

Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog med Avvirk-2000

Del 1

Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog – usikkerhet og utfordringer

Del 2

Konsekvenser av feil middeldiameter og treantall for framskrivninger

Del 3

En test av Avvirk-2000 basert på intensive takster over tid for en skogeiendom

Del 4

Kort beskrivelse av Avvirk-2000 med vekt på ny funksjonalitet

Tron Eid

Institutt for naturforvaltning
Universitetet for miljø- og biovitenskap
Boks 5003
N-1432 Ås

Kåre Hobbestad

Norsk Institutt for jord- og skogkartlegging
Boks 43
N-1430 Ås

Forord

Avvirk-2000 er et dataprogram for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog. Programmet, som er utviklet ved Institutt for skogfag (nå Institutt for naturforvaltning), stod ferdig i 1999. Den påfølgende aktiviteten rundt programmet i form av tester, utvikling og praktisk bruk har avdekket behov for endringer og oppdateringer. Et samarbeidsprosjekt mellom Pinus A.S, Skogdata A.S. og Institutt for naturforvaltning, UMB, er derfor gjennomført for å løse en del av de problemstillinger som har kommet opp. Prosjektet har vært finansiert av Utviklingsfondet for skogbruk, Skogtiltaksfondet og Pinus A.S. En gruppe bestående av Erling Bergsaker (Pinus A.S.), Christian Tharaldsen (Skogdata A.S), Kåre Hobbestad (Norsk Institutt for jord- og skogkartlegging) og Tron Eid (Institutt for naturforvaltning) har vært knyttet til prosjektet.

Rapporten består av fire deler der vi i Del 1 på et generelt grunnlag diskuterer usikkerhet og utfordringer i forbindelse med langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog. I Del 2 har vi kartlagt hvilke konsekvenser feil middeldiameter og treantall har for framskrivningene i en prognose. Del 3 tar for seg hovedresultatene fra et tidligere prosjekt der en har testet Avvirk-2000 basert på intensive takster og nøyaktige oppgaver for skogbehandling over tid for en skogeiendom. Til slutt gir vi i Del 4 en kort beskrivelse av programmet slik det er i dag, med vekt på ny funksjonalitet som er utviklet i forbindelse med det foreliggende prosjektet.

Ås, januar 2005

Tron Eid og Kåre Hobbestad

Sammendrag

Eid, T. & Hobbelstad, K. 2005. Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog med Avvirk-2000. Aktuelt fra skogforskningen 2/05:1-29.

I Del 1 diskuteres generelle utfordringer ved utvikling og bruk av dataprogrammer for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog. I tillegg til problemstillinger relatert til feil og usikkerhet i takstgrunnlaget og modellgrunnlaget, er også betydningen av samsvar mellom forutsetninger for skogbehandling i prognosen og faktisk skogbehandling gjennomført i marka tatt opp.

I Del 2 er det gjort følsomhetsanalyser for å kartlegge konsekvenser av feil for middeldiameter og treantall. Tilfeldige feil for middeldiameter i intervallet 20 % til 40 % vil føre til en systematisk undervurdering av volum/ha for en skogeiendom eller et større skogområde som varierer fra 1 % til 5 % etter en framskrivning. For planlegging vil en undervurdering av potensielt avvirkningskvantum i denne størrelsesorden ha liten praktisk betydning. Ved verdsetting for større eiendommer vil en undervurdering av nåverdien som følge av for lavt beregnet avvirkningskvantum kunne utgjøre forholdsvis store kronebeløp. For enkeltbestand kan undervurderingen av volum/ha og nåverdi bli betydelig, og en bør derfor ved verdsetting av enkeltbestand registrere treantall i felt.

I Del 3 er Avvirk-2000 testet ut fra intensive takster og nøyaktige oppgaver for skogbehandling over tid for en skogeiendom. Forskjeller i potensiell avvirkning for perioden 2001–2010 basert eksempelvis på 2000-data og 1970-data på 3,6 %, og tilsvarende forskjeller mellom i stående volum på 2,6 % og årlig tilvekst på 5,2 % må betraktes som små, og innenfor det som må forventes i beregninger av denne typen. Datagrunnlaget er imidlertid begrenset og resultatene kan derfor ikke betraktes som en endelig «validering» av programmet.

Del 4 gir en kort beskrivelse av Avvirk-2000 slik programmet fungerer i dag. Hovedvekten i beskrivelsen er lagt på den nye funksjonaliteten som er utviklet. Dette gjelder i første rekke framskrivninger for selektive hogster, men også endringer knyttet til livsløpstrær, tilpasninger av programmet slik at det kan gjøres treslagsvise forutsetninger for skogbehandling og nye muligheter til å beregne bruttoverdier for bestand på basis av ulike spesialsortimenter av tømmer.

Nøkkelord: prognoser, usikkerhet, tilvekst, skogbruksplanlegging

Innhold

Sammendrag	3
Del 1	
Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog – usikkerhet og utfordringer	5
1. Innledning	5
2. Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog	5
3. Utfordringer ved utvikling og bruk av programmene	8
4. Avsluttende merknader	8
Litteratur	9
Del 2	
Konsekvenser av feil middeldiameter og treantall i framskrivninger	10
1. Innledning	10
2. Forutsetninger i følsomhetsanalysene	10
3. Resultater	11
4. Diskusjon	16
5. Konklusjon	16
Litteratur	16
Del 3	
En test av Avvirk-2000 basert på intensive takster over tid for en skogeiendom	18
1. Innledning	18
2. Datamateriale og beregninger	18
3. Resultater	18
4. Diskusjon	20
5. Konklusjon	20
Litteratur	20
Del 4	
Kort beskrivelse av Avvirk-2000 med vekt på ny funksjonalitet	22
1. Innledning	22
2. Hovedelementer og dataflyt	22
3. Biologisk modellgrunnlag	23
4. Økonomisk modellgrunnlag	27
5. Resultater og bruk	28
Litteratur	29

Del 1

Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog – usikkerhet og utfordringer

1. Innledning

Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog har lange tradisjoner i Norge, og har i stor grad vært brukt som grunnlag for beslutninger om skogbehandling på land-, region- og eiendomsnivå. Analysene har vært basert på enklere programmer som Avvirk1 (Hobbelstad 1979) og Avvirk2 (Hobbelstad 1981), med få muligheter til å endre forutsetninger for skogbehandling og uten økonomiske beregninger, og på mer avanserte programmer som Avvirk3 (Hobbelstad 1988), Gaya-JLP (Hoen & Eid 1990, Hoen & Gobakken 1997, Lappi 1992) og Avvirk-2000 (Eid & Hobbelstad 1999, 2000), med gode muligheter for å endre forutsetninger og med inntekts-, kostnads- og nåverdberegninger.

Hensikten med den foreliggende delrapporten er å diskutere noen av de utfordringer en står overfor når det gjelder utvikling og bruk av dataprogrammer for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog. I tillegg er problemstillinger relatert til feil og usikkerhet i takst- og modellgrunnlaget tatt opp. Tilslutt er fokus rettet mot betydningen av hvor viktig det er med samsvar mellom skogbehandling som forutsettes i prognosen og faktisk skogbehandling som forventes gjennomført i marka.

2. Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog

Med de nyeste dataprogrammene for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog som nå er utviklet (Avvirk-2000 og Gaya-JLP), har en verktøy der en både for enkeltbestand og på skognivå (en samling av enkeltbestand, enten det er en skogeiendom eller et større skogområde) kan;

- analysere framtidig sannsynlig og/eller potensiell avvirkning og kontantstrøm,
- analysere framtidig sannsynlig og/eller potensiell investeringsintensitet i skogkultur,
- analysere sannsynlig og/eller potensiell utvikling av skogtilstanden,
- kartlegge lønnsomheten av ulike investerings- og avvirkningsstrategier.
- beregne nåverdi

Analyser med Avvirk-2000 og Gaya-JLP er i første rekke ment å være en støtte for strategisk planlegging i skog. Det betyr at fokus rettes mot overordnede og langsiktige problemstillinger for hvordan en eiendom eller et større skogområde skal forvaltes. Å fastsette et potensielt avvirkningskvantum er svært sentralt i arbeidet med den

strategiske planen. På det strategiske nivået vil en også i store trekk måtte bestemme hvordan foryngelse, ungskogpleie og tynninger skal gjennomføres. I tillegg til bruk i planleggingssammenheng kan programmene også brukes ved verdsetting av skogeiendommer. Siden Avvirk-2000 og Gaya-JLP gir detaljerte opplysninger om utvikling, behandling, tømmerverdier og driftskostnader for enkeltbestand, kan slike analyser også brukes som støtte for beslutninger på et operativt nivå, det vil si som støtte for beslutninger om når og hvordan skogbehandlingen i enkeltbestand kan gjennomføres. Programmene beregner også nåverdier på bestandsnivå, noe som betyr at de kan brukes ved verdsetting av enkeltbestand.

Det kan naturligvis være både systematiske og tilfældige feil knyttet til beregninger som gjøres med disse programmene. De praktiske konsekvensene av feil vil imidlertid være forskjellige avhengig av om de er systematiske eller tilfældige, om de vurderes på skognivå eller bestandsnivå, og om beregningene skal brukes i planleggingssammenheng eller til verdsetting av skog.

En naturlig målsetting når det gjelder alle analyser på skognivå vil være i størst mulig grad å unngå *systematiske feil*, enten det gjelder beregnet potensielt avvirkningskvantum, tilvekst eller stående volum på kort og lang sikt, eller nåverdi. Systematiske feil i planleggingssammenheng er selvsagt viktig å unngå med tanke på å ta riktige beslutninger for skogbehandling. Ved verdsetting av skog er dette kanskje enda mer sentralt fordi feil vil få direkte konsekvenser for størrelsen på erstatningsbeløpet.

Selv om det ikke er systematiske feil på skognivå for de størrelsene som beregnes i en langsiktig analyse, vil det alltid være *tilfældige feil* knyttet til enkeltbestand i slike beregninger. Dette betyr at avvik fra «sanne» verdier for enkeltbestand kan være store, selv om de oppveier hverandre slik at resultatet på skognivå blir «riktig». Det er selvsagt en fordel med små tilfældige feil i langsiktige analyser. Det er likevel ikke mulig å sette noen absolutt grense for hvilke nivåer av feil som kan tillates. Nyten som analysene kan ha som støtte for planleggingen av skogbehandlingen i enkeltbestand vil bli større jo lavere nivå en har for tilfældige feil. En økning i nyten som en følge av et lavere nivå for tilfældige feil må imidlertid veies opp mot en økning i registreringskostnader for å oppnå dette nivået. Ved verdsetting av enkeltbestand vil tilfældige feil få umiddelbare konsekvenser for den verdien som beregnes, og jo færre bestand som skal verdiberegnes, jo mer sårbar blir en for at de verdiene som beregnes, og følgelig også det samlede erstatningsbeløpet, skal avvike «svært mye» fra en «korrekt» verdi.

Det er i hovedsak tre faktorer som bestemmer nivåene for systematiske og tilfældige feil i langsiktige analyser; nivået for tilfældige og systematiske feil i taksten som

danner grunnlaget for prognosene, nivået for tilfeldige og systematiske feil i bestandsutviklingsmodellene som brukes i prognosene, og i hvilken grad det er samsvar/mangel på samsvar, både av tilfeldig og systematisk art, mellom forutsetninger for skogbehandling gjort i prognosene og faktisk skogbehandling gjennomført i marka. Problemstillinger knyttet til disse faktorene er diskutert i det følgende.

2.1. Feil i takstgrunnlaget

Det er gjennomført mange undersøkelser for å evaluere kvaliteten på skogbruksplandata. Noen resultater fra disse undersøkelsene er oppsummert i Tabell 1 (se også Eid 2003a). Resultatene omfatter både bestandstakster med relaskop og fototakster, og omtrent 15 ulike områder med til sammen 25 planleggere.

Tabell 1. Nøyaktighet for noen skogbruksplantakster i Norge.

Variabel	Avvik mellom plandata og kontroll (%)		Tilfeldig feil (%)	
	Minimum	Maksimum	Minimum	Maksimum
Volum	1	18	12	28
Alder	1	17	8	25
Bonitet	2	18	10	22

Selv om avvikene mellom plandata og kontroll (systematiske feil) i de fleste tilfellene har vært relativt små (under 5 %) ser en av tabellen at de kan variere mye. Eksempelvis varierer gjennomsnittlig avvik mellom plan og kontroll fra 1 % til 18 % for volum. Tabellen viser også at nivået på de tilfeldige feilene varierer mye; fra 12 % til 28 % for volum, fra 8 % til 25 % for bonitet og fra 10 % til 22 % for alder. At den tilfeldige feilen i et tilfelle er 28 % for volum, betyr at en kan forvente at omtrent 2/3 av alle bestandene i området har et avvik fra riktig volum som er *mindre* enn 28 %, mens omtrent 1/3 av bestandene har et avvik som er *større* enn 28 %. Av de bestandene som har et avvik på over 28 %, vil noen få ha avvik over 40 %, og enkelte også helt opp mot 50 %.

Ut fra erfaringene i disse undersøkelsene kan en altså konkludere med at det på skognivå som oftest er avvik mellom plan og virkelighet under 5 %, men at det relativt ofte forekommer avvik på 10–15 %. Tilsvarende avvik på bestandsnivå er som oftest under 20 %, ikke sjelden mellom 20–30 %, men det forekommer også avvik på 40–50 %.

I det følgende oppsummeres kort en del effekter som systematiske og tilfeldige feil for volum, bonitet og alder kan ha for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog (se også Eid 1991a,b, Eid 1993).

Konsekvenser for langsiktige analyser av *systematiske feil* i takstgrunnlaget.

- En systematisk overvurdering eller undervurdering av volum, bonitet eller alder vil trekke i retning av at avvirkningskvantumet for skogeiendommen eller skogområdet henholdsvis blir overvurdert eller undervurdert. For et beregnet balansekvantum vil utslagene vanligvis bli litt mindre enn feilen var i utgangspunktet. Eksempelvis vil en undervurdering av volum på taksttidspunktet med 10 % føre til at balansekvantumet undervurderes med 6–9 %. Omtrent de samme utslagene vil en få med tilsvarende feil for bo-

nitet og alder. Dersom systematiske feil for volum, bonitet og alder forekommer samtidig og trekker i samme retning, vil effektene på et beregnet balansekvantum kunne bli svært store.

- Ved avvirkning ved hogstmodenhet vil en systematisk overvurdering av volumet på taksttidspunktet med 10 % føre til at også beregnet kvantum i første 10-årsperiode blir overvurdert med omtrent 10 %. Ved tilsvarende feil for bonitet og alder vil utslagene for avvirkningskvantumet i første 10-årsperiode kunne variere mye avhengig av hvor «heldig» eller «uheldig» en er med om avvirkningen i ulike bestand kommer i første eller i senere 10-årsperioder.
- En systematisk feil vil selvsagt også påvirke beregningene for enkeltbestand. For en skogeiendom eller et skogområde med en systematisk overvurdering av volum vil de fleste bestand også få et systematisk for høyt volum på avvirkningstidspunktet. En systemisk overvurdering eller undervurdering av alder eller bonitet vil føre til at de fleste bestand på eiendommen i prognosen blir avvirket for tidlig eller for seint. Systematiske feil vil i liten grad påvirke prioriteringer mellom bestand.

Konsekvenser for langsiktige analyser av *tilfeldige feil* i takstgrunnlaget.

- I utgangspunktet vil tilfeldige feil på bestandsnivå ha liten eller ingen betydning for størrelser som beregnes på skognivå i en prognose. I noen tilfeller vil imidlertid slike feil, på grunn av ikke-lineære sammenhenger i ulike deler av modellgrunnlaget, kunne gi små systematiske feil på skognivå. Dette gjelder eksempelvis tilfeldige feil for middeldiameter og treantall (se Del 2 i den foreliggende rapporten). Dersom en skogeiendom består av *få* bestand kan også tilfeldige feil slå ut for et beregnet avvirkningskvantum, avhengig av hvor «heldig» eller «uheldig» en er med avvikene i det enkelte bestand.

2.2. Usikkerhet i modellgrunnlaget

Programmene som brukes i langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser for skog er bygd opp rundt ulike bestandsutviklingsmodeller (tilvekstmodeller, avgangmodeller). Bruk av slike modeller i en framskrivning kan gi både systematiske og tilfeldige feil for de størrelsene som beregnes.

Om det oppstår systematiske feil i framskrivningene som en følge av systematiske feil i modellgrunnlaget, vil i første rekke avhenge av datagrunnlaget som er brukt i utviklingen av modellene. Generelt vil faren for systematiske feil øke dersom modellene brukes under andre forhold enn det som er representert i datagrunnlaget. Slike tilfeller kan en få i områder der skogforholdene generelt er annerledes enn det som dekkes av datagrunnlaget, eller dersom bestandsutviklingsmodellene «ekstrapoleres», det vil si dersom en opererer med forutsetninger som ikke dekkes av datagrunnlaget. Generelt vil en i langsiktige analyser relativt ofte operere i utkanten av det området som bestandsutviklingsmodellene er forutsatt brukt for. Et eksempel på dette er framskrivninger i lauvskog. At det i prognoseprogrammene ikke brukes bestandsutviklingsmodeller for andre lauvtreslag enn bjørk, og at en dermed i framskrivningene forutsetter at alt lauv utvikler seg som bjørk, er noe som øker sannsynligheten for systematiske feil. Et annet eksempel er at overholdelse av gammelskog, noe som ofte blir gjort i slike beregninger, kan føre til at en i prognosen opererer med en alder på skogen som er dårlig representert i grunnlagsmaterialet, og at en dermed kan overvurdere tilvekst og/eller undervurdere naturlig avgang.

Det er ikke gjennomført mange undersøkelser der bestandsutviklingsmodellene er testet mot uavhengig data. Slike tester er ressurskrevende fordi en da bør ha et datamateriale med mange ulike skogforhold representert, og hvor en har observert (registrert) utviklingen over en lengre tidsperiode. Et testopplegg gjennomført for en eiendom i Gjøvik kommune, med 38 tilvekstperioder, hver på 10 år, viste imidlertid at det i gjennomsnitt var et godt samsvar mellom observert volum og volum beregnet med bestandsutviklingsmodellene (se Eid 2003b). Opplegget var imidlertid begrenset i den forstand at det var få observasjoner og lite variasjon i skogforhold som var representert i testmaterialet (rene granbestand på midlere boniteter).

Selv om testene fra eiendommen i Gjøvik kommune viste at det ikke var systematiske feil, var nivået for tilfeldige feil høyt. Dette er et resultat en må regne med gjelder generelt. På grunn av variasjoner i nedbør, temperatur, vind og snø, både geografisk og fra år til år, vil det alltid være stor usikkerhet (være mye tilfeldigheter) knyttet til tilvekst og naturlig avgang for enkeltbestand, og dermed også til resultatene på bestandsnivå i en prognose. Det er viktig å være klar over at bestandsutviklingsmodellene brukes *deterministisk*, det vil si som om usikkerhet ikke eksisterer. Det blir bare beregnet *ett* utfall i framskrivningene, mens det altså i praksis vil være variasjoner rundt

dette. Figur 1 illustrerer hvordan dette vil kunne slå ut ved framskrivning av volum i et bestand.

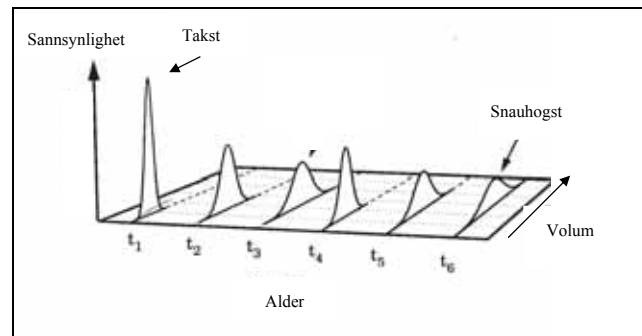


Fig. 1. Usikkerhet i framskrivninger.

Som en ser av figuren blir ikke volumet oppgitt med et bestemt tall, men som fordelinger rundt et gjennomsnitt. Alle utfall (volum) innenfor denne fordelingen har en viss sannsynlighet. Utfallet med størst sannsynlighet vil være lik forventningen (de høyeste punktene på fordelingskurvene). Denne forventningen er lik det resultatet en får i framskrivningen når modellene brukes deterministisk. At det allerede på tidspunkt t_1 er variasjoner rundt et gjennomsnitt, illustrerer at det også kan være feil før framskrivningene begynner. I dette tilfellet betyr det at det er usikkerhet (tilfeldige feil) knyttet til taksten som beskriver skogtilstanden i utgangspunktet (jmf. avsnitt 2.2). Ofte har tilfeldige feil en tendens til å bli forsterket over tid. Utslagene kan etter hvert bli ganske store med den tidshorisonten en har i skogproduksjon. Også dette framgår av Figur 1, der en ser at jo lengre tid det går, jo større blir variasjonene rundt forventningsverdien (flattere fordelingskurver).

Effektene av tilfeldige feil i framskrivninger vil være forskjellige avhengig av om de vurderes på bestandsnivå eller for en skogeiendom. Når en gjør *en* framskrivning for *ett* bestand, vil «riktig» resultat godt kunne ligge i utkanten av de fordelingene en ser i Figur 1, selv om sannsynligheten er størst for at det er lik forventningsverdien. Ved analyser på *skognivå* (mange bestand) vil en ha de samme problemene med tilfeldige feil som er illustrert i Figur 1 for *alle* enkeltbestand, men med tilstrekkelig mange bestand vil en på skognivå kunne få et resultat som er tilnærmet «riktig» fordi feilene på bestandsnivå oppveier hverandre.

2.3. Konsistens i forutsetninger

På slutten av 1990-årene pågikk en debatt i Norge der det ble stilt spørsmålsteget ved nytten av langsiktige konsekvensanalyser for skog og ved troverdigheten til de aktuelle prognoseverktøyene. Bakgrunnen for diskusjonen var at en i nye avvirkningsberegninger, basert på nye takster, for et relativt stort antall eiendommer kom fram til balansekvantum som til dels var mye lavere enn i tilsvarende beregninger som ble gjennomført 20–30 år tidligere. Dette strider mot hovedprinsippet i balansekvantumstankengangen der en søker å finne et høyest mulig avvirknings-

nivå *gitt* at en i framtida *aldri* skal måtte gå ned i avvirking.

Den umiddelbare reaksjonen på disse resultatene var at «de norske tilvekstmodellene overvurderer tilveksten». Den påfølgende diskusjonen (f. eks. Eid 1998, Hobbestad 1998, Hofstad 1998, Myrbakken 1998, Strand 1998) nyanserte imidlertid dette bildet noe, og tre hovedfaktorer ble pekt på som mulige årsaker til de resultatene som hadde framkommet;

1. systematiske feil i tidligere eller nyere takster,
2. systematiske feil i modellgrunnlaget
3. mangel på samsvar mellom skogbehandling forutsatt i prognosene og faktisk skogbehandling gjennomført i marka.

Systematiske feil i takster (en overvurdering av volum i en gammel takst og/eller en undervurdering av volum i en ny takst) kan selvfølgelig i noen tilfeller ha forekommet, og ha vært årsaken til nedgangen i beregnet balansekvantum. En skal selvsagt heller ikke se bort fra at feil i modellgrunnlaget kan ha gitt en overvurdering av avvirkningspotensialet for spesielle områder. Både skogforhold og skogbehandling varierer mye i Norge, og sannsynligheten er stor for at en enkelte ganger kommer bort i tilfeller der slike variasjoner ikke dekkes opp av tilvekstmodellene.

I de fleste tilfeller der en så en nedgang i balansekvantum er imidlertid den mest sannsynlige årsaken knyttet til at de forutsetningene som ble gjort i prognosene for 20–30 år siden, direkte eller indirekte, ikke ble fulgt opp i praksis i de etterfølgende periodene. Dette kan ha vært forutsetninger om hvilke bestand som skulle være med i prognosegrunnlaget, eller forutsetninger for skogbehandlingen i det enkelte bestand. Dersom eksempelvis vanskelig tilgjengelig bestand og bestand med lav produktivitet var med i prognosegrunnlaget, mens en i praksis ikke avvirket slike arealer, men tok ut hele kvantumet andre steder, vil nødvendigvis konsekvensen bli at balansekvantumet på sikt går ned. En slik praksis har nok vært vanlig i mange tilfeller.

Når det gjelder avvik mellom forutsetningene for skogbehandling og faktisk gjennomført skogbehandling er antagelig forholdene knyttet til tynninger de viktigste. I prognoser gjennomført for 20–30 år siden ble det forutsatt svært intensive tynningsprogram, ofte 3–5 tynninger i hvert omløp. Slike intensive tynningsprogram vil gi et høyere balansekvantum enn dersom det forutsettes få tynninger. I mange tilfeller ble i praksis nesten hele det beregnede balansekvantumet tatt ut som sluttavvirkninger, og svært lite som tynninger. Når dette foregår over en periode på 20–30 år vil nødvendigvis konsekvensen bli at et nytt beregnet balansekvantum blir lavere enn det som er beregnet tidligere. Det er derfor svært viktig at en i arbeidet med langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog prøver å tilstrebe at de forutsetningene som gjøres i prognosen i størst mulig grad er realistiske i forhold til det en kan forvente blir gjennomført i praksis.

3. utfordringer ved utvikling og bruk av programmene

En står overfor mange utfordringer i arbeidet med å utvikle programmene for slike analyser. Det vil hele tiden være et fokus på muligheter for å forbedre ulike deler av programmene. Ofte står en overfor et valg mellom å overse svake sider ved programmet samtidig som en vet at dette medfører systematiske feil på den ene side, eller bruke usikre ad hoc løsninger som en vet at en ikke har helt kontroll over på den annen side. Bør en, for eksempel, så lenge det ikke finnes et fullt utviklet modellapparat med enkelttremodeller som håndterer selektive hogster, bruke de arealbaserte modellene utviklet for åpne hogster og ensaldrede bestand som de er, eller skal en prøve å gjøre noen enkle modifikasjoner i disse for å tilnærme seg den utviklingen en forventer å få i skog der det gjennomføres selektive hogster?

En annen utfordring i utviklingen av prognoseprogrammer er å finne «rett» balanse med hensyn på nøyaktighet og pålitelighet mellom ulike deler av programmet. Deler av et slikt program kan være basert på et stort datamateriale og mange års forskning og utvikling, mens andre deler, som kanskje er like viktig for sluttresultatet, kan være basert på mer skjønsmessige vurderinger eller spesielle forutsetninger. Siden brukerne av programmene som oftest enten ikke er klar over slike svakheter, eller ikke gir de noen oppmerksomhet, vil det være de som utvikler programmene som må vurdere eventuelle negative konsekvenser av å basere seg på skjønn eller forutsetninger.

Hensikten med langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog er å vurdere ulike alternativer for skogbehandling. Brukerne av programmene vil derfor relativt ofte bevisst beregne alternativer som er «ekstreme». Med mange brukere vil det også kunne forekomme tilfeller der forutsetningene blir «ekstreme» fordi brukernes kompetanse ikke er god nok. Ved rutinemessig bruk av programmet, for eksempel i forbindelse med en områdetakst, vil en heller ikke unngå enkelttilfeller av «ekstreme» skogforhold. Uansett hva som er årsaken til slike «ekstreme» forhold er det svært viktig å vite noe om hvor «robuste» de ulike bestandsutviklingsmodellene er. Dette betyr at en viktig del av arbeidet i utviklingsfasen av programmene er å kartlegge hva som faktisk skjer med framskrivningene under slike «ekstreme» forhold.

4. Avsluttende merknader

Avvirk-2000 og lignende programmer er generelt komplekse og baseres på kunnskap og informasjon fra biologi, økonomi og andre fagdisipliner innen skogbruket. Det er mye, og svært forskjellig informasjon som blir tatt i bruk. Resultatene av prognosene vil aldri bli «riktige», og utviklingsarbeidet blir aldri ferdig. Tester og evalueringer, med eventuelt påfølgende endringer og oppdateringer, bør fortsette så lenge programmene i bruk. Det er også av sentral betydning at brukerne av programmene har omfattende kompetanse i registrering, biologi, økonomi og planlegging. Langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog krever god innsikt både med hensyn på

muligheter og bergrensinger. Dette gjelder både når det arbeides med forutsetninger for skogbehandling og ved tolkning av resultatene.

Litteratur

- Eid, T. 1991a. Virkninger av målefeil på takstresultater, framskrivninger og prioriteringer av tiltak i skogbestand. Rapp. Skogforsk. 8/91: 1–39.
- Eid, T. 1991b. Konsekvenser av feil datagrunnlag for planlegging og gjennomføring av planer på skogeiendommer. Rapp. Skogforsk. 9/91: 1–28.
- Eid, T. 1993. Avvikler skogbruksplanen fra forventningene? Landbruksøkonomisk Forum. 10(4): 61–73.
- Eid, T. 1998. Noen betraktninger omkring balansekvantum og langsiktig produksjonsnivå for et skogområde. Forelesningsnotat RØP210, Institutt for skogfag, Norges landbrukshøgskole. 11 s.
- Eid, T. 2003a. Kontroll av relaskoptakster og fototakster. Side 10–17: Registreringer i Aas skog 1960–2000. Aktuelt fra skogforskningen 5/03: 1–17.
- Eid, T. 2003b. Tester av arealbaserte tilvekstmodeller. Side 1–9: Registreringer i Aas skog 1960–2000. Aktuelt fra skogforskningen 5/03: 1–17.
- Eid, T. & Hobbestad, K. 1999. Avvirk-2000 – et Edb-program for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsprognoser i skog. Rapport Supplement fra skogforskningen 8/99: 1–63.
- Eid, T. & Hobbestad, K. 2000. AVVIRK-2000 – a large scale forestry scenario model for long-term investment, income and harvest analyses. Scand. J. For. Res. 15: 472–482.
- Hobbestad, K. 1979. Edb-program for beregning av balansekvantum. Side 190–198 i: Bruaset, A. (Red.). Landbrukets årbok. Tanum-Norli. Oslo.
- Hobbestad, K. 1981. Edb-program for avvirkningsberegninger. Institutt for skogtaksasjon, Norges landbrukshøgskole. Melding 29: 1–27.
- Hobbestad, K. 1988. Planleggingsprogrammet AVVIRK3. Institutt for Skogtaksasjon, Norges landbrukshøgskole. Melding 42: 1–38.
- Hobbestad, K. 1998. Er det noe galt ved bruk av balansekvantumsberegningene? Side 40–43 i Woxholt, S (Red.) 1998. Kontaktkonferanse skogbruk – skogforskning. Elverum 5. og 6. november 1997. Aktuelt fra skogforskningen 1/98: 1–43.
- Hoen, H.F. & Eid, T. 1990. En modell for analyse av behandlingsstrategier for en skog ved bestandssimulering og lineær programmering. Rapp.Nor.inst.skogforsk. 9/90: 1–35.
- Hoen, H.F. & Gobakken, T. 1997. Brukermanual for bestandssimulatoren GAYA v1.20. Manuskript, Institutt for skogfag, NLH.
- Hofstad, O. 1998. «Riktig» avvirkning. Norsk Skogbruk 12/98: 26–27.
- Myrbakken, S. 1998. Hva er riktig avvirkningsnivå? Norsk Skogbruk 10/98: 8–9.
- Lappi, J. 1992. JLP. A linear programming package for management planning. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 414: 1–134.
- Strand, L. 1998. Om bruken av balansekvantumsberegninger. Side 37–39 i Woxholt, S (Red.) 1998. Kontaktkonferanse skogbruk – skogforskning. Elverum 5. og 6. november 1997. Aktuelt fra skogforskningen 1/98: 1–43.

Del 2

Konsekvenser av feil middeldiameter og treantall i framskrivninger

1. Innledning

I Avvirk-2000 (Eid & Hobbelstad 1999, 2000) og Gaya-JLP (Hoen & Eid 1990, Hoen & Gobakken 1997, Lappi 1992) er framskrivningene, det vil si diameter-tilvekst, høyde-utvikling og naturlig avgang, bygd opp rundt grunnflate-middeldiameter (D_g), grunnflateveid middelhøyde (H_L) og treantall/ha (N). Dette betyr at starttilstanden for disse variablene må bestemmes for alle bestand som inngår i en prognose. I ordinære skogbruksplantakster er det bare middelhøyden som registreres av disse variablene. For å kunne kjøre prognoser må derfor middeldiameter og treantall enten komme som en tilleggsregistrering, eller bestemmes ved hjelp av variabler som er tilgjengelige fra vanlige skogbruksplantakster.

Eid (2001) utviklet funksjoner for å predikere grunnflatemiddeldiameter og treantall/ha tilpasset ulike takstopp-legg. Tre sett med funksjoner ble utviklet; et sett tilpasset bestandsvise relaskoptakster med grunnflate/ha, middelhøyde og alder som uavhengige variabler, et sett tilpasset fototakster med volum/ha, middelhøyde og alder som uavhengige variabler og et siste sett tilpasset skjønsmessig ansettelse av volum med volum/ha, bonitet og alder som uavhengige variabler.

Det vil alltid være usikkerhet knyttet til verdiene for middeldiameter og treantall som beregnes med disse funksjonene. For det første er det ikke mulig å forklare alle variasjoner i middeldiameter og treantall ved hjelp av de variablene som er tilgjengelige (grunnflate, høyde, bonitet). Dette betyr at funksjonene har forholdsvis store modellfeil (lav R^2). I tillegg vil det være målefeil (alltid tilfeldige og

eventuelt også systematiske) knyttet til variablene som inngår i funksjonene.

Hensikten med den foreliggende delrapporten er å undersøke hvor følsomme framskrivningene er for feil grunnflatemiddeldiameter og treantall/ha på starttidspunktet. Det er tatt utgangspunkt i de feil som kan forventes ved bruk av funksjonene for å bestemme middeldiameter og treantall. Framskrivningene er gjort for gran- og furubestand på ulike boniteter. Det er lagt mest vekt på volum/ha, men også for middeldiameter, treantall, middelhøyde og middeltrevolum er konsekvensene av feil vurdert.

2. Forutsetninger i følsomhetsanalysene

Funksjonene til Eid (2001) ble testet mot flere uavhengige datasett, og hovedkonklusjonen var at de ga store tilfeldige feil, men ingen systematiske (Eid 2001, 2003). Generelt var nivået for tilfeldige feil lavere for funksjonene tilpasset relaskoptakster og fototakster enn for funksjonene tilpasset skjønsmessig ansettelse av volum. Eksempelvis varierte de tilfeldige feilene ved bestemmelse av middeldiameter med utgangspunkt i relaskoptakster og fototakster mellom 7 % og 13 %, mens de varierte mellom 11 % og 17 % basert på skjønsmessig ansettelse av volum. Når en i tillegg tar med målefeil knyttet til de uavhengige variablene, må en derfor regne at nivået for tilfeldige feil ved bestemmelse av middeldiameter ligger mellom 20 % og 30 % for relaskoptakster og fototakster, og mellom 30 % og 40 % ved skjønsmessig ansettelse av volum.

For å beskrive tilstanden i dag (starttilstanden) på skog-nivå (en eiendom eller et større skogområde) vil tilfeldige

Tabell 1. Modeller for framskrivning av skogtilstand.

Delmodell	Bruksområde	Referanse	Avhengigvariabel	Uavhengige variabler
Diameter-tilvekst	Gran	Blingsmo (1984)	I_d	$T_{1,3}, H_0, H_{40}, N, D_g$
	Furu	Blingsmo (1984)	I_d	$T_{1,3}, H_0, H_{40}, N, D_g$
	Lauv	Blingsmo (1984)	I_d	$T_{1,3}, H_0, H_{40}, N, D_g$
Høyde-utvikling	Gran	Tveite (1967, 1976)	H_L	$T_{1,3}, H_0, H_{40}, N, D_g, G$
	Furu	Tveite (1967, 1977)	H_L	$T_{1,3}, H_0, H_{40}, N, D_g, G$
	Lauv	Strand (1967), Braastad (1977)	H_L	$T_{1,3}, H_0, H_{40}, N, D_g$
Avgang-treantall	Gran	Eid & Øyen (2003)	N_{avg}	TT, H_{40}, N
	Furu	Eid & Øyen (2003)	N_{avg}	TT, H_{40}, N
	Lauv	Eid & Øyen (2003)	N_{avg}	TT, H_{40}, N
Middeltre-volum	Gran	Vestjordet (1967), Braastad (1974)	v	D_g, H_L
	Furu	Brantseg (1967), Braastad (1980)	v	D_g, H_L
	Lauv	Braastad (1966), Braastad (1980)	v	D_g, H_L
Volum/ha	Gran, Furu, Lauv		V	v, N

I_d – diameter-tilvekst, $T_{1,3}$ – brysthøydealder, H_0 – overhøyde, H_{40} – bonitet, N – treantall/ha, D_g – grunnflatemiddeldiameter, H_L – grunnflateveid middelhøyde, G – grunnflate/ha, N_{avg} – naturlig avgang treantall, TT – totalalder, v – middeltrevolum, V – volum/ha.

feil av den størrelsesorden som kan forventes ved bruk av funksjonene ha forholdsvis liten betydning. Usikkerheten vil være stor for enkeltbestand, men gjennomsnittet for mange bestand vil være «korrekt». Vurdert på et tidspunkt etter en framskrivning vil imidlertid situasjonen være en annen. Som en konsekvens av at alle bestandsutviklingsmodellene som brukes i framskrivningene, det vil si diameteriltvekstfunksjoner, høydeutviklingsmodeller og avgangsmoeller (se Tabell 1) er ikke-lineære, vil det alltid som en følge av tilfeldige feil på starttidspunktet i større eller mindre grad etter en framskrivning bli systematiske feil på skognivå. Størrelsen på de systematiske feilene vil variere med hvor store tilfeldige feil det er på starttidspunktet.

Med utgangspunkt i modellene i Tabell 1, som er identisk med de som brukes i Avvirk-2000 og Gaya-Jlp, og

seks bestand med ulik starttilstand (Tabell 2), er det gjennomført følsomhetsanalyser for å kartlegge konsekvenser av tilfeldige feil for middeldiameter og treantall. I analysene er det gjort følgende forutsetninger for starttilstanden;

- Grunnflateveid middelhøyde (H_L) og volum/ha (V) forutsettes «korrekt» bestemt.
- Avvik fra «korrekt» grunnflatemiddeldiameter (D_g) settes til henholdsvis -40 %, -20 %, 0 %, 20 % og 40 %.
- «Feil» volum for middeltreet (v) bestemmes med volumfunksjoner (Vestjordet 1967, Brantseg 1967) ut fra «feil» middeldiameter og «korrekt» middelhøyde.
- «Feil» treantall/ha beregnes ved å dividere «korrekt» volum/ha (V) med «feil» volum for middeltreet.

Tabell 2. Starttilstand for bestand brukt i følsomhetsanalyser.

Treslag	Bonitet ($H_{40} - m$)	Starttidspunkt				Totalalder vurderingstidspunkt (TT- år)
		Total alder (TT- år)	Grunnflate- middeldiameter ($D_g - cm$)	Grunnflateveid middelhøyde ($H_L - m$)	Treantall (N - /ha)	
Gran	20	27	10,5	8,7	1800	82
	14	38	9,9	8,0	1600	103
	8	58	6,0	5,6	1400	123
Furu	20	21	11,0	7,3	1800	81
	14	32	10,3	7,7	1600	102
	8	60	10,2	7,4	1400	125

3. Resultater

Av Tabell 3, som viser hvordan ulike feilnivåer for grunnflatemiddeldiameter på starttidspunktet påvirker volum/ha etter framskrivningen, framgår det at feilene for middeldiameter i forholdsvis liten grad påvirker volum/ha etter framskrivningen. Dette gjelder særlig når feilene for middeldiameter ligger i området ± 20 %. Det største utslaget ser en for granbestandet på bonitet $H_{40}=20$ m, der en undervurdering av middeldiameter med 40 % medfører en undervurdering av volum/ha etter framskrivning på 16 %.

Det framgår videre av tabellen at i granbestandene vil volum/ha bli undervurdert, uansett om middeldiameteren på starttidspunktet er overvurdert eller undervurdert. Undervurderingen av volum/ha i granbestandene øker generelt med økende feil for middeldiameter, og er størst når middeldiameteren er undervurdert. For furubestandene vil en i de fleste tilfellene få en overvurdering av volum/ha etter framskrivning, dersom middeldiameter på starttidspunktet er undervurdert. Samtidig vil volumet bli undervurdert dersom middeldiameteren er overvurdert.

Tabell 3. Feil for volum/ha (%) ved vurderingstidspunkt etter framskrivning ved ulike feil for grunnflatemiddeldiameter (-40 %, -20 %, 0 %, 20 % og 40 %). Gran og furu.

Treslag	Bonitet ($H_{40} - m$)	Totalalder (TT - år)			Volum referanse (m^3/ha)	Feil for grunnflatemiddeldiameter (%)				
		Starttidspunkt	Vurderingstidspunkt			-40	-20	0	20	40
Gran	20	27	82	752	-16	-4	0	-1	-2	
	14	38	103	563	-15	-4	0	-4	-5	
	8	58	123	236	-11	-2	0	-1	-3	
Furu	20	21	81	821	2	2	0	-6	-11	
	14	32	102	517	0	2	0	-7	-13	
	8	60	125	224	-3	1	0	-7	-13	

Tabell 4 og 5 viser feil både på starttidspunkt og vurderingstidspunkt for middeldiameter, treantall, middelhøyde og middeltrevolum. Når det forutsettes en «korrekt» middelhøyde og et «korrekt» volum/ha, framgår det av tabellene at feil grunnflatemiddeldiameter på starttidspunktet får store konsekvenser også for treantall/ha og middeltrevolum på starttidspunktet. Med for eksempel en undervurdering av diameter på 20 % i granbestandet med bonitet $H_{40}=20$ m (Tabell 4), vil treantallet bli overvurdert med 53 % (fra 1800/ha til 2754/ha), mens middeltrevolumet vil bli undervurdert med 37 % (fra 0,041 m³ til 0,026 m³).

For alle variablene som har en feil på starttidspunkt blir stort sett feilen litt mindre fram til vurderingstidspunktet etter framskrivningen (Tabell 4 og 5). Eksempelvis ser en for granbestandet på bonitet $H_{40}=20$ m (Tabell 4), at feilen

for middeldiameter synker fra -20 % på starttidspunktet til -18 % på vurderingstidspunktet etter framskrivningen, mens feilen for treantall synker fra 53 % til 37 % og feilen for middeltrevolum synker fra -37 % til -30 %. For middelhøyde, som er «korrekt» på starttidspunktet, ser en at det etter framskrivningen oppstår feil. Feilene er imidlertid små, eksempelvis 2 % i tilfellet med en undervurdering av middeldiameter på 20 % for granbestandet på bonitet $H_{40}=20$ m.

Figur 1 (Gran, $H_{40}=14$ m) og 2 (Furu, $H_{40}=14$ m) viser hvordan de absolutte verdiene for middeldiameter, treantall, middelhøyde, middeltrevolum og volum/ha utvikler seg over hele framskrivningsperioden ved -40 %, 0 % og 40 % feil middeldiameter på starttidspunktet.

Tabell 4. Feil for ulike variabler (%) ved starttidspunkt og ved vurderingstidspunkt etter framskrivning ved ulike feil for grunnflatemiddeldiameter (-40 %, -20 %, 0 %, 20 % og 40 %). Gran.

Bonitet (H_{40} – m)	Variabel	Referanse	Feil for grunnflatemiddeldiameter (%)				
			-40	-20	0	20	40
20	Middeldiameter ved 27 år (cm)	10,5	-40	-20	0	20	40
	Treantall ved 27 år (/ha)	1800	164	53	0	-31	-66
	Middelhøyde ved 27 år (m)	8,7	0	0	0	0	0
	Middeltrevolum ved 27 år (m ³)	0,041	-63	-37	0	44	83
	Volum ved 27 år (m ³ /ha)	73	0	0	0	0	0
	Middeldiameter ved 82 år (cm)	24,8	-35	-18	0	19	35
	Treantall ved 82 år (/ha)	1203	95	37	0	-22	-42
	Middelhøyde ved 82 år (m)	24,4	-4	-2	0	2	4
	Middeltrevolum ved 82 år (m ³)	0,586	-57	-30	0	36	69
	Volum ved 82 år (m ³ /ha)	752	-16	-4	0	-1	-2
14	Middeldiameter ved 38 år (cm)	9,9	-40	-20	0	20	40
	Treantall ved 38 år (/ha)	1600	156	49	0	-30	-39
	Middelhøyde ved 38 år (m)	8,0	0	0	0	0	0
	Middeltrevolum ved 38 år (m ³)	0,032	-59	-31	0	50	97
	Volum ved 38 år (m ³ /ha)	52	0	0	0	0	0
	Middeldiameter ved 103 år (cm)	24,4	-35	17	0	20	37
	Treantall ved 103 år (/ha)	1200	90	36	0	-30	-46
	Middelhøyde ved 103 år (m)	21,1	-5	2	0	3	5
	Middeltrevolum ved 103 år (m ³)	0,469	-55	29	0	38	75
	Volum ved 103 år (m ³ /ha)	563	-15	4	0	4	-5
8	Middeldiameter ved 58 år (cm)	6,0	-40	-20	0	20	40
	Treantall ved 58 år (/ha)	1400	172	51	0	-27	-44
	Middelhøyde ved 58 år (m)	5,6	0	0	0	0	0
	Middeltrevolum ved 58 år (m ³)	0,009	-67	-34	0	44	89
	Volum ved 58 år (m ³ /ha)	13	0	0	0	0	0
	Middeldiameter ved 123 år (cm)	18,7	-36	-18	0	17	34
	Treantall ved 123 år (/ha)	1142	110	41	0	-26	-62
	Middelhøyde ved 123 år (m)	15,6	-7	-3	0	3	4
	Middeltrevolum ved 123 år (m ³)	0,206	-57	-31	0	33	69
	Volum ved 123 år (m ³ /ha)	236	-11	-2	0	-1	-3

Tabell 5. Feil for ulike variabler (%) ved starttidspunkt og ved vurderingstidspunkt etter framskrivning ved ulike feil for grunnflatemiddeldiameter (-40 %, -20 %, 0 %, 20 % og 40 %). Furu.

Bonitet (H ₄₀ - m)	Variabel	Referanse	Feil for grunnflatemiddeldiameter (%)				
			-40	-20	0	20	40
20	Middeldiameter ved 21 år (cm)	11,0	-40	-20	0	20	40
	Treantall ved 21 år (/ha)	1800	163	55	0	-32	-51
	Middel høyde ved 21 år (m)	7,3	0	0	0	0	0
	Middeltrevolum ved 21 år (m ³)	0,039	-62	-36	0	46	103
	Volum ved 21 år (m ³ /ha)	70	0	0	0	0	0
	Middeldiameter ved 81 år (cm)	26,6	-32	-16	0	17	33
	Treantall ved 81 år (/ha)	1369	129	46	0	-31	-50
	Middel høyde ved 81 år (m)	23,8	-6	-2	0	3	4
	Middeltrevolum ved 81 år (m ³)	0,599	-55	-30	0	37	78
	Volum ved 81 år (m ³ /ha)	821	2	2	0	-6	-11
14	Middeldiameter ved 32 år (cm)	10,3	-40	-20	0	20	40
	Treantall ved 32 år (/ha)	1600	154	50	0	-33	-51
	Middel høyde ved 32 år (m)	7,7	0	0	0	0	0
	Middeltrevolum ved 32 år (m ³)	0,035	-60	-34	0	49	103
	Volum ved 32 år (m ³ /ha)	56	0	0	0	0	0
	Middeldiameter ved 102 år (cm)	23,6	-31	-15	0	17	33
	Treantall ved 102 år (/ha)	1274	117	43	0	-32	-51
	Middel høyde ved 102 år (m)	19,9	-3	-2	0	2	4
	Middeltrevolum ved 102 år (m ³)	0,405	-54	-29	0	38	80
	Volum ved 102 år (m ³ /ha)	517	0	2	0	-7	-13
8	Middeldiameter ved 60 år (cm)	10,2	-40	-20	0	20	40
	Treantall ved 60 år (/ha)	1400	154	50	0	-33	-52
	Middel høyde ved 60 år (m)	7,4	0	0	0	0	0
	Middeltrevolum ved 60 år (m ³)	0,033	-61	-33	0	48	106
	Volum ved 60 år (m ³ /ha)	46	0	0	0	0	0
	Middeldiameter ved 125 år (cm)	18,3	-33	-16	0	18	35
	Treantall ved 125 år (/ha)	1204	127	46	0	-33	-52
	Middel høyde ved 125 år (m)	14,2	-3	-1	0	1	2
	Middeltrevolum ved 125 år (m ³)	0,186	-57	-31	0	39	81
	Volum ved 125 år (m ³ /ha)	224	-3	1	0	-7	-13

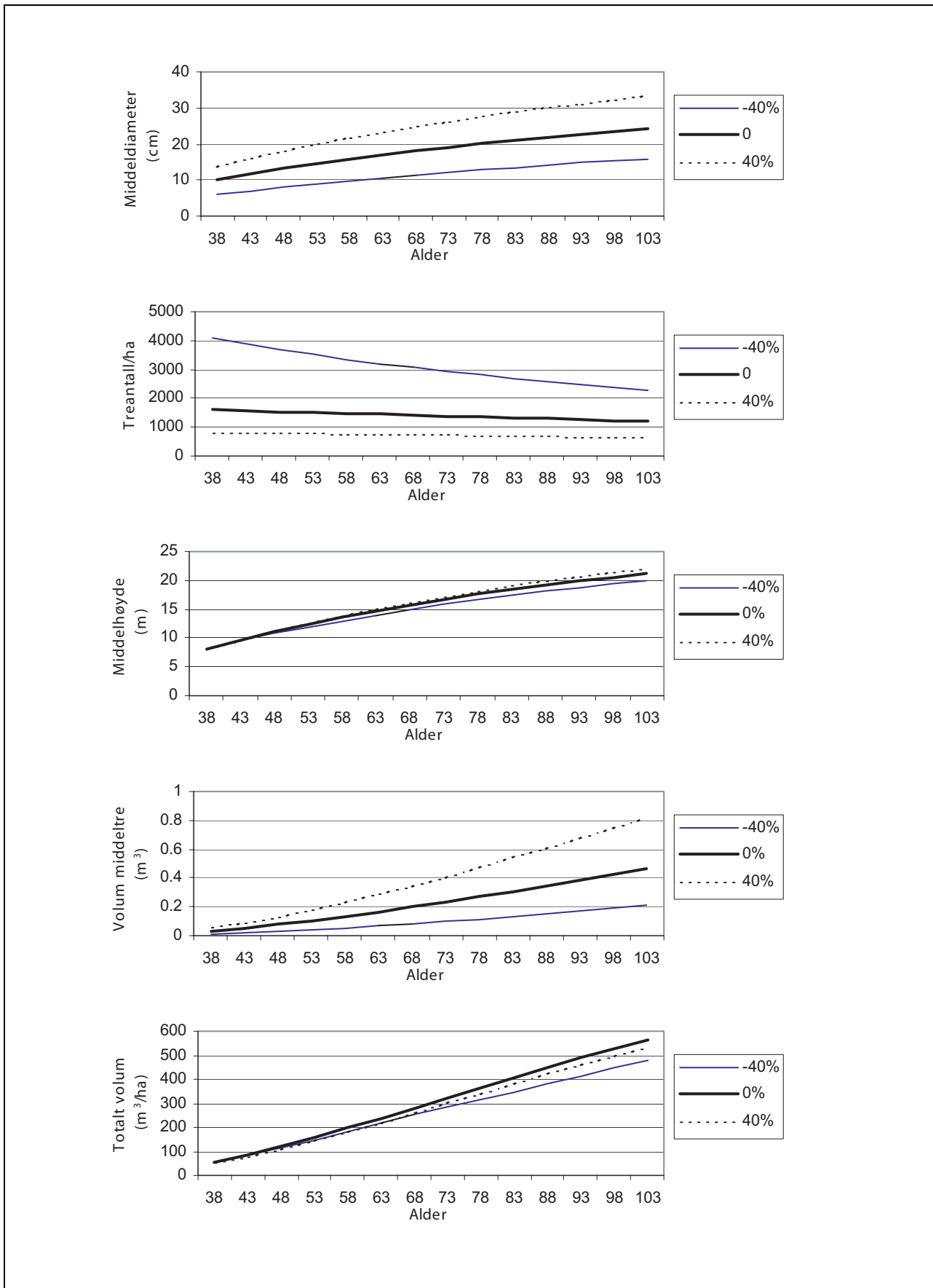


Fig. 1. Framskrivning av grunnflatemiddeldiameter, treantall/ha, grunnflateveid middelhøyde, middeltrevolum og volum/ha ved ulike feil for grunnflatemiddeldiameter (-40 %, 0 % og 40 %) på starttidspunktet. Gran, $H_{40}=14$ m.

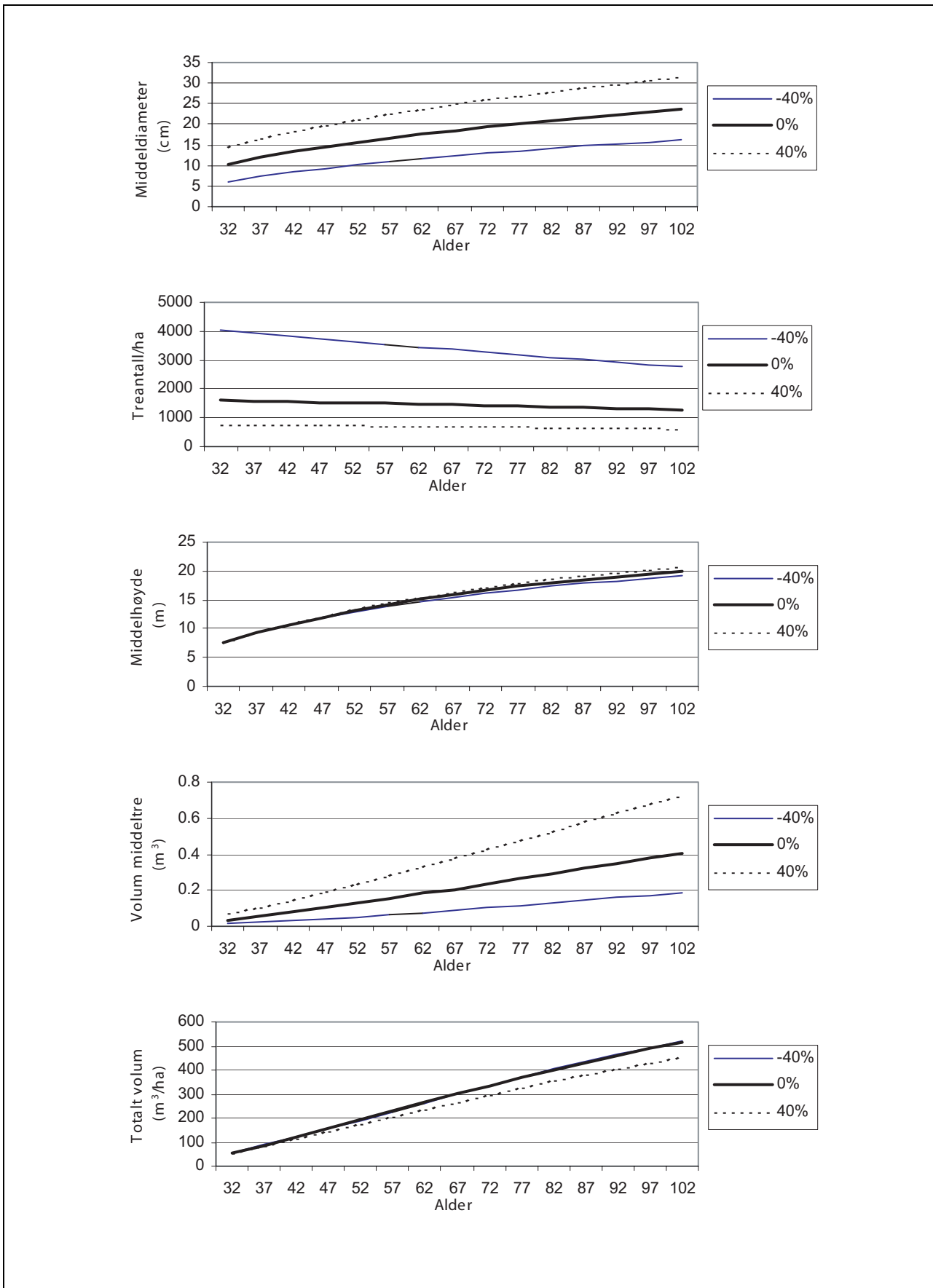


Fig. 2. Framskrivning av grunnflatemiddeldiameter, treantall/ha, grunnflateveid middelshøyde, middeltrevolum og volum/ha ved ulike feil for grunnflatemiddeldiameter (-40 %, 0 % og 40 %) på starttidspunktet. Furu, $H_{40}=14$ m.

4. Diskusjon

De varierende utslagene en ser i Tabell 3 for feilene for volum/ha etter framskrivning skyldes at bestandsutviklingsmodellene er ikke-lineære. For granbestandene blir volum/ha etter framskrivningene undervurdert, uansett om middeldiameteren på starttidspunktet blir overvurdert eller undervurdert. For furubestandene blir volum/ha stort sett overvurdert når middeldiameteren blir undervurdert, mens det blir undervurdert når middeldiameteren blir overvurdert. Størrelsen på feilene blir imidlertid størst når middeldiameteren blir overvurdert.

Et nivå for tilfeldige feil på 40 % ved bestemmelse av diameter betyr at en kan forvente at avvikene fra «korrekt» diameter i 2/3 av bestandene i en skog er mindre enn 40 % (de fleste av avvikene vil ligge forholdsvis nær 0 %, og et mindre antall nær 40 %), mens en kan forvente at avvikene er større enn 40 % i 1/3 av bestandene. Ut fra resultatene fra følsomhetsanalysene betyr dette at tilfeldige feil på henholdsvis 20 % og 40 % for middeldiameter på starttidspunktet i granbestand medfører systematiske undervurderinger av volum/ha etter framskrivningene på skognivå på omtrent 1–2 % og 3–4 %. Tilsvarende systematiske undervurderinger for furu vil bli omtrent 0–1 % og 1–2 %.

Følsomhetsanalysene er basert på et utvalg av bestand som er godt fordelt på ulike boniteter. Bestandene er relativt «normale» når det gjelder middeldiameter og treantall ved den oppgitte alderen. I praksis vil det selvsagt forekomme mer «ekstreme» tilfeller med større diameter og lavere treantall, eller omvendt. Ut fra resultatene i Tabell 3 kan det tyde på at en i «ekstremlbestand» i granskog med liten diameter og stort treantall, og i «ekstremlbestand» i furuskog med stor diameter og lite treantall, vil kunne få forholdsvis store systematiske feil. I begge tilfeller vil dette gi seg utslag i en undervurdering av volum/ha på skognivå. Det er undervurderingen vil imidlertid svært sjelden vil bli så stor som 5 %.

De praktiske konsekvensene av feilene som er diskutert over vil være forskjellige avhengig av om de vurderes på skognivå eller bestandsnivå, og av om beregningene skal brukes i planleggingssammenheng eller til verdsetting av skog. Ved planlegging på skognivå vil det først og fremst være potensielt avvirkningskvantum som påvirkes av feilene. En undervurdering av potensielt avvirkningskvantum for en skog på antydningssvis 1–5 % vil i de fleste tilfeller ha liten praktisk betydning. Ved verdsetting på skognivå (eksempelvis ved ekspropriasjon i forbindelse med vern av skog) kan dette være et problem fordi utslagene som regel blir noe større for en beregnet nåverdi enn for et beregnet avvirkningskvantum. Dette fordi også bruttoverdi (Blingsmo & Veidahl 1994) og driftskostnad (Eid 1998) er basert på middelhøyde, middeldiameter og treantall/ha. For større eiendommer vil en undervurdering av nåverdien på eksempelvis 3 % utgjøre forholdsvis store kronebeløp.

At det er små systematiske feil på skognivå betyr selvfølgelig ikke at feilene for enkeltbestand ikke kan være store. Som det framgår av Tabell 4 og 5 kan feil for middeldiameter i intervallet fra –40 % til 40 % føre til feil for volum/ha etter framskrivning som varierer fra –16 % til

0 %. Utslagene for en beregnet nåverdi kan bli enda litt større enn dette. Dette betyr at en ved verdsetting av noen få enkeltbestand kan risikere at en i flere av disse undervurderer nåverdien med opp mot 20 %. Jo færre bestand som skal verdiberegnes, jo mer sårbar blir en for slike utslag. Den praktiske konsekvensen av dette bør derfor være at en i slike tilfeller registrerer treantall/ha i felt i stedet for å bruke funksjonene, selv som dette alternativet er ressurskrevende fordi det må gjøres forholdsvis mye registreringer for å oppnå et lavt feilnivå for treantall (Eid 1994).

Følsomhetsanalysene og diskusjonen har fokusert på tilfeldige feil ved bestemmelse av middeldiameter. I tillegg vil en kunne få systematiske feil for middeldiameter dersom det er systematiske målefeil for noen av de uavhengige variablene som inngår i funksjonene (grunnflate/ha, volum/ha, middelhøyde, alder eller bonitet). Dette betyr at det kan bli ekstreme og urealistiske kombinasjoner av verdier for de variablene som beskriver et bestand. Det bør derfor gjennomføres logiske tester ved innlesing av variablene der en setter visse intervaller for hvilke verdier og kombinasjoner av verdier som tillates for diameter, treantall/ha og volum/ha.

5. Konklusjon

Ved bruk av funksjoner for å bestemme middeldiameter i bestand må en regne med tilfeldige feil i intervallet 20 % til 40 %. Tilfeldige feil av denne størrelsesorden vil føre til en systematisk undervurdering av volum/ha på skognivå (skogeiendom eller større skogområde) etter en framskrivning som varierer fra 1 % til 5 %. I planleggingssammenheng vil en undervurdering av potensielt avvirkningskvantum i denne størrelsesorden ha liten praktisk betydning. Ved verdsetting av skogeiendommer vil en undervurdering av nåverdien som følge av for lavt beregnet avvirkningskvantum imidlertid kunne utgjøre forholdsvis store kronebeløp. For enkeltbestand kan undervurderingen av volum/ha bli betydelig. Ved verdsetting av noen få enkeltbestand bør en derfor registrere treantall i felt i stedet for å bruke funksjonene.

Litteratur

- Blingsmo, K. 1984. Diametertilvekstfunksjoner for bjørk-, furu- og granbestand. Rapp. Nor. inst.skogforsk. 7/84: 1–22.
- Blingsmo, K. & Veidahl, A. 1994. Funksjoner for bruttopris av gran- og furutrær på rot. Rapp.Skogforsk. 8/92: 1–23.
- Braastad, H. 1966. Volumtabeller for bjørk. Meddr. norske SkogforsVes. 21: 23–78.
- Braastad, H. 1974. Diametertilvekstfunksjoner for gran. Medd.Nor.inst.skogforsk. 31: 1–76.
- Braastad, H. 1977. Tilvekstmodellprogram for bjørk. Rapp.Nor.inst.skogforsk.1/77: 1–17.
- Braastad, H. 1980. Tilvekstmodellprogram for furu. Medd.Nor.inst.skogforsk. 35: 265–360.
- Brantseg, A. 1967. Furu sønnafjells. Kubering av stående skog. Funksjoner og tabeller. Meddr. norske SkogforsVes. 22: 695–739.

- Eid, T. 1994. Registrering av treantall i hogstklasse III-V. Rapp.Skogforsk. 13/94: 1–25.
- Eid, T. 1998. Langsiktige prognoser og bruk av prestasjonsfunksjoner for å estimere kostnader ved mekanisert drift. Rapport fra skogforskningen 7/98: 1–31.
- Eid, T. 2001. Models for prediction of basal area mean diameter and number of trees for forest stands in south-eastern Norway. Scand. J. For. Res. 16: 467–479.
- Eid, T. 2003. Model validation by means of cost-plus-loss analyses. Pp 295–305 in Amaro, A., Reed, D. & Soares, P. (Red.). Modelling forest systems. CABI publishing, London, UK.
- Eid, T. & Hobbelstad, K. 1999. Avvirk-2000 – et Edb-program for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsprognoser i skog. Rapport Supplement fra skogforskningen 8/99: 1–63.
- Eid, T. & Hobbelstad, K. 2000. AVVIRK-2000 – a large scale forestry scenario model for long-term investment, income and harvest analyses. Scand. J. For. Res. 15: 472–482.
- Eid, T. & Øyen, B-H. 2003. Models for prediction of mortality in even-aged forest. Scand. J. For. Res. 18: 64–77.
- Hoen, H.F. & Eid, T. 1990. En modell for analyse av behandlingsstrategier for en skog ved bestandssimulering og lineær programmering. Rapp.Nor.inst.skogforsk. 9/90: 1–35.
- Hoen, H.F. & Gobakken, T. 1997. Brukermanual for bestandssimulatoren GAYA v1.20. Manuskript, Institutt for skogfag, NLH.
- Lappi, J. 1992. JLP. A linear programming package for management planning. The Finnish Forest Research Institute. Research Papers 414: 1–134.
- Strand, L. 1967. Høydekurver for bjørk. Side 291–296 i Braastad, H. Produksjonstabeller for bjørk Meddr.norske SkogforsVes. 22: 265–365.
- Tveite, B. 1967. Sambandet mellom grunnflateveid middelhøyde (H_L) og noen andre bestandshøyder i gran- og furuskog. Meddr. norske SkogforsVes. 22: 483–538.
- Tveite, B. 1976. Bonitetskurver for furu. Intern rapport. [Upublisert].
- Tveite, B. 1977. Bonitetskurver for gran. Medd.Nor.inst.skogforsk. 33: 1–84.
- Vestjordet, E. 1967. Funksjoner og tabeller for kubering av stående gran. Meddr. norske SkogforsVes. 22: 543–574.

Del 3

En test av Avvirk-2000 basert på intensive takster over tid for en skogeiendom

1. Innledning

Det er i hovedsak tre faktorer som bestemmer nivåene for feil i langsiktige analyser (se også Del 1); nivået for feil i taksten som danner grunnlaget for prognosene, nivået for feil i det biologiske modellgrunnlaget som brukes i prognosene, og i hvilken grad det er samsvar/mangel på samsvar mellom forutsetninger for skogbehandling gjort i prognosene og faktisk skogbehandling gjennomført i marka.

Hensikten med denne delrapporten er å beskrive et opplegg der Avvirk-2000 (Eid & Hobbestad 1999, 2000) på basis av intensive takster over tid, er brukt for å sammenligne prognose og virkelighet for avvirkning, tilvekst og stående volum. Sammenligningen er basert på eiendommen Aas skog i Gjøvik med et produktivt skogareal på 78,5 hektar. Siden eiendommen har blitt intensivt taksert over en lengre periode, samtidig som all skogbehandling er nøyaktig beskrevet, kan to av de tre faktorene knyttet til feil i prognoser, det vil si systematiske feil i takstene og mangel på samsvar mellom forutsatt og gjennomført skogbehandling, bli utelukket. Opplegget er derfor en test av det biologiske modellgrunnlaget i Avvirk-2000. En fullstendig beskrivelse av testopplegget er gitt av Eid (2004).

2. Datamateriale og beregninger

Aas skog ble taksert i 1970, 1979, 1990 og i 2001. Registreringene var svært intensive, med totalklavinger av alle bestand i hogstklasse III-V og prøveflatetakster innen bestand i hogstklasse II. Registreringene i 1970, 1979, 1990 og 2001 er beskrevet av henholdsvis Nersten (1973), Gisnås (1981), Aasland (1992) og Eid (2003). I forbindelse med testopplegget ble takstene i 1979 og 2001 korrigert slik at de relaterer seg til henholdsvis 1980 og 2000.

I hogstene som er gjennomført i 30-årsperioden har en så langt det er mulig forsøkt å beholde de samme bestandsgrensene. Det samme er tilfelle med bestandsinndelingene som er gjort på ulike tidspunkt. All skogbehandling i perioden 1971–2000 er også nøyaktig beskrevet med hensyn

på tidspunkt, lokalisering og mengder. Gjennomsnittlig årlig avvirkning i perioden 1971–1980 var 376 m³, mens den var 403 m³ og 217 m³ i periodene 1981–1990 og 1991–2000. Totalt stående volum var 7765 m³ i 1970, 7586 m³ i 1980, 7367 m³ i 1990 og 9640 m³ i 2000. Gjennomsnittlig årlig tilvekst var henholdsvis 394 m³, 425 m³ og 444 m³ i periodene 1971–1980, 1981–1990 og 1991–2000.

I testene med Avvirk-2000 ble skogtilstanden i 1970, 1980, 1990 og 2000 brukt som utgangspunkt for å predikere utvikling i stående volum og tilvekst fram til 2070. Faktisk avvirkning med hensyn på mengde, tidspunkt og sted (bestand) i perioden 1971 til 2000 ble «tvunget» gjennom i prognosene, mens det for perioden 2001 til 2070 ble gjort generelle forutsetninger for skogbehandlingen (omløpstider, tynninger og foryngelsesarbeider).

3. Resultater

Tabell 1 viser at årlig potensiell avvirkning i perioden 2001–2010 var 554 m³ når prognosen var basert på data fra 2000. Tilsvarende avvirkningspotensial var 534 m³ basert på data fra 1970, 537 m³ basert på data fra 1980 og 541 m³ basert på data fra 1990. Dette tilsvarer henholdsvis 3,6 %, 3,1 % og 2,3 % lavere avvirkningspotensial enn det som ble predikert i 2000.

Tabell 2 viser at observert stående volum var 9640 m³ i 2000, mens volumet i 2000 ble predikert til 9388 m³ med 1970-data, til 9235 m³ med 1980-data og til 9373 m³ med 1990-data. Dette tilsvarer henholdsvis 2,6 %, 4,2 % og 2,8 % lavere predikert enn observert stående volum.

Tabell 3 viser at observert årlig tilvekst i perioden 1991–2000 var 444 m³. Den årlige tilveksten for den samme perioden, predikert i 1970, var 421 m³, mens den var 411 m³ predikert i 1980 og 415 m³ predikert i 1990. Dette tilsvarer henholdsvis 5,2 %, 7,4 % og 6,5 % lavere predikert enn observert tilvekst.

Tabell 1. Observert og predikert årlig avvirkning for ulike datagrunnlag.

Datagrunnlag	Årlig avvirkning (m ³)			
	1971–1980	1981–1990	1991–2000	2001–2010
Observert	376	403	217	-
Predikert 1970	376	403	217	534
Predikert 1980	-	403	217	537
Predikert 1990	-	-	217	541
Predikert 2000	-	-	-	554

Tabell 2. Observert og predikert stående volum for ulike datagrunnlag.

Datagrunnlag	Stående volum (m ³)				
	1970	1980	1990	2000	2010
Observert	7765	7586	7367	9640	-
Predikert 1970	-	7776	7350	9388	8942
Predikert 1980	-	-	7298	9235	8650
Predikert 1990	-	-	-	9373	8839
Predikert 2000	-	-	-	-	9336

Tabell 3. Observert and predikert årlig tilvekst for ulike datagrunnlag.

Datagrunnlag	Årlig tilvekst (m ³)			
	1971–1980	1981–1990	1991–2000	2001–2010
Observert	394	425	444	-
Predikert 1970	377	446	421	579
Predikert 1980	-	432	411	596
Predikert 1990	-	-	415	594
Predikert 2000	-	-	-	584

Figur 1 viser at det langsiktige avvirkningspotensialet varierer omtrent på samme måte over tid når de ulike datasettene sammenlignes. Forskjellene mellom datasettene er relativt små i de første 10-årsperiodene, men noe større i de siste periodene. Samlet over hele 70-årsperioden er imidlertid forskjellene forholdsvis små. Summert over 70-årsperioden er avvirkning predikert i 1970 34350 m³, mens den er henholdsvis 34670 m³, 34160 m³ og 36250 m³ predikert i 1980, 1990 og 2000.

Predikert stående volum i Figur 2 viser lignende tendenser som avvirkningen, med små forskjeller mellom alternativene i starten av 70-årsperioden og større etter hvert. Figuren viser også at stående volum predikert i 1970 i hele 70-årsperioden ligger på et forholdsvis lavt nivå, mens det ligger på et forholdsvis høyt nivå når det ble predikert i 2000.

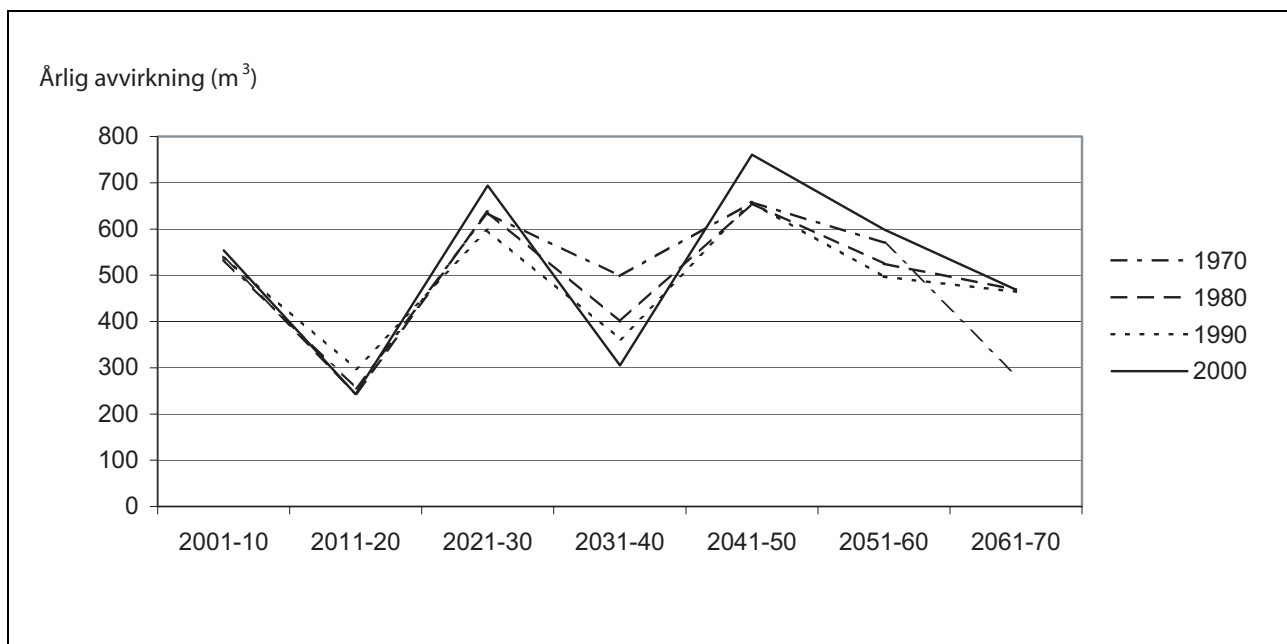


Fig. 1. Predikert langsiktig årlig avvirkningspotensial for ulike datagrunnlag.

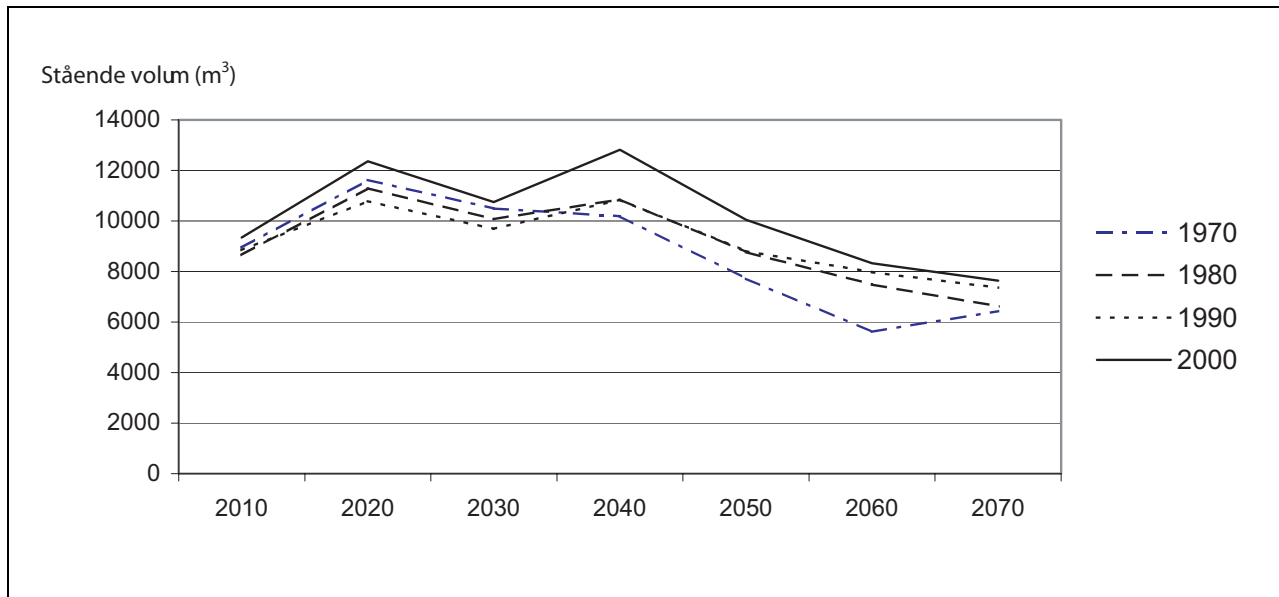


Fig. 2. Predikert langsiktig stående volum for ulike datagrunnlag.

4. Diskusjon

Testene som ble gjennomført i Aas skog var basert på intensive og godt dokumenterte takster, og en nøyaktig beskrivelse av all skogbehandling. Dette betyr at feilkildene knyttet til datagrunnlaget var redusert til et minimum. Det må imidlertid presiseres at testene ble gjennomført for kun en eiendom, og at skogforholdene på denne eiendommen ikke representerer noe gjennomsnitt for skogforholdene i Norge. Eksempelvis er gjennomsnittsboneteten 16,8 m og volumet består av 91 % gran. Det hadde også vært ønskelig å gjøre sammenligninger for en lengre tidsperiode slik at en kunne få redusert effekten av eventuelle kortsiktige tendenser som skyldes temperatur eller nedbør.

Hensikten med langsiktige konsekvensanalyser er i første rekke å skaffe til veie informasjon som skal brukes for å fatte beslutninger på et strategisk nivå, det vil si overordnede beslutninger for en eiendom eller skogområde i et langsiktig perspektiv. Forskjeller i potensiell avvirkning for perioden 2001–2010 basert eksempelvis på 2000-data og 1970-data på 3,6 % (Tabell 1), og tilsvarende forskjeller i stående volum på 2,6 % (Tabell 2) og årlig tilvekst på 5,2 % (Tabell 3), må derfor i lys av dette betraktes som små, og innenfor det en må forvente og kan akseptere i beregninger av denne typen.

I diskusjonen omkring avvirkningsberegninger og hvorfor en i nye avvirkningsberegninger, basert på nye takster, for et relativt stort antall eiendommer kom fram til balansekvantum som til dels var mye lavere enn i tilsvarende beregninger som ble gjennomført 20–30 år tidligere, var den umiddelbare reaksjonen «at tilvekstfunksjonene overvurderte tilveksten» (se Del 1). Ikke noe av det som framkommer i den foreliggende undersøkelsen tyder på at dette var tilfelle. Tvert i mot, dersom noen tendenser skal kunne sies å eksistere, må det være en undervurdering.

Både observert stående volum (Tabell 2) og observert tilvekst (Tabell 3) var i de fleste tilfeller større enn de beregnede. Mange eksempler fra Europa, der en har studert tilvekstutvikling over tid, har vist tendenser til økt tilvekst de senere årene (se f. eks. Spiecker et al. 1996). I den eneste slike undersøkelsen som er gjennomført i Norge (Elfving et al. 1996) kunne en imidlertid ikke påvise slike tendenser. Når en vet at tilvekstfunksjonene som brukes i Avvirk-2000 (Blingsmo 1984) er basert på prøveflater helt tilbake til 1920-åra og fram til slutten av 1970-åra, må en imidlertid med utgangspunkt i de generelle tendensene i Europa kunne anta at sannsynligheten er større for at tilveksten undervurderes enn at den overvurderes i slike prognoser.

5. Konklusjon

Forskjellene mellom observert og predikert tilvekst og stående volum var små i eksemplet fra Aas skog. Datagrunnlaget var imidlertid såpass begrenset at resultatene ikke kan betraktes som en endelig «validering» av Avvirk-2000. I arbeidet med å utvikle og teste Avvirk-2000 vil en aldri komme dit at en kan betrakte programmet som ferdig. Så lenge programmet er i bruk bør en på ulike måter fortsette med tester og evalueringer, og til enhver tid gjøre vurderinger omkring eventuelle endringer og forbedringer av programmet.

Litteratur

- Aasland, T. 1992. Taksering av Aas skog, Gjøvik, 1990. Aktuelt fra Skogforsk 18/03: 1–23.
- Blingsmo, K. 1984. Diametertilvekstfunksjoner for bjørk-, furu og granbestand. Rapport fra Norsk Institutt for skogforskning 7/84: 1–22.

- Eid, T. 2003. Registreringer i Aas skog – skogtilstand i år 2000 og utvikling fra 1960 til 2000. Oppdragsrapport fra Skogforsk 8/03: 1–24 s.
- Eid, T. 2004. Testing a large-scale forestry scenario model by means of successive inventories on a forest property. *Silva Fennica* 38: 305–317.
- Eid, T. & Hobbestad, K. 1999. Avvirk-2000 – et Edb-program for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsprognoser i skog. Rapport Supplement fra skogforskningen 8/99: 1–63.
- Eid, T. & Hobbestad, K. 2000. AVVIRK-2000 – a large scale forestry scenario model for long-term investment, income and harvest analyses. *Scand. J. For. Res.* 15: 472–482.
- Elfving, B., Tegnhamar, L. & Tveite, B. 1996. Studies on growth trends of forests in Sweden and Norway. Side 61–70 i: Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (Red.). *Growth trends of European forests*. Springer, Berlin.
- Gisnås, A. 1981. Taksering av Aas skog, Gjøvik 1979. Fagnytt fra Institutt for skogtaksasjon, Norges landbrukshøgskole 1/81: 1–9.
- Nersten, S. 1973. Aas skog. Utviklingen i tidsrommet 1960–70 og noen framtidsperspektiver. Fagnytt fra Institutt for skogtaksasjon, Norges landbrukshøgskole 4/73: 1–38.
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. 1996. Conclusion and summary. Side 369–372 i: Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M. & Skovsgaard, J.P. (Red.). *Growth trends of European forests*. Springer, Berlin.

Del 4

Kort beskrivelse av Avvirk-2000 med vekt på ny funksjonalitet

1. Innledning

Siden nåværende versjon av Avvirk-2000 var ferdig utviklet i 1999 har programmet vært brukt i praktisk planlegging og i forbindelse med verdsetting, samt både i forskning og undervisning. Denne aktiviteten rundt programmet har avdekket ulike behov for endringer og oppdateringer. I tillegg har en de siste årene registrert stor interesse for ulike typer selektive hogster, noe som medfører et behov for å tilpasse framskrivningene til en slik skogbehandling. Med et økt fokus på miljørelaterte problemstillinger har en også her sett at tilpasninger har vært nødvendige med hensyn på langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsanalyser i skog.

Hensikten med denne delrapporten er å gi en kort beskrivelse av Avvirk-2000 slik programmet fungerer i dag. Hovedvekten i den foreliggende beskrivelsen er lagt på den nye funksjonaliteten som er utviklet. Dette gjelder i første rekke framskrivninger for selektive hogster, men også endringer knyttet til livsløpstrær, tilpasninger av programmet slik at det kan gjøres treslagsvis forutsetninger for skogbehandling og nye muligheter til å beregne bruttoverdier for bestand på basis av ulike spesialsortimenter av tømmer. For en mer detaljert beskrivelse av programmet vises det til Eid & Hobbelsstad (1999, 2000).

2. Hovedelementer og dataflyt

Avvirk-2000 beregner prognoser for 100 år framover, og en får opplysninger om skogtilstand og skogbehandling for hver 10-årsperiode. Programmet opererer med bestand som grunnleggende beregningsenhet, prøveflater eller strata kan imidlertid også brukes. På basis av *takstgrunnlaget* (data fra et bestandsregister), brukerdefinerte *forutsetninger* for skogbehandling og *modellgrunnlaget*, beregnes utviklingsbaner for hvert bestand i skogen. Disse utviklingsbanene vil, sammen med den valgte strategien for avvirkning, danne grunnlaget for den ferdige prognosen. Figur 1 viser hovedelementer og dataflyt i Avvirk-2000.

Takstgrunnlaget består av variabler som er registrert, skjønsmessig vurdert eller beregnet. Variablene omfatter for det første behandlingsforslag vurdert i felt som direkte kan inngå i prognosen. Den andre kategorien variabler beskriver *tilstanden* på taksttidspunktet. Mange forutsetninger må gjøres når det gjelder skogbehandling for å generere en utviklingsbane for et bestand. Viktige eksempler er valg av foryngelsesmetode, skogkulturiltak, antall tynninger og laveste alder for sluttavvirkning. Forutsetninger kan gjøres både *globalt* (skogområde/eiendom, bonitets- og treslagsvis) og *lokalt* (bestandsvis).

Sammen med forutsetningene og takstgrunnlaget, bestemmer *modellgrunnlaget* hvilke utviklingsbaner som blir beregnet i hvert bestand. Modellgrunnlaget består av en mengde funksjoner, sammenhenger og «regler» som

gjør det mulig å predikere tilveksten, gjennomføre tiltakene og oppdatere tilstanden i et bestand over et visst tidsrom. Det grunnleggende elementet i framskrivningen er bestandets middeltre, det vil si et tre som beskrives ved grunnflateveid middelhøyde og grunnflatemiddeldiameter. Alle tilvekst-, verdi- og kostnadsfunksjoner er bygd opp rundt middeltreet (se Tabell 1 i Del 2).

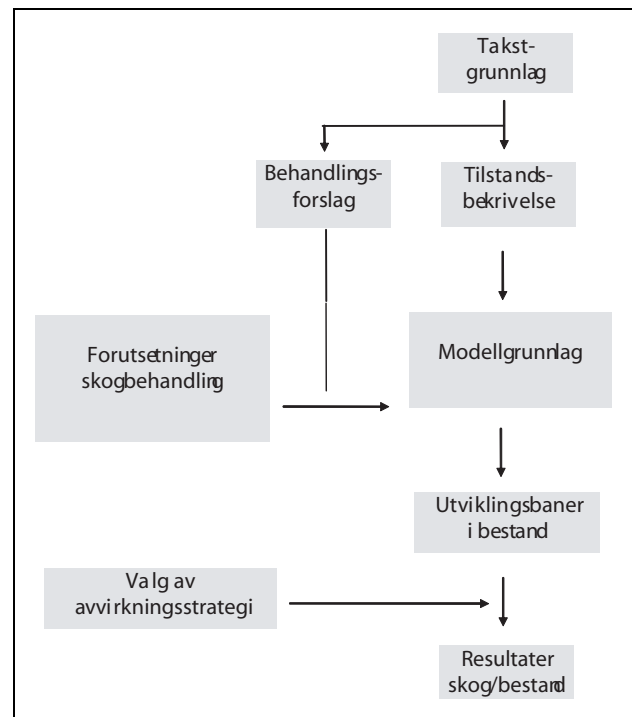


Fig. 1. Hovedelementer og dataflyt i Avvirk-2000.

En *utviklingsbane* for et bestand kan sammenlignes med en produksjonstabell som, i tillegg til biologiske variabler, også inneholder økonomiske størrelser. Utviklingsbanen vil, for hver 10-årsperiode i 100 år, inneholde opplysninger om tilstand og tiltak. De viktigste variablene som beskriver tilstanden er bonitet, alder, middelhøyde, middeldiameter, treantall og volum pr. ha. Tiltakene blir i tillegg til biologiske størrelser også beskrevet gjennom bruttoverdier, driftskostnader, etableringskostnader og ungskogpleiekostnader. Disse størrelsene danner til sammen kontantstrømmen for 100-årsperioden. Ved slutten av 100-årsperioden blir venteverdien av bestandet beregnet, og sammen med kontantstrømmen i 100-årsperioden danner dette grunnlaget for å beregne nåverdien av utviklingsbanen i det konkrete bestandet. Tabell 1 viser et eksempel på en slik utviklingsbane for et bestand der det er gjennomført tynning (T), snauhogst (SN), foryngelse ved planting (P) og ungskogpleie (U), og hvor det ut fra dette er beregnet en kontantstrøm med tilhørende nåverdi og grunnverdi.

Tabell 1. Utviklingsbane bestand. Bonitet H₄₀= 20 meter. Gran. Alder i dag 15 år.

År	Tiltak	Alder (år)	Midd. høyde (m)	Midd. diam. (cm)	Tre- antall pr. ha	Volum (m ³ u.b.)		Inntekt (kr pr. m ³ u.b.)	Kostnad (kr pr. m ³ u.b.)	Kostnad (kr pr. ha)	Kontant- strøm (kr pr. ha)
						Midd.tre	Pr. ha				
5		20	5,3	5,8	1750	0,008	14				
15		30	10,0	11,0	1750	0,049	86				
25	T	40	14,3	14,5	1680	0,118	197	306	243		2080
35		50	18,2	19,4	1030	0,258	265				
45	SN/P	60	21,0	22,3	990	0,391	387	346	132	5000	77820
55		10	1,3	-	1600	-	-				
65	U	20	5,3	5,8	1600	0,008	13		2000		-2000
75		30	10,1	11,3	1600	0,052	84				
85	T	40	14,4	14,8	1540	0,124	190	307	237		2310
95		50	18,3	19,7	960	0,267	265				
100	Venteverdi år 100 = 77390 kr pr. ha Grunnverdi = 9440 kr pr. ha Nåverdi = 25360 kr pr. ha ---- Avkastningskrav 3 %										

Rammen for total avvirking i en skog blir bestemt av de mulighetene utviklingsbanene i hvert enkelt bestand til sammen gir. Innenfor en slik ramme velges det mellom ulike *avvirkningsstrategier* (Figur 1). En avvirkningsstrategi er en overordnet plan (målsetting) for hvordan avvirkningen i skogen legges opp på lang sikt. Eksempler på slike strategier kan være avvirkning ved en gitt hogstalter eller en gitt verditilvekstprosent, balansekvantum eller balanseinntekt, eller et kvantum eller en inntekt oppgitt av brukeren for en eller flere 10-årsperioder.

3. Biologisk modellgrunnlag

De siste 50–60 årene har et bestandsskogbruk med åpne hogster vært nesten enerådende i skogbehandlingen. En slik skogbehandling gir bestand som kan karakteriseres som ensaldret og med liten variasjon i trestørrelse. Dette betyr også at bestand kan beskrives forholdsvis presist ved hjelp av middeltreet og treantallet. Selv om det tradisjonelle bestandsskogbruket også i overskuelig framtid vil dominere, har en de siste årene registrert stor interesse for ulike typer selektive hogster. Det finnes flere former for selektiv hogst, eksempelvis bledning, fjellskoghogst og plukkhogst (se Andreassen 1994a, Lexerød 2001). Et fel-

lestrekk for disse hogstformene er fokuset på det enkelte tre eller mindre tregrupper som behandlingsenhet, og ikke bestandet, slik som i bestandsskogbruket. Konsekvensen av en slik skogbehandling er at skogen vil få en fleraldret struktur med stor variasjon i trestørrelse.

At bestandsstrukturen og bestandsdynamikken er forskjellig i ensaldret og fleraldret skog, betyr også at det stilles ulike krav til bestandsutviklingsmodellene som brukes i framskrivningene. Her skilles det mellom arealbaserte modeller, som passer best i ensaldret skog, og enkelttremodeller, som egner seg godt for fleraldret skog. Ved Institutt for naturforvaltning har en nå startet et arbeid med å utvikle et prognoseverktøy som er planlagt brukt både for ensaldret skog med åpne hogster og fleraldret skog med selektive hogster. Dette verktøyet er basert på bestandsutviklingsmodeller for enkelttrær (Eid & Tuhus 2001, Andreassen & Tomter 2003, Lexerød 2004). I Avvirk-2000 har en foreløpig valgt å lage en rutine der en også ved selektive hogster bruker de arealbaserte bestandsutviklingsmodellene.

3.1. Åpne hogster

For åpne hogster i ensaldret skog, det vil si snauhogst, frøtrestilling og skjermstilling (skjermstillingshogst blir

ofte i skogskjøtselen definert som en lukket hogst, men modelleringsmessig bli den behandlet som en åpen hogst), er framskrivningene basert på «middeltreet», beskrevet gjennom grunnflatemiddeldiameter og grunnflateveid middelhøyde, og treantallet (se Tabell 1 Del 2). Ut fra dette finner en utviklingen av volumet. De viktigste elementene i disse framskrivningene er diametertilvekstfunksjoner (Blingsmo 1984), høydeutviklingsmodeller (Tveite 1967, 1976, 1977, Braastad 1977 og Strand 1967) og en modell for naturlig avgang (Braastad 1982).

Ved etablering av frørestilling og skjerm er det gjort visse forutsetninger for hvor mye volum som skal stå i frørestillingen eller skjermstillingen. For frørestilling varierer volumet mellom 15 m³ pr. ha på bonitet H₄₀=8 meter til 36 m³ pr. ha på bonitet H₄₀=23 meter, mens det for skjermstillingen varierer mellom 40 m³ pr. ha på bonitet H₄₀=8 meter til 150 m³ pr. ha på bonitet H₄₀=23 meter. Frørestillingen eller skjermen avvikles i den perioden fornyelsen når opp i en høyde på 1 meter, noe som betyr at avviklingstidspunktet er avhengig av den ventetida som forutsettes. For en fullstendig beskrivelse av framskrivningene i ensaldret skog med åpne hogster vises det til Eid & Hobbeltstad (1999).

I den nye versjonen av programmet er to større endringer gjennomført når det gjelder åpne hogster. For det første er det lagt opp til at det kan settes globale forutsetninger for skogbehandling både bonitetsvis og treslagsvis (gran, furu og bjørk). Dette betyr at en kan få bedre tilpasninger med hensyn på treslag når det gjelder forutsetninger for fornyelse, tynninger og omløpstider. I den nye versjonen er det også lagt opp til at det settes igjen «livsløpstrær» etter en snauhogst, og når frørestillingen eller skjermen avvikles. Her er det forutsatt at det settes igjen 4,0 m³/ha, 3,5 m³/ha, 3,0 m³/ha, 3,0 m³/ha, 2,0 m³/ha, 1,5 m³/ha og 1,0 m³/ha for henholdsvis bonitet H₄₀ = 23 m, 20 m, 17 m, 14 m, 11 m, 8 m, 6 m. Dette tilsvarer omtrent 5 trær pr. ha på alle boniteter.

3.2. Selektive hogster

At en i Avvirk-2000 har valgt å basere framskrivninger ved selektive hogster på de samme arealbaserte bestandsutviklingsmodeller som brukes ved åpne hogster betyr at det også her er middeltreet (grunnflateveid middelhøyde og grunnflatemiddeldiameter), og treantallet pr. ha som framskrives. Rutinen som er utviklet er ikke basert på noen vitenskapelig dokumentasjon, men er laget ut fra en skjønnmessig forståelse av hvordan slik hogst er tenkt praktisert, og ut fra viten en har fra litteratur og praktiske forsøk. Dette betyr at det er større usikkerhet knyttet til framskrivninger ved selektive hogster enn ved åpne hogster.

Rutinen bør bare brukes i bestand som har vært vurdert i felt og blitt funnet «egnet» for selektive hogster. Det vil si at det bør være enn viss alders- og størrelsesvariasjon i bestanden, og at fornyelsesforholdene bør være tilfredsstillende (se Lexerød & Eid 2004). Rutinen bør også bare brukes i bestand med gran og furu som hovedtreslag. Den etablerte rutinen kan bare anvendes på hogstklassene IV og

V. Yngre skog vil i mange tilfeller trenge en skogbehandling som åpner for en fremtidig selektiv hogst. En har foreløpig ikke utviklet rutiner for en slik skogbehandling fordi en mangler kunnskap og modeller for dette.

Utvikling

Framskrivninger av både grunnflatemiddeldiameter og grunnflateveid middelhøyde blir gjort på vanlig måte med bestandsutviklingsmodellene for diametertilvekst (Blingsmo 1984) og høydeutviklingsmodellene (Tveite 1967, 1976, 1977, Braastad 1977, Strand 1967).

Naturlig avgang er forutsatt noe høyere enn for ensaldret skog og åpne hogster. Dette henger sammen med at en kommer hyppigere inn i bestanden med uttak, og at det er de store trærne som tas ut. Dette antar en fører til større sannsynlighet for skader på gjenstående trær. Avgangen er også gjort noe avhengig av boniteten fordi de gode bonitene har større trær og fordi det her forutsettes hyppigere uttak. Det er derfor rimelig å anta at den relative avgangen er noe større på gode boniteter. I modellen er det forutsatt en årlig prosentisk avgang av treantallet som er 0,45 %, 0,45 %, 0,40 %, 0,40 %, 0,30 %, 0,25 %, 0,20 % for henholdsvis bonitet H₄₀ = 23 m, 20 m, 17 m, 14 m, 11 m, 8 m, 6 m (Tabell 2). Prosentene er satt med støtte i en tidligere undersøkelse av naturlig avgang for ensaldret granskog (Braastad 1982). En har imidlertid forutsatt at middeldimensjonen for de trærne som går ut er lik volummiddeltreet for bestanden. Dette gir høyere volumtap enn ved ensaldret skog, der det forutsettes at trærne som går ut har en diameter som er lik 70 % av grunnflatemiddeldiameteren i bestanden.

Virkesuttak

Ved selektiv hogst skulle ideelt sett et tre avvirket når verditilvekstprosenten svarer til skogeierens avkastningskrav. Den utviklede rutinen er imidlertid basert på at hogst skjer på et tidspunkt der et tre har nådd en viss diameter i brysthøyde. I praksis vil en ikke kunne hente ett og ett tre fra skogen etter hvert som det når denne diameteren, men må «samle opp» en rekke trær over en lengre periode før det er aktuelt med en gjennomhogning. I rutinen som er utviklet har en derfor lagt opp til et kompromiss mellom hensynet til hogstmodenhet på den ene side og nødvendigheten av at uttaket må være av en viss størrelse på den andre side.

At tidspunktet for hogstinngrepet er avhengig av diameteren på trærne, betyr også at tidspunktet vil variere med diametertilveksten og dermed med boniteten. Fordi en i Avvirk-2000 kun følger utviklingen av middeltreet, har en valgt å styre første hogsttidspunkt til den periode der grunnflatemiddeldiameteren når en viss størrelse. Denne vil avhenge av bonitet, og er satt til følgende middeldiameterer i cm med bark: 30 cm, 27 cm, 25 cm, 23 cm, 21 cm, 20 cm, 19 cm for henholdsvis bonitet H₄₀ = 23 m, 20 m, 17 m, 14 m, 11 m, 8 m, 6 m (Tabell 2). Størrelsen på grunnflatemiddeldiameterene er fastsatt med støtte i produksjonstabellene, men en har forutsatt et noe lavere treantall og litt større spredning i diameter mellom trær i skog der det gjennomføres selektiv hogst.

Fordi en stort sett tar ut de grøvste trærne ved selektive hogster vil grunnflatemiddeldiameteren for de uttatte trærne ligge langt over grunnflatemiddeldiameteren i bestandet før uttaket. Med støtte i noen observasjoner fra Landsskogtakseringens flater for flersjiktet skog har en forutsatt at grunnflatemiddeldiameteren på de uttatte trærne er lik grunnflatemiddeldiameteren i bestandet med et tillegg på 8 cm, 8 cm, 8 cm, 8 cm, 8 cm, 6 cm, 6 cm for henholdsvis bonitet $H_{40} = 23$ m, 20 m, 17 m, 14 m, 11 m, 8 m, 6 m. Grunnflatemiddeldiameteren i uttaket vil derfor variere fra 38 cm på bonitet $H_{40} = 23$ m til 25 cm på bonitet $H_{40} = 6$ m (Tabell 2). I rutinen er det også forutsatt at forskjellen mellom middeldiameter før uttaket og middeldiameter i uttaket avtar noe ved stort treantall fordi en da må anta at det må foretas mer regulering med hensyn på avstand og fordeling mellom de stående trærne.

Overhøyde og grunnflateveid middelhøyde for bestandet beregnes på vanlig måte som om bestandet hadde vært ensaldret. I en selektiv hogst vil imidlertid middelhøyden for de uttatte trærne ligge over den overhøyden som beregnes. Med utgangspunkt i simuleringer har en estimert middelhøyden for uttatte trær som beregnet overhøyde med et tillegg på 3,5 m, 3,5 m, 3,0 m, 3,0 m, 2,0 m, 1,5 m, 1,5 m for henholdsvis bonitet $H_{40} = 23$ m, 20 m, 17 m, 14 m, 11 m, 8 m, 6 m (Tabell 2).

I rutinen har en også forutsatt at uttatt volum er noe avhengig av boniteten. For boniteter $H_{40} = 14$ m og bedre forutsettes uttaket til 40 % av stående volum, mens det for de svakere bonitetene forutsettes til 50 % av stående volum (Tabell 2). Størrelsen på uttatt volum samsvarer delvis med forutsetningen om tidsintervall mellom uttakene. Her har en forutsatt at det er noe lenger mellom uttakene for sva-

kere boniteter enn for de bedre. Fordi Avvirk-2000 kjører framskrivningene i 10-årsperioder må tidsintervallene mellom uttakene tilpasses dette. Det er derfor forutsatt minst 20 års intervall for bonitet $H_{40} = 14$ m og bedre, og minst 30 år for svakere boniteter (Tabell 2). Dersom grensen for grunnflatemiddeldiameter ikke er nådd i løpet av disse tidsintervallene, blir uttaket utsatt, slik at det først skjer når grensen er nådd.

Rekruttering

En fortsatt skogproduksjonen ved selektiv hogst vil være avhengig av at det rekrutteres nye trær etter hogst. I rutinen som er utviklet har en forutsatt at treantallet hele tiden konvergerer mot 400 trær pr. hektar. Dette betyr at dersom treantallet i starten av prognoseperioden er høyere enn dette vil det bli gjennomført en gradvis nedtrapping av treantallet, mens det ved et lavere treantall vil bli gjennomført en gradvis opptrapping. Når treantallet er rundt 400 trær pr. hektar vil rekrutteringen av nye trær svare omtrent til det antall som tas ut. I utgangspunktet er det forutsatt at de nye trærne rekrutteres uten noen hjelpetiltak ved etablering. Dersom en mener tiltak som suppleringsplanting eller markberedning er nødvendig for å oppnå et slikt nivå på rekrutteringen, kan en for enkeltbestand (lokalt) forutsette at visse kostnader pr. ha påløper hver gang en gjennomhogst gjennomføres.

Tilstand etter uttak

Stående volum, grunnflatemiddeldiameter og grunnflateveid middelhøyde etter hogst beregnes ut fra tilstanden for disse variablene før hogst og i uttaket. Ny alder beregnes ut fra den nye estimerte middelhøyden og bonitet.

Tabell 2. Forutsetninger ved selektive hogster.

Forutsetninger	Bonitet ($H_{40} - m$)						
	23	20	17	14	11	8	6
Årlig naturlig avgang (% av treantall)	0,45	0,45	0,40	0,40	0,30	0,35	0,30
Grunnflatemiddeldiameter ved uttak (cm)	30,0	27,0	25,0	23,0	21,0	20,0	19,0
Grunnflatemiddeldiameter i uttak (cm)	38,0	35,0	33,0	31,0	29,0	26,0	25,0
Tillegg til overhøyde for å beregne grunnflateveid middelhøyde i uttak (m)	3,5	3,5	3,0	3,0	2,0	1,5	1,5
Uttak av volum (%)	40	40	40	40	50	50	50
Tid mellom uttak (år)	20	20	20	20	30	30	30

Tabell 3 viser et eksempel på utviklingen over en 100-årsperiode i et bestand behandlet med selektiv hogst som er beregnet med den beskrevne rutinen. Framskrivningen er basert på et bestand med granbonitet $H_{40} = 14$ m, alder 92 år og stående volum $150 \text{ m}^3/\text{ha}$ fordelt med $60 \text{ m}^3/\text{ha}$ på gran (40 %), $80 \text{ m}^3/\text{ha}$ på furu (53 %) og $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ på lauv (7 %). Som det framgår av tabellen er treantallet på starttidspunktet større enn de 400 trærne pr. ha bestandet forutsettes å konvergere mot. Dette treantallet oppnås 45 år ut i prognosen, og fra dette tidspunktet reguleres naturlig avgang, hogstuttak og rekruttering slik at treantallet hele ti-

den ligger rundt 400 pr. ha. Det framgår også av tabellen at tilstanden etter et uttak er avhengig av både tilstanden før uttaket og tilstanden i uttaket. Eksempelvis ser en at det etter 25 år i prognosen er en middelhøyde på 24,6 m før uttaket, at middelhøyden på de trærne som tas ut er 29,3 m og at dette fører til at middelhøyden etter uttaket blir 22,3 m.

Tabell 3. Utvikling ved selektiv hogst. $H_{40}=14$ m, alder 92 år og stående volum $150 \text{ m}^3/\text{ha}$.

År i prognosen	Totalalder (år)	Treantall (/ha)	Grunnflate-middeldiameter (cm m.b.)	Grunnflateveid middelhøyde (m)	Stående volum (m^3 u.b./ha)	Uttak (m^3 u.b./ha)
0	92	580	18,8	22,0	150	
5	97	570	19,8	22,6	176	
10	102	560	20,8	23,1	195	
15	107	550	21,7	23,6	212	
20	112	540	22,6	24,1	229	
25	117	530	23,5	24,6	245	
25		110	30,8	29,3		90
25	93	430	21,4	22,3	155	
30	98	430	22,5	22,9	170	
35	103	420	23,6	23,5	186	
40	108	410	24,7	24,1	202	
45	113	400	25,7	24,6	216	
45		80	33,7	28,9		83
45	91	400	20,9	22,1	133	
50	96	400	22,1	22,7	147	
55	101	390	23,3	23,3	162	
60	106	380	24,4	23,9	177	
65	111	370	25,5	24,5	191	
65		70	33,5	28,8		71
65	93	400	20,3	22,1	120	
70	98	400	21,5	22,7	139	
75	102	390	22,6	23,2	154	
80	107	380	23,7	23,8	168	
85	111	370	24,8	24,3	182	
85		70	32,8	28,8		70
85	90	400	19,7	21,8	112	
90	95	400	20,9	22,4	132	
95	100	390	22,1	23,1	148	
100	106	380	23,3	23,7	162	
105	111	370	24,4	24,2	177	

Med den treslagsfordelingen som er i granbestandet og bønitet $H_{40}=14$ m vil produksjonsevnen bli omtrent $5,1 \text{ m}^3/\text{ha}$ og år med bark, eller $4,6 \text{ m}^3/\text{ha}$ og år under bark. Et uttak på omtrent 70 m^3 under bark hvert 20. år, som er omtrent nivået når bestandet har «stabilisert seg», tilsvarer en «årlig produksjon» på omtrent $3,5 \text{ m}^3/\text{ha}$ og år under bark, eller omtrent 76 % av produksjonsevnen. I norske forsøk med bledningshogster i flersjiktet granskog fant Andreassen (1994b) at tilveksten i gjennomsnitt tilsvarte omtrent 80 % av produksjonsevnen. Variasjonen var imidlertid

stor, med en tilvekst som varierte mellom 50 % og 114 % av produksjonsevnen.

Lønnsomheten ved selektiv hogst vil i stor grad avhenge av mengden naturlig avgang (eventuell avgang på grunn av skader etter hogst og/eller dårligere stabilitet), og av hvor lett en får opp ny foryngelse ved en selektiv hogst. Så lenge forholdene rundt dette er relativt dårlig undersøkt, og det opplagt er knyttet stor usikkerhet til dette også i den rutinen som er utviklet, må en være svært forsiktig med å bruke modellen for å belyse økonomien ved selektiv hogst

i forhold til åpne hogster i ensaldret skog. Beregninger med den utviklede rutinen vil imidlertid kunne være nyttig der en har bestemt seg for å gjennomføre selektiv hogster, og en vil vurdere betydningen av dette for produksjon og uttak av volum i de nærmeste perioder. Det er imidlertid grunn til å understreke at en også her bør være forsiktig med å trekke for bastante konklusjoner ut fra beregninger som er gjort med den utviklede rutinen.

3.3. Annen skogbehandling

I tillegg til åpne og selektive hogster slike disse er beskrevet over er det også lagt opp til alternative skogbehandlingsmetoder knyttet til ulike typer kantsoner. Dette betyr at disse alternativene kan velges for hele eller deler av bestand. Også her er rutinene for framskrivningene basert på de arealbaserte bestandsutviklingsmodellene og enkle «regneregler». Det vil følgelig også være stor usikkerhet knyttet til prognosene for de arealene der en velger slik skogbehandling. De alternativene som foreligger er skogbehandling med vekt på visuelle hensyn, skogbehandling med vekt på biologiske hensyn, og skogbehandling der en ikke har til hensikt å utnytte det produserte trevirket.

Skogbehandling med vekt på visuelle hensyn

Denne type skogbehandling kan velges for arealer der en av visuelle (estetiske) årsaker midlertidig ønsker å bevare den eldre skogen i deler av et bestand. Her forutsettes det at arealet med den eldre skogen ikke kan avvirket før resten av bestandet, som i mellomtiden forutsettes slutt-hogd og forynget, har nådd en viss høyde. Denne høyden er satt til 2 meter. «Ventetiden» før hele bestandet kan avvirket er således avhengig av bonitet.

Skogbehandling med vekt på biologiske hensyn

Denne rutinen kan brukes der det er ønskelig at skogarealet har en stabil tilstand over tid. (kantsoner rundt myr, vann, bekker). Ved en slik skogbehandling forutsettes det i framskrivningene en «normal» utvikling fram til hogstmodenhet (oppgitt nedre aldersgrense for sluttavvirkning for ulike boniteter). Deretter forutsettes det et uttak i hver 10-årsperiode som tilsvarer 70% av tilveksten på arealet. Fordi tilveksten er basert på den alderen skogen har ved hogstmodenhet, vil nivået for tilvekst være forholdsvis lav. Tilstanden forutsettes å være stabil i all framtid, og settes lik tilstanden slik den var ved hogstmodenhet.

Skogproduksjon som ikke utnyttes til trevirke

Det er også laget en rutine der en for hele eller deler av et skogareal ikke utnytter noe av trevirket som produseres. Dette betyr i praksis at arealet «fredes». I prognosen blir det forutsatt «normal» utvikling uten uttak av tømmer fram til skogen får en alder som er 40 år over «hogstmodenhet» (nedre aldersgrense for sluttavvirkning). Deretter forutsettes det at tilstanden er stabil. Det gjennomføres ingen uttak, og arealene tas ut av alle produksjons- og verdiberegninger.

4. Økonomisk modellgrunnlag

For hver utviklingsbane blir det beregnet en kontantstrøm for hele 100-årsperioden (se Tabell 1). Denne kontantstrømmen framkommer ved at det blir beregnet en bruttoverdi med en tilhørende driftskostnad pr. m³ for alle uttak. Sammen med nyttbart volum i uttaket gir dette total bruttoverdi og driftskostnad for alle uttak i bestandet. I tillegg vil visse kostnader påløpe når ulike skogkulturtiltak gjennomføres.

Bruttoverdien pr. m³ for uttak i et bestand kan beregnes på tre ulike måter. Det er tidligere utviklet rutiner der brukeren enten kan velge en bruttoverdiberegning basert på funksjoner med grunnflatemiddeldiameter og grunnflateveid middelhøyde som uavhengige variabler (Blingsmo & Veidahl 1992) eller ved at brukeren direkte oppgir en bruttoverdi pr. m³ på skognivå eller for enkeltbestand (se også Eid & Hobbelstad 1999). I den nye versjonen av programmet er det for bestand som på taksttidspunktet er i hogstklasse IV-V lagt opp til en tredje mulighet basert på en konkret vurdering av sortimentsfordelingen i felt. Ut fra sortimentsfordeling i felt, oppgitte priser for basisdimensjonen for ulike sortimenter og med støtte i funksjonene til Blingsmo & Veidahl (1992), beregnes en bruttoverdi pr. m³. Driftskostnadene kan enten beregnes etter skogbruks-tariffen eller ved hjelp av prestasjonsfunksjoner for hogstmaskin og lastetraktor, eller de kan oppgis direkte i kroner pr. m³.

Nåverdien for en utviklingsbane ved åpne hogster beregnes som summen av alle diskonterte inntekter og kostnader (netto kontantstrøm) i 100-årsperioden, og diskontert venteverdi i år 100;

$$NV = \sum_{t=1}^{100} NK_t / (1 + \overline{p}_r)^t + V_{100} / (1 + \overline{p}_r)^{100}$$

der

NK_t = netto kontantstrøm på tidspunkt t

\overline{p}_r = reell diskonteringsrente før skatt

V_{100} = venteverdi i år 100

Venteverdien i år 100 beregnes som;

$$V_{100} = \sum_{i=q+5}^n NK_i / (1 + \overline{p}_r)^{i-q} + G / (1 + \overline{p}_r)^{n-q}$$

der

n = sluttavvirkningsalder

q = bestandsalder i år 100

G = bestandets grunnverdi

Venteverdien i år 100 beregnes på grunnlag av forutsetningene som er gjort for skogbehandling i framtidig skog. Dette betyr at alle bestand framskives videre fra slutten av 100-årsperioden og fram til den sluttavvirkningsalderen (n) som er forutsatt for framtidig skog. Lengden av denne perioden vil avhenge av bestandets alder (q) i år 100. Netto kontantstrøm i denne perioden diskonteres til år 100 og inngår i venteverdien i år 100. I tillegg inngår diskontert grunnverdi for bestandet. Grunnverdien beregnes også på basis av de forutsetninger for skogbehandling som er gjort for framtidig skog i bestandet.

Også ved selektive hogster kan bruttoverdien av uttakene enten beregnes med funksjoner, oppgis direkte i kroner pr. m³ eller være basert på vurderinger av sortimentsfordeling i felt. Driftskostnadene ved selektiv hogst kan enten beregnes ut fra prestasjonsfunksjoner eller oppgis direkte i kroner pr. m³. Eventuelle etableringskostnader ved rekruttering av nye trær som forutsatt for enkeltbestand vil også inngå i kontantstrømmen.

Nåverdien ved selektive hogster beregnes som summen av alle diskonterte inntekter og kostnader (netto kontantstrøm) i 100-årsperioden, og en diskontert verdi i år 100;

$$NV = \sum_{t=1}^{100} NK_t / (1 + \overline{p_r})^t + S_{100} / (1 + \overline{p_r})^{100}$$

der

S_{100} = verdi i år 100.

Verdien i år 100 beregnes som

$$S_{100} = N(1 + \overline{p_r})^s / ((1 + \overline{p_r})^s - 1)$$

der

N = nettoinntekt for alle uttak i all framtid

s = tid mellom uttakene.

Nettoinntekt for uttakene som gjentas i all framtid blir beregnet som et gjennomsnitt av nettoinntektene som kommer fra uttakene i 100-årsperioden etter at bestandet har «stabilisert seg», det vil si har et treantall som ligger rundt 400 pr. ha.

5. Resultater og bruk

Alle resultatene som produseres med Avvirk-2000 er basert på utviklingsbanene for enkeltbestand (se Tabell 1). Dette gjelder opplysninger om tilstand, tilvekst og tiltak i alle 10-årsperioder, og det gjelder opplysninger om nåverdier. For en del utvalgte variabler blir opplysningene summert opp for alle bestand, og presentert på skognivå (skogeiendommen eller et større skogområde). Dette gjelder eksempelvis avvirkning og kontantstrøm i alle 10-årsperioder, arealer fordelt på bonitet og hogstklasse i alle 10-årsperioder, og nåverdien. Alle opplysninger om utviklings-

banene i enkeltbestand «dumpes» også på egne datafiler med mulighet for videre bearbeiding i andre database- og presentasjonsverktøy. Dette betyr at brukeren i prinsippet kan velge den presentasjonsform som passer i det enkelte tilfelle.

Både ved Institutt for skogfag og Norsk institutt for jord- og skogkartlegging har en over mange år arbeidet med utvikling av verktøy for langsiktige konsekvensanalyser. Det er også gjennomført mange prosjekter der ulike problemstillinger knyttet til dette er blitt behandlet. Eksempler på nyere arbeider der Avvirk-2000 er blitt brukt som verktøy er gitt av Aalde & Hobbestad (1997), Eid & Hobbestad (2000), Hobbestad (2002) og Eid (2004).

Avvirk-2000 har et omfattende og allsidig brukerpotensial. Analyser kan gjennomføres både for enkeltbestand og på skognivå. Programmet kan brukes både i forbindelse tradisjonelle analyser med fokus på virkeproduksjon, i forbindelse med ulike miljørelaterte problemstillinger og i forbindelse med verdsettingsproblematikk i skog. Avvirk-2000 egner seg også til konsekvensanalyser for større skogområder, der en med et skogpolitisk fokus kan utrede ulike strategier for skogbehandling.

I analyser med fokus på skogbehandling og virkeproduksjon kan en ta for seg ulike foryngelses-, tynnings- og avvirkningsstrategier, og se på konsekvensene for skogtilstand, avvirkning og lønnsomhet på kort og lang sikt. Tradisjonelt har slike analyser satt fokus på kvantummessige størrelser. I tillegg kan en nå også gjøre omfattende økonomiske beregninger, der en sammenligner ulike alternativer med hensyn på lønnsomhet. Noen eksempler på mulige problemstillinger er listet opp i det følgende;

- hvilken innvirkning vil store stormfellingene få for framtidig avvirkningspotensial og behov for skogkulturtiltak over en viss periode?
- hvordan påvirkes framtidig avvirkningspotensial og skogtilstand av at det bare avvirkres gran i en periode framover?
- hvordan vil tilgangen på lauvtrevirke være i perioden 2010 til 2020?
- hvor store hogstmodne arealer og hvilket kvantum kan vi forvente fra furubestand på bonitet 14–17 framover?

De senere års fokus på biologisk mangfold og alternativ skogbehandling har aktualisert mange miljørelaterte problemstillinger. For konsekvensanalyser og hvilke muligheter som finnes for slike, kan problemstillingene grovt sett deles i to. For det første er det for en del arealer aktuelt med ulike typer selektive hogster som alternativer til det tradisjonelle bestandsskogbruket med åpne hogster. Med den nye utgaven av Avvirk-2000 kan en nå kjøpe prognoser for slike hogster. Den andre typen problemstillinger er knyttet til ulike arealrestriksjoner, eksempelvis vern av arealer, eller krav om visse typer skogbehandling i kantsoner rundt vann, myrer eller veier. Avvirk-2000 vil nå også kunne handtere slike problemstillinger på en tilfredsstillende måte. Når det gjelder verdsetting er programmet først og

fremst aktuelt i forbindelse med beregning av erstatningsbeløp ved ekspropriasjon og ved jordskifte. Dette kan gjelde både for enkeltbestand og for større skogområder.

Litteratur

- Andreassen, K. 1994a. Bledning og bledningsskog. Aktuelt fra Skogforsk 2/94: 1–23.
- Andreassen, K. 1994b. Development and yield in selection forest. Meddelelse fra Skogforsk 47(5): 1–37.
- Andreassen, K. & Tomter, S.M. 2003. Basal area growth models for individual trees of Norway spruce, Scots pine, birch and other broadleaves in Norway. *Forest Ecology and Management*, 180: 11–24.
- Blingsmo, K. 1984. Diametertilvekstfunksjoner for bjørk-, furu- og granbestand. Rapp. Nor. inst.skogforsk. 7/84: 1–22.
- Blingsmo, K. & Veidahl, A. 1992. Funksjoner for bruttopris av gran- og furutrær på rot. Rapp.Skogforsk. 8/92: 1–23.
- Braastad, H. 1977. Tilvekstmodellprogram for bjørk. Rapp.Nor.inst.skogforsk.1/77: 1–17.
- Braastad, H. 1982. Naturlig avgang i granbestand. Rapp.Nor.inst.skogforsk. 12/82: 1–46.
- Eid, T. 2004. Testing a large-scale forestry scenario model by means of successive inventories on a forest property. *Silva Fennica* 38: 305–317.
- Eid, T. & Hobbestad, K. 1999. Avvirk-2000 – et Edb-program for langsiktige investerings-, avvirknings- og inntektsprognoser i skog. Rapport Supplement fra skogforskningen 8/99: 1–63.
- Eid, T. & Hobbestad, K. 2000. AVVIRK-2000 – a large scale forestry scenario model for long-term investment, income and harvest analyses. *Scand. J. For. Res.* 15: 472–482.
- Eid, T. & Tuhus, E. 2001. Models for individual tree mortality in Norway. *Forest Ecology and Management*. 154: 69–84.
- Hobbestad, K. 2002. Framtidig virkestilgang. Aktuelt fra skogforskningen, 7/02: 1–20.
- Lexerød, N. 2001. Alternative skogbehandlinger – produksjon, virkeskvalitet, driftsteknikk og økonomi. Aktuelt fra skogforskningen 4/01: 1–34.
- Lexerød, N. 2005. Recruitment models for different tree species in Norway. *Forest Ecology and Management*. 206: 91–108.
- Lexerød, N. & Eid, T. 2004. Potensielt areal for selektive hogster i barskog – en kvantifisering basert på Landsskogtakseringens prøveflater. Rapport fra skogforskningen. 7/04: 1–36.
- Tveite, B. 1967. Sambandet mellom grunnflateveid middelhøyde (H_L) og noen andre bestandshøyder i gran- og furuskog. *Meddr. norske SkogforsVes.* 22: 483–538.
- Tveite, B. 1976. Bonitetskurver for furu. Intern rapport. [Upublisert].
- Tveite, B. 1977. Bonitetskurver for gran. *Medd.Nor.inst.skogforsk.* 33: 1–84.
- Strand, L. 1967. Høydekurver for bjørk. Side 291–296 i Braastad, H. *Produksjonstabeller for bjørk* Meddr.norske SkogforsVes. 22: 265–365.
- Aalde, H. & Hobbestad, K. 1997. Effekter av miljøhensyn på den langsiktige avvirkningsprofil for et fylke. Side 437–459 i Eid, T., Hoen, H.F. & Solberg, B. (Red.) 1997. *Festskrift til professorene John Eid, Sveinung Nersten og Asbjørn Svendsrud*. Medd. Skogforsk 48(1–28).

Aktuelt fra skogforskningen

Utkommet i 2005

1-05 *Vegard Gundersen og Kari Bentsdal: Arealplaner for friluftsliv i skog*