



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 45 stp.

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Historiske hogster i naturskognær skog

- en studie fra tolv granbestander i Sørøst-Norge med utgangspunkt i retrospektive metoder

Ulrik Geiran Botten

Master naturforvaltning

Forord

Mine veiledere for denne oppgaven, Johan Asplund, Line Nybakken og Jenni Nordén, fortjener mange slags takk. Deres korte uttrykningstid og tydelige samt konstruktive tilbakemeldinger har vært en stor trygghet. I stunder preget av høy puls og en følelse av å ha mistet oversikten, var deres beroligende og fattede tilstedeværelse høyt verdsatt. Takk til medstudent Regine Jusnes Krok, som jeg i løpet av noen varme og intensive sommeruker gjennomførte feltarbeidet sammen med, og til Johan og Jenni som – når timeplanene deres tillot det - også var med ut i felt. Takk til EcoForest, som lot meg skrive denne oppgaven i forbindelse med deres store forskningsprosjekt, og for at de dekket kostnader forbundet med feltarbeidet.

Som en personlig bemerkning vil jeg også takke mine foreldre, som ikke har hengt seg opp i hva jeg har drevet med, og som godt på vei har tatt til takke med at masteroppgaven min «har noe med skog å gjøre». Denne masteroppgaven avslutter mine fem lærerike og opplevelsrike år som student ved NMBU. Takk for meg.

Ulrik Geiran Botten, 13.05.2024

Sammendrag

Denne oppgaven omhandler tolv par forsøksflater plassert i granskog på Østlandet, der flatene i paret differensieres av tidligere hogstmetoder: én flate har tidligere vært flatehogd, og dens motpart har i dag naturskogsliknende kvaliteter. For alle flatepar ble hogststubber registret, og for de «nær naturlige» flatene ble totalt 343 tilvekstprøver fra levende trær samlet inn. Jeg analyserte vekstmønstre for å identifisere og datere perioder med store forstyrrelser i bestandet, som ble ansett som hogster dersom de møtte visse andelskriterier. Stubbetettheter, informasjon fra grunneiere, data om død ved- og data om levende ved på flatene i dag ble brukt for å ytterligere belyse og kontekstualisere hogst- og forstyrrelshistorikken, samt besvare følgende hypoteser: (1) større historisk hogstintensitet vil samvariere med lavere mengde død ved i dagens skoger, (2) hogstintensiteten vil tilkjenne seg ved høyere volum av levende ved i dagens skoger, og (3) at hogstintensiteten i tidligere flatehogd skog er større enn i «nær naturlig» skog. Mine resultater støtter ikke opp under hypotese 1 og 2, men underbygger hypotese 3. Tilstedeværelsen av hogststubber i alle nær naturlige flater bekrefter historiske hogster, men hogstepisoder kunne dateres med bakgrunn i tilvekstdata for kun syv av de tolv skogene. I alt tolv hogstepisoder ble detektert, den tidligste i ca. 1841 og den seneste i ca. 1960. Hvor langt tilbake i tid det var mulig å datere hogster var begrenset av trærnes alder, som varierte betydelig mellom flatene. Funnene mine er i stor grad en deskriptiv fortelling om hogster og viser stor variasjon i tid og intensitet.

Innholdsfortegnelse

1 INTRODUKSJON	4
2 MATERIALE OG METODER.....	8
2.1 STUDIEOMRÅDE	8
2.2 FELTARBEID	11
2.2.1 Registrering av hogststubber	11
2.2.2 Tilvekstprøver av levende trær	12
2.3 LAB-ARBEID	13
2.4 ANDRE DATAKILDER.....	13
2.5 DATA-ANALYSE.....	14
BEHANDLING AV TILVEKSTKRONOLOGIER.....	15
3 RESULTATER:	18
3.1 STUBBETETHETER OG NEDBRYTINGSKLASSEFORDELING.....	18
3.2 ALDER OG VEKSTSLIPP, UNDERSØKTE LEVENDE TRÆR.....	19
3.4 VEKSTSLIPP OG HOGSTER	20
3.5 KORRELASJONER.....	23
4 DISKUSJON	24
APPENDIX 1: SUPPLERENDE ILLUSTRASJONER OVER VEKSTSLIPP	33
APPENDIX 2	40

1 Introduksjon

Det boreale skogsbeltet er verdens største terrestriske biom og den største sammenhengende skogsonen på kloden (Dalen, 2024). Boreal skog spiller en viktig rolle i det globale karbonkretsløpet, i tillegg til å huse en betydelig andel verdens arts mangfold. I Norge dekker skog 38 % av landarealene og er estimert å lagre 32 % av bundet karbon (Bartlett et al., 2020). Av landets omtrent 44 000 registrerte arter finnes 60 % i skog, og 48 prosent av truede arter i Norge er tett tilknyttet skogen (Artsdatabanken, 2021; Kålås et al., 2010). De mest dominerende treslagene i fennoskandisk skog er gran (*Picea abies*), furu (*Pinus sylvestris*) og bjørk (*Betula pubescens*), som alle utnyttes kommersielt. I tillegg til å være en viktig del av Norges natur, representerer skogen betydelige økonomiske og kulturhistoriske verdier, og har siden landet ble befolket, vært brukt og påvirket av mennesker (Nygaard & Øyen, 2020).

Siden innføringen av oppgangssaga på tidlig 1500-tall la til rette for storskilt skogdrift og tømmereksport, har hogst påvirket utviklingen og utformingen av landets skoger i stor skala (Nygaard & Øyen, 2020). Gjennom dimensjonshogstperioden, som grovt defineres fra 1500 til omtrent 1870 (Bugge, 1925), ble trærne med de største dimensjonene hogd ut, ofte med påfølgende hogster av mindre dimensjoner til brensel, tjære- eller kullbrenning. Resultatet ble en begrenset dimensjonsspredning. Dimensjonskravene for eksport-tømmer var til å begynne med store, men sank i takt med at de største trærne ble hogd. På 1600-tallet var kravet ofte 17 tommer diameter under bark ved 4 m høyde og sank på 1700-tallet til 15 tommer og på tidlig 1800-tall var dimensjonskravet som regel 12 tommer (Storaunet & Skarpaas, 2022; Tveite, 1964). Treforedlingsindustriens fremvekst fra 1870-tallet videreførte etterspørselen etter mindre dimensjoner, som tidligere ble brukt i metall- og bergverksindustrien, og drev opp prisene. Mot slutten av 1800-tallet akselererte tømmeruttaket, og i perioder blir hogsten beskrevet som «svært hard» (Nygaard & Øyen, 2020). De største dimensjonene var fjernet fra skogen, og andelen av tømmer som gikk til eksport sank i takt med at andelen som gikk til industri steg. Mangel på gjenvekst, sterkt redusert stående volum og lav tilvekst tvang fram en overgang fra dimensjonshogst til

plukkhogst og blendingshogst rundt 1900 (Skinnermoen, 1949). Ved landskogstakseringens første registrering på 1920-tallet var gjennomsnittlig stående volum i produktiv skog kun 4,0 m³ daa⁻¹ (Anon, 1933). I dag anslås all skog i Norge å inneholde ca. tre ganger så stort volum under bark sammenliknet med i 1925 (Tomter & Dalen, 2014). Beiting, nydyrking og brenning, samt hogst til «eget bruk» har også hatt sin påvirkning på skogenes utvikling, og går parallelt med historien beskrevet ovenfor. Skogbrukshistorikk er finmasket i tid og rom, og bør tolkes i lokal skala.

Omlegging av skogbruket til flatehogst og bestandsskogbruk blir normalt datert til å starte omkring 1940 og akselerere i årene etter krigen. Imidlertid er det kjent at flate-avvirking ble tatt i bruk i områder forut for dette, og at overgangen skjedde gradvis og på ulikt tidspunkt i ulike områder. I dag er bestandsskogbruket dominerende skogdriftsform i Norge og Fennoskandia for øvrig. Bestandsskogbruk karakteriseres av avvirking av alle (eller tilnærmet alle) trær på en flate, med påfølgende beplantning eller foryngelse fra frøtrær. Bestandene er ensaldrede og i hovedsak dominert av ett treslag. Et bestand blir hogstmodent og avvirkes normalt etter 70 – 120 år (Framstad & Sverderup-Thygeson, 2015) hvorpå omløpet starter på nytt. Det er estimert at omtrent 60% av norsk skog har vært igjennom minst én slik hogst-rotasjon (Storaunet & Rolstad, 2020). Dermed er disse skogsarealene formet til et lappeteppes av bestander i ulike hogstklasser, og skiller seg tydelig fra naturskogsarealer.

Kun 1,7 prosent av norsk produktivt skogsareal kan betegnes som urørt av hogstaktivitet og kan kalles urskognær skog etter definisjonen til Rolstad et al. (2002): *«skog framkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale der menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller utført på en slik måte, at skogens naturlige strukturer, sammensetning, og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad»* (Storaunet & Rolstad, 2020). Denne definisjonen ligger til grunn i kartleggingssystemet Natur i Norge (NiN), og for kriteriene i Landskogstakseringens kategori «naturskog» (Artsdatabanken, u. å.; Viken, 2021). Like vel kan det være nyttig å snakke om skog som har vært hogstpåvirket, men som i dag har tilsvarende strukturer og funksjoner vi ellers finner i urørt skog. Forskere ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) tok utgangspunkt i at

skog etablert før 1940, og som ikke har vært gjenstand for skogsinnngrep siden ca. 1965 kunne betraktes som naturskog. Med dette utgangspunktet fant de at 30% av det produktive skogsarealet falt under denne definisjonen i 2016 (Storaunet & Rolstad, 2020). Det vi i dag kan gjenkjenne som skog med naturskogs karakter, og omtaler som naturskog, er i stor grad den gjennomhogde skogen fra tidlig 1940-tall som ikke har vært flatehogd og som med tiden har «vokst på seg» naturskogkvaliteter.

Skogdrift endrer forstyrrelsesdynamikken til å langt på vei betinges skogbrukets hogster og skogpleie, og har brakt med seg fundamentale endringer i skogsstrukturen (Gjerde et al., 2010). Flere studier peker på at det moderne skogbruket - på tross av miljøkrav - har negative påvirkninger på biomangfoldet. I Norsk rødliste for arter 2021 ble 41 % av truede arter vurdert som negativt påvirket av skogbruk (Artsdatabanken, 2021). Grantrær kan bli 500 år og furu 600 år gamle (Skogstad, 2009) og ensaldrede skoger som høstes tidlig i trærnes livsløp tilbyr færre mikrohabitater og livsmiljøer til artene som er tilpasset disse. Kort omløpstad og intensive hogster sørger ikke for kontinuiteten som arter med livshistorier som strekker seg over en lengre tidsskala trenger, og påvirker særlig artene med lav spredningsevne (Nordén et al., 2014). Nedgangen i frekvens og areal av skogbranner de siste århundrene (Øyen, 1998) har i tillegg redusert mulighetene de brannavhengige artene har for å finne sine habitater som død og forkullet ved (Kouki et al., 2012; Wikars, 2002). Mengden død ved i ikke-hogstpåvirket skog kan utgjøre så mye som halvparten av trevolumet, og er et avgjørende livsmiljø for de om lag 7500 artene i Norden som er avhengig av dette (Stokland et al., 2012). Selv om mengden død ved i norsk skog har økt, er den langt fra nivåer funnet i naturlig skog, og dimensjons- og nedbrytingsfordelingen skiller seg fra upåvirket skog (Storaunet & Rolstad, 2015).

Naturlig bestandsdynamikk i boreal skog er i stor grad drevet av forstyrrelser som skogbranner, vindfellinger, grantørke og patogener, som endrer lys- og konkurransedynamikken i skogene, og sørger for rekruttering og foryngelse (Framstad et al., 2022; Kuuluvainen, 1994). Trær som tidligere var begrenset av lys- og næringskonkurranse vil kunne få en vekstrespons (økt tilvekst) når de omkringliggende trærne dør, og dette kan dateres ved å analysere årringer. Tilsvarende vekstresponser vil

man finne i skog der lukkede hogster (uttak av en andel av trærne) endrer lysregimet og disse kan dateres på samme vis (e.g. Lie et al., 2012; Josefsson et al., 2005). Hogststubber kan forbli synlige i terrenget i lang tid, og tettheten av disse kan brukes direkte som et mål på hogstintensitet (e.g. Storaunet & Skarpaas, 2022) og til å utregne fjernet grunnflate - som både brukes som et mål på hogstintensitet og hvor «naturlig» et skogsområde er (e.g. Nordén et al., 2013). Levende trær og stubber kan dermed fungere som «ferdsskriverne» og hjelpe oss å forstå høstingshistorikken i skogen. Sammen med andre datakilder som lokalhistorie, kan stubbe- og tilvekstdata være med på å avdekke hvilken innvirkning historiske hogster fortsatt har på våre skoger.

Hvordan vi velger å utforme skogbruket har konsekvenser for økonomi og økologi, så vel som rekreasjon, friluftsliv og andre økosystemtjenester. Skogen er del av vår nasjonale identitet, kultur og historie og dermed er det viktig å forstå hvordan tidligere skogdrift har påvirket dagens skoglandskap- og verdier. I denne oppgaven brukes retrospektive metoder for å forsøke å belyse hogsthistorikken til 12 «nær naturlige» skoger på Østlandet, samt undersøke forskjeller i hogstintensitet, stående volum, og død ved mellom 12 par «nær naturlig» og tidligere flatehogde bestander. Hypotesene er: (1) Større historisk hogstintensitet vil samvariere med lavere mengde død ved i dagens skoger, (2) hogstintensiteten vil tilkjenne seg ved høyere volum av levende ved i dagens skoger, og (3) at hogstintensiteten i tidligere flatehogd skog er større enn i «nær naturlig» skog. Denne oppgaven er skrevet i forbindelse med EcoForest-prosjektet, et forskningssamarbeid mellom Universitetet i Oslo (UiO), Norges miljø- og biovitenskaplige universitet (NMBU), Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO).

2 Materiale og metoder

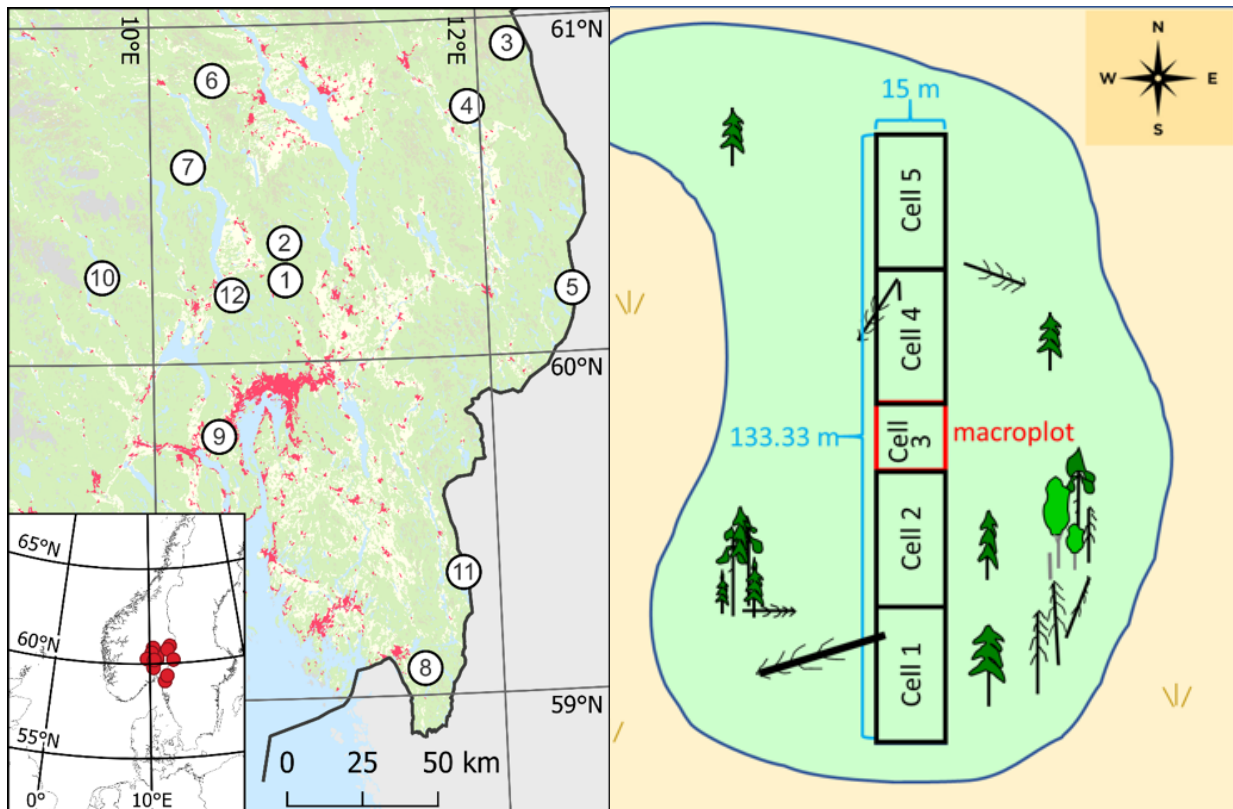
2.1 Studieområde

Studieområdet omfatter 12 par forsøksflater i lokaliteter som er spredt over store deler av den boreale barskogen på Østlandet i Viken- og Innlandet fylke, og gir slik sett rom for makroklimatiske forskjeller (figur 1). Marker og Halden – de sørligste områdene - ligger i den hemiboreale klimasonen, Blåfjell og Särkilampi ligger i sørboreal sone og de resterende åtte i mellomboreal sone (Bekkestuen et al., 2008). Gjennomsnittlig årstemperatur for områdene spenner fra 0.5 til 5.4 °C (hhv. det nordligste og sørligste området), gjennomsnittlig årsnedbør fra 683 til 1086 mm og høyde over havet fra 178 til 668 moh (Asplund et al., preprint) (tabell 1).

Beliggenheten til forsøksområdene ble fastlagt gjennom det opprinnelige studiedesignet til EcoForest. Hvert område har to flater: ett i nær naturlig skog, og dets motpart i tidligere flatehogd skog. I denne sammenhengen betyr “nær naturlig skog” et skogbestand som ikke har vært flatehogd og som viser få tegn på nylig menneskelig påvirkning. De tidligere flatehogde skogene har blitt etablert etter flatehogst, og har nådd hogstklasse 4 eller 5. Disse kategoriene vil tidvis bli referert til som NN (for engelsk «near natural») og CC (for engelsk «clear cut»). Alle prøveflatene er plassert i mellomproduktiv grandominert blåbærskog med enkelte sparsomme innslag av furu, bjørk og rogn (*Sorbus aucuparia*). Skogbunnsamfunnene er dominert av lyng, graminoider og urter, eller moser og strø. De to flatene i hvert område ble valgt ut for å ha sammenliknbare vegetasjonstyper, bonitet og topografiske kvaliteter som høyde over havet, helningsgrad, og eksposisjon. Gjennomsnittsavstanden mellom flatene innen et flatepar er 1270m (største avstand: 3140m) (Asplund et al., preprint). I forbindelse med denne oppgaven vil “område” referere til et av de 12 hovedområdene, og flate referere til en av de 24 forsøksflatene.

På hver flate var det etablert et transekt på 15 x 133.33 meter - tilsvarende 0.2 hektar. Transektet er inndelt i fem celler, hvorav fire måler 15 x 29.58 meter, og den sentrale cellen

- heretter referert til som "makroplottet" - måler 15 x 15 meter. Transektet er rettet langs nord-sør-aksen eller øst-vest-aksen. I noen tilfeller der formen på bestandene har krevd det, er transekter lagt som en "L" med én eller to celler stående vinkelrett på hovedretningen.



Figur 1. Venstre panel viser plassering av de 12 områdene. Nummer samsvarer med tabell 1. Høyre panel viser utforming av transektene. Illustrasjoner hentet fra EcoForest.

Tabell 1: Oversikt over de 24 flatene. Nr samsvarer med plasseringen i figur 1. Kategori refererer til forvaltningstype (CC = tidligere flatehogd, NN = nær naturlig). Koordinater er oppgitt i desimalgrader, høyde over havet i meter, gjennomsnittlig årstemperatur i °C og gjennomsnittlig årsnedbør i mm.

Nr	Område (forkortelse)	Kategori	Breddegrad (°N)	Lengdegrad (°E)	Høyde over havet	Temperatur	Nedbør
1	Skotjernfjell (SKO)	CC*	60.2413	10.8084	571	2.2	972
		NN*	60.2422	10.7960	610	2.3	974
2	Gullenhaugen (GUL)	CC	60.3700	10.7872	591	2.1	854
		NN*	60.3526	10.7966	668	1.9	867
3	Hemberget (HEM)	CC*	60.9211	12.1889	584	0.6	766
		NN*	60.9151	12.2065	581	0.5	764
4	Braskereidfoss (BRA)	CC	60.7476	11.9264	332	2.3	683
		NN	60.7398	11.9285	427	2.1	684
5	Särkilampi (SAR)	CC*	60.2005	12.5281	388	2.4	762
		NN*	60.1877	12.5080	368	2.4	761
6	Øytjern (OYT)	CC*	60.8432	10.4090	663	1.4	819
		NN*	60.8389	10.3812	640	1.3	818
7	Tretjerna (TRE)	CC	60.5773	10.2285	520	2.6	821
		NN*	60.5836	10.2265	472	2.7	821
8	Halden (HAL)	CC	59.0798	11.5595	197	5.4	1051
		NN	59.0798	11.5465	211	5.3	1056
9	Blåfjell (BLA)	CC*	59.7880	10.3865	322	4.8	1049
		NN*	59.7831	10.3813	264	4.8	1041
10	Storås (STR)	CC	60.2615	9.7091	432	2.8	884
		NN*	60.2591	9.7007	483	2.6	888
11	Marker (MRK)	CC	59.3835	11.7590	178	4.9	960
		NN*	59.3601	11.7900	187	4.9	971
12	Langvassbrenna (LAN)	CC	60.2010	10.4980	548	2.6	883
		NN*	60.2018	10.4738	607	2.2	868

*Flate i naturreservat

2.2 Feltarbeid

Undertegnede og Regine Jusnes Krok registrerte og målte hogststubber og samlet inn tilvekstprøver av levende trær i perioden 31. mai til 17. juni i 2023 på samtlige 24 prøveflater. Detaljer rundt feltarbeidet er beskrevet nedenfor.

2.2.1 Registrering av hogststubber

Alle stubber innenfor de etablerte transektene med en toppdiameter på minst fem cm ble registrert i undersøkelsen. Eldre, overgrodd død ved ble gravd frem med løftekrok og registrert som stubbe dersom det nedbrutte treverket inne i forhøyningen hadde vertikal retning. Stubber ble ansett som menneskeskapte dersom det ikke fantes rester av trestammer i nærheten som kunne tilhøre stubben og om formen og størrelsen tilsvarte en hogststubbe (e.g. ikke asymmetrisk eller høy). I tilfeller der stubber krysset transektets yttergrenser ble disse registrert dersom stubbens midtpunkt lå innenfor transekt-grensen. Følgende registreringer ble gjort for hver stubbe: treslag, diameter, høyde, nedbrytingsgrad og eventuell forkulling av stubben. Treslag ble bestemt visuelt fra bark eller barkrester, hvis tilgjengelig, og fra farge og konsistens. Diameter ble målt med treklave ved stubbens topp og høyde målt med treklave fra terrengets middelhøyde til stubbens topp. Nedbrytingsgrad ble bestemt ved å dytte en kniv inn i treverket flere steder på stubben. Nedbrytingsskalaen er hentet fra landskogstakseringens metodikk og er som følger; 1. Nylig dødt (0-3 år). Nylig dødt virke (0-3 år), barken fremdeles fast eller nylig løs etter intensive barkbilleangrep. 2: Løs bark, begynnende råte. Løs bark med begynnende til velutviklet soppmycel mellom bark og ved. Veden begynner å mykne i ytre partier pga. råte (0-3 cm inn i veden). 3: Gjennområtten i ytre lag. Veden mer eller mindre gjennområtten i de ytre lag, kan plukkes helt fra hverandre med kniv. Kjerne er fortsatt hard. 4: Veden løs tvers igjennom og flyter stedvis ut på bakken. Ingen indre hard kjerne. Ofte noe overgrodd. 5: Helt nedbrutt. Fragmenter, konturer under vegetasjon av helt nedbrutt stokk (Viken, 2021). Totalt 2246 stubber ble registrert på de 24 flatene: 772 i nær naturlig skog, og 1474 i tidligere flatehogd skog.

2.2.2 Tilvekstprøver av levende trær

For å forsøke å identifisere historiske hogster og andre hendelser som endrer lysregimet i forsøksområdene, ble tilvekstprøver av levende trær samlet inn. Ettersom trærne i de tidligere flatehogde skogene er av tilnærmet lik alder og ikke kan inneholde vekstmønstre fra før flatehogsten, samlet vi kun tilvekstprøver fra de nær naturlige skogene. Det ble brukt to tilnærminger i utvelgelsen av trær, et utvalg på bestandsnivå, samt et mer målrettet utvalg. Minimum 20 trær ble valgt ut langs transektet, tilsvarende 100 trær per hektar. For hvert av hjørnene som defineres av de fem cellene i transektet, ble to trær valgt ut til prøvetaking, med unntak av hjørnene rundt det sentrale makroplottet. For disse hjørnene ble ett tre undersøkt per hjørne. De levende trærne med størst brysthøydiameter (1.3 m over bakken, DBH minimum 25 cm) innenfor en radius på fem meter fra hjørnene i transektet ble valgt ut for prøvetaking. I tillegg ble minst tre trær per flate valgt til prøvetaking, som stod innenfor tre meter fra en stubbe og som kunne tenkes å være eldre enn stubben. Der det ikke var nok trær i nærhet av stubber innenfor transektet, lette vi innen samme bestand til vi hadde prøver av tre trær. Dette var tilfellet i Tretjerna, Storås og Skotjernfjell. Tilvekstprøvene ble tatt i brøsthøyde med et tilvekstbor. For alle valgte trær ble treslag og DBH registrert. Tilvekstprøvene ble lagt i papirsugerør markert med identifikasjon for oppbevaring før videre behandling.

I tillegg til de tilvekstprøvene samlet inn gjennom det beskrevne feltarbeidet har også skogtaksører fra NORSKOG samlet tilvekstprøver av tre dominerende trær fra samtlige 24 makroplott sommeren 2022 (utenom Halden, der innsamling foregikk i 2021). Totalt 343 tilvekstprøver ble samlet inn, 272 gjennom eget felles feltarbeid av meg selv og Regine Jusnes Krok og 71 av NORSKOG i forbindelse med en tidligere undersøkelse i EcoForest. Tabell over antall tilvekstprøver for de ulike NN-flatene finnes i appendix 2.1.

2.3 Lab-arbeid

Tilvekstprøvene ble limt på spesiallagde brett av kryssfiner og slipt ned med en håndholdt båndpussemaskin til minste kornstørrelse 260, for bedre å kunne lese av vekstforløpene. Brettene med prøvene ble scannet på en planskanner (EPSON Perfection V550) med en oppløsning på 1200 DPI. De skannede kjerneprøvene ble så behandlet i R-pakken *MtreeRings* (versjon 1.4.5) med ringdeteksjonsmetoden *measuRing*. Med denne programvaren angir man en linje langs prøven, og programmet foreslår plasseringer av årring-grenser. Metoden krever gjennomgang med utvelgelse og justering av forslagene. Resultatet er individuelle CSV-filer med blant annet årstall og bredde på årringene.

2.4 Andre datakilder

I denne oppgaven drar jeg nytte av at flatene som er undersøkt i feltarbeidet har vært gjenstand for annen datainnsamling i forbindelse med EcoForest-prosjektet. Jeg benytter meg av klimavariabler, data om død ved samt data om de stående bestandene, alt hentet fra Asplund et al. 2024 (preprint).

All stående og liggende død ved med diameter på minst fem cm (målt i brysthøyde eller bunn når brysthøyde ikke var relevant) med opphav i transektet ble registret. Nedbrytingsgrad og dimensjoner ble målt, og volum av dødved-objektene kalkulert. Levende grunnflate- og volum ble utregnet basert på høyde og DBH av alle levende trær i makroplottet. Klimatiske variabler ble beregnet i et 100 x 100 m rutenett for perioden 2004 til 2014 basert på månedlige temperatur- og nedbørsdata samt topografiske- og geologiske variabler og nærhet til vann. Temperatur i den varmeste kvartilen (bioclim 10) og årlig temperaturrekkevidde (bioclim 7) ble ansett som egnede responsvariabler grunnet ortogonalitet i PCA-analyse og indikasjon på ulike bioklimatiske forutsetninger. For detaljer, se Asplund et al. 2024 (preprint).

Basert på dataene om død grupperte jeg liggende død ved i «mindre nedbrutt» (nedbrytingsklasse 1, 2 og 3) og «sterkt nedbrutt» (nedbrytingsklasse 4 og 5) og regnet total mengde samt mengde relativ til total mengde liggende død ved.

For å forsøke å få et innblikk i den lokale skogbrukshistorikken til de 24 prøveflatene sendte Line Nybakken en henvendelse til samtlige grunneiere der prøveflatene er plassert, med forespørsel om informasjon rundt historisk bruk av skogene samt eventuelle hogster, skogbranner, stormfellingene etc. En sammenfatning av relevante tilbakemeldinger finnes i appendix 2.2.

2.5 Data-analyse

All videre dataanalyse er gjort med R versjon 4.3.2 og Rstudio versjon 2023.12.1, 402.

Fjernet grunnflate- og volum

Med utgangspunkt i stubbenes dimensjoner, ble fjernet grunnflate for hver flate regnet ut. Fjernet grunnflate er summen av estimerte tverrsnitt av fjernede trestammer i brysthøyde (DBH) målt per hektar. Utrekning av fjernet grunnflate tok utgangspunkt i toppdiameteren og høyden til stubbene, og en antatt avsmalning av trærne på 1 cm m^{-1} .

Formel 1. \emptyset er stubbens toppdiameter, DBH er 1.3 m og h er stubbens høyde.

$$\text{Grunnflate} = \left(\frac{(\emptyset - (DBH - h) \times \text{avsmaling})}{2} \right)^2 \times \pi$$

Antatt høyde på fjernede trær ble kalkulert på bakgrunn av utregnet DBH og med flate-spesifikke tall for dimensjoner og høyde, produsert av Asplund, J. Dette ble brukt i treslagsspesifikke volumberegninger gjennom Rstudio-pakken *skogR* «Norske volumfunksjoner» versjon 0.3 (Ørka & Hauglin, 2016).

Behandling av tilvekstkronologier

Vekstforløpene fra tillvekstprøvene samlet på NN-flatene ble behandlet i R- applikasjonen TRADER (versjon 1.2-3) med funksjonen *growthAveragingALL*, som tar utgangspunkt i metoden utviklet av Nowacki og Abrams for å detektere vekstresponser (Altman et al., 2014). Et vekstslipp (vekstrespons) ble definert som en økning i gjennomsnittlig radial tilvekst mellom to påfølgende tiårsperioder på minst 100%. Prosentvis vekstendring ble utregnet for alle år i kronologien utenom de ti første og siste årene grunnet formelens begrensninger.

Formel 2. M_{prior} er gjennomsnittlig årringbredde i de ti foregående årene, og $M_{posterior}$ gjennomsnittlig årringbredde i undersøkte år samt ni påfølgende.

$$Vekstendring = 100 \left(\frac{M_{posterior} - M_{prior}}{M_{prior}} \right)$$

Denne måten å definere og identifisere vekstslipp følger eksemplet fra blant annet: Groven et al. (2002), Josefsson et al. (2005) og Lie et al. (2012). Ved å sammenlikne gjennomsnittlig vekst over to tiårsperioder unngår man både kortvarige (i.e. tørke) og langvarige påvirkninger (i.e. klimaendringer) på årlig tilvekst, og finner abrupte og vedvarende endringer i trærnes vekstregime (Nowacki & Abrams, 1997). Et vekstslipp opptrer i gran i Norge typisk tre år etter en forstyrrelse (Skoklefall, 1967), men kan ofte «forsinkes» med opptil ti år etter forstyrrelsen (pers.med., Josefsson, T., 2023). For å ta høyde for dette beregnet jeg antall vekstslipp innenfor gjeldende år samt de ni foregående årene, beregnet som prosenten av antall trær det for hvert år var mulig å observere vekstslipp i. På denne måten er det lettere å identifisere interessante perioder heller enn enkeltår. Kriteriet for å avgjøre om forstyrrelsene på flatene var store nok til å regnes som hogstaktivitet, ble terskelen for antall vekstslipp innen en 10-årsperiode som andel av antall trær satt til 20 %, i samsvar med Lie et al. (2012). (Merk at Lie et al. brukte en annen metode for å definere prosentandel. Mer om dette under *diskusjon*). Deres studie benytter liknende fremgangsmåter i undersøkelsen av vekstslipp, men skiller seg fra denne oppgaven ved at

det her gjøres forskjell på trær valgt på bestandsnivå og trær som stod nært en hogststubbe. Derfor er det noe mer rom for å tolke vekstslippene utover grensen på 20%.

Korrelasjonsanalyse

Paret t-test (Students t-test, $\alpha = 0,01$) ble brukt for å avgjøre om tettheten av stubber i NN og CC var statistisk forskjellig. Pearson-korrelasjoner med tilhørende P-verdier ($\alpha = 0,05$) ble beregnet for utvalgte korrelasjoner (tabell 2, appendix 2.3). Variabler som beskriver hogstpåvirkning er: *stubbetetthet*, *fjernet grunnflate* og *fjernet volum*. Variabler som beskriver død ved er: *død ved*, *liggende død ved*, *stående død ved*, *død ved per levende ved*, *liggende mindre nedbrutt*, *andel liggende mindre nedbrutt*, *liggende sterkt nedbrutt* og *andel liggende sterkt nedbrutt*. Variabler som beskriver levende bestander på flatene er: *Levende grunnflate* og *levende volum*. Disse gruppene ble brukt for å undersøke om korrelasjonene var i samsvar med mine hypoteser.

Tabell 2. Utvalgte variabler inkludert i korrelasjonsanalyse

Variabel	Enhet	Kommentar
Stubbetetthet	n ha ⁻¹	
Fjernet grunnflate	m ² ha ⁻¹	Tverrsnitt i brysthøyde av trær fjernet gjennom hogst.
Fjernet volum	m ³ ha ⁻¹	Tømmervolum fjernet gjennom hogst
Levende grunnflate*	m ² ha ⁻¹	I dagens bestander
Levende volum *	m ³ ha ⁻¹	I dagens bestander
Bestandsalder*	År	Grunnflateveid alder
Eldste tre	År	Høyeste alder i tilvekstprøve
Død ved*	m ³ ha ⁻¹	Mengde død ved, alle typer
Liggende død ved*	m ³ ha ⁻¹	Mengde, alle nedbrytingsklasser
Stående død ved*	m ³ ha ⁻¹	Mengde, alle nedbrytingsklasser
Død ved per levende ved*		<i>Død ved som andel av levende volum</i>
Liggende mindre nedbrutt**	m ³ ha ⁻¹	Liggende død ved i nedbrytingsklasse 1, 2 og 3
Andel liggende mindre nedbrutt		<i>Liggende mindre nedbrutt som andel av liggende død ved</i>
Liggende sterkt nedbrutt**	m ³ ha ⁻¹	Liggende død ved i nedbrytingsklasse 4 og 5
Andel liggende sterkt nedbrutt		<i>Liggende sterkt nedbrutt som andel av liggende død ved</i>
Bioclim_7*	°C	Årlig temperatur-rekkevidde. Proxy for oceanitet-kontinentalitet
Bioclim_10*	°C	Gjennomsnittstemperatur i varmeste kvartal
Nedbør*	mm	Gjennomsnittlig årlig nedbør
Høyde over havet*	m	

* Asplund et al., 2024, (preprint).

** Utregnet med data fra Asplund et al., 2024, (preprint)

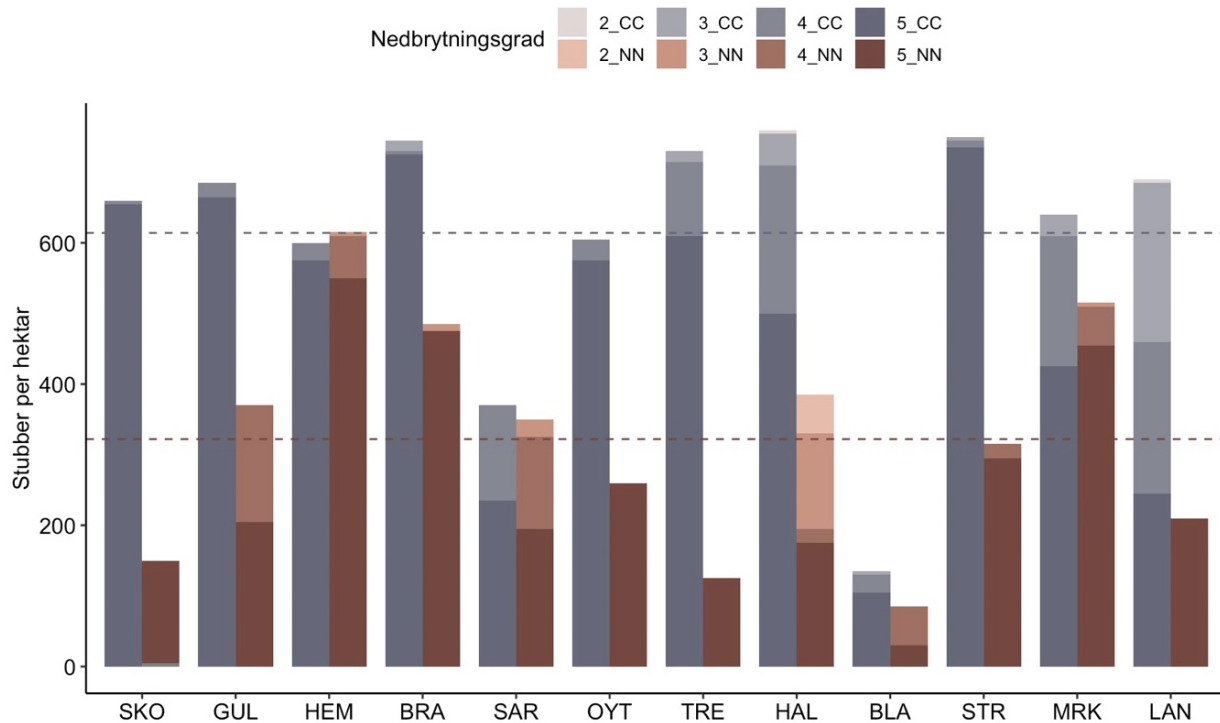
3 Resultater:

3.1 Stubbetettheter og nedbrytingsklassefordeling

Gjennomsnittlig stubbetetthet var signifikant lavere i de nær naturlige skogene med 322 stubber ha⁻¹ (SE = 47.5) sammenlignet med de tidligere flatehogde skogene, hvor gjennomsnittet var 614 stubber ha⁻¹ (SE = 53.2). I alle områder utenom Hemberget ble det funnet flere stubber på CC-flaten enn på NN-flaten (figur 2). Blant de nær naturlige flatene ble lavest stubbetetthet funnet i Blåfjell (85 stubber ha⁻¹) og høyeste tetthet i Hemberget (615 stubber ha⁻¹). I de tidligere flatehogde skogene hadde Blåfjell lavest stubbetetthet (135 stubber ha⁻¹) og Halden høyest (760 stubber ha⁻¹). Kun i Halden (NN: n = 11, CC: n = 1) og Langvassbrenna (CC: n = 1) ble det funnet stubber med nedbrytingsgrad 2. Tabell over prosentvis nedbrytingsfordeling for hver flate finnes i apendix 2.4. Stubbetettheten i Halden NN ligger noe over gjennomsnittet for NN-flatene, og skiller seg ut ved å ha nevneverdige andeler av stubbene i nedbrytningsgrad to (14.3 %) og nedbrytningsgrad tre (35 %). Grunnen er at det i transektet var mange lite nedbrutte stubber av gran av små dimensjoner som trolig stammer fra skogpleie (median toppdiameter = 7.5 for stubber i nedbrytningsklasse 2 og 3). Halden NN er den eneste NN-flaten med spor fra nyere hogstaktivitet. Stubber med kull ble funnet i Särkilampi NN (n = 4) og Marker NN (n = 1).

Tabell 3. Fordeling av stubbenes grad av nedbryting. CC er tidligere flatehogde flater, NN er «nært naturlige» flater. Ingen stubber i nedbrytningsklasse én ble funnet.

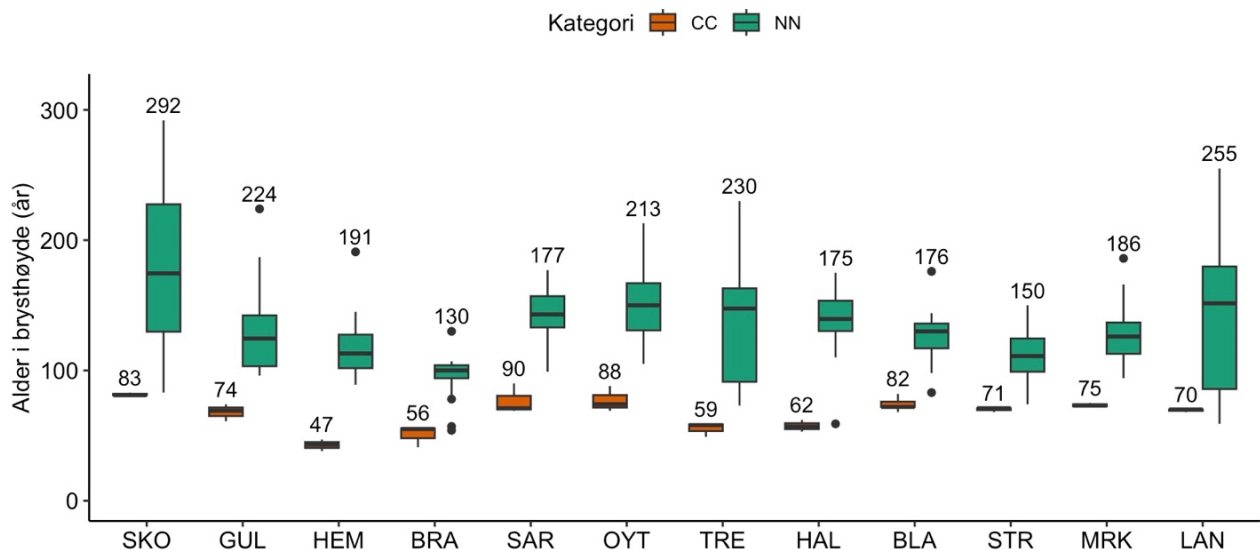
Utvalg	Nedbrytningsklasse			
	5	4	3	2
CC	82.1 %	13.2 %	4.6 %	0.1 %
NN	80.8 %	13.1 %	4.7 %	1.4 %
Totalt	81.7 %	13.1 %	4.6 %	0.6 %



Figur 2. Stubbetthet i de tolv skogparene. Fargene viser fordelingen av nedbrytingsgrader i «nær naturlige» (brune farger) og i tidligere flatehogde skoger (grå farger). Brun stiplet linje viser gjennomsnitt for NN-flatene (322.1 SE = 47.5). Grå stiplet linje viser gjennomsnitt for CC-flatene (614.2, SE = 53.2).

3.2 Alder og vekstslipp, undersøkte levende trær

Gjennomsnittlig alder på undersøkte trær i hvert bestandspar var høyest på den nær naturlige flaten i alle tolv områder (figur 3). Det eldste treet ble funnet i Skotjernfjell NN, og kan dateres tilbake til 1731. Blant de tidligere flatehogde skogene var det eldste treet i Särkilampi, og kan dateres tilbake til 1934. Utvalget av tilvekstprøver for CC-flatene er lite ($n = 3$ per flate), men fordi vi vet at trærne ble etablert etter flatehogst og dermed er nært ensaldrede, anses dette som et tilstrekkelig utvalg.



Figur 3. Alder for alle undersøkte levende trær i de tolv bestandsparene. Fargen indikerer type skog (CC = tidligere flatehogd, NN = «nær naturlig» skog). Tallet over hvert boxplot er alderen på det eldste undersøkte treet på hver flate. Prøver ble tatt i 2021 – 2023, men er kompensert til alder i 2023.

3.4 Vekstslipp og hogster

Tilstedeværelsen av hogststubber på samtlige nær naturlige flater bekreftet historisk hogstaktivitet, men ingen hogster ble datert i Skotjernfjell, Braskereidfoss, Särkilampi, Blåfjell eller Marker. I alt ble 12 hogster identifisert etter kriteriene, og datert til periode i de resterende 7 områdene (tabell 4). Illustrasjoner for vekstslipp i alle nært naturlige flater finnes i figur 4 og appendix 1.1 til 1.13.

I Gullenhaugen NN innfrir tre perioder kriteriene for antatt hogst (se appendix 1.2). Vekstslippet i 1876 var ett av to trær det var mulig å finne vekstslipp i på det tidspunktet, og gir en andel på 50 %. Det begrensede utvalget gjør usikkerheten høy, men treet med vekstslippet ble valgt ut på grunn av nærhet til hogststubbe (nedbrytingsgrad fem). Går man ut fra at vekstslippet er en respons på hogsten der nevnte stubbe ble skapt, forutsetter det at stubben har overlevd i terrenget i omtrent 147 år. De to andre interessante ansamlingene av vekstslipp er: 1896-1899 (33 %) og 1916–1921 (20 %). Disse to

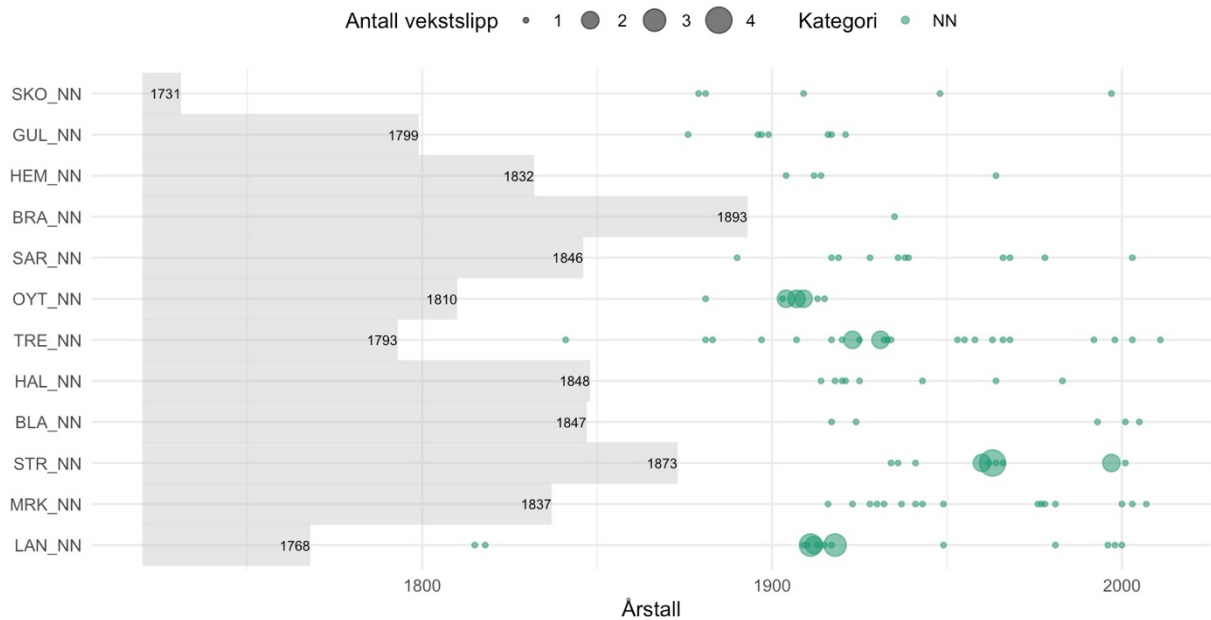
periodene har tre vekstslipp hver, og vekstslippenes tette gruppering gjør det sannsynlig at vekstslippene er responser på to ulike forstyrrelser i bestandet. Det har trolig vært minst to hogster på flaten i den perioden det foreligger data fra: én rundt 1896 og én rundt 1916. Det er mulig det har vært en tredje, men det begrensede antallet trær fra tidspunktet gjør antagelsen om en hogst i ca. 1876 mindre overbevisende. I Hemberget NN gir tre vekstslipp i perioden 1904-1912 en andel av trærne på 22 % med tre vekstslipp (se appendix 1.3), hvorav to vekstslipp ble identifisert i et tre som stod nært tre individuelle hogststubber, som alle tilhørte nedbrytingsklasse fem. At disse to vekstslippene ble funnet i samme tre, og er separert med kun to år, gjør det usannsynlig at de er responser på to ulike hogster og bør betraktes som ett vekstslipp. Tar man høyde for dette innfrir ikke perioden «hogstkravet» på 20 %. I Øytjern NN danner ni av de ti identifiserte vekstslippene en spredt gruppe mellom 1903–1915, og utgjør en andel på 32 % (se appendix 1.6). Det er tydelig at det har vært en større forstyrrelse på flaten i det første decenniet på 1900-tallet, og omfanget taler for at det har vært en hogst. Tretjerna NN er flaten med flest vekstslipp, og har tre perioder som når hogstterskelen (se appendix 1.7). Vekstslippet i 1841 ble funnet i et tre som stod nær en stubbe og utgjorde 50 % av trærne på det tidspunktet. Dette er det sterkeste hogstsignalet på flaten, men utvalget av trær på tidspunktet er lite. Koblingen til hogststubben fordrer at stubben (nedbrytningsklasse fem) har forblitt gjenkjennelig som stubbe i 182 år, hvilket er lite sannsynlig. Den aktuelle tillvekstprøven hadde to vekstslipp og derfor er det ikke nødvendigvis dette vekstslippet som er koblet til stubben. Ti vekstslipp i perioden 1917-1932 nådde to «topper»: fem vekstslipp, hvorav et nær stubbe i 1917-1925 (31 %) og fem i 1931-1934 (35 %). Det har trolig vært hogstaktivitet i tidsrommet ca. 1917–1934, og muligvis flere hogster enn én. I Halden ga de fem vekstslippene i perioden 1914–1925 en andel på 20 %, og møter dermed andelskravet (se appendix 1.8). Det har sannsynligvis vært en hogst ca. 1914. I Storås ble ni vekstslipp identifisert i perioden 1960–1966 og disse utgjør en andel på 35 % (se appendix 1.10). Mistanken om hogst styrkes av et vekstslipp fra tre nært stubbe i nedbrytingsklasse fire. Det er derfor grunn til å tro at det var en hogst på flaten rundt 1960, som gjør dette til den seneste av hogstene datert i denne oppgaven.

Langvassbrenna innfrir i to perioder andelskaravet for hogst: to vekstslipp i 1815-1818 (67 %) og 13 vekstslipp i 1909-1918 (77 %), hvorav tre var fra trær nært hogststubber. De to

vekstslippene tidlig på 1810-tallet kommer fra samme tre, men ville uansett nådd kravet om 20 % dersom de ble ansett som ett vekstslipp. Det er godt mulig at dette stammer fra hogst, men jeg kan ikke med nødvendig overbevisning konkludere med dette. Det er imidlertid svært sannsynlig at det var en større hogst i Langvassbrenna i omtrent 1909, da vekstslippene er tydelig gruppert i tid, og utgjør det sterkeste vekstsignalet blant alle flatene.

Tabell 4. Oppsummering av perioder som møtte andelskravet for å regnes som hogst – antall vekstslipp som andel av trær det var mulig å identifisere vekstslipp i innen en 10-årsperiode.

Flate	Vekstslipp totalt	Perioder med $\geq 20\%$ andel		
		Periode	Vekstslipp	Andel
SKO NN	5			
GUL NN	7	1976	1	50 %
		1896 - 1899	3	33 %
		1916 - 1921	3	20 %
HEM NN	4	1904 - 1912	3	22%
BRA NN	1			
SAR NN	11			
OYT NN	10	1903 - 1915	9	32 %
TRE NN	25	1841	1	50 %
		1917 - 1932	10	31 %
		1931 - 1934	5	35 %
HAL NN	8	1914 - 1925	5	20 %
BLA NN	5			
STR NN	15	1960 - 1966	9	35 %
MRK NN	16			
LAN NN	20	1815 - 1818	2	67 %
		1909 - 1918	13	77 %



Figur 4. Oversikt over alle vekstslipp registrert i tilvekstprøvene i de tolv nær naturlig skogene. Nedre grense for vekstslipp er 100% økning i gjennomsnittlig radial vekst mellom to tiårsperioder.. Størrelse på sirklene viser antall vekstslipp på en forsøksflate i et gitt år. Tallene vist i figuren er året det eldste undersøkte treet på den relevante flaten nådde brysthøyde (I.E. det første året vi har tilvekstdata fra for gjeldende bestand).

3.5 Korrelasjoner

Variablene for hogstpåvirkning var negativt korrelert med flere av variablene for død ved når alle 24 flater ble inkludert. Særlig stubbetettheten viste negativ samvariasjon med flere dødved-variabler, men når dataene ble separert i NN og CC, var ikke korrelasjonene signifikante. Ingen signifikante samvariasjoner mellom variablene for hogstpåvirkning og variablene for dagens levende bestander.

4 Diskusjon

Denne oppgavens primære formål har vært å undersøke hogsthistorikken i 12 nær naturlige skoger ved hjelp av retrospektive metoder. Som en i hovedsak deskriptiv studie har denne oppgaven om historisk hogstaktivitet liten direkte overføringsverdi til spørsmål om biomangfold og forvaltning av skog, men er med på å belyse skogbrukshistorien på Østlandet og danne et grunnlag som videre kan brukes til å forstå hvordan historiske hogstpåvirkninger har vært med å skape de skogene vi har i dag, med tilhørende biologiske, økologiske, økonomiske og kulturelle verdier..

Min første hypotese var at jeg ville observere en negativ korrelasjon mellom hogstintensitet og død ved. Jeg fant positive korrelasjoner for flere av variablene, men signifikansnivåene ble generelt for lave da type skog (NN og CC) ble faktorert inn; Jeg fant med andre ord ikke støtte for hypotesen. Min andre hypotese var at høyere hogstintensitet ville tilkjennegi seg ved lavere volum av død ved i dagens skoger. Korrelasjon viste ingen signifikante sammenhenger, og resultatene støtter ikke opp om min andre hypotese. Tredje hypotese var at stubbetettheten i tidligere flatehogd skog ville være høyere enn i nær naturlig skog. Funnene mine støtter denne hypotesen.

Särkilampi NN – om skogbrann og lokale historiske kilder

Särkilampi ligger på Finnskogen, et område som har fått sitt navn etter finske innvandrere som etablerte seg i området i Norge på 1640-tallet. For øvrig vitner stedsnavnet «Särkilampi» om skogfinsk påvirkning, da det er finsk (kan oversettes til “mort-tjern”). Skogfennene drev utstrakt skogbrenning med påfølgende rugdyrking - såkalt svedjebruk. Gjennom feltarbeidet ble det funnet fire stubber i Särkilampi NN med forkullede deler. Svedjebruket skal ha overlevd som skogdriftsform til starten av 1900-tallet (Wæhle, 2018). Daniel Hubner undersøkte i sin masteroppgave med EcoForest kullinnholdet i jordprøver fra makroplottene i 10 av de 12 områdene jeg selv har undersøkt. Han estimerte et kullinnhold i jorda i Särkilampi på 343 g m^{-2} , som var høyere enn gjennomsnittet for alle 20 flater (168 g m^{-2} , SE = 36) (Hubner, 2023). Martin Bråthen skrev

sin masteroppgave om brannhistorikk på Varaldskogen – skogseiendommen som omfatter Särkilampi. Han fant en endring i brannregimet fra få branner, sent i vekstsesongen før 1600 til hyppigere branner, tidligere i vekstsesongen i perioden 1600-1850, som han tilskriver skogfinske husmenns svedjepraksis (Bråthen, 2016). Det er altså sannsynlig at de forkullede stubbene vitner om påsatte skogbranner, og det er tydelig at svedjebruk har påvirket utformingen av skogen i Särkilampi. Gina Ørslie Bårdseng skrev også sin oppgave om Varaldskogen, om avvirking på eiendommen i perioden 1945-2016 og presenterer relevant informasjon om eierskapet og avvirkingen også før 1945. I 1703 ble et sagbruk etablert nær Varaldskogen, som på det tidspunktet var eid av trelastforhandlere. Avvirkingen var stor frem til delene av skogen som var tilgjengelige var uthogd. I 1872 overtok firmaet P.W.W Kildal & Co eiendommen og “avvirkingen lå nå helt nede fram til firmaet Anders Kjær og Co overtok driften i 1895” (Bårdseng, 2021), som drev med plukkhogst, bledningshogst og senere stripehogst (en form for flateavvirking i «striper» gjennom bestandet). I 1929 overtok et nytt firma driften og avvirkingen stoppet opp til skogsbilveier ble anlagt etter krigen. Siden har flatehogst og frøstillingshogst vært rådende driftsform, også etter at Statskog overtok eiendommen i 1968 (Bårdseng, 2021). Vi kan derfor gå ut ifra at Särkilampi NN ikke har vært hogd i perioden 1872-1895 eller etter 1929. Alle tre vekstslipp jeg har identifisert og datert i trær nært stubber i Särkilampi NN, er innenfor disse to periodene trolig uten hogst. Dette setter spørsmålsteget ved om vekstslipp i trær nært stubber kan regnes som mer troverdige hogstsignaler enn vekstslipp i trær valgt ut på bestandsnivå. De har derfor ikke høyere kredibilitet som hogst-indikator enn de andre vekstslippene. Ingen perioder nådde andelskravet på 20% av trærne, men det sterkeste hogstsignalet i kronologien er i en periode det trolig ikke har foregått hogst. Dette understreker verdien og viktigheten av lokalhistorisk og eiendomsspesifikk informasjon som hjelpemiddel for å tolke resultater i forbindelse med skogbrukshistorie.

Tretjerna NN – om naturlige forstyrrelser

Tretjerna NN karakteriseres av lav stubbetetthet men er også flaten med flest vekstslipp og tre perioder med sannsynlig hogst. Grunnen til diskrepansen mellom få stubber og flere sterke hogstindikasjoner er ikke åpenbar, men en sannsynlig forklaring ligger i den store mengden død ved i Tretjerna NN. Grunneieren oppga at det siden 1938 ikke har blitt foretatt avvirkning innenfor grensene til Tretjerna naturreservat, der flaten er plassert. Ti vekstslipp ble imidlertid identifisert i år senere enn dette, og stammer derfor trolig fra naturlige forstyrrelser som har skapt død ved. De ti vekstslippene etter 1938 er dermed sannsynligvis resultater av naturlig forstyrrelsesdynamikk og ikke hogst. Selv om ingen perioder etter 1938 nådde «hogstkravet» understreker dette at ansamlinger av vekstslipp ikke nødvendigvis er responser på hogster, men ofte også er naturlige forstyrrelser i lys- og konkurranseregimet.

Tretjerna NN har, i likhet med Skotjernfjell NN, Särkilampi NN Blåfjell NN, Storås NN, Marker NN og Langvassbrenna NN vekstslipp rundt årtusenskiftet (figur 4 og appendix 1.13). Tilsynelatende er det en synkron forstyrrelse på tvers av områdene, som har påvirket en stor andel av de undersøkte flatene. Det er vanskelig å gi en god forklaring på dette. Det er ikke responser på hogst, da ville vi forventet å finne stubber i disse bestandene tilhørende lavere nedbrytingsklasser. Det er trolig ikke endret klima heller, da metoden for å definere vekstslipp fordrer en dobling i ringbredde over lengre tid. Ekstremvær er en mulig forklaring, men det forklarer ikke den store spredningen i tid. Om det ikke er en tilfeldig ansamling vekstslipp, forblir årsaken uviss.

Halden NN – om stubbenes nedbrytingsfordeling

Det er mange variabler som påvirker nedbrytningsprosessen av død ved, blant annet temperatur, fuktighet og substratkvalitet (Mackensen et al., 2003). Nedbrytingsraten varierer for ulike treslag og stubber av furu «overlever» vanligvis lengre enn gran og bjørk (Shorohova et al., 2008). Korrelasjon mellom død veds alder og nedbrytingsgrad har vist stor variasjon (Storaunet & Rolstad, 2002; Storaunet, 2004). I Sverige ble liggende ved helt nedbrutt etter 70 år i lavlandet (Hyttborn & Packham, 1987), men ved større høyde var de

fortsatt synlige på skogbunnen etter 150 år (Dynesius & Jonsson, 1991). Hogststubber av gran i Nordmarka (Oslo) var fortsatt gjenkjennelige over 100 år etter hogst (Groven et al., 2002). Variasjonen gjør det vanskelig å si hvor lang tid etter en hogst vi fortsatt kan forvente å finne stubber og innenfor studieområdet i denne oppgaven er det sannsynligvis betydelige forskjeller i nedbrytingsrater. Det er også vanskelig å si noe om hvor gamle de registrerte stubbene er basert på nedbrytingsgraden alene. Imidlertid kan det være hensiktsmessig å bruke nedbrytingsfordelingen blant stubber til å vurdere antallet hogster, om hogststubbene er fordelt på flere nedbrytingsklasser. Stubbetettheten i Halden NN ligger noe over gjennomsnittet (385 stubber ha⁻¹), men nedbrytingsfordelingen skiller seg fra andre NN-flater da den er den eneste med nevneverdige andeler av stubbene i nedbrytningsgrad to (14.3 %) og nedbrytningsgrad 3 (35.1 %). Grunnen er at det i transektet var mange lite nedbrutte stubber av gran med små dimensjoner som trolig stammer fra nyere skogpleie Halden NN er den eneste NN-flaten med spor fra nyere hogstaktivitet. Ser vi bort fra dette har Halden NN en forholdsvis lav tetthet av stubber. Selv om nedbrytningsfordelingen i Halden har en forklarlig årsak viser dette at selv om alder på død ved ikke bør bestemmes basert på en grovmasket skala, kan man bruke nedbrytningsfordeling i tolkningen av hogstaktiviteter.

I en metastudie som undersøkte skogstruktur i boreal fennoskandisk barskog, med mål om å se på naturlige og upåvirkede områder, brukte Storaunet og Skarpaas tettheten av stubber (per hektar) som mål på hogstpåvirkning. De brukte inndelingen *ikke hogstpåvirket* (0), *få stubber* (< 75) og *plukkhogd* (> 100), for å gruppere hogstpåvirkning i ulike studier (Storaunet & Skarpaas, 2022). Med denne inndelingen faller samtlige nær naturlige flater utenom Blåfjell NN under plukkhogd. At områdene ikke tilhører en mer «naturlig» klasse er i tråd med det man på forhånd kunne anta, da det er kjent at det har vært skogsdrift i områdene. I tillegg viser historiske flyfoto for NN-flatene fra 50-70-tallet langt mer glisne bestander enn de som står der i dag.

Braskereidfoss

Braskereidfoss NN skiller seg ut ved kun å ha ett vekstslipp, det laveste antallet blant de undersøkte flatene. Braskereidfoss hadde lavest gjennomsnittsalder av undersøkte trær, og den laveste maks-alderen (år 1893 i brysthøyde) blant NN-flatene. De fleste trærne nådde brysthøyde i slutten av 1910-tallet og 1920-tallet, og ikke før i 1926 har vi mulighet til å kunne identifisere vekstslipp i mer enn ett tre. Stubbetettheten ligger over gjennomsnittet for NN-flater, og indikerer en høy hogstintensitet. Denne diskrepansen mellom høy stubbetetthet og få vekstslipp kan forklares av hogst i tiden før vi har mulighet til å identifisere disse. Mangelen på trær av høy alder tyder også på at få trær fikk stå igjen. Dermed går jeg ut ifra at det har foregått stor hogstaktivitet i Braskereidfoss, men at dette har foregått før ca. 1930, og at flaten ikke har vært hogstpåvirket siden.

Skotjernfjell NN

Trærne i Skotjernfjell NN har både den høyeste gjennomsnittsalderen blant flatene, og det eldste treet som ble undersøkt i denne oppgaven (år 1731 i brysthøyde). Stubbetettheten var den tredje laveste blant de nær naturlige flatene. Dette tyder på at Skotjernfjell NN har hatt en lav hogstintensitet, og er blant de minst hogstpåvirkede av de undersøkte flatene i dag. Alle stubbene tilhørte nedbrytingsklasse fem og selv om man skal utvise forsiktighet rundt å trekke konklusjoner om alder basert på nedbrytning, vitner dette om hogst langt tilbake i tid. Allerede på slutten av 1700-tallet har jeg tilvekstdata fra seks trær som det ville vært mulig å datere eventuelle vekstslipp i. Selv om ingen av de fem vekstslippene registrert i bestandet dannet grupper som nådde «hogstterskelen», har det trolig vært hogstaktivitet i perioden vi har tilvekstdata fra. De to vekstslippene i hhv. 1870 og 1881 gjør en hogst rundt dette tidsrommet plausibelt. Alternativt har stubbene forblitt synlige i terrenget siden før inngangen til 1800-tallet, noe jeg anser som lite sannsynlig.

Feilkilder og vurdering av metoder

Årringbredder ble målt langs en rett linje på tillvekstprøvene, hvilket innebærer at målt årringbredde vil avvike fra faktisk årringbredde når kjerneprøven ikke har truffet sentrum av treet, og at avviket vil være størst innerst på prøven. Fordi vekstslipp her er definert

som forskjell i gjennomsnitt mellom tidligere vekst og påfølgende vekst, vil ikke avvikene ha resultert i falske vekstslipp, men sannsynligheten for å avdekke vekstslipp som finnes i prøven vil minke jo lenger mot starten av kronologien man måler (for prøver som ikke har truffet midten). Flere faktorer kan påvirke påliteligheten til aldersbestemmelsen og dateringer av vekstslipp. Enkelte av tilvekstprøvene hadde segmenter med svært tette årringer. Dette gjaldt særlig i de eldste trærne der veksten har avtatt når de har nådd en viss størrelse. En oversett årring vil forflytte årsestimatet for alle foregående år, og derfor minker tillitten til datering av enkeltår jo lenger tilbake i tidsseriene vi ser. Dessuten kan trær i enkelte år ha manglete årringer, men dette er sjelden for gran i fennoskandisk lavland (Lie et al., 2012).

Sjansen for at vekstslipp er feildatert og sannsynligheten for å ha gått glipp av vekstslipp er størst mot kjernen av treet. Derfor er det heller ikke hensiktsmessig å datere hogster til enkeltår, men heller anta at hogstene har blitt gjennomført i årene rundt det første vekstslippet. Alt tatt i betraktning, så tror jeg eventuell feildatering av årringer ikke har hatt betydning for resultatene, men det er mulig det finnes vekstslipp i enkelte prøver som ikke har blitt identifisert når tilvekstprøvene ikke inneholdt sentrum av treet, og at disse vekstslippene kunne hatt betydning.

Som tidligere nevnt skiller måten jeg definerte hvordan vekstslipp utgjør andelen av undersøkte trær seg fra lignende studier. Jeg valgte å ta utgangspunkt i antallet vekstslipp innenfor en tiårsperiode som andel av trær det var mulig å identifisere vekstslipp i. Studier med lignende metoder brukte antallet trær med vekstslipp i stedet for antall vekstslipp. I retrospekt hadde dette vært en mer hensiktsmessig måte å gjøre det på, både fordi metoden gir et mer direkte mål på hvor stor del av bestandet som ble påvirket av økt lystilgang etter en hogst, og for at mine resultater da ville vært mer komparable med tidligere studier.

Med forråtnelse minker massen av død ved raskere enn volumet (Scott & Brown, 2008). Da stubbene ble målt, estimerte vi dimensjonene på de «opprinnelige» stubbene, der deler manglet. Beregnede verdier for fjernet grunnflate og fjernet volum er basert på stubbenes

dimensjoner, men jeg anser disse estimatene som gode, selv om det trolig er en grad av underestimering for de mest nedbrutte stubbene.

Avslutningsvis vil jeg poengtere at hogsthistorikk i seg selv har begrenset nytteverdi i et natur- og artsforvaltningsperspektiv, men at anvendelsespotensialet for denne typen kunnskap er stor. Jeg håper denne oppgaven kan være av interesse og nytte i tolkningen av andre resultater i forbindelse med forskning på de forsøksflatene jeg har undersøkt.

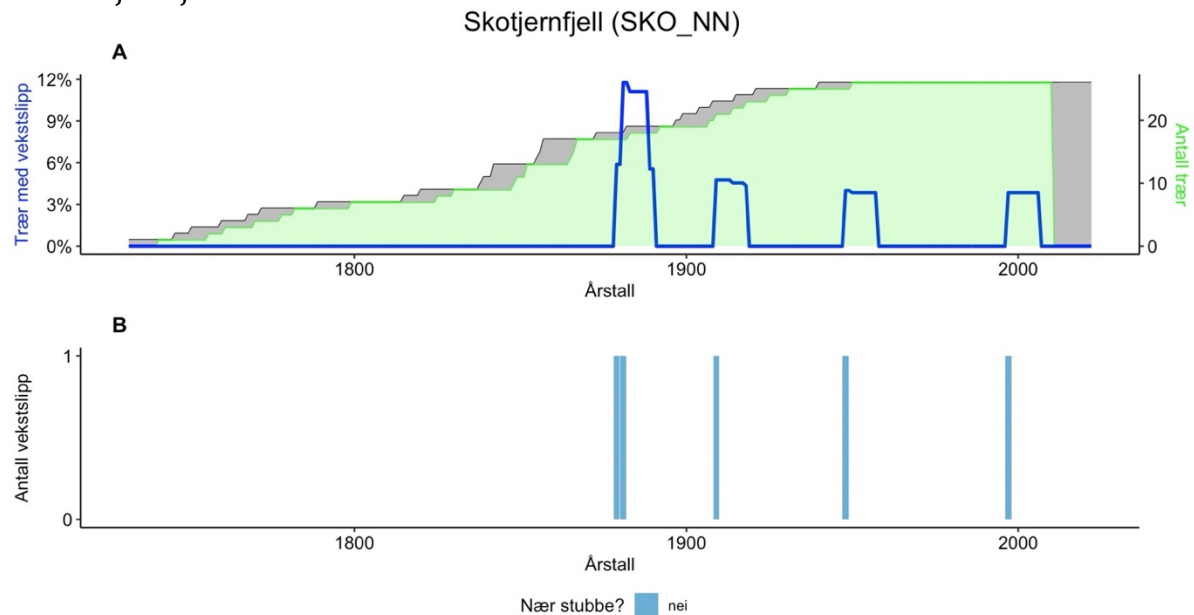
Referanseliste

- Altman, J., Fibich, P., Dolezal, J. & Aakala, T. (2014). TRADER: A package for Tree Ring Analysis of Disturbance Events in R. *Dendrochronologia*, 32 (2): 107-112. doi: 10.1016/j.dendro.2014.01.004.
- Anon. (1933). *Taksering av Norges skoger: Utført av landsskogstakseringen : Sammendrag for hele landet*. Artsdatabanken. (2021). *Norsk rødliste for arter 2021*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Artsdatabanken. (u. å.). *Definisjon av begrepene «normalskog» og «naturskog»*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/182818> (lest 22.04.2023).
- Askheim, S. (2020). *Hakadal verk*. snl.no: Store norske leksikon. Tilgjengelig fra: https://snl.no/Hakadal_Verk (lest 03.04).
- Asplund, J., Nordén, J., Janne, O. K., Madsen, R. L., Lunde, L. F., Birkemoe, T., Ronold, E. K., Norkute, M., Jansson, U. K., Karlsen, D., et al. (preprint). Long term effects of forest management on forest structure and dead wood in mature boreal forests. doi: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4772055>.
- Bartlett, J., Rusch, G. M., Kyrkjeeide, M. O., Sandvik, H. & Nordén, J. (2020). *Carbon storage in Norwegian ecosystems (revised edition)*. NINA report. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Bekkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. (2008). Step-less models for regional environmental variation in Norway. *Journal of Biogeography*, 35 (10): 1906-1922. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01941.x>.
- Bråthen, M. (2016). *En brannhistorisk undersøkelse på Varaldskogen*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2399092> (lest 14.03.2024).
- Bugge, A. (1925). *Den norsske trælshandels historie, I og II*. Skien: Fremskridts bogtrykkeri.
- Bårdseng, G. B. (2021). *Avvirking i form av åpne hogstformer på Varaldskogen, Kongsvinger - En detaljstudie fra 1945 - 2016*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2836600>.
- Dalen, L. S. (2024). Den boreale barskogssone. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: https://snl.no/den_boreale_barskogssone (lest 04.05.2024).
- Dynesius, M. & Jonsson, B. (1991). Dating uprooted trees: Comparison and application of eight methods in a boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 21: 655-665. doi: 10.1139/x91-089.
- Framstad, E. & Sverderup-Thygeson, A. (2015). *Økt hogst av skog i Norge - effekter på naturmangfold*. NINA Rapport 1149. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2356347> (lest 09.05.2023).
- Framstad, E., Stange, E. & Jacobsen, R. (2022). Artssammensetning og skogstruktur – en litteraturstudie. I: Skarpaas, O. & Halvorsen, R. (red.) *Skogens dynamikk, struktur og arts mangfold - bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN*, s. 42-57. Oslo: Naturhistorisk museum.
- Gjerde, I., Brandrud, T. E., Ohlson, M. & Ødegaard, F. (2010). Woodland. I: Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) *Environmental Conditions and Impacts for Red Listed Species*, s. 67-78. Trondheim Norwegian Biodiversity Information Centre.
- Groven, R., Rolstad, J., Storaunet, K. O. & Rolstad, E. (2002). Using forest stand reconstructions to assess the role of structural continuity for late-successional species. *Forest Ecology and Management*, 164 (1-3): 39-55. doi: 10.1016/s0378-1127(01)00611-9.
- Hubner, D. (2023). *Soil charcoal in boreal forests with contrasting management histories in southeast Norway*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskaplige universitet. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3080275> (lest 22.03.2024).
- Hytteborn, H. & Packham, J. (1987). Decay rate of Picea abies logs and the storm gap theory: a re-examination of Sernander plot III, Fiby urskog, Central Sweden. *Arboricultural Journal*, 11: 299-311. doi: 10.1080/03071375.1987.9756362.
- Kirk-Hanssen, E. (2024). (e-post til Line Nybakken).
- Kouki, J., Hyvärinen, E., Lappalainen, H., Martikainen, P. & Similä, M. (2012). Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Diversity and Distributions*, 18 (4): 348-355. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00839.x>.
- Kulturminnesøk. (u. å.). *Kulturminnesøk*. Tilgjengelig fra: <https://www.kulturminnesok.no/> (lest 04.04.2023).
- Kuuluvainen, T. (1994). Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 35-51.
- Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (2010). *Environmental conditions and impacts for Red List species*.
- Lie, M. H., Josefsson, T., Storaunet, K. O. & Ohlson, M. (2012). A refined view on the “Green lie”: Forest structure and composition succeeding early twentieth century selective logging in SE Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27 (3): 270-284. doi: 10.1080/02827581.2011.628950.

- Mackensen, J., Bauhus, J. & Webber, E. (2003). Decomposition rates of coarse woody debris—A review with particular emphasis on Australian tree species. *Australian Journal of Botany*, 51: 27-37. doi: 10.1071/BT02014.
- Nordén, B., Dahlberg, A., Brandrud, T. E., Fritz, Ö., Ejrnaes, R. & Ovaskainen, O. (2014). Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience*, 21 (1): 34-45. doi: 10.2980/21-1-3667.
- Nowacki, G. J. & Abrams, M. D. (1997). Radial-growth averaging criteria for reconstructing disturbance histories from presettlement-origin oaks. *Ecological Monographs*, 67 (2): 225-249. doi: 10.1890/0012-9615(1997)067[0225:Rgacfr]2.0.Co;2.
- Nygaard, P. H. & Øyen, B.-H. (2020). *Skogshistorisk tilbakeblikk med vekt på utviklingen av bestandsskogbruket i Norge*, 6/46/2020: Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO).
- Scott, N. A. & Brown, S. (2008). Measuring the Decomposition of Down Dead-Wood. I: Hoover, C. M. (red.) *Field Measurements for Forest Carbon Monitoring: A Landscape-Scale Approach*, s. 113-126. Dordrecht: Springer Netherlands.
- Shorohova, E., Kapitsa, E. & Vanha-Majamaa, I. (2008). Decomposition of stumps in a chronosequence after clear-felling vs. clear-felling with prescribed burning in a southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management - FOREST ECOL MANAGE*, 255. doi: 10.1016/j.foreco.2008.02.042.
- Skinnermoen, K. (1949). Skogbehandlingen i Norge, 1898-1948. I: Kierulf, T. (red.) b. 2 *Det norske Skogsekskab 50 år*, s. 79-104. Oslo.
- Skogstad, P. (2009). *Treteknisk håndbok (Teknisk håndbok 4)*. 3. utg.: Norsk treteknisk institutt.
- Skoklefall, S. (1967). *Fristilling av naturlig gjenvest av gran*. Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen
- Skude, A. (2024). (e-post til Line Nybakken).
- Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in Dead Wood*: Cambridge University Press.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. (2002). Time since death and fall of Norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32 (10): 1801-1812. doi: 10.1139/x02-105.
- Storaunet, K. O. (2004). Models to predict time since death of *Picea abies* Snags. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19: 250-260. doi: 10.1080/02827580410024142.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. (2015). *Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge - Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994 - 1998) og 10. (2010 - 2013)*: Norsk nstitutt for skog og landskap.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, R. (2020). *Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016*. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO): NIBIO.
- Storaunet, K. O. & Skarpaas, O. (2022). Naturskogdynamikk, skogstruktur og død ved. I: Skarpaas, O. & Halvorsen, R. (red.) *Skogens dynamikk, struktur og artsmangfold - bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN*, s. 21-41: Naturhistorisk museum.
- Tomter, S. M. & Dalen, L. S. (red.). (2014). *Bærekraftig skogbruk i Norge*. Ås: Norsk institutt for skog og landskap.
- Tveite, S. (1964). Skogbrukshistorie. I: Seip, H. K. (red.) b. 3 *Skogbruksboka*, s. 17-75. Oslo: Skogforlaget.
- Viken, K. O. (2021). *Landsskogtakseringens feltinstruks - 2021*, b. 7. Norsk institutt for bioøkonomi: Norsk institutt for bioøkonomi. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2826859>. doi: (lest 12.04.2024).
- Wikars, L.-O. (2002). Dependence on Fire in Wood-living Insects: An Experiment with Burned and Unburned Spruce and Birch Logs. *Journal of Insect Conservation*, 6: 1-12. doi: 10.1023/A:1015734630309.
- Wæhle, E. (2018). Svedjebruk. I: *Store norske leksikon*. Tilgjengelig fra: <https://snl.no/svedjebruk> (lest 22.03.2023).
- Wøien, A. (2024). (e-post til Line Nybakken).
- Ørka, H. O. & Hauglin, M. (2016). *skogR - Norske volumfunksjoner*.
- Øyen, B.-H. (1998). *Skogbrann i Norge de siste 200 år*. Oppdragsrapport nr. 8. Ås.

Appendix 1: Supplerende illustrasjoner over vekstslipp

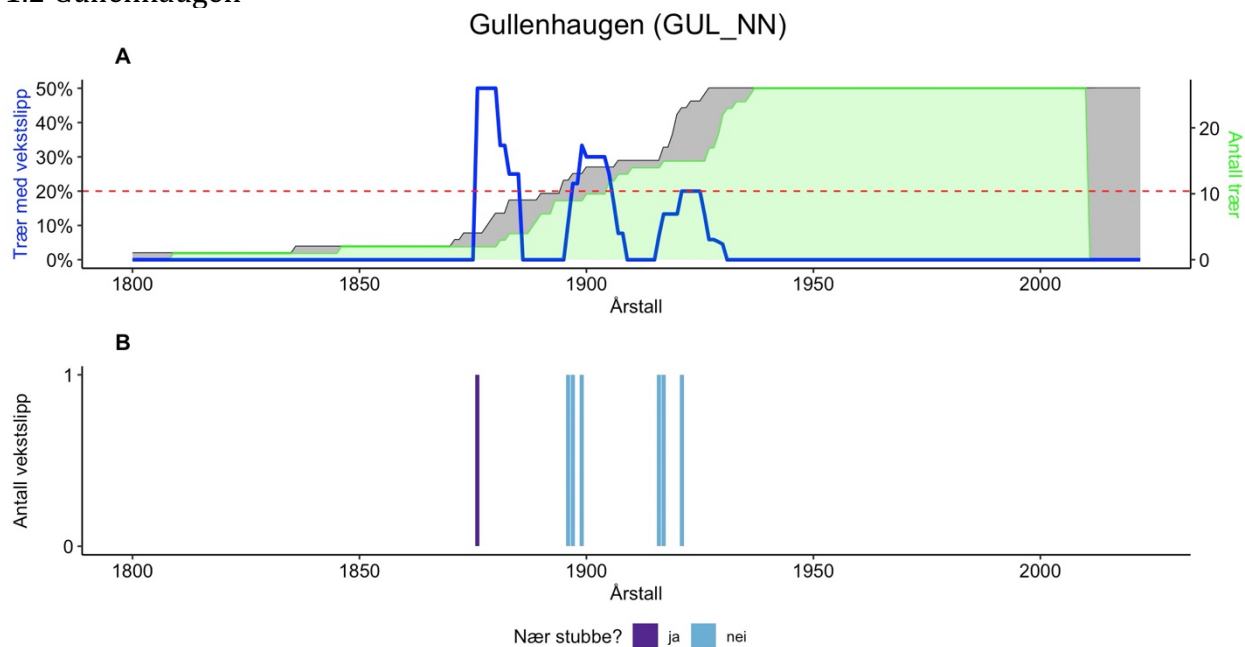
1.1 Skotjernfjell



Figur 5. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Skotjernfjell.

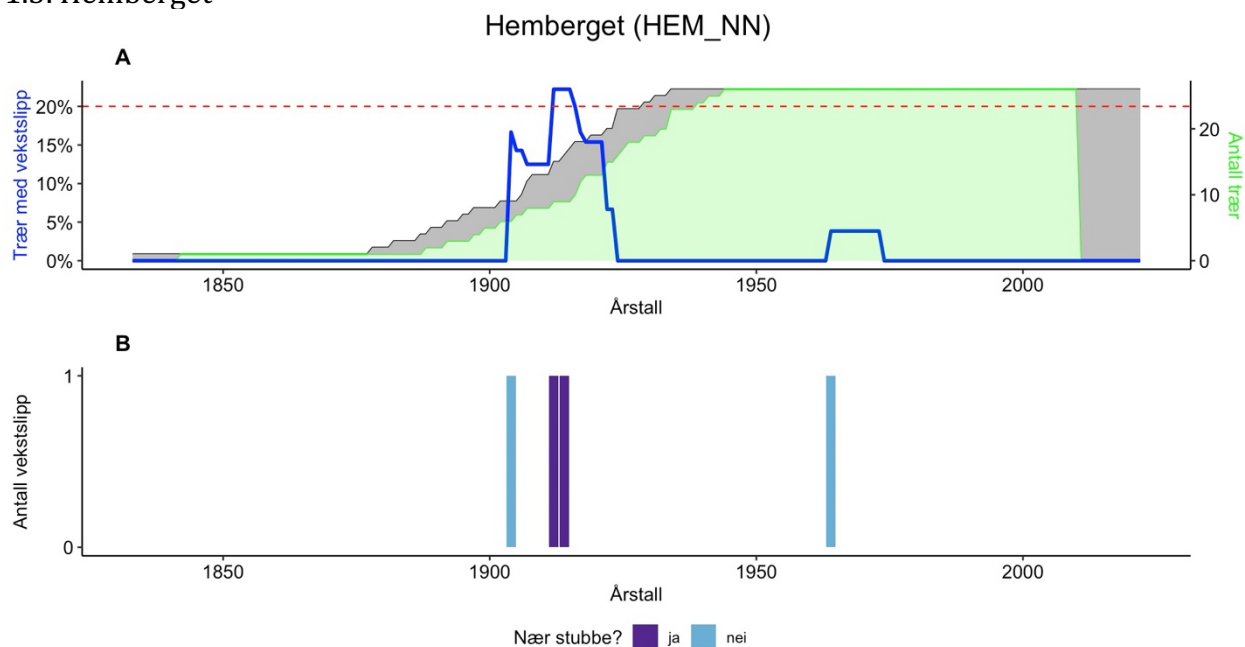
A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå.

1.2 Gullenhaugen



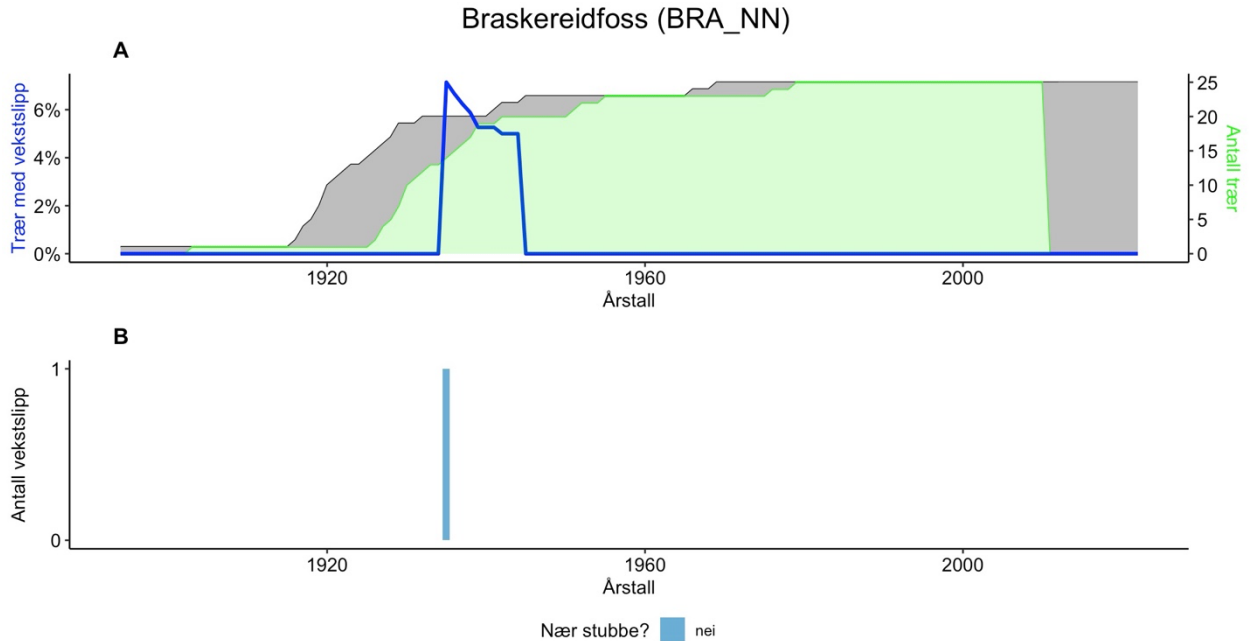
Figur 6. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Gullenhaugen. A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter unna).

1.3 Hemberget



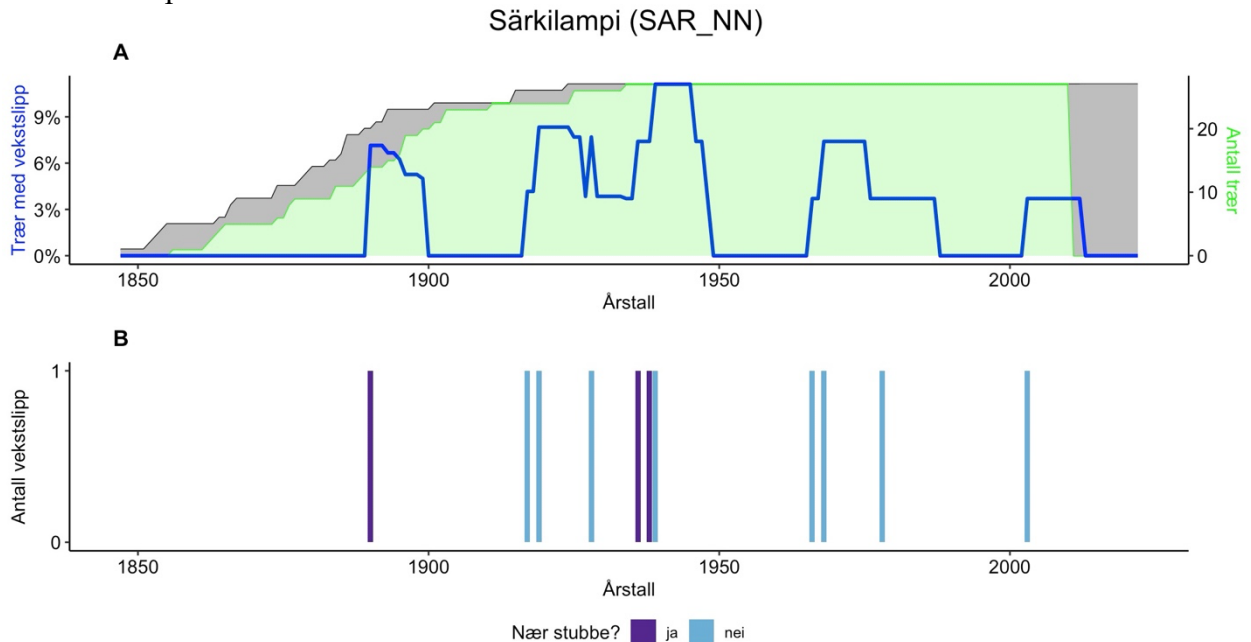
Figur 7: Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Hemberget. A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter unna).

1.4 Braskereidfoss



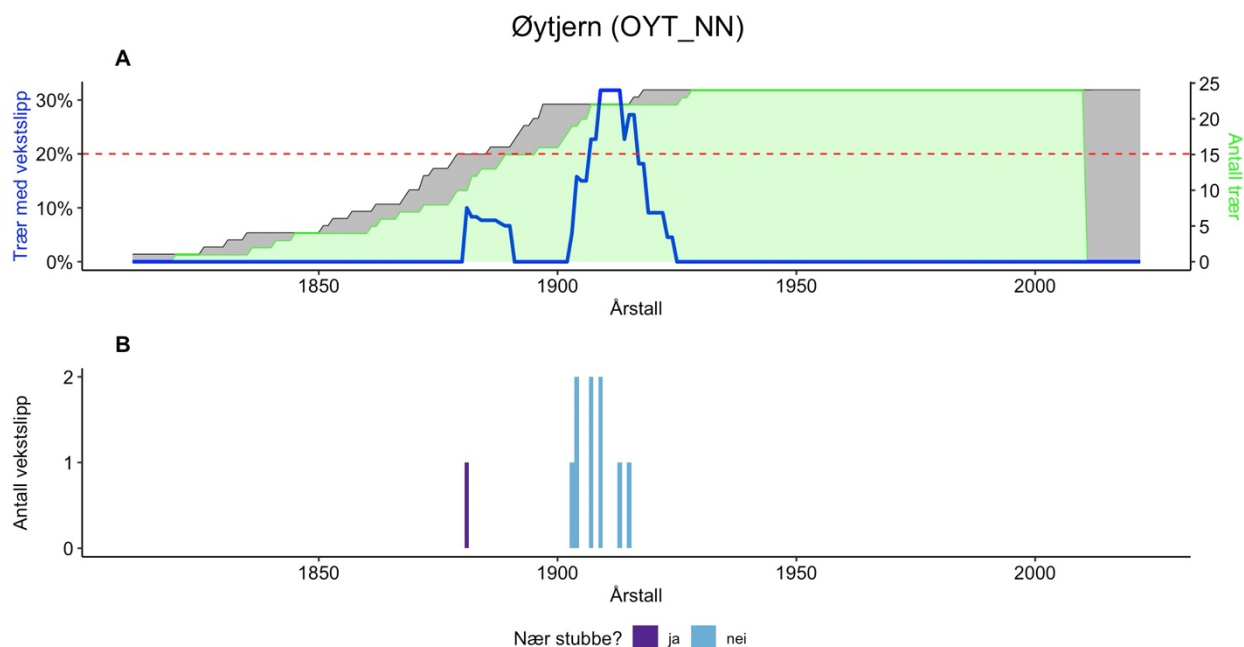
Figur 8. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Braskereidfoss. A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

1.5 Särkilampi



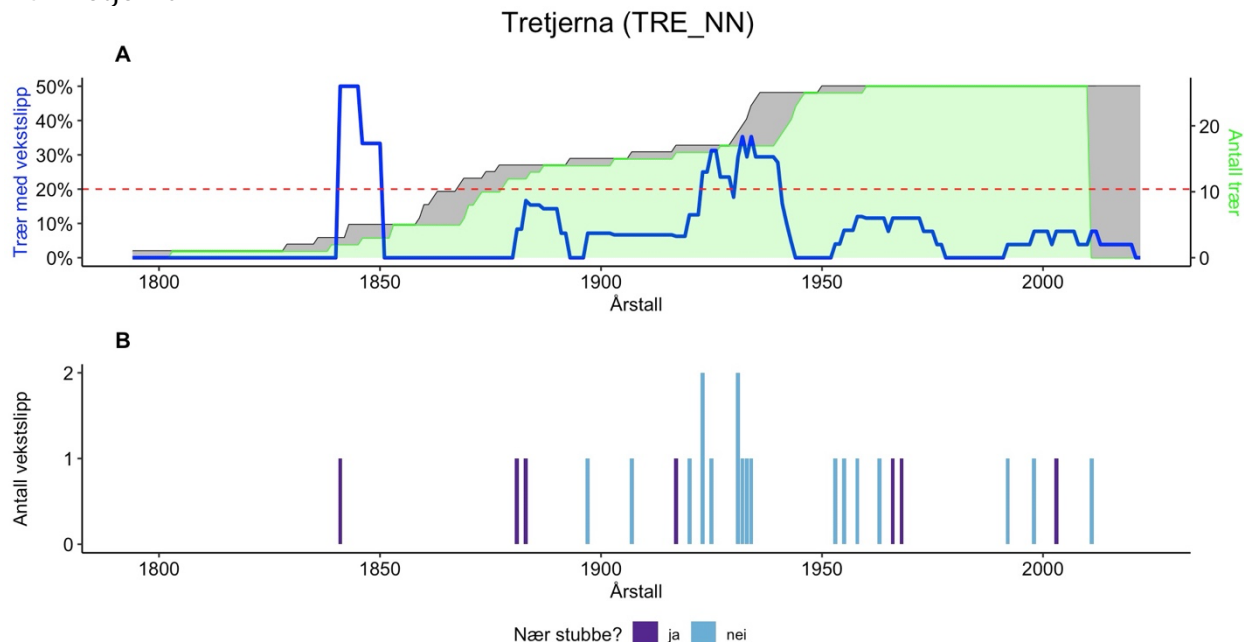
Figur 9. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Särkilampi. A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

1.6 Øytjern



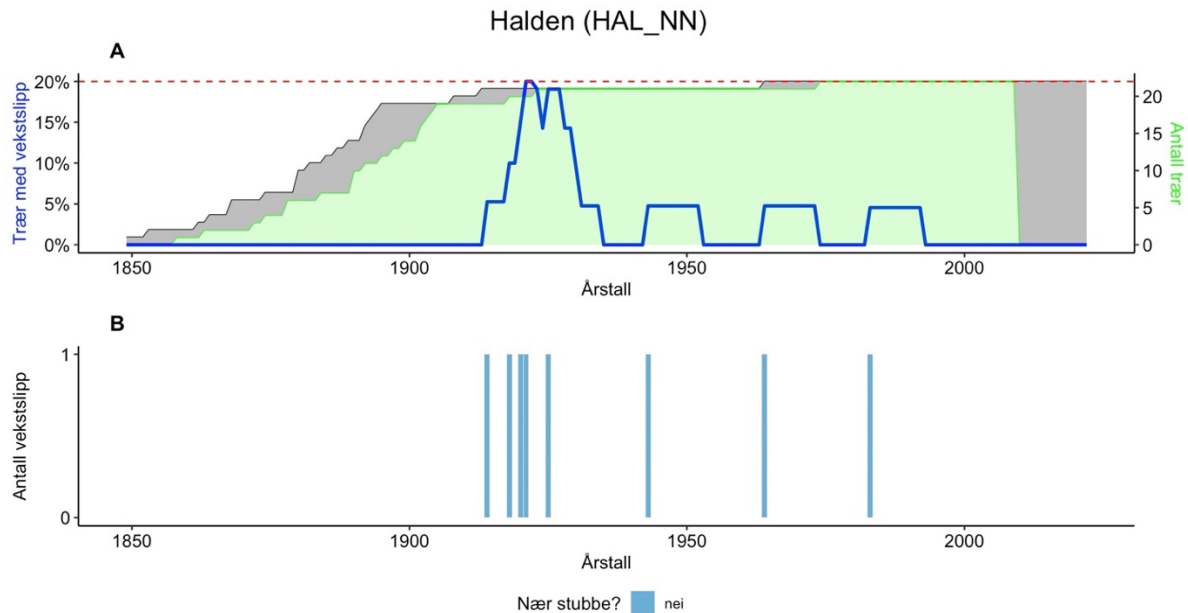
Figur 10. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Øytjern. A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra. A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere. Rød llinje angir hva som er terskelen for hogst. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter)

1.7 Tretjerna



Figur 5. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Tretjerna. A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

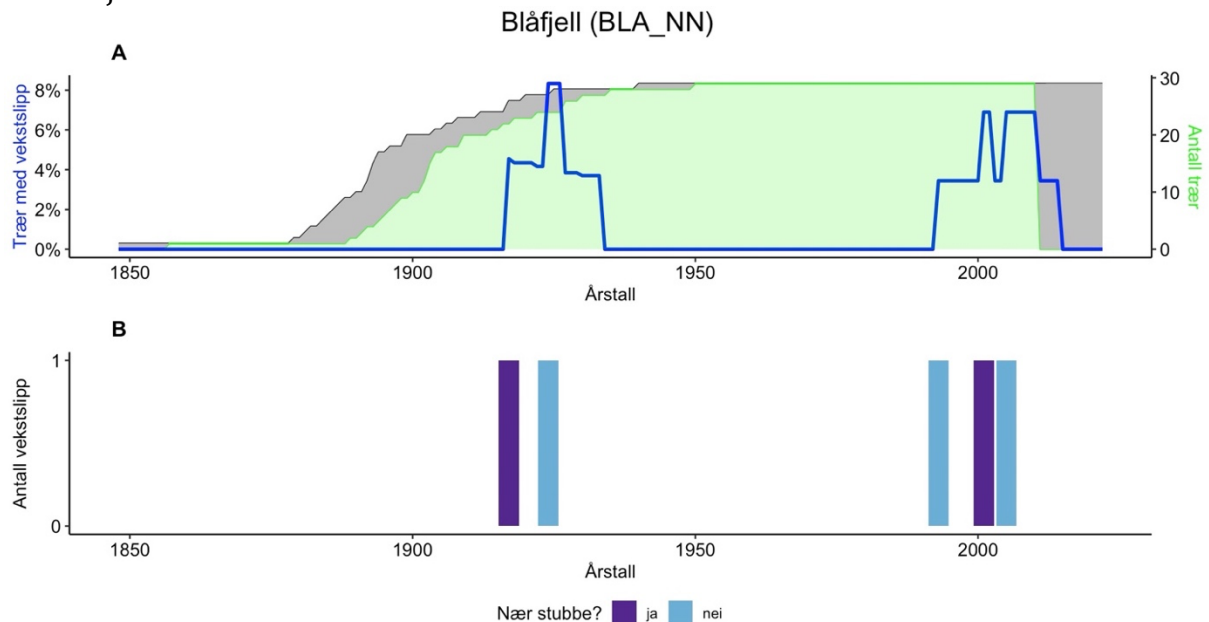
1.8. Halden



Figur 6. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Halden.

A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

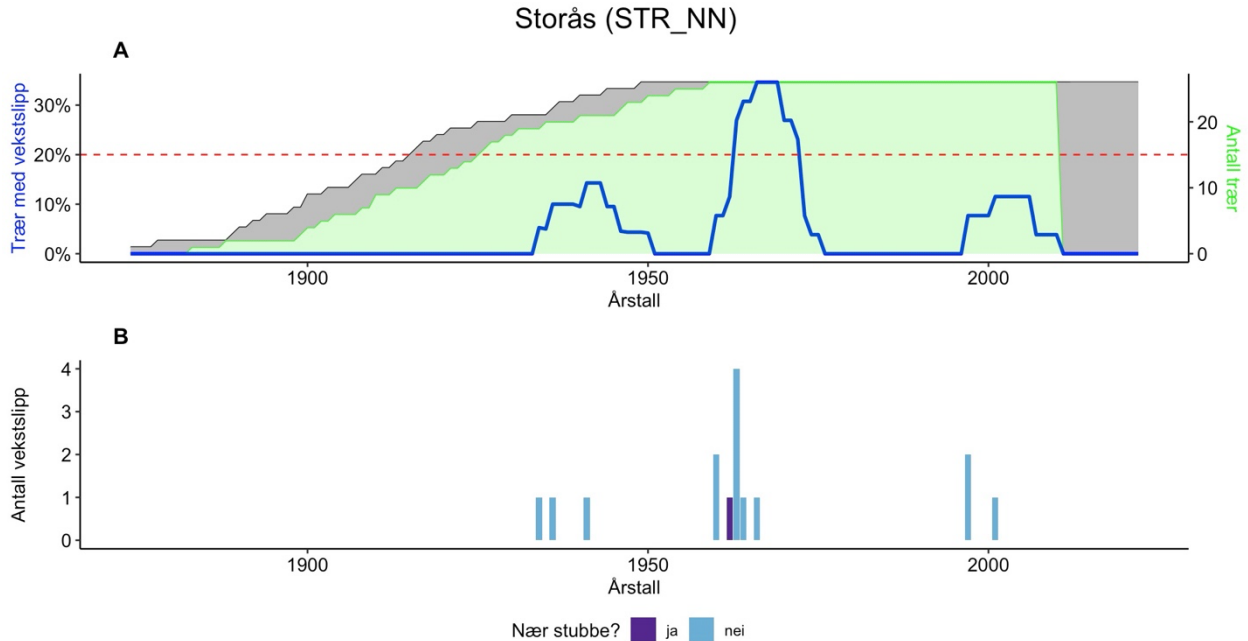
1.9 Blåfjell



Figur 7. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Blåfjell.

A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

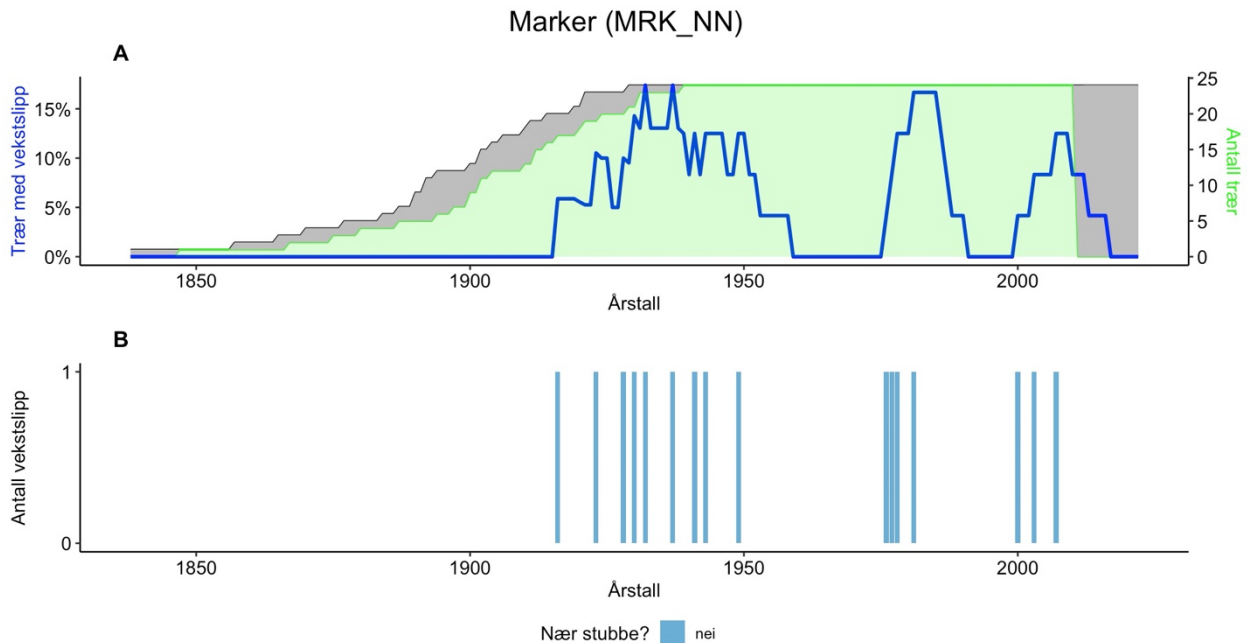
1.10 Storås



Figur 8. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Storås.

A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

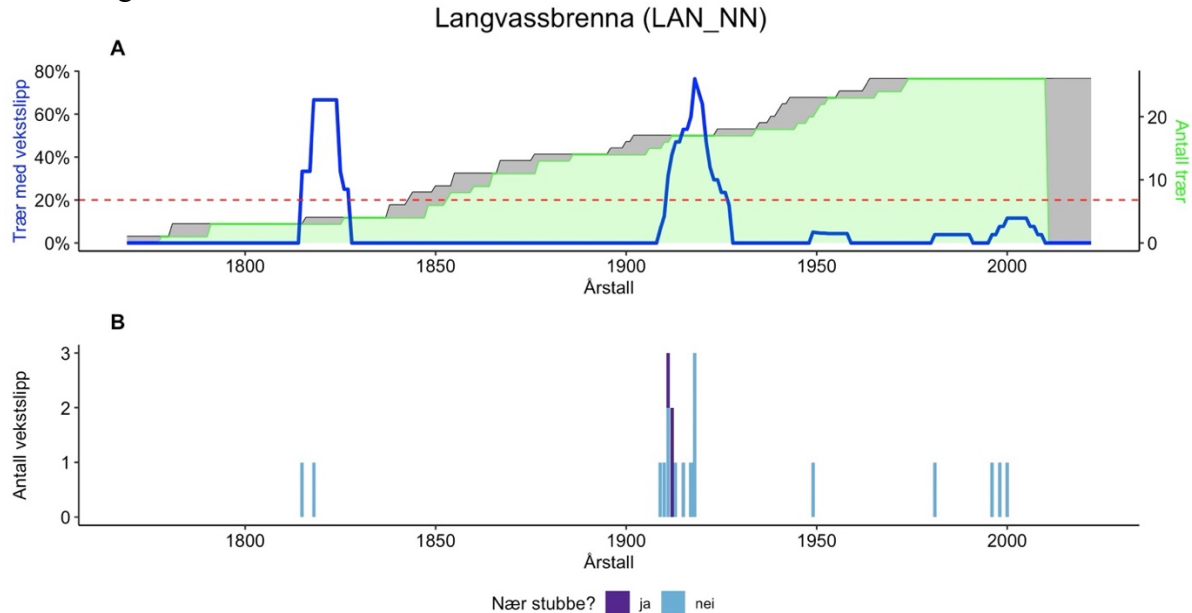
1.11 Marker



Figur 9. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Marker.

A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

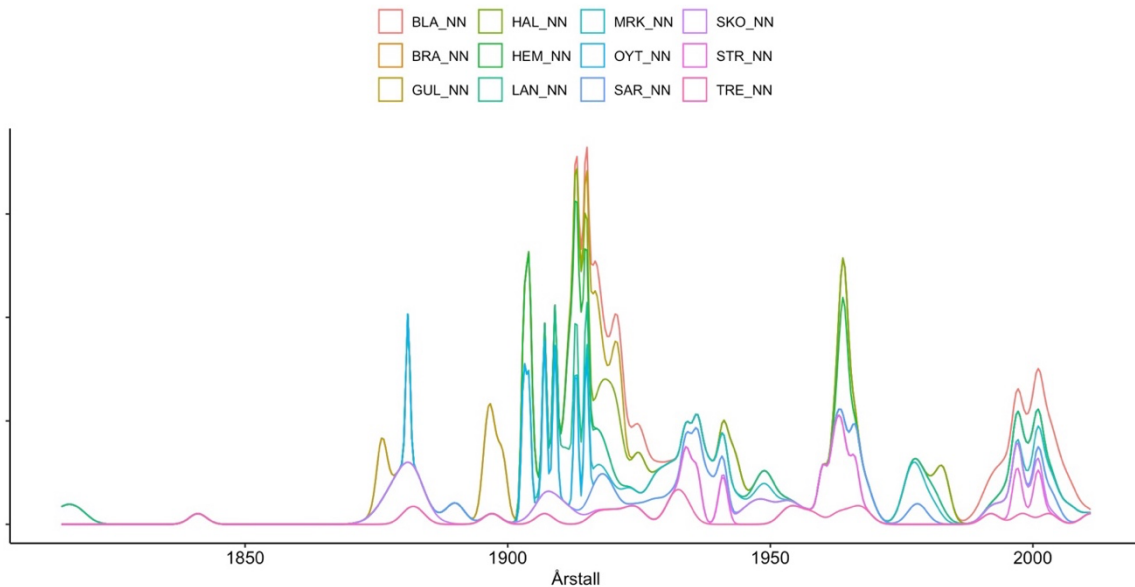
1.12 Langvassbrenna



Figur 10. Vekstslipp og aldersfordeling i undersøkte trær for Langvassbrenna.

A: Sort linje er antall trær det finnes tilvekstdata fra for hvert år. Grønn linje er antall trær det er mulig å detektere vekstslipp i, begrenset av metoden brukt (sammenlikning av to påfølgende tiårsperioder). Blå linje er prosentandel av trærne med vekstslipp i gjeldende, og foregående 9 år. B: Antall vekstslipp for gitt år. Lyseblå farge betyr at treet ble valgt ut på bestandsnivå. Lilla farge betyr at treet ble valgt ut fordi det stod nært en hogststubbe (max 3 meter).

1.13 Vekstslipp i alle NN-flater



Figur 11. Forekomster av vekstslipp på de nær naturlige flatene. Dette er den observerte frekvensen som ikke er justert for antall trær som ble undersøkt eller antall trær det var mulig å finne vekstslipp i for året.

Appendix 2

2.1 Tilvekstprøver

Tabell 5. Oversikt over antall tilvekstprøver, hvor de er hentet og på hvilket grunnlag de ble valgt. «Makro» refererer til trær valgt ut langs transekter, «mikro» refererer til tær som stod nært stubber. «Norskog» er prøver av de mest dominerende trærne i makroplottet.

Flate	Eget feltarbeid		Norskog	Totalt
	Makro	Mikro		
Skotjernfjell CC	-	-	3	3
Skotjernfjell NN	18	4	3	25
Gullenhaugen CC	-	-	3	3
Gullenhaugen NN	20	3	3	26
Hemberget CC	-	-	3	3
Hemberget NN	19	4	3	26
Braskereidfoss CC	-	-	3	3
Braskereidfoss NN	18	4	3	25
Särkilampi CC	-	-	3	3
Särkilampi NN	20	4	3	27
Øytjern CC	-	-	3	3
Øytjern NN	17	4	3	24
Tretjerna CC	-	-	3	3
Tretjerna NN	19	4	3	26
Halden CC	-	-	3	3
Halden NN	17	4	1	22
Blåfjell CC	-	-	4	4
Blåfjell NN	16	10	3	29
Storås CC	-	-	3	3
Storås NN	20	3	3	26
Marker CC	-	-	3	3
Marker NN	19	2	3	24
Langvassbrenna CC	-	-	3	3
Langvassbrenna NN	19	4	3	26
Sum	222	50	71	343

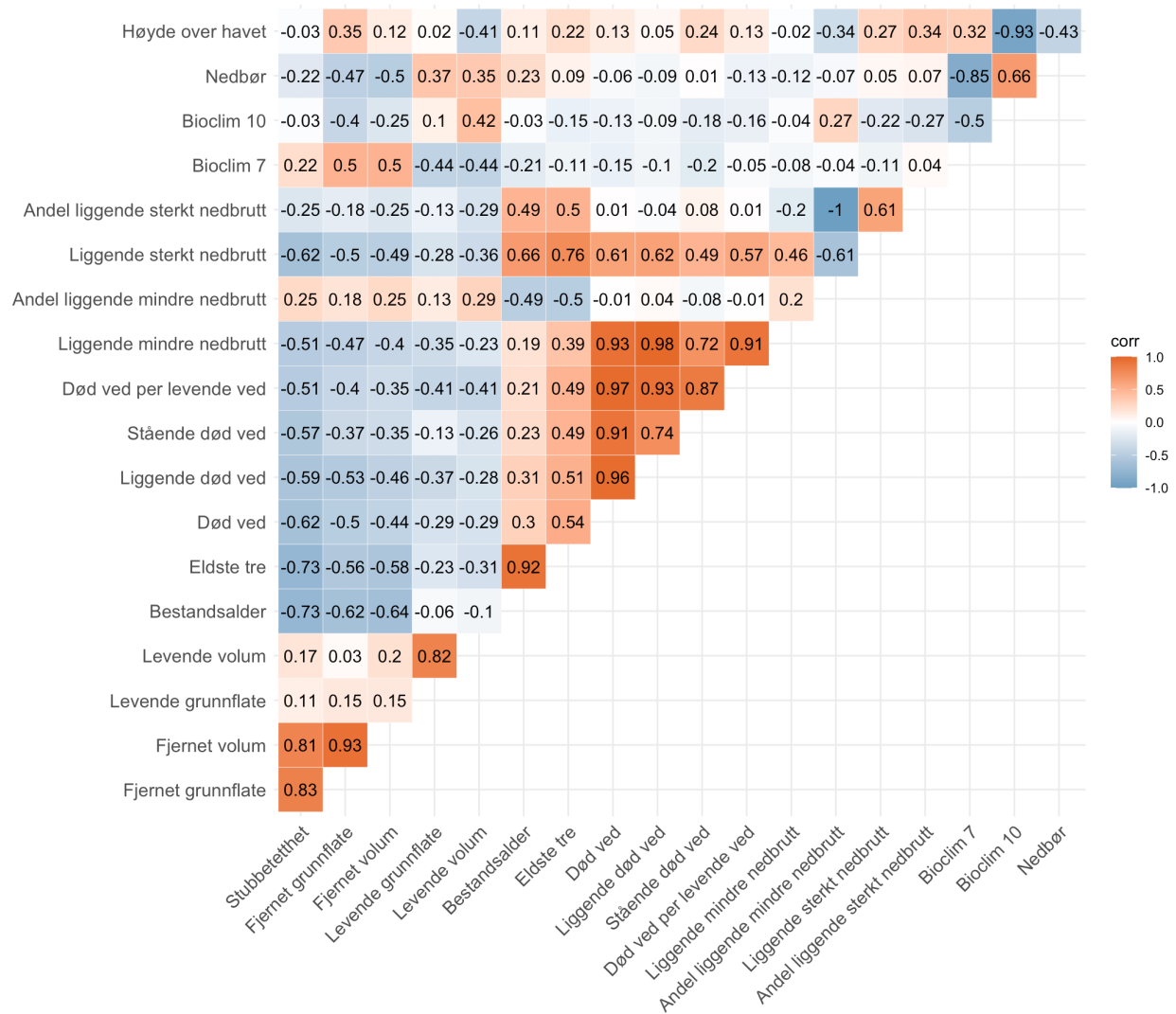
2.2 Lokalhistorie fra grunneiere

Esben Kirk-Hanssen (Oslo kommuneskoger) oppga at skogeiendommen som innebefatter Blåfjell antakeligvis var «ganske snau» for omtrent 200 år siden som resultat av kullproduksjon til et jernverk på Dikemark som var aktivt inntil 1804 (pers med) (Kirk-Hanssen, 2024). Dette underbygges av stor tetthet av registrerte kulturminner som kullmiler og transportstier i området på (Kulturminnesøk, u. å.).

Andreas Skude kunne oppgi at det innenfor grensene til Tretjerna naturreservat (der det nær naturlige feltet er plassert) ikke er foretatt avvirking siden 1938, og at området utenfor reservatet, der det tidligere flatehogde feltet er plassert, ble flate-avvirket mellom 1955 og 1957 (pers. med)(Skude, 2024).

Amund Wøien (Lunner allmenning) kunne fortelle at det i området rundt Skotjernfjell har vært utstrakt seterbruk «langt tilbake i tid». Siden 1550-tallet har det blitt tatt ut tømmer for drift av det Hadelandska jernverk (senere Hakadal Verk, nedlagt i 1869) og det finnes mange registrerte kullmiler i området (Askheim, 2020; Wøien, 2024). På 1600-tallet skal det etter sigende ha vært en stor skogbrann som mest sannsynlig har brent gjennom Skotjernfjell. I perioden 1620 til ca. 1850-70 var drev skogfinner med omfattende svedjebruk og rug-dyrking. Fra 1875 til dags dato har Allmenningsbruket med sine tradisjonelle metoder for skogbruk for sine respektive perioder satt preg på området (pers. Med.)(Wøien, 2024).

2.3 Korellasjonsmatrise



Figur 12. Korellasjonsmatrise for utvalgte variabler for alle 24 flater. Der $|Corr| > 0.42$, er korrelasjonen signifikant ($p < 0.05$). For presentasjon av variablene, se tabell 2

2.4 Fordeling av stubbetettheter etter nedbrytingsklasse.

Tabell X: Stubbetettheter på de 24 flatene og fordeling mellom nedbrytingsklasser. Stubbetettheter oppgitt i antall per hektar.

		Nedbrytingsklasse								Totalt (n/ha ⁻¹)
Område	Flate	5		4		3		2		
		%	n/ha	%	n/ha	%	n/h a	%	n/ha	
SKO	CC	99.2 %	655	0.8 %	5					660
	NN	100 %	145							145
GUL	CC	97 %	665	3 %	20					685
	NN	55.4 %	205	44.6 %	165					370
HEM	CC	95.8 %	575	4.2%	25					600
	NN	89.4 %	550	9.8 %	60	0.8 %	5			615
BRA	CC	97.3 %	725	0,7 %	5	2 %	15			745
	NN	98 %	475			2 %	10			485
SAR	CC	63.5 %	235	36.5 %	135					370
	NN	55.8 %	195	37.1 %	130	7.1 %	25			350
OYT	CC	95 %	575	5 %	30					605
	NN	100 %	260							260
TRE	CC	83.5 %	610	14.4 %	105	2.1 %	15			730
	NN	100 %	125							125
HAL	CC	65.8 %	500	27.6 %	210	5.9 %	45	0.7 %	5	760
	NN	45.5 %	175	5.2 %	20	35 %	135	14.3 %	55	385
BLA	CC	77.8 %	105	18.5 %	25	3.7 %	5			135
	NN	35.3 %	30	67.7 %	55					85
STR	CC	98 %	735	1.3 %	10	0.7 %	5			750
	NN	93.7 %	295	6.3 %	20					315
MRK	CC	66.4 %	425	28.9 %	185	4.7 %	30			640
	NN	88.3 %	455	10.7 %	55	1 %	5			515
LAN	CC	35.5 %	245	31.2 %	215	32. %	225	0.7 %	5	690
	NN	100 %	210							210



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway