengige av næringstilførsel fra ektomykorrhiza; de får større tilvekst, noe som forbruker karbon på bekostning av dens allokering til ektomykorrhizabiomasen (Högberg mfl. 2011). På den andre siden er det også blitt observert at rasktvoksende grantrær som binder mer karbon kan allokere tilsvarende større mengder karbon til ektomykorrhiza, enn trær som vokser sakte (Korkama mfl. 2007). Ettersom økt tilgjengelighet av nitrogen potensielt kan bidra både til økt nedbrytning og til økt akkumulering, er nettoeffekten usikker. Men på tross av at enkeltprosesser kan gå i motsatt retning indikerer flere studier at økt tilgjengelighet av nitrogen gjennom gjødsling medfører økt akkumulering av jordkarbon (se også Tabell 3). Basert på europeiske overvåkingsdata konkluderte De Vries mfl. (2006) at økt deponisjon av nitrogen siden 1960 kan forklare om lag 10 prosent av den totale karbonakkumuleringen i Europas skoger – fordelt med om lag halvparten i trær og halvparten i jord. I tillegg har oversiktsstudier antydnet at nitrogenfikserende treslag/planter bidrar til akkumulering av jordkarbon, men slike studier finnes enda ikke i Norge.

Også andre typer gjødsling kan påvirke endringer i jordkarbonlageret. Kalking, som ofte har blitt brukt mot forsuring, kan lede til et netto tap av karbon grunnet økt mikrobiell aktivitet og utvasking av oppløst karbon (Jandl mfl. 2007). Tilbakeføring av treaske til skogen (per i dag lovlig i Sverige og Finland, men ikke i Norge) har resultert i både redusert, økt og uforandret CO₂-utslipp (Karlton mfl. 2008). Asketilbakeføring resulterte dertil i økt avrenning av løst organisk karbon og endret mykorrhizasammensetningen, men hadde ingen entydig effekt på mykorrhizaaktivitet (Karlton mfl. 2008).



Brunjordprofil i høgstaudekog. Vi ser finrøtter som går dypt ned i profilet, og meitemark som blander det organiske materialet med mineraljordspartikler. Foto: John Y. Larsson

Den langsiktige produktiviteten i et skogbestand kan påvirkes av hvor stor andel av den næringsrike biomassen (greiner og topper) som fjernes etter en hogst (Proe og Dutch 1994; Jacobson mfl. 2000; Vesterdal mfl. 2002; Egnell og Valinger 2003; Walmsley mfl. 2009; Helmisaari mfl. 2011). Effekten kan variere for ulike treslag, og Tveite og Hanssen (2013) fant at mens furu ikke viste noe signifikant tilveksttap 20 år etter heltretynning (sammenliknet med stammetytning), viste gran etter 25 år et signifikant tilveksttap på 11 prosent. Hvis den lavere tilveksten også medfører mindre strøproduksjon vil dette også kunne påvirke akkumuleringen av jordkarbon. Nedbrytningsprosessene kan også bli påvirket. Risikoen for en negativ påvirkning av jordkarbon ved biomasseuttak og langsiktig tap av produktivitet er størst på næringsfattig skogsmark (Raulund-Rasmussen mfl. 2008). Selv om økt utvasking av næringsstoffer forekommer etter hogst (Haveraaen 1981; Nieminen 2004; Piirainen mfl. 2004), er det ukjent hvor stor betydning dette har for trærnes tilvekst i det neste omløpet. Når ny vegetasjon vokser på hogstflata blir dette tapet redusert (Palviainen mfl. 2005).

Mykorrhiza

De senere år har det vært økt fokus på mykorrhizasoppenes betydning i karbonkretsløpet. Sopp som danner mykorrhizanettverk skaper en tett forbindelse med røttene (symbiose med planterøtter) som gjør det lettere for plantene å ta opp næringsstoffer og vann. Dette skjer gjennom at soppen, ved hjelp av ulike enzymer, kan gjøre tilgjengelig næringsstoffer som ikke plantene alene får tak i (Smith og Read 1997). Til gjengjeld kanaliseres karbonholdige produkter fra fotosyntesen videre til soppen via rotsystemet. Denne symbiosen er av stor betydning for produktivitet i skog. Mykorrhizasopper er bindeledd mellom trær både innen samme art og mellom ulike arter. En hypotese er at disse bindeleddene virker som et stort nettverk hvor gradienter i ressursene (for eksempel vann, karbonholdige fotosynteseprodukter, næringsstoffer) driver utveksling mellom ulike trær (Simard 2009).



Rød fluesopp (*Amanita muscaria*) danner mykorrhiza med finrøtter av gran og furu. Fruktlegetet som ses her er bare en liten del av soppens totale biomasse. Foto: Isabella Børja

Det finnes flere typer av mykorrhiza (Tabell 2). Ektomykorrhiza (EM) er den mest utbredte typen hos trær i boreale skoger. EM-soppene vokser i planterøttens ytre cellelag og derfra sprer de seg utover i jorda, ofte i form av omfattende hyfenettverk. De mest tallrike treslagene i norsk natur (bjørk, gran, furu) samt or, eik, og hassel har ektomykorrhiza (Tabell 2). Bunnvegetasjon i boreal skog (*Calluna*, *Vaccinium*, *Erica*) er derimot dominert av såkalt erikoid mykorrhiza (ERM), som har en annerledes morfologisk oppbygning, men samme funksjon som ektomykorrhiza. Fellesnevner for EM og ERM er at de vokser i sure jordsmonn hvor planters adgang til næringsstoffer som nitrogen (N) og fosfor (P) er vanskelig (Smith og Read 1997). EM og ERM har fysiologiske egenskaper (enzymmer) som gjør de effektive i å hente ut nitrogen og fosfor fra organisk materiale i jorda. Arbuskulær mykorrhiza (AM) er en annen type som finnes mest i tropiske og subtropiske skoger. Soppene i denne symbiosen forgrener seg (arbuskler) eller danner små blærer (vesikler) inni plantenes rotceller (Smith og Read 1997). I norsk skog er det rogn, poppel og pil som har arbuskulær mykorrhiza (Tabell 2). Det gjelder for alle mykorrhizatypene at de i motsetning til de frittlevende nedbrytere vanligvis ikke kan bryte ned organisk materiale i vesentlig grad. Mens EM- og ERM-soppene har evne til å lage enzymer som effektivt utviner nitrogen fra jorda (Read mfl. 2004), lager ikke arbuskulær mykorrhiza disse enzymene i tilsvarende omfang (Read og Perez-Moreno 2003). Fordi nedbrytning av organisk materiale i jord ofte er regulert av tilgang på nitrogen, vil alle jordboende mikroorganismer konkurrere om tilgang på nitrogen. I teorien er det slik at når ektomykorrhiza tar opp nitrogen raskt og effektivt reduseres nedbrytningshastigheten i det organiske materialet fordi de frie nedbrytere (nedbrytersopp), som også trenger nitrogen, blir utkonkurrert. Det kan medføre en økt akkumulering av karbon i jorda og samtidig øker også jordas C/N forhold (mengden karbon per enhet nitrogen; Read mfl. 2004). Teorien om denne konkurransen jordorganismene imellom er bakgrunnen for en nylig lansert hypotese om at økosystemer som er dominert av ektomykorrhiza vil lagre mer karbon enn de som er dominert av arbuskulær mykorrhiza (Averill mfl. 2014). Disse forfatterne viser til data som antyder at boreal skog (dominert av ektomykorrhiza) lagrer vesentlig mer karbon per enhet nitrogen i skogsjord enn tropiske og subtropiske skoger (hvor arbuskulær mykorrhiza er dominerende). I tillegg inneholder EM-nettverkene mye karbon i sin biomasse som potensielt kan lagres i bakken over lang tid (Read mfl. 2004; Treseder mfl. 2007). På denne måten kan soppene, og deres omfattende nettverk av hyfer, bidra til langsiktig lagring av karbon i skogsjord.

Ektomykorrhizas tilførsel av biomasse til jorda er blitt estimert til gjennomsnittlig å være om lag 160 kg tørrstoff per hektar og år (Ekblad mfl. 2013). Estimaten varierer betydelig mellom studier, treslag og lokaliteter: eksempelvis 20 kilo per hektar og år for eik og 980 kilo for furu (Ekblad mfl. 2013). Disse estimatene er basert på observasjoner bare i de øverste jordsjikt, men det må antas at det skjer tilførsel i hele rotsonen. Til sammenlikning er den årlige strøproduksjonen fra levende trær i ulike skogstyper i Finland blitt estimert til omtrent 4000-6000 kilo tørrstoff per hektar (Peltoniemi mfl. 2004). Med disse relativt høye tilførselsratene, samt evnen til å ta opp nitrogen i nitrogenfattige omgivelser, kan ektomykorrhiza ha betydning for karbondynamikken i skogsjord (Averill mfl. 2014). Et kontrollert forsøk med poppel viste at størstedelen av jordas karbonmengde (62 prosent) stammet fra ektomykorrhiza - det vil si mer enn mengden fra blad/bar- og rotstrø (Godbold mfl. 2006). Resultater fra en svensk feltstudie på øyer i Nord-Sverige (Clemmensen mfl. 2013) viste at mellom 50 og 70 prosent av karbonet i jorda kan stamme fra røtter og mykorrhizanettverk. Men det ble også vist at økosystem med størst produksjon av røtter samtidig hadde den laveste andel av nekromasse (dødt organisk materiale). Det vil si en stor produksjon kan samtidig kompenseres av en enda større nedbrytning. Dette antyder at lageret og akkumuleringen av jordkarbon i større grad kan være knyttet til faktorer som styrer nedbrytningen fremfor til faktorer som styrer tilførselen av dødt organisk materiale i ulike former. En høy produksjon av mycel kan således bli kompensert av en høy nedbrytning og det samlede bidrag fra mykorrhizamycel til jordas karbonlager fremkommer som en balanse mellom tilførsel og tap.

Sopphyfene består av et materiale (kitin) som kan være relativt vanskelig nedbrytbart. Det er imidlertid ukjent hvilken omløpstid («residence time») det sopp-genererte karbonet har. Forståelsen av nedbrytningsprosessene for sopphyfer er mangelfull, og mye annet enn hyfenes kjemiske sammensetning kan ha betydning, som for eksempel samspillet mellom jordas organismer (Ekblad mfl. 2013), næringstilgjengeligheten og jordtype, samt klimatiske og edafiske faktorer som alle kan påvirke intensiteten av nedbrytningsprosessene (Schmidt mfl. 2011; Read mfl. 2004).



Soppen "Gulltråd" (*Piloderma croceum*) danner ektomykorrhiza med trærnes finrøtter, og er med sine tykke rhizomorfer og knallgule farge den mest iøynefallende av mykorrhiza i norsk granskog.

Foto: Isabella Børja.

Tabell 2. Mykorrhizatyper og eksempler på mykorrhizadannende sopparter som vokser på eller ved (assosiert med) vanlige norske treslag. EM = ektomykorrhiza, AM = Arbuskulær mykorrhiza.

Treslag	Mykorrhiza-type	Utvalg av assosierte EM sopper	Assosierte AM-sopper ¹
Gran <i>Picea abies</i>	EM	Haglskruddsopp (<i>Cenococcum geophilum</i>), Gulltråd (<i>Piloderma croceum</i>), Frynnesopp (<i>Thelephora terrestris</i>), Pluggsopp (<i>Paxillus involutus</i>), Steinsopp (<i>Boletus edulis</i>), Blekt fløyelsbeger (<i>Humaria hemisphaerica</i>), Skarp søtriske (<i>Lactarius decipiens</i>), Branngul riske (<i>L. mitissimus</i>), Tettkremle (<i>Russula densifolia</i>), Skarp gulkremle (<i>R. ochroleuca</i>), Svartbrun rørsopp (<i>Xerocomus badius</i>),	

¹ AM dannes av koplingsopper av bare få arter som tilhører gruppen Glomeromycota. Artene er ikke vertsspesifikke, og kan vokse i røtter til alle planter som er mottakelige for AM.

Treslag	Mykorrhiza-type	Utvalg av assosierte EM sopper	Assosierte AM-sopper ¹
		Rød fluesopp (<i>Amanita muscaria</i>), Jodslørsopp (<i>Cortinarius obtusus</i>), Grønn slørsopp (<i>C. venetus</i>), Vanlig reddikksopp (<i>Hebeloma crustuliniforme</i>), Svovelmusserong (<i>Tricholoma sulphureum</i>)	
Furu <i>Pinus sylvestris</i>	EM	Haglskruddsopp <i>Cenococcum geophilum</i> , Frynsesopp (<i>Thelephora terretris</i>), Pluggsopp (<i>Paxillus involutus</i>), Kantarell (<i>Cantharellus cibarius</i>), Rød fluesopp (<i>Amanita muscaria</i>), Furumatriske (<i>Lactarius deliciosus</i>), Anisslørsopp (<i>Cortinarius odorifer</i>), Svartkremle (<i>Russula nigricans</i>), Sommertrøffel (<i>Tuber aestivum</i>)	
Bjørk <i>Betula</i> spp.	EM	Haglskruddsopp (<i>Cenococcum geophilum</i>), Frynsesopp (<i>Thelephora terretris</i>), Pluggsopp (<i>Paxillus involutus</i>), Rød fluesopp (<i>Amanita muscaria</i>), Kokosriske (<i>Lactarius glyciosmus</i>), Blek skjegggriske (<i>L. pubescens</i>), Traktkremle (<i>Russula delica</i>), Svartkremle (<i>R. nigricans</i>), Grønnekremle (<i>R. aeruginea</i>), Skarp gulkremle (<i>R. ochroleuca</i>), Brunskrubb (<i>Leccinum scabrum</i>), Sandtrevlesopp (<i>Inocybe lacera</i>), Slørreddikksopp (<i>Hebeloma mesophaeum</i>), Ametystsopp (<i>Laccaria amethystina</i>), Rødbelteslørsopp (<i>Cortinarius armillatus</i>)	
Gråor <i>Alnus incana</i>	EM + AM	Lillariske (<i>Lactarius lilacinus</i>), Oreriske (<i>L. omphaliformis</i>), Skarp orekremle (<i>Russula alnetorum</i>), Orerørsopp (<i>Gyrodon lividus</i>), Fiolett oreslørsopp (<i>Cortinarius bibulus</i>), Gulbeltet oreslørsopp (<i>C. helvelloides</i>),	Koplingsopper

Treslag	Mykorrhiza-type	Utvalg av assosierte EM sopper	Assosierte AM-sopper ¹
		Dvergslimknoll (<i>Alpova diplophloeus</i>)	
Rogn <i>Sorbus aucuparia</i>	AM		Koplingsopper
Osp <i>Populus tremula</i>	AM + EM	Rosaskiveriske (<i>Lactarius controversus</i>)	Koplingsopper
Selje <i>Salix caprea</i>	AM + EM	Trevlesopp (<i>Inocybe</i>), Giftig rødkivesopp (<i>Entoloma sinuatum</i>)	Koplingsopper
Vintereik <i>Quercus petrea</i>	EM	Haglskruddsopp (<i>Cenococcum geophilum</i>), Rutekremle (<i>Russula virescens</i>), Nøttekremle (<i>R. vesca</i>), Sommertrøffel (<i>Tuber aestivum</i>), Perigordtrøffel (<i>T. melanosporum</i>), Gul eikeriske (<i>Lactarius chrysorrheus</i>), Ametystsopp (<i>Laccaria amethystina</i>)	
Hassel <i>Corylus avellana</i>	EM	Sommertrøffel (<i>Tuber aestivum</i>), Rødbrun trøffel (<i>T. rufum</i>), Perigordtrøffel (<i>T. melanosporum</i>)	
Hegg <i>Prunus padus</i>	AM		Koplingsopper

4. SKOGBEHANDLING

Gjennom skogbehandlingen styres skogens utvikling i en ønsket retning ut fra gitte målsetninger. Samtidig vil skogbehandlingen i stor grad påvirke de ulike komponentene som har betydning for skogens rolle i klimasammenheng. For karbonkretsløpet i skog er karbonopptaket (tilvekst), størrelsen på karbonlageret i biomasse og jordsmonn, samt mulighetene for substitusjon og lagring av karbon i trebaserte produkter, viktig. Inngrep har en direkte innvirkning på skogens karbonlager gjennom for eksempel uttak av levende biomasse, og en indirekte innvirkning på jordas karbonlager gjennom at inngrepet kan påvirke tilførselen av organisk materiale (inkludert død ved) og betingelsene for nedbrytningsprosesser (for eksempel temperatur, jordfuktighet, og mekanisk påvirkning av jordsmonnet).

I det følgende diskuterer vi hvordan ulike skogbehandling påvirker opptak, akkumulering og lagring av karbon i henholdsvis levende biomasse, død ved og jordsmonn.

4.1. Levende biomasse

4.1.1. BLEDNINGSHOGST OG SELEKTIV HOGST I FLERSJIKTET SKOG

Bledningshogst er en hogstmetode som fortrinnsvis egner seg for skyggetålende treslag som kan forynge seg under et relativt tett skogbestand. Foryngelsen må også kunne tåle å stå mer eller mindre undertrykt i lang tid, og trærne må ha evne til å kunne reagere med økt tilvekst når nabotrær fjernes slik at det ledige vekstrommet blir utnyttet. Metoden er derfor under norske forhold mest aktuell for gran.

En optimal skogstruktur for bledning karakteriseres av et høyt antall trær av små og midlere dimensjoner, slik at diameterfordelingen kan beskrives som en speilvendt J-formet kurve med færre og færre trær etter hvert som diameteren øker. For å skape eller opprettholde en slik struktur er en avhengig av gunstige foryngelsesforhold som kan gi grunnlag for en stabil rekruttering av nye trær. I motsetning til et ensjiktet plantebestand, hvor en beskriver foryngelsens tilstand ved antall planter per dekar eller nullruteprosenten, er det i bledningsskog mer hensiktsmessig å karakterisere foryngelsen ved gjennomsnittlig antall naturforyngede trær per arealenhet som årlig vokser opp i bestandet. Dette kan angis som antall nye trær som vokser inn i en definert diameterklasse (for eksempel klassen fem centimeter i brysthøyde) eventuelt antallet som vokser forbi brysthøyde (1,3 meter). Rekrutteringen av naturforyngelse bestemmes i sin tur av voksestedsfaktorer som klima, vegetasjonstype, humustykkelse og humusform, samt bestandsforhold. Skogbunn med et tykt (>3-5 cm) og lite omdannet organisk sjikt (råhumus) vil i utgangspunktet være et dårlig spireleie og dermed ugunstig i forhold til foryngelsesmulighetene, selv om god tilgang på fuktighet i noen grad kan kompensere for dette.

Et begrenset antall langsiktige feltforsøk i granskog behandlet med gjentatte bledningshogster finnes i både Norge, Sverige og Finland. I Norge ble 16 forsøksfelt etablert i perioden 1921-1939, med en geografisk dekning fra Skjeberg i sør til Vefsn lengst nord. Andreassen (1994) oppsummerer bestandsutvikling og produksjon for disse forsøksfeltene, der den gjennomsnittlige observasjonsperioden var 51 år (varierte fra 28 til 69 år) og med et gjennomsnittlig tidsintervall på 9 år mellom hvert hogstingrep (varierte fra 4 til 27 år). Estimert bonitet (H40) for de ulike feltene varierer fra middels (G11) til svært høy (G23). Lundqvist (1989) gir en tilsvarende oversikt over bestandsutvikling og produksjon i 11 svenske langsiktige bledningsforsøk, der observasjonsperioden varierte fra 20 til 63 år og gjennomsnittlig intervall mellom hogstingrepene var også her 9 år (fra 5 til 23 år). Estimert

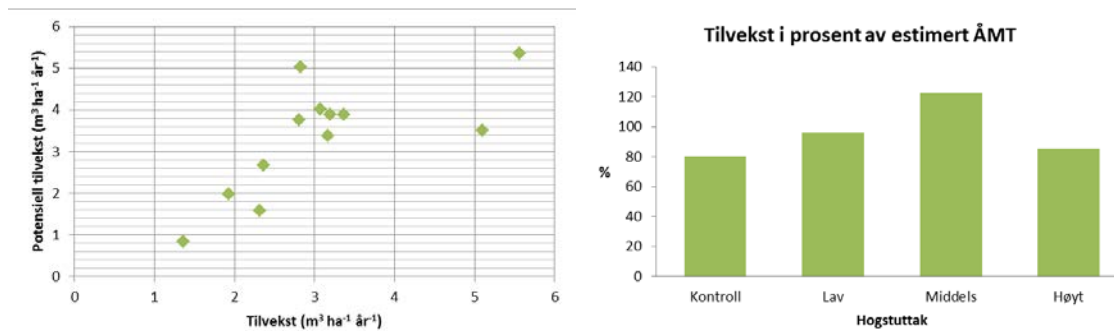
bonitet for tre av de svenske forsøksfeltene svarer til bonitet G11 etter det norske H40-systemet, mens de øvrige ligger i bonitetsklassen G14.

Årlig volumtilvekst i de norske forsøkene har i gjennomsnitt ligget 20 prosent under det teoretiske produksjonsnivået for skog på tilsvarende bonitet med flatehogst (Andreassen 1994). Det relative produksjonsnivået varierer betydelig mellom de ulike feltene, fra 50 prosent reduksjon til en gevinst i favør av bledning på 21 prosent. Det gjennomsnittlige relative produksjonstapet i forhold til ensaldret skog er gjennomgående større på høye boniteter enn på de lavere bonitetene. Sammenligningen må ses i lys av at det i tilknytning til bledningsfeltene ikke finnes parallelle ruter der skogen er behandlet med flatehogst, slik at en har vært nødt til å estimere det tilsvarende produksjonsnivået i ensaldret skog ut fra tilgjengelige produksjonstabeller og aktuell bonitet. Dette innebærer en metodisk utfordring ved at det er vanskelig å fastslå boniteten med sikkerhet i sjiktet skog, siden de største trærne i større eller mindre grad har vært undertrykket under deler av oppveksten.

Produksjonsnivået i 11 svenske bledningsfelt har i snitt ligget nær potensielt produksjonsnivå som ble estimert for ensaldret granskog på tilsvarende mark, med 8-9 prosent lavere tilvekst for bledningsskogen (Lundqvist 1989).

I følge Andreassen (1994) har skogtilstand og behandlingshistorikk på de norske bledningsfeltene ikke vært optimal for å beholde en ideell diameterfordeling gjennom hele perioden. På noen av feltene har en hatt en utvikling der skogen er blitt for tett, med for høyt volum i de store dimensjonsklassene. En har dermed fått for lav rekruttering av nye trær, slik at en etter hvert har mistet mye av den fullsjiktede strukturen. En tilsvarende utvikling har forekommet på en del av de svenske forsøksfeltene, noe som illustrerer at hyppige inngrep er nødvendig for å beholde en diameterfordeling med en høy andel småtrær og midlere dimensjoner. Det er usikkert i hvilken grad dette har påvirket tilveksten på bestandsnivå.

I Norge ble det på begynnelsen av 90-tallet etablert en forsøksserie med bledningspregede hogster i sjiktet granskog, i et opplegg med ni gjentak på ulike steder 400-600 moh. på Østlandet. Hogstuttaket rettet seg primært mot de største trærne og varierte fra urørt kontroll til 65 prosent uttaksstyrke, med 45 og 25 prosent uttak av grunnflaten mellom disse ytterpunktene. Fire av gjentakene er senere revidert 11 år etter hogst. I denne forsøksserien har en gjennomgående observert god tilvekstrespons hos de gjensatte trærne, slik at produksjonen i de selektivt hogde rutene har vært minst på nivå med den urørte kontrollen (Figur 8). Sammenlignet med estimert årlig produksjonsevne for ensjiktet skog på samme bonitet, lå ytelsen på de selektivt hogde rutene i gjennomsnitt en prosent høyere. I dette forsøket var det ingen statistisk sikker forskjell i absolutt tilvekst mellom de ulike styrkene av selektiv hogst, sannsynligvis grunnet få gjentak og tilfeldig variasjon i skogtilstand og bonitet mellom de ulike rutene. Middels hogstuttak ga imidlertid høyest tilvekst i forhold til arealets bonitet og produksjonsevne (Figur 8). På samme måte som i bledningsforsøkene referert ovenfor, er bestemmelsen av bonitet en usikkerhetsfaktor som kan påvirke estimatene for relativt produksjonsnivå sammenlignet med ensaldret skog.



Figur 8. Tilvekst 11 år etter bledningspreget hogst i eldre, sjiktet granskog på Østlandet, 4-600 m o.h. Figurens venstre del viser målt årlig tilvekst (x-aksen) plottet mot estimert middeltilvekst over et omløp i ensjiktet skog (y-aksen). Figurens høyre del angir tilveksten ved ulikt hogstuttak, i prosent av estimert årlig middeltilvekst (ÅMT) for ensaldret skog (kontroll er lik fravær av hogst). Andreassen mfl. (upublisert).

Ved bledningshogster vil en søke å opprettholde en tilfredsstillende produksjon, samtidig som en må legge til rette for rekruttering av nye naturforyngede trær for å opprettholde eller skape en flersjiktet skogstruktur. For å balansere disse to hensynene bør en søke å unngå å redusere stående volum så mye at produksjonen går vesentlig ned, og samtidig sørge for at skogbestandet ikke blir så tett at rekrutteringen av nye trær svikter. Studier som belyser foryngelsesprosesser i flersjiktet bledningsskog er relativt fåtallige, men viser ofte til et høyt antall småplanter under 10 cm høyde (Eerikäinen mfl. 2007; Eerikäinen mfl. 2014; Saksa og Valkonen 2011). Mange studier viser at antallet av slike små planter er lite påvirket av bestandets tetthet (grunnflate eller volum), mens noen studier dokumenterer en positiv korrelasjon mellom antall naturforyngede småplanter og bestandstetthet. Slike små planter er imidlertid utsatt for høy avgang, og utgjør dermed en labil gruppe der omsetningen er høy. Etter hvert som de overlevende småplantene blir noe større avtar årlig avgangsrate markant, samtidig som tettheten i bestandet gjør seg mer gjeldende for foryngelsens vekst (Lundqvist og Fridman 1996; Eerikäinen mfl. 2007; Saksa og Valkonen 2011). Vekstraten til foryngelsen er svært langsom, slik at plantene som overlever spirefasen gjerne bruker flere tiår for å nå en høyde på 1,3 meter (Lundqvist 1989; Eerikäinen mfl. 2014).



Ved bledningshogst må en opprettholde en tetthet i bestandet som balanserer hensynet til volumproduksjon og foryngelse.

Foto: Aksel Granhus, Skog og landskap

Bledning forutsetter at tilveksten hogges med relativt hyppige mellomrom, slik at en «sagtakket» kurve oppnås for stående trevolum over tid, der fluktuasjonene bestemmes av uttaksstyrken og valg av hogstintervall (antall år mellom hver gang det hogges). Dette i motsetning til et skogbestand med flatehogst, hvor volumet på et nylig avvirket areal vil være lik null og deretter stige inntil neste sluttavvirkning (jmfør Figur 11), eventuelt avbrutt av temporær reduksjon dersom det utføres en eller flere tynninger underveis i omløpet. For å sammenligne langsiktig karbonlagringsevne i bledningsskog med skog som flatehogges, er det nærliggende å ta utgangspunkt i gjennomsnittlig stående volum (biomasse) over en periode på et normalt omløp.

Biomassetilveksten i et skogbestand henger i stor grad sammen med tettheten, uttrykt for eksempel ved grunnflatesummen eller stående volum (Lundqvist 1989; Chrimes 2004; Laiho mfl. 2011; Lundqvist mfl. 2013). Dette betyr at dersom en senker tettheten i bestandet for mye gjennom et hogstingrep, vil tilveksten per arealenhet også gå ned inntil den igjen øker etterhvert som bestandet vokser seg tettere og utnytter arealets produksjonsevne bedre. Dersom tettheten blir svært høy er imidlertid korrelasjonen mellom tetthet og årlig tilvekst avtakende, slik at gevinsten av å øke stående volum ytterligere blir marginal eller ikke-eksisterende (det vil si et asymptotisk forhold mellom tilvekst og stående volum). Dette medfører at et optimalt skjøtselprogram for en bledningsskog må innrettes mot å opprettholde et stående volum i bestandet som balanserer hensynet til foryngelse og produksjon. Chrimes (2004) anbefaler et volumintervall i bledningsskog på mellom 150 og 250 kubikkmeter per hektar, som generelt er i tråd med Lundqvist (1989), som med bakgrunn i produksjonsstudier fra svenske feltforsøk angir et volum på 33 ganger produksjonsevnen (potensiell tilvekst) i ensjiktet skog som en rettesnor. For en skog der årlig produksjonsevne er 6 kubikkmeter per hektar (øvre del av bonitetsklasse G14) vil dette svare til et stående volum på rundt 200 kubikkmeter per hektar. Både de to nevnte studiene og Andreassen (1994) påpeker imidlertid at det er vanskelig å gi en anbefaling for nordiske forhold.

Anbefalinger for bledningsskog i Mellom-Europa, der en har andre jordbunnsforhold og gjerne en innblanding av svært skyggetålende arter som bøk og edelgran sammen med vanlig gran, ligger en del høyere (Schütz 1989).

De gjenstående trærnes tilvekst etter selektive hogster påvirkes også av om en primært avvirker de største eller de mindre trærne i bestandet. Betydningen av trevalget i uttaket ble belyst i en finsk studie av Lähde mfl. (2002), som sammenlignet produksjonsnivået 11 år etter hogst i eldre sjiktet granskog der en enten hadde tatt ut de største eller minste trærne i bestandet, mens uttaket i prosent av utgangsvolumet var tilnærmet likt i de to behandlingene. Resultatene viste at når en primært avvirket de største trærne, var tilveksten i gjennomsnitt 17 prosent høyere sammenlignet med hogst der en tok ut de minste trærne (henholdsvis 5,4 og 4,6 kubikkmeter per hektar og år, svarende til en årlig tilvekstprosent på 3,6 og 2,4 prosent av stående volum etter hogst). En høyere tilvekst når uttaket primært var blant de største trærne ble også observert i et forsøk på to svenske lokaliteter (Lundqvist mfl. 2007). Resultatene i disse to studiene må ses i lys av at inngrepet skjedde i eldre sjiktet skog. De største trærne, som antakelig også var de eldste og hadde stått mest fritt før tynningen, vil kunne ha mindre evne til å reagere med økt tilvekst etter tynning i bestandet enn tidligere undertrykte og fysiologisk sett yngre trær. På den annen side synes en hogst der en primært tar ut de mindre trærne å fremme veksten til foryngelsen i bestandet, sammenlignet med en hogst med samme uttaksstyrke der en tar ut de største trærne (Chrimes og Nilson 2005).

4.1.2. KONVERTERING TIL FLERSJIKTET SKOGSTRUKTUR

Konvertering av ensaldret, ensjiktet barskog til flersjiktet skog, blandingskog eller løvskog er i de siste tyve årene aktualisert i flere land i Europa. En slik omforming kan kobles til begreper som i engelskspråklig litteratur innebefatter konseptene «continuous cover forestry» og «close to nature forestry», og er dels økonomisk motivert gjennom å redusere kostnader ved å tilrettelegge for naturlig foryngelse. I tillegg må interessen for konvertering ses i lys av at en i Mellom-Europa har betydelige arealer med gran og furu på arealer der bøk, eik og dels edelgran utgjør den naturlige skogsvegetasjonen, og hvor en i dag har utfordringer knyttet til stabilitet, særlig med hensyn til vind- og tørkeskader. Skogens funksjon som karbonlager og karbonsluk har frem til nå i mindre grad vært vektlagt, men effekter på denne viktige økosystemtjenesten har i den senere tid blitt gjenstand for modellbaserte analyser med utgangspunkt i granskog i Mellom-Europa (Seidl mfl. 2008), et tema som vi omtaler nærmere i kapittel 5. Det finnes foreløpig lite forskningsbasert kunnskap om de langsiktige produksjonsmessige konsekvensene av konvertering av ensaldret, ensjiktet skog til flersjiktet skog, som er overførbare til norske skogforhold. Dette kan blant annet knyttes til at en i Mellom-Europa har andre klimatiske og jordbunnsmessige betingelser for skogvekst, og at det i den «nye» skogen der som oftest er snakk om å etablere en innblanding av andre treslag slik som edelgran og bøk.



Flersjiktet skog.

Foto: John Y. Larsson

Viktige spørsmål er hvilken uttaksstyrke en bør velge, og i hvilken grad utgangssituasjonen, med hensyn på bonitet, bestandsalder og initialtetthet, påvirker produksjonsnivået og mulighetene for å lykkes. For å initiere ny foryngelse som på sikt kan bidra til en flersjiktet skogstruktur, synes det imidlertid klart at en med utgangspunkt i et fulltett, ensjiktet bestand må foreta en kraftig tynning for å åpne opp bestandet tilstrekkelig, og samtidig sørge for at påfølgende inngrep utføres ofte nok og med tilstrekkelig uttak slik at ny foryngelse kan utvikle seg tilfredsstillende. Når utgangspunktet er tette og lite sjiktede bestand der trærne har små kroner eller eldre ensjiktede bestand vil konvertering være risikabelt på grunn av faren for stor avgang grunnet for eksempel tung snø og vindfall. Likeså er grunnlendt, råteutsatt og/eller spesielt vindutsatt mark lite egnet (Schütz 1989; Andreassen 1994). I slike utsatte bestand bør en konvertering enten utelates eller gå via mindre gruppehogster der man prøver å finne vitale stormsterke enkeltrær som kan stå igjen. En forsterking av utvalgte trær som kan stå lenge er viktig å gjøre i god tid før konverteringen starter. Valg av tynningsstyrke og hogstintervall innebærer følgelig en avveining mellom å minimalisere tilveksttapet i konverteringsfasen, og å sikre nok foryngelse til å få opp et tilstrekkelig antall vitale trær i de minste dimensjonsklassene. Flere forfattere framhever det svært langsiktige aspektet ved konvertering fra ensjiktet til flersjiktet skogstruktur (Schütz 1989, Kenk og Guehne 2001; Drössler mfl. 2014). I denne sammenheng står mulighetene til å overholde en del av trærne utover normal hogstmodenhetsalder sentralt, sammen med enkeltrærnes evne til å reagere med økt diametervekst etter fristilling. Dette taler for at en bør begynne konverteringen allerede i yngre produksjonsskog (hogstklasse 3) (Kenk og Guehne 2001). Dersom utgangssituasjonen er eldre skog med trær som det kan være vanskelig å overholde lenge, kan det være riktigere å sluttavvirke og heller legge til rette for økt sjiktning etter etablering av nytt bestand, der en gjennom ungsogpleie kan sørge for å styre utviklingen mot en blanding av store og små trær enkeltvis eller i mindre grupper.

Det finnes ikke skogproduksjonsforsøk av denne typen i Norge, og kun et fåtall i våre nordiske naboland. Disse er imidlertid av ny dato, slik at det enda ikke foreligger produksjonsdata. De svenske konverteringsforsøkene ble etablert i 2011 og omfatter tre lokaliteter i midt- og sør-Sverige, der utgangspunktet var tett produksjonsskog i eldre del av hogstklasse 3 (totalalder 29-46 år) på middels til høy bonitet. Antall trær per hektar før hogst varierte fra 2 900 til 6 200 (diameter i brysthøyde > 2,5 cm) og grunnflatesummen fra 25 til 32 kvadratmeter per hektar. Hogstingrepene inkluderte, foruten urørt kontroll og konvensjonell tynning, ulike varianter av «konverteringstynning» hvor grunnflatesummen ble redusert til om lag 10 m²/ha for å initiere ny foryngelse. Med utgangspunkt i initialtilstanden etter hogst

gjennomførte Drössler mfl. (2014) en simuleringsstudie der det ble forutsatt at tynninger igjen utføres når grunnflatesummen på nytt overstiger 20 kvadratmeter per hektar. De fant at ved de sterkeste tynninger, der en fjernet ca. 60 prosent av grunnflaten, ble produksjonen i et 50-års perspektiv redusert med om lag 30 prosent i forhold til kontrollen der det ikke ble utført tynning.

4.1.3. FORLENGET OMLØPSTID I ENSJIKTET SKOG – EN MODELLBASERT VURDERING

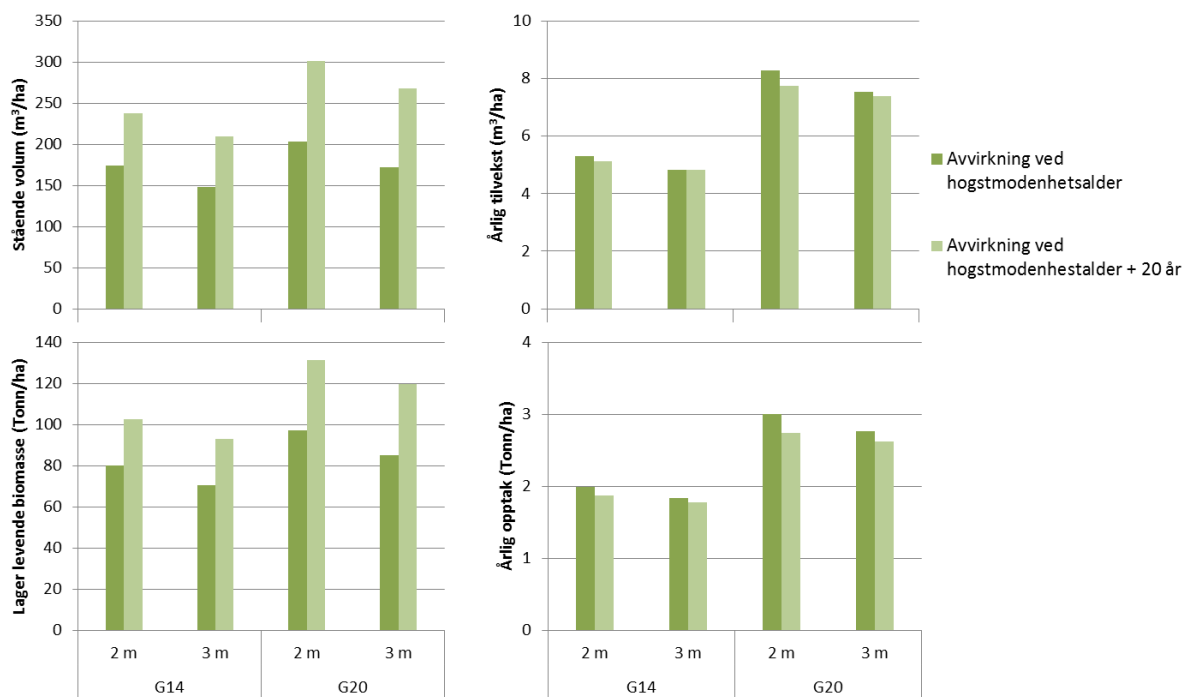
For et større skogareal, slik som Oslo kommuneskoger, vil den samlede effekten av forlenget omløpstid¹ på stående karbonlager og -opptak i granskog avhenge av den aktuelle alders- og bonitetssammensetningen av skogen, sunnhetsstilstand og hvilket tidsperspektiv en legger til grunn. Vi foretar i det følgende eksempelet en forenkling ved å illustrere effekten av forlenget omløpstid for et tenkt granskogareal med utgangspunkt i en produksjonsmodell for plantet og utynnet granskog (Gizachew mfl. 2012)². Vi forutsetter her at hele skogarealet har samme bonitet, at det drives tynningsfritt bestandsskogbruk med flatehogst, og at utgangspunktet er en skog som har like stort areal i alle aldersklasser. Vi får da et gjennomsnittlig volum (pr hektar) for hele skogen som er lik summen av volumet (biomassen) (per hektar) for hele arealet dividert med omløpstiden (n år). Dersom omløpstiden økes med 20 år, og en ser for seg det samme skogarealet jevnt fordelt over n+20 aldersklasser, vil en få et tilsvarende estimat for en skog som drives med forlenget omløpstid ved å dividere summert volum (per hektar) ved bestandsalder n+20 år. Vi ser av pedagogiske hensyn her bort fra avsetninger grunnet miljøhensyn, og forutsetter implisitt at alt volum kan hogges.

Med utgangspunkt i disse forutsetningene, får vi et stående karbonlager som er om lag 30 (bonitet G14) til 40 (bonitet G20) prosent høyere ved å øke omløpstiden med 20 år utover nedre aldersgrense for hogstklasse 5 (Figur 9). Den relative økningen ved forlenget omløpstid varierer noe med utgangstettheten i bestandet. Estimert årlig karbonopptak reduseres med tre til fem prosent, mest på høy bonitet (G20).

Biomassetilveksten i skog der omløpstiden økes utover hogstmodenhetsalder vil i stor grad avhenge av trærnes sunnhetsstatus, samtidig som muligheten for økende avgang grunnet abiotiske og biotiske årsaker er en vesentlig usikkerhetsfaktor. Vanlig brukte tilvekstmodeller har i denne sammenheng klare begrensninger fordi det ikke finnes tilstrekkelig med empiriske data for biomassetilvekst og naturlig avgang fra slik skog. Dette gjelder også modellen som er anvendt i framstillingen av Figur 9 (Gizachew mfl. 2012), og som har et gyldighetsområde inntil drøyt 60 års bestandsalder. Selv om det ligger en usikkerhet i dette og at framskrivningene er begrenset til plantet, utynnet og ensaldret produksjonsskog med normal tetthet, antar vi at hovedbildet som viser økt lager i stående biomasse og noe redusert opptak er rimelig dekkende med hensyn på forventet utvikling ved å øke omløpstiden inntil 20 år utover normal hogstmodenhetsalder. På bakgrunn av en undersøkelse av bestandsutvikling i eldre granskog konkluderte Nilsen og Haveraaen (1982) med at tilveksttapet ved en moderat økning av omløpstiden på middels bonitet er begrenset. Ved økende alder på skogen må en imidlertid forvente at enkeltrærnes tilvekst avtar (jmfør kapitlene 3.2.1 og 4.1.4). For høye boniteter er det rimelig å anta at tilvekstreduksjonen går raskere enn på midlere og lave boniteter. Risiko ved å øke omløpstiden utover normal omløpstid diskuteres i kapittel 5.3.

¹ Med forlenget omløpstid menes her å utsette sluttavvirkning til et senere tidspunkt enn nedre aldersgrense for hogstklasse 5, anslagsvis 20 – 50 år.

² Omregning til tonn karbon per hektar som beskrevet i kapittel 3.2.1. (jmfør tekst til Figur 6).



Figur 9. Gjennomsnittlig stående volum og årlig tilvekst per hektar (øverst) samt stående karbonlager og årlig opptak (nederst) i levende trebiomasse på et skogareal hvor en driver flatehogst og enten avvirker ved normal hogstmodenhetsalder (mørk grønn) eller med en omløpstid på 20 år over normal hogstmodenhetsalder (lys grønn). Sammenligningen forutsetter at alle aldersklasser er arealmessig like store og at skogen består av enten middels (G14) eller høy (G20) bonitet, og at en planter med enten 2 eller 3 meters avstand (2 500 / 1 100 planter per hektar). Utgangspunktet for resultatene er en produksjonsmodell for utynnet granskog (Gizachew mfl. 2012). Omregning til total biomasse inkludert stamme, bark, greiner, bar, stubbe og røtter i henhold til Viken (2012). Videre omregning til tonn karbon per hektar som beskrevet i tekstboks på side 10. Beregningene innebærer en ekstrapolering i forhold til produksjonsmodellen.

4.1.4. UTVIKLING I GAMMEL SKOG

To viktige utviklingstendenser i skogens karbondynamikk finner sted når den utvikler seg forbi hogstmodenhetsalder. For det første vil stående volum av levende biomasse fortsette å øke – det vil si at skogens karbonlager fortsetter å øke i gammel skog. For det andre vil skogens årlige volumtilvekst avta – det vil si at netto karbonopptak minker med skogens alder (jamfør figurene 5 og 6 i kapittel 3.2.1). Trærnes avtagende tilvekst vil medføre at volumoppbyggingen etter hvert går langsommere og formodentlig stabiliseres på sikt. Det er stor usikkerhet knyttet til utviklingen utover hogstmodenhetsalder under norske forhold, da det knapt er gjort forskning på dette. De siste 10-15 årene er det imidlertid publisert en rekke internasjonale studier som dokumenterer karbondynamikk i gammel skog. Framstad mfl. (2013) gir en oversikt over flere studier, og viste for temperert og boreal skog at den årlige gjennomsnittlige biomassetilvekst var 91 g karbon per m² i ung skog (0-100 år), 32 og 19 g per m² i "middels gammel" skog (100-200 år, 200-400 år) og 9 g karbon per m² i de eldste skogene (400-600 år; Wirth og Lichstein 2009). I en annen studie ble det funnet en fortsatt positiv biomassetilvekst i temperert og boreal sone opp mot en bestandsalder på 800 år (Luyssaert mfl. 2008). Få studier har dokumentert gamle skoger med en negativ biomassetilvekst, men et eksempel er skog på øyer i Nord-Sverige (Wardle mfl. 2012) med en estimert alder ca. 3000 år.



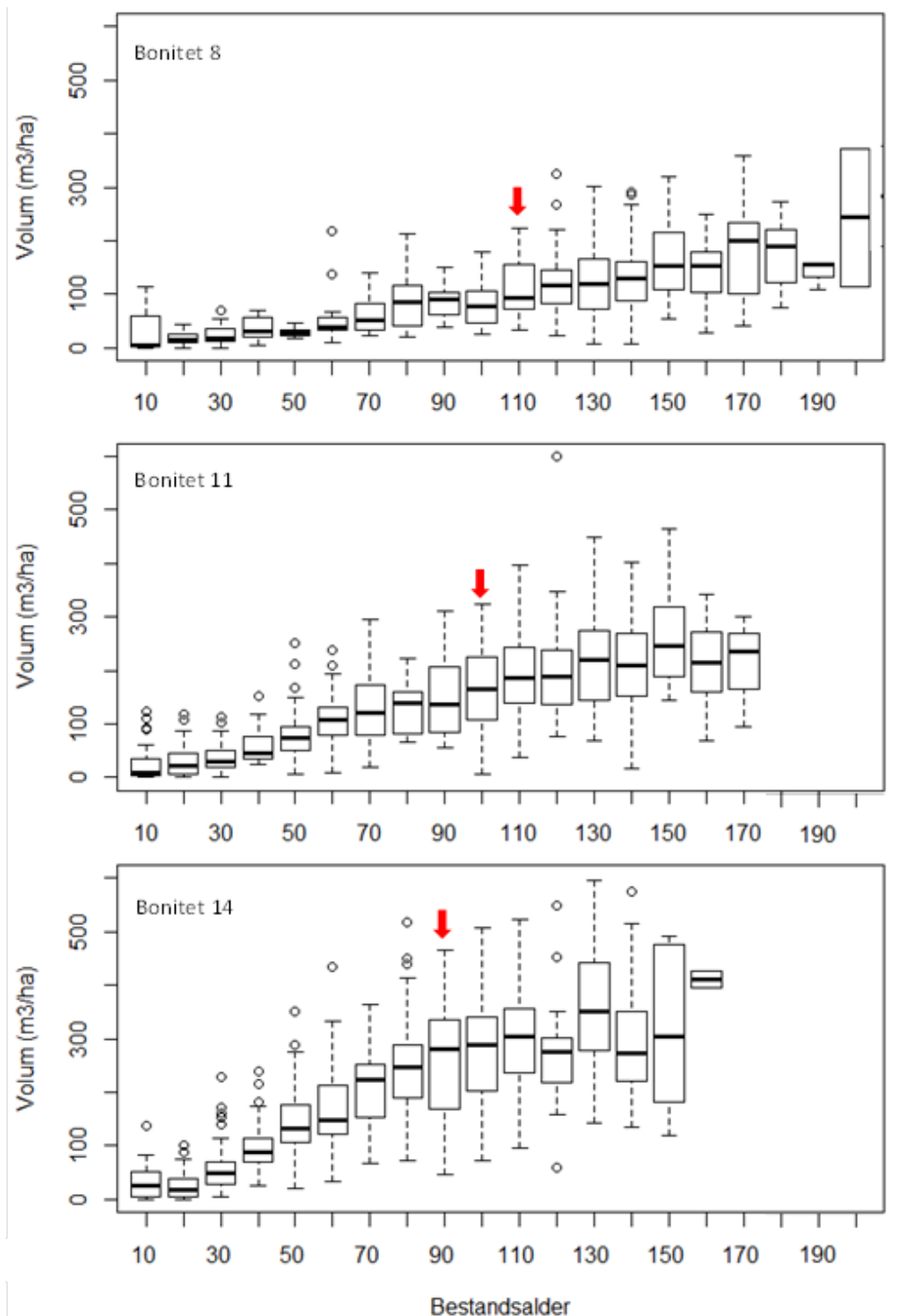
Gammel skog lagrer betydelige mengder karbon i levende biomasse, død ved og jordsmonn, men har lavere årlig karbonoptak enn yngre skog. Foto: John. Y. Larsson

I den senere tid er ytterligere en global studie publisert som baserer seg på målinger av biomasse og beregnet karbonmengde for 897 skogbestand med en aldersspredning fra 80 til 1200 år (Liu mfl. 2014). Hovedvekten av skogbestandene i denne studien er i temperert skog, men det er også data for boreal skog inkludert. Studien viser at karbonmengden bundet i levende biomasse øker til aldre på 450-500 år og deretter holder seg på et tilnærmet stabilt, men noe lavere nivå, forbi 1000 år (figurene viser data for målt biomasse over bakken, men samtidig presenteres data som viser at forholdet mellom levende biomasse over og under bakken er tilnærmet konstant for aldre fra 100 til 800 år). For boreal skog indikerer studien en tilsvarende økning i levende biomasse opp til minst 200 år, men for høyere aldre er det lavere nivåer, noe som skyldes sparsomme data og ulik representasjon med hensyn til skogtyper langs aldersgradienten¹.

Norske data fra gammel skog

Det finnes ikke norske tall for utvikling av bundet karbon i levende biomasse og forholdstall mellom karbon i levende og død biomasse fra flere hundre år gammel skog, slik som gjengitt fra de utenlandske studiene over. Det er likevel grunn til å anta at de prinsipielle mønstrene som framkommer i de utenlandske studiene også gjelder for Norge. Det er imidlertid høyst usikkert om tidsskalaene er de samme.

¹ Bakgrunnsdataene til Liu mfl. (2014), som vi har fått tilsendt fra forfatterne, viser at det er få observasjoner eldre enn 200 år og disse er dominert av lerkeskog (*Larix*) og andre skogtyper fra svært kalde strøk (årsmiddeltemperatur for 8 av 9 observasjoner eldre enn 200 år er lavere enn – 3.0 grader, som er langt under både median og gjennomsnitt i hele datasettet for boreal skog).



Figur 10. Sammenheng mellom bestandsalder og stående volum i granskog på ulike boniteter, basert på Landsskogstakseringsdata fra årene 2008-2012 for hele landet. For hver aldersgruppe er den tykke streken median-verdien, den firkantede boksen omfatter 50 prosent av observasjonene og den stiplede linjen representerer omtrent to standardavvik. Åpne sirkler utenfor disse er avvikende enkeltobservasjoner («outliers»). Røde piler indikerer hogstmodenhetsalder.

For å belyse utviklingsforløpet i granskog vesentlig forbi hogstmodenhetsalder har vi sett på sammenhengen mellom bestandsalder og stående volum på Landsskogstakseringens flater i granskog for tre bonitetsklasser (Figur 10). Disse viser for det første at stående volum av levende biomasse fortsetter å øke eller viser en utflatende tendens fram mot det dobbelte av hogstmodenhetsalder (til 90 år forbi hogstmodenhetsalder på bonitet 8, og til 70 år forbi

hogstmodenhetsalder på bonitet 11-14), men ingen tendens til at volumet minker. For det andre er det en tydelig sammenheng mellom stående volum ved hogstmodenhetsalder og bonitet. Volumet øker med økende bonitet fra omtrent 100 m³/ha (10 m³/daa) ved bonitet 8, til nesten 200 m³/ha ved bonitet 11 og omtrent 300 m³/ha ved bonitet 14. For det tredje kan det se ut til at *tidspunktet* for utflating synes å inntreffe ved lavere alder med økene bonitet, men at *utflatingsnivået* øker med økende bonitet.

Det må understrekes at sammenhengene illustrert i Figur 10 kun viser et «øyeblikksbilde» av stående volum i forhold til bestandsalder registrert i 10. takstomdrev (2008-2012), og for granskog på lav og middels bonitet. Det ligger også en usikkerhet i at skog som skranter kan ha større sannsynlighet for å bli avvirket tidlig, og dermed ikke er med i utvalget av «gammel skog».

På lengre sikt forventes at det i gammel skog som er dominert av småskala forstyrrelser (mortalitet i form av enkelttrær og smågrupper) vil inntreffe en dynamisk likevekt mellom årlig tilvekst og årlig naturlig avgang, når en ser dette som et gjennomsnitt for større arealer (mange enkeltbestand). I en slik tilstand vil imidlertid stående volum i det enkelte bestandet fluktuere. I år med lav naturlig avgang vil stående volum øke, og det motsatte vil skje i år med høy avgang. Videre vil nivået som stående biomasse fluktuerer rundt avhenge av arealets produksjonsevne (bonitet). Slik dynamikk er typisk for gammel grandominert skog. Vi kjenner ikke studier som har dokumentert eksempler på slike fluktuasjoner fra Norge, men fra Sverige foreligger det en måleserie over 85 år (1923-2008) fra grandominert skog som ved starten av måleserien var anslått å være 250-300 år gammel. I denne skogen varierte volumet mellom omtrent 150 og 230 m³/ha i løpet av måleperioden (Lundqvist mfl. 2013).

4.1.5. BIOMASSE I ANNEN VEGETASJON ENN TRÆR

Relativt til biomassen i trærne vil biomassen og mengden karbon lagret i bunnvegetasjonen være liten i produktiv skog. Unntaket kan være glissen skog hvor trebiomassen er liten og hvor forholdene gir gode muligheter for gress og urtevegetasjon, busksjikt, moser og lav, samt skog på torvjord hvor torvmoser (*Sphagnum*-arter) akkumulerer store mengder karbon i både dødt og levende organisk materiale. Biomassen av bunnvegetasjon er relativt lite dokumentert dels fordi den regnes som liten i et (skog)økosystemperspektiv, men også fordi den er mer arbeidskrevende (og kostbar) å måle sammenliknet med tradisjonelle studier av artssammensetning og dekningsgrad. Mengden biomasse og karbon lagret i bunnvegetasjon kan variere mye (>100 prosent), for eksempel mellom ulike bestandstreslag (0,4 og 0,8 tonn karbon/ha i henholdsvis gran- og furubestand ved ca. 40 års bestandsalder, Økland pers. medd.). Men granbestand praktisk talt uten bunnvegetasjon er også observert (Økland pers. medd.). Nilsen og Strand (2013) målte karbonlageret i bunnvegetasjonen til 0,39 tonn karbon/ha i bledningsskog og 0,52 og 0,70 tonn karbon/ha i om lag 80 år gammel ensaldret skog med to ulike tynningsstyrker; noe som tilsvarte 0,3-0,6 prosent av mengden karbon i trærne. I ulike skogstyper i Finland ble den overjordiske biomassen i ulike bunnvegetasjonssjikt (mose, lav, gras/urter, dvergbusker) estimert over bestandsalder for et stort utvalg av bestand, og modeller basert på dette viste en økning fra 0,5-1 tonn biomasse/ha til 1,7-2,3 tonn biomasse/ha for moser i bartrebestand over en bestandsutvikling på 200 år (Muukkonen og Mäkipää 2006). Lav, gras og urter (i samme studie) hadde en betydelig mindre biomasse (< 0,3 tonn/ha), mens busksjiktet var midt mellom. I lauvtrebestand (over bestandsforløp på 100 år) minket både mose- og urtebiomassen med økende bestandsalder mens busksjiktet økte litt, men alle sjikt var i mengder mindre enn 0,5 tonn biomasse/ha (Muukkonen og Mäkipää 2006). Usikkerheten i disse modellene er betydelig, og modellerte forløp kan ikke forventes å representere enkeltbestand men kan si noe om forventet utvikling for mange bestand (store skogsarealer).

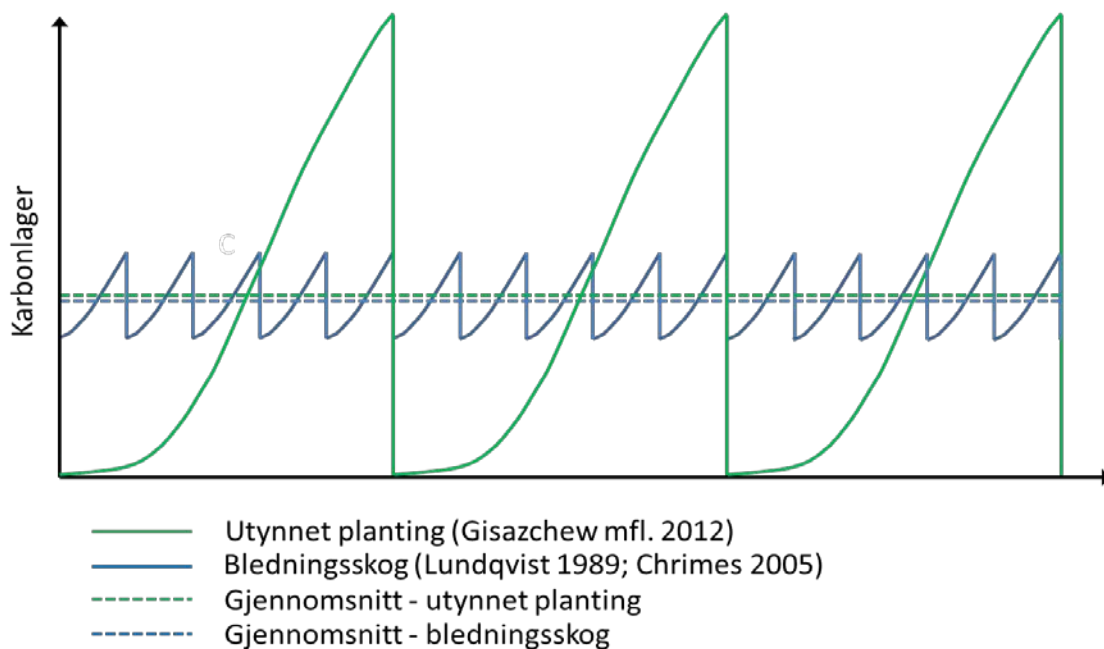
Til tross for et lite karbonlager i bunnvegetasjonen kan den produsere mye strø som tilføres jorda. I en sammenstilling fant Peltoniemi mfl. (2004) at det som årlig tilføres jorda tilsvarer

ca. 10-33 prosent av biomassen for moser og lav, 33 prosent av biomassen for røtter av urter og busker, 100 prosent av biomassen for overjordiske deler av urter og 25 prosent av biomassen for overjordiske deler av busker. En kronosekvensstudie på Nordmoen, Akershus (Kjønaas mfl., manuskript) viste at mens bunnvegetasjonens biomasse kun var to prosent av samlet levende over- og underjordisk biomasse (bunnvegetasjon og trær) i et 30 års og et 130 års bestand, var den estimerte over- og underjordiske produksjonen av strø 20 og 55 prosent av den totale strøproduksjonen i de respektive bestandene. Til sammenlikning var den levende bunnvegetasjonsbiomassen 50 prosent av den totale biomassen i et 10 år gammelt bestand, og bunnvegetasjonens strøproduksjon rundt 94 prosent av den totale strøproduksjonen. Bunnvegetasjon består av mange ulike arter, og sammensetningen av disse kan påvirke økosystemet avhengig av artenes egenskaper og ulike samspill. For eksempel fant Qiao mfl. (2014) i bestand med bunnvegetasjon at både karbonakkumuleringen og -stabilisering samt nedbrytningshastigheten økte relativt til bestand uten bunnvegetasjon. I denne studien var bunnvegetasjonen dominert av arter som produserer nitrogenrikt strø. I et tynningsforsøk ble det registrert økt mengde av bunnvegetasjon ved sterkere tynning (Vesterdal mfl. 1995), med et forventet resultat at nedbryting og oppblanding av organisk materiale økte som følge av en endring i strøtype og i jordas fauna.

Moser er en fremtredende artsgruppe i boreal skog og i barskog generelt. En studie i Sverige fant at tilstedeværelsen av moser økte nedbrytningen av bladstrø fra furu, bjørk og blåbær, sannsynligvis fordi moser regulerer fuktigheten i strøet (Jackson mfl. 2013). Moser er i andre studier blitt karakterisert som et spesielt vanskelig nedbrytbart materiale (for eksempel Hobbie mfl. 2000). I en studie av boreal skog i Canada ble det konkludert at forekomst av moser er av betydning for karbondynamikken, og at det er nødvendig å inkludere dem i modellene for å beskrive disse økosystemene på en realistisk måte (Bona mfl. 2013). Så vidt vi kjenner til, eksisterer det ingen norske studier på nedbrytning av bunnvegetasjonsstrø og effekten av ulike typer bunnvegetasjon på akkumulering av karbon i jord.

4.1.6. SAMLET VURDERING – LEVENDE BIOMASSE

Produksjonsstudier i både fleraldret og ensaldret skog viser en klar sammenheng mellom produksjonsnivået og tettheten i bestandet, uttrykt ved for eksempel treantall, volum eller grunnflate. Ved bledningshogst, der en skal legge til rette for en sjiktet skogstruktur, må en derfor søke å opprettholde en tetthet i bestandet med et visst volum samtidig som en muliggjør rekruttering av nye trær. Med grunnlag i de erfaringstall som oppgis er det lite trolig at en under norske forhold ved en omlegging til bledningsskogbruk på egnede lokaliteter i granskog over lengre tid (>50 år) vil kunne opprettholde et høyere karbonlager i levende biomasse enn i skog som avvirkes med flatehogst. Et viktig forhold ved bledningshogst er at man både opprettholder et visst minstenivå på stående volum/karbonlager, samtidig som det kontinuerlig er bortimot full produksjon i tilveksten/karbonopptaket siden arealets produksjonsapparat er noenlunde intakt. Etter en flatehogst er produksjonsapparatet fjernet slik at det tar 30-40 år eller mer, avhengig av boniteten, før karbonopptaket er på topp igjen (Figur 11). I den siste delen av omløpet og fram til sluttavvirkning vil en imidlertid, forutsatt normal tetthet i bestandet, ha et høyere stående volum, og dermed karbonlager, enn det som langsiktig kan opprettholdes i en skogstruktur tilpasset bledningshogst. Summen av dette blir at det er lite grunnlag for å påstå at en omlegging av skogbehandlingen til bledningsskogbruk vil innebære noen stor forskjell i forhold til størrelsen på karbonlageret i levende trebiomasse, når en legger gjennomsnittet over tid til grunn.



Figur 11. Prinsippskisse for utvikling av karbonlager i det levende trebestandet i skog som enten avvirkes ved flatehogst (utynnet og avvirking ved normal hogstmodenhetsalder), eller bledningshogst med hyppigere uttak og hvor tretettheten holdes innen grenser som balanserer hensynet til virkeproduksjon og jevn rekruttering av nye trær inn i bestandet. Utviklingen er indikert for en tidsperiode på tre normale omløpstider i det plantede bestandet. Y-aksen i figuren er uten måleenhet da bonitet og andre faktorer enn bestandsalder vil virke inn på mengdeforholdene.

Sett over et tidsperspektiv som tilsvarer normal omløpstid i ensaldret skog er det imidlertid forskningsmessig belegg for at tilveksten, og dermed årlig karbonopptak, er noe lavere i skog som behandles med bledningshogst enn i skog som forynges ved flatehogst og planting. Ved bledningsskogbruk vil en ha et relativt stabilt opptak over tid i det enkelte bestand. Fordelen av å opprettholde et jevnt opptak, sammenliknet med de større svingningene ved flatehogst, blir imidlertid utjevnet på lang sikt (over 50 år), jmfør Figur 11.

Konvertering av ensaldret, ensjiktet skog til flersjiktet skog er en langsiktig prosess. Det er begrenset med kunnskap om slik skogbehandling som er overførbart til norske forhold, i og med at langsiktige forsøk i Norden først har blitt etablert i de senere årene. For en skog i balanse der omlegging er fullført vil forskjellen i stående volum/biomasse sannsynligvis være marginal i forhold til en skog med jevn aldersklassefordeling og hvor en driver flatehogst med normale omløpstider. I og med at konvertering vil kreve en kraftig reduksjon av tettheten i bestandet må det imidlertid påregnes et vesentlig tilveksttap fram til fullført konvertering, og dermed redusert karbonakkumulering i den levende biomassen. Kunnskapene om hvordan konvertering fra ensjiktet til flersjiktet skogstruktur påvirker produksjonen i bestandet og karbondynamikken generelt, er imidlertid mangelfulle.

En moderat økning av omløpstiden i granskog utover normal hogstmodenhetsalder vil gi et større karbonlager i levende biomasse. Med tanke på forventet utvikling i gammel granskog kan vi foreløpig si at det i gjennomsnitt for flere bestand synes rimelig å anta et økende karbonlager i levende biomasse i minst 30-70 år utover hogstmodenhetsalder. Trærnes vitalitet, bestandspleiende tiltak underveis, bestandets tetthet og marktype, samt arealets vindutsatthet har stor betydning for trærnes overlevelse ved forlenget omløpstid. Det er rimelig å forvente økende avgang grunnet abiotiske og biotiske årsaker i gammel skog, men det skal mye til at dette rokker ved hovedkonklusjonen om et noe høyere stående karbonlager i skog som hvor omløpstiden økes noe utover normal hogstmodenhetsalder. En «gevinst» i form av et noe større karbonlager, sammenliknet med skog som forvaltes med

flatehogst og avvirkning ved normal hogstmodenhetsalder, må avveies mot redusert tilvekst/karbonopptak i levende biomasse i forhold til arealets maksimale produksjonsevne.

4.2. Død ved

Mengde og sammensetning av død ved i skog er et resultat av to grunnleggende prosesser: 1) tilførsel gjennom avgang av trær og rester etter hogst, og 2) nedbrytning av død ved.

Nedbrytningen påvirkes i vesentlig grad av fuktighetsforhold, oksygentilgang og temperatur (jo lavere temperatur, desto langsommere går nedbrytningen). Under de rådende klimaforhold i Oslo kommuneskoger tar en tilnærmet fullstendig nedbrytning av grovt stammevirke omtrent 100 år (jmfør Figur 7 i kapittel 3.2.2). Når vi kjenner sammensetningen av død ved med hensyn til nedbrytningsstadier, kan vi med rimelig sikkerhet angi hvor lang tid det vil ta å bryte ned den døde veden i et gitt område.

Tilførselen av død ved er i motsetning til nedbrytningen en mindre forutsigbar prosess. Denne styres av to hovedfaktorer: a) stående volum av levende trær og b) hvilke mortalitetsfaktorer som er gjeldende. Det er en generell sammenheng at jo større det stående volumet er, jo større mengder død ved vil potensielt tilføres som et resultat av naturlig avgang (og hogstrester). Mortalitetfaktorene er den store usikkerhet når det gjelder tilførsel av død ved, og vi kan grovt dele dem inn i to hovedgrupper. *Småskala forstyrrelsesfaktorer* er kraftig vind som gir spredte vindfall, samt tørkestress, ofte i kombinasjon med insekt- og soppangrep, som fører til mortalitet på enkelttrær og smågrupper av trær. *Storskala forstyrrelsesfaktorer* (også kalt bestandsfornyede faktorer) er skogbrann samt omfattende stormfelling og insektangrep som forårsaker at alle eller tilnærmet alle trær i et skogbestand dør.

Bledningshogst og plukkhogst har lignende effekt som småskala forstyrrelsesfaktorer i forhold til strukturen i et skogbestand, mens flatehogst har lignende effekt som storskala forstyrrelsesfaktorer. Det er imidlertid en vesentlig forskjell mellom naturlige mortalitetsfaktorer og hogst i forhold til død ved. Den naturlige mortaliteten gir tilførsel av død ved, mens hogst i det alt vesentlige tar trevirket ut av skogen og kun legger igjen små mengder i form av hogstrester og mindre dimensjoner som ikke er salgbare.

4.2.1. FLATEHOGST

Det er langt mindre død ved i skjøttet skog som avvirkes ved hogstmodenhet, enn det vi finner i urørt skog og skog som har utviklet seg forbi hogstmodenhetsalder. Dette skyldes flere forhold.

Det tar lang tid fra sluttavvirkning til trærne i det nye bestandet har nådd en brysthøydiameter på 10 cm, som er definisjonsmessig minstemål på grov død ved. Fra standard produksjonstabeller for gran (Braastad 1975) fremgår det at på middels granbonitet (G14) nås en middeldimensjonen på 10 cm ved om lag 40 års alder, det vil si litt før halvparten av et normalt omløp som for denne bonitetsklassen er 90 år. Dette betyr at i skjøttet skog går det en lang periode helt uten tilførsel av grov død ved, fordi det ikke er noen trær grovere enn 10 cm å rekruttere fra.

For det andre er mortalitetsraten midtveis i et bestandsomløp vesentlig lavere enn ved hogstmodenhetsalder. Gjennomsnittlig mortalitet for bestand med en middeldimensjon på 10 cm ligger under 0,2 prosent per år i granskog midtveis i bestandsomløpet, men fram mot hogstmodenhetsalder øker mortaliteten til omtrent 0,8 prosent per år (Landsskogtakseringen, upubliserte data). Kombinert med at det er relativt lite stående volum når bestandet har

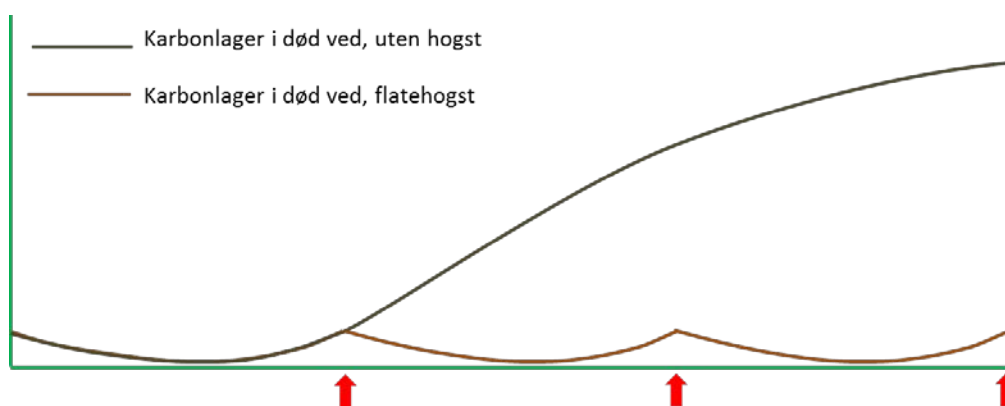
passert halve omløpstiden betyr dette at den volummessige tilførselen av død ved er svært beskjeden innledningsvis i den andre halvdel av bestandsomløpet.



Begynnende selvtytning i tett, ensaldret produksjonsskog. Volumet av stående og liggende død ved er enda begrenset og består av mindre trær. Skogens tilvekst og karbonopptak er på sitt høyeste i denne fasen av omløpet.

Foto: John. Y. Larsson.

Manglende tilførsel av død ved gjennom første halvdel av bestandsomløpet, og svært beskjeden tilførsel innledningsvis i andre halvdel, medfører at det bare tilføres biomasse av død ved av en viss betydning for en periode på 10-20 år før hogstmodenhetsalder. Etersom tiden for tilnærmet fullstendig nedbrytning av død ved er omtrent lik omløpstiden for et granbestand under klimaforhold som er representative for Oslo kommuneskog, betyr det at praktisk talt all død ved fra et omløp vil være helt nedbrutt når neste omløp begynner å akkumulere død ved. Dermed vil det ikke skje noen akkumulering av død ved over flere bestandsomløp. Man vil isteden få et «bølgemønster» over tid der det inntreffer en svak topp omkring slutthogst (Figur 12). Det gjennomsnittlige volumet av død ved i skjøttet granskog fram til hogstmodenhetsalder er i størrelsesorden 6-10 kubikkmeter per hektar på landsbasis og 3-8 kubikkmeter per hektar i den regionen som omfatter Østfold, Akershus, Oslo og Hedmark (Storaunet mfl. 2011).



Figur 12. Prinsippskisse for utvikling av karbonlager i død ved over tre bestandsomløp i skog som overlates til fri utvikling uten hogst og i skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder. De skisserte mengdeforholdene er basert på observerte mengder død ved i skjøttet skog og gjennomsnittlige rater for naturlig avgang, samt målte nedbrytningsrater for død ved (Næsset 1999). Røde piler indikerer tidspunkt for sluttavvirking. Y-aksen i figuren er uten måleenhet da bonitet og andre faktorer enn bestandsalder vil virke inn på mengdeforholdene.

4.2.2. BLEDNINGSHOGST

Vi er ikke kjent med noen studier, hverken empiriske eller modellberegninger, av mengde død ved i bledningsskog. Vi har derfor ikke gjort noen kvantitativ vurdering av utvikling av død ved i slik skog. Det er noe lavere totalproduksjon i bledningsskog, det sammen med det forhold at det gjennomsnittlige volumet er tilnærmet likt mellom bledningshogd og flatehogd skog (indikert ved Figur 11), indikerer at det ikke produseres mer død ved i bledningshogd skog enn i flatehogd skog. På den annen side kan en mer stabil forekomst av trær av større dimensjoner gi en jevnere tilførsel av dødt virke av grove dimensjoner (> 10 cm). Samtidig er det også økte muligheter for å ta ut svekkede eller nylig døde trær ettersom hogstene utføres hyppigere (Andreassen 1994), noe som kan gi lavere tilførsel av død ved. Vi finner ikke grunnlag for å konkludere hvorvidt bledningsskog vil ha høyere eller lavere forekomst av død ved sammenlignet med flatehogd skog.

4.2.3. UTVIKLING I GAMMEL SKOG

En viktig forskjell mellom skog der det avvirkes ved hogstmodenhetsalder og skog som overlates til fri utvikling forbi hogstmodenhetsalder, er et økende volum av levende biomasse (jamfør kapittel 4.1), som er «produksjonsgrunnlaget» for død ved. Det er flere effekter av denne forskjellen. For det første, vil skog som utvikler seg forbi hogstmodenhetsalder ha et kontinuerlig stort volum i tresjiktet, til forskjell fra skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder der opp mot halve omløpstiden er helt uten trær grovere enn 10 cm brysthøydiameter. For det andre, øker dette volumet for et tidsrom som svarer til minst et bestandsomløp, hvorpå det etter hvert stabiliseres (gitt fravær av storskala forstyrelsesfaktorer). Det økende volumet skyldes at trærne fortsetter å vokse og dermed vil naturlig avgang gi et større tilskudd av død ved per tre enn ved yngre alder.

Det foreligger lite data som dokumenterer hyppigheten av naturlig avgang i skog som utvikler seg forbi hogstmodenhetsalder. Fra Landsskogtakseringens data vet vi at i granskog øker den årlige naturlige avgangen fra ca. 0,2 % av trærne ved ca. 40 års alder til 0,8-0,9 prosent fra 20 år før til 30 år etter hogstmodenhetsalder. Dersom denne mortalitetsraten fortsetter på samme nivå betyr det at volumtilgangen av død ved per år er økende på grunn av både økt bestandsalder og økt bestandsvolum. Som vist i kapittel 4.1 synes volumet av levende biomasse å fortsette å øke (med avtagende takt) godt forbi hogstmodenhetsalder, dog med forskjeller mellom ulike boniteter. Mengden av død ved vil fortsette å øke etter at nivået for levende bestandsvolum har flatet ut, på grunn av lang nedbrytingstid for de døde trærne (jamfør Figur 13).

Død ved som andel av levende og død biomasse

Den tidligere omtalte globale studien som omhandler målinger av biomasse i 897 skogbestander med en aldersspredning fra 80 til 1200 år (Liu mfl. 2014 - kapittel 4.1.4) viser et interessant forhold med hensyn på den relative utviklingen av levende og død biomasse. Andelen karbon bundet i død biomasse (død ved, døde røtter, strøfall) i forhold til total biomasse (levende + død biomasse) øker fra 25 til 40 prosent fra 100 til 300 års alder, og videre til 45 prosent når alderen øker til 800 år. Deretter synes andelen å holde seg uforandret.

Det foreligger lignende studier som viser at forholdet mellom volum død ved og totalt volum (levende pluss døde trær) i granskog med urskogkarakter fra Skandinavia er i størrelsesorden 22-37 prosent (Linder 1998; Siitonen mfl. 2000; Rouvinen og Kouki 2002), det vil si lignende tall, samtidig som disse dataene ikke omfatter komponentene døde røtter og strøfall som i studien til Liu mfl. (2014). Her skal det dessuten bemerkes at karbon-

prosenter som i studien til Liu mfl. og volum-prosenter i de nordiske studiene ikke er direkte sammenlignbare ettersom karbonmengden reduseres raskere enn volumet i død ved som brytes ned. Dette tilsier at karbonmengden i død ved er noe lavere i forhold til karbonmengden i levende biomasse enn det volumprosentene gir inntrykk av. Samlet viser dette at karbonmengden bundet i død ved blir betydelig i skog som utvikler seg forbi hogstmodenhetsalder over et tidsrom som svarer til flere bestandsomløp.



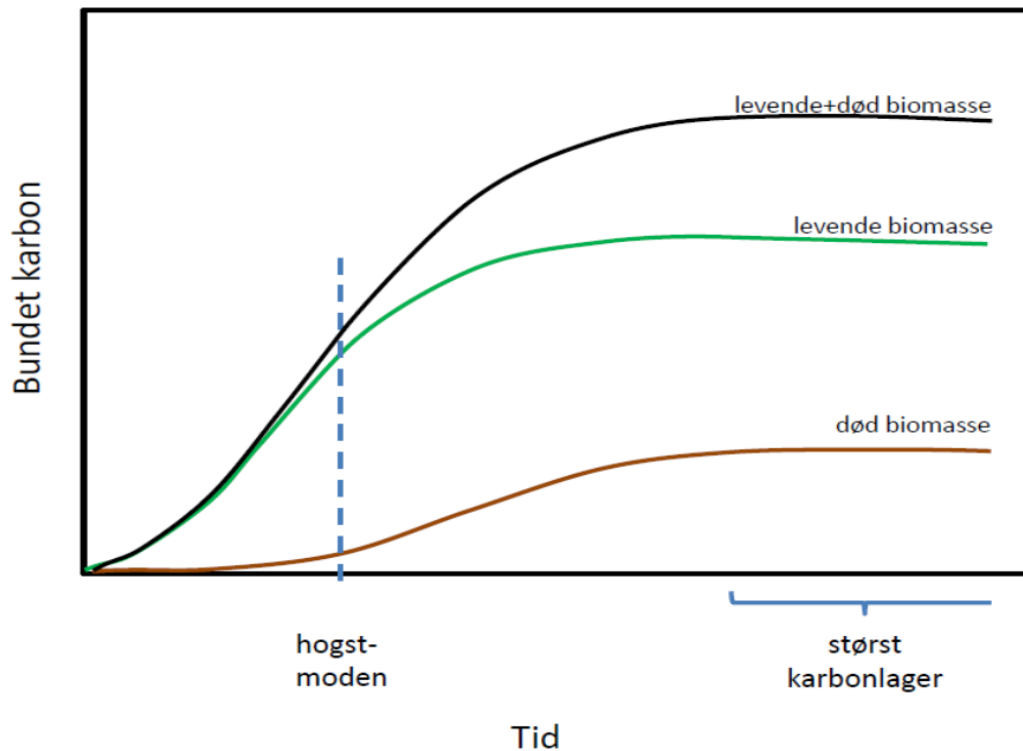
Død ved utgjør en vesentlig del av karbonlageret i gammel skog.

Foto: John Y. Larsson.

Tidsdimensjonen i utvikling av død ved

I studien til Liu mfl. (2014) syntes karbonmengden bundet i levende biomasse å stabiliseres etter 500 år, mens karbonmengden i død biomasse fortsatte å øke fram til 800 års alder for deretter å stabiliseres. Dette er tall som primært synes å gjelde for gammel skog i tempererte klimasoner. Det finnes ikke norske tall for utvikling av bundet karbon i levende og død biomasse fra flere hundre år gammel skog som tilsvarer datamaterialet til Liu et al. Det er likevel grunn til å anta at de prinsipielle mønstrene som framkommer i utenlandske studier også gjelder for Norge, selv om tidsdimensjonene ikke er de samme. Maksimal levealder for enkelttrær i Norge er over 500 år for gran, over 700 år for furu, og opp mot 1000 år for eik. Under de fleste vokseforhold blir imidlertid ikke de nevnte treslagene så gamle.

Sammenhengen mellom bestandsalder og stående volum på Landsskogstakseringens flater i granskog for tre bonitetsklasser (Figur 10) viser at stående volum av levende biomasse øker langt forbi hogstmodenhetsalderen. En kan ut fra dette anta at karbonlageret i død ved vil fortsette å øke over en lang periode forbi hogstmodenhetsalder for svake boniteter (opp til G11). Dersom nivået for stående volum flater ut ved det dobbelte av hogstmodenhetsalder for bonitet G14 (noe Figur 10 indikerer) tilsier dette at karbonlageret i død ved i slik skog når sitt maksimumsnivå ved en alder som tilsvarer omtrent tre ganger omløpstiden (Figur 13).



Figur 13. Utvikling av mengden karbon bundet i levende trær og død ved, samt summen av de to karbonlagrene med økende alder forbi hogstmodenhetsalder. Det finnes ikke målinger av disse lagrene under norske forhold og det er derfor ikke angitt målestokk på figuraksene.

Fra død ved til jordkarbon

Tradisjonelt har det vært antatt at all død ved fra grener, stammetrevirke og stubber brytes ned fullstendig mens det ligger oppå bakken. Dette er hovedsakelig riktig, men i boreal barskog er det ikke uvanlig at liggende død ved blir overgrodd av skogens bunnvegetasjon og tildekket av strøfall (Moroni mfl. 2015). Det skjer regelmessig for liggende død ved i nedbrytningsstadium 3 og svært hyppig for nedbrytningsstadium 4-5. I sum for et norsk datasett på mer enn 6000 liggende stokker er det beregnet at i størrelsesorden 20 prosent av karbonet er igjen når stokkene blir inkorporert i det organiske jordlaget hvor nedbrytningen fortsetter (Moroni mfl. 2015, J. Stokland, supplerende analyser).

Når den døde veden inkorporeres i skogsjordas organiske sjikt i boreal skog viser studier at dette medfører at nedbrytningshastigheten reduseres. Dette gjelder spesielt i forsumpet skogsmark på grunn av manglende oksygentilgang. Det foreligger enkeltobservasjoner fra utlandet som indikerer at nedbrytningen kan ta opptil tre ganger så lang tid når død ved er inkorporert i relativt veldrenert skogsjord (Moroni mfl. 2010) og at nedbrytningen kan stoppe fullstendig slik at den døde veden blir konserverert i mange tusen år når den havner i permanent vannmettet myrskogsmark (Eckstein mfl. 2009). Det er et viktig forskningsbehov å finne ut hvor mye nedbrytningshastigheten for død ved reduseres i ulike typer skogsjord.

4.2.4. SAMLET VURDERING - DØD VED

Hovedmønsteret for utvikling av død ved i skjøttet skog som avvirkes med flatehogst ved normal hogstmodenhetsalder er at volumet aldri blir særlig høyt. I praksis vil volumet variere i et bølgemønster som har toppe ved sluttavvirking, som vist i Figur 12. Død ved vil med andre ord ha liten betydning for karbonakkumulering i slik skjøttet skog.

Skog som utvikler seg godt forbi hogstmodenhetsalder gjennom fri utvikling vil fortsette å bygge opp stående volum og mengden død ved vil øke tilsvarende gjennom naturlig avgang. Denne økningen i død ved vil fortsette også en stund etter at nivået for stående volum har flatet ut, som beskrevet i kapittel 4.2.3. I slik skog vil karbonlageret i død ved øke til et nivå som er vesentlig høyere enn i skjøttet skog, jamfør Figur 12. Dette betyr at død ved har mye større betydning for karbonakkumulering i gammel skog enn i skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder.

4.3. Skogsjord

Vi presenterer her en gjennomgang av studier som belyser effekter på jordkarbon av ulike behandlingsalternativer, inklusive tynning, gruppehogst og flatehogst. Hensikten er å beskrive en gradient av graden av forstyrrelse og de effekter på jordas karbonlager som kan forventes. Flere av studiene vil representere andre treslag, hogstformer, typer av markberedning og klimasoner/jordsmonn enn de som finnes i sør-øst Norge. Konklusjoner herfra må tolkes med varsomhet, men er tatt med i denne gjennomgangen for å kunne beskrive et spenn av resultater og prosesser som for en stor del ikke er studert og dokumentert for norsk skog. Ulike målemetoder representerer ulike tidsperspektiv. Mange feltstudier er for kortvarige til å kunne følge utviklingen i jordas karbonlager over tid. Mer kortsiktige metoder (for eksempel måling av jordrespirasjon og nedbryting av strø) kan gi innsikt i karbondynamikk i skogsjord, men vil ikke nødvendigvis kunne si noe om et langsiktig perspektiv.

Spørsmålet om potensielle endringer i jordas karbonlager som følge av ulike tiltak, forstyrrelser og skjøtselsstrategier har vært sentralt gjennom mange år, og flere litteraturgjennomganger har blitt skrevet opp gjennom tiden. Tabell 3 viser til noen av disse og deres overordnede konklusjoner. Oppsummeringer kompliseres av at klimaforhold, treslag, jordsmonntype, markberedning og gjennomføring av hogst og tynning i ulike forsøk ofte vil være ulike (for eksempel Jurgensen mfl. 2012). I tillegg varierer ofte også tidsrommet mellom behandlingsstart og tidspunktet der eventuelle effekter studeres. Studier lagt opp som kronosekvenser (skogbestand av forskjellig alder, der rom erstatter tid) og gjentatte målinger på samme flate over tid kan gi ulike resultater. Slike kronosekvensstudier er en verdifull kilde til informasjon, men de kan også være beheftet med feil (Yanai mfl. 2003), i og med at unge og eldre bestand vil være påvirket av den skogbehandling, hogsttype, plantemetode etc. som har vært benyttet til ulike tider. Mens den direkte effekten av disse forskjellene for en kronosekvens kan være vanskelig å dokumentere, kan prosessstudier bidra til å avklare eventuelt samsvar mellom flukser og målte karbonlagre. Målinger og registreringer på jordsmonn (og deres sammenlikning) er ellers følsomme for hvordan de ulike sjikt er definert, hvor dypt og i hvilke sjikt jorda er prøvetatt, og hvordan man har gjennomført prøvetaking i eventuelle forstyrrede sjikt etter hogst. I nyere studier er det kommet et økt fokus på den kjemiske og mekaniske stabilitet av jordas karbonlager som ofte relateres til ulike jordsjikt i tillegg til en rekke andre faktorer. Også betydningen av jordas organismer (sopp, fauna etc.) og deres funksjon i forhold til både tilførsel, omdannelse/nedbryting og stabilisering av jordas karbonlager er etterhvert blitt et stort forskningsfelt. Mye her er ennå uvisst. Dette er emner som også omtales i kapittel 3.2.3.

I det følgende er det forsøkt først å gi en oversikt over relevante jordprosesser som forventes å bli påvirket av hogst. Deretter å gi en sammenstilling av relevante studier av karbonakkumulering i skogsjord inklusiv studier hvor det romlige aspekt er behandlet. De grunnleggende prosesser bak akkumuleringen av jordkarbon er beskrevet i kapittel 3.2.3. Det organiske sjikt og mineraljordssjiktet er i flere studier referert til separat – førstnevnte regnes vanligvis for å være mer påvirkelig for skogbrukstiltak enn mineraljorda (se også Tabell 3).

Tabell 3. Effekter av skogbehandling på jordsmonnprosesser. Sammenfatning av de viktigste resultatene fra gjennomgåtte litteraturstudier.

Forf. Fokus	Hovedkonklusjoner	
Covington 1981	<p>Effekter av flatehogst på karbon i det organiske sjiktet. Studier fra lauvskog, nordlig temperert / boreal sone. Denne studien er i senere tid blitt evaluert. Se Yanai mfl. 2003.</p>	<p>Fant mer enn 50 % tap av mengde organisk materiale i humussjiktet 15 år etter flatehogst i 14 nordlige lauvskogbestand (alderskronosekvensstudier). Tapet var antatt knyttet til redusert tilførsel av strø fra trær, raskere nedbrytning av strø fra tidlige suksesjonsarter, og økt nedbrytning av organisk materiale grunnet høyere jordtemperatur, jordfuktighet og næringstilgjengelighet. Den påfølgende oppbygningen av organisk materiale i humussjiktet gav etter 64 år en mengde som var innenfor 5% av nivået før hogst .</p>
Johnson 1992	<p>Effekter av hogst, brann, markberedning, treslag, gjødsling, oppdyrking og gjengroing/tilskoging på karbon i skogsjorda. Mest vekt på mineraljord. Fleste studier fra lauvskog og nordlig temperert /boreal sone.</p>	<p>Ser ikke noe generelt tap av karbon etter hogst (i mineraljorda)(+/- 10 prosent endring). I studier med N-fikserende treslag/planter ses en økning av karbon i jorda. I flere studier ses at karbon i mineraljorda enten er uendret eller øker, antakelig grunnet innblanding av organisk materiale under eller etter hogst. Av 13 studier på hogsteffekter var sju fra nordlig temperert/boreal skog, og herav var fem i blandet lauvskog. Disse observasjonene inngår også i Johnson and Curtis 2001 (se under).</p>
De Wit og Kvindesland 1999	<p>En presentasjon av karbonlagre i norsk skogsjord basert på blant annet ca. 1040 jordprofiler (Esser og Nyborg 1992; Esser 1994), samt en gjennomgang av effekter av tiltak i skog som er relevante for norske forhold: oppdyrking, tilplanting, treslag, drenering, markberedning, sprøyting, tynning, gjødsling, kalking, omløpstid, brann, hogst.</p>	<p>Studier indikerer at forlenget omløpstid gir økt karbon i jord og i levende biomasse, men at akkumuleringsraten vil bli mindre over tid grunnet blant annet forventning om økt råte. Modellstudier støtter ikke nødvendigvis økning i jordkarbon med økende bestandsalder. Studier i Skandinavia tilsier at det etter hogst (fortrinnsvis flatehogst) vil være et tap av jordkarbon i 15-20 år. Ofte ses samtidig en omfordeling av jordkarbon til mineraljorda - eventuelt som følge av maskinaktivitet, mekanisk oppblanding. Det skjer en oppbygging av jordkarbon over tid men om til samme nivå som før hogst er uvisst. Det vurderes at den markberedning som tradisjonelt benyttes i Norge (harving) har ingen eller liten effekt på jordkarbon over tid da forstyrrelsen skjer på en liten del av arealet og økt tilvekst forventes å oppveie et eventuelt tap. Vurderer at tynning på norske jordsmonn ikke vil ha effekt på jordkarbon over tid. anbefaler bruk av blandingsbestand inkludert nitrogenfikserende trær.</p>
Johnson og Curtis 2001	<p>Effekt av tiltak på karbon og nitrogen i jord. Respons fra 73 observasjoner for hogsteffekt, 48 for brann og gjødsling/N-fikserende planter. Konklusjoner bare for mineraljordssjikt. Oppfølging av "Johnson 1992" det vil si mange observasjoner i begge.</p>	<p>Fant ingen overordnet effekt på karbon i mineraljorda etter hogst men oppdelt etter hogsttype var det etter heltrehogst 6 prosent tap og etter stammehogst en økning på 18 prosent (kun i bartrebestand). Gjødsling og N-fikserende planter ga økt jordkarbon. For nitrogenfiksering gjengis fra 20 prosent tap til 100 prosent økning i karbon (regnet for hele mineraljordsprofilen). Observasjonene ble delt inn i tre kategorier, 0,6 og >10 år etter hogst. Det ble ikke funnet forskjeller mellom de ulike tidskategoriene.</p>

Forf. Fokus		Hovedkonklusjoner
Yanai mfl. 2003	Evaluerer resultatene fra Covington (1981).	Den store endringen som ble estimert i Covington (1981) kan også forklares ved en innblanding av organisk materiale i de øverste mineraljordssjikt som en følge av hogstaktivitet (det vil si ikke nødvendigvis nedbrytning). Flere undersøkelser viser til en ofte langsommere nedbrytning på hogstflater, særlig i de øverste strøslag. I tillegg kan kronosekvensen være påvirket av ulike hogstteknikker i de ulike aldersklasser og endring med alder (tid) kan dermed være sammenblandet med endring i hogstteknikk. Uklart hvordan ulike sjikt i det organiske lag responderer på forstyrrelser/hogst (strøsjikt versus dypere lag).
Jandl mfl. 2007	Hvor mye kan tiltak i skog påvirke karbonakkumuleringen i jorda (hogst, tynning, gjødsling, drenering, treslag, naturlig forstyrrelse).	Det er mange observasjoner av endringer i det organiske sjikt, men få observasjoner/lite kunnskap om endringer i mineraljorda (hvor jordkarbonet er mer stabilt). Viktig å skille mellom disse to lagre. Økt produktivitet i bestandet vil øke potensialet for akkumulering av karbon i mineraljorda. Fordeling av karbon til ulike sjikt (organisk sjikt, mineraljord) er forskjellig mellom treslag, og drevet av biomasseproduksjonen under bakken. Minimalisering av forstyrrelser i bestandet/bestandsstrukturen og sikring av bestandsstabilitet (blandingsbestand) vil redusere sannsynligheten for tap av jordkarbon. Vanligvis ses et tap av jordkarbon etter markberedning, et tap som øker med intensiteten i markberedning.
Nilsen mfl. 2008	Betydning av omløpstid, hogstmetode og hogstfredning for karbonopptak og -lager i jord og trær.	Basert på modellkjøring vurderes det at høyest karbonlager (trær og jord) vil oppnås med 30-50 års forlenget omløpstid. Tilvekst og mortalitet for "overmodne" bestand er et usikkerhetsmoment for de anvendte modeller, samt at modellerte endringer i jordkarbon ikke er validert. Uttak av greiner og topper viste lite effekt for jordkarbon, mens modellkjøring uten hogst økte jordkarbon med omtrent 40 prosent. Det vurderes at bledningshogst ikke er et realistisk alternativ til ensalderskogbruk når det gjelder maksimering av bestandets totale karbonopptak og -lager. Det refereres til studier som indikerer at for norske forhold vil et bestand (etter hogst) tape karbon fra jorda i 10-15 år og tapet vil være i størrelsesorden 0-15 prosent av total jordkarbon.
Nave mfl. 2010	Effekt av hogst på jordas karbonmengde i temperert skog. Kvantitativt oversikt der respons fra 432 ulike eksperimentelle studier inngår i en statistisk analyse.	Analysen viste at etter hogst kan det forventes et tap på ca. åtte prosent av karbonet i jorda. Når dette deles opp på henholdsvis mineraljordssjikt og organisk sjikt var resultatet et 30 prosent tap av karbon i organisk sjikt og ikke noe signifikant tap i mineraljordssjiktet. Bestandstreslag hadde betydning, og lauvtrebestand mistet mer karbon i organisk sjikt (36 prosent tap) enn bartrebestand (20 prosent tap). Tap av karbon i mineraljordssjiktet var bestemt av jordtype; podsol viste ingen endring for alle mineraljordsjikt samlet, men for de dypeste lag var det et tap på 9 prosent. Tap av karbon i organisk sjikt vurderes å ha større betydning for podsol enn for andre jordtyper og det ble estimert at det for podsoljord tar ca. 50-70 år å bygge opp samme karbonmengde som ble tapt etter hogst. Bare for podsol jordsmonn var det tilstrekkelig med observasjoner til å beskrive en respons over tid. For andre jordsmonntyper var observasjonene begrenset til ca. 25 år etter hogst eller mindre.

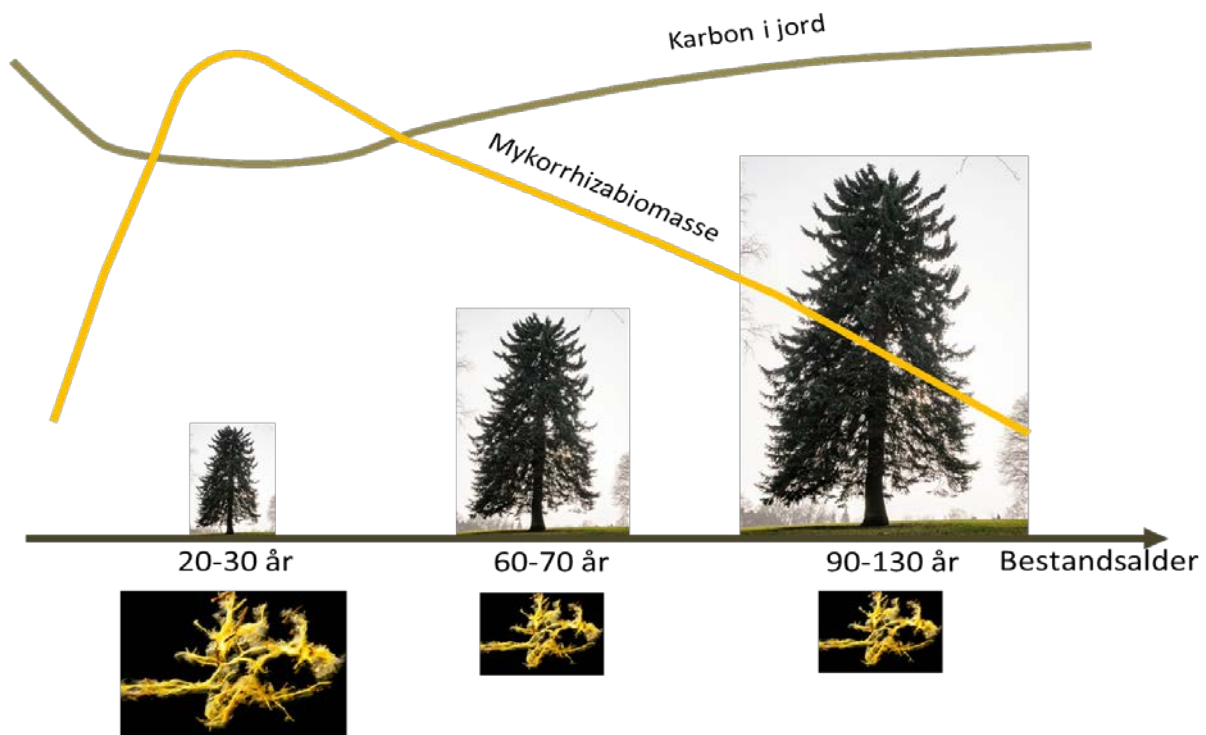
Forf. Fokus		Hovedkonklusjoner
Van Miegroet og Olsson 2011	Effekter av forstyrrelse på karbon i skogsjord: hogsttiltak og naturlig forstyrrelser (brann, stormfall). Temperert, borealt og middelhavsklima.	Etter forstyrrelser kan jorda i et begrenset tidsrom avgi karbon til atmosfæren. Flukser av karbon fra jorda til atmosfæren vurderes å være styrt mer av vegetasjonsdynamikk, og av mengder og typer av strø/død ved som ligger igjen, enn av økt/endret nedbrytningshastighet etter hogst/forstyrrelse. Etter brann sees oftest et tap av karbon fra det organiske sjiktet. Observerte endringer er karakterisert av en veldig stor variasjon. Karbon i mineraljorda virker mindre påvirkelig enn karbon i organisk sjikt. Tap av karbon fra dypere mineraljordssjikt er observert, og antas forårsaket av tilførsel av friskt karbonholdig materiale («mat» til jordorganismer) som øker nedbrytningen (eng: "priming"). Viser til studier som angir 0-14 prosent tap av jordkarbon etter hogst (Finland+temperert skog, ulike tidsrom etter hogst, for eksempel tre prosent reduksjon over 100 år i Finsk studie).
Kurz mfl. 2013	Oversikt over karbon i boreale skoger i Canada.	Vurderer at resultater fra undersøkelser primært i temperert skog ikke nødvendigvis gjelder for boreale skoger (i Canada) på grunn av andre treslag, og betydningen av brann som den naturlige forstyrrelse i disse skogene. Hogst i frostperioder er mindre forstyrrende for jorda enn brann. Studier har ikke vist endringer i mineraljorda etter hogst, og målte tap av karbon i organisk sjikt (ved kronosekvens) har i flere tilfelle vært sammenfallende med ulik hogstteknologi (kjøring med hest i gamle bestand versus mer forstyrrende metoder i yngre bestand).
Vesterdal mfl. 2013	Innflytelse av treslag på jordkarbon i temperert og boreal skog, Ingen N-fikserende treslag inkludert.	Potensielt 200-500 prosent forskjell mellom treslag for karbonmengde i organisk sjikt (24 studier), og 40-50 prosent forskjell i øverste mineraljordssjikt (22 studier). De potensielle forskjellene er antagelig ikke additive, det betyr at ulike treslag kan karakteriseres ved evnen til å fordele karbon til ulike sjikt i jorda. Det er ikke tilstrekkelig kunnskap om hvilke mekanismer (rotstrø, aktivitet av jordorganismer) som fremmer akkumulering av stabilt karbon (mineraljord). Sammenlikning mellom forsøksflater (lokal) og regionale/nasjonale studier viste at akkumulering i det organiske sjiktet fulgte tilnærmet samme mønstre i forhold til treslagseffekt men for de regionale/nasjonale studier var akkumuleringen i mineraljorda mer bestemt av klima og jordtype. Konkluderer med at diversitet av treslag kan fremme karbonakkumulering, men dette er lite studert.
Zhou mfl. 2013	Effekt av lukket hogst. Kvantitativ litteraturstudie med 748 observasjoner fra 81 studier. Overvekt av studier fra Nord-Amerika	Ikke signifikant forskjell mellom bestand behandlet med lukket hogst og ikke avvirket kontroll for mengde karbon i det organiske sjikt og i mineraljordssjiktet. Men data viste tendens mot et tap på ni prosent i organisk sjikt og tre prosent i mineraljordssjiktet.

4.3.1. HOGST – EFFEKTER PÅ MIKROKLIMA OG JORDAS ORGANISMER

Ved hogst i et skogbestand – spesielt flatehogst – vil mikroklimaet endres. Overflatetemperaturen kan øke i dagtimene på grunn av mer lysinnstråling, og falle om natten som følge av høyere utstråling. Avhengig av isolasjonsevnen til det organiske sjiktet og utviklingen av bunnvegetasjon kan også temperaturdynamikken i mineraljorda endre seg. Jordfuktigheten kan øke på grunn av mindre evapotranspirasjon fra trærne, men samtidig kan jordoverflaten utsettes for uttørring. Nedbørsmengde og fordeling (også snø) samt tilgjengeligheten av næringsstoffer kan endres i varierende grad etter hogstinngrep av ulike

styrke. Dette er faktorer som vil påvirke jordas mikrobielle aktivitet og nedbrytningen av organisk materiale over tid.

Hogst vil vanligvis bety endringer i sammensetning og mengde av jordas organismer på kort sikt (<10 år) med forventning om gradvis gjenoppbygging av populasjoner av jordorganismene (Marshall 2000). Ulike grupper og ulike arter innen grupper vil reagere forskjellig. For ektomykorrhiza er frekvensen av kontakt mellom røtter og sopp, artsdiversitet og -frekvens i et bestand av hvitgran (*Picea glauca*) funnet å være generelt fallende med økt intensitet av forstyrrelse i form av flatehogst, kjørespor og brannflater, mens populasjoner var like i kontrollbestand (urørt) og i ulike grader av hogst hvor noen levende trær er etterlatt på hogstflaten ("green tree retention") (Lazaruk mfl. 2005). I en studie av den enzymatiske aktiviteten til ektomykorrhiza fant Jones mfl. (2010) ingen forskjell i den totale enzymatiske aktivitet mellom behandlinger i bestand av douglasgran, på tross av ulikhet i artssammensetning for populasjoner av ektomykorrhiza i de ulike behandlinger. Behandlinger i denne studien var kontroll (urørt), brannflate og flatehogst henholdsvis med og uten fjerning av organisk sjikt. Det ble i Jones mfl. (2010) konkludert med at i populasjoner av ektomykorrhiza er det en stor grad av funksjonell fleksibilitet (overlapp blant enkeltarter) hvor ulike arter kan "levere" like funksjoner til trær som er avhengige av å forme symbiose. Med bakgrunn i disse studiene kan det forventes at systemet er ganske robust overfor forstyrrelser så lenge diversiteten i populasjonene er tilstrekkelig høy. Men ved en betydelig forenkling av populasjonene (gjennom forstyrrelser som de ikke er tilpasset) kan man tenke seg at funksjonaliteten vil bli forringet. Trærne assosieres med ulike mykorrhizasopper i forskjellige vekstfaser, og vekstraten for ektomykorrhiza følger i grove trekk skogbestandets produksjonskurve (Wallander mfl. 2010) (Figur 14). Etter flatehogst er det funnet at ektomykorrhiza opprettholdes på arealet i ca. to år og trenger deretter i hovedsak tilstedeværelse av vertstrær for å holdes i live (Marshall 2000).



Figur 14. Prinsippkisse for utvikling av mengde mykorrhiza (Wallander mfl. 2010) og jordkarbon (Covington 1981 og Nave mfl. 2010) over tid. Mens mykorrhizamengden er størst i skog som er i den mest aktive vekstfasen (25-40 år gamle trær), finner vi vanligvis de høyeste lagrene av jordkarbon i eldre skog. Se også figur 6 i avsnitt 3.2.1. Den forventede relative akkumulering av jordkarbon gjennom et bestandsforløp vil avhenge av hvilke jordsjikt som inkluderes. Den mest markante relative akkumulering forventes om man bare inkluderer det organiske sjikt.

4.3.2. ENDRINGER I JORDKARBON OVER ET BESTANDSFORLØP

Etter flatehogst kan det forventes at karbonlageret i det organiske sjikt (inkludert strø) øker kortvarig som et resultat av tilførsel fra hogsten, deretter vil det i en periode minke, for endelig å øke kontinuerlig etter hvert som vegetasjonsdekket øker (Seedre mfl. 2011) eller nå et omtrentlig maksimum i "moden" alder, ved ca. 70-120 år (Pregitzer og Euskirchen 2004). For mineraljord har det generelt vært forventet et stort sett uendret eller svakt økende lager ved økt bestandsalder (Seedre mfl. 2011), mens Pregitzer og Euskirchen (2004) fant en mer markant og generell økning med alder. Den romlige variasjonen i mineraljordas karbonlager er stor og har bakgrunn i andre faktorer enn bestandsalder. Dette, sammen med at karbonlageret i mineraljord ofte er stort, gjør det metodisk utfordrende å påvise små endringer over tid. Dermed blir konklusjoner om alderseffekten usikre. Disse to studiene samler resultater fra en lang rekke kronosekvensstudier i boreale skoger i Nord-Amerika (Seedre mfl. 2011) og i ulike klimasoner (Pregitzer og Euskirchen 2004). Vi må forvente at de generelle mønstre er gjeldende også for norsk barskog. Imidlertid kan vi forvente at vårt fuktige (og kalde) klima, sammen med en relativt lav hyppighet av brann som forstyrrelse, kan gi bedre betingelser for karbonakkumulering sammenliknet med skogøkosystem som har kontinentalt klima og høyere brannfrekvens. Det er foreslått at karbon i jorda i kalde og fuktige regioner vil bestå av en høyere andel labile former enn tilfellet er for varmere og tørre regioner (Trumbore 2000 i Pregitzer og Euskirchen 2004). Imidlertid har forsøk på å kvantifiserer dette ikke gitt målbare forskjeller. Forventet endring av jordkarbon ved endring i klima er dermed uklar (Conant mfl. 2011).

Det tidligere omtalte kronosekvensstudiet i granskog på Nordmoen i Akershus (Kjønaas mfl., manuskript) viste en signifikant økning i total jordkarbon fra 12, 30 og 60 år gammel skog til 130 år gammel skog) som i hovedsak skyldtes en økning i det organiske sjikt. De målte jordkarbonlagre antydte en gjennomsnittlig årlig akkumuleringsrate på 16 (12-30 år), 31 (30-60 år) og 57 (60-130 år) gram karbon per kvadratmeter. Totalproduksjonen (NPP) for det 130 år gamle bestandet ble estimert til samme nivå som i det 30 år gamle bestandet og omtrent 20 prosent lavere enn i det 60 år gamle bestandet. Årlig strøproduksjon var høyest i det eldste bestandet. Endringsratene for jordkarbon er beheftet med den tidligere nevnte usikkerheten knyttet til kronosekvensstudier. Imidlertid antydte målinger av jord- og rotrespirasjon i de ulike bestandene en signifikant lavere omdanning av karbon i det organiske sjikt i det 130 år gamle bestandet sammenliknet med de yngre bestandene (O.J. Kjønaas og I. Børja, upublisert). Dette sammen med den høye tilførselen av strø fra trær og bunnvegetasjon indikerer en fortsatt oppbygging av jordkarbon i det gamle bestandet. Sogn mfl. (1999) viste i en annen kronosekvensstudie i 7 granbestand (0-100 år) en jevn økning i karbonlageret i det organiske sjikt fra ca. 1 til ca. 1,5 kg karbon per kvadratmeter, hvilket antyder en gjennomsnittlig årlig akkumulering på ca. 5 gram karbon per kvadratmeter. I en kronosekvensstudie i furu (*Pinus tabulaeformis*, temperert kontinentalklima) var mengde karbon i det organiske sjikt mer enn dobbelt så høyt i 65 og 105 år gamle bestand som i det yngste bestand (25 år) og antydte gjennomsnittlige årlig akkumuleringsrater på 10-16 gram karbon per kvadratmeter. I denne studien var totalmengden karbon i mineraljordssjiktet omtrent 25 til 30 prosent høyere i det eldste bestandet enn i de to yngste (Cao mfl. 2012). Studien til Nilsen og Strand (2013) i 80 år gammel gran viste en pågående oppbygging av jordkarbon basert på balansen mellom strøproduksjon og jordrespirasjon. Økt mengde karbon i organisk sjikt med økning i alder ble funnet på overvåkingsflater i skog i Norge og var tydeligst for bartre på lav eller midlere bonitet (Strand mfl., manuskript). I 38 gran- og furudominerte overvåkingsflater i Sør-Finland i alder 40-83 år var det en akkumulering av karbon i det organiske sjikt ved gjentatt måling etter 16-19 år (Häkkinen mfl. 2011). De eldste bestand tenderte mot en mindre årlig akkumuleringsrate (ca. 15 gram karbon per kvadratmeter) enn de yngre (ca. 25 gram per kvadratmeter). Bare tre flater viste tap av karbon i det organiske sjikt. Gjennomsnittlig årlig akkumuleringsrate for disse flater var 23 gram karbon per kvadratmeter. Mengden karbon i det organiske sjikt målt i Finland på den finske landsskogtakserings flater økte jevnt med bestandsalder med en gjennomsnittlig

årlig rate på 4,7 gram karbon per kvadratmeter (Peltoniemi mfl. 2004). Data bestod av 64 gran- og furudominerte flater på fastmark i sørlige og sentrale Finland og eldste bestand var ca. 120 år. Samme studie viste til en modellkjøring hvor estimert total jordkarbon antok et minimumsnivå 20 år etter flatehogst og deretter økte med gjennomsnittlig 5,8 gram karbon per kvadratmeter og år inntil alder 125 år. Etter alder 50 år var den simulerte akkumuleringsraten betydelige lavere enn før 50 års alder. Basert på modellberegninger som representerte fire regioner langs en nord - sør gradient i Sverige ble det funnet at det over et simulert bestandsforløp i gran på 100 år med standardisert (anbefalt) bestandspleie, var en gjennomsnittlig årlig akkumulering på 10-20 gram karbon per kvadratmeter for de sørligste regionene mens de nordligste regionene ikke hadde noe vesentlig tap eller akkumulering (Svensson mfl. 2008). Denne modellstudien indikerte at forutsetninger knyttet til nitrogen-karbon dynamikk er sentrale for hvilke resultater en får ved simulering av jordkarbonendringer. En annen simuleringstudie for tre 40 år gamle granbestand langs en nord-sør gradient i Sverige (Kleja mfl. 2008) viste at det var et moderat årlig tap på ca. 8 gram karbon per kvadratmeter i nordlige bestand og en årlig akkumulering på ca. 9 gram karbon per kvadratmeter i de sørlige bestand. Det ble i begge disse modellstudier foreslått at en høy tilgjengelighet av nitrogen i de sørlige regionene virker i retning mot høyere akkumuleringsrater for jordkarbon. Dette støttes av en feltstudie i det nordlige Sverige (Maaroufi mfl. 2015).

Gjennomgangen over viser dels at det er betydelig variasjon i estimerte endringsrater, dels at det ikke er noen generell enighet om hvorvidt akkumuleringen er langsommere i gamle bestand (ca. 100 – 130 år) enn i yngre bestand. Det er en generell enighet om at det kan forventes en reell akkumulering også i gamle bestand. Regionale forskjeller i karbon-nitrogen dynamikk kan bety forskjell i endringsrater, men størrelsesordenen av denne effekten er omdiskutert. Kronosekvensstudiene angir en gradvis akkumulering av jordkarbon over tid, hvilket antyder at det i unge bestand må skje et tap. Modellstudier støtter dette (for eksempel Peltoniemi mfl. 2004), mens direkte målinger vanskeligjøres av den generelle variabilitet. Noen av oversiktsstudiene i tabell 3 viser til at det forventes et kontinuerlig netto tap fra skogsjorda i 10-15 eller 15-20 år etter hogst (for eksempel de Wit og Kvindesland 1999, Nielsen mfl. 2008). For podsoljordsmonn i temperert skog viste Nave mfl. (2010) et kontinuerlig netto tap av jordkarbon i det organiske sjikt frem til ca. 20 år etter hogst og deretter en oppbygging. Johnson og Curtis (2001) fant ikke noen forskjeller i jordkarbon i mineraljorda basert på antall år etter hogst (se tabell 3). Van Miegroet og Olsson (2011) beskrev gjenetableringen av et plantedekke etter forstyrrelser som sentralt i å fremme gjenoppbygging av jordkarbon. Variasjonen i estimerte endringsrater gjennom et bestandsforløp har bakgrunn i ulike betingelser for akkumulering (kapittel 3.2.3), usikkerhet i prøvetaking og den potensielle feilen i kronosekvensstudier, mens usikkerhet i modellkjøring er knyttet til estimering av strøinput, modellens prosessrepresentasjon og de anvendte parametre.

4.3.3. ENDRINGER I JORDKARBON I GAMMEL SKOG

I boreal skog kan det forventes at skogsjorda vil kunne fortsette å akkumulere karbon inntil økosystemet utsettes for omfattende forstyrrelser, for eksempel skogbrann. Mest dynamisk er det organiske sjikt, men jordsmonnutviklingen kan forventes å resultere i økt karbonlager også i mineraljorda som følge av podsolering. Men som det vises til ovenfor er endringsratene usikre og det er ikke klart i hvilket omfang det kan forventes en tilnærmet uendret, en langsommere eller en raskere akkumulering i gammel skog. Flere studier i Framstad mfl. (2013) viser til et høyere lager av jordkarbon i gamle skoger (>ca. 150 år) enn i yngre skog. Noen konkluderer imidlertid også med at jordkarbon når en dynamisk likevekt etter 150-200 år (Law mfl. 2003; Sun mfl. 2004; Seedre mfl. 2015). Et jordkarbonlager i likevekt innebærer at raten av tilførsel og nedbrytning av strø er like store. Dette kan forekomme periodisk men det er lite sannsynlig at en likevektstilstand er dominerende. Dette

synliggjøres i en boreal kronosekvensstudie av skogøkosystem i Nord-Sverige som har vært påvirket av skogbrann i varierende grad (Wardle mfl. 2003; Wardle mfl. 2012; Clemmensen mfl. 2013). Studien kvantifiserte endringer i karbonlagre over en tidsperiode fra ca hundre til fem tusen år, og resultatene viser en lineær akkumulering av jordkarbon over tid, og som er funnet å pågå uten opphold. Store lagre av jordkarbon (> 1m tykke humussjikt) var sammenfallende med fravær av skogbrann, det vil si jo mindre forstyrrelser, jo mer jordkarbon. Alderen på det organiske materialet var bestemt direkte gjennom ^{14}C dateringer. Til sammenlikning studerte Liski mfl. (1998) akkumulering av jordkarbon i kronosekvenser i boreal furuskog i Finland. Også her omfattet studien en periode på ca. 5000 år. Alderen på jorda ble kalkulert indirekte ut fra hvert prøvesteds høyde over havet og hastigheten av landhevingen siden siste istid, og endringer i karbonlageret ble basert delvis på kronosekvensstudien og dels på modellstudier. Humussjiktet ble ikke prøvetatt. Studien konkluderte med at det over tid bygges opp et lager som etter ca. 2000 år ikke endres betydelig (tilnærmet likevekt). Det er sannsynlig at den forslåtte stabiliseringen av jordkarbonlageret i disse skogøkosystemene skyldes ytre hendelser fremfor en likevektsdynamikk mellom strøtilførsel og nedbrytning av organisk materiale. Dette har bakgrunn i at det var funnet kullrester i de prøvetatte jordsmonn som bekrefter forekomst av skogbrann. Den eldste fraksjonen av jordas karbon ble estimert av modellen til ca. 1950 år og sammenliknet med målte aldre for jordsmonn i England og Finland på ca. 2500 år. Alderen på jordkarbon ble ikke direkte bestemt i kronosekvensen. Modellstudien antydte at bare små endringer i nedbrytningshastighet over tid kan bety at en slik stabilisering ikke skjer.

En viktig forskjell på jordas karbondynamikk i yngre skog og gammel skog som har utviklet seg langt forbi hogstmodenhetsalder, er at ulike typer organisk karbon tilføres jorda i forskjellige relative mengder. I ungskog tilføres mye som finrøtter og mykorrhiza-mycel (jamfør Figur 14) og som strøfall i form av bladverk, nålemasse, finkvist etc. I gammel skog tilføres relativt mer i form av død ved. Uten hogstuttak blir tilførselen av død ved også større enn i skog som avvirkes jevnlig (kapittel 4.2.3).

Målinger og beregninger av årlig tilførsel av ulike typer overjordisk strøfall fra trær i skog av ulik alder antyder at denne delen av tilførsel til jorda er bedre kjent enn tilførsel fra røtter, soppmycel og fra bunnvegetasjon (se for eksempel Peltoniemi mfl. 2004, Ekblad mfl. 2013). Samspillet mellom de ulike faktorer som styrer omdanning og nedbrytningen av ulike typer og blandinger av dødt organisk materiale samt den resulterende langsiktige akkumulering er dårlig kjent (kapittel 3.2.3).

For boreale skoger i Finland konkluderte Liski mfl. (1998) fra en modellstudie at brann ca. hvert 100 år over tusenvis av år medførte omtrent 25 prosent mindre jordkarbonlager enn hva som er potensielt for skogøkosystemet. Som også nevnt tidligere kan brann altså ha en potensielt stor rolle i å begrense lageret av jordkarbon. Hyppigheten av brann for norske forhold vurderes å være betraktelig lavere enn hvert 100 år. Med gjentatt flatehogst – til sammenlikning og i samme studie - var jordkarbonlageret omtrent 14 prosent mindre enn det potensielle nivået. Eventuelle tap som følge av mekanisk jordbearbeiding var ikke inkludert i estimatet.

4.3.4. ENDRINGER I JORDKARBON ETTER ULIKE HOGSTINNGREP

Studier av jordkarbonendringer i langsiktige feltforsøk med ulik hogstføring og tynning er en måte å vurdere hvor følsom jordas karbonlager er for ulike typer og grader av hogst. Jordkarbonlageret var likt i ensaldret og i uensaldret bestand av norsk gran, der det ensaldrede bestandet var etablert etter flatehogst 81 år tidligere mens det fleraldrede bestandet var behandlet med gjentatte bledningshogster i samme tidsperiode (Nilsen og

Strand 2013). Resultatene fra feltforsøket indikerte at etter 81 år var det organiske sjikt i skog behandlet med bledningshogst ca. 1 cm tykkere og hadde ca. 20 prosent høyere karbonlager enn i ensaldret skog (med svak til middels tynning). Forskjellen i karbonlager mellom de to bestandstypene var imidlertid ikke statistisk signifikant. Derimot antydte balansen mellom strøtilførsel og jordrespirasjon gjennom 1-2 vekstsesonger at akkumuleringen av jordkarbon på det gitte tidspunktet av bestandsutviklingen var høyere i det ensaldrete enn i det uensaldrete bestandet. En liknende konklusjon ble trukket av Pötzelsberger og Hasenauer (2015). I 10 parvise sammenlikninger av ensaldret og uensaldret skog (50 år etter start på konvertering fra ensaldret skog) fant disse forfatterne at totallagret med jordkarbon ikke var signifikant forskjellige, men de observerte generelt høyere målte verdier i uensaldret enn i ensaldret skog. Bare i den øverste delen av mineraljordssjiktet var jordkarbonlagret signifikant høyest i uensaldret skog. Disse studiene ble gjort i gran- og edelgran-dominert skog i Østerrike (årsmiddel temperatur 6,5 grader, årsnedbør ca. 1000 mm).

I ca. 50 år gammel granskog hvor tynningsbehandlinger ble gjennomført kontinuerlig gjennom 30 år, minket karbonlageret i det organiske sjikt med ca. 5 tonn per hektar ved fjerning av 50 prosent av grunnflaten (relativt til kontrollbestand; Vesterdal mfl. 1995). Effekten var lineær over ulike tynningsstyrker i de tre bestandene i forsøket. Forskjellen på de målte karbonlagre mellom bestand (ulike typer brunjord på morene) var større enn selve tynningseffekten. Tynningseffekten var tydeligst for de to mest næringsrike bestand. Et annet tynningsforsøk (podsol på næringsfattig morene) i 50 år gammel granskog (Nilsen og Strand 2008) viste ingen forskjell i lageret av jordkarbon i enkeltsjikt (eller totalt) etter tynning. I dette forsøk ble det gjort stammetallsregulering ved 20 års bestandsalder (til 2070 – 820 stammer per hektar). En nordamerikansk studie (Minnesota) fra to ulike bestand, furu (*Pinus resinosa*) og lauvblanding («Northern hardwood»¹), viste ingen forskjell mellom ulike tynningsstyrker hverken for det organiske sjikt eller for total jordkarbon (Jurgensen mfl. 2012). I noen grad kunne den romlige variasjon i karbonlageret i det organiske sjikt og i øverste mineraljordssjikt ved laveste tynningsstyrke i furu forklares av tettheten av trær (grunnflaten) i umiddelbar nærhet av de ulike prøvepunkter hvor karbonlageret i det organiske sjikt var positivt korrelert og lageret øverst i mineraljorda var negativt korrelert med grunnflaten. Disse bestand var 100-140 år gamle og tynninger var gjennomført med 5-10 års intervall i årene 1950-2000 (Jurgensen mfl. 2012). Også her var det en betydelig forskjell mellom bestand med høyest karbonlager i det organiske sjikt funnet i furuskog og høyest total jordkarbonlager i lauvskog. Det framgår av de ulike studier over at selv om det i noen tilfelle vil forekomme, kan det ikke generelt forventes en langsiktig effekt av tynning eller hogstform på jordkarbonlageret. Dette betyr at balansen mellom strøtilførsel og nedbryting i liten grad endres. Jurgensen mfl. (2012) laget en sammenstilling av effekter på jordkarbon i tynningsforsøk som viser at signifikante effekter av tynning på lageret av jordkarbon er sjeldne og fortrinnsvis i det organiske sjikt. En økt respons på tynning på næringsrike jordsmonn relativt til fattige jordsmonn (lav pH) forklares ved at det ved sterk tynning i skog på næringsrike jordsmonn utvikles en rik bunnvegetasjon og høy aktivitet av meitemark som bidrar til omsetting og omfordeling av karbonet i jorda (Vesterdal mfl. 1995).

En annen type studier tar for seg ulike aspekter av økosystemets funksjon ved dannelse av mindre åpninger (gaps) i skog hvor avgang av enkelttrær eller grupper er den mest fremtredende form for naturlig forstyrrelse. Effekter på jordkarbon av slike små forstyrrelser er blitt undersøkt hovedsakelig i lauvskog. Ofte er disse studiene bygget opp omkring måling av mikroklima og jordbunnskjemiske og -biologiske indikatorer og kun sjeldent med fokus på langsiktig måling av jordkarbon. I 145-175 år gammel «Northern hardwood»¹ skog var det i 6-9 år gamle åpninger (størrelse 300-2000 kvadratmeter) mindre karbon i det organiske sjikt og mindre total jordkarbon relativt til registreringer under sluttet kronedekke - henholdsvis ca. 19 vs. 39 tonn per hektar i organisk sjikt og 105 vs. 125 tonn per hektar for total jordkarbon

¹ «Northern hardwood»: *Acer saccharum*, *Fraxinus americana*, *Tilia americana*, *Betula alleghaniensis*, *Tsuga canadensis*.

(Scharenbrock og Bockheim 2008). De fant også at jordrespirasjonen gjennom to vekstsesonger var høyest i åpningene, sannsynligvis en effekt av høyere solinnstråling, jordtemperatur og jordfuktighet. I tillegg var mengden av labilt karbon (karbon i mindre stabil form), mikrobiell aktivitet og -biomasse mindre i åpninger enn i sluttet skog. I en tilsvarende skogstype i Michigan ble det i 6-8 år gamle åpninger etter storm (størrelse 26-590 kvadratmeter) ikke funnet noen relasjon mellom størrelsen på åpningene og karbon i det organiske sjikt eller i total jordkarbon (Schliemann og Bockheim 2014). Noen indikasjoner for mikrobiell aktivitet ble studert, og både jordrespirasjon, mikrobiell biomasse og endomykorrhiza-biomasse var negativt korrelert med åpningenes størrelse. Estimer av heterotrof respirasjon i sluttet skog og åpninger etablert gjennom gruppehogst (størrelse 50-380 kvadratmeter) i et 70-90 år gammel "Northern hardwood"-bestand i Wisconsin viste ingen forskjell mellom sluttet skog og skog med åpninger av ulik størrelse i løpet av en to-årsperiode etter gruppehogst (Forrester mfl. 2013). Lageret av karbon i organisk sjikt og i mineraljordssjikt var heller ikke forskjellig. Studiene gjengitt over er fra økosystemer dominert av lauv, med en middeltemperatur på ca. -10 grader i januar, 20 grader i juli og nedbør på ca. 500 – 900 mm årlig. For relativt små åpninger var det ingen effekt på lageret av jordkarbon, men i studien med litt større åpninger (forstyrrelser) var det et tap av jordkarbon på ca. 20 tonn karbon per hektar etter 6-9 år. Dette antyder at størrelsen på åpningene spiller en rolle for om en kan forvente tap av jordkarbon. Resultatene fra større åpninger gjenspeiler endringer i prosesser som vi også kan forvente å finne etter flatehogst. Erfaringer fra disse kontinentalt pregede økosystemene kan ikke umiddelbart overføres til barskog i sør-øst Norge, men de indikerer at effekten av å skape åpninger i et bestand kan avhenge av inngrepets arealmessige størrelse.



Flatehogst eksponerer bakken for økt solinnstråling, slik at jordtemperaturen kan øke. Dette begunstiger nedbrytningsprosessene og bidrar til et tap av karbon fra de øvre sjikt av jordsmonnet. I tillegg påvirker hogsten fuktighetsforholdene, bunnvegetasjonen, sopp og jordorganismer. Etter hvert som ny skog vokser opp og gir økt tilførsel av organisk materiale og endrer jordas mikroklima, vil jordsmonnet igjen akkumulere karbon.

Foto: Aksel Granhus, Skog og landskap.

Effekten av storskala bestandsforstyrrelse i gran kan illustreres gjennom studier av endringer i karbonlageret etter angrep av stor granbarkbille (*Ips typographus*), der det ikke har forekommet tradisjonelle skogtiltak (planting, markberedning). En studie i tre granbestand i Bayern, Tyskland viste at karbonlageret i det organiske sjikt var mindre i angrepet bestand (20 tonn per hektar) enn i intakt bestand (35 tonn), 25 år etter at angrepet hadde funnet sted (Spielvogel mfl. 2006). Videre var den kjemiske sammensetningen av karbonet i det organiske sjikt i angrepet bestand karakterisert av en høyere grad av nedbryting, og selv om karbonlageret i det øvre mineraljordsjikt var likt viste også dette organiske materiale en høyere grad av nedbryting i angrepet bestand. Estimert strøtilførsel over tid var lik, og det ble konkludert med at endring i mikroklima, bunnvegetasjon og dels strøtype forklarte den økte nedbrytingen i det angrepne bestand. Angrepne bestand hadde betydelig lavere kronedekning enn intakt bestand men dette var ikke ytterligere kvantifisert.



Ved hogst av små flater eller grupper av trær skjermes jordoverflata i større grad mot direkte solinnstråling og uttørking sammenlignet med vanlig flatehogst.

Foto: Aksel Granhus, Skog og landskap.

Antall studier i Norden av endring av jordkarbonlageret etter flatehogst er noe begrenset. Olsson mfl. (1996) viste imidlertid en nedgang på 7-22 prosent i totalt jordkarbonlager (ned til 20 cm jorddybde) i tre av fire delforsøk i furu- og granbestand (nord og sør i Sverige) 15-16 år etter flatehogst (stammehogst eller heltrehogst). Ved prøvetakingen ble det vektlagt å unngå mekanisk forstyrrede deler av bestandene. Denne studien viste markante tap fra det organiske sjikt, men samtidig en svak økning i mineraljorda. Vanskeligheter med å skille mellom humus og mineraljordsjikt representerer en mulig feilkilde. Samtidig påpeker de at jordas tekstur kan ha bidratt til transport av karbon nedover i jordprofilen.

Det er blitt gjennomført studier av nedbrytningshastighet av strø etter ulike typer hogstinngrep, basert på utplassering av små poser med strø som vanligvis følges over en relativt kort tidsperiode (2-6 år). Forventningen har ofte vært at nedbryting av strø på en hogstflate og ved åpning av bestand generelt vil gå fortere enn i sluttet skog på grunn av endringer i mikroklima (økt lys, fuktighet, temperatur). Responsen er dog avhengig av at disse endringene gir mer optimale forhold for nedbryterorganismene, enten klimatisk, i forhold til næringstilgjengelighet, eller med hensyn til tilpasning og konkurranse organismene imellom. Dette viser seg i flere tilfeller ikke å være tilfelle. Sariyildiz (2008) fant i lauvskog i Tyrkia (middeltemperatur 6,6 grader, nedbør ca. 1200 mm årlig) at vekttapet av strø (3 typer lauvtrestrø) i større åpninger var mindre enn i lukket bestand og i de minste åpningene. Åpningene her var oppstått etter storm 15-25 år tilbake i tid og de små åpningene var under 15 m i diameter mens de største var over 30 m i diameter. Det ble vurdert at lav jordtemperatur i åpningene medvirket til dette resultatet. For barskog i British Columbia, Canada, sammenlignet Prescott mfl. (2003) strønedbrytning i lukket bestand, plukkhogst og 31-330 kvadratmeter store åpninger, og fant at bartrestrø og prøver fra organisk sjikt hadde størst vekttap i lukket bestand, mens strø av osp hadde størst vekttap i de største åpningene. Forskjellen var signifikant bare for bartrestrø og for osp. Samme forfatter har studert nedbryting av strø på hogstflater av ulik størrelse (fra 1 hektar og oppover) og i ulike klimasoner (Prescott mfl. 2000). Forventningen var at nedbrytningen ville gå fortere på hogstflater og at denne effekten ville være tydeligst i kalde regioner. Resultater viste – i motsetning til det som var forventet – at furustrø hadde minst vekttap på hogstflater, og for både ospestrø og prøver fra det organiske sjikt var vekttapet likt i sluttet skog og på hogstflater. Klimasonen hadde ingen innvirkning på disse effektene. En annen studie fra samme forfatter så på nedbrytning av strø etter ulike typer hogst i British Columbia i Canada (Prescott 1997). Behandlingene omfattet lukket bestand, gruppehogst, skjermstillingshogst og to behandlinger av flatehogst – henholdsvis med og uten enkeltrær etterlatt på hogstflaten. Igjen hadde bartrestrø generelt størst vekttap i lukket bestand. For vekttap fra prøver av det organiske sjikt var det ingen effekt av behandlingene. Ut fra dette kan det synes som at den tidlige nedbrytningsfasen for bartrestrø foregår mest effektivt i sluttet skog. For lauvtrestrø kan det derimot være en raskere tidlig nedbrytning under åpne forhold, mens for prøver fra det organiske sjikt er det vanskelig å si noe generelt. Ofte er uttørring på hogstflater i forbindelse med et varmt og tørt sommerklima eller et kaldt mikroklima (pga. økt utstråling), funnet å gi en forklaring. Imidlertid har det vist seg at på tross av korrelasjoner mellom klima, strøkjemi og tidlig-fase-strønedbrytning i form av strøpose-studier, er ikke disse resultater velegnet til å forutsi langsiktig karbonakkumulering i jord (Prescott 2010). Dette skyldes ikke bare den korte tidshorisont for strøpose-studier men også ulike andre problemer med metodikken (Prescott 2010). Særlig gjelder dette for nordlige (boreale) skoger der det er underoptimale forhold for nedbrytning (kaldt og fuktig, og ofte lav pH) og der det i ca. 20-30 prosent av strøet skjer en transformering til humus med en veldig langsom nedbrytning over tid (Prescott 2010). Økt nedbrytning på hogstflater kan ikke utelukkes (Yanai mfl. 2003), men mer detaljerte studier og andre metoder må tas i bruk for å utrede hvordan nedbrytningsprosessen foregår under ulike forhold. Spesielt vil samspillseffekter mellom nedbrytning av strø fra trær og ulike grupper av bunnvegetasjon kunne ha betydning (Jonsson og Wardle 2008; Song mfl. 2010).

Flere litteraturstudier som omfatter endring av jordkarbon etter flatehogst (Tabell 3) inkluderer arbeidet til Nave mfl. (2010), som fant et tap på gjennomsnittlig 20 prosent av karbonet i det organiske sjikt for temperert barskog. De viste at på podsolljordsmonn kan det ta 50-70 år å bygge opp karbonmengden som kan ha blitt tapt etter hogst fra det organiske sjikt. Tilsvarende analyser er foreløpig ikke tilgjengelig for boreal skog. Kurz mfl. (2013) vurderer at resultater fra Nave mfl. (2010) ikke kan overføres direkte fra temperert til boreal skog, og peker samtidig på usikkerheten i bruk av kronosekvensstudier.

4.3.5. EFFEKTER PÅ JORDKARBON AV MEKANISK FORSTYRRELSE UNDER HOGST OG MARKBEREDNING

Hogst og annen maskinbruk kan medføre jordkomprimering og fjerning/forstyrrelse av organisk sjikt over større eller mindre arealer (Ballard 2010). Jordkomprimering kan hindre gassutveksling og drenering i jorda og oksygenmangel kan oppstå. Dette kan påvirke blant annet røtter, jordboende organismer, jordas pH og næringsstoffdynamikk (Ballard 2000). Økt erosjon på arealer hvor det organiske sjikt er blitt fjernet kan føre til næringsstofftap (Ballard 2000). Risikoen for erosjon er størst der terrenget er bratt, og der det er mye nedbør (i Norge for eksempel på Vestlandet). Kjøring med hogstmaskin på vintertid i lauvtrebestand ("northern hardwood"; se beskrivelse av skogstype senere i teksten) over telet jord ga imidlertid ikke noen effekt på jordas respirasjon i etterkant (Stoffel mfl. 2010). Graden av forstyrrelse i jordsmonnet (for eksempel jordkomprimering, oppblanding) forklarte målinger av jordrespirasjon bedre enn typen av hogstingrep (flatehogst, plukkhogst, foryngelseshogst) (Laporte mfl. 2002).

Det er blitt brukt ulike intensiteter og typer av markberedning gjennom tidene, og disse varierer mellom ulike land og skogtyper. Ettersom det er vanskelig å skille betydningen av hogst fra betydningen av markberedning, vil en forståelse av effekter av markberedning på jordkarbon være viktig. Studier som sammenligner ulike markberedningsmetoder har i de fleste tilfeller funnet at tapet av jordas organiske karbon øker med økt grad av jordforstyrrelse (Johansson 1994; Örlander mfl. 1996; Schmidt mfl. 1996; Mallik og Hu 1997; HM Eriksson og A Alriksson pers. medd.). Vi har derfor valgt her å referere noen studier av markberedning for å gi et inntrykk av størrelsesorden på endring i jordkarbon ved ulike typer forstyrrelse.

Total jordkarbon (ned til 20 cm dybde) var i tre næringsfattige furubestand i Sverige redusert med 21 (inversmarkberedning med spade), 6 (overflateberedning) og 41 (pløyd) prosent i de respektive behandlinger (Örlander mfl. 1996). Bestandene var undersøkt henholdsvis 61, 66 og 23 år etter markberedning og planting, og alle behandlingene dekket omtrent 100 prosent av arealet. Stående volum varierte betydelig i de tre bestand, med om lag 75, 150 og <10 kubikkmeter per hektar. I disse gamle forsøkene var det ikke et tilstrekkelig antall gjentak til å kvantifisere effekter av de ulike typer av markberedning og eventuelle effekter av stående volum på utvikling i jordkarbon.

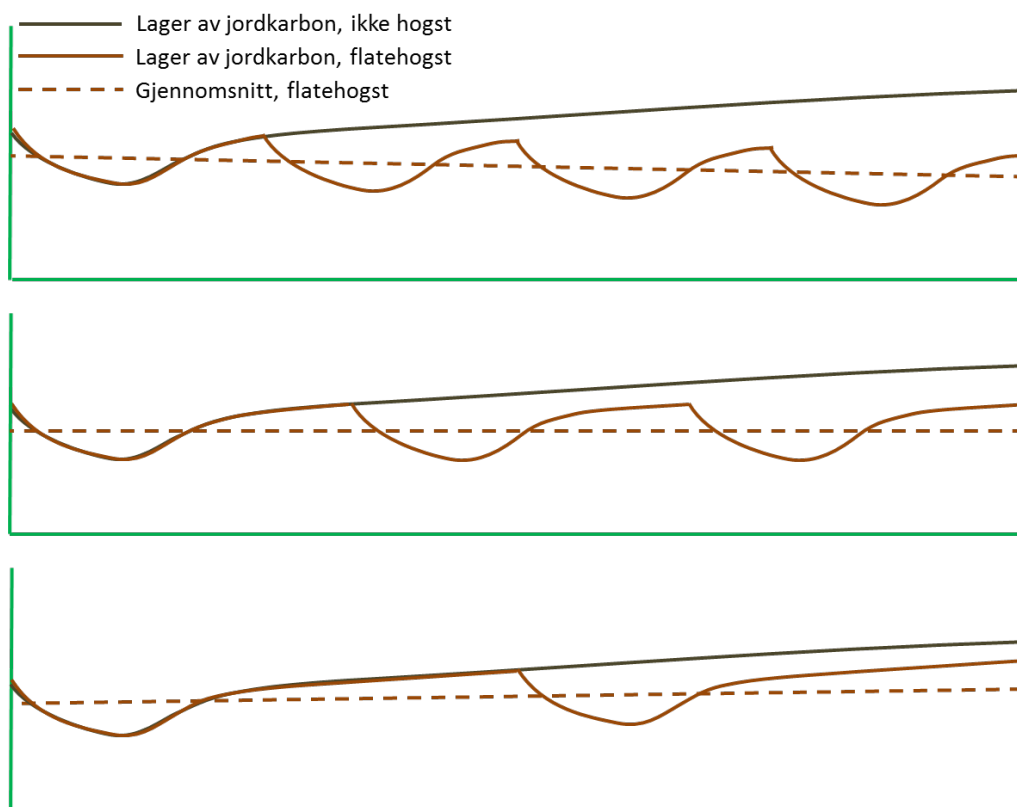
Tolv til femten år etter markberedning var jordkarbon (til 25 cm jorddybde) redusert med 7 til 16 prosent i fem bestand i sør- og midt-Sverige (Eriksson pers medd., 2014/NUTEK rapport). Behandlinger var hauglegging («mounding»), harving («disk trenching») og pløying. Et eksperiment med de samme markberedningsmetoder i næringsrike gran- og furubestand i sør-Sverige viste at nedbrytingen (vekttapet) av strø tre til fire år etter markberedning var høyere på markberedte arealer (vekttap ca. 70-80 prosent) enn i kontrollen (vekttap ca. 54-58 prosent). Hauglegging og pløying økte nedbrytingen mer enn harving (Johansson 1994).

Valg av teknikk for markberedning er følgelig viktig, og kan avgjøre om det blir et netto karbontap eller karbongevinst i skogøkosystemet som helhet (Jandl mfl. 2007). Om det antas at dette kan overføres til effekter av kjøreskader etter hogst, vil det bety at hensynsfull kjøring (for eksempel med nedbaring av kjøretraseer og ved å unngå hogst på sårbar mark i barmarksperioden) kan bidra til å redusere et eventuelt karbontap grunnet direkte forstyrrelse av jorda. Jo mindre areal i et bestand som berøres gjennom markberedning og kjøreskader, jo mindre formodes effekten å være på den totale mengden jordkarbon.

4.3.6. SAMLET VURDERING - SKOGSJORD

Gjennomgangen viser at endringsrater for akkumulering og tap av jordkarbon er usikre og påvirket av lokale faktorer, slik at generaliseringer er vanskelig. Det fremgår at når hogstingrepet er av en betydelig størrelse, som for eksempel ved flatehogst, må det

forventes at det tapes 7 til 22 prosent (målt til 20 cm jorddybde, Olsson mfl. 1996, 50 cm jorddybde; Scharenbrock og Bockheim 2008; organisk sjikt og mineraljordssjikt til variable dybder, Nave mfl. 2010). Tabell 3 oppsummerer noen konklusjoner fra ulike litteraturstudier. Det anslås at størstedelen av karbontapet forekommer i det organiske sjikt (omtrent 20 prosent tap i det organiske sjikt alene for barskog; Nave mfl. 2010). Det er i mange tilfeller ikke mulig å skille effekten av hogst og av markberedning, men resultatene viser at et tap kan forventes også uten markberedning. Det vil tapes karbon fra jorda i en periode på opp til et par tiår etter hogst, før karbon igjen akkumuleres. Både tapet og akkumuleringen skjer fortrinnsvis i det organiske sjikt. Gitt variasjonen i data er det ikke åpenlyst å forvente at det gjennom et omløp bygges opp samme mengde som kan ha blitt tapt etter hogst, noe som illustreres i Figur 15. Akkumuleringsrater varierer – tall i denne rapporten varierer fra et minimum for årlige akkumuleringsrater på omtrent fem gram karbon per kvadratmeter over en hundreårsperiode og opp til ca. 57 gram karbon per kvadratmeter i 60-130 år gammel granskog. Regional forskjell i nitrogen-karbon dynamikk kan ha effekt. Det er sannsynlig at ulike faser av bestandsutviklingen karakteriseres av forskjellig akkumuleringshastighet, men ulike studier viser ulike resultater. Det kan imidlertid ventes en ytterligere akkumulering av jordkarbon i skog som overholdes utover et normalt omløp, og i skog som vernes.



Figur 15. Prinsippskisse for utviklingen av karbonlageret i skogsjord: For uhogd bestand (heltrukket grå linje) er det lagt til grunn en kontinuerlig akkumulering, men over tid og avhengig av ulike forhold kan akkumuleringsraten variere. For hogd bestand kan det tenkes tre ulike scenarier, enten oppbygging av karbonlageret over et omløp som er mindre enn utgangspunktet (øverst), lik utgangspunktet (i midten) eller høyere enn utgangspunktet (nederst). Sistnevnte tilsvarer et langsiktig tap av jordkarbon.

Ulike jordsmonn kan reagere forskjellig på hogstinggrep og det kan forventes stor romlig variasjon innen bestand (for eksempel Jurgensen mfl. 2012; Nilsen og Strand 2013; Schliemann og Bockheim 2014). Generelt kan en allikevel si at hogstinggrep som tynning og lukkede hogster, sjelden gir signifikante effekter på jordkarbon. Dette støtter forventningen om at bruk av lukket hogst kan hindre tap av jordkarbon på kort sikt (relativt til flatehogst),

men det er ikke funnet belegg for at det på lang sikt (fullt omløp eller lengre) har gitt tydelige forskjeller i det opparbeidede lager av jordkarbon. Konklusjonen hviler på resultater fra relativt få studier. Oversikten fra Jandl mfl. (2007; Tabell 3) anbefaler en minimering av forstyrrelse av jordsmonnet, noe som vil øke muligheten for dannelse av karbon av en viss stabilitet, men studiet understreker også viktigheten av bestandets produktivitet for jordas karbonlager.

Ulike treslag er vist å påvirke jordkarbon på ulikt vis, der spesielt fordelingen av karbon mellom humussjiktet og mineraljorda synes å variere (Vesterdal mfl. 2013). Dette vil si at i den grad en endring av skogbehandling også resulterer i en endret treslags sammensetning, så kan det forventes en påvirkning både på akkumulering av karbon i det organiske sjiktet og eventuelt også på karbonlageret i mineraljordssjiktet. En endring i bunnvegetasjonen kan også endre jordas karbondynamikk. Akkumulering av jordkarbon i blandingsskog sammenliknet med bestand med ett treslag er lite undersøkt, og betydningen er forbundet med stor usikkerhet (Vesterdal mfl. 2013).

For å akkumulere så mye karbon som mulig i skogsjord foreslår Prescott (2010) at karbonet så langt som mulig akkumuleres i den mest stabile form og der det i mindre grad påvirkes av naturlige forstyrrelser og av forstyrrelser knyttet til skogskjøtsel. Dette vil si at karbon lagres i størst mulig grad i mineraljorda hvor det kan bindes i aggregater og til partikkeloverflater. I praksis betyr dette at økt innblanding av lauv kan antas å være fordelaktig, muligens fordi strø fra lauvtrær lettere blandes med mineraljorda (via jordfauna). Mekanismene er til dels uklare (Vesterdal mfl. 2013). En effekt av lauvtreinnblanding er i overensstemmelse med de Wit og Kvindesland (1999), som viser til at en blandingsskog av bjørk og gran lagrer mer jordkarbon enn rene granbestand. Med bakgrunn i at tilførsel av nitrogen har vist generelt å øke mengden og stabiliteten av jordkarbon, kan økt innblanding av nitrogenfikserende planter/treslag og/eller nitrogentilførsel medvirke til å øke jordkarbonlagret. Det er imidlertid behov for målrettede studier for å undersøke dette ytterligere, både potensielle effekter på jordkarbon og andre eventuelt uønskede effekter.

5. SAMLET OPPSUMMERING OG DISKUSJON

5.1. Sammendrag av de viktigste resultatene

Med grunnlag i tilgjengelig litteratur, produksjonsmodeller og erfaringer fra langsiktige feltforsøk vurderer vi at det er lite grunnlag for å påstå at det er noen vesentlig forskjell i størrelsen på karbonlageret i levende trebiomasse i bledningsskog og skog som avvirkes med flatehogst, når en legger gjennomsnittet over en tidsperiode som svarer til et normalt bestandsomløp til grunn. Det er på den annen side forskningsmessig belegg for at tilveksten over et omløp, og dermed gjennomsnittlig karbonopptak, er noe lavere i skog som behandles med bledningshogst enn i skog som forynges ved flatehogst og planting (Andreassen 1994). Bledning generelt kan imidlertid på kort sikt opprettholde karbonakkumulering i enkeltbestand ved at produksjonsapparat hovedsakelig er intakt etter hogsten, i motsetning til flatehogst der produksjonsapparatet først er blitt omfattende først etter 30-40 år. Ved konvertering av ensaldret skog til sjiktet skog egnet for bledning må det imidlertid påregnes et vesentlig tilveksttap fram til fullført konvertering, og dermed redusert karbonakkumulering i den levende biomassen over en lengre periode. Kunnskapene om hvordan konvertering fra ensjiktet til flersjiktet skogstruktur påvirker produksjonen i bestandet er imidlertid mangelfulle.

Det fremgår av litteraturen vi har gjennomgått at når hogstinngrepet er av en betydelig størrelse, som ved flatehogst, kan det forventes et tap av total jordkarbon i tiden etter hogst i størrelsesorden 7 til 22 prosent. Det vil tapes karbon fra jorda i en periode på opp til et par tiår etter hogst. Gjennom det påfølgende bestandsforløpet vil jordkarbon igjen akkumuleres. Endringsrater for akkumulering og tap av jordkarbon er usikre, og samtidig sterkt påvirket av lokale faktorer. Det er dermed usikkert hvorvidt det gjennom omløpet frem til hogstmodenhetsalder vil bygges opp igjen samme mengde som kan ha blitt tapt etter hogst. Samtidig viser noen studier av gammel skog at akkumuleringsraten avtar og eventuelt går mot null med økt alder, men heller ikke her er litteraturen entydig.

Hogstinngrep som tynning og lukkede hogster, inkludert små gruppehogster, gir derimot sjelden signifikante effekter på jordkarbon. Basert på dette kunne en forvente at bledning, sammenliknet med flatehogst, på lengre sikt ville medføre et høyere lager av jordkarbon ved at hogstinngrepene i liten grad påvirker jorda, i motsetning til flatehogst der det kan forventes et tap av jordkarbon i de påfølgende 10 til 20 år etter avvirkning. Men langsiktige observasjoner er få og gir ikke noen bakgrunn for å konkludere med dette. I den grad ulik skogbehandling vil endre treslagssammensetning og bunnvegetasjon kan det forventes en påvirkning både på akkumulering av karbon i det organiske sjikt og eventuelt også på karbonlageret i mineraljordssjiktet. Både når det gjelder tap av jordkarbon etter flatehogst og mulige effekter gjennom tynning, gruppehogst og lukket hogst kan ulike jordsmonn forventes å reagere forskjellig.

En moderat forlengelse av omløpstiden utover normal hogstmodenhetsalder forventes å gi et større karbonlager i levende biomasse og jordsmonn sammenlignet med et behandlingsprogram med avvirkning ved normal hogstmodenhetsalder. Dette må avveies mot noe redusert tilvekst/karbonopptak ved forlenget omløpstid i forhold til arealets maksimale produksjonsevne.

Med tanke på forventet utvikling i gammel granskog kan vi si at det på nasjonal skala gjennom Landsskogtakseringen i gjennomsnitt er dokumentert et økende volum i levende biomasse, i alle fall minst 70-90 år forbi hogstmodenhetsalder på lavere og midlere boniteter (statistisk materiale foreligger ikke for eldre skog enn dette og er generelt spinklere for høye boniteter). Naturlige forstyrrelser, som brann og stormfelling kan forekomme og deres betydning for karbonbudsjettet i gammel skog er omtalt i avsnitt 5.3, i sammenheng med risiko ved ulike forvaltningsopplegg. Betydningen av forstyrrelser som vil redusere karbonlageret (skogbrann, vindfelling, insektskader med videre) vil avhenge av

skala. Det vi si hvor lokal forstyrrelsen er, og om en betrakter karbonlageret i det enkelte bestand eller i all skog over et større område. Per dags dato foreligger det ikke analyser som dokumenterer et totalt karbonbudsjett (inkludert jordsmonn og død ved) for gammel skog og granskog som vernes. Det synes imidlertid rimelig å legge til grunn at det foregår et netto karbonopptak i granbestand som har vesentlig høyere alder enn hogstmoden skog. Hvor lenge er fremdeles et åpent spørsmål.

Hovedmønsteret for utvikling av død ved i skog som avvirkes ved normal hogstmodenhetsalder er at volumet aldri blir særlig høyt. Død ved vil med andre ord være av marginal betydning for karbonakkumulering i slik forvaltet skog. Skog som får utvikle seg forbi hogstmodenhetsalder vil fortsette å bygge opp volum med levende biomasse, og mengden død ved vil øke tilsvarende gjennom naturlig avgang. I slik skog vil karbonlageret i død ved øke til et nivå som er vesentlig høyere enn i skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder. Dette betyr at død ved har mye større betydning for oppbygning av karbonlager i skog som får stå urørt i lang tid etter normal hogstmodenhetsalder, sammenlignet med skog som avvirkes ved hogstmodenhetsalder eller ved moderat forlenget omløpstid.

Dersom et høyt karbonlager i levende biomasse prioriteres, og en samtidig ønsker å kombinere dette med høsting av virke, viser modellberegninger at disse målsetningene best kan kombineres ved å drive skogbruk med flatehogst der en øker omløpstiden noe utover normal hogstmodenhetsalder. Forlengelsen av omløpet må avveies mot noe lavere tilvekst per arealenhet, som gir et redusert opptak sett over et helt omløp, og også opp mot jordkarbonlageret som kan forventes å øke noe mer med forlenget omløpstid. I en fullstendig vurdering av den samlede klimaeffekten av ulike hogstformer og forvaltningsstrategier må en ta hensyn til tiltakets effekt på den potensielle langsiktige stabiliteten av karbonlager i biomasse og i jord. I tillegg må også hensyn til andre klimapådrivere, slik som albedo, evapotranspirasjon og BVOCs, samt effekten av substitusjon ved at trevirke kan erstatte fossile energibærere og materialer med større klimaavtrykk, inngå i vurderingen.

5.2. Resultater og konklusjoner sett opp i mot andre studier

Effekten av ulike hogstformer (flatehogst versus bledningshogst), omløpstid og vern med hensyn på karbondynamikk under norske forhold er i senere tid behandlet av Nilsen mfl. (2008), og i en litteraturgjennomgang av Framstad mfl. (2013). Bledningshogst ble av Nilsen mfl. (2008) vurdert til ikke å være et realistisk alternativ til dagens skogbehandling (bestandsskogbruk) når det gjelder å øke karbonopptak og -lagring. Konklusjonene er primært basert på en forventning om lavere tilvekst/opptak (Lundqvist 1989; Andreassen 1994) og en undersøkelse i bledningsskog og ca. 80 år gammel ensaldret skog etablert etter flatehogst (resultatene ble senere publisert av Nilsen og Strand (2013)). De refererer imidlertid også til en studie fra Italia (Thuille mfl. 2000) som viste høyere karbonmengde i jorda i bledningsskog sammenlignet med 60 år gammel ensaldret granskog plantet på beiteland. I studier fra Alpene (Tyskland) hvor dyrkningshistorikk er dokumentert langt tilbake i tid har en funnet at på sårbare jordsmonn var det et stort tap av karbon gjennom 200 års selektiv hogst, sammenlignet med nivået i naturskog med en blanding av bøk og gran (Christophel mfl. 2013). Derimot var det i en annen tysk studie ikke noen effekt på jordkarbon av ulike hogst- eller driftsformer, hverken av historisk eller av nåværende driftsform (Wäldschén mfl. 2013). De nåværende driftsformer var flatehogst og selektiv hogst og de historiske driftsformer var såkalt "coppice with standards", en driftsform hvor en forynger skogen ved stubbe/rotskudd. Dette viser at det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner med hensyn på effekten av hogstform i forhold til jordkarbonlagerets nivå over tid, men at fravær av hogststingrep gjennom lang tid (som i naturskog) kan resultere i høyere jordkarbonlagre enn vi ser i skog som jevnlig hogges. Framstad mfl. (2013) vurderer at det empiriske grunnlaget med hensyn på tilførsel fra strøfall og forløpet av nedbrytingsprosesser ved

flatehogst kontra lukket bledningslignende hogst er for ufullstendig til at det kan trekkes sikre konklusjoner i forhold til karbonlagerets størrelse ved ulike hogstformer.

Fra de nordiske land foreligger ingen analyser av konsekvensene for langsiktig karbonlagring, inkludert i skogsjord, ved konvertering av ensaldret, ensjiktet skog til skog med flersjiktet struktur. Modellsimuleringer basert på to ulike modeller i en studie med utgangspunkt i et grandominert skogområde i Østerrike fant imidlertid at konvertering gjennom tynningsinngrep som tilrettela for kontinuitet i tresjiktet og sjiktning økte langsiktig total karbonlagring sammenlignet med skog forynget gjennom skjermstillingshogst (Seidl mfl. 2008). De to ulike modellene ga imidlertid ulike resultater med hensyn på den relative økning i forhold til referansealternativet. Sammenligningen må også ses på bakgrunn av at det i referansealternativet (skjermstillingshogst) ble forutsatt naturlig foryngelse med 10 års ventetid fra hogst til foryngelsen er etablert.

Nilsen mfl. (2008) vurderte på bakgrunn av litteraturgjennomgang og modellkjøringer at høyest samlet karbonlagring i vegetasjon og jord vil oppnås ved lengre omløpstider (anslagsvis 30-50 år på middels bonitet) sammenlignet med et scenario der en avvirker ved normal hogstmodenhetsalder. De påpeker imidlertid også usikkerheten knyttet til trærnes vekst og mortalitetsrate ved utvidet omløpstid. Konklusjonene med hensyn på omløpstid i Nilsen mfl. (2008) ble understøttet av simuleringer med en bestandsbasert simulator, CO2FIX (Maserà mfl. 2003), hvor jordmodulen består av den finske YASSO-modellen (Liski mfl. 2005), koblet til en tresimulator som baserer seg på empiriske verdier av trærnes tilvekst. Simuleringen for granskog på middels bonitet (G14) viste et gjennomsnittlig totalt karbonlager (over 600 år) på henholdsvis 121, 139 og 151 tonn per hektar for omløpstidene 100, 140 og 160 år. De støtter seg i sine vurderinger også til Nilsen og Haveraaen (1982), som fant at en økning av omløpstiden i granskog på inntil 30-40 år synes å gi et begrenset tilveksttap, og Øyen (2000) som angir et tilsvarende resultat for plantet granskog på beskyttede lokaliteter på Vestlandet.

Mens modellsimuleringer av forlenget omløpstid generelt viser til økt lagring i levende biomasse (Liski mfl. 2001; Pussinen mfl. 2002; Seely mfl. 2002; Lasch mfl. 2005; Nilsen mfl. 2008), er de rapporterte effektene i forhold til opptak og lagring i jordsmonn mer sprikende. Liski mfl. (2001) fant i en simulering der omløpstiden ble økt med 30 år utover normal omløpstid et økt jordkarbonlager i furubestand, men reduksjon i granbestand. Reduksjonen i granbestanden var i dette tilfellet et resultat av redusert tilførsel av organisk materiale fra hogstavfall i det lange omløpet, kombinert med lavere årlig biomasseproduksjon og redusert strøtilførsel når omløpstiden økte. En reduksjon av det gjennomsnittlige jordkarbonlageret ble i følge Framstad mfl. (2013) også funnet av Seely mfl. (2002) og Lasch mfl. (2005).

Modellstudier av skog i det nordvestlige USA ble gjennomført ved å vise til simulert karbonlager ved ulike omløpstider og hogststrategier og relatert til et referanselager (potensielt lager) av karbon for jord og trær målt i gamle og uforstyrrede bestand (400-500 år siden brann) (Harmon og Marks 2002). Størrelsen av dette tapet ved sammenlikning av det potensielle lager er funnet ved simulering gjennom mange omløp inntil karbonlageret stabiliserer seg i en likevekt på et større skogareal (mange bestand). Det antas i denne sammenheng også at referanselageret representerer en likevekt under et gitt forstyrrelsesregime. For simuleringer med ulik omløpstid ble det med flatehogst funnet at ved forlenget omløpstid økte det langsiktige (likevekts-) karbonlageret fra 70 (40 års omløp) til 80 (120 års omløp) prosent av referanselageret. En nyere studie (samme simuleringsmodell og geografiske region) sammenlignet det langsiktige karbonlageret i skogøkosystemet ved romlig aggregert hogst og romlig spredt hogst for ulike omløpstider (opp til 250 år) og ulike hogstareal (20-100 prosent; 100 prosent tilsvarer da flatehogst) (Harmon mfl. 2009). Modellen er romlig eksplisitt og hogstareal under 100 prosent representerer ulike grader av delvis hogst ("partial harvest"). Som forventet økte det langsiktige karbonlager med forlenget omløpstid. For en omløpstid over 200 år var karbonlageret totalt for et bestand nær det potensielle uansett romlig aggregering og arealomfanget av hogst (ca. 600 tonn karbon per hektar). Med kortere omløpstid var det langsiktige karbonlager avhengig av hogstareal (det

vil si uttak) og (i mindre grad) romlig aggregering av hogsten (få store kontra mange små hogstuttak). Det ble konkludert at karbonlagre av ulike størrelser kan oppnås i skog ved ulike kombinasjoner av omløpstid og hogstareal. Valg av hogstregime påvirket treslagssammensettingen i disse skoger og dermed også karbondynamikken. Modellen som er anvendt her inkluderer mulige effekter av mekanisk markberedning, jordkomprimering og skade på foryngelse, og legger til grunn at tilgjengeligheten av næringsstoffer er uforandret gjennom alle simuleringer (Harmon mfl. 2009).

Både tilgjengelige data fra norsk skog og den litteratur som er gjennomgått understøtter at uforstyrret skog over tid vil oppbygge et karbonlager i levende biomasse og død ved som ofte er høyere enn gjennomsnittet for skog som avvirkes ved normal hogstmodenhetsalder. Men det er usikkert hvor mye høyere – og hvordan dette varierer med skogtype og produksjonsevne og hvor lang tid det tar før karbonlageret i levende biomasse og død ved når en tilnærmet likevekt. En nylig publisert studie fra et skogreservat i Böhmen (Tsjekkiske republikk) undersøkte totalt karbonlager og fordelingen mellom levende biomasse, død ved, organisk sjikt og mineraljord. Undersøkelsen antas å være rimelig representativ også for norske forhold ved at studieområdet lå i høyreliggende skog (ca. 1000-1350 m o.h.) og følgelig i et relativt kjølig klima med årsnedbør 840-2200 mm og snødekket mark i perioden november-mai. Den siste storskala forstyrrelse hadde forekommet i siste halvdel av 1800-tallet, slik at de undersøkte feltene (ca. 50 flater à 500 m²) besto av skog med alder fra 116-145 år. Det ble ikke funnet signifikant forskjell i totalt karbonlager mellom de ulike bestandsaldre (gjennomsnitt 393 tonn C/ha), og forfatterne konkluderte med at skogen i dette området syntes å være i en likevekt, det vil si at opptaket gjennom fotosyntesen ble balansert av nedbrytingen. Et annet funn var at den levende biomassen representerte en større del av det totale karbonlageret enn karbon lagret i jord (i gjennomsnitt henholdsvis 53 og 40 prosent).

5.3. Risiko ved gjennomføring av ulike forvaltningsopplegg

Ved en vurdering av et skogbestands egnethet for ulike hogstformer må en ta hensyn til mulighetene for en vellykket foryngelse, og samtidig ta hensyn til risikofaktorer som kan påvirke bestandets stabilitet, sunnhet og produksjon. En forutsetning for å utvikle en flersjiktet skog er at forholdene for naturlig foryngelse er gunstige, slik at en får en tilstrekkelig og jevn rekruttering av nye trær. Dette gjør at en hogstform som bledning først og fremst er aktuell for vegetasjonstypene småbregneskog, lågurtskog, storbregneskog og på gunstige utforminger av blåbærskog. Dersom foryngelsesmulighetene er ugunstige, vil en ikke kunne utnytte arealets muligheter for karbonlagring og – opptak uten at en legger til rette for ny foryngelse ved planting eller eventuelt markberedning. Dersom slike hjelpetiltak er nødvendig vil småflatehogst, skjermstillingshogst eller kanthogst være mer naturlige hogstformer, dersom en ønsker et alternativ til flatehogst.

Stormfelling representerer om lag 50 prosent av skadeomfanget på skog i Europa, regnet i tømmer volum. Skadeomfanget har også økt betydelig de senere tiårene, noe som er antatt å stå i sammenheng med en økende andel gammel granskog (Schelhaas mfl. 2003; Bengtsson og Nilsson 2007). I tillegg er gjerne større vindfellingsepisoder assosiert med andre skadegjørere, slik som angrep av barkbiller (Worrel 1983). Risikoen for vindfelling styres av det lokale vindklimaet, topografiske forhold, jordbunnsforhold og skogens egenskaper, der sistnevnte faktor igjen påvirkes av skogbehandlingen (Peltola mfl. 1999; Solberg mfl. 2014). Ved å sørge for å gi trærne god plass i ungdommen gjennom avstandsregulering og tidlige tynninger legges grunnlaget for en god rotutvikling, og dermed stor enkeltrestabilitet (Nørgård-Nielsen 2001; Solberg mfl. 2014). Om ikke grunt jordsmonn eller høytstående grunnvannspeil begrenser trærnes forankring, vil bestandet dermed være godt rustet for å stå imot framtidige påkjenninger. Dersom bestandet derimot ikke er fulgt opp med tetthetsregulerende tiltak i ung alder, er risikoen for vindfelling (og snøbrekk) i

forbindelse med senere sterke tynninger og lukkede hogster betydelig. Konvertering fra ensjiktet til flersjiktet skog vil innebære svært sterke tynninger, eventuelt at en må hogge mindre åpninger i bestanden. Dette kan gi vinden mulighet for å få bedre tak gjennom økt turbulens. Forberedende skogbehandling for å øke trærnes stabilitet er derfor viktig forut for konvertering. Trærnes stabilitet vil kunne være god i et skogbestand som er behandlet med selektive hogster over lengre tid og hvor utgangspunktet er en sjiktet skog med trær med dype kroner. For eksempel ble det funnet at risikoen for vindfelling under stormen «Dagmar» var mindre i sjiktet skog enn i ensjiktet skog (Solberg mfl. 2014). Det er antatt at vindfelling vil kunne bli et økende problem grunnet klimaendringer, selv uten at stormhyppigheten øker, dersom disse endringene resulterer i redusert forankring grunnet mindre tele i bakken og fuktig jordsmonn, og episoder med nedbør som tung, våt snø (Gregow mfl. 2011; Kamimura mfl. 2012).

Ved selektive hogster vil en viss andel av trærne få mekaniske skader i forbindelse med hogst og utkjøring (Fjeld og Granhus 1998; Granhus og Fjeld 2001; Surakka mfl. 2011). Dersom dette medfører råteinfeksjon i en stor andel av trærne, vil muligheten for langsiktig karbonlagring reduseres. I hvilken grad en kan forvente en høyere råtefrekvens i bestand som behandles ved selektive foryngeshogster er så vidt vi kjenner til ikke undersøkt, men muligheten må, ut fra erfaringer med vanlig tynning i produksjonsskog, forventes å være reell. Risikoen for infeksjon via stubber kan reduseres betydelig ved stubbebehandling i forbindelse med hogstene. For å minimere kjøreskader på røttene til gjenstående trær, bør selektive hogster primært utføres når marka er frosset. Dette kan i noen grad komme i konflikt med hensynet til å minimalisere skader på småtrær og foryngelse, som er mest utsatt for skader i sterk kulde (Eliasson mfl. 2003). Ved valg av skogbehandling vil også risikoen for vindfelling måtte tas med i vurderingen.

Som tidligere nevnt er utviklingen av karbonopptaket i eldre skog, og dermed også størrelsen på det stående karbonlageret i trærnes biomasse ved bestandsalder utover normal hogstmodenhet, beheftet med vesentlig usikkerhet (kapittel 4.1.3). En har i dag ikke empiriske tilvekst- og mortalitetsmodeller som er dekkende for skog med en alder som er vesentlig høyere enn normal hogstmodenhetsalder. Modellen som ligger til grunnlag for de vurderinger vi har gjort i kapittel 3.2.1 (Gisazchew mfl. 2012, Figur 6), viser også at effekten på gjennomsnittlig opptak over et omløp vil være relativt liten ved å forlenge omløpstiden med 10-20 år.

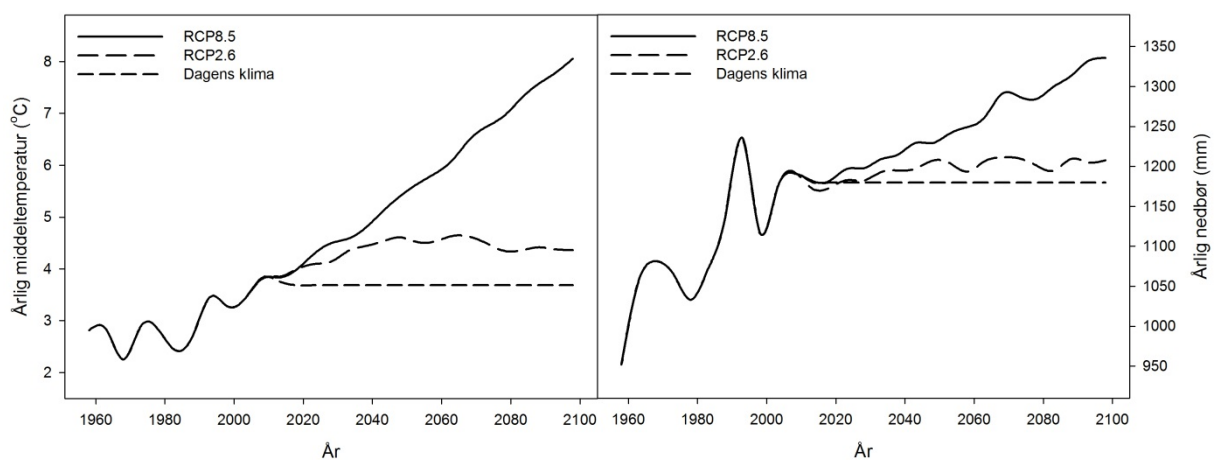
Større kalamiteter (brann, storm, tørke, insektangrep) der hele eller deler av karbonlageret i et skogbestand blir kraftig redusert kan være en reell risiko. Risikovurderinger knyttet til redusert karbonlager ved vern av skog er avhengig av skala. Under norske forhold har vi funnet at reduksjoner grunnet kalamiteter forekommer så sjelden at de ikke motvirker gjennomsnittstrenden med økende karbonlager i eldre granskog, i hvert fall 70 til 90 år forbi hogstmoden alder på lav og middels bonitet (se kapittel 4.1.4). Det betyr at det historisk sett har vært liten risiko for en dramatisk reduksjon av karbonlageret i eldre skog for et slikt tidsrom, når man tar et større antall skogbestand i betraktning. Men på sikt må en selv ved fravær av katastrofepregede hendelser forvente at avgangen vil øke, og etter hvert balansere en avtakende bruttotilvekst slik at netto karbonopptak i levende trebiomasse vil fluktuere rundt null når skogen overlates til naturlig utvikling. Tidsperspektivet for når en slik tilstand inntreffer er usikker ut fra dagens kunnskap om dynamikken i gammel skog. Vurderinger knyttet til vern av skog som et klimatiltak blir uansett et spørsmål om hvordan en velger å vektlegge klimagevinsten av et høyt stående karbonlager opp mot mulighetene for en høy biomassetilvekst og uttak av trevirke.

Det er ikke bare forholdet mellom brutto tilvekst og naturlig avgang for enkelttrær (eller grupper av trær), i tillegg til de jordsmonnrelaterte prosesser, som påvirker dynamikk i gammelskogens karbonbalanse. Spesielt i granskog utvikles råte i levende trærns kjerneved. Fra nasjonale inventeringer av råte i stubber etter slutthogst vet vi at omtrent 27 prosent av alle grantrær er råtepåvirket ved slutthogst (Huse mfl. 1994). Foreløpige beregninger ved Skog og landskap indikerer at når et grantre er råteinfisert, så er omtrent åtte prosent av

volumet berørt (Ari Hietala, upubliserte analyser). Når man kombinerer de to prosenttallene, får en at omtrent to prosent av det avvirkede volumet er råtepåvirket. Dette indikerer at råte i gamle grantrær er av relativt underordnet betydning for karbonbalanse-beregninger, ettersom det er mye større karbonmengder i frisk ved og i død ved. I en diskusjon om de økonomiske konsekvensene av forlenget omløpstid og muligheten til å benytte virket til produkter med lang levetid blir imidlertid spørsmålet om økt råtesannsynlighet med økende alder på skogen høyst relevant. Basert på foreløpige analyser av data fra Landsskogtakseringen finner vi ingen sterk økning av råtefrekvensen i granskog utover 80-100 års alder (Hyllen og Granhus, manuskript). Datamaterialet som danner grunnlaget for modellen er et tilfeldig utvalg av all granskog i Norge. Dette betyr at dersom sterkt råteinfiserte bestand i gjennomsnitt avvirket tidligere enn «frisk» skog, vil råtesannsynligheten i gammel skog kunne være noe høyere enn det modellen gir.

5.4. Betydning av klimaendringer for skogens karbondynamikk

Både eldre og nyere klimascenarier fra FNs klimapanel viser en fremtidig økning i temperatur og nedbør for Norge (IPCC 2001, IPCC 2013). Framtidige klimaendringer vil imidlertid påvirkes av utslippene av klimagasser. Beregninger basert på utslippsscenarioer (Special Report on Emission Scenarios, SRES) fra FNs tredje hovedrapport indikerer at en i Osloområdet gjennomgående vil få mer nedbør, særlig høst og vinter. Somrene kan imidlertid bli tørrere. Det vil også bli varmere, og i 2100 kan den gjennomsnittlige vintertemperaturen ha flyttet seg fra ned mot -5°C i de kaldeste månedene til nær 0°C (Meteorologisk Institutt 2014).



Figur 16. Årlig middeltemperatur og gjennomsnittlig årsnedbør. Historiske data fra 1958 og frem til i dag, framskriving for de tre klimascenariene; dagens klima, togradersmålet (RCP2.6) og «business-as-usual» (RCP8.5) frem til 2100. Figur fra Søgård mfl. (upubl.).

I den femte, og foreløpig siste, hovedrapporten til FNs klimapanel presenteres fire utviklingsbaner (Representative Concentration Pathways, RCP) fram mot år 2100, basert på ulike scenarier for utslipp og arealbruk. Framskrivinger basert på to ulike scenarier, RCP 2.6 og RCP 8.5, samt for dagens klima, er gjort for skogen i Norge (Søgård mfl. upubl.). RCP 2.6 forutsetter tiltak slik at en oppfyller togradersmålet, det vil si en global temperaturøkning som flater ut på to grader over førindustriell temperatur i 2100. RCP 8.5 forutsetter et «Business-as-usual»-scenario, det vil si forventet klimaendring dersom nye tiltak ikke gjennomføres. Dersom ekstra tiltak ikke settes inn vil vi få en betydelig økning i både temperatur og nedbør, mens utviklingen vil flate ut dersom tiltak settes i verk for å nå togradersmålet (Figur 16).

Klimaendringene vil påvirke hvordan skogøkosystemet fungerer. Trærnes vekst og nedbrytningshastigheten for ulike deler av jordas karbonlager er blant de faktorene som påvirkes av klimaendringer.

Temperatur og nedbør er de to viktigste begrensingene for trærnes vekst i Norge, sammen med tilgangen på nitrogen. Generelt vil derfor høyere temperatur og økt nedbør kunne virke positivt på karbonakkumuleringen i levende biomasse. Framskrivninger for all skog i landet viser en økning i årlig tilvekst ved et varmere klima for perioden 1990 - 2100 på 17 prosent ved togradersmålet (RCP2.6), sammenliknet med 5 prosent ved et scenario med dagens klima (Søgaard mfl. upubl.). Somrene kan imidlertid bli både varmere og tørrere, og en har for lavlandet på Østlandet vært bekymret for tørkestress (Solberg mfl. 2013). Scenarier basert på Hadley B2 (økning på to grader) for lavlandet på Østlandet viser imidlertid at det i den perioden hvor strekningsveksten er mest intens (juni) også vil være økt nedbør. Framskrivninger basert på B2 viser en økning i produksjon for lavereliggende strøk på Østlandet på 12 prosent for perioden 1971 – 2100 (Solberg mfl. 2013). Studier av hvordan norsk granskog har reagert på klimavariasjoner viser en tilvekstøkning på Vestlandet, Nord-Norge og i høyere liggende strøk over 500 m på Østlandet ved en sommertemperatur over normalen (Andreassen mfl. 2006). Skog i lavereliggende strøk på Østlandet reagerte derimot negativt på temperaturer høyere enn normalt.

Vegetasjonens tilgang på nitrogen og andre næringsstoffer er knyttet opp til nedbrytning av jordas organiske materiale og forvitring. Disse prosessene er igjen nært knyttet til temperatur. Det har vist seg at følsomheten for temperaturendringer (Q10) er større for nedbrytning av organisk materiale i jord enn for netto primærproduksjon (Ågren mfl. 1996), noe som indikerer at det vil være næring tilgjengelig for at trærne skal kunne øke tilveksten ved en klimaendring. Studier av effekter av naturlige temperaturendringer i Sitkabestand på Island (www.forhot.is; O’Gorman mfl. 2014) har vist en positiv vekstrespons hos trærne ved en økning i jordtemperaturen opp til 3 °C (Sigurdsson mfl. 2014). Den positive responsen avtok deretter ved økende oppvarming (Sigurdsson mfl 2014; André og Bondesson 2014). Samtidig indikerte feltmålinger av potensiell nedbrytning og jordrespirasjon en eksponentiell økning med økende jordtemperatur (opp til +20 °C), og det var ingen tegn til stabiliseringen av respirasjonsratene etter seks års behandling (Sigurdsson mfl. 2014; André og Bondesson 2014). En stabilisering vil blant annet være avhengig av karbontilgjengelighet i jorda. I tillegg til at følsomheten for temperaturendringer er høyere for jorda enn vegetasjonen, er jordprosessenes følsomhet for temperaturendring høyere ved lave jordtemperaturer enn ved høyere temperaturer (Davidson og Janssens 2006). Dette betyr at nedbrytning er spesielt følsom for endringer i temperaturområdet fra for eksempel under null til 5 °C, som ofte omfatter perioder der vegetasjonen enda ikke er i vekst. Samlet sett har dette medført en bekymring for at en fremtidig klimaendring vil kunne medføre en forandring i de tempererte og boreale skogøkosystemenes karbondynamikk, der de endres fra å være netto karbonluk til å bli netto karbonkilde (Jarvis mfl. 2005).

Det må påpekes at det er stor usikkerhet knyttet til hvordan skogen samlet sett vil respondere ved en så drastisk temperaturøkning som vi vil få ved et business-as-usual-scenario (RCP 8.5). Vi har i denne rapporten lagt til grunn en utvikling av klima i tråd med togradersmålet (IPCC). Det synes rimelig å anta at trærnes tilvekst vil øke som en følge av disse endringene, men vi antar at prosesser og samspill i skogøkosystemet vil fungere slik som vi kjenner det i dag. Som nevnt er dette høyst usikkert, og denne usikkerheten vil øke med økende grad av klimaendring.

5.5. Andre faktorer som påvirker klimaeffekten

Albedo og andre klimadrivere som påvirkes av skogbehandling

Albedo, eller den mengden av solstråling som blir reflektert av jordas overflate, bestemmer hvor mye energi som blir absorbert og er dermed en viktig del av klimasystemet. En lys flate, som snø, vil ha en høy albedo (0,5 – 0,9), mens en mørk overflate, som tett barskog, vil ha lav albedo (ned mot 0,05 – 0,09). Den tette barskogen vil derfor absorbere mye mer energi (Betts og Ball 1997). Når skogen flatehogges vil arealet midlertidig få en økt albedo. Arealets albedo avtar gradvis etter hvert som det nye bestandet vokser til, og vil vanligvis være tilbake til nivået før hogst etter 20 – 30 år (Bright mfl. 2013; Kuusinen mfl. 2014). Flatehogst av et typisk granbestand på Østlandet (Hedmark, 500 moh.) vil kunne gi en albedoeffekt, omregnet til CO₂-ekvivalenter, i størrelsesorden -40 t CO₂/ha det første året etter avvirkning (Bright mfl., manuskript). Bledningshogst, som kun gir mindre svingninger i kronedekke, vil ha mindre effekt på albedo (Rautiainen mfl. 2011). For å maksimere albedo vil følgelig flatehogst og kortere omløpstider kunne være gunstig, ved at perioden med høy albedo vil utgjøre en forholdsmessig større andel av omløpet enn ved lengre omløpstider. Ved valg av forvaltningsstrategi for et klimaoptimalt skogbruk bør derfor innvirkningen på albedo være med i vurderingen. I denne sammenheng er også en forventet kortere sesong med snødekke av betydning.

Evapotranspirasjon betegner den totale fordampningen og transpirasjonen fra vegetasjonen. Gjennom evapotranspirasjon overføres energi fra bakken til atmosfæren. Evapotranspirasjon har dermed en direkte lokal kjølede effekt på bakken, samtidig som den har en indirekte effekt ved at den påvirker skydannelse (som igjen påvirker solinnstråling). Trær tar opp store mengder vann fra bakken til egen transpirasjon, og når bestandet avvirkes vil denne transpirasjonen opphøre. Det fører til at mindre energi blir overført fra biosfæren til atmosfæren som latent varme, som igjen fører til en oppvarming ved bakken sammenlignet med da trærne var der. Både albedo og evapotranspirasjon vil påvirkes av lokale forhold, som solinnstråling og snødekke. På våre breddegrader, spesielt i områder med snø, vil evapotranspirasjonseffekten være lavere enn albedoeffekten.

Av det karbonet som tas opp av trærne blir en liten del, om lag 1 prosent, frigitt som såkalte BVOCs (Biogenic Volatile Organic Compounds, eller på norsk biogene flyktige organiske forbindelser). Disse påvirker konsentrasjonen av komponenter som har både varmende (ozon, metan) og både direkte- og indirekte-kjølede (aerosoler¹) effekt (se Purves mfl. 2004; Unger 2014; Tabell 4).

Det er kun nylig at effektene av ozon (O₃) og metan (CH₄) på klimaet har blitt kvantifisert (Unger 2014), og mer forskning er nødvendig for å overføre betydningen av disse til forvaltning av boreal skog. I studien foreslår Unger (2014) at den direkte og indirekte effekten av aerosoler utlikner effektene av ozon (O₃) og metan (CH₄) i den boreale regionen av Fennoskandia (Figur 2 i Unger 2014) – altså null nettoeffekt av BVOC. Men, resultatene presentert i Unger (2014) antyder at for den boreale sone som helhet er nettoeffekten av direkte og indirekte effekter av BVOC kjølede på klimaet.

Det er usikkerhet knyttet til nivået på klimaeffekten av både albedo, evapotranspirasjon og BVOCs, og særlig for evapotranspirasjon og BVOCs har vi liten kunnskap om effekten under norske forhold. Også utslipp av metan (CH₄) og lystgass (N₂O) kan påvirkes av skogbehandling, men i mindre grad av behandlingene som er diskutert her.

¹ Aerosoler er partikler som slippes ut av både naturlige og menneskeskapt kilder og kan påvirke miljøet direkte ved at de reflekterer solens stråling.

Tabell 4. BVOC påvirker flere prosesser, som igjen kan virke både kjølede og varmende. Kildehenvisningene er til a) Scott mfl. 2014, og b) Unger (2014).

	Aerosol direkte effekt, strålingseffekt av bioSOA ¹	Aerosol indirekte effekt, sky-albedo effekt ¹	Ozon (O ₃), indirekte effekt	Metan (CH ₄), indirekte effekt
Effekt i boreal skog	Svak kjølede ^a	Moderat kjølede ^a	Moderat varmende ^b	Svakt varmende ^b
Usikkerhet med hensyn til mekanismer i boreal skog	Liten grad av usikkerhet	Noe usikkerhet	Høy usikkerhet	Høy usikkerhet

1) Biogene Sekundære Organiske Aerosoler. BVOC kan oksidere til en rekke produkter. Aerosoler oppstått ved kjemiske reaksjoner kalles sekundære aerosoler.

Betydningen av substitusjon

Biomassen som høstes vil i kortere eller lengre tid etter hogst være lagret i ulike treprodukter, hvorav noe vil erstatte materialer med et større klimaavtrykk. Mindreverdig virke, avfall fra sagbruk og treforedlingsindustrien, samt trebaserte produkter som kasseres etter endt livsløp, vil også kunne erstatte fossile energikilder direkte men med varierende substitusjonseffekt. Ulike sortimenter vil også gi produkter med vesentlig forskjellig lagringstid for karbonet etter hogst, eksempelvis vil det være stor forskjell mellom sagtømmer som benyttes til bygningsmaterialer kontra mindre dimensjoner og virke av dårligere kvalitet, som i dag først og fremst benyttes til papir og kartong. For den totale klimaeffekten er det følgelig ikke likegyldig hva produktene fra skogen brukes til, eller hvordan skogen skjøttes for å oppnå disse produktene. Valg av skogbehandlingsprogram (omløpstid, flatehogst, lukket hogst m.m.) må også forventes å påvirke hvor stor andel tømmer som produseres av ulike sortimenter. Det er derfor nødvendig å inkludere hele komplekset fra karbonlagring og karbonopptak i skogen til livsløpsanalyser for produktene for å få et mest mulig fullstendig svar på hvilken skogbehandling som samlet sett gir størst effekt i forhold til opptak og lagring av karbon. Resultatene av livsløpsanalyser er imidlertid følsomme for forutsetningene om framtidig bruk, og hva slags energiinnsats (fossil, fornybar) som inngår i produksjonsprosessene (substitusjonsgrad). De lider også under manglende empiri med hensyn til effekten av endret skogbehandling på karbonopptaket i hele skogøkosystemet. Betragtninger omkring disse forhold ligger utenfor rammene av dette arbeidet.

5.6. Tidsperspektiv og skala

Vi har i det foregående i stor grad beskrevet og diskutert betydningen av ulik forvaltning på karbondynamikk i bestandet, og også nevnt effekter på andre klimadrivere på bestandsnivå (albedo, evapotranspirasjon og BVOCs). En vurdering av ønsket forvaltningsstrategi bør imidlertid settes i en større sammenheng.

FNs klimapanel legger i sin femte hovedrapport vekt på at det er akkumulerte utslipp som har betydning, altså de samlede utslippene fra tidligere generasjoner, vår generasjon og fremtidige generasjoner. For vurdering av ulike forvaltningsstrategier i skog er dette essensielt. På kort sikt vil en få et utslipp av CO₂, samt en reduksjon i karbonlager, ved

¹ Aerosolene påvirker skyene ved at de øker antall skydråper, som kan føre til at skyene reflekterer mer av solstrålene opp i verdensrommet, og dermed også får en kjølede effekt.

avvirkning av et bestand. Sett over et lengre tidsperspektiv (noen tiår og utover), så vil imidlertid avvirkning og etablering av ny skog være en forutsetning for å maksimere opptaket i biomassen for en større skogeiendom, eller på nasjonalt nivå for den del. Det kommer av at et skogøkosystem som domineres av svært gammel skog vil ha lavere opptak i trærne enn en skog med jevnere fordeling av aldersklasser. Empirien for opptak av karbon i hele økosystemet (NEP) over lang tid (gamle bestand) er imidlertid svakere enn for trærne alene. Men estimer av NEP for boreal skog i to kronosekvenser for boreal skog (Pregitzer og Euskirchen 2004; Wardle mfl. 2012; sitert i Framstad mfl. 2013) viser at NEP er markant høyere (ca. 250 gram karbon per kvadratmeter på årsbasis) i aldersklassene 31-70 og 71-120 år enn i eldre aldersklasser (120-200 år; >200 år) og et minimum i dette materialet ses i 585-3250 år gamle bestand/økosystemer med NEP på 4,5 gram karbon per kvadratmeter på årsbasis.

I Norge er det lang tradisjon for å holde avvirkningen på et nivå som er innenfor et såkalt balansekvantum. Forenklet innebærer det at en til enhver tid avvirker på en slik måte at det langsiktige produksjonsnivået ikke reduseres. På denne måten vil skogen, på eiendomsnivå eller nasjonalt, hvert år være et netto sluk, altså ta opp CO₂.

Redusert avvirkning ved at skog vernes kan gi økt opptak og lagring på kort sikt, men vil på lang sikt redusere opptaket i skogen. Bruk av trevirke er en forutsetning for å opprettholde et stabilt lager i lengelevende treprodukter. Potensialet for substitusjon vil også reduseres ved redusert avvirkning, det vil si det å erstatte byggematerialer med store klimagassutslipp, som betong, og fossilt brensel, med fornybart råstoff fra skogen. FNs klimapanel peker på bærekraftig bruk av skogen som en viktig del av løsningen, og blant annet på muligheten av å oppnå negative utslipp ved bruk av bioenergi med karbonfangst (IPCC 2014).

5.7. Forskningsbehov

Det er fremdeles vesentlige forskningsbehov om vi skal nå fram til en kvantitativ og pålitelig beskrivelse av klimaeffektene av ulike skogbrukstiltak. Gitt rapportens fokus er det her vist spesielt til behovet fram mot en bedre forståelse av karbonopptak og -lagring i skogøkosystemet. Det er en tett sammenheng mellom mange av de prosesser som nevnes her, men for bedre oversikt har vi organisert forskningsbehov under ulike overskrifter.

Jord

Endringsrater for karbon i jordsmonn utviser betydelig variasjon, blant annet er det ikke noen generell enighet om hvorvidt akkumuleringen er langsommere i gamle bestand (100+ år) enn i yngre bestand. Dette kan skyldes variasjon i klimatiske, biotiske og jordsmonnrelaterte faktorer inklusiv variasjon i strømengde og -kvalitet. Forskningsbehov karakteriseres i stor grad ved et behov for et bedre empirisk grunnlag, men tilsvarende viktig er det at data brukes til å ta i bruk og utvikle modeller for å kunne sette sammen de mange og kompliserte prosesser på ulike skala. Forskningsinnsatsen kan med fordel fokuseres rundt:

- 1) Referansetall: Faktiske tall på karbonlageret i jordsmonn, og endring i jordkarbon for ulike treslag, jordtyper, klima og bestandsalder, trengs som referansegrunnlag for en diskusjon om total karbondynamikk over tid og som valideringsdata til eksisterende modeller.
- 2) Effekt av bestandsinngrep: Studier som beskriver effekt på jordkarbon ved ulike bestandsinngrep inkludert gruppehogst og bledningsskog og som representerer norske forhold er få.
- 3) Nøkkelfaktorer for endringer: Parallelt med referansetall og bestandsinngrep, er det behov for å knytte nedbrytning, tap og akkumulering av karbon i jord opp mot studier som øker vår prosessforståelse. Dette inkluderer betydningen av nitrogentilgang og

nitrogen-fikserende arter, treslagssammensetning og tilførsel av strø av ulike mengder og kvaliteter, inklusiv fra bunnvegetasjonen. Den relative betydningen av ulike former for strø er viktig blant annet for å kvantifisere hvordan disse elementer alene og i samspill bidrar til å danne grunnlag for stabilt jordkarbon over tid. Det er fortsatt i stor grad ukjent hvorfor noen former for organisk materiale kan lagres i årtusener, mens andre brytes ned raskt (Schmidt mfl. 2011). Dette begrenser vår evne til å forutsi hvordan jordkarbon vil respondere på endringer - som for eksempel klimaendringer. Betydningen av jordas organismer (for eksempel mykorrhizasopp og samspill mellom ulike typer sopp, fauna etc.) og deres funksjon i forhold til både tilførsel, omdannelse/nedbryting og stabilisering av jordas karbonlager er svært sentral. Mange ulike teknikker må tas i bruk i slike studier.

Død ved

De viktigste forskningsbehov knyttet til død ved består av å kvantifisere hvor stort karbonlager som bygges opp i gammel skog for ulike bonitetsklasser og hvor lang tid det tar å nå slike maksimumsnivåer. Slike spørsmål er nært koblet til dynamikken for utvikling av stående volum og naturlig avgang i gammel skog. Videre er det behov for å kvantifisere nedbrytningsrater for død ved under ulike klimaforhold (ikke omtalt i denne rapporten da klimavariasjonen er beskjedent innen Oslo kommuneskog) og videre hvor raskt liggende død ved blir overgrodd og inkorporert i jordas organiske sjikt i ulike skogtyper, samt hvor mye nedbrytningsraten reduseres ved at død ved blir inkorporert i skogsjord med ulike egenskaper, spesielt i forhold til markfuktighet. Det er foreløpig ukjent hvor mye langsommere nedbrytingen skjer for slik død ved i skogbunnens organiske jordsjikt.

Karbondynamikk i gammel skog

Biomassetilveksten i gammel skog er beheftet med stor usikkerhet. Den forventes i stor grad å avhenge av trærnes sunnheitsstatus, bestandsforhold og voksestedsfaktorer. Samtidig vil muligheten for økende avgang (se ovenfor) grunnet abiotiske og biotiske årsaker være en vesentlig usikkerhetsfaktor. Vanlig brukte tilvekstmodeller har i denne sammenheng klare begrensninger.

Data og modeller som beskriver karbondynamikken i skog med en alder vesentlig utover hogstmodenhetsalder vil være en forutsetning for å kvantifisere lagring og opptak i levende biomasse og tilførsel av død ved og strøfall til jordsmonnet i gammel skog. Et modellsystem i denne sammenheng bør evne å beskrive utviklingen for ulike skogtyper, boniteter og jordsmonntyper med hensyn på i) tilvekst og naturlig avgang av trær/biomasse, og ii) akkumulering og nedbrytning av karbon i død ved og jord, og kunne realistisk representere hyppighet, type, skala og effekt av naturlige og menneskeskapte forstyrrelser.

Etablering av bledningsskog

Det finnes få studier som ser på effekter av lukkede hogster i forhold til karbondynamikk inkludert jordsmonn under norske forhold, og dette gjelder særlig grad konvertering fra ensaldret skog til fleraldret/flersjiktet skog egnet for bledning. Det er foreløpig heller ikke mulig å hente slik kunnskap fra andre nordiske land, da forsøk med konvertering kun nylig har blitt etablert i Sverige og Finland.

Forvaltningsrelaterte spørsmål – vektning av ulike økosystemtjenester

Forskningsbehov knyttet til forvaltning av skog i klimasammenheng med vekt på kunnskapshull rundt karbonlagring og –opptak i gammel skog, jordprosesser, betydningen av død ved og effekt av ulike hogstmetoder omtales også av Framstad mfl. (2013). De behov

som påpekes i deres rapport er i det alt vesentlige i tråd med de momenter som er påpekt her. De påpeker imidlertid også den utfordring som ligger i hvordan man skal behandle og veie mot hverandre de ulike godene som påvirkes av hvordan skogen forvaltes, som i tillegg til karbonopptak, karbonlagring og tømmerproduksjon, også omfatter andre viktige økosystemtjenester som biomangfold, rekreasjon og andre miljøgoder. Disse spørsmål er utenfor rammene av de problemstillinger som vi har fokusert på i denne rapporten, men vil være sentrale bestanddeler og ligger som et sentralt bakteppe for valg og avveininger mellom ulike strategier i forvaltningen av både Oslo kommunes skoger og skog generelt.

Andre klimadrivere enn karbon

Som beskrevet i kapittel 5.5 vil valg av forvaltningsregime også påvirke andre klimadrivere, som albedo, evapotranspirasjon og BVOCs. Dette er per i dag stor usikkerhet knyttet til kvantifiseringen av effekten på disse av ulike skogtiltak.

For albedo vil nøyaktigheten i estimatene kunne forbedres ved fortsatt forskning på modellering. Dette vil kreve empiriske analyser som kobler data fra albedo målt ved fjernmåling med observert vær og skogforhold. Det er et særlig stort behov for bedre forståelse av albedo i løvskog, i skog som forvaltes med lukket hogst, og ved ulike skjøtselstiltak som for eksempel ungskogpleie. Videre er det viktig å kvantifisere den lokale klimaeffekten av albedo relativt til mekanismer som evapotranspirasjon.

Betydningen av endring i evapotranspirasjon etter ulike skogtiltak vil avhenge av lokale klimaforhold og den endringen som gjøres i skogbildet. Det er behov for å kartlegge og kvantifisere under norske forhold betydningen av biologisk kontroll (de forhold som påvirkes av skogtiltak) relativt til klimamessig kontroll, samt hvordan ulike skogtiltak påvirker biologiske kontrollmekanismer. I tillegg til direkte effekter, så vil evapotranspirasjon påvirke klimaet indirekte gjennom blant annet skydannelse. Disse indirekte effektene, og hvordan de påvirkes av vår arealbruk, er generelt dårlig forstått og det er stort behov for mer kunnskap.

Som evapotranspirasjon påvirker BVOC klimaet både direkte og indirekte, og det er generelt sett behov for mer kunnskap om betydningen av BVOC og påvirkningen av skogforvaltning under norske forhold på BVOC.

LITTERATUR

Akselsson C, Berg B, Meentemeyer V og Westling O, 2005. Carbon sequestration rates in organic layers of boreal and temperate forest soils - Sweden as a case study. *Global Ecology and Biogeography* 14, 77-84.

André H og Bondesson A. 2014. Hur en ökad marktemperatur påverkar fotosyntes och markrespiration i en boreal skog [How increased soil temperature affects photosynthesis and soil respiration in a boreal forest], Candidate thesis, Institutionen för mark och miljö, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden, 51 s.

Andreassen K. 1994. Development and yield in selection forest (Utvikling og produksjon I bledningsskog). *Meddelelser fra Skogforsk* 47(5): 37 s.

Andreassen K, Solberg S, Tveito OE og Lystad SL. 2006. Regional differences in climatic responses of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) growth in Norway. *For. Ecol. Manage.* 222: 211-221.

Averill C, Turner BL og Finzi A. 2014. Mycorrhiza – mediated competition between plants and decomposers drives soil carbon storage. *Nature* 505: 543-545.

Ballard TM. 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133: 37-42.

Belbo H og Gjølshjøl S. 2008. Skogens ressurser. Trevirke – brennverdier og energitetthet. *Viten fra Skog og landskap* 1/08. 15 s.

Bengtsson A og Nilsson C. 2007. Extreme value modeling of storm damage in Swedish forests. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 7: 3518-3543.

Berg B. 2000. Initial rates and limit values for decomposition of Scots pine and Norway spruce needle litter: a synthesis for N-fertilized forest stands. *Canadian Journal Of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 30: 122-135.

Berg B, Davey MP, De Marco A, Emmett B, Faituri M, Hobbie SE, Johansson MB, Liu C, McClaugherty C, Norell L, Rutigliano FA, Vesterdal L og De Santo AV. 2010. Factors influencing limit values for pine needle litter decomposition: a synthesis for boreal and temperate pine forest systems. *Biogeochemistry* 100: 57-73.

Berg B, Johansson M-B. og Meentemeyer V. 2000. Litter decomposition is a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Can. J. For. Res.* 30, 1136-1147

Bergh J, Linder S, Lundmark T og Elfving B. 1999. The effect of water and nutrient availability on the productivity of Norway spruce in northern and southern Sweden. *For. Ecol. Manage.* 119: 51–62.

Betts A K og Ball JH. 1997. Albedo over the boreal forest. *Journal of Geophysical Research* 102: 28901-28909.

Binkley D og Högberg P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *For. Ecol. Manage* 92: 119-152.

Bona KA, Fyles JW, Shaw C og Kurz WA. 2013. Are mosses required to accurately predict upland black spruce forest soil carbon in national-scale forest C accounting models? *Ecosystems* 16: 1071-1086.

Bond-Lamberty, Wang C, Gower ST og Norman J. 2002. Leaf area dynamics of a boreal black spruce fire chronosequence. *Tree Physiology* 22: 993-2001.

Braastad H. 1975. Produksjonstabeller og tilvekstmodeller for gran. *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 31(9): 357-537.

Bright RM, Astrup R og Strømman AH. 2013. Empirical models of monthly and annual albedo in managed boreal forests of interior Norway. *Climatic Change* 120: 183-196.

Callesen I, Liski J, Raulund-Rasmussen K, Olsson, MT, Tau-Strand L, Vesterdal L og Westman CJ. 2003. Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils – relationships with climate and texture class. *Global Change Biology* 9: 358-370.

- Cao J, Wand X, Tian Y, Wen Z og Zhan T. 2012. Pattern of carbon allocation across three different stages of stand development of a Chinese pine (*Pinus tabulaeformis*) forest. *Ecological Research* 27: 883-892.
- Chapin FS III, McFarland J, McGuire AD, Euskirchen ES, Ruess RW og Kielland K. 2009. The changing global carbon cycle: linking plant-soil carbon dynamics to global consequences. *Journal of Ecology* 97: 840–850.
- Chapin FS III, McFarland J, McGuire AD, Euskirchen ES, Ruess RW og Kielland K. 2009. The changing global carbon cycle: linking plant–soil carbon dynamics to global consequences. *Journal of Ecology* 97: 840-850.
- Chrimes D. 2004. Stand development and regeneration dynamics of managed uneven-aged *Picea abies* forests in boreal Sweden. Avhandling. Institutionen för skogsskötsel, Sveriges Lantbruksuniversitet. *Silvestria* 304. 25 s. + vedlegg. ISBN 91-576-6538-9.
- Chrimes D og Nilson C. 2005. Overstorey density influence on the height of *Picea abies* regeneration in northern Sweden. *Forestry* 78: 433-442.
- Christophel D, Spengler S, Schmidt B, Ewald J og Prietzel J. 2013. Customary selective harvesting has considerably decreased organic carbon and nitrogen stocks in forest soils of the Bavarian Limestone Alps. *Forest Ecology and Management* 305: 167-176.
- Clemmensen KE, Bahr A, Ovaskainen O, Dahlberg A, Ekblad E, Wallander H, Stenlid J, Finlay RD, Wardle DA og Lindahl BD. 2013. Roots and associated fungi drive long-term carbon sequestration in boreal forest. *Science* 339: 1615-1618.
- Conant RT, Ryan MG, Ågren GI, Birge HE, Davidson EA, Eliasson PE, Evans SE, Frey SD, Giardina CP, Hopkins FM, Hyvönen R, Kirschbaum MUF, Lavalley JM, Leifeld J, Parton WJ, Steinweg JM, Wallenstein MD, Wetterstedt JÅM og Bradford MA.. 2011. Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology* 17:3392-3404.
- Covington WW. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in Northern Hardwoods. *Ecology* 62: 41-48.
- Davidson EA og Janssens IA. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165-173.
- De Luca TH, Nilsson M-C og Zackrisson O. 2002. Nitrogen mineralization and phenol accumulation along a fire chronosequence in northern Sweden. *Ecosystems Ecology* 133: 206-2014.
- Derrien D, Plain C, Courty P-E, Gelhaye L, Moerdijk-Poortvliet TCW, Thomas F, Versini A, Zeller B, Koutika L-S, Boschker HTS og Epron D. 2014. Does the addition of labile substrate destabilize old soil organic matter? *Soil Biology & Biochemistry* 76: 149-160.
- De Vries W, Reinds GJ, Gundersen P og Sterba H. 2006. The impact of nitrogen deposition on carbon sequestration in European forests and forest soils. *Global Change Biology* 12: 1151-1173.
- de Wit H og Kvindesland S. 1999. Carbon stocks in Norwegian forest soils and effects of forest management on carbon storage. Rapport fra skogforskningen – Supplement 14: 1-52.
- Drössler L, Nilsson U og Lundqvist L. 2014. Simulated transformation of even-aged Norway spruce stands to multi-layered forests: an experiment to explore the potential of tree size differentiation. *Forestry* 87: 239–248.
- Eckstein J, Leuschner HH, Bauerochse A. og Sass-Klaassen U. 2009. Subfossil bog-pine horizons document climate and ecosystem changes during the Mid-Holocene. *Dendrochronologia* 27: 129–146.
- Eerikäinen K, Miina J og Valkonen S. 2007. Models for the regeneration establishment and the development of established seedlings in uneven-aged, Norway spruce dominated forest stands of southern Finland. *Forest Ecology and Management* 242: 444–461
- Eerikäinen K, Valkonen S og Saksa T. 2014. Ingrowth, survival and height growth of small trees in uneven-aged *Picea abies* stands in southern Finland. *Forest Ecosystems* 1 (5) doi:10.1186/2197-5620-1-5.
- Egnell G og Valinger E. 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *Forest Ecology and Management* 177: 65-74.

- Ekblad A, Wallander H, Godbold DL, Cruz C, Johnson D, Baldrian P, Björk RG, Epron D, Kieliszewka-Rokicka B, Kjøller R, Kraigher H, Matzner E, Neumann J og Plassard C. 2013. The production and turnover of extramatrical mycelium of ectomycorrhizal fungi in forest soils: role in carbon cycling. *Plant and Soil* 366: 1-27.
- Eliasson L, Lageson H og Valinger E. 2003. Influence of sapling height and temperature on damage to advance regeneration. *Forest Ecology and Management* 175: 217-222.
- Esser JM. 1994. Jordsmonn i bjørkeskog – en oversikt for Norge. NIJOS Rapport 4/94.
- Esser JM og Nyborg Å. 1992. Jordsmonn i barskog – en oversikt for Norge. NIJOS Rapport 3/92.
- Fjeld D og Granhus A. 1998. Injuries after selection harvest in multi storied spruce stands: the influence of operating systems and harvest intensity. *Journal of Forest Engineering* 9(2): 33-40.
- Fontaine S, Barot S, Barré P, Bdioui N, Mary B, Rumpel, C. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450: 277-280.
- Forrester JA, Mladenoff DJ og Gower ST. 2013. Experimental Manipulation of Forest Structure: Near-Term Effects on Gap and Stand Scale C Dynamics. *Ecosystems* 16: 1455-1472.
- Framstad E, de Wit HA, Mäkipää R, Larjavaara M, Vesterdal L og Karlton E. 2013. Biodiversity, carbon storage and dynamics of old northern forests. *TemaNord* 2013:507. 130 s.
- Friluftsetaten 2005. Oslo kommunes skoger: Mål og retningslinjer for forvaltning og drift. Oslo kommune, Friluftsetaten, 58 s.
http://carbonn.org/uploads/tx_carbonndata/Maal_retningslinjer_kommuneskogen.pdf
- Friluftsetaten 2007. Flerbruksplan for Oslo kommunes skoger. Oslo kommune, Friluftsetaten, 105 s.
http://carbonn.org/uploads/tx_carbonndata/Flerbruksplan_web.pdf
- Gizachew B , Brunner A og Øyen B-H. 2012. Stand responses to initial spacing in Norway spruce plantations in Norway, *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 637-648.
- Godbold DL, Hoosbeek MR, Lukac M, Cotrufo MF, Janssens IA, Ceulemans R, Polle A, Velthorst EJ, Scarascia-Mugnozza G, De Angelis P, Miglietta P og Peressotti A. 2006. Mycorrhizal hyphal turnover as a dominant process for carbon input into soil organic matter. *Plant and Soil* 281:15-24.
- Granhus A og Fjeld D. 2001. Spatial distribution of injuries to Norway spruce advance growth after selection harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1903-1913.
- Gregow H, Peltola H, Laapas M, Saku S og Venäläinen A. 2011. Combined occurrence of wind, snow loading and soil frost with implications for risks to forestry in Finland under the current and changing climatic conditions. *Silva Fennica* 45: 35-54.
- Grulke NE og Miller PR. 1994. Changes in gas exchange characteristics during the life span of giant sequoia: implications for response to current and future concentrations of atmospheric ozone. *Tree Physiology* 14: 659-668.
- Harmon ME og Marks B. 2002. Effects of silvicultural practices on carbon stores in douglas-fir – western hemlock forests in the Pacific Northwest, U.S.A.: results from a simulation model. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 863-877.
- Harmon ME, Moreno A og Domingo JB. 2009. Effects of partial harvest on the carbon stores in douglas-fir/western hemlock forests: a simulation study. *Ecosystems* 12: 777-781.
- Haveraaen O. 1981. Virkning av hogst på vannmengde og vannkvalitet fra en østnorsk barskog. *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 36(7): 1-27.
- Helmisaari H-S, Hanssen KH, Jacobson S, Kukkola M, Liiro J, Saarsalmi A, Tamminen P og Tveite B. 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261: 1919-1927.
- Hobbie SE, Schimel JP, Trumbore SE og Randerson JR. 2000. Controls over carbon storage and turnover in high-latitude soils. *Global Change Biology* 6: 196-210.
- Hofmockel KS, Zak DR og Blackwood CB. 2007. Does atmospheric NO₃- deposition alter the abundance and activity of ligninolytic fungi in forest soils? *Ecosystems* 10:1278-1286.

- Huse K, Solheim H og Venn K. 1994. Råte i gran registrert på stubber etter hogst vinteren 1992. (Summary: Stump inventory of root and butt rots in Norway spruce cut in 1992). Rapport fra Skogforsk 23: 1-26.
- Hylen G og Granhus A. Manuskript. Decay frequency models for Norway spruce using National Forest Inventory data.
- Häkkinen M, Heikkinen J og Mäkipää R. 2011. Soil carbon stock increases in the organic layer of boreal middle-aged stands. *Biogeosciences* 8: 1279-1289.
- Högberg MN, Briones MJ, Keel KS, Metcalfe DB, Campbell C, Milwood AJ, Thornton BT, Hurry V, Linder S, Näsholm T og Högberg P. 2010. Quantification of effects of season and nitrogen supply on tree below-ground carbon transfer to ectomycorrhizal fungi and other soil organisms in a boreal pine forest. *New Phytologist* 187: 485-493.
- Högberg P, Johannisson C, Yarwood S, Callesen I, Näsholm T, Myrold D og Högberg MN. 2011. Recovery of ectomycorrhiza after "nitrogen saturation" of a conifer forest. *New Phytologist* 189: 515-525.
- IPCC 2001. Climate Change 2001: Synthesis Report. Summary for Policymakers. IPCC Third Assessment Report. <http://www.ipcc.ch/pdf/climate-changes-2001/synthesis-spm/synthesis-spm-en.pdf>
- IPCC 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V og Midgley PM (red.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 s.
- IPCC 2014. Summary for Policymakers. I: Climate Change 2014, Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer O, Pichs-Madruga R, Sokona Y, Farahani E, Kadner S, Seyboth K, Adler A, Baum I, Brunner S, Eickemeier P, Kriemann B, Savolainen J, Schlömer S, von Stechow C, Zwickel T og Minx JC (red.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jackson BG, Nilsson M-C og Wardle DA. 2013. The effects of the moss layer on the decomposition of intercepted vascular plant litter across a post-fire boreal forest chronosequence. *Plant and Soil* 367:199-214.
- Jacobson S, Kukkola M, Mälkönen E og Tveite B. 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129: 41-51.
- Jandl R, Lindner M, Vesterdal L, Bauwens B, Baritz R, Hagedorn F, Johnson DW, Minkinen K og Byrne KA. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253-268.
- Jarvis PG, Ibrom A og Linder S. 2005. 'Carbon forestry': managing forests to conserve carbon. I: Griffiths H, Jarvis PG (red.), *The carbon balance of forest biomes*. Taylor & Francis, Oxon, New York, pp. 331-349.
- Jobbágy EG og Jackson, RB. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10: 423-436.
- Johansson M. 1994. The Influence of soil scarification on the turn-over rate of slash needles and nutrient release. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 170-179.
- Johnson DW. 1992 Effects of forest management on soil carbon storage. *Water, Air, and Soil Pollution* 64: 83-121.
- Johnson DW og Curtis PS. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140: 227-238.
- Jones MD, Twieg BD, Ward V, Barker J, Durall DM og Simard SW. 2010. Functional complementarity of Douglas-fir ectomycorrhizas for extracellular enzyme activity after wildfire or clearcut logging. *Functional Ecology* 24: 1139-1151.

- Jonsson M og Wardle DA. 2008. Context dependency of litter-mixing effects on decomposition and nutrient release across a long-term chronosequence. *Oikos* 117: 1674-1682.
- Jurgensen M, Tarpey R, Pickens J, Kolka R og Palik B. 2012. Long-term effect of silvicultural thinnings on soil carbon and nitrogen pools. *Soil Science Society of America Journal* 76: 1418-1425.
- Kamimura K, Kitagawa K, Saito S og Mizunaga H. 2012. Root anchorage of hinoki (*Chamaecyparis obtuse* (Sieb. Et Zucc.) Endl.) under the combined loading of wind and rapidly supplied water on soil: analyses based on tree-pulling experiments. *European Journal of Forest Research* 131: 219-227.
- Karltun E, Saarsalmi A, Ingerslev M, Mandre M, Andersson S, Gaitnieks T, Ozolinčius R og Varnagirytė-Kabašinskienė I. 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks, I: Röser D, Asikainen A, Raulund-Rasmussen K og Stupak I (red.), *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy – a Synthesis with Focus on the Nordic and Baltic Region. Managing Forest Ecosystems v. 12*, Springer, s. 79-108.
- Kenk G og Guehne S. 2001. Management of transformation in central Europe. *Forest Ecology and Management* 151: 107-119.
- Kimmins JP. 1987. *Forest ecology*. Macmillan Publishing Company, New York. 529 s.
- Kira T og Shidei T. 1967. Primary production and turnover of organic matter in different forest ecosystems of the Western Pacific. *Japanese Journal of Ecology* 17: 70--87.
- Kjønaas OJ og Stuanes AO. 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 - 465.
- Kjønaas OJ, Skre O, Strand LT, Børja I, Clarke N, de Wit HA, Eldhuset TD og Lange, H. Manuskript. Understorey vegetation matters: Above- and belowground carbon and nitrogen pools and accumulation rates in a Norway spruce forest chronosequence in Norway.
- Kleber M. 2010. What is recalcitrant soil organic matter? *Environmental Chemistry* 7: 320-332.
- Kleja B D, Svensson, M, Majdi H, Jansson P-E, Langvall O, Bergkvist B, Johansson M-B, Weslien P, Truusb L, Lindroth A og Ågren G. 2008. Pools and fluxes of carbon in three Norway spruce ecosystems along a climate gradient in Sweden. *Biogeochemistry* 89: 7-25.
- Knorr M, Frey SD og Curtis PS. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis. *Ecology* 86: 3252-3257.
- Korkama T, Fritze H, Pakkanen A og Pennanen T. 2007. Interactions between extraradical ectomycorrhizal mycelia, microbes associated with mycelia and growth rate of Norway spruce (*Picea abies*) clones. *New Phytologist* 173: 798-807.
- Kull O og Koppel A. 1987. Net photosynthetic response to light intensity of shoots from different crown positions and age in *Picea abies* (L.) Karst. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2: 157-166.
- Kurz WA, Shaw CH, Boisvenue C, Stinson G, Metsaranta J, Leckie D, Dyk A, Smyth C og Neilson ET. 2013. Carbon in Canada's boreal forests – A synthesis. *Environmental Reviews* 21: 260-292.
- 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.
- Laiho O, Lähde E og Pukkala T. 2011. Uneven- vs even-aged management in Finnish boreal forests. *Forestry* 84: 547-556.
- Lambers H, Chapin III FS og Pons TL. 1998. *Plant physiological ecology*. Springer. 540 s ISBN 0-387-98326-0.
- Landsberg JJ og Gower ST. 1997. *Applications of physiological ecology to forest management. I: Mooney HA (red.) Physiological Ecology*. Academic Press, San Diego, USA. 354 s.
- Laporte MF, Duchesne LC og Morrison IK. 2002. Effect of clearcutting, selection cutting, shelterwood cutting and microsites on soil surface CO₂ efflux in a tolerant hardwood ecosystem of northern Ontario. *Forest Ecology and Management* 174: 565-575.

- Lasch P, Badeck F-W, Suckow F, Lindner M og Mohr P. 2005. Model-based analysis of management alternatives at stand and regional level in Brandenburg (Germany). *Forest Ecology and Management* 207: 59–74.
- Law BE, Sun OJ, Campbell J, Van Tuyl S og Thornton PE. 2003. Changes in carbon storage and fluxes in a chronosequence of ponderosa pine. *Global Change Biology* 9: 510-524.
- Lazaruk LW, Kernaghan G, Macdonald SE og Khasa D. 2005. Effects of partial cutting on the ectomycorrhizae of *Picea glauca* forests in northwestern Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1442-1454.
- Li S, Du Y, Guo P, Guo L, Qu K og He J. 2014. Effects of different types of N deposition on the fungal decomposition activities of temperate forest soils. *Science of the Total Environment* 497: 91-96.
- Linder P. 1998. Structural changes in two virgin boreal forest stands in central Sweden over 72 years. *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 451-461.
- Liski J, Ilvesniemi H, Mäkelä A og Starr M. 1998. Model analysis of the effects of soil age, fires and harvesting on the carbon storage of boreal forest soils. *European Journal of soil Science* 49: 407-416.
- Liski J, Pussinen A, Pingoud K, Mäkipää R og Karjalainen T. 2001. Which rotation length is favourable for carbon sequestration? *Canadian Journal of Forest Research* 31: 2004-2013.
- Liski J, Palosuo T, Peltoniemi M og Sievänen R, 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189: 168-182.
- Liu Y, Yu G, Wang Q og Zhang Y. 2014 How temperature, precipitation and stand age control the biomass carbon density of global mature forests. *Global Ecology and Biogeography* 23: 323-333.
- Lundmark J-E. 1988. Skogsmarkens Ekologi. Ståndortsanpassad Skogsbruk. Del 2 – Tillämpning. Skogsstyrelsen, Sverige.
- Lundqvist L. 1989. Blädning i granskog. Strukturförändringar, volymtillväxt, inväxning och föryngring på försöksytor skötta med stamvis blädning. Avhandling. Institutionen för skogsskötsel, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå. 21 s. + vedlegg. ISBN 91-576-3837-3.
- Lundqvist L og Fridman E. 1996. Influence of local stand basal area on density and growth of regeneration in uneven-aged *Picea abies* stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 364-369.
- Lundqvist L, Spreer S og Karlsson C. 2013. Volume production in different silvicultural systems for 85 years in a mixed *Picea abies*–*Pinus sylvestris* forest in central Sweden. *Silva Fennica* 47 (1). Article id 897. 14 s.
- Luysaert S, Schulze E-D, Borner A, Knohl A, Hessenmöller D, Law BE, Ciais P og Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213–215.
- Lähde E, Laiho O, Norokorpi Y og Saksa T. 2002. Development of Norway spruce dominated stands after single-tree selection and low thinning. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 1577-1584.
- Maaroufi NI, Nordin A, Hasselquist NJ, Bach LH, Palmqvist K og Gundale MJ. 2015. Anthropogenic nitrogen deposition enhances carbon sequestration in boreal soils. Manuscript accepted for publication.
- Mallik AU og Hu D. 1997. Soil respiration following site preparation treatments in boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management* 97: 265-275.
- Marklund LG. 1987. Biomass functions for Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst.) in Sweden (Biomassfunktioner för gran I Sverige). Institutionen för skogstaxering, Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 43: 1-127.
- Marklund LG. 1988. Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport 45: 1-73.
- Marshall VG. 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133:43-60.

- Masera OR, Garza-Caligaris JF, Kanninen M, Karjalainen T, Liski J, Nabuurs GJ, Pussinen A, de Jong BHJ og Mohren GMJ. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164: 177–199.
- Meteorologisk Institutt. 2014. Forskernes beregninger av temperatur- og nedbørnormal for år 2071 - 2100 for Oslo – Blindern. Lest 16.11.2014. <http://met.no/Oslo.9UFRLW5c.ips>
- Michalzik B, Tipping E, Mulder J, Gallardo Lancho JF, Matzner E, Bryant C, Clarke N, Lofts S og Vicente Esteban MA. 2003. Modelling the production and transport of dissolved organic carbon in forest soils. *Biogeochemistry* 66: 241-264.
- Miller HG. 1984. Dynamics of nutrient cycling in plantation ecosystems. I: Bowen GB og Nambiar EKS (red.). *Nutrition of Plantation Forests*. Academic Press, New York, USA. s. 53-78.
- Moroni MT, Hagemann U og Beilmann D. 2010. Dead-wood is buried and preserved in a Labrador boreal forest. *Ecosystems* 13: 452-458.
- Moroni, MT, Morris DM, Shaw C, Stokland JN, Harmon ME, Fenton NJ, Merganičová K, Merganič J, Okabe K og Hagemann U. 2015. Buried wood: a common yet poorly documented form of deadwood. *Ecosystems*. in press.
- Muukkonen P og Mäkipää R. 2006. Empirical biomass models of understory vegetation in boreal forests according to stand and site attributes. *Boreal Environment Research* 11: 355-369.
- Nadelhoffer KJ, Aber JD og Melillo JM. 1985. Fine roots, net primary production, and soil nitrogen availability: A new hypothesis. *Ecology* 66: 1377-1390.
- Nave LE, Vance ED, Swanston CW og Curtis PS. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259: 857-866.
- Nieminen M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica* 38: 123-132.
- Nilsen P og Haveraaen O. 1982. En analyse av tilvekst i gamle granbestand. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning 13: 1-38.
- Nilsen P og Strand LT. 2008. Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand after 33 years. *Forest Ecology and Management* 256: 201-208.
- Nilsen P, Hobbelstad K og Clarke N. 2008. Opptak og utslipp av CO₂ i skog. Vurdering av omløpstid, hogstmetode og hogstfredning for CO₂-binding i jord og trær. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 06/2008. 24 s.
- Nilsen P og Strand LT. 2013. Carbon stores and fluxes in even- and uneven-aged Norway spruce stands. *Silva Fennica* 47(4) id 1024.
- Nilsson LO og Wallander H. 2003. The production of external mycelium by ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce forest was reduced in response to nitrogen fertilization. *New Phytologist* 158: 409-416.
- Nilsson LO og Wiklund K. 1995. Indirect effects of N and S deposition on a Norway spruce ecosystem. An update of findings within the Skogaby project. *Water Air and Soil Pollution* 85: 1613-1622.
- NIR 2014. Greenhouse Gas Emissions 1990-2012, National Inventory Report. Norwegian Environment Agency. Report M-137 – 2014. 474 s.
- Næsset E. 1999. Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 372-381.
- Nørgård-Nielsen C. 2001. Vejledning i styrelsen af stormfasthed og sundhed i nåletræbevoksninger. *Dansk Skovbrugs Tidsskrift* 4/01: 216-263.
- Odum EP. 1969. Strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.

- O’Gorman E, Benstead J P, Cross W F, Friberg N, Hood J M, Johnson PW, Sigurdsson B D og Woodward G. 2014. Climate change and geothermal ecosystems: natural laboratories, sentinel systems, and future refugia. *Global Change Biology* 20(11): 3291–3299.
- Olsson BA, Staaf H, Lundkvist H, Bengtsson J og Rosén, K. 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19-32.
- Olsson MT, Erlandsson M, Lundin L, Nilsson T, Nilsson Å og Stendahl J. 2009. Organic Carbon Stocks in Swedish Podzol Soils in Relation to Soil Hydrology and Other Site Characteristics. *Silva Fennica* 43(2): 209-222.
- Palviainen M, Finér L, Mannerkoski H, Piirainen S og Starr M. 2005. Changes in the above- and below-ground biomass and nutrient pools of ground vegetation after clear-cutting of a mixed boreal forest. *Plant Soil* 275: 157-167.
- Peltola H, Kellomäki S, Väisänen H og Ikonen VP. 1999. A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce, and birch. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 647-661.
- 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: 2078-2091.
- Peltre C, Fernandez JM, Craine JM. og Plante AF. 2013. Relationships between Biological and Thermal Indices of Soil Organic Matter Stability Differ with Soil Organic Carbon Level. *Soil Science Society of America Journal* 77: 2020-2028
- Petersson H og Ståhl G. 2006. Functions for below-ground biomass of *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Betula pendula* and *Betula pubescens* in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, Supplement 7: 84-93.
- Piirainen S, Finér L, Mannerkoski H og Starr M. 2004. Effects of forest clear-cutting on the sulphur, phosphorus and base cations fluxes through podzolic soil horizons. *Biogeochemistry* 69: 405-424.
- Pregitzer KS og Euskirchen ES. 2004. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology* 10: 252-277.
- Prescott CE. 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management* 95: 253-260.
- Prescott CE. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220:66-74.
- Prescott CE. 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101:133-149.
- Prescott CE, Blevins LL og Staley CL. 2000a. Effects of clear-cutting on decomposition rates of litter and forest floor in forests of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1751-1757.
- Prescott CE, Maynard DG og Laiho R. 2000b. Humus in northern forests: friend or foe? *Forest Ecology and Management* 133: 23-36.
- Prescott CE, Hope GD og Blevins LL. 2003. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 2210-2220.
- Proe MF og Dutch J. 1994. Impact of whole-tree harvesting on second-rotation growth of Sitka spruce: the first 10 years. *Forest Ecology and Management* 66: 39-54.
- Purves DW, Caspersen JP, Moorcroft PR, Hurtt GC og Pacala SW. 2004. Human-induced changes in US biogenic volatile organic compound emissions: evidence from long-term forest inventory data. *Global Change Biology* 10: 1737–1755.
- Pussinen A, Karjalainen T, Mäkipä R, Valsta L og Kellomäki S. 2002. Forest carbon sequestration and harvests in Scots pine stand under different climate and nitrogen deposition scenarios. *Forest Ecology and Management* 158: 103-115.

- Pötzelberger E og Hasenauer H. 2015. Soil change after 50 years of converting Norway spruce dominated age class forests into single tree selection forests. *Forest Ecology and Management* 338: 176-182.
- Qiao Y, Miao S, Silva LCR og Horwath WR. 2014. Understory species regulate litter decomposition and accumulation of C and N in forest soils: a long-term dual-isotope experiment. *Forest Ecology and Management* 329: 318-327.
- Rasse DP, Rumpel C og Dignac MF. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil* 269: 341-356.
- Raulund-Rasmussen K, Stupak I, Clarke N, Callesen I, Helmisaari H-S, Karlton E og Varnagiryte-Kabašinskienė I. 2008. Effects of very intensive biomass harvesting on short and long term site productivity. I: Röser D, Asikainen A, Raulund-Rasmussen K og Stupak I (red.), *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy – a Synthesis with Focus on the Nordic and Baltic Region. Managing Forest Ecosystems v. 12, Springer, s. 31-78.*
- Rautiainen M, Stenberg P, Möttöus M og Manninen T. 2011. Radiative transfer simulations link boreal forest structure and shortwave albedo. *Boreal Environment Research* 16: 91-100.
- Read DJ, Leake JR og Perez-Moreno J. 2004. Mycorrhizal fungi as drivers of ecosystem processes in heathland and boreal forest biomes. *Canadian Journal of Botany* 82: 1243-1263.
- Read DJ og Perez-Moreno J. 2003. Mycorrhizas and nutrient cycling in ecosystems – a journey towards relevance? *New Phytologist* 157:475–492.
- Rouvinen S. og Kouki J. 2002. Spatiotemporal availability of dead wood in protected old-growth forests: a case study from boreal forests in eastern Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 317-329.
- Rumpel C, Kögel-Knabner I og Bruhn F. 2002. Vertical distribution, age, and chemical composition of organic carbon in two forest soils of different pedogenesis. *Organic Geochemistry* 33: 1131-1142.
- Ryan MG og Waring RH. 1992. Maintenance respiration and stand development in a subalpine lodgepole pine forest. *Ecology* 73: 2100-2108.
- Ryan MG, Binkley D og Fownes JH. 1997a. Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Advances in Ecological Research* 27: 214-262.
- Ryan MG, Lavigne MB og Gower ST. 1997b. Annual carbon cost of autotrophic respiration in boreal forest ecosystems in relation to species and climate change. *Journal of geophysical Research* 102: 28871-28883.
- Saksa T og Valkonen S. 2011. Dynamics of seedling establishment and survival in uneven-aged boreal forests. *Forest Ecology and Management* 261:1409–1414.
- Sariyildiz T. 2008. Effects of gap-size classes on long-term Litter decomposition rates of beech, oak and chestnut species at high elevations in Northeast Turkey. *Ecosystems* 11: 841-853.
- Savill P, Evans J, Auclair D og Falck J. 1997. *Plantation silviculture in Europe*. Oxford University Press. 297 s. ISBN 0-19-854909-1.
- Scharenbrock BC og Bockheim JG 2008. Gaps and soil C dynamics in old growth northern Hardwood-hemlock forests. *Ecosystems* 11: 426-441.
- Schelhaas MJ, Nabuurs GJ og Schuck A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620-1633.
- Schliemann SA og Bockheim JG. 2014. Influence of gap size on carbon and nitrogen biogeochemical cycling in northern hardwood forests of the Upper Peninsula, Michigan. *Plant and Soil* 377: 323-335.
- Schmidt M, Macdonald S og Rothwell R. 1996. Impacts of harvesting and mechanical site preparation on soil chemical properties of mixed-wood boreal forest sites in Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 76: 531–540.

- Schmidt MWI, Torn MS, Abiven S, Dittmar T, Guggenberger G, Janssens IA, Kleber M, Koegel-Knabner I, Lehmann J, Manning DAC, Nannipieri P, Rasse DP, Weiner S og Trumbore SE. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478: 49-56.
- Schoettle AW. 1994. Influence of tree size on shoot structure and physiology of *Pinus contorta* and *Pinus aristata*. *Tree Physiology* 14: 1055-1068.
- Schütz J-Ph. 1989. Der Plenterbetrieb. Fachbereich Waldbau ETH, Zürich. 54 s.
- Scott CE, Rap A, Spracklen DV, Forster PM, Carslaw CS, Mann GW, Pringle KJ, Kivekäs N, Kulmala N, Lihavainen H og Tunved P. 2014. The direct and indirect radiative effects of biogenic secondary organic aerosol. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14: 447-470,
- Seedre M, Shrestha BM, Chen HYH, Colombo S og Jögiste K. 2011. Carbon dynamics of North American boreal forests after stand replacing wildfire and clearcut logging. *Journal of Forest Research* 16:168-183.
- Seedre M, Kopáček J, Janda P, Bače R og Svoboda M. Carbon pools in a montane old-growth Norway spruce ecosystem in Bohemian Forest: Effects of stand age and elevation. *Forest Ecology and Management* 346: 106-113.
- Seely B, Welham C og Kimmins H. 2002. Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model FORECAST. *Forest Ecology and Management* 169: 123–135.
- Seidl R, Rammer W, Lasch P, Badeck F-W og Lexer MJ. 2008. Does conversion of even-aged, secondary coniferous forests affect carbon sequestration? A simulation study under changing environmental conditions. *Silva Fennica* 42: 369–386.
- Sigurdsson BD, Leblans N, Oddsdottir ES, Maljanen M og Janssens IA. 2014. Effects of geothermal soil warming on soil carbon and nutrient processes in a Sitka spruce plantation, Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 316: 11-13.
- Siitonen J, Martikainen P, Punttila P og Rauh J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211–225.
- Simard SW. 2009. The foundational role of mycorrhizal networks in self-organization of interior Douglas-fir forests. *Forest Ecology And Management* 258: 95-107.
- Smith SE og Read DJ 1997. Mycorrhizal symbiosis. Academic Press, London.787 s. ISBN 978-0-12-370526-6.
- Smithwick EAH, Harmon MA, Remillard SM, Acker SA og Franklin JF. 2002. Potential upper bounds of carbon stores in forests of the pacific northwest. *Ecological Applications* 12: 1303-1317.
- Sogn TA, Stuanes AO og Abrahamsen G. 1999. The capacity of forest soil to absorb anthropogenic N. *Ambio* 28: 346-349.
- Solberg S, Andreassen K, Antón Fernández C, Børja I, Čermák J, Dalsgaard L, Eklundh L, Garcia M, Gessler A, Godbold DL, Hentschel R, Kayler Z, Madsen P, Nadezhdina N, Rosner S, Světlík J, Tollefsrud MM, Tveito OE og Øyen B-H. 2013. Grantørkeprosjektet. Sluttrapport. Rapport fra Skog og landskap 22/13. 27 s.
- Solberg S, Lohne TP, von Lüpke N og Tarp P. 2014. Risikofaktorer for stormskader: Analyse basert på skader etter Dagmar. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 01/14. 12 s.
- Song F, Fan X og Song R. 2010. Review of mixed forest litter decomposition researches *Acta Ecologica Sinica* 30: 221–225.
- Spielvogel S, Prietzel J og Kögel-Knabner I. 2006. Soil organic matter changes in a spruce ecosystem 25 years after disturbance. *Soil Science Society of America Journal* 70: 2130-2145.
- StAAF H og Olsson BA. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 305-310.
- Stamnes VSG, Solberg S og Solheim H. 2000. En analyse av råtefrekvens i eldre granskog ut fra skoglige, klimatiske og edafiske faktorer. Rapport fra skogforskningen 17: 1-16.

- Storaunet KO, Eriksen R og Rolstad J. 2011. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 15/2011. 44 s.
- Strand LT, de Wit, HA, Callesen I og Dalsgaard L. Factors determining the distribution of carbon stocks in Norwegian forest soils. Manuskript.
- Sun OJ, Campbell J, Law BE og Wolf V. 2004. Dynamics of carbon stocks in soils and detritus across chronosequences of different forest types in the Pacific Northwest, USA. *Global Change Biology* 10: 1470-1481.
- Surakka, H, Sirén M, Heikkinen J og Valkonen S. 2011. Damage to saplings in mechanized selection cutting in uneven-aged Norway spruce stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26: 232-244.
- Svensson M, Jansson P-E og Kleja DB 2008. Modelling soil C sequestration in spruce forest ecosystems along a Swedish transect based on current conditions. *Biogeochemistry* 89: 95-119.
- Søgaard G, Astrup R, Anton-Fernandez C, Dalsgaard L, Borgen S og von Lüpke N. upubl. Framskrivninger for skog og andre landarealer (LULUCF-sektoren). Notat datert 22.8.2014. 25 s.
- Thor M, Ståhl G og Stenlid J. 2005. Modelling root rot incidence in Sweden using tree, site and stand variables. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20: 165-176.
- Thuille A, Buchmann N og Schulze E-D. 2000 Carbon stocks and soil respiration rates during deforestation, grassland use and subsequent Norway spruce afforestation in the Southern Alps. *Italy Tree Physiology* 20: 849–857
- Treseder KK. 2004. A meta-analysis of mycorrhizal response to nitrogen, phosphorus, and atmospheric CO₂ in field studies. *New Phytologist* 164: 347-355.
- Treseder KK, Turner KM og Mack MC. 2007. Mycorrhizal responses to nitrogen fertilization in boreal ecosystems: potential consequences for soil carbon storage. *Global Change Biology* 13: 78-88.
- Tveite B og Hanssen KH. 2013. Whole-tree thinnings in stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*): Short- and long-term growth results. *Forest Ecology and Management* 298: 52–61.
- Unger N. 2014. Human land-use-driven reduction of forest volatiles cools global climate. *Letters. Nature Climate Change* 4: 907-910.
- Van Miegroet H og Olsson M. 2011. Ecosystem disturbance and soil organic carbon – a review. I: Jandl R, Rodeghiero M og Olsson M (red.). *Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems: From Science to Land management*. s. 85-117. John Wiley & sons, Ltd.
- Vejre H, Callesen I, Vesterdal L og Raulund-Rasmussen K. 2003. Carbon and nitrogen in Danish forest soils – contents and distribution determined by soil order. *Soil Science Society of America Journal* 67: 335-343.
- Vesterdal L, Clarke N, Sigurdsson BD og Gundersen P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management* 309: 4-18.
- Vesterdal L, Dalsgaard M, Felby C, Raulund-Rasmussen K og Jørgensen BB. 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 77: 1-10.
- Vesterdal L, Jørgensen FV, Callesen I og Raulund-Rasmussen K. 2002. Skovjordens kulstoflager – sammenligning med agerjorde og indflydelse af intensiveret biomasseudnyttelse, I: Christensen BT (red.), *Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug*. DJF rapport Markbrug 72: 14-28.
- Viken KO. 2012. Biomass equations and biomass expansion factors (BEFs) for pine (*Pinus spp*), spruce (*Picea spp.*) and broadleaved dominated stands in Norway. Mastergradsoppgave ved Institutt for naturforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap. 43 s. + vedlegg
- Wallander H, Johansson U, Sterkenburg E, Brandström Durling M og Lindahl BD. 2010. Production of ectomycorrhizal mycelium peaks during canopy closure in Norway spruce forests. *New Phytologist* 187: 1124-1134

- Walmsley JD, Jones DL, Reynolds B, Price MH og Healey JR. 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management* 257: 1104-1111.
- Wardle DA., Hörnberg G, Zackrisson O, Kalela-Brundin M og Coomes DA. 2003. Long-term effects of wildfire on ecosystem properties across an island area gradient. *Science* 300: 972–975.
- Wardle DA, Jonsson M, Bansal S, Bardgett RD, Gundale MJ og Metcalfe DB. 2012. Linking vegetation change, carbon sequestration and biodiversity: insights from island ecosystems in a long-natural experiment. *Journal of Ecology* 100: 16-30.
- Waring RH og Schlesinger WH. 1985. *Forest Ecosystems: Concepts and Management*: Academic Press, Orlando, Florida.
- Worrell R. 1983. Damage by the spruce bark beetle in south Norway 1970-80: a survey, and factors affecting its occurrence. *Meddelelser fra Norsk institutt for skogforskning* 38: 1-34.
- Wäldchen J, Schulze E-D, Schöning I, Schrumpf M og Sierra C. 2013. The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. *Forest Ecology and Management* 289: 43-254.
- Wirth C og Lichstein JW. 2009. The imprint of species turnover on old-growth forest carbon balances - insights from a trait-based model of forest dynamics. I: Wirth C, Gleixner G og Heimann M. (red.) *Old-Growth Forests - function, fate and value*. s. 81-113. Springer Verlag.
- Yanai RD, Currie WS og Goodale CL. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems* 6: 197-212.
- Yoder BJ, Ryan MG, Waring RH, Schoettle AW og Kaufmann MR. 1994. Evidence of reduced photosynthetic rates in old trees. *Forest Science* 40: 513-527.
- Zhou D, Zhao Q, Liu S, Oeding J. 2013. A meta-analysis on the impacts of partial cutting on forest structure and carbon storage. *Biogosciences* 10: 3691-3703.
- Örlander G, Egnell G og Albrektson A. 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management* 86: 27-37.
- Øyen, B.H. 2000. Naturlig avgang i gran- og furuskog. Rapport fra skogforskningen 3/00. 24 s.
- Aarnes H. 2003. Økologi. Sist oppdatert 23-08-2006.
<http://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/okologi/okologi.pdf>
- Ågren GI, Bosatta E og Balesdent J. 1996. Isotope discrimination during decomposition of organic matter: A theoretical analysis. *Soil Science Society America Journal* 60, 1121 - 1126.

VEDLEGG 1 - ORDLISTE

Norsk	Engelsk	Forklaring
Autotrof respirasjon	Autotrophic Respiration, Ra	Trærne og andre grønne planters respirasjon (over og under bakken) for å opprettholde funksjoner som vekst, forsvar og reproduksjon (Nilsen mfl. 2008).
Bestand	Stand	Et bestand er et mindre areal som er ensartet med hensyn til utviklingstrinn, produksjonsevne, og treslag
Bledning / Bledningshogst	Selection cutting	Lukket hogstform som innebærer en gradvis foryngelse av skogen. En går inn med korte mellomrom (for eksempel 5-20 år) og tar ut enkeltrær eller små grupper av trær slik at en skaper rom for nye trær til å etablere seg. I en skog behandlet med bledningshogst skal det til en hver tid finnes trær av ulike størrelser i bestandet..
Bonitet	Site index	Indeks som rangerer markas evne til å produsere trevirke. I Norge anvendes høydebonitet (H_{40}) som tar utgangspunkt i gjennomsnittshøyden av de 100 grøvste trær (i henhold til diameter i brysthøyde) per hektar ved en referansealder på 40 år i brysthøyde (1,3 meter over bakkenivå). Ved fastsetting av boniteten blir alderen om nødvendig nedjustert i forhold til reell alder, dersom de dominerende trærne har vokst unormalt sakte i ungdommen på grunn av konkurranse fra overstandere. Boniteten oppgis normalt i 3-meters klasser, med midtverdien som indeks. Dermed vil for eksempel bonitetsklasse 11 omfatte skog med høydebonitet fra 9,5 til 12,5 meter. Man angir bonitetsindeksen med en bokstav for hvert treslag først, for eksempel G11 for et grandominert bestand.
Brutto primærproduksjon (Brutto fotosyntese)	Gross Primary Production, GPP	1. Mengden energi fiksert gjennom fotosyntesen per areal og tidsenhet (Aarnes 2003). 2. Trærne og andre grønne planters brutto opptak av CO_2 (Nilsen mfl. 2008).
Brysthøyde-diameter ($D_{1,3}$)	Diameter at breast height, DBH	Diameter til et tre målt 1,3 m over midlere bakkenivå
Forlenget omløpstid	Increased rotation age	I denne rapporten er forlenget omløpstid definert som skog som overholdes i 20 – 50 år utover det som regnes som normal hogstmodenhetsalder (se « <i>normal hogstmodenhetsalder</i> ») før den avvirkes.
Gammel skog	Mature forest	I denne rapporten benyttes begrepet gammel skog om skog som er eldre enn normal hogstmodenhetsalder.
Heterotrof respirasjon	Heterotrophic Respiration, Rh	Respirasjonen forårsaket av nedbrytning av organisk materiale i jord (Nilsen mfl. 2008)

Norsk	Engelsk	Forklaring
Hogstklasse		<p>Uttrykk for et skogbestands utvikling i fem trinn fra etablering fram mot hogstmoden skog:</p> <ul style="list-style-type: none"> • hogstklasse 1 – skog under forynging • hogstklasse 2 – foryngelse og ungskog • hogstklasse 3 – yngre produksjonsskog • hogstklasse 4 – eldre produksjonsskog • hogstklasse 5 – hogstmoden skog <p>Hogstklasse for et skogbestand bestemmes med utgangspunkt i bestandets alder i forhold til boniteten. Dette innebærer at nedre bestandsaldersgrense for hogstklassene 2 - 5 øker med avtakende bonitet.</p>
Ikke-respirasjons tap	Non-respiratory loss, L	<p>Tap av karbon gjennom brann, hogst og jordvann (Framstad mfl. 2013)</p> <p>Nilsen mfl. (2008) inkluderer kun tap av levende biomasse i sin definisjon (og ikke karbon som løses opp i jordvann).</p>
Løst organisk karbon (oppløst organisk karbon)	Dissolved organic carbon, DOC	Løst organisk karbon (DOC) er en bred klassifisering for organiske molekyler av forskjellig opprinnelse og komposisjon i akvatiske systemer. Den løste delen av organisk karbon er en operativ klassifisering. Mange forskere bruker begrepet løst for forbindelser under 0,45 mikrometer, men 0,22 mikrometer er også vanlig, da brukes begrepet «kolloidalt» for litt større partikler.
Netto primærproduksjon	Net Primary Production, NPP	Differensen mellom brutto primærproduksjon (GPP) og planterespirasjon (Hoen mfl. 2007, Nilsen mfl. 2008, Framstad mfl. 2013).
Netto økosystemproduksjon	Net Ecosystem Productivity, NEP	<p>1. Forskjellen mellom brutto primærproduksjon og respirasjon (GPP - Ra - Rh) (Schulze mfl. 1999, i Framstad mfl. 2013)</p> <p>2. Endring av karbonlager innen et økosystem (Randerson mfl. 2002, i Framstad mfl. 2013), noe som også inkluderer tap av karbon gjennom andre prosesser enn respirasjon (men ikke virke som går ut av økosystemet).</p> <p>3. Netto primærproduksjon minus heterotrof respirasjon: $NEP = NPP - Rh$ (Liski mfl. 2006, i Framstad mfl. 2013).</p> <p>Netto produksjon i økosystemet, inkludert endringer i karbonlager i jord og avdøing av virke: $NEP = GPP - Rh - Ra - L$ (Nilsen mfl. 2008).</p> <p>Både Liski mfl. (2006) og Nilsen mfl. (2008) sin definisjon inkluderer tap av virke gjennom hogst.</p>
Netto økosystemutveksling	Net Ecosystem Exchange, NEE	<p>Differansen mellom NPP og mikrobiell mineralisering (jordrespirasjon).» (Hoen mfl. 2007).</p> <p>Netto utveksling av CO₂ mellom økosystemet og atmosfæren (Nilsen mfl. 2008).</p>

Norsk	Engelsk	Forklaring
Normal hogstmodenhetsalder		Når gjennomsnittlig, årlig middeltilvekst er størst (middeltilvekstens kulminasjon). Det er beregnet gjennomsnittlig alder ved denne kulminasjonen for forskjellige boniteter og treslag, og det er dette som regnes som nedre aldersgrense for hogstklasse 5. For gran er dette fra 60 – 120 års totalalder (for henholdsvis bonitet 23 – 6).
Organisk karbon i jord	Soil organic carbon, SOC	Karbon i jord i alle kjemiske forbindelser som normalt finnes i jord unntatt karbonat, bikarbonat, karbonsyre og karbondioksid.
Organisk sjikt	Organic layer	Sjikt, ofte øverst i jordprofilen, med høyt innhold av mer eller mindre nedbrutte organiske rester. Omtales også som organisk lag eller humuslag. Kan deles inn i ulike lag (L, F, H) for en mer detaljert beskrivelse. L er strø, F er organisk materiale i delvist nedbrukt tilstand, H er organisk materiale som humus.
Torvjord	Organic soil, peat	«Torvjord, tidligere kalt myrjord, jord som i det vesentlige er sammensatt av mer eller mindre fortorvede eller formoldede organiske stoffer. Myrjord skiller seg klart fra mineraljordartene.» (Store Norske Leksikon, https://snl.no/torviord)
Tynning	Thinning	Uttak av trær i bestandet der hensikten er å gi de gjensatte trærne bedre utviklingsmuligheter ved å redusere konkurransen om lys, vann, næring, og å høste trær som ellers ville gått tapt gjennom naturlig avgang. Ved å sette igjen de kvalitativt beste trærne fordeles også tilveksten fram til slutthogst på de mest verdifulle trærne, slik at en potensielt kan oppnå en kvalitetsforbedring. Tynning utføres når en kan ta ut nyttbart virke, det vil si etter at bestandet har nådd hogstklasse 3. Praksis i Norge varierer betydelig, fra ingen til flere tynningsinngrep gjennom et omløp. Tynningsfritt skogbruk er i dag også vanlig, særlig i granskog.