



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

2023

ISSN 2535-2806

MINA fagrapport 88

Selektive hogster - en kunnskapssammenstilling

Andreas Brunner
Kjersti Holt Hanssen
Aksel Granhus



Brunner, A., Hanssen, K.H. & Granhus, A. 2021. **Selektive hogster - en kunnskapssammenstilling.**
– MINA fagrapport 88. 51 s.

Ås, desember 2023

ISSN: 2535-2806

RETTIGHETSHAVER

© Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Forskningsutvalget, MINA, NMBU

OPPDRAUGSGIVER

Skogkurs på vegne av SKOGSKOLEN
(med finansiering fra Skogtiltaksfondet og Utviklingsfondet for skogbruk)

FORSIDEBILDE

Besøk på KONTUS-felt 2007. Foto: Andreas Brunner, NMBU

NØKKEWORD

Selektive hogster, bledning, egnethet, gjennomføring

KEY WORDS

Selection system

Andreas Brunner (andreas.brunner@nmbu.no): Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet, Ås.

Kjersti Holt Hanssen & Aksel Granhus: Norsk institutt for bioøkonomi, Ås.

Sammendrag

I denne rapporten sammenfatter vi eksisterende kunnskap om bledning. Selektive hogstformer høster enkelttrær og etterlater en lukket bestandsstruktur. Bledning er en selektiv hogstform, hvor bestandstetthet, bestandsstruktur og rekruttering kontrolleres for å opprettholde en optimal produksjon. I rapporten gjennomgår vi først grunnlagene for bledningssystemet, dvs. produksjon, foryngelse, konkurranseregulering og bestandsstruktur i bledningsskogen. Gitt at bledning i dag nesten ikke brukes i Norge, er det viktig å ha kunnskap om i hvilke situasjoner hogstformen er egnet. Vi sammenfatter kunnskap om en lang rekke egnethetskriterier, dvs. treslag, foryngelse, bestandsstruktur, bestandstetthet, stabilitet, skader, driftsteknikk og økonomi. Også for gjennomføringen av bledningshogstene sammenfatter vi kunnskap om kriterier som er viktige forutsetninger for planleggere og maskinførere.

Kunnskapssammenstillingen skal brukes til å utvikle et etterutdanningskurs om temaet i regi av Skogkurs. Samtidig er det veldig stor etterspørsel etter kunnskap om bledning også fra andre og derfor kan rapporten være nyttig lesning for alle som interesserer seg for skjøtselssystemet bledning.

Innhold

1. Bakgrunn	3
1.1 Eksisterende kunnskapssammenstillinger	3
1.2 Mål	4
2. Innledning	5
2.1 Definisjoner	5
2.2 Grunnlag.....	8
2.2.1 Produksjon	9
2.2.2 Foryngelse.....	13
2.2.3 Konkurranseregulering	16
2.2.4 Bestandsstruktur.....	19
3. Egnethet for selektive hogster	22
3.1 Treslag.....	23
3.2 Foryngelse.....	24
3.3 Bestandsstruktur.....	25
3.4 Bestandstetthet	26
3.5 Stabilitet.....	29
3.6 Skader	31
3.7 Driftsteknikk.....	34
3.8 Økonomi.....	36
4. Gjennomføring av selektive hogster	38
4.1 Hogstintensitet.....	39
4.2 Hogstintervaller.....	40
4.3 Bestandsstruktur.....	42
4.4 Muligheter for å skape bestandsstruktur i bestand med mangelfull struktur	43
4.5 Treutvalg	44
4.6 Begrensning av kjøring til faste stikkveier	45
4.7 Skadeforebygging.....	45
4.8 Råteinfeksjonsrisiko	45
5. Referanser	47

1. Bakgrunn

Rapporten sammenstiller kunnskap om selektive hogster for norske forhold. Kunnskapen skal brukes til etterutdanning av skogbruksledere og maskinførere. Læremidlene til etterutdanningskurset utvikles av Skogkurs med bakgrunn i rapporten. Rapporten er utarbeidet i sammenheng med prosjektet «Utvikling av en helhetlig kompetansepakke om lukkede hogster for det operative skogbruket – Del 2 selektive hogster» finansiert av Skogtiltaksfondet og Utviklingsfondet for skogbruk. Prosjektet og rapporten handler kun om *selektive hogster i bestand som alt er egnet for dette* (flersjiktete bestand med god diameterspredning), ikke om omstilling til selektive hogster.

Utgangspunktet for kunnskapssammenstillingen er at det nesten ikke eksisterer **praksis med selektive hogster i Norge**. Den eneste selektive hogstform som har vært praktisert i noe omfang de senere årene er fjellskoghogst. Også forskningen om selektive hogster i Norge er begrenset til noen få prøveflater og undersøkelser. Derfor er det avgjørende å inkludere kunnskap fra nær beslektede hogstformer, fra forskning om naturlig foryngelse og fra nabolandene med liknende skogtyper, fremfor alt fra Sverige og Finland. Også forskningsresultater fra Sentral-Europa overføres til norske forhold der de er relevante. Rapporten skal sammenfatte, tolke og presentere all den forskningsbaserte kunnskap om selektive hogster som er tilgjengelig.

Det vil fortsatt være mange **kunnskapshull** etter at forskningsresultatene er sammenstilt. For å gi nytte for etterutdanningskursene, må det derfor, for mange detaljer, gis anbefalinger som er basert på *best guesses* med bakgrunn i eksisterende kunnskap. Det har vi gjort ved å overføre biologisk basiskunnskap, og erfaringer fra andre typer situasjoner, til de mer komplekse systemene som selektive hogster utgjør.

Selektive hogster er **komplekse skjøtselssystemer** som krever mer kunnskap fra forvalteren enn skjøtselssystemene som har vært dominerende i Norge de siste 70 år. Lengre reaksjonstider og behandlingsforløp i selektive hogster krever en mer langsiktig planlegging enn dagens praksis. Enkle handlingsregler som har vært i bruk i sammenheng med flatehogst og frøtrestilling kan ikke gis for selektive hogster. Mange rammebetingelser skal beskrives innen beslutninger tas i flersjiktete bestand egnet for selektive hogster. Regler må også ofte modifieres avhengig av voksested og bestandsstruktur, f.eks. kan ikke hogstintensitet konstant holdes til anbefalingene hvis også bestandsstruktur og rekruttering må forbedres i utgangssituasjoner med sterkt avvik.

1.1 Eksisterende kunnskapssammenstillinger

Kunnskap om selektive hogster har også tidligere blitt sammenstilt. Den svenske lærebokserien *Skogsskøtselserien* inneholder et omfattende kapittel om bledning (Lundqvist, Cedergren and Eliasson, 2014) som er fritt tilgjengelig på Skogsstyrelsens nettsider (<https://www.skogsstyrelsen.se/mer-om-skog/skogsskøtselserien/bladningsbruk/>). Lars Lundqvist har jobbet som forsker med bledning i 40 år og har også i en rekke andre publikasjoner sammenstilt kunnskap om bledning. Bledningskapittelet har vært i bruk i undervisningen på NMBU de siste 15 år. Professor Andreas Brunner har undervist om selektive hogster på NMBU siden 2005 og forelesningsnotatene inneholder kunnskapssammenstillinger om temaet. Disse kunnskapssammenstillinger er brukt i rapporten.

Interessen for selektive hogster var også stor i samfunnet på 1990-tallet, noe som førte til en rekke forskningsprosjekter i Norge og kunnskapssammenstillinger i den sammenheng (Andreassen, 1994a; Lexerød, 2001).

Økt interesse for lukkede hogster i Sverige og Finland de siste 10 år har også resultert i kunnskapssammenstillinger i nabolandene (Hannerz, Nordin and Saksa, 2017). I et pågående SNS-prosjekt

sammenstiller forskere fra Norge, Sverige og Finland kunnskap om lukkede hogster (*continuous cover forestry*) med utgangspunkt i en finsk rapport som ble publisert i 2022. Kunnskapssammenstillingen skal publiseres som bok med open access på engelsk i 2024.

1.2 Mål

Rapporten tar opp to forskjellige temaer innenfor selektive hogster som er relevant for etterutdanningskurset:

1. Egnethet for selektive hogster (avsnitt 3)
2. Gjennomføring av selektive hogster (avsnitt 4)

Innledningen definerer og avgrenser selektive hogster og beskriver systematiske hogstformer innenfor overbegrepet (avsnitt 2.1). Innledningen beskriver også grunnleggende prinsipper for selektive hogstsystemer (avsnitt 2.2), som er nødvendig for å kunne gi praktiske anbefalinger om egnethet og gjennomføring.

2. Innledning

2.1 Definisjoner

Selektive hogster er et overordnet begrep, som omfatter en rekke forskjellige hogstformer.

Hogstformer (engelsk *silvicultural systems*) betegner skjøtselsmetoder som gjennomføres systematisk over et helt omløp eller lengre tid. Enkelte hogster eller bestandsstrukturen definerer i seg selv ikke en hogstform. Selektive hogstformer grupperes sammen med skjermstillingshogst, gruppehogst og fjellskoghogst under overbegrepet *lukkede hogstformer*. Lukkede hogstformer er i Norge definert ved at det etter slutthogsten står minst 15 store trær per daa igjen, eller at åpningene i gruppehogsten er maksimalt 2 daa store.

Selektive hogster er et begrep som omfatter flere hogstformer. Felles for disse er at høstingen skjer enkelttrevis og at det alltid står trær igjen. Bestandene har som konsekvens av dette stor dimensjonsspredning og er gjerne flersjiktet (se avsnitt 2.2.4 og figur 3). Som konsekvens av den kontinuerlige foryngelse er bestandene også fleraldret. For å tillate kontinuerlig foryngelse holdes bestandene nokså åpne (se avsnitt 2.2.2). Gitt at bestandstetthet har en stor effekt på produksjonen, må bestandene likevel ikke åpnes for mye (se avsnitt 2.2.1). I bledningsbestand med grandominans bør grunnflaten for eksempel ikke være mindre enn 25 m²/ha for at produksjonen skal holdes oppe.

Selektive hogster krever skyggetålende **treslag** som kan forynges seg i tette lukkede bestand. I Norge begrenser dette hogstformen til gran. Det finnes også noen få forsøk med furu, men her må tettheten reduseres så mye for å tillate naturlig foryngelse, at bestandsproduksjonen vil bli redusert. Også i selektivt hogde bestand må man prøve å opprettholde innblanding av andre treslag for å tilpasse skogen til klimaendringer i fremtiden.

Gruppevis selektive hogster brukes for mer lyskrevende arter eller lauvtreslag som krever at unge trær vokser opp i tette grupper for å danne rette stammeformer med rask oppkvisting.

Bledning er den mest vanlige selektive hogstform og betegner en systematisk enkelttrevis høsting. Bledning er en hogstform, hvor enkelte trær høstes med jevne mellomrom for å opprettholde en flersjiktet bestandsstruktur og en optimal bestandstetthet som garanterer høyest mulig vekst og konstant foryngelse. Den optimale bestandstettheten må kontrolleres for å unngå tidligere tiders alt for kraftige hogster i hogstformene plukkhogst og dimensjonshogst, som senket produksjonen betydelig. Bestandsstrukturen varierer kraftig horisontalt med noen åpninger og tettere grupper, og dette horisontale mønsteret varierer over tid. Bestandsstrukturen i bledningsskogen opprettholder ikke seg selv over tid uten hogster. Dersom det går for lang tid mellom hogstene vil den naturlige dynamikken føre til lukkede ensjiktete bestand og bledningsstrukturen må derfor opprettholdes med inngrep på riktig tidspunkt. Hvis bestandsstrukturen er perfekt flersjiktet, hogges det bare trær som har nådd måldiameteren. Rapporten fokuserer kun på denne selektive hogstformen, fordi den er best dekket med empirisk kunnskap fra forsøk og fordi den mest sannsynlig vil bli brukt mye i Norge i fremtiden.

Måldiameterhogst er en metode for selektiv høsting av enkelttrær som har nådd måldiameter over en begrenset tidsperiode uten noen målsetning om konvertering til bledning. Måldiameterhogst (*diameter limit harvest*), som på grunn av lang foryngelsestid forbindes med økt strukturvariasjon, fører for skyggetålende treslag i neste generasjon likevel ofte til overraskende homogene bestand (Brunner et al., 2004). Hogstene planlegges med intervaller som fører til en minste mengde uttak, for eksempel 100 m³/ha. Hogstformen sikter mot å utnytte alle enkelttrærs produksjonspotensial og er ofte økonomisk motivert. Måldiameterhogst har siden 1970 blitt praktisert i betydelig omfang i bøk i Tyskland og gran i Østerrike (Stift Schlägl, Heinz Reininger) (Reininger, 1987). I granbestandene med måldiameterhogst i Østerrike siktes også på omstilling til bledning (Sterba, 2004). Måldiameter-

hogst er en mer kontrollert selektiv hogstform enn plukkhogst og dimensjonshogst. Måldiameterne fastsettes avhengig av bestandsstruktur og avsetningsforhold og kan også variere mellom treslag og kvalitetsklasser i samme bestand, som illustrert i et forsøk anlagt i Sverige (Drössler, Eko and Balster, 2015). På grunn av begrensede erfaringer med måldiameterhogst i Norden omtales ikke denne hogstformen videre i rapporten.

Fjellskoghogst er en selektiv hogstform i fjellskogen som gjennomføres med lengre hogstintervaller og oftest med kraftigere inngrep enn i vanlig bledning. Ofte kombineres selektiv hogst med gruppehogst i fjellskoghogstene. Det finnes mange eksempler for fjellskoghogster i Norge som har etterlatt for glissen og uproduktiv skog med for lite foryngelse (Granhus, Allen and Bergsaker, 2020; Øyen and Nilsen, 2002; Øyen and Nilsen, 2004; Øyen et al., 2011). Åpne bestand fører ikke uten videre til mer naturlig foryngelse. Lang tid mellom frøårene og andre begrensninger for spiring og oppvekst fører til svært lange tidsrom for naturlig foryngelse i fjellskogen. Planting eller såing kan løse disse problemene. Vanlige bledningshogster er et velfungerende alternativ i fjellskogen, som bledningsfelt 329 på Hirkjølen viser (Moan, 2021). Rapporten omtaler derfor ikke fjellskoghogst videre, unntatt der det er relevante studier som kaster lys over spørsmål knyttet til bledning.

Plukkhogst og dimensjonshogst er selektive hogstformer som høster de største dimensjonene uten at målet er å etterlate en bestemt bestandsstruktur eller legge til rette for foryngelsen. Begge hogstformer har vært i bruk i hele Norden frem til 1950, og man har ofte hogget for mye og etterlatt glisne, uproduktive bestand. Begrepene forbindes derfor ofte med rovdrift. Begrepene anbefales ikke som betegnelse for den systematiske tilnærmingen til selektive hogster som bledningssystemet beskriver.

I Sverige har Mats Hagner utviklet en skjøtselsfilosofi med navnet **naturkultur**, som er basert på selektive hogster. Metoden er ikke beskrevet komplett i Hagners publikasjoner og ikke bekreftet gjennom publiserte resultater fra vitenskapelige forsøk. I Norge har Gjermund Andersen i boka *Nytt skogbruk* (2021) fremmet naturkultur som ønsket metode.

Alternative hogstformer blir ofte brukt som begrep i diskusjoner uten at begrepet blir definert med noe mer enn alternativer til dagens mest brukte hogstformer.

Lübeckmodellen blir ofte sitert. I kommuneskogen i Lübeck praktiseres en naturnær skogskjøtsel i lauvtredebestand. Skogen er ofte besøkt av nordiske skogforvaltere på grunn av kort reisevei. Sannsynligvis finnes bedre eksempler for bruk av selektive hogstformer i skogtyper som ligner nordiske forhold i fjelltraktene lengre sør i Sentraleuropa.

Kontinuitetsskogbruk fremmes i diskusjoner, ofte uten klar definisjon. Begrepet er ikke nødvendig, hvis den ikke beskriver noe annet enn lukkede hogstformer (engelsk *continuous-cover forestry*). I Norge ble det i 2004 etablert et forsøk med selektive hogster. Prosjektnavnet var *KONTUS* og derfor snakkes det om *kontushogst*. Senere analyser av forsøksrutene (Andersson, 2015; Moan, 2021) har vist at hogstene og bestandsformen ikke er forskjellig fra bledning.

Gjennomhogst er et begrep som fortsatt brukes av mange og som gjerne forbindes med lukkede hogstformer. Begrepet har aldri blitt definert. I praksis finner man under denne betegnelsen ofte sterke tynningsinngrep i gamle bestand, som fører til en langsiktig skjermstilling, som for eksempel i furubestand i Løiten Almenning. Begrepet anbefales ikke brukt, fordi det er upresist og enkelt kan erstattes med andre veldefinerte begrep.

Den uregulerte plukkhogsten i Norden over lang tid, gjerne med eksport av tømmer av større dimensjoner, førte til forbud mot selektive hogster i Sverige og Finland. Bledning ble utviklet som kontrol-

lert skjøtselssystem rundt 1880 i Sveits (Lundqvist, 1991; Schütz, 2001). Samtidig var det økt interesse for selektive hogster i sammenheng med kritikk av bestandsskogbruket fra 1880 til i dag, med mange perioder med høy aktivitet. Dette har ført til at der finnes en rekke fagpersoner i Europa som har praktisert disse hogstformer over lang tid. Noen av dem har dannet nasjonale organisasjoner for erfaringsutveksling om selektive hogster og naturnært skogbruk, som *Arbeitsgemeinschaft naturgemässe Waldwirtschaft* i Tyskland. På Europeisk nivå samler *ProSilva* disse nasjonale organisasjonene.

Det finnes en rekke forskjellige **eksempler i Sentral-Europa** på bruk av bledning, figur 56 i Schütz (2001) sammenfatter disse. I Frankrike og Sveits utviklet man rundt 1900 bledning som skjøtselssystem med kontroller av diameterfordelinger (bestandsstruktur og -tetthet) ved hver hogst. Henri Biolley var en fremtredende fagperson i denne utviklingen og har i mange år forvaltet kommuneskogen i Couvet i de sveitsiske Jurafjellene. Samtidig har moderate selektive hogster praktisert av bøndene i Schwarzwald (Tyskland) og Emmental (Sveits) også ført til bestandsstrukturer som er identisk med bledning og som ble vedlikeholdt over lang tid. I Slovenia har man etter 1950 innført forbud mot flatehogst, sendt skogforvaltere til opplæring i Sveits og praktisert bledning i stort omfang siden. I Thüringen (Tyskland) har man lenge praktisert gruppevis bledning i bøkeskogene. Felles for alle disse regionene er at de ikke er store og at bledning derfor bare utgjør små andeler av landenes hogstformer. I mange tilfeller blir bledning praktisert med skyggetålende arter som gran, edelgran og bøk i blanding, men det finnes også eksempler i rene granbestand.

Konklusjon

Rapporten fokuserer på den selektive hogstformen bledning. Andre begrep, både overordnede begrep og betegnelser for andre selektive hogstformer, bør brukes med klare definisjoner for tydelig kommunikasjon med alle berørte parter i skogforvaltningen.

2.2 Grunnlag

Avsnittet sammenfatter avgjørende sammenhenger i bledningssystemet, som produksjon, foryngelse, konkurranseregulering og bestandsstruktur. Disse sammenhenger gir en mer detaljert definisjon av bledningssystemet. Samtidig gir disse sammenhengene et avgjørende grunnlag for å avlede egnethet (avsnitt 3) og gjennomføring (avsnitt 4).

Sammenhengene baseres mest mulig på empiri fra forsøk eller andre undersøkelser. Omfanget av forsøk med bledning i Norden er sterkt begrenset:

- I **Norge** finnes en forsøksserie med bledning som ble etablert mellom 1920 og 1930 med 16 felt (Andreassen, 1994b). Kun 7 av disse felt er fortsatt aktive (Eikenes et al., 1995; Moan, 2021). Rundt 2004 ble det i KONTUS-prosjektet etablert en rekke forsøksruter, som opprinnelig ikke hadde bledning som uttalt mål. Senere analyser har likevel vist at de aktive feltene oppfyller kriterier for bledningssystemet med hensyn til bestandsstruktur og hogstingrep (Andersson, 2015; Moan, 2021).

En annen forsøksserie med lukkede hogstformer (inkludert selektiv hogst med tynning fra toppen i flersjiktete bestand) ble anlagt på 1990-tallet. Serien ble kalt «Utradisjonell skogbehandling». Feltene hadde ikke bledning som behandlingsform og de fleste av feltene har siden blitt avvirket med flatehogst, men har gitt kunnskap om foryngelse og skader ved selektiv hogst (e.g., Granhus and Braekke, 2001; Granhus et al., 2003; Granhus and Fjeld, 2001; Hanssen et al., 2003; Metslaid et al., 2018). Denne forsøksserien har også bidratt til kunnskap om tidsforbruk ved hogst sammenlignet med åpne hogster (Fjeld, 1994; Suadicani and Fjeld, 2001).

- I **Sverige** har Lars Lundqvist siden 1980-tallet undersøkt en rekke systematiske bledningsforsøk og rekonstruert behandlingen i enkelte bestand som er behandlet med bledning eller bledningsliknende hogstformer (e.g., Ahlstrom and Lundqvist, 2015; Lundqvist, 1994; Lundqvist, 2004; Lundqvist, 2017; Lundqvist et al., 2007; Lundqvist and Fridman, 1996; Lundqvist, Spreer and Karlsson, 2013).

En nyere sammenstilling av aktive bledningsforsøk i Sverige finnes i Goude et al. (2022).

- I **Finland** ble det tidlig på 1990-tallet etablert en forsøksserie med bledning med navnet ERIKA (Eerikainen, Miina and Valkonen, 2007; Hynynen et al., 2019; Saksa, 2004; Saksa and Valkonen, 2011; Valkonen, Giacosa and Heikkinen, 2020).

En rekke andre forsøk med omstilling til bledning har blitt etablert i Finland siden 1980-tallet av Erkki Lähde (Laiho, Lähde and Pukkala, 2011; Lähde et al., 2002; Valkonen et al., 2017).

Samtidig med etablering og videreføring av bledningssystemet i skogbestand i Norge, må skogbestand tilpasses fremtidens klima. For begge utfordringer finnes begrenset empiri i Norge. Tilpasning til fremtidens klima vil kreve ulike tilnærminger, og en kunnskapssammenstilling fra Europa viser tydelig at lukkede hogstformer ikke er den eneste løsning for **klimateilpasning** av skogen (Brang et al., 2014). Bledningssystemet har i Norge spesielle utfordringer i klimateilpasningen. Gran er det eneste skyggetålende treslaget som for tiden aksepteres brukt i skogen. Samtidig kan vi forvente at gran vil få store utfordringer med å takle fremtidens klima, spesielt i lavereliggende områder, som illustrert med barkbilleangrep etter tørkeperioden i 2018. Tørkeproblemene er imidlertid oftest en følge av at gran ikke vokser på passende voksesteder. Stedstilpasning er en avgjørende forutsetning for både bledningssystemet og klimateilpasningen. For bledningssystemet vil usikkerheten om egnethet for gran, krav om treslagsblanding og begrensninger for bruk av fremmede treslag skape store utfordringer. Rapporten går ikke nærmere inn på klimateilpasningstiltak eller begrensninger fra disse for bledningssystemet. Det er likevel sannsynlig at bledningssystemet må modifiseres fra sin opprinnelige form tilpasset grandominerte bestand for å kunne brukes samtidig med klimateilpasningstiltak.

2.2.1 Produksjon

Produksjonen i bledningsskogen bestemmes av vekst, innvekst og mortalitet. På grunn av den kontinuerlige foryngelsesprosessen er innvekst (trær som vokser over minste diameter til registreringene, f.eks. 2,5 cm) en viktig del av totalproduksjonen (se avsnitt 2.2.2). På samme måte som i ensaldret skog varierer produksjonen mye med treslag, bonitet, alder og bestandstetthet.

Treslagsforskjellene i produksjon er betydelig. Empiri om produksjon i bledningsbestand begrenser seg til rene granbestand eller grandominerte bestand. Det finnes bare veldig få resultater fra forsøk med furu. Rapporten begrenser derfor fremstillingen til grandominerte bledningsbestand. For furu i bledningsbestand kan det forventes en generell produksjonsforskjell til gran, som varierer med boniteten. Viktigere vil likevel være den store forskjell mellom disse to treslag i reaksjon på bestandstettheten (Allen et al., 2020; Mäkinen and Isomäki, 2004a; Mäkinen and Isomäki, 2004b), som vil føre til helt andre vekstreksjoner i bledningsbestand for furu enn for gran.

Bonitet beskriver produksjonspotensialet for fulltette bestand av gitt treslag på voksestedet. For ensaldrede bestand brukes høyde og alder på de dominerende, "fritt voksende" trærne som indikator for produksjonspotensialet (Skovsgaard and Vanclay, 2008). Fordi de største trærne stadig hogges og alle trær gjennomgår faser hvor de er undertrykt, er konseptet ikke egnet for bledningsbestand. Tilsvarende indikatorer er ikke blitt utviklet for bledningsbestand eller andre uensaldrede bestand. Boniteter angitt i rapporter om bledningsforsøkene er derfor bare grove estimater basert på indikasjoner fra nabobestand eller andre estimeringsmetoder (Andreassen, 1994b; Moan, 2021). I praksis vil det derfor være vanskelig eller umulig å estimere bonitet for bledningsbestand med den vanlige metoden som anvendes i dagens skogbruksplanlegging. Forskere håper på å kunne utvikle bonitetsestimeringsmetoder som baserer seg på høydetilveksten av de mest dominerende trær, som for eksempel kan måles på bakken når store trær høstes.

Bestandsalder spiller ikke den samme rolle for å forklare variasjonen i produksjonen som i ensaldrede bestand. Trealdere har likevel mye å si for veksten til enkelte trær og derfor bestandsproduksjonen. Trær i bledningsskogen vokser i mange årtier i undersjiktet, med redusert vekst på grunn av høy konkurranse fra oversjiktet. I noen av KONTUS-feltene indikerer vekstratene at trærne i snitt bruker over 50 år for å vokse fra 2,5 til 10 cm dbh (Moan, 2021). Over 10 cm dbh økte veksten betydelig og var maksimal for trær med diametere over 17-18 cm. Tilsvarende tall for lav vekst i høyde og diameter av trærne i undersjikt er sammenstilt i Lundqvist, Cedergren and Eliasson (2014). Når trærne vokser opp og blir dominerende øker veksten kraftig. Avhengig av konkurransesituasjonen under oppveksten varierer tidsrommet til fri vekst betydelig. Alder er derfor en mindre god indikator for veksten enn treets størrelse og konkurransestatus. Undertrykte trær reagerer saktere på fristilling enn dominerende trær, som kan føre til en tregere reaksjon på fristilling i bledningsskogen sammenlignet med tynningsbestand (Hynynen et al., 2019).

Bestandstetthet har en veldig stor effekt på bestandsproduksjonen, både i ensaldrede bestand og i bledningsskogen. For lav bestandstetthet er ansvarlig for den lave produktiviteten i plukkhogstperioden og som en også har observert i mange fjellskoghogster (Granhus, Allen and Bergsaker, 2020). Derfor er det avgjørende at sammenhengen mellom bestandstetthet og produksjonen kvantifiseres for bledningsbestand. I en første analyse av bledningsforsøkene i Norge (Andreassen, 1994b) ble denne effekten dessverre ikke tatt hensyn til, samtidig som mange av forsøksrutene var langt under den produksjonsoptimale bestandstettheten.

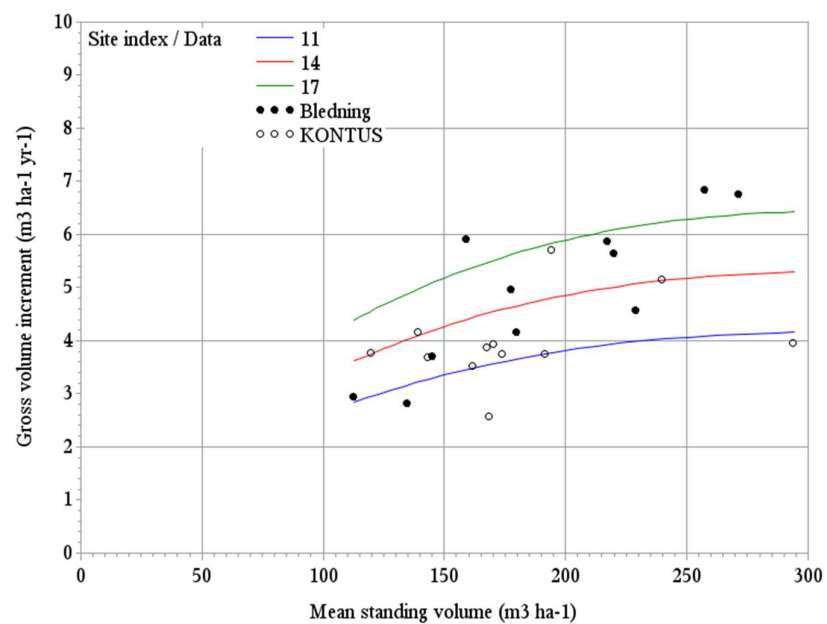
Også **bestandsstrukturen** kan ha merkbare effekter på produksjonen. Forskjellige diameterfordelinger i ellers like bestand kan føre til produksjonsforskjeller. Analysene av disse sammenhengene med norske data viser merkbare effekter (Andersson, 2015; Moan, 2021). Med dagens planleggings-

og hogstpraksis vil det ikke være mulig å måle fullstendig diameterfordeling eller å optimere diameterfordelinger under hogsten for å optimere produksjonen.

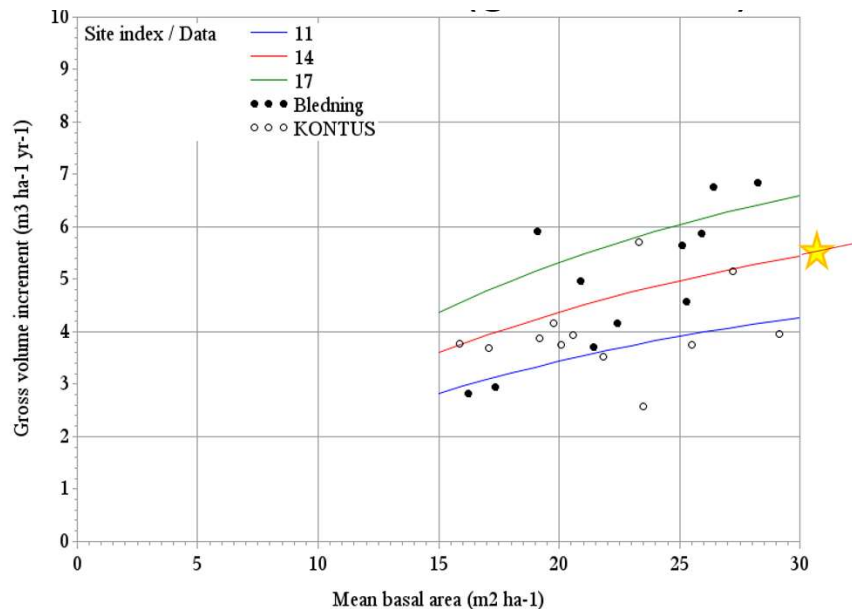
En samlet analyse av bledningsforsøkene og KONTUS-forsøkene i Moan (2021) tillater å konkludere om produksjonen i bledningsskog og sammenhengen med bonitet og bestandstetthet.

I en tidligere analyse har Andreassen (1994b) konkludert med at veksten i den første 60-års-periode av bledningsfeltene var 15 – 20% mindre enn veksten til ensaldrede bestand på samme bonitet. Analysen har ikke tatt høyde for den utilstrekkelige bestandstettheten i perioden og kraftige effekter av bestandstettheten på veksten. Figur 8 i Lundqvist (2012) og figur 10B i Lundqvist (2017) viser effekten av bestandstettheten i det norske datamaterialet. Feltene med minst 200 m³/ha stående volum har hatt en årlig middeltilvekst som kan sammenlignes med ensaldrede bestand på samme bonitet. De fleste bledningsfelt har i perioden hatt for lav tetthet til å produsere optimalt.

Ved å kombinere data fra de siste 40 år i de syv aktive forsøk i bledningsserien og åtte granfelt i KONTUS-forsøkene kunne effektene som bonitet og bestandstetthet har på volumproduksjon i bledningsskogen analyseres (Moan, 2021). Volumproduksjonen varierer mye med bonitet, men uansett bonitet så øker volumproduksjonen sterkt med økende bestandstetthet. Kun med bestandstettheter i vekstperioden over 250 m³/ha stående volum (Figur 1) eller 30 m²/ha grunnflate (Figur 2) var volumproduksjonen maksimal. Ved høy bestandstetthet produserte bledningsfeltene cirka samme mengde som årlig middeltilvekst i modellene for ensaldrede granbestand. Datamaterialet for disse sammenligninger er begrenset, og det finnes fortsatt usikkerhet om boniteringsmetoden og validiteten til modellene for ensaldrede bestand. Likevel er disse undersøkelsene den eneste empiri vi har i Norge om produksjonen i bledningsbestand sammenlignet ensaldrede granbestand.



Figur 1. Variasjon av volumtilvekst i bledningsforsøk med bonitet og bestandstetthet (middelt av stående volum i observasjonsperioden). Moan (2021), korrigert av Brunner.



Figur 2. Variasjon av volumtilvekst i bledningsforsøk med bonitet og bestandstetthet (middel av grunnflate i observasjonsperioden). Moan (2021), korrigert av Brunner. Stjernen indikerer årlig middeltilvekst på 5,5 m³/ha/år for en G14 bonitet ifølge vekstmodellene til Braastad for ensaldrede bestand.

I andre undersøkelser etter selektive hogster i Norge er det også vist en sterk effekt av bestandstetthet på volumproduksjonen (Granhus, Allen and Bergsaker, 2020; Granhus et al., 2021). I begge tilfellene var bestandstettheten i flere av bestandene alt for lav til å produsere optimalt. I et gammelt finsk datamateriale var tetthetseffekten også veldig tydelig i bledningsbestand (Laiho, Lähde and Pukkala, 2011). I en direkte sammenligning av bledning med ensaldret bestand i et forsøk i Sverige var tettheten alt for lav i bledningsfeltet til å konkludere (Lundqvist, Spreer and Karlsson, 2013). Lundqvist et al. (2007) har sammenstilt effekter av bestandstetthet på produksjonen i selektiv hogde bestand i tidligere publiserte studier og dokumentert en rekke eksempler med tydelige effekter av bestandstetthet, samtidig som forsøkene i Sverige som ble analysert i artikkelen også viste tydelige effekter av bestandstetthet på produksjonen.

I en reviewartikkel konkluderer Lundqvist (2017) med at produksjonen i bledningsbestand av gran i Fennoskandia er lavere enn i tilsvarende ensaldrede bestand. Analysen understøtter dessverre ikke konklusjonen som blir presentert i overskriften og artikkelen. Lundqvist beskriver alle problemer som oppstår i sammenligninger av produktiviteten av disse to skjøtselssystemer, men konklusjonen er ikke godt understøttet av data. Forskjellen han fremstiller baserer han på at det er gjort feilvurderinger av produksjonspotensialet for ensaldrede bestand i det svenske boniteringssystemet. Tilsvarende feil kan forventes i gamle norske produksjonsmodeller (Allen II, Antón-Fernández and Astrup, 2020; Allen et al., 2020). Oversikten i artikkelen over forsøk i alle tre land indikerer at de fleste forsøk hadde for lav bestandstetthet i observasjonsperioden til å kunne oppnå en produksjon tilsvarende potentialet.

Analysen av enkelte effekter på produksjonen på bestandsnivå, men også av sammenligninger med ensaldrede bestand, må ta høyde for alle effekter samtidig, dvs. kombinere effekter av bonitet og bestandstetthet i multivariate modeller, som illustrert i Figur 1 og Figur 2. Dette er ikke tilfelle i alle publiserte analyser og oftest blir bare bonitetsforskjellene tatt høyde for med grove klasser pga. problemene med en manglende boniteringsmetode for bledningsbestand (e.g., Lundqvist, 2017;

Lundqvist et al., 2007; Valkonen et al., 2017). Samtidig må det være sikkert at vekstobservasjonene i bledningsbestand beskriver bestand som på grunn av bestandstetthet og diameterfordeling er i likevekt og at vekstobservasjonen fra perioden derfor representerer det langsiktige produksjonspotensialet. På samme måte må observasjoner eller modeller for ensaldrede bestand beskrive optimal bestandsbehandling (tynningsregime) og middeltilveksten over en produksjonsoptimal omløpstid. Derfor kan for eksempel figur 2 i Hynynen et al. (2019) ikke brukes til å konkludere om vekstforskjellen mellom ensaldrede bestand og bledningsbestand. Her sammenlignes tilveksten i bledningsbestand, som representerer årlig middeltilvekst (MAI), med tilveksten i unge tynningsbestand, som representerer løpende tilvekst (CAI) og som varierer sterkt med bestandsalder. Produksjonen i hogstformene kan bare sammenlignes for MAI for å konkludere om langsiktige produktivetsforskjeller (Ekholm et al., 2023). Også sammenligningen i Lähde et al. (2002) gjelder bare for en begrenset periode.

Mortaliteten blant trærne over 1,3 m høyde er generelt lav i bledningsbestand. Den forholdsvis lave bestandstettheten forhindrer mortalitet pga. selvtynning. De fleste trær utvikler lange kroner og er derfor robuste mot en del skadeårsaker. Hyppige inngrep forhindrer at bestandene lukker seg og fjerner eventuelt trær med lav vitalitet innen de dør. Likevel forekommer skader som vindfall, snøbrekk og barkbilleangrep (Moan, 2021). Mange av skadene i forsøksrutene var kantskader. Mortaliteten var i det norske datamateriale ikke tetthetsavhengig (Moan, 2021). Også i den finske bledningsforsøksserien har mortaliteten vært lav, uavhengig av behandlingen og for det meste en konsekvens av enkelte episoder med vindfall og barkbilleangrep i to av forsøkslokalitetene (Valkonen, Giacosa and Heikkinen, 2020). Heller ikke i disse forsøk var mortaliteten avhengig av bestandstetthet. Vindfall og snøbrekk var de to hyppigste mortalitetsårsakene.

Konklusjon

Høydebonitering for å estimere **produksjonspotensialet** fungerer ikke i bledningsskog. Utfordringen med å utvikle estimeringsmetoder for produksjonspotensialet i bledningsskogen må løses av forskerne. Gitt at forskjellen mellom voksestedene har veldig stor effekt på produksjonspotensialet, kan produksjonen i bledningsskogen foreløpig ikke estimeres med noen feilmargin som er nyttig for praktisk skogplanlegging.

Effekten av bestandstetthet på produktiviteten av bledningsbestand er veldig stor. **Tetthetseffekten** er avgjørende for å forvalte bestandene produksjonsoptimalt og må derfor kvantifiseres av forskerne. De fleste forsøksbestand i Norge, Sverige og Finland var for åpne i observasjonsperiodene for å utvikle gode modeller. Forskerne er i gang med å kombinere data fra alle tre land for å utvikle multiple regresjonsmodeller, som beskriver effekter av bonitet og bestandstetthet for produktiviteten i grandominert bledningsskog.

Gitt problemene beskrevet over med å kvantifisere effekter av bonitet og bestandstetthet, er det fortsatt usikkerhet om **forskjellen i produktivitet mellom bledningsbestand og ensaldrede bestand**. Foreløpige resultater fra forsøkene i Norge, Sverige og Finland gir ingen grunn til å forvente at optimalt forvaltede bledningsbestand produserer mye mindre enn ensaldrede bestand.

Avvik fra den perfekte **diameterfordelingen** fører sannsynligvis bare til mindre variasjon i produksjonen.

2.2.2 Foryngelse

Ved selektive hogster må trærne som hogges (eller dør av andre årsaker) erstattes av nye, for at diameterfordelingen skal opprettholdes og systemet fungere på lang sikt. Ofte brukes uttrykket *innvekst* om rekrutteringen ved selektive hogster. Innveksten beskriver antall trær som vokser inn i en bestemt diameterklasse per år, for eksempel 2,5 eller 5 cm i brysthøyde. I bestandsskogbruket måles foryngelsens tetthet ofte i antall småplanter per dekar eller hektar på et gitt tidspunkt, men det er mindre egnet for å beskrive utviklingsmulighetene i bledningsskog, siden foryngelsen i slik skog er en kontinuerlig prosess.

Uttaket målt i antall trær per arealenhet i en selektiv hogst er forholdsvis lavt, fordi hogsten konsentreres om de største trærne. Dersom uttaket er 100 trær per ha ved hvert inngrep, og dette skjer hvert 20. år, trengs det i snitt fem trær som vokser inn i øvre diameterklasse hvert år. For å ta høyde for avgang, bør innveksten inn i den laveste diameterklassen være større, for eksempel 10 trær per hektar og år (= ett tre per dekar og år).

Foryngelsesprosessen i bledningsskogen foregår over mange årtier. Det tar ofte mer enn 50 år for et grantre å vokse til en brysthøydiameter på 2,5 cm, dvs. vokse inn i minste diameterklasse. Lundqvist et al. (2014) har, basert på en rekke bledningsforsøk i Sverige, estimert at det i en velfungerende bledningsstruktur i gjennomsnitt vokser cirka 10 trær per ha og år over minstediameterterskelen. Også i feltene undersøkt i bledningsserien og KONTUS-forsøket var i de aller fleste felt innveksten på minst 10 trær per ha og år, og uavhengig av bestandstetthet (Moan, 2021). En rekke granbestand som ble behandlet med selektiv hogst med tanke på omstilling til bledning hadde noen årtier etter hogstene fortsatt for lav rekruttering sammenlignet med målene for bledningsskog (Granhus et al., 2021). Samtidig fant man i denne undersøkelsen en viss avtakende trend med økende bestandstetthet. Det er imidlertid en utfordring både i denne undersøkelsen og i de ovenfor nevnte bledningsforsøkene at det mangler data fra bestand som har hatt så høy bestandstetthet i observasjonsperioden at dette i seg selv kan forventes å påvirke innveksten i særlig grad.

Foryngelsen er ofte ujevnt fordelt på arealet, med klynger av foryngelse noen steder og områder med lite småplanter andre steder (Granhus et al., 2021; Hannerz, Nordin and Saksa, 2017; Øyen and Nilsen, 2004). Dette trenger ikke være problematisk, en viss gruppering foregår gjerne i alle tresjikt (Hannerz, Nordin and Saksa, 2017).

Treslag har ulik skyggetoleranse. Selektive hogster vil generelt egne seg bedre for skyggetålende treslag som gran. For å få opp foryngelse av mer lyskrevende arter som furu må bestandstettheten være lav (Eerikainen, Miina and Valkonen, 2007; Eerikainen, Valkonen and Saksa, 2014). Samtidig er det i lys av klimaendringene viktigere enn noen gang at treslaget er tilpasset voksestedet, og en treslagsblanding er med på å spre risiko og gir større valgmuligheter i fremtiden. Vi må derfor legge til rette for at mer lyskrevende treslag også kan være en del av bledningsbestand. Drössler et al. (2017) fant økt rekruttering av lauvforyngelse, særlig bjørk, der det var skapt åpninger i bestandet etter selektiv hogst. Etter fjellskoghogst på Østlandet fant Øyen and Nilsen (2002) tydelig økt rekruttering av bjørk med økende uttak.

Voksested (karakterisert av for eksempel jordbunnsforhold, vegetasjonstype, naturtyper i Natur i Norge (NiN), bonitet eller klimaforhold) vil påvirke hvor lett ny foryngelse kommer opp (Lexerød and Eid, 2004b; Nilsen, 1988). Det er ikke grunn til å tro at det for eksempel finnes vegetasjonstyper hvor gran og andre relevante treslag ikke kan forynges seg naturlig, men det går lettere og raskere på noen typer enn på andre.

I vegetasjonstyper med et tjukt og seigt råhumuslag kan det være vanskeligere for spireplantenes røtter å nå ned til mineraljorda med mer stabil vanntilgang. Lexerød and Eid (2004a) undersøkte hvor mye forhåndsforryngelse (0,1 - 3,0 m) det var i sjiktede bartrebestand på Landsskogstakseringens permanente prøveflater, og grupperte vegetasjonstyper og regioner etter forryngelsesforholdene. For lavereliggende områder på Østlandet var forryngelsen best på de mer rike, dels fuktige typene storbregne, lågurt og høgstaude, men i praksis god for alle vegetasjonstyper unntatt blokkebær. For høyereliggende områder på Østlandet (> 300 m o.h.) kom lågurttypen best ut. Fra Trøndelag og nordover var det generelt mindre forhåndsforryngelse, men også her var det mer forhåndsforryngelse i de rikere, fuktigere vegetasjonstypene hvor humuslaget ikke er så tjukt. En undersøkelse etter fjellskoghogster i Mannstadlia i Vestre Gausdal ga liknende resultater, med mest granforryngelse på høgstaudemark, etterfulgt av småbregnemark, og med minst forryngelse på blåbærtypen (Nilsen, 1988; Øyen and Nilsen, 2002).

Ikke bare vegetasjonstypen, men også klimaforholdene (definert av høydelag og breddegrad) kan bety mye for forryngelsen. Høyt over havet er frøårene sjeldnere og frømodningen kan være så som så (Skoklefald, 1993), slik at utgangspunktet er dårligere. Mork (1968) registrerte rikelig konglesetting på gran kun tre ganger i løpet av 35 år i fjellskog 800 m over havet. I høyereliggende strøk må man derfor være enda mer påpasselig med å ta vare på forhåndsforryngelsen under hogsten. Et viktig poeng ved bledningsskog er at en eventuell mangel på forryngelse ikke påvirker mulighetene til å utføre en hogst i dag (Lundqvist, Cedergren and Eliasson, 2014). Dette skyldes at de trær som allerede er i bestandet er de som skal hogges ved de neste inngrepene, altså i mange årtier framover. Forryngelsen har dermed god tid til å etablere seg i denne perioden.

Bestandstettheten kan påvirke forryngelsen, men sammenhengen er kompleks (Lundqvist, 2017). Det ser ut til å være liten sammenheng mellom bestandstetthet og *etablering av spireplanter* (Laiho, Lähde and Pukkala, 2011; Saksa, 2004). Tilgang på frø (Saksa and Valkonen, 2011) og et godt spiresubstrat (Valkonen and Maguire, 2005) er viktigere i den første spire- og etableringsfasen. Et hogstinngrep kan imidlertid rote opp humuslaget og skape en slags markberedningseffekt, og dermed tilgang til adskillig bedre spiresubstrater for frøene (Hanssen et al., 2003).

Når det gjelder småtrærnes videre utvikling, viser noen studier at *veksten* kan øke med lavere gjenstående volum (Lundqvist, 2017; Lundqvist and Nilson, 2007). Både tilgang på lys og nitrogen er fremholdt som mulige årsaker til økt vekst hos småplanter når tettheten til overbestandet går ned (Granus and Braekke, 2001; Lundqvist, 2017). Hanssen, Granus and Brean (2007) og Aulie (2013) fant at lystilgangen hadde signifikant innvirkning på småplantenes vekst og vitalitet etter selektiv hogst i tre KONTUS-felt i Sør-Norge. Lundqvist (2017) fant at graden av innvekst var tetthetsavhengig i et forsøksfelt i Midt-Sverige 10 år etter lukket hogst, mens det ikke var noen slik sammenheng i et tilsvarende forsøk i Nord-Sverige. Forskjellen ble forklart ved forsinket vekstreaksjon i et kjøligere klima i nord. Lundqvist and Nilson (2007) fant at veksten til de minste trærne (< 0,5 m) var mindre avhengig av bestandstettheten enn de som var 0,5 - 1,3 m.

En hogst vil senke tettheten i bestandet og potensielt legge til rette for økt vekst hos småtrærne, men samtidig føre til økt *avgang* i forryngelsen (Hanssen, Granus and Brean, 2007). Avgangen blir større med økende uttak (Granus and Fjeld, 2001; Siren, Hyvonen and Surakka, 2015). En ytterligere, kompliserende faktor er at dersom småplantenes vekst øker etter et hogstinngrep, vil innveksten først øke, men samtidig "tappes" bestandet for småplanter under laveste diameterklasse, dersom ikke ny forryngelse kommer til.

Innveksten er konsekvensen av alle prosesser beskrevet over og kan derfor også forventes å variere med bestandstetthet. Utviklingen av små planter til innvekst foregår over så mange årtier at be-

standstettheten i denne fasen neppe er konstant. Bestandstettheten i bledningsbestand varierer også romlig, med små åpninger og tette grupper, og denne romlige variasjon vil variere over tid. For praktisk forvaltning er det avgjørende å holde bledningsbestandene åpne nok til at innveksten fungerer over lange tidsperioder. Av hensyn til produksjonen er det viktig å holde bestandstettheten høy nok (se avsnitt 2.2.1), samtidig som innveksten er tilstrekkelig.

Den eneste analysen av innvekst som er basert på norske bledningsforsøk foreligger i Moan (2021). Det var ingen signifikant sammenheng mellom bestandstetthet og innvekst, selv om feltene med høyest innvekst (>20 trær per hektar og år) alle hadde et lavt stående volum. Bestandstettheten i materialet varierte mellom 15 og 30 m²/ha grunnflate (Figur 2). Den manglende sammenhengen mellom innvekst og bestandstetthet kan forklares med at alle forsøksruter var åpne nok til å kunne produsere tilstrekkelig innvekst. Ved høyere bestandstetthet vil innveksten bli redusert, men forsøkene inneholder ikke ruter med så høy tetthet. Det kan også forventes at innveksten øker, når bledningsbestand er enda mer åpne enn i forsøksmaterialet. Granhus et al. (2021) har undersøkt en rekke bestand med skjermstilling eller andre lukkede hogstformer. Også i denne undersøkelsen var innveksten i intervallet 10 – 30 m²/ha grunnflate uavhengig av bestandstettheten. Granhus, Allen and Bergsaker (2020) har undersøkt bestand som ble åpnet kraftig med fjellskoghogst, en hogstform som delvis likner på bledningshogster. Innveksten i forsøksrutene var veldig lav (under 10 trær per ha og år) men tydelig avhengig av bestandstettheten, som var under 10 m²/ha for de fleste ruter. Vi kan konkludere med at i de norske studiene som foreligger i dag, har innveksten i bledningsbestand vært uavhengig av bestandstettheten mellom 10 og 30 m²/ha grunnflate.

Studier i bledningsbestand i Sverige og Finland viser oftest ingen effekt av bestandstetthet på innveksten i samme intervall (e.g., Ahlstrom and Lundqvist, 2015; Lundqvist, 2004; Lundqvist et al., 2007), men det finnes også enkelte studier med tydelige reduksjoner i innveksten med økende bestandstetthet (e.g., Lundqvist et al., 2007), sammenfattet i Lundqvist (2017). Forskerne diskuterer disse motstridende resultatene og peker for eksempel på at enkelte bledningshogster kan føre til en tetthetseffekt i en kort periode etter hogsten.

Felles for alle studier om innvekst og bestandstetthet er den store variasjon i innvekstratene og at bestandstetthet høyst forklarer en liten del av denne variasjonen. Dette kan delvis forklares med at bestandstettheten som måles på et tidspunkt er en dårlig indikator for bestandstettheten i hele utviklingsperioden for innveksten, inklusive den tilhørende variasjon i rom og tid. Videre har også andre faktorer enn bestandstetthet effekter på innvekstratene.

Vanligvis benyttes naturlig foryngelse i bledningsskogen. På grunn av langsom vekst og relativt høy mortalitet for småplantene er det vanskelig å komme ut med et økonomisk positivt resultat av **planting**. Men å plante eller så kan være et alternativ der naturlig foryngelse av ønsket treslag ikke er mulig, f.eks. på grunn av mangel på frøtrær, eller hvis man ønsker å benytte foredlet materiale. Plantingen må begrenses til det antall planter som trenges for å skape rekrutteringen inn i de minste diameterklassene om noen årtier. Utfordringen vil fortsatt være å finne de planteplassene hvor disse få trærne har en sjanse å utvikle seg. Tidshorisonten på flere årtier gjør det vanskelig å forutsi dynamikken i de øvre sjiktene i bestandet. Åpne bestandspartier i dag vil lukke seg de neste årtier og nye åpninger vil oppstå etter hogster i perioden. Det finns ikke noen dokumenterte metoder for planting i bledningssystemet, som tar høyde for disse hensyn. Aulie (2013) undersøkte resultatet åtte år etter planting av gran og furu i tre KONTUS-felt. Det var større avgang for furuplanter enn for granplanter (hhv. 61 og 12%). Lystilgangen påvirket plantenes høyde og rothalsdiameter, og de fleste plantene i bledningsbestandene var undertrykte. Furuplantene var utsatt for kraftig beiting, noe som bidro til avgangen. Granhus and Fjeld (2008) undersøkte tidsforbruk ved underplanting etter selektiv hogst med ulik uttaksstyrke, sammenliknet med planting på småflater. Underplantingen ble gjort i åp-

ninger i bestandet. Her varierte plantetettheten mellom ca. 60-140 planter per dekar, mot ca. 240 per dekar på småflatene. Gangtid mellom hver plante økte jo tettere overbestandet ble, men om det var markberedt eller ikke betydde mer for tidsforbruket enn hogstmetoden.

Markberedning kan være et hjelpetiltak for å få opp mer foryngelse også ved selektive hogster. Hanssen et al. (2003) undersøkte etablering av ny foryngelse etter selektiv hogst med og uten markberedning, og resultatet etter seks år var svært mye bedre med **markberedning**. Det samme viste studien til Valkonen and Maguire (2005). Markberedning i bledningsbestand er mer tidkrevende enn etter åpne hogster, og krever stor aktsomhet for å unngå skader på gjenstående trær. Men Metslaid et al. (2018) fant ikke økt råte i bestandet 21 år etter markberedning med liten gravemaskin i små åpninger i et selektivt hogd bestand. Markberedning kan også virke mot sin hensikt ved å ødelegge foryngelse som alt er til stede i bestandet (Drössler et al., 2017). Markberedning etter selektiv hogst vil også bli et kostbart tiltak siden det ikke vil være mulig å benytte lassbærer eller traktor med markberedningsaggregat. I et fullsjiktet bledningsbestand er markberedning generelt unødvendig.

I noen eksperimenter er det vist at intensiv høytytning/måldiameterhogst kan føre til redusert vekst (e.g., Sokol, Greenwood and Livingston, 2004), som delvis kan skyldes redusert **genetisk diversitet** (innavl). Vi har ikke særlig kunnskap om de genetiske effektene av bledningshogster eller i hvor stor grad genetikken bestemmer veksten i disse hogstformene. Selv om uttaket konsentreres om store trær settes også noen igjen, og genflyt fra nærliggende bestand vil bidra til å opprettholde diversiteten (Arne Steffenrem pers. medd). Finkeldey and Ziehe (2004) fremfører i en reviewartikkel bekymringer for genetiske utvalgseffekter ved måldiameterhogst i bøk, men beskriver også at hele prosessen er ufullstendig undersøkt og forstått og at veldig lite er kjent generelt om effekter av lukkede hogstformer for genetiske egenskaper av trepopulasjoner. Bagnaresi et al. (2002) rapporterer at det ikke var tegn på reduksjon i genetisk variasjon i gran i de italienske alper etter lukkede hogster, men artikkelen har metodiske svakheter som gjør at konklusjonen må tolkes forsiktig.

Konklusjon

Når det gjelder foryngelse i bledningssystemet er *innveksten* av småtrær inn i den minste diameterklasse det mest interessante. Disse trærne skal erstatte de relativt få, store trærne som hogges. Som oftest er det nok at det vokser ett tre per dekar og år inn i laveste diameterklasse, og de fleste studier i velfungerende bledningsskog viser at innveksten ligger på minst dette nivået. Men foryngelsesprosessen i bledningsskogen tar lang tid – det kan ta mer enn 50 år for et grantre å vokse til en brysthøydiameter på 2,5 cm.

Voksested (for eksempel vegetasjonstype og klimaforhold) påvirker hvor fort ny foryngelse kommer opp. Det er imidlertid ikke grunn til å tro at det for eksempel finnes vegetasjonstyper hvor gran ikke kan forynges seg naturlig innenfor de vegetasjonstypene hvor gran er stedstilpasset treslag.

Veksten til småplantene (og dermed innveksten) kan øke med lavere bestandstetthet, men sammenhengen er kompleks fordi kraftige hogster også kan føre til stor avgang i den foryngelsen som alt er til stede. Generell lav bestandstetthet i bledningsbestandene, lange utviklingstider for småplantene, horisontal variasjon i bestandstetthet (små åpninger) som også endrer seg i løpet av årtiene som småplantene utvikler seg, gjør det umulig og unødvendig å legge til rette for småplantenes utvikling, for eksempel ved å skape åpninger. I en fullsjiktet skog er det heller ikke nødvendig, på annen måte enn å være forsiktig med foryngelse og småtrær ved hogsten.

2.2.3 Konkurranseregulering

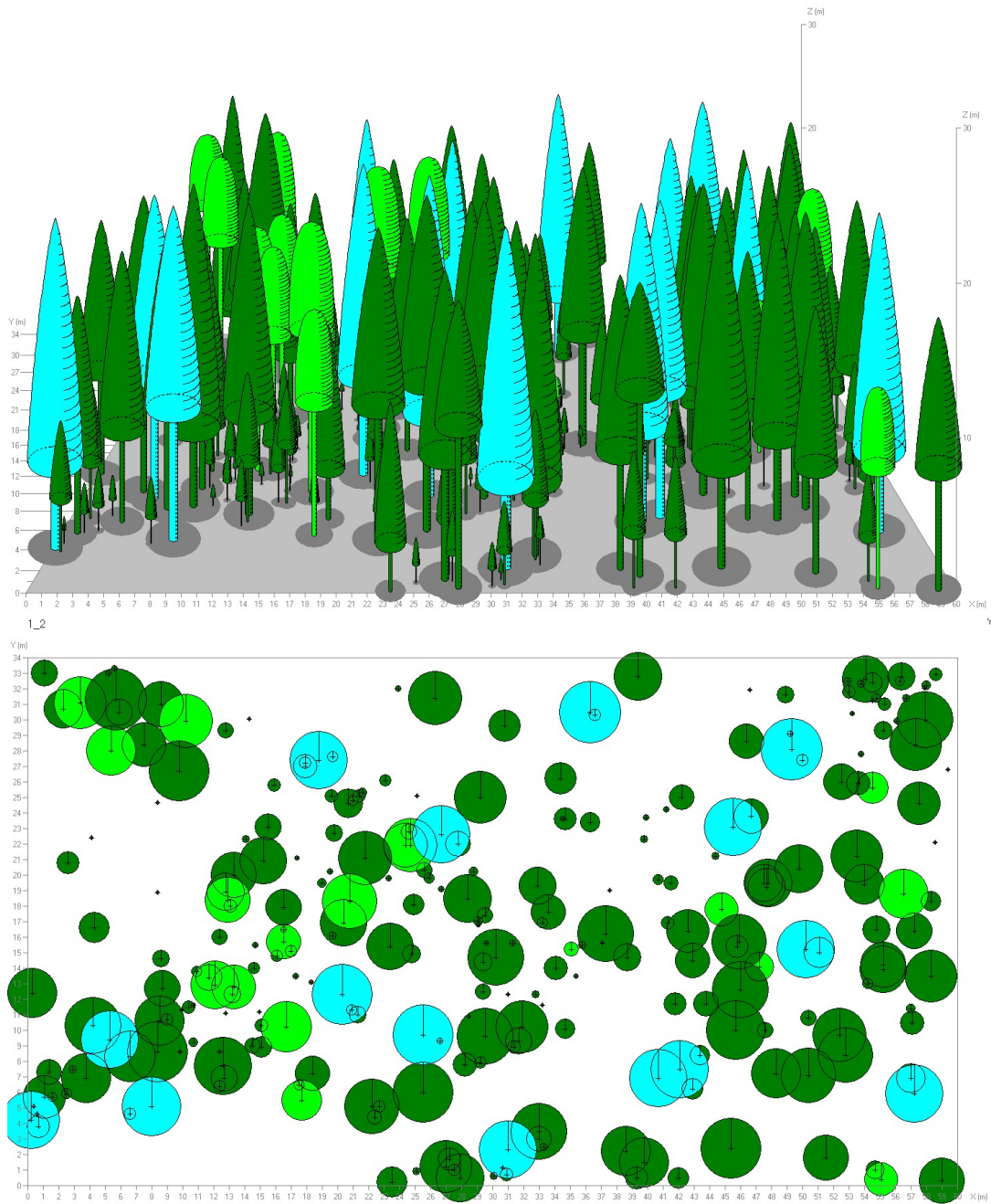
Bledning blir ofte definert ved at det hogges trær i alle størrelser for å opprettholde en viss bestandsstruktur og diameterfordeling. Praksisen med bledningshogstene i KONTUS-feltene og andre

forsøk viser at dette ofte ikke er nødvendig. Hogstene kan begrense seg til høsting av de største trærne som har nådd måldiameteren og fjerning av noen få andre trær med skader eller dårlig kvalitet eller vitalitet. Konkurranseregulering, som man i ensaldrede bestand gjennomfører i ungskogpleie og tynning, er ofte ikke nødvendig, fordi trærne ikke vokser opp i tette grupper. Oppveksten i undersjiktet er gjerne kjennetegnet av enkelte trær som sakte, over mange årtier, vokser inn i oversjiktet. Disse trærne vokser mer opp som enkelttrær uten direkte naboer i samme sjikt (Figur 3). Selv små tette grupper differensierer seg ofte senere på grunn av sidelys og konkurranse fra oversjiktet. Disse oppvekst- og differensieringsprosessene beskrives gjerne som en 'biologisk automatisering' (Schütz, 2001). Disse prosesser fungerer bare hvis bestandet er perfekt flersjiktet, både i diameterfordelingen og med hensyn til den romlige fordelingen i vertikal og horisontal retning. I omstillingen til bledningssystemet, eller hvis bestandene ikke har vært hogget på lenge, kan det være nødvendig å regulere konkurransen i lavere sjikt ved inngrepene.

For trær i oversjiktet fører den lave bestandstettheten og variasjonen i trestørrelsene til at de gjerne vokser uten mye konkurranse fra andre store trær (Figur 3).

Konklusjon

Den generelt lave bestandstettheten og oppveksten i undersjiktet over mange årtier fører til at det sjelden er nødvendig å regulere konkurransen for enkelte trær. Høsting av trær som har nådd måldiameteren dominerer i hogstinggrepene.



Figur 3. Kart av et KONTUS-felt (Moan 2021). Fordelingen av trærne på feltet illustrerer at trær av alle størrelser ofte vokser opp enkeltstående, uten konkurranse fra naboer i samme størrelse. Bare få plasser finner man tette grupper av trær i samme størrelse. Legg også merke til åpningene uten trær over brysthøyde, som har en maksimal størrelse på cirka 100 m².

2.2.4 Bestandsstruktur

I flersjiktete bestand indikerer en fallende diameterfordeling bestandsstrukturen og kan brukes som styringsverktøy for å opprettholde en ønsket bestandsstruktur. Oftest vil det være for dyrt å klave hele bestandet og bestandsstrukturen må derfor vurderes på enklere måter.

Det finnes forskjellige bestandsstrukturer og tilhørende diameterfordelinger som kan settes som mål for bledningsbestand. Ulike produksjonsmål med måldiameter og stående volum som fortsatt gjør det mulig at foryngelsen i undersjiktet etablerer seg, fører til forskjellige diameterfordelinger (Schütz, 2001). Disse målene kan også variere med treslagssammensetningen (graden av skyggetoleranse) og forholdene på voksestedet.

For å opprettholde en flersjiktet struktur i skyggetålende treslag kreves hyppige inngrep, fordi den naturlige bestandsutviklingen ellers vil føre til mer lukkede bestand og mindre foryngelse i lange perioder. En flersjiktet bestandsstruktur med tilhørende diameterfordeling er derfor ikke en naturlig likevektstilstand, men betegnes likevel ofte som en likevektstilstand (bestandsstruktur) som skal opprettholdes med bledningshogster.

Fallende diameterfordelinger kalles på engelsk *reversed J-shaped*. Den franske matematikeren de Liocourt har 1898 beskrevet at en slik fallende diameterfordeling kan beskrives ved hjelp av en negativ eksponentialfunksjon eller geometrisk serie. En konsekvens av denne enkle matematiske formen er at forholdet mellom antallet trær i to nabodiameterklasser (q-verdi) er konstant. Minste diameter i diameterfordelingen og bredden til diameterklassene kan være forskjellig og dette må tas hensyn til når q-verdi og innvekst beregnes eller angis som mål.

Den negative eksponentialfunksjonen er lineær i et semilogaritmisk aksesystem. I en rekke bledningsforsøk i Sveits viste diameterfordelingen en utflating i de større diametrene (30-50 cm) (Schütz, 2001). Mønstret kan forklares med at disse store trær har nådd det dominerende sjikt og vokser fortere. Derfor trenges færre trær i den foregående diameterklasse for å fylle opp den neste, dvs. lavere q-verdi.

Schütz har presentert en alternativ modell for diameterfordelinger i bledningsbestand (Schütz, 2001). Etter å ha vokst sakte i undersjiktet er trær med diameter 30 – 50 cm i gang med å vokse inn i oversjiktet og har fortsatt full vekst. Avtagende vekst av trær over 50 cm på grunn av alderen fører igjen til en brattere kurve. Denne delen av diameterfordelingen er neppe aktuell for bledningsdrift i Norge, fordi trærne sannsynligvis høstes lenge før veksten reduseres på grunn av alderen.

Diameterfordelinger i svenske og norske bledningsforsøk, som ble målt på forskjellige tidspunkt, viser at forskerne ikke klarte å holde diameterfordelingene konstant i disse perioder (Andreassen, 1994b; Lundqvist, 1993). Eksempel S1 i den svenske serie viser en konstant fallende diameterfordeling i begge perioder. I den norske serien var det tre felter, som har relativt konstante fallende diameterfordelinger over tid. Alle andre felter var ikke flersjiktet i deler av forsøksperioden på cirka 60 år. Overrepresentasjon av større diameterklasser er ofte forbundet med tette bestand, som fører til at innveksten reduseres, og på sikt fører til enda større avvik fra den fallende fordelingen. Også de siste 40 år hadde noen av de fortsatt aktive bledningsforsøkene ikke en perfekt bestandsstruktur (Moan, 2021).

For bledningsforsøket i Eidsberg viser figur 2 i Andreassen (1995) diameterfordelingen over tid og dette eksempelet illustrerer hvordan overrepresentasjon av enkelte diameterklasser forplanter seg som bølger gjennom diameterfordelingen over tid. Mangel på innvekst til den minste diameterklasse i lange perioder er årsak til at den fallende diameterfordelingen ikke opprettholdes.

Diameterfordelingene i forsøksfelt som ble etablert i KONTUS-prosjektet har i løpet av den følgende 16-års-perioden utviklet seg til enda bedre flersjiktet struktur på grunn av stor innvekst til den minste diameterklassen (Moan, 2021).

Den horisontale romlige fordeling i bledningsbestand og andre flersjiktete bestand er ofte klumpet med små glenner og tettere grupper (Lundqvist, Cedergren and Eliasson, 2014; Moan, 2021) (Figur 3).

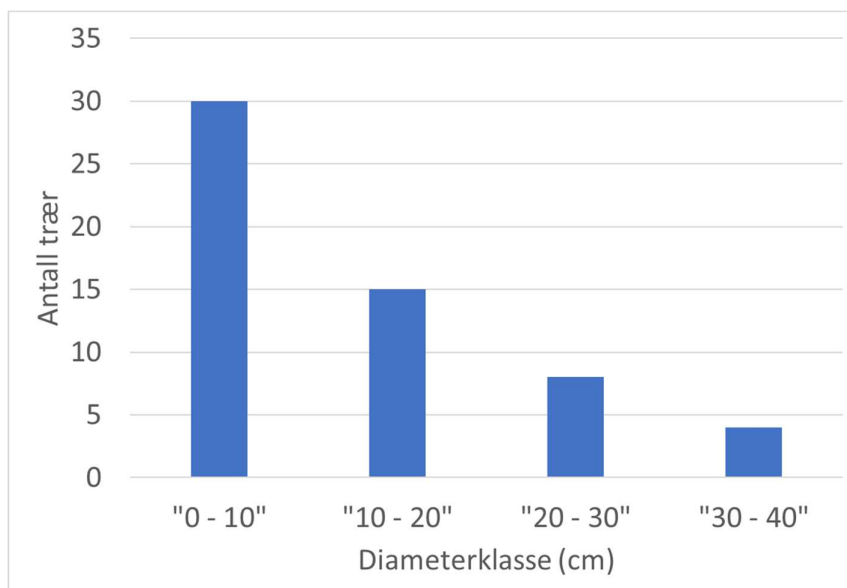
Overrepresentasjon av enkelte diameterklasser i forhold til diameterfordelingen som er målet for bestandsstrukturen kan rettes ved å hogge trær av disse størrelser i hogstingrep.

Lexerød and Eid (2006) har utviklet en selektiv hogstindeks (SHI) som ble brukt til å vurdere flersjiktethet basert på data fra Landsskogtakseringen. Indeksen baserer seg på Gini-koeffisienten og har dårlig forankring i bestandsstrukturer som har vist seg å kunne opprettholdes i forsøk med bledning. For å kunne brukes i felt i sammenheng med planlegging av drifter krever SHI også betydelig målearbeid.

Enkle metoder må derfor utvikles for å gjøre det mulig å vurdere dimensjonsfordelingen for planleggere uten intensive målinger. Lundqvist, Cedergren and Eliasson (2014) har foreslått å bare bruke fire diameterklasser for å beskrive diameterfordelingen i flersjiktete bestand, med enkle krav om at antallet trær i en lavere diameterklasse alltid må være høyere enn i den neste diameterklasse. Gitt at vi i Norge sjelden sikter på måldiameterer høyere enn 40 cm dbh kan man derfor bruke fire diameterklasser med 10 cm klassebredde. En enkel stikkprøve av 60 trær langs en transsekt, hvor man vurderer alle trær innenfor 2,5 m avstand på begge sider av transsektlinjen, kan brukes til å kjapt vurdere bestandsstrukturen kvantitativt. Trærnes diameter i brysthøyde trenger ikke å måles, det er bare nødvendig å registrere i hvilken av de fire diameterklassene treet faller. Finnes det konstant cirka dobbelt så mange trær i en diameterklasse sammenlignet med den tilgrensende høyere diameterklasse (q -verdi = 2), har bestandet en akseptabel flersjiktet struktur (Figur 4).

Det vil også være nødvendig å trene opp planleggere og maskinførere til å kunne gjenkjenne et egnet bestand uten registreringer. Dette vil kreve å besøke mange bestand med perfekt struktur og mer eller mindre tydelige avvik. For alle disse eksemplene må data være tilgjengelig som beskriver diameterfordelingen og gjerne også kart som beskriver den horisontale fordelingen (Figur 3).

Høsting av alle trær over måldiameteren og den lave måldiameter i Norge (cirka 40 cm dbh) fører til at det også i bledningsskogen må settes igjen livsløpstrær for å skape store trær og liggende og stående død ved i skogen. Livsløpstrærne vil etter noen år være synlig i diameterfordelingen som trær med langt større diameter enn resten



Figur 4. Diameterfordeling for en stikkprøve på 60 trær, hvor det alltid er dobbelt så mange trær i den nest lavere diameterklasse (q -verdi = 2). Diameterklassen «30 – 40 cm» kan også inneholde trær som er større en måldiameteren på 40 cm.

Konklusjon

Fallende diameterfordelinger indikerer flersjiktete bestand. Det finnes mange forskjellige mål for en bestandsstruktur og tilhørende diameterfordeling i bledningsbestand, avhengig av måldiameter, bestandstetthet og mange andre variabler. Fallende diameterfordelinger kan over tid bare opprettholdes med hyppige inngrep, som høster trær over måldiameter og opprettholder innveksten i den minste diameterklasse. Enkle metoder må utvikles og testes for å evaluere om bestandsstrukturen i bledningsbestand oppfyller målene. Ikke minst må planleggere og maskinførere trenes til å kunne gjenkjenne gode bestandsstrukturer og avvik.

3. Egnethet for selektive hogster

En vurdering om et bestand eller skogareal er egnet for bledningssystemet er en vurdering av hvor stor risikoen er for å mislykkes med skjøtselssystemet på lang sikt. Man kan derfor kalle det egnethetsvurdering eller risikovurdering. Vurderingen skal gjerne resultere i en sannsynlighet for å lykkes på en skala fra 0 til 100%, ikke bare i en ja/nei-klassifisering. Dette gjelder så vel den samlede vurdering, men også de enkelte kriterier, som gjennomgås i avsnittet.

Kriteriegruppene som behandles i avsnittet er treslag, foryngelse, bestandsstruktur, bestandstetthet, stabilitet, skader, driftsteknikk og økonomi. Ikke alle disse kriterier må nødvendigvis inngå i en egnethetsvurdering. Kriteriene kan også ha forskjellig vekt. For enkelte av kriteriene kan vurderingen føre til at bledning ikke er mulig. Den endelige vektingen av kriteriene i en samlet egnethetsvurdering avhenger av skogeierens forvaltningsmål og risikovilje.

For de fleste kriterier som blir tatt opp her finnes ikke noen gode beslutningsstøttemodeller som kvantifiserer risikoer. Det finnes veldig lite empirisk forskning om disse kriterier for bledningssystemet. Derfor er det stor usikkerhet for skogforvaltere når de gjennomfører risikovurderinger. Vi må fortsatt treffe beslutninger og bruke de få indikasjoner vi har. Det finnes stor usikkerhet om risikoer også for andre hogstformer. Usikkerheten om risikoer skal ikke brukes til å overdrive risikoer.

Risikovurderingen for bestandene må sammenlignes med risikoviljen til skogeieren. For noen skogeiere er høy risiko akseptabelt, for eksempel hvis bevaring av kontinuitet i skogbildet har veldig høy verdi for skogeieren. Andre skogeiere setter andre forvaltningsmål høyere og har derfor lavere risikovilje. En samlet vurdering av egnethet for bledningssystemet må derfor suppleres med en detaljert undersøkelse av skogeierens forvaltningsmål og risikovilje. Vi går ikke nærmere inn på denne del av egnethetsvurderingen, men begrenser oss til vurderingen av egnethet knyttet til skogbestandet, vokstedet og driftstekniske aspekter.

Bledningssystemet er sterkt forskjellig fra andre lukkede hogstformer og dagens skjøtelsesmetoder også når det gjelder skogeierens forvaltningsmål og aktivitet. Det må derfor undersøkes grundigere enn vanlig, om bledningssystemet passer til skogeierens forvaltningsmål. Bledningssystemet krever hyppig oppfølging av bestandene og derfor aktive skogeiere. Også kommende generasjoner av skogeiere må følge opp med hyppige hogstinngrep og optimalt sett bør målene til kommende generasjoner derfor vurderes samtidig. Dette gjelder i særlig grad i omstillingen til bledningssystemet, når store investeringer i bestandspleie kun kan forsvares når det følges opp på mellomlang og lang sikt. Bledningsdriften i perfekt flersjiktete bestand kan derimot avbrytes til ethvert tidspunkt og erstattes av andre hogstformer, uten at investeringer går tapt.

Vi finner ofte situasjoner, hvor kun en del av bestandet eller skogarealet er egnet for bledningssystemet og andre deler er mindre eller ikke egnet. Her vil det være risikoviljen til eieren som avgjør om man gjennomfører bledningssystemet på hele arealet.

3.1 Treslag

Stedstilpasset treslagsvalg er en avgjørende forutsetning for alle hogstformer, men spesielt for lukkede hogstformer og bledningssystemet på grunn av den mer langsiktede satsing på treslagene som etableres. Gran på furumark som allerede viser barkbilleangrep etter tørkeperioder er ikke egnet for bledningssystemet. Vekstbetingelsene varierer med kort avstand og stedstilpasningen må derfor også ta høyde for variasjon i vekstbetingelsene innenfor det enkelte bestand.

Også tilpasning til fremtidens vekstbetingelser er et viktig tema for bledningssystemet. Risikospredning gjennom treslagsblanding er i denne sammenheng også viktig for bledningsbestand og hogstformen må tilpasses for å tillate mer lyskrevende arter å være med i blandingen.

Stedstilpasning og klimatilpasning krever en voksestedsklassifisering basert på en rekke variabler som måles i felt. Metoder for voksestedsklassifisering må først utvikles i Norge (Brunner, 2023a). En systematisk kartlegging av voksestedsklassene vil sannsynligvis ikke skje i nærmeste fremtid. Som en del av egnethetsvurderingen for bledningssystemet er voksestedsklassifisering avgjørende ikke bare for treslagsvalg, men også for andre aspekter.

Bledningssystemet beskrives ofte som å være kun egnet for skyggetålende arter, som er i stand til å forynge seg under den relativ tette skjermen i bledningsskogen. For Norge vil med denne snevre definisjonen bledningssystemet kun være egnet for rene granbestand eller sterkt grandominerte bestand.

Bøk er enda mer skyggetålende enn gran og derfor egnet for bledning, enten i blanding med gran eller i rene bøkebestand. Bledning i lauvskog byr på utfordringer, fordi trærne ved enkelttrevis oppvekst under skjerm ikke automatisk danner gode stammeformer. Bledning i bøk har derfor i Thüringen (Tyskland) vært gjennomført som gruppevis bledning (Schütz, 2001).

Klimatilpasningen og etterspørsel etter bledningssystemet også for mer lyskrevende treslag, som for eksempel furu, gjør det nødvendig å tilpasse hogstformen slik at også disse treslag kan forynge seg og lykkes på sikt med å vokse inn i oversjiktet. Disse tilpasninger fører nødvendigvis til lavere bestandstetthet og lavere produksjon. Det finnes veldig lite forskning om bledningssystemet i furu og ingenting om andre lyskrevende treslag eller innblanding av disse i bledningsbestand.

Konklusjon

Bledningssystemet er i Norge best egnet for gran.

Egnethetsvurderingen må fremfor alt undersøke om voksestedet er egnet for gran på lang sikt, også med klimaendringer og sannsynlige påkjenninger for gran.

I sammenheng med klimatilpasningen må det undersøkes hvilke andre treslag som er egnet for voksestedet i et fremtidig klima og som kan brukes som innblanding i et grandominert bledningsbestand.

Når andre treslag enn gran skal brukes i bledningsskogen, må bledningssystemet tilpasses til mer lyskrevende treslag, enten i blanding eller alene.

Metoder for voksestedsklassifisering og -kartlegging må utvikles og planleggere må opplæres i å bruke disse metoder.

3.2 Foryngelse

Som nevnt i avsnitt 2.2.2. finnes det neppe vegetasjonstyper der det ikke er mulig å få opp naturlig foryngelse, selv om den kommer lettere på noen typer enn andre. Dersom det mangler foryngelse i et bestand som ellers har god, sjiktet struktur, kan det skyldes at mye av forhåndsgjenvæksten har gått ut under tidligere hogst, eller at bestandet har stått for tett for lenge, slik at foryngelsen ikke har fått utvikle seg og mortaliteten har blitt høy. Ved en ny hogst vil det da åpne seg muligheter for etablering av ny foryngelse, men det vil ta tid. Særlig i høyereliggende strøk må man ha tålmodighet.

I en skog med god bestandsstruktur vil det være mange trær som skal høstes før dagens foryngelse er kommet opp i det dominerende tresjiktet. Dermed bør man ha hovedfokuset på bestandstetthet og struktur heller enn hvor mange småplanter som til enhver tid finnes (Lundqvist et al. 2014). Som beskrevet i avsnitt 2.2.2. er det generelt tilstrekkelig med en innvekst på ett tre per daa og år inn i laveste diameterklasse.

Langsomme foryngelsesprosesser i klimatisk ugunstige regioner (fjellskog, langt nord) eller på fattige voksesteder (indikert av blant annet vegetasjonstypen) vil ha konsekvenser for bledningsystemet. Selv om veksten av de eksisterende trærne er høy nok til at fortsatte bledningsinngrep kan planlegges med korte intervaller og opprettholder bestandstetthet og produksjon, vil innveksten på sikt være for liten til å opprettholde bledningsstrukturen. Løsningen er her ikke å åpne bestandene enda mer opp, fordi lystilgangen ikke er den begrensende faktor for bledningsskog på disse voksestedene. Lange intervaller mellom frøår og ugunstige humusformer er årsaken til langsomme foryngelsesprosesser. Hogstintervallene må tilpasses de saktegående foryngelsesprosessene og garantere nok innvekst for å opprettholde bledningsstrukturen.

Dersom skogen er etablert med klart feil proveniens vil det være ønskelig å skifte til en som er bedre tilpasset vokseplassen. Da er bledning ikke en aktuell hogstform. Dette vil sjelden være en problemstilling i godt sjiktede bestand i dag.

Hvis skogeier har ønske om å utnytte fordelene ved foredlet plantemateriale, må man også vurdere om bledning er den riktige hogstformen. Ved innplanting vil foryngelsen bestå av en blanding av naturlig og foredlet materiale, og endelig fordeling av genmaterialet i fremtidens overbestand vil være ukjent.

Konklusjon

Bestandstetthet og struktur (sjiktning) er viktigere ved bedømmelsen av egnethet for selektiv hogst enn hvor mange småplanter som finnes, fordi det vil være mange trær som skal høstes før dagens foryngelse er kommet opp i det dominerende tresjiktet. Innveksten til den minste diameterklassen skal være i størrelsesorden 1 tre per daa og år.

Det er mulig å få opp naturlig foryngelse på alle vegetasjonstyper og i alle klimasoner, det tar bare lenger tid på noen vegetasjonstyper og i høyereliggende skog. Lange foryngelsestidsrom i bledningsystemet gjør det mindre nødvendig at foryngelsen etablerer seg innenfor de korte tidshorisonter som vi setter for alle andre hogstformer.

På noen voksesteder kan likevel foryngelsesprosessen være så langsom at bledningshogstene må tilpasses med lengre intervaller.

3.3 Bestandsstruktur

Rapporten omhandler kun bledningsbestand, som allerede er i en passende bestandsstruktur, ikke omstilling til bledning av bestand som ikke er flersjiktet.

Avsnitt 2.2.4 gir en omfattende beskrivelse av den flersjiktete bestandsstruktur som kjennetegner bledningsskogen. Der finner man også en beskrivelse for en enkel metode til å vurdere bestandsstrukturen uten omfattende målinger.

I Landsskogtakseringens data karakteriseres ca. 35 % av skogbruksmarka i hogstklasse 3 - 5 som flersjiktet (Svensson et al., 2021). Det finnes altså sannsynligvis mange flersjiktete bestand i Norge, uten at denne bestandsstrukturen er en konsekvens av systematiske bledningshogster. Forsøksfeltene i KONTUS-prosjektet (Andersson, 2015; Moan, 2021) ble anlagt i den type bestand og hadde etter få korrekturer i den første hogsten oppfylt kriteriene for diameterfordelinger i bledningen. Det vil derfor ofte være nødvendig å vurdere bestandsstrukturen i bestand som er flersjiktet fra før i sammenheng med egnethetsvurderinger. Metoden fremlagt i avsnitt 2.2.4 kan brukes til formålet. Planleggere må gjerne trenes til å se avvik fra ønsket bestandsstruktur uten omfattende målinger, som også fremlagt i avsnittet over.

En type avvik som kan forekomme er at det finnes mange trær over måldiameteren i bestandet. Finnes det for mange grove dimensjoner i et bestand som ellers er velegnet for bledningssystemet, vil de første hogstene være veldig kraftige og føre til mye rekruttering med fare for at bestandsstrukturen vil gå tapt. Denne typen bestand krever derfor en skånsom omstilling. Enten kan måldiameteren over flere årtier tilpasses dagens standard og hogstene dermed være mindre sterke. Et alternativ er å fjerne alle store trær i første inngrep, men å aktivt tynne i de små dimensjoner i de kommende hogster for å forhindre at bestandet blir for sterkt dominert av enkelte diameterklasser.

Konklusjon

Vurderingen av bestandsstrukturen er bare nødvendig for bestand som ikke har vært drevet etter bledningssystemet tidligere.

Det finnes enkle stikkprøvemethoder til å måle bestandsstrukturen, som er beskrevet i avsnitt 2.2.4. Metoden må testes videre og eventuelt videreutvikles. Planleggerne må trenes til å gjenkjenne avvik fra en god flersjiktet bestandsstruktur, med og uten omfattende målinger.

3.4 Bestandstetthet

Bestandstettheten har store effekter på produksjonen (avsnitt 2.2.1) og foryngelsen (avsnitt 2.2.2) i bledningskogen. Bestandstettheten må derfor kontrolleres og justeres under forvaltningen. For egnethetsvurderingen vil evalueringen av bestandstetthet være tett knyttet til vurderingen av bestandsstruktur. Perfekt flersjiktete bestand finnes nesten bare innenfor tetthetsintervallene som samtidig fører til høy produktivitet og tilstrekkelig foryngelse.

Bestand som er for tette mister bestandsstrukturen fort. De vil derfor ikke være gjenstand for den type egnethetsvurderinger som er beskrevet i rapporten, som begrenser seg til bestand som har en passende flersjiktet struktur.

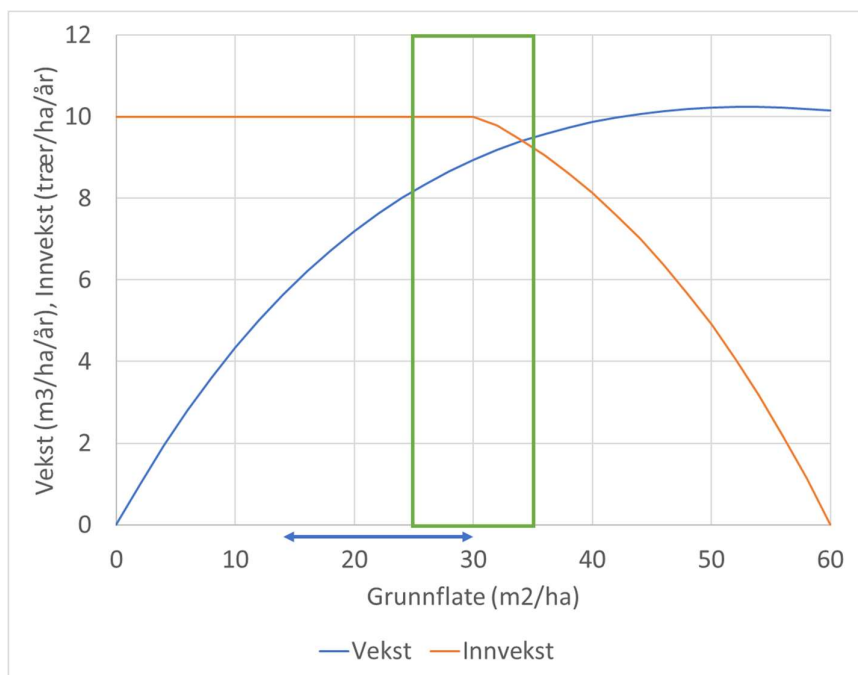
På den andre siden kan bestandene ha en passende flersjiktet struktur, men være for glisne til full produksjon. På høyproduktive voksesteder med høyt foryngelsestempo vil bestandstettheten nærme seg en produksjonsoptimal tilstand innenfor noen få år eller årtier (Moan, 2021). På mindre produktive arealer, for eksempel i fjellskogen, ville denne prosessen ta mange årtier, som eksemplet for bledningsfelt 329 på Hirkjølen illustrerer (Andreassen, 1994b; Moan, 2021). Her kan planting eller såing være tiltak for å øke tempoet til foryngelsen, som ofte er begrensende for å øke bestandstettheten. For skogeiere med mindre fokus på produksjon kan den lange tidshorisont til neste hogst i for glisne bestand være akseptabelt, samtidig som bestandsstrukturen ofte innstiller seg i den periode av seg selv.

Passende tetthetsintervaller for grandominerte bledningsbestand kan avledes av produksjonsundersøkelser (avsnitt 2.2.1) og foryngelsesstudier (avsnitt 2.2.2).

Bestandstettheten måles i bledningskogen gjerne som bestandsvolum, fordi trær har sterkt varierende høyder. Målinger av bestandsvolumet er veldig resurskrevende, spesielt i bledningsbestand med mye variasjon. Optimal bestandstetthet målt som bestandsvolum vil variere med bonitet, fordi trehøydene vil være større på bedre boniteter.

Grunnflate er et godt alternativ til å måle bestandstetthet, også i bledningsbestand. Variabelen er enklere å måle og utjevner bonitetsforskjellene i optimal tetthet som bestandsvolumet har. Første innledende analyser av Brunner i 2022 med det norske datamaterialet har bekreftet et felles intervall for grunnflate med optimal vekst på tvers av bonitetene (Figur 2). Enkle øvelser med planleggere i KONTUS-feltene gjennomført av Brunner i 2022 og 2023 har vist at det er mulig å estimere grunnflate med relaskop også i bledningsbestand (se også Figur 6). Produksjonsoptimal grunnflate for bledningsbestand i Norge ser ut til å ligge rundt 30 m²/ha (Figur 5). Mellom hogstene kan grunnflaten derfor variere mellom 25 og 35 m²/ha og fortsatt være innenfor det produksjonsoptimale området. Disse anbefalingene er foreløpige og må testes videre når flere data blir tilgjengelige.

For andre treslag enn gran er ikke data tilgjengelig til å vurdere effekten av bestandstettheten på produktiviteten og rekrutteringen i bledningsbestand.



Figur 5. Optimal bestandstetthet i grandominert bledningsskog.

Den grønne boksen indikerer området fra 25 til 35 m²/ha grunnflate. Innenfor dette grunnflateintervallet vil produksjonen være høy og innveksten være tilstrekkelig.

Modellen for veksten er en modifikasjon av modellene presentert i Moan (2021) (se Figur 2). Veksttallene gjelder for en bonitet G23. Blå pil under x-aksen angir området som er dekket av data fra de norske bledningsforsøk i analysen; modellprediksjoner utenfor dette grunnflateintervall er ekstrapolasjoner. Ved en maksimal bestandstetthet for gran på 50-60 m²/ha vil veksten flate ut og innveksten være sterkt redusert.



Figur 6. Øvelse med grunnflatemåling med relaskop i et flersjikt bestand ved Tryvann 22.09.2023. Foto: Andreas Brunner.

Konklusjon

Vurdering av bestandstetthet for egnethet for bledningssystemet er tett knyttet til vurderingen av bestandsstrukturen.

For tette bestand vil sjeldent ha en flersjiktet struktur.

For åpne bestand kan ha en flersjiktet struktur, men produserer for lite.

Grunnflate er egnet til å vurdere bestandstettheten i bledningsskogen.

Produksjonsoptimal grunnflate i grandominert bledningsskog varierer i intervallet 25 til 35 m²/ha mellom hogstene.

3.5 Stabilitet

Begrepet stabilitet betegner motstandsdyktighet mot vindfall og stormbrekk. Motstandsdyktigheten i skogbestand er sammensatt av to komponenter: enkelttrestabilitet og bestandsstabilitet (bestandsstabilitet omtales ofte også som sosial stabilitet). Trær med god enkelttrestabilitet kjennetegnes av lange og symmetriske kroner, stammeformer med stor avsmaling og store og dypt forankrede rotsystemer. Bestandsstabiliteten er generelt høyere i tette bestand fremfor glisne bestand, men dette gjelder bare hvis de enkelte trærne har en viss minste stabilitet. Snøbrekk kan opptre isolert på grunn av høy snølast, men store skader opptrer oftest i kombinasjon med vindpåvirkning.

Trær som vokser opp som enkelttrær i bledningsskogen har oftest en veldig høy enkelttrestabilitet med lange kroner og tilsvarende store rotsystemer. Likevel kan asymmetriske kroner forekomme, som øker faren for snøbrekk. Bestandsstabiliteten har lite å si i bledningsskogen, fordi bestandene holdes relativt åpne og enkelttrestabiliteten er derfor viktigere. Likevel fører den forholdsvis konstante bestandstetthet over tid i bledningsskogen til økt stabilitet, fordi bestandene ikke åpnes opp med kraftige tynninger på noe tidspunkt. Variasjonen i bestandstettheten innad i bestandene fører også til at vindfall gjerne er begrenset til enkelte trær eller grupper og ikke forplanter seg til store deler av bestandet. Mindre trær er i bledningsskogen ofte skjermet for vindpåvirkning og snølast av større trær, og er derfor normalt ikke påvirket av stormskader (Vitkova and Dhubhain, 2013).

Høyden til de største trærne og tyngdepunktet til kronen over bakken spiller en viktig rolle for vindfallsrisikoen. Bestandshøyden og høydefordelingen i bledningsskogen har lite variasjon over tid og derfor gjelder sammenheng med økende risiko forbundet med bestandsutviklingen kun i begrenset omfang. I bledningsskogen finner man også gjerne en positiv sammenheng mellom trehøyde og kronelengde, hvor de største trærne har den største kroneandel og derfor den største enkelttrestabilitet.

På tross av disse generelle fordeler for stabiliteten i bledningsskogen har det forekommet både vindfall og snøbrekk i bledningsfeltene i Norge (Moan, 2021). Vindfall var oftest begrenset til enkelte trær eller grupper og også ofte betinget av kantskader fra nærliggende flatehogster. På de små forsøksfeltene utgjorde disse skadene i enkelte tilfeller en relativ stor andel av totalproduksjonen. Snøbrekk kan også ramme ganske kraftig i bledningsskogen. Selv om det ikke fører til mortalitet, er kvaliteten gjerne forringet. Felt 1-2 i Nord-Odal (KONTUS-serien) er for eksempel sterkt rammet av snøbrekk. Tilsvarende observasjoner er dokumentert fra Finland (Valkonen, Giacosa and Heikkinen, 2020) (se avsnitt 2.2.1). Pukkala, Laiho and Lande (2016) rapporterer vindfallskader fra et forsøk i Finland som inkluderer tynningsmetoder som ligner på bledningshogster. I disse behandlingene var vindfallsrisikoen betydelig lavere enn i vanlige tynninger eller skjermstillinger og i samme størrelsesorden som i utynnede bestand.

Nevalainen (2017) har sammenfattet kunnskap om risiko for skader i bestand forvaltet med lukkede hogster sammenlignet med bestandsskogbruket for finske forhold. Det meste av disse dokumenterte eller estimerte forskjellene gjelder også for norske forhold. For bledningssystemet rapporteres om mindre risiko for vindfall og snøbrekk sammenlignet med ensartede og ensaldrede bestand etablert etter flatehogst eller frøtrestilling.

Dobbartin (2002) analyserte stormskader etter de store stormene på 1990-tallet i Sveits og rapporterte en liten tendens til mindre skader i bestand med mer strukturvariasjon.

For egnethetsvurderinger av konkrete flersjiktete bestand vil vurderingen av stabiliteten betinget av bestandskarakteristikk i stor grad være sammenfallende med vurderingen av bestandsstrukturen. I

t tillegg skal kronelengden vurderes. Kronelengden til de dominerende grantrær i bledningsbestand skal være minst 50% av treets høyde.

Selv om risikoen for vindfall og snøbrekk er lavere i bledningsbestand sammenlignet med ensaldrede bestand, er risikoen for disse skader betydelig og skadene kan være ganske omfattende også i bledningsskogen, hvis den meteorologiske situasjonen fører til ekstreme belastninger. Mindre skader i form av enkelte trær eller grupper av trær truer ikke strukturen i bledningsskogen, men kan likevel gi et betydelig økonomisk tap. I motsetning til den vanlige tynningsfrie flatehogstdriften vil de hyppige inngrep i bledningssystemet gi anledning til å høste noen av de skadde trærne, når disse forekommer enkeltvis og spredt.

Evalueringskriterier bør inngå i voksestedsklassifiseringen og evalueringen av treslagets tilpasning til voksestedet (avsnitt 3.1). I tillegg til kriterier knyttet til treslag, enkelttre- og bestandsstabilitet (fytosentriske faktorer), må også voksestedsfaktorer vurderes, som eksponering, høydelag og jordbunnsforhold (geosentriske faktorer). Jordbunnsforholdene kan begrense forankringen for gran betydelig og derfor redusere stabiliteten. Selv i eksisterende flersjiktete bestand må derfor denne geosentriske delen av stabiliteten vurderes nøye.

Det finnes beklageligvis ikke noen modeller som kan kvantifisere risikoer for vindfall og snøbrekk i bledningsbestand basert på geosentriske, meteorologiske og bestandskriterier. Vurderingene må derfor anvende de generelle sammenhenger som er kjent for enkelte av disse faktorer og være nøkterne med å vurdere skaderisikoer. Risikoen for kantskader på grunn av tiltak i nabobestand må også vurderes på samme måte som ved andre hogstformer.

Konklusjon

Risikoer for vindfall og snøbrekk i bledningsbestand er lavere sammenlignet med ensaldrede bestand. Risikoen for disse skader er likevel til stede og skadene kan være omfattende.

Voksestedsklassifiseringen vurderer de geosentriske kriterier for vindfall og snøbrekk. På noen voksesteder er gran utelukket på grunn av for høy risiko, for eksempel på skrin jord eller jordtyper med høytstående vann.

Kriterier som kan benyttes for å vurdere stabiliteten i bledningsbestand er ofte sammenfallende med kriterier som en må benytte for å vurdere bestandsstrukturen. I tillegg må kronelengden til de dominerende trær vurderes.

3.6 Skader

Gjenstand for dette avsnittet er skader forårsaket av sopp, insekter og andre dyr. Skader fra vind og snø er behandlet i avsnitt 3.5, skader fra hogstaktivitetene i avsnitt 3.7.

Evaluering av disse kriterier inngår i evalueringen av treslagets tilpasning til voksestedet (avsnitt 3.1) så langt det er en sammenheng mellom skaderisikoen og voksestedsfaktorer.

Nevalainen (2017) har sammenfattet kunnskap om risiko for skader i bestand forvaltet med lukkede hogster sammenlignet med bestandsskogbruket for finske forhold, basert på sakkyndige vurderinger av ulike "case". Det meste av disse dokumenterte eller estimerte forskjellene gjelder også for norske forhold. Den samlede vurdering i artikkelen er at lukkede hogster har langt mindre risiko for de fleste vanlige skader enn ensartede og ensaldrede bestand etablert etter flatehogst eller frøtrestilling. Noen få skader er like alvorlige i flersjiktete bestand: Rotrâte og skader på trær av alle størrelser under hogsten.

I bledningsbestand har de dominerende trær på grunn av deres enkelttrevis oppvekst oftest høy vitalitet, som indikeres av lange og tette kroner. Den høye vitaliteten setter dem i stand til å forsvare seg mot en rekke angrep fra sopp og andre skadegjørere. Trær i undersjiktet har kortere kroner og eventuelt mindre vitalitet og forsvarsevne.

Rotrâte i gran (*Heterobasidion*) er et alvorlig problem og begrenser muligheten for å dyrke gran på arealer som er infisert, uansett hogstformen som velges. Rotrâte er et problem som først de siste årtier sakte har kommet til bevissthet i norsk skogbruk. I tynningsfri drift, som var vanlig i gran i hele perioden siden 1950 de fleste plasser, er infeksjonsrisikoen redusert. Med økende tynningsaktivitet i gran de siste årtier blir rotrâte et viktig tema. Nyinfeksjon på stubbene og spredning fra infiserte trær som fjernes (vegetativ spredning) fører til økt råteforekomst i tynnede bestand og etter lukkede hogstingrep, hvis ikke beskyttelsestiltak brukes (vinterhogst, stubbebehandling). Den manglende tradisjon for tynning i gran i Norge fører til at mange skogforvaltere ikke er oppmerksom på disse problemene. Det finnes fortsatt mange regioner uten tynningsaktivitet i gran og tilsvarende manglende bevissthet på råteinfeksjonsrisikoen ved lukkede hogster.

Høyere forekomst av rotrâte i gran på jordtyper med høyt kalkinnhold begrenser bruk av gran på disse voksesteder, for eksempel mange plasser rundt Mjøsa med berggrunn av kalk. Vegetasjonstyper som indikerer kalkrik jord, slik som lågurttypen, vil ofte være mere råteutsatt enn andre typer (Hysten and Granhus, 2018).

I bestand hvor rotrâte hindrer fortsatt grandyrkning er det en alvorlig begrensning for bledningssystemet. Gran som det eneste naturlige hjemmehørende skyggetålende treslag i Norge er en avgjørende del av bledningssystemet. Bledningssystemer med mindre skyggetålende treslag fører til mindre produksjon og derfor kan rotrâte være avgjørende for valg av hogstform.

Rotrâte i gran kan være et sterkt begrensende kriterium for bledningssystemet hvis virkesproduksjonen er det eneste mål med driften. Ofte har eiere andre mål med forvaltningen som kan gjøre det akseptabelt at råtefaren er av samme størrelsesorden, eller noe høyere, enn i ensaldret drift.

Rotrâte spres fra infiserte stubber og rotsystemer til nabotrær. Her snakker vi ikke om nyinfeksjon på stubbeoverflaten, men om råte som har vært i treet i lang tid før hogsten. Spredningen går fortere når infiserte trær hogges, fordi treet ikke lengre motvirker råtesoppen. Dette gjelder etter flatehogst, tynning og etter lukkede hogster. Denne infeksjonsveien fører i mange tilfeller til langt mer råte enn nyinfeksjoner på stubbeoverflatene.

I sterkt infiserte bestand er videre dyrkning av gran forbundet med veldig høy risiko for råteinfeksjon. Treslagsskifte er her eneste mulighet.

Undersøkelser i flersjiktete bestand (Metslaid et al., 2018; Piri and Valkonen, 2013) viser råtespredning fra gamle trær og stubber til neste generasjon. Begge studier har undersøkt spredning over flere årtier, men ikke over hele livsløp til neste generasjon. På grunn av lengre livsløp er trær i flersjiktete bestand mer utsatt for råteinfeksjon enn i ensaldrede bestand med korte omløpstider. Videre har trær i tette grupper av naturlig foryngelse høyere risiko for infeksjon alene på grunn av redusert avstand til andre trær og derfor økt risiko for overføring av råte gjennom rotsystemet. Og til sist kan det tenkes at forhåndsforyngelsen i undersjiktet kan ha mindre ressurser til å bekjempe soppinfeksjonen. Soppinfeksjonen ligger også ofte i mange år bare i rotsystemet innen den eventuelt senere sprer seg til stammen. Derfor er det i praksis, men også i forskningsstudier, ikke mulig å finne alle råtesoppinfeksjoner. Infeksjonsraten var i begge eksempler 20-30%. Antall trær infisert fra et genet (samme soppindivid, bekreftet med genetiske undersøkelser) var noe høyere enn i sammenlignbare ensaldrede bestand (lengre tid, tettere bestand).

Treslagsblanding reduserer rotråteforekomsten fordi avstanden mellom to trær er større (Linden and Vollbrecht, 2002). Snittavstand for råtespredning til nabotrær kan være 5 m (Piri and Valkonen, 2013), men det er også dokumentert spredning over større avstander (Metslaid et al., 2018). Det er begrensede muligheter for treslagsblanding i bledning med gran, fordi skyggetålende arter uansett kommer til å forynge seg tett. Likevel kan treslagsblanding med furu og bjørk være en mulighet, hvis foryngelsestetthet kan kontrolleres.

Selv om det finnes muligheter til å begrense ny råteinfeksjon på stubbene ved å hogge om vinteren eller bruke stubbebehandling, så kan vegetativ spredning fra rotsystemer av allerede infiserte trær ikke unngås.

Skader etter angrep på gran fra **barkbiller** er ofte tegn på ikke stedstilpasset treslag. Voksestedskartlegging og stedstilpasning er derfor en avgjørende forutsetning for bledningssystemet. Mer frittstående og vitale gamle trær og mindre vindfall er ellers en fordel for bledningsbestand. Det spekuleres også på om flere av barkbillenes antagonister er til stede i død ved i bledningsskogen enn i ensaldrede bestand (Nevalainen, 2017).

Skader på foryngelse etter gnag av **gransnutebiller** er mye lavere ved bledningshogst enn i bestandskogbruket (Björkman et al., 2015; Långström and Day, 2004). På en stor, åpen hogstflate er det både mye foryngelsestrat for billene i form av stubber og stubberøtter, og høyere temperaturer på flata gir rask utvikling av egg og larver. I bledningsskogen er både tilgangen på stubber og temperaturen lavere. Billene har i tillegg andre matkilder i kronene og i vegetasjonen og gnager derfor mindre på småplantene. I tillegg viser naturlig foryngede planter større motstandskraft mot billenes gnag enn nyplantede kulturplanter. I områder med store skader etter gransnutebiller kan bledning (og andre former for lukket hogst) derfor i betydelig grad redusere problemet.

Beiteskader er ikke et betydelig problem for gran i Norge (unntatt i noen strøk med høy hjortebestand), men andre treslag som også skal brukes som innblanding eller hovedtreslag i bledningsbestand i fremtiden kan være utsatt. Spesielt furu og lauvtreslag kan hindres i rekrutteringen i bledningsbestand. Det ble for eksempel funnet i KONTUS-feltene (Aulie, 2013) hvor furuplantene ble hardt beitet. I bledningsbestand er små trær lengre i beitehøyde enn i mer åpne bestand. Det spekuleres også på om små planter under skjerm kan være mer attraktive for beitende dyr, enten på grunn av deres kjemiske sammensetning eller på grunn av den beskyttede situasjon for beitedyrene under skjerm. I områder med høyt beitepress er bruk av bledningssystemet med beitefølsomme tre-

slag derfor utelukket. Beskyttelsestiltak for enkelte planter er dyrt og vanskelig å systematisk anvende, fordi det på grunn av de ekstremt lange foryngelsestidsrom ikke er mulig å predikere hvilke små trær som er rekrutter til fremtidsbestandet. Reduksjon av beitedyrpopulasjonen er derfor den eneste løsning på problemet.

Konklusjon

Den største trussel mot bledningssystemet i grandominerte bestand er rotråte. Det er fremfor alt den vegetative spredning fra allerede infiserte trær som gir utfordringer i bledningssystemet. Bledningssystemet har sannsynligvis noe økt risiko for infeksjon og spredning av rotråte. Uansett hogstform, bør gran ikke brukes på voksesteder med råteinfeksjon. Egnethetsvurderinger er vanskelig å gjennomføre, fordi det er umulig å vurdere omfanget av råteforekomsten i stammer og rotsystemer i stående skog.

Barkbilleangrep på gran er oftest et tegn på ikke stedstilpasset treslag.

Beiteskader kan gi utfordringer med innblanding av furu og lauvtreslag i bledningsbestand.

3.7 Driftsteknikk

Avsnittet omhandler tre temaer: driftstekniske metoder, kompetanse til personene som utfører driften og skader under driften. Disse tre temaer henger sammen og blir derfor behandlet sammen i avsnittet.

Motor-manuell drift blir ofte brukt i bledningsbestand i Sentraleuropa. Dette er delvis en konsekvens av langt høyere måldiametre i disse regioner. Trær med dbh mellom 60 og 100 cm er vanskelig å håndtere med hogstmaskiner fra stor avstand, for eksempel 10 m fra stikkveien. Samtidig gir motor-manuell drift gode muligheter til å styre fallretningen inn mot stikkveiene og derfor unngå skader på gjenstående trær (Fjeld and Granhus, 1998; Granhus and Fjeld, 2001). Med måldiametre rundt 40 cm dbh i Norge er det mulig å bruke **hogstmaskiner** til hogsten i bledningsskogen. Motor-manuell drift er vanligvis heller ikke noe alternativ i Norge lengre på grunn av mangel på utstyr og personale. Maskinelle hogster i bledningsskogen krever store maskiner, fordi det høstes store trær og det er avgjørende å kontrollere trærne under felling for å redusere omfanget av skader på gjenstående trær i alle størrelser.

I bledningshogstene er det viktig å bruke faste **stikkveier**. Kjøring på hele arealet bør ikke skje, ikke minst av hensyn til rekrutteringen. Faste stikkveisystemer er også viktig for å konsentrere skader på trærne til en sone i kanten av stikkveien (Granhus and Fjeld, 2001; Surakka et al., 2011). Det er derfor viktig å anlegge et passende stikkveisystem ved første bledningshogst.

Bledningssystemet trenger inngrep hvert 10.-20. år (avsnitt 4.2). Derfor argumenteres det ofte med at bare bestand nærmest vei og i ikke for bratt terreng er egnet. Sammenligner man hyppigheten av inngrep i bledningsbestand med intensivt drevet ensaldret granskog med 1 – 2 tynninger, er forskjellen i **inngrepsintervallene** ikke så stor lengre. Lange driftsveilengder fører til høyere kostnader, uansett hogstform. Bledningssystemet i seg selv er derfor sjeldent grunnen til at arealer langt fra skogsbilvei må drives mindre intensivt eller at inntekten fra disse arealer anses som mindre viktig. I denne egnethetsvurderingen må også andre forvaltningsmål til skogeieren tas hensyn til.

I bledningshogstene må det tas stort hensyn til alle resterende trær, og skader må unngås. Liknende hensyn gjelder for tynningsdrifter eller andre lukkede hogstformer. Bledningshogster bør derfor bare gjennomføres av **maskinførere** med lang erfaring i tynning eller andre lukkede hogstformer. I mange regioner i Norge er ikke maskinførere med passende erfaring tilgjengelig i dag. Dette kan endre seg i den nærmeste fremtiden, spesielt hvis også tynningsaktiviteten økes som et tiltak i omstilling til lukkede hogster og klimatilpasning. Det finnes mange interesserte maskinførere som gjerne vil få nye utfordringer i form av tynningsdrifter og nye hogstformer. Flaskehalsen kan vise seg å være etterutdanningstilbudene for disse maskinførerne.

I bledningshogstene er det avgjørende å unngå **skader på trær av alle størrelser**. I motsetning til andre lukkede hogstformer, som for eksempel skjermstilling, etablerer det seg sjelden en tett foryngelse, som vil gjøre det «tillatt» å skade noe av gjenveksten fordi tettheten er så høy. Foryngelsen i bledningsskogen utvikler seg i stedet over mange årtier til trær i mellom- og oversjikt og vokser ofte opp som enkelttrær og ikke i tette grupper (avsnitt 2.2.2). Skader på gjenveksten kan derfor på sikt føre til redusert innvekst og tap av den optimale flersjiktete bestandsstruktur.

Det vil ikke være mulig å drive hogstene helt uten skader, men skadene må begrenses til et minimum. Dette krever erfarne maskinførere, som er i stand til å kontrollere trærne under alle operasjoner for å unngå skader. Med større maskiner er det bedre muligheter til å kontrollere trærne enn med mindre maskiner.

Fjeld and Granhus (1998) og Granhus and Fjeld (2001) rapporterer om flere skader på gjenstående trær og foryngelse jo høyere hogstintensiteten var i forsøksruter etablert på 1990-tallet med selektive hogster. Også i bledningsbestand i Finland var skadefrekvensen i små trær avhengig av hogstintensiteten. Surakka et al. (2011) understreker også at variasjonen i hogstintensitet og tilhørende skadefrekvens kan være stor innenfor bledningsbestandene og at middelverdier for hele bestandet derfor er lite interessant å se på. Større forhåndsgjenvækt hadde en større sannsynlighet for å bli skadet enn mindre planter (Granhus and Fjeld, 2001; Surakka et al., 2011).

Oppstår skader under driften, må disse trær helst fjernes. For store trær kan dette gjøres under driften. For mindre trær, som har fått toppbrekk kan det være nødvendig med et ungskogpleieliknende inngrep litt senere. For å redusere skader på små trær kan også værforholdene benyttes aktivt. Frosne skudd kan knekke fortere under belastningen enn ellers (Eliasson, Lageson and Valinger, 2003; Granhus and Fjeld, 2001), slik at det kan være gunstig å unngå å hogge i perioder med streng kulde. På den andre side kan små trær være beskyttet av snø under driften. Gitt de mange forskjellige hensyn til trær og marken og de vekslende og ikke forutsigbare værforhold, vil det i praksis ofte være vanskelig å anvende disse råd (Surakka et al., 2011).

Bledningshogstene må også utføres slik at en unngår **markskader** i stikkveiene. Rotsystemene til kanttrærne skal bevares og ikke utsettes for råteinfeksjonsfare. I sammenheng med egnethetsvurderingen er det derfor viktig å se på bæreevnen og muligheten for vinterdrifter.

Nevalainen (2017) har sammenfattet kunnskap om risiko for skader i bestand forvaltet med lukkede hogster sammenlignet med bestandsskogbruket for finske forhold. Det meste av disse dokumenterte eller estimerte forskjellene gjelder også for norske forhold. Den samlede vurdering i artikkelen er at lukkede hogster har langt mindre risiko for de fleste vanlige skader en ensartede og ensaldrede bestand etablert etter flatehogst eller frøtrestilling. Noen få skader er like alvorlig i flersjiktete bestand: **Rotråte og skader på trær av alle størrelser under hogsten.**

I tillegg til kompetansen hos maskinførerne må også kompetansen om bledningshogster være på plass hos planleggerne som bestiller disse hogster. Også her kan etterutdanningskapasiteten være begrensende i den nærmeste fremtid. I tillegg til kompetanse er også tydelig kommunikasjon om alle detaljer nødvendig. Bledningshogster krever langt mer detalj i planlegging og utføring og alle disse detaljer og føringer må kommuniseres tydelig mellom partene.

Konklusjon

I bledningsdrifter trengs store maskiner for å høste store trær (måldiameter 40 cm dbh) også i lang avstand fra stikkveien.

I bledningsdrifter må det brukes faste stikkveier. Stikkveisystemet skal etableres i første bledningsdrift.

For bledningsdrifter trengs maskinførere med lang erfaring i tynning eller andre lukkede hogstformer. I mange regioner er det ikke tilgang til personale med den type erfaring i dag. Etterutdanning av maskinførerne vil møte noen resursbegrensninger de neste årene.

Skader på gjenstående trær av alle størrelser og marken må unngås i bledningshogster.

3.8 Økonomi

Det diskuteres ofte om bledningssystemet systematisk har andre økonomiske resultater enn ensaldrede skjøtselssystemer. Spørsmålet kan ikke besvares med data som er tilgjengelig i Norge nå. En slik undersøkelse ville optimalt kreve en sammenligning av begge skjøtselssystemer på samme lokalitet, over hele omløpet for ensaldrede systemer og for bestand i perfekt bledningsstruktur og optimal bestandstetthet over minst et inngrepsintervall. Forsøk av den slag er aldri gjennomført, ikke i Norge eller andre plasser. Alle beregninger som er forsøkt baserer seg på en lang rekke med antakelser om produksjon og økonomiske konsekvenser i begge systemer (Rämö and Tahvonen, 2017; Tahvonen and Rämö, 2016; Vitkova and Dhubhain, 2013). Det finnes få forsøk av beregninger av den slags for norske forhold. Andreassen and Øyen (2002) simulerte økonomiske resultater etter en første omstillingshost til bledning (uspesifisert) i seks forsøksfelt i Trøndelag. Den største ulempen med metodene brukt i denne simuleringen er den upassende vekstmodell, som ikke er i stand til å simulere vekst i bledningsskog og den skjønsmessige justering av produksjonen, som gjentar manglene i analysen til (Andreassen, 1994b) (se avsnitt 2.2.1). Eksempelet viser også at produksjonsmodellene brukt i disse simuleringene er avgjørende for resultatene av de økonomiske beregningene, også vist av Parkatti et al. (2019). Det finnes ikke noen vekstmodeller for bledningsbestand i Norge, og enkelttremodeller som blir brukt til å simulere bledningsbestand (Bollandsås, Buongiorno and Gobakken, 2008; Gobakken, Lexerod and Eid, 2008) er heller ikke testet mot data fra bledningsforsøkene.

Vi opplever for tiden stor etterspørsel etter bledningssystemet fra en rekke forskjellige skogeiere, både fra små private, store private, kommunale og andre offentlige skogeiere. Dette kan være tegn på at produksjons- og inntektsfunksjonen til skogdriften bare er ett av mange forvaltningsmål for disse eierne og at andre skogfunksjoner vektet høyere. En alternativ forklaring er at disse skogeiere tar beslutningen om å bruke bledningssystemet basert på godt nok grunnlag om de økonomiske konsekvensene og viser økt risikovilje i tilfeller hvor bledningssystemet forventes å ha redusert avkastning sammenlignet med tradisjonelle hogstformer. Vi anser denne siste forklaring for mindre sannsynlig.

Fullstendige evalueringer av de økonomiske konsekvensene av bledningssystemet må se på forhold som påvirker driftspris, tømmerverdi, arealnetto og nåverdi. For driftsprisen har den høyere middel-dimensjon i uttaket (nesten bare trær rundt måldiameteren) og et høyere tidsforbruk per volum-enhet motsatte effekter som i alle fall delvis oppveier hverandre. Dimensjonseffekten har positive konsekvenser for tømmerverdien opp til en maksimumdiameter som kjøperne setter. Effekter av bledningssystemet for kvalitet og tømmerverdi er usikre (Eikenes et al., 1995; Lexerød, 2001) og markedet betaler for tiden ikke for høyere kvaliteter for større mengder.

For nåverdiberegningene spiller tidspunktet for inntektene en stor rolle. Mens det meste av inntekten inntreffer med slutthogsten langt i fremtiden for flatehogstsystemet, er inntektene i bledningssystemet spredt ut jevnt over en lang periode, med korte diskonteringshorisonter for de nærmeste inntekter. Disse forskjellene gir gjerne fordeler for bledningssystemet i nåverdien, men kan også uavhengig av nåverdien settes pris på fra skogeieren på grunn av en jevnere strøm av inntektene.

For vurderinger av egnetheten for bledningssystemet er variasjonen av disse aspekter mellom forskjellige bestand viktigere enn en sammenligning av bledningssystemet med andre hogstformer. Derfor er det fremfor alt vanlige driftstekniske aspekter som er av betydning her, som driftsveilengde og terrengutfordringer. I tillegg kan noen kriterier knyttet til bestandet og behandlingen ha betydning: for lavt stående volum som gjør det nødvendig å vente lenge til neste hogst, skader på trærne på grunn av tidligere hogst, snøbrekk eller andre skader, for grove dimensjoner. De fleste av disse kriteriene er også gjenstand for egnethetsvurderinger utenom deres økonomiske konsekvenser.

Basert på tidsstudier fra første bledningshogster i fire bestand i Sverige har Jonsson (2015) fremlagt prestasjonstall for hogstmaskin og lassbærer, som kan brukes til beregninger for norske forhold, fordi de kvantifiserer den sterke effekten av tredimensjonen og kjørelengden. Sammenligningene med prestasjoner av samme driftslag i tynning og slutthogst, og simuleringer av hele omløp i begge hogstformer i denne studien er sterkt avhengig av antakelsene og kan derfor ikke generaliseres.

Lexerød (2001) har sammenfattet kunnskapsstatusen for over 20 år siden om driftstekniske og økonomiske aspekter av bledningssystemet.

I et forsøk i Tyskland ble et 41 år gammelt granbestand på grunn av snøbrekk åpnet så mye at det dannet bare en skjerm. Dette var starten til en omstilling til bledning, som begynte med at bestandet ble underplantet med skyggetålende edelgranplanter. Forsøket ble igjen målt i alder 58 og fremskrevet videre med vekstmodeller med to forskjellige scenarier: Jevne bledningshogster som fjernet omkring 100 m³/ha i hver hogst og videre underplanting, eller bare få tynninger etterfulgt av flatehogst (Knocke and Plusczyk, 2001). Fordelingen av utgifter og inntekter i begge scenarier demonstrerer fordelene med omstillings- og bledningshogster; å ha en jevn fordeling av inntekter over tid og kort diskonteringsstidsrom. Beregningen av nåverdi for begge scenarier med forskjellige renter viste at omstillingen er lønnsom ved rentekrav over 2,5%.

Basert på data fra de første hogstene i KONTUS-feltene i 2003/04 ble det gjort en rekke økonomiske analyser (Stener, Furuberg and Nordli, 2004; Økseter and Myrbakken, 2005; Øvergaard, 2005). Resultater fra forsøksrutene, hvor maskinføreren har prøvd hogstmetoden for første gang, kan ikke være representativt for anvendelsen av bledningshogster på større arealer med erfarne maskinførere. De første hogstene i disse forsøksrutene og bestand avviker også fra senere drifter, fordi man her først har prøvd å skape en bledningsstruktur og samtidig fjernet mange trær med dårlig kvalitet.

Stener, Furuberg and Nordli (2004) har fremlagt resultater fra tidsstudiene i fem av driftene og peker fremfor alt på høyere tidsforbruk av lassbærene sammenlignet med flatehogst og høye skadeandeler på gjenstående trær i KONTUS-driftene. Resultatene er ikke spesifisert etter tredimensjonene. Økseter and Myrbakken (2005) har beregnet nåverdier for KONTUS-hogstformen og sammenlignet med flatehogstsystemet, men uten gode modeller for trærnes vekst etter hogst, noe som gjør resultatene mindre interessante.

Konklusjon

Det finnes for lite kunnskap i form av empiriske resultater eller passende modeller til å kunne sammenligne økonomiske resultater av bledningssystemet med andre hogstformer i Norge.

For egnethetsvurderinger av konkrete bestand brukes bare enkelte elementer av den samlede økonomiske vurderingen. Dimensjoner i uttaket og driftsveilegde har stor effekt på driftskostnadene i bledningshogstene. Det finnes foreløpige kostnadsfunksjoner fra Sverige som kan brukes i den sammenheng.

4. Gjennomføring av selektive hogster

I motsetning til flatehogst og andre lukkede hogstformer er bledningshogst en kompleks oppgave som krever en rekke hensyn på bestands- og enkelttreenivå, både i planleggingen og gjennomføringen. Veiledningen av planleggerne og maskinførerne kan derfor ikke forenkles til enkle regler. Personalet som gjennomfører disse hogstene må ha kunnskap om grunnleggende detaljer i hele systemet og være i stand til å tilpasse behandlingene til situasjonen i bestandene og på voksestedet. Spesielt maskinførerne må ha kompetanse til å velge ut de riktige trær til hogst under driften. Disse oppgavene ligner oppgavene under tynning og andre lukkede hogstformer og er helt forskjellig fra arbeidet med flatehogst eller frøtrestilling.

Vi behandler i dette avsnittet temaer som er aktuelle under gjennomføring av bledningshogstene, etter at planleggingen har konkludert med at disse bestand er egnet for bledningshogster (avsnitt 3).

Temaene er:

Hogstintensitet, hogstintervaller, bestandsstruktur, muligheter for å skape bestandsstruktur i bestand med mangelfull struktur, treutvalg, begrensning av kjøring til faste stikkveier, skadeforebygging og råteinfeksjonsrisiko.

Grunnlagene for disse temaene er beskrevet tidligere i avsnitt 2 og 3.

4.1 Hogstintensitet

Bestandstetthet og bestandsstruktur i bledningsskogen må holdes innenfor rammer som fører til maksimal mulig volumproduksjon og samtidig tillater rekruttering (innvekst). Økning i volumproduksjonen kan antas å flate ut når bestandstettheten er over 30 m²/ha og nærmer seg den maksimale tetthet på 50-60 m²/ha (Moan, 2021) (se avsnitt 2.2.1 og 3.4). Innveksten er uavhengig av bestandstetthet mellom 10 og 30 m²/ha men kan antas å gå ned når bestandstetthet økes utover det (Moan, 2021) (se avsnitt 2.2.2 og 3.4). Det anbefales derfor å holde bestandstettheten mellom 25 og 35 m²/ha grunnflate for å holde veksten opp og tillate rekruttering (se avsnitt 3.4). Denne anbefalingen kan være uavhengig av bonitet, fordi grunnflate varierer mindre med bonitet enn volum. For en G20-bonitet kan denne anbefalingen oversettes til et stående volum mellom 200 og 300 m³/ha.

For å opprettholde høy nok produksjon og samtidig tillate rekruttering bør bestandstettheten være over 25 m²/ha grunnflate etter hogsten. Hyppigere og derfor mindre sterke hogster kan være positivt fordi man unngår sterke svingninger i bestandsstrukturen (Lundqvist, Cedergren and Eliasson, 2014). Normalt vil man først hogge når en minste mengde kan hogges, gjerne omkring 100 m³/ha. Hvis målet er å opprettholde en minste bestandstetthet på 200 m³/ha på en G20 bonitet må derfor stående volum før hogsten være 300 m³/ha. Andre volummål kan være aktuelt for andre boniteter. I praksis vil det være enklere å bruke grunnflate til disse målsetninger.

En bledningshogst som fjerner 100 m³/ha i et bestand med 300 m³/ha før hogst, fjerner 33% av stående volum eller grunnflate. Inngrepsstyrken er svak og passende for bledningshogsten. Men det er ikke inngrepsstyrken som skal brukes til å planlegge hogstintensiteten. Det er viktigere å opprettholde en minste bestandstetthet, som garanterer full produksjon.

Tilretteleggelsen for foryngelsen er ikke målet med hogstene. Foryngelsen vil etablere seg over mange årtier, bare bestandet er konstant åpent nok. Foryngelsen vil utvikle seg til små trær i løpet av mange årtier og det trenges et langt mindre antall små trær enn i bestandsvise foryngelser for å kunne oppnå en innvekst på 10 trær per ha og år.

Anleggelse av **stikkveisystemer** under den første bledningshogsten vil føre til større volum som tas ut. Stikkveien alene fjerner 20% av volumet eller grunnflaten. Derfor må eventuelt hogstintensiteten i mellomfeltene justeres ned for ikke å redusere den totale bestandstettheten for mye.

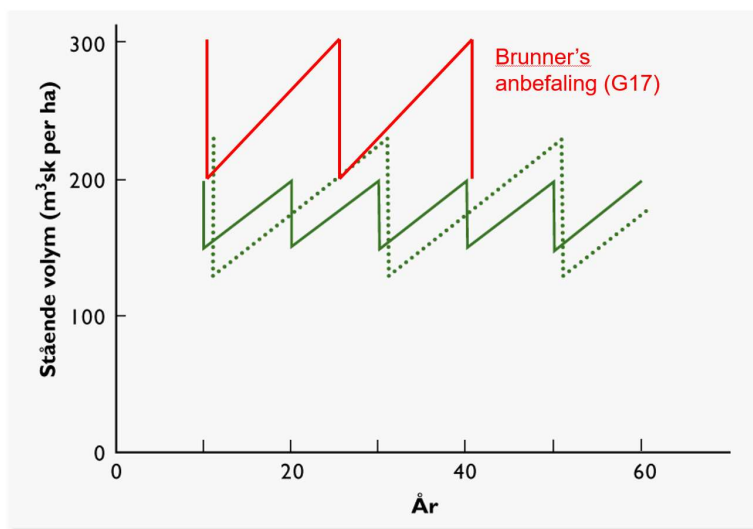
Konklusjon

Hogstintensiteten planlegges basert på den minste bestandstetthet som skal opprettholdes for å garantere full produksjon. Dette vil ofte være en grunnflate på 25 m²/ha etter hogst.

Den minste mengde som man ønsker per hogst avgjør hogstintensiteten og tidsintervall mellom hogstene. På grunn av kostnadene vil minstemengden ligge rundt 100 m³/ha.

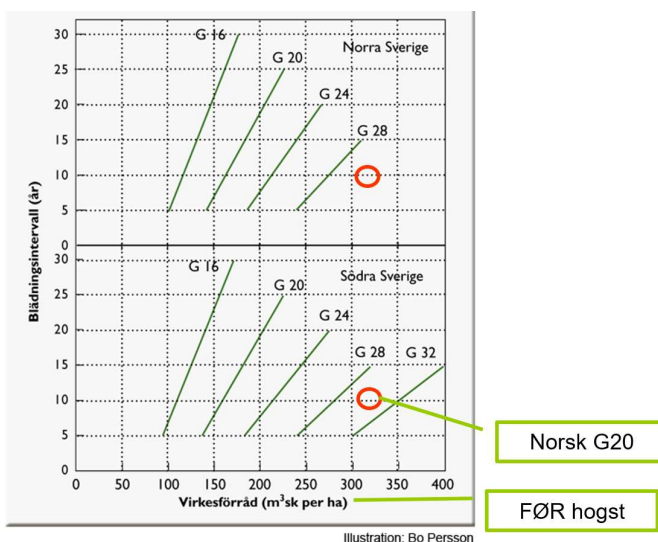
4.2 Hogstintervaller

I bledningsbestand med optimal struktur høster man nesten bare trær som har nådd måldiamete- ren, gjerne i intervaller som garanterer minst 100 m³/ha hogstvolum (Lundqvist, Cedergren and Eliasson, 2014). Avhengig av ønsket uttaksmengde per hogst, kan hogstintervallene være kortere el- ler lengre (Figur 7). Videre bestemmer boniteten, hvor lang tid det tar, innen ønsket uttaksmengde er vokst til og kan tas ut (Figur 8). Også for bestemmelse av hogstintervallene er det avgjørende å ikke senke bestandstettheten under det som garanterer full produksjon (se avsnitt 2.2.1, 3.4 og 4.1).



Figur B18. Skogsskøtselserien nr 11, Blådningsbruk, Skogsstyrelsen, text: Lars Lundqvist, Jonas Cedergren, Lars Eliasson , 2009

Figur 7. Sammenheng mellom hogstmengde og hogstintervall fra Lundqvist, Cedergren and Eliasson (2014) (grønne linjer): Med en mindre hogstmengde (50 m³/ha) kan det hogges oftere (gjennomtrukket linje) enn med en stor hogstmengde (100 m³/ha) (stiplet linje). Den røde linje viser anbefalingene til Brunner, som anbefaler et minste stående volum på 200 m³/ha (avsnitt 4.1). På en G17 bonitet vil det ta 15 år å samle opp 100 m³/ha til neste hogst (Moan, 2021).



Figur B19. Skogsskøtselserien nr 11, Blådningsbruk, Skogsstyrelsen, text: Lars Lundqvist, Jonas Cedergren, Lars Eliasson , 2009

Figur 8. Anbefalinger for hogstintervaller og bestandstetthet avhengig av bonitet i Sverige fra Lundqvist, Cedergren and Eliasson (2014). Anbefalte bestandstettheter er i samme størrelsesorden som angitt i avsnitt 4.1, her bare gitt som stående volum **før** hogst.

Utsetter man bledningshogsten, lukker bestandet seg og overstiger den anbefalte ramme for optimal bestandstetthet (avsnitt 3.4). Konsekvensen ved lange overskridelser kan være at bestandene blir så lukket at foryngelsen og rekrutteringen stopper og at bestandet som konsekvens av dette mister bledningsstrukturen. Denne sammenheng illustrerer at bledningssystemet aktivt må motarbeide den naturlige bestandsdynamikken med hyppige og svake inngrep. Det finnes likevel fleksibilitet til å utsette hogstene i noen år, uten at bledningsstrukturen står i fare. Dette viser den historiske praksis med bledningshogstene i bondeskogene i Schwarzwald (Tyskland) og Emmental (Sveits), som ikke følger anbefalinger basert på detaljerte registreringer, men behovet for materiale eller inntekt hos eieren (Schütz, 2001). Tidligere inngrep enn det optimale inngrepsintervall er mulig, men har den konsekvens at hogstmengden må reduseres for å opprettholde den minste bestandstettheten.

Konklusjon

Hogstintervaller er avhengig av ønsket uttaksmengde og bonitet. Med en vanlig uttaksmengde på 100 m³/ha varierer hogstintervallet mellom 10 og 20 år på de vanligste granbonitetene.

Det finnes fleksibilitet til å utføre hogster tidligere eller senere, men uttaksstyrken må da tilpasses slik at man opprettholder optimal bestandstetthet som garanterer produksjon, innvekst og at den flersjiktete strukturen ikke går tapt.

4.3 Bestandsstruktur

Målet med bledningshogstene er å opprettholde en flersjiktet bestandsstruktur over lang tid. Selv om man prøver å opprettholde en gitt diameterfordeling, vil bestandsstrukturen variere mye over tid, enten med små avvik fra diameterfordelingen, men fremfor alt med endringene i plasseringen og størrelsen til trærne, som fører til at åpninger oppstår og lukker seg og at noen trær vokser sammen til tettere grupper (Figur 3).

Avsnitt 2.2.4 og 3.3 beskriver prinsippene for diameterfordelinger og metoder for å måle dem i bledningsbestand. Utfordringen er fortsatt å utvikle enkle metoder til å måle diameterfordelinger som er representative for hele bestandet med lite ressursbruk. Enkle stikkprøvemethoder kan hjelpe planleggerne til å få indikasjoner på eventuelle avvik fra bestandsstrukturen som er satt som mål. Det vil være nødvendig å lære opp planleggerne til å gjenkjenne avvik også uten målinger.

Det kan settes mange forskjellige mål for bestandsstruktur og diameterfordeling. Avhengig av treslag, voksestedet, måldiameteren og andre variabler varierer diameterfordelingene som det siktes etter. Foreløpig vil det ikke være mulig å differensiere målsetningene så detaljert. Manglende registreringer og erfaring med bledningssystemet gjør det nødvendig å forenkle forvaltningen. I tråd med forslagene fra Lundqvist, Cedergren and Eliasson (2014) anbefaler vi derfor å bare sette en fallende diameterfordeling som mål og for eksempel bare bruke 4 diameterklasser til disse vurderingene (Figur 4). Måldiameteren vil i de fleste bledningsbestand ligge rundt 40 cm, basert på etterspørsel og pris i dagens tømmermarked.

Vi er også enige med Lundqvist, Cedergren and Eliasson (2014) at bestandstetthet er langt viktigere å kontrollere med høy nøyaktighet enn diameterfordelingen. Lundqvist, Cedergren and Eliasson (2014) har derfor introdusert begrepet *volymblädning*.

Konklusjon

For å opprettholde et flersjiktet bledningsbestand over tid er diameterfordelingen et velegnet styringsverktøy.

Målingene som er nødvendig for å komme frem til representative diameterfordelinger for hele bestandet er veldig omfattende og overstiger ressursene som er tilgjengelig i driftsplanlegging og taksering. Enklere metoder må derfor utvikles og brukes, ikke minst må planleggerne opplæres til å gjenkjenne gode flersjiktete bestandsstrukturer uten detaljerte målinger.

I praksis vil høsting av trær som har nådd måldiameter være det eneste tiltak for å påvirke bestandsstrukturen. Resten av prosessene som fører til innvekst og opprykk til dominerende bestandssjikt skjer gjerne kun i en form for biologisk automatisering (avsnitt 2.2.3).

Det er viktigere å kontrollere bestandstetthet enn bestandsstrukturen. Derfor kan man også sette forenklede mål for bestandsstrukturen.

4.4 Muligheter for å skape bestandsstruktur i bestand med mangelfull struktur

Målsetningen for rapporten er ikke å beskrive omstillingen av ensaldrede bestand til flersjiktete bledningsbestand, for eksempel ved hjelp av tynning til varierende tetthet (Brunner, 2023b). Avsnittet handler derfor bare om mindre avvik i bestandsstrukturen i bestand som har en flersjiktet bledningsstruktur.

Det finnes to eksempler på mangelfull bestandsstruktur som gjør det nødvendig å reagere med tiltak under bledningshogstene.

Det første eksempel er bestand som har utviklet en flersjiktet struktur av andre grunner enn bledningshogster. I disse bestand er det mulig å begynne med bledningshogster uten store omstillingsprosesser og med bare små justeringer i bestandsstrukturen. KONTUS-feltene som ble anlagt for 20 år siden er et eksempel på en slik utgangssituasjon og tilpasninger (se avsnitt 2.2.4 og 3.3). Det finnes mange bestand med tilsvarende struktur i Norge.

Det andre eksempel er avvik i bestandsstrukturen som oppstår underveis i bledningsperioden. Et eksempel kan være for åpne bestand som fører til for mye rekruttering, som lukker for senere rekruttering.

Begge former for strukturmangler kan ses i diameterfordelingen som overrepresentasjon av enkelte diameterklasser i forhold til en jevnt fallende diameterfordeling (fartsdumper).

Avvikene kan under bledningshogstene rettes ved å fjerne trær i diameterklassene som er overrepresentert (fjerne fartsdumper). Hvis dette berører diameterklasser lengre ned enn måldiameteren, må man da fjerne noen av disse. Den konkrete korrigeringen blir da et tiltak som kan sammenlignes med en tynning.

Manglende representasjon av den minste diameterklassen er en tydelig indikasjon på mangelfull rekruttering. Her kan det oftest være for høy bestandstetthet som er grunnen til manglende foryngelse, gjerne også mange årtier tilbake. I en slik situasjon er det viktig å redusere bestandstettheten nok til at innveksten kommer i gang igjen.

Konklusjon

Avvik fra bestandsstrukturen kan ses som over- eller underrepresentasjon i enkelte diameterklasser (fartsdumper).

Tynning i disse diameterklassene kan hjelpe til å justere bestandsstrukturen og vil forhindre at bestandet lukker seg og at denne mangel i struktur skaper nye mangler.

Underrepresentasjon i de nederste diameterklassene er oftest tegn på for høy bestandstetthet som har forhindret foryngelse og rekruttering noen årtier tilbake. Her kan man åpne forsiktig for å sette rekrutteringen (innvekst) i gang igjen. Men det bør passes på at det ikke åpnes opp så mye at det vil føre til en foryngelsesbølge som igjen forringer bestandsstrukturen.

4.5 Treutvalg

I bledningsbestand med optimal struktur høster man nesten bare trær som har nådd **måldiametere**.

I tillegg hogger man trær med skader og dårlig kvalitet eller vitalitet.

Det er oftest ikke nødvendig å regulere tetthet i grupper av mindre trær. Oppveksten i skyggen fører gjerne til differensiering over tid. Det kan likevel være nødvendig å korrigere i situasjoner hvor avvik fra målstrukturen er stort (se avsnitt 4.3 og 4.4). Disse korrekturene bør bare gjennomføres etter detaljerte analyser og med forsiktige inngrep.

Gitt at man høster trær over måldiameter vil det også være nødvendig å sette igjen **livsløpstrær** i bledningsbestand, slik at det dannes store og døde store trær over tid. Disse trærne må sannsynligvis merkes permanent, slik at de ikke blir høstet i neste hogst.

Utvalg av alle disse trær gjennomføres normalt av maskinføreren i Nordeuropa, i motsetning til praksis i Sentraleuropa, hvor akademisk utdannede skogforvaltere blinker trær til hogsten. Dette krever opplæring av maskinførerne i prinsippene og øvelse med treutvalget. Treutvalg i bledningshogster må ta en rekke forskjellige hensyn samtidig. Samtidig må maskinførerne ta hensyn til driftstekniske begrensninger for å minimere skadene på gjenstående trær.

Konklusjon

Bledningshogster fjerner fremfor alt trær som har nådd måldiameter. Noen av disse store trærne må settes igjen som livsløpstrær.

I tillegg fjerner man trær med skader og dårlig kvalitet eller vitalitet, og gjennomfører små justeringer i bestandsstrukturen, om nødvendig.

Maskinførerne må trenes opp i treutvalg i bledningshogster.

4.6 Begrensning av kjøring til faste stikkveier

I avsnitt 3.6 ble det anbefalt å bruke faste stikkveisystemer for bledningshogster. Avsnitt 4.1 gir føringer for justering av hogstmengden når stikkveisystemet anlegges i den første bledningshogsten.

Det er avgjørende å legge inn et godt system av stikkveier i første hogst, fordi disse skal brukes permanent og ikke endres i etterfølgende bledningshogster. Bruk gjerne tid til å planlegge nøye, for å tilpasse systemet til markas bæreevne i de forskjellige bestandsdelene.

Avstanden mellom stikkveiene skal ikke være større enn 20 m. Høsting av store trær med full utstrakt kranarm krever mye energi og gir stor belastning og slitasje på hogstmaskinen, og på grunn av redusert kontroll er skaderisikoen høyere. Stikkveiene bør ha en bredde på 4 meter for å gjøre det mulig å transportere ut store stammer med passende lassbærere.

Konklusjon

I bledningsbestand må kjøringen begrenses til stikkveien.

Stikkveisystemet legges inn ved første bledningshogst og brukes permanent i alle følgende bledningshogster.

4.7 Skadeforebygging

I avsnitt 3.6 er kunnskapen om skader under bledningshogstene sammenstilt. Hogst og utkjøring kan føre til omfattende skader på gjenstående trær av alle dimensjoner og på marken. Dette må mest mulig unngås og skadeandelen må holdes til et minimum. Barlegging av stikkveiene vil bidra til å redusere markskader.

Maskinførere med lang erfaring i tynningsdrifter eller med andre lukkede hogstformer er derfor avgjørende. I motsetning til tynningsdrifter er bledningsbestand mer åpne og gir bedre anledning til å finne plass til trehåndteringen. De store dimensjonene som høstes i bledningshogster vil likevel gi utfordringer for maskinføreren.

Trær med skade må fjernes, enten under hogsten for store trær, eller i etterfølgende ungskogpleieliknende inngrep. Markskader skal utbedres etter hogsten.

Vinterdrifter kan hjelpe med å unngå noen skader på små planter og marken, samt redusere omfanget av råteinfeksjon. På den andre side knekker skuddene til mindre trær fortere i kulde og det er vanskelig å planlegge for konstante værforhold under driften.

4.8 Råteinfeksjonsrisiko

Avsnitt 3.5 fremstiller at rotråte i gran er en av de største skadeårsaker og samtidig den som kan kontrolleres med tiltak under hogsten.

Risikoen for nyinfeksjoner på stubbene kan reduseres med stubbebehandling eller vinterdrifter. På grunn av det lange tidsperspektivet i bledningssystemet er disse tiltakene enda viktigere enn i tynninger i gran.

Spredning av rotråte fra infiserte trær som høstes (vegetativ spredning) bidrar i stor grad til den samlede infeksjon. Denne delen av infeksjonen kan ikke kontrolleres med tiltak under hogsten.

Den største utfordring med håndteringen av rotråte i grandominerte bestand er den manglende mulighet til å kartlegge omfanget av infeksjonen.

5. Referanser

- Ahlstrom, M.A. and Lundqvist, L., 2015. Stand development during 16-57 years in partially harvested sub-alpine uneven-aged Norway spruce stands reconstructed from increment cores. *Forest Ecology and Management*, 350: 81-86.
- Allen II, M.G., Antón-Fernández, C. and Astrup, R., 2020. A stand-level growth and yield model for thinned and unthinned managed Norway spruce forests in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 35(5-6): 238-251.
- Allen, M., II, Brunner, A., Antón-Fernández, C. and Astrup, R., 2020. The relationship between volume increment and stand density in Norway spruce plantations. *Forestry*, 94(1): 151-165.
- Andersson, S., 2015. Tilvekst på bestands- og enkelttre nivå ti år etter selektiv hogst etter KONTUS-prinsippet, MMBU, Ås.
- Andreassen, K., 1994a. Bledning og bledningsskog - en litteraturstudie. *Aktuelt fra Skogforsk*, 2/94: 1-23.
- Andreassen, K., 1994b. Development and yield in selection forest. *Meddelelser fra Skogforsk*, 47(5): 1-37.
- Andreassen, K., 1995. Long-Term Experiments In Selectively Cut Norway Spruce (*Picea-Abies*) Forest. *Water Air And Soil Pollution*, 82(1-2): 97-105.
- Andreassen, K. and Øyen, B.H., 2002. Economic consequences of three silvicultural methods in uneven-aged mature coastal spruce forests of central Norway. *Forestry*, 75(4): 483-488.
- Aulie, A., 2013. Vekst og utvikling hos foryngelse etter selektive hogster, NMBU.
- Bagnaresi, U. et al., 2002. Stand structure and biodiversity in mixed, uneven-aged coniferous forests in the eastern Alps. *Forestry*, 75(4): 357-364.
- Björkman, C., Bylund, H., Nilsson, U., Nordlander, G. and Schroeder, M., 2015. Effects of new forest management on insect damage risk in a changing climate. In: C. Björkmank and P. Niemelä (Editors), *Climate change and insect pests*. CABI International, pp. 248-266.
- Bollandsås, O.M., Buongiorno, J. and 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(2): 167-178.
- Brang, P. et al., 2014. Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry*, 87(4): 492-503.
- Brunner, A., 2023a. A forest site classification system for Norway. Manuscript.
- Brunner, A., 2023b. Variable-density thinning designs for harvester-based operations in northern Europe. Manuscript.
- Brunner, A. et al., 2004. Scenarios of regeneration and stand production of beech under different silvicultural regimes with Regenerator. EU-project Nat-Man "Nature-based management of beech in Europe", Deliverable 18, 34 & 35. Danish Centre for Forest, Landscape and Planning, KVL: 90 pp.
- Dobbertin, M., 2002. Influence of stand structure and site factors on wind damage comparing the storms Vivian and Lothar. *For. Snow Landsc. Res.*, 77(1/2): 187-205.
- Drössler, L., Eko, P.M. and Balster, R., 2015. Short-term development of a multilayered forest stand after target diameter harvest in southern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(9): 1198-1205.
- Drössler, L., Fahlvik, N., Wysocka, N.K., Hjelm, K. and Kuehne, C., 2017. Natural Regeneration in a Multi-Layered *Pinus sylvestris*-*Picea abies* Forest after Target Diameter Harvest and Soil Scarification. *Forests*, 8(2).
- Eerikainen, K., Miina, J. and Valkonen, S., 2007. Models for the regeneration establishment and the development of established seedlings in uneven-aged, Norway spruce dominated forest stands of southern Finland. *Forest Ecology And Management*, 242(2-3): 444-461.
- Eerikainen, K., Valkonen, S. and Saksa, T., 2014. Ingrowth, survival and height growth of small trees in uneven-aged *Picea abies* stands in southern Finland. *Forest Ecosystems*, 1: 5.

- Eikenes, B., Kucera, B., Fjærtøft, F., Storheim, O.N. and Vestøl, G., 1995. Virkeskvalitet i fleraldret skog. Rapport fra Skogforsk, 24.
- Ekholm, A. et al., 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.
- Eliasson, L., Lageson, H. and Valinger, E., 2003. Influence of sapling height and temperature on damage to advance regeneration. *Forest Ecology and Management*, 175(1-3): 217-222.
- Finkeldey, R. and Ziehe, M., 2004. Genetic implications of silvicultural regimes. *Forest Ecology And Management*, 197(1-3): 231-244.
- Fjeld, D., 1994. En sammenligningsstudie av tidsforbruk ved plukkhogst og småflatehogst med en engreps hogstmaskin [Time consumption for selection and patch cutting with a one-grip harvester]. *Meddelelse fra Norsk institutt for skogforskning*, 47: 1-27.
- Fjeld, D. and Granhus, A., 1998. Injuries after selection harvesting in multi-storied spruce stands - The influence of operating systems and harvest intensity. *Journal of Forest Engineering*, 9(2): 33-40.
- Gobakken, T., Lexerod, N.L. and Eid, T., 2008. T: A forest simulator for bioeconomic analyses based on models for individual trees. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 23(3): 250-265.
- Goude, M., Erefur, C., Johansson, U. and Nilsson, U., 2022. Hyggesfria skogliga fältförsök i Sverige. En sammenställning av tillgängliga långtidsförsök. SLU, Enheten for skoglig fältforskning, Rapport, 22.
- Granhus, A., Allen, M. and Bergsaker, E., 2020. Fjellskoghogst - produksjon, foryngelse og økonomi. NIBIO Rapport, 6(72).
- Granhus, A. and Braekke, F.H., 2001. Nutrient status of Norway spruce stands subjected to different levels of overstorey removal. *Trees-Structure And Function*, 15(7): 393-402.
- Granhus, A., Braekke, F.H., Hanssen, K.H. and Haveraaen, O., 2003. Effects of partial cutting and scarification on planted *Picea abies* at mid-elevation sites in south-east Norway. *Scandinavian Journal Of Forest Research*, 18(3): 237-246.
- Granhus, A. and Fjeld, D., 2001. Spatial distribution of injuries to Norway spruce advance growth after selection harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(11): 1903-1913.
- Granhus, A. and Fjeld, D., 2008. Time consumption of planting after partial harvests. *Silva Fennica*, 42(1): 49-61.
- Granhus, A., Ødegård, E., Bergseng, E. and Bergsaker, E., 2021. Lukkede hogster - produksjon, foryngelse og økonomi. NIBIO Rapport, 7(148).
- Hannerz, M., Nordin, A. and Saksa, T., 2017. Hyggesfritt skogsbruk. En kunskapsammenställning från Sverige och Finland. SLU, Future Forests Rapportserie, 2017:1.
- Hanssen, K.H., Granhus, A., Braekke, F.H. and Haveraaen, O., 2003. Performance of sown and naturally regenerated *Picea abies* seedlings under different scarification and harvesting regimens. *Scandinavian Journal Of Forest Research*, 18(4): 351-361.
- Hanssen, K.H., Granhus, A. and Brean, R., 2007. Vitalitet, avgang og skader på foryngelsen ved selektiv hogst. *Forskning fra Skog og Landskap*, 3: 11-16.
- Hylen, G. and Granhus, A., 2018. A probability model for root and butt rot in *Picea abies* derived from Norwegian national forest inventory data. *Scand. J. For. Res.*, 33: 40-49.
- Hynynen, J., Eerikainen, K., Makinen, H. and 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.
- Jonsson, R., 2015. Prestation och kostnader i blädning med skördare och skotare. Arbetsrapport från Skogforsk(863).
- Knoke, T. and Plusczyk, N., 2001. On economic consequences of transformation of a spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) dominated stand from regular into irregular age structure. *For. Ecol. Manage.* 151: 163-179.

- Laiho, O., Lähde, E. and Pukkala, T., 2011. Uneven- vs even-aged management in Finnish boreal forests. *Forestry*, 84(5): 547-556.
- Lexerød, N., 2001. Alternative skogbehandlinger - produksjon, virkeskvalitet, driftsteknikk & økonomi. *Aktuelt fra Skogforsk*, 4.
- Lexerød, N. and Eid, T., 2004a. Potensielt areal for selektive hogster i barskog - en kvantifisering basert på Landsskogtakseringens prøveflater. *Rapport fra skogforskningen*, 7/04: 35.
- Lexerød, N. and Eid, T., 2004b. Potensielt areal for selektive hogster i barskog - en kvantifisering basert på Landsskogtakseringens prøveflater. *Rapport fra skogforskningen*, 7/04: 35.
- Lexerød, N.L. and Eid, T., 2006. An evaluation of different diameter diversity indices based on criteria related to forest management planning. *Forest Ecology and Management*, 222(1-3): 17.
- Linden, M. and Vollbrecht, G., 2002. Sensitivity of *Picea abies* to butt rot in pure stands and in mixed stands with *Pinus sylvestris* in southern Sweden. *Silva Fennica*, 36(4): 767-778.
- Lundqvist, L., 1991. Some Notes On The Regeneration Of Norway Spruce On 6 Permanent Plots Managed With Single-Tree Selection. *Forest Ecology And Management*, 46(1-2): 49-57.
- Lundqvist, L., 1993. Changes In The Stand Structure On Permanent *Picea-Abies* Plots Managed With Single-Tree Selection. *Scandinavian Journal Of Forest Research*, 8(4): 510-517.
- Lundqvist, L., 1994. Growth And Competition In Partially Cut Sub-Alpine Norway Spruce Forests In Northern Sweden. *Forest Ecology And Management*, 65(2-3): 115-122.
- Lundqvist, L., 2004. Stand development in uneven-aged sub-alpine *Picea abies* stands after partial harvest estimated from repeated surveys. *Forestry*, 77(2): 119-129.
- Lundqvist, L., 2012. Virkesproduktion och inväxning i skiktad skog efter höggallring. *Rapport Skogsstyrelsen*, 11.
- 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.
- Lundqvist, L., Cedergren, J. and Eliasson, L., 2014. Blädningsbruk. *Skogsskötselserien*, 11: 1-57.
- Lundqvist, L., Chrimes, D., Elfving, B., Morling, T. and Valinger, E., 2007. Stand development after different thinnings in two uneven-aged *Picea abies* forests in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 238(1-3): 141-146.
- Lundqvist, L. and Fridman, E., 1996. Influence of local stand basal area on density and growth of regeneration in uneven-aged *Picea abies* stands. *Scandinavian Journal Of Forest Research*, 11(4): 364-369.
- Lundqvist, L. and Nilson, K., 2007. Regeneration dynamics in an uneven-aged virgin Norway spruce forest in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(4): 304-309.
- Lundqvist, L., Spreer, S. and Karlsson, C., 2013. Volume production in different silvicultural systems for 85 years in a mixed *Picea abies-Pinus sylvestris* forest in central Sweden. *Silva Fennica*, 47(1).
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. and Saksa, T., 2002. Development of Norway spruce dominated stands after single-tree selection and low thinning. *Canadian Journal of Forest Research- Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 32(9): 1577-1584.
- Långström, B. and Day, K.R., 2004. Damage, control and management of weevil pest, especially *Hylobius abietis*, Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis. *Kluwer Academic Publishers*, pp. 415-444.
- Metslaid, M., Granhus, A., Scholten, J., Fjeld, D. and Solheim, H., 2018. Long-term effects of single-tree selection on the frequency and population structure of root and butt rot in uneven-sized Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 409: 509-517.
- Moan, M., 2021. Effects of stand structure and stand density on volume growth and ingrowth in selectively cut stands in Norway. *Master Thesis, Norwegian University of Life Sciences*.
- Mork, E., 1968. Økologiske undersøkelser i fjellskogen i Hirkjølen forsøksområde. *Meddelelser fra Det Norske Skogsforsøksvesen*, 93: 614.

- Mäkinen, H. and Isomäki, A., 2004a. Thinning intensity and growth of Norway spruce stands in Finland. *Forestry*, 77(4): 349-364.
- Mäkinen, H. and Isomäki, A., 2004b. Thinning intensity and growth of Scots pine stands in Finland. *Forest Ecology and Management*, 201(2-3): 311-325.
- Nevalainen, S., 2017. Comparison of damage risks in even- and uneven-aged forestry in Finland. *Silva Fennica*, 51(3).
- Nilsen, P., 1988. Fjellskoghogst i granskog - gjenvekst og produksjon etter tidligere hogster. Rapport Norsk Institut for Skogforskning, 2/88: 26.
- Parkatti, V.P., Assmuth, A., Ramo, J. and Tahvonen, O., 2019. Economics of boreal conifer species in continuous cover and rotation forestry. *Forest Policy and Economics*, 100: 55-67.
- Piri, T. and Valkonen, S., 2013. Incidence and spread of *Heterobasidion* root rot in uneven-aged Norway spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 43(9): 872-877.
- Pukkala, T., Laiho, O. and Lande, E., 2016. Continuous cover management reduces wind damage. *Forest Ecology and Management*, 372: 120-127.
- Reininger, H., 1987. Zielstärkenutzung oder die Plenterung des Altersklassenwaldes. Österreichischer Agrarverlag, Wien. 163 S.
- Rämö, J. and Tahvonen, O., 2017. Optimizing the Harvest Timing in Continuous Cover Forestry. *Environmental & Resource Economics*, 67(4): 853-868.
- Saksa, T., 2004. Regeneration process, from seed crop to saplings - a case study in uneven-aged Norway spruce-dominated stands in southern Finland. *Silva Fennica*, 38(4): 371-381.
- Saksa, T. and Valkonen, S., 2011. Dynamics of seedling establishment and survival in uneven-aged boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 261(8): 1409-1414.
- Schütz, J.-P., 2001. Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder. Parey Buchverlag Berlin, 207 pp.
- Siren, M., Hyvonen, J. and Surakka, H., 2015. Tree Damage in Mechanized Uneven-aged Selection Cuttings. *Croatian Journal of Forest Engineering*, 36(1): 33-42.
- Skoklefeld, S., 1993. Naturlig foryngelse av gran og furu. *Aktuelt fra Skogforsk*, 4: 2-5.
- Skovsgaard, J.P. and Vanclay, J.K., 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry*, 81(1): 12-31.
- Sokol, K.A., Greenwood, N.S. and Livingston, W.H., 2004. Impacts of long-term diameter-limit harvesting on residual stands of red spruce in Maine. *Northern Journal of Applied Forestry*, 21(2): 69-73.
- Stener, S.O., Furuberg, M. and Nordli, S., 2004. Sammenligning av driftspris og skader på gjenstående trær og terreng ved selektiv hogst etter prinsippet KONTUS og snauhogst. Høgskoglen i Hedmark, Rapport(9).
- Sterba, H., 2004. Equilibrium curves and growth models to deal with forests in transition to uneven-aged structure - Application in two sample stands. *Silva Fennica*, 38(4): 413-423.
- Suadicani, K. and Fjeld, D., 2001. Single-tree and group selection in montane Norway spruce stands: factors influencing operational efficiency. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16(1): 79-87.
- Surakka, H., Siren, M., Heikkinen, J. and Valkonen, S., 2011. Damage to saplings in mechanized selection cutting in uneven-aged Norway spruce stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 26(3): 232-244.
- Svensson, A., Eriksen, R., Hysten, G. and Granhus, A., 2021. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge for perioden 2015-2019. NIBIO Rapport, 142(7): 1-53.
- Tahvonen, O. and Rämö, J., 2016. Optimality of continuous cover vs. clear-cut regimes in managing forest resources. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(7): 891-901.
- Valkonen, S., Giacosa, L.A. and Heikkinen, J., 2020. Tree mortality in the dynamics and management of uneven-aged Norway spruce stands in southern Finland. *European Journal of Forest Research*, 139(6): 989-998.

- Valkonen, S., Lappalainen, S., Lähde, E., Laiho, O. and Saksa, T., 2017. Tree and stand recovery after heavy diameter-limit cutting in Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 389: 68-75.
- Valkonen, S. and Maguire, D.A., 2005. Relationship between seedbed properties and the emergence of spruce germinants in recently cut Norway spruce selection stands in Southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 210(1-3): 255-266.
- Vitkova, L. and Dhubhain, A.N., 2013. Transformation to continuous cover forestry: a review. *Irish Forestry*, 130: 119-140.
- Økseter, P. and Myrbacken, S., 2005. Økonomi og planlegging ved forvaltningsprinsippet KONTUS sammenlignet med flatehogst. Høgskolen i Hedmark Rapport(13).
- Øvergaard, T., 2005. Prosjekt KONTUS - Sluttrapport. Glommen Skogeierforening, Mjøsen Skogeierforening.
- Øyen, B.-H. and Nilsen, P., 2002. Growth effects after mountain forest selective cutting in southeast Norway. *Forestry*, 75(4): 401-410.
- Øyen, B.-H. and Nilsen, P., 2004. Growth and recruitment after mountain forest selective cutting in irregular spruce forest. A case study in Northern Norway. *Silva Fennica*, 38(4): 383-392.
- Øyen, B.-H., Nilsen, P., Böhler, F. and Andreassen, K., 2011. Predicting individual tree and stand diameter increment responses of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) after mountain forest selective cutting. *Forestry studies, Metsanduslikud Uurimused*, 55: 33-45.