



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Effekter av gjødsling med nitrogen og aske i et rikt granbestand på Østlandet

NIBIO RAPPORT | VOL. 9 | NR. 76 | 2023



Kjersti Holt Hanssen, Jørn-Frode Nordbakken, Nicholas Clarke og Carl Frisk
Divisjon for skog og utmark og Divisjon for miljø og naturressurser

TITTEL/TITLE

Effekter av gjødsling med nitrogen og aske i et rikt granbestand på Østlandet

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Kjersti Holt Hanssen, Jørn-Frode Nordbakken, Nicholas Clarke og Carl Frisk

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKT NR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
26.05.2023	9/76/2023	Åpen	52773	21/01437
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-03301-1	2464-1162	24		

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

Kjersti Holt Hanssen

STIKKORD/KEYWORDS:

Avrenning, nitrogen, skoggjødsling, skogproduksjon, treaske, vegetasjon

Forest fertilization, forest growth and yield, nitrogen, run-off, vegetation, wood ash

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Skogproduksjon, vegetasjonsøkologi, jordkjemi

Forest growth and yield, vegetation ecology, soil chemistry

SAMMENDRAG

I norsk skog på mineraljord er det stort sett nitrogen (N) som gir positivt utslag på trærnes vekst. Men også andre næringsstoffer kan i visse tilfeller øke veksten, blant annet i bestand på høy bonitet. Treaske inneholder både fosfor og kalium i tillegg til andre næringsstoffer, og har en kalkvirkning. Asken kan derfor være en bærekraftig gjødselressurs.

I 2012 ble det anlagt et forsøk i Hobøl, Viken, hvor en rik granskog ble gjødslet med N (15 kg per daa), treaske (300 kg per daa) og en kombinasjon. Vi studerte effektene på trær, vegetasjon og jordsmonn.

Humuskjemien ble undersøkt før behandling og to år etter, og jordvannkjemien under vekstsesongen i samme periode. Trærnes tilvekst ble undersøkt etter fem og ti år, og effekter på vegetasjonen etter to og ni.

Ren N-gjødsling ga en viss effekt på trærnes tilvekst. Etter ti år var det ikke lenger økt årringvekst etter N-gjødsling. Derimot var effekten av å tilføre aske sammen med N god. Effekten av ren aske var liten i starten, men stigende gjennom perioden. Resultatene bekrefter at asketilførsel på fastmark kan gi positive tilveksteffekter på felt med god bonitet, men særlig i kombinasjon med N.

To år etter gjødsling fant vi små effekter på mangfold av karplanter, men redusert mangfold av moser og lav. Antall og dekning av urter hadde økt i alle gjødslingsbehandlingene etter ni år, mens artsmangfold av bladmoser og levermoser var ytterligere redusert. Dekningen av blåbær og store

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

moser som etasjemose og furumose økte i alle behandlinger, og antyder at andre faktorer enn gjødslingen også bidro.

Det ble ikke funnet signifikante effekter av å tilføre aske eller aske + N på karbon- eller N-innholdet i humusen. Plantetilgjengelig konsentrasjon av flere andre stoffer som aluminium, kobolt, jern, nikkell, bly og sink gikk ned etter asketilførsel. Jordvannet viste kortvarige økninger av nitrat, ammonium og ulike grunnstoffer, samt lavere pH, etter tilførsel av N. Askegjødsling ga ikke effekter på jordvannkjemien.

SUMMARY

In Norwegian forests on mineral soil nitrogen (N) is usually the only element with a positive effect on tree growth. However, other nutrients may also in some cases increase growth, becoming more important with increasing site index. Wood ash contains phosphorus, potassium and other elements, and has a liming effect. Thus, it may potentially be a sustainable fertilization resource.

In 2012 a field trial was established in Hobøl, Viken. A rich spruce forest was fertilized with N (150 kg per ha), wood ash (3 t per ha) and the combination of the two. We studied effects on trees, ground vegetation and soil.

Soil humus chemistry was examined before treatment and two years later, and soil solution chemistry during the growing seasons in the same time period. Tree growth was examined after five and ten years, while effects on vegetation was studied after two and nine years.

Adding N had some effect on tree growth. After ten years there were no longer effects on annual ring growth. The effect of wood ash + N was, on the other hand, good. The effect of ash only was small in the beginning but increased through the period. The results strengthen existing knowledge that ash application on rich mineral soil can have positive growth effects, especially in combination with N.

Two years after fertilization, we found small effects on diversity of vascular plants, but reduced diversity of mosses and lichens. After nine years species diversity and cover of herbs had increased in all fertilization treatments, but there was still a species decline for different moss groups. The cover of bilberry and large mosses such as *Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi* increased in all plots, suggesting that factors other than fertilization also contributed.

No significant effects of adding ash or ash + N were found on carbon or N content of the humus layer, but pH increased. Plant-available concentrations of several other elements such as aluminium, cobalt, iron, nickel, lead and zinc decreased in the humus layer after ash input. Soil water showed short-term increases of nitrate, ammonium and several elements, as well as lower pH, after addition of N. Ash fertilization did not have any clear effects on soil water chemistry.

LAND/COUNTRY: Norge

FYLKE/COUNTY: Viken

KOMMUNE/MUNICIPALITY:

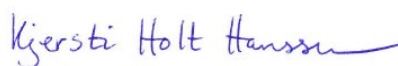
STED/LOKALITET:

GODKJENT /APPROVED



BJØRN HÅVARD EVJEN

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER



KJERSTI HOLT HANSSEN



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

Denne rapporten er basert på resultater fra et feltforsøk i Hobøl, Viken fylke, som ble etablert i 2012 som en del av prosjektet «AskeVerdi» (Innovativ utnyttelse av aske fra trevirke, Horn mfl. 2016) finansiert av Norges Forskningsråd (prosjektnr. 215935/O10). Senere har to prosjekter finansiert av Skogtiltaksfondet og Utviklingsfondet for skogbruket (prosjekt 16/66369 og 21/46280) bidratt til at vi har kunnet gjenta målinger av trær og vegetasjon etter ca. fem og ti år, og rapportere på resultatene. I tillegg til rapporter og artikler på norsk har resultater fra forsøket så langt blitt publisert i tre internasjonale vitenskapelige artikler. Vi takker finansieringskildene og Viken Skog for verdifull støtte! Tusen takk også til skogeier Erik Mollatt for at vi fikk anlegge forsøket ved Bærøe gård, og til nåværende og tidligere kolleger på NIBIO som har bidratt sterkt til gjennomføring og feltarbeid.

Ås, 26.05.23

Kjersti Holt Hanssen

Innhold

1	Innledning.....	6
2	Materiale og metoder	7
2.1	Skogproduksjon	7
2.2	Vegetasjon	8
2.3	Jordsmonn og avrenning	9
3	Resultater	10
3.1	Skogproduksjon	10
3.2	Vegetasjon	12
3.2.1	Effekter på artsantall i ulike artsgrupper	12
3.2.2	Effekter på dekning av ulike artsgrupper	12
3.2.3	Effekter på enkeltarter	13
3.3	Jordsmonn og avrenning	15
4	Diskusjon.....	16
4.1	Skogproduksjon	16
4.2	Vegetasjon	17
4.3	Jordsmonn og avrenning	18
5	Konklusjoner	19
	Litteratur	20

1 Innledning

Det er for tiden stor interesse for skoggjødsling, ikke minst på grunn av den potensielle CO₂-bindingseffekten og ordningen med gjødsling av skog som et klimatiltak (Søgaard mfl. 2020). Tiltakets klimaeffekt, og også effektene gjødsling kan ha på miljøet gjennom påvirkning på biologisk mangfold eller avrenning, er hyppig diskutert. De siste årene har det årlig blitt gjødslet 35-90 000 dekar i Norge (Ask mfl. 2021).

I norsk skog på mineraljord er det stort sett nitrogen (N) som gir positivt utslag på trærnes vekst (Nilsen 2001). Det er barskogdominerte, velstelte bestand på middels til god bonitet som bør prioriteres ved skoggjødsling (Haugland mfl. 2014). En vanlig dosering i Norge består av 15 kg N per dekar gitt som ammoniumnitrat, omtrent 10 år før hogst. Andre næringsstoffer som fosfor (P) og kalium (K) har som oftest bare effekt på tilveksten hos trær som vokser på torvmark (Päivänen & Hånell 2012). Noen studier har imidlertid rapportert om positive effekter av disse næringsstoffene også på mineraljord, for eksempel i yngre granskog (Nilsen 2001), og det er funnet at effekten kan øke med økende bonitet (Kukkula & Saramäki 1983).

Treaske dannes ved forbrenning av trevirke, blant annet i biobrenselanlegg og på sagbruk. Asken inneholder både P og K i tillegg til andre næringsstoffer, og har en kalkvirkning (Hanssen mfl. 2014). Mengden treaske som produseres er økende, og i dag havner mye av den på søppeldeponier. Det er i dag ikke tillatt å spre aske i skog, men det er et ønske fra industrien å benytte aske som en bærekraftig ressurs, istedenfor at den leveres til deponi (Horn mfl. 2016). I våre naboland Sverige og Finland er gjødsling med aske i skog mer vanlig, men med litt ulike formål. I Finland blir det meste spredt på torvmark, for å øke skogproduksjonen. I Sverige anbefales askegjødsling mer generelt som en motvekt mot forsuring og mot næringsubalanse i skog etter uttak av greiner og toppler til bioenergi (Skogsstyrelsen 2019).

I 2012 ble det anlagt et forsøksfelt i Hobøl, Viken fylke, hvor en rik granskog i hkl. 4 ble gjødslet med treaske, nitrogen og kombinasjonen av de to. Feltet i Hobøl er ett av få nyere gjødslingsforsøk i NIBIOs portefølje, og det eneste forsøket vi har med aske. Vi ønsket å se på gjødslingseffektene på trærne, undervegetasjonen og jordsmonnet.

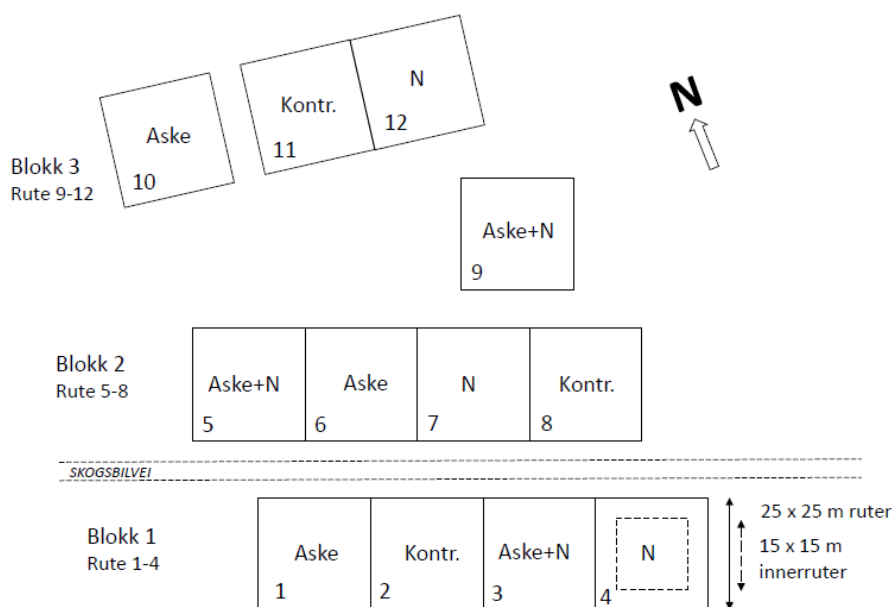
Humusprøver ble tatt før og to år etter behandling, mens prøver av jordvannet ble undersøkt de første to årene etter gjødslingen. Resultatene ble vitenskapelig publisert i Clarke mfl. (2018) og er nå også oppsummert i denne rapporten.

Henholdsvis to og fem år etter gjødsling ble effekten på vegetasjonen og skogens tilvekst undersøkt. Vegetasjonsundersøkelsene viste at karplantene ble lite påvirket av gjødsling, mens det var noe redusert artsmangfold for moser og endringer i en del arters mengder (Økland mfl. 2022). For trærnes del var det en positiv effekt av N-gjødslingen på tilveksten fem år etter gjødslingen, og en enda bedre effekt av N + aske (Hanssen mfl. 2020).

Vi har svært få norske studier på effekter av gjødsling på vegetasjon, og generelt få studier med slike doser som brukes i norsk skogbruk i dag. Langsiktige effekter av gjødsling på både skogproduksjon og biologisk mangfold er interessante, derfor ble en ny vegetasjonsanalyse foretatt sommeren 2022, og trærne ble målt opp og årringprøver tatt på høsten, ti år etter gjødslingen. Denne rapporten legger fram hovedresultatene fra de siste registreringene.

2 Materiale og metoder

Forsøket er et blokkforsøk i eldre granskog på bonitet G20-23, beliggende ved Bærøe gård i Hobøl. Bestandet ble plantet i 50-åra og tynnet i 2006/2007. Forsøket består av tre gjentak av fire behandlinger: 15 kg nitrogen/daa (heretter kalt N), 300 kg treaske/daa (aske), treaske + nitrogen (aske + N), og ugjødslet kontroll. Hver forsøksrute er på 25 x 25 m, med en innerrute på 15 x 15 m hvor alle registreringer har blitt foretatt (fig. 1). Nitrogen ble tilført som ammoniumnitrat (Opti-KAS Skog, Yara) og treasken var herdet bunnaske fra Bergene-Holm AS med innhold < 0,1 % N, 44 % Ca, 0,8 % K, 3,7 % Mg og 2,4 % P (Horn mfl. 2016, Hanssen mfl. 2020). Gjødslingen ble foretatt manuelt i mai (ammoniumnitrat) og juni (asken) i 2013.



Figur 1. Skisse over forsøksfeltet.

2.1 Skogproduksjon

I forsøksfeltet ble trærnes høyde og brysthøydediameter målt høsten 2022, ti vekstsesonger etter gjødsling, på samme måte som det ble gjort etter fem år i 2017. Tilvekst og stående volum (Vestjordet 1967) ble beregnet for de to 5-års periodene. I tillegg ble borprøver tatt i brysthøyde, for nøyaktig beregning av tilveksteffekten av de ulike behandlingene (figur 2). Åringbredden for de 15 siste årene ble så målt i lab.

Gjennomsnittlig åringvekst per behandling og blokk ble beregnet, og kalibrert mot veksten de siste fem årene før gjødsling, for å ta hensyn til forskjeller i vekstforhold mellom forsøksrutene før behandling. Effektene på volumtilvekst, grunnflatetilvekst, og stående volum og grunnflate ble analysert med en lineær blandet modell, med behandlinger som fast effekt og blokker som tilfeldig effekt. Stående volum eller grunnflate i 2013 ble brukt som kovariat i beregningene av hhv. volum og

grunnflate. Analysene ble foretatt med GLM og Glimmix-prosedylene i SAS™, og signifikansnivået som ble brukt var $p < 0,05$. Mer opplysninger om statistiske metoder finnes i artikkelen til Hanssen mfl. (2020).



Figur 2. Årringprøver ble tatt på trærne i innerrutene. Foto: Kjersti Holt Hanssen.

2.2 Vegetasjon

Til detaljerte vegetasjonsanalyser ble det i hver av 12 behandlingsflater tilfeldig plassert fem 1-m² ruter, 15 ruter for hver behandling. Hjørnene til 1-m² rutene ble permanent merket med aluminiumsrør. Ved vegetasjonsanalysene ble 1-m² rutene inndelt i 16 småruter á 25 cm x 25 cm (fig. 3).

I forbindelse med vegetasjonsanalysene før (2012) og etter gjødsling (2015 og 2022, hhv. 2 og 9 år etter gjødsling) ble artsmengder for individuelle arter registrert som smårutefrekvens (0-16) og prosent dekning (0-100 %). Ikke-parametriske Wilcoxon-test for pardata (Salkind 2007) ble brukt for å teste for statistisk signifikante år-til-år endringer i: (i) artsantall innen artsgrupper, (ii) prosent dekning av ulike artsgrupper, (iii) smårutefrekvens enkeltarter, og (iv) prosent dekning enkeltarter. De 8 artsgruppene er: (1) trær og busker < 80 cm høye, (2) lyng, (3) bregner, (4) urter, (5) gras, starr og frytle, (6) levermoser, (7) bladmoser, (8) torvmoser og (9) lav. Statistisk signifikans ble definert som $p < 0,05$. Signifikansverdien (p) gir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra null versus det tosidede alternativet. Kun arter registrert i minst fem 1-m² ruter for hver behandling et av årene er inkludert i testen.



Figur 3. Vegetasjonsrute i Bærøe-feltet på 1 m², inndelt i 16 småruter. Foto: Jørn-Frode Nordbakken.

2.3 Jordsmonn og avrenning

Humusprøver ble tatt på fire punkter ved siden av vegetasjonsrutene våren 2013 (før behandling) og i 2015. Prøvene ble analysert for C, N, pH og konsentrasjoner av utvalgte grunnstoffer med to ulike metoder; etter NH₄NO₃-ekstraksjon (M1) og salpetersyre/perklorsyre-fordøyelse (M2).

Jordvannprøver ble tatt med bruk av tensjonslysimeter ved 40 cm dybde. Denne dybden, ganske langt ned i mineraljorda, ble valgt for å undersøke kjemien i vannet som renner ut fra økosystemet. Vi brukte to prøvetakere per behandlingsflate (totalt 24, 6 per behandling). Prøvetaking skjedde en gang hver måned fra mai til oktober eller november fra 2012-2014, og prøvene ble analysert på det kjemiske laboratoriet på Norsk institutt for skog og landskap (nå en del av NIBIO).

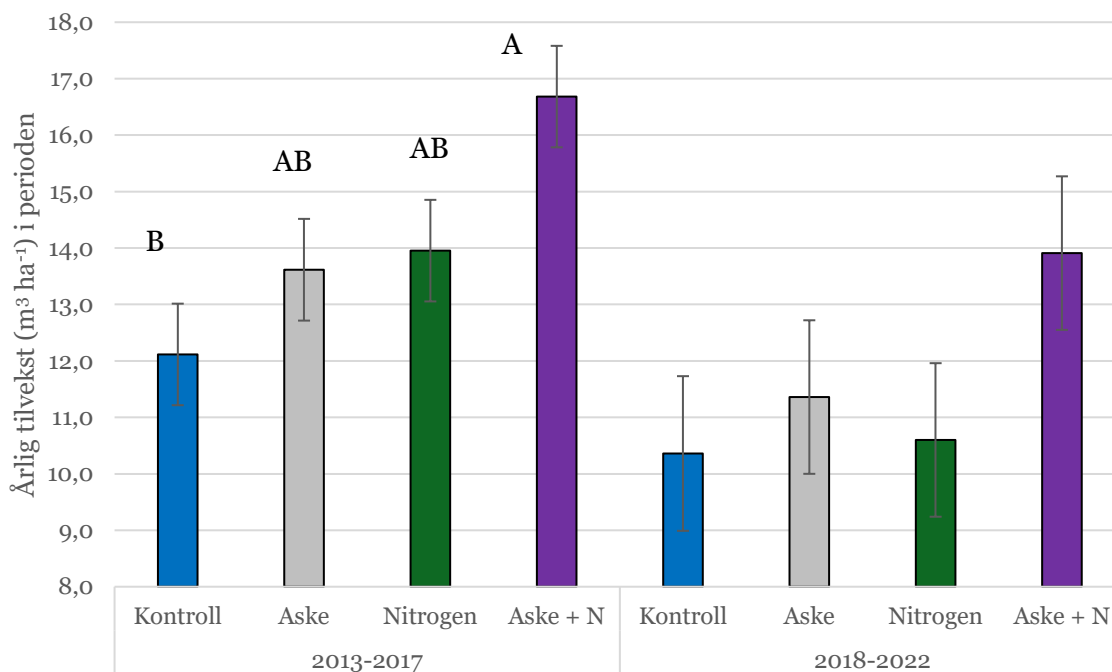
De kjemiske analysemetodene som ble brukt er beskrevet av Ogner mfl. (1999).

3 Resultater

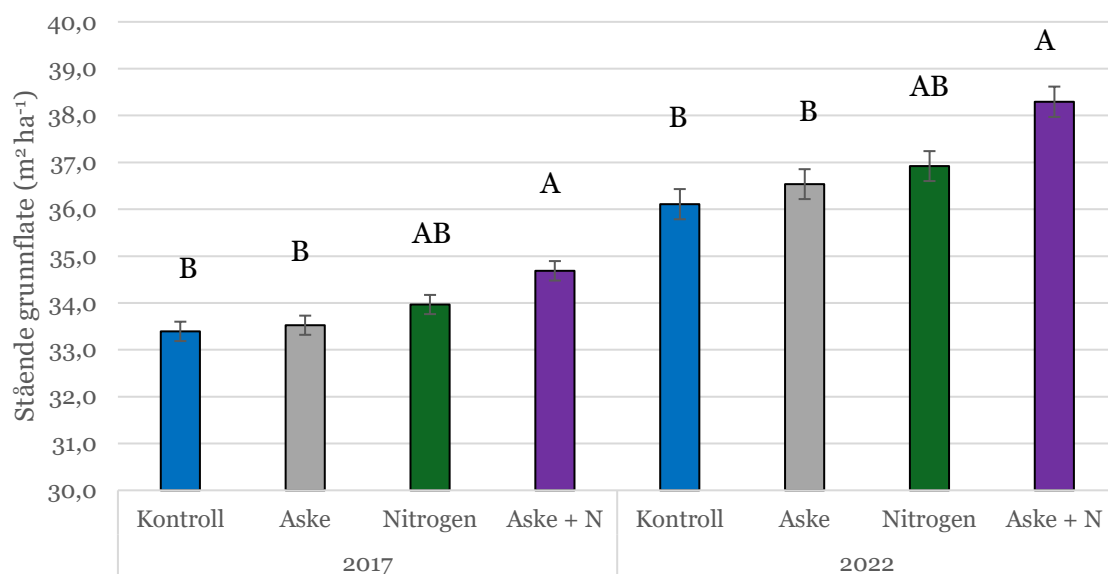
3.1 Skogproduksjon

Analysene av tilvekst og volum i de to femårsperiodene som har gått etter gjødslingen, viste en signifikant høyere volumtilvekst (fig. 4) og tilsvarende høyere stående volum i behandlingen med aske + N sammenliknet med kontrollen i den første femårsperioden fram til 2017 (Hanssen mfl. 2020). Det var også større stående grunnflate (fig. 5) og grunnflatetilvekst i aske + N sammenliknet med både kontroll og behandlingen med kun aske.

I andre femårsperiode er tilveksten generelt lavere, i dette bestandet som nærmer seg hogstmodenhet. Volumtilvekst (fig. 4) og stående volum er fortsatt størst i behandlingen med aske + N, men ingen av behandlingene er signifikant forskjellige fra den ugjødslede kontrollen. Heller ikke hvis hele tiårsperioden sees over ett er forskjellene i stående volum eller volumtilvekst signifikante på 5%-nivå, selv om det ikke er langt unna. Justert stående volum i m³ per hektar i de ulike behandlingene i 2022 var 416 (kontroll), 428 (aske), 426 (nitrogen) og 456 (aske + N). For stående grunnflate er det derimot fortsatt signifikante forskjeller i 2022 (fig. 5).

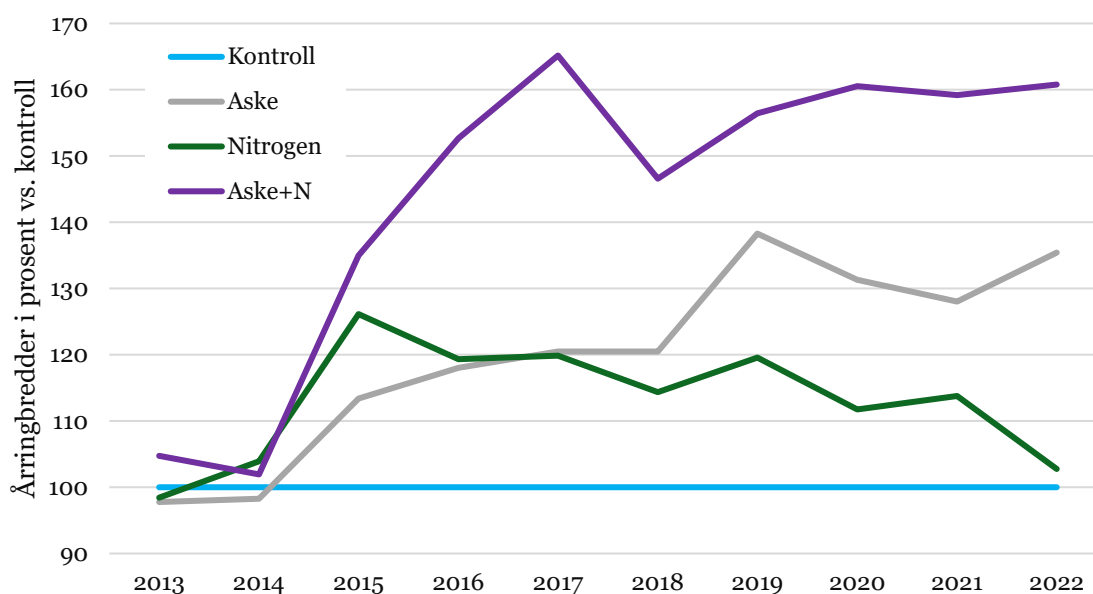


Figur 4. Årlig løpende volumtilvekst (m³/ha) i de ulike behandlingene (\pm 1 SE), i første og andre femårsperiode etter gjødsling. Tilveksten er justert for stående volum før behandling. Innenfor hver periode viser ulike bokstaver signifikante forskjeller mellom behandlinger, på 5 %-nivå.



Figur 5. Total stående grunnflate (m²/ha) i de ulike behandlingene (± 1 SE), etter første og andre femårsperiode etter gjødsling. Grunnflaten er justert for stående grunnflate før behandling. Innenfor hver periode viser ulike bokstaver signifikante forskjeller mellom behandlingene, på 5 %-nivå.

Figur 6 viser utviklingen av årringtilveksten, justert mot veksten før gjødslingen og mot kontrollflatene. Årringanalysene viser, i tråd med utviklingen av grunnflate, at trærne i aske + N-behandlingen vokser best, og at tilveksten holder seg godt over kontrollflatene i hele tiårsperioden. Det er likevel en tydelig dipp i tilveksten for aske + N-behandlingen i 2018, som var en tørkesommer. Effekten av N-gjødslingen ser ut til å være over etter 10 år. Derimot ser tilveksten ut til å være stigende for askebehandlingene vs. kontrollen.



Figur 6. Utviklingen av årringbredder for de ulike behandlingene, justert mot trærnes vekst før gjødsling og mot kontrollflatene (i figuren satt til 100 %). Gjødslingen fant sted våren 2013.

3.2 Vegetasjon

3.2.1 Effekter på artsantall i ulike artsgrupper

Før gjødsling i 2012, ble det registrert 69 arter i de 60 vegetasjonsrutene. Dette inkluderte 24 karplanter, 43 moser og 2 lav. I 2015, to år etter gjødsling, ble det påvist 67 arter, med 23 karplanter, 42 moser og 2 lav. I 2022 ble det registrert 64 arter, med 25 karplanter, 37 moser og 2 lav.

Ingen artsgruppe av karplanter endret artsantall i kontrollrutene i første (2012 til 2015), eller i andre periode (2015 til 2022) (Tabell 1). For hele studieperioden, fra 2012 til 2022 var det en nedgang i antall arter i artsgruppe gras, starr og frytle og artsgruppe bladmoser.

I askerutene gikk antall arter levermoser tilbake i første periode. I andre periode sank antall arter av bladmoser og torvmoser, mens antall i gruppa gras, starr og frytle økte. Antall arter av trær og busker (< 80 cm høye), levermoser, bladmoser og torvmoser ble mindre fra 2012 til 2022.

I ruter tilført aske + N nitrogen sank antall arter levermoser, bladmoser og lav i første periode, og antall arter bladmoser i andre periode. Fra 2012 til 2022 sank antall arter av levermoser, bladmoser og torvmoser, mens antall urter økte.

Ingen artsgrupper viste signifikante endringer i artsantall i N-rutene i første periode. I andre periode sank antall arter av levermoser og bladmoser, mens antall urter økte. Fra 2012 til 2022 sank antall arter levermoser og bladmoser.

Tabell 1. Endringer i antall arter i 1-m² ruter for ulike artsgrupper fra før (2012) til etter behandling (2015 og 2022). Gjennomsnittlig antall arter i artsgrupper i 15 ruter for hver av fire behandlinger. Piler angir signifikant (p < 0,05) endring: økning (↑) og reduksjon (↓).

Artsgruppe	Kontroll						Aske						Aske + Nitrogen						Nitrogen					
	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22
Små trær og busker	1.4	1.4	1.3	.	.	.	1.3	1.1	1.1	.	.	↓	1.3	1.2	1.4	.	.	.	1.3	1.2	1.4	.	.	.
Lyng	0.7	0.7	0.9	.	.	.	0.7	0.8	0.9	.	.	.	0.7	0.9	0.9	.	.	.	0.9	1.0	1.0	.	.	.
Bregner	0.3	0.1	0.2	.	.	.	0.4	0.3	0.3	.	.	.	0.3	0.3	0.2	.	.	.	0.5	0.4	0.3	.	.	.
Urter	1.7	1.9	1.5	.	.	.	1.7	1.9	2.2	.	.	.	1.1	1.7	2.2	.	.	↑	1.4	1.4	1.7	.	↑	.
Gras, starr, frytle	1.2	1.1	0.8	.	.	↓	1.3	1.1	1.6	.	↑	.	1.1	1.1	1.4	.	.	.	0.9	0.9	0.7	.	.	.
Levermoser	1.9	1.7	1.3	.	.	.	2.1	0.9	0.8	↓	.	↓	2.8	1.3	1.0	↓	.	↓	3.5	2.7	1.7	.	↓	↓
Bladmoser	11.7	10.7	7.3	.	↓	↓	9.3	8.5	5.9	.	↓	↓	10.1	9.2	7.3	↓	↓	↓	11.7	10.7	8.2	.	↓	↓
Torvmoser	0.1	0.1	0.1	.	.	.	0.3	0.4	0.1	.	↓	↓	0.3	0.3	0.2	.	.	.	0.4	0.3	0.2	.	.	.
Lav	0.9	0.5	0.5	.	.	.	0.9	0.7	0.5	.	.	.	1.1	0.4	0.1	↓	.	↓	0.7	0.5	0.5	.	.	.

3.2.2 Effekter på dekning av ulike artsgrupper

I kontrollrutene sank dekningen av gras, starr og frytle samt levermoser i første periode (Tabell 2). I andre periode økte dekningen av bladmoser med over 15 %. Fra 2012 til 2022 økte dekningen av lyng (primært blåbær) og bladmoser (etasjemose og furumose), mens gras, starr og frytle og levermoser gikk tilbake.

I askerutene avtok dekningen av levermoser i første periode. Torvmoser gikk tilbake i andre periode, mens dekning av trær og busker og bladmoser økte. Fra 2012 til 2022 økte dekningen av trær og busker (< 80 cm), lyng, urter, og bladmoser, mens levermoser og torvmoser avtok.

For ruter tilført aske + N økte dekning av urter og bladmoser i første periode, og levermoser og lav minket. Det var ingen signifikante endringer i andre periode, men for hele studieperioden fra 2012 til 2022 økte dekning av urter, mens levermoser og lav gikk tilbake.

I N-rutene økte dekningen av urter i første periode, mens dekningen av bladmoser avtok. I andre periode økte kun dekningen av trær og busker. Fra 2012 til 2022 økte dekningen av unge trær og busker, og urter, mens dekningen av levermoser sank.

Tabell 2. Endringer i dekning i 1-m² ruter for ulike artsgrupper fra før (2012) til etter behandling (2015 og 2022). Gjennomsnittlig dekning for artsgrupper i 15 ruter for hver av fire behandlinger. Piler angir signifikant ($p < 0,05$) endring: økning (↑) og reduksjon (↓).

Artsgruppe	Kontroll					Aske					Aske + Nitrogen					Nitrogen								
	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22
Små trær og busker	3.1	3.6	6.5	.	.	.	3.3	4.1	9.2	.	↑	↑	4.7	5.3	9.1	.	.	.	2.9	3.9	9.1	.	↑	↑
Lyng	4.0	6.8	7.7	.	.	↑	6.7	9.1	11.9	.	.	↑	8.4	9.7	13.1	.	.	.	6.9	8.3	13.3	.	.	.
Bregner	7.1	1.5	0.8	.	.	.	0.7	0.5	0.3	.	.	.	1.1	0.4	0.3	.	.	.	1.7	0.9	0.6	.	.	.
Urter	5.1	3.8	5.4	.	.	.	3.4	5.5	7.5	.	.	↑	2.9	9.1	8.9	↑	.	↑	3.1	4.4	6.3	↑	.	↑
Gras, starr, frytle	5.9	2.5	1.7	↓	.	↓	10.0	9.7	8.9	.	.	.	3.9	3.9	3.1	.	.	.	4.3	4.9	3.9	.	.	.
Levermoser	3.3	2.3	1.5	↓	.	↓	4.9	1.9	1.1	↓	.	↓	3.4	1.3	2.0	↓	.	↓	5.5	3.6	2.5	.	.	↓
Bladmoser	59.7	58.6	74.9	.	↑	↑	60.0	67.2	75.0	.	↑	↑	53.5	63.9	62.5	↑	.	.	59.8	54.2	57.9	↓	.	.
Torvmoser	0.1	0.1	0.1	.	.	.	1.4	1.0	0.4	.	↓	↓	5.5	2.6	1.0	.	.	.	0.4	0.4	0.3	.	.	.
Lav	0.9	0.5	0.5	.	.	.	0.9	0.7	0.5	.	.	.	1.2	0.5	0.1	↓	.	↓	0.7	0.5	0.5	.	.	.

3.2.3 Effekter på enkeltarter

Endringer for individuelle arter i smårutefrekvens og prosent dekning fra før til etter behandling i 1-m² ruter er presentert i henholdsvis Tabell 3 og 4. Som tabellene viser er det ofte sammenfall mellom de to mengdemålene. For moser, som ofte vokser spredt og har liten dekning, er smårutefrekvens mest egnet som mengdemål (jfr. Økland 1988), og for ikke å gjøre framstillingen for komplisert, kommenteres primært endringer i smårutefrekvens i teksten nedenfor.

Smårutefrekvens av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) økte i kontroll i andre periode, mens prosent dekning økte i alle behandlinger fra før gjødsling i 2012 til 2022, ni år etter gjødsling. Fra 2012 til 2022 økte stormarimjelle (*Melampyrum pratense*) i kontroll og i N, småmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*) økte i aske og i aske + N, mens grasets smyle (*Avenella flexuosa*) økte i aske. Hårfrytle (*Luzula pilosa*) gikk tilbake fra 2012 til 2022 i kontroll, men økte i andre periode i aske + N.

Fra 2012 til 2022 gikk levermosen stubbeblonde (*Lophocolea heterophylla*) tilbake i samtlige behandlinger, mens prakthinnemose (*Plagiochila asplenioides*) kun gikk tilbake i aske.

I første periode, fra 2012 til 2015, økte smårutefrekvensen til blanksigd (*Dicranum majus*) i kontroll, mens den fra 2012 til 2022 gikk tilbake i aske og i aske + N. Som eneste moseart økte etasjemose (*Hylocomium splendens*) i samtlige behandlinger, inkludert kontroll, fra 2012 til 2022. I samme periode gikk matteflette (*Hypnum cupressiforme*) tilbake i kontroll og i aske + N. Glansjammemose (*Plagiothecium laetum*) gikk tilbake i samtlige behandlinger fra 2012 til 2022, mens kystjammemose (*Plagiothecium undulatum*) gikk tilbake i kontroll og aske. Furumose (*Pleurozium schreberi*) økte i første periode i kontroll og aske, og gikk i andre periode tilbake i N. Fra 2012 til 2022 gikk kystbjørnemose (*Polytrichum formosum*) tilbake i aske og i nitrogen, mens fjærmose (*Ptilium crista-castrensis*) ble redusert i kontroll.

Smårutefrekvensen til sprikelundmose (*Sciuro-hypnum reflexum*) ble fra 2012 til 2022 redusert i kontroll og N, mens strølundmose (*Sciuro-hypnum starkei*) gikk tilbake i alle behandlinger. Firtannmose (*Tetraphis pellucida*) gikk i samme tidsrom tilbake i kontroll, aske, og aske + N.

Smårutefrekvensen til laven pulverbrunbeger (*Cladonia chlorophaea*) gikk i første periode tilbake i aske, aske + N, og N, og fra 2012 til 2022 i aske + N.

Tabell 3. Endringer i smårutefrekvens i 1-m² ruter for ulike artsgrupper før (2012) og etter behandling (2015 og 2022). Gjennomsnittlig smårutefrekvens for arter i 15 ruter for hver av de fire behandlingene. Piler angir signifikant ($p < 0,05$) endring: økning (↑) og reduksjon (↓).

Arter	Kontroll						Aske						Aske + Nitrogen						Nitrogen					
	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22
Gran	7.6	7.8	6.7	.	.	.	6.5	6.0	5.3	.	.	.	8.6	7.5	7.5	.	.	.	8.3	8.6	8.4	.	.	.
Blåbær	3.3	3.9	5.5	.	↑	.	5.9	6.3	6.3	.	.	.	6.0	6.1	6.0	.	.	.	4.7	5.1	6.1	.	.	↑
Stormarimjelle	3.6	5.5	7.8	.	.	↑	3.9	3.6	4.6	.	.	.	3.5	2.0	3.7	.	.	.	3.7	3.5	9.3	.	↑	↑
Småmarimjelle	3.7	3.1	2.4	.	.	.	2.4	4.0	6.0	.	.	↑	3.1	5.8	11.5	↑	↑	↑	3.0	3.6	3.6	.	.	.
Smyle	4.0	4.4	4.3	.	.	.	5.9	5.7	7.4	.	↑	↑	3.5	3.3	4.3	.	.	.	3.4	3.7	3.9	.	.	.
Hårfrytle	2.4	1.6	1.1	.	.	↓	5.5	5.6	4.6	.	.	.	0.7	0.9	3.0	.	↑	.	0.7	0.6	0.2	.	.	.
Stubbeblonde	5.6	2.5	0.5	↓	↓	↓	2.3	0.2	0.0	↓	.	↓	3.9	1.7	0.1	↓	↓	↓	5.0	2.9	0.5	↓	↓	↓
Prakthinmose	2.1	2.7	1.5	.	.	.	4.5	3.5	1.9	.	↓	↓	2.1	1.5	2.5	.	.	.	2.7	3.2	2.7	.	.	.
Blanksigd	11.0	12.7	11.3	↑	.	.	12.1	11.1	6.5	.	↓	↓	12.9	10.9	7.4	↓	↓	↓	10.9	10.1	9.3	.	.	.
Etasjemose	7.3	9.8	12.2	↑	↑	↑	8.4	9.7	10.6	↑	.	↑	9.8	10.5	14.5	.	↑	↑	10.7	11.8	12.9	.	.	↑
Matteflette	2.7	2.3	0.5	.	↓	↓	0.3	0.3	0.1	.	.	.	2.5	1.6	0.5	↓	.	↓	1.9	1.4	1.9	.	.	.
Glansjammose	8.3	2.6	1.7	↓	.	↓	3.3	2.8	0.1	.	↓	↓	5.1	2.4	0.5	↓	↓	↓	8.4	3.9	1.3	↓	↓	↓
Kystjammose	0.9	0.6	0.1	.	.	↓	2.5	2.9	0.3	.	↓	↓	2.2	2.3	1.6	.	.	.	1.1	1.1	0.3	.	.	.
Furumose	12.9	14.5	13.6	↑	.	.	12.7	14.1	13.7	↑	.	.	11.4	11.9	11.1	.	.	.	14.5	14.5	13.5	.	↓	.
Kystbjørnemose	6.1	6.1	5.3	.	.	.	4.3	3.1	1.5	↓	.	↓	5.5	5.2	5.4	.	.	.	5.1	5.0	3.5	.	↓	↓
Fjærmose	0.7	0.8	0.2	.	↓	↓	1.1	1.1	0.3	.	.	.	0.2	0.1	0.0	.	.	.	0.9	0.6	0.3	.	.	.
Sprikelundmose	2.2	1.6	0.3	.	↓	↓	0.7	0.7	0.1	.	.	.	1.6	1.3	0.7	.	.	.	2.5	0.8	0.1	↓	↓	↓
Strølundmose	9.1	3.8	0.3	↓	↓	↓	5.9	3.7	0.1	↓	↓	↓	5.6	6.6	2.1	.	↓	↓	7.1	2.4	0.7	↓	↓	↓
Firtannmose	1.5	0.8	0.5	↓	.	↓	1.5	1.2	0.3	.	.	↓	2.0	0.9	0.3	↓	.	↓	2.2	1.8	1.2	.	.	.
Pulverbrunbeger	1.0	0.7	0.3	.	.	.	1.5	0.7	0.5	↓	.	.	1.5	0.7	0.1	↓	.	↓	0.8	0.5	0.3	↓	.	.

Tabell 4. Endringer i prosent dekning i 1-m² ruter for ulike artsgrupper før (2012) og etter behandling (2015 og 2022). Gjennomsnittlig dekning for arter i 15 ruter for hver av de fire behandlingene. Piler angir signifikant ($p < 0,05$) endring: økning (↑) og reduksjon (↓).

	Kontroll						Aske						Aske + Nitrogen						Nitrogen					
	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22	2012	2015	2022	2012-15	2015-22	2012-22
Gran	2.5	3.0	6.0	.	↑	↑	2.7	3.7	9.5	.	↑	↑	3.8	4.4	8.5	.	.	.	2.5	3.6	8.4	.	↑	↑
Blåbær	3.9	6.7	7.3	.	.	↑	6.5	8.9	11.8	.	.	↑	8.0	8.9	12.7	.	.	.	6.5	7.9	13.0	.	.	↑
Stormarimjelle	1.7	1.6	2.5	.	.	.	1.5	1.3	1.9	.	.	.	1.3	1.2	1.3	.	.	.	1.1	1.0	3.9	.	↑	↑
Småmarimjelle	2.5	1.3	2.7	.	.	.	1.0	3.5	4.3	.	.	↑	1.5	7.7	7.3	↑	.	↑	1.7	3.1	2.3	↑	.	.
Smyle	4.7	1.6	0.9	.	.	.	6.1	4.4	5.1	.	.	.	1.9	3.1	1.5	.	.	.	3.7	4.3	3.6	.	.	.
Hårfrytle	0.9	0.6	0.7	.	.	.	2.7	4.1	2.3	.	.	.	0.4	0.4	0.8	.	↑	.	0.3	0.3	0.1	.	.	.
Stubbeblonde	1.3	0.5	0.5	↓	.	↓	0.5	0.1	.	↓	.	↓	0.7	0.5	0.1	.	.	↓	0.9	0.5	0.3	.	.	↓
Prakthinmose	1.2	1.2	0.5	.	.	.	3.5	1.5	0.7	↓	↓	↓	0.8	0.3	1.4	↓	.	.	2.3	1.4	1.1	.	.	.
Blanksigd	8.5	10.6	5.7	↑	↓	.	12.2	8.9	2.3	↓	↓	↓	14.6	15.4	6.3	.	↓	↓	4.3	6.6	5.0	.	.	.
Etasjemose	7.9	10.2	33.4	↑	↑	↑	13.1	19.7	36.1	↑	↑	↑	9.6	14.7	36.6	.	↑	↑	16.4	16.7	30.5	.	↑	↑
Matteflette	0.7	0.6	0.3	.	.	.	0.2	0.3	0.1	.	.	.	0.9	0.7	0.3	.	↓	↓	0.7	0.4	0.7	.	.	.
Glansjæmose	1.6	0.7	0.5	↓	.	↓	0.9	0.9	0.1	.	↓	↓	0.7	0.7	0.3	.	↓	↓	1.9	1.1	0.5	.	↓	↓
Kystjæmose	0.7	0.5	0.1	.	.	.	1.1	1.0	0.2	.	↓	↓	1.5	2.1	0.3	.	.	.	0.8	0.5	0.1	.	.	.
Furumose	16.7	18.4	23.5	.	.	.	18.9	28.1	32.7	↑	.	.	12.1	17.1	9.1	.	.	.	18.6	17.5	13.9	.	.	.
Kystbjørnemose	9.5	5.2	3.3	↓	.	↓	5.2	3.5	0.5	.	↓	↓	5.2	5.2	4.9	.	.	.	7.9	4.8	1.7	.	.	↓
Fjærmose	0.4	0.4	0.2	.	.	.	0.9	0.3	0.3	.	.	.	0.1	0.1	0.0	.	.	.	0.3	0.2	0.1	.	.	.
Sprikelundmose	0.5	0.5	0.2	.	↓	↓	0.3	0.3	0.1	.	.	.	0.4	0.5	0.3	.	.	.	0.7	0.4	0.1	.	↓	↓
Strølundmose	2.3	1.1	0.1	↓	↓	↓	1.7	0.9	0.1	.	↓	↓	2.3	2.9	0.6	.	↓	↓	1.6	0.7	0.4	↓	↓	↓
Firtannmose	0.5	0.3	0.4	.	.	.	0.9	0.4	0.2	.	.	↓	0.7	0.3	0.3	.	.	↓	0.7	0.5	0.3	.	.	↓
Pulverbrunbeger	0.5	0.3	0.3	.	.	.	0.5	0.3	0.3	.	.	.	0.7	0.2	0.1	↓	.	↓	0.3	0.1	0.2	.	.	.

3.3 Jordsmonn og avrenning

Resultatene for jordsmonn og jordvann beskrives i artikkelen til Clarke mfl. (2018). Vi fant få signifikante endringer i humuskjemien etter nitrogenbehandling, men signifikante økninger i mange elementkonsentrasjoner og pH etter askebehandling (Clarke mfl. 2018). Nitrogenbehandling førte til signifikante økninger i Mg bestemt etter både M1 og M2. Det ble ikke funnet noen signifikant effekt av aske eller aske+nitrogenbehandling på C eller N i humuslaget, mens pH og konsentrasjoner av mange grunnstoffer etter M2 økte i de samme prøvene. Al, Co, Fe, Ni, Pb and Zn bestemt med M1 ble redusert etter askebehandling.

Jordvannkjemien på 40 cm dybde viste tydelige men kortvarige effekter av nitrogengjødsling, med forhøyde konsentrasjoner av nitrat og ammonium etter gjødsling i 2013 (Clarke mfl. 2018). Det ble også kortvarige økninger i konsentrasjoner av Ca, Mg, K, Co, Ni og Zn etter N- og/eller aske+N-behandling. pH i jordvann ble midlertidig redusert i 2013 etter nitrogengjødsling med og uten askebehandling. Askebehandling førte ikke til noen tydelige effekter på jordvannkjemien, men mot slutten av 2014 var det tegn som skulle kunne tyde på forhøyd pH i jordvannet på flatene med askebehandling med og uten nitrogengjødsling.

4 Diskusjon

I vårt forsøk er det selvhverdet treaske som er benyttet. Treaske kan produseres av ulikt råstoff, ved ulike typer forbrenningsanlegg og etterbehandles på forskjellige måter, og effektene på både skog, vegetasjon og jordkjemi vil variere med type aske som spres (Hanssen mfl. 2014, Pitman 2006).

4.1 Skogproduksjon

Forsøket er utført i et rikt granbestand, hvor tilførsel av nitrogen har gitt en viss økt vekst, men ikke signifikant forskjellig fra kontrollfeltene. I bestand med høy bonitet er effekten av tilført N ofte ikke så tydelig som i mer næringsfattige bestand (Kukkula & Saramäki 1983, Nohrstedt 2001). At tilveksteffekten avtar nokså raskt og er helt over etter ti år, er også i tråd med annen forskning (Nilsen 2001, Saarsalmi & Mälkönen 2001).

Kombinasjonen av aske og nitrogen er den behandlingen som har gitt best effekt, antakelig fordi den gir best balanse i næringstilførselen i dette allerede nokså næringsrike bestandet. Også andre studier har vist at aske gitt sammen med nitrogen kan forlenge effekten av nitrogengjødsling (Saarsalmi mfl. 2012). Samtidig ser effekten av ren askegjødsling ut til å være i ferd med å øke. Forsøk med ren asketilførsel på mineraljord har oftest vist ingen eller en viss positiv tilveksteffekt på god mark, mens man av og til har sett negativ effekt på magre jordtyper (Jacobson 2003, Sikström mfl. 2009). Det er indikasjoner på at aske- eller kalktilførsel øker immobiliseringen av N under magre forhold, mens netto mineralisering av nitrogen på rik jord derimot øker (Persson mfl. 1990, Jacobson 2003). At effekten av aske + N fortsatt er til stede etter ti år i dette rike bestandet, og at effekten av ren aske er stigende, er interessant.

Funnene er altså i tråd med annen forskning som viser at spredning av aske på rik mark kan gi økt vekst hos trærne. I dag er det imidlertid ikke tillatt å spre aske i skog, jfr. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951>) som ikke definerer skog som et av arealene det kan spres aske på. Spredning av aske i skog kan også reguleres i «Forskrift om berekraftig skogbruk». Hvis tilbakeføring av treaske til skog skal bli en realitet, må regelverket først endres. Det må videre være mulig å spre aske med metoder som gir økonomisk gevinst, og uten at det går på bekostning av miljøet.

En annen interessant observasjon i forsøket er at forskjellen i årringtilvekst mellom aske + N-gjødslede trær og ugjødsle kontroll tydelig minket i tørkesommeren 2018. Det finnes noen indikasjoner på at trær i god vekst er mest utsatt for tørkestress (Rosner mfl. 2018), men i hvilken grad dette har spilt inn er uvisst.

Også effekten av gjødslingen på forsvarsstoffer (såkalte sekundære metabolitter, for eksempel ulike fenolforbindelser) i nålene ble undersøkt i feltet på Bærøe fem år etter gjødslingen (Hanssen mfl. 2020). Gjødsling kan påvirke metabolske prosesser i trærne, og gjennom det indirekte påvirke både vekst og økosystemfunksjon. Ofte vil det være en "trade off" i trærne mellom å prioritere vekst eller produksjon av forsvarsstoffer. På Bærøe ble det funnet noen effekter på konsentrasjonen av forsvarsstoffer i ferske nåler. Gjødsling med aske reduserte for eksempel den totale mengden lavmolekylære fenoler, mens ett stoff, et acetophenone som utgjorde over halvparten av alle fenolene, ble sterkt redusert ved alle gjødslingsbehandlingene. Mengden fenolsyrer økte etter aske- og aske + N-behandlingen. Detaljer om resultatene finnes i Hanssen mfl. (2020).

4.2 Vegetasjon

Karplanter

Antall arter karplanter i 1-m²-rutene var lavt allerede før gjødsling (i snitt 5,3 pr. 1-m²). Effektene av aske-, aske + N og N på karplantemangfoldet to år etter behandling var begrenset. I 2022 var antall arter tre og busker (< 80 cm høye) i askeruter lavere enn før gjødsling i 2012, og antall gras, starr og frytle lavere enn i 2015. Antall urter økte fra 2012 til 2022 i ruter tilført aske + N.

I vår studie økte dekningen av lyng (primært blåbær (*Vaccinium myrtillus*)) i ruter tilført aske eller nitrogen, men også i kontroll. Askedoser opptil 3 t ha⁻¹, som i vårt forsøk, har oftest små effekter på dekningen av lyng. Forekomsten av blåbærlyng i studieområdet hadde en noe flekkvis fordeling og hadde lav dekning allerede før behandling; med gjennomsnittlig dekning på 6,3% i de 60 1-m² rutene.

Tidligere rapporterte effekter av askegjødsling inkluderer økt forekomst av urte- og gressarter (Gyllin & Kruuse, 1996; Arvidsson mfl. 2002), og økt biomasse av smyle (*Avenella flexuosa*) (Brandtberg mfl. 2021). I vårt forsøk økte dekningen av småmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*) i aske + N- og N-ruter i første periode, mens søsterarten stormarimjelle (*M. pratense*) økte i N-ruter i andre periode. Disse hemiparasittiske ettårige urtene reproduserer via frø (Dalrymple 2007), og forekomsten kan variere noe mellom år, avhengig av klimatiske forhold. Småmarimjelle foretrekker noe mer næringsrike forhold (Økland 1996), og kan ha fordel av aske + N- og N-gjødsling. Et relativt næringsrikt jordsmonn i studieområdet, og en relativt lav gjødslingsdose, kan ha begrenset effektene på karplanter, som forventes å være tydeligere på næringsfattige lokaliteter (Olsson & Kellner 2006).

Moser

Mange mosearter i vår studie ble negativt påvirket av gjødsling. Aske og aske + N reduserte antall og dekning av flere levermoser og bladmoser. Mosene mangler en beskyttende kutikula, og er utsatt for 'sviskader' etter gjødsling (Skrindo & Økland 2002; Jacobson & Gustafsson 2001; Huotari mfl. 2015). Gjødsling og påfølgende trevekst kan også gi redusert solinnstråling og nedbør til skogbunnen (Skrindo & Økland 2002; Strengbom mfl. 2001), noe som kan påvirke moseveksten.

Mosedekket reduseres ofte etter påføring av aske (Kellner & Weibull 1998; Jacobsson & Gustafsson 2001; Moilanen mfl. 2002; Ozolinčius mfl. 2007) eller aske + nitrogen (Ozolinčius mfl. 2007), men responsen avhenger av dose, arter, skogtype og miljøforhold (Jacobson 1997; Kellner & Weibull 1998; Huotari et al. 2015; Dynesius 2012). Muligens skades de store mosene mindre av aske enn andre moser (Kellner & Weibull 1998), selv om gjødsling med nitrogen kan ha negative effekter (Olsson & Kellner 2006). Mosedekningen økte i ruter tilført aske + N, men ikke for alle arter. At etasjemose (*Hylocomium splendens*) og furumose (*Pleurozium schreberi*) økte i både askeruter og kontroll indikerer at andre faktorer enn gjødsling påvirket veksten. Studier av permanente overvåkingsflater i vernet granskog har vist at dekningen til store moser, særlig etasjemose (*Hylocomium splendens*), også der har økt det siste tiåret, noe som kobles til lengre vekstsesonger og økt nedbør (jf. Økland & Halvorsen 2020).

Flere mosearter gikk tilbake to og ni år etter gjødsling, noe som trolig skyldes nedgang i egnede mikrohabitater og suksessjoner i skogbunnen. Strølundmose (*Sciuro-hypnum starkei*) gikk tilbake i ruter gjødslet med aske eller nitrogen, og i kontrollflatene, spikelundmose (*S. reflexum*) i N-ruter, og matteflette (*Hypnum cupressiforme*) i aske + N-ruter. Disse endringene er relatert til tilgjengeligheten av smågreiner på skogbunnen (jf. Økland et. al. 2016), som var rikelig til stede etter tynning i 2006/2007, men som avtar på grunn av nedbrytning, og ved at de dekkes av større og mer konkurransedyktige mosearter. I vår studie bidro redusert tilgang av små greiner etter 2012 til mindre strølundmose i kontrollflatene, der etasjemose økte mest.

Dekning av levermoser minket i kontroll, men mest i aske eller aske + N-ruter. Nedgang i samlet dekning og artsantall av levermoser, som vokser spredt i skogbunnen, ofte i mindre «lommer», indikerer sårbarhet for aske og nitrogengjødsling. Mange levermoser er små og mange arter har blader som er bare ett cellelag tykke, og er følsomme for forhøyede ionekonsentrasjoner på overflaten etter påføring av aske og nitrogen (Huotari mfl. 2015). De vokser ikke like raskt som de store bladmosene (som etasjemose og furumose), og kan utkonkurreres og forsvinne fra skogbunnen (Økland & Halvorsen 2020).

Hogsten omkring deler av området før reanalysen i 2015 påvirket trolig ikke bakkevegetasjonen vesentlig det året. Siden har det blitt hogd ytterligere noe, og det kan ikke utelukkes at økt solinnstråling i deler av studieområdet etter 2015 kan ha bidratt til endringer i bakkevegetasjonen.

4.3 Jordsmonn og avrenning

Reduksjon etter askebehandling for Al, Co, Fe, Ni, Pb og Zn i humus bestemt etter M1 kan skyldes redusert mobilitet av disse grunnstoffene på grunn av økt pH, og kan tyde på at askebehandling gjør at flere tungmetaller blir mindre tilgjengelige for planter så lenge pH-økningen vedvarer (Clarke mfl. 2018). Mangel på tydelige effekter av askebehandlingen i jordvannet kan skyldes at asken var herdet og løstes opp sakte, samt at prøvene ble tatt ved 40 cm dybde, altså relativt langt ned i mineraljorda. Forhøyde konsentrasjoner av basekationer i jordvann i 2013 etter nitrogengjødsling med og uten aske skyldes sannsynligvis ionebytteeffekter i jorda, men eventuelt også tilførsel av disse i små mengder i N-gjødselen.

5 Konklusjoner

Konklusjonen for trærnes del blir at ren nitrogengjødsling i dette rike bestandet ga en viss effekt på tilveksten, men ikke så stor som man ellers forventer i bestand på lavere bonitet. Etter ti år var det ikke lenger forskjeller å se i årringtilvekst i forhold til kontrollrutene etter N-gjødsling. Forsøket forsterker eksisterende kunnskap om at asketilførsel på fastmark kan gi positive tilveksteffekter på felt med god bonitet, men særlig i kombinasjon med nitrogen. I vårt forsøk varte effekten i minst ti år etter gjødsling.

Det var få effekter på mangfold av karplanter to år etter gjødsling, mens mangfoldet av moser ble mindre. Antall og dekning av urter hadde økt i alle behandlingene ni år etter gjødsling, mens artsmangfold av bladmoser og levermoser var ytterligere redusert. Økt dekning av blåbær og etasjemose, også i kontrollfelt, viser at andre faktorer enn gjødslingen også påvirket vegetasjonen.

Når det gjelder risikoen for forhøyde konsentrasjoner av tungmetaller i humus etter asketilførsel, tyder våre resultater på at asketilførsel kan gjøre flere tungmetaller mindre tilgjengelige for planter så lenge pH-økningen vedvarer. Effekter av nitrogengjødsling på jordvannkjemien ser ut til å være kortvarige.

Dersom det er ønskelig at tilbakeføring av aske til skog skal bli et reelt alternativ, må det regelendringer til, fordi askespredning i skog per i dag ikke er tillatt.

Litteratur

- Arvidsson, H., Vestin, T. & Lundquist, H. 2002. Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. *For Ecol Manage.* 161:75-87.
- Ask, J.A., Bratli, J.L., Hanssen, K.H., Moslet, B., Ringlund, S.J., Sandven, J., Selboe, O.-K., Søgaard, G., Terum, T., Vaadal, F. & Aanerød, R. 2021. Vurdering av tilskuddsordning for gjødsling av skog. Landbruksdirektoratet Rapport 36, 77 s.
- Brandtberg, P.-O., Wang, P., Olsson, B.A., Arvidsson, H. & Lundkvist, H. 2021. Effects of wood ash, green residues and N-free fertiliser on naturally regenerated birch and field vegetation in a young Norway spruce stand in SW Sweden. *Scand J For Res.* 36:364-373. DOI: 10.1080/02827581.2021.1936154.
- Clarke, N., Økland, T., Hanssen, K.H., Nordbakken, J.-F. & Wasak, K. 2018. Short-term effects of hardened wood ash and nitrogen fertilisation in a Norway spruce forest on soil solution chemistry and humus chemistry studied with different extraction methods. *Scand J For Res.* 33: 32-39. DOI: 10.1080/02827581.2017.1337921.
- Dalrymple, S. 2007. Biological Flora of the British Isles: *Melampyrum sylvaticum* L. *J Ecol.* 95:583–597.
- Dynesius, M. 2012. Responses of bryophytes to wood-ash recycling are related to their phylogeny and pH ecology. *Perspect Plant Ecol Evol System.* 14:21-31.
- Gyllin, M. & Kruuse, A. 1996. Effekter på floran etter tillførsel av ved- og blandaska. Ramprogram askåterføring. Stockholm (Sweden): NUTEK. (Rapport; no. 36; in Swedish).
- Hanssen, K.H., Clarke, N. & Dibdiakova, J. 2014. Tilbakeføring av treaske til skog. Egenskaper, effekter og metoder. Rapp Skog og landskap 09/2014.: 19 s.
- Hanssen, K.H., Asplund, J., Clarke, N., Selmer, R. & Nybakken, L. 2020. Fertilization of Norway spruce forest with wood ash and nitrogen affected both tree growth and composition of chemical defence. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 93: 589-600. DOI: 10.1093/forestry/cpzo78.
- Hart, S.C., Massicotte, H.B., Rutherford, P.M., Elkin, C.M. & Rogers, B.J. 2019. Early response of understory vegetation to wood ash fertilization in the sub boreal climatic zone of British Columbia. *For Chron.* 95:135-142.
- Haugland, H., Backer, E.B., Løbersli, E.M., Selboe, O.-K., Gunnarsdottir, H., Granhus, A. Søgaard, G., Hanssen, K.H. Terum, T., Lileng, J. & Sørli, H.A. 2014. Målrettet gjødsling av skog som klimatiltak. Egnede arealer og miljøkriterier. Miljødirektoratet Rapport M174, 143 s.
- Hedwall PO, Nordin A, Brunet J, Bergh J. 2010. Compositional changes of forest-floor vegetation in young stands of Norway spruce as an effect of repeated fertilisation. *For Ecol Manage.* 259:2418-2425. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.03.018.
- Horn, H., Tellnes, L. G. F., Brod, E., Clarke, N., Dibdiakova, J., Hanssen, K. H., Haraldsen, T. K., Karlsen, T. & Toven, K. 2016. Innovativ utnyttelse av aske fra trevirke for økt verdiskapning og bærekraftig skogbruk. Treteknisk rapport nr. 89. 50 s.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Moilanen, M. & Laiho, R. 2015. Recycling of ash – For the good of the environment? *For Ecol Manage.* 348:226-240. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.03.008.
- Jacobson, S. 2003. Addition of stabilized wood ashes to Swedish coniferous stands on mineral soils - Effects on stem growth and needle nutrient concentrations. *Silva Fenn.* 37: 437-450.

- Jacobson, S. & Gustafsson, L. 2001. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. *Basic Appl Ecol.* 2:233–241.
- Jacobson, S. 1997. Återföring av aska till skogsmark – kortsiktiga effekter på floran efter spridning av krossaska. Uppsala (Sweden): Skogforsk. (Arbetsrapport; no. 377:8; in Swedish).
- Kellner, O. & Weibull, H. 1998. Effects of wood ash on bryophytes and lichens in a Swedish pine forest. *Scand J For Res. Suppl 2:* 76–85.
- Kukkola, M. & Saramäki, J. 1983. Growth response in repeatedly fertilized pine and spruce stands on mineral soils. *Comm Inst For Fenn.* 114: 55 s.
- Moilanen, M., Silfverberg, K. & Hokkanen, T.J. 2002. Effects of wood-ash on the growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. *For Ecol Manage.* 171:321–338.
- Nilsen, P. 2001. Fertilization experiments on forest mineral soils: A review of the Norwegian results. *Scand J For Res.* 16:541-554. DOI: 10.1080/02827580152699376.
- Nohrstedt, H.O. 2001. Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: A review of Swedish experiences. *Scand J For Res.* 16: 555-573.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The Chemical Analysis Program of the Norwegian Forest Research Institute 2000, Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Olsson, B.A. & Kellner, O. 2006. Long-term effects of nitrogen fertilization on ground vegetation in coniferous forests. *For Ecol Manage.* 237:458-470. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.09.068.
- Ozolinčius, R., Buožytė R. & Varnagiryte-Kabašinskienė, I. 2007. Wood ash and nitrogen influence on ground vegetation cover and chemical composition. *Biomass Bioenerg* 31:710-716.
- Päivänen, J. & Hånell, B. 2012. Peatland Ecology and Forestry: a Sound Approach. University of Helsinki, Department of Forest Sciences. 267 s.
- Persson, T., Wiren, A. & Andersson, S. 1990. Effects of liming on carbon and nitrogen mineralization in coniferous forests. *Water Air Soil Poll.* 54: 351-364.
- Pitman, R.M., 2006. Wood ash use in forestry - a review of the environmental impacts. *Forestry*, 79: 563-588. DOI: 10.1093/forestry/cpl041
- Rosner, S., Gierlinger, N., Klepsch, M., Karlsson, B., Evans, R. Lundqvist, S.-O., Světlík, J., Børja, I., Dalsgaard, L., Andreassen, K., Solberg, S. & Jansen, S. 2018. Hydraulic and mechanical dysfunction of Norway spruce sapwood due to extreme summer drought in Scandinavia. *For Ecol Manage.* 409: 527-540. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.11.051.
- Saarsalmi, A. & Mälkönen, E. 2001. Forest fertilization research in Finland: A literature review. *Scand J For Res.* 16: 514-535.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., Moilanen, M. & Saramaki, J. 2012. 30-Year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *For Ecol Manage.* 278: 63-70. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.05.006
- Salkind, N.J. (ed.) 2007. *Encyclopedia of measurement and statistics.* Thousand Oaks (CA): SAGE Publications, Inc.
- Skogsstyrelsen 2019. Regler och rekommendationer för skogsbränsleuttag och kompensationsåtgärder. Rapport 14, 32 s.
- Skrindo A, Økland R.H. 2002. Effects of fertilization on understory vegetation in a Norwegian *Pinus sylvestris* forest. *Appl Veg Sci.* 5:167-172. DOI: 10.1658/1402-2001(2002)005[0167:Eofouv]2.0.Co;2.

- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. *Funct Ecol.* 15:451-457.
- Søgaard, G., Alfredssen, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Blom, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K.H., Hietala, A., Mohr, C.W., Nygaard, P.H., Solberg, S. & Steffenrem, A. 2020. Klimakur 2030 - beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog. NIBIO Rapp. 9. 96 s.
- Vestjordet, E. 1967. Funksjoner og tabeller for kubering av stående gran. *Meddr norske Skogfors Ves.* 22: 539-574.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22:1-349. <https://sciendo.com/pdf/10.2478/som-1996-0001>.
- Økland, T., Nordbakken, J.F., Lange, H., Røsberg, 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.* 31:766 – 776. DOI: 10.1080/02827581.2016.1164889.
- Økland, T. & Halvorsen, R. 2020. TOV granskog: Utvikling i bakkevegetasjonen og dens arts mangfold i ni områder med gammel, vernet granskog. Utvalgte overvåkingsresultater 1988–2019. In: Timmermann V (editor). *Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2019.* NIBIO Rapp. 119: 39-46.
- Økland, T., Nordbakken, J.F., Clarke, N. & Hanssen, K.H. 2022. Short-term effects of hardened wood ash and nitrogen fertilisation on understory vegetation in a Norway spruce forest in south-east Norway. *Scand J For Res.* 37: 320-329. DOI: 10.1080/02827581.2022.2104365.

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.