



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Effekter av flatehogst på bakkevegetasjon i en boreal granskog i SØ Norge – til 15 år etter hogst

NIBIO RAPPORT | VOL. 10 | NR. 92 | 2024



Jørn-Frode Nordbakken og Carl Frisk
Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Effekter av flatehogst på bakkevegetasjon i en boreal granskog i SØ Norge – til 15 år etter hogst

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Jørn-Frode Nordbakken og Carl Frisk

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
03.09.2024	10/92/2024	Åpen	53371	22/01565
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17- 03553-4		2464-1162	30	0

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:**KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:**

Jørn-Frode Nordbakken

STIKKORD/KEYWORDS:

Vegetasjon, hogsteffekter, karplanter, moser, artsmangfold, artsmengder, suksesjon.

Vegetation, clearcut effects, vascular plants, bryophytes, species richness, species abundance, succession

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Vegetasjonsøkologi

Vegetation ecology

SAMMENDRAG:

Som del av et feltforsøk opprettet i en semi-naturlig blåbærgranskog i Gaupen (Ringsaker) i SØ-Norge i 2008, for å undersøke effekter av konvensjonell flatehogst og heltrehogst med GROT-uttak, ble det etablert 84 permanent merket 1 m² vegetasjonsruter for registrering av bakkevegetasjon. Tidligere er det gjort artsregistreringer én gang i intakt skog før hogst (2008) og tre ganger etter flatehogst (2010, 2012 og 2014). I denne rapporten utvider vi tidsserien med en re-analyse av vegetasjonsrutene i 2023, 15 år etter flatehogst.

Flatehogsten førte til store endringer, særlig i artsdekning og artssammensetningen. For ingen av analyseårene var det forskjeller i artssammensetning (målt som posisjon langs ordinasjonsakser) mellom konvensjonell hogst og heltrehogst (med GROT-uttak). Mest i øyenfallende etter hogst var en redusert dekning av moser (alle artsgrupper: bladmoser, levermoser og torvmoser) og økt dekning av gras og halvgras, samt en tilstrømning av nye arter (hovedsakelig urter og moser). 11 arter registrert før hogst ble ikke gjenfunnet femten år etter hogst, mens 47 arter kun ble funnet etter hogst. Det totale artsmangfoldet av karplanter og moser økte over nivået før hogst. De viktigste suksesjonsendringene fra blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og bladmose dominert vegetasjon før hogst var representert ved et stort skifte mot dominans av smyle (*Avenella flexuosa*) og et mindre skifte mot nitrofil vegetasjon på hogstavfall. Dekningen av graminider, som før hogst var henholdsvis 9 % og 14 % for konvensjonell og heltrehogst, økte til et maksimum på om lag 70 % dekning fire år etter hogst, hvorpå dekningen ble noe redusert, og femten år etter hogst var 50 %.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

LAND/COUNTRY: Norge
FYLKE/COUNTY: Innlandet
KOMMUNE/MUNICIPALITY: Ringsaker
STED/LOKALITET: Gaupen

GODKJENT /APPROVED



Håkon Borch

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



Jørn-Frode Nordbakken



English summary

As part of a field experiment set up in 2008 in a semi-natural bilberry-spruce forest in Gaupen (Ringsaker), SE Norway, to study the effects of conventional clear-cutting and whole-tree harvesting with removal of branches and tops (GROT), 84 permanently marked 1 m² vegetation plots were established to record ground vegetation. Previously, species registrations were carried out once in the intact forest before logging (2008) and three times after logging (2010, 2012 and 2014). In this report we extend the time series with a re-analysis of the permanent vegetation plots in 2023, 15 years after the logging.

Clearcutting resulted in major changes, particularly in species cover and species composition. For none of the years analysed were there significant differences in species composition (measured as position along ordination axes) between conventional clearcutting and whole-tree harvesting. Most noticeable after the clearcut was a reduced cover of bryophytes (all species groups: mosses, liverworts and bryophytes) and an increased cover of graminoids, as well as an influx of new species (mainly herbs and mosses). 11 species recorded before logging were not found 15 years after logging, while 47 species were only found after logging. The total diversity of vascular plants and mosses increased above pre-harvest levels. The main successional changes occurred in the first two years after harvest and was represented by two shifts from the pre-harvest vegetation dominated by bilberry (*Vaccinium myrtillus*) and mosses, a major shift towards the dominance of wavy hairgrass (*Avenella flexuosa*) and a minor shift towards nitrophilic vegetation on harvest residues. The pre-harvest cover of graminoids, which was 9% and 14% for conventional and whole-tree harvesting, respectively, increased to a maximum of about 70% four years after harvesting, after which the cover decreased to 50% fifteen years after harvesting.

Forord

Denne rapporten er basert på resultater fra et feltforsøk som ble etablert i en produksjonsskog i Gaupen i Ringsaker kommune (Innlandet fylke) i 2008. Etablering av forsøksfeltet ved Tjerne gård og de første vegetasjonsanalysene ble finansiert av midler fra Skog og landskap, mens videre aktiviteter (og etablering av et tilsvarende felt på Vindberg ved Voss, Vestland fylke) ble finansiert av Norges forskningsråd som en del av prosjektet "Økologiske konsekvenser av økt biomasseuttak fra skog i Norge" (Ecobrem, prosjekt nr. 192292). Ytterligere finansiering ble mottatt fra Norsk institutt for skog og landskap og Bioenergy Innovation Centre CenBio og Triborn prosjektet («Securing triple bottom line outcomes from bioenergy innovation in rural Norway») finansiert av Norges forskningsråd (prosjekt nr. 193817 og 233640).

Prosjektstøtte fra Skogtiltaksfondet og Utviklingsfondet for skogbruket (prosjekt C-2022-41; med Glommen Mjøsen Skog som næringspartner) bidro til at vi i 2023 kunne re-analysere vegetasjonsrutene ved Tjerne gård, femten år etter flatehogst, og rapportere på resultatene. Tidligere resultater fra vegetasjonsanalysene har så langt blitt publisert i en internasjonal vitenskapelig artikkel. Vi takker finansieringskildene for verdifull støtte! En stor takk til skogeiere Anne Cathrine Blakstad for at vi fikk ha forsøket ved Tjerne gård, og til pensjonert seniorforsker Tonje Økland, som var ansvarlig for vegetasjonsstudiene på Tjerne fra 2008 til 2022. Takk også til nåværende og tidligere kolleger på NIBIO som har bidratt til gjennomføring og feltarbeid.

Ås, 03.09.2024

Jørn-Frode Nordbakken

Innhold

1	Innledning.....	7
2	Materiale og metoder	8
2.1	Studieområdet	8
2.2	Behandlingsflater og vegetasjonsruter	8
2.3	Registrering av arter og avfall (strø og GROT).....	9
2.4	Hogstmetoder	9
2.5	Statistiske analyser.....	11
3	Resultater	14
3.1	Artsmangfold.....	14
3.2	Dekning artsgrupper	16
3.3	Dekning enkeltarter	17
3.4	Artssammensetning	19
4	Diskusjon.....	21
4.1	Terrennskader og hogstavfall.....	21
4.2	Mønstre i artsendringer	21
4.3	Suksesjoner i artssammensetning.....	23
5	Konklusjoner	25
6	Litteratur.....	26

1 Innledning

Granskog dekker omtrentlig 26 % av det produktive skogarealet i Norge (Larsson & Søgne 2003). Skogen er livsmiljø for et stort antall planter og dyr, har en klimaregulerende rolle i den globale karbonsyklusen, og gir muligheter for rekreasjon, og rikelig tilgang på trevirke. Ulike former for flatehogst ble anvendt for å forsyne industrien på 1800-tallet, men bestandsskogbruket med flatehogst og foryngelse ved planting ble den rådende driftsform først på slutten av 1940-tallet, og preger i dag omkring 70 % av norsk skogareal (Nygaard & Øyen 2020, Storaunet & Rolstad 2020). Flatehogst og treplanting optimaliserer tømmerproduksjonen og har gitt mer trær og økt andel eldre trær i norsk skog (Tomter & Dalen 2018), men påvirker lokale økosystemprosesser og resulterer i et fragmentert skoglandskap dominert av en mosaikk av homogene, jevnaldrende bestander, noe som fører til en reduksjon i mangfoldet av skogsamfunn og arter (jf. Petersen mfl. 2016, Pohjanmies mfl. 2017). Skogbruket i Norge er regulert av lov om skogbruk og naturmangfoldsloven, som inneholder mål om bærekraftig produksjon og vern av biomangfold, samt hensyn til landskap, friluftsliv og kulturverdier i skogen.

Bakkevegetasjonen er vesentlig for økosystemfunksjonen i boreal barskog (Nilson & Wardle 2005, Gilliam 2007) der den bidrar med viktige økosystemtjenester (Lindhjem & Magnussen 2012, Ranius mfl. 2018). Ny kunnskap om effekter av det moderne bestandsskogbruket på bakkevegetasjonen er derfor av interesse for både myndigheter og miljøvernere. EU kommisjonen ønsker en skogbrukspraksis som bevarer biomangfoldet (European Commission 2021), samt mer bruk av pellets til oppvarming (Chaitan 2022). Hogstavfall som greiner og toppler (GROT) kan inngå i produksjon av pellets (Langerud mfl. 2007; European Parliament and Council of the European Union 2009; Bergseng mfl. 2013), men pr i dag er det lite økonomiske støtte til høsting og bruk av hogstavfall til biobrensel (Simon 2022). Høyere energipriser og egnet støtte kan oppmuntre til økt uttak av GROT til biobrensel.

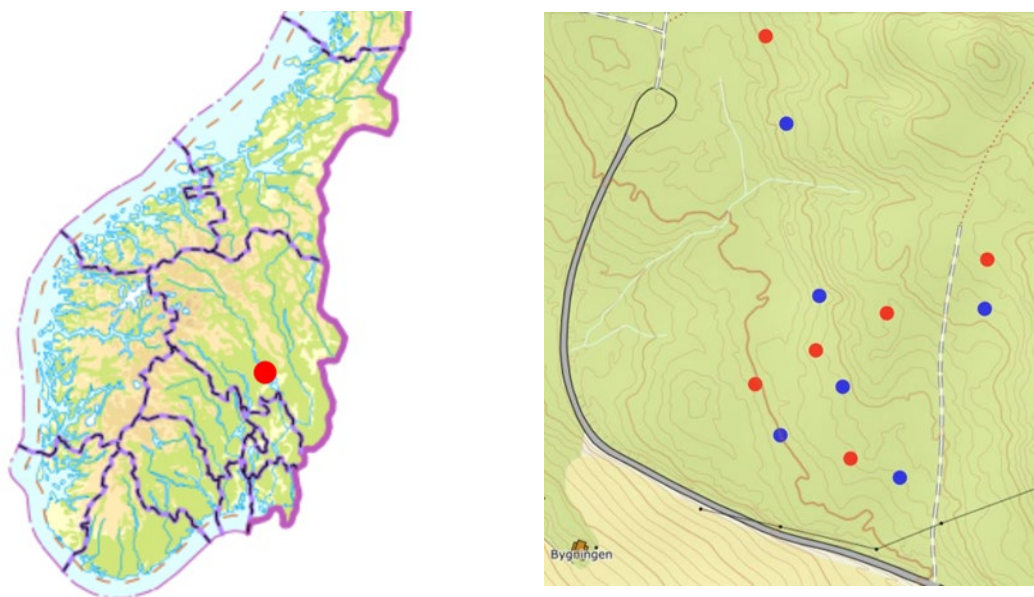
Blåbærskog er den vanligste naturtypen i norsk skog og finnes over hele landet, med stor variasjon mellom ulike regioner. Det er utført få eksperimentelle studier av hogsteffeker på bakkevegetasjon i blåbærgranskog som ser på effekter av konvensjonell flatehogst og flatehogst med uttak av GROT, særlig studier som inkludere både karplanter og moser (jf. Framstad mfl. 2009; Bouget mfl. 2012; Berger mfl. 2013, Duguid & Ashton 2013). Etter hogst slipper mer lys og varme ned til skogbunnen, og næring frigjort fra nedbrytning av humus og hogstavfall gir gode vekstbetingelser for en del arter. Jo mer fruktbare forholdene er, desto flere arter av karplanter kan potensielt leve i et skogsområde (Kryshen & Genikova 2023). I større hauger med hogstavfall finner nitrogenelskende arter som bringebær og geitrams gode levevilkår i noen år, inntil nitrogenforrådet er brukt opp (Larsson & Søgne 2003). Dekning av graminider, spesielt smyle øker i årene etter flatehogst (både konvensjonell hogst og hogst med uttak av GROT; Staaf & Olsson 1994; Åström mfl. 2005), mens dekningen av moser går tilbake (Nelson & Halpern 2005, Åström mfl. 2005). Det at mer biomasse og næringsstoffer fjernes fra økosystemet ved uttak av GROT kan ha en negativ effekt på bakkevegetasjonen (jf. Olsson & Staaf 1995, Stupak et al. 2007).

For å forstå effekter av flatehogst på bakkevegetasjon og for å kunne vurdere behovet for forvaltningstilpasninger er det nødvendig å forstå utviklingen av artssammensetninger gjennom hele omløpstiden (jf. Dynesius 2015). Som del av et feltforsøk NIBIO opprettet i en semi-naturlig sørboreal blåbærgranskog i Gaupen (Ringsaker) i SØ-Norge i 2008, for å undersøke effekter av konvensjonell flatehogst og heltrehogst med GROT-uttak, ble det etablert 84 permanent merkete 1 m² vegetasjonsruter for registrering av bakkevegetasjon. Tidligere er det gjort arts-registreringer én gang i intakt skog før hogst (2008) og tre ganger etter flatehogst (2010, 2012 og 2014). Effekter to år etter hogst på vegetasjon er rapportert av Økland mfl. (2016), og effekter på jordvannkjemi Clarke mfl. (2018). I denne rapporten utvider vi tidsserien med en re-analyse av de permanente vegetasjonsrutene i 2023, 15 år etter flatehogst. Vi undersøker effekter av konvensjonell hogst og heltrehogst med hensyn på endringer i artsmangfold, artsdekning og artssammensetning.

2 Materiale og metoder

2.1 Studieområdet

Forsøksfeltet ligger i semi-naturlig boreal granskog ved Tjerne gård i Gaupen (Ringsaker kommune, Innlandet fylke; 60°51'45" N, 10°45'40" Ø, 195-215 m.o.h.; Figur 1) (jf. Økland mfl. 2016).

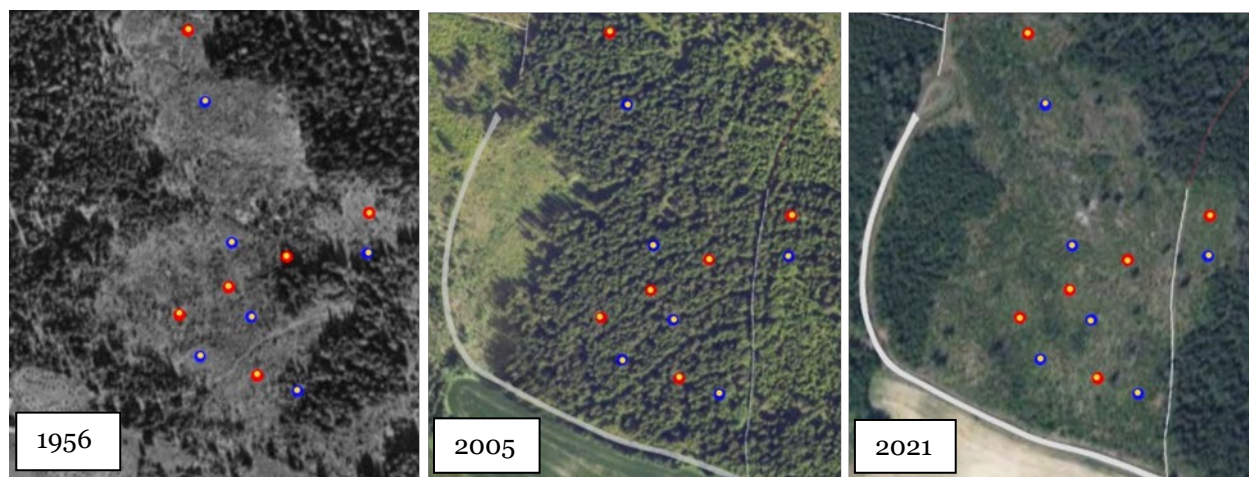


Figur 1. (a) Geografisk plassering av forsøksfelt, ved Tjerne gård i Gaupen i Ringsaker, Innlandet i SØ Norge. (b) Fordeling av 12 behandlingsflater (20 x 20 m), 6 med konvensjonell hogst (blå) og 6 med høsting av GROT (rød) Kart: kilden.nibio.no.

Midlere årstemperatur er 3.2 °C og midlere årsnedbør 585 mm. Bioklimatisk ligger området i sørboreal sone og i en overgangsseksjon mellom kontinentalt og oseanisk klima (OC; Moen 1999). Den prekambriske berggrunnen i området faller svakt mot V-SV. Bonitetsklassen før hogst var G20 (Tveite 1977), noe som indikerer et tømmerutbytte på 9,5 m³ha⁻¹år⁻¹. Området ble hogd og ny skog plantet i 1946/1947, slik at ved tidspunkt for hogst vinteren 2009 var gjennomsnittsalderen på de dominerende trærne ca. 60 år. Skogen ble tynnet på slutten av 1990-tallet. Ytterligere informasjon om i Økland mfl. (2016).

2.2 Behandlingsflater og vegetasjonsruter

I forsøksfeltet på Tjerne ble det før flatehogst etablert 12 behandlingsflater på 20 m x 20 m (Figur 1 og 2): seks behandlingsflater til konvensjonell hogst og seks behandlingsflater med uttak av GROT (Økland mfl. 2016). Behandlingsflatene ble subjektivt plassert slik at de inkluderte typisk bakkevegetasjon i området.



Figur 2. Forsøksfelt ved Tjerne gård i Gaupen, Ringsaker. Flyfoto fra 1956 (10 år etter hogst og planting), 2005 og 2021 (12 år etter hogst og planting) med posisjoner for behandlingsflater (20 x 20 m; etablert i 2008; konvensjonell flatehogst (blå) og heltrehogst med høsting av GROT (rød)). Flyfoto: kilden.nibio.no.

Innen hver behandlingsflate ble 1-m² vegetasjonsruter tilfeldig plassert (begrenset tilfeldig design). Hjørnene på vegetasjonsrutene ble permanent merket med aluminiumsrør og plastpinner, slik at identiske ruter kan gjenfinnes og re-analyses (Figur 3). Det ble lagt ut seks vegetasjonsruter i behandlingsflater med konvensjonell hogst, og åtte vegetasjonsruter i behandlingsflater med heltrehogst grunnet økt sannsynlighet for tildekning av GROT hauger. Dette ga 36 vegetasjonsruter med konvensjonell flatehogst og 48 vegetasjonsruter med heltrehogst, i alt 84 1-m² vegetasjonsruter.

2.3 Registrering av arter og avfall (strø og GROT)

I samtlige 84 1-m² vegetasjonsruter ble forekomst og prosent dekning av hver art i feltsjikt (karplanter) og bunnsjikt (moser og lav) registrert. Artene ble fordelt på ni artsgrupper (vedplanter, dvergbusker, urter, karsporeplanter, graminider, moser, torvmoser, levermoser og lav). Avfall inkluderer årlig strø, visne planter etc og hogstavfall (GROT). Dekning av «avfall» i en vegetasjonsrute er summen av separate registreringer av strø, greiner og topper, og summert dekning kan derfor overstige 100 %. Prosent dekning av arter og avfall ble registrert før og etter hogst. Registreringene før (2008) og etter hogst (2010, 2012, 2014 og 2023) ble foretatt i månedsskiftet juli-august. I det følgende betegnes året før hogst som 0, og årene etter hogst som 2, 4, 6 og 15. Foto med eksempler på vegetasjonsutvikling over tid er vist i Figur 3 til 6.

Artsnavn for karplanter, moser og lav følger Artsdatabanken.no.

2.4 Hogstmetoder

Flatehogsten på Tjerne ble utført i mars 2009. Etter den konvensjonelle hogsten ble greiner og topper liggende spredt på bakken, mens de etter heltrehogsten ble samlet i GROT-hauger. Når GROT-haugene ble tatt ut i september samme år hadde ca. 20 % av barnålene falt av (Økland mfl. 2016). Fra GROT-behandlingsflatene ble om lag 63 % av GROT-restene fjernet. Stubber ble ikke høstet. Ny smågran ble plantet sommeren 2009. Noe tynning var foretatt før 2023. Se også Økland mfl. (2016).



År 0



År 0



År 0

Figur 3. 2008, år 0. To av behandlingsflatene før hogst (år 0; øverst), samt vegetasjonsrute 1-4 (nederst). Foto: Ingvald Røsberg.

2.5 Statistiske analyser

En tidsserie med fem gjentak av artsregistreringer (hhv år 0, 2, 4, 6 og 15) i permanente 1-m² vegetasjonsruter er grunnlaget for den videre analysen.

Wilcoxon signed rank-test, som del av statistikkprogrammet IBM SPSS Statistics 27, ble brukt til å vurdere forskjeller mellom vegetasjonsruter i ulike år for: antall arter i artsgrupper, dekning av artsgrupper, dekning av enkeltarter, og artssammensetning målt som posisjon langs ordinasjonsakser GNMDS 1 og 2. Kruskal-Wallis-testen i SPSS ble brukt for å fastslå om det var innen-år forskjeller i artssammensetning mellom vegetasjonsruter fra konvensjonell hogst og heltrehogst, basert på ruteposisjoner langs ordinasjonsaksene.

År til år endring i artssammensetning for vegetasjonsrutene på Tjerne ble beregnet med GNMDS-ordinasjon av det totale datasettet (118 arter; 84 vegetasjonsruter x 5 år = 420 ruter á 1-m²) utført i R versjon 4.1.2 (R Development Core Team 2021) ved hjelp av vegan-pakken versjon 2.5-6 (Minchin 1987, Oksanen mfl. 2022). Vi lot GNMDS ekstrahere de to viktigste gradientene i artssammensetning, begge skalert i 'Half-Change units', dvs. at to ruter med avstand 1 HC har halvparten av artene til felles. Vi bruker strekplott for å illustrere endringer i artssammensetning for individuelle vegetasjonsruter fra år 0 til 2, og alle år fra år 0 til 15. Vi bruker isolinjeplott for å illustrere hvilke arter som preger de ulike delene av ordinasjonsrommet rutene forflytter seg i. Ordisurf-funksjonen i vegan ble brukt til å tegne isolinjetopografi for mengdegradienter for avfall og utvalgte arter.



Figur 4. Hogst i mars 2009 og GROT-innsamling september 2009. Foto: Kjersti Holt Hanssen (øverst). Sommeren 2009, første sesong etter hogst. Foto: JFN, sammensatt av 3 foto (nederst).

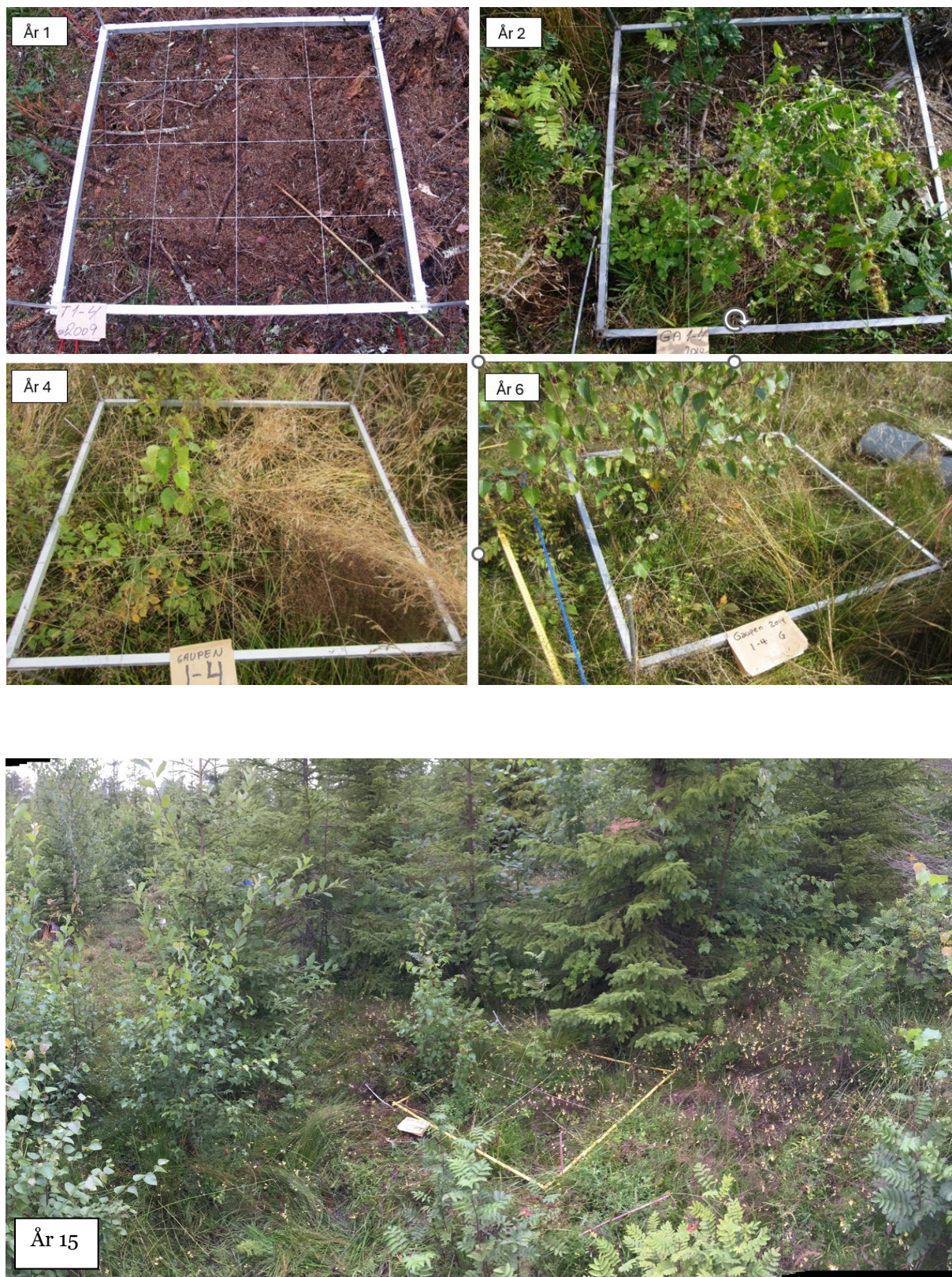


Fig 5. Vegetasjonsrute 1-4 i år 1, 2, 4, 6 og 15 etter flatehogst. År1: et lag med barnåler og hogstavfall dekker opprinnelig vegetasjon, mosedekket begravd (kun befarig dette året). Foto: Ingvald Røsberg. År 2: vrangdå. År 4: feltsjikt lukkes, smyledominans. År 15 med smyle og stormarimjelle. Foto: JFN.



Figur 6. Hogstflaten på Tjerne, sett fra ulike posisjoner, år 2, 4 og 6 etter hogst. Foto: JFN.

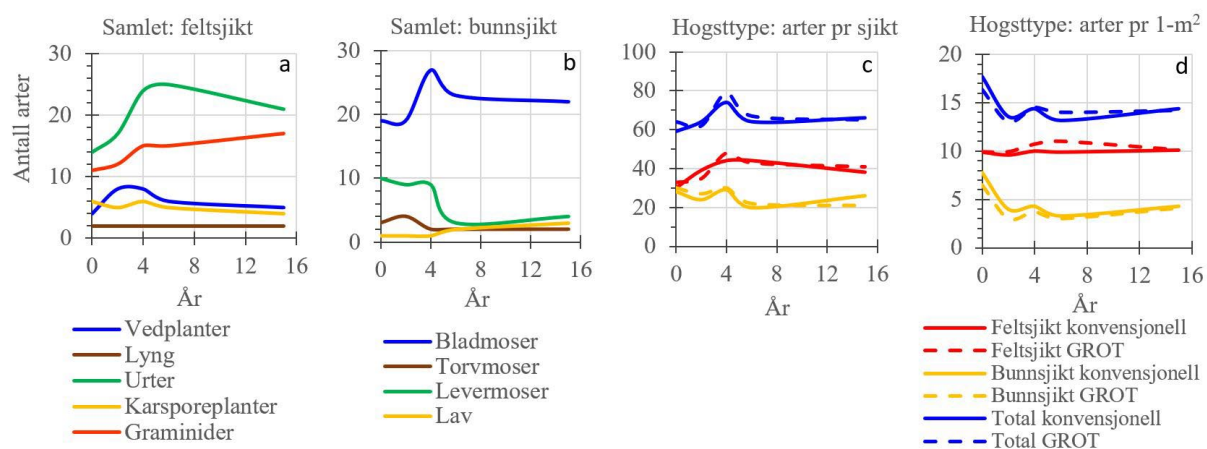
3 Resultater

3.1 Artsmangfold

For de to hogstmetodene samlet ble det i de 84 1-m² vegetasjonsrutene registrert 70 arter før hogst (år 0), 77 arter i år 2, og 93 arter i år 4, 83 arter i år 6, og 80 arter i år 15. Urter og graminider utgjorde de mest artsrike gruppene i feltsjiktet, mens bladmoser hadde størst mangfold i bunnsjiktet (Figur 7a og 7b). Tre arter ble kun funnet før hogst (Tabell 1). Elleve arter registrert før hogst ble ikke gjenfunnet femten år etter hogst, mens 47 arter kun ble funnet etter hogst. Samlet for begge behandlingene ble det fra år 0 til 6 registrert 113 arter, og fra år 0 til 15 ble det registrert 118 arter.

Før hogst fantes 59 arter i de konvensjonelle vegetasjonsrutene og 64 arter i GROT-rutene, mens maksimum på henholdsvis 74 og 79 arter ble registrert fire år etter hogst (Figur 7c). Antall karplanter i feltsjiktet (< 80 cm høyde) økte i begge behandlingene de fire første årene etter hogst, mens antall arter i bunnsjiktet avtok de første to årene, økte litt igjen, før antallet igjen avtok noe (Figur 7d, Tabell 1).

Gjennomsnittlig totalt antall arter i vegetasjonsrutene var høyest før hogst, med 18 arter i konvensjonelle ruter og 16 arter i GROT-ruter (Figur 7d). Før hogst var det i gjennomsnitt 10 arter karplanter i en 1-m² vegetasjonsrute fra både konvensjonell og GROT-behandling. Antall arter karplanter holdt seg for de konvensjonelle vegetasjonsrutene fra år 0 til 15, men økte til 11 i årene 4 og 6 i GROT-rutene. Før hogst var det i gjennomsnitt 8 mosearter i de konvensjonelle vegetasjonsrutene og 7 i GROT-rutene, mens vegetasjonsrutene 6 og 15 år etter hogst i gjennomsnitt inneholdt henholdsvis tre og fire arter for begge behandlinger.

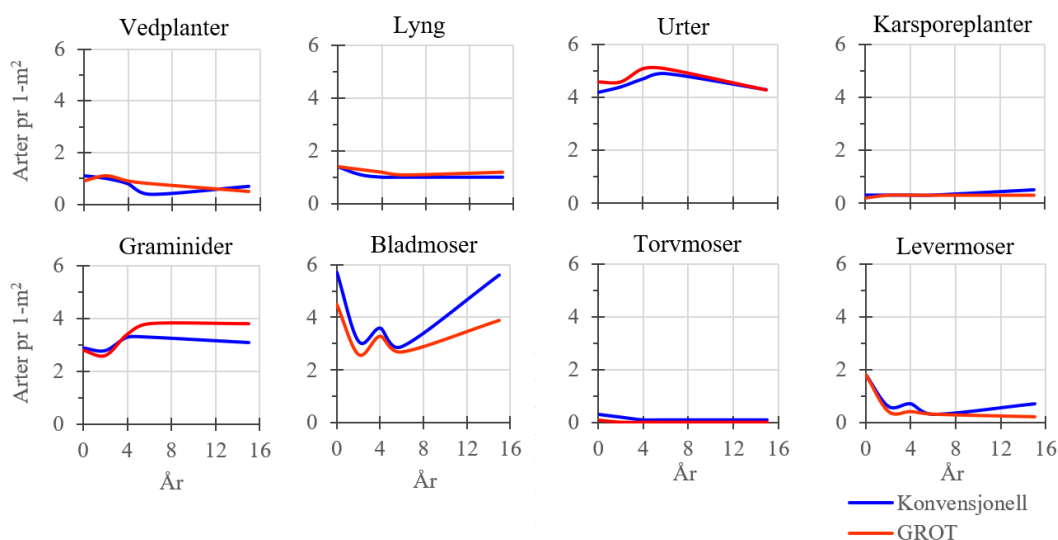


Figur 7. År til år endringer i totalt antall arter i feltsjikt (vedplanter, dvergbusker, urter, karsporeplanter og graminider) og arter i bunnsjikt (bladmoser, torvmoser, levermoser og lav) i 1-m² vegetasjonsruter. Data fra år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter hogst. (a) samlet antall feltsjiktarter for begge hogstmetoder (n=84), (b) samlet antall bunnsjiktarter for begge hogstmetoder (n=84), (c) sum antall arter i vegetasjonsruter innen hver hogstmetode (konvensjonell flatehogst n = 36 og heltrehogst med uttak av GROT n = 48), (d) gjennomsnittlig antall arter i vegetasjonsruter innen hver hogstmetode.

Tabell 1. Antall arter innen artsgrupper i 1-m² vegetasjonsruter. Totalt antall for alle årene 0 til 6, og alle årene fra 0 til 15, antall arter kun registrert før hogst (år 0), antall arter kun registrert etter hogst (alle år fra 2 til 6 og alle år fra 2 til 15), og arter som fantes før hogst men mangler i år 6 og 15 etter hogst (n=84 pr år).

Artsgruppe	År:	Total			Begrenset til			Mangler	
		0	0-6	0-15	Før	Etter		6	15
						0	2-6 2-15		
Vedplanter		4	9	9	.	5	5	2	2
Lyng		2	2	2	.	.	.	.	.
Urter		14	27	27	.	13	13	1	2
Karsporeplanter		6	8	8	2	2	2	2	.
Graminider		11	18	21	.	7	10	1	.
Bladmoser		19	29	30	.	10	11	.	.
Torvmoser		3	4	4	.	1	1	1	1
Levermoser		10	14	14	1	4	4	5	6
Lav		1	2	3	.	1	2	.	.
Sum		70	113	118	3	43	47	12	11

Fra år 0 til 15 ble det observert 9 arter vedplanter i vegetasjonsrutene. Før hogst fantes i gjennomsnitt én art vedplante pr vegetasjonsrute, men antallet sank etter hogst (Figur 8, Tabell 2). Av lyngarter fantes blåbær og tyttebær, og før hogst var det i snitt 1.4 lyngarter i vegetasjonsrutene, men antallet sank noe etter hogst. Gjennomsnitt for antall urter økte de første årene etter hogst, som en følge av 13 nye arter, men antallet sank fra år 6 til 15, mest i GROT-behandlingen. Karsporeplanter forekom spredt, og hadde et et lavt midlere antall arter pr vegetasjonsrute, men økte litt i de konvensjonelle rutene fra år 6 til 15. Antall arter graminider økte fra år 2 til 4 i begge hogsttypene. Fra et gjennomsnitt på 5-6 arter pr vegetasjonsrute sank mangfoldet av bladmoser fra før til 2 år etter hogst, mens 11 nye bladmosearter bidro til at gjennomsnitt igjen økte fra år 6 til 15 etter hogst. Torvmoser forekom spredt, hadde et et lavt midlere antall arter pr vegetasjonsrute, og gikk mest tilbake de første årene etter hogst. Også levermoser gikk mest tilbake de første årene etter hogst, mens antallet fortsatte å synke i GROT-flatene, var det en svak økning i de konvensjonelle vegetasjonsrutene fra år 6 til 15. Av 14 registrerte levermose-arter ble fire arter kun observert etter hogst. I årene 0 til 4 ble kun én lav-art registrert, i år 6 to arter, og i år femten tre arter.



Figur 8. År til år endringer i gjennomsnittlig antall arter i artsgrupper i 1-m² vegetasjonsruter på Tjerne. Data fra år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter konvensjonell flatehogst og heltrehogst med uttak av GROT. Konvensjonell n=36, GROT n=48.

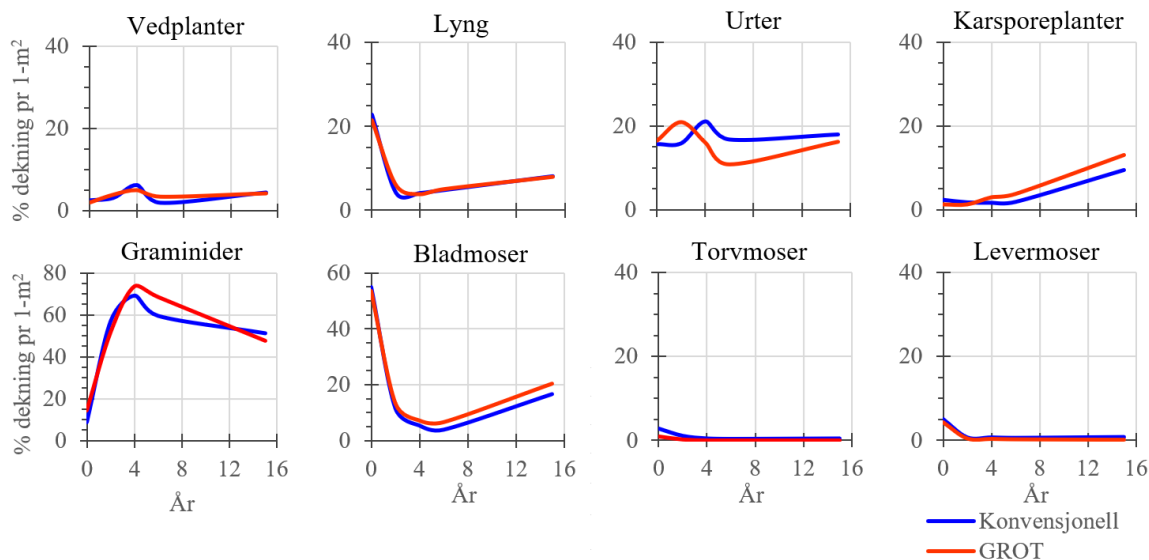
Tabell 2. Signifikante år til år endringer i artsantall for artsgrupper i 1-m² vegetasjonsruter (Wilcoxon-partest). Data fra år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter etter konvensjonell flatehogst og heltrehogst med uttak av GROT. Signifikans (P-verdi) angitt med opp/ned pil for økt/reduert antall arter (én pil 0,05 < P < 0,01, to piler 0,01 ≤ P < 0,001, p ≤ 0,001 tre piler). Konvensjonell n=36, GROT n=48.

	Konvensjonell					GROT				
	P					P				
	0-2	2-4	4-6	6-15	0-15	0-2	2-4	4-6	6-15	0-15
Vedplanter	.	.	↓↓	↑	↓	↑	.	.	↓	↓↓
Lyng	↓↓↓	.	.	.	↓↓	.	.	.	.	↓↓
Urter	.	.	.	.	.	.	.	.	↓	.
Karsporeplanter	.	.	.	↑	.	.	.	.	.	.
Graminider	.	↑	.	.	.	.	↑↑↑	↑	.	↑↑↑
Bladmoser	↓↓↓	.	↓	↑↑↑	.	↓↓↓	.	↓	↑↑	.
Torvmoser	.	↓	.	.	↓	↓	.	.	.	↑
Levermoser	↓↓↓	.	↓	↑↑	↓↓↓	↓↓↓	.	.	.	↓↓↓
Lav	.	.	.	↑↑	↑	.	.	.	↑	↑

3.2 Dekning artsgrupper

For vedplanter i feltsjikhøyde økte dekningen etter hogst i de konvensjonelle vegetasjonsrutene fra et gjennomsnitt på drøyt 2 % før hogst til 6 % fire år etter hogst, hvorefter dekningen igjen ble noe redusert (Figur 9, Tabell 3). Lyng, som i gjennomsnitt dekket 22 % av vegetasjonsrutene før hogst, dekket kun 4 % fire år etter hogst, men hadde økt til 8 % femten år etter hogst. Urter viste en rask liten økning i dekning de første årene etter hogst, for igjen å bli redusert til nesten opprinnelige nivåer fra fire år og utover. Karsporeplanter hadde gjennomsnittlig dekning på 2-3 % inntil fire år etter hogst, hvorpå dekningen økte, og nærmet seg 10-13 % femten år etter hogst. Dekningen av graminider, som før hogst var henholdsvis 9 % og 14 % for konvensjonell og GROT, økte til et maksimum på om lag 70 % dekning fire år etter hogst, hvorpå dekningen ble noe redusert, og femten år etter hogst var 50 %.

Med over 50 % gjennomsnittlig dekning var bladmoser den dominerende artsgruppen før hogst. Etter hogst gikk dekningen av bladmoser kraftig tilbake, og var ved minimum seks år etter hogst nede på 6.5 %, før den igjen økte til nær 20 % femten år etter hogst. Dekningen av de mindre dominerende artsgruppene torvmoser og levermoser, gikk også kraftig tilbake de første årene etter hogst, men dekningen til disse to artgruppene forblir lav til femten år etter hogst.



Figur 9. År til år endringer i gjennomsnittlig prosent dekning av artsgrupper i 1-m² vegetasjonsruter på Tjerne. Data fra år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter etter konvensjonell flatehogst og heltrehogst med uttak av GROT. Konvensjonell n=36, GROT n=48.

Tabell 3. Signifikante år til år endringer i i prosent dekning for artsgrupper i 1-m² ruter (Wilcoxon-partest). Data fra år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter etter konvensjonell flatehogst og heltrehogst med uttak av GROT. Signifikans (P-verdi) angitt med opp/ned pil for økt/redusert antall arter (én pil 0,05 < P < 0,01, to piler 0,01 ≤ P < 0,001, p ≤ 0,001 tre piler). Konvensjonell n=36, GROT n=48.

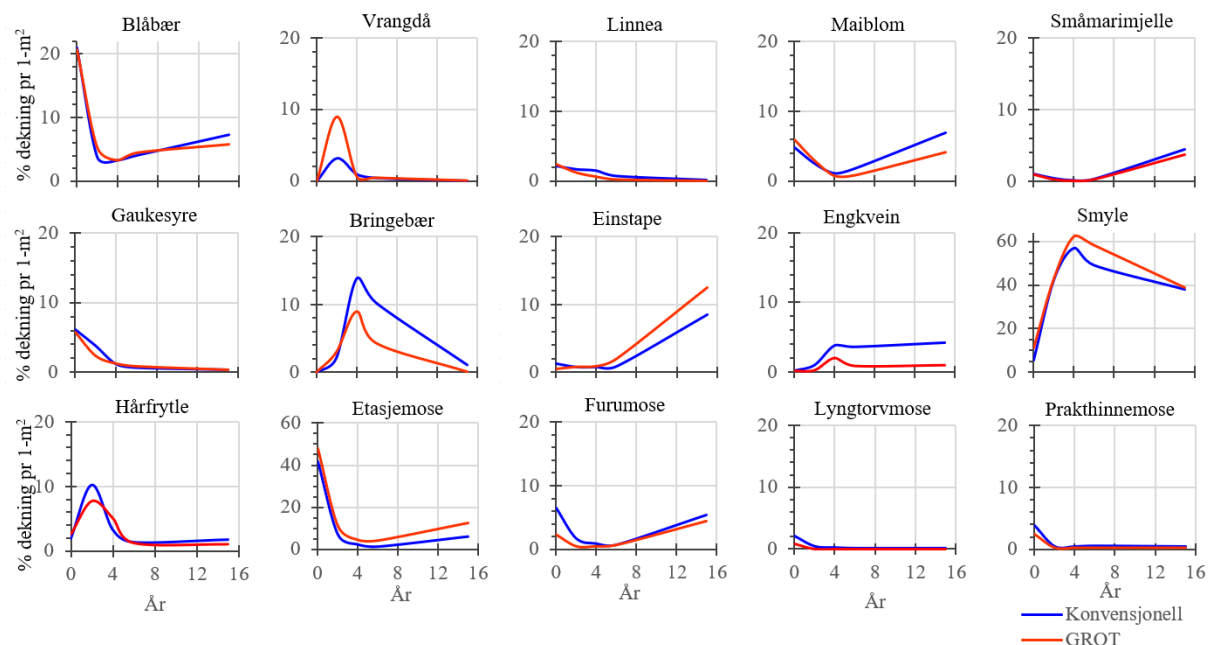
	Konvensjonell					GROT				
	P					P				
	0-2	2-4	4-6	6-15	0-15	0-2	2-4	4-6	6-15	0-15
Vedplanter	.	↑	↓↓	↑↑	.	↑↑	.	.	.	.
Lyng	↓↓↓	.	.	↑↑↑	↓↓↓	↓↓↓	↓↓	↑	↑↑	↓↓↓
Urter	.	.	.	.	.	.	↓↓	↓↓	↑↑	.
Karspore	.	.	.	↑	.	.	.	.	↑	↑↑
Graminider	↑↑↑	↑↑	↓↓↓	↓	↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	.	↓↓↓	↑↑↑
Bladmoser	↓↓↓	↓	↓	↑↑↑	↓↓↓	↓↓↓	↓↓	.	↑↑↑	↓↓↓
Torvmoser	↓↓	.	.	.	↓↓	.	.	.	.	↓
Levermoser	↓↓↓	.	.	↑	↓↓↓	↓↓↓	.	.	.	↓↓↓
Lav	.	.	.	↑	↑	.	.	.	↑	↑

3.3 Dekning enkeltarter

Ulike arter i skogbunnen viste ulike mønstre for restitusjon. Vedplantene i feltsjiktet hadde lav dekning i skogen på Tjerne før hogst. Etter hogsten økte bjørk (*Betula pubescens*) og rødhyll (*Sambucus racemose*). Etter noen års vekst kom noen av disse inn i busksjiktet (> 80 cm høyde). En del vedplanter var kuttet ned ved skogpleie før reanalysen i 2023.

Dekningen av blåbær, som før hogst i gjennomsnitt var noe over 20 % pr 1-m² vegetasjonsrute, ble kraftig redusert i årene etter hogst, og utgjorde det fjerde året etter hogst kun 3 % (Figur 10). En svak økning fulgte deretter, og femten år etter hogst var dekningen drøyt 6 %. Nitrofile arter, som vrangdå og bringebær, som ikke fantes før hogst, men også en vanlig art som hårfrytle viste en kortvarig økning fram til 2-4 år etter hogst, fulgt av en kraftig reduksjon. Mens linnea og gaukesyre viste en noenlunde jevn reduksjon i dekning fra før hogst til femten år etter hogst. Maiblom og småmarimjelle (og stormarimjelle) gikk tilbake de fire første årene, men økte deretter relativt kraftig. Bregnen einstape som hadde en lav dekning før hogst, og fram til 6 år etter hogst, økte relativt kraftig fra år 6 til år 15. Mengden

av engkvein økte de fire første årene etter hogst, flatet deretter ut i konvensjonelle ruter, mens den avtok litt i GROT-rutene. Smyle økte til en dekning på 60 % de fire første årene, men avtok deretter en del fram mot år 15 etter hogst. De store bladmosene etasjemose og furumose gikk kraftig tilbake de første seks årene etter hogst, for deretter å øke litt i dekning igjen. Lyngtorvmose og levermosen prakthinnemose gikk tilbake de første årene etter hogst, og dekningen forble lav siden.



Figur 10. År til år endringer i gjennomsnittlig prosent dekning av utvalgte arter i 1-m² vegetasjonsruter på Tjerne. Data fra år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter konvensjonell flatehogst og heltrehogst med uttak av GROT. Konvensjonell n=36, GROT n=48.

Tabell 4. Signifikante år til år endringer i i prosent dekning for utvalgte arter i 1-m² ruter (Wilcoxon-partest). Data fra år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter konvensjonell flatehogst og flatehogst med uttak av GROT. Signifikans (P-verdi) angitt med opp/ned pil for økt/reduert antall arter (én pil 0,05 < P < 0,01, to piler 0,01 ≤ P < 0,001, p ≤ 0,001 tre piler). Konvensjonell n=36, GROT n=48.

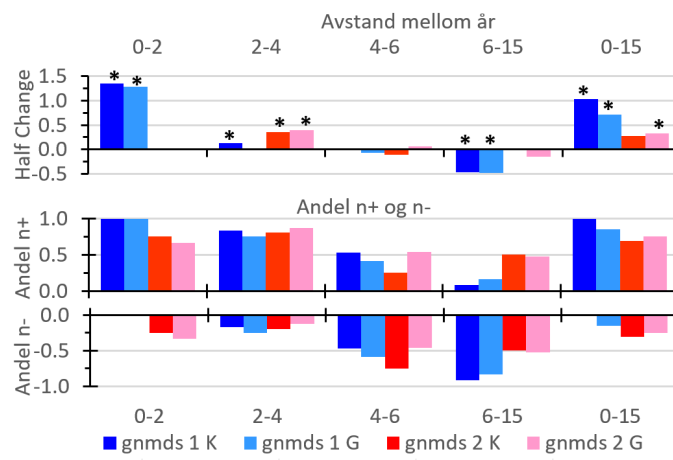
Arter		Konvensjonell					GROT				
		P					P				
		0-2	2-4	4-6	6-15	0-15	0-2	2-4	4-6	6-15	0-15
Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	↓↓↓	.	.	↑↑↑	↓↓↓	↓↓↓	↓↓↓	↑	.	↓↓↓
Vrangdå	<i>Galeopsis bifida</i>	↑↑	.	.	↓↓↓	.	↑↑↑	↓↓↓	.	↓↓↓	.
Linnea	<i>Linnaea borealis</i>	.	.	↓↓	↓	↓↓↓	↓	↓↓↓	↓↓	↓	↓↓↓
Maiblom	<i>Maianthemum bifolium</i>	↓↓	↓	.	↑↑↑	.	↓↓	↓↓	.	↑↑↑	.
Småmarimjelle	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	↓↓	↓↓	↑↑	↑↑↑	↑↑	↓↓↓	↓↓	↓	↑↑↑	↑↑
Gaukesyre	<i>Oxalis acetosella</i>	.	↓↓	↓↓↓	↓↓	↓↓↓	↓↓	.	↓↓↓	↓↓↓	↓↓↓
Bringebær	<i>Rubus idaeus</i>	↑↑	↑↑↑	.	↓↓↓	↑	↑↑↑	↑↑↑	↓↓	↓↓↓	↑
Einstape	<i>Pteridium aquilinum</i>	.	.	.	↑↑	↑	.	.	↑	↑↑	↑↑
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	.	↑↑	.	.	↑	.	↑↑	.	↑	↑↑
Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	↑↑↑	↑↑	↓↓↓	↓↓	↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	.	↓↓↓	↑↑↑
Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>	↑↑↑	↓↓	↓↓	.	.	↑↑↑	.	↓↓↓	.	↓↓↓
Etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>	↓↓↓	↓↓↓	.	↑↑	↓↓↓	↓↓↓	↓↓	.	↓↓↓	↓↓↓
Furumose	<i>Pleurozium schreberi</i>	↓↓↓	.	.	↓↓↓	.	↓↓↓	.	.	↑↑↑	↑
Lyngtorvmose	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	↓				↓					
Prakthinnemose	<i>Plagiochila asplenoides</i>	↓↓↓	.	.	.	↓↓↓	↓↓	.	.	.	↓↓

3.4 Artssammensetning

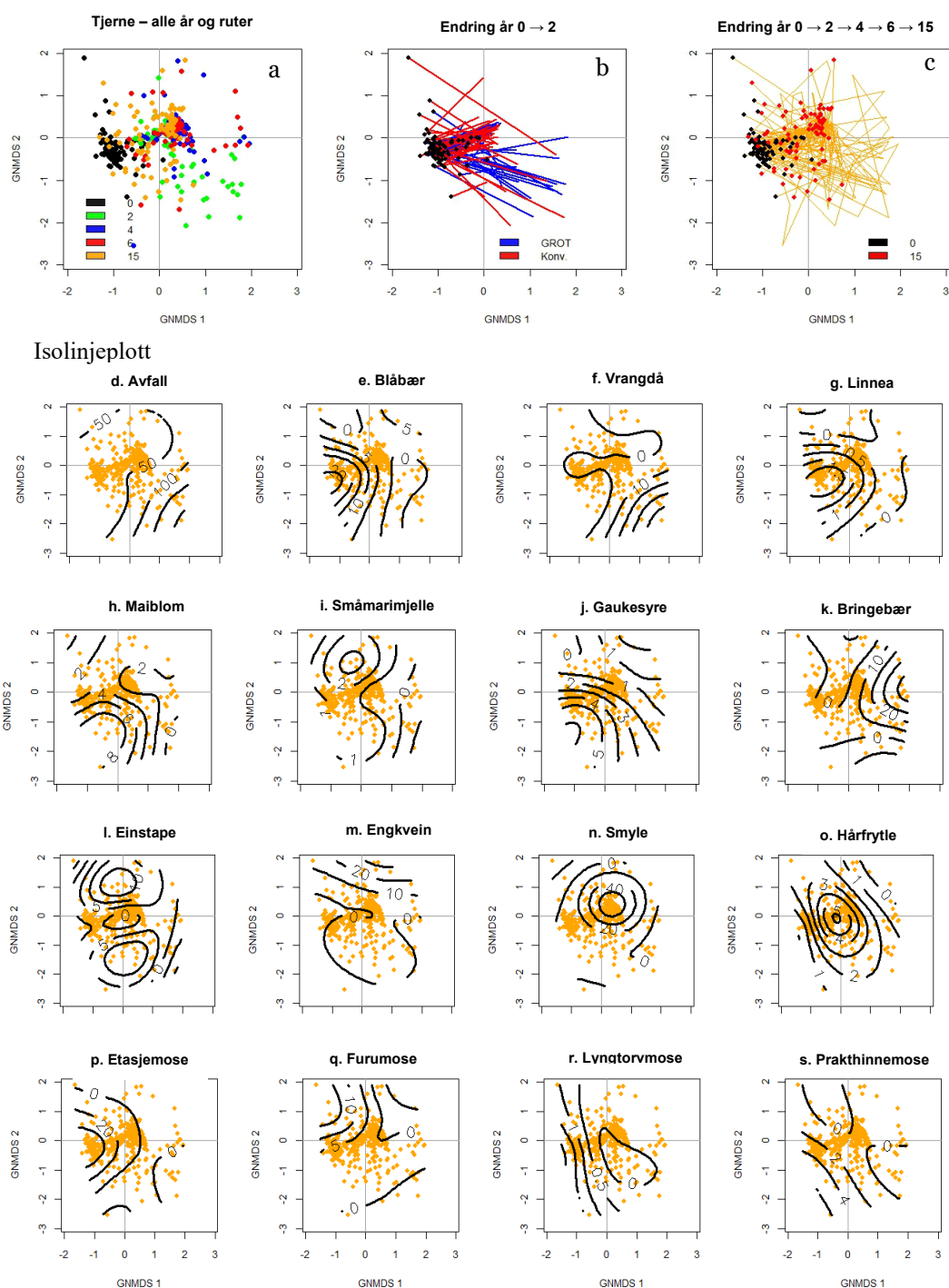
Ordinasjonsaksene GNMDS 1 og 2 illustrerer variasjon i artssammensetning i det totale datasettet, bestående av år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter hogst (118 arter, 420 vegetasjonsruter). Lengde på ordinasjonsaksene, som er skalert slik at to vegetasjonsruter med en avstand på 1 HC har 50 % felles arter, var 3,6 HC for GNMDS 1 og 4,4 HC for GNMDS 2. År til år endringer i mengder og sammensetning av arter førte til posisjonsendringer for vegetasjonsrutene i det to-dimensjonale ordinasjonsrommet (Figur 11 og 12abc). Vegetasjonsruter fra før hogst i venstre halvdel av ordinasjonsrommet er preget av typiske skogsarter som blåbær, maiblom, linnea, gaukesyre, etasjemose og furumose (Figur 12d-s). Høyre halvdel av ordinasjonsrommet er preget av nitrofile arter som vrangdå og bringebær på hogstavfall (mest GROT), mens gras og enkelte urter preger øvre del av ordinasjonsrommet.

Endringer i artssammensetning (målt i HC-enheter) var størst de første to årene etter hogst (Fig 11 og 12b). To år etter hogst hadde redusert dekning av mange skogsarter (som blåbær, maiblom, linnea og moser), og økt dekning av smyle og nitrofile arter (som vrangdå og bringebær) flyttet samtlige vegetasjonsruter mot høyre i ordinasjonsrommet. Gjennomsnittelig avstand mellom vegetasjonsrutene fra år 0, før hogst, og år 2 etter hogst langs GNMDS 1 var 1,35 HC (Figur 11 og 12b). Økt forekomst av smyle bidro til at et flertall av vegetasjonsrutene (70 %) flyttet kort oppover langs GNMDS 2, mens økt innslag av nitrofile arter førte til at en mindre andel (30 %) av rutene flyttet nedover mot venstre. Fra år 2 til år 4 etter hogst flyttet 78 % av vegetasjonsrutene opp GNMDS 1, mens 84 % av rutene fikk høyere score langs GNMDS 2. Vegetasjonsendringene i denne perioden var mindre, og for disse årene var gjennomsnittlig avstand mellom vegetasjonsrutene < 0.13 HC langs GNMDS 1 og < 0.4 HC langs GNMDS 2. Fra år 4 til år 6 etter hogst var det kun små endringer opp og ned langs begge aksene. I følge Kruskal-Wallis-testen var det ingen av årene signifikante innen-år forskjeller i posisjoner langs ordinasjonsaksene for vegetasjonsruter fra konvensjonell hogst og heltrehogst.

Før hogst hadde 6 av 84 vegetasjonsruter > 30 % dekning av smyle (8 ruter > 30 % graminider), seks år etter hogst hadde 65 ruter > 30 % smyle (72 ruter for graminider); og etter 15 år hadde 46 ruter > 30 % smyle (58 ruter for graminider). Økt mengde av enkelte skogsarter og reduksjon av smyle og nitrofile fra seks til femten år etter hogst bidro til at 87 % av vegetasjonsrutene fikk redusert score langs GNMDS 1 (-0,5 HC), men kun små endringer opp og ned GNMDS 2. Gjennomsnittlig avstand mellom vegetasjonsrutene i år null og år femten var 0.9 HC-enheter langs GNMDS 1 og 0.3 HC-enheter langs GNMDS 2. Nær en tredjedel av prøveflatene, 29 %, som alle var dominert av hogstavfall, oppnådde minst 20 % dekning av nitrofile arter i løpet av den femtenårige studieperioden.



Figur 11. Gjennomsnittlig avstand mellom år langs ordinasjonsakser for 1-m² vegetasjonsruter (HC-enheter). Andel n+ og n- viser andel av 84 ruter med økt/reduert score langs ordinasjonsakser GNMDS 1 og 2, K - konvensjonell hogst, G - heltrehogst med GROT-uttak. * for signifikant år til år posisjonsendring (P<0.05) langs ordinasjonsakser (Wilcoxon-partest). Konvensjonell n=36, GROT n=48.



Figur 12. Variasjon i artssammensetning for vegetasjonsrutene på Tjerne. GNMDS-ordinasjon av vegetasjonsrutene i det totale datasettet (118 arter, 420 vegetasjonsruter), basert på registreringer i 84 permanente vegetasjonsruter år 0 (før hogst), og år 2, 4, 6 og 15 etter hogst. (a) Individuelle vegetasjonsruter med ulike farger for ulike år (n=420). (b) Strekplott illustrerer suksesjon og endring i artssammensetning for individuelle vegetasjonsruter fra år 0 før hogst til år 2 etter hogst for konvensjonell hogst og heltrehogst med GROTT-uttak. (c) Strekplott illustrerer år til år suksesjon og endringer i artssammensetning for individuelle vegetasjonsruter hvert av analyseårene fra år 0 til 15. År 0 svarte sirkler, år 15 røde sirkler. (d-s) Isolinjeplott viser hvordan avfall og et utvalg arter preger ulike deler av ordinasjonsrommet rutene forflytter seg i.

4 Diskusjon

4.1 Terrengskader og hogstavfall

Flatehogsten på Tjerne ble utført om vinteren med bakken frossen, og kjøring med store hogstmaskiner begrenset til spesielle kjørespor tildekket med hogstavfall. Innenfor behandlingsfeltene ble kun mindre arealer av det øvre jordlaget forstyrret og eksponert av hogstmaskinene, selv i heltrehogst-behandlingene der en lastbærer med gripeklo ble brukt til å høste GROT-haugene i den frostfrie sesongen (jf. Bouget mfl. 2012). Det ble ikke observert noe alvorlig jorderosjon etter hogst, og de utsatte områdene ble revegetert i løpet av få år etter hogst, hovedsakelig av graminider. Hvis store tunge hogstmaskiner på hjul benyttes utenfor frosts sesongen, og i områder med dypere jord, vil det trolig medføre større overflateskader enn det som ble observert i denne studien.

De første årene etter flatehogsten ligger hogstavfallet lett synlig på overflata. Etter høsting av GROT-haugene var mengden hogstavfall størst i områder med konvensjonell hogst, men rester fra GROT-haugene preget områder med heltrehogst de første årene etter hogst. To år etter hogst var 7 konvensjonelle vegetasjonsruter og 12 heltrehogstruter dekket med mer enn 60 % GROT. Store hauger har negative effekter på bakkevegetasjon ved at lystilgangen begrenses, og det skapes et fysisk hinder for bakkevegetasjon som blir begravd under granbar og annet hogstavfall (Økland mfl. 2016). Små hauger med hogstavfall, som er vanlige i områder med konvensjonell hogst, kan fungere som beskyttede mikrohabitater for enkelte bladmoser (jf. Åström mfl. 2005; Bouget mfl. 2012). Bortsett fra for nitrofile arter, er rester av store GROT-hauger et utilgjengelig voksested de første årene etter hogst, men denne effekten avtar etter hvert som hogstavfallet brytes ned. En viktig effekt fra hogstavfallet på vegetasjon er knyttet til bidrag av næringsstoffer (jf. Olsson & Staff 1995). Foruten økt næringstilførsel fra selve hogstavfallet etter hogst, kan også økt mineralisering av organisk materiale i den underliggende jorda bidra (jf. Rosen & Lundmark-Thelin 1987). Det er vanskelig å skille mellom effekter av næringsstoffer fra hogstavfall, og konkurranse fra andre arter.

4.2 Mønstre i artsendringer

I landsskogstakseringens prøveflater øker dekningen av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) med bestandsalder til en topp ved middels tetthet (Eldegard mfl. 2019). Den ellers langlevete, stresstolerante og konkurrensesterke dvergbusken, som før hogst fantes i 74 av 84 vegetasjonsruter, påvirkes negativt av flatehogst (Grime mfl. 1988; Hedwall mfl. 2013; Miina mfl. 2009). Før hogst på Tjerne var gjennomsnittlig blåbærdekning over 20 % i 1-m² vegetasjonsrutene, mens den fire år etter hogst var nede på 4 %. Dette er i samsvar med Atlegrim & Sjöberg (1996), som fant reduksjon i vegetativ vekst, skuddoverlevelse, dekning og produksjon av årsskudd for blåbær etter flatehogst. Fra fjerde til femtende år økte blåbær svakt til en gjennomsnittlig dekning på 6 %, skjønt den ved siste re-analyse kun fantes i 59 vegetasjonsruter. Ettersom blåbær sjelden regenererer via frø, skyldes den lille økningen trolig regenerering fra intakt rhizom (Eriksson 1989, Rydgren mfl. 1998). I humuslaget utvikler blåbær et stort rhizomsystem bestående av ulike genetiske individer, som ved vegetativ formering invaderer nye områder, og danner bladfellende eviggrønne overjordiske skudd (Albert mfl. 2003). Negative hogsteffekter for blåbær, som på Tjerne, står i motsetning til to nyere studier fra Siljan i Sør-Norge, som fant positive effekter av flatehogst på blåbær, og tilskrev dette forskjeller i samplingdesign, mindre hogstflater (Nielsen mfl. 2007) og høy årsnedbør (1120 mm i Siljan-området; Nybakken mfl. 2013).

Dekningen av graminider økte betydelig etter hogst, særlig det flerårige graset smyle (*Avenella flexuosa*), som fantes i 83 av 84 vegetasjonsruter før hogst. Smyleøkningen ble drevet av at en økt lysmengde nådde bakken (Strengbom mfl. 2004), samt en forbedret nitrogentilførsel i årene etter hogst (Staaf & Olsson 1994). Smyle spres ved frø dannet etter kjønnet formering, og klonalt via underjordiske jordstengler hvorfra nye skudd og røtter danner en gressmatte (Scurfield 1954). Våre resultater viste at

fra intakt skog før hogst til fire år etter hogst økte gjennomsnittlig dekning av smyle fra 8 % til 60 %, og det ble dannet store sammenhengende matter med dominerende monokultur. I områder med mye hogstavfall var det en forsinkelse på en sesong eller to før smyledekningen økte, muligens fordi det var nødvendig med en første etablering fra frø, men over tid ble også det meste av hogstavfallet overgrodd av smyle. En redusert forekomst av smyle fra fjerde år etter hogst kan skyldes redusert nitrogentilgang og økt konkurranse fra andre karplanter etter hvert som feltsjiktet lukker seg. De tette gressmattene knyttet til smyle og arter i slektene kvein (*Agrostis*) og rørkvein (*Calamagrostis*) skaper et tett feltsjikt som er ugunstige for små karplanter og moser, og bidrar til å undertrykke disse gruppene. Den langt mindre dominerende flerårige hårfrytle (*Luzula pilosa*), en frøavhengig vintergrønn plante som antas å ha fordel av forstyrrelser for å opprettholde bestanden (Grandström 1982), økte i dekning fra intakt skog til det andre året etter hogst. Selv om frøbanken anses for å være langvarig og at frøproduksjonen øker på hogstflater (Grandström 1982), sank dekningen til nivået før hogst i det 4. og 6. året etter hogst.

Hauger med hogstavfall tiltrekker seg ruderales opportunistiske arter som foretrekker høy lysintensitet og økt nitrogentilgang (Grime mfl. 1988, Rosén & Lundmark-Thelin 1987). Dette er arter som manglet i den intakte skogen før hogst, og som dominerer i noen få år før de avtar. Arter som blomstrer opp etter flatehogst bidrar til å holde tilbake nitrogen etter hogst (Hedwall mfl. 2013). Foruten smyle var den ettårige, konkurransedyktige ruderatplanten vrangdå (*Galeopsis bifida*), som kun regenererer ved hjelp av frø, muligens fra en persistent sovende frøbank som ble aktivert av jordforstyrrelser og økt lystilgang (Hintikka 1987), hadde sin maksimale forekomst to år etter hogst, for deretter å avta mot null dekning. Høyere dekning for heltrehogst det andre året er trolig en følge av flere store hauger i behandlingsflatene for heltrehogst (18 vs 3 hauger). Bringebær (*Rubus idaeus*), som sprer seg vegetativt ved høye lysintensiteter (Mayer mfl. 2004), og kan danne tette bestander på flere kvadratmeter som undertrykker veksten av andre arter i felt og bunnsjikt, nådde maksimal dekning fire år etter hogst før den gikk kraftig tilbake. Tilbakegangen av nitrofile arter har flere årsaker, dels en effekt av livsløp, dels redusert næringstilgang og økt konkurranse fra andre arter på hogstflatene (jf. Clarke 2018; Olsson & Staaf 1995, Bråkenhielm & Liu 1998, Åström mfl. 2005).

Den konkurransedyktige bregnen einstape (*Pteridium aquilinum*), som før hogst ble registrert i 10 vegetasjonsruter og hadde samlet dekning mindre enn en 1-m², økte særlig fra år 6 og fantes i 15 år etter hogst i 20 vegetasjonsruter og hadde en samlet dekning på over 9 m². Etablert einstape regenererer vegetativt via langlevete invaderende underjordiske jordstengler (Grime mfl. 1988), mens de store bregnebladene, både levende og visne på bakken, hemmer vekst av karplanter og moser på Tjerne (jf. Måren & Ekelund 2005).

Før flatehogst var det i snitt 8 mosearter per 1-m² vegetasjonsrute, og mosedekningen var 60 %, noe som indikerer at moser spiller viktig rolle i intakt skog. I tillegg til å være viktige for arts mangfoldet i boreal granskog (Økland 1996) bidrar moser til å redusere og forsinke avrenning under og etter nedbør, holde på jordfuktigheten, øke overflatestabilitet, binde karbon, regulere jordtemperaturen, samt være levested for nitrogenfikserende cyanobakterier, virvelløse dyr og karplanter (Glime 2021; Hardman & McCune, 2010). Flatehogst påvirker alle disse økosystemfunksjonene (Nelson & Halpern, 2005; Lindo & Gonzales 2010, Noualhaguet mfl. 2023). På Tjerne var nedgangen i artsantall og dekning av moser størst de to første årene etter hogst, da størstedelen av voksestedene på skyggefull skogbunn ble forstyrret (jf. Newmaster & Bell, 2002; Fenton mfl. 2003; Caners mfl. 2013). og det var ingen vesentlig forskjell mellom hogstmetodene. Den store bladmosen etasjemose (*Hylocomium splendens*), gikk tilbake fra et gjennomsnitt på over 40 % dekning før hogst til godt under 5 % seks år etter hogst, tilsvarende effekten av flatehogst i en boreal blandingskog i Finland (Palviainen mfl. 2005). Langsom vekst og lav konkurranseevne gjør at spesielt levermosene er sårbare for miljøforandringer. Mange små levermoser i intakt skog okkuperer åpne, vertikale eller ofte forstyrrede mikrosteder ("lommer", f.eks. bratte avsatter under steiner og ved foten av trær, og død ved), mer sjelden på "normal" skogbunn (Økland 1996; Økland mfl. 2003). Mindre hauger med kvist hvor barken fortsatt sitter på kan favorisere moser som er i stand til å vokse direkte på slike substrater. På Tjerne inkluderte dette arter som sprikelundmose (*Sciuro-hypnum reflexum*), strølundmose (*Sciuro-hypnum starkei*) og klobleikmose

(*Sanionia uncinata*), som derved bidrar til å kompenserte for tapet av biologisk mangfold forårsaket av hogsten (jf. Åström mfl. 2005; Bouget mfl. 2012, Tarvainen mfl. 2015).

I de første seks årene etter flatehogst etablerte 15 nye mosearter seg i vegetasjonsflatene (32 % av 47 mosearter registrert) på Tjerne. Dette omfatter arter som etableres via sporer som kan transporteres over lengre avstander med vind (Glime 2021, Lönnell mfl. 2014). Flere av de store pleurokarpe mosene som preger skogbunnen i intakt skog produserer sjelden sporer, og baserer seg på vegetativ regenerasjon via fragmenter eller annen ukjønnnet formering, og har oftest en spredningsevne begrenset til noen få meter (Frey & Kürschner 2011). Dette kan forklare hvorfor store, tørkeintolerante pleurokarpe moser som vokser spredt på skogbunnen før hogst ikke koloniserer nye substrater og habitater etter hogst, men kan finne ly rundt stubber og steiner og inne i mindre hauger med hogstavfall. Rekolonisering krever et egnet mikroklima og levedyktige formeringsenheter. Hogstmoden skog omkring et hogstfelt kan fungere som kilde for spredningsenheter for arter som ikke overlever hogstforstyrrelsen, og nærhet til formeringskilder øker sannsynligheten for rekolonisering (Baker mfl. 2013).

4.3 Suksesjoner i artssammensetning

Skogen på Tjerne ble hogd og plantet i 1946/47. Bakkevegetasjonens artssammensetning før hogst på den tiden er ukjent. I 2008, før hogsten av den 61 år gamle blåbærskogen på Tjerne ble det registrert 70 arter i de 84 1-m² vegetasjonsrutene med bakkevegetasjon, mens det samme år ble registrert 87 arter i 50 tilsvarende vegetasjonsruter i blåbærdominert skog i Rausjømarka naturreservat i Enebakk kommune i Akershus (Økland mfl. 2017). Disse to studiene er ikke direkte sammenlignbare, men siden antall arter generelt stiger med arealet (Rosenzweig 1995, Petersen mfl. 2016), kan det ikke utelukkes at flatehogsten drøyt 60 år tidligere har påvirket mangfoldet av skogbunnsarter på Tjerne (jf. Duffy & Meier 1992, Dynesius 2015, Schmalholz & Hylander 2009). I 2012, fjerde sesong etter hogsten var feltsjiktet på Tjerne stort sett lukket og revegetert, men vegetasjonen var dominert av et tett monokulturpreget grasrikt feltsjikt som begrenset nyetableringer både i bunn- og feltsjikt. Femten år etter hogsten var sammensetningen av arter fortsatt signifikant forskjellig fra den som var i den intakte skogen i 2008. Mens gjennomsnittlig antall karplantearter per 1-m² vegetasjonsrute femten år etter hogst var høyere enn før hogst i begge hogstbehandlingene, var antall mosearter noe lavere.

Nye arter, oppblomstring av tidligere beskjedne arter, og re-etablering av opprinnelige skogbunnsarter utvider det økologiske rommet i GNMDS-ordinasjonen. Vegetasjonsflater med ulike forstyrrelser etter flatehogsten følger litt ulike suksesjonsbaner i det to-dimensjonale ordinasjonsrommet. I det femtenårige tidsperspektivet i denne studien forekom den mest omfattende suksesjonsendringen i løpet av de to første årene etter flatehogsthogst, og er representert ved to store retningsbestemte skift bort fra intakt skog før flatehogst med blåbær (*Vaccinium myrtillus*), etasjemose (*Hylocomium splendens*) og torvmoser (*Sphagnum*), ett stort skift mot smyle (*Avenella flexuosa*), som omfatter 68 % av vegetasjonsrutene på Tjerne, og et mindre skift mot vegetasjon på hogstavfall med barnåler for 29 % av vegetasjonsrutene, som alle hadde minst 20 % dekning av nitrofile arter i studieperioden. Revegetering av nålerikt hogstavfall følger en noe lengre suksesjonsvei mot graminid preg. Før hogst, og seks og femten år etter hogst hadde 6, 65 og 46 av 84 vegetasjonsruter > 30 % dekning av smyle (8, 72 og 58 ruter > 30 % graminider). Smylereduksjonen, og økt forekomst av de opprinnelige skogsartene (blåbær, etasjemose og furumose), bidro til en liten tilnærming mellom før hogst og år femten. Tross tilnærmingen indikerte gjennomsnittelig avstand i ordinasjonsrommet (0,9 HC-enheter) at det er omtrentlig 50 % felles arter i vegetasjonsrutene før hogst og 15 år etter hogst, og at miljøforholdene fortsatt er betydelig forskjellig fra de før hogst.

Det tar lang tid å gjenopprette bakkevegetasjonen etter flatehogst, og vi fant, i likhet med Dynesius (2015), en begrenset rekolonisering av bladmoser og levermoser 15 år etter flatehogst på Tjerne. Dekningen av moser var fortsatt betydelig lavere enn før hogst, til tross for mange år med tilførsel av formeringsenheter (sporer og vegetative spredningsenheter), potensielle etableringer, og miljøendringer (f.eks. betydelig trevekst). En langsom gjenoppbygging kan skyldes mangel på egnete

voksesteder, at mikroklima er ugunstig, og at kildebestandene i området er få. Kan hende vil biomangfoldet i den omgivende produksjonsskogen ha begrenset evne til å bidra til å rekolonisere og gjenskape biomangfoldet i den nye skogen før neste hogst (jf. Duffy & Meier 1992, Dynesius 2015). En studie av 31 hogstflater (2 til 96 år gamle) i Bergslagen i Sør-Sentral Sverige (800-1100 mm nedbør pr år), viste at det i perioden fra 15 til 40 år etter hogst ble mer skygge på skogbunnen, redusert smyledekning, og økt mosedekning, mens en artssammensetning tilsvarende den i de eldste bestandene ble utviklet allerede 30 år etter hogst (Schmalholz & Hylander 2009). For boreal produksjonsskog med gran med livsløp opp mot 100 år anbefales det i forbindelse med hogst å sette igjen områder med store levende trær som kan fungere som overlevingssted og spredningssentre, og derved bidra til oppbygging av biomangfold i de nye skogene som vokser opp etter hogst (jf. Dynesius 2015, Härmäläinen mfl. 2024).

5 Konklusjoner

For bakkevegetasjonen i en intakt skog representere en flatehogs en kraftig forstyrrelse. Femten år med suksesser i bakkevegetasjonen på Tjerne viser at det foreløpig ikke er noen systematiske forskjeller artssammensetningen for konvensjonell hogst og heltrehogst. Begge hogstmetodene reduserer mangfoldet av mikrohabitat og forstyrrer vekstvilkårene for de opprinnelige stresstolerante skogbunnsplantene som er tilpasset skyggefulle forhold. Størst forstyrrelse av den opprinnelige vegetasjonen var knyttet til arealer hvor den opprinnelige skogbunnvegetasjonen ble dekket av barnålrict hogstavfall. Store endringer i artssammensetning medfører endringer i økosystemtjenestene som vegetasjonssamfunnet leverer.

En del GROT (40 %) ble liggende igjen inne i heltrehogst behandlingsflatene på Tjerne, noe som bidro til å redusere forskjeller mellom hogstmetodene. De viktigste vegetasjonsendringene i årene etter flatehogst inkluderte redusert dekning av blåbær og moser, og økt dekning av smyle, og en tilstrømning av nye arter, særlig urter og moser. I kommende tiår, i takt med at trærne vokser i høyden, vil det bli mer skygge på skogbunnen, forholdene på skogbunnen vil endres i favør av skyggetålende arter, og arter med preferanse for lysåpne områder utkonkurreres. Igjen vil dekningen av smyle avta, og dekningen av blåbær og moser øke. Om bakkevegetasjonen på Tjerne vil utvikle seg til noe tilsvarende det som var før hogsten i 2009 vil foruten lokal tilgang på egnede voksesteder dels avhenge av spredning av frø, sporer og vegetative formeringsenheter utenfra (jf. Eriksson & Ehrlén 1992).

6 Litteratur

- Albert T, Raspé O, Jacquemart A-L. 2003. Clonal structure in *Vaccinium myrtillus* L. revealed by RAPD and AFLP markers. *Int. J. Plant Sci.* 164(4): 649–655.
- Atlegrim O, Sjöberg K. 1996. Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *For. Ecol. Manage.* 86: 39–50.
- Baker TP, Jordan GJ, Dalton PJ, Baker SC. 2013. Impact of distance to mature forest on the re-colonisation of bryophytes in a regenerating Tasmanian wet eucalypt forest. *Aust. J. Bot.* 61: 633–642.
- Berger AL, Palik B, D'Amato AW, Fraver S, Bradford JB, Nislow K, King D, Brooks RT. 2013. Ecological impacts of energy-wood harvests: Lessons from whole-tree harvesting and natural disturbance. *J. For.* 111: 139–153.
- Bergseng E, Eid T, Løken O, Astrup R. 2013. Harvest residue potential in Norway - a bio-economic model appraisal. *Scand. J. For. Res.* 28: 470–480.
- Bouget C, Lassauce A, Jonsell M. 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation in Europe. *Can. J. For. Res.* 42: 1421–1432.
- Bråkenhielm S, Liu Q. 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. *Biodiv. Conserv.* 7: 207–220.
- Caners RT, Macdonald SE, Belland RJ. 2013. Bryophyte assemblage structure after partial harvesting in boreal mixedwood forest depends on residual canopy abundance and composition. *For. Ecol. Manage.* 289: 489–500.
- Chaitan B. 2022. Parliament backs boost for renewables use and energy savings - European Parliament Press Releases 14-09-2022. <https://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20220909IPR40134/parliament-backs-boost-for-renewables-use-and-energy-savings>
- Clarke N, Skår S, Kjønaas OJ, Hanssen KH, Økland T, Nordbakken J-F, Eldhuset TD, Lange H. 2018. Effects of forest residue harvesting on short-term changes in soil solution chemistry. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 33(3): 299–307.
- Duffy DC, Meier AJ. 1992. Do Appalachian herbaceous understories ever recover from clearcutting? *Conserv. Biol.* 6: 196–201.
- Duguid MC, Ashton MS. 2013. A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 303: 81–90.
- Dynesius M. 2015. Slow recovery of bryophyte assemblages in middle-aged boreal forests regrown after clear-cutting. *Biological Conservation* 191:101–109.
- Eldegard K, Scholten J, Stokland JN, Granhus A, Lie M. 2019. The influence of stand density on bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) cover depends on stand age, solar irradiation, and tree species composition. *For. Ecol. Manage.* 432: 582–590.
- Eriksson O. 1989. Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos* 55: 231–238.
- Eriksson O, Ehrlén J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91: 360–364.
- European Commission. 2021. New EU Forest Strategy post-2020. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=COM%3A2021%3A572%3AFIN>
- European Parliament and Council of the European Union. 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing. Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.

- Fenton NJ, Frego KA, Sims MR. 2003. Changes in forest floor bryophyte (moss and liverwort) communities 4 years after forest harvest. *Can. J. Bot.* 81: 714-731.
- Framstad E (red.), Berglund H, Gundersen, V, Heikkilä R, Lankinen N., Peltola T., Risbøl O., Weih M., 2009. Increased biomass harvesting for bioenergy – effects on biodiversity, landscape amenities and cultural heritage values. *TemaNord* 2009: 591, 161 s.
- Frey W, Kürschner H. 2011. Asexual reproduction, habitat colonization and habitat maintenance in Bryophytes. A review. *Flora* 206: 173-184.
- Gilliam FS. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *Bioscience* 57: 845-858.
- Glime J. 2021. Bryophyte ecology. <https://digitalcommons.mtu.edu/oabooks/4>
- Grandström A. 1982. Seed banks in five boreal forest stands originating between 1810 and 1963. *Can. J. Bot.* 60: 1815-1821.
- Grime JP, Hodgson JG, Hunt R. 1988. Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. Springer Netherlands.
- Hardman A, McCune B. 2010. Bryoid layer response to soil disturbance by fuel reduction treatments in a dry conifer forest. *Bryologist* 113: 235-245.
- Hämäläinen A, Runnel K, Ranius T, Strengbom J. 2024. Diversity of forest structures important for biodiversity is determined by the combined effects of productivity, stand age, and management. *AMBIO* 53(5).
- Hedwall P-O., Grip H, Linder S, Lövdahl L, Nilsson U, Bergh J. 2013. Effects of clear-cutting and slash removal on soil water chemistry and forest-floor vegetation in a nutrient optimised Norway spruce stand. *Silva Fennica* 47(2): 1-16.
- Hintikka V. 1987. Germination ecology of *Galeopsis bifida* (Lamiaceae) as a pioneer species in forest succession. *Silva Fennica*. 21: 301–313.
- Kryshen A, Genikova N. 2023. Changes in the number of vascular plant species during reforestation of clearcut forests. *Forests* 14, 2395.
- Langerud B, Størdal S, Wiig H, Ørbeck M. 2007. Bioenergi i Norge – potensialer, markeder og virkemidler. Rapp. Østlandsforsk. 2007, 198 s.
- Larsson JY, Søgne SM. 2003. Vegetasjon i norsk skog – vekstvilkår og skogforvaltning. Landbruksforlaget, Oslo.
- Lindhjem H, Magnussen K. 2012. Verdier av økosystemtjenester i skog i Norge. NINA Rapp. 894, 80 s.
- Lindo Z, Gonzales A. 2010. The Bryosphere: An integral and influential component of the Earth's Biosphere. *Ecosystems* 13: 612-627.
- Lönnell N, Jonsson BG, Hylander K. 2014. Production of diaspores at the landscape level regulates local colonization: an experiment with a spore-dispersed moss. *Ecography* 37(6): 591-598.
- Mayer P, Abs C, Fischer A. 2004. Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian forest – Key factors and relevance for forest dynamics. *For. Ecol. Manag.* 188(1): 279-289.
- Miina J, Hotanen J-P, Salo K. 2009. Modelling the abundance and temporal variation in the production of bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) in Finnish mineral soil forests. *Silva Fennica* 43(4): 577–593.
- Minchin P. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69: 89–107.
- Moen A. 1999. National atlas of Norway: Vegetation. Norwegian Mapping Authority, Hønefoss.
- Måren IE, Ekelund K. 2005. Einstape – hvordan bekjempe den i kulturlandskapet. *Blyttia* 63: 147-155.
- Nelson CR, Halpern CB. 2005. Short-term effects of timber harvest and forest edges on ground-layer mosses and liverworts. *Can. J. Bot.* 83: 610–620.

- Newmaster SG, Bell FW. 2002. The effects of silvicultural disturbances on cryptogam diversity in the boreal-mixedwood forest. *Can. J. For. Res.* 32: 38–51.
- Nielsen A, Totland Ø, Ohlson M. 2007. The effect of forest management operations on population performance of *Vaccinium myrtillus* on a landscape-scale. *Basic Appl. Ecol.* 8, 231–241.
- Nilsson MC, Wardle DA. 2005. Understory vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Front. Ecol. Env.* 3: 421–428.
- Noualhaguet M, Work TT, Soubeyrand M, Fenton NJ. 2023. Twenty-year recovery of managed stand, in structure and composition, in boreal mixedwood stands of northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.* 53: 478–490.
- Nybakken L, Selås V, Ohlson M. 2013. Increased growth and phenolic compounds in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) following forest clear-cutting. *Scand. J. For. Res.* 28: 319–330.
- Nygaard PH, Øyen B-H. 2020. Skogshistorisk tilbakeblikk med vekt på utviklingen av bestandsskogbruket i Norge. NIBIO rapp. 6/45/ 2020, 33s.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'hara R, Solymos P, Stevens H, Szöcs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Cáceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux BR, Hannigan G, Hill MO, Lahti L, McGlinn D, Ouelette M-H, Cunha ER, Smith TW, Stier A, ter Braak C, Weedon J. 2022. Package 'vegan'-Community ecology package version 2.6-4.
- Olsson BA, Staaf H. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *J. Appl. Ecol.* 32: 640–654.
- Palviainen M, Finér L, Mannerkoski H, Piirainen S, Starr M. 2005. Responses of ground vegetation species to clear-cutting in a boreal forest: aboveground biomass and nutrient contents during the first 7 years. *Ecol Res.* 20: 652–660.
- Petersen, AH, Lundhede TH, Bruun HH, Heilmann-Clausen J, Thorsen BJ, Strange N, Rahbek C. 2016. Bevarelse af biodiversiteten i de danske skove. En analyse af den nødvendige indsats, og hvad den betyder for skovens andre samfundsgoder. Center for Makroøkologi, Københavns Univ. 110 s.
- Pohjanmies T, Triviño M, le Tortorec E, Mazziotta A, Snäll T, Mönkkönen M. 2017. Impacts of forestry on boreal forests: an ecosystem services perspective. *Ambio* 46: 743–755.
- R Development Core Team. 2021. R: a language and environment for statistical computing. Version 4.1.2. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Ranius T, Hämäläinen A, Egnell G, Olsson B, Eklöf K, Stendhal J, Rudolphi J, Sténs A, Felton A. 2018. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. *J. Environ. Manage.* 209: 409–425.
- Rosén K, Lundmark-Thelin A. 1987. Increased nitrogen leaching under piles of slash - a consequence of modern forest harvesting techniques. *Scand. J. For. Res.* 2: 21–29.
- Rosenzweig ML. 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rydgren K, Hestmark G, Økland RH. 1998. Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *J. Veg. Sci.* 9: 763–776.
- Schmalholz M, Hylander K. 2009. Succession of bryophyte assemblages following clear-cut logging in boreal spruce-dominated forests in south-central Sweden — Does retrogressive succession occur? *Can. J. For. Res.* 39(10): 1871–1880.
- Scurfield G. 1954. Biological flora of the British Isles, *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. *J. Ecol.* 42: 225–233.
- Simon F. 2022. EU Parliament groups rally behind plans to end biomass subsidies. <https://www.euractiv.com/section/biomass/news/eu-parliament-groups-rally-behind-plans-to-end-biomass-subsidies/>

- Storaunet KO, Rolstad J. 2020. Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016. NIBIO Rapp. 44 - 2020. 37 s.
- Strengbom S, Näsholm T, Ericson L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of the grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forests. Can. J. Bot. 82: 430–435.
- Stupak I, Asikainen A, Jonsell M, Karlton E, Lunnan A, Mizaraite D, Pasanen K, Pärn H, Raulund-Rasmussen K, Röser D, Schröder M, Varnagiryte I, Vilkriste L, Callesen I, Clarke N, Gaitnieks T, Ingerslev M, Mandre M, Ozolinčius R, Saarsalmi A, Armolaitis K, Helmisaari H-S, Indriksons A, Kairiukstis L, Katzensteiner K, Kukkola M, Ots K, Ravn HP, Tamminen P. 2007. Sustainable utilization of forest biomass for energy – possibilities and problems, policy, legislation, certification and recommendations. Biomass Bioenergy 31: 666–684.
- Staaf H, Olsson BA. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. Scand. J. For. Res. 9: 305–310.
- Tarvainen O, Hekkala A-M, Kubin E, Tamminen P, Murto T, Tolvanen A. 2015. Soil disturbance and early vegetation response to varying intensity of energy wood harvest. For. Ecol. Manage. 348: 153–163.
- Tomter S, Dalen L. 2018. Bærekraftig skogbruk i Norge (<http://www.skogbruk.nibio.no/>).
- Tveite B. 1977. Bonitetskurver for gran. Meddel. NISK 33: 1–84.
- Økland T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway. Sommerfeltia 22: 1–349.
- Økland T, Nordbakken J-F, Engan G. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 2016. I: Framstad E. (red.), Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, små-gnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapp. 1376: 36–48.
- Økland T, Nordbakken J-F, Lange H, Røseberg I, Clarke N. 2016. Short-term effects of whole-tree harvesting on understory plant species diversity and cover in two Norway spruce sites in southern Norway. Scand. J. For. Res. 31(8): 766–776
- Økland T, Rydgren K, Økland RH, Storaunet KO, Rolstad J. 2003. Variation in environmental conditions, understorey species richness, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. For. Ecol. Manage. 177: 17–37.
- Åström M, Dynesius M, Hylander K, Nilsson C. 2005. Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clear-cuts. J. Appl. Ecol. 42: 1194–1202.

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

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

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

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