



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Effekter på karbondynamikk, miljø, og næring ved økt bruk av lukkede hogstformer

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 48 | 2024



Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Norsk institutt for naturforvaltning (NINA) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

TITTEL/TITLE

Effekter på karbondynamikk, miljø og næring ved økt bruk av lukkede hogstformer

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Granhus, Aksel; Antón-Fernández, Clara; de Wit, Heleen; Hanssen, Kjersti Holt; Høistad Schei, Frida; Jacobsen, Rannveig Margrete; Jansson, Ulrika; Korpunen, Heikki; Mohr, Christian Wilhelm; Nordén, Jenni; Rolstad, Jørund; Sevillano, Ignacio; Solberg, Svein; Storaunet, Ken-Olaf; Vergarechea, Marta.

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
04.04.2024	10/48/2024	Åpen	53573	23/01052
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03499-5	2464-1162	100	0	

OPPDAGSGIVER/EMPLOYER:

Oppdragsgiver

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Kontaktperson

STIKKORD/KEYWORDS:

biologisk mangfold, fagsystem for økologisk tilstand, karbonlagring, karbonopptak, lukket hogst, hogstformer, naturindeks, skogbruk, vannkvalitet, økologisk tilstand indikatorer,

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

SAMMENDRAG/SUMMARY:

Miljødirektoratet har gitt NIBIO, NINA og NIVA i oppdrag å vurdere hvilken effekt økt bruk av lukkede hogstformer kan ha for karbonlagring i skog, biodiversitet, økologisk tilstand, vannkvalitet og skognæring. Oppdraget er utført ved hjelp av gjennomgang av relevant litteratur, data fra Landsskogtakseringen, modellbaserte simuleringer og ekspertvurderinger. For nærmere beskrivelse av oppdraget og hovedresultatene vises til det utvidete sammendraget på side 6.

LAND/COUNTRY:

Norge

GODKJENT /APPROVED

Bjørn Håvard Evjen

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Aksel Granhus

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Miljødirektoratet etter en åpen anbudsprosess og er skrevet i samarbeid mellom forskere fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Norsk institutt for naturforvaltning (NINA) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Hovedbidragsyterne til de ulike kapitlene har vært som følger:

Kap. 1 – *Innledning*: Heleen de Wit (NIVA), Aksel Granhus (NIBIO) og Ulrika Jansson (NINA).

Kap. 2 - *Lukkede hogstformer – definisjoner, utførelse og egnet areal*: Aksel Granhus, Kjersti Holt Hanssen og Svein Solberg (NIBIO).

Kap. 3 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på karbondynamikk*: Aksel Granhus, Ignacio Sevillano, Christian Wilhelm Mohr, Clara Antón-Fernández og Marta Vergarechea (NIBIO).

Kap. 4 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på arealbruk*: Heikki Korpunen og Kjersti Holt Hanssen (NIBIO).

Kap. 5 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på terrestrisk naturmangfold*: Ken Olaf Storaunet, Jørund Rolstad og Fride Høistad Schei (NIBIO).

Kap. 6 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på indikatorer for økologisk tilstand i skog*: Ulrika Jansson, Jenni Nordén og Rannveig Margrete Jacobsen (NINA).

Kap. 7 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på nøkkelindikatorer for skog i Naturindeks*: Ulrika Jansson, Jenni Nordén og Rannveig Margrete Jacobsen (NINA).

Kap. 8 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på indikatorer brukt ved utredning av tiltak for å bedre økologisk tilstand*: Ulrika Jansson, Jenni Nordén og Rannveig Margrete Jacobsen (NINA).

Kap. 9 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på vannforekomster*: Heleen de Wit (NIVA).

Kap. 10 - *Effekter av økt bruk av lukkede hogster på skognæring*: Kjersti Holt Hanssen og Aksel Granhus (NIBIO).

Kap. 11 – *Mangelfull og begrenset kunnskap*: Alle

I tillegg har alle bidratt med innspill til ulike kapitler både gjennom diskusjoner og konkrete forslag til teksten og rapportens struktur. Det rettes også en takk til Erik Framstad (NINA), som har gitt viktige innspill til kapitlene 6-8, og til Eva Skarbøvik (NIBIO) som har gitt viktige innspill til kapittel 9. Vi takker også oppdragsgiver og Landsbruksdirektoratet for viktige diskusjoner og avklaringer underveis i prosjektet og for forståelsen at dette var et komplekst oppdrag, med behov for mange avklaringer både internt i prosjektgruppa og eksternt med oppdragsgiver.

Ås, 04.04.24

Aksel Granhus

Innhold

Sammendrag	6
1 Innledning	10
1.1 Bakgrunn for rapporten	10
1.2 Rapportens struktur	10
2 Lukkede hogstformer – definisjoner, utførelse og egnet areal	12
2.1 Definisjoner og terminologi	12
2.2 Skjermstillingshogst	13
2.3 Gruppehogst	14
2.4 Selektiv hogst/bledning	15
2.5 Fjellskoghogst	17
2.6 Omforming	17
2.7 Estimering av egnet areal - egnethetskriterier	18
2.8 Estimering av egnet areal - oppsummert	21
2.9 Konsekvenser av klimaendringer for valg av hogstform	21
3 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på karbondynamikk	25
3.1 Scenarier – metodevalg og forutsetninger	25
3.2 Resultater for scenarier	27
3.3 Usikkerhet i simuleringene	31
3.4 Oppsummering	32
4 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på arealbruk	33
4.1 Hogstpåvirket areal	33
4.2 Behov for infrastruktur	33
4.3 Annen påvirkning på arealbruk	35
4.4 Oppsummering	35
5 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på terrestrisk naturmangfold	37
5.1 Fugl	38
5.2 Karplanter, moser og bakkevegetasjon	38
5.3 Epifyttisk lav	39
5.4 Vedlevende sopp	39
5.5 Mykorrhiza-sopp	40
5.6 Insekter og edderkopper	40
5.7 Rødlistede naturtyper	41
5.8 Oppsummering	42
6 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på indikatorer for økologisk tilstand i skog	44
6.1 Fagsystemet for økologisk tilstand	44
6.2 NDVI (grønnhetsindeks)	46
6.3 Ellenbergs indikatorer for miljøforhold	48
6.4 Fremmede arter	48
6.5 Blåbærdekning	49

6.6	Rogn-osp-selje	50
6.7	Død ved.....	51
6.8	Biologisk gammel skog	51
6.9	Bestandsnivå hjortedyr.....	52
6.10	Bestandsnivå rovdyr	53
6.11	Areal uten tekniske inngrep	53
6.12	Oppsummering	53
7	Effekter av økt bruk av lukkede hogster på nøkkelindikatorer for skog i Naturindeks	56
7.1	Naturindeks for skog	56
7.2	Smågnagere	58
7.3	Liggende og stående død ved.....	59
7.4	Eldre lausuksesjon (MiS)	60
7.5	Gamle trær (MiS)	61
7.6	Sammenstilling av effekt på nøkkelindikatorer i Naturindeks.....	62
8	Effekter av økt bruk av lukkede hogster på indikatorer brukt ved utredning av tiltak for å bedre økologisk tilstand	64
8.1	Boreale lauvtrær	67
8.2	Edellauvtrær	67
8.3	Skogstruktur og død ved.....	68
8.4	Egnet areal for blåbær	68
8.5	Kantsoner	69
8.6	Fremmede arter	69
8.7	Skogbrann.....	70
9	Effekter av økt bruk av lukkede hogster på vannforekomster.....	71
9.1	Vannføring	72
9.2	Vannkvalitet.....	73
9.3	Økologi.....	75
9.4	Oppsummering	75
10	Effekter av økt bruk av lukkede hogster på skognæring	77
10.1	Virkesproduksjon.....	77
10.2	Driftskostnader	79
10.3	Virkeskvalitet/tømmerverdi	80
11	Begrensinger i kunnskap og forskningsbehov	82
11.1	Karbondynamikk.....	82
11.2	Arealbruk	82
11.3	Biodiversitet og økologisk tilstand.....	83
11.4	Vannforekomster.....	83
11.5	Skogskader og stress.....	84
11.6	Konklusjon	84

Sammendrag

Rapportens bakgrunn og innhold: Hogstform er en sentral del av skogbehandlingen, og valg av hogstform har betydning for både klima, miljø og skognæring. Åpne hogstformer (flatehogst i granskog og frøtrestillingshogst i furuskog) har de siste 70 år vært mest utbredt i norsk skogbruk. Her presenteres en gjennomgang av hvilken effekt økt bruk av lukkede hogstformer i norsk skog kan ha for karbonlagring, arealbruk, terrestrisk biodiversitet, indikatorer for økologisk tilstand og naturindeks, indikatorer brukt ved utredning av tiltak for å bedre økologisk tilstand i skog, og effekter på vannforekomster og skognæring. Gjennomgangen er basert på eksisterende kunnskap (litteratur), data fra Landskogstakseringen, modellering og ekspertvurderinger.

Åpne og lukkede hogstformer: Med *lukkede* hogstformer forstås hogster som i stor grad bevarer bestandets mikroklima og kontinuitet i skogbildet over tid. Den vanlige definisjonen i Norge er at det står igjen flere enn 15 trær per daa etter hogst, eller at størrelsen på hogståpningene ikke overstiger 2 daa. Hovedtypene innenfor lukkede hogstformer er skjermstillingshogst, gruppehogst og selektiv hogst (bledning), mens flatehogst og frøtrestillingshogst inngår i de *åpne* hogstformene. Begrepet «lukkede hogstformer» sier i seg selv ingenting om skogstrukturen. Bestandet kan (for)bli mer eller mindre ensjiktet, eller flersjiktethet kan skapes eller beholdes. De ovenfor nevnte lukkede hogstformene skjermstillingshogst, gruppehogst og selektiv hogst (bledning) utgjør i dag mindre enn 7 % av det årlige avvirkningsarealet, og om lag halvparten så mye av hogstvolumet.

Anslag over arealtyper som passer til lukkede hogster: Estimerer over potensielt areal for de ulike lukkede hogstformene er presentert basert på biologiske og driftstekniske egnethetskriterier, med utgangspunkt i data fra Landsskogtakseringen. Det estimerte arealet egnet for selektiv hogst er nærmere 166 000 ha, tilsvarende 11 prosent av grandominert skog i hogstklasse 4 og 5 (Tabell 2). Egnet areal for skjermstillingshogst/gruppehogst er nærmere 1,17 mill. ha, noenlunde likt fordelt mellom gran- og furudominert skog. Det aller meste av arealet egnet for selektiv hogst vil også egne seg for skjermstillings- og gruppehogst, hvilket betyr at det samlede arealet blir på drøyt 1,20 mill. ha eller 38,4 % av det produktive skogarealet i hogstklasse 4 og 5 som er bartredominert. Det understrekes at i praksis vil lokale forhold knyttet til vindfellingsrisiko, skogens helsetilstand eller andre faktorer være viktige tilleggsmomenter for å vurdere egnethet. Å indikere størrelse av arealer på landsnivå er derfor beheftet med betydelig usikkerhet.

Scenarier for beregning av effekter på karbonlagring: Vi sammenlignet et høyt (Maks_25) og middels (Medium_15) scenario for lukkede hogstformer med et 'business as usual' scenario (BAU), der sistnevnte tilsvarende dagens praksis for skogbehandling og fordeling av hogstformer. Tallene 25 og 15 refererer til prosentandel av totalt hogstkvantum som avvirkes som lukket hogst. En sentral forutsetning er at det samlede avvirkningskvantumet for scenariene med økt andel lukket hogst er som i BAU. Avvirkning med selektiv hogst og skjermstillingshogst er henholdsvis 1.5% og 2% under BAU, 3% og 12% under Medium_15-, og 3% og 22% under Maks_25-scenariet. Totalt hogstareal under BAU (akkumulert fram til 2100) er 3,15 mill. ha, og henholdsvis 7% og 14% større under Medium_15 og Maks_25. Den største arealendringen er knyttet til økning i skjermstillingshogst, mens areal høstet med selektiv hogst øker fra 1,5 % i dag til 3 % innen 2050.

Med samme standardmetoder og forutsetninger som brukt i BAU-framskrivningen vil økt bruk av lukket hogst føre til kumulativt mer opptak av CO₂ fram mot 2100. Maks_25 scenariet hadde høyest akkumulert opptak, tilsvarende et tilleggsopptak på 31,8 og 8,0 Mt CO₂ sammenlignet med hhv. BAU og Medium_15. Den akkumulerte forskjellen på 31,8 Mt CO₂ for Maks_25 utgjør et ekstra årlig opptak på 0,4 Mt CO₂ når differansen fordeles over et tidsrom på 80 år, tilsvarende 0,8 % av Norges totale antropogene klimagassutslipp i 2021. Forskjellene i opptak er i det alt vesentlige knyttet til ulikt opptak i levende biomasse, mens differansene i netto opptak for de ulike kildene i jord er marginale. Forskjellene må tolkes i lys av at arealet som påvirkes av hogst for å opprettholde samme

hogstkvantum er høyere for Medium_15 og Maks_25 enn for BAU. Det gjør at andelen areal som skjøttes aktivt blir høyere, og dermed også andel skog som er i optimal produksjonsalder. Resultatet fra simuleringene viser følgelig også at en målsetning om å øke andelen lukket hogst og samtidig opprettholde et avvirkningskvantum tilsvarende BAU-scenariet på kort og mellomlang sikt kan bli krevende å kombinere.

Hogstarealet anvendt for lukkede hogstformer er 4,8% under BAU og øker til 10,8% under Medium_15 og 24,2% under Maks_25. Under begge 'lukkede hogstscenarier' blir alt areal egnet til selektiv hogst, hogget innen 2100, mens kun halve arealet under BAU. Arealet anvendt for skjermstillingshogst er begrenset under BAU (66 000 ha), men øker til 201 000 ha under Medium_15 og til 705 000 ha under Maks_25. Arealet med åpen hogst øker på kort sikt (2021-2030) med 3% for scenariet Medium_15 og med 24% for Maks_25, men reduseres med henholdsvis 6 og 9% sett over hele perioden 2021-2100, sammenliknet med BAU.

Effekter på arealbruk: I lukkede hogster hentes kun en del av trekapitalen ved hvert inngrep. Det kreves derfor hogst av et større areal for å oppnå samme volum som ved flatehogst, slik resultatet av de ulike scenariene også viser. Lukkede hogster kan i tillegg kreve hyppigere inngrep og mer veiinfrastruktur enn bestandsskogbruk med åpne hogster. Økt andel lukkede hogster vil derfor kunne påvirke stikkvei- og skogsbilveinettet, både gjennom økt behov for reparasjoner og anlegg av nye veier. Behovet for nybygging vil imidlertid variere med hva slags infrastruktur som finnes i områdene fra før, og endringene vil være mindre dersom man sammenlikner med bestandsskogbruk med tynningsaktivitet. Vi har ikke mulighet til å gi en detaljert vurdering av økt behov for ulike former for infrastruktur innenfor rammene av rapporten.

Tettere veinett kan påvirke rekreasjonsverdien positivt ved å forbedre tilgjengeligheten, for eksempel for bærplukking og jakt, men samtidig forstyrre opplevelsen av uberørt natur. Et tettere veinett letter også overvåkning av skogskader og tilgang for brannbekjempelse. Hogstformen i seg selv kan påvirke bruken av skogen til rekreasjon. Studier indikerer at folks preferanser øker med økende trestørrelse og skogens utviklingsstadium, mens store hogstflater og tydelige spor etter skogsdrift vurderes mindre positivt.

Effekter på terrestrisk naturmangfold. På bakgrunn av litteratur er effekter av lukket hogst gjennomgått for følgende artsgrupper: fugl, karplanter/moser/bakkevegetasjon, epifyttisk lav, vedlevende sopp, mykorrhiza-sopp, og insekter og edderkopper. De aller fleste studier er gjort på bestandsnivå. Flere artsgrupper kan respondere positivt på en økning i andel lukket hogst og en redusert andel flatehogst. I første rekke gjelder dette mykorrhiza-sopp, epifyttisk lav, og arter eller artsgrupper som begunstiges av skygge eller halvskygge.

Siden vi ikke er kjent med studier av direkte effekter av økt andel lukket hogst på større skala, har vi trukket paralleller til forstyrrelsesdynamikken i naturskogslandskapet. Når det gjelder tetthet og åpninger i kronedekket, kan ulike hovedtyper naturlige forstyrrelser til en viss grad sammenlignes med ulike hogstformer. Det anslås i litteraturen at omtrent to tredeler av det boreale skogarealet vil domineres av forstyrrelser som kan ha likhetstrekk med lukkede hogstformer. Når det i dag gjennomføres lukkede hogster på mindre enn 10% av hogstarealet, tyder det på at en vil få positive effekter på naturmangfoldet av å øke denne andelen, også på større skala.

Dersom økningen i andel lukket hogst hovedsakelig skjer gjennom skjermstillingshogster, vil den positive effekten være mindre enn om den hadde vært basert på selektiv hogst.

En samlet vurdering tilsier at økt andel lukkede hogstformer i produksjonsskogen, vil gi positive effekter på deler av naturmangfoldet (mykorrhiza-sopp, og arter eller artsgrupper med krav til skyggefulle miljøer), men muligens negative effekter på andre grupper fordi en må avvirke et større totalt areal. Det vurderes også at en langsommere innfasing av økt andel lukket hogst enn det som ligger til grunn Maks_25-scenariet trolig kan være fordelaktig for naturmangfoldet.

Effekter på økologisk tilstand og naturindeks: Effekten av lukket hogst på disse variablene er i all hovedsak vurdert på bestandsnivå, da det finnes få studier av effekter på landskapsnivå. Sannsynlig effekt på indikatorene for økologisk tilstand i skog er sammenstilt i Tabell 8 og sannsynlig effekt på nøkkelindikatorene i naturindeks er sammenstilt i Tabell 10. For de aller fleste indikatorene i økologisk tilstand og naturindeks er effekten av endret hogstform nokså liten, men enkelte indikatorer vil bli påvirket. Det er ikke funnet støtte for at indikatorer knyttet til død ved eller gammel skog vil få høyere indikatorverdier, heller ikke mengden grove lauvtrær (eldre lauvbukseksjon), eller indikatoren for rovdyr.

De indikatorer som vurderes å kunne bli påvirket positivt av økt lukket hogst er først og fremst knyttet til feltsjiktet i skogen (Ellenberg-indikatorene, blåbærdekning), samt indikatoren for NDVI (grønnhetsindeksen) som måler primærproduksjon. Bestandsvariasjon hos smånagere i boreal skog er også vurdert å reagere positivt på lukket hogst. Dette ved at det blir mer stabil tilgang og bedre kvalitet på habitater, hvilket kan gi mer stabile bestandstopper.

Areal uten tekniske inngrep kan derimot antas å påvirkes negativt av en økt tetthet av skogsbilveier knyttet til hyppigere hogstinngrep ved lukket hogst og et generelt større areal som vil bli hogstpåvirket. Indikatoren rogn-osp-selje (>10 cm), som er mer følsom for nyrekruttering av lauvtrær enn eldre lauvbukseksjon, vil kunne påvirkes noe negativt av skjermstillingshogst og selektiv hogst, da rekrutteringen er dårligere i mindre lysåpen skog. Hjortedyr er vurdert å reagere negativt på mer lukket hogst, da mindre andel hogstflater gi dårligere tilgang på mat, men da hjortedyrbestanden først og fremst er regulert av jakt er effekten trolig liten.

For indikatorer som blir negativt påvirket av hogst (både åpen hogst og lukket hogst) vil faktumet at et større totalt areal blir påvirket kunne gi en økt negativ effekt, selv om lukket hogst er å foretrekke fremfor åpen hogst i hvert enkelt bestand. For indikatorer som ikke er vurdert å bli påvirket av hogstform, vil det kunne bli en negativ effekt da vi for deler av arealet vil måtte vurdere lukket hogst opp mot ikke-hogst, noe som ikke har vært en tydelig del av oppdraget. Også for indikatorer som er vurdert å kunne påvirkes positivt av lukket hogst sammenlignet med åpen hogst vil bildet kunne bli et annet dersom ikke-hogst vil være alternativet til lukket hogst for deler av arealet. Dette fordi hogsten vil måtte skje over større arealer og berøre skogareal som ellers ikke ville blitt hogd. For å kunne vurdere dette skikkelig ville det ha vært nødvendig å undersøke hvilken type skogareal som blir berørt for å dekke det økte arealbehovet. Økt hogst i den gjenværende gamle naturskogen i betydningen gammel, tidligere ikke-flatehogd skog, vil påvirke flere av indikatorene negativt, inkludert indikatorer for død ved, biologisk gammel skog, gamle trær og areal uten tekniske inngrep.

Effekter på vannforekomster: Forskning på effekter av hogstform tyder på at andel vegetasjon i nedbørfelt samt mindre åpninger i skog modererer effekten av åpne hogstformer på vannføring. Dette har noe å gjøre med selve formålet med lukket hogst, nemlig å begrense endringer i mikroklimaet i bestandet. Snødynamikk (fangst av snø i kronetaket, sublimering, akkumulering av snø i skogbunnen) er mer lik stående skog ved lukkede hogstformer, enn med åpne hogstformer. Det som kan presse effekten på vannføring i motsatt retning er økt utbygging av veinettet for å ta ut tømmer, samt økt jordpakking på grunn av hyppigere uttak av mindre mengder trær. Hvilken av de to faktorene som er viktigst er vanskelig å si. For effekter på vannkvalitet er de samme faktorene viktige: mindre uttak av trær fører til mindre tap av næringsstoffer. Forsking på kantsoner indikerer at større bredde på kantsoner er viktig for å begrense utvasking av næringsstoffer, spesielt dersom det er mye tilsig av grunnvann. Økt avsetning av kantsoner kan enkelt kombineres med lukkede hogstformer.

Scenarie-analysene viser at økt bruk av lukkede hogstformer vil medføre økt hogstareal, gitt samme uttak av tømmer. Økt hogstareal vil ha en negativ effekt på vannmiljø, men effektene vil kunne dempes av et større areal med lukkede hogstformer. Om de positive effektene av økt bruk av lukkede hogstformer veier opp for effekten av økt hogstareal kan ikke vurderes med et så begrenset kunnskapsgrunnlag.

Effekter på skognæring: Lønnsomheten for skogeier ved bruk av lukket hogst sammenlignet med åpne hogstformer påvirkes av blant annet virkesproduksjonen på arealene, driftskostnader og gjennomsnittlig tømmerverdi. Verdien av tømmeret som avvirkes avhenger av oppnådd virkeskvalitet og fordelingen av ulike sortimenter ved hogstene.

Det finnes få nordiske studier som sammenlikner skogproduksjonen ved ulike hogstformer. Effekten vil variere sterkt med hvordan hogstene utføres, og med bestandenes utgangspunkt, for eksempel i form av skogstruktur, bestandstetthet og bonitet. Sammenliknende studier har i varierende grad tatt hensyn til disse momentene.

Noen studier av skjermstillingshogster peker på redusert produksjon, blant annet på grunn av økt ventetid på foryngelse, langsommere vekst av foryngelsen og risiko for vindfelling av skjermen. De samme faktorene kan påvirke produksjonen ved gruppehogst. Også for selektiv hogst viser en del studier redusert produksjon sammenliknet med ensaldret skog. Men nyere studier påpeker at tilveksten i flersjiktet skog er svært avhengig av bestandstetthet, og at bestand med optimal tetthet kan oppnå en tilvekst som tilsvarende nivået i produksjonstabellene for ensaldret skog.

Driftskostnader vil variere mellom hogstformene. Hogstmaskinens produktivitet i selektive hogster er ofte ikke forskjellig fra produktiviteten ved flatehogst. Derimot vil utkjøringen av tømmeret være mere tidkrevende enn ved flatehogst, grunnet lavere avvirket volum per ha og behovet for å unngå skader på gjenstående trær. Også for skjermstillingshogst og gruppehogst vurderes samlede driftskostnader som noe høyere enn ved flatehogst.

Med hensyn til virkeskvalitet finnes det få sammenliknende studier. De som finnes, peker på at virke fra flersjiktet skog behandlet med selektiv hogst har noe høyere gjennomsnittlig densitet og bedre fiberegenskaper til tremasse enn virke fra ensalderskog. De har en nokså kort stammedel med tørrkvist, og en desto lenger med friskkvist. Skurlast av gran fra de to ulike systemene vil imidlertid ikke skille seg nevneverdig fra hverandre. Skjermstilling i furu, med vellykket naturlig foryngelse, kan gi grunnlag for produksjon av furutømmer med svært god kvalitet.

Begrensinger og forskningsbehov: Denne utredningen om effekter av økt andel lukkede hogstformer på karbonlagring (klima), miljø og skognæring er basert på tilgjengelig litteratur, faglige vurderinger der det mangler tilstrekkelig forskningsbasert empiri, og scenario-analyser basert på data fra Landskogstakseringens registreringer. I delkapitler presenteres grundige gjennomganger av ulike aspekter innenfor temaet. Begrensingene som gjelder i varierende grad for mange delkapitler er særlig empirisk datagrunnlag for norske forhold. Antagelsene innbakt i scenarie-analysene gir grunnlag for overordnede, men ikke detaljerte vurderinger av potensialet for karbonlagring og effekter på arealbruk og miljø. En samlet vurdering av effekter på skogproduksjon, karbonbinding, potensielle konflikter knyttet til arealbruk, samt effekt på økosystemer og enkelt-indikatorer vil kreve en tverrfaglig tilnærming, hvor også videreutvikling av modellverktøy og scenarier vil være viktige elementer.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for rapporten

Skogen spiller en viktig rolle i Norges karbonregnskap og skogbruk er en betydelig primærnæring. Skog er samtidig et økosystem som er viktig for god vannkvalitet og skogøkosystemet har stor biodiversitet og mange truede arter. For å sikre bærekraftig forvaltning av norsk skog må det tas hensyn til klima, miljø og skognæring. Det er knyttet stor usikkerhet til effekter av en endret fordeling av hogstformer på disse temaene. Miljødirektoratet lyste derfor ut et oppdrag for å utrede 1) typer areal aktuelle for ulike hogstformer, 2) hvordan endring i hogstform kan påvirke arealbruken, 3) samt basert på pkt. 1 og 2, effekter på klima (i denne konteksten: karbonlagring), miljø og skognæring.

Fra utlysningen: Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet samarbeider om utviklingen av kunnskapsgrunnlaget knyttet til tiltak for å øke opptak og redusere utslipp fra sektoren skog og annen arealbruk, og hvordan sektoren kan bidra til lavutslippssamfunnet. Skog er arealbrukskategorien som har de største årlige endringene i karbondynamikk, og der det er størst mulighet til å øke årlig opptak eller redusere årlig utslipp av klimagasser. For å sikre en bærekraftig forvaltning av norsk skog må det tas hensyn til klima, miljø og næring. Det er knyttet stor usikkerhet til klima-, miljø- og næringseffekter av ulike hogstformer, og direktoratene har derfor behov for økt kunnskap om effektene av ulike hogstformer for klima, miljø og næring. I dette oppdraget ønsker direktoratene en utredning av følgende punkter: 1. typer areal aktuelle for ulike hogstformer, 2. hvordan endring i hogstform kan påvirke arealbruken, 3. basert på 1 og 2, effekter på klima, miljø og næring.

Hogstform er en sentral del av skogbehandlingen, i så stor grad at hogstform ofte betegner den totale skogbehandlingen. Vi kan dele hogstformene i to hovedkategorier. Den første er *åpne hogster* som kjennetegnes ved at trærne er tilnærmet ensaldrede og behandlingsenheten er et bestand. Innenfor denne hovedtypen har vi hogstformene flate- og frøtrestillingshogst. Den andre hovedtypen er *lukkede hogster*, som omfatter selektive hogstformer (for eksempel bledning), skjermstillingshogst og gruppehogst. Ved selektive hogster tas en mindre andel av trærne ut ved hvert hogstinngrep, og skogen har i alle fall i en periode en fleraldret og flersjiktet struktur. Behandlingsenheten er her enkelttrær. Åpne hogstformer (flatehogst i granskog og frøtrestillingshogst i furuskog) har de siste 70 år vært mest utbredt i norsk skogbruk. Lukkede hogstformer har i samme periode utgjort en liten del av det årlige avvirkningsarealet, og har først og fremst vært anvendt i noen grad i fjellskog og dels i bynær skog. Lukket hogst har imidlertid de senere årene fått fornyet og bredere interesse i skogbruket så vel som i samfunnet ellers. I denne rapporten vil vi utrede aktuelle areal for lukket hogst, hvordan endring i fordelingen mellom åpne og lukkede hogster kan påvirke den totale arealbruken, samt hvilke effekter økt lukket hogst vil ha på karbonlagring, miljø og skognæring. Oppdraget er gjennomført ved å: 1) anvende og drøfte kunnskap fra tilgjengelig litteratur, 2) gjøre faglige vurderinger der det mangler tilstrekkelig forskningsbasert empiri, og 3) utføre nye modellkjøringer. Vi vil videre belyse usikkerheter og kunnskapshull knyttet opp mot effektene av endret fordeling mellom hogstformer i norsk skogbruk.

1.2 Rapportens struktur

Rapporten starter med å definere ulike hogstformer, og beskrive utgangspunktet for å vurdere egnet areal for ulike hogstformer, basert på data fra Landskogstakseringen (kapittel 2). Så blir simuleringer av scenarier med ulik andel lukket hogst beskrevet og effekter på karbondynamikken belyst, sammen med hvordan arealbehovet påvirkes av økt andel lukket hogst (kapittel 3). Simuleringene tar

utgangspunkt i eksisterende metoder som brukes i Norges klimaregnskap. Endringer i karbonlagring beregnes for to scenarier med økt andel lukket hogst i forhold til dagens omfang (e.g. Medium_15 og Maks_25) som sammenlignes med et 'business as usual' (BAU) scenario, for periodene 2021-2030, 2021-2050 og 2021-2100. I Medium_15 vil 15% av totalt hogstkvantum avvikles som lukket hogst, og i Maks_25 er dette 25%. I BAU er andelen som avvirknes med lukkede hogstformer på 3,5%. Arealbruk per hogstform (åpen hogst, skjermstilling/gruppehogst, selektiv hogst) i scenariene er estimert på nasjonalt nivå gitt en forutsetning om at avvirkningen i de to scenariene med økt andel lukket hogst opprettholdes på samme nivå som i BAU-scenariet.

En mer detaljert vurdering av effekter av økt bruk av lukkede hogstformer på arealbruk, spesielt infrastruktur samt for friluftsliv vurderes i kapittel 4. Miljøeffekter av økt bruk av lukket hogst sammenlignet med åpen hogst blir grundig vurdert i kapitlene 5-9, mens effekten av endret arealbruk blir diskutert mer overordnet.

Effekter på miljø inkluderer effekter på terrestrisk biodiversitet, for ulike artsgrupper (fugl, bunnvegetasjon, lav, sopp, insekter og rødlistede naturtyper) (kapittel 5), effekter på indikatorer for økologisk tilstand i skog (kapittel 6), effekter på nøkkelindikatorer fra Naturindeks (kapittel 7) og effekter på indikatorer for økologisk tilstand slik de er beskrevet i Landbruksdirektoratets og Miljødirektoratets rapport som utreder tiltak for å bedre økologisk tilstand i skog (kapittel 8). Effekter på vannforekomster vurderes i kapittel 9. I alle delkapitlene hvor miljøeffektene vurderes blir også effektene av endret arealbruk gitt av scenariene som er presentert i kapittel 3 kort vurdert. Effekter av økt bruk av lukkede hogstformer på skognæringen beskrives i kapittel 10.

De ulike effektene blir vurdert i sammenheng kapittel 11, hvor begrensningene i kunnskapsgrunnlaget og veien videre for kunnskapsinnhenting oppsummeres.

2 Lukkede hogstformer – definisjoner, utførelse og egnet areal

2.1 Definisjoner og terminologi

Med *lukkede hogster* forstås vanligvis hogster som i stor grad bevarer bestandets mikroklima og kontinuiteten i skogbildet over tid, i større (selektiv hogst) eller mindre grad (skjermstillingshogst og gruppehogst). Det finnes ulike definisjoner og begreper i ulike land. En vanlig definisjon i Norge er at **det står igjen flere enn 15 store trær per dekar etter hogst, eller at hogståpningene ikke overstiger to dekar** (Børset, 1986; PEFC, 2022).

I de *åpne hogstformene* inngår **flatehogst** og **frøtrestillingshogst**. Flatehogst benyttes primært i granskog mens frøtrestillingshogst er den dominerende hogstformen i furuskog. Ved frøtrestillingshogst settes det igjen færre enn 15 trær per daa, som fjernes når den nye foryngelsen er etablert. Innenfor skogbestand behandlet med åpne hogstformer har alle trærne omtrent samme alder, og behandles som en enhet. I denne rapporten vil begrepet *bestandsskogbruk* noen ganger bli benyttet som felles begrep for disse to driftsformene. Hovedtypene innenfor lukkede hogstformer og som vi fokuserer på i denne rapporten omfatter **skjermstillingshogst**, **gruppehogst** og **selektiv hogst** (bledning) (Routa & Huuskonen, 2024). I tillegg finnes hogstformer som tar opp i seg flere av disse elementene, for eksempel fjellskoghogst. Mange andre begreper er i bruk (f.eks. plukkhogst, gjennomhogst, kontinuitetsskogbruk, naturkultur) men disse er vanligvis dårlig definert. På engelsk brukes ofte uttrykket ‘continuous cover forestry’ (Pommerening & Murphy, 2004) om det vi definerer som lukkede hogster, selv om begrepsbruken også her kan variere. Det engelske begrepet ‘Uneven-aged forest management’ (for eksempel Kuuluvainen *et al.*, 2012) omhandler skjøtselmetoder som beholder eller fremmer flersjiktet/fleraldret struktur i skogen, i praksis selektiv hogst.

Annen engelsk terminologi som er relevant, for eksempel fordi den brukes i artikler som omhandler miljøaspekter av ulike hogstalternativer, er ‘retention forestry’ (Gustafsson *et al.*, 2012) og ‘green tree retention’ (Vanha-Majamaa & Jalonen, 2001). Uttrykket ‘retention’ spiller på at fokuset er på de trærne eller strukturene som settes igjen, heller enn de som skal tas ut. Utføringen av ‘retention forestry’ kan variere mye, fra gjensetting av for eksempel foryngelsesgrupper og livsløpstrær ved en ellers åpen hogst til at en større andel av volum og/eller areal settes igjen.

Begrepet ‘lukkede hogstformer’ sier i seg selv ingenting om skogstrukturen. Bestandet kan (for)bli mer eller mindre ensjiktet, eller flersjiktethet kan skapes eller beholdes. Uansett valg av hogstform må miljøhensyn tas ved hogst, som å følge vanlige skogsertifiseringsregler inkludert bevaring av kantsoner og gjensetting av livsløpstrær (PEFC, 2022; FSC, 2023). Dette vil påvirke utseende og effekter av de ulike hogstformene, inkludert de åpne hogstformene flatehogst og frøtrestillingshogst.

Lukkede hogstformer blir oftest forbundet med naturlig foryngelse, men det er også mulig å kombinere med kulturforyngelse. Det kan imidlertid være vanskelig å forsvare planting biologisk og økonomisk på grunn av potensielt stor dødelighet og langsom vekst (Lundqvist, 2017; Brunner *et al.*, 2023).

Nedenfor gis en kort karakteristikk av de ulike lukkede hogstformene og hvordan de utføres. I praksis vil de kunne brukes i kombinasjon med hverandre, avhengig av topografi og skogstruktur. For en mere detaljert beskrivelse av selektiv hogst viser vi til Brunner *et al.* (2023), mens Routa & Huuskonen (2024) beskriver egnethet og gjennomføring av de ulike hovedtypene av lukkede hogster i Fennoskandia, basert på en gjennomgang av tilgjengelig litteratur fra Norge, Sverige og Finland.

Omfanget av de ovenfor nevnte lukkede hogstformene **skjermstillingshogst**, **gruppehogst** og **selektiv hogst**, målt som andel av årlig avvirket areal i produktiv skog ekskl. tynning, utgjorde i 2017

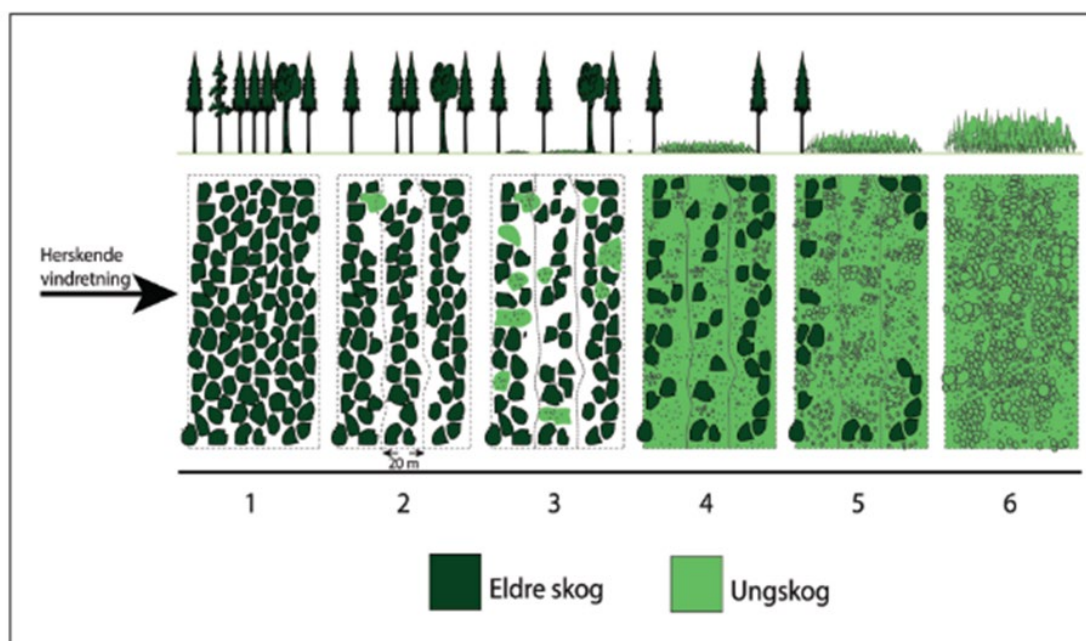
6,8 % av hogstarealet, og om lag halvparten så stor andel av avvirket volum (3,6%) (Stokland *et al.*, 2020).

2.2 Skjermstillingshogst

Utførelse

Ved en skjermstillingshogst settes det igjen 16-40 trær per daa jevnt fordelt over arealet. Disse trærne skal forynge bestandet naturlig og verne småplantene mot sterk varme, tørke, frost og konkurrerende vegetasjon, samtidig som de produserer trevirke. Skjermtrærne velges ut blant stormsterke trær, som gjerne kjennetegnes ved at treet har en dyp krone, dvs. med levende greiner langt ned på stammen. På grunn av kravet om stabile trær bør bestandet ha vært tynnet. Det er også vanlig å gjennomføre en forberedende hogst noen år før skjermen settes, og hele prosessen fram til skjermtrærne avvikles (Figur 1) kan ta flere tiår. Skjermtrærne tas vanligvis ut når tilstrekkelig foryngelse er kommet opp i 0,3-1 meters høyde, og skjermen kan avvikles i flere trinn. Hvis formålet er å beholde et mest mulig lukket skogbilde kan denne perioden dras ut i tid, og man kan vente til foryngelsen er høyere før de siste skjermtrærne (eventuelt) avvikles. Resultatet blir likevel oftest et nokså ensjiktet bestand.

Skjermstilling vil medføre flere hogstinngrep enn flatehogst, siden skjermen etableres og fjernes i to eller flere omganger. Stikkveier vil etableres med ca. 20 m mellomrom ved det første hogstinngrepet (Figur 1), med mindre de alt er etablert ved tidligere tynningsinngrep.



Figur 1. Skjematisk framstilling av ulike faser i en skjermstillingshogst (Figur: Skogkurs 2022, modifisert etter Burschel & Huss, 1997). Øverste del av figuren viser et horisontalt snitt av fasene, mens nederste del viser fasene sett ovenfra. Første inngrep, i fase 2, er å etablere stikkveier. De samme stikkveiene brukes ved alle senere inngrep. Gjennom flere påfølgende faser (3-5) åpnes bestandet gradvis. I fase 6 er ny foryngelse etablert i hele bestandet.

Type areal som passer til skjermstillingshogst

Foryngelsen under en skjerm vokser opp under relativt skyggefulle forhold. Skjermstilling passer derfor godt for skyggetålende treslag som gran, men kan også gjennomføres i barblandingsskog eller furuskog. Da bør skjermen ha lavere tetthet, og glisnes ut tidligere og kraftigere. Mange lauvtrær er lyskrevende, for eksempel bjørk, og skjermstilling som foryngelsesform vil ikke passe så godt for disse. Unntak er ask og bøk, som er skyggetålende. I dag utgjør disse treslagene en svært liten del av skogarealet i Norge, men de kan bli mer vanlige i den sørlige delen av landet med et varmere klima.

Trærnes stabilitet er viktig for å få til en vellykket skjermstilling. Trær med høy enkelttre-stabilitet (det vil si at de kan være stabile selv om trærne rundt hogges) har lang, grønn krone og høy avsmalning (det vil si at diameteren i brysthøyde er stor i forhold til høyden). I en tett, ensaldret skog vil hvert tre ha liten krone og høyt H/D-forhold (stor høyde i forhold til diameter i brysthøyde), noe som gir dårlig stabilitet. Da blir faren for vindfelling og snøbrekk stor etter en skjermstilling. Bestand som tidligere er ungskogpleid og tynnet gir mer stabile trær, og er derfor vanligvis det beste utgangspunktet for en skjermstillingshogst. Videre kan dårlige dreneringsforhold og høy grunnvannstand gi trær med et grunt rotsystem, og dermed dårlig stabilitet. Trærne som settes igjen bør være friske og vitale, uten rotråte eller andre skader som gjør at de ikke kan bli stående i mange år framover.

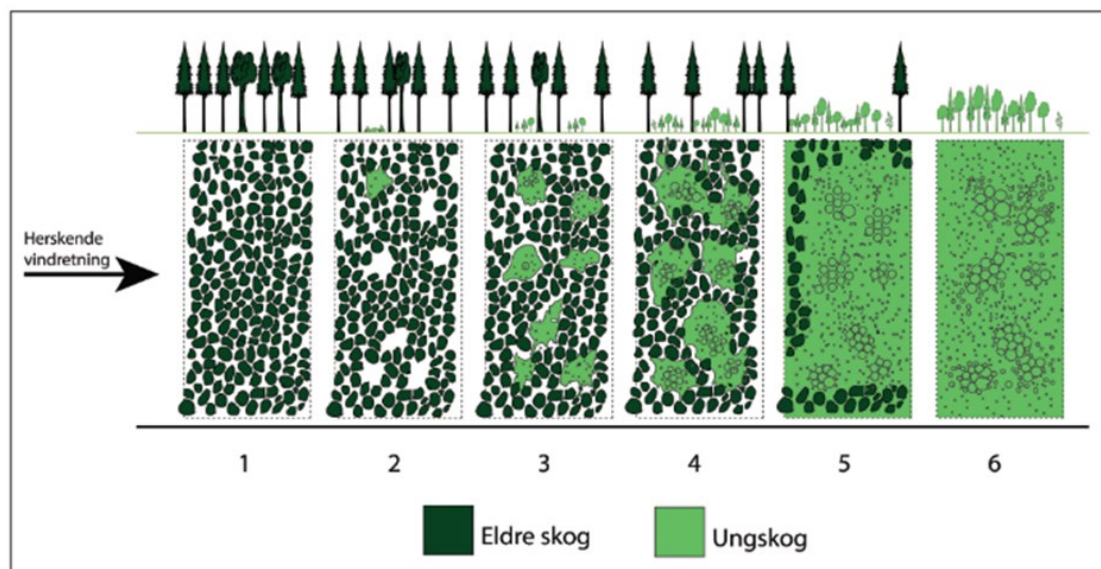
Det er en fordel at det er gode forhold for naturlig foryngelse i bestandet. Der forholdene er ugunstige vil man eventuelt måtte ty til hjelpetiltak som markberedning eller suppleringsplanting, noe som kan påvirke om arealet anses som egnet.

Fordi det blir flere hogstinnngrep ved skjermstilling enn ved flatehogst, er det en fordel at marka har god bæreevne og fremkommelighet (fuktighetsforhold, helling m.v.).

2.3 Gruppehogst

Utførelse

Gruppehogst er hogst av små grupper eller småflater, fra noen hundre kvadratmeter og opp til ca. to daa. Hogstformen kan også kalles småflathogst. Formålet med gruppehogst er normalt at arealet skal forynges naturlig fra kanten av gjenstående skog, men det er også mulig å plante. Størrelse, antall, plassering og gradvis utvidelse av gruppene (Figur 2) må tilpasses treslag og lokalitet, og kan variere mye. Resultatet etter gruppehogst kan bli en nokså homogen skog, likevel med større variasjon i trestørrelse og struktur enn etter flatehogst av et større område.



Figur 2. Skjematisk framstilling av de ulike fasene i en gruppehogst (Figur: Skogkurs 2022. Etter Burschel & Huss, 1997). Øverste del av figuren viser et horisontalt snitt av fasene, mens nederste del viser fasene sett ovenfra. Bestandet åpnes gradvis i fase 2-5, gjennom utvidelse av eksisterende grupper og anlegg av nye. I fase 6 er ny foryngelse etablert i hele bestandet.

Type areal som passer til gruppehogst

Også gruppehogster vil passe best for skyggetålende treslag som gran. Lyskrevende treslag som furu vil eventuelt trenge større åpninger og raskere utvidelse av dem. Ved gruppehogster i furu kan mye produksjon gå tapt på grunn av kanteffekter, dvs. at de store trærne i kanten av åpningen vinner

konkurransen om lys, vann og næring, slik at veksten av foryngelsen blir langsommere og avgangen større jo nærmere kanten småtrærne står (Ruuska *et al.*, 2008).

Som for skjermstilling er stabilitet viktig, i det gruppehogster åpner bestandet og gjør kanttrærne mer utsatt for vind og vær. Gruppehogster bør tilpasses eksisterende variasjoner i bonitet og terreng, og kan gjerne ta utgangspunkt i åpninger og foryngelsesgrupper som alt finnes i bestandet.

Vurderinger knyttet til foryngelse og fremkommelighet blir omtrent som for skjermstilling.

Det er en gradvis overgang mellom gruppe- og småflatehogst mot mer åpne hogster. Det er derfor svært vanskelig å angi potensielt areal for gruppehogster, igjen er lokal vurdering av egnethet i hvert enkelt tilfelle nødvendig. I etterfølgende anslag over areal som er egnet for de ulike hovedtypene av lukket hogst (kapittel 2.8) legger vi til grunn at det i stor grad vil være de samme egnethetskriteriene som bør legges til grunn for gruppehogst som for skjermstillingshogst.

2.4 Selektiv hogst/bledning

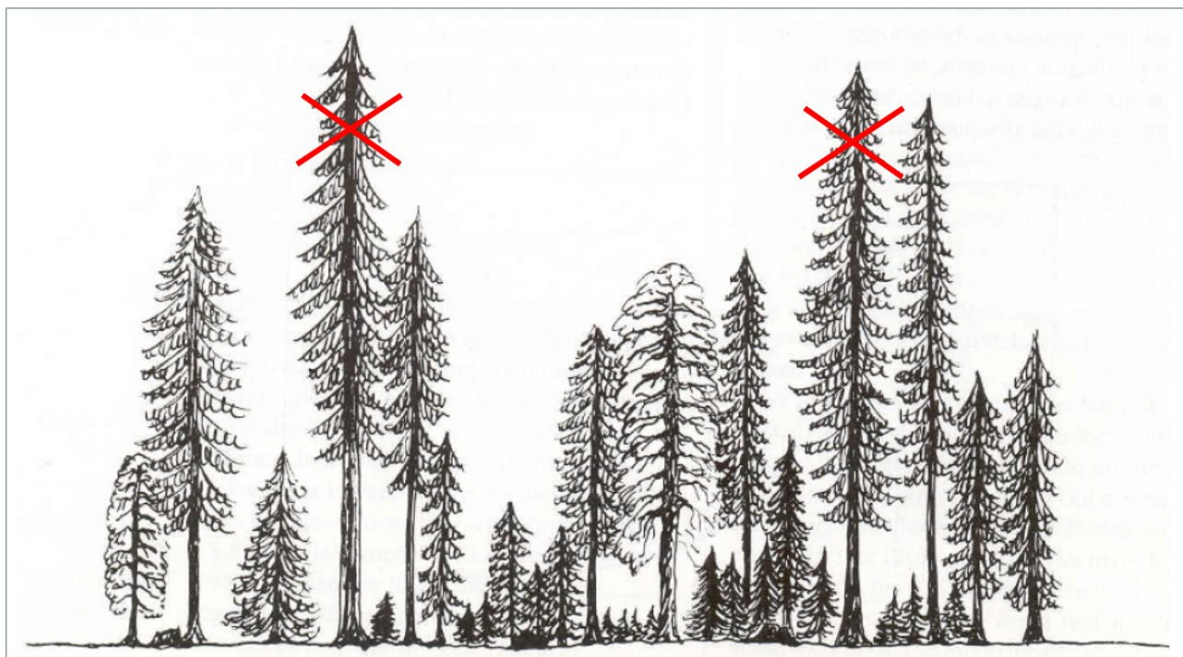
Utførelse

Selektive hogster kan defineres som «hogster basert på definerte kriterier for trevalg, som utvikler eller bevarer en sjiktet skogstruktur» (Lexerød & Eid 2005). Den klart vanligste formen av selektiv hogst i Fennoskandia er bledning, og det er derfor denne hogstformen vi beskriver her. Bledning er en systematisk hogst av enkelttrær hvor man går inn med jevne mellomrom (gjærne hvert 10.-20. år) i flersjiktete bestand (Figur 3). I hovedsak høstes store «utvokste» trær, og også trær med skader og dårlig kvalitet eller vitalitet. Noen trær skal settes igjen som livsløpstrær, og da vil det være naturlig å sette igjen enkelte trær med skader til dette formålet. Målet er å opprettholde en flersjiktet bestandsstruktur og optimal tetthet, for både god vekst og konstant foryngelse. Å få til denne balansen er krevende, og fordrer god kunnskap blant skogbruksplanleggere og maskinentreprenører. Brunner *et al.* (2023) anslår at grunnflatesummen i bledningsbestand bør ligge mellom 25-35 m² per ha for å balansere produksjon og innvekst, dvs. at den ikke bør gå under ca. 25 m² etter hvert hogstinngrep. På en G20-bonitet kan dette for eksempel tilsvare å ta ut 100 m³ per ha i et bestand med et stående volum på 300 m³ per ha før hogst. Antall år mellom hvert hogstinngrep vil variere med markas produksjonsevne (bonitet), hyppigere på gode boniteter og sjeldnere i mere lavproduktiv skog.

Et fast stikkveinett med ca. 20 meters mellomrom anlegges ved første inngrep, med mindre det finnes i bestandet fra før. De samme stikkveiene benyttes ved alle seinere hogstinngrep.

Type areal som passer til selektiv hogst (bledning)

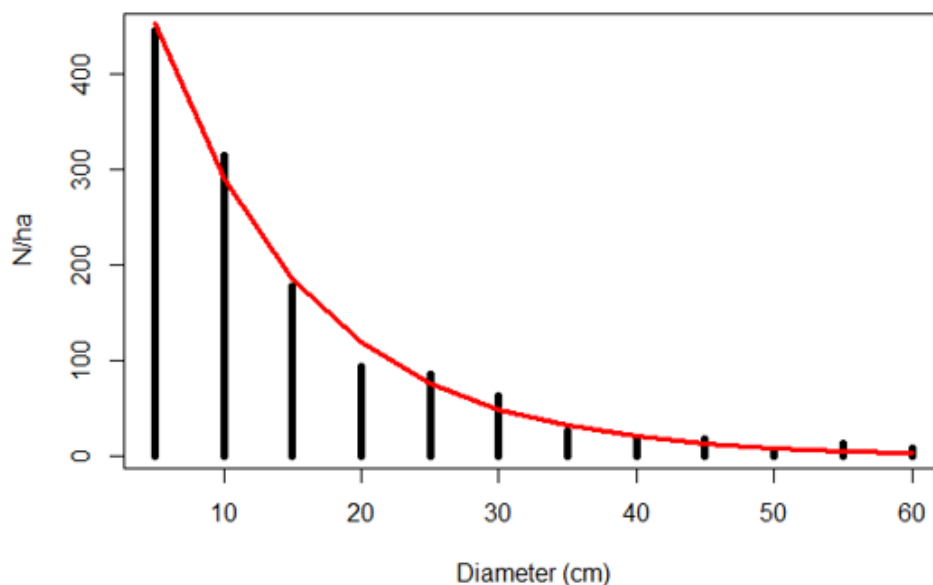
Skyggetoleranse er i enda større grad et stikkord her, og så godt som alle eksempler med bledning fra de nordiske landene er i grandominert skog. Systemet er ikke utelukket i furu- eller barblandingsskog, men da vil tilpasninger kreves for at furu skal kunne forynge seg og på sikt lykkes med å vokse inn i oversjiktet (Brunner *et al.*, 2023). Disse tilpasningene vil føre til lavere bestandstetthet og lavere produksjon.



Figur 3. Ved bledningshogst går man inn i en flersjiktet skog med jevne mellomrom, og høster de største trærne (her markert med røde kryss) og eventuelt skadde eller syke trær.

Bledning (uten foregående omformingsfase) krever en *flersjiktet skog*. En bledningsskog med 'perfekt' struktur har en såkalt omvendt J-formet diameterfordeling, med mange trær i de minste diameterklassene og suksessivt færre trær i større diameterklasser (Figur 4). Her vil man hele tiden kunne høste de største trærne, samtidig som innveksten fra lavere diameterklasser sikres.

Fordi man skal inn relativt hyppig med store maskiner, er det også her en fordel at marka har god bæreevne og fremkommelighet.



Figur 4. Eksempel på diameterfordeling i et bledningsbestand med godt egnet struktur – mange trær i de minste diameterklassene, og suksessivt færre i de større. Fra forsøksfelt 0090 Eidsberg (NIBIO).

2.5 Fjellskoghogst

Fjellskoghogst er en lukket hogstform i høyereliggende skog som gjennomføres med lengre hogstintervaller og oftest med kraftigere inngrep enn det som ellers er vanlig ved lukkede hogster. Ofte kombineres de ulike formene for lukkede hogster ved en fjellskoghogst, etter hva som passer best på stedet. Kombinasjonen av selektiv hogst med gruppehogst er vanlig. Lang tid mellom frøår og andre begrensninger for spiring og oppvekst fører til svært lange tidsrom for naturlig foryngelse i fjellskogen.

2.6 Omforming

Selektiv hogst i bestand der strukturen i dag ikke passer for det, for eksempel i eldre ensjiktet skog med liten variasjon i diameterspredning og dårlig enkelttrestabilitet, innebærer stor risiko for vindfelling, snøbrekk og andre skader, med medfølgende lav skogproduksjon og karbonlagring. Dersom man ønsker å legge forholdene til rette for selektiv hogst i slike skogområder, må man gjennom et stadium med omforming.

Omforming av ensaldret skog til en flersjiktet skog som er egnet for selektive hogster er krevende, og vil ta lang tid. Det er utviklet noen konsepter for omforming i Sentraleuropa og Nord-Amerika (Routa & Huuskonen, 2024). Blant disse er *tynning til varierende tetthet* (eng: “variable density thinning”, VDT). VDT har blitt utviklet og praktisert i Nord-Amerika (f.eks. Brodie & Harrington, 2020), og består i at man søker å skape horisontal strukturvariasjon i bestandet gjennom å dele det opp i sektorer og variere styrken på tynningsinngrepet (inkludert å skape åpninger og å helt unngå tynning) i de ulike sektorene. Prosjektet DEMO, hvor denne metoden testes, startet i Norge i 2023. VDT bør startes i yngre bestand, helst før bestandet når 15 m høyde. En annen metode som er foreslått for omforming til mer sjiktning er *måldiameterhogst* (Sterba & Zingg, 2001; Drössler *et al.*, 2015), hvor enkelttrær fjernes etter hvert som de når en viss diameter, og ikke når bestandet har nådd hogstmodenhet. *Kronetynning*, hvor dominerende trær får god plass ved at de nærmeste konkurrentene fjernes, mens mindre trær får stå, vil også skape strukturvariasjon og øke enkelttrestabiliteten. Gitt mangelen på både forskning og praktisk erfaring er tilnærmingen til omforming noen steder nokså pragmatisk (Routa & Huuskonen, 2024). I Finland gjennomføres for eksempel omforming ved kombinasjon av skjermstillinger og gruppehogster, for gradvis å få etablert foryngelse som over tid kan bidra til mer strukturvariasjon (Äijälä *et al.*, 2019).

Effekter på skogproduksjon i omformingsfasen har blitt studert ved hjelp av tilvekstmodeller, og viser oftest lavere produksjon i perioden (Hanewinkel & Pretzsch, 2000; Brunner *et al.*, 2006; Reventlow *et al.*, 2021). Dette skyldes at man i omstillingsperioden, som kan vare i flere tiår, må senke tretettheten på deler av arealet for å få i gang foryngelsen. Hvor stor reduksjonen blir er usikkert, fordi dagens skogproduksjonsmodeller ikke er laget for denne type skogstruktur, man må gjøre grove anslag over etablering og vekst hos foryngelsen, og risikofaktorer som vindfelling er sjelden inkludert (Routa & Huuskonen, 2024).

Før omforming starter, må man vurdere om voksestedet er egnet for lukkede hogstformer. At voksestedet passer for skyggetålende treslag som gran er en stor fordel, selv om det ikke en absolutt forutsetning. Trehøyde i bestandet som skal omformes er viktig, siden risikoen for vindfall øker med økende høyde på trærne som skal settes igjen. Svært fuktig mark indikerer også lavere enkelttrestabilitet, og dårligere bæreevne for maskiner. Videre vil granbestand med mye rotråte være uegnet (Brunner *et al.*, 2023). Andre faktorer vil også spille inn, og må vurderes i hvert enkelt tilfelle.

Hvilke arealer som kan omformes til mer sjiktede skoger som på sikt kan bli egnet for selektive hogster er i høy grad avhengig av hvor stor potensiell endring i skogproduksjon og inntekter fra skogen som er akseptabel for grunneier i omformingsperioden, og hvordan samfunnet velger å vekte forskjellige økosystemtjenester fra skogen, samt risiko. Nye feltforsøk der konvertering skal testes ut i praksis er nå under etablering i NIBIO men vi har per i dag fremdeles ikke noen empiri for å vurdere egnethet for ulike skogtyper. Vi har derfor ikke gjort noen vurdering av potensielt areal for omforming.

Skjermstilling eller gruppehogst krever stabile trær, men utgangspunktet trenger ikke å være en flersjiktet skog. Gjennomføring av ungskogpleie og tynninger, for å øke enkelttrærnes stabilitet, er vanligvis den eneste tilpasningen som er nødvendig for disse to hogstformene. Tynningene må imidlertid starte i yngre skog.

2.7 Estimering av egnet areal - egnethetskriterier

Vi beskriver her de forutsetninger vi har lagt til grunn ved estimering av egnet areal basert på datamaterialet fra prøveflatene i Landsskogtakseringen. Registrerte data fra et fullt takstomdrev utført i femårsperioden 2018-2022 er lagt til grunn for de estimerer som presenteres (referanseår=2020). For en nærmere beskrivelse av registreringsopplegget og variabler som registreres på prøveflatene til Landsskogtakseringen vises til Breidenbach *et al.* (2020) og Viken (2023).

Stabilitet: God enkelttrestabilitet vil være en forutsetning for vellykket gjennomføring av alle de lukkede hogstformene som er beskrevet i foregående kapittel. Som kriterium for god enkelttrestabilitet benyttes her trærnes høyde/diameter-forhold (H/D) som indikator. Vi har satt som kriterium at H/D-forholdet for trær som har en diameter i brysthøyde på minst 20 cm ikke overstiger 0,8 (høyde i m/diameter i cm). At et H/D-forhold $< 0,8$ kan være en indikator på god enkelttrestabilitet er i overensstemmelse med Mason (2002).

Sjiktning: For selektiv hogst (bledning) bør man ha flere trær i de lavere diameterklassene enn i de grøveste, jfr. kap. 2.4. Ulike indikatorer har vært benyttet i tidligere studier for å karakterisere diameterfordelingen i bledningsskog. I tidlige arbeider fra Mellom-Europa beskrev matematikeren de Liocourt (1898) en indeks som angir det gjennomsnittlige forholdstallet mellom antallet trær i en diameterklasse og neste høyere diameterklasse (q-verdi). Andre indeksverdier, slik som Gini-koeffisienten (Lexerød & Eid, 2006) og forholdet mellom aritmetisk middeldiameter og grunnflateveid middeldiameter (Hynynen *et al.*, 2019), har også blitt benyttet for å beskrive egnethet for bledning. Lundqvist *et al.* (2014) foreslår å bare bruke fire diameterklasser for å beskrive diameterfordelingen i flersjiktete bestand, med krav om at antallet trær i en diameterklasse alltid må være høyere enn i den neste (høyere) diameterklasse.

En lignende stikkprøvebasert metode beskrevet av Brunner *et al.* (2023) tar utgangspunkt i fordelingen i fire diameterklasser, basert på en registrering av alle trær innenfor 2,5 m avstand på begge sider av en 60 m lang transektlinje. Vi har her benyttet en tilnærming til denne metoden, ved at vi har fordelt trærne i Landsskogtakseringens prøveflater i grandominert skog på fire diameterklasser (5,0-14,9 cm, 15,0-24,9 cm, 25,0-34,9 cm og $\geq 35,0$ cm). Basert på denne fordelingen klassifiseres skogstrukturen som godt egnet for selektiv hogst dersom det finnes trær i alle fire diameterklassene og antallet i hver diameterklasse er minst dobbelt så høyt i den lavere diameterklassen som antallet i den tilgrensende høyere diameterklassen. Siden vi ikke har informasjon om antallet trær med diameter < 5 cm vil vi med dette få et noe lavere estimat for egnet areal enn om vi hadde denne informasjonen, men forskjellen er trolig beskjeden. Prøveflatene i Landsskogtakseringen har også et noe mindre areal enn arealet som ligger til grunn ved en registrering i 5 m bredde langs et transekt med 60 m lengde (250 m² vs. 300 m²), slik som foreslått av Brunner *et al.* (2023).

Bestand med trær i to eller flere sjikt vil også som oftest være et godt utgangspunkt for skjermstillingshogst og gruppehogst, men dette er ikke en sentral forutsetning. Sjiktning er derfor kun anvendt som egnethetskriterium for selektiv hogst/bledning i granskog.

Treslag: For selektiv hogst/bledning har vi satt som kriterium at bestandet må være grandominert (minst 70 % volumandel gran). For skjermstillingshogst regnes også furudominert skog, barblandingsskog og bartredominert blandingsskog som egnet gitt at øvrige kriterier er oppfylt (stabilitet, vegetasjonstype og driftsforhold).

Vegetasjonstype: Vegetasjonstypen har ofte blitt benyttet av skogforvaltere som en indikasjon på muligheten for rask etablering av naturlig foryngelse. Dette fordi vegetasjonstypen gir viktig

informasjon om de fysiske egenskapene ved humuslaget og næringsinnholdet i jordsmonnet, om uttørkingsfare, og om hvilken konkurransesituasjon planter som overlever den første spirefasen vil møte fram til de er godt etablert. Ulike treslag har ulike krav til voksestedet med hensyn til tilgang på næring og vann, og vegetasjonstypen gir dermed også informasjon om hvilke treslag som passer på en gitt lokalitet. Inndelingen av vegetasjonstyper klassifiseres av Landsskogtakseringen i henhold til typebeskrivelsene til Larsson (2005). For de fleste vegetasjonstypene foretas også en finere inndeling med hensyn til næringstilgang (fattig, moderat eller rik utforming) og vanntilgang (tørr, moderat eller fuktig utforming) (Viken, 2023). I Tabell 1 skisseres hvordan vi har vurdert de naturgitte mulighetene for selektiv hogst og skjermstillingshogst for ulike utforminger av de dominerende vegetasjonstypene i barskog. I vurderingen har vi først og fremst fokusert på potensielt areal for skjermstillingshogst og selektiv hogst (bledning), siden det kun er disse lukkede hogstformene det er mulig å inkludere i simuleringer som beskrives nærmere i kapittel 4 med de modelleringsverktøy vi har i dag. Vi antar imidlertid at de samme kriterier som vi har valgt for å definere egnethet for skjermstillingshogst også vil være dekkende for gruppehogst. I de fleste tilfeller vil et bestand som er egnet for selektiv hogst også være godt egnet for skjermstillingshogst og gruppehogst, men det motsatte er ikke nødvendigvis tilfelle da skjermstillingshogst og gruppehogst ikke krever en flersjiktet struktur.

Tabell 1. Vurdering av biologisk egnethet for hhv. selektiv hogst i grandominert skog og skjermstillingshogst i gran- og furudominert skog, for ulike utforminger av vegetasjonstyper (egnet=mørk grå, uegnet=lys grå). I tillegg vil sjiktning (selektiv hogst) samt trærnes enkelttrestabilitet (H/D-forhold) avgjøre om det enkelte bestand er egnet ut fra biologiske egnethetskriterier.

Vegetasjonstype	Utforming næringstilgang	Utforming vanntilgang	Selektiv hogst	Skjermstillingshogst og gruppehogst ¹	
				(Grandom.)	(Furudom.)
Lavskog	Alle	Alle			
Blokkebærskog		Alle			
Bærlyngskog	Fattig	Alle			
		Tørr			
	Moderat	Moderat + fuktig			
		Tørr			
Rik	Moderat + fuktig				
Blåbærskog	Alle	Tørr			
		Moderat + fuktig			
Småbregneskog	Alle	Tørr + moderat			
		Fuktig			
Storbregneskog					
Høgstaudeskog					
Lågurtskog	Alle	Alle			
Gran- og bjørkesumpskog	Alle	Alle			
Andre	Alle	Alle			

Ved estimeringen av egnet areal for selektiv hogst/bledning og skjermstillingshogst i grandominert skog er vegetasjonstyper (eller utforminger av vegetasjonstyper) der gran vurderes som feil treslag utelukket fra beregningsgrunnlaget. Dette inkluderer alle utforminger av vegetasjonstypene lavskog og blokkebærskog, samt bærlyngskog unntatt næringsrike utforminger som er klassifisert som «moderat» eller «fuktig» med hensyn til vanntilgang. For skjermstillingshogst i furu er alle utforminger av lavskog og blokkebærskog ekskludert, i tillegg til næringsfattige og/eller tørre utforminger av bærlyngskog. På disse typene/utformingene er furu passende treslag, men foryngelsen vil ofte kunne hemmes ved at det på skrinne lokaliteter blir sterk konkurranse om vann og næring under en tett skjerm, og

¹ Utvalget inkluderer også prøveflater i hhv. gran- og furudominert barblandingsskog.

spesielt på tørre lokaliteter vil såkalte «sterilsoner» som typisk oppstår i rotsonen rundt skjerm- og frøtrær ofte hindre god foryngelse. Da vil frørestillingshogst gi bedre foryngelse.

For blåbærskog og lågurtskog er alle utformingene vurdert som egnet for alle typene av lukket hogst, men en skal være oppmerksom på at spesielt blåbærskog er en svært heterogen vegetasjonstype med hensyn til de naturgitte forholdene for naturlig foryngelse. I tilfeller der forholdene er ugunstige (tykt og fibrøst råhumuslag) vil man måtte ty til hjelpetiltak som markberedning eller suppleringsplanting for å lykkes med foryngelsen innen «rimelig tid». Det samme vil gjelde uansett vegetasjonstype i høyereliggende skog, der sjeldne frøår ofte medfører at ventetiden på ny foryngelse blir lang og gjerne med færre planter enn ønskelig i det nye bestandet. Markberedning er ut fra teknisk gjennomførbarhet kun aktuelt i sammenheng med skjermstillingshogst og gruppehogst.

Fuktige utforminger av en del vegetasjonstyper indikerer både lavere stabilitet i bestandet på grunn av gruntgående rotsystemer, og dårligere bæreevne for tunge maskiner. Gitt at lukkede hogster krever hyppige hogstinngrep, er også markas bæreevne en faktor som bør vektlegges ved valg av hogstform. I de vurderingene vi har gjort legges til grunn at skjermstillingshogst kan være risikabelt på vegetasjonstypen gran- og bjørkesumpskog samt fuktige utforminger av småbregneskog, storbregneskog og høgstaudeskog, dels på grunn av markforhold (bæresvak mark), dels grunnet stabilitetshensyn (dårlig drenering med gruntgående rotsystemer). Disse risikofaktorene vil i noen grad også gjelde for selektiv hogst/bledning. For disse vegetasjonstypene og utformingene har vi likevel ikke utelukket selektiv hogst/bledning som aktuell hogstform, da denne hogstformen anses å gi mindre vindfellingsrisiko enn skjermstillingshogst grunnet svakere hogstinngrep. Routa & Huuskonen (2024) anbefaler imidlertid at på fuktige marktyper ('peatlands') bør selektive hogster gjennomføres når det er frost i bakken.

Naturlig foryngelse er også en sentral forutsetning med tanke på egnethet for selektiv hogst/bledning, men ikke nødvendigvis for andre typer av lukket hogst. Siden foryngelsesprosessen i sjiktet skog er svært langsom vil det uansett være de trærne som allerede er til stede en vil høste av i mange tiår framover, og en sjiktet skogstruktur med en høy andel i de lavere diameterklassene indikerer ofte at foryngelsesforholdene (innvekstraten) er tilstrekkelig. Ved vurdering av egnethet for selektiv hogst i hogstklasse 4 og 5 har vi derfor primært basert oss på informasjon om dominerende treslag, sjiktning og stabilitet, og har kun utelukket grandominert skog som vokser på typisk furumark.

Driftsforhold: Med dagens tilgjengelige driftstekniske utstyr i Norge vil det være svært krevende og samtidig dyrt å gjennomføre lukkede hogster i terreng som er for bratt for hjulgående maskiner (hogstmaskin og lastetraktor). Ved estimering av egnet areal har vi derfor utelukket arealer med helling over 33%. Det finnes riktignok eksempler fra Mellom-Europa på at det i en del tilfeller gjennomføres lukket hogst i bratt terreng, herunder for å opprettholde et kontinuerlig skogdekke på arealer som er utsatt for ras og skred (vernskog). Det er imidlertid her som oftest snakk om skog hvor tettheten av skogsbilveier/traktorveier er høyere og trærne betydelig større enn i Norge, slik at driftskostnadene per kubikkmeter blir mindre enn det man kan forvente under norske forhold.

I vurderingene som er gjort her har vi kun sett på kriterier for biologisk og driftsteknisk egnethet. Ved vurdering av egnethet for et konkret skogbestand vil også økonomiske forhold (lønnsomhet) og skogeiers preferanser og risikovillighet være viktige beslutningskriterier. Vi har avgrenset egnethetsvurderingen til produktiv skog i hogstklasse 4 og 5. Denne avgrensningen ble valgt fordi dette er skog som vil være aktuell for avvirkning i nær framtid, samtidig som vesentlige kriterier som grad av sjiktning og enkelttrestabilitet kan antas å være representativ for tilstanden da disse bestandene vil kunne bli avvirket.

Vurderingene av egnethet for lukket hogst er videre kun gjort for grandominert skog (selektiv hogst) og bartredominert skog inkludert barblandingsskog (skjermstillingshogst). Denne avgrensningen er begrunnet i at de fleste lauvtreslag som vokser i Norge er lyskrevende. For edellauvtredominerte skogtyper med bok, ask og dels eik er det imidlertid aktuelt å benytte lukket hogst ved foryngelse av

skogen. Edellauvskog utgjør i dag små arealer, men kan bli mer vanlig i den sørlige delen av landet med et varmere klima.

2.8 Estimering av egnet areal - oppsummert

For potensielt areal for **skjermstillingshogst** har vi tatt utgangspunkt i gran- og furudominert skog, inkludert bartredominert blandingsskog. Videre har vi forutsatt at fuktige utforminger av en del vegetasjonstyper er uegnet grunnet dårlig drenering som gir gruntgående rotsystem (Tabell 1). Videre har vi utelukket granskog på vegetasjonstyper som passer bedre for furu (lavskog, blokkerbærskog, fattige og tørre varianter av bærlyngskog). Vi har også utelukket furuskog på fuktige utforminger av en del vegetasjonstyper, og de tørreste/fattigste furumarkene.

I vurderingen av aktuelt areal for **selektiv hogst (bledning)** har vi tatt utgangspunkt i grandominert skog (volumandel $\geq 70\%$). Prøveflater hvor gran er feil treslag (tørre, fattige vegetasjonstyper) er imidlertid ekskludert. Siden bledning krever en J-formet diameterfordeling (kapittel 2.4) har vi fordelt trærne i hver landsskogflate på fire diameterklasser, og satt som krav at det må være trær i alle klassene, og at en diameterklasse må ha minst dobbelt så mange trær som den høyere naboklassen.

For begge hogstformene har vi forutsatt et H/D-forhold på maks. 0,8 (høyde i m/diameter i cm) for trær med brysthøyde-diameter ≥ 20 cm. Videre har vi satt en grense på maksimalt 33 % helling uansett hogstform.

Basert på disse forutsetningene får vi et areal på nærmere 166 000 ha som vurderes som egnet for selektiv hogst (bledning), tilsvarende 11 prosent av grandominert skog i hogstklasse 4 og 5 (Tabell 2). Egnet areal for skjermstillingshogst utgjør et betydelig større areal, totalt nærmere 1,17 mill. ha noenlunde likt fordelt mellom gran- og furudominert skog. Siden det aller meste av arealet som er vurdert som egnet for selektiv hogst også vil være egnet for skjermstillingshogst, utgjør det samlede arealet for begge hogstformene kun et marginalt større areal, drøyt 1,20 mill. ha.

Tabell 2: Areal i gran- og furudominert skog i hogstklasse 4-5 vurdert som egnet for henholdsvis selektiv hogst (bledning) og skjermstillingshogst basert på biologiske og driftstekniske egnethetskriterier.

Skogtype ²	Totalt areal i hkl 4 + 5 (ha)	Egnet for selektiv hogst (ha)	Egnet for selektiv hogst (%)	Egnet for skjermstilling og gruppehogst (ha)	Egnet for skjermstilling og gruppehogst (%)	Totalt egnet inkl. overlapp (ha)	Totalt egnet inkl. overlapp (%)
Grandominert	1 503 335	165 918	11,0	601 296	40,0	1 204 298	38,4
Furudominert	1 634 786			564 879	34,6		

2.9 Konsekvenser av klimaendringer for valg av hogstform

Valg av hogstform vil kunne påvirkes av klimaendringer på flere måter. Dels kan det være aktuelt å tilpasse hogstformen og hele skogbehandlingen for å skape en mere robust skog for å forebygge klimaskader ('klimatilpasning'), og dels kan klimaendringene føre til økt omfang av skogskader og på den måten tvinge fram et behov for oppryddingshogst for å forebygge barkbilleepidemier og for å sikre økonomiske verdier (eng. 'sanitary logging', 'salvage logging'). Vi ser her nærmere på tiltak for å redusere omfanget av skogskader generelt, og mer spesifikt på vind- og snøskader, samt rotråte som er den største skadegjøreren i norsk skogbruk. I tillegg er det viktig å ta i betraktning den langsiktige stabiliteten og mostandskraften (resiliensen) til hele skogøkosystemet (se kapittel 6).

² I utvalget som er vurdert som egnet for skjermstillingshogst er også inkludert prøveflater i hhv. gran- og furudominert barblandingsskog.

Endringer i hogstform og skogbehandling kan være aktuelt, fordi det på ulike måter kan redusere faren for klimaskader. Med klimaendringene må vi regne med mer omfattende klimaskader på skog på grunn av storm, tørke, barkbilleangrep og skogbrann (Seidl *et al.*, 2014; Hanssen *et al.*, 2019; Kausrud *et al.*, 2022). Det er derfor aktuelt å vurdere framtidig skogbehandling, inkludert valg av hogstform og treslag, for å gjøre skogen sterkere mot stress og skader (Søgaard *et al.*, 2017). Etablering av skog med flere treslag kan bli et viktig tiltak framover, for å spre risikoen for skader og sykdommer i et endret klima (Kausrud *et al.*, 2022). Dersom ett treslag i en blandingsskog rammes av en spesiell type skade, så vil man ha andre treslag å bygge videre på. Lukket hogst kan gjøre dette vanskelig fordi det favoriserer gran, som er skyggetålende. Dette er et viktig punkt, fordi gran er det viktigste treslaget i dagens skogbruk og fordi gran er særlig utsatt for klimaskader som følge av tørke, vind og barkbiller. Dette gjelder særlig i lavereliggende områder på Østlandet, hvor vi har mye produktiv skog. Åpne hogster, derimot, legger til rette for lyskrevende treslag, det vil si furu og lauvtrær, samt disse i blanding med gran, gitt at de lyskrevende treslagene sikres god overlevelse gjennom hele omløpet.

Vind- og snøskader: Det er usikkerhet omkring hvordan hogstformer og skogbehandling påvirker skogens stabilitet mot vind og snø. Dette skyldes at det er få studier som gir sammenlikning, eller at det mangler gode forklaringer på forskjellene, og i noen tilfeller er ikke resultatene overførbare til norske forhold. Bestandets stabilitet mot slike skader er et resultat av tre komponenter; (1) enkelttre-stabilitet, (2) sosial stabilitet, og (3) hogstkanter. Enkelttre-stabiliteten utgjøres av det enkelte tres egen evne til å motstå skader, og kjennetegnes ved at treet har et stort og symmetrisk rotsystem, høyt diameter/høydeforhold, og lang krone. Sosial stabilitet utgjøres av trærnes evne til å støtte hverandre når de svaier i vind, og deres evne til å skjerme hverandre, og skog med høy grad av sosial stabilitet kjennetegnes ved at den er tett og med jevn høye trær. I en godt sjiktet skog framstår de store enkelttrærne gjerne som stabile, fordi de ofte har lang krone og velutviklet rotsystem, mens de mindre trærne ofte er skjermet av de større. Dette er imidlertid noe som bør undersøkes nærmere, med fokus på historikken for den skogen. Hogstkanter utgjør de mest utsatte delene av skogen, fordi vi her ofte har trær som ikke er herdet mot vind og brått blir eksponert for det. De ulike hogstformene har sine styrker og svakheter her (Tabell 3). Ensaldret skog med åpne hogster har sin svakhet i at det stadig oppstår nye hogstkanter. Utover dette er det avgjørende hvordan skogbehandlingen blir gjort. Hvis man etablerer ensaldret skog med høy utgangstetthet og så går inn med sterke og seine tynninger, så får man en skog som er særlig utsatt for vindskader. Tilsvarende omvendt blir det dersom man starter med lav tetthet og enten unngår tynning overhodet, eller utfører tynninger ved lav alder (trehøyde), så får man en stabil skog. I tillegg til de faktorene som er nevnt her, vil også treslag, jordtype, jorddybde og dreneringsforholdene på den enkelte lokalitet påvirke stabiliteten.

Når det gjelder lukkede hogster og tilhørende skogbehandling, så har det fordelen av at det ikke oppstår hogstkanter mot snauflater. Et visst unntak her er gruppehogst, hvor man får små snauflater og nye kanter. Men problemet med kanter blir likevel begrenset av at «flatene» er små, slik at vinden ikke får akselerert seg opp til høy hastighet før den treffer kanten. Det er usikkerhet knyttet til enkelttre-stabiliteten for lukkede hogster, og den sosiale stabiliteten er lav eller variabel, så man må generelt regne med enkelte vindfall spredt utover både i tid og rom. For anvendelse framover i Norge, er det viktig at man velger ut egnet skog med lavt H/D-forhold, og at man fortsetter å stille denne slik at høy enkelttre-stabilitet opprettholdes. I en godt sjiktet skog framstår de store enkelttrærne gjerne som stabile, fordi de ofte har lang krone. Men det er i noen tilfeller usikkert om dette skyldes at man har valgt ut slik skog for selektiv hogst, eller om det er et resultat av selektiv hogst. Dette er noe som bør undersøkes nærmere, med fokus på historikken for den skogen. Ved selektiv hogst vil det være hyppige og svake uttak av trær, og det vil være gunstigere enn for ensaldret skog dersom man bruker seine tynninger, men mindre gunstig enn for ensaldret skog uten tynning. Etter en skjermstilling i et mer eller mindre ensjiktet bestand vil derimot faren for vindfelling være stor fordi den sosiale stabiliteten blir borte (Nilsson *et al.*, 2006; Pukkala *et al.*, 2016), og dette blir tilsvarende effekt som å foreta sterk og sein tynning generelt. Pukkala *et al.* (2016) sammenliknet vindfallskader i et forsøk i Finland med ulike hogst- og tynningsmetoder, og fant størst fare for vindfelling etter skjermstilling,

etterfulgt av vanlig tynning, og minst risiko ved bledningsliknende hogster, men resultatene er bare delvis overførbare til norske forhold. Nevalainen (2017) fant at vindskader først og fremst rammer skog i nye hogstkanter og skog som nylig er tynnet. Både vindfall og snøbrekk har forekommet i bledningsfelt i Norge (Moan, 2021). Terreng, skogforhold, naturlige kantsoner, størrelse på snauflater og mengde gjensatte trær på dem påvirker også skaderisikoen.

Tabell 3. Skjematisk framstilling av hovedeffektene av hogstform og skogbehandling på stabilitet mot vind og snø for enkelttrær og skogbestand.

	Åpen hogst		Lukket hogst		
	Alt. 1. Tett ungskog og seine tynninger	Alt. 2. Glissen ungskog og ingen eller tidlige tynninger	Skjermstilling	Gruppehogst	Selektiv hogst
Enkelttrestabilitet	Lav, fordi unge trær får lite plass	Høy, fordi unge trær får mye plass i alle retninger	Avhengig av tidligere skogbehandling	Avhengig av tidligere skogbehandling	Usikker
Sosial stabilitet	Lav, fordi seine og sterke tynninger bryter ned den sosiale stabiliteten	Høy, fordi vi unngår tynning, eller kun har svake og tidlige tynninger	Lav	Variabel	Lav
Hogstkanter	Vi får stadig hogstkanter ved at bestand snauhogges, men dette problemet kan reduseres ved å hogge små flater, sette igjen trær på flatene og utnytte naturlige kanter.		Lite problem	Middels problem	Ikke problem

Rotrâte: Med mildere vintre og varmere somre forventes det at forekomsten av rotrâte kommer til å øke (Hanssen *et al.*, 2019). Nyinfeksjon på stubbene og vegetativ spredning fra allerede infiserte trær fører til økt råteforekomst både i tynnede bestand og etter lukkede hogstinngrep, særlig hvis ikke beskyttelsestiltak som vinterhogst og stubbebehandling brukes. På grunn av lengre livsløp er trær i flersjiktete bestand mer utsatt for råteinfeksjon enn i ensaldrede bestand med korte omløpstider. Piri & Valkonen (2013) og Nevalainen (2017) konkluderer med at rotrâte er en av de skadene som kan bli mer alvorlig i flersjiktete bestand behandlet med selektiv hogst.

Oppryddingshogst etter skogskadehendelser: I henhold til dagens skoglovgivning er skogeier forpliktet til å hogge skog som er skadet av storm eller barkbilleangrep, for å forebygge videre angrep av barkbiller på gjenstående skog. Skogbrukslova §9 Forebyggjande tiltak sier at «Når det er fare for at større skogområde kan bli skadd av insekt- eller soppangrep skal kommunen setje i verk dei forebyggjande tiltak som er nødvendige. Dette kan mellom anna vere pålegg til skogeigarar.» Dette er utdypet videre i Forskrift om berekraftig skogbruk §11 som sier «Når skog er skada som følge av storm, tørke, skogbrann, snøbrekk o.l. og det er gitt varsel om at det er risiko for insektsverming eller soppangrep, skal skogeigarar i vedkommande område sørgje for at nødvendige hogstar og oppryddingstiltak mv. blir gjennomførte så raskt som mogleg.» Dette kan medføre et økt omfang av flatehogst for å hente ut tømmerverdi og unngå rask oppformering av barkbillepopulasjonen etter omfattende skogskader. Trær med barkbiller utgjør et smittepotensiale, og vindfall og toppbrekk er yngleplasser for barkbiller. Når det er mye skadet og nylig dødt trevirke i skogen om sommeren, vil billepopulasjonen og angrepene på stående skog øke. Dersom populasjonen blir tilstrekkelig stor og passerer den såkalte epidemiske terskel, kan vi få en epidemi som kommer ut av kontroll og gir skade på frisk skog over store områder og flere år. Etter stormen 19. november 2021 som rammet store deler av Østlandet, finnes en bekymring for barkbilleangrep i enkelte områder. I disse områdene har det ikke blitt fullført oppryddingshogst, og vi ser nå økt populasjon av granbarkbille (*Ips typographus*) og bekymring for angrep på stående skog.

Det er først og fremst granbarkbille som vi har sett en økning av, men vi kan ikke utelukke at vi gjennom klimaendringene vil få samme utvikling med barkbiller på furu, og da med liten (*Tomicus minor*) og stor margborer (*Tomicus piniperda*), samt skarptannet barkbille (*Ips acuminatus*), slik vi har sett i andre deler av Europa i seinere år (Tyminska-Czabańska *et al.*, 2022). Oppryddingshogst er globalt sett en av de vanligste responsene på skogskader (Leverkus *et al.*, 2018). Vi har sett i seinere år at omfanget av slik hogst har økt betydelig i sentrale og østlige deler av Europa, særlig etter tørkestress og barkbilleangrep på gran (Dobor *et al.*, 2019, Hlásny *et al.*, 2021).

Oppryddingshogst skal for øvrig kun gjøres på nylig dødt trevirke. Dette for å sikre at vi ikke fjerner barkbillenes naturlige fiender som vi finner på trær som har vært døde en stund. I tillegg tar vi da vare på død ved. PEFC-standarden sier at stående og liggende død ved av lauvtrær og furu som har vært døde i mer enn ett år, og gran som har vært død i mer enn 5 år, skal spares (PEFC, 2022). De siste årene har fokuset på naturlige fiender til barkbillene økt, med flere pågående forskningsprosjekter (bl.a. EcoForest, www.ecoforest.no). Det antydes at blandingsskog med død ved kan huse store populasjoner av naturlige fiender, som rovbiller og parasittveps (Wegensteiner *et al.*, 2015).

3 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på karbondynamikk

Vårt primære mål i dette kapittelet er å vurdere kapasiteten til å ta opp og lagre karbon i norsk skog under ulike hogstformscenarier innen 2030, 2050 og 2100. For å oppnå dette har vi benyttet en kombinasjon av publiserte studier, og simuleringer med enkelttre-skogvekstsmodellen som er implementert i simuleringsverktøyet SiTree (Antón-Fernández & Astrup, 2022). Dette er gjort med en lignende tilnærming som i Mohr *et al.* (2022).

3.1 Scenarier – metodevalg og forutsetninger

I simuleringene benyttet vi det omfattende datasettet fra Landsskogtakseringen (Breidenbach *et al.*, 2020). Tre scenarier ble definert:

- 1) **BAU**: Simulering av dagens skogbehandling. 3,5 % av hogstkvantumet avvirkes som lukket hogst, herav 1,5 % som selektiv hogst og 2% som skjermstillingshogst, på areal (prøveflater) klassifisert som egnet ut fra kriteriene beskrevet i kapittel 2. Øvrig hogst utføres med åpne hogstformer.
- 2) **Medium_15**: 15 % av hogstkvantumet avvirkes som lukket hogst, herav 3% som selektiv hogst og 12% som skjermstillingshogst, på areal (prøveflater) klassifisert som egnet ut fra kriteriene beskrevet i kapittel 2. Øvrig hogst utføres med åpne hogstformer.
- 3) **Maks_25**: 25 % av hogstkvantumet avvirkes som lukket hogst, herav 3% som selektiv hogst og 22% som skjermstillingshogst, på areal (prøveflater) klassifisert som egnet ut fra kriteriene beskrevet i kapittel 2. Øvrig hogst utføres med åpne hogstformer.

De tre scenariene innebærer dermed at det simuleres en varierende andel lukket hogst fra dagens nivå og oppad til et omfang som er tilnærmet likt potensielt egnet areal for skog som er i hogstklasse 4 eller 5 (Tabell 2). Uansett alternativ innebærer dette likevel at det meste av avvirkningen utføres med åpne hogstformer (flatehogst og frøtrestillingshogst).

Simuleringene skjer stegvis for perioder på fem år. Utgangssituasjonen er tilstanden på prøveflatene i Landsskogtakseringen slik det ble målt/registrert i løpet av et fullt femårig omdrev (2016-2020). Vi brukte en tilskrivningsbasert metode (eng: imputation) for å estimere tilvekst (trenivå), mortalitet (trenivå) og innvoksing (flatenivå). Basert på utgangstilstanden simuleres veksten til enkelttrærne og mortalitet gjennom en «nærmeste nabo» tilnærming (Hysten *et al.*, 2022). Tilstanden for det enkelte tre og prøveflate oppdateres basert på «nærmeste nabo» (1 – nn) i referansedatabasen, som omfatter alle registreringer på prøveflaten fra 2006 og fram til siste registrering (2020). Med hensyn til rekruttering (innvoksing) av nye trær identifiseres «nærmeste nabo-flate» for samme treslagsgruppe (gran, furu, lauv) ut fra variablene bonitet, breddegrad, grunnflatesum, antall trær per dekar, samt andel gran, furu og lauv i prøveflata. Når «nærmeste nabo-flata» er identifisert blir innvoksingen av nye trær som er registrert tilskrevet flata av interesse. For tilvekst og mortalitet gjelder samme generelle prinsippl. De variabler som er brukt for å søke opp «nærmeste nabo-treet» er de samme som er anvendt i tilvekstfunksjonene i Bollandsås *et al.* (2008): bonitet, brysthøydiameter, breddegrad, total grunnflatesum i prøveflata, samt grunnflatesum (m² per ha) for trær som er større enn treet av interesse. Når vekst, mortalitet og innvekst (rekruttering av nye trær) er generert danner så dette grunnlaget for å oppdatere utgangssituasjonen etter 5 år, og samme prinsippl benyttes for suksessive oppdateringer av skogtilstanden gjennom påfølgende femårsperioder.

Felles forutsetninger:

- Det årlige hogstvolumet i hver femårsperiode er satt likt for alle scenariene og er det samme volumet som har blitt fremskrevet under BAU-framskrivningen i Mohr *et al.* (2022).
- Hogstintensiteten er satt ulikt for ulike strata, dvs. grove klasser definert etter skogtype (gran-, furu- eller lauvtredominert), bonitet og driftskostnad basert på observerte forholdstall mellom strataene i referanseperioden. Volumet som hogges i hvert stratum er imidlertid likt for de tre scenariene.
- Innen hvert stratum og hogstklasse ble sannsynligheten for hogst rangert ved hjelp av en empirisk sannsynlighetsmodell (Antón-Fernández & Astrup, 2012). Dette innebærer at utvelgelsen av prøveflater med simulering av åpen hogst startet med flatene med høyest hogstsannsynlighet inntil målet for årlig hogstkvantum i femårsperioden er nådd.
- For å nå definert hogstuttak i hvert scenario ble en varierende andel av flatene som var valgt ut for åpen hogst, etter metoden beskrevet i forrige kulepunkt, erstattet med enten selektiv hogst eller skjermstillingshogst. Dette ble implementert i framskrivingene ved at et antall flater som ble valgt ut for åpen hogst i BAU-scenariet erstattes med simulering av lukket hogst i scenariene Medium_15 og Maks_25. Siden lukket hogst innebærer et lavere hogstuttak per ha i hvert hogstinngrep sammenlignet med åpen hogst, innebærer dette også at det totale antallet flater med simulert hogst må økes for å oppnå samme hogstkvantum med økende andel lukket hogst.
- Følgende er inkludert i det totale volumet som avvirkes i hver periode, med varierende andeler: 1) uttak gjennom sluttavvirkning etter åpen hogst, 2) uttak ved etablering og avvikling av skjermen ved skjermstillingshogst, 3) uttak ved selektiv hogst, 4) ordinær tynning, samt 5) annen hogst (dvs. spredte uttak av trær som ikke kan kobles til en spesifikk hogstform, typisk vedhogst o.l.).
- Tynning utføres i hogstklasse 3 dersom treantallet per daa ≥ 180 . Dette er kun aktuelt for arealer der det forutsettes åpen hogst eller skjermstillingshogst.
- Som i Mohr *et al.* (2022) har vi lagt til grunn fremtidige klimaendringer tilsvarende RCP 4.5 i framskrivningene både med SiTree og Yasso07. Framtidige effekter av klimaendringer er inkludert i beregningene i SiTree som en bonitetsendring estimert på grunnlag av Antón-Fernández *et al.* (2016). Vi bruker klimadata fra fem klimamodeller (se Mohr *et al.*, 2022) fra Meteorologisk institutt for hver Landsskogflate som er inkludert i datasettet (NVE, 2016).
- Det forutsettes videre i alle scenariene at andelen skogvern øker opp til 10% (vernescenario A som beskrevet på side 18 i Hylén *et al.* (2022)). I framskrivningene er det lagt til grunn at omfanget av avgang på grunn av barkbiller, vindfellinger, skogbrann, osv. vil være som i referanseperioden. Dette følger implisitt når en bruker en tilskrivningsbasert tilnærming ('nærmeste nabo') for tilvekst og avgang. En eventuell økning i skader grunnet klimaendringer vil følgelig ikke fanges opp gjennom disse framskrivningene.
- Framskrivning av levende biomasse for gjenværende skog (eng: *forest remaining forest*) er basert på data fra Landsskogtakseringen fra perioden 2016 – 2020, satt opp som i klimagassregnskapet. Det vil si at det er situasjonen på prøveflatene i denne perioden (1/5 av flatene registreres hvert år) som er startpunktet for simuleringene. Karbonendringsestimatene for levende biomasse, basert på SiTree-framskrivningene, blir så brukt videre i Yasso07-modellen til å generere estimater for karbonendring i jord (tilsvarer summen av endringer i dødved, strø, og mineraljord) (Liski *et al.*, 2005). Yasso07 beregner nedbrytingen av organisk materiale, og estimerer balansen mellom tilførsel og nedbrytning, som er det som gir karbonendringer. Yasso07 er basert på funksjoner kalibrert på et stort, globalt datamateriale. Nedbrytningen er avhengig av klimatiske variabler som årlig gjennomsnittstemperatur, differansen mellom maks årlig månedlig gjennomsnittstemperatur og minimum årlig månedlig gjennomsnittstemperatur delt på 2, årlig nedbør, samt strøvariabler

som kjemisk sammensetning og dimensjoner av tilført strø. Usikkerheten i estimatene for er en kombinasjon av usikkerheter som kommer fra estimatene for strøtilførselene (karbonmengde, kjemisk sammensetting, og dimensjonene på strøkomponentene) og klima.

- Det er forutsatt at skogarealet vil være uendret. Dermed vil CO₂-utslipp og opptak assosiert med endring av areal gjennom avskoging og påskoging bli ekskludert fra simuleringen.
- I tillegg er utslipp fra drenert organisk jord ekskludert, da det foreløpig ikke finnes metodikk for å koble ulike typer skogskjøtselstiltak til drenert organisk jord annet enn om arealet er grøftet eller ikke. Effektene er derfor antatt å være veldig lik estimatene rapportert i Mohr et al. (2022) for BAU.

For arealer (prøveflater) der det forutsettes åpen hogstform (alle scenariene) gjelder følgende (for nærmere detaljer vises til Hysten *et al.* (2022) og Mohr *et al.* (2022)):

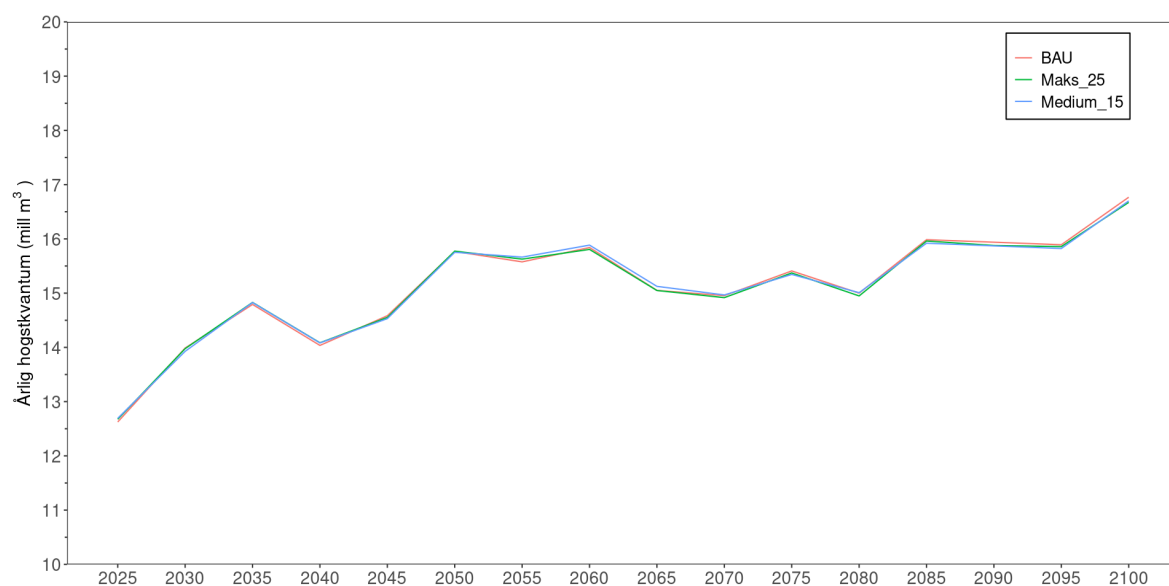
- Mengden overjordisk biomasse som fjernes ved slutthogst og tynning er basert på observerte uttaksnivå på Landsskogtakseringens prøveflater, noe som resulterte i andeler på henholdsvis 94 % og 34 %.
- 78 % av arealet med granskog som hogges forynges på nytt med gran (plantning). Øvrig areal forutsettes forynget naturlig med lavere andel bartrær og høyere lauvtreandel enn arealet som tilplantes.
- 53% av foryngelsesarealet som tilplantes med gran forynges med tilskudd til tettere plantning (35 planter ekstra per daa).
- Ventetid på naturlig foryngelse varierer avhengig av bonitet og treslag.
- Ungskogpleie gjennomføres på et areal tilsvarende 2/3 av foryngelsesarealet. Forutsetter økt ventetid på foryngelse etter hogst på arealer der ungsogpleie ikke gjennomføres.
- Nitrogengjødsling 10 år før slutthogst avgrenset opp til 500 ha/år i restriksjonssone og opp til 4100 ha/år utenfor restriksjonssone.

For prøveflater som avvirkes med skjermstillingshogst eller selektiv hogst gjelder følgende:

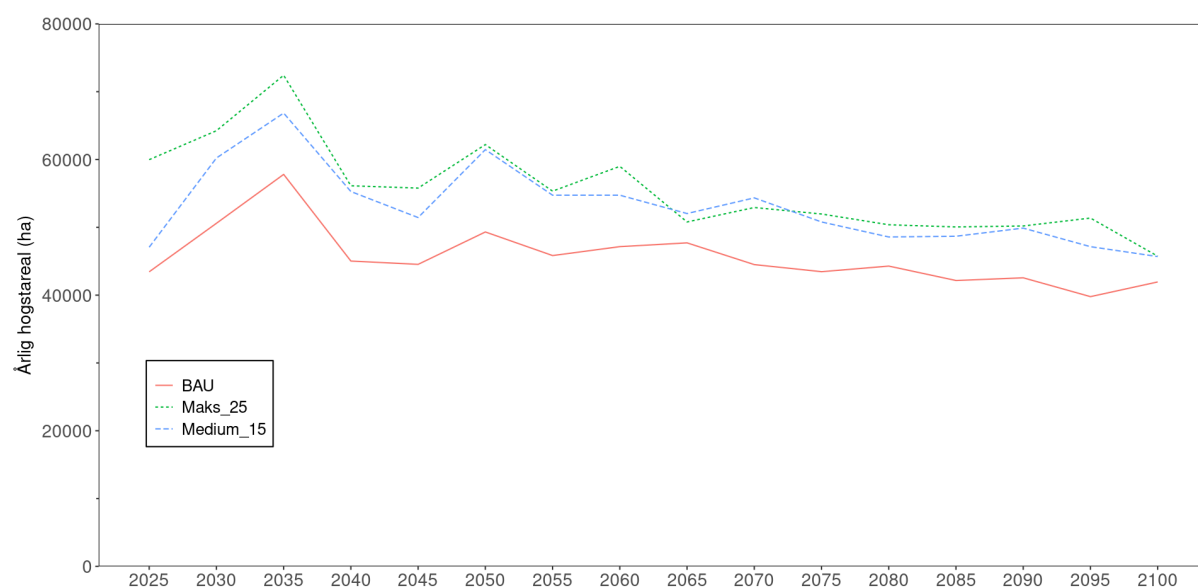
- Etablering av skjermstillingen simuleres som en ordinær sterk tynning
- Skjermtrærne fjernes etter minimum 15 år, og tidligst når bestandets alder tilsvarer nedre aldersgrense for hogstklasse 5.
- Ved selektiv hogst høstes tømmer i bestandet hvert 15. år, dvs. det simuleres hogstuttak én gang hver 3. femårsperiode. Hogstuttakets intensitet er tilsvarende tilveksten de siste 15 år.

3.2 Resultater for scenarier

I løpet av simuleringsperioden øker det beregnede totale hogstkvantumet fra 12,7 mill. m³ til 16,7 mill. m³ (Figur 5). Årlig hogstareal for BAU-scenariet øker i starten av perioden, for senere å avta svakt fram mot 2100 (Figur 6). Akkumulert hogstareal i ha for hele perioden for de tre scenariene framgår av Tabell 4, mens Tabell 5 viser de prosentvise endringene for ulike hogstformer relativt til BAU-scenariet. For hele simuleringsperioden sett under ett blir årlig gjennomsnittlig hogstareal (avrundet til nærmeste 100 ha) på 45 200 ha for BAU-scenariet, 47 500 ha for Medium_15 og 48 600 ha for Maks_25. For å avvirke samme volum tømmer viser dermed beregningene et akkumulert totalt hogstareal for Medium_15 og Maks_25 som er hhv. om lag 7 og 14 prosent større enn for BAU-scenariet. På den andre siden får vi for de samme scenariene et areal med åpen hogst som er hhv. 6% og 9% lavere enn i BAU.



Figur 5. Årlig avvirkning fram til år 2100 for 'Business-as usual'-scenariet med andel lukket hogst som i dag (BAU), og de to scenariene med økt andel lukket hogst (Medium_15 og Maks_25).



Figur 6. Årlig hogstareal fram til år 2100 for 'Business-as usual'-scenariet med andel lukket hogst som i dag (BAU), og de to scenariene med økt andel lukket hogst (Medium_15 og Maks_25). Ordinær tynning og 'annen hogst' inngår ikke i arealet.

Tabell 4. Akkumulert hogstareal (ha) per 2030, 2050 og 2100 for scenariet med andel lukket hogst som i dag (BAU) og de to scenariene med økt andel lukket hogst (Medium_15 og Maks_25). Ordinær tynning og 'annen hogst' inngår ikke i arealet.

Scenario	Hogstform	Periode (fra-til)		
		2021-2030	2021-2050	2021-2100
BAU	Åpen hogst	413 569	1 267 859	2 997 839
	Skjermstillingshogst	0	13 609	65 600
	Selektiv hogst	56 598	84 446	84 446
	Totalt	470 167	1 365 914	3 147 885
Medium_15	Åpen hogst	427 270	1 293 745	2 822 060
	Skjermstillingshogst	0	83 184	388 153
	Selektiv hogst	109 140	164 476	164 476
	Totalt	536 410	1 541 405	3 374 689
Maks_25	Åpen hogst	511 989	1 366 288	2 727 058
	Skjermstillingshogst	0	155 103	705 018
	Selektiv hogst	109 140	164 476	164 476
	Totalt	621 129	1 685 867	3 596 552

Tabell 5. Akkumulert hogstareal (% av BAU) per 2030, 2050 og 2100 for de to scenariene med økt andel lukket hogst (Medium_15 og Maks_25). Ordinær tynning og 'annen hogst' inngår ikke i arealet.

Scenario	Hogstform	Periode (fra-til)		
		2021-2030	2021-2050	2021-2100
Medium_15	Åpen hogst	+3,3	+2	-5,9
	Skjermstillingshogst	0	+511,2	+491,7
	Selektiv hogst	+92,8	+94,8	+94,8
	Totalt	+14,1	+12,8	+7,2
Maks_25	Åpen hogst	+23,8	+7,8	-9
	Skjermstillingshogst	0	+1039,7	+974,7
	Selektiv hogst	+92,8	+94,8	+94,8
	Totalt	+32,1	+23,4	+14,3

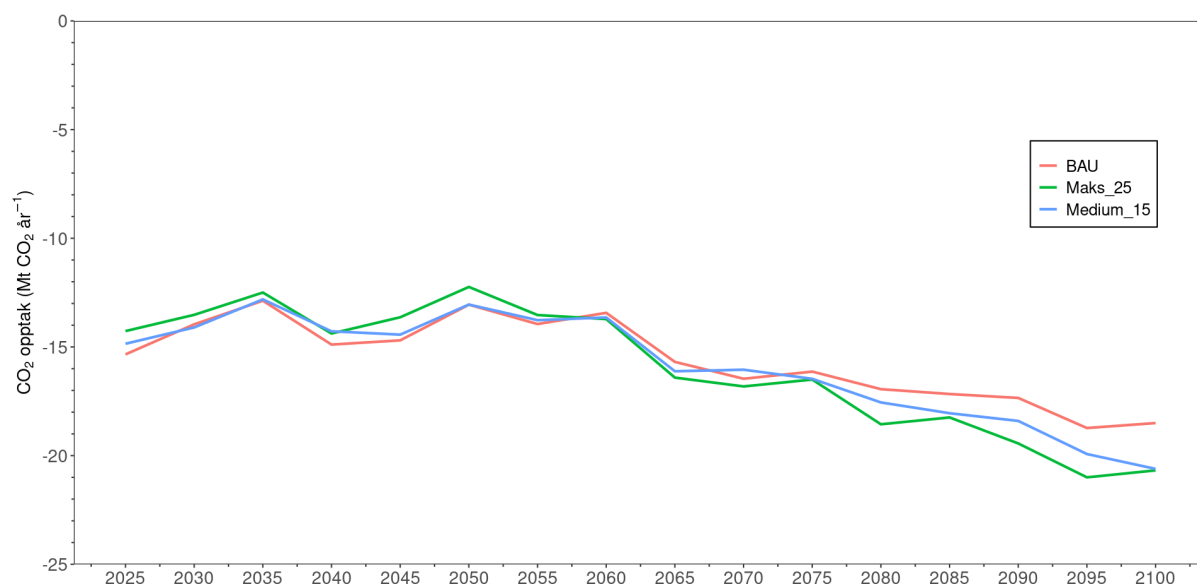
Det har ikke vært rom i prosjektet for detaljerte analyser av hva som faktisk skjer med hensyn til hogstarealet i scenariene. Men bakgrunnstallene kan tyde på følgende sammenhenger:

- I BAU-scenariet øker hogstkvantumet (Figur 5) og hogstarealet (Figur 6) ganske raskt i begynnelsen av perioden.
- Scenariene Medium_15 og Maks_25 skal 'holde tritt' med det økende hogstkvantumet i BAU og samtidig begynne med den økte andelen lukket hogst.
- I første 10-årsperiode settes en rekke skjermstillingshogster, men disse regnes ikke inn i avvirket areal (jfr. verdien 0 ha i Tabell 5). Her avvirket det en relativt lav kubikkmasse per arealenhet. Først når skjermen avvirkles, regnes dette som avvirket areal.
- For å oppnå samme avvirket hogstkvantum som i BAU, flyttes en vesentlig del av avvirkningsarealet i åpne hogster fra høyere til lavere boniteter. Dette dels fordi de bedre bonitetene 'beslaglegges' av skjermstillingene, og fordi det med dagens hogstklassefordeling er på lavere boniteter det er mest hogstmoden skog. Akkumulert i første 10-årsperiode er arealet med åpen hogst nesten 100 000 ha større i Maks_25 sammenlignet med BAU.

- Når en senere begynner å avvirke skjermstillingene avtar naturlig nok arealet åpen hogst.
- Av de lukkede hogstformene betyr den selektive hogsten vesentlig mindre enn skjermstillingshogsten, fordi såpass lite areal er vurdert som egnet for selektiv hogst (jfr. Tabell 2). Akkumulert over hele perioden utgjør selektiv hogst mindre enn 5% av hogstarealet i både Medium_15 og Maks_25, en økning fra 2.7% i BAU.

I tillegg bør det nevnes at hogstpåvirket areal naturlig nok ville vært større dersom vi hadde inkludert tynningsarealet i Tabell 4. I alle scenariene ville imidlertid tynnet areal bli avvirket på et senere tidspunkt dersom vi hadde utvidet tidshorisonten for analysene. Men bakgrunnstallene peker også i retning av at dersom tynningsarealet hadde vært inkludert, ville de relative forskjellene i hogstpåvirket areal mellom de ulike scenariene blitt noe mindre.

Figur 7 viser beregnet opptak for de tre scenariene. Forskjellen mellom BAU-scenariet og scenariene med økt andel lukket hogst er helt marginale fram til den siste delen av prognoseperioden, mens opptaket er noe høyere for Medium_15 og Maks_25 etter 2075. Dette resulterte i et noe høyere akkumulert opptak med økende andel lukket hogst for hele simuleringsperioden sett under ett (Tabell 6). Maks_25 scenariet hadde høyest akkumulert opptak, tilsvarende et meropptak på 31,8 og 8,0 Mt CO₂ sammenlignet med henholdsvis BAU og Medium_15.



Figur 7. Årlig netto CO₂-opptak for levende biomasse fram til år 2100 for 'Business-as usual'-scenariet med andel lukket hogst som i dag (BAU) og de to scenariene med økt andel lukket hogst (Medium_15 og Maks_25). Merk at negative verdier illustrerer opptak av CO₂.

Disse forskjellene må tolkes i lys av at arealet som påvirkes av hogst for å opprettholde samme hogstkvantum er høyere for Medium_15 og Maks_25 enn for BAU. Dette vil i sin tur påvirke andelen skog i ulike aldersklasser, ved at andelen areal i optimal produksjonsalder er høyere for scenariene med høyest andel areal som skjøttes aktivt. De ulike opptaksbanene blir dermed også først og fremst et resultat av de forutsetninger som er satt om å opprettholde et likt avvirkningskvantum i alle scenariene. Dersom man fordeler det akkumulerte opptaket på totalt areal påvirket av hogst, får man en rangering der BAU-scenariet gir høyest akkumulert opptak per ha, med en differanse på 55,8 tonn CO₂ relativt til Maks_25, og 27,8 tonn høyere enn Medium_15-scenariet.

Tabell 6. Akkumulert netto CO₂- opptak (Mt CO₂) per 2030, 2050 og 2100 for scenariet med andel lukket hogst som i dag (BAU) og de to scenariene med økt andel lukket hogst (Medium_15 og Maks_25). Merk at negative verdier illustrerer opptak av CO₂.

Scenario	Kilde	År		
		2021-2030	2021-2050	2021-2100
BAU	Levende biomasse	- 146,5	- 424,1	- 1245,8
	Mineraljord, død ved og strø	- 59,2	- 160,1	- 386,2
	Totalt	- 205,7	- 585,2	- 1632,0
Medium_15	Levende biomasse	- 144,8	- 417,7	- 1270,6
	Mineraljord, død ved og strø	- 58,2	- 157,4	- 385,2
	Totalt	- 203	- 575,1	- 1655,8
Maks_25	Levende biomasse	- 139,0	- 402,7	- 1277,2
	Mineraljord, død ved og strø	- 57,4	- 155,5	- 386,6
	Totalt	- 196,4	- 558,2	- 1663,8

På kort sikt (2021-2030) vil BAU scenariet ha 0,3 og 0,9 Mt CO₂ mer opptak per år enn henholdsvis medium_15 og maks_25 scenariet. Derimot på lang sikt (2075-2100) vil medium_15 og maks_25 scenariet overstige BAU i årlig opptak med henholdsvis 1,1 og 2,0 Mt CO₂. Den akkumulerte forskjellen på 31,8 Mt CO₂ mellom maks_25 og BAU utgjør et ekstra årlig opptak på 0,4 Mt CO₂ når differansen fordeles over et tidsrom på 80 år, tilsvarende 0,8 % av Norges totale antropogene utslipp utenom arealbrukssektoren i 2021 (Miljødirektoratet, 2023).

Våre resultater indikerer altså små endringer i karbonlagring ved økt bruk av lukkede hogstformer – en liten negativ effekt de første tiårene, og en liten positiv effekt akkumulert fram til 2100. Andre som har undersøkt effekter av lukkede hogstformer finner små positive eller ingen effekter på karbonlagring. For eksempel rapporterte Peura et al. (2018) at lukket hogst var bedre enn 'konvensjonelt skogbruk' for karbonlagring i skog i Fennoskandia. Lehtonen et al. (2023) rapporterte også en økende effekt på karbonlagring ved å erstatte flatehogst med lukket hogst på drenert torvmark i Finland. Lundmark et al. (2016) fant derimot bare små forskjeller i langsiktig klimanytte mellom lukket og åpen hogst i Sverige.

3.3 Usikkerhet i simuleringene

Resultatene fra simuleringene må tolkes i lys av de forutsetningene vi har satt med hensyn til egnethetskriterier, og som vi har beskrevet i kapittel 2.7. I Norge, og også i Sverige og Finland, har vi i dag begrenset praktisk erfaring med de ulike typene lukkede hogster og hvor de er egnet eller ikke. Når vi gjør beregninger av potensielt areal basert på data fra Landsskogtakseringen må vi derfor gjøre nokså grove forenklinger, basert på best tilgjengelig eksisterende kunnskap. Befaring i felt er dessuten ofte nødvendig for å gjøre en god vurdering av egnethet. Et viktig stikkord her er mulighetene for å få etablert tilstrekkelig naturlig gjenvekst innen 'rimelig tid'. Man må også alltid ta hensyn til lokale forhold knyttet til vindfellingsrisiko, skogens helsetilstand eller andre faktorer. Å indikere størrelse av arealer på landsnivå vil derfor være beheftet med betydelig usikkerhet. Landsskogdata er likevel det beste tilgjengelige datasettet for slike anslag.

Forskjellene i opptak for scenariene er i det alt vesentlig knyttet til ulikt opptak i levende biomasse, mens differansene i netto opptak for de ulike kildene i jord er helt marginal. Det finnes flere usikkerheter relatert til jordkarbonendring. Usikkerheter i Yasso07 modellen og strøtilførsel parameterne, og fremskrevet biomasse og klima har alle stor påvirkning på prediksjonen av jordkarbonendring. Det trengs også mere kunnskap om karbondynamikken i jord for ulike

hogstformer inkludert lukket hogst (Dalsgaard *et al.*, 2015). Det er også usikkerhetsmomenter knyttet til framskrivningen av overjordisk biomasse, siden de skogbehandlingsregimer som simuleres ikke har et stort arealmessig omfang i dag og derfor også er dårlig representert i Landsskogtakseringens datamateriale. Den samlede effekten av disse usikkerhetsmomentene er vanskelig å kvantifisere.

3.4 Oppsummering

Vi sammenligner her et høyt (Maks_25) og middels (Medium_15) scenario for lukkede hogstformer med 'business as usual' (BAU). Tallene 25 og 15 refererer til %-andel av totalt hogstkvantum som avvirkes som lukket hogst. Avvirkning med selektiv hogst og skjermstillingshogst er henholdsvis 1.5% og 2% under BAU, 3% og 12% under Medium_15, 3% og 22% under Maks_25. Totalt hogstareal under BAU (akkumulert over 2021-2100) er 3,15 mill. ha, og øker med henholdsvis 7 og 14% under Medium_15 og Maks_25. Dette betyr at alternativene med større andel lukket hogst krever et større areal for å opprettholde et tilsvarende hogstvolum som i BAU-scenariet.

Arealet anvendt for lukkede hogstformer er 4,8% under BAU og øker til 10,8% under Medium_15 og 24,2% under Maks_25. Under begge 'lukkede hogstscenarier' blir alt areal egnet til selektiv hogst hogget innen 2100, mens under BAU er dette kun halve arealet. Arealet anvendt for skjermstillingshogst er begrenset under BAU (66 000 ha), øker til 201 000 ha under Medium_15 og til 705 000 ha under Maks_25. Arealet med åpen hogst, sett over hele perioden 2021-2100, reduseres med henholdsvis 6% og 9% under Medium_15 og Maks_25 sammenlignet med BAU.

I tillegg bør det nevnes at hogstpåvirket areal naturlig nok vil bli større dersom vi hadde inkludert tynningsarealet i Tabell 4. I alle scenariene ville imidlertid tynnet areal bli avvirket på et senere tidspunkt dersom vi hadde utvidet tidshorisonten for analysene. Men bakgrunnstallene peker også i retning av at forskjellene mellom scenariene med hensyn til hogstpåvirket areal ville relativt sett blitt noe lavere dersom tynningsarealet hadde vært inkludert. På kort sikt (2021-2030) gir BAU scenariet høyere karbonlagring enn scenariene med økt bruk av lukkede hogstformer. Derimot på lang sikt (2021-2100) vil den kumulative karbonlagringen fra de to scenariene overstige BAU scenariet. Fordelt over prognoseperioden på 80 år vil meropptaket for scenariet med høyest andel lukket hogst tilsvare 0,8 % av Norges totale antropogene utslipp utenom arealbrukssektoren i 2021 (Miljødirektoratet, 2023).

4 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på arealbruk

Lukkede hogster kan påvirke arealbruken ved at det har konsekvenser for hvor stort areal som påvirkes av hogst, og gjennom å øke behovet for infrastruktur i form av skogsbilveier, stikkveier og velteplasser, gitt forutsetningen i oppdraget at samme tømmervolum skal kunne høstes fra skogen. Det kan også ha konsekvenser for hvordan arealene blir brukt til friluftsliv. Konsekvensene vil avhenge av hvilken form for lukket hogst det er snakk om, og den infrastrukturen som alt er på plass i området.

4.1 Hogstpåvirket areal

I lukkede hogster tas kun en del av trekapitalen på et område ut hver gang. Fordi uttaket er lavere ved hvert inngrep, må man årlig gå over et større areal for å hogge samme volum som ved en flatehogst. Dersom produksjonen er lavere ved ulike former av lukkede hogster, vil også totalt berørt areal måtte være større for å produsere samme mengde tømmer. I kapittel 10.1 gjøres en sammenstilling av eksisterende litteratur om hvordan de ulike hogstformene påvirker tilveksten, og i kap. 2.6. omtales effektene av omforming av ensaldret skog til flersjiktet skog.

Scenariene i kapittel 3 viser at årlig hogstareal øker når andelen med lukkede hogster blir høyere. Tabell 5 viser at årlig hogstareal gjennomsnittlig øker med 7 % for Medium_15-scenariet, og 14 % for Maks_25-scenariet sammenlignet med BAU for perioden 2021-2100. Økningen er enda større i første del av perioden.

I bakgrunnstallene for scenariene antydes at mer av avvirkningsarealet flyttes til lavere boniteter ved større andel lukkede hogster. Det kan bety mer hogst i gammel naturskog (skog som tidligere ikke har vært flatehogd (Storaunet og Rolstad, 2020)). Skog på lav bonitet kan kreve spesielle hensyn ved hogst og skjøtsel.

4.2 Behov for infrastruktur

Lukkede hogster krever vanligvis hyppigere hogstinngrep enn ved åpne hogstformer, og dermed mer behov for veier i ulike kategorier, og vedlikehold av dem (Routa & Huuskonen, 2024). Ved selektiv hogst skjer inngrepene jevnlig, gjerne med 10-25 års mellomrom. Ved gruppehogst vil man gå inn flere ganger, til hele området er forynget, og ved skjermstilling avvirkkes også trærne i flere omganger.

Til sammenlikning kan åpne hogstformer drives helt uten tynning (ingen inngrep mellom ungskogpleie og slutthogst), noe som er vanlig i Norge, eller man kan tynne 1-2 ganger i løpet av et omløp. I hele Norge i 2017, var årlig tynningsareal 19 934 ha, som tilsvarer under halvparten av totalt hogstareal (Stokland *et al.*, 2020). Tynningsaktiviteten varierer mellom regioner og skogeiere (Antón-Fernández & Astrup, 2012), og behovet for infrastruktur i form av stikkveier mm. vil dermed også variere sterkt.

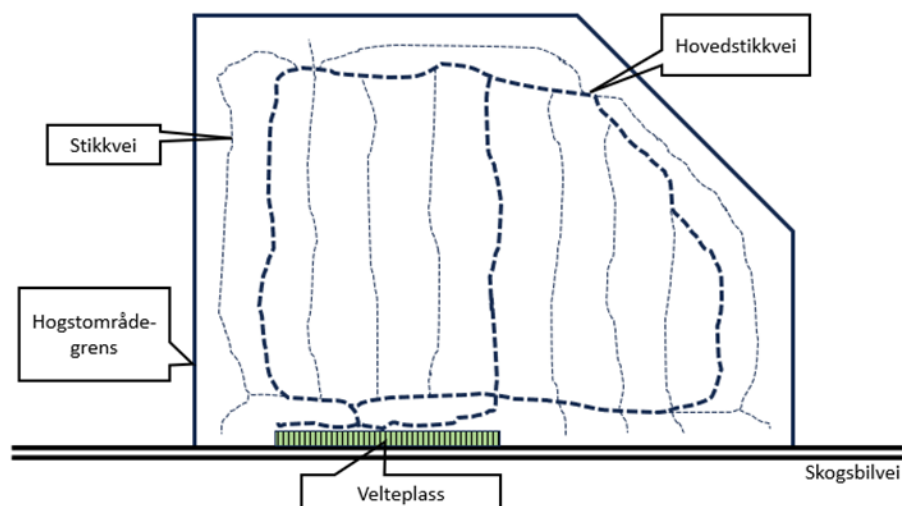
Ved maskinhogst i bestand som skal tynnes eller avvirkkes med selektiv hogst trengs det stikkveier med ca. 20 meters mellomrom, og stikkveibredden er vanligvis 4-5 meter. Nominelt utgjør dette 16- 20 % av det totale arealet, men fordi den økte veksten for kantrærne langs stikkveien delvis kompenser for tapt areal, reduseres virkeproduksjonen mindre, i praksis kanskje 6-10% (Niemistö, 1989; Isomäki & Niemistö, 1990; Eriksson *et al.*, 1994; Kuliešis *et al.*, 2018). Det er også noen studier som indikerer at stikkveier ikke har noen negativ effekt på produksjonen ved tynning (f.eks. Wallentin & Nilsson, 2011). I et bestandsskogbruk uten tynninger er det ikke et slikt behov for stikkveier (eller velteplasser), annet enn ved slutthogst. Men behovet for stikkveier vil være omtrent det samme for et bestandsskogbruk med tynningsaktivitet og de ulike formene for lukkede hogster.

Med lukkede hogstformer er velteplasser langs skogsveikanter i praksis ofte utenfor produktivt skogbruksareal, fordi velteplassene trengs så ofte at trærne ikke rekker å vokse seg store nok for industriell bruk. Arealkravet for velteplasser er avhengig av virkesmengden og antall sortimenter som blir hogd. Ifølge nordiske anbefalinger for velteplasser (Varastointiopas, 2019) trenger man per 100 m³ sagtømmer et areal på omtrent 16 meters bredde på velteplassen, og tilsvarende mengde tre meter langt massevirke krever en velteplass på omtrent 30-35 meters bredde. I tillegg bør det være minst to meters avstand mellom sortimenter. Dersom lassbæreren må legge tømmeret på velteplassen fra skogsidene, er arealbehovet i dybden omtrent 10 meter (6 meter for tømmerhaugen, pluss 4 meter for maskinen) fra kanten av skogsveigrøften. Stort sett gjelder alle disse anvisningene for alle lukkede hogstmetoder siden det viktigste målet er å utnytte tidligere stikkveier og velteplasser under de påfølgende hogstene.

Med lukket hogst blir skogsbilveinettet oftere brukt av tunge kjøretøy, inkludert maskintransport og tømmertransport, og må kanskje repareres oftere. Bredden på skogsbilveien er minst 10 meter (4-4,5 meter pluss grøfter og fyllinger), så bygging av nye veier tar relativt mye areal. Når man vurderer hele livssyklusen, utgjør de initiale byggekostnadene bare en del av ligningen. Livssyklus kostnader inkluderer også løpende vedlikehold og eventuell senere ombygging eller rehabilitering. Regelmessig vedlikehold er avgjørende for å forlenge veiens levetid og forsinke behovet for omfattende ombygging. Derfor kan effektiv vedlikeholdspraksis være kostnadseffektivt på lang sikt. Man må alltid vurdere over hele syklusen om det er mulig å klare seg med dagens veinett eller om man må bygge nye veier. Hvis man skal fortsette med det eksisterende veinettverket, kan det bety at driftskostnadene blir høyere, men denne vurderingen krever mer bakgrunnsinformasjon enn det som er tilgjengelig for øyeblikket.

I følgende eksempel skal vi illustrere hvor mye en skogsvei, velteplass, og stikkveier kan redusere skogsarealet (Figur 8). Dette illustrerer et «worst case scenario» der et større område blir utilgjengelig for skogproduksjon ved selektiv hogst sammenliknet med åpen hogst uten tynning. I dette eksempelet finns et 20 daa stort område som skal hogges. Ved åpen hogst er det kun behov for en skogsbilvei, som benyttes ved flatehogsten. Det etableres velteplass, men den kan plantes igjen etter hogst. Med selektiv hogst forutsetter vi at det skal hogges 140 m³ sagtømmer og 60 m³ massevirke med jevne mellomrom, og det må etableres varige stikkveier og velteplass.

Før hogst er det ingen stikkveier eller velteplass, og halvparten av den nye skogsbilveien (total lengde ved hogstområdet er 200 m) blir bygget på egen grunn. Å få bare halvparten av veien på eget land er avhengig av at naboen deltar i skogsveiprosjektet. Hvis vi legger til grunn at redusert produksjon på grunn av stikkveiene utgjør 10% (se over) 'tar' stikkveiene omtrent 2 av de 20 dekalene, velteplassen omtrent 0,5 daa, og halvparten av skogsbilveien tar 1 daa. I dette eksempelet vil 17,5 prosent av skogarealet bli unntatt fra skogproduksjon på lang sikt ved selektiv hogst. For den åpne hogsten er det bare skogsbilveien som krever plass. 1 daa skogsbilvei tilsvarer 5% av skogarealet. Igjen er det viktig å presisere at dette er en sammenlikning med tynningsfritt skogbruk. Om det finnes stikkveier fra tidligere tynninger, og eksisterende velteplasser og skogsbilveier som kan brukes, vil i praksis hele det tidligere skogsområdet fortsette som skogareal også etter selektiv hogst.



Figur 8. Et eksempel på et område for selektiv hogst, med stikkveinettverk, velteplass på veikanten og skogsbilvei som går ved siden av området. Totalt hogstareal er 20 daa. Figuren er ikke i nøyaktig skala.

4.3 Annen påvirkning på arealbruk

Som beskrevet i kapittel 2 krever lukkede hogster hyppigere inngrep sammenlignet med skog som avvirkes med åpne hogstformer, og dermed et behov for god veidekning i form av skogsbilveier og traktorveier. Et tettere skogsveinett kan ha både positive og negative effekter på rekreasjonsverdier i skogen. Tilgangen til skogarealene blir bedre, noe som kan gjøre det lettere å plukke bær og sopp eller å jakte, og skogsbilveier kan åpne opp arealer for grupper som ellers ikke kommer seg så lett ut i skogen (rullestolbrukere, familier med barnevogn m.m.). Samtidig kan økt forekomst av skogsbilveier forstyrre inntrykket av uberørt natur. En studie av Gundersen & Vistad (2016) viste at folk foretrakk bilder av skog med et innslag av 'småskala' infrastruktur, for eksempel umerkede stier, mens større skogsveier, sykkelveier mv. fikk lavere skår. Samtidig viste studien et misforhold mellom rapporterte preferanser og faktisk bruk; de dårligere likte, større veiene var de som i praksis ble mest brukt.

En annen effekt av et tettere veinett er at det blir lettere å overvåke skogskader når tilgangen til området er bedre. Et tett skogbilveinett gir også økt tilgang for brannbekjempelse (Gucinski *et al.*, 2001), noe som er viktig for produksjon og sikkerhet. Effektiv brannbekjempelse er imidlertid en av truslene mot naturmangfoldet i skog, da mange arter er tilpasset skogbrann.

Hogstformen kan i seg selv ha en effekt på bruken av skogen til friluftsliv og rekreasjon. Tidligere studier indikerer at lukkede skogskjøtselregimer, gjort riktig, kan støtte flerbruk og være positivt for friluftslivet (Gundersen & Frivold, 2008; Tyrväinen *et al.*, 2017). For eksempel viste Gundersen og Frivolds gjennomgang av ulike preferansestudier at folks preferanser økte med økende trestørrelse og utviklingsstadium i skogen. I noen undersøkelser var tendensen at uregelmessige bestand, med en blanding av trær i forskjellige størrelser, fikk høyere skår. På den annen side var følelsen av tilgjengelighet og utsikt også svært viktig. Store hogstflater og tydelige spor etter skogsdrift ble lite verdsatt. For hogstflatenes del kan det være stor forskjell i vurderingene sommer og vinter (Tyrväinen *et al.*, 2017).

4.4 Oppsummering

I lukkede hogster tas kun en del av trekapitalen ut ved hvert inngrep, noe som betyr at det årlig kreves hogst av et større areal for å oppnå samme volum som ved flatehogst. Dette er i overensstemmelse med de ulike scenariene i kapittel 3, som viser økt årlig hogstareal når andelen med lukkede hogster blir høyere. For å kunne ta ut samme mengde tømmer med lukkede hogster som med flatehogst, vil

det i tillegg til uttak på et større areal også kunne bety økt uttak av tømmer fra mer lavproduktive arealer, noe som kan bety mer hogst i gammel naturskog.

Lukkede hogster kan øke behovet for hyppigere inngrep og veiinfrastruktur sammenlignet med åpne hogstformer. Lukkede hogster skaper krav til stikkveier og velteplasser, påvirker skogsbilveinettet, og øker behovet for reparasjoner. Bygging av nye skogsbilveier tar betydelig areal. På den positive siden kan et tettere veinett forbedre rekreasjonsverdien ved å øke tilgjengeligheten for bærplukking og jakt, men det kan også forstyrre opplevelsen av uberørt natur. Et tettere veinett letter overvåkning av skogskader og tilgang for brannbekjempelse. Hogstformen kan positivt påvirke skogens bruk til friluftsliv, støttet av riktig skogskjøtsel. Studier viser at preferanser øker med trestørrelse og skogens utviklingsstadium, mens store hogstflater og synlige spor etter skogsdrift vurderes mindre positivt. En robust vurdering av effekten av økt bruk av lukkede hogstformer på inngrep, veiinfrastruktur og annen arealbruk er krevende siden datagrunnlaget er begrenset. Vi konkluderer med at skogsveinettet vil trenge forbedringer, men at det er nødvendig å ytterligere evaluere forholdet mellom stikkveier og skogsbilveier. I tillegg vil det være behov for grundig evaluering av økonomien av hogst- og transportaktiviteter.

5 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på terrestrisk naturmangfold

Hogst er en av faktorene som påvirker naturmangfoldet i norsk skog mest, og ulike hogstformer vil påvirke ulike grupper av artsmangfoldet på forskjellig vis. I Norge i dag gjennomføres det vesentlige av avvirkingen i form av åpne hogstformer, der flatehogst og planting er dominerende i granskog og frøtrestillingshogst med naturlig foryngelse i furuskog. Dersom fordelingen av hogstformer endrer seg til en større andel lukkede hogster, vil dette også kunne endre påvirkningen på naturmangfoldet.

Med bakgrunn i skogbrukets påvirkning på naturmangfoldet har fokuset på lukkede hogstformer vært sterkt økende de siste årene. Imidlertid er effektene av lukkede hogster på naturmangfoldet fremdeles relativt dårlig kjent. I det følgende vil vi gjennomgå aktuell litteratur som belyser effekter av slike hogstformer på artsmangfoldet. Det har ikke vært rom for å gjennomføre systematiske litteratursøk eller fullstendig review av litteraturen. Vi har derfor basert gjennomgangen på referanser i nyere sentrale review-studier (f.eks. Savilaakso *et al.*, 2021; Ekholm *et al.*, 2023, Routa & Huuskonen, 2024), innspill fra prosjektdeltakerne, samt enkle litteratursøk i ISI Web of Science-databasen.

Vi har avgrenset problemstillingene til å gjelde produksjonsskogen, altså det arealet der det produseres tømmer. Dette innebærer at aktive tiltak i form av f.eks. spesielle skjøtselstiltak eller bruk av lukkede hogster for å bedre forholdene for enkeltarter eller grupper av arter holdes utenfor. Samtidig forutsettes at reglene for skogsertifisering overholdes på den måten som kreves uavhengig av hogstformen som benyttes. I 'Kravpunkt 11 Hogst' påpekes at «sertifikatholder skal ha nødvendig kompetanse om lukkede hogstformer», samt at slike hogstformer «skal brukes» i grandominert skog der forholdene økonomisk og biologisk ligger til rette for det (PEFC, 2022).

Vi vil ikke gå spesifikt inn på det som omtales som 'retention forestry', dvs. langsiktig ivaretagelse av levende eller døde trær, eller mindre områder som nøkkelbiotoper, med sikte på å gagne artsmangfoldet eller økosystemfunksjoner (Rosenvold & Löhmus, 2008; Rudolphi *et al.*, 2013; Gustafsson *et al.*, 2012, 2020). Slike tiltak skal gjennomføres uavhengig av hogstform, jfr. også standardene i skogsertifiseringen.

Hovedtypene av lukkede hogstformer skiller seg fra hverandre også med hensyn til påvirkning på naturmangfoldet. Ved selektive hogster (bledning) tas normalt en forholdsvis lav andel av kubikkmassen ut (<50%), og det blir stående større trær igjen mer eller mindre over hele arealet. Gruppehogster innebærer at selve gruppene som hogges vil ha likhetstrekk med åpne hogster, men i en mindre arealmessig utstrekning. En skjermstillingshogst vil, etter at den gjensatte skjermen er avvirket, ha store likhetstrekk med åpne hogstformer. Forskjellen ligger i at de gjenstående trærne i skjermen overholdes inntil man har oppnådd tilfredsstillende foryngelse, slik at arealet aldri er helt uten dekning av trær.

I flere av studiene som omtales nedenfor, finnes utfordringer med hensyn til tidsperspektivet for påvirkningen på artsmangfoldet. Vi ønsker å sammenligne to skogskjøtselsregimer og ikke korttidseffekten av selve hogstinnngrepet, derfor er vårt utgangspunkt at denne påvirkningen handler om langsiktige effekter, mao. hva som skjer over tid, eller etter en god del år. En rekke studier viser at artssammensetningen kan være vesentlig forskjellig mellom åpne og lukkede hogster, når disse sammenlignes kort tid etter hogstinnngrep (f.eks. Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001; Joelsson *et al.*, 2018; Jokela *et al.*, 2019). Dette er ofte effekter av at miljøet endres vesentlig mer ved åpne hogstformer. Siden det finnes få studier av slike langsiktige effekter, har vi likevel omtalt noen undersøkelser som sammenligner lukket hogst med ikke-hogst, selv om dette som oftest ikke vil være et alternativ i produksjonsskogen. Ved slike sammenligninger har skogen som ikke hogges ofte vært gjenstand for selektive hogster (dimensjonshogst, plukkhogst) for en del tiår siden, altså før bestandsskogbruk med åpne hogstformer ble dominerende.

5.1 Fugl

Versluijs *et al.* (2020) sammenlignet effekter av hogst/tykning i tidligere flatehogde bestand med selektiv hogst i fleraldret skog for en rekke relativt vanlige fuglearter. De fant høyere forekomst og en annen sammensetning av fuglearter i de tynnede bestandene, og ingen av de registrerte artene var mer vanlig i de gjennomhogde bestandene. Det samme gjaldt for ulike funksjonelle grupper av arter, inndelt etter migrasjon, næringssøk, hekking eller habitatpreferanse. Vanlige fugler som kjøttmeis, svarthvit fluesnapper og trepiplerke bidro mest til variasjonen i resultatene, men studien inkluderte også arter som fuglekonge og tretåspett (NT i Rødlista for arter, Artsdatabanken 2021a).

To fuglegrupper skiller seg ut ved at de begunstiges av lukkede hogster – meiser og skogsfugl. Dette er standfugler som tilbringer hele året i skogen. Blant meisene er det særlig granmeisen (VU i Rødlista) som har gått kraftig tilbake (Green *et al.*, 2023). Flere av meisene lever av insekter i trekronene og en sjiktet skogstruktur beskytter mot predasjon fra spurvugle og spurvehauk (Eggers & Low, 2014; Kumpula *et al.*, 2023). Åpne hogstflater og ungskog vil være uegnet habitat for meisene, men det er få studier som har sammenlignet eldre flatehogd skog med gammel plukkhogd skog. Solbakken (2016) fant imidlertid små forskjeller i tettheten av meiser mellom 50-60 år gammel flatehogd skog og eldre plukkhogd skog. Granmeisen var faktisk vanligere i den eldre flatehogde skogen, trolig fordi kronetettheten var høyere der.

For skogsfugl har bestandsutviklingene holdt seg mer uendret de siste 10-årene. I den snøfrie delen av året er skogsfuglene bakkelevende, og særlig kullene er knyttet til halvåpen, middels tett skog med god blåbærdekning der kyllingene lever av insektlarver de første ukene (Wegge *et al.*, 2007; Wegge & Kastdalen, 2008). Det har også vist seg at selektiv hogst og smågruppehogster kan være gunstige hogstformer for å opprettholde tiurleiker over tid (Rolstad, 1989). Selv om storfuglen har vist seg å være mindre avhengig av gammelskog enn tidligere antatt, så er det klart at lukkede hogstformer gir mer gunstige habitater (Rolstad & Wegge, 1987; Wegge & Rolstad, 2011).

5.2 Karplanter, moser og bakkevegetasjon

Sammensetningen av karplanter og annen bakkevegetasjon endrer seg etter hogst. Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) undersøkte dette for ulike typer hogstinngrep, og fant at både antall mosearter og særlig mosedekningen ble redusert med økende grad av tømmeruttak (uttak av 33, 50, 93, og 100 % av stående volum, sammenlignet mot kontroll). For karplanter var ikke effektene like sterke, og endret seg signifikant bare i de sterkeste hogstbehandlingene. Dette var effekter umiddelbart (1 år) etter hogstpåvirkningen. Ekholm *et al.* (2022) fant at artssammensetningen av karplanter, moser og vedlevende sopper ikke hadde endret seg fem år etter lukket hogst (uttak ca. 30 % av grunnflaten).

Effekter av hogsten øker gjerne med økende hogstuttak (Bergstedt & Milberg, 2001), mens åpninger (gruppehogst) kan ha positive effekter på karplantene (Kirchner *et al.*, 2009; Hurskainen *et al.*, 2017). Små effekter på karplantefloraen etter begrenset hogstuttak kan ha sammenheng med lav dekningsgrad av karplantene i utgangspunktet, i bestand med relativt høyt tømmervolum. Dersom kronesjiktet raskt fylles ut igjen fra de gjenstående trærne, slik at miljøforholdene endres i mindre grad (Ekholm *et al.*, 2023) eller i en for kort periode, vil kanskje ikke karplantene rekke å respondere før miljøforandringene er tilbake til utgangspunktet. Tonteri *et al.* (2016) viser også hvordan lyskravet til ulike plantearter avgjør hvordan de responderer på hogst, og at skygge- og halvskyggeplanter begunstiges av lukkede hogster.

Blåbærlyng har et optimum i halvåpen/middelstett skog (Eldegaard *et al.*, 2019; Stokland *et al.*, 2020), og deknningen synker om skogen blir mer lysåpen eller mer lukket/skyggefull. Blåbærlyngen vil derfor kunne respondere positivt på en lukket hogst som åpner opp en for tett skog. Andre studier peker i samme retning; negativ utvikling for blåbærlyngen dersom det hogges så kraftig at det blir for

åpent, men liten eller ingen påvirkning ved begrenset hogstuttak (Atlegrim & Sjöberg, 1996a; Bergstedt & Milberg, 2001).

5.3 Epifyttisk lav

Lukkede hogster vil være bedre enn åpne hogster for epifyttiske lavarter, siden disse lever på trærne. Enkelte studier finner positive effekter av lukket hogst også når en sammenligner med ikke-hogst. I et hogstforsøk i grandominert, eldre tidligere plukkhogd skog, der kubikkmassen ble redusert med 40-50%, hovedsakelig gjennom selektiv hogst, undersøkte Storaunet *et al.* (2008, 2014) effekter på huldrestry (EN i Rødlista). De fant en økning i antall lav-thalli 5-8 år etter hogst sammenlignet med kontroll uten hogst. Nordén *et al.* (2012) fant tilsvarende for en rekke epifyttiske lav og moser i boreonemoral eike-dominert skog. Felles for disse studiene var imidlertid at trærne med de aktuelle lavartene enten var merket på forhånd eller var lett gjenkjennelig (store eiker), og ble søkt unngått hogd.

I furudominert skog i Estland fant Tullus *et al.* (2020) at en 70-års periode med lavintense hogster (selektiv hogst og skjermstillingshogst) ikke hadde påvirket artsrikheten og sammensetningen av karplanter, moser og lav, men at pH og lysforholdene var mer avgjørende. De konkluderte dermed med at slik hogst kan opprettholde aktuelle habitater for disse artsgruppene over tid.

En rekke studier viser at epifyttisk lav påvirkes negativt av hogst og forstyrrelser, og påfølgende endring i lysforhold inkludert kanteffekter (Esseen & Renhorn, 1996; Hedenås & Ericson, 2003; Johansson, 2008; Nascimbene *et al.*, 2013). Imidlertid er ikke dette like relevant siden denne rapporten handler om effekter av å øke andel lukket hogst på bekostning av åpen hogst i produksjonsskogen. I en omfattende review-artikkel om hogsteffekter på epifyttiske lavarter fra tempererte løvskoger i Europa oppsummerer Nascimbene *et al.* (2013) noen punkter som trolig også er gyldige for boreale skoger: i) selektive hogster bør velges foran skjermstillingshogster, ii) negative effekter av skjermstillingshogster kan reduseres ved å forlenge omløpstiden og/eller ved å sette igjen trær ved slutthogst, iii) etablering av bestand med midlere kronetetthet bør tilstrebes, og iv) døde og gamle store trær bør spares i produksjonsskogen.

5.4 Vedlevende sopp

Artsrikhet og sammensetning av vedlevende sopp avhenger av mengde og kvalitet (treslag, stående/liggende, størrelse, nedbrytningsgrad) av den døde veden (Junninen & Komonen, 2011). Hogst fører uansett til mindre død ved enn det ellers ville vært, også når det gjennomføres med lukkede hogstformer, og det kan ta lang tid før skogen igjen oppnår samme dødved-mengde som en finner i naturskogen (Bader *et al.*, 1995; Sippola *et al.*, 2001; Storaunet *et al.*, 2005; Storaunet & Skarpaas, 2022).

Sippola *et al.* (2004) fant at hogstintensiteten (målt som antall stubber per ha) etter historiske selektive hogster (50-100 år siden) ikke påvirket artsantallet av vedlevende sopper, men de fant ingen truede arter der antall stubber var over 150 pr ha. Samtidig fant de at antall fruktlegemer avtok med økende hogstintensitet, trolig som en effekt av redusert dødved-mengde. Også Bader *et al.* (1995) fant at selektive hogster for 100 år siden hadde redusert mengden store og sterkt nedbrutte dødved-stokker, men også at artsantallet var redusert ved økende hogstpåvirkning. Nordén *et al.* (2013) fant at rødlistede vedlevende sopparter i Finland hadde flere forekomster i skoger med færre hogststubber (primært fra selektive hogster) og i lukket skog, det sistnevnte trolig på grunn av fuktigere og mer stabilt mikroklima. Volum av egnet død ved og konnektivitet hadde også positiv påvirkning på forekomst av rødlistede vedlevende sopper. I en norsk-svensk studie var ikke forekomst av rødlistede vedlevende sopparter negativt påvirket av historisk selektiv hogst de siste 190 årene; volum død ved og konnektivitet var de viktigste driverne (Nordén *et al.*, 2018).

5.5 Mykorrhiza-sopp

Det er godt kjent at åpne hogstformer påvirker mykorrhizasopp-samfunnene negativt, og særlig de sjeldne artene (Varenius *et al.*, 2016; Sterkenburg *et al.*, 2019; Hasby, 2022). Flere av de vanlig forekommende mykorrhizasoppene kan reetableres ganske raskt når nye trær er etablert, mens dette kan ta lengre tid for sjeldne arter. Varenius *et al.* (2016) fant at mye av forskjellene mellom ulike hogstformer var utlignet 30-50 år etter hogst, men at enkeltarter fremdeles viste forskjeller og at noen arter ikke kom tilbake igjen i den studerte tidsperioden.

Sterkenburg *et al.* (2019) viste blant annet at mengden av både enkeltarter og antall arter få år etter hogstinnngrepene avtok proporsjonalt med andelen av trærne som ble hogd (30, 60 og 100%), og Varenius *et al.* (2017) fant at frøtrær ikke var nok til å ivareta artssammensetningen. Med andre ord; tiltak som innebærer at en vesentlig andel trær settes igjen i forbindelse med hogst vil være positivt for mykorrhiza-soppene.

5.6 Insekter og edderkopper

Artssammensetningen til insekter og edderkopper viser rask endring etter hogst, med ulik respons til lukkede og åpne hogstformer (Joelsson *et al.*, 2018; Jokela *et al.*, 2019). Jokela *et al.* (2019) studerte hvordan artsrikheten til biller endret seg etter ulike typer hogstinnngrep, og viste at både hogstintensitet og størrelse på hogstflatene hadde stor betydning. De viste at hogst førte til en økning av billearter, den største økning ble funnet på områder med åpen hogst, etterfulgt av gruppehogst og til sist selektiv hogst. Dette forklares ved at insekter og edderkopper har ulike preferanser for habitatkvaliteter, spesielt knyttet til død ved og lysforhold.

Joelsson *et al.* (2018) viste at de artene som var vanlige på hogstflater var sjeldne i lukket skog, både skog uten nylig hogstpåvirkning og skog som nylig hadde gjennomgått selektiv hogst, og at arter som var vanlige i skog uten nylig hogstpåvirkning var sjeldne eller ikke til stede på hogstflatene. Koivula *et al.* (2019) fant at områder hvor det var utført gruppehogst hadde hatt en økning av biller som er vanligere på hogstflater og som er knyttet til mer lysåpne områder. Dette er i samsvar med andre studier som viser at artssammensetningen til insekter og edderkopper i områder som nylig har gjennomgått selektiv hogst er mer lik artssammensetningen i skog uten nylig hogstpåvirkning enn områder med åpen hogst (Atlegrim og Sjöberg, 1995, 1996b; Jokela *et al.*, 2019). Joelsson *et al.* (2017) viste at 92 % av artene som ble funnet i skoger uten nylig hogstpåvirkning også ble funnet i områder som nylig hadde gjennomgått selektiv hogst.

Mengden dødved vil være svært viktig for vedlevende insekter, på samme måte som for vedlevende sopp. Mye tyder på at dødved-mengden ikke vil endres nevneverdig ved endret driftsform (se også kapittel 6.7), men en mer heterogen skog med ulike solforhold vil kunne ha positiv påvirkning både for arter som prefererer død ved i skyggefulle og soleksponert miljøer (Jonsell *et al.* 1998, Sverdrup-Thygeson & Ims, 2002).

De fleste studier som har undersøkt effekten av ulike hogstformer på insekter og edderkopper har fokusert på i) småskala studier og ii) korttidseffekter etter hogst. Allikevel er det indikasjoner på at flere grupper med insekter og edderkopper blir påvirket i en lang periode etter hogst (Siira-Pietikäinen & Haimi, 2009), og at områder som har gjennomgått lukket hogst raskere får tilbake en artssammensetning som likner den som var før hogst enn områder som har gjennomgått en åpen hogst (Joelsson *et al.*, 2017, 2018; Siira-Pietikäinen & Haimi, 2009).

5.7 Rødlistede naturtyper

Det er i dag 12 rødlistede naturtyper i skog (Artsdatabanken, 2018), hvorav to er kategorisert som sterkt truet, syv som sårbar og tre som nær truet (Tabell 7). Grunner til rødlisting for flere er begrenset utbredelsesareal og forringelse (bestandsskogbruk), men også arealendring/nedbygging for naturtyper i befolkningsrike områder, samt vassdragsregulering og flomforebygging for flommarksskog.

Tabell 7. Rødlistede naturtyper i skog, med rødlistekategori og utslagsgivende kriterier for rødlistekategorien.

Naturtype	Rødlistekategori	Utslagsgivende kriterier
Kalkedellauvskog	EN	Begrenset utbredelse/forekomst
Olivinskog	EN	Begrenset utbredelse/forekomst
Boreonemoral regnskog	VU	Begrenset utbredelse/forekomst
Boreal regnskog	VU	Begrenset utbredelse/forekomst, forringelse pga. biotiske faktorer
Høgstaude edelløvskog	VU	Reduksjon av totalarealet, forringelse pga. biotiske faktorer
Kalkgranskog	VU	Forringet areal pga. biotiske faktorer
Lågurtedellauvskog	VU	Forringet areal pga. biotiske faktorer
Kalk- og lågurtfuruskog	VU	Forringet areal pga. biotiske faktorer
Flomskogsmark	VU	Forringet areal pga. abiotiske og biotiske faktorer
Rik sandfuruskog	NT	Forringet areal pga. biotiske faktorer
Høgstaudegranskog	NT	Forringet areal pga. biotiske faktorer
Frisk rik edellauvskog	NT	Reduksjon av totalareal og forringelse pga. biotiske faktorer

De rødlistede naturtypene kan ha ulik aktualitet for lukkede hogster. I gjennomgangen i kapittel 2 er det biologisk og driftsteknisk egnethet for slike hogstformer som er vurdert, og det er kriteriene for treslag og vegetasjonstype som til en viss grad kan knyttes til de rødlistede naturtypene. Det er arealer dominert av bartreslag som er vurdert som aktuelle, siden de fleste lauvtreslag i Norge er lyskrevende. For edellauvtredominerte skogtyper med bøk, ask og til dels eik kan det imidlertid være aktuelt å benytte lukkede hogstformer ved foryngelse av skogen. I 'Kravpunkt 11 Hogst' i Norsk PEFC Skogstandard angis at lukkede hogstformer «skal brukes» i edellauvskog, mens det for grandominert skog anføres at «lukket hogst skal brukes der forholdene økonomisk og biologisk ligger til rette for det på stedet» (PEFC, 2022). I tillegg angir 'Kravpunkt 22 Nøkkelbiotoper' at kartfestede forekomster av truede naturtyper krever særskilt vurdering om det bør etableres flere slike. I den grad det er aktuelt å avvirke skog i rødlistede naturtyper, vil altså de aller fleste kunne være aktuelle for lukkede hogster.

I Tabell 1 (kapittel 2.7) angis vurdering for bruk av lukkede hogstformer i ulike utforminger av vegetasjonstyper. Vi ser at de fleste rødlistede naturtypene kan være aktuelle for lukkede hogster, selv om vegetasjonstypene i tabellen favner vesentlig større arealer enn de rødlistede naturtypene.

En kan se for seg at disse naturtypenes rødlistekategori vil kunne påvirkes dersom en øker andelen lukkede hogstformer. Dette vil trolig avhenge av de utslagsgivende kriteriene for rødlistekategorien til den enkelte naturtypen. For naturtyper der utslagsgivende kriterier er A (reduksjon i totalareal), B (begrenset geografisk utbredelse) eller C (abiotisk forringelse) er vår vurdering at endret hogstform vil ha liten betydning. For naturtyper der kriterium D (biotisk forringelse) er utslagsgivende, vil økt omfang av lukkede hogster kunne påvirke disse naturtypenes rødlistestatus. For flere av disse (D-kriteriet) angis påvirkningen som 'intensivt skogbruk med korte omløp og tett planting etter flatehogst som endrer økosystemets struktur og funksjon i betydelig grad'. Dersom en vesentlig del av den hogsten som faktisk skjer i slike naturtyper i framtiden vil være lukket hogst, og vurderingen er at slik hogst endrer økosystemets struktur og funksjon i mindre grad, kan disse naturtypene potensielt få en lavere rødlistekategori.

5.8 Oppsummering

Oppsummert kan vi slå fast at flere arter og artsgrupper kan respondere positivt på en økning i andel lukket hogst. I første rekke gjelder dette mykorrhiza-sopp, epifyttisk lav, og arter eller artsgrupper som begünstiges av skygge eller halvskygge. En slik positiv respons henger til en viss grad sammen med at eldre produksjonsskog kan være for mørk med et for tett kronedekke.

Samtidig må en ha oppmerksomhet på hva som er alternativet til en lukket hogst. I produksjonsskogen er dette i de aller fleste tilfeller en åpen hogst, dvs. som regel flatehogst og planting på granmark og frøtrestillingshogst på furumark. Åpne hogster innebærer at mange arter må rekolonisere skogen etter hvert som den vokser til. Her er det viktig å merke seg at sjeldne arter, som ofte er truet eller rødlistet, trenger lengre tid på å rekolonisere skogen enn de vanlige artene. På generelt grunnlag kan vi derfor si at lukkede hogster vil være mer fordelaktig for sjeldne enn for vanlige arter.

Undersøkelsene som er gjennomgått er i all hovedsak gjort på bestandsnivå, dvs. en mindre arealmessig skogbehandlingsenhet. Direkte effekter på større skala (f.eks. landskapsnivå) er vi så langt ikke kjent med, selv om enkelte studier peker i retning av at hvor mye eldre skog eller mengde død ved en har på landskapsnivå kan ha positive effekter på enkelte artsgrupper (Nordén *et al.*, 2018). I følge finske og svenske modellerings- og simuleringsstudier kan flere arter av skogsfugl, vedlevende sopp, insekter og lav ha nytte av en økt andel av lukka hogst i landskapet (Eyvindson *et al.*, 2021; Moor *et al.*, 2022). Økt bruk av lukkede hogster (på bekostning av åpne hogster) vil resultere i en større arealandel skog som opprettholder en eller annen grad av et kontinuerlig kronesjikt.

I en slik sammenheng kan det være naturlig å trekke paralleller til naturskogslandskapet og -dynamikken, der 'multi-kohort-modellen' til Kuuluvainen med flere (Kuuluvainen, 2009; Kuuluvainen & Aakala, 2011; Berglund & Kuuluvainen, 2021) framstår som en god beskrivelse av den naturlige dynamikken i skandinaviske boreale skoger. Her deles forstyrrelsene (f.eks. skogbrann, vindfelling, insektutbrudd, enkelttre-dødelighet) og dynamikken inn i tre til fire hovedtyper: 1) ensalder-dynamikk, drevet av bestandsødeleggende storskala forstyrrelser; 2) kohort-dynamikk, drevet av forstyrrelser med middels dødelighet for dominerende trær; 3) gruppedynamikk, drevet av høy til middels dødelighet på mindre romlig skala, og 4) finskaladynamikk i små åpninger, drevet av enkelttre-dødelighet. Berglund & Kuuluvainen (2021) anslår at omtrent en tredel av arealet domineres av hver av de tre hovedtypene (der 2 og 3 er slått sammen). Det er denne variasjonen i skogdynamikk som naturmangfoldet er tilpasset.

Til en viss grad kan de ulike typene naturlig forstyrrelser sammenlignes med ulike hogstformer, særlig når det gjelder tetthet og åpninger i kronedekket. Ensalder-dynamikken vil ha paralleller til åpne hogstformer, mens de andre typene kan representeres av ulike lukkede hogstformer, avhengig av hvordan dødeligheten til trærne skjer ved forstyrrelsen. Uansett vil det være betydelige forskjeller særlig for mengde gamle og døde trær i skogen etter naturlig forstyrrelse, både på bestands- og landskapsnivå, sammenlignet med etter hogst. Kohort-dynamikken skiller seg likevel markert fra skjermstillingshogst, ved at de overlevende trærne etter forstyrrelsen blir med inn i framtidsbestandet, mens de avvirkes etter at foryngelsen er godt etablert ved skjermstillingshogst. Dette innebærer, dersom en skjermstilling gjennomføres slik den skal (jfr. kapittel 2.2), at denne hogstformen vil ha flere likhetstrekk med ensalder-dynamikken og åpne hogster.

Dersom anslaget til Berglund & Kuuluvainen (2021) med en tredjedel ensalder-dynamikk og to tredeler av de andre typene er noenlunde riktig, innebærer det at selv estimatet der snaue 40% av skogarealet i hogstklasse 4 og 5 er vurdert som egnet for lukkede hogster (Tabell 2) ligger godt under det som fra naturens side trolig ville vært tilfelle. I arealet som er estimert egnet for lukket hogst, er den klart største delen vurdert som egnet for skjermstillingshogst. Dersom økningen i andel lukket hogst i stor grad baseres på skjermstillingshogster slik alternativene i scenariene kapittel 3 resulterer i (Tabell 4, kapittel 3.2), vil trolig de positive effektene på naturmangfoldet være mindre enn om de hadde vært basert på de andre lukkede hogstformene. Likevel, når det i dag gjennomføres lukkede

hogster på mindre enn 10 % av hogstarealet, tyder alt på at en kan få visse positive effekter på naturmangfoldet av å øke denne andelen i produksjonsskogen, også på større skala.

I scenariene i kapittel 3 viser begge lukket-hogst-alternativene at tømmeret må hentes fra et større areal enn under 'business-as-usual-scenariet', på lang sikt (akkumulert til år 2100) med +7% og +14% økt hogstareal i henholdsvis Medium_15 og Maks_25 (Tabell 5). To forhold er viktig her.

Bakgrunnstallene i scenariene peker i retning av at mye av det økte hogstarealet kommer på lavere boniteter. Det er i slike produktivitetsklasser en finner mye av den eldre og naturnære skogen (Storaunet & Rolstad, 2020). Dermed blir det en avveining mellom hvor mye slik skog en er villig til å avvirke for å øke andelen lukkede hogster. Ulike modelleringsstudier peker på deler av det samme; dersom en ønsker å øke hensynene til naturmangfoldet, er det vanskelig å opprettholde avvirkningsnivået med en endring til lukkede hogster (Eyvindsson *et al.*, 2021; Moor *et al.*, 2022).

Det andre forholdet som er verdt å merke seg er at en får relativt sett et betydelig høyere hogstareal tidlig i perioden (jfr. Tabell 5; akkumulert i første 10-årsperiode +32% for Maks_25-alternativet), men som avtar eller jevner seg ut over tid. Dette peker i retning av at dersom en ønsker å øke andelen lukkede hogster kan det være fordelaktig å innfase denne økningen over noe lenger tid enn det som ligger til grunn i scenariene. Samlet sett, og gitt at en skal opprettholdes samme avvirkningsnivå som for BAU-scenariet, vil trolig en langsommere innfasing av lukket hogst være fordelaktig for naturmangfoldet, fordi en sannsynligvis ikke vil avvirke like mye av den eldre skogen.

Generelt vil arter som har preferanser eller krav til mer skyggefulle og fuktige miljøer respondere positivt på økt andel lukkede hogster. Når vi samtidig vet at lukkede hogster gjennomføres i så begrenset omfang som det gjøres i dag, og at økt andel slike hogstformer vil medføre et økt totalt hogstareal, er vår samlede vurdering at økt bruk av lukkede hogster vil gi positive effekter på deler av naturmangfoldet (mykorrhiza-sopp, og arter eller artsgrupper med krav til skyggefulle miljøer), men muligens negative effekter på andre grupper. Slike effekter vil sannsynligvis være relativt små, siden viktige habitater som mengden død ved og gamle trær i begrenset grad vil påvirkes.

6 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på indikatorer for økologisk tilstand i skog

6.1 Fagsystemet for økologisk tilstand

Fagsystem for økologisk tilstand ble utviklet av et ekspertråd nedsatt av Klima- og miljødepartementet for å måle den økologiske tilstanden til marine og terrestriske økosystemer (Nybø & Evju, 2017). Økosystemets tilstand vurderes ved hjelp av ulike tilstandsindikatorer, knyttet til sju sentrale egenskaper ved økosystemer; primærproduksjon, fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer, funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, biologisk mangfold, landskapsøkologiske mønstre og abiotiske forhold.

Sentralt i fagsystemet er fastsetting av referansetilstanden, definert som 'intakt natur' i betydningen natur som ikke er vesentlig påvirket av post-industrielle og gjennomgripende menneskelige påvirkninger. 'Intakt natur' vil da ha et klima og en artssammensetning som i 'nær fortid', fastsatt til normalperioden 1960-1990. Fastsetting av referanseverdier for tilstandsindikatorerne er en komplisert og viktig del, og er grundig dokumentert og diskutert i flere rapporter (Nybø *et al.* 2018, 2019; Jakobsson *et al.* 2020, 2021). Deretter skaleres indikatorenes observerte verdier på en felles skala mellom 0 og 1, der referanseverdien settes som 1.

I mai 2021 kom vurderingen for økosystemet skog (Framstad *et al.*, 2021) som har operasjonalisert vurderingen av økologisk tilstand basert på Framstad og Sverdrup-Thygeson (2017). Til sammen 16 indikatorer brukes til å vurdere økologisk tilstand for skog, der tre av indikatorene er todelt for å ta hensyn til at både vesentlig høyere og vesentlig lavere verdier enn referansetilstanden kan indikere redusert økologisk tilstand (Tabell 8). Av tilgjengelig data, var det disse indikatorene som oppfylte krav om landsdekkende representative data, som kunne knyttes til økosystemegenskaper og påvirkningsfaktorer, og som man kunne fastsette referanseverdier og foreslå grenseverdier for. Det var også ønskelig med data som ga grunnlag for tidsserier for å vise utvikling over tid. Særlig kravet om landsdekkende data med tilfredsstillende geografisk oppløsning begrenser utvalget av indikatorer. For skog fant man for eksempel ingen tilfredsstillende indikatorer for økosystemegenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*.

Samlet økologisk tilstand for skog ble beregnet som gjennomsnittsverdien av de 16 tilstandsindikatorenes skalerte verdier, hvilket ga en verdi på 0,42 for skog i 2020 (Framstad *et al.*, 2021). Det betyr at norsk skog samlet sett har en redusert økologisk tilstand, sammenlignet med referansetilstanden. Det er særlig seks indikatorer som hadde svært lav tilstandsverdi; bestandsnivå rovdyr, mengde grov død ved, mengde død ved totalt, volum av rogn-osp-selje, arealandel uten tekniske inngrep og areal biologisk gammel skog (Tabell 8). I motsatt del av skalaen hadde NDVI, Ellenberg F, bestandsnivå hjortedyr og fravær av fremmede arter høye tilstandsverdier nær referanseverdien.

Framstad *et al.* (2021) vurderte også hvordan de 13 tilstandsindikatorerne var koblet til følgende fem hovedgrupper av påvirkningsfaktorer; arealbruk og fysiske inngrep (herunder skogbruk), klimaendringer, forurensing (særlig nitrogentilførsel gjennom luft og direkte ved gjødsling), beskatning og fremmede arter. Det var særlig indikatorene knyttet til arealinngrep eller beskatning som hadde lave tilstandsverdier, hvilket indikerer at disse påvirkningsfaktorene er av stor betydning for den reduserte økologiske tilstanden i norsk skog. Påvirkningsfaktoren beskatning var knyttet til indikatorene for bestandsnivå hjortedyr og rovdyr, og av dem er det bestandsnivå rovdyr som tydelig avviker fra referansetilstanden, hvilket i hovedsak styres av rovdyrforvaltningen. Påvirkningsfaktoren for arealinngrep var knyttet til de fleste av tilstandsindikatorerne (kun Ellenberg N, bestandsnivå rovdyr og fravær av fremmede arter ble ikke inkludert). I all hovedsak anses skogbruksaktiviteter til å

være den drivende påvirkningen, men også påvirkning på tilgrensende skogareal fra utbygging av infrastruktur til transport, energi og bebyggelse er av betydning, da dette fører til endrede lokalklimatiske forhold og fragmentering av skogarealene.

Skogbrukets påvirkning vurderes av Framstad *et al.* (2021) til å blant annet ha medført en lav andel gammel skog og gamle trær, svært lav mengde død ved (spesielt grov død ved) og redusert innslag av rogn, osp og selje, hvilket gjenspeiles i disse tilstandsindikatorenes lave verdier. Endringen til dagens produksjonsskog, der bestandsskogbruket dominerer, gir også mer ensformige skogbestand med liten variasjon i treslag, alder og dimensjon, og høy tretetthet. Disse endringene påvirker skogens biomangfold, som i fagsystemet for økologisk tilstand inngår i tilstandsindikatoren Naturindeks for skog (mer om Naturindeks for skog i kapittel 7).

Framstad *et al.* (2021) vurderer at den økologiske tilstanden trolig vil reduseres med videreføring av dagens politikk for skog- og utmarksnæringer, klima, transport og arealforvaltning. En endring av dagens forvaltning til større andel lukkede hogster vil kunne påvirke den økologiske tilstanden i skogen. Det er ikke ressurser i oppdraget til å beregne en ny samlet verdi for økologisk tilstand i skog, gitt økt bruk av lukket hogst, men vi vil peke på mulige retninger for endring hos enkeltindikatorer.

Vurdering av sannsynlig endring i indikatorverdi (økning, uforandret eller nedgang) er gjort basert på litteraturgjennomgang og fagkunnskap. For visse indikatorer ble det prøvd å modellere utviklingen over tid, men her er det mye arbeid som gjenstår for å kalibrere modellene slik at resultatene blir pålitelige og troverdige for indikatorene som brukes for å måle status og utvikling i økologisk tilstand og biologisk mangfold. Dette på bakgrunn av at modellene først og fremst er utviklet for å modellere skogens tilvekst og derfor ikke alltid er godt nok utviklet til å brukes for indikatorer som er viktige for å måle utvikling i skogens økologiske tilstand og biologiske mangfold. En vurdering av hvilken effekt økt arealomfang av hogst vil ha på økologisk tilstand er diskutert i oppsummeringen av kapitlet, og er i liten grad problematisert for hver enkelt indikator (men se kapittel 6.11 Areal uten tekniske inngrep).

Tabell 8. Indikatorer brukt for vurdering av økologisk tilstand i skog (Framstad et al., 2021) med sannsynlig retning av endring (- | 0 | +) av indikatorverdien dersom man øker andelen lukket hogst og reduserer andelen flatehogst tilsvarende. Det finnes ikke detaljert nok kunnskap til å vurdere forskjellene mellom de to scenariene med 15 % og 25 % lukka hogst, men det er sannsynlig at den eventuelle endringen i indikatorverdi vil være sterkere med 25 % enn ved 15 % lukka hogst. Samtidig gir økt andel lukket hogst et estimert høyere årlig avvirket areal, gitt at årlig uttak av tømmer i volum skal være likt mellom scenariene. Effekten av en slik økning i hogstpåvirket areal er diskutert i kapittel 6.12 men inngår ikke i vurderingene for enkeltindikatorer i tabellen.

Indikatorer	Forklaring	Indikator-verdi 2020	Utvikling ved skjermstillingshogst (- 0 +)	Utvikling ved gruppehogst (- 0 +)	Utvikling ved selektiv hogst (- 0 +)
NDVI (øvre)	Avvik fra modellert NDVI-skår, for verdier høyere enn referanseverdien. Datakilde: MODIS-satellitten	0,77	0	0	0
NDVI (nedre)	Avvik fra modellert NDVI-skår, for verdier lavere enn referanseverdien. Datakilde: MODIS-satellitten	0,88	0 / +	0	+
Ellenberg N (øvre)	Ellenberg-skår for plantearters affinitet for nitrogen, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier høyere enn referanseverdien. Datakilde: ANO	0,69	+	0	+
Ellenberg N (nedre)	Ellenberg-skår for plantearters affinitet for nitrogen, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier lavere enn referanseverdien. Datakilde: ANO	0,55	0	0	0

Indikatorer	Forklaring	Indikator-verdi 2020	Utvikling ved skjermstillingshogst (- 0 +)	Utvikling ved gruppehogst (- 0 +)	Utvikling ved selektiv hogst (- 0 +)
Ellenberg F (øvre)	Ellenberg-skår for planters tilknytning til fuktige voksesteder, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier høyere enn referanseverdien. Datakilde: ANO	0,68	+	+	+
Ellenberg F (nedre)	Ellenberg-skår for planters tilknytning til fuktige voksesteder, veid med frekvensen av karplantearter, for verdier lavere enn referanseverdien. Datakilde: ANO	0,76	+	+	+
Fravær av fremmede arter	Arealandel (%) uten fremmede karplanter. Datakilde: ANO	1,00	+	0	+
Blåbærdekning	Dekning (%) av blåbær. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,47	+	0 / +	+
Rogn-osp-selje	Volum (m ³ /ha) av trær >10 cm i diameter, for produktiv skog. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,15	- / 0	0	- / 0
Mengde død ved totalt	Volum (m ³ /ha) av død ved >10 cm i diameter. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,13	0	0	0
Mengde grov død ved	Volum (m ³ /ha) av død ved >30 cm i diameter. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,04	0	0	0
Areal biologisk gammel skog	Arealandel (%) av skog eldre enn grense for bestandsalder gitt ved treslag og bonitet. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,24	0	0	0
Bestandsnivå hjortedyr (øvre)	Bestand av elg og hjort per km ² , vektet for størrelse (metabolsk vekt), gitt som 'elgekvivalenter', for verdier høyere enn referanseverdien. Datakilde: Hjorteviltregisteret/ Naturindeksen	0,71	+	0	+
Bestandsnivå rovdyr	Bestand av ulv, bjørn, gaupe per km ² , vektet for størrelse (metabolsk vekt), gitt som 'gaupekvivalenter'. Datakilde: Rovdata/ Naturindeksen	0,05	0	0	0
Naturindeks for skog	Aggregert skalert naturindeksverdi for skog. Datakilde: Naturindeksen: Naturindeks.no/Home	0,41	Se kapittel 7		
Arealandel uten tekniske inngrep	Arealandel (%) av skog minst 1 km fra teknisk infrastruktur. Datakilde: Miljødirektoratet	0,18	-	-	-

6.2 NDVI (grønnhetsindeks)

NDVI er en indeks for forholdet mellom rødt lys og nær-infrarød stråling, hvilket er nært korrelert med mengden grønn vegetasjon. NDVI kan derfor kalles en slags grønnhetsindeks, og brukes ofte som mål for stående plantebiomasse eller primærproduksjon. I vurderingen av økologisk tilstand for skog brukes landsdekkende data fra MODIS-satellitten for å beregne NDVI for skogareal i hele Norge. Først beregnes forventet verdi for NDVI ved hjelp av en modell for skog i verneområder der variasjonen i NDVI forklares ved hjelp av edafiske og klimatiske forklaringsvariabler (Framstad et al., 2021). Denne modellen har deretter blitt ekstrapolert, slik at alle observerte NDVI-verdier har et estimat av forventet NDVI. Indikatoren er beregnet som differansen mellom forventet og observert verdi. Fordelingen av avviket mellom forventet og observert NDVI i verneområder gir en distribusjonsmodell der medianen

settes som referanseverdi, mens grenseverdien legges til 95% konfidensintervallet. Det vil si at NDVI-verdier som faller utenfor konfidensintervallet vil tilsvare skalerte verdier under grenseverdien 0,6.

Siden NDVI-indikatoren kan avvike fra referansetilstanden med både lavere eller høyere verdier, så brukes den som en tosidig indikator i beregningen av økologisk tilstand, med både en øvre og en nedre grenseverdi for god økologisk tilstand. Lavere verdier for NDVI-indikatoren enn referanseverdien betyr at mengden grønn vegetasjon er lavere enn forventet i intakt natur (referansetilstanden), hvilket for eksempel kan komme av nyere hogstflater eller avskoging. Høyere verdier for NDVI-indikatoren enn referanseverdien betyr at mengden grønn vegetasjon er høyere enn forventet i intakt natur, hvilket for eksempel kan skyldes økt produktivitet som følge av et varmere klima eller (storskala) gjødsling.

Inngrep som fjerner grønn biomasse vil redusere den observerte NDVI-verdien, men hvorvidt det gir utslag på indikatoren er avhengig av hvor stor reduksjonen er og hvor stort areal som påvirkes. Flatehogst gir en drastisk reduksjon av NDVI for det avvirkede arealet, og selv når flaten dekkes av bakkevegetasjon og etter hvert ungskog vil NDVI vanligvis være lavere enn for eldre skog. Hogstmoden eller enda eldre skog vil generelt ha utviklet en vegetasjonsstruktur tilpasset til å fange mye lys, siden det er konkurranse mellom plantene om sollys, og dermed vil NDVI være høyere enn for vegetasjonsstrukturen i tidlig suksesjon etter en flatehogst da plantene fremdeles i liten grad er lysbegrenset. Referanseverdien basert på NDVI i verneområder vil i hovedsak reflektere verdier for eldre skog, og dermed vil verdier fra åpne hogstflater og ungskog være lavere enn referanseverdien. Hvorvidt de også er lavere enn grenseverdien kommer an på hvor stort areal hogstflatene utgjør. I vurderingen av økologisk tilstand for skog i Norge hadde ikke NDVI-indikatoren lavere verdi enn grenseverdien hverken nasjonalt eller for noen av regionene (Framstad *et al.*, 2021).

Vurdering av utvikling for NDVI-indikatoren ved økt andel lukket hogst:

Selektiv hogst vil opprettholde et kronedekke av modne trær kontinuerlig, men vil selvsagt innebære et uttak av grønn biomasse ved hogst. Allikevel vil hogsten i langt mindre grad redusere NDVI-verdien for området som blir avvirket enn en flatehogst ville gjort.

Skjermstillingshogst vil opprettholde et kronedekke av modne trær i lenger tid enn ved en flatehogst, og sannsynligvis vil hogstinngrepene som utføres i prosessen der skjermen dannes ha relativt liten effekt på NDVI. Avvikling av skjermen vil sannsynligvis føre til en større reduksjon av NDVI, men mindre enn ved en flatehogst siden foryngelsen under skjermen vil ha kommet lenger.

Gruppehogst vil skape mindre åpninger enn en flatehogst, og sånn sett potensielt gi en mindre reduksjon i NDVI, men det avhenger av hvor mange grupper som hogges på et gitt areal. NDVI-dataene som brukes i økologisk tilstand-systemet kommer fra MODIS-satellitten, som har en pikselstørrelse på 250 x 250 m, altså 62,5 daa. En enkelt gruppe på 2 daa vil kun utgjøre ca. 3% av en slik piksel, og sannsynligvis vil påvirkningen på NDVI-verdien for den pikselen være svært liten. Men jo flere åpninger som dekkes av samme piksel, jo større reduksjon i NDVI vil det medføre.

NDVI-verdiene som brukes i økologisk tilstand-systemet er basert på maks NDVI i vekstsesongen, og bakkevegetasjonen i et skogbestand med tett kronedekke vil derfor ikke eller i svært liten grad påvirke NDVI. Bakkevegetasjonen på en hogstflate vil derimot påvirke NDVI, men selv om bakkevegetasjonen kan utvikle seg ulikt avhengig av om det utføres en flatehogst eller en gruppehogst (Bergstedt & Milberg, 2001; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001) vil det sannsynligvis ikke ha noen sterk effekt på NDVI.

Samlet sett vil sannsynligvis selektiv hogst gi NDVI-verdier som ligger nærmest referanseverdien (som er basert på NDVI-verdier i verneområder), mens skjermstillingshogst vil gi noe lavere NDVI-verdier, men fremdeles høyere enn man ville fått ved flatehogst av et tilsvarende område. Effekten av gruppehogst avhenger av antall og størrelse på gruppene som hogges, altså hvor stort areal som avvirkes totalt, og for et tilsvarende areal med hogstflater vil NDVI kanskje være sammenlignbar med verdiene etter en flatehogst.

6.3 Ellenbergs indikatorer for miljøforhold

I fagsystem for økologisk tilstand brukes fire Ellenberg-indikatorer for karplanter, to som viser på øvre og nedre verdi for næringstilgang (Ellenberg N) i forhold til en referanseskog upåvirket av skogbruk og to som viser på øvre og nedre verdi for markfuktighet (Ellenberg F) (Töpper *et al.*, 2018; Framstad *et al.*, 2021).

Verdier over øvre grenseverdi for Ellenberg N kan indikere forhøyet næringstilgang fra næringstilførsel mens verdier under nedre grenseverdi kan indikere nitrogenmangel som f.eks. kan skyldes økt biomasseuttak eller endret jordmikrobiell aktivitet.

Flatehogst påvirker initialt næringstilgangen i området gjennom økt tilgang på raskt nedbrytbar biomasse fra hogstavfall (strø, greiner, topper) og noe langsommere nedbrytbar biomasse i stubber og røtter. Flatehogst vil også innebære at mesteparten av mykorrhiza-soppen dør og brytes ned. Samlet betyr dette mer tilgjengelig næring for plantene på hogstflaten og en endring i artssammensetningen til mer næringskrevende arter etter flatehogst. Dette betyr at en flatehogst vil kunne gi høyere Ellenberg N-verdier i hvert fall i en periode etter hogst, noe som også er vist i en studie i Sverige (Hannerz & Hånell, 1997). Flatehogst innebærer også at skogarealet initialt får høyere vannstand da trærne som normalt forbruker store mengder vann hogges og fjernes. Samtidig vil det bli økt lystilgang, som begunstiger et annet sett av arter enn de som trives i lukket skog.

Endring i artssammensetning i bunn- og feltsjikt etter flatehogst er tydelig få år etter hogst (Hannerz & Hånell, 1997; Dynesius & Hylander, 2007; Johnson *et al.*, 2014), mens den er mindre, men fortsatt synlig etter 50-100 år (Økland *et al.*, 2003; Gustafsson *et al.*, 2021).

Hannerz og Hånell (1997) sammenlignet effektene på felt- og bunnsjikt av skjermstillingshogst og flatehogst i frisk-fuktig grandominert skog i Sverige. De konkluderte med at skjermstillingshogst var gunstigere enn flatehogst for bevaring av arter i felt og bunnsjikt som foretrekker skyggefulle og fuktige miljøforhold. De så også at arter som foretrekker mye nitrogen økte på hogstflater.

Vurdering av utvikling for Ellenberg-indikatorene ved økt andel lukket hogst:

Lukket hogst innebærer at endringene i næringstilgang, vannmetning og lys ved hvert hogstinngrep blir mindre enn ved bruk av de lukkede hogstformene skjermstillingshogst og selektiv hogst, mens gruppehogst på de arealet som hogges ligner mer på flatehogst. Mindre endringer i feltsjiktet betyr at Ellenbergverdiene har mindre risiko for å passere grenseverdiene.

For Ellenberg-N-indikatorene er det kun den øvre grenseverdien som risikerer å passeres da denne måler økt næringstilgang. Vurderingen er at det blir en mulig positiv endring i indikatorverdi ved mindre flatehogst og mer skjermstillingshogst og selektiv hogst for Ellenberg N øvre (Tabell 8).

For Ellenberg-F-indikatoren, som måler vegetasjonens respons på markfuktighet, vil det være mulig å passere både øvre og nedre grenseverdi ved hogstinngrep. De lukkede hogstformene gir mindre risiko for å passere grenseverdiene både oppover og nedover enn flatehogst da både endring i vannmetning og (uttørkende) solinnstråling får mindre utslag ved lukkede enn åpne hogstformer. Vurderingen er derfor en mulig positiv endring i indikatorverdiene for Ellenberg F ved mer lukkede hogstformer og mindre flatehogst (Tabell 8).

6.4 Fremmede arter

I fagsystem for økologisk tilstand brukes data fra Arealrepresentativ overvåking av natur i Norge (ANO) for å vurdere påvirkning fra fremmede arter med svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) eller potensielt høy risiko (PH). I referansetilstanden skal slike arter ikke forekomme, og totalt fravær av fremmede arter gir derfor høyest indikatorverdi. Vurderingen av ANO-data i økologisk tilstand i skog tilsier at fremmede arter ikke påvirker økologisk tilstand i skog generelt negativt i dag (Framstad *et al.*, 2021), men dette kan nyanseres når datagrunnlaget øker. Per i dag dekker imidlertid fremmede treslag

nokså små areal og også om de fremmede treslagene kan ha stor negativ effekt lokalt så gir ikke dette så stort utslag når vi vurderer den økologiske tilstanden til hele skogarealet.

Mange fremmede karplanter etablerer seg på forstyrret mark og mange er lyselskende. Arter sprer seg både med vind, fugler og andre dyr og med mennesker og maskiner. Dette gjør at både flatehogst og lukka hogst kan føre til gunstige arealer for etablering av fremmede arter. I tillegg plantes enkelte fremmede treslag aktivt i skogbruket, og andelen av det drivverdige skogarealet med introduserte bartrær er i dag 1,4 % og har økt i den siste 20-årsperioden (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023). Fremmede sopparter kan spres til Norge og innenfor Norge med fremmede treslag som blir plantet (frøplanter) eller som er forvillet (Artsdatabanken 2023). Arter som sprer seg med vind eller dyr og som er spesielt lys- og næringskrevende vil kunne ha en fordel på hogstflater foran arealer høstet med lukka hogst. På den andre siden vil arter som først og fremst sprer seg med mennesker og maskiner kunne ha større sannsynlighet for å etablere seg på areal der vi tar ut trær oftere, dvs. i skog som skjøttes med lukka hogst. Skogsbilveier vil også kunne være viktige spredningskorridorer for fremmede arter og økt behov for veier vil kunne gi økt risiko for spredning av fremmede arter i skogen. Rødhyll (SE) er en fremmedart som finnes på 1,8 % av det totale produktive skogarealet i Norge (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023). Fra 2017 registreres arten i Landsskogtakseringens flater da den konkurrerer med treplanter plantet for skogproduksjon og med naturlig stedegen foryngelse. Det finnes ikke noen tidsserie for utvikling av rødhyll i skog ennå.

Vurdering av utvikling for fremmedarts-indikatoren ved økt andel lukket hogst:

Det er faglig støtte for å si at menneskelige aktiviteter som hogst og bygging av skogsbilveier vil kunne spre fremmede arter (Sanderson *et al.*, 2012; Langmaier & Lapin, 2020), men det foreløpig lite kunnskap tilgjengelig for å vurdere om etablering av fremmede arter påvirkes av hogstform. Da mange introduserte fremmede arter, for eksempel rødhyll og kanadagullris, er lyskrevende er hogstflater gunstige habitater for disse artene. Vi vurderer derfor at hogstformer som gir mindre lystilgang til bakken kan være mindre egnet for etablering av fremmede (lyskrevende) arter og at økt bruk av skjermstillingshogst og selektiv hogst vil kunne være positivt for indikatorverdien for fremmede arter (Tabell 8). Dette er en faglig vurdering som trenger mer data for å verifiseres eller falsifiseres.

6.5 Blåbærdekning

Blåbær er en nøkkelart i boreal skog og er en viktig næringsplante for en lang rekke arter, gjennom hele året. Arealandelen av blåbær i feltsjiktet brukes som indikator i vurderingen av økologisk tilstand i skog og baserer seg på data fra Landsskogtakseringen. Referanseverdien er basert på naturskogsliknende referanseflater fra Landsskogtakseringens og varierer mellom skogtyper av ulik produktivitet (Framstad *et al.*, 2021). Blåbær trives best i halvskygge og går tilbake både dersom skogen blir for tett eller for lysåpen (Eldegard *et al.*, 2019; Stokland *et al.*, 2020). Flatehogst fører på kort sikt til at et gitt område blir veldig lysåpent, og dette påvirker blåbær negativt (Atlegrim & Sjöberg, 1996; Bergstedt & Milberg, 2001; Löhmus & Remm, 2017). Dette gjelder også, om enn på en mindre romlig skala, for gruppehogst, mens skjermstillingshogst og selektiv hogst fører til mindre endringer i lystilgang ved hvert hogstinngrep. På lengre sikt vil en flatehogd skog, dersom den ikke tynnes, gå igjennom en svært tett fase når den blir eldre, noe som også er negativt for blåbærdekningen (Rydgren *et al.*, 1999). For blåbær er den optimale tettheten i en granskog en grunnflate rundt 20 m² per ha, mens den optimale tettheten er rundt 30 m² per ha i furuskog (Eldegard *et al.*, 2019). Det er imidlertid variasjon i hva som er optimal tetthet mellom aldersklasser, der de optimale forholdene for blåbær i en eldre skog vil ha en høyere grunnflate enn i en yngre skog. Dette henger sammen med at mer sollys trenger igjennom kronene i eldre enn i yngre skog med samme grunnflate.

Vurdering av utvikling for blåbærdekning-indikatoren ved økt andel lukket hogst:

Blåbær forekommer på de fleste vegetasjonstypene i skog, men har generelt høyest forekomst i skog av vegetasjonstypene blåbærskog og bærlyngskog. En forholdsvis høy andel av disse vegetasjonstypene

vurderes som egnet for lukket hogst (Tabell 1, kapittel 2.7). Det er sannsynlig at lukket hogst vil gi en jevnere lystilgang i skogen enn flatehogst. Dette gjelder særlig for selektiv hogst der det er sannsynlig at indikatorverdien vil øke ved mer selektiv hogst og tilsvarende mindre flatehogst. For gruppehogst avhenger egnetheten for blåbær etter hogst av størrelse og eksposisjon av området som hogges. Hogst av større grupper i en sørvendt lise vil få effekter på blåbærdekningen som ligner mer på effekt av flatehogst enn lukka hogst, mens små gruppehogster i andre eksposisjoner enn sør vil ligne mer på effekten etter selektiv hogst. Også for skjermstillingshogst er det sannsynlig at økt bruk av hogstformen vil bidra til en høyere indikatorverdi. Hvordan skogbehandlingen gjennomføres etter skjermstillingshogst (om det tynnes eller ikke i det nye bestandet) vil være med på å bestemme om skogen i en periode blir for tett for blåbær eller ikke, på lik linje med hvordan skogbehandlingen gjennomføres etter flatehogst. Se også kapittel 5.2 om bakkevegetasjon.

6.6 Rogn-osp-selje

Rogn, osp og selje (ROS) er boreale løvtrær med stor betydning for mange andre arter, deriblant insekter, sopp, lav, fugler og hjortedyr. Her vurderer vi kun effekten av lukket hogst på indikatoren for mengde rogn, osp og selje, ikke hvordan lukka hogst vil påvirke artene som er assosiert med disse treslagene. For betraktninger rundt hvordan lukket hogst påvirker epifytter, fugler m.m., se kapittel 5.

Indikatoren for mengde rogn, osp og selje er angitt som samlet volum per ha for trær av disse treslagene med diameter minst 10 cm per ha, i produktiv skogsmark (Framstad *et al.*, 2021). Dataene for indikatoren kommer fra Landsskogstakseringen (Breidenbach *et al.*, 2020; Viken, 2023) som også inngår i grunnlaget for å sette referanseverdier (Nybø *et al.*, 2018). En lav verdi for indikatoren for rogn-osp-selje indikerer lavere forekomst av disse treslagene enn i intakt natur (referansetilstanden). Diametergrensen på 10 cm innebærer at indikatoren ikke bare reflekterer rekruttering av nye småtrær, men også overlevelse av trærne. Det er relevant både hvorvidt lukket hogst påvirker rekruttering av rogn, osp og selje, og hvorvidt deres overlevelse påvirkes.

Rogn, osp og selje er alle relativt lyskrevende treslag (rogn er noe mer skyggetolerant enn de andre), og i skogen fungerer de i hovedsak som pionerarter som koloniserer et område etter en forstyrrelse (Bendiksen *et al.* 2008). Særlig osp er knyttet til forstyrrelser som skogbrann (Linder *et al.*, 1997), og kan dra nytte av hogstflater til foryngelse. Spirer og småtrær av disse pionerartene overlever dårlig under tett kronedekke (Hardenbol *et al.*, 2021). Samtidig kan beitetrykket fra hjortedyr og andre herbivorer bli høyt, særlig på hogstflater (den Herder *et al.*, 2009), og dersom lauvoppslag i tillegg reduseres ved rydding og tynning vil ikke nødvendigvis en høy rekruttering på hogstflater medføre en økning i antall større ROS-trær og dermed en økning i ROS-indikatoren. Gjenstående trær på hogstflater kan bidra til å senke beitetrykket på nye lauvtrær (den Herder *et al.*, 2009), og man kan forvente en lignende effekt ved en lukka hogst. Samtidig vil en lukket hogst, iallfall en skjermstilling eller selektiv hogst, gi et tettere kronedekke og mer skygge, som vil gi dårligere forhold for rekruttering av lauvtrær sammenlignet med en hogstflate. Effekten av en gruppehogst på rekruttering er mer uvisst, kanskje vil lysinnslippet på en mindre flate allikevel bli høyt nok til å gi en god rekruttering av ROS-trær. Videre overlevelse vil avhenge av beitetrykk og skjøtsel (Kouki *et al.*, 2004; Solberg *et al.*, 2011; Myking *et al.*, 2013), og dette vil ikke nødvendigvis skille seg betydelig fra forholdene ved en flatehogst.

Vurdering av utvikling for ROS-indikatoren ved økt andel lukket hogst:

Selektiv hogst og skjermstillingshogst vil gi et kontinuerlig kronedekke, som sannsynligvis vil medføre betydelig redusert rekruttering av rogn, osp og selje, relativt til en hogstflate. Likevel vil ikke nødvendigvis indikatoren bli så mye lavere, da småtrær av rogn, osp og selje på en hogstflate ofte har relativt lav overlevelse til større diameterklasser på grunn av høyt beitetrykk og/eller stort uttak ved rydding og tynning (Kouki *et al.*, 2004; Solberg *et al.*, 2011; Myking *et al.*, 2013). En gruppehogst vil gi

bedre lysinnslipp og sannsynligvis bedre rekruttering av ROS på flata, men også her vil antall ROS-trær i stor grad avhenge av beitetrykk og skjøtsel.

6.7 Død ved

Død ved er en viktig biofysisk struktur i skogen som byr på et livsmiljø, næring og substrat for vekst for anslagsvis 7500 skogsarter i Norden (Stokland *et al.*, 2012). Død ved fungerer også som et karbonlager og bidrar til akkumulering av karbonlageret under bakken (Bartlett *et al.*, 2020). I en naturskog er volumet av død ved omtrent halvparten av volumet til de levende trærne (Jonsson & Siitonen, 2012). Skogbruk har medført lav mengde død ved, spesielt av større dimensjoner, noe som har forårsaket nedgang for mange vedlevende skogsarter: ca. 900 skogsarter knyttet til død ved er rødlistet (Rolstad & Storaunet, 2015).

Tilstandsindikatorene mengde død ved totalt og mengde grov død ved er hektarbasert volum for død ved henholdsvis større enn 10 cm og 30 cm i diameter, og basert på Landsskogstakseringens registreringer (Framstad *et al.*, 2021). Referanseverdien for mengde død ved totalt er beregnet for naturskog med ulik bonitet med en modellert aldersfordeling og produksjon av død ved, basert på data fra nordiske studier (Nybø *et al.*, 2018). Mengde grov død ved i naturskog er angitt som 40 % av mengde død ved totalt, basert på faglitteraturen. Både mengde død ved totalt og mengde grov død ved får i dagens skog meget lav skalert verdi, henholdsvis 0,13 og 0,04.

Lukket hogst betyr ikke nødvendigvis økning i volumet av død ved (Gustafsson *et al.*, 2020), fordi ingen av de lukkede hogstformene omtalt i denne rapporten har som mål å skape død ved eller spare eksisterende død ved. Tvert imot kan volumet av død ved til og med reduseres sammenlignet med åpne hogstformer hvis alle store trær høstes før deres naturlige død (Peura *et al.*, 2018). Tilførsel av død ved kan imidlertid være noe høyere i noen former for lukket hogst enn ved åpne hogster: i gruppehogst kan død ved dannes ved kantene av hogståpningene ved sterk vind, og ved skjermstillingshogst er skjermtrærne utsatte for vindfelling. Ved selektiv hogst og skjermstillingshogst kan det være noe lettere å unngå å ødelegge eksisterende død ved, og dermed fremme kontinuitet i død ved, enn ved flatehogst fordi hele bestandsarealet ikke blir kjørt gjennom med skogsmaskiner på samme tidspunkt.

For denne rapporten var det ikke mulig å anslå utviklingen av død ved for scenariene med økt andel av lukka hogst vs. BAU-scenariet på en realistisk måte, og derfor er vurderingen basert bare på litteratur og ekspertkunnskap.

Vurdering av utvikling for død ved-indikatorene ved økt andel lukket hogst:

Økt bruk av lukket hogst er ikke forventet å påvirke død ved -indikatorene i særlig grad dersom spesielle hensyn ikke tas ift. død ved. Lukket hogst har potensial til å gi høyere volum av død ved, særlig ved selektiv hogst (Atlegrim & Sjöberg, 2004) hvis man bevisst sparer noen av de eldste trærne, for alle treslag. Dette vil i så fall bety at mengden tømmer som kan høstes blir noe mindre (Rämö *et al.*, 2019). Et slik valg ville være til betydelig fordel for biologisk mangfold, særlig hvis grove døde trær blir skapt og spart, og et mangfold av død ved av ulike treslag, dimensjoner og nedbrytningsstadier er skapt. Jo større volum av død ved det er i et bestand og jo bedre konnektivitet (korte avstander) mellom døde trær i landskapet det er, jo større er sjansen for forekomst av rødlistede arter (Nordén *et al.*, 2018). Grove døde trær bidrar også til karbonlagring i skogøkosystemet, som langvarige (flere tiår) karbonlagre i seg selv (Bartlett *et al.*, 2020) og gjennom tilførsel av karbon under bakken der nesten halvparten av karbonet i død ved havner til slutt (Stokland & Alfredsen, manuskript).

6.8 Biologisk gammel skog

Indikatoren for biologisk gammel skog i fagsystem for økologisk tilstand beregnes gjennom å se på arealandel av skogen som er eldre enn gitte grenseverdier for bestandsalder. Disse grenseverdiene er

satt basert på dominerende treslag (gran, furu og lauv) og skogens produktivitet (lav, middels og høy bonitet) (Nybø *et al.*, 2018; Stokland *et al.*, 2020; Landbruks- og matdepartementet, 2021) (Tabell 9).

Tabell 9. Terskelverdier for biologisk gammel skog fra Stokland *et al.* (2020) og Landbruks- og matdepartementet (2021).

Bonitet (H40)	Grandominert skog	Furudominert skog	Lauvdominert skog
6-8	>=135 år	>=155 år	>=120 år
11-17	>=120 år	>=140 år	>=100 år
20-26	>=105 år	>=105 år	>=80 år

Arealandelen biologisk gammel skog av det produktive skogarealet var i 2019 13,2 % (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023), en økning fra 6,9 % i 2002 (Stokland *et al.*, 2020). Samtidig er dette langt under referanseverdien for arealandel biologisk gammel skog i naturskogslignende skog, som er anslått til 60 % av skogarealet basert på modelleringsstudier fra finske forhold (Nybø *et al.*, 2018).

Vurdering av utvikling for indikatoren biologisk gammel skog ved økt andel lukket hogst:

Hogst av skog som er eldre enn grenseverdien for biologisk gammel skog fører til at denne areal-andelen reduseres, dersom det ikke samtidig er like store eller større arealer med skog som vokser inn i denne aldersklassen. Dette gjelder både lukket hogst og åpen hogst.

Ved selektiv hogst, sammenlignet med åpne hogstformer og de lukka hogstformene gruppehogst og skjermstillingshogst (som på sikt fjerner alle de eldre trærne i et bestand), vil arealandelen biologisk gammel skog kunne øke noe. Dette forutsetter at en tilstrekkelig liten andel av de eldste trærne tas ut av bestandet, slik at skogen også etter inngrepet vil kunne regnes som biologisk gammel, til tross for at skogen får færre gamle trær. På den andre siden, dersom hogstvolumet i Norge skal være konstant vil større andel lukka hogstformer kunne føre til at et større areal vil bli hogstpåvirket (jfr. Tabell 5), og arealer med biologisk gammel skog som i utgangspunktet ikke regnes som aktuelle for hogst vil kunne påvirkes. Dette vil kunne føre til en lavere andel biologisk gammel skog. Disse to effektene kan til en viss grad utligne hverandre. Ved en samlet vurdering vil en endring av hogstform sannsynligvis ha lite å si for indikatorverdien for biologisk gammel skog.

6.9 Bestandsnivå hjortedyr

Tilstandsindikatoren for bestandsnivå hjortedyr er basert på data fra hjorteviltovervåkingen (Solberg *et al.*, 2022) og angis som mengden av elg og hjort per km². Referanseverdien er basert på anslåtte bestandsnivåer for elg og hjort, der det er tatt hensyn til potensielt habitat under naturlige forhold og naturlige bestander av rovdyr (Nybø *et al.*, 2018). Tilstandsindikatoren for hjortedyr er i utgangspunktet beregnet som en tosidig indikator (som NDVI og Ellenberg-indikatorene), men kun tilstandsverdier skalert mot øvre grenseverdi brukes i fastsetting av økologisk tilstand for skog, på grunn av mangel på oppdaterte data fra Hjorteviltregisteret (Framstad *et al.*, 2021). Et vesentlig avvik fra den øvre grenseverdien vil bety betydelig høyere hjortedyrbestander enn anslått for intakt natur (referansetilstanden), hvilket kan skyldes lave (regulerte) rovdyrbestander, redusert jakt eller god næringstilgang (for eksempel ved økt primærproduksjon som følge av klimaendringer eller arealforvaltning). Indikatoren er i all hovedsak påvirket av menneskers regulering av bestandsnivået (dvs. jakt) og skogbrukets endring av landskapsstrukturen (areal med mye oppslag av løv, f.eks. etter flatehogst). Elg og hjort er viktige planteetere i skogen og beiter store volumer av planter, med særlig effekt på busker og løvtrær om vinteren. Gitt et uendret jakttrykk og bestandsnivå for rovdyr vil næringstilgangen for elg og hjort i innmark og utmark være viktigst for å regulere bestandsstørrelsen. Endringer i arealbruk som gir mindre tilgang til føde kan regulere hjort- og elgbestandene nedover, hvilket med dagens bestandsstørrelser betyr en bedret indikatorverdi for hjortedyr i fagsystem for økologisk tilstand. Det er imidlertid viktig å påpeke at bestandene av hjortevilt er ikke for høye over alt, slik at den geografiske plasseringen av de lukkede hogstene sammenlignet med flatehogstene vil påvirke om tiltaket har potensial til å heve indikatorverdien for hjortedyr.

Vurdering av utvikling for hjortedyr-indikatoren ved økt andel lukket hogst:

Selektiv hogst og skjermstillingshogst gir sannsynligvis mindre oppslag av lauvskog (jfr. kapittel 6.6 om rogn-osp-selje), og dermed potensielt mindre tilgjengelig føde for hjort og elg. Dette kan føre til lavere bestandsnivå for elg og hjort og dermed en forbedring i indikatorverdi for hjortedyr, gitt at næringstilgang på innmark, jakttrykk og bestandsnivå for rovdyr ikke endres. Men da bestandsnivåene for hjort og elg i hovedsak reguleres gjennom jakt, vil en økt andel lukket hogst trolig ha lite å si for indikatoren.

6.10 Bestandsnivå rovdyr

Tilstandsindikatoren for bestandsnivå rovdyr omfatter antall ulv, brunbjørn og gaupe, der ulv og brunbjørn er omregnet til «gaupeekvivalenter» ut fra gjennomsnittlig metabolsk kroppsvekt for hver art og at brunbjørn har en betydelig andel planter i dietten (Framstad *et al.*, 2021). Bestandsdata kommer fra de ulike rovviltregionene slik de er rapportert i Naturindeksen (Jakobsson & Pedersen, 2020), og er omregnet til regionene som brukes i fagsystemet for økologisk tilstand (Framstad *et al.*, 2021). Referanseverdien er basert på anslåtte bestandsnivåer for de enkelte artene basert på potensielt habitat under naturlige forhold (Nybo *et al.*, 2018).

Vurdering av utvikling for rovdyr-indikatoren ved økt andel lukket hogst:

Dersom økt bruk av lukka hogst påvirker hjorteviltbestandene, vil det kunne ha en indirekte påvirkning på rovdyrbestandene, men sannsynligvis vil den politisk vedtatte reguleringen av rovdyrbestandene totalt overskygge en slik effekt.

6.11 Areal uten tekniske inngrep

Andelen av skogarealet som ligger minst 1 km fra tyngre tekniske inngrep som bebyggelse, veier, kraftlinjer og andre fysiske inngrep utgjør indikatoren for arealandel uten tekniske inngrep. Referansetilstanden skal per definisjon være upåvirket av menneskelige endringer (med unntak av ekstensive tradisjonelle driftsformer som beite og slått i semi-naturlige naturtyper). Grenseverdien for skog er satt til 60% (altså at 60% av arealet er uten tekniske inngrep, Framstad *et al.*, 2021).

Når det gjelder skogsdrift, så er det i hovedsak veier som er aktuelle tekniske inngrep. Skogsbilveier og traktorveier med lengde over 50 meter registreres som et teknisk inngrep, så dersom økt andel lukket hogst fører til flere eller færre slike veier, vil det påvirke indikatoren. Alle formene for lukket hogst krever også bruk av stikkveier, men stikkveier er også nødvendige for å utføre tynning uavhengig av påfølgende hogstform. Stikkveier regnes ikke om teknisk inngrep da de normalt lages kun ved å felle det nødvendige antallet trær som trengs for å komme frem med skogsmaskiner. Traktorveier er med andre ord den enkleste veitypen som vil registreres som teknisk inngrep i henhold til indikatoren.

Vurdering av utvikling for indikatoren for areal uten tekniske inngrep ved økt andel lukket hogst:

Alle formene for lukket hogst som denne rapporten omhandler krever hyppige inngrep. Dette kan føre til et økt behov ikke bare for stikkveier, som ikke regnes som et teknisk inngrep i denne sammenheng, men også for traktorveier og permanente skogsbilveier. I så fall vil dette redusere skogsarealet uten tekniske inngrep, og dermed indikatorens verdi.

6.12 Oppsummering

Sannsynlig effekt på indikatorene for økologisk tilstand i skog er sammenstilt i Tabell 8. Det som finnes av publiserte studier på effekter av lukket hogst dreier seg i all hovedsak om effekter på bestandsnivå. Våre vurderinger er derfor i hovedsak basert på effekten lukket hogst vil ha, relativt til flatehogst, på bestandsnivå. De få nordiske studiene som gjennom modellering og simulering undersøker hvordan aspekter av økologisk tilstand og biomangfold er påvirket av ulike andeler åpen

og lukket hogst på landskapsnivå, peker på økning av store (gamle) trær, lauvtrær, blåbær og død ved med økt andel av lukket hogst i landskapet (Peura *et al.*, 2018; Eyvindson *et al.*, 2021). Siden lukket hogst per i dag utgjør en svært liten andel av årlig avvirket areal (i underkant av 10 %), vil en økt andel lukket hogst bidra til å øke variasjonen i dynamikk, struktur og miljø i den delen av skoglandskapet som brukes til tømmerproduksjon. Det er imidlertid viktig å ta hensyn til hvilke arealer som avvirkes og hvor store arealer som avvirkes. I kapittel 3 blir det estimert at man med økt andel lukket hogst må avvirke et større areal for å oppnå samme årlige hogstvolum sammenlignet med BAU-scenariet. For medium og maksimum scenariene der det forutsettes at 15% og 25 % av hogstkvantumet avvirkes som lukket hogst, blir det for hele perioden 2021-2100 et behov for å ta i bruk et areal som er henholdsvis 7% og 14 % større sammenlignet med BAU (Tabell 5, kapittel 3.2). Arealøkningen er mye større i begynnelsen av perioden enn mot slutten, og arealer som i liten grad har vært påvirket av hogst de siste 70 år vil trolig bli høstet i større omfang i scenariene der vi øker andelen lukket hogst sammenlignet med i dag, gitt at vi skal ta ut samme tømmervolum.

For de aller fleste indikatorene vurderer vi at effekten av endret hogstform vil være ubetydelig, med noen unntak. De indikatorer som vurderes å kunne bli påvirket er først og fremst knyttet til feltsjiktet i skogen (Ellenberg-indikatorene, blåbærdekning), samt indikatoren for areal uten tekniske inngrep. For indikatorene knyttet til feltsjiktet anslås det at økt andel lukket hogst kan ha en positiv effekt på indikatorene. Dette gjelder også bestandsnivå hjortedyr der mindre næringstilgang fra oppslag av løvtrær etter hogst (som er forventet ved økt andel lukket hogst) kan redusere hjortedyrbestanden og derved heve indikatorverdien. Hjortevilt reguleres imidlertid først og fremst av jakt. Dette er indikatorer som ved siste vurdering hadde nokså høye indeksverdier, der det laveste var for blåbærdekning (0,47) og det høyeste var for Ellenberg F (nedre, 0,76). Areal uten tekniske inngrep kan derimot antas å påvirkes negativt av en økt tetthet av skogsbilveier knyttet til hyppigere hogstinngrep ved lukket hogst. Denne indikatoren hadde ved siste vurdering en svært lav verdi (0,18), men det er usikkert om økt andel lukket hogst vil ha en sterk eller svak negativ effekt.

Ellers vurderer vi at indikatoren for NDVI (grønnhetsindeksen) og teoretisk sett indikatoren for bestandsnivå hjortedyr kan bli svakt positivt påvirket. Indikatoren for rogn, osp og selje kan bli svakt negativt påvirket, men dette avhenger av hvilken form for lukket hogst som utføres. Det er ikke funnet støtte for at indikatorer knyttet til død ved eller gammel skog vil få høyere indikatorverdier ved en endring til større andel lukket hogst, gitt samme tømmeruttak totalt sett på landsbasis. Det er heller ikke funnet støtte for at rovdyr vil bli nevneverdig påvirket av endret hogstform.

For økologiske indikatorer og arter som blir negativt påvirket av hogst vil faktumet at et større totalt areal blir påvirket kunne gi en økt negativ effekt, selv dersom lukket hogst er å foretrekke fremfor åpen hogst ved hver enkelt hogst. For indikatorer som ikke er vurdert å bli påvirket av hogstform, vil det kunne bli en negativ effekt da vi for deler av arealet vil måtte vurdere lukket hogst opp mot ikke-hogst, noe som ikke har vært en tydelig del av oppdraget. Også for indikatorer som er vurdert å kunne påvirkes positivt av lukket hogst sammenlignet med åpen hogst vil bildet kunne bli et annet dersom ikke-hogst vil være alternativet til lukket hogst for deler av arealet. Dette fordi hogsten vil måtte skje i større arealer og derfor vil påvirke arealer som eller ikke ville blitt hogd negativt. For å kunne vurdere dette skikkelig ville det ha vært nødvendig å se hvilken type skogareal som vil høstes for å dekke det økte arealbehovet. Økt behov for hogst i den gjenværende gamle naturskogen (i betydelsen gammel, tidligere ikke-flatehogd skog (Storaunet & Rolstad, 2020) vil påvirke flere av indikatorene negativt, (inkludert indikatorene for død ved, biologisk gammel skog og areal uten tekniske inngrep).

Klimaendringene vil sannsynligvis påvirke flere aspekter av økologisk tilstand til norske skogøkosystemer negativt på lang sikt. En kunnskapssyntese om klimaendringenes påvirkninger på boreale skogøkosystemer (Vitenskapskomiteen for mat og miljø; Kausrud *et al.*, 2022) konkluderer at strukturelt mangfoldig skog med trær av ulike arter, størrelser og aldrer, samt høy artsrikdom og funksjonell diversitet, vil gjøre skogøkosystemet mer robust og øke dets motstandskraft mot klimaendringer, samtidig som tette, homogene og enkeltartsbestander vil være mer sårbare for

virkningene av klimaendringer. Forvaltning som sikrer at skogen opprettholder en fleraldret og flersjiktet struktur, for eksempel selektiv hogst, kan derfor forventes å øke motstandskraften til skogøkosystemet mot klimaendringer, gjennom å skape strukturelt og komposisjonelt mangfoldige bestand med høyere arts mangfold (kapittel 5) enn ensjiktete/ensaldrede bestand.

7 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på nøkkelindikatorer for skog i Naturindeks

7.1 Naturindeks for skog

Naturindeks for skog er en sammensatt indeks som består av 89 indikatorer, deriblant spesifikke arter og substrater som er viktige for biomangfoldet i skog (Jakobsson & Pedersen, 2020). I økologisk tilstand-systemet brukes naturindeks for skog som indikator for biologisk mangfold. Siden dette er en kompleks indikator som i seg selv består av flere indikatorer, omtaler vi den her i et eget underkapittel.

Åtte av indikatorene i Naturindeks er regnet som nøkkelindikatorer fordi de har en viktig funksjon i skogøkosystemet eller fordi de representerer mange arter (Tabell 10). De åtte nøkkelindikatorer (Blåbær, Rogn-osp-selje, Smågnagere, Liggende død ved (mengde), Stående død ved (mengde), Gammel skog, Eldre lauvsuksesjon (MiS) og Gamle trær (MiS)) gir 50 % av vekten i naturindeks for skog, mens de øvrige 81 indikatorene står for de resterende 50 % sammen. Nøkkelindikatorer som trekker indeksen ned er gamle trær (tilstandsverdi i 2019 på 0,09), eldre lauvsuksesjon (0,10), liggende død ved (0,17), stående død ved (0,21) og gammel skog (0,28), mens blåbær (0,71) og smågnagere (0,75) trekker oppover. Rogn-osp-selje ligger på 0,47 og er den indikatoren som ligger nærmest den samlede indeksverdien for skog som i 2019 var 0,41, på en skala fra 0 til 1.

For de øvrige 81 indikatorene er det gjort en fordeling på fem funksjonelle grupper, der hver gruppe har like stor vekt. Toppredatorer og nedbrytere trekker indeksen nedover, mens primærprodusentene og mellompredatorene bidrar til en høyere indeksverdi. Innenfor rammene til dette prosjektet har det ikke vært mulig å se på hvordan hver enkelt av de 81 indikatorene vil kunne påvirkes av økt andel lukket hogst.

Der de samme indikatorene brukes i både fagsystem for økologisk tilstand og i naturindeks vurderes de kun under økologisk tilstand (se kapittel 6). En vurdering av hvilken effekt økt arealomfang av hogst vil ha på nøkkelindikatorer i Naturindeks er diskutert i oppsummeringen av kapitlet, og er i liten grad problematisert for hver enkelt indikator.

Tabell 10. Nøkkelindikatorer i naturindeks med sannsynlig retning av endring (- | 0 | +) av indikatorverdien dersom man øker andelen lukket hogst og reduserer andelen flatehogst tilsvarende. Det finnes ikke detaljert nok kunnskap til å vurdere forskjellene mellom de to scenariene med 15 % og 25 % lukka hogst, men det er sannsynlig at den eventuelle endringen i indikatorverdi vil være sterkere med 25 % enn ved 15 % lukka hogst. Samtidig gir økt andel lukket hogst et estimert høyere årlig avvirket areal, gitt at årlig uttak av tømmer i volum skal holdes være likt mellom scenariene. Effekten av en slik økning i hogstpåvirket areal er vanskelig å vurdere.

Indikatorer	Forklaring	Indikator-verdi 2020	Utvikling ved skjermstillingshogst (- 0 +)	Utvikling ved gruppehogst (- 0 +)	Utvikling ved selektiv hogst (- 0 +)
Blåbær	Blåbær betegnes som en nøkkelart i skogen fordi den danner basis i mange næringskjeder og er en viktig beiteplante for mange arter. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,71	+	0 / +	+
Se også kap. 6.5					
Rogn-osp-selje	Rogn, osp og selje er viktige treslag for det biologisk mangfold i boreale skoger, som substrat for lav og moser. Rogn er også viktig som produsent av bær. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,47	- / 0	0	- / 0
Se også kap. 6.6					
Smågnagere	Indikatoren representerer bestandsvariasjonen hos smågnagere i boreal skog, der forekomst av regelmessige og store bestandstopper vurderes som et uttrykk for referansetilstanden. Indikatoren er basert på gjennomsnitt av bestandstopper over en 10-årsperiode. Datakilde: TOV (smågnagerovervåking).	0,75	+	+	+
Liggende død ved (mengde)	Liggende død ved er en indirekte indikator som representerer biologisk mangfold i hovedsak for artsgruppene insekter, sopp, moser og lav. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,17	0	0	0
Se også kap. 6.7					
Stående død ved (mengde)	Stående død ved er en indirekte indikator som representerer biologisk mangfold av blant annet insekter, sopp, moser, lav og fugl. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,21	0	0	0
Se også kap. 6.7					
Gammel skog	Indikatoren gammel skog uttrykker skogens biologiske utvikling der kravet til alder varierer avhengig av skogens produktivitet og hovedtreslag. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,28	0	0	0
Se også kap. 6.8					
Eldre lauv-sukksesjon (MiS)	Eldre lauvsuksesjon er en indirekte indikator som representerer biologisk mangfold i hovedsak for artsgruppene insekter, sopp, moser og fugl. Indikatoren måler hvor stor arealandel av skogen som har eldre lauvsuksesjoner til stede. Datakilde: Landsskogtakseringen	0,10	0	0	0
Gamle trær (MiS)	Gamle trær er en indirekte indikator som representerer biologisk mangfold i hovedsak for artsgruppene insekter, edderkoppdyr, lav, moser og sopp. Indikatoren måler hvor stor arealandel av skogen som har en viss mengde gamle, store trær til stede. Datakilde: Landsskogtakseringen.	0,09	0	0	0

7.2 Smågnagere

Indikatoren for smågnagere er motivert ut fra smågnagerbestandenes store betydning for andre deler av økosystemet, både for næringssirkulasjon, planter, rovdyr og indirekte for flere andre små og mellomstore planteetere (Hansson & Henttonen, 1988). Indikatoren omfatter bestander av smågnagere med tilhold i eller i tilknytning til nordlig (boreal) skog, i hovedsak artene småskogmus, klatremus, rødmus, gråsidemus, markmus og skoglemen. Klatremus og markmus er vidt utbredt, mens småskogmus er mest vanlig i sørlig boreal skog, rødmus i nordlig skog, gråsidemus i høyere-liggende eller nordlig skog, og skoglemen spesielt i østlig 'taiga-preget' granskog. Smågnagere i nordlig skog har ofte store og mer eller mindre regelmessige bestandsvariasjoner, fra svært lave (<1 per ha) til svært høye (100-1000 per ha) tettheter. Opprettholdelse av en typisk bestandsdynamikk med topper omtrent hvert 3-4 år kan sies å reflektere en god tilstand for smågnagere. Indikatoren er følgelig fastsatt som det gjennomsnittlige nivået på bestandstopper over en tiårsperiode for skogtilknyttete smågnagere. Datagrunnlaget har vært overvåkingsdata fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) og annen kvantitativ og kvalitativ informasjon om smågnageres bestands-topper og deres geografiske utbredelse (se Framstad & Eide (2021) for en del aktuelle datakilder). Siden det ikke lenger foregår systematisk overvåking av smågnagere i skog, vil indikatoren vanskelig kunne videreføres.

I det faglige underlaget for utvikling av smågnagerindikatoren i Naturindeksen ble det ikke gjort noen nærmere vurdering av hvordan smågnagerne, deres artssammensetning og bestandsdynamikk blir påvirket av skogbrukstiltak, inkludert ulike hogstformer. Kunnskap om påvirkningen av ulike hogstformer må dels baseres på teoretiske vurderinger knyttet til kunnskap om artenes habitatkrav og næringsvalg og dels på empiriske studier av artssammensetning og bestandsutvikling på henholdsvis hogstflater og i eldre skog med ulik (ofte ikke dokumentert) tidligere behandling. Det foreligger ingen empiriske studier som direkte sammenligner smågnageres bestandsdynamikk for henholdsvis åpne og lukkede hogster ved samme alder etter hogst.

De ulike hogstformene vil i hovedsak påvirke artenes habitat i form av endringer i tre- og busksjikt, så vel som den vertikale strukturen for markvegetasjonen, ved ulike typer død ved og ev. endringer i markoverflaten. Dessuten vil hogstformene ha ulik effekt på artenes næringstilgang ved endringer i markvegetasjonens artssammensetning og tetthet. Åpne hogster vil medføre en stor arealandel åpne områder i tidlig suksesjonsstadium, med rikt oppslag av gras, starr og en del urter, og etter få år også oppslag av bringebær og løvkratt. Etter ca. 20 år vil oppvoksende trær begynne å påvirke lystilgangen og dermed markvegetasjonens sammensetning. Etter hvert vil tett ungskog føre til et redusert plante-mangfold, før skogen eventuelt blir mer åpen ved selvtynning eller skjøtsel. Lukkede hogster vil ha et varig tresjikt, ev. med små glenner av tidlige suksesjonstrinn. Generelt vil lukkede hogster gi en mer lysåpen skog enn tett hogstklasse 3 og 4 i skog som er etablert etter åpne hogster. Lukkede hogster medfører langt mindre tilgang på grasrike tidlige suksesjonstrinn. Imidlertid vil en mer lysåpen skog trolig medføre bedre og mer varig tilgang på habitat typisk for eldre plukkhogd eller naturnær skog.

Ut fra bl.a. artenes habitatkrav og næringsvalg vurderte Ims (1991) hvordan åpne hogster sannsynligvis påvirker klatremus, markmus og skoglemen. Han konkluderte med at effektene vil være størst for markmus som får mer egnet habitat i form av grasrike hogstflater, og for skoglemen som får mindre egnet habitat i form av gammel naturnær granskog. Klatremus har forholdsvis brede habitatkrav og vil bli mindre påvirket, selv om åpne grasrike habitater ikke er optimale for klatremus.

Vurderingene til Ims (1991) er bekreftet i en metaanalyse av flere empiriske studier (Bogdziewicz & Zwolak, 2014). Samlet viste disse studiene at flatehogst av boreal skog førte til klar økning i bestanden av markmus, men ingen klar endring for klatremus eller småskogmus. Imidlertid representerer slike metaanalyser en sammenstilling av resultater fra enkeltstudier der studieområdene kan variere betydelig i habitatkvaliteter for smågnagere, både for hogstflater (med ulik alder og størrelse) og gammel skog (etter ulik hogstform og skjøtsel). Panzacchi *et al.* (2010) viste f.eks. at gjengrodde enger og litt eldre hogstflater med bringebær oppslag hadde høyere tettheter av klatremus enn gammel,

tidligere flatehogd skog med lite bærlyng. Tilsvarende resultater fant også Wegge & Rolstad (2018). De påviste at relativt små og litt eldre hogstflater (4-12 år) hadde betydelig tetthet av klatremus så vel som markmus, men samtidig at eldre tidligere plukkhogd skog hadde vesentlig høyere tetthet av klatremus enn eldre kulturskog som var etablert etter tidligere flatehogst. Det er et generelt resultat for de fleste relevante nordiske studiene at smågnagerbestanden er høyere i eldre naturnær, tidligere plukkhogd skog enn i tilsvarende gammel kulturskog etter flatehogst. En periode med bortfall av store og regelmessige bestandstopper for bl.a. markmus og gråsidemus (Hörnfeldt, 2004; Ecke *et al.*, 2010; Cornulier *et al.*, 2013) er forsøkt forklart med bl.a. effekter av bestandsskogbrukets fragmentering av eldre plukkhogd skog (Magnusson *et al.*, 2015) eller klimaendringer, bl.a. med mer ustabile snøforhold om vinteren (Cornulier *et al.*, 2013), men bildet er ikke utvetydig (Brommer *et al.*, 2010). Imidlertid har bestandene for flere av smågnagerartene tatt seg noe opp igjen i mange studieområder i de senere årene (f.eks. Ecke *et al.*, 2017; Wegge & Rolstad, 2018), uten at dette klart kan knyttes til endret påvirkning fra skogbruket eller klimaet.

Vurdering av utvikling for indikatoren for smågnagerbestander ved økt andel lukket hogst:

Sammenlignet med åpne hogster kan lukkede hogster påvirke indikatoren for smågnagere ved mer stabil tilgang og bedre kvalitet på skoglevende arters habitater og dermed mer stabile bestandstopper. Effekter fra endret klima på svingninger i smågnagerbestanden i hele Norge kommer i tillegg og er ikke del av vurderingen av hvordan et endret skogbruk vil påvirke habitat og næringstilgang for smågnagere i skog. Hvordan hogstene gjennomføres, spesielt graden av intensitet i hogst og bestandspleie, kan ha vesentlig betydning for effekten på smånageres bestandsdynamikk.

7.3 Liggende og stående død ved

Død ved er en viktig struktur i naturskogen, som utgjør omtrent en tredjedel (10-40 %) av totalt volum av levende og døde trær i skog under naturlig dynamikk (Nybø *et al.* 2018). Volum av død ved i norsk naturskog er estimert å variere fra 42 m³ per ha for skog med lav produktivitet til 72 m³ per ha for skog med middels produktivitet og 123 m³ per ha for skog med høy eller svært høy produktivitet (Nybø *et al.* 2018). Omtrent en tredjedel av all død ved er grov (>30 cm), omtrent en tredjedel er sterkt nedbrutt, og omtrent to tredjedeler er liggende og resten stående (Skarpaas & Halvorsen 2022). Død ved har vært i økning i de siste tiårene, og produktiv skog i Norge har nå i gjennomsnitt 11,1 m³/ha død ved (Storaunet 2021). Nesten halvparten av prøveflatene i Landsskogstakseringen har imidlertid ikke noe død ved (Artsdatabanken 2021b).

I Norden er det anslagsvis 7500 skogsarter (bl.a. sopp, insekter, moser, lav og fugl) som trenger død ved som livsmiljø, næring eller substrat for vekst (Stokland *et al.*, 2012). Flere hundre rødlistearter er avhengige av død ved (Artsdatabanken, 2021a), og av at en tilstrekkelig mengde av egnet død ved er tilgjengelig innom tilstrekkelig korte avstander for effektiv kolonisering (Brandrud *et al.*, 2021).

Indikatorene *liggende død ved* og *stående død ved* i Naturindeksen er viktige indirekte indikatorer som reflekterer den gjennomsnittlige bestandsutviklingen til et stort antall skogsarter og dermed tilstanden for biologisk mangfold i skogøkosystemene (Jakobsson & Pedersen, 2020). Død ved - indikatorene bidrar relativt sterkt til de lave verdiene for biologisk mangfold i Naturindeksen for skog (Jakobsson & Pedersen, 2020). Liggende død ved er et svært viktig levested for rødlistede skogsarter – særlig sopp, insekter og moser, og stående død ved er også viktig for rødlistearter, spesielt insekter, sopp, skorpelav og fugl. MiS-figurer for liggende død ved dekker ca. 14 % og MiS-figurer for stående død ved ca. 3 % av det produktive skogsarealet (Brandrud *et al.*, 2013).

I Naturindeksen er indikatorverdien for liggende død ved og stående død ved estimert gjennom Landsskogstakseringens overvåking av livsmiljøer i skog. Dette registreres i Landsskogstakseringens nettverk av prøveflater, med en størrelse på 2 daa, spredt over hele Norge. Inngangsverdi for registrering som miljøelement liggende/stående død ved er forekomst av minst 8 læger/gadd (minst 4 per daa) med diameter på minst 10 cm, som er fordelt over et areal på minst 2 daa, der minst 1

låg/gadd er innenfor LS/MiS-flaten (Viken, 2023). Indikatorverdier er beregnet ut fra gjennomsnittlig arealandel av MiS-prøveflaten registrert som miljøelement liggende/stående død ved. Verdien i 2019 er estimert med basis i data fra en 5-årig taksperiode i Landsskogtakseringen, for å dekke alle prøveflater (hver prøveflate befares i felt hvert 5. år).

Det er få studier på effektene av lukket hogst på død ved fra den boreale skogen, og som regel er ikke liggende og stående død ved separert. Basert på den tilgjengelige litteraturen og ekspertvurdering, er det ikke forventet med betydelige endringer i indikatorverdien for liggende eller stående død ved, ved økt andel av lukket hogst i Norge, dersom ikke spesielle hensyn tas for å skape og spare død ved som tiltak for å fremme biologisk mangfold og karbonlagring i skog. Lukket hogst gir imidlertid bedre muligheter for å skape og spare død ved, særlig av kvalitetene som er de mest verdifulle for biologisk mangfold, så som liggende trær av store dimensjoner. For en utfyllende vurdering, se kapittel 6.7.

Vurdering av utvikling for indikatorene liggende og stående død ved økt andel lukket hogst:

Økt andel av lukket hogst i Norge er ikke forventet å påvirke indikatorene liggende død ved og stående død ved i særlig grad. Lukket hogst har potensial til å gi høyere volum av liggende og stående død ved, særlig ved selektiv hogst der man har gode muligheter å spare noen av de eldste trærne og unngå skade på liggende død ved. Et slikt valg ville være av betydelig fordel for både biologisk mangfold og karbonlagring i skog.

7.4 Eldre lauvsuksesjon (MiS)

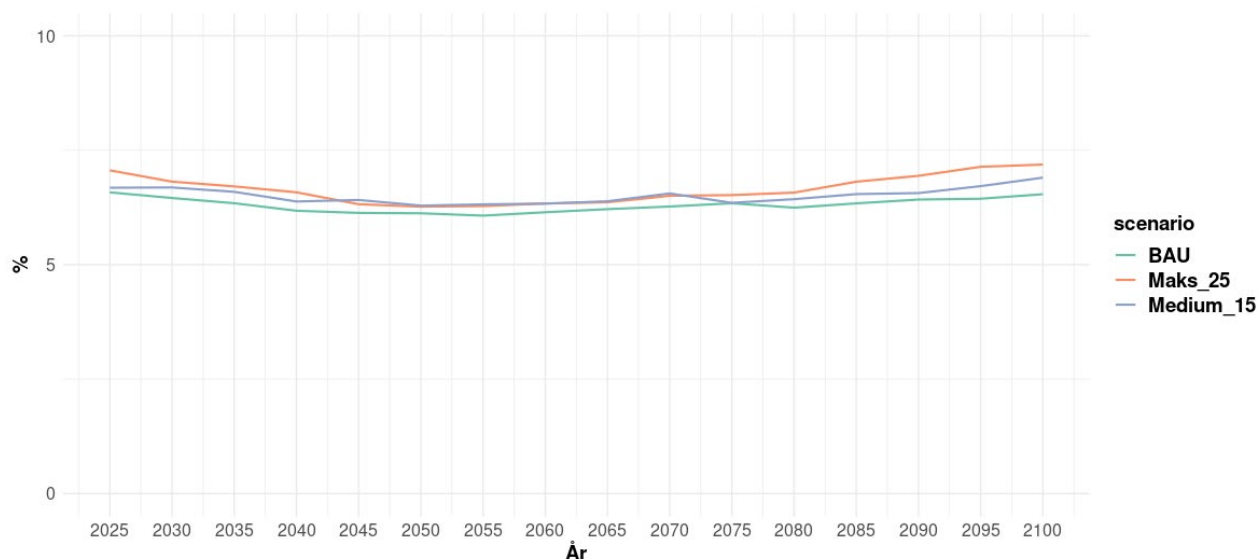
I Naturindeksen er indikatorverdien for eldre lauvsuksesjon estimert gjennom Landsskogtakseringens overvåking av livsmiljøer i skog. Inngangsverdi er forekomst av minst 8 lauvtrær (4 per daa) med en brysthøydiameter på minst 20 cm, fordelt over et areal på minst 2 daa, der minst 1 tre er innenfor LS/MiS-flaten (Viken, 2023). Indikatorverdier er beregnet ut fra gjennomsnittlig arealandel av MiS-prøveflaten registrert som eldre lauvsuksesjon. Verdien i 2019 er estimert med basis i data fra en 5-årig taksperiode for Landsskogtakseringen, for å dekke alle prøveflater.

Eldre lauvsuksesjon er en indirekte indikator som representerer biologisk mangfold i hovedsak for artsgruppene insekter, sopp, moser og fugl (Jakobsson & Pedersen, 2020). For at arter fra disse artsgruppene skal begunstiges av lauvtrærne er det viktig med et gunstig mikroklima og at trærne både kommer opp i en viss størrelse og utvikler de strukturer som artene trenger. Hva som er gunstig mikroklima varierer mellom arter. Mange skogsarter trenger stabile fuktige miljøer for å overleve på og i løvtrærne (Belinchón *et al.*, 2017), mens andre trenger lysåpne og varme forhold (Jonsell *et al.*, 1998; Sverdrup-Thygeson & Ims, 2002; Seibold *et al.*, 2016). Viktige strukturer kan være hulrom, spesiell barkstruktur, partier med død ved i kronen etc. Også her vil forskjellige arter ha ulike krav, men generelt vil grove og/eller svekkede løvtrær ha flere livsmiljøer enn unge og friske løvtrær.

Rekrutteringen av lauvtrær er god etter forstyrrelser som ras og brann (Esseen *et al.*, 1997; Linder *et al.*, 1997; Bendiksen *et al.*, 2008), men også etter hogst (Esseen *et al.*, 1997; Hardenbol *et al.*, 2021). Hvordan oppslaget av lauv håndteres etter forstyrrelsen/hogsten vil være avgjørende for hvor mange lauvtrær som klarer å etablere seg og bli til eldre lauvtrær i landskapet på sikt (Edenius *et al.*, 2011). I et hogstforsøk med fokus på å studere rekruttering av lauvtrær viste Hardenbol *et al.* (2021) at overlevelsen av de unge trærne var lav i eldre skog, og mye høyere etter både flatehogst og åpen hogst med utvidet hensyn ('retention harvest' der 50 m³ per ha av tømmer volumet sto igjen etter hogst). Det var en viss positiv effekt av 'retention harvest' sammenliknet med flatehogst, som kan forklares med at gjenstående trær beskytter de unge lauvtrærne noe, på samme måte som skjermstilling beskytter unge produksjonstrær. På arealer med hogst hadde beite fra elg og hare mye å si både for overlevelse og tilvekst av lauvtrærne (den Herder *et al.*, 2009; Hardenbol *et al.*, 2021) og dermed deres mulighet til å utvikles til lauvtrær med en brysthøydiameter på over 20 cm, som er det denne indikatoren måler. En stor bestand av hare og hjortedyr vil altså ha mye å si for hvor mange løvtrær som overlever til voksen alder (Edenius & Ericsson, 2015; Hardenbol *et al.*, 2021).

Dersom både ungskogspleie og tynning innrettes for å beholde en stor del lauvtrær, vil enkelte av disse overleve lenge nok til å kunne danne grupper av eldre trær som kan registreres som eldre lauvsuksesjon i MiS. Dersom det ikke tas hensyn til løvtrær i skogskjøtselen, vil den korte perioden med lauvdominans i ungskogfasen ikke føre til økt mengde løvtrær i den oppvoksende skogen. Både aktiv fjerning av lauvtrær ved ungskogspleie og tynning og fravær av tynning og bestandsregulering vil kunne ha negativ påvirkning på indikatoren. I en tett bestand vil fravær av tynning kunne føre til at de eldre lauvtrærne skygges ut og dør, mens tynning med fokus på bevaring av lauvtrær vil kunne skape livsgrunnlag også for eldre lauvtrær i produksjonsskogen.

Foreløpige modelleringer av andel av prøveflatene i Landsskogtakseringen som har forekomst av lauvtrær med en diameter på over 20 cm i brysthøydiameter viser lite variasjon mellom scenariene (Figur 9). Det gjenstår imidlertid en del kalibrering av modellene før resultatene kan brukes direkte til å si noe sikkert om indikatoren for eldre lauvsuksesjon (MiS) slik den brukes i naturindeksen.



Figur 9. Prosentandel med lauvtrær over 20 cm i brysthøydiameter av det totale arealet av forvaltet skog, i de simulerte scenariene. Ved slutten av simuleringen var prosentandelen lauvtrær over 20 cm ca. 6,5 % for BAU (business as usual), mens den var ca. 7,2 % for Maks_25.

Vurdering av utvikling for indikatoren for eldre lauvsuksesjon ved økt andel lukket hogst:

I en bestand med mange eldre lauvtrær vil lukket hogst gi et mer stabilt mikroklima og bedre overlevelse av skyggearter på gamle lauvtrær, enn flatehogst.

I en bestand med lite løvtrær vil flatehogst eller gruppehogst være bedre for rekrutteringen av lauv enn skjermstillingshogst eller selektiv hogst. Om dette gir utslag for indikatoren eldre lauvsuksesjon på sikt avhenger av skogskjøtselen i bestanden etter hogst.

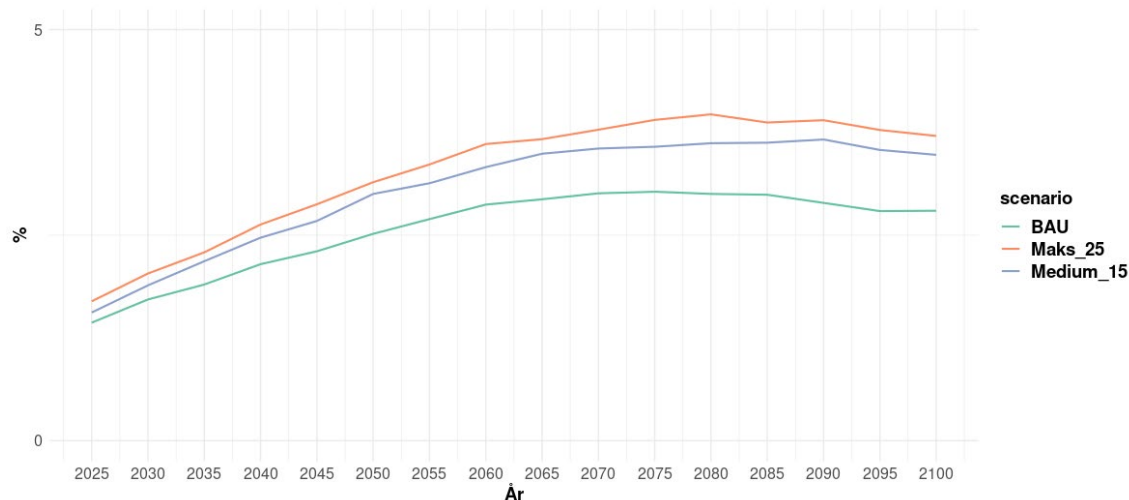
Det vil hovedsakelig være skogbehandlingen etter hogst og størrelsen på hjortebestanden som bestemmer hvordan indikatoren for eldre lauvsuksesjon utvikles og det er ikke funnet støtte for at hogstformen har stor påvirkning på hvor mange lauvtrær som overlever til de måler over 20 cm i brysthøydiameter.

7.5 Gamle trær (MiS)

Gamle trær har flere levesteder for en lang rekke organismer, enn yngre trær. Dette kan være ujevnheter og grov bark, grove greiner, død ved i kronen etc. som sopp, lav, mose og insekter kan dra nytte av direkte eller indirekte (f.eks. kan virvelløse dyr leve i og på de lavartene som ofte vokser i kronen på gamle trær).

I Naturindeksen er indikatorverdien for gamle trær (MiS) estimert gjennom Landsskogtakseringens overvåking av livsmiljøer i skog. Inngangsverdi for registrering av gamle trær er forekomst av minst 6 gamle trær (3 per daa), fordelt over et areal på minst 2 daa, der minst 1 tre er innenfor LS/MiS-flaten (Viken, 2023). Hva som skal registreres som et gammelt tre skiller seg mellom treslag, der en gran skal være over 150 år og en furu over 200 år for å telles med. For lauvtrær bruker man diameter i brysthøyde og ikke alder for å definere hva som er et gammelt tre. En eik må være over 50 cm i brysthøydiameter, mens andre edellauvtrær og de boreale lauvtrærne osp, selje og bjørk må være større enn 40 cm. For rogn og gråor er det nok med en brysthøydiameter på over 30 cm for å telles som et gammelt tre etter MiS-definisjonen (Viken, 2023).

Foreløpige modelleringer av andel av de skogbruksforvaltede prøveflatene i Landsskogtakseringen som har trær over 150 år viser at en større andel lukka hogst vil kunne gi et økt areal som har trær over 150 år (Figur 10). Det gjenstår imidlertid en del kalibrering av modellene før resultatene kan brukes direkte til å si noe sikkert om indikatoren for gamle trær (MiS) slik den brukes i naturindeksen.



Figur 10. Prosentandel med gamle trær (over 150 år) av det totale arealet av forvaltet skog, i de simulerte scenariene. Ved slutten av simuleringen var arealandelen 2,8 % for BAU (business as usual), mens den var ca. 3,7 % for Maks_25.

Vurdering av utvikling for indikatoren for gamle trær (MiS) ved økt andel lukket hogst:

Ved både lukka hogst og flatehogst tas de fleste trærne ut av skogen før de rekker å bli biologisk gamle. Ved samme nivå av miljøhensyn vil det derfor ikke være sannsynlig at skjermstillingshogst, gruppehogst eller selektiv hogst vil gi flere gamle trær enn flatehogst, men lukket hogst vil gi større variasjon i alder i et gitt bestand enn flatehogst. For skjermstillingshogst vil denne variasjonen i alder forsvinne i forbindelse med at skjermen fjernes. Uansett hogstform er det derfor viktig å ta hensyn til gamle trær for at indikatoren ikke skal påvirkes negativt.

7.6 Sammenstilling av effekt på nøkkelindikatorer i Naturindeks

Effekten av lukket hogst på nøkkelindikatorerne i Naturindeksen er i hovedsak vurdert på bestandsnivå, da det er denne typen effekter det i hovedsak finnes studier av. Våre vurderinger for enkeltindikatorer er derfor i hovedsak basert på effekten lukket hogst vil ha, relativt til flatehogst, i et bestand. For hoveddelen av nøkkelindikatorerne i Naturindeks er effekten av endret hogstform vurdert som liten til ubetydelig (Tabell 10). Det er for eksempel ikke funnet støtte for at indikatorer knyttet til død ved eller gammel skog vil få høyere verdier ved en endring til større andel lukket hogst, gitt samme tømmeruttak totalt sett på landsbasis. Det er heller ikke funnet støtte for at mengden grove (>20 cm i dbh) lauvtrær (eldre lauvskueseksjon) vil bli nevneverdig påvirket av endret hogstform. Indikatoren rogn-osp-selje (>10 cm), som er mer følsom for rekruttering av lauvtrær enn eldre lauvskueseksjon, vil kunne påvirkes noe negativt av skjermstillings-hogst og selektiv hogst, da rekrutteringen er dårligere i

mindre lysåpen skog. Blåbær og smågnagere er vurdert å respondere positivt på økt andel lukket hogst på bestandsnivå.

Lukket hogst utgjør per i dag en svært liten andel av årlig avvirket areal (i underkant av 7 %) og høstet tømmervolum (ca. 3,6 %) (Stokland et al., 2020). Økt andel lukket hogst skulle derfor kunne bidra til å øke variasjonen i dynamikk, struktur og miljø i skog som brukes til tømmerproduksjon. Det økte arealbehovet for hogst ved økt andel lukkede hogstformer, som er vist i kapittel 3, gjør imidlertid bildet mer komplisert, da det er viktig å ta hensyn til hvilke ekstra arealer som må avvirknes for å opprettholde samme hogstkvantum som i BAU scenariet. Enkelt forklart vil vi, gitt premisset at hogstvolumet ikke skal skille seg mellom scenariene, måtte høste tømmer fra henholdsvis 107 daa og 114 daa for å få like mye tømmer som vi i dag høster fra 100 daa ved en økning til at 15 % respektive 25 % av høstet volum skal komme fra lukket hogst samlet sett fram mot 2100. Arealøkningen er mye større i begynnelsen av perioden enn mot slutten, og resultatet fra simuleringene i kapittel 3 tyder på at en målsetning om å opprettholde et høyt avvirkningskvantum tilsvarende BAU-scenariet kan komme i konflikt med en målsetning om å øke andelen lukket hogst.

For nøkkelindikatorer som blir negativt påvirket av hogst vil faktumet at et større totalt areal blir påvirket kunne gi en økt negativ effekt, selv dersom lukket hogst er å foretrekke fremfor åpen hogst i hvert enkelt bestand. For indikatorer som ikke er vurdert å bli påvirket av hogstform, vil det kunne bli en negativ effekt da vi for deler av arealet vil måtte vurdere lukket hogst opp mot ikke-hogst, noe som ikke har vært en tydelig del av oppdraget. Også for indikatorer som er vurdert å kunne påvirkes positivt av lukket hogst sammenlignet med åpen hogst vil bildet kunne bli et annet dersom ikke-hogst vil være alternativet til lukket hogst for deler av arealet. Dette fordi hogsten vil måtte skje på større arealer og derfor vil kunne ha en negativ påvirkning i arealer som ellers ikke ville blitt hogd. For å kunne vurdere dette skikkelig ville det ha vært nødvendig å se på hvilke typer skog som vil høstes for å dekke det økte arealbehovet. Økt hogst i den gjenværende gamle naturskogen (i betydelsen gammel, tidligere ikke-flatehogd skog (Storaunet & Rolstad, 2020) vil påvirke flere av indikatorene negativt, inkludert indikatorene for liggende død ved, stående død ved, gammel skog og gamle trær (MiS).

8 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på indikatorer brukt ved utredning av tiltak for å bedre økologisk tilstand

Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet fikk høsten 2022 i oppdrag fra KLD og LMD til berørte etater: 1) å utarbeide et felles kunnskapsgrunnlag om økologisk tilstand i skog og 2) å utrede tiltak og virkemidler som kan opprettholde eller forbedre den økologiske tilstanden i skog. Dette arbeidet innebar utvikling av delvis andre indikatorer for å vurdere økologisk tilstand i skog enn de som er brukt i Fagsystem for økologisk tilstand og Naturindeksen. Det har ikke vært ressurser i dette prosjektet til å utrede mulige effekter av økt andel av lukket hogst nøye, men sannsynlig utvikling for indikatorene er gjengitt i tabellen nedenfor og kortfattet redegjort for under. Trenden som Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet anslo i rapport M-2597/2023 for BAU ('business-as-usual') er gjengitt i første kolonne, mens forventet utvikling gitt større andel lukket hogst er gjengitt i de etterfølgende tre kolonnene (Tabell 11). Flere av indikatorene overlapper helt eller delvis med indikatorer brukt i Fagsystem for økologisk tilstand og/eller i Naturindeksen. Indikatorene er imidlertid ofte beregnet på noe forskjellige måter og indeksene er derfor ikke helt sammenlignbare. Vurderingene i dette kapitlet inngikk ikke i det opprinnelige oppdraget og er derfor gjort på en mer overordnet måte. Det er ikke gjort vurderinger av betydelsen av et økt arealbehov for indikatorer som ikke også inngår i Fagsystem for økologisk tilstand (se oppsummering i kapittel 6.12) eller Naturindeks (se oppsummering i kapittel 7.6).

Tabell 11. Indikatorer brukt i rapport M-2597|2023 (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023) med sannsynlig retning av endring (- | 0 | +) av indikatorverdier dersom man øker andelen lukket hogst og reduserer andelen flatehogst tilsvarende. Det finnes ikke detaljert nok kunnskap til å vurdere forskjellene mellom de to scenariene med 15 % og 25 % lukka hogst, men det er sannsynlig at den eventuelle endringen i indikatorverdi vil være sterkere med 25 % enn ved 15 % lukka hogst. Samtidig gir økt andel lukket hogst et estimert høyere årlig avvirket areal, gitt at årlig uttak av tømmer i volum skal være likt mellom scenariene. Effekten av en slik økning i hogstpåvirket areal er vanskelig å vurdere.

Indikatorer	Forklaring	Trend 1997-2021 i rapport M-2597 2023	Utvikling ved skjerm- stillingshogst (- 0 +)	Utvikling ved gruppe- hogst (- 0 +)	Utvikling ved selektiv hogst (- 0 +)
Lauvtreinnblanding i barskog	Lauvtreinnblanding i barskog registreres i hogstklasse 3-5 for skog med mindre enn 70 % lauvtrær. Det er fra 1999 til i dag blitt større areal med lauvtreinnslag i økonomisk drivbar skog i Norge. Datakilde: Landsskogtakseringen	↗	- / 0	0	- / 0
Se også kap. 6.6 og kap. 7.4					
Innslag av edellauvtrær	Andel edellauvskog angis som prosent av produktivt skogareal og ikke som innslag av edellauvtrær i barskog og blandingsskog. Andelen edellauvtrær utgjør om lag 0,9 prosent av det produktive skogarealet i henhold til rapport M-2597 2023.	↗	0	0	0
Rogn-Osp-Selje	Volum (m ³ /ha) av trær >5 cm i diameter, for produktiv skog. Det er fra 1999 til i dag blitt et større stående volum av ROS-arter i økonomisk drivbar skog i Norge. De største volumene er av trær under 20 cm i brysthøydiameter. Datakilde: Landsskogtakseringen	↗	- / 0	0	- / 0
Se også kap. 6.6					
Biologisk gammel skog	Arealandel (%) av skog eldre enn grense for bestandsalder gitt ved treslag og bonitet. Datakilde: Landsskogtakseringen	↗	0	0	0
Se også kap. 6.8					
Død ved	Volum (m ³ /ha) av død ved >10 cm i diameter. Datakilde: Landsskogtakseringen	↗	0	0	0
Se også kap. 6.7 og kap. 7.3					
Store trær	Volumandel (%) av trær med brysthøydiameter over 30 cm av totalt volum. Datakilde: Landsskogtakseringen	↗	0	0	0
Sjiktning	Sjiktning registreres i hogstklasse 3, 4 og 5 og bestandet klassifiseres til enetasjet, toetasjet eller fleretasjet. Ensjetet/enetasjet skog dominerer på økonomisk drivbart areal, men andelen flersjetet skog har økt fra 1999 til 2019. Datakilde: Landsskogtakseringen.	↗	0	0	+
Blåbærdekning og kronetetthet*	Optimale vekstforhold for blåbær estimeres gjennom å måle tetthet av trær i en prøveflate. Indikatoren brukes kun for vegetasjons-typene blåbær- og bærlyng-skog. I perioden 1999-2019 har andelen for tett skog økt, mens andel optimal og for glissen skog er stabil til noe redusert. Datakilde: Landsskogtakseringen	↔	+	0 / +	+

Indikatorer	Forklaring	Trend 1997-2021 i rapport M-2597 2023	Utvikling ved skjerm- stillingshogst (- 0 +)	Utvikling ved gruppe- hogst (- 0 +)	Utvikling ved selektiv hogst (- 0 +)
Kantsoner	Kantsoner (bredde 5-20 m) som er satt igjen langs etter vann, myr, elv, bekk eller dyrket mark registreres i Landsskogtakseringen i tre klasser 1) hensyn tatt, 2) hensyn delvis tatt og 3) hensyn ikke tatt. Hogster der hensyn ble tatt fullt ut økte fra referanseåret 2009 til 2014 og avtok deretter for kanter langs vann og myr. For kanter mot elv og stor bekk er det en negativ endring over tid. Datakilde: Landsskogtakseringen.	↘	+	+	+
Introduserte bartrær	Introduserte fremmede bartrær registrert i landsskogtakseringens flater. Bestandstreslaget bestemmes i utfra kronedekning i hogstklasse 2 og utfra volumandel i hogstklasse 3-5. Arealandelen der introduserte fremmede bartrær er bestandstreslag har økt de siste 20 årene og er nå på ca. 1,2 % av det produktive skogarealet og 1,4 % av det økonomisk drivbare skogarealet. Dette betyr en negativ utvikling for indikatoren. Datakilde: Landsskogtakseringen.	↘	0	0	0
Rødhyll (og andre fremmede høyrisikoarter)	Rødhyll registreres som forekomst eller fravær i alle prøveflater i skog. Registrering startet i 2017. Indikatoren bruker kun data fra rødhyll og måler derved ikke forekomst eller fravær av andre fremmede høyrisikoarter. En økning i indikatorverdi vil være et resultat av redusert mengde (egnet habitat for) rødhyll. Datakilde: Landsskogtakseringen.	Tidsserie mangler	+	0	+
Skogbrann –brent areal	Skogbrannindikatoren bruker både brent areal og antall branner som datagrunnlag. Brent areal og antall branner har variert mye over lang tid, og ligger på et lavt nivå i. Datakilder: Skogdirektøren 1913-1923, SSB 1924-1986, DSB 1987-2019. Hentet fra Hylen and Storaunet (2021).	Ikke vurdert	0	0	0
Truede arter og naturtyper	Indikatoren måler både utvikling i truede arter og naturtyper. Datakilde: Artsdatabanken. Hvordan denne indikatoren måles er ikke tydeliggjort i rapport M 2597 2023. Vurderingen baserer seg derfor på de overordnede vurderingene i kap 5.7 og 5.8 i foreliggende rapport. Vurdert økning i indikatorverdi betyr at truede arter og naturtyper kan bli mindre negativt påvirket ved lukket hogst enn ved åpen hogst.	↘	0 / +	0 / +	0 / +

*Kronetetthet brukes normalt for å beskrive tettheten av trekrone på det enkelte treet i forhold til hva man forventer av et friskt tre på samme sted. I rapport M 2597|2023 brukes kronetetthet derimot for stammetettheten i skogen.

8.1 Boreale lauvtrær

Vi vurderer at to variabler knyttet til boreale lauvtrær er relevante for utredningen av tiltak for å bedre økologisk tilstand (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023) i forhold til vurdering av effekter av hogstform:

Indikatoren *Lauvtreinnblanding i barskog*, som registreres i hogstklasse 3-5 for skog med mindre enn 70 % lauvtrær, viser i henhold til rapport M-2597/2023 en økende trend. Samtidig øker også det totale arealet for disse hogstklassene og arealet som helt mangler lauvtrær. Økningen i areal med innslag av lauv øker imidlertid mer enn arealet uten lauvtrær, slik at det er sannsynlig at arealandelen av barskog med lauvtreinnblanding har økt. Det ville vært enklere å tolke indikatorene dersom den hadde vært målt som andel av totalt skogareal med lauvtreinnblanding, og ikke kun som arealendring. Status for 2019 viser at 28 % av den produktive barskogen i hogstklasse 3-5 mangler lauvtrær (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023). Indikatoren *Lauvtreinnblanding i barskog* ligner delvis på *Eldre lauvsuksesjon (MiS)* i Naturindeksen, men disse skiller seg ved at man i Naturindeksen bruker en annen inngangsverdi (minst 8 lauvtrær (4 per daa) med en brysthøydiameter på minst 20 cm, fordelt over et areal på minst 2 daa).

Indikatoren *Rogn-Osp-Selje* måles i rapport M-2597/2023 som volum (m³ per ha) av disse treslagene for trær med diameter >5 cm i produktiv skog. Det er fra 1999 til i dag blitt et større stående volum av *Rogn-Osp-Selje* i økonomisk drivbar skog i Norge. De største volumene er av trær under 20 cm i diameter. Indikatoren skiller seg fra ROS i Fagsystem for økologisk tilstand og Naturindeksen ved at man i de sistnevnte systemene måler volum av disse treslagene for trær > 10 cm i brysthøydiameter, hvilket betyr at de minste trærne ikke telles likt.

Oppsummering av effekter av lukka hogst på boreale løvtrær:

De fleste av lauvtrærne er forstyrrelsesbetingede og rekrutteringen er dårligere i lukket skog enn i åpen skog etter forstyrrelse (hogst, ras, brann etc.). Overlevelsen fra rekruttering på en hogstflate fram til skogen er i hogstklasse 3 er avhengig av både beitetrykk fra hjortedyr og skogbehandling etter hogst (ungskogleie, tynning etc.) (Kouki *et al.*, 2004; Solberg *et al.*, 2011; Myking *et al.*, 2013).

Selektiv hogst og skjermstillingshogst vil bety mindre lys til skogbunnen etter hogst, noe som sannsynligvis vil medføre redusert rekruttering av lauvtrær (inkludert rogn, osp og selje), relativt til en hogstflate. Likevel vil ikke nødvendigvis indikatoren for *Lauvtreinnblanding i barskog* eller *Rogn-Osp-Selje* bli så mye lavere, da små lauvtrær på en hogstflate ofte har relativt lav overlevelse til større diameterklasser på grunn stort uttak ved rydding og tynning og høyt beitetrykk fra hjortedyr.

En gruppehogst vil gi bedre lysinnslipp og sannsynligvis bedre rekruttering av lauvtrær enn de andre lukkede hogstformene, men også her vil antallet som overlever og rekrutteres inn i større diameterklasser i stor grad avhenge av beitetrykk og skogskjøtsel.

8.2 Edellauvtrær

Indikatoren *Innslag av edellauvtrær* angis ikke som andel av skogen som har innslag av edellauvtrær, men som andel av det produktive skogarealet som er dominert av edellauvtrær i rapport M-2597/2023 (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023). Det vises til en økning fra 2004 til 2019, men det er fortsatt kun 0.9 % av det produktive skogarealet som er dominert av edellauvtrær. Dersom man ser på hele skogarealet og både arealet med dominans av edellauvtrær og innslag av edellauvtrær har denne arealandelen økt fra 7,7 % i 2002 til 8,8 % i 2017, og det er først og fremst arealet med en andel på 1-9 % edellauvtrær som har økt (Stokland *et al.*, 2020).

Oppsummering av effekter av lukka hogst på edellauvtrær:

Det er ikke funnet grunnlag for å anta at en økt andel lukkede hogster vil føre til at en større andel av skogen blir dominert av edellauvtrær eller får innslag av edellauvtrær.

8.3 Skogstruktur og død ved

Vi vurderer at fem variabler knyttet til viktige strukturer i skog er relevante for utredningen av tiltak for å bedre økologisk tilstand (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023) i forhold til vurdering av effekter av hogstform:

De to indikatorene *Død ved* og *Biologisk gammel skog* i rapport M-2597/2023 (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023) er helt overlappende med indikatorene *Mengde død ved totalt* og *Biologisk gammel skog* i Fagsystem for økologisk tilstand. Det er ikke vurdert som sannsynlig at indikatorene vil bli påvirket av økt andel lukket hogst (se vurderinger i kapittel 6.7 og 6.8).

Indikatoren *Store trær* beregnes som volumandel (%) av trær med brysthøydiameter over 30 cm av totalt volum i produktiv skog. Status i 2019 er at 69 % av det stående volumet i hele landet utgjøres av trær med en diameter under 30 cm i brysthøyde, 21 % av volumet utgjøres av trær med en diameter mellom 30 og 40 cm og 10 % av volumet utgjøres av trær med en diameter over 40 cm. I perioden 1999-2019 har andelen store trær økt på det produktive skogarealet (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023).

Oppsummering av effekter av lukka hogst på store trær:

Det er ikke funnet grunnlag for å anta at en økt andel lukkede hogster vil føre til at en større andel av volumet vil bestå av store trær, men dette må det gjøres grundigere analyser av, inkludert simuleringer.

Indikatoren *Sjiktning* registreres i hogstklasse 3-5 og bestandet klassifiseres til en-etasjet, to-etasjet eller fler-etasjet. En-etasjet skog dominerer på det økonomisk drivbare arealet, men andelen flersjiktet skog har økt fra 1999 til 2019 (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023).

Oppsummering av effekter av lukka hogst på sjiktning:

Det er stor forskjell mellom de forskjellige typene lukket hogst når det gjelder sannsynlig utvikling ved økt andel lukket hogst. Ved selektiv hogst vil et sjiktet bestand fortsette å være sjiktet over tid og andelen flersjiktet skog vil kunne øke dersom noe ensjiktet skog omformes. For gruppehogst vil det ikke bli en mer sjiktet skog på liten skala, men på en litt større skala vil det være en større variasjon i trealder og trehøyde. Dette inngår imidlertid ikke i definisjonen for flersjiktet skog, da hver gruppehogst i regel lager ensjiktete småflater. Ved skjermstillingshogst fremstår skogen oftest som to-sjiktet i perioden overstanderne står igjen i bestandet. I henhold til Landsskogstakseringens feltinstruks skal slik skog imidlertid ikke klassifiseres som to- eller fler-etasjet (Viken, 2023).

8.4 Egnet areal for blåbær

Indikatoren *Blåbærdekning og kronetetthet* estimerer areal som egner seg for blåbær ved å se på arealandel med optimale vekstforhold for blåbær gjennom å måle tetthet av trær i en prøveflate. En modifisert utgave av stammetallsfaktoren (S%) brukes. Lav S% betyr tett skog og høy S% betyr glissen skog. Optimal S % for blåbær ligger mellom 20 og 25. Denne indikatoren brukes kun for vegetasjonstypene blåbærskog og bærlyngskog. I perioden 1999-2019 har blåbær- og bærlyngskogen generelt blitt tettere og andelen for tett skog har økt, mens andel optimal og for glissen skog er stabil til noe redusert. I Fagsystem for økologisk tilstand og Naturindeksen brukes blåbærdekningen direkte ved beregning av indikatorverdien. Indikatoren slik den er brukt i disse systemene er derfor ikke helt sammenlignbar med indikatoren for blåbær i rapport M-2597/2023 (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023).

Indikatoren brukt i rapport M-2597/2023 er kun beregnet for bærlyngskog og blåbærskog. For disse vegetasjonstypene er kun de friskere utformingene vurdert som egnet for lukket hogst (jfr. Tabell 1 i kapittel 2.7) og en endring til større andel lukket hogst vil derfor ikke berøre hele arealet der blåbær trives. Sannsynlig retning for endringen i arealer som er egnet for blåbær ved økt andel lukket hogst er

imidlertid lik de vurderingene som er gjort i vurderingen for blåbærdekning i Fagystem for økologisk tilstand.

Oppsummering av effekter av lukka hogst på egnet areal for blåbær:

Det er sannsynlig at lukket hogst vil gi en jevnere lystilgang over tid i skogen enn flatehogst. Dette betyr at både den svært lysåpne fases rett etter flatehogst og den tette fasen i hogstklasse 3-4 kan unngås ved lukka hogst og det vil derfor kunne være mer areal med optimale forhold for blåbær over tid og rom ved lukket hogst. Dette gjelder særlig for selektiv hogst, men også for gruppehogst (gitt egnet eksposisjon) og skjermstillingshogst (gitt at skogen ikke blir for tett i en periode). Hvordan skogbehandlingen gjennomføres etter gruppehogst og skjermstillingshogst (om den tynnes eller ikke) vil være med på å bestemme om skogen i en periode blir for tett for blåbær eller ikke, på lik linje med hvordan skogbehandlingen gjennomføres etter flatehogst. Se også kapittel 6.5 om blåbærdekning og kapittel 5.2 om bakkevegetasjon.

8.5 Kantsoner

Indikatoren *Kantsoner* måles som andel av hogster der hensyn til kantsoner ble tatt. Kantsoner (bredde 5-20 m) registreres i tre klasser 1) hensyn tatt, 2) hensyn delvis tatt og 3) hensyn ikke tatt for kantsoner satt igjen langs etter vann, myr, elv, bekk eller dyrket mark. Hogster der hensyn ble tatt fullt ut økte fra referanseåret 2009 til 2014 og avtok deretter for kanter langs vann og myr. For kanter mot elv og stor bekk er det en negativ endring over tid.

Oppsummering av effekter av lukka hogst på kantsoner:

Samme grad av hensyn til kantsoner uansett hogstform er en forutsetning for å vurdere om en endring til større andel lukket hogst vil kunne påvirke indikatoren positivt. Det er sannsynlig at kantsonene blir mer stabile og mindre utsatt for vindfall dersom de ikke ligger som smale striper i et flatehogd areal, men står igjen i areal som er hogget med lukkede hogstformer og det er derfor vurdert at utviklingen for indikatoren kantsoner (med gjenstående trær) vil være positiv ved økt andel lukket hogst.

8.6 Fremmede arter

Vi vurderer at to variabler knyttet til fremmede arter i skog er relevante for utredningen av tiltak for å bedre økologisk tilstand (Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet, 2023) ift. vurdering av effekter av hogstform:

Indikatoren *Introduserte bartrær* måles ved å se på andelen av det produktive skogarealet som har introduserte bartrær som bestandstreslag. Arealandelen der introduserte fremmede bartrær er bestandstreslag har økt de siste 20 årene og er nå på ca. 1,2 % av det produktive skogarealet og 1,4 % av det økonomisk drivbare skogarealet.

Oppsummering av effekter av lukka hogst på introduserte bartrær:

Det er lite sannsynlig at hogstform påvirker mengden introduserte bartrær i den produktive skogen, da arealet først og fremst påvirkes via nyplanting etter hogst og via spredning fra inntilliggende bestand. For å snu den i rapport M-2597/2023 observerte økende trenden er det andre tiltak enn hogstform som må gjennomføres. Lukket hogst i bestand med introduserte bartrær vil kunne bidra til å opprettholde andelen produktiv skog med introduserte bartrær.

Indikatoren *Rødhyll (og andre fremmede høyrisiko-arter)* måles ved at rødhyll registreres som forekomst eller fravær i alle Landsskogtakseringens prøveflater i skog, med start i 2017. Indikatoren bruker kun data fra rødhyll og måler derved ikke forekomst eller fravær av andre fremmede høyrisikoarter. Det finnes ennå ingen tidsserier for dette datasettet, men analyser viser at rødhyll først og fremst forekommer i ung skog (hogstklasse 2 og 3) på god bonitet. Indikatoren skiller seg fra

indikatoren *Fravær av fremmede arter* i Fagsystem for økologisk tilstand ved at den sistnevnte bruker data fra ANO over alle registrerte fremmede karplanter i skog i kategoriene svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) eller potensielt høy risiko (PH).

Oppsummering av effekter av lukka hogst på rødhyll og andre fremmede arter:

Mange introduserte fremmede arter, for eksempel rødhyll og kanadagullris, er lyskrevende og hogstflater er gunstige habitater for etablering av disse artene. Vi vurderer derfor at hogstformer som gir mindre lystilgang til bakken kan være mindre egnet for etablering av fremmede (lyskrevende) arter og at økt bruk av skjermstillingshogst og selektiv hogst vil kunne være positivt for indikatorverdien for fremmede arter.

8.7 Skogbrann

Indikatoren *Skogbrann* er ikke klart definert, og omtaler både antall branner og brent areal. Det finnes tilgjengelig statistikk fra 1913 der trenden preges av et høyere antall skogbranner og brent areal på 1960- og -70-tallet, samtidig som enkeltår skiller seg ut med høye verdier for både antall og areal. Skogbrannslukkingen er så effektiv at det på Østlandet i dag trolig brenner mindre enn 1% av det som brant av naturlige årsaker i perioden før år 1600 (Rolstad *et al.*, 2017; Hysten & Storaunet, 2021). Vurderingen i rapport M-2597/2023 er at bedre tilgang på brent areal for brannspesialiserte arter og arter som er avhengig av suksesjonsforløpet etter skogbrann vil bedre den økologiske tilstanden.

Oppsummering av effekter av lukka hogst for skogbrann:

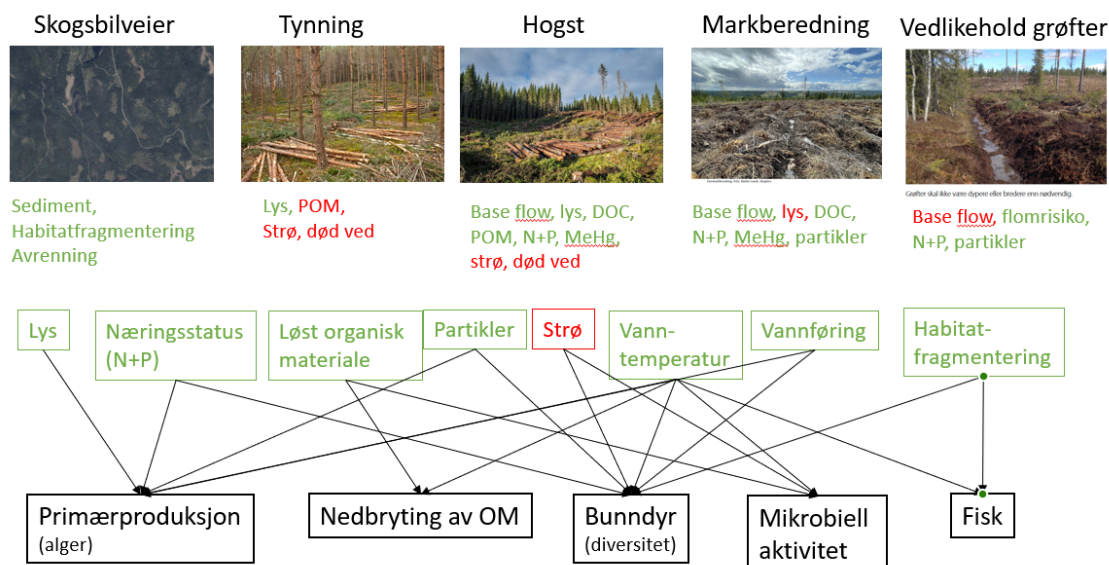
Vår vurdering er at brennbarheten av skogen ikke vil endres nevneverdig ved økt andel lukkede hogster, fordi skogbranner ofte begrenses til furudominerte arealer, mens de lukkede hogstene hovedsakelig vil skje i granskog. Imidlertid kan en se for seg at et tettere skogsbil- og stikkveinett (jfr. kapittel 4) vil bedre fremkommeligheten i skogen slik at brannbekjempelsen kan bli noe mer effektiv.

9 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på vannforekomster

Det er begrenset med kunnskap fra norske forhold for effekter av skoghogst og hogstformer på vann, og derfor benyttes litteratur fra andre land med sammenlignbare skoger og hogstformer, som stort sett foreligger på engelsk. På engelsk brukes ofte uttrykket 'continuous cover forestry' (Eyvindson *et al.*, 2021) om det vi definerer som lukkede hogster, og begreper som 'uneven-aged forest management' (Kuuluvainen *et al.*, 2012) og 'shelterwood harvesting' (Schönenberg og Prang, 2004) vil betegne varianter av lukkede hogster. Andre relevante begreper er 'green tree retention' (Vanha-Majamaa & Jalonen, 2001), selv om dette ikke i seg selv beskriver lukket hogst, men en variant av åpne hogster med gjensetting av holt/grupper og livsløpstrær for å ivareta biologisk mangfold. Studier der disse begrepene er benyttet for å beskrive skogbehandlingen, og hvor effekter på vannføring, vannkvalitet og økologi evalueres mot effekter av åpne hogstformer, er vurdert som relevante for denne rapporten. Med utgangspunkt i dokumenterte effekter av flatehogst på vannføring, vannkvalitet og økologi (Skarbøvik *et al.*, 2023) vurderer vi hvordan lukkede hogstformer kan moderere/påvirke disse hvis lukkede hogstformer blir mer dominerende i norsk skogbruk.

Kuglerová *et al.* (2021) gir en oversikt over ulike stressfaktorer knyttet til skogsdrift og deres mulige effekter på bekker (Figur 11). Stressfaktorene som nevnes er bygging av skogsbilveier, hogst, uttak av hogstavfall, vedlikehold av grøfter og tynning. Påvirkningen avhenger av faktorer som hogstform, jordtype, terreng, graden av markberedning, skoggjødsling (Kaste *et al.*, 2021), grøfting (Finér *et al.*, 2021), og næringsstatus (Jerabkova *et al.*, 2011). De potensielle effektene inkluderer endringer i hydrologi som kan medføre erosjon (tilførsel av sedimenter) og økt vannføring, endringer i vanntemperatur og lystilgang, tilførsel av strø og død ved, endringer i næringstofftilførsel og tilførsel av humus og tungmetaller (Jones *et al.*, 2000; Clarke *et al.*, 2018; de Wit *et al.*, 2020; Shah *et al.*, 2022). Biomangfold i og nær vann påvirkes også av vegetasjonen rundt, f.eks. gjennom å redusere direkte solinnstråling og dermed moderere vanntemperatur samt å øke strøfall og død ved (Johnson & Almlöf, 2016) og gjennom å påvirke mengden næringsstoffer og partikler som fanges opp av en eventuell vegetasjonsbuffer, før det når vann og vassdrag.

Kuglerová *et al.* (2021) anser at små bekker i små nedbørfelt er mest sårbare for skogsdrift av følgende grunner: 1) andel av nedbørfelt som berøres av skogsdrift er ofte større i små enn i større nedbørfelt, 2) små bekker er sterkere påvirket av det omliggende terrestriske økosystemet enn større elver, 3) de har ofte en minimal beskyttelse av buffersoner som ikke er påvirket av skogsdrift.



Figur 11. Konseptuelt diagram av potensielle effekter av ulike skogsbrukoperasjoner på akvatiske økosystemer (Oversatt og forenklet basert på figur 2 i Kuglerová *et al.*, 2021; habitat-fragmentering og effekter på fisk er ikke med i originalfiguren). POM, partikulært organisk materiale; DOC, løst organisk materiale; N+P, konsentrasjoner av nitrogen og fosfor; MeHg, metyl-kvikksølv; base flow, basisstrømning. I grønt skrift: økninger, i rødt skrift: nedgang.

9.1 Vannføring

Flatehogst er den formen av skogsdrift som er mest studert for dens effekter på vann. Hogst av 30-50% av skogen i små nedbørfelt viste økt årlig vannføring, maksimal vannføring (peak flow) og vårflo i boreal skog (se Wei *et al.* 2022, og referanser der). Det skyldes flere faktorer. Først, så vil fjerning av en stor andel av trærne i nedbørfeltet medføre redusert fordamping (25-40% lavere) og dermed høyere jordfuktighet og økt vannføring, men denne effekten avtar over tid siden vegetasjonen vil re-etableres (Ide *et al.*, 2013). For det andre, så reduseres intersepsjonen av snø i kronetaket og sublimering av snø til atmosfæren. Hogst vil føre til mindre snø i kronetaket, mindre sublimering og dermed økt snøtilførsel til bakken, økt snødybde, samt økt vannføring under snøsmelting. Buttler *et al.* (2019) fant at flatehogst ga økt hyppighet av raske vannføringsøkninger sammenlignet med nedbørfelt med skjermstillingshogst og uhogd skog.

Bruk av tunge hogstmaskiner bidrar til tettere jordpakking hvilket kan bidra til lavere infiltrasjonsrater (Hansson *et al.*, 2019) og raskere respons på nedbør i vannføring. Også anlegg av skogsbilveier med lavere infiltrasjon enn skogsjorda vil føre til at nedbør vil renne av og gi raskere respons på nedbør i vassdragene (Kastridis, 2020). Raskere responser på nedbør øker risikoen for flom, og økt overflateavrenning og maskinspor bidrar til økt sedimenttransport (Kastridis, 2020).

Siden lukkede hogstformer fører til mindre uttak av trevirke, mindre endringer i mikroklima og åpninger i skogen enn åpne hogstformer, vil effektene på vannføring generelt, og på snøsmelting, være mindre utpreget enn for flatehogst.

Kapittel 4 konkluderer at skogsveinettet sannsynligvis vil påvirkes av økt bruk av lukkede hogstformer, men kommer ikke inn på bruken av tunge skogsmaskiner. Store hogstmaskiner er nødvendige for å styre fellingsretningen for å unngå å skade gjenstående trær og foryngelse. Dersom lukkede hogstformer medfører økt bruk av tunge skogsmaskiner, vil det føre til tettere jordpakking. Dette, og økt anlegg av skogsbilveier, vil øke risikoen for flom og økt sedimenttransport. Kastridis (2020) nevner kantsoner som en faktor som reduserer effekter på hydrologi og sedimenttransport fra skogsbilveier.

Klimaendring vil føre til mer ustabile vintre med mindre snøakkumulering, og vil dermed redusere effekten av hogstform på vannføring om vinteren og våren – siden mindre skog i nedbørfeltet gjør at intersepsjon av snø blir mindre. Det motsatte vil gjelde dersom klimaendring vil føre til hyppigere og mer intens nedbør.

9.2 Vannkvalitet

Nitrogen, fosfor, og løst organisk materiale: Shah *et al.* (2022) gjennomgikk over hundre studier av skogsdrift i skog i Europa og Nord-Amerika hvorav mange rapporterte om økt avrenning av nitrogen, fosfor og løst organisk materiale. Det ble rapportert at fosfortap var mer omfattende enn tap av nitrat etter hogst i Europa, konsentrasjons-økninger av sistnevnte var gjerne relativt lave og kortvarige – men konklusjonen var i stor grad basert på irske og finske studier med skog på myr eller organisk jordsmonn. Kreutzweiser *et al.* (2008) konkluderte for boreal skog at effekter av hogst på fosforavrenning er mindre enn på nitrat, noe som også er funnet for norske forhold (Haveraaen, 1981; De Wit *et al.*, 2014). Shah *et al.* (2022) påpekte at sammenlignet med tap av sediment er tap av næringsstoff mer avhengig av lokale forhold, som meteorologi, jordtype, og hogsttype. For Norge er studier av skogsbruk på avrenning fra mineralske jordtyper heller enn organiske jordtyper som vil være mest relevant, og det er svært få slike tidsserier fra norske forhold. En svensk studie med langtidsdata (2004-2017) på effekten av hogst på vann (Löfgren *et al.* 2009; Högbom *et al.*, manuskript) er utført på mineraljordtyper og her varte effekten på nitratavrenning cirka i 10 år mens effekter på fosfor var mest utpreget i cirka 5 år etter hogst.

Jerabkova *et al.* (2011) undersøkte effekter av hogstformer på nitrogen dynamikk i jord i en meta-analyse av langsiktige feltforsøk i barskog og løvskog i boreale og tempererte soner i Europa og Nord-Amerika, langs en gradient av nitrogenavsetning fra luft. Effekter på jordsmonnet er relevante for vurderinger om vannkvalitet siden nitrat konsentrasjoner i vann ofte gjenspeiler nitrogendynamikk i jorda (Gundersen *et al.*, 2006). Jerabkova og medforfatterne sammenlignet flatehogst (definert som 100% hogst) med uttak av enkelttrær (tre nivåer av hogst relatert til antall trær som ble fjernet fra området: 1-33%, 34-66%, 67-99%), og gruppehogst med varierende størrelse på gruppene (0,01-0,1 ha; 0,1-1 ha, >1 ha). Forsøkene som mest tilsvare definisjonen av lukkede hogstformer i denne rapporten er 1-33% uttak av enkelttrær og 0,1-0,1 ha gruppehogst. Studiet viste at flatehogst førte til økte konsentrasjoner av nitrat i jordvann og økte flukser av nitrat, og økt nitrifisering. I lauvskog forsvant denne effekten innen fem år etter hogst, mens effektene varte lenger i barskog. Å fjerne enkelttrær hadde mindre effekt på nitrat og avrenning enn å fjerne grupper av trær. De konkluderte at økt nitrogen-tilgang ('N-richness') økte effekten av hogst for nitrogen-avrenning, mens for barskog i områder med lav atmosfærisk tilførsel av nitrogen ville effekten av nitrat-lekkasje være lavere.

Betydningen av nitrogentilgang for effekter av hogstform støttes også av Göttlein *et al.* (2023), som viste at nitrat i jordvann på etter lukket hogst var mer lik nivået på et referansefelt (uten hogst) enn etter flatehogst. De undersøkte effekter av flatehogst (med nyplanting) og 'selektiv hogst' ('selective cut' – 2 uttak), og en referanse uten hogst, på jordvannskjemi i nitrogenmettet granskog i Tyskland, i en studie som gikk over 18 år. Referanseskogen lekket mye nitrat i likhet med plukkhogst feltet, men i motsetning til flatehogstfeltet hvor nitratavrenningen var lav. Dette er fordi N-tilførselen blir mindre under flatehogst (tørravsetting av N gjennom kronetaket er borte) og ny vegetasjon (bunnvegetasjon og plantede trær) øker N opptaket siden biomassen øker, og derfor behov for nitrogen. Også her var flater med lukket hogst og stående skog (uten hogst) mer like med hensyn til avrenning enn bestand som var flatehogd. En annen studie som påviser effekter av nitrogentilgang er Ring *et al.* (2021) som fant økte nitratkonsentrasjoner i jordvann fra hogstflater som var gjødslet noen år før hogst, sammenlignet med ikke-gjødslede hogstflater. Skogen som ble undersøkt var av lav bonitet.

Jerabkova *et al.* (2011) så signifikant lavere nitratavrenning i de hogstformene som mest tilsvarte lukket hogst, sammenlignet med flatehogst dersom kun forsøk med signifikante effekter av flatehogst ble vurdert. Effekten av hogst varte kortere i løvskog enn barskog. En faktor var næringsstatus: lav

nitrogentilførsel fra atmosfæren gjorde at effekten av hogstform på nitratavrenning ble mindre utpreget. Johnson *et al.* (2023) fant at lekkasje av nitrat i nedbørfelt var mindre i tynnede bestander, sammenlignet med nedbørfelt med flatehogst med variable tykkelse av kantsoner, og med ensartede kantsoner. Effekter av buffersoner er ofte studert for avrenning fra landbruk, mens det er færre data for skogsdrift. Buffersoner vil kunne redusere effekter av hogst for transport av nitrat fra jordvann til overflatevann (Hill, 1996), men dette vil avhenge av 'flowpaths', altså om vannet flyter under rotsonen eller gjennom rotsonen på vei til bekken. Löfgren *et al.* (2009) viser at lekkasje av nitrat var mye mindre etter flatehogst i et nedbørfelt med kantsoner, enn uten. De konkluderte likevel med at effekten av kantsonen var uklar siden hogst i nedbørfeltet med kantsonen var kun 30% mens 73% av flatehogst-nedbørfeltet var hogget. Sponseller *et al.* (2016) konkluderer at effektiviteten av kantsoner for å begrense nitratlekkasje varierer, men at hogstoperasjoner i grunnvannspåvirkede soner nær bekken kan ha store effekter på vannkjemien.

Det er altså mye som tyder på at mindre uttak av trær fører til mindre avrenning av nitrogen, og at kantsoner som er beskyttet for hogstoperasjoner også bidrar til reduserte effekter på vannkvalitet av hogst. Innblanding av løvskog førte til korte effekter av økt nitratavrenning etter hogst. I tillegg er høy næringsstatus av skogen en risikofaktor for økt avrenning av nitrat, og næringsstatus påvirkes av jordegenskaper, gjødsling men også av nitrogenavsetning fra atmosfæren. Nitrogenavsetning fra atmosfæren er størst i Sør-Norge og avtar mot nord, og har vært noe avtagende siden 2000 (Blake *et al.*, 2023). I noen deler av Norge overskrider nitrogenavsetningene naturens tålegrenser i forhold til eutrofiering (bunnvegetasjon) samt forsurening av overflatevann (Austnes *et al.*, 2018). Der hvor jorda er skrinng og N-avsetningen er høy (i Sørvest-Norge) kan nitrogenavsetning bidra med 40% til nitrat-konsentrasjoner i elver (Kaste, 2021).

Tungmetaller/kvikksølv: Hogst kan medføre mobilisering og eksport av giftig metyl-kvikksølv (Porvari *et al.*, 2003; Munthe & Hultberg, 2004; Bishop *et al.*, 2009;) men det fins også unntak (De Wit *et al.*, 2014). Skogsdrift er ansett til å være en signifikant faktor som bidrar til økt kvikksølvnivå i fisk i Sverige (Eklöf *et al.*, 2016). Mekanismene som bidrar til økt transport av metyl-kvikksølv er antageligvis forstyrrelse og pakking av jordsmonnet, som gir anoksiske forhold. Anoksiske forhold er en betingelse for mikrobiell reduksjon av sulfat hvor metylkvikksølv er et biprodukt (Gilmour *et al.*, 1992). Økte konsentrasjoner av metyl-kvikksølv er funnet i jordsmonn som er blitt påvirket av pakking, for eksempel av tunge maskiner (Braaten & de Wit, 2016). Likevel er effekten av hogst på avrenning av metylkvikksølv vanskelig å forutsi, siden dette kan henge sammen med topografi, organisk innhold i jorda, og hydrologisk forbindelse mellom hotspots av metyl-kvikksølv produksjon og vannforekomstene (Bishop *et al.*, 2020).

Willacker *et al.* (2019) rapporterer effekter av flatehogst med og uten en 8-m kantsoner sammenlignet med stående skog på kvikksølv i næringskjeden i bekker, i barskog i Nord-Amerika. Skogen langs vannstrengen bestod av blandet lauv- og barskog. De fant at flatehogst førte til 50% høyere kvikksølvnivåer i akvatiske biota sammenlignet med urørt skog, og nivået var 165% høyere enn flatehogst med kantsoner. Altså hadde referanse-bekkene (i urørt skog) mer kvikksølv i næringskjeden enn bekkene i flatehogst med kantsoner. Forfatterne forklarte den lavere bioakkumuleringen i kantsoner-feltene med økt produktivitet i bekkene, på grunn av de kombinerte tilførselene av strø (fra kantsonene) og næringsstoffer (fra hogst). Redusert kvikksølv-bioakkumulering i akvatiske biota etter hogst ble også funnet i Norge (De Wit *et al.*, 2014). Effekten av hogst på kvikksølv i næringskjeden påvirkes altså ikke bare av økt tilførsel av metyl-kvikksølv på grunn av hogst, den påvirkes også av næringsstatus i bekken og denne vil øke etter hogst.

Willacker *et al.* (2020) konkluderer at flatehogst med kantsoner reduserer risikoen for akkumulering av kvikksølv i næringskjeden, på grunn av tilførsler av strø som stimulerer produktivitet. Økt tilførsel av strø til bekker gjennom skjøtsel av kantsoner, spesielt via økning av andel løvskog i barskog-dominert skog, er godt dokumentert (Ring *et al.*, 2023). Dersom lukkede hogstformer bidrar til økt tilførsel av strø og død ved til bekker kan resultatet fra disse studiene overføres til norske forhold.

9.3 Økologi

Gundersen *et al.* (2010) gir en generell oversikt av økosystemtjenester levert av kantsoner med skog (eng: 'riparian forests'), og nevner reduksjon av direkte solinnstråling og dermed moderasjon av vanntemperatur samt økning av strøfall og død ved (Johnson & Almlöf, 2016). Ring *et al.* (2023) viser positive sammenhenger mellom kantsoner med større andel løvskog og bunndyrdiversitet, som ble forklart med økt tilførsel av strø. Vanntemperatur er en viktig driver av ørret, som har vist en nedgang i små bekker i Sør-Sverige (Donadi *et al.*, 2023). Donadi *et al.* (2023) vektlegger opprettholdelse og restaurering av skog langs bekkefar, samt begrensinger i habitatfragmentering, som tiltak for å verne ørret.

Laudon *et al.* (2016) foreslår optimalisering av kantsoner for å begrense effekter av skogsdrift på vannkvalitet, ved å ta hensyn til lokale faktorer i stedet for å anta en standard bredde for kantsoner. Når kantsonene plasseres i områder med høyt grunnsvannsnivå, gjerne fuktig og sumpaktig, bør bredden være større enn i tørre områder på grunn av mye tilsig. Selektiv hogst kan være en god måte for å imitere naturlige variasjon i vegetasjonsutvikling i kantsonen, med begrenset effekt på lekkasje av næringsstoffer. Her må bruk av tunge skogsmaskiner unngås.

I den grad lukkede hogstformer fører til skog i kantsonen, bredere kantsoner og mindre uttak av vegetasjon vil deres effekt ligne på effekten av kantsoner. Dersom lukkede hogstformer fører til jordpakking og skader knyttet til skogsbilveier, samt habitatfragmentering, vil det også være negativt for de akvatiske økosystemene.

9.4 Oppsummering

I dette kapittelet er effekter på vannmiljø innen hogstfelt, eller riktigere sagt, innen lokale nedbørfelt vurdert. Det er mer komplisert å vurdere effektene av arealbruk på landskapsnivå eller nasjonalt nivå, siden det totale hogstarealet på kort sikt vil øke med 14 (Scenario medium_15) til 32% (Scenario maks_25 eller på lang sikt med 7 (medium_15) til 14% (maks_25), samt at arealet med åpen hogst øker på kort sikt med 3-24%, men til slutt vil reduseres med 6-9%, avhengig av scenario (se kapittel 3). Økt hogstareal vil ha en negativ effekt på vannmiljø, men effektene vil kunne dempes av et større areal med åpne hogstformer. Om de positive effektene av økt bruk av lukkede hogstformer veier opp mot effekten av økt hogstareal kan ikke vurderes med et så begrenset kunnskapsgrunnlag. Det fins generelt svært lite dokumentasjon av effekter av skogsdrift på vannforekomster for norske forhold.

Arealbruksendringer (kapittel 4) og et større behov for skogsbilveier og veivedlikehold forbundet med lukket hogst vil kunne gi økt press på vannforekomstene. Anlegg av skogsbilveier er assosiert med erosjon og tilførsel av sediment til vannveiene – altså vil økt behov for veiinfrastruktur kunne medføre negative effekter på vannmiljø.

På nedbørfeltsnivå kan resultatene oppsummeres slik. Mer bruk av lukkede hogstformer fører til mindre uttak av trær. Om dette kombineres med økt bruk av kantsoner vil lukkede hogstformer føre til mindre effekter av hogst på vannføring, vannkvalitet og økologi. Skog på rikere jordsmonn (særlig knyttet til nitrogentilgjengelighet) (høyere bonitet) vil ha større risiko for utlekking av næringsstoffer enn skog på fattigere jordsmonn (lavere bonitet). Faktorer som øker risiko for utlekking av nitrogen fra skog er atmosfærisk avsetning av nitrogen og gjødsling av skogen før hogst. Mindre utlekking skjer med en større andel løvskog. Skog som er passende for lukkede hogstformer er først og fremst granskog og barblandingskog og furuskog på friske marktyper, mens bestand på fuktige eller svært tørre og fattige vegetasjonstyper anses som mindre egnet (jfr. Kapittel 2.7). Siden kantsoner og innblanding av lauvtrær i barskog begge fører til mindre nitratavrenning virker det som om en kombinasjon av disse tiltakene kan egne seg for å begrense økt avrenning etter hogst. Det har også positive effekter for akvatisk liv, siden det medfører mer skygge og tilførsel av strø som kan stimulere biodiversitet. Kantsoner vil legges til de mest fuktige deler av nedbørfeltet, så slikt sett lar det seg godt kombinere med lukkede hogstformer.

Flere empiriske studier på hogstform og kantsoner med fokus på vannkjemi og økologi for norske forhold vil være en stor fordel for en bedre vurdering av hogsteffekter på vannforekomster. Ellers vil mer detaljert informasjon om endringer i arealbruk, spesifisert etter bonitet, vegetasjonstype og region vil være nyttig for vurderinger av effekter av hogstform på vannmiljø.

10 Effekter av økt bruk av lukkede hogster på skognæring

Lønnsomheten for skogeier ved bruk av lukket hogst sammenlignet med åpne hogstformer (flatehogst) påvirkes av flere forhold: 1) virkesproduksjonen på arealene (dvs. langsiktig produksjonsevne gitt naturgitte forhold og skogbehandling). 2) driftskostnader inkludert kostnader til administrasjon og planlegging, samt 3) gjennomsnittlig tømmerverdi per kubikkmeter i hogstuttaket. Verdien av tømmer som avvirkes avhenger dels av oppnådd virkeskvalitet og dels av fordelingen av ulike sortiment ved hogstene. For en fullstendig evaluering av et scenario med økt andel lukket hogst sammenlignet med dagens dominerende praksis (bestandsskogbruk), er det egentlig nødvendig å også inkludere alle kostnads- og inntektsstrømmer forbundet med foryngelse og ungskogpleie samt alle hogstinngrep (tynninger) sett over en periode tilsvarende et helt omløp. Eksempelvis vil sparte kostnader til foryngelse og ungskogpleie ved lukket hogst sammenlignet med åpne hogstformer påvirke hva skogeier sitter igjen med samlet sett. Det samme gjelder for foredlingsgevinster som man ikke drar nytte av ved bruk av lukket hogst sammen med naturlig foryngelse. Rammene for oppdraget muliggjør imidlertid ikke en slik fullstendig sammenligning, og vi fokuserer i de følgende delkapitlene på de forhold som er listet opp innledningsvis. Vi går heller ikke nærmere inn på at valg av hogstform potensielt også kan påvirke muligheten for inntjening for skogeier knyttet til jakt og høsting av andre produkter fra skogen, og ha en økonomisk effekt for samfunnet gjennom produksjonen av andre økosystemtjenester.

Det er viktig å understreke at det er begrenset med empiri for de forhold som gjennomgås i de etterfølgende delkapitlene og som er overførbart til norske forhold. Det er derfor betydelig usikkerhet knyttet til effektene, spesielt når det gjelder skogproduksjon og virkeskvalitet. Det er generelt mere empiri knyttet til driftskostnader fra ulike studier i Norge og de andre nordiske landene, men en litteraturgjennomgang viser også at det er få studier som har sammenlignet driftskostnader for dagens praksis (flatehogst) med gruppehogst.

10.1 Virkesproduksjon

En endring i fordelingen av ulike hogstformer vil kunne påvirke tilvekst, stående volum, framtidig avvirkningsnivå og fordelingen av virkeskvaliteter både på kort og lang sikt. Vi sammenstiller her tilgjengelig kunnskap om bestandsdynamikk, produksjon og volumutvikling i skog behandlet med de ulike lukkede hogstformene fra Norge og andre nordiske land med lignende skogforhold.

Skjermstillingshogst: I Sverige har Ekö & Agestam (1994) og Lula *et al.* (2021) brukt produksjonsmodeller for å studere produksjon og økonomi etter skjermstilling og naturlig foryngelse, sammenliknet med flatehogst og planting. Begge studiene tok utgangspunkt i furubestand på nokså høy bonitet i Sør-Sverige. Ekö & Agestam (1994) fant at produksjonen ble redusert med ca. 20% ved skjermstilling og naturlig foryngelse. Simuleringene i Lula *et al.* (2021) var mer komplekse, med ulike skjermtettheter og foryngelsesalternativer, men også her var det redusert produksjon (rundt 10-20%).

Den lavere veksten sammenlignet med flatehogst og planting skyldes delvis at det tar noe tid å etablere ny naturlig foryngelse, slik at omløpstiden (antall år fra en sluttavvirkning til den neste) øker på grunn av 'ventetid' på ny foryngelse. Dessuten vil konkurransen fra skjermtrærne redusere veksten til foryngelsen, i den perioden skjermen står. Skjermtrærne sørger for tilgang på frø, beskyttelse mot sterk varme eller frost og regulerer konkurransen fra bunnvegetasjonen, men er også selv sterke konkurrenter til småplantene om lys, vann og næring. Mange studier har påvist lavere vekst av foryngelsen under en skjerm av furu (f.eks. Ståhl & Karlsmats, 1995; Valkonen *et al.*, 2002), og i Norge har blant annet Bergan (1971), Skoklefald (1989) og Hanssen *et al.* (2003) funnet sterkt redusert vekst av granforyngelse under skjerm. Skoklefald (1989) fant imidlertid at foryngelsen reagerte godt etter at

skjermen ble fjernet. Skjermtrærne vil også ofte få økt diametertilvekst etter skjermstillingshogsten. Dersom en unngår høy avgang blant skjermtrærne vil den økte diametertilveksten bidra til å motvirke effekten av økt omløpstid på produksjonen, når denne blir kvantifisert som årlig middeltilvekst for bestandet over et omløp. Tilvekstreaksjonen i skjermen har imidlertid i ulike studier vist seg å variere betydelig (Hagner, 1962; Holgén *et al.*, 2003; Brække & Rudi, 2004).

Andre faktorer som kan lede i retning av redusert produksjon med skjermstilling er at den naturlige foryngelsen kan være mer ujevn, og at planting gir mulighet til å benytte foredlet plantemateriale som gir større produksjon (Haapanen *et al.*, 2015). Videre er vindfelling av skjermtrær et problem. I undersøkelsen til Nilsson *et al.* (2006) i 22 bestand med skjermstilling av furu, varierte andelen vindfelte trær i ulike regioner mellom 9 og 18%. Skadene gjorde at det stående volumet i skjermene ikke hadde økt nevneverdig etter fem år. I Finland fant Pukkala *et al.* (2016) at det var en god del høyere risiko for vindfall etter skjermstillingshogst enn etter vanlige tynninger. Grantrær er med sitt gruntgående rotsystem (flatrot) oftest mer utsatt for vindfelling enn furutrær. For eksempel fant Örlander (1995) dobbel så stor vindfellingsrisiko for gran i skjerm- og frøtrestillinger i Sør-Sverige. Oppsummert er det å velge bestand med mulighet for stabile skjermtrær en viktig faktor for å lykkes med metoden.

Gruppehogst: Det finnes ingen empiriske studier i Fennoskandia som spesifikt tar for seg effekter av gruppehogst på skogproduksjonen (Routa & Huuskonen, 2024). Derimot er det flere studier som har sett på effekten av gruppehogst på foryngelsen, som jo på sikt vil ha betydning for skogproduksjonen. Disse studiene har kun vurdert effekten etter det første hogstinngrepet, altså når de første gruppene har blitt etablert (Figur 2, kapittel 2).

Som for skjermtrær, vil trærne langs kanten av en gruppehogst påvirke foryngelsen på ulike måter. Gruppehogster opp til den størrelsen vi snakker om her, ca. to daa, har i hovedsak resultert i god nok foryngelse - med hensyn på tetthet - i både gran-, furu- og barblandingsskog (Hanssen *et al.*, 2003; Valkonen *et al.*, 2011; Valkonen & Siitonen, 2016; Hallikainen *et al.*, 2019; Goude *et al.*, 2022). Veksten er imidlertid vanligvis påvirket av kanteffekter fra trærne rundt åpningen, med redusert vekst for småplantene nærmest kanten. Dette er vist for gran (Borgstrand, 2014; Valkonen *et al.*, 2011) og ikke minst for furu (de Chantal *et al.*, 2003; Valkonen *et al.*, 2011; Axelsson *et al.*, 2014; Hallikainen *et al.*, 2019). Imidlertid fant Goude *et al.* (2022) ingen slik kanteffekt i en barblandingsskog i Nord-Sverige. Ruuska *et al.* (2008) modellerte veksten hos furuforyngelse, og kom fram til at lavere vekst på grunn av kanteffekter ville redusere volumproduksjonen mer jo mindre åpningene var. Etter 25 år var tilveksten for eksempel redusert med hele 31 % i småflater på 5 daa, i forhold til flater på 20 daa. Studiene viser viktigheten av å utvide åpningene med jevne mellomrom, slik at foryngelsen nærmest kanttrærne ikke blir stående for lenge og sture.

For at metoden kan kalles lukket hogst, bør foryngelsen ha nådd en viss høyde før (de fleste) trærne i det eldre bestandet tas bort i siste fase av en gruppehogst. Dette kan oppnås ved at 1) de første åpningene etableres i god tid før bestandet er hogstmodent, eller 2) deler av det eldre bestandet overholdes lenger enn vanlig hogstmodenhetstid. At deler av arealet med yngre skog i god vekst avvirkes tidligere enn optimalt, kan senke produksjonen. Dersom bestandet derimot overholdes lengre, vil eldre trær, hvor produksjonen gradvis synker, bli stående lenger enn vanlig. Samtidig kan kanttrær rundt åpningene vokse bedre, fordi de får mer plass og lys (Borgstrand, 2014).

Hvor stor effekten av redusert vekst hos foryngelsen og tidligere (eller seinere) hogst i det eldre bestandet kan være, vil avhenge av egenskaper ved bestandet og hvordan hogstinngrepene gjennomføres.

Selektiv hogst: En sammenlikning av produktiviteten av selektiv hogst i flersjiktete bestand og ensaldret skogbruk med åpne hogstformer er bare mulig hvis de to systemene sammenliknes under like forhold og over et helt omløp (Routa & Huuskonen, 2024). Noe slikt forsøk eksisterer ikke i Fennoskandia, kanskje med unntak av Nilsen & Strand (2013). De fant at et bledningsbestand på rik

granmark i Østfold sett over en 81-års periode hadde en middeltilvekst på omtrent 95% av et ensaldret nabobestand. Imidlertid har bestandsstrukturen i bledningsbestandet ikke vært optimal gjennom hele perioden. Andre forsøk på sammenlikninger har skjedd over kortere perioder, eller ved hjelp av modellprediksjoner.

Faktorer som bonitet, skogstruktur og bestandstetthet vil påvirke produksjonen. Sammenliknende studier har i varierende grad tatt hensyn til disse momentene. Et forhold som gjør en sammenligning vanskeligere, er også at vi ikke har noen god metode for å bestemme bonitet i flersjiktet skog (Brunner *et al.*, 2023).

I sin reviewartikkel av studier fra Sverige, Finland og Norge oppsummerer Lundqvist (2017) at produksjonen ofte blir oppgitt til å ligge 10-20% lavere etter selektiv hogst, men at ulike faktorer, ikke minst bestandstetthet, i stor grad påvirker produksjonen. Det gjenværende stående volumet etter hogst er avgjørende. Moderate hogstinnngrep med relativt korte intervaller, hvor fokuset er på å ta ut de største trærne, gir høy tilvekst og lavt krav til innvekst. Da vil bestandene kunne ha en produksjon som omtrent tilsvarer nivået i produksjonstabellene for ensaldret skog. Han konkluderer likevel med at produksjonen i bledningsbestand av gran antakelig er lavere enn i tilsvarende ensaldrede bestand. Dette begrunner han først og fremst i at produksjonspotensialet for ensaldrede bestand i dag er høyere enn for eksempel det svenske boniteringssystemet viser.

Hynynen *et al.* (2019) modellerte tilvekst etter selektiv hogst (26 bestand) og vanlig tynning (23 bestand) i Finland. I de flersjiktete, selektivt hogde bestandene, hvor trærne er mer undertrykte, reagerte trærne langsommere på fristillingen enn i de ensaldrede bestandene. Sammenligningen viste lavere årlig middeltilvekst i de selektivt hogde bestandene.

Kuuluvainen *et al.* (2012) vurderte produksjonsevnen i 11 felt- eller simuleringsstudier som sammenliknet "uneven-aged forestry" med bestandsskogbruk. De fant en nokså lik fordeling mellom studiene når det gjaldt hvilken skjøtselsmetode som resulterte i størst langsiktig volumproduksjon. Ingen av de overnevnte faktorene (bonitet, skogstruktur, tetthet) er imidlertid vurdert eller diskutert i artikkelen.

I Norge har Andreassen (1994) oppsummert resultater fra norske forsøk med bledningshogst. Han konkluderte med at volumtilveksten i bledningsbestand lå 15-20% lavere enn i ensaldret skogbruk. Imidlertid har mange bledningsforsøk, både i Norge og andre land, i kortere eller lengre perioder hatt så lav tetthet at det har gått ut over tilveksten. Moan (2021) viste at ulike norske bledningsforsøk, når de har nærmet seg optimal tetthet, har hatt en tilvekst som tilsvarer nivået i produksjonstabellene for ensaldret skog. Også andre undersøkelser etter selektive hogster i Norge har vist en tydelig effekt av bestandstetthet på volumproduksjonen, og at tettheten i flere av bestandene var for lav til å produsere optimalt (Granhus *et al.*, 2020, 2021). Det kan være ulike grunner til lav tetthet etter et hogstinnngrep, for eksempel et ønske om å ta ut relativt mye volum for å få bedre økonomi ved innngrepet, eller for å slippe opp foryngelse. Det er sikkert også knyttet til usikkerhet rundt utførelse av selektiv hogst, og hvor mye som bør stå igjen etter hvert hogstinnngrep. Brunner *et al.* (2023) konkluderte med at grunnflata bør ligge mellom 25-35 m² per ha i bledningsbestand for å balansere produksjon og innvekst, dvs. at den ikke bør gå under ca. 25 m² per ha etter hvert hogstinnngrep.

10.2 Driftskostnader

Hjulgående maskiner (hogstmaskin og lastetraktor) benyttes i dag ved praktisk tall all avvirkning av skog i Norge, unntatt i bratt terreng som krever taubanesystemer eller andre spesielle driftstekniske løsninger. Vi har tidligere (kapittel 2.7) argumentert for at lukkede hogster er egnet først og fremst på den delen av skogsmarka hvor en kan benytte hjulgående maskiner, og gjennomgår i det følgende de viktigste forhold som påvirker tidsforbruket ved slik drift, i sammenligning med flatehogst. For en fullstendig sammenligning av dagens dominerende praksis (bestandsskogbruk) og et regime med lukket hogst, er det egentlig nødvendig å også inkludere kostnader forbundet med foryngelse og

ungskogpleie, samt alle hogstinngrep sett over en periode tilsvarende et helt omløp. I en slik sammenligning blir også driftsnetto ved ordinær tynning relevant å trekke inn. Rammene for oppdraget muliggjør imidlertid ikke en slik fullstendig sammenligning, og vi fokuserer derfor her på driftskostnadene ved hogst og utkjøring.

Flere studier viser at det gjennomsnittlige tidsforbruket til hogstmaskinen per avvirket tre ved selektiv hogst (bledning) er høyere enn ved flatehogst, gitt samme trestørrelse. Dette dels fordi uttaket er lavere slik at hogstmaskinen må flytte seg lengre per avvirket enhet, dels fordi maskinføreren også må ta spesielle hensyn for å minimere omfanget av skader på gjenstående trær. Et lavt uttak medvirker isolert sett til å trekke hogstkostnaden opp (Bianchi *et al.*, 2023), men likevel er hogstmaskinens produktivitet i selektive hogster ofte ikke vesentlig forskjellig fra produktiviteten ved flatehogst (Fjeld, 1994; Hånell *et al.*, 2000; Suadican *&* Fjeld 2001; Andreassen *&* Øyen, 2002). Dette fordi en ved selektiv hogst for det meste avvirker de største trærne i bestandet. Siden tidsforbruket per tre er sterkt korrelert med trestørrelsen (volum per tre), vil dette kompensere for de ovenfor nevnte forholdene som trekker tidsforbruket per tre opp. På den andre siden vil utkjøringen av tømmeret med lastetraktor være mere tidkrevende enn ved flatehogst, grunnet lavere avvirket volum per daa og behovet for å unngå skader på gjenstående trær.

Mens hogstmaskinens effektivitet ved selektiv hogst i de fleste studier skiller seg lite fra flatehogst, vil skjermstillingshogst medføre et større tidsforbruk for hogstmaskinen ved den innledende etableringen av skjermen, siden en da avvirker bare en del av det stående volumet, og primært de mindre trærne i bestandet. Ved etterfølgende fjerning av skjermtrærne er derimot den gjennomsnittlige trestørrelsen som oftest større enn ved flatehogst, men produktiviteten til både hogstmaskinen og lastetraktoren reduseres likevel fordi volumet som avvirkes per daa er forholdsvis lavt (Mäkelä, 1992; Glöde, 2001). Tidsforbruket vil også øke sammenlignet med flatehogst grunnet behovet for å minimalisere omfanget av skader på den etablerte foryngelsen (Glöde, 2001; Glöde *&* Sikström, 2001).

I litteratursammenstillingen til Routa *&* Huuskanen (2024) konkluderes det med at de samlede driftskostnadene per avvirket kubikkmeter ved gruppehogst vil være noe høyere enn ved flatehogst, på grunn av høyere utkjøringskostnader og dels (men i mindre grad) på grunn av økte kostnader for hogstmaskinen. Eliasson (2020) studerte tidsforbruket ved etablering av grupper på 30 x 45 m og fant at de samlede driftskostnadene for hogstmaskinen og lastetraktoren var 18 prosent høyere enn ved flatehogst, noe som reduserte netto driftsinntekt med 4%. De konkluderte imidlertid med at selv om driftskostnadene var høyere sammenlignet med flatehogst, så var de lavere enn kostnadene som ville vært forventet dersom man hadde valgt andre lukkede hogstformer i det aktuelle området. Studien til Eliasson *et al.* (2020) omfattet imidlertid kun den første etableringen av åpninger i bestandet og de påpeker at studier av de senere stadiene av gruppehogster er nødvendig for å kunne sammenligne de ulike hogstformene. Også Routa *&* Huuskanen (2024) påpeker at det finnes færre studier som har undersøkt tidsforbruket ved hogst og utkjøring ved gruppehogst (Fjeld, 1994; Eliasson *et al.*, 2020), sammenlignet med skjermstillingshogst og selektiv hogst.

Tidsstudier av lukkede hogster som vi er kjent med tar ikke med kostnaden knyttet til flytting av maskiner mellom bestand. For at denne skal være den samme som ved åpne hogster per avvirket kubikkmeter, må det lavere uttaket ved lukkede hogster kompenseres ved at behandlingsenhetene er desto større. Vi er heller ikke kjent med studier som belyser kostnader knyttet til administrasjon og planlegging av lukkede hogster sammenlignet med flatehogst.

10.3 Virkeskvalitet/tømmerverdi

Med hensyn til virkeskvalitet finnes det få sammenliknende studier. Eikenes *et al.* (1995) undersøkte prøver fra 35 trær høstet i høyereliggende bledningsskog i Norge. De fant en annen utvikling av årringbredde og densitet enn i plantet gran på høy bonitet. Årringene fra marginen og utover var svært smale, men økte utover mot barken. Densiteten viste det motsatte forløpet. Riispanen *et al.* (2014) fant

mye av det samme mønsteret i en finsk undersøkelse fra bledningsskog. Eikenes *et al.* (1995) slo fast at virket fra bledningsskog hadde mer ensartet densitet og årringbredde enn virke fra ensaldret plantet skog, selv om prøvene ikke uten videre kan sammenliknes med prøver fra lavereliggende områder med høyere bonitet. Selv om stammeformen ikke var spesielt god (dvs. stor avsmalning på trærne), viste undersøkelsene at det kan oppnås svært god virkeskvalitet, spesielt med tanke på styrkeegenskaper, i bledningsskog som ligger nær grensen for granas naturlige vekstområde. Et annet moment som har vært en del omdiskutert er om trelast fra skoger skjøttet med selektiv hogst kan være mere utsatt for vridning på grunn av spenninger i trevirket. Dette på grunn av trærnes vekstmønster med liten diametervekst i starten og etterfølgende rask vekstøkning etter fristilling som medfører endringer i fiberegenskaper og densitet fra marginen og radialt utover i stammen (Pyörälä *et al.*, 2022). I en studie der man målte vridning i trelast fra 60 trær hogget i skog behandlet med selektiv hogst fant man imidlertid ikke høyere forekomst av vridning enn det som er rapportert i andre studier fra ensaldret skog (Piispanen *et al.*, 2020).

I kapittelet om virkeskvalitet i Routa & Huuskonen (2024) oppsummeres det videre at virke fra flersjiktet skog har noe høyere gjennomsnittlig densitet og bedre fiberegenskaper til tremasse enn virke fra ensalderskog. Trærne har videre en ganske kort stammedel med tørrkvist, og en desto lenger med friskkvist. Konklusjonen var imidlertid at egenskapene til skurlast av gran fra de to ulike systemene vil ikke skille seg nevneverdig fra hverandre.

I furuskog er det vist at virkeskvaliteten kan bli bedre etter en vellykket naturlig foryngelse under skjerm (Ekö & Agestam, 1994; Agestam & Ekö, 1998), selv om produksjonen går ned sammenliknet med flatehogst og planting. Også i Routa & Huuskonen (2024) oppsummeres det at skjermstilling i furu kan gi grunnlag for produksjon av furutømmer med svært god kvalitet.

I tillegg til de estetiske og styrkemessige egenskapene til trevirket, vil også fordelingen på ulike diameterklasser påvirke sortimentsfordelingen og dermed salgsverdien på tømmeret, og følgelig hva skogeier sitter igjen med etter at driftskostnadene er dekket. Spesielt ved selektive hogster hvor uttaket er rettet primært mot de største trærne kan man forvente at en større andel av det avvirkede volumet holder dimensjonskravet til sagtømmer slik at andelen sagtømmer blir en del høyere enn ved flatehogst. Samtidig vil man i en selektiv hogst kunne høste en høyere andel trær av forholdsvis grove dimensjoner. Ulike tømmerkjøpere/sagbruk har ulike pristabeller der prisen per kubikkmeter sagtømmer varierer ut fra stokkenes lengde og toppdiameter. Generelt har utviklingen gått i retning av at grove dimensjoner (dvs. tømmer med stor toppdiameter) ikke premieres i samme grad som for en del år siden, og endog er pristabeller til mange av de større tømmerkjøperne utformet slik at stokker med toppdiameter over 30-35 cm «straffes» med en lavere kubikkmeterpris. Det økonomiske incitamentet til å produsere grovt tømmer er dermed i dag begrenset.

11 Begrensinger i kunnskap og forskningsbehov

11.1 Karbondynamikk

Til tross for den økende interessen for lukket hogst som et alternativ til åpne hogster, er det fortsatt en del utfordringer og kunnskapshull knyttet til lukket hogst-modellering. De fleste er assosiert med mangel på eller begrenset mengde data tilgjengelig for å modellere naturlig foryngelse og effekter på veksten til enkelttrær under alternative hogstformer. For å kunne utvikle bedre modeller vil det være et behov for å framskaffe slike data både gjennom nye forsøk (f.eks. konvertering) og sammenstilling av data fra eksisterende feltforsøk. Utvikling av nye tilvekst- og mortalitetsmodeller for enkelttrær som bedre representerer dynamikken i heterogene skoger vil i så måte representere et framskritt. Grunnet mangel på data fra alternative skogbehandlingsregimer og skoger med heterogen skogstruktur må det for øyeblikket settes en del usikre forutsetninger ved modellering, slik det er gjort ved simuleringene av de ulike scenariene i denne rapporten.

Endringene i karbonlagring for de studerte scenariene er forholdsvis marginale: gjennomsnittlig vil karbonlagringen under Maks_25 øke tilsvarende 0,8% av de årlige antropogene CO₂ utslippene i 2021, og dette er kun knyttet opp til endringer i biomasse, det var ingen endringer i karbonlageret i jord. I denne rapporten er problemstillinger og usikkerhet knyttet til dynamikken i skogsjord kort omtalt i kapittel (kapittel 3.3), der vi framhever at det er knyttet usikkerhet til hvor godt Yasso07-modellen representerer karbondynamikken i norsk skogsjord generelt, grunnet mangel på data som kan brukes til å verifisere modellen under norske forhold. Det trengs også mere kunnskap om karbondynamikken i jord for ulike hogstformer inkludert lukket hogst (Dalsgaard *et al.*, 2015). På dette området har vi i dag ikke gode nok data til å verifisere predikerte effekter i scenarier som sammenligner ulike skogbehandlingsregimer. Generelt gjelder også at det er betydelig usikkerhet knyttet til framskriving av vekst og mortalitet i simuleringer for ethvert skogbehandlingsalternativ hvor enten enkelttrær eller hele bestand overholdes lenge utover det som er normal omløpstid i skogbruket, dvs. at usikkerheten øker når skogen går fra å være hogstmoden til å være biologisk gammel. De største usikkerhetene i framskrivinger av karbonlagrene som er presentert her er likevel antageligvis ikke knyttet til hogstform, men til usikkerhet rundt framtidige klimapåvirkninger på skog, som barkebilleangrep, sykdommer og vekst samt usikkerheter rundt effekter av høyere temperaturer på tilveksten til av skogen og nedbryting av organisk materiale. Det vurderes som sannsynlig at dette sammen med usikkerhetene relatert til i metodikken og antagelser overstiger forskjellene mellom scenariene. Disse usikkerhetsfaktorene kan samlet ha stor betydning for de resultater man får ut og dermed også for de vurderinger og beslutninger som tas på denne bakgrunnen.

11.2 Arealbruk

Sentralt i rapporten er framskrivinger av effekter av lukkede hogster på karbonlagring og arealbruk for perioden 2021-2100, for et 'medium' scenario (Medium_15) og 'maksimum' (Maks_25) scenario som sammenlignes med et 'business as usual' scenario (BAU). Under medium og maksimum scenariene hogges alt areal som er identifisert som 'egnet' til selektiv hogst (166 000 ha) mens arealet for selektiv hogst under BAU ikke overstiger 85 000 ha. Arealet for skjermstillingshogst øker fra 65 600 ha under BAU til 201 000 ha for medium scenariet og 705 000 ha for maksimum scenariet. Arealet for åpne hogstformer går ned fra 2 998 000 ha for BAU til 2 822 000 ha for medium scenariet og 2 727 000 ha for maksimum scenariet. Det totale hogstarealet øker under bruk av lukkede hogstformer, fra 3 148 000 ha ved BAU til 3 597 000 ha for medium scenariet til 3 884 000 ha for maksimum scenariet. Altså innebærer økt bruk av lukkede hogstformer en betydelig økning i hogstareal for å kunne ta ut samme volum tømmer. I dette ligger en potensiell konflikt i forhold til arealbruk som bør belyses nærmere, for å klargjøre hvordan arealbruk ville kunne endres med økt andel lukkede hogster på landsnivå og regionalt. Konsekvenser knyttet til arealbruk må vurderes både

i lys av potensielle miljømessige konsekvenser, men også så ut fra teknologiske og økonomiske perspektiver. For eksempel må behovet for bygging av nye skogsveier klargjøres og vurderes ut fra en helhetlig økonomisk tilnærming.

11.3 Biodiversitet og økologisk tilstand

Effekter på miljø inkluderer effekter på terrestrisk biodiversitet, for ulike artsgrupper (fugl, bunnvegetasjon, lav, sopp, insekter og rødlistede naturtyper), effekter på indikatorer for økologisk tilstand i skog, nøkkelindikatorer fra Naturindeks og indikatorer for økologisk tilstand slik de er beskrevet i Landbruksdirektoratets og Miljødirektoratets rapport som utreder tiltak for å bedre økologisk tilstand i skog og effekter på vannkvalitet. Miljøeffekter av økt bruk av lukket hogst sammenlignet med åpen hogst blir grundig vurdert i rapporten, mens effekten av endret arealbruk blir diskutert mer overordnet. Publiserte studier av effekter av lukket hogst på økologisk tilstand og biomangfold fokuserer i all hovedsak på effekter på bestandsnivå. Kunnskapene om effektene på større skala er mer mangelfull. Det finnes få studier som vurderer effekten av økt andel lukket hogst og økt arealbruk på landskaps- eller regionalt nivå, både for terrestrisk naturmangfold, økologi og vannkvalitet, særlig knyttet til norske forhold.

Forutsatt at avvirkningsnivået skal opprettholdes eller økes så viser gjennomgangen at økt bruk av lukkede hogster innebærer at hogstvolumet må tas ut fra et større totalt areal enn i dag. Dette skyldes at virkesproduksjon i skog forvaltet med skjermstillingshogst og selektiv hogst forventes å bli noe lavere enn ved åpne hogstformer. Spørsmålet er hvor dette tilleggsarealet finnes? I den grad dette skal tas fra produktiv skog som i dag ikke er vurdert som økonomisk drivbar (lav produktivitet og/eller store driftskostnader knyttet til lange avstand fra vei), så vil det kunne legge press på arealer med gammel naturskog. For biologisk mangfold vil den positive effekten av å legge om til mer utstrakt bruk av lukkede hogstformer derfor kunne bli motvirket av hogst i gjenværende naturskog, f.eks. slik den er definert i Storaunet og Rolstad (2020). Den samlede betydningen av en slik utvikling er i dag ikke kjent.

En mer detaljert gjennomgang av effekten av endret arealbruk på miljø ville ha krevd en sammenligning ikke bare av endring fra åpen hogst til lukket hogst, men også en vurdering av endring fra ikke-hogst til hogst (åpen eller lukket) for deler av arealet, inkludert endringer over tid. Dette gjør vurderingene av endringer i arealbruk på landskapsnivå svært komplekse, med behov for mer detaljert informasjon om hvilken type areal (bonitet, vegetasjonstype), samt regional fordeling, som vil bli hogd utover det som hogges i BAU-scenariet. I hvilken grad økt hogstareal ved lukket hogst vil gi økt behov for å hogge gammel naturskog vil være svært relevant å utrede mer nøye, for å kunne anslå effekten på mange artsgrupper samt indikatorer som er knyttet til gammel skog, gamle trær og død ved.

Det ville også vært svært nyttig å utvikle modellene som fremskriver volum av død ved i scenariene. Faglig vurdering av resultatene fra foreløpige simuleringer av utviklingen av død ved har avdekket svakheter i framskrivningene, både hva gjelder nedbrytning og generell akkumulering av død ved. Dette kan påvirke både vurderinger av klimanytte og naturmangfoldnytte fra død ved i forskjellige scenarier. Utvikling av modellene for død ved i modelleringsverktøyet vil kunne forbedre forståelsen av effekten på både natur og klima av forskjellige tiltak, herunder både klimatiltak, skognæringstiltak og tiltak foreslått for å bedre økologisk tilstand i skog. Eksempler på tiltak der simuleringen av død ved er viktig kan gjøres lang og her inngår både økt bruk av lukket hogst, økt gjensetting av døde trær og grove løvtrær, tettere planting for klima og etablering av skog på nye arealer.

11.4 Vannforekomster

Hogst fører til økt vannføring, avrenning av næringsstoffer – spesielt nitrat - og dermed også effekter på økologisk tilstand i overflatevann. For norske forhold kan disse effektene vare i opptil 10 år, men det er få gode langsiktige studier. Kantsoner, gjerne innblandet løvskog, ser ut til å være effektive for å

begrense disse effektene på vannmiljøet, men også her er kunnskapsnivået (for eksempel effekter av bredde, innblanding av lauvskog) begrenset. Økt bruk av lukkede hogstformer ser ut til å kunne dempe de negative effektene av hogst på vann, særlig når de kombineres med økt bruk av kantsoner.

Dersom økt bruk av lukkede hogstformer medfører et behov for et større hogstareal er vil de potensielt positive effektene av hogstform motvirkes. Det er behov for bedre dokumentasjon av kort- og langsiktige effekter av skogsdrift på vannforekomster for norske forhold, og det vil være en fordel å inkludere studier av kantsoner og effekter på vannføring, vannkjemi og økologi, både terrestrisk og akvatisk.

11.5 Skogskader og stress

Vi må regne med en betydelig økning i skader og stress på skog med klimaendringene. Det er usikkert hvordan ulike hogstformer vil påvirke omfanget av dette samlet sett, men vi har en særlig problemstilling for forskning her fordi lukkede hogster favoriserer gran og gran er det treslaget som har hatt størst skadeomfang i seinere år i Europa på grunn av klimastress. Det er grunn til å følge nøye med på skogens helsetilstand, særlig for gran, og det er behov for forskning både for å videreutvikle overvåkingsmetoder for dette, og for å klargjøre årsakssammenhenger. Når det gjelder det siste, så er det også et behov for å bedre klargjøre effekten av lukkede hogster på enkelttre- og sosial stabilitet overfor vind og snø. Videre er det behov for mer forskning knytta til skader med komplekse årsaker som vi ofte finner ved tørkestress på gran, med et samspill mellom tørke og angrep av barkbiller og ulike råtesopper.

11.6 Konklusjon

I denne rapporten utredes effekter av økt andel lukkede hogstformer for karbonlagring (klima), miljø og skognæring. Utredningen er basert på tilgjengelig litteratur, faglige vurderinger der det mangler tilstrekkelig forskningsbasert empiri, og scenario-analyse med veletablerte modeller basert på data fra Landskogstakseringen. I delkapitler presenteres grundige gjennomganger. Begrensingene som gjelder i varierende grad for mange delkapitler er særlig knyttet til manglende eller begrenset empirisk datagrunnlag for norske forhold. Antagelsene innbakt i scenario-analysene gir grunnlag for overordnede, men ikke detaljerte vurderinger av potensialet for karbonlagring og effekter på arealbruk og miljø. En samlet vurdering av effekter på skogproduksjon, karbonbinding, potensielle konflikter knyttet til arealbruk, samt effekt på økosystemer og enkelt-indikatorer vil kreve en tverrfaglig tilnærming, hvor også videreutvikling av modellverktøy og scenarier vil være viktige elementer.

Litteraturreferanser

- Agestam, E., Ekö, P.M. & Johansson, U. 1998. Timber quality and volume growth in naturally regenerated and planted scots pine stands in S.W. Sweden. *Studia Forestalia Suecica* 204. 17 s.
- Andreassen, K. 1994. Development and yield in selection forest. *Meddelelser fra Skogforsk* 47.5. 37 s.
- Andreassen, K. & Øyen, B.H. 2002. Economic consequences of three silvicultural methods in uneven-aged mature coastal spruce forests of central Norway. *Forestry* 75: 483– 488. DOI: 10.1093/forestry/75.4.483.
- Andreassen, K., Solberg, S., Tveito, O. E. & Lystad, S. L. 2006. Regional differences in climatic responses of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst) growth in Norway. *Forest Ecology and Management* 222 (1-3): 211-221. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.10.029.
- Antón-Fernández, C. & Astrup, R. 2012. Empirical harvest models and their use in regional business-as-usual scenarios of timber supply and carbon stock development. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27(4): 379-392. DOI: 10.1080/02827581.2011.644576.
- Antón-Fernández, C. & Astrup, R. 2022. SiTree: A framework to implement single-tree simulators. *SoftwareX* 18(1): 1000925. DOI: 10.1016/j.softx.2021.100925.
- Antón-Fernández, C., Mola-Yudego, B., Dalsgaard, L. og Astrup, R. 2016. Climate-Sensitive Site Index Models for Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 46 (6): 794–803. DOI: 10.1139/cjfr-2015-0155.
- Artsdatabanken 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper
- Artsdatabanken 2021a. Norsk rødliste for arter 2021. www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/
- Artsdatabanken 2021b. Status for truede arter i skog. Norsk rødliste for arter 2021. www.artsdatabanken.no/rodlisteforarter2021/fordypning/statusfortruaarteriskog#316352.
- Artsdatabanken 2023. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023. www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1995. Effects of clear-cutting and selective felling in Swedish boreal coniferous forest: response of invertebrate taxa eaten by birds. *Entomologica Fennica* 6(2-3): 79-90. DOI: 10.33338/ef.83843.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1996a. Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 86(1): 39-50. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03794-2.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 1996b. Effects of clear-cutting and single-tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management* 87(1-3): 139-148. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03830-3.
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. 2004. Selective felling as a potential tool for maintaining biodiversity in managed forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1123-1133.
- Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012-2016. *NIVA Rapport* 7239. www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m966/m966.pdf.
- Bader, P., Jansson, S. & Jonsson, B.G. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation* 72: 355-362. DOI: 10.1016/0006-3207(94)00029-P
- Bartlett, J., Rusch, G.M., Kyrkjeeide, M.O., Sandvik, H. & Nordén, J. 2020. Carbon storage in Norwegian ecosystems (revised edition) *NINA Rapport* 1774b. 66 s. <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2655580>.

- Belinchón, R., Harrison, P.J., Mair, L., Várkonyi, G. & Snäll, T. 2017. Local epiphyte establishment and future metapopulation dynamics in landscapes with different spatiotemporal properties. *Ecology* 98(3): 741-750. DOI: 10.1002/ecy.1686
- Bendiksen, E., Brandrud, T.E., Røsok, Ø. (red), Framstad, E., Gaarder, G., Hofton, T.H., Jordal, J.B., Klepsland, J.T. & Reiso, S. 2008. Boreale lauvskoger i Norge. Naturverdier og udekket vernebehov. *NINA Rapport* 367. Norsk Institutt for Naturforskning.
- Bergan, J. 1971. Skjermforyngelse av gran sammenlignet med planting i Grane i Nordland. *Meddelelser fra det norske Skogforsøksvesen* 28: 191-211.
- Berglund, H. & Kuuluvainen, T. 2021. Representative boreal forest habitats in northern Europe, and a revised model for ecosystem management and biodiversity conservation. *Ambio* 50: 1003-1017. DOI: 10.1007/s13280-020-01444-3.
- Bergstedt, J. & Milberg, P. 2001. The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 154(1-2): 105-115. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00642-3.
- Bianchi, S., Ahtikoski, A., Muhonen, T., Holmström, E., Valkonen, S. & Nuutinen, Y. 2023. Evaluation of operating cost management models for selection cutting in Scandinavian continuous cover forestry. *iForest* 16: 218-225. DOI: 10.3832/for4204-016.
- Bishop, K., Allan C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sorensen, R., Zetterberg, T. & Akerblom, S. 2009. The Effects of Forestry on Hg Bioaccumulation in Nemoral/Boreal Waters and Recommendations for Good Silvicultural Practice. *Ambio* 38(7): 373-380. DOI: 10.1579/0044-7447-38.7.373.
- Bishop, K., Shanley, J.B., Riscassi, A., de Wit, H.A., Eklöf, K., Meng, B., Mitchell, C., Osterwalder, S., Schuster, P.F. & Webster, J. 2020. Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. *Science of The Total Environment*: 137647. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137647
- Blake, L.R., Aas, W., Denby, B., Hjellbrekke, A., Mu, Q., Simpson, D., Ytre-Eide, M. & Fagerli, H. 2023. Deposition of sulfur and nitrogen in Norway 2017-2021. *METreport* 03/2023. 32 s+vedlegg. https://www.met.no/publikasjoner/met-report/_/attachment/download/769f2147-f467-4c4e-952f-fbb0cd6aeca1:224f12c3384a3360d8da78do882ade7ed9bd8ddd/MET-report-03-2023.pdf.
- Bogdziewicz, M. & Zwolak, R. 2014. Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *European Journal of Forest Research* 133: 1-11. DOI: 10.1007/s10342-013-0726-x.
- Bollandsås, O.M., Buongiorno, J. & Gobakken, T. 2008. Predicting the growth of stands of trees of mixed species and size: A matrix model for Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23: 167-78. DOI: 10.1080/02827580801995315.
- Braaten, H.F.V. & de Wit, H.A. 2016. Effects of disturbance and vegetation type on total and methylmercury in boreal peatland and forest soils. *Environmental Pollution* 218: 140-149. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.08.029.
- Brandrud, T. E., Skarpaas, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2013. Naturindeksens dødved indikatorer og artsmangfoldet av vedboende sopp. *NINA Rapport* 970. 35 s.
- Brandrud, T.E., Bendiksen, E., Hofton, T.H., Jordal, J.B. & Nordén, J. 2021. Artsgruppeomtale sopper (Fungi). Norsk rødliste for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/Rodliste2021/Artsgruppene/Sopp>
- Brang, P., Spathelf, P., Larsen, J. B., Bauhus, J., Boncina, A., Chauvin, C., Drössler, L., García-Güemes, C., Heiri, C., Kerr, G., Lexer, M. J., Mason, B., Mohren, F., Mühlethaler, U., Nocentini, S. & Svoboda, M. 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87: 492-503. DOI: 10.1093/forestry/cpu018.
- Breidenbach, J., Granhus, A., Hysten, G., Eriksen, R. & Astrup, R. 2020. A century of National Forest Inventory in Norway – informing past, present, and future decisions. *Forest Ecosystems* 7(1): 46. DOI: 10.1186/s40663-020-00261-0.

- Brodie, L. C. & Harrington, C. A. 2020. Guide to variable-density thinning using skips and gaps. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-989. Portland, OR., U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 37 s.
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Ahola, K., Karell, P., Karstinen, T. & Kolunen, H. 2010. The return of the vole cycle in southern Finland refutes the generality of the loss of cycles through 'climatic forcing'. *Global Change Biology* 16(2): 577-586. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02012.x.
- Brunner, A., Hahn, K., Biber, P. & Skovsgaard, J. P. 2006. Conversion of Norway spruce: A case study in Denmark based on silvicultural scenario modelling. I: H. Hasenauer (Red.), Sustainable forest management. Growth models for Europe. Springer, Berlin, s. 343-371.
- Brunner, A., Hanssen, K.H., Granhus, A. 2023. Selektive hogster-en kunnskapssammenstilling. *MINA fagrapport* 88. https://statico2.nmbu.no/mina/publikasjoner/mina_fagrapport/mif.php.
- Brække, F.H. & Rudi, P. 2004. Granskjermer og tilvekstreksjon. *INA fagrapport* 3. 9s. <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmloi/bitstream/handle/11250/2646433/mif03.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Buttle, J.M., Webster, K.L., Hazlett, P.W. & Jeffries, D.S. 2019. Quickflow response to forest harvesting and recovery in a northern hardwood forest landscape. *Hydrological Processes* 33(1): 47-65. DOI: 10.1002/hyp.13310.
- Cedergren, J. (red.) 2008. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. *Meddelande* 1-2008. Skogsstyrelsen, Jönköping. 90 s.
- Cornulier, T., Yoccoz, N.G., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A., Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Huitu, O., Imholt, C., Ims, R.A., Jacob, J., Jędrzejewska, B., Millon, A., Petty, S.J., Pietiäinen, H., Tkadlec, E., Zub, K. & Lambin, X. 2013. Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. *Science* 340(6128): 63-66. DOI: 10.1126/science.1228992.
- Dalsgaard, L., Granhus, A., Søgaaard, G., Andreassen, K., Børja, I., Clarke, N., Kjønås, O.J. & Stokland, J. 2015. Karbondynamikk ved ulike hogstformer og avvirkningsstrategier. *Oppdragsrapport fra skog og landskap* 04/2015. 83 s. <http://hdl.handle.net/11250/2436847>.
- De Wit, H.A., Granhus, A., Lindholm, M., Kainz, M.J., Lin, Y., Braaten, H.F.V. & Blaszczyk, J.R. 2014. Forest harvest effects on mercury in streams and biota in Norwegian boreal catchments. *Forest Ecology and Management* 324: 52-63. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.03.044.
- de Chantal, M., Leinonen, K., Kuuluvainen, T. & Cescatti, A. Early response of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* seedlings to an experimental canopy gap in a boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management* 176: 321-336. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00273-6.
- den Herder, M., Kouki, J. & Ruusila, V. 2009. The effects of timber harvest, forest fire, and herbivores on regeneration of deciduous trees in boreal pine-dominated forests. *Canadian Journal of Forest Research* 39(4): 712-722. DOI: 10.1139/X08-208.
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, I., Barka, I. & Seidl, R. 2019. *Journal of Applied Ecology* 57: 67-76. DOI: 10.1111/1365-2664.13518
- Drössler, L., Ekö, P. M. & Balster, R. 2015. Short-term development of a multilayered forest stand after target diameter harvest in southern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 1198-1205. DOI: 10.1139/cjfr-2014-0471.
- Dynesius, M. & Hylander, K. 2007. Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. *Biological Conservation* 135(3): 423-434. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.10.010.
- Ecke, F., Christensen, P., Rentz, R., Nilsson, M., Sandström, P. & Hörnfeldt, B. 2010. Landscape structure and the long-term decline of cyclic grey-sided voles in Fennoscandia. *Landscape Ecology* 25(4): 551-560. DOI:10.1007/s10980-009-9441-x
- Ecke, F., Angeler, D.G., Magnusson, M., Khalil, H. & Hörnfeldt, B. 2017. Dampening of population cycles in voles affects small mammal community structure, decreases diversity, and increases prevalence of a zoonotic disease. *Ecology and Evolution* 7(14): 5331-5342. DOI: [10.1002/ece3.3074](https://doi.org/10.1002/ece3.3074).

- Edenius, L., Ericsson, G., Kempe, G., Bergström, R. & Danell, K. 2011. The effects of changing land use and browsing on aspen abundance and regeneration: a 50-year perspective from Sweden. *Journal of Applied Ecology* 48(2): 301-309. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01923.x
- Edenius, L. & Ericsson, G. 2015. Effects of ungulate browsing on recruitment of aspen and rowan: a demographic approach. *Scandinavian Journal of Forest Research* 30(4): 283-288. DOI: 10.1080/02827581.2014.999823
- Eggers, S. & Low, M. 2014. Differential demographic responses of sympatric Parids to vegetation management in boreal forest. *Forest Ecology and Management* 319: 169-175. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.02.019.
- Ekholm, A., Axelsson, P., Hjalten, J. & Lundmark, T. 2022. Short-term effects of continuous cover forestry on forest biomass production and biodiversity: Applying single-tree selection in forests dominated by *Picea abies*. *Ambio* 51: 2478-2495. DOI: 10.1007/s13280-022-01749-5.
- Ekholm, A., Lundqvist, L., Axelsson, E.P., Egnell, G., Hjalten, J., Lundmark, T. & Sjögren, J. 2023. Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: A qualitative review. *Forest Ecology and Management* 537: 120920. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.120920.
- Eklöf, K., Lidskog, R., & Bishop, K. 2016. Managing Swedish forestry's impact on mercury in fish: Defining the impact and mitigation measures. *Ambio* 45: S163-S174. DOI: 10.1007/s13280-015-0752-7.
- Ekö, P. M. & Agestam, E. 1994. A comparison of naturally regenerated and planted Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) on fertile sites in southern Sweden. *Forest and Landscape Research* 1: 111-126.
- Eldegard, K., Scholten, J., Stokland, J.N., Granhus, A. & Lie, M. 2019. The influence of stand density on bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) cover depends on stand age, solar irradiation, and tree species composition. *Forest Ecology and Management* 432: 582-590. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.09.054.
- Eliasson, L., Grönlund, Ö., Lundström, H. & Sonesson, J. 2020. Harvester and forwarder productivity and net revenues in patch cutting. *International Journal of Forest Engineering* 32(1): 3-10. DOI: 10.1080/14942119.2020.1796433
- Eriksson, H., Johansson, U. & Karlsson, K. 1994. Effects of extraction road width and thinning pattern on stand development in an experiment with Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Yield Research. Report No. 38, 21 p. ISSN 91-576-4926-x. (på svensk med engelsk sammendrag).
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal Forests. *Ecological Bulletins* 46: 16-47. DOI:10.2307/20113207.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307-1317.
- Eyvindson, K., Duflot, R., Triviño, M., Blattert, C., Potterf, M. & Mönkkönen, M. 2021. High boreal forest multifunctionality requires continuous cover forestry as a dominant management. *Land Use Policy* 100: 104918. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104918.
- Fjeld, D. 1994. Time consumption for selection and patch cutting with a one-grip harvester. *Meddelelser fra skogforsk* 47(4): 1-27.
- Framstad, E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2017. God økologisk tilstand i hvert økosystem - Skog. I: Nybø, S. & Evju, M. (red.) Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand. www.regjeringen.no/contentassets/7c4be071791f439b83fa035c03cdcf82/fagsystem-for-fastsetting-av-god-okologisk-tilstand_2017.pdf.
- Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Töpper, J. 2021. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. *NINA Rapport* 2000, 144 s. <https://hdl.handle.net/11250/2739886>.
- Framstad, E. & Eide, N.E. 2021. Smågnagere. I: Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. *NINA Rapport* 1972. S. 90-98. <https://hdl.handle.net/11250/2734736>.

- FSC. 2023. FSC Forest Stewardship Standard for skogbruk i Norge. FSC-STD-NOR-01-2023 NO. 140 s.
- Gilmour, C.C., Henry, E.A. & Mitchell, R. 1992. Sulfate stimulation of mercury methylation in fresh-water sediments. *Environmental Science & Technology* 26(11): 2281-2287. DOI: 10.1021/es00035a029
- Glöde, D. 2001. Final cutting of shelterwood. Harvesting techniques and effect on the *Picea Abies* regeneration. Doktorgradsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet. *Silvestria* 179.
- Glöde, D. & Sikström, U. 2001. Two felling methods in final cutting of shelterwood, single-grip harvester productivity and damage to the regeneration. *Silva Fennica* 35(1): 71-83. DOI: 10.14214/sf.604.
- Granhus, A., Allen, M. & Bergsaker, E. 2020. Fjellskoghogst – produksjon, foryngelse og økonomi. *NIBIO Rapport* 72. <https://hdl.handle.net/11250/2653657>.
- Granhus, A., Ødegård, E., Bergseng, E. & Bergsaker, E. 2021. Lukkede hogster – produksjon, foryngelse og økonomi. *NIBIO Rapport* 148, 41 s. <https://hdl.handle.net/11250/2771477>.
- Green, M., Haas, F. & Lindström, Å. 2023. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2022. Biologiska institutionen, Lunds universitet. 86 s. <https://lup.lub.lu.se/search/publication/e830f97f-8fd4-4af7-b2d3-dbcfda4ef118>.
- Gucinski, H., Furniss, M.J., Ziemer, R.R. & Brookes, M. 2001. Forest roads: A synthesis of scientific information. General Technical Report PNW-GTR-509. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service. 103 s. <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/7769>.
- Gundersen, V., & Frivold, L.H. 2008. Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys in Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry & Urban Greening* 7(4):241-258. DOI: 10.1016/j.ufug.2008.05.001.
- Gundersen, P., Laurén, A., Finér, L., Ring, E., Koivusalo, H., Sætersdal, M., Weslien, J.O., Sigurdsson, B.D., Högbom, L., Laine, J. & Hansen, K. 2010. Environmental services provided from riparian forests in the Nordic countries. *Ambio* 39(8): 555-566. DOI: 10.1007/s13280-010-0073-9.
- Gundersen, P., Schmidt, I.K. & Raulund-Rasmussen, K. 2006. Leaching of nitrate from temperate forests - effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews* 14(1): 1-57. DOI: 10.1139/a05-015.
- Gundersen, V., & Vistad, O.I. 2016. Public Opinions and Use of Various Types of Recreational Infrastructure in Boreal Forest Settings. *Forests* 7, 113. 18 s. DOI: 10.3390/f7060113.
- Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczyk, A.L.D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R. & Storch, I. 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. *Ambio* 49(1): 85-97. DOI: 10.1007/s13280-019-01190-1.
- Gustafsson, L., Baker, S.C., Bauhus, J., Beese, W.J., Brodie, A., Kouki, J., Lindenmayer, D.B., Löhmus, A., Pastur, G.M., Messier, C., Neyland, M., Palik, B., Sverdrup-Thygeson, A., Volney, W.J.A. & Franklin, J.F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: A world perspective. *BioScience* 62: 633-645. DOI: 10.1525/bio.2012.62.7.6.
- Gustafsson, L., Johansson, V., Leverkus, A.B., Strengbom, J., Wikberg, S. & Granath, G. 2021. Disturbance interval modulates the starting point for vegetation succession. *Ecology* 102(9): e03439. DOI: 10.1002/ecy.3439.
- Haapanen, M., Hynynen, J., Ruotsalainen, S., Siipilehto, J. & Kilpeläinen, M.L. 2016. Realised and projected gains in growth, quality and simulated yield of genetically improved Scots pine in southern Finland. *European Journal of Forest Research* 135: 997-1009. DOI: 10.1007/s10342-016-0989-0.
- Hagner, S. 1962. Naturlig förnygring under skärm. En analys av förnygringsmetoden, dess möjligheter och begränsningar i mellannorrländskt skogsbruk. Meddelanden från statens skogsforskningsinstitut 52(4): 1-263.
- Halvorsen, R., Brenn, O.A., Framstad, E., Gaarder, G., Gjerde, I., Schei, F.H., Skarpaas, O., Storaunet, K.O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2022. Kap. 6. Framlegg til revidert beskrivelse av skogdynamikk i

- NiN. I: Skarpaas, O. & Halvorsen, R. (red.). Skogens dynamikk, struktur og arts mangfold - bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN. *NHM Rapport* 111. 148 s.
- Hanewinkel, M. & Pretzsch, H. 2000. Modelling the conversion from even-aged to uneven-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) with a distance-dependent growth simulator. *Forest Ecology and Management* 134: 55-70. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00245-5.
- Hannerz, M. & Hånell, B. 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90(1): 29-49. DOI: 10.1016/S0378-1127(96)03858-3.
- Hanssen, K.H., Granhus, A., Brække, F.H. & Haveraaen, O. 2003. Performance of sown and naturally regenerated *Picea abies* seedlings under different scarification and harvesting regimens. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18: 351-361. DOI: 10.1080/02827580310005973.
- Hanssen, K.H., Solberg, S., Hietala, A., Krokene, P., Rolstad, J., Solheim, H. & Økland, B. 2019. Skogskader – en kunnskapssammenstilling. *NIBIO Rapport* 153, 52 s. <http://hdl.handle.net/11250/2632291>.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. *Trends in Ecology & Evolution* 3: 195–200. DOI: 10.1016/0169-5347(88)90006-7.
- Hansson, L., Simunek, J., Ring, E., Bishop, K. & Gärdenäs, A.I. 2019. Soil Compaction Effects on Root-Zone Hydrology and Vegetation in Boreal Forest Clearcuts. *Soil Science Society of America Journal* 83: S105-S115. DOI: 10.2136/sssaj2018.08.0302.
- Hardenbol, A.A., Herder, M.d. & Kouki, J. 2021. Long-term effects of prescribed burning, tree retention, and browsing on deciduous tree recruitment in European boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 51: 660-667. DOI: 10.1139/cjfr-2020-0231.
- Hasby, F. 2022. Impacts of clear-cutting on soil fungal communities and their activities in boreal forests-a metatranscriptomic approach. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2022:11. 100 s.
- Haveraaen, O. 1981. Virkning av hogst på vannmengde og vannkvalitet fra en østnorsk barskog. Meddelelser fra Norsk Institutt for Skogforskning 36(7): 1-27.
- Hedenås, H. & Ericson, L. 2003. Response of epiphytic lichens on *Populus tremula* in a selective cutting experiment. *Ecological Applications* 13: 1124-1134. DOI: 10.1890/1051-0761(2003)13[1124:ROELOP]2.0.CO;2.
- Hill, A.R. 1996. Nitrate removal in stream riparian zones. *Journal of Environmental Quality* 25: 743-755. DOI: 10.2134/jeq1996.00472425002500040014x.
- Hlásny, T., Zimová, S., Merganičová, K., Štěpánek, P., Modlinger, R. & Turčáni, R. 2021. Devastating outbreak of bark beetles in the Czech Republic: Drivers, impacts, and management implications. *Forest Ecology and Management* 490:119075.
- Holgén, P., Söderberg, U. & Hånell, B. 2003. Diameter increment in *Picea abies* shelterwood stands in Northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18: 163-167. DOI: 10.1080/02827580310003731.
- Hurskainen, S., Jäkäläniemi, A., Ramula, S. & Tuomi, J. 2017. Tree removal as a management strategy for the lady's slipper orchid, a flagship species for herb-rich forest conservation. *Forest Ecology and Management* 406: 12–18. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.056.
- Hysten, G. & Storaunet, K.O. 2021. Skogbrann. Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk Institutt for Bioøkonomi. <https://www.skogbruk.nibio.no/skogbrann>.
- Hysten, G., Antón-Fernández, C. & Granhus, A. 2022. Skogressurser i Norge. Status og framtidsscenarier. *NIBIO Rapport* 85- 143 s. <https://hdl.handle.net/11250/2996908>.
- Hynynen, J., Eerikainen, K., Mäkinen, H. & Valkonen, S. 2019. Growth response to cuttings in Norway spruce stands under even-aged and uneven-aged management. *Forest Ecology and Management* 437: 314-323. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.12.032.
- Högbom, L. et al. Effects of a forest buffer on nitrogen and phosphorus concentration in stream water following final felling of a boreal forest. (Manuskript).
- Hörfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos* 107(2): 376-392. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2004.13348.x.

- Hånell, B., Nordfjell, T. & Eliasson, L. 2000. Productivity and costs in shelterwood harvesting. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 561-569. DOI: 10.1080/028275800750173537.
- Ide, J., Finér, L., Laurén, A., Piirainen, S. & Launiainen, S. 2013. Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 304: 482-491. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.05.051.
- Ims, R.A. 1991. Smågnagere og bestandsskogbruket. *Fauna* 44 (1): 62–69.
- Isomäki, A. & Niemistö, P. 1990. Effect of strip roads on growth and yield of young spruce stands in Southern Finland. *Folia Forestalia* 756, 36 s.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. *NINA Rapport* 1886. 114 s. <https://hdl.handle.net/11250/2686068>.
- Jakobsson, S., Töpper, J.P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2020. Setting reference levels and limits for good ecological condition in terrestrial ecosystems – Insights from a case study based on the IBECA approach. *Ecological Indicators* 116: 106492. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106492.
- Jakobsson, S., Evju, M., Framstad, E., Imbert, A., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J.P., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2021. Introducing the index-based ecological condition assessment framework (IBECA). *Ecological Indicators* 124: 107252. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.107252.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25-34. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00446-1.
- Jerabkova, L., Prescott, C.E., Titus, B.D., Hope, G.D. & Walters, M.B. 2011. A meta-analysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1852-1870. DOI: 10.1139/x11-087.
- Joelsson, K., Hjältén, J., Work, T., Gibb, H., Roberge, J-M. & Löfroth, T. 2017. Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management* 391: 436-445. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.02.006.
- Joelsson, K., Hjältén, J. & Gibb, H. 2018. Forest management strategy affects saproxylic beetle assemblages: A comparison of even and uneven-aged silviculture using direct and indirect sampling. *PLoS One* 13(4): e0194905. DOI: 10.1371/journal.pone.0194905.
- Johansson, P. 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation* 141: 1933–1944. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.05.013.
- Johnson, S.L., Argerich, A., Ashkenas, L.R., Bixby, R.J. & Plaehn, D.C. 2023. Stream nitrate enrichment and increased light yet no algal response following forest harvest and experimental manipulation of headwater riparian zones. *PLoS One* 18(4): 31. DOI: 10.1371/journal.pone.0284590.
- Johnson, S., Strengbom, J. & Kouki, J. 2014. Low levels of tree retention do not mitigate the effects of clearcutting on ground vegetation dynamics. *Forest Ecology and Management* 330: 67-74. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.06.031.
- Jokela, J., Siitonen J. & Koivula, M. 2019. Short-term effects of selection, gap, patch and clear cutting on the beetle fauna in boreal spruce-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 446: 29-37. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.05.027.
- Jones, J. A., Swanson, F.J., Wemple, B.C. & Snyder, K.U. 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14(1): 76-85. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2000.99083.x.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity & Conservation* 7(6): 749-764. DOI: 10.1023/A:1008888319031.
- Jonsson, B.G. & Siitonen, J. 2012. Natural forest dynamics. I: Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. (red.) *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 275-301. DOI: 10.1017/CBO9781139025843.

- Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation* 144: 11-20. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.07.010.
- Kaste, Ø. 2021. Estimerte nedrag fra atmosfæriske avsetninger til nitrogeninnhold i elver. *NIVA rapport* 7678. 17 s. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2977636/7678-2021%2bhigh.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Kastridis, A. 2020. Impact of Forest Roads on Hydrological Processes. *Forests* 11(11): 12. DOI: 10.3390/f1111201
- Kausrud, K.L., Vandvik, V., Flø, D., Geange, S.R., Hegland, S.J., Hermansen, J.S., Hole, L. R., Ims, R.A., Kausrud, H., Kirkendall, L.R., Nordén, J., Nybakken, L., Ohlson, M., Skarpaas, O., de Boer, H., Eldegard, K., Hindar, K., Järnægren, J., Måren, I.E., Nielsen, A., Nilsen, E.B., Rueness, E.K., Thorstad, E. B. & Velle, G. 2022. Impacts of climate change on the forest ecosystem. VKM Report 2022:15.
- Kirchner, K., Kammermeier, S., & Bruehlheide, H. 2009. The response of the pseudoannual species *Trientalis europaea* L. to forest gap dynamics in a near-natural spruce forest. *Forest Ecology and Management* 257: 1070–1077. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.11.013.
- Koivula, M. J., Venn, S., Hakola, P. & Niemelä, J. 2019. Responses of boreal ground beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) to different logging regimes ten years post harvest. *Forest Ecology and Management* 436: 27-38. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.12.047.
- Kouki, J., Arnold, K. & Martikainen, P. 2004. Long-term persistence of aspen – a key host for many threatened species – is endangered in old-growth conservation areas in Finland. *Journal for Nature Conservation* 12(1): 41-52. DOI:10.1016/j.jnc.2003.08.002
- Kreutzweiser, D.P., Hazlett, P.W. & Gunn, J.M. 2008. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. *Environmental Reviews* 16: 157-179. DOI: 10.1139/A08-006.
- Kuglerová, L., Hasselquist, E.M., Sponseller, R.A., Muotka, T., Hallsby, G. & Laudon, H. 2021. Multiple stressors in small streams in the forestry context of Fennoscandia: The effects in time and space. *Science of The Total Environment* 756: 143521. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143521.
- Kuliešis, A., Aleinikovas, M., Linkevičius, E., Kuliešis, A. A., Saladis, J., Škëma, M., Šilinskas, B. & Beniušienė, L. 2018. The Impact of Strip Roads on the Productivity of Spruce Plantations. *Forests* 9 (640). DOI: 10.3390/f9100640.
- Kumpula, S., Votka, E., Orell, M. & Rytönen, S. 2023. Effects of forest management on the spatial distribution of the willow tit (*Poecile montanus*). *Forest Ecology and Management* 529: 120694. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120694.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in northern Europe: The complexity challenge. *Ambio* 38: 309–315. DOI: 10.1579/08-A-490.1.
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T. 2011. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: A review and classification. *Silva Fennica* 45: 823–841. DOI: 10.14214/sf.73.
- Kuuluvainen, T., Tahvonen, O. & Aakala, T. 2012: Even-aged and uneven-aged forest management in boreal Fennoscandia: a review. *Ambio* 41: 720-737. DOI: 10.1007/s13280-012-0289-y.
- Landbruks- og matdepartementet. 2021. Den eldste skogen og nøkkelbiotopene M-0760 B. www.regjeringen.no/contentassets/b5129dd2a24041dc9d04418a91d8536e/rapport-den-eldste-skogen-og-nokkelbiotopene-1070834.pdf.
- Langmaier, M. & Lapin, K. 2020. A Systematic Review of the Impact of Invasive Alien Plants on Forest Regeneration in European Temperate Forests. *Frontiers in Plant Science* 11. DOI: 10.3389/fpls.2020.524969.
- Laudon, H., Kuglerová, L., Sponseller, R.A., Futter, M., Nordin, A., Bishop, K., Lundmark, T., Egnell, G. & Ågren, A.M. 2016. The role of biogeochemical hotspots, landscape heterogeneity, and hydrological connectivity for minimizing forestry effects on water quality. *Ambio* 45: S152-S162. DOI: 10.1007/s13280-015-0751-8.

- Lehtonen, A., Eyvindson, K., Härkönen, K., Leppä, K., Salmivaara, A., Peltoniemi, M., Salminen, O., Sarkola, S., Launiainen, S., Ojanen, P., Rätty, M. & Mäkipää, R. 2023. Potential of continuous cover forestry on drained peatlands to increase the carbon sink in Finland. *Scientific Reports* 13, 15510. DOI: 10.1038/s41598-023-42315-7.
- Leverkus, A.B., Lindenmayer, D.B., Thorn, S. & Gustafsson, L. 2018. Salvage logging in the world's forests: Interactions between natural disturbance and logging need recognition. *Global Ecology and Biogeography* 27: 1140-1154. DOI: 10.1111/geb.12772.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. *Forest Ecology and Management* 98(1): 17-33. DOI: 10.1016/S0378-1127(97)00076-5.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. & Sievänen, R., 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189: 168–182. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.005.
- Lula, M., Trubins, R., Ekö, P. M., Johansson, U. & Nilsson, U. 2021. Modelling effects of regeneration method on the growth and profitability of Scots pine stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 36: 263-274. DOI: 10.1080/02827581.2021.1908591.
- Lundmark, T., Bergh, J., Nordin, A., Fahlvik, N. & Poudel, B.C. 2016. Comparison of carbon balances between continuous-cover and clear-cut forestry in Sweden. *Ambio* 45 (Suppl 2): 203–213. DOI: 10.1007/s13280-015-0756-3.
- Lundqvist, L. 2017. Tamm Review: Selection system reduces long-term volume growth in Fennoscandic uneven-aged Norway spruce forests. *Forest Ecology and Management* 391:362-375. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.02.011.
- Lõhmus, A. & Remm, L. 2017. Disentangling the effects of seminatural forestry on an ecosystem good: Bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in Estonia. *Forest Ecology and Management* 404: 75-83. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.08.035.
- Magnusson, M., Hörnfeldt, B. & Ecke, F. 2015. Evidence for different drivers behind long-term decline and depression of density in cyclic voles. *Population Ecology* 57: 569-580. DOI: 10.1007/s10144-015-0512-3.
- Mason, W.L. 2002. Are irregular stands more windfirm? *Forestry* 75: 347-355. DOI: 10.1093/forestry/75.4.347.
- Miljødirektoratet og Landbruksdirektoratet. 2023. Kunnskapsgrunnlag om økologisk tilstand i norsk skog, og utredning av tiltak - oppdrag til Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet og flere etater. Miljødirektoratet Rapport M-2597. 235 s. www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/september-2023/kunnskapsgrunnlag-om-okologisk-tilstand-i-norsk-skog-og-utredning-av-tiltak/.
- Moan, M.Å. 2021. Effects of stand structure and stand density on volume growth and ingrowth in selectively cut stands in Norway. Masteroppgave, Norges miljø- og biovitenskaplige universitet. 61 s.
- Mohr, C.W., Søgaaard, G., Alfredsen, G., Fernández, C. A., Hobrak, K., & Sevillano, I. 2022. Framskrivninger for arealbrukssektoren (LULUCF) under FNs klimakonvensjon og EUs klimarammeverk. *NIBIO Rapport* 124, 150 s. <https://hdl.handle.net/11250/3023928>.
- Mohr, C.W., Dalsgaard, L., Hagenbo, A., Hobrak, K., Sevillano, I., & Søgaaard, G. 2023. Framskrivninger for arealbrukssektoren (LULUCF) under FNs klimakonvensjon: Sensitivitets- og usikkerhetsanalyser. *NIBIO Rapport* 50, 35 s. <https://hdl.handle.net/11250/3061420>.
- Moor, H., Eggers, J., Fabritius, H., Forsell, N., Henckel, L., Bradter, U., Mazziotta, A., Nordén, J. & Snäll, T. 2022. Rebuilding green infrastructure in boreal production forest given future global wood demand. *Journal of Applied Ecology* 59: 1559-1569. DOI: 10.1111/1365-2664.14175.
- Munthe, J. & Hultberg, H. 2004. Mercury and methylmercury in runoff from a forested catchment – concentrations, fluxes, and their response to manipulations. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 4: 607–618.
- Myking, T., Solberg, E.J., Austrheim, G., Speed, J.D.M., Böhler, F., Astrup, R. & Eriksen, R. 2013. Browsing of willow (*Salix caprea* L.) and rowan (*Sorbus aucuparia* L.) in the context of life history strategies: a literature review. *European Journal of Forest Research* 132(3): 399-409. DOI: 10.1007/s10342-013-0684-3.

- Mäkelä, M. 1992. Ylispuiden poistohakkuiden korjuuteknikka. *Metsätehon katsaus* 6. 8 s. (På finsk).
- Nascimbene, J., Thor, G. & Nimis, P.L. 2013. Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe – A review. *Forest Ecology and Management* 298: 27-38. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.03.008.
- Nevalainen, S. 2017. Comparison of damage risks in even- and uneven-aged forestry in Finland. *Silva Fennica* 51(3), article id 1741. DOI: 10.14214/sf.1741.
- Niemistö, P. 1989. A simulation method for estimating growth losses caused by strip roads. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4(1-4): 10.1080/02827588909382558.
- Nilsson, U., Örlander, G. & Karlsson, M. 2006. Establishing mixed forests in Sweden by combining planting and natural regeneration - Effects of shelterwoods and scarification. *Forest Ecology and Management* 237: 301-311. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.09.053.
- Nordén, B., Paltto, H., Claesson, C. & Götmark, F. 2012. Partial cutting can enhance epiphyte conservation in temperate oak-rich forests. *Forest Ecology and Management* 270: 35-44. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.01.014.
- Nordén, J., Penttilä, R., Siitonen, J., Tomppo, E. & Ovaskainen, O. 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *Journal of Ecology* 101: 701-712. DOI: 10.1111/1365-2745.12085.
- Nordén, J., Åström, J., Josefsson, T., Blumentrath, S., Ovaskainen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Nordén, B. 2018. At which spatial and temporal scales can fungi indicate habitat connectivity? *Ecological Indicators* 91: 138-148. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.03.062.
- Norwegian Environment Agency, Statistics Norway & NIBIO. 2023. Greenhouse Gas Emissions 1990-2021, National Inventory Report. www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2023/mars-2023/greenhouse-gas-emissions-1990-2021/.
- NVE. 2016. Gridded 1 x 1 km climate and hydrological projections for Norway. NVE Report no. 59 – 2016. http://publikasjoner.nve.no/rapport/2016/rapport2016_59.pdf.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand. 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer - Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. *NINA-Rapport* 1536. <http://hdl.handle.net/11250/2559733>.
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. *NINA Rapport* 1672. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2599977>.
- Panzacchi, M., Linnell, J.D.C., Melis, C., Odden, M., Odden, J., Gorini, L. & Andersen, R. 2010. Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest–farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 259: 1536–1545. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.01.030.
- Pedersen, S., Kjelsaas, I., Guldvik, M.K., Handberg, Ø.N. & Navrud, S. 2020. Samfunnsøkonomisk verdi av elgjakt i Norge. *Menon-Publikasjon* 28/2020. 79 s. www.menon.no/publication/samfunnsokonomisk-elgjakt-norge/
- PEFC. 2022. Norsk PEFC Skogstandard. PEFC N 02:2022. 45 s. <https://cdn.pefc.org/pefc.no/media/2023-04/19101odd-81a3-41ec-9aeb-76a67effda24/b877f9co-47fa-5a50-b9ab-b82536994907.pdf>.
- Peura, M., Burgas, D., Eyvindson, K., Repo, A. & Mönkkönen, M. 2018. Continuous cover forestry is a cost-efficient tool to increase multifunctionality of boreal production forests in Fennoscandia. *Biological Conservation* 217: 104-112. DOI: 10.1016/j.biocon.2017.10.018.

- Piispanen, R., Heikkinen, J. & Valkonen, S. 2020. Deformations of boards from uneven-aged Norway spruce stands. *European Journal of Wood and Wood Products* 78: 533-544. DOI: 10.1007/s00107-020-01524-x.
- Piri, T. & Valkonen, S. 2013. Incidence and spread of *Heterobasidion* root rot in uneven-aged Norway spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 872-877. DOI: 10.1139/cjfr-2013-0052.
- Pommerening, A. & Murphy, S.T. 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77: 27-44. DOI: 10.1093/forestry/77.1.27.
- Porvari, P., Verta, M., Munthe, J. & Haapanen, M. 2003. Forestry practices increase mercury and methyl mercury output from boreal forest catchments. *Environmental Science & Technology* 37: 2389-2393. DOI: 10.1021/es0340174.
- Pukkala, T., Laiho, O. & Lähde, E. 2016. Continuous cover management reduces wind damage. *Forest Ecology and Management* 372: 120-127. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.04.014.
- Pyörälä, J., Piispanen, R., Valkonen, S. & Lundqvist, S.-O. 2022. Tracheid dimensions of Norway spruce in uneven-aged stands. *Canadian Journal of Forest Research* 52: 346-356. DOI: 10.1139/cjfr-2021-0140.
- Reventlow, D. O. J., Nord-Larsen, T., Biber, P., Hilmers, T. & Pretzsch, H. 2021. Simulating conversion of even-aged Norway spruce into uneven-aged mixed forest: effects of different scenarios on production, economy and heterogeneity. *European Journal of Forest Research* 140: 1005-1027. DOI: 10.1007/s10324-021-01381-0.
- Rolstad, J. 1989. Effects of logging on capercaillie *Tetrao urogallus* leks. I. Cutting experiments in southcentral Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4: 99-109. DOI: 10.1080/02827588909382550.
- Rolstad, J., Blanck, Y. & Storaunet, K.O. 2017. Fire history in a western Fennoscandian boreal forest as influenced by human land use and climate. *Ecological Monographs* 87: 219-245. DOI: 10.1002/ecm. 1244/full.
- Rolstad, J. & Storaunet, K.O. 2015. Vedlevende rødliste-sopper og norsk skogbruk - En kritisk gjennomgang av Norsk Rødliste for Arter 2010. *Oppdragsrapport fra Skog og landskap* 05/2015. 38 s. <http://hdl.handle.net/11250/2436831>.
- Rolstad, J. & Wegge, P. 1987. Capercaillie habitat: a reassessment of the role of old forest. *Proceedings of the International Grouse Symposium* 4: 235-250. World Pheasant Association, Lam, West Germany.
- Rosenvald, R. & Lõhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255: 1-15. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.09.016.
- Routa, J. & Huuskonen, S. (red.) 2024. Continuous cover forestry in boreal Nordic countries. Springer. (Manuskript).
- Rudolphi, J., Jönsson, M.T. & Gustafsson, L. 2014. Biological legacies buffer local species extinction after logging. *Journal of Applied Ecology* 51: 53-62. DOI: 10.1111/1365-2664.12187.
- Rydgren, K., Økland, T., Økland, R.H. & Storaunet, K.O. 1999. Hogstpåvirkning på biologisk mangfold og undervegetasjonens sammensetning i granskog. *NIJOS Rapport* 2/99. 35 s. <https://hdl.handle.net/11250/2825008>
- Rämö, J., Assmuth, A. & Tahvonen, O. 2019. Optimal Continuous Cover Forest Management with a Lower Bound Constraint on Dead Wood. *Forest Science* 66(2): 202-209. DOI: 10.1093/forsci/fxz073.
- Sanderson, L.A., McLaughlin, J.A. & Antunes, P.M. 2012. The last great forest: a review of the status of invasive species in the North American boreal forest. *Forestry* 85(3): 329-340. DOI: 10.1093/forestry/cps033.
- Savilaakso, S., Johansson, A., Häkkinen, M., Uusitalo, A., Sandgren, T., Mönkkönen, M. & Puttonen, P. 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest

- biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. *Environmental Evidence* 10:1. 38 s. DOI: 10.1186/s13750-020-00215-7.
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Büche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M.D. & Müller, J. 2016. Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 53: 934-943. DOI: 10.1111/1365-2664.12607.
- Seidl, R., Schelhaas, M. J., Rammer, W. & Verkerk, P. J. 2014. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature Climate Change* 4: 806-810. DOI: 10.1038/nclimate2318.
- Shah, N.W., Baillie, D.R., Bishop, K., de Barros Ferraz, S.F., Högbom, L. & Nettles, K.. 2022. The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management* 522(3): 120397. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120397.
- Siira-Pietikäinen, A. & Haimi, J. 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. *Forest Ecology and Management* 258: 332-338. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.04.024.
- Sippola, A.-L., Lehesvirta, T. & Renvall, P. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-decaying polypores in eastern Finland. *Ecological Bulletins* 49: 243-254. DOI: 10.2307/20113280.
- Sippola, A.-L., Similä, M., Mönkkönen, M. & Jokimäki, J. 2004. Diversity of polyporous fungi (Polyporaceae) in northern boreal forests: effects of forest site type and logging intensity. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19: 152-163. DOI: 10.1080/02827580410026294.
- Skarpaas, O. & Halvorsen, R. (red.). 2022. Skogens dynamikk, struktur og arts mangfold - bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN. *NHM Rapport* 111, 1-148.
- Skoklefald, S. 1989. Planting og naturlig foryngelse av gran under skjerm og på snauflete. *Rapport fra Norsk institutt for skogforskning* 6/89. 39 s.
- Solbakken, I. 2016. Habitat selection in *Paridae* and possible impacts by forestry. Masteroppgave. Universitetet i Oslo. 34 s. www.duo.uio.no/bitstream/handle/10852/53241/Final-thesis.pdf?sequence=7&isAllowed=y.
- Solberg, E.J., Myking, T., Austrheim, G., Böhler, F., Eriksen, R., Speed, J.D.M. & Astrup, R.A. 2011. Rogn, osp og selje – Har de en framtid i norsk natur? *NINA Rapport* 806. 29 s. <http://hdl.handle.net/11250/2442898>.
- Solberg, E.J., Veiberg, V., Strand, O., Hansen, B.B., Rolandsen, C.M., Andersen, R., Heim, M., Solem, M.I., Holmstrøm, F., Granhus, A., Eriksen, R. & Bøthun, S.W. 2022. Hjortevilt 1991–2021: Oppsummeringsrapport fra Overvåkingsprogrammet for hjortevilt. *NINA Rapport* 2141. 225 s. <https://hdl.handle.net/11250/3020056>.
- Sterba, H. & Zingg, A. 2001. Target diameter harvesting - a strategy to convert even-aged forests. *Forest Ecology and Management* 151: 95-105. DOI: 10.1016/S0378-1127(00)00700-3.
- Sterkenburg, E., Clemmensen, K.E., Lindahl, B.D. & Dahlberg, A. 2019. The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests. *Journal of Applied Ecology* 56: 1367-1378. DOI: 10.1111/1365-2664.13363.
- Stokland, J.N. & Alfredsen, G. From dead wood to forest soils – quantifying a key carbon flux in boreal ecosystems. Innsendt manuskript.
- Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. 2012. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press, Cambridge. DOI: 10.1017/CBO9781139025843.
- Stokland, J.N., Eriksen, R. & Granhus, A. 2020. Tilstand og utvikling i skog 2002-2017 for noen utvalgte miljøegenskaper. *NIBIO Rapport* 133. 69 s. <https://hdl.handle.net/11250/2721804>.
- Storaunet, K.O. 2021. Død ved. I: Svensson, A. & Dalen, L.S. (red.), Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk Institutt for Bioøkonomi. www.skogbruk.nibio.no/dod-ved.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2020. Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016. *NIBIO Rapport* 44. 37 s. <https://hdl.handle.net/11250/2650496>.

- Storaunet, K.O., Rolstad, J., Gjerde, I. & Gundersen, V.S. 2005. Historical logging, productivity, and structural characteristics of boreal coniferous forests in Norway. *Silva Fennica* 39: 429–442. DOI: 10.14214/sf.479.
- Storaunet K.O., Rolstad J., Toeneiet M. & Rolstad E. 2008. Effect of logging on the threatened epiphytic lichen *Usnea longissima*: a comparative and retrospective approach. *Silva Fennica* 42: 685–703. DOI: 10.14214/sf.465.
- Storaunet K.O., Rolstad J. & Rolstad E. 2014. Effects of logging on the threatened epiphytic lichen *Usnea longissima*: an experimental approach. *Silva Fennica* 48: article id 949. DOI: 10.14214/sf.949.
- Storaunet, K.O. & Skarpaas, O. 2022. Naturskogsdynamikk, skogstruktur og død ved. I: Skarpaas, O. & Halvorsen, R. Skogens dynamikk, struktur og artsmangfold – bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN. *NHM Rapport* 111: 21–41.
- Ståhl, E. G. & Karlsmats, U. 1995. Yield, wood properties, and timber harvest at establishment of seed-tree and shelterwood regeneration systems. *Studia Forestalia Suecica* 197: 15 s.
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A. 2002. The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106(3): 347–357. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00261-0.
- Søgaard, G., Astrup, R., Allen, M., Andreassen, K., Bergseng, E., Fløistad, I.S., Granhus, A., Hanssen, K.H., Hietala, A., Kvaalen, H., Solberg, S., Solheim, H., Steffenrem, A., Stokland, J. & Økland, B. 2017. Skogbehandling for verdiproduksjon i et klima i endring. *NIBIO Rapport* 99. 85 s. <http://hdl.handle.net/11250/2451870>.
- Tonteri, T., Salemaa, M., Rautio, P., Hallikainen, V., Korpela, L. & Merilä, P. 2016. Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management* 381: 115–124. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.09.015.
- Tullus, T., Rosenvald, R., Leis, M. & Lõhmus, P. 2018. Impacts of shelterwood logging on forest bryoflora: Distinct assemblages with richness comparable to mature forests. *Forest Ecology and Management* 411: 67–74. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.01.008.
- Tymińska-Czabańska, L., Hawryło, P., Janiec, P. & Socha, J. 2022. Tree height, growth rate and stand density determined by ALS drive probability of Scots pine mortality. *Ecological Indicators* 145:109643. DOI: 10.1016/j.ecolind.2022.109643.
- Tyrväinen, L., Silvennoinen, H., & Hallikainen, V. 2017. Effect of the season and forest management on the visual quality of the nature-based tourism environment: a case from Finnish Lapland, *Scandinavian Journal of Forest Research* 32:349–359, DOI: 10.1080/02827581.2016.1241892.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). *NINA Rapport* 1529b. 25 s. <http://hdl.handle.net/11250/2578247>.
- Valkonen, S., Ruuska, J. & Siipilehto, J. 2002. Effect of retained trees on the development of young Scots pine stands in Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 166: 227–243. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00668-5.
- Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J. 2001. Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* (Suppl. 3): 79–90. DOI: 10.1080/028275801300004433.
- Varastointiopas 2021. Metsätehon opas (Anbefalinger for velteplasser). <https://puuhuolto.fi/varastointiopas/varastoalueen-suunnittelu-ja-toteutus/mitoitus-ja-tilantarve/> Hentet 16.10.2023. På finsk.
- Varenius, K., Kåren, O., Lindahl, B. & Dahlberg, A. 2016: Long-term effects of tree harvesting on ectomycorrhizal fungal communities in boreal Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 380: 41–49. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.08.006.
- Varenius, K., Lindahl, B. & Dahlberg, A. 2017. Retention of seed trees fails to lifeboat ectomycorrhizal fungal diversity in harvested Scots pine forests. *FEMS Microbiology Ecology* 93. DOI: 10.1093/femsec/fix105.

- Versluijs, M., Hekkala, A-M., Lindberg, E., Lämås, T., Hjältén, J. 2020. Comparing the effects of even-aged thinning and selective felling on boreal forest birds. *Forest Ecology and Management* 475:118404. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118404.
- Viken, K.O. 2023. Landsskogtakseringens feltinstruks 2023. *NIBIO Bok* 9. 269 s. <https://hdl.handle.net/11250/3104906>.
- Wallentin, C. & Nilsson, U. 2011. Initial effect of thinning on stand gross stem-volume production in a 33-year-old Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand in Southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26 (Suppl. 11): 21-35. DOI: 10.1080/02827581.2011.564395.
- Wegensteiner, R., Wermelinger, B. & Herrmann, M. 2015. Natural Enemies of Bark Beetles: Predators, Parasitoids, Pathogens, and Nematodes. I: Vega, F.E. & Hofstetter, R.W. (red.). *Bark Beetles: Biology and Ecology of Native and Invasive Species*. Academic Press. 620 s. DOI: 10.1093/ae/tmwo66.
- Wegge, P., Finne, M.H. & Rolstad, J. 2007. GPS satellite telemetry provides new insight into capercaillie *Tetrao urogallus* brood movements. *Wildlife Biology* 13 (Suppl. 1): 87-94. DOI: 10.2981/0909-6396(2007)13[87:GSTPNI]2.0.CO;2.
- Wegge, P. & Kastdalen, L. 2008. Habitat and diet of young grouse broods: resource partitioning between Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. *Journal of Ornithology* 149: 237-244. DOI: 10.1007/s10336-007-0265-7.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 2011. Clearcutting forestry and Eurasian boreal forest grouse: long-term monitoring of sympatric capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix* reveals unexpected effects on their population performances. *Forest Ecology and Management* 261: 1520-1529. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.01.041.
- Willacker, J.J., Eagles-Smith, C.A., Kowalski, B.M., Danehy, R.J., Jackson, A.K., Adams, E.M., Evers, D.C., Eckley, C.S., Tate, M.T. & Krabbenhoft, D.P. 2019. Timber harvest alters mercury bioaccumulation and food web structure in headwater streams. *Environmental Pollution* 253: 636-645. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.07.025.
- Äijälä, O., Koistinen, A., Sved, J., Vanhatalo, K. and Väisänen, P., 2019. Metsänhoidon suositukset [Recommendations for best practices in forest management]. Tapion julkaisuja. https://tapio.fi/wp-content/uploads/2020/09/Metsanhoidon_suosituksset_Tapio_2019.pdf.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R.H., Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understorey species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. *Forest Ecology and Management* 177: 17-37. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00331-6.

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

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

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

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