

959 Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold

NINA Rapport

Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng

Per Arild Aarrestad, Egil Bendiksen, Jarle W. Bjerke, Tor Erik Brandrud, Annika Hofgaard, Graciela Rusch og Odd Egil Stabbetorp



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold

Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i
klimasammenheng

Per Arild Aarrestad
Egil Bendiksen
Jarle W. Bjerke
Tor Erik Brandrud
Annika Hofgaard
Graciela Rusch
Odd Egil Stabbetorp

Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. – NINA Rapport 959. 69 s.

Trondheim, mars, 2013

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2567-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Per Arild Aarrestad

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Løbersli

FORSIDEBILDE

Elin Myrvoll ©

NØKKEWORD

Skogreisning, skoggjødsling, karbonbalanse, klimaregnskap, jordsmonn, nitrogentålegrenser, økosystem, naturtyper, biologisk mangfold, karplanter, moser, sopp, mykorrhiza, lav

KEY WORDS

Forest afforestation, forest fertilisation, carbon sequestration, climate budget, soil, critical loads for nitrogen, ecosystems, habitat types, biodiversity, vascular, plants, bryophytes, fungi, mycorrhiza, lichens

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

Sammendrag

Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stab- betorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biolo- gisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. – NINA Rap- port 959. 69 s.

Som oppfølging av St. meld. 21 Norsk klimapolitikk (2011-2012) vurderer regjeringen ulike til- tak for å nå målet om et nettutslipp av klimagasser innen 2030. I denne sammenheng skal Klima og forurensningsdepartementet (Klif), Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens land- bruksforvaltning (SLF) og Norsk institutt for skog og landskap (Skog og Landskap) utvikle mil- jøkriterier for planting av skog på åpen mark og gjengroingsareal, og for målrettet nitrogeng- jødsling av bærlyngskog. Tiltakene skal øke opptaket av CO₂ i skogsystemene gjennom økt trevekst. NINA er i denne prosessen bedt av DN om å levere en utredning om kunnskapsstatus for effekter av treslagsskifte og skogreising på gjengroingsmark, samt effekter av nitrogeng- jødsling i skog, på økosystemer og biologisk mangfold. Samtidig gis det en vurdering av hvilke arealer og naturtyper som blir mest negativt påvirket av økt tilplanting, samt en vurdering om nitrogengjødsling i klimasammenheng er et akseptabelt klimatiltak med tanke på effekter på det biologiske mangfold. NINA er ikke bedt om å vurdere effekten av disse skogtiltakene på andre økosystemtjenester; f.eks. friluftsliv inklusive jakt, stedsidentitet (landskap) og turisme.

Skogreising og gjødsling av natur påvirker det stedegne biologiske mangfold gjennom endrede økosystemprosesser. Treslagsskifte til gran i løvskog endrer tresjiktets struktur, vekstform og biomasseproduksjon. Ved tettere skog endres mikroklimaet i skogbunnen. Sammen med et strølag med annen kjemisk sammensetning og saktere nedbrytningshastighet, bidrar dette til et surere og mer næringsfattigt jordsmonn, og endret jordfauna. Endring i jordsmonnsegenska- per fører til endret artssammensetning og lavere artsdiversitet i vegetasjonen. Særlig sopploraen, og dermed samspillet mellom mykorrhizasopp og høyere planter, blir påvirket av tres- lagsskifte, noe som igjen kan få effekter på plantediversiteten. Flere rødlistede sopper som er knyttet til spesielle lauvtre er utsatt. Epifytter (moser og lav) som er avhengig av lauvtrebark vil bli negativt påvirket.

Skogreising i åpent kulturlandskap vil gi omtrent de samme effekter på økosystemet som ved treslagsskifte, men med en betydelig større tilbakegang av lyskrevende planter. Faren for tap av karplantediversitet er her enda større enn i skog, da åpent lavland huser flest antall karplan- ter. På landskapsnivå vil granplantefelter stykke opp den naturlige variasjon i naturtyper, noe som kan gi effekter både på vegetasjon og dyreliv ved strukturelle habitatendringer og endrede interaksjoner i næringskjeden. Tilplanting av gran i områder hvor gran ikke har sin naturlige utbredelse kan imidlertid gi et høyere artsmangfold enn i mer ensartede landskap, bestående av bjørke- og furuskoger, men stedegen diveristet kan bli redusert.

Skogforvaltningens egen PEFC standard setter grenser for hvilke areal der ny treplanting ikke bør skje ut fra påvirkningen av biologisk mangfold. I tillegg vil områder som er kartlagt etter DN-håndbok 13, områder med et høy antall MiS-figurer og med større forekomster av rødliste- arter, samt rødlistede naturtyper og naturtyper med egne handlingsplaner, bli særlig negativt berørt av granplanting.

Det stilles et spørsmålstegn om økt granplanting i gjengroingsområder og åpent landskap vir- kelig gir en klimagevinst, da det er stor usikkerhet i hvordan karbonbalansen vil endre seg ved endret albedoeffekt som resultat av et tettere skogsystem. En «karbon-alene»-tilnærming som ignorerer albedoeffektene og karbonstrømmer i økosystemet, og risikoen for økt frekvens av klimaskader spesielt på bartrær som følge av mildere vinterklima og fuktigere sommerklima, kan føre til en betydelig overestimering av klimagodene av ulike skogreisingstiltak.

Nitrogengjødsling av norske skoger vil kunne føre til eutrofiering og forsure av økosystemer med betydelige effekter på det biologiske mangfold. Kjente effekter av nitrogengjødsling er økt biomasseproduksjon og endringer i konkurranseforhold mellom planter. Dette gir endret arts-sammensetning i vegetasjonstypene med økt innslag av urter og gras og tilbakegang av blåbær. Rasktvoksende og nitrogenkrevende planter vil konkurrere ut karakteristiske arter i næringsfattige og middels næringsrike habitater, særlig de arter som har lav dekning, noe som igjen fører til en reduksjon i artsdiversitet. Lav og soppfloraen er spesielt sårbar med fare for tilbakegang av mange rødlistede sopper. Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt nitrogennivå er mest utsatt for påvirkninger fra nitrogengjødsling, bla. bærlyngskog.

Tilførsel av større mengder nitrogen ved en engangsgjødsling kan føre til avrenning av nitrogen fra jordoverflaten ved høy nedbør, noe som vil kunne forsure vann og vassdrag. En gjødsling fra helikopter vil høyst sannsynlig føre til ujevn spredning av gjødsel i landskapet, med store muligheter for lokalt store konsentrasjoner på bakken og dermed avsviing av sensitive levermoser og torvmoser.

Nitrogen er regnet som en av de viktigste trusslene mot biologisk mangfold på verdensbasis og Norge har underskrevet internasjonale avtaler for å begrense N-utslipp. Basert på eksisterende kunnskap er det høyst sannsynlig at en målrettet skoggjødsling med nitrogen vil ha svært negative konsekvenser på naturen, også i Norge. I tillegg er det usikkerhet ved den reelle klimagevinsten av et slikt tiltak, da nitrogengjødsling vil kunne øke utslipp av klimagassen N₂O, som er 300 ganger kraftigere klimagass enn CO₂. Samtidig vil N-gjødsling trolig reredusere karbonlagringen i jord ved at mykorrhizasopp, som står for betydelige deler av karbonlagringen, blir redusert. Videre vil den skisserte mengden N gjødsling (150 kg N/ha) fordelt over en 10-års periode være tre ganger høyere enn tålegrensen for N (5 kg N/ha*år). Det synes da lite hensiktsmessig å anbefale en nitrogengjødsling av norske skoger i klimasammenheng.

Per Arild Aarrestad NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
per.a.aarrestad@nina.no

Egil Bendiksen NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Jarle W. Bjerke NINA, Framsenteret, 9296 Tromsø
Tor Erik Brandrud NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Annika Hofgaard NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Graciela Rusch NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Odd Egil Stabbetorp NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Abstract

Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stab- betorp, O.E. 2013. Effects of tree species shift, afforestation and nitrogen fertilization of forests on biodiversity. Status knowledge as basis for evaluation of actions in connection with climate policy. – NINA Rapport 959. 69 pp.

As follow-up of Norwegian climate policy presented in St.meld.nr 21 the Government considers different actions to achieve the goal of a net emission of greenhouse gases by 2030. In this context the Climate and Pollution Department (Klif), the Directorate for Nature Management (DN), the Norwegian Agricultural Authority (SLF) and the Norwegian Forest and Landscape Institute will develop environmental criteria for afforestation of open fields and overgrown areas, and for targeted nitrogen fertilization of cowberry/bilberry woodland. These actions intend to increase the absorption of CO₂ in forest systems through increased tree growth. NINA is in this process asked by DN to submit a report on the status of knowledge of effects of tree species change and afforestation of open and overgrown fields, and the effects on biodiversity of nitrogen fertilization in forest ecosystems. At the same time provide an assessment of the areas and habitats that are most negatively affected by increased afforestation, and consider if nitrogen fertilization is an acceptable action in terms of effects on biodiversity. NINA is not asked to assess the impact of these actions on other forest ecosystem services, e.g. outdoor activities including hunting, place identity (landscape) and tourism.

Afforestation and fertilization of nature affect the indigenous biodiversity through changes in ecosystem processes. Introduction of spruce into deciduous forests changes the structure, growth form and biomass production of the forest. A denser forest changes the microclimate in the forest floor. Along with a litter layer with different chemical composition and slower degradation rate, this contributes to a more acidic and nutrient-poor soil and a modified soil fauna. Changes in soil properties lead to altered species composition and lower species diversity in the vegetation. In particular fungal flora, and thus the interaction between mycorrhizal fungi and higher plants are affected by tree species change. This will affect the overall plant diversity. Several red-listed fungi, associated with deciduous trees will be exposed. Epiphytes (mosses and lichens) which are dependent on the bark of deciduous trees will be negatively affected.

Afforestation in open farmland will produce about the same effects on the ecosystem as tree species change in forests, but with a significantly higher decline of light-demanding plants. The risk of loss of vascular plant diversity is here even higher than in the forest, since open lowland houses the most number of vascular plants. At the landscape level the planting of spruce will split up the natural variation in habitats, which may have effects on both vegetation and wildlife habitat by structural changes and changed interactions in the food chain (different trophic levels). Planting of spruce in areas where spruce does not have its natural distribution, may provide a higher biodiversity than in homogeneous landscapes, consisting of birch and pine forests, but the indigenous diversity can be reduced.

Based on the impact of biodiversity the Norwegian forest management standard (the PEFC standard) limits the areas where new tree planting can be carried out. Such areas and areas that have been identified by the DN-13 Manual, areas with a high number of MiS-figures, areas with high densities of red-listed species, red-listed habitat types and habitats of specific action plans will be particularly negatively affected by spruce planting.

We query the statement that increased spruce planting in overgrown areas and open fields really gives a climate benefit, as there is considerable uncertainty in how the carbon balance will change the albedo effect as a result of a denser forest system. A "carbon-alone" approach that ignores albedo and carbon flow in the ecosystem together with the risk of increased frequency of forest damage, especially on conifers as a result of milder winters and humid summer climate, can lead to a significant overestimation of the climatic benefits of increased afforestation.

Nitrogen fertilization of Norwegian forests could lead to eutrophication and acidification of ecosystems with significant effects on biological diversity. Known effects of nitrogen fertilization are increased biomass production and changes in competition between plants. This leads to a change in species composition of vegetation types, with increased abundances of herbs and grasses and a decline of blueberries. Fast-growing and nitrophilous plants will out-compete the characteristic species in nutrient poor to medium nutrient rich habitats, especially those species that have low abundance. This will lead to decreased total species diversity. Lichens and fungi are particularly vulnerable to nitrogen fertilization, and there is a high risk of decline for many of the red-listed fungi. Habitats that are already adapted to low nitrogen input, are the most vulnerable to nitrogen fertilization, e.g. the cowberry/bilberry forests.

The supply of large quantities of nitrogen at one time can cause runoff of nitrogen from the soil surface by high rainfall, which may contaminate water and waterways. Fertilization by use of helicopter will most likely lead to an uneven distribution of fertilizers in the landscape, with great opportunities for locally high concentrations on the ground and thus destroy sensitive liverworts and peat mosses.

Nitrogen is considered as one of the main threats to biodiversity worldwide and Norway has signed international agreements to limit nitrogen emissions. Based on current knowledge, it is likely that targeted forest fertilization with nitrogen will cause very negative consequences on the environment. In addition, there is uncertainty in the real climate benefits of such an action, when nitrogen fertilizer could increase emissions of the greenhouse gas N_2O , which is 300 times more powerful greenhouse gas than CO_2 . Nitrogen-fertilization probably reduces carbon storage in the soil by decreased abundances of mycorrhizal fungi, which account for significant portions of the forest carbon storage. Furthermore, the outlined amount of nitrogen fertilizer (150 kg N/ha) spread over a 10-year period will be three times higher than the tolerance limit for N (5 kg N/ha * year). Based on the effects on biodiversity we will not recommend nitrogen fertilization of Norwegian forests as an appropriate method to achieve the goal of a net emission of greenhouse gases by 2030.

Per Arild Aarrestad NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
per.a.aarrestad@nina.no

Egil Bendiksen NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Jarle W. Bjerke NINA, Framsenteret, 9296 Tromsø
Tor Erik Brandrud NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo
Annika Hofgaard NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Graciela Rusch NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Odd Egil Stabbetorp NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Innhold	7
Forord	9
1 Innledning	10
2 Effekter på økosystem og biologisk mangfold av treslagsskifte og tilplanting av gjengroingsareal	11
2.1 Økosystemeffekter	11
2.1.1 Spredningsrisiko av trær fra plantefelter	11
2.1.2 Endringer i tresjiktets struktur, vekstform og biomasseproduksjon	12
2.1.3 Endring i mikroklima, strø-produksjon og jordsmonnsendringer	13
2.2 Effekter av treslagsskifte på jordbunnsfauna	14
2.3 Effekter av treslagsskifte og treplanting på soppflora	14
2.3.1 Effekter av treslagsskifte	14
2.3.2 Spredning av følgearter, sjeldne arter og arvet mykorrhiza	15
2.3.3 Effekter på soppfloraen ved tilplanting av åpne areal	16
2.3.4 Naturtyper som er spesielt sårbare for endringer i soppfloraen ved treslagsskifte og treplanting	16
2.4 Effekter av treslagsskifte på treboende lav, moser og insekter	23
2.5 Effekter på rødlistearter.....	24
2.6 Effekter på bakkenær vegetasjon (karplanter, moser og lav).....	24
3 Effekter på landskapsnivå	25
3.1 Effekter på fugl og pattedyr av treslagsskifte	26
3.1.1 Vestlandet	26
3.1.2 Nord-Norge.....	26
3.1.3 Andre undersøkelser	27
3.1.4 Hovedkonklusjon pattedyr og fugl.....	27
4 Annen påvirkning på klimaregnskapet	28
4.1 Albedoeffekten og karbonstrømmer	28
4.2 Endring i klima og effekt på granvekst	29
5 Diskusjon og forvaltningsråd - treslagsskifte og treplanting i klimasammenheng	30
5.1 Treslagsskifte i skog.....	30
5.2 Tilplanting i kulturlandskap og gjengroingsareal	30
5.3 Forvaltningsråd	31
6 Effekter av nitrogengjødsling i skog på økosystem og biologisk mangfold	33
6.1 Bakgrunn.....	33
6.2 Skoggjødsling i Norge	33
6.3 Utslipp av nitrogen til luft fra industri og landbruk.....	34
6.4 Avsetning av ulike nitrogenforbindelser fra luft.....	34
6.5 Økosystemeffekter av nitrogengjødsling – generelle prosesser	34
6.5.1 Eutrofiering	35
6.5.2 Forsuring	36
6.5.3 Effekter av ulike nitrogenformer	37
6.5.4 Sekundært stress på planter	37

6.6	Empiriske nitrogentålegrenser for skogstyper og tresatt myr	37
6.7	Effekter av gjødsling med nitrogen på boreale barskoger	40
6.7.1	Effekter av N-tilførsel på jordsmonnsprosesser i boreal barskog	40
6.7.2	Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i boreal barskog	41
6.7.3	Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i boreal granskog	45
6.7.4	Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i boreal furuskog	47
6.7.5	Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i fjellbjørkeskog	48
6.8	Effekter av N-gjødsling på nedbørmyr/tresatt myr	49
6.9	Sviskader og problemer ved gjødsling fra helikopter	50
7	Diskusjon og konklusjon - effekter av gjødsling av skog i klimasammenheng, forvaltningsråd	52
7.1	Effekter på det biologiske mangfold og klimaregnskapet	52
7.2	Forvaltningsmessige problemstillinger	53
7.3	Forvaltningsråd og konklusjon	54
8	Referanser	55

Forord

I forbindelse med regjeringens planer om tiltak i skogbruket for å bidra til målet om et nettutslipp av klimagasser innen 2030, er NINA blitt forespurt av DN å kartlegge kunnskapsgrunnlaget for effekter av skogreising på nye areal og gjødsling av skog på økosystemer og biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlaget skal benyttes i arbeidet med å utvikle miljøkriterier for eventuelle tiltak. Arbeidet har vært utført som et litteraturstudie på relativt kort tid, og vi kan ikke se bort fra at viktig kunnskap kan ha blitt oversett. Vi håper likevel at kunnskapssammenstillingen kan benyttes i det videre arbeid med å utvikle miljøkriterier og i vurdering av hvilke tiltak som kan anbefales.

Vi takker Magne Sætersdal (Skog og landskap), Rolf Anker Ims (UiT) og Ingvild Austad (Bioforsk) for nyttig informasjon, og Else Løbersli (DN) for et godt samarbeid. En takk også til Elin Myrvoll (NIKU) for tillatelse til bruk av foto.

Trondheim 19. 04. 2013

Per Arild Aarrestad
Prosjektleder

1 Innledning

Norge er en pådriver i internasjonale forhandlinger om klimautfordringene med tanke på å begrense utslipp av klimagasser. Stortingets mål er at Norge skal være karbonnøytralt, dvs. ikke bidra til nettoutslipp av klimagasser innen 2030 (jf. St.meld.nr. 21, nr. 39 og Klimakur 2020 - Klif 2010). For å nå dette målet er det foreslått sektorvise tiltaks- og virkemiddelanalyser. Målet med Klimakur 2020 sin sektoranalyse for skogbruk er å kartlegge mulige tiltak som kan bidra med å øke opptaket og redusere utslippene av klimagasser fra skogbruket, samt å gi en oversikt over hvilke virkemidler som kan utløse tiltakene. Samtidig vil regjeringen prioritere tiltak som har positive eller akseptable effekter for bevaring av biologisk mangfold og andre viktige miljøverdier.

Skogen i Norge representerer viktige økosystemtjenester (naturgoder); som biologisk mangfold, flomdemping, friluftsliv, jakt, karbonlagring, binding av CO₂, samt tømmer som er økonomisk viktig for skognæringen (Framstad et al. 2011, 2013). Det er politisk enighet om at det må tas hensyn til både næring og naturgoder i en bærekraftig bruk av skogressursene.

Som oppfølging av St.meld. 21 Norsk klimapolitikk (2011-2012) har Miljøverndepartementet (MD) og Landbruks- og matdepartementet (LMD) satt ut et fellesoppdrag til Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif), Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens landbruksforvaltning (SLF) og Norsk institutt for skog og landskap. Prosjektet er kalt «Skog i klimasammenheng – vurdering av tiltak». Hovedformålet med oppdraget er å utvikle miljøkriterier for planting av skog på nye arealer, og for målrettet gjødsling av skog med nitrogen for å øke tømmerproduksjonen og dermed opptaket av CO₂ i skogsystemene. Oppdraget inkluderer vurderinger av både klimagasseffekter og andre klimaeffekter (stålingspådriv, albedo, m.m.). Samtidig vil Regjeringen bedre intensivene til uttak av råstoff fra skogen til bioenergi, slik at tiltak med kort tilbakebetalingstid for CO₂ prioriteres.

For å utvikle miljøkriteriene er det satt ned en arbeidsgruppe bestående av representanter fra Klif, DN, SLF og Skog og Landskap med mandat å kunne trekke inn andre etater eller institusjoner etter behov. Direktoratgruppens første oppgave er å identifisere en bruttoliste av hvilke arealer som kan egne seg til en tilplanting og gjødsling, uten å ta hensyn til mulige effekter. Bruttolisten skal så igjen reduseres med tanke på næringsinteresser, negative effekter på det biologiske mangfold og hensynet til opptak og binding av klimagasser, basert på mandatet gitt fra MD og LMD. Arbeidsgruppen har opplyst at treslagsskifte i underoptimal skog kan være et aktuelt tiltak, og det er hovedsakelig tilplanting med gran som er aktuelt.

I forbindelse med utviklingen av miljøkriterier for planting av skog på nye areal, treslagsskifte og målrettet gjødsling av skog, er NINA bedt av DN om å levere en utredning om kunnskapsstatus for effekter av treslagsskifte og skogreising på jengroingsmark, samt effekter av nitrogengjødsling i skog, på økosystemer og biologisk mangfold. Oppdraget omfatter også en vurdering av hvilke arealer og naturtyper som blir mest negativt påvirket av økt tilplanting, og om nitrogengjødsling i klimasammenheng er et akseptabelt tiltak med tanke på effekter på det biologiske mangfold.

2 Effekter på økosystem og biologisk mangfold av treslagsskifte og tilplanting av gjengroingsareal

2.1 Økosystemeffekter

Effektene av treslagsskifte og tilplanting av gjengroingsareal er avhengig av omfanget av plantingen, hvilke treslag og hvor tett det plantes, økosystemet det plantes i, spredningsrisiko til andre naturtyper og driftsform i plantefeltene. Dette er behørlig behandlet av skogforvaltningen gjennom Levende Skog standard fra 1998 (Levende skog 1999), revidert i 2006 med vedtatte presiseringer i 2009 og 2012 (www.pefcnorge.org/side.cfm?ID_kanal=11), nå kalt Norsk PEFC Skogstandard. PEFC standarden er en frivillig standard for bærekraftig skogbruk som ble utviklet gjennom samarbeidsprosjektet Levende Skog og som er operasjonalisert gjennom sertifiseringen av skogbruket. Rådet for Levende Skog godkjente i 2009 en utredning som et faglig grunnlag for å revidere krav til skogreising og treslagsskifte (Levende skog 2009), og deler av kunnskapsinnhentingene i denne rapporten er hentet derfra.

2.1.1 Spredningsrisiko av trær fra plantefelter

Vurdering av spredningsrisiko av trær fra plantefelter er en relevant problemstilling da etablering av plantefelt kan føre til negative effekter på tilgrensende økosystemer. Tilplanting av gran og fremmede bartrær fører i større eller mindre grad til spredning av treslagene til annen etablert skog og til åpent kulturlandskap (Saure 2012), **Figur 1**. Spredningsevnen er bl.a. avhengig artens potensiale til å spre seg under de eksisterende klimatiske forhold, av tetthet til eksisterende vegetasjon og av terrengformer i landskapet.

Aktuelle treslag som gran (*Picea abies*), sitkagran (*P. sitchensis*), europalerk (*Larix decidua*) har god spredningsevne med vind, særlig på Vestlandet (Stabbetorp & Nygaard 2007; Sandvik 2012), og de fleste når fertilt stadium ganske tidlig i sin livssyklus. Skogreising med bartrær medfører derfor en betydelig spredningskilde i forhold til det øvrige landskapet. Det er begrenset kunnskap om hvordan spredningsevnene varierer mellom ulike naturtyper, men det synes klart at finskala forstyrrelse bidrar sterkt til å øke sannsynligheten for at småplanter etablerer seg. Slike små forstyrrelser, for eksempel i vegetasjon og jordoverflate forekommer i alle naturtyper, men i ulik frekvens.

Et eksempel er spredningen av lerk i Tingvoll-landskapet, hvor det ble plantet en allé med lerk på gården Sandvik rundt ca. 1800 (Nygaard & Brean 2001, 2002; Stabbetorp & Nygaard 2005). Sandviksalleen ligger nær havnivå, og fra bygda stiger terrenget bratt opp mot 700 moh. Skoggrensa her ligger på om lag 400 moh. Det ble i alt plantet ca. 70 trær i alléen. Selvsådde, etablerte individer av lerk ble kartlagt av Tollan i 1932 i forbindelse med hans botaniske hovedfagsoppgave. Tollan avmerket sine funn svært nøyaktig slik at vi har kunnet etterspore hans forekomster. Det bemerkelsesverdige er at lerk da hadde spredd og etablert seg over tregrensa i en avstand på flere km fra den opprinnelige spredningskilden. Tollan registrerte 54 trær i fjellområdene i 1932. En ny undersøkelse av området ble gjort i 2001. Da ble 19 av de 54 individene fra 1932 ble gjenfunnet, og totalt ble det nå funnet hele 270 bestander av lerk. Disse utgjorde til sammen 1492 lerketrær med høyde over 0,5 m, samt rikelig med helt unge individer. Undersøkelsen viste også at lerk hadde spredd seg betydelig lengre fra opprinnelsesstedet enn hva var tilfelle i 1932 (Stabbetorp & Nygaard 2005). I forhold til lerkas generasjonstid er dette en rask spredning og etablering av arten på nye voksesteder. De andre utenlandske bartrærne som benyttes i norsk skogbruk har tilsvarende spredningsegenskaper som lerka (jf. Sandvik 2012), men de har vært her i mye kortere tid enn lerke-eksemplet fra Tingvoll. Den spredning vi ser i dag er derfor med stor sannsynlighet bare begynnelsen på den etablering som vil skje i framtida.

DNs utredning om kunnskapsstatus for spredning og effekter av fremmede bartrær på biologisk mangfold (Sandvik 2012) konkluderte med at avstanden mellom fremmede treslag og sårbare områder bør være flere kilometer, og at planting i vindutsatte områder bør unngås. Dagens spredning har imidlertid foreløpig små til moderate effekter på norsk natur (Stabbetorp & Nygaard 2005, Øyen et al. 2009a; Aarrestad 2009; Stabbetorp & Aarrestad 2012), men kunnskapsgrunnlaget på dette feltet er dårlig.



Figur 1. Spredning av sitkagran til kystlynghei. Tarva, Sør-Trøndelag. Foto: Per Arild Aarrestad ©.

2.1.2 Endringer i tresjiktets struktur, vekstform og biomasseproduksjon

Etter normal granplanting med 200-300 planter per dekar vil granskogene gjennomgå tre faser: pionerfasen (0-25 år), konsolideringsfasen (25-50 år) og åpningsfasen (50 år-slutthogst), (Levende skog 2009). Ved treslagsskifte fra lauvtre til gran vil tresjiktets struktur og vekstform gjennom denne prosessen endre seg og resultatet blir en betydelig mer tettere skog som slipper mindre lys ned til bakken enn den opprinnelige lauvskogen.

Gran (*Picea abies*) har en raskere og større biomasseproduksjon enn lauvtre, men produksjonen i skogen vil nødvendigvis ikke bli høyere ved ren granplanting enn ved en blandingsskog med lauvtre og gran. Frank et al. (1998) fant at samlet volumproduksjon i blandingsskog av gran og bjørk var høyere enn i ren granskog fram til blandingsskogen hadde nådd en overhøyde på ca. 20 meter, også om mange av feltene hadde mer enn 50 % bjørkeinnblanding (*Betula pubescens*). I blandingsskog med overhøyde 20-25 meter var produksjonen ikke nevneverdig forskjellig fra rene granbestand (blandingsbestand med overhøyde over 25 meter ble ikke undersøkt). I blandingsskog av furu (*Pinus sylvestris*) og bjørk (overhøyde under 20 m) ble det ikke påvist økt volumproduksjon relativt til ren furu. Nyere forskning, basert på den svenske landskogtakseringen, viser også at biomasseproduksjon og lagring av karbon i jord er høyere i blandingsskog enn i skog med kun ett treslag (Gamfeldt et al. 2012).

Blandingsskog av bjørk og gran ble undersøkt i ca. 30 år gamle plantefelt av Frank et al. (1998). De fant et høyere mangfold av karplanter i skogbunnen i blandingsbestand enn i ren gran-skog. Disse feltene var fortsatt i en etableringsfase.

2.1.3 Endring i mikroklima, strø-produksjon og jordsmonnsendringer

Både treslagsskifte og tilplanting av åpen mark i gjengroingsstadier fører til en fortetting av tresjiktet med mindre lystilgang til bakken, lavere nedbrytningshastighet av strø, nytt strø med endret kjemisk innhold og endret vannbalanse i jorda. Dette vil til sammen påvirke jordsmonnsutviklingen og næringstilgangen for både jordfauna, sopp og planter.

Arneberg et al. (2007) fant at nedbrytningshastigheten av organisk materiale var høyere i bjørkeskog enn i plantefelter med sitkagran på Island, og Sætre (1999) viste at jordas vanninnhold og mengde jordmikrober avtok med økt mengde gran i bestander med gran og bjørk. Bartrær har generelt et surere strø enn lauvtrær (Stålfelt 1969), og treslagsskifte til gran på midlere til høy lauvskogsbonitet bidrar således til forsurening, lavere basemetningsgrad og næringstilgang i jordsmonnet (Spiecker 2003; Smolander et al. 2005).

Dette støttes av Frank et al. (1998) som studerte barskoger med ulik innblanding av bjørk. De fant at jordsmonnet under blandingsskog av bjørk og gran generelt hadde lavere verdier mht. surhet og mengde svovel, samt høyere pH og basemetningsgrad enn jord under ren granskog. Disse effektene var oftest større jo mer bjørk det var, og til en viss grad større med økende alder på bjørka. Forskjellene var størst i råhumuslaget og de øvre 10 cm av mineraljorda. På de sureste og mest næringsfattige feltene, syntes imidlertid ikke bjørkeinnslag å føre til økt pH eller høyere basemetningsgrad i løpet av ca. 20-30 år. Tilsvarende effekter ble funnet i blandingsskog av bjørk og furu, men forskjellene var noe mindre tydeligere enn i blandingsskog av bjørk og gran (Frank et al. 1998).

Granplanting utføres ofte i bratt terreng der bonitetene (næringsinnholdet i jorda) er høyest. Med lite eller ingen vegetasjon i bunnsjikt og feltsjikt (**Figur 2**), samt stedwise store nedbørsmengder, kan dette gi økt næringslekkasje og jord-erosjon. Både næringsstoffer og forsurende stoffer kan føres ut i vann og vassdrag, med skadeeffekter på det akvatiske miljø.



Figur 2. Strølag i tett plantefelt av gran. Foto: Jarle W. Bjerke ©.

2.2 Effekter av treslagsskifte på jordbunnsfauna

Spretthaler er viktige nedbrytere som bidrar til å bryte ned dødt organisk materiale slik at næringsstoff igjen blir tilgjengelig for ny produksjon av biomasse. Fjellberg et al. (2007) sammenlignet spretthalefaunaen i et rent sitkagranbestand, et rent granbestand og en beitet bjørkeskog på Dønna i Nordland fylke. Det ble funnet en langt større tetthet av dyr pr. flateenhet i granbestanden og sitkagranbestanden enn i bjørkeskogen. Dette skyldtes med stor sikkerhet det langt tykkere strølaget i barskogsbestandene. Antall arter pr. arealenhet var større i bjørkeskogen enn i granbestandene, noe som tyder på en større diversitet i bjørkeskogen. Artssammensetningen varierte mellom skogbestandene. Faunaen i bjørkebestandet skilte seg tydelig fra bartrebestandene. Dette skyldes antakelig både ulikheter i skogstruktur og jordsmonn. Bjørkebestandet har 12 arter som ikke ble registrert i verken gran- eller sitkagranbestandet, mens gran- og sitkagranbestandene hadde 10 arter som ikke ble registrert i bjørkebestandet. Dette studiet viser at mengden spretthaler og hvilke spretthlearter som finnes i en skogbestand varierer med treslagene.

Meitemark er i likehet med spretthaler viktige for jorddannelse og omsetning av næringsstoffer. Undersøkelser av meitemark (*Dendrobaena*, *Allolobophora*, *Lumbricus*, *Octolasion*) i jord med ulike skogsbestand ble utført av Gudleifson et al. (2007). De fant at biomassen av meitemark var høyere i bjørkeskog enn i barskog av sibirlerk, sitkagran og vrifuru. Lignende resultater med høyere meitemarkbiomasse i bjørkeskog enn i granplantefelter er vist av Yoccoz et al. (2005) fra treslagsskifte i nord-norske kystbjørkeskoger, der også snegler viste størst mangfold i bjørkeskogen.

Treslagsskifte fra bjørkeskog til barskog kan således gi store effekter på jordbunnsfaunaen, men kunnskapen om dette er særdeles mangelfull.

2.3 Effekter av treslagsskifte og treplanting på soppflora

Det finnes knapt noen langtidsstudier med permanente prøveflater som kan gi oss eksakte data over soppfloraens endring ved treslagsskifte eller treplanting på gjengroingsareal. Kunnskap om dette tema er derfor basert på pseudoreplikasjon, dvs. en sammenlikning av plantefelt med nytt treslag og et område i nærheten med den naturlige treslagssammensetningen (eller åpent areal). Kunnskapen er mest knyttet til granplantinger langs kysten utenfor granas naturlige utbredelsesområde (jf. Brandrud et al. 2001; Gjerde et al. 2012; Bendiksen 2013). Det finnes særdeles lite informasjon om effekter på soppflora på tilplanting av åpne areal.

2.3.1 Effekter av treslagsskifte

De store endringene som skjer med hensyn til økologiske forhold ved treslagsskifte vil kunne gi ulike utslag for ulike økologiske grupper av storsopp; ektomykorrhizasopp (samliv med trærne via kontakt mellom soppens mycel og trærnes røtter, heretter bare benevnt som mykorrhizasopp) og saprotrofer. Mykorrhizasopp er viktig for trærnes opptak av næringsstoffer, mens saprotrofiske sopp er viktige for nedbrytning av dødt organisk materiale. Saprotrofiske sopp kan igjen deles i jordboende og vedboende arter. For alle disse gruppene vil det være stor innad variasjon som avhenger av hvor stor økologisk spennvidde de ulike artene har. En del mykorrhizaarter vokser kun på ett eller noen få treslag. Når slike treslag byttes, ut vil arten som er knyttet til dette treslaget forsvinne fra det aktuelle området. Flere slike arter har norsk eller latinsk navn knyttet til vedkommende treslag, som lindeslørsopp (*Cortinarius tilae*), eikeslørsopp (*Hygrophorus persoonii*) eller furumatriske (*Lactarius deliciosus*). Det samme gjelder vedboende arter som bare vokser på ved av ett eller få treslag, som almeskinn (*Granulobasidium vellereum*), bøkekjuke (*Trametes gibbosa*) og bjørkeskjellsopp (*Pholiota heteroclita*). For jordsaprotrofene har mange arter større spennvidde, men også her finnes mange arter som bare vokser på strø av bestemte treslag.

Endring i artssammensetning kan imidlertid også være betydelig fra en skogtype til en annen. Bendiksen (2013) gjorde observasjoner i Rindal kommune på Nordmøre der planting av gran startet rett etter annen verdenskrig, blant annet i den vestlige del av kommunen som mangler naturlig gran. Velavgrensede, monotone granplantinger står i skarp kontrast til de naturlige blandingskogene av furu og bjørk. En del sopparter er felles, men arter med obligat (tvungen) mykorrhiza med furu eller bjørk er skiftet ut med arter som foretrekker gran.

I og omkring reservatet Svorkalia på grensa mellom Rindal og Surnadal kommune, er det sterk kontrast mellom en edellauvskog dominert av alm (*Ulmus glabra*) utviklet fra en halvåpen ha-gemarks- eller høstingsskog i reservatet og bratte, sørvendte granplantinger utenfor. Soppfloraen i edellauvskogen er artsfattig og stort sett vedboende saprotrofer. Det finnes imidlertid også sjeldnere lauvskogsarter, som prydhette (*Mycena renati*), og et klart potensial også for andre arter. I granskogen er det derimot ved sesongoptimum en usedvanlig stor tetthet av fruktlegemer. Stort sett er dette vanlige arter som har sterk dominans, bl.a. rød gul piggsopp (*Hydnum rufescens* agg.), men det finnes også en rekke mindre vanlige arter, bl.a. rødlistearten, kristins slørsopp (*Cortinarius kristinae*, VU). Studiet viser at treslag har stor betydning for soppfloraen i området.

2.3.2 Spredning av følgearter, sjeldne arter og arvet mykorrhiza

At sopparter som kun tidligere er kjent fra landsdeler der grana vokser naturlig, kan utvide sitt utbredelsesområde til nye områder der gran plantes er kjent fra tallrike funn i undersøkelser fra granplantefelt (bl.a. Brandrud et al. 2001; Gjerde et al. 2012; Bendiksen 2013). I tillegg kan man ved fremmede treslag få inn helt nye sopparter til landet med ukjente konsekvenser for det stedege biologiske mangfoldet. Dette er foreløpig lite kjent, bortsett fra at det er gammel klassisk kunnskap at lerk er et treslag med flere mykorrhizaarter som bare er knyttet til dette treslaget og som ikke er opprinnelige i Norge (lerkemusserong *Tricholoma psammopus*, lerkesleipsopp *Gomphidius maculatus*, lerkesopp *Suillus grevilleii*).

En del sjeldnere arter og artsgrupper med mange rødlistearter som finnes i spesielt rikere granskog på Østlandet, følger ikke eller i svært liten grad med til de plantede Vestlandet. Dette gjelder ikke minst de harde piggsoppene (*Hydnum*, *Sarcodon*, *Bankera*) og korallsopper (*Ramaria* spp.). Det samme gjelder et stort antall sopper innenfor den artsrike slekta slørsopp (*Cortinarius* sp.). Her kan både klimatiske krav og mulig begrenset sprednings-/etableringsevne spille inn (Brandrud & Bendiksen 2002). Noen arter er imidlertid rapportert etablert på Vestlandet i tilknytning til plantefelt ved Kaupangsenteret i Sogn og Fjordane (Brandrud et al. 2001). Skogen her består av tette plantefelt av gran og douglasgran, men kjerneområdene med en svært artsrik og produktiv soppflora ble observert i granplantefelt, som anslås å ha vært 40-50 år gamle. Enkelte lågurter forekommer langs bekkene, og et funn av orkideen breiflangre (*Epipactis helleborine*) indikerer at de bekkene områdene stedvis kan være svært kalkrike.

De fleste artene som ble funnet i plantefeltet i Kaupanger, Sogn og Fjordane, tilhører et element av sterkt sørøstlige, kalkkrevende slørsopper som for en stor del ikke tidligere er funnet på Vestlandet. Blant disse kan nevnes fiolett knollslørsopp (*Cortinarius pseudoglaucopus*, EN), som anses som direkte truet og som her sannsynligvis har sin største, norske forekomst. Forøvrig er den bare kjent fra tre lokaliteter på Østlandet. Tilsvarende økologi og utbredelse har også den sjeldne *Leucopaxillus alboalutaceus* som ble funnet her. Den svært sjeldne slirevæpnerhatten (*Rhodocybe stangliana*, EN) forekommer i rikelige mengder. Den antas å parasittere fruktlegemer av klokkegråhatt (*Lyophyllum inolens*) og er funnet svært få steder i verden (Gulden 2000). Her er tidligere også registrert den kalkkrevende styktejordstjernen (*Geastrum quadrifidum*). Det er åpenbart at granplantingen har ført til en kraftig vitalisering av mykorrhizafloraen, sannsynligvis med en kraftig økt fruktlegemeproduksjon. Vanligvis er de tetteste granplantingene svært fattige på mykorrhizasopper. Imidlertid er det sannsynlig at de aller fleste

artene (herunder de fleste rødlisteartene) også fantes her tidligere (i kalkfuruskog) før området ble tilplantet med gran og andre bartrær.

Forekomsten av de sjeldne arter i plantefeltene kan imidlertid også skyldes det man kaller for "arvet mykorrhiza" – der deler av den opprinnelige soppfloraen kan overleve ved at noen arter skifter treslag. Det muligens mest klassiske eksempel på dette er den rødlistede mykorrhizaarten svartnende trompetsopp (*Craterellus melanoxeros*, NT), som først og fremst er kjent som en lauvskogsart under hassel og eik (jf. Strid i Ingelög et al. 1993; Hallingbäck 1994), men som spesielt på Vestlandet har tallrike funn fra plantasjer av forskjellige bartrær (jf. Bendiksen et al. 1998, Norsk soppdatabase).

Hvor mye som kan ha vært arvet mykorrhiza og i hvilken grad rødlistearter i noen tilfelle kan øke sitt utbredelsesområde og antall forekomster ved å spre seg til nye regioner som følge av at de plutselig finner livsvilkår der er vanskelig å si. Foreløpig står fenomenet Kaupangsenteret mer som et enkelttilfelle. Sikkert er at de naturtypene som får minsket areal som følge av at andre treslag plantes inn, påvirkes negativt ved at sopparter knyttet til opprinnelige treslag i stor grad vil forsvinne.

2.3.3 Effekter på soppfloraen ved tilplanting av åpne areal

Ved tilplanting av åpne areal vil de opprinnelige økologiske forhold endres dramatisk. Slike områder med få eller ingen trær er påvirket av et lokalklima med vekslende mellom sterk solinnstråling og tørke til god fuktighetstilgang i regnvær. Ved tilplanting vil klimaet endre seg (f.eks. ved tette granplantefelt) med liten lystinnstråling og lavere fuktighet i jordsmonnet. Som for grønne planter (se kapittel 2.6) kan utskiftningen av sopparter fra ei åpen beitemark nærmest være total – fra en soppflora av spesialiserte og saprotrofiske beitemarksarter til f.eks. mykorrhizasopper i blanding av jordboende saprotrofer som lever av det tjukke nålestrøet på bakken i granskog. En suksesjonsstudie fra Østerrike viste en betydelig utskiftning av arter fra åpent kulturlandskap med gras- og urtedominans til ulike aldersstadier av granplantefelt (opp til 35 år) (Ricek 1981).

2.3.4 Naturtyper som er spesielt sårbare for endringer i soppfloraen ved treslagsskifte og treplanting

Noen sopparter/forekomster som finnes i den opprinnelige naturtypen vil kunne tenkes å overleve i den sekundære barskogen, men både direkte endring med hensyn til bytte av treslag og de store økologiske forandringene inkludert mikroklima, strøfall og endret jordkjemi tilsier at endringene i arts sammensetning vil bli store (Menyailo et al. 2002; Laganierie et al. 2012). Det er derfor interessant å studere hvilke naturtyper som kan anses som spesielt truet av treslagsskifte og tilplanting.

I følge Norsk PEFC Skogstandard er følgende vegetasjonstyper/naturtyper beskyttet mot treslagsskifte og ny skogreising:

1. Treslagsskifte på furumyrskog på Vestlandet
2. Treslagsskifte i sumpskog
3. Treslagsskifte i edellauvskog, med unntak av vegetasjonstypen blåbæreikeskog på lav og middels bonitet
4. Skogreising på åpen røsslynghei
5. Treslagsskifte i kalkfuruskog og kalkbjørkeskog
6. Skogreising eller treslagsskifte i kantsonen mot vassdrag

En rekke andre naturtyper vil sannsynligvis likevel bli berørt, indirekte også typene nevnt ovenfor, som følge av spredning av frø fra bartreplantasjer i nærheten. Denne type spredning er vel

kjent og dokumentert (Aarrestad 2009; Austad & Koller 2009; Saure 2012). Med hensyn til sopparts mangfoldet kan denne indirekte effekten av spredning av treslag til tilgrensede naturtyper på lengre sikt vise seg å veie vel så tungt som den direkte effekten på arealer som blir plantet til med nye treslag.

Edellauvskog

Av rødlistede skogtyper som tilhører edellauvskogene, er lågurteikeskog (**Figur 3**) (NT), kalkrik bøkeskog (VU) og kalklindeskog (VU) (Bendiksen 2011). Kalklindeskogen er en utvalgt naturtype med egen handlingsplan (DN 2011) og har dermed et særskilt regelverk. Den har en konsentrert utbredelse til indre Oslofjorden med enkelte utpostlokaliteter. En rekke rødlistede sopparter er knyttet til disse rødlistede skogtypene, særlig kalklindeskog med et stort antall svært sjeldne mykorrhizasopper og hvor Norge har et helt spesielt ansvar, siden vi har de aller fleste lokalitetene på internasjonal basis (DN 2011; Brandrud & Bendiksen 2001, 2002).

Arealmessig vil nok de øvrige edellauvskogstyper (bl.a. alme-lindeskog og gråor-almeskog **Figur 4**) slå enda sterkere ut. Selv om disse som samlet enhet ikke oppfyller kriteriene for rødlisting, finnes det flere til nå dårlig utredete undertyper (jf. Fremstad 1997; Aarrestad et al. 2001; Aarrestad 2002; Framstad et al. 2002). Samlet sett inneholder disse edellauvskogene et stort antall rødlistede sopparter, dels mykorrhizaarter der lind, hassel og eik inngår som treslag og dels vedboende sopp.



Figur 3. Eikeskog av svak lågurtype. Henneseidfjellet i Drangedal. Foto: Egil Bendiksen ©.



Figur 4. Gråor-almeskog. Rindal, Møre og Romsdal. Foto: Egil Bendiksen ©.

Lågurteikeskog inneholder flere rødlistearter som kan bli påvirket hvis bartrær etablerer seg her, bl.a. ruteblekksopp (*Coprinarius picacea*, VU), grønn fåsesopp (*Albatrellus crstatus*, VU) og myk brunpigg (*Hydnellum compactum*, VU), **Figur 5-7.**



Figur 5. Ruteblekksopp (*Coprinopsis picacea*, VU) i lågurteikeskog. Bjellandshaugane i Arendal. Foto: Egil Bendiksen ©.



Figur 6. Grønn fåresopp (*Albatrellus cristatus*, VU) i lågurteikeskog. Bjellandshaugane i Arendal. Foto: Egil Bendiksen ©.



Figur 7. Myk brunpigg (*Hydnellum compactum*, VU) i lågurteikeskog. Bjellandshaugane i Arendal. Foto: Egil Bendiksen ©.

Nordlig lauvskog

Der edellauvskogene stopper mot nord og mot høyden, overtar nordlige (boreale) lauvskoger (i sørboreal-, mellomboreal- og nordboreal sone, etter Moen 1998). Klimatisk preges områdene

av kalde vintrer, langvarig snødekke og en kort vekstsesong. Noen skoger kan ha et stort innslag av selje og rogn og noe bjørk (jf. Bendiksen et al. 2008). Disse kan danne svært frodige og artsrike samfunn av mange organismegrupper, f.eks. i Nord-Norge (**Figur 8**). En rekke rødlistede sopparter er knyttet til disse. Norge har sannsynligvis de største og mest velutviklede selje-rogn-bjørkeskogene (*Salix caprea-Sorbus aucuparia-Betula pubescens*) i Norden, kanskje i Europa, og da særlig brattlendte gammelskogsområder i Vest- og Nord-Norge. Skoger hvor osp (*Populus tremula*) er dominerende eller vanlig er også artsrike naturtyper. Mye av dette arealet er rasmarksbetinget, men selv om for eksempel grana slike steder vil ha problemer med å etablere seg som stabil skog, vil den ved å spre seg inn bli en viktig bestanddel som delvis utkonkurrerer de opprinnelige artene.

Nordlige (boreale) lauvskoger har vært lite påaktet med hensyn til forskning til nå, sikkert delvis fordi de ikke har hatt stor nok forstlig økonomisk betydning. Det vi vet om naturverdier for de ulike typene, er utfyllende diskutert hos Bendiksen et al. (2008). Kunnskap om typer og økologi er såpass mangelfull at de nevnte skoger med selje og rogn er kategorisert som DD (data-mangel) i truetetskategori, mens ospeskogene foreløpig ikke er vurdert (NE). I naturtypekartleggingssammenheng vil noe av nevnte boreale lauvskog inngå under kategori "gammel lauvskog" (DN 2007).

Et betydelig areal vil også være dominert av bjørk. Det vil ofte være skog på mer tilgjengelig og stabil grunn, der det kan være vanskelig å bedømme tidligere bruk og hvor stor graden av kulturpåvirkningen er. Uansett er artsutvalget av sopp knyttet til dette treslaget i all fall i lavlandet mer trivielt og spesielt for de vedboende artene. Unntak er de opplagt mer kulturbetingete lågurt-bjørkeskogene med lavlandsbjørk, som ofte har et hagemarkspreg. Dette er en av de viktigste boreale lauvskogstypene for den jordboende soppfloraen og kan på kalkrik grunn huse sjeldne og rødlistede arter som hardingslørsopp (*Cortinarius argenteolilacinus*, VU), duftsvovelriske (*Lactarius citriolens*, NT) og flekk-kremle (*Russula maculata*, NT). I tillegg kommer flere andre sjeldne kremeler og fluesopper og med ytterligere artstilskudd der hassel inngår, samt flere sjeldne og rødlistede vedboende sopparter der det finnes stående, gamle trær (Bendiksen et al. 2008).



Figur 8. Rik og frodig bjørkeskog i Nord-Norge med innslag av selje og rogn. Foto: Karl-Birger Strann ©.

Næringsfattige edellauvskoger

Også fattige eikeskoger og bøkeskoger som kan være aktuelle for treslagsskifte, kan ha betydelige biologiske verdier i form av rødlistede sopparter. Fattig bøkeskog (**Figur 9**) inntar så lite areal i seg selv at en del arter strengt knyttet til bøk (*Fagus sylvatica*) fort blir sjeldne og dermed utsatt, om de ikke hører med blant det vanligste inventaret i bøkeskogen. Uansett opprinnelse utgjør denne skogtypen med minst tusen års historie en nordlig utpost i Europa der både treslaget selv og mange av dets følgearter har sine randpopulasjoner. Disse kan fungere som viktige genbanker for spesielle arveegenskaper knyttet til evnen å kunne vokse nær bøkens nordlige grense (jf. Framstad et al. 2002).

Gammel fattig edellauvskog er skilt ut som egen hovednaturtype (DN 2007) med undertyper eikeskog, bøkeskog, svartorskog, fattig hasselkratt og forekomst av lind. Gamle, store trær er ofte svært artsrike og kan inneholde flere sjeldne eller rødlistede arter, som eikeildkjuke (*Phellinus robustus*), eikeskinn (*Aleurocystidiellum disciformis*), korallkjuke (*Grifola frondosa*, VU), oksetungesopp (*Fistulina hepatica*, NT), ruteskorpe (*Xylobolus frustulatus*, NT) og skjermkjuke (*Polyporus squamosus*).

Mange arealer er imidlertid mer mosaikkpregete og vanskeligere å klassifisere, blant annet som følge av stor topografisk variasjon og variasjon i berggrunn. Mange steder vil grana inngå i blanding med edellauvtrær og boreale lauvtrær, og det kan være stor biologisk variasjon og mange rødlistearter knyttet til ulike treslag. Slike områder vil også kunne være gjenstand for en forringelse i artsmangfoldet og endring i artssammensetningen som følge av at man målrettet framelsker, eventuelt planter inn gran. Det er denne type skog man vil kunne finne naturtypekartlagt som "rik blandingskog i lavlandet" (DN 2007).



Figur 9. Fattig bøkeskog. Re i Vestfold. Foto: Egil Bendiksen ©.

Åpne areal – semi naturlige naturtyper i kulturlandskapet

Semi-naturlig naturtyper er arealer som har vært holdt åpne på grunn av beiting, utmarks-høsting og vedsanking, men der jordsmonnet ikke har vært pløyd eller grøftet. Tilplanting av åpne og halvåpne områder vil kunne negativt påvirke artsrike, gamle kulturlandskap, klassifisert i en rekke ulike typer fra den åpne naturbeitemarka og slåttemarka, via hagemark, lauveng

og høstingsskog og til beiteskog, som delvis kan betraktes som beitede utforminger av de kjente skogtypene. Beiteskog er rødlistet samlet som NT (nær truet). Sopp er av de organisme-gruppene som har det høyeste antall rødlistearter knyttet til naturbeitemark (VU)/slåttemark (EN) som er i god hevd (Jordal 1997, samt en lang rekke inventeringsrapporter). Det dreier seg om saprotrofe arter innenfor et begrenset antall slekter (*Hygrocybe*, *Entoloma*, *Porpoloma*, *Clavaria*, *Clavulinopsis*, *Geoglossum* m.fl.). Slike kulturlandskapstyper er vidt utbredt i Norge, men har sitt tyngdepunkt i dalførene på Østlandet, på Vestlandet og i Trøndelag (jf. Blindheim et al. 2010). Delvis åpne arealer inngår også i de tresatte typene, og det er jevne overganger mellom dem.

Hagemarka, som er en beitet, delvis tresatt naturtype, karakteriseres av dominerende treslag og kan klassifiseres som bjørkehage, eikehage, askehage, orehage, seljehage, hasselhage osv. Havnehager som er skjøttet gjennom styving eller lauving føres til høstingsskog, som beites, eller lauveng som slås. I tillegg til de jordboende soppene finnes det ofte et interessant soppелеment knyttet til gamle trær. Et klassisk eksempel er den sjeldne pelskjuke (*Inonotus hispidus*, EN), i Norge kjent fra ask og så vidt på alm, og med et kjerneområde i indre Sogn.

Mye av denne type areal er allerede helt eller delvis gjenvokst eller tilplantet med bartrær (**Figur 10**). Trolig er halvåpne areal etter sterkt gjenvokste gamle kulturlandskap det som er det minst konflikthylte arealet med hensyn til mykologiske verdier.



Figur 10. Granplantefelt fra innmarksgrense til snaufjellet, Langøya i Vesterålen. Foto: Elin Myrvoll ©.

2.4 Effekter av treslagsskifte på treboende lav, moser og insekter

På lauvtrær i rike, fuktige edellauvskog på Vestlandet og i rike bjørkeskoger i Nord-Norge finnes sjeldne lavsamfunn, som f.eks. lungeneversamfunn (*Lobarion*-samfunn), **Figur 11**. Disse kan bli sterkt redusert ved treslagsskifte til gran.



Figur 11. Vanlig blåfylllav (*Degelia plumbea*) og lungenever (*Lobaria pulmonaria*) i rik gråoralmeskog i Rindal, Møre og Romsdal. Foto: Egil Bendiksen ©.

Wannebo-Nilsen et al. (2010) studerte hvordan plantasjer av gran og sitkagran påvirker lavsamfunn på trær knyttet til naturlig bjørkeskog i Nord-Norge. De fant at artssammensetningen i de treboende (epifyttiske) lavsamfunnene i bjørkeskog og plantefeltene var svært ulike. Plantefeltene med sitkagran hadde færrest arter og lavest artsdiversitet, mens blandingsskogen av bjørk og gran hadde flest arter og høyest artsdiversitet. Antall arter og artsdiversiteten i granplantefeltene var omtrent lik den i bjørkeskogen, men med helt andre arter. En noenlunde tilsvarende effekt ble funnet ved en sammenligning av biodiversiteten av plantasjer med naturlig skog i Storbritannia (Quine & Humphrey 2010).

Hilmo et al. (2009) studerte forekomst av epifyttiske lav i granplantefelt i Midt-Norge med ulik alder. De viste at antall lavararter øker med bestandsalder. Flest gammelskogsarter ble funnet i eldre bestand, men dekningsgraden avtok med alder trolig pga. av mindre lystilgang, så eldre granplantefelt kan også huse gammelskogsarter.

Endringer i insektfauna ved treslagsskifte er lite studert. Men i isolerte granplantefelt kan huse en rekke granspesifikke insektsarter, da spesielt granbiller. Disse kan ha spredt seg med vind og aktiv flyging, men menneskenes omfattende frakt av tømmer og trevirke har bidratt til at granspesifikke arter har kommet nærmere plantefelt, og dermed etablert seg gjennom kortdistansespredning (Nilssen 1976, 2010). Kolonisering av plantefelt er ikke stokastisk, dvs. at det primært er arter med spesifikke egenskaper mht. livssyklusfleksibilitet og habitatkrav som etablerer seg i plantefelt (Johansson et al. 1994).

2.5 Effekter på rødlistearter

Rødlistearter er arter som der bestandene vurderes å være i tilbakegang. De mest artsrike gruppene av rødlistearter (Kålås et al. 2010) som sopp, moser og lav har en relativt høy frekvent forekomst langs kysten av Norge (Framstad et al. 2010), samtidig som flest antall rødlistearter forekommer i skog og kulturlandskap. Artsdatabanken vurderer treslagsskifte som en viktig påvirkningsfaktor for rødlistearter og antar at i overkant av 300 truede eller nær truede arter har blitt eller er påvirket av aktiviteter knyttet til treslagsskifte (Kålås et al. 2010). Det er imidlertid liten informasjon å finne om hvilke arter dette gjelder, men høyst sannsynlig er det flest arter blant sopp (se kapittel 2.3) og lav.

Av karplanter er det relativt få rødlistearter i åpen vegetasjon på Vestlandet, og med et fornuftig forarbeid for å unngå utnyttelse av arealer slik som skissert i kapittel 5.1, er neppe rødlistede karplanter noe vesentlig problem. På Østlandet er det imidlertid flere rødlistede karplanter i kulturlandskapet, også trolig i gjengroingsarealer, og her kan en treplanting påvirke forekomstene av rødlistede karplanter. Når det gjelder rødlistede sopp er disse utsatt både på Vestlandet og på Østlandet.

2.6 Effekter på bakkenær vegetasjon (karplanter, moser og lav)

Treslagsskifte fra løvskog til tette granplantefelter gir store endringer i lystilgang, vannbalanse og næringstilgang og endrer den bakkenære vegetasjonen totalt. Et tykt strølag dominerer i granplantefeltene, og bakken er omtrent fritt for etablert vegetasjon, med noen få forekomster av lysskyende moser, gress og urter som ofte kan være pionerarter (Lauvrak 1979). Spesielt mosene sliter med den store mengden strøfall i nyetablert ren barskog. Et bilde av en typisk skogbunn i sitkagranplantefelt er vist i **Figur 2** fra Bjerke et al. (2010). Bildet viser en skogbunn dominert av strø og med et par individer av skogstjerne i en liten lysåpning. I midten av sitkagranplantefelter i Nordland og Troms er det generelt ingen planter som vokser (Wannebo-Nilsen et al. 2010).

Det er lite forskning som er utført på dette området, da effektene av treslagsskifte på bakkenær vegetasjon er så innlysende at en dokumentasjon nesten ikke er nødvendig. Imidlertid finnes det resultater fra en tilplantet bjørkeskog i Dønna med lerk og gran (Stabbetorp & Nygård 2005) som fant at antall karplanter i bjørkeskog ble redusert fra 120 til 16 i granplantefeltet, og til en art i sitkagranplantefeltet. På Island undersøkte Elmarsdottir & Magnusson (2007) lynghei som var tilplantet med bjørk, lerk og vrifuru (*Pinus contorta*). Antall plantearter over tid var avhengig både av treslag og bestandsalder, og bjørkeskogen viste høyest artsmangfold over tid.

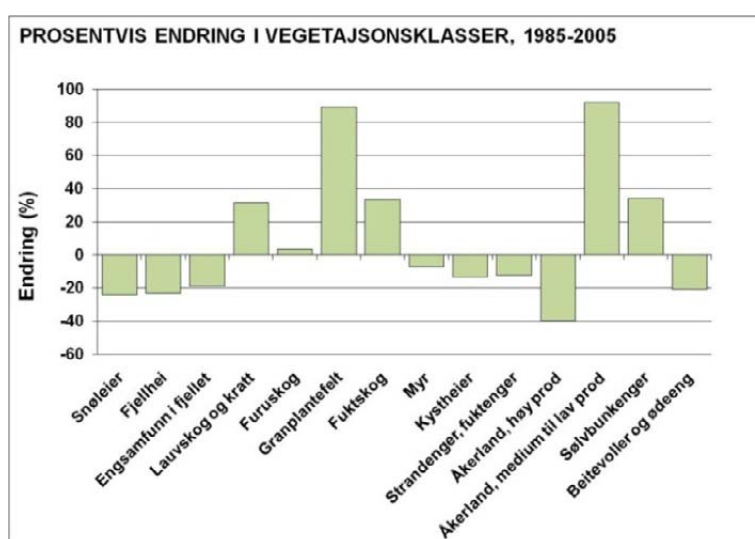
Vi kan heller ikke se at det finnes noe særlig informasjon om effekter av tilplanting av gran på gjengroingsmark og åpent kulturlandskap, da dette er et relativt nytt aspekt. Høyst sannsynlig vil det her gradvis skje en tilbakegang av engplanter på bekostning av skogsarter og en sterk reduksjon i artsdiversitet etter som lystilgangen avtar. Noe informasjon finnes imidlertid fra spredning av sitkagran fra plantefelter i kystlynghei, sammenlignet med en naturlig gjengroing med furu og bjørk (bl.a. Saure 2012), se **Figur 1**. Saure fant at spredning av både sitkagran og furu reduserte antall plantearter i kystlynghei på en romlig skala. Skyggetålende skogsarter overtok for lyskrevende arter mest under sitkagran. Karplanter var mer sensitive enn moser ved spredning av sitkagran, mens moser var mer sensitive enn karplanter ved spredning av furu. Hovedkonklusjonen var at tilplanting av sitkagran endret mangfoldet mer i kystlynghei enn gjengroing med furu. For kulturlandskapet generelt vil en tilplanting føre til en fragmentering av landskapet, en ensretting av naturtyper og utarming av det biologiske mangfold.

3 Effekter på landskapsnivå

Endringer i menneskets bruk av landskapet i løpet av de siste hundre år har ført til store endringer i naturtyper på landskapsnivå, noe som hovedsakelig skyldes endringer i tradisjonell drift, men også fra tilplanting av ulike granarter. Naturtypene blir oppdelt av tette granplantefelter som ligger i en mosaikk i landskapet (**Figur 12**). Slike plantefelter medfører lokalt større endringer på landskapsnivå og kan gi effekter både på vegetasjon og dyreliv ved habitatendringer og interaksjoner i næringskjeden (Yoccoz et al. 2001, 2005). En studie av arealendringer i naturtyper i Vesterålen fra 1985 til 2005, basert på tolkninger av satellittdata, viser til dels store endring naturtypenes utbredelse i landskapet (Tømmervik et al. 2010) (**Figur 13**). Blant annet hadde arealene av granplantefelter hadde økt med 90 %.



Figur 12. Flybilde over Sandnes, Hadsel kommune, Nordland. Mosaikk av dyrka mark, gjengroingsarealer og granplantefelter. Foto: Ingunn Tombre ©.



Figur 13. Prosentvis endring i areal av naturtyper i Vesterålen for perioden 1985-2005 (fra Tømmervik et al. 2010).

3.1 Effekter på fugl og pattedyr av treslagsskifte

Treslagsskifte deler opp leveområder til dyr og planter ved tette granplantinger spredt som fri-merker i landskapet. De økologiske effektene påvirkes av omfang og fordeling av plantefeltene og hvor sårbar en art er for miljøendringer (Levende Skog 2009). Dette er m.a. vist i flere undersøkelser av fugl og annen frittlevende fauna som benytter større og mindre deler av et landskap (Gjerde 1993; Gjerde et al. 1994; Gjerde & Sætersdal 1997; Sigurdson 2000; Yoccoz et al. 2001; Hausner 2001; Hausner et al. 2002, 2003; Gjerde et al. 2005; Einarsen et al. 2008; Pedersen et al. 2009, 2010a,b; Pedersen 2010; Strann 2010; Klaussen et al. 2010; Sigurdson et al. 2012).

3.1.1 Vestlandet

Gjerde og Sætersdal (1997) undersøkte effekten av treslagsskifte fra furu til gran på fuglefaunaen på Vestlandet. De fant at antall fuglearter i ren granskog var lavere enn antall fuglearter i ren furuskog. Imidlertid var antall arter høyest i mosaikk av gran og furu. Årsaken til dette er at noen arter er knyttet til granskog. Som resultat av dette vil en blanding av furu og gran på landskapsnivå ha høyere mangfold fordi den vil ha både arter som er knyttet til furu og til gran. I et spesialstudie på hvitryggspett (*Dendrocopos leucotos*) og gråspett (*Picus canus*) (Gjerde et al. 2005) fant de at hvitryggspetten responderte klart negativt til økende andel gran på landskapsnivå. Gråspetten derimot hadde høyest tetthet ved ca. 40 % gran og 60 % furu. Årsaken er trolig at gråspetten responderer positivt på hogstflater der den spiser maur på bakken. Når andelen gran kom over 50 % avtok tettheten imidlertid betydelig.

3.1.2 Nord-Norge

I subarktiske bjørkeskoger i Nordland og Troms undersøkte Hausner et al. (2002, 2003) mulige endringer i mangfold og sammensetning i spurvefugl-faunaen. De fant at bjørkeskogen hadde et høyere antall spurvefuglarter enn granplantefeltene og artssammensetningen var forskjellig. Typiske granskogsarter kom til, mens de opprinnelige artene ble borte. På landskapsnivå derimot kan artsantallet bli høyere så lenge treslagsskiftets areal holder seg under visse terskelverdier.

Eldre plantefelt i Vesterålen har langt lavere tetthet av fugl enn lauvskogen omkring (Strann 2010). I områder med store sammenhengende granplantefelt, som i Vesterålen, er tettheten av fugl under 50 % av tettheten i omkringliggende lauvskog (Strann 2010).

Yoccoz et al (2001) sine undersøkelser i rike bjørkeskoger i Nord-Norge viste at fuglesamfunnene var klart strukturert langs en gradient fra rik bjørkeskog til eldre granbestand, samtidig som småpattedyr, som fugl kan predatere på, var klart mindre tallrike i de eldre granskogsplantasjene enn i de øvrige skogstypene. Dette understreker at mindre mobile arter kan påvirke bestander av mobile arter som fugler. For reirpredatorer (særlig kråkefugl) og predasjonsrater var det ingen forskjeller på bestands- og på landskapsnivå (Pedersen et al. 2009).

Sigurdson (2000) og Pedersen (2010) fant at smågnagere og spissmus har lavere bestander i granplantefelter enn i bjørkeskog, og Pedersen et al. (2010) viste at rovdyr og deres byttedyr benyttet kantene mellom gran- og bjørkebestander mest, men at det var få effekter på landskapsnivå for vilt. Det er likevel mulig at endringer i bestander av små pattedyr også kan påvirke bestander av større predatorer ved treslagsskifte.

Hovedkonklusjonene fra studiene av effekter av granplanting på dyresamfunn i kystbjørkeskogen i Nordland og Troms var at det er klare effekter på arter med små leveområder, mye lavere tetthet av småpattedyr i granplantinger som en følge av endret markvegetasjon, lavere tetthet og artsrikhet av spurvefugl i granplantinger som følge av endret skogstruktur, lavere insekts-

tetthet, mens det var få eller ingen klare effekter på landskapsnivå, trolig fordi granplantingene utgjorde en liten del av landskapet.

3.1.3 Andre undersøkelser

Levende Skogs gjennomgang av konsekvenser for skogreising og treslagsskifte peker også på at når treslagsendringen endres kan det påvirke gjennomtrengingen av lys og dermed den foretrukne, stedegne vegetasjon for planteetere som hare (Pulliainen & Tunkkari 1987), smågnagere (Hämbäck et al. 1998, 2002) og hønefugler (Wegge & Kastdalen 2008).

3.1.4 Hovedkonklusjon pattedyr og fugl

En tilplanting av gran i områder hvor gran ikke har sin naturlige utbredelse kan altså gi en økt strukturell variasjon i landskapet, noe som gir et høyere artsmangfold enn i et mer ensartet landskap av bjørke- og furuskoger. På den annen side kan dyrearter som er knyttet til bjørkeskog og furuskog bli mer fåtallige og den stedegne diversiteten kan således endres betydelig.

4 Annen påvirkning på klimaregnskapet

4.1 Albedoeffekten og karbonstrømmer

Skogen som karbonlagringsressurs er en viktig funksjon i prosessen for å begrense CO₂-drevne klimaendringer, men dette er bare en del av koblingen mellom skog og klimasystemer. Strålingsbalansen i form av albedo ("hvithetsgrad 0-1"; tallet gir den del av innkommende solstråler som reflekteres tilbake til verdensrommet). Tallet 0 viser at all innstråling absorberes, mens tallet 1 indikerer at all sollys reflekteres. Albedoeffekten er avhenging av en rekke faktorer, men jo lavere albedo, jo mer innstråling absorberes. Redusert albedo vil føre til redusert energitap til atmosfæren og dermed økt temperatur på jordoverflaten. Albedoen i skogkledde områder er mye lavere enn ikke skogkledde områder. I tillegg varierer albedoen sterkt mellom ulike typer av skog (Framstad et al. 2013).

Granplantefelt har f.eks. en lavere albedo enn furu- og lauvskogsområder. Refleksjon av sollys fra granplantefelt er anslått til å være halvparten av bjørkeskog og mindre enn en tredjedel av albedoen over grasdominerte områder. Når det gjelder treslagskifte fra grasmark og lauvskog til barskog i den boreale sone (nordlig sone) så vil dette kunne føre til økt global oppvarming. Effekten av treslagskifte øker mot nord på grunn av den store forskjellen i albedo mellom skog og snø, der åpne områder i større grad er snøbelagt enn skogsområder (Thompson et al. 2009).

I boreale regioner kan snødekte områder og tundra ha en albedo opp mot 0,6-0,8. Skogdekte områder i samme regioner har en albedo på bare 0,2-0,3 om vinteren og 0,1 om sommeren (Anderson et al. 2011; Bright et al. 2011). I tillegg er det flere faktorer enn treslagsblanding som påvirker albedoen innen de enkelte områder, f.eks. terrengform, skydekke, snøforhold og eksponisjon. Mange modeller peker imidlertid på at de positive klimaeffektene av karbonopptak i boreal skog mest sannsynlig vil overgå av de negative effektene av lavere albedo (Betts 2000; Bala et al. 2007; Bonan 2008; Anderson et al. 2011), dvs. at det økte varmeopptaket i områder som tilplantes gir en netto større oppvarming enn det som vinnes med økt binding av karbon. Modellene peker således på at klimaeffekten av tilplanting kan være negativ. Se Framstad et al. (2013) for ulike modellresultat og synteser.

Åpen mark har en betydelig høyere albedo enn barskog. Flere modelleringsstudier har indikert at de positive klimaeffektene av CO₂-opptak i biomassen i boreal skog mest sannsynlig vil være mindre enn de negative effektene av lavere albedo av skog sammenlignet med åpen mark (jf. Bright et al. 2011). Samtidig vil en tilplanting av kulturmark og annen treløs mark føre til økt biomassenedbrytning av strø og røtter, og karbon vil slippes ut som CO₂ både fra nedbrytningen og fra markforstyrrelser (Mäkipää et al. 2011). Ikke minst fører økt overjordisk vegetasjonsdekke til akselerert nedbrytning av karbonlagre i jordsmonnet som har vært bevart i flere århundre, og dette kan føre til at arealene går fra å ha netto karbonlagring til å være netto karbonutslippskilde (Hartley et al. 2012; Kane 2012).

Nyere forskning fra Sverige viser at mykorrhizasopp spiller en betydelig viktigere rolle for skogens karbonlagring enn man tidligere har trodd. Clemmensen et al. (2013) viste at så mye som 50-70 % av det lagrede karbon i boreale skoger tilføres jordsmonnet via mykorrhizasopp, som lever i symbiose med trerøtter. Det lagres således mer karbon i jord enn i trær. Studiet gir grunnlag for å stille spørsmålet om størst mulig skogproduksjon ved hjelp av treslagskifte virkelig er den mest effektive måten å motvirke klimaendringer, da mykorrhizasoppens positive betydning for karbonlagringen økte med skogens alder og var høyere i gammelskog enn i yngre plantet skog.

En «karbon-alene»-tilnærming som ignorerer albedoeffektene og karbonstrømmer i økosystemet kan således føre til en betydelig overestimering av klimagodene av ulike skogreisningstiltak (Thompson et al. 2009).

4.2 Endring i klima og effekt på granvekst

Gran (*Picea abies*) vokser ikke naturlig i hele landet. Det er hovedsakelig klimatiske og ikke vegetasjonshistoriske årsaker til dette. Grana er et kontinentalt treslag. På Vestlandet er vintrene for milde for at grana viser god reproduksjonsevne. Det milde klimaet fører til at plantene respirerer mye og derved forbruker sine karbohydratreserver (Printz 1933; Crawford 2000). Det milde klimaet fører også til redusert oppbygging av frostherdighet, noe som gjør grana ømtålig overfor frostperioder om vinteren (Crawford 2000; Crawford et al. 2003). Tidligere fantes gran lenger vestover på Vestlandskysten, men bestandene døde ut etter hvert som klimaet ble mer oseanisk, dvs. med et mer ustabilt vinterklima og et fuktigere sommerklima (Printz 1933). I Europa hadde grana sin maksimale utbredelse for omtrent 4000 år siden (Maiorano et al. 2013). Granas potensielle geografiske utbredelse er forventet å bli kraftig redusert, uansett hvilket klimascenario som legges til grunn, og dens egnethet vil bli redusert i 58 % av det europeiske området som ble studert av Maiorano et al. (2013).

Innenfor granas nåværende naturlige utbredelsesområde vil vi trolig kunne forvente økt skadefrekvens på naturlige og plantede grantrær, dette spesielt fordi vinterklimaet er under sterk endring (Christensen et al. 2007). Det er en mulig tendens til økt frekvens av såkalte røde belter i granbestander. Disse skyldes store temperaturfluktuasjoner om vinteren som fører til redusert frostherdighet (Bigras & Colombo 2000; Solheim & Venn 2003). Også andre typer skader kan oppstå på bartrær som følge av ustabilt vinterklima og fuktigere sommerklima (Hyllen et al. 2007). Risikoen for økt skadefrekvens bør inkluderes i modellene for biomasseøkning i plantefelter. Som for albedo vil utelatelse av klimarelaterte skadeeffekter trolig føre til en overestimert av de gunstige effektene av økt treplanting i klimaregnskapet. Det er spesielt vintergrønne arter som er ømfintlig for vinterrelaterte skader. Derfor er det sannsynlig at lauvtrær vil tåle klimaendringene bedre enn bartrær. Kombinasjonen av endret vinterklima og økt nitrogen-tilførsel enten gjennom gjødsling eller luftforurensing gjør bartrær ytterligere sårbar for vinterskader, se videre omtale i kapittel 6.5.

5 Diskusjon og forvaltningsråd - treslagsskifte og treplanting i klimasammenheng

5.1 Treslagsskifte i skog

Effektene på det eksisterende økosystem og det biologiske mangfold ved treslagsskifte er til dels betydelig. Særlig gjelder dette for treslagsskifte fra lauvtre til gran på skogsmark med god bonitet. De drastiske endringene i økologiske forhold kan etter erfaringer fra plantefelter på Vestlandet og i Nord-Norge føre til en total utskifting av arter i bunnvegetasjon, eller en total mangel på bunnvegetasjon. Rene gran (evt. sitkagranbestander) er svært skyggefulle (Stabbe-
torp & Nygaard 2005; Arneberg et al. 2007; Wannebo-Nilsen et al. 2010; Bjerke et al. 2010), og det etableres svært lite karplanter i skogbunnen, selv etter lang tid. Også mosedekket etableres svært seint på grunn av de dårlige lysforholdene og det store strøfallet.

Resultatene fra Frank et al. (1998) indikerer at ved et eventuelt treslagsskifte fra bjørk til gran vil det være en fordel å beholde en vesentlig andel bjørk i bestandene både med tanke på å oppnå størst mulig volumproduksjon, samt unngå unødvendig tap av biologisk mangfold. Dette støttes også av en nyere studie publisert av Gamfeldt et al. (2013) som viser at blandingsskog kan gi positive effekter på biomasse, biomangfold, tilvekst og klima.

Lokalt påvirkes også jordbunnsfaunaen, soppfloraen, treboende lav, moser og insekter, samt og mindre pattedyr. Videre vil et treslagsskifte i områder med rødlistearter føre til en tilbakegang av disse lokalt. Plantefelter deler opp leveområder for dyr, og en reduksjon av beitevennlige arter i vegetasjonen, insekter og mindre mobile pattedyr som smågnagere kan få betydning for bestander av mer mobile arter som fugler og større pattedyr, ved endring i mattilgang og habitat. Treslagsskifte fører også til at nye arter kommer til, og den totale artsdiversiteten i områder med plantefelter vil øke. Men for en bærekraftig forvaltning av norsk natur er det ikke nødvendigvis riktig å etterstrebe en høyest mulig diversitet, men å ta vare på den stedegne diversiteten i landskapet.

5.2 Tilplanting i kulturlandskap og gjengroingsareal

Under den klimatiske skoggrensa vil alle arealer som ikke påvirkes av menneskelig aktivitet og som er aktuelle for skogreising allerede være skogkledde. Åpne arealer hvor ny skogreising er mulig er altså allerede nødvendigvis menneskelig påvirket, i første rekke i sammenheng med jordbruk (beite, slått, dyrking). Dette innebærer at arter som foretrekker forstyrrelse som beite, slått og utmarkshøsting (kortlevde arter spesielt) eller som har store krav til lys vil forventes å gå tilbake eller forsvinne ved tilplanting av tidligere åpent areal. I Norge er 650-700 plantearter knyttet til lysåpne enger. Konvertering av åpne areal til skog innebærer en total endring av naturtypen, og de fleste plante- og soppartene som finnes innen arealet før det tilplantes må forventes å forsvinne og gradvis erstattes av pionerpregede, vanlig utbredte skogsarter. Vi skal også huske på at kulturlandskap under gjengroing også huser flere rødlistearter, særlig sopp og karplanter fra det opprinnelige, hevede kulturlandskapet, og en tilplanting vil øke hastigheten i tap av disse artene. Ved en ny skogreising som er foreslått i St.meld.nr. 21, nr. 39 og Klimakur 2020, for å binde opp CO₂, bør derfor de negative effekter på det biologiske mangfold vektlegges i høy grad.

Karbonbalansen i økosystemene endrer seg også. Treplanting i kulturmarka vil unne gi jordforstyrrelse og økt nedbrytning og føre til karbonutslipp. I tillegg blir albedoen mindre, noe som bidrar til oppvarming (jfr. kapittel 4.1). En betydelig del av den langsiktige karbonlagringen i jord er knyttet til mykorrhizasopp, og forskning på hvordan endringer i mykorrhizasopp-samfunnene påvirker karbon i jord er kun i startfasen. For at en tilplanting av kulturmark og gjengroingsarea-

ler skal gi en klimanytte, må gjennomsnittlig trebiomasse over tid både være større enn kulturmarkens biomasse og kompensere for karbonutslipp ved skogskjøtsel og mindre albedo.

5.3 Forvaltningsråd

På bakgrunn av tilgjengelig kunnskap om effekter på biologisk mangfold av treslagsskifte og treplanting på gjengroingsareal, setter vi opp en liste over hvilke arealer, vegetasjonstyper og naturtyper der ny skogplanting vil føre til større negative konsekvenser på stedeget biologiske mangfold. Listen omfatter alle naturvernområder, utvalgte naturtyper beskyttet av naturmangfoldsloven, samt områder og vegetasjonstyper der det etter Norsk PEFC Skogstandard ikke er tillatt med treslagsskifte og skogreising (**Tabell 1**). I tillegg en liste med naturtyper som er uten noen form for restriksjoner, inkludert naturtyper der handlingsplaner er under utarbeidelse (**Tabell 2**).

Rike bjørkeskoger og istervierskoger med høgstauder og storbregner i Nord-Norge har tidligere vært betydelig utsatt for treslagsskifte. Dette er viktige områder for biologisk mangfold er klassifisert under rødlistenaturtypen «rik boreal frisk lauvskog» (DD) og «nordlig høystaudeskog» i truede vegetasjonstyper (Arrestad et al. 2001).

Landskogstakseringen ved Skog og landskap kartlegger bl.a. skog og utmark basert på vegetasjonstyper, delvis etter inndelingen i Fremstad (1997). Vurderinger av hvilke vegetasjonstyper som bør tas ut av bruttolisten (se Innledning), kan gjøres ved å sammenligne de ovennevnte nevnte kategorier av sårbare naturtyper (**Tabell 2 og 3**) med landskogstakseringens vegetasjonstyper for skog og utmark. Man vil da se at velutviklede utforminger av landskogstakseringens vegetasjonstyper *storbregneskog, lågurt-eikeskog, høgstaudeskog, hagemarkskog, lågurt-eikeskog, blåbær-bøkeskog, gråorskog med edellauvtre, lågurt-bøkeskog, almlindeskog, or-askeskog, gran- og bjørkesumpskog, lauv- og viersumpskog og kystlynghei* bli negativt berørt ved treslagsskifte og ny skogreising.

Det er for tiden en del pågående prosesser som kan gi flere arealer som bør skjermes over tid. Slike områder er:

- *Områder som er viktige for biologisk mangfold.* Den nasjonale kartleggingen av slike områder er ikke ferdigstilt, og en må ta høyde for at det kommer flere arealer som ennå ikke er registrert (http://www.dirnat.no/publikasjoner/handbok_13/).
- *Utvalgte naturtyper i henhold til lov om biologisk mangfold.* Loven er av nyere dato, og det forventes at antall utvalgte naturtyper vil øke de nærmeste årene. Bl. annet er kystlynghei under vurdering til å bli en utvalgt naturtype. Det er heller ikke foretatt noen systematisk kartlegging av disse (http://www.dirnat.no/naturmangfold/trua_arter/).
- *Områder med forekomst av rødlistearter.* Informasjon om slike forekomster finnes i Artsdatabanken (<http://www.artsdatabanken.no/frontpageAlt.aspx?m=2>). Vår kunnskap om forekomsten av slike utrydningstrua arter er imidlertid svært mangelfull, og en må ta høyde for at det vil bli gjort stadig nye funn av disse artene.

Tabell 1. Arealer, naturtyper og vegetasjonstyper med viktige biologiske verdier der det i dag ikke er tillatt med treslagsskifte og ny treplanting. (* Vi antar at kystlynghei kommer inn under denne PEFC-kategorien).

Areal/vegetasjonstyper	Restriksjoner	Forvaltningsreferanser
Alle naturvernområder	Vern	Naturbase.no
Furumyrskog på Vestlandet	Ikke tillatt	Norsk PEFC Skogstandard
Slåttemark slåttemyrflate, slåttemyrkant, slåtteeeng	Restriksjoner etter NML	Utvalgt naturtype
Kalklindeskog inngår i edellauvskog	Restriksjoner etter NML	Utvalgt naturtype
Arealer med hule eiker	Restriksjoner etter NML	Hule eiker er en utvalgt naturtype
Sumpskog	Ikke tillatt	Norsk PEFC Skogstandard
Edellauvskog (unntatt blåbær-eikeskog på lav og middels bonitet)	Ikke tillatt	Norsk PEFC Skogstandard
Åpen røsslynghei *	Ikke tillatt	Norsk PEFC Skogstandard
Kalkfuruskog	Ikke tillatt	Norsk PEFC Skogstandard
Kalkbjørkeskog	Ikke tillatt	Norsk PEFC Skogstandard
Kantsoner mot vassdrag	Ikke tillatt	Norsk PEFC Skogstandard

Tabell 2. Areal og naturtyper med viktige biologiske verdier som blir betydelig berørt ved treslagsskifte og ny treplanting, og som ikke har noen restriksjoner mot inngrep og som ikke er listet under Tabell 1.

Areal/naturtyper	Aktuelle typer	Forvaltningseferanser
Områder viktige for biologisk mangfold (lokalt, regionalt og nasjonalt, DN-håndbok 13, MiS)		Naturbase.no http://www.skogoglandskap.no/kart/kart_mis/temaer/misfigurer_wms
Rødlistede naturtyper <i>Lindgaard & Henriksen (2011)</i>	Kontinentale skogsbekkekløfter (NT) Beiteskog (NT) Temperert kystfuruskog (EN) Rik, boreal, frisk lauvskog (DD) Lågurt-lyngfuruskog (NT) Olivinskog (EN) Ravinedal (VU) Åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (VU) Kulturmarkseng (VU) Boreal hei (DD)	Handlingsplan under utarbeidelse Inneholder både beitemarker og slåttemarker
Områder med rødlistearter		Artsdatabanken
Andre naturtyper	Høstingsskog Åpen grunnlendt mark i Oslofjorden	Handlingsplan under utarbeidelse Handlingsplan under utarbeidelse

6 Effekter av nitrogengjødsling i skog på økosystem og biologisk mangfold

6.1 Bakgrunn

I forbindelse med vurderingen av tiltak for skogbruket for å øke CO₂ opptaket i norske skoger er det foreslått å gjødsle skogsystemer med nitrogen (N) for å øke tilveksten av tre-biomasse. Beregningene vist i Klimakur 2020 og St.meld nr. 39 viser økt årlig opptak av CO₂ på 0,45 millioner tonn CO₂-ekvivalenter etter 10 år, forutsatt gjødsling av ca. 120.000 dekar per. år, dvs. opp i mot 1 200.000 da over 10 år. Norges skogareal er på ca. 120 000 km², og arealet som vurderes gjødslet i stortingsmeldingen tilsvarer da ca. 10% av dagens skogareal. Tallene baserer seg på at en vellykket gjødsling med tilførsel av ca. 50 kg ammoniumnitrat per dekar (tilsvarende ca. 15 kg N/dekar og 150 kg N/hektar) i nær hogstmoden skog vil øke tilveksten med 0,1 - 0,2 m³/dekar/år i en 6-10 årsperiode etter gjødslingen. Gjødslingen med ammoniumnitrat er vurdert utført ved hjelp av spredning fra helikopter, trolig i granulatform med tilsatt kalsium (Ca), magnesium (Mg), fosfor (P), kalium (K) og bor (B) og fra bakkenivå. Vegetasjonstyper som kan være aktuelle i følge bruttolisten (se kap. 1) er blokkebær-, bærlyng-, blåbær-, småbregne- og storbregneskog med flater som har podsolprofil og en jorddybde på ≥ 25 cm, samt tresatt myr.

Norsk natur mottar i dag tilførsel av N både via avsetninger fra luft og fra aktiv gjødsling fra jordbruk og skogbruk. Effektene av tilført N på økosystemer fra luft er et resultat av langtidspåvirkninger over tiår, mens en aktiv skoggjødsling gir mer straks-effekter. Imidlertid er prosessene for N-opptak i vegetasjonen trolig mye det samme om N blir tilført som våtavsetning ved nedbør eller den kommer fra N-forbindelser oppløst av regnvann fra gjødsel på bakken. Ved vurdering av skadeeffekter av N-gjødsling bør derfor all tilførsel av N legges til grunn.

N-avsetninger fra luft og fra gjødsling kan føre til både eutrofiering og forsuring av økosystemer (se kapittel 6.5). Ulike naturtyper har ulike tålegrenser for N-tilførsel. Generelle effekter er økt biomasseproduksjon av N-krevende arter som gras og urter og reduksjon av artsdiversitet (Stevens et al. 2006; Maskell et al. 2010). Luft-transportert N er regnet som den tredje viktigste trussel mot biologisk mangfold i Europa, etter arealinngrep og klimaendring (Sala et al. 2000; EEA 2003; MA 2005 <http://www.unep.org/maweb/documents/document.272.aspx.pdf>). Globalt sett er særlig biologiske hot-spots-områder, dvs. områder med særdeles høy biodiversitet, svært truet av økte N-avsetninger (Phoenix et al. 2006). Også norske overvåkingsprogram fra skog har gitt indikasjoner på at dagens N-tilførsel påvirker økosystemer i de sørligste deler av landet der N-avsetningen er høy (Aarrestad et al. 2008).

6.2 Skoggjødsling i Norge

Skoggjødsling har vært lite brukt i det praktiske skogbruket i Norge (Nilsen 1999). Størst aktivitet fant sted på slutten av 1960-tallet med ca. 9000 ha årlig gjødslet areal (inkludert myr). Rundt 2000-tallet ble ca. 3000 ha gjødslet, derav 1500-2000 ha på fastmark (Levende skog 1999). Aktiviteten i de siste 10 år har også vært liten.

Det er i løpet av de siste 100 år vært gjort flere gjødslingsforsøk både i Norge og Sverige for å se på effekter av primærproduksjon av trær (Nilsen 1999, 2001; Norhstedt 2001). I startfasen var det overordnede målet å øke skogens produksjon og således øke inntektene og avkastningen av investert kapital i skogbruket. Senere ble forskningen mer konsentrert om hvilke næringsstoffer som trengtes for å bette vekst og virke kvalitet og om nærings sirkulasjon. Både eldre skog og yngre skog (hogstklasse II og III) viser en meget god vekstrespons med gjødsling av N, og en positiv tilleggseffekt ved tilførsel av fosfor (P) og kalium (K). Startgjødsling ved treplanting er imidlertid lite velegnet for å øke trærnes vekst.

Avrenning, mineralisering, immobilisering og gass-tap av N ble undersøkt i felt-, lysimeter- og laboratoriestudier (Overrein 1967, 1968, 1969), og i de siste 20-30 årene har ulike aspekter ved forsuring, kalking, N-metning og næringsubalanse blitt belyst gjennom flere typer forsøk (Nilsen & Abrahamsen 1995; Brække 1996; Nilsen 1998; Røsberg et al. 1998). Undersøkelser av vegetasjonsendringer knyttet til skoggjødsling viser at effektene er avhengig av hvordan gjødslingen er utført og hvilken metodikk som benyttes under registrering av vegetasjonsendringer (Olsson & Kellner 2006). Resultatene fra aktiv skoggjødsling stemmer likevel godt overens med resultater av gjødslingsforsøk knyttet til vurdering av effekter av tilført N fra atmosfæren.

6.3 Utslipp av nitrogen til luft fra industri og landbruk

Utslippene av N i form av ammoniakk (NH_3) og nitrogenoksider (NO_x) økte betydelig på verdensbasis i det 20. århundre, og utslippene er fortsatt høye. Ammoniakk slippes hovedsakelig ut fra jordbruksaktiviteter som melkeproduksjon og intensivt dyrehold, mens nitrogenoksider hovedsakelig kommer fra forbrenning av fossilt materiale fra trafikk og industri (Unger et al. 2010). Utslippene transporteres i atmosfæren både over korte og lange avstander og avsetning av atmosfærisk N har økt i mange naturlige og semi-naturlige økosystemer, særlig i sentrale og vestlige deler av Europa (Galloway et al. 2008). Avsetningene i Norge har vært relativt konstante de senere tiår, med en svak nedgang i de mest belastede områdene (Aas et al. 2008, 2012), men det er forventet en økning på 10-30 % N-nedfall over Norge de neste 100 år, særlig langs kysten (Hole & Enghardt 2008).

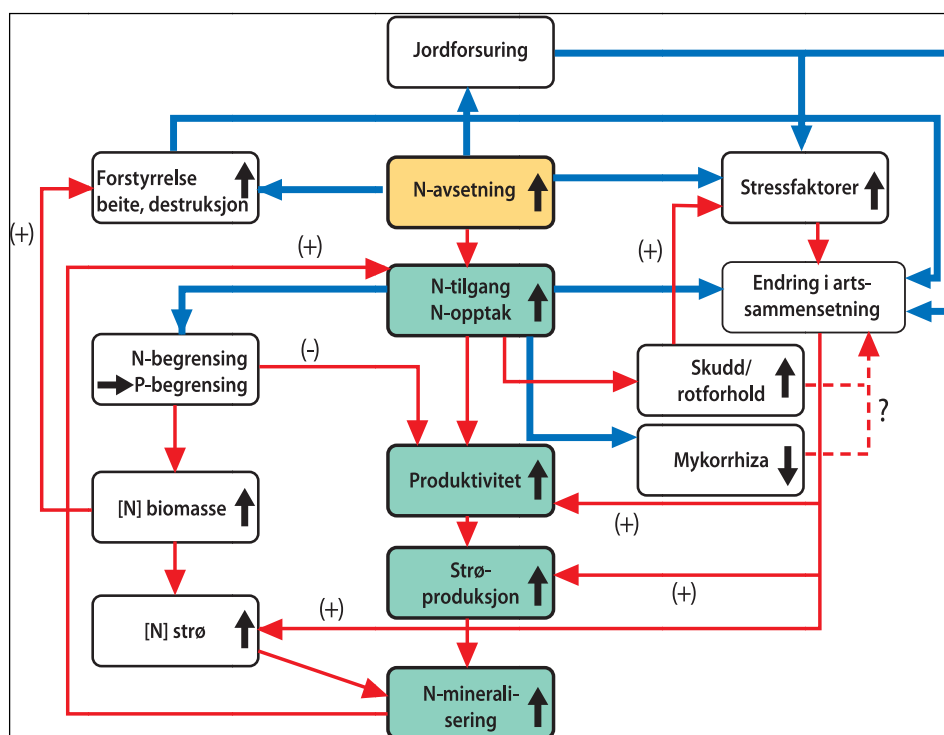
6.4 Avsetning av ulike nitrogenforbindelser fra luft

Atmosfærisk reaktivt N (alle N-forbindelser unntatt ikke-reaktiv N_2 gass) transporteres gjennom luft og avsettes i naturen i mange ulike kjemiske former. Nitrogenoksid (NO) og nitrogendioksid (NO_2), samlet kalt NO_x , kommer hovedsakelig fra forbrenning av fossilt organisk materiale og oksideres i aerosoler til nitrat (NO_3^-) og salpetersyre i gassform (HNO_3). Slike oksiderte N-forbindelser (kalt NO_y) kan transporteres over svært lange avstander fra kontinentet i Europa til arktiske strøk (Hodson et al. 2005). Ammoniakkutslipp (NH_3), hovedsakelig fra landbruk, danner ammonium NH_4^+ i aerosoler og i nedbør. I tillegg kommer avsetning av organisk N i form av aminer (R- NH_2). Disse reduserte N-formene, også kalt NH_x , transporteres over kortere avstander enn de oksiderte forbindelsene (Nordin et al. 2009).

Avsetningen av luft-transportert N i form av NH_x og NO_y skjer både via våtavsetning ved nedbør (regn, tåkepartikler og snø) og ved tørravsetning (aerosoler og gass). Den totale N-avsetning fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning og våtavsetning, og er her kalt bakgrunnsavsetning (Knudsen et al. 2002). Avsetningen i Norge er diskutert i kap. 6.6.

6.5 Økosystemeffekter av nitrogengjødsling – generelle prosesser

Figur 14 gir en skjematisk oversikt over de viktigste prosesser knyttet til effekter av økt N-avsetning på økosystemer både når det gjelder eutrofiering (gjødsling), forsuring og stress på planter. Figuren forstås best ved å starte med boksen N-tilgang og N-opptak og følge de røde pilene effekter som viser effekter som kan inntreffe etter kort tid (< 5 år) mens de blå pilene indikerer langtidseffekter. Se elles symbolforklaring i figurteksten.



Figur 14. Skjematisk oppsett av de viktigste effekter av økt N-avsetning på økosystemer. ↑ indikerer økning. ↓ indikerer reduksjon. Røde piler: effekter kan inntreffe etter kort tid (< 5 år), blå piler indikerer langtidseffekter. (+): positiv feedback, (-): negativ feedback. Grønne felter representerer viktige ledd i gjødslingseffekten. N i klamme er konsentrasjon av nitrogen. Bearbeidet etter Bobbink & Lamers (2002).

6.5.1 Eutrofiering

N er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Se grønne felter i **Figur 14** (gjødslingseffekten). Karplanter tar opp tilført N fra jord via røtter og mykorrhiza og benytter det som byggemateriale i celleproduksjonen. Dette fører til økt vekst og økt strøproduksjon, noe som igjen gir økt mineralisering (nedbrytning av organisk materiale til N-forbindelser som blir tilgjengelige for planter), næringsopptak og planteproduktivitet (Achermann & Bobbink 2003).

Økt N-tilgang gir gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras (Tamm 1991). Rasktvoksende og N-krevende planter som gras og enkelte urter vil konkurrere ut karakteristiske arter i næringsfattige og middels næringsrike (oligotrofe og mesotrofe) habitater, særlig de arter som har lav dekning, noe som igjen fører til en reduksjon i artsdiversitet (Bobbink et al. 1998, 2003; Suding et al. 2005; Bobbink et al. 2010). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling.

Moser og lav tar opp alle former for N-forbindelser i ioneform (Dahlman et al. 2004; Forsum et al. 2006). Samtidig har disse plantene en stor overflate, noe som forsterker opptaket av N (Jones et al. 2007). Flere moser og lav reagerer imidlertid negativt på økt N-tilgang, og sammen

med konkurransen fra et tettere feltsjikt av urter og gras vil dette ofte bidra til en reduksjon av mose- og lav-dekket (Fremstad et al. 2005).

Når økosystemene blir mett med N, dvs. at N ikke lenger er den begrensende faktor, vil planteveksten bli begrenset av andre faktorer, f.eks. fosfor (P). En endring fra N- til P-begrensning vil gradvis føre til endringer i artssammensetning, noe som bl.a. er påvist i nedbørmyrer i Sverige (Aerts et al. 1992; Gunnarson et al. 2002).

Produktiviteten i akvatiske økosystemer er generelt ansett å være mer begrenset av P enn N, men flere undersøkelser viser at N også er en begrensende faktor i næringsfattige innsjøer (Elser et al. 2009), med oppblomstring av alger og endringer i makrofyttvegetasjon som resultat av økt N-tilgang (Roelofs 1983; Roelofs et al. 1984).

6.5.2 Forsuring

N-avsetning kan i tillegg til eutrofiering føre til forsuring både av terrestriske og akvatiske systemer. Forsuring er definert som tap av bufferkapasitet (mengde utbyttbare basekationer på leirkolloider i jord, kalt basemetning) og alkalinitet eller ANC (Acid Neutralizing Capacity) i vann, noe som kan føre til nedgang i pH. Tilført N tas opp av vegetasjonen og mye kan bli bundet i jordsmonnet som kommer jordmikroorganismer til gode. Men tilføres det mer N enn vegetasjon og jordmikroorganismer kan utnytte, vil noe av "overskuddet" renne ut gjennom jordsmonn og løs-masser og ende i vassdrag som nitrater (Knudsen et al. 2002). Nitratet er et mobilt anion og må transporteres sammen med like mengder kationer, hovedsakelig av hydrogen, aluminium, kalsium og magnesium. De to førstnevnte fører til forsuring av vann, mens utvasking av kalsium og magnesium fører til lavere basemetning i jord, noe som igjen fører til lavere bufferkapasitet mot hydrogen. Når N tilføres i form av salpetersyre (HNO_3) vil også H^+ -komponenten kunne forsure jordsmonnet, men dersom NO_3^- tas opp av vegetasjonen, vil et OH^- -ion frigjøres. Dette vil igjen nøytralisere H^+ -ionet (Reuss & Johnson 1986). Gjødsling med NO_3^- vil kunne føre til forsuring og redusert basemetningsgrad og bufferkapasitet hvis plantene ikke evner å ta opp alt nitrogenet, dvs. man får en lekkasje til vann. Tilført ammonium (NH_4^+) vil gi en forsuringseffekt når det tas opp av plantene, da røttene vil frigjøre H^+ ved opptak. Forsuringseffekten av N-gjødsling er således avhengig av vegetasjonens evne til å ta opp nitrogenet og den kjemiske formen på tilført N.

På grunn av store mengder kalsiumkarbonat i kalkrike jordsmonn er bufferkapasiteten så god at pH ikke endres, mens i mer silikatrike jordsmonn vil pH synke raskt pga. lavere bufferkapasitet (Bobbink & Hicks 2009). Ved lav pH vil også leirminerale brytes ned og bidra til frigjøring av giftige aluminiumoksider. Ved lav pH vil nitrifiseringsprosesser avta eller opphøre helt, noe som fører til en akkumulering av ammonium i jordsmonnet, mens nitratinnholdet reduseres til nesten nullnivå. (Roelofs et al. 1985). Nedbrytningen av organisk materiale vil avta og det vil skje en akkumulering av organisk materiale i humus og strølag (Ulrich 1991). Som et resultat av de mange komplekse endringene vil plantevekst og artssammensetningen endre seg mot en mer artsfattig, syreressistent vegetasjon der typiske arter som trives ved midlere og høyere pH verdier vil forsvinne (jfr. Achermann & Bobbink 2003).

Bufferkapasiteten i vann er svært avhengig av hydrogenkarbonatkonsentrasjoner. Innsjøer med lave hydrogenkarbonatverdier (oligotrofe innsjøer) er svært utsatte for tilførsel av forsurende komponenter som N-forbindelser, noe som igjen fører til en reduksjon av alkalinitet og lavere pH. Store deler av Sør-Norge og Hedmark har svært lav bufferkapasitet, og ved eventuell gjødsling med nitrat i disse områdene må mengden tilført gjødsel vurderes nøye.

6.5.3 Effekter av ulike nitrogenformer

N er først og fremst et næringsmiddel for planter, men ulike arter er tilpasset ulike former av N, og noen former kan være skadelige for enkelte plantesamfunn. Planter som er karakteristiske for sure jordsmonn har en tendens til å foretrekke ammonium, mens de som finnes på mer baserike jordsmonn er mer tilpasset nitrat (Nordin et al. 2001, 2006.). Mange arter favoriseres imidlertid av begge N-former, noe som er vist ved forsøk i svenske skogsystemer (Falkengren-Grerup 1998; Olsson & Falkengren-Grerup 2000). Ammonium kan være skadelig for næringsbalansen til planter som er tilpasset nitrat som N-kilde. Plantenes vekst, produktivitet og motstandsevne til å tåle tørke og frostskafer kan da avta (Pearson & Stewart 1993; Krupa 2003). Ammonium har ved feltforsøk vist seg å være den mest skadelige N-formen for vegetasjon på nedbørmyr (Sheppard 2008) og i lyngheier (van den Berg et al. 2008). Skadene opptrer ved lavere akkumulerte doser enn for oksidert N (nitrat) og redusert N (ammonium). Økt ammoniumopptak kan også redusere opptak av basekationer og således endre næringsbalansen for arter (Nihlgård 1985). I områder med høy N-avsetning er det ofte en svært høy andel ammoniakk og ammonium i forhold til nitrat. Det er imidlertid lite sannsynlig at en gjødsling med like deler ammonium som nitrat vil endre N-balansen mellom de ulike N-formene da nedbør inneholder begge deler.

6.5.4 Sekundært stress på planter

Økt N-avsetning kan føre til økt sensitivitet for tørke (sviskader), frost og plantesykdommer, med risiko for vinterrelaterte skader, reduksjon av vitalitet og plantevekst som resultat (van der Erden et al. 1991, Carroll et al. 1999; Phoenix et al. 2012). Sviskader på plantevev fra tørravsetning av ammonium ble også observert over store områder i 2006, da sørlige vinder brakte forurenset luft til nord-Skandinavia tidlig i vekstsesong (Karlsson et al. 2013).

Økte N-verdier i bladverk gir også større mottakelighet for insektangrep (herbivori), da bladverket blir mer velsmakende og næringsrikt. Dette kan igjen føre til endringer i arter og artssammensetning, særlig i kystlyngheier der røsslyng (*Calluna vulgaris*) angripes av lyngbladbillen (*Locmaea suturalis*) (Heil & Diemont 1983; Power et al. 1998). Større billeangrep kan gi økt tilgjengelighet av N i strølag og i jord ved økt nedbrytning av strø og ekskrementer fra lyngbladbillen, noe som igjen kan favorisere vekst av gras og urter (Brunsting & Heil 1985).

6.6 Empiriske nitrogentålegrenser for skogstyper og tresatt myr

Grensen for hvor mye N naturen kan nyttiggjøre seg før den endrer karakter (tålegrensen), avhenger sterkt av jordsmonn og hva slags vegetasjon som finnes i området. Tålegrensene for naturtyper er empiriske, dvs. at de fastsettes på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data (gjødslingsforsøk), feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Grennfelt & Thörnölöf 1992; Bobbink et al. 1996; Achermann & Bobbink 2003, Bobbink & Hettelingh 2011). Endringer i plantevekst, artssammensetning og kjemiske substanser i planter er blitt brukt som målbare effekter av N-avsetning. I noen tilfeller er endringer i økosystemfunksjoner, slike som utvasking av N eller N-akkumulasjon, blitt benyttet. Tålegrensene er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger.

Tålegrenser for norske naturtyper (**Tabell 3**) baserer seg på de internasjonale tålegrenser for økosystemer (Bobbink & Hettelingh 2011), der tålegrensene er relatert til EUNIS habitattyper for Europa (<http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp>). Disse habitatene er oversatt til norske naturtyper ved å relatere EUNIS-typene til klassifikasjonssystemet Naturtyper i Norge - NiN (Halvor-

sen et al. 2009) Tålegrenser for naturlige og semi-naturlige naturtyper oppdateres kontinuerlig etter ny forskning internasjonale tålegrensefora.

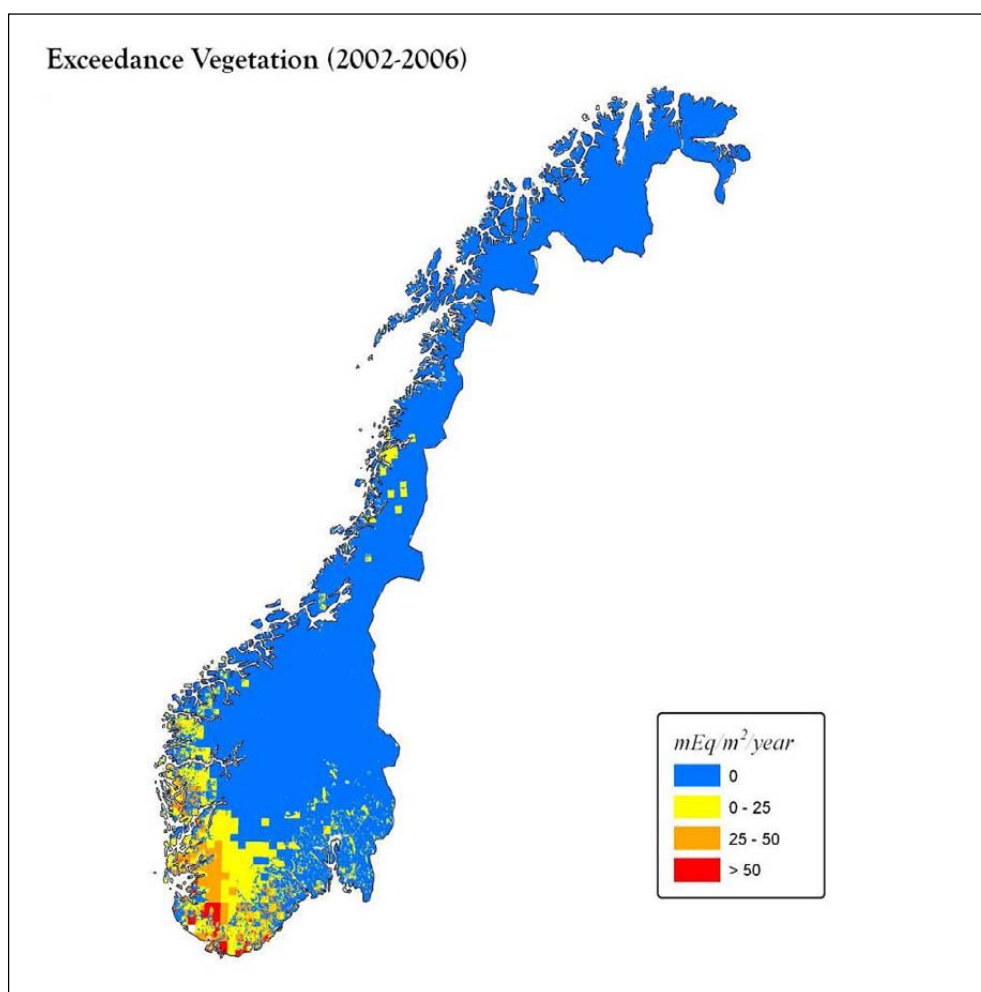
Tabell 3. Empiriske N-tålegrenser for norske naturtyper i skog (etter NiN ver 1.0) med EUNIS-klasse i parentes og mulige effekter ved tålegrenseoverskridelser. ## pålitelig, # ganske pålitelig, (#) ekspertvurdering (etter Bobbink & Hettelingh 2011).

Naturtype	Grunntype/underenhet	kg N/ha per år	Effekter
Woodland G Fastmarksskogs- mark T23	<i>Broadleaved deciduous woodland G1</i> Rikere lauvskog T23.4 Lågurtskog T23.5 Lågurt-kalkskog T23.8 Storbregneskog T23.8 Storbregneskog T23.9 Høgstaudeskog	10-20 ##	Endringer i jordprosesser, næringsubalanse, endret artssammensetning av mykorrhiza og bakkenær vegetasjon
	<i>Spruce taiga woodland (G3A)</i> Boreal granskog T23.1 Blåbærskog T23.2 Småbregneskog T23.3 Svak lågurtskog T23.6 Blåbærfuktskog T23.7 Småbregnefuktskog	5-10 ##	Endringer i jordprosesser, næringsubalanse, endret artssammensetning av mykorrhiza og bakkenær vegetasjon, økt risiko for parasittangrep
	<i>Pine taiga woodland (G3.B)</i> Boreal furuskog T23.1 Blåbærskog T23.2 Småbregneskog T23.3 Svak lågurtskog T23.11 Lyngskog T23.12 Lågurt-lyngskog T23.16 Lyngfuktskog T23.21 Lavskog T23.24 Lavfuktskog (5-10 #	Endringer i bakkenær vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for parasittangrep, økt innslag av frittlevende alger
	<i>Mixed taiga woodland with Betula (G4.2)</i> Fattig fjellbjørkeskog T23.1 Blåbærskog T23.2 Småbregneskog T23.3 Svak lågurtskog T23.6 Blåbærfuktskog T23.7 Småbregnefuktskog T23.11 Lyngskog T23.12 Lågurt-lyngskog T23.16 Lyngfuktskog T23.17 Lågurt-lyngfuktskog	5-8 (#)	Endringer i bakkenær vegetasjon og mykorrhiza, økt risiko for parasittangrep, økt innslag av frittlevende alger
<i>Bog (D)</i> V7 Flommyr, myrkant og myrskogsmark	<i>Raised and blanket bogs (D1)</i> V7.1-3 Ombrogen myrkant	5-10 ##	Økt innslag av karplanter, endret moseflora, N-metning i torvmoser, N-akkumulasjon i torv og torvann

Tålegrensene i nordiske områder, inkludert arktiske strøk antas å ligge i nedre del av skalaen da vegetasjonen her er tilpasset lave bakgrunns-verdier av N, relativt kort vekstsesong med lave temperaturer og næringsfattige bergarter som gir et fattig jordsmonn med liten basemetningskapasitet. I tillegg kan jordsmonnet være tynt eller manglende.

Den totale N-avsetningen (bakgrunnsavsetningen) i Norge er størst i Agder-fylkene og i Rogaland, med inntil 13 kg N/ha/år (Aas et al. 2012). Avsetningen avtar østover og nordover langs kysten med en svak økning av avsetningen i Nordland. Lavest avsetning har høgfjellsområder i Midt-Norge og fylkene Troms og Finnmark. Ved å sammenstille data for forekomst av naturtyper og deres nedre tålegrense for N med dagens N-avsetning kan man visualisere områder der N-tålegrensene for vegetasjon er overskredet (**Figur 15**, fra Larssen et al. 2008). Figuren viser områder i Norge der den nedre tålegrensen for naturtyper (etter tålegrenser fastsatt i Achermann & Bobbink 2003) er overskredet. Kartet er framstilt på bakgrunn av satellittbasert vegetasjonskart laget av Stockholm Environment Institute, SEI, i samarbeid med CCE (Coordination Centre for Effects), tålegrenser for norske vegetasjonstyper (Bruteig & Aarrestad 2004), samt total årlig N-avsetning basert på klimaperioden 2002-2006 (Aas et al. 2008). Avsetningstallene for denne perioden gir overskridelser i områder som utgjør 14 % av Norges areal.

Tålegrensene for flere av naturtypene, bl.a. skog, er endret til lavere verdier i Bobbink & Hetteling (2011) på bakgrunn av ny forskning (**Tabell 3**), og arealer med overskridelser er således større enn **Figur 15** viser.



Figur 15. Områder med overskridelser av N-tålegrensen for naturtyper basert på N-avsetning i perioden 2002-2006, fra Larssen et al. (2008) og tålegrenser fra 2003 (Achermann & Bobbink 2003). Grad av overskridelse er vist i mEq/m²/år. Ved å multiplisere verdiene med 0,14 fås enheten i kg N/ha/år. Etter nye tålegrenser (Bobbink & Hetteling 2011) for naturtyper er arealene med overskridelser større enn vist i figuren.

Overskridelsene er størst i Agderfylkene og i Rogaland og avtar nordover langs kysten til Stadlandet. I Møre og Romsdal, Nord-Trøndelag og Nordland finnes det mindre arealer med små overskridelser. Troms og Finnmark fylke har ingen overskridelser, men Tømmervik et al. (2004) mistenkte at svake økninger i N-avsetning i løpet av de foregående tiår kan ha bidratt til observerte vegetasjonsendringer på den i utgangspunktet svært N-fattige Finnmarksvidda.

6.7 Effekter av gjødsling med nitrogen på boreale barskoger

Kunnskapen om effekter av tilført N på økosystemer har vi hovedsakelig fra ulike gjødslingsforsøk knyttet til tålegrenseproblemstillingen, både med gjødsling av nitrogen bundet til fast stoff og fra tilført N i oppløst form. Kunnskapsgrunnlaget på mange felt er svært omfattende. For skog er det særlig våre naboland, Sverige og Finland som har utført flest gjødslingsforsøk med tanke på effekter av N på biologisk mangfold. Felles for alle disse forsøkene er å vurdere effektene av tilført N på ulike aspekter i økosystemet. I skogbruket har det ofte vært gjødslet med store konsentrasjoner i korte perioder, mens det i forsøk for å vurdere naturens tålegrense for N er det i de senere år blitt mer vanlig å benytte lave konsentrasjoner som er tilpasset de reelle avsetningene som kommer fra atmosfæren og tilføre gjødsel over flere år. Kunnskapsoppsummeringen nedenfor er hovedsakelig hentet fra internasjonalt publiserte forskningsresultat, oppsummert av Bobbing & Hettelingh (2011).

6.7.1 Effekter av N-tilførsel på jordsmonnsprosesser i boreal barskog

Et langtidsgjødslingsforsøk over 34 år i Nord-Sverige med N-gjødsling på ≥ 34 kg N/ha/år ved en bakgrunns-avsetning på 2-3 kg N/ha/år førte til økt nitrogentilgang ved nedbrytning av organisk materiale (økt mineraliseringshastighet) i furuskog (Chen & Högberg 2006).

N-gjødsling kan også føre til jordforsuring (Högberg et al. 2006; Solberg et al. 2004), samtidig med at tilgjengelige basekationer reduseres. Nedgang i basekationer ble imidlertid observert bare i mineraljord og ikke i humussjiktet (Högberg et al. 2006). En studie fra 204 lokaliteter som omfattet granskog og furuskog i Midt- og Sør-Norge viste at en variasjon i N-deposisjon mellom 6-8,5 kg N/ha/år var negativt korrelert med basemetning, pH og Ca:Al forholdet, og positivt korrelert til Al_3^+ konsentrasjoner i mineraljord i humuslaget (Solberg et al. 2004). Regionale forskjeller og naturlige prosesser bidro også til å forklare variasjoner i nitrogens påvirkning på jord. Forsuring av jordvann på lokaliteter med lav N-avsetning i Nord-Norge er blitt forklart av naturlig forsuring, f.eks. ved mikrobiell opptak og opptak i planter av basekationer og NH_4^+ , samt økt produksjon av organiske syrer (Kvaalen et al. 2002).

Det diskuteres mye i hvilken grad N-tilførsel fører til økt N-lekkasje i barskoger. Boreale skogsystemer har generelt en stor kapasitet til å holde på N (Petroni et al. 2007). Det fins både empiriske og modellerte studier som viser et positivt forhold mellom N-lekkasje og N-avsetning, mens andre studier viser ingen slik korrelasjon (Kaste et al. 2004; Sjoeng et al. 2009; Futter et al. 2009; Nadelhoffer et al. 1999; Gundersen et al. 1998). Under uforstyrrede forhold har boreale skoger større kapasitet til å holde på tilført N enn i områder påvirket av skogshogst. Dette skyldes både at jordsmonnet forstyrres og at trær, som er en viktig N-sink, tas ut. Særlig gjelder dette i skogsområder med høy N-tilførsel der problemet med N-lekkasje vil øke (Chen & Högberg 2006).

Dersom N-tilførselen avtar i barskog, fører dette til en relativt rask tilbakeføring av opprinnelige ionekonsentrasjoner. I Finland avtok SO_4^{2-} og NO_3^- konsentrasjoner i jordvann i løpet av en 10 til 20 årsperiode (Moldan et al. 2001). Ti år etter opphør av N-gjødsling med 108 kg N/ha/år tilført i 20 år ble det observert en økning i jord pH (Högberg et al. 2006).

Strø med høyt lignininnhold (som i bartrær) får redusert nedbrytningshastighet ved tilført N (Knorr et al. 2005), noe som fører til en økt C-lagring i jordsmonnet. Tjuv år med N-tilførsel (\geq

34 kg N/ha/år) til en furuskog i nord Sverige reduserte jordrespirasjonen med 40 %, noe som kan føre til en fordobling av karbonlagringskapasiteten de neste 100 år (Franklin et al. 2003). Dette kan bidra til å binde CO₂ i skogsystemene.

Metan og dinitrogenmonoksid (lystgass)

N-tilførsel kan også påvirke utslipp av viktige klimagasser som metan (CH₄) og lystgass (N₂O) fra jordsmonnet. Begge gassene er et resultat av produksjons- og forbruksprosesser relatert til jordmikroorganismer (Bakken et al. 2012). Av disse klimagassene er lystgass den langt kraftigste, ca. 300 ganger kraftigere enn CO₂.

Langtidsgjødsling med ca. 31 kg N/ha/år i granskog i Finland viste at CH₄-opptaket i jord ikke hadde blitt negativt påvirket av N-gjødsling (Saari et al. 2004), da jordsmonnet fungerte som en betydelig sink pga. aktiviteten til CH₄-oksidierende mikroorganismer. Trolig vil utslipp av metan således spille en liten rolle i klimassammenheng ved N-gjødsling av skog. Det er imidlertid stor uenighet om hvor mye jordsmonnet bidrar med til nettoproduksjon av lystgass. Jordsmonnet er den viktigste kilden til atmosfærisk lystgass, men det kan også fungere som en betydelig sink (Chapuis-Lardy et al. 2007). I noen undersøkelser har man funnet at godt drenert organisk skogsjord (histosols) er en liten kilde til utslipp av lystgass (bl.a. Martikainen et al. 1993; Laine et al. 1996), mens i andre undersøkelser er slike jordsmonn en betydelig kilde til utslipp (Brumme & Beese 1992; Brumme et al. 1999; Maljanen et al. 2003).

I organisk skogsjord i Finland og i Sverige ble det påvist en positiv korrelasjon mellom utslipp av N₂O og C:N forholdet i jord; dess lavere C:N-forhold (10-15), dess mer N₂O ble sluppet ut (Klemedtsson et al. 2005). Ved C:N forhold over 20 var utslippet lite og relativt konstant.

Ved en eventuell N-gjødsling av norske, fattige barskoger vil C:N forholdet vil minke betraktelig i jordsmonnet, da C:N forholdet her i utgangspunktet er reelt høyt, og det vil således kunne skje et økt utslipp av N₂O. Det er imidlertid usikkert hvor mye lystgass som vil slippe ut fra jord ved en storskala N-gjødsling av norske skoger, men trolig vil det være betydelige mengder. Vi viser her til et N-gjødslingsforsøk i temperert skogs i USA (Massachusetts), der det ble benyttet 50 og 150 kg N/ha/år i to år. Her førte gjødslingen til økt utslipp av nitrogenoksider som nitrogenmonoksid (NO) og lystgass (Venterea et al. 2003).

6.7.2 Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i boreal barskog

Artsdiversitet

Produktiviteten i boreale barskoger er primært begrenset av et kaldt klima og lav N-tilgjengelighet (Tamm 1991). I disse relativt næringsfattige skogstypene er artsrikheten i vegetasjonen lav, og man vil i startfasen ved N-gjødsling ikke forvente en endring i antall arter, men heller en økt biomasseproduksjon. En meta-analyse av data fra syv lokaliteter i boreale barskoger i Sverige som ble gjødslet med N med doser under 150 kg N/ha/år i minst 2 år (dvs. data fra minst tre vekstsesonger), viste at Sørensen likhetsindeks, sammenlignet med urørte kontrollplot (ikke gjødslet), avtok med økende N-tilførsel. Dette antyder at ved økende N-tilførsel vil nitrogenskyende planter gradvis erstattes av nitrogenelskende planter, noe som resulterer i en endret artssammensetning i vegetasjonen (Bobbink 2008).

For andre artsgrupper, som har en naturlig høy artsdiversitet i næringsfattige boreale skogsystem, slik som mykorrhizasopper, kan man derimot se en rask nedgang i artsantallet etter gjødsling (se nedenfor). Ved langvarig N-påvirkning vil imidlertid enkelte nitrogenkrevende arter dominere (f.eks. graminider). Disse artene vil konkurrere ut lyskrevende arter, noe som over tid kan føre til en reduksjon i diversitet.

Mykorrhizasopp

De fleste av våre fruktlegeme-produserende storsopper (slørsopper, kantareller, kremler, risiker, etc.) danner ektomykorrhiza (sopprot), dvs. de lever i symbiose med våre skogdannende

treslag. Mykorrhizasoppene utgjør en betydelig del av artsdiversiteten i næringsfattig, boreal barskog. Ofte opptrer over 100 forskjellige arter pr. dekar i slike skogtyper, og denne artsrikdommen står i kontrast til den ofte meget artsfattige vegetasjonen i tre- og marksjikt forøvrig.

I de siste 25-30 årene har en rekke undersøkelser dokumentert at forhøyete N-konsentrasjoner kan forårsake redusert vitalitet og diversitet av ektomykorrhizasopper i forsurete skoger, delvis eksperimentelle studier, og delvis studier i områder med høy N-deposisjon (Arnolds 1988; 1991; Ohenoja 1988; Termorshuizen 1993; Wiklund et al. 1995; Brandrud 1995; Brandrud & Timmermann 1998; Lilleskov et al. 2001, 2002; Strengbom et al. 2003; Treseder 2004; Nilsson 2004). Disse soppene, som med sin symbiose spiller en viktig rolle for vann- og næringsholdningen hos våre skogdannende trær, kan dermed utgjøre en nøkkelgruppe/indikatorgruppe i forbindelse med vurdering av N-tålegrenseoverskridelser.

Sandfurskog er en næringsfattig skogtype som inneholder særlig mange N-følsomme arter av mykorrhizasopp, f.eks. teglrød kragemusserong (*Tricholoma focale*), **Figur 16**). Flere av disse artene er sterkt truet på europeisk basis, bl.a. fordi sandfurskog er i tilbakegang/utarmet over store deler av Europa pga. eutrofiering, i Tyskland (Dörfelt & Bresinsky 2003), i Nederland (Arnolds 1988, 1991) og i Danmark (Vesterholt et al. 2000).



Figur 16. Teglred kragemusserong (*Tricholoma focale*) er et eksempel på en sopp som er knyttet til et nitrogenfølsomt habitat (sandfurskog). Foto: Kristin H. Brandrud ©.

Effekter av gjødslingsforsøk på mykorrhizasopper er studert bl.a. i Finland (Ohenoja 1988) og i Sverige. En av de svenske undersøkelsene er utført ved Gårdsjön, Bohuslän, som en del av det såkalte NITREX-programmet, bl.a. med bred norsk deltagelse. I NITREX-programmet ble effekter av kunstig N-tilsetning til et lite nedbørfelt i skog undersøkt over en 10-års periode. Nitrogen ble tilsatt i små porsjoner via et sprinkelanlegg, i en mengde tilsvarende det dobbelte av "naturlig" nedfall i Gårdsjön. Tilsammen mottok feltet ca. 45 kg N/ha/år (Moldan et al. 1995; Brandrud & Timmermann 1998).

NITREX-prosjektet gav allerede få år etter N-tilsetning en tydelig effekt på mykorrhizasopp. Artsdiversiteten, samt fruktlegemeproduksjonen av de fleste artene ble betydelig redusert, både i forhold til situasjonen før behandling og i forhold til situasjonen i ikke-behandlede kontroll-

felt (ca. 70 % reduksjon i diversitet) (Brandrud 1995; Brandrud & Timmermann 1998; Jonsson et al. 1999). Tilbakegang av mykorrhizasopp var den første, tydelige effekten av N-tilsetningen i Gårdsjön, og etter 10 år var dette den eneste, klare biologiske effekten som ble registrert i NITREX-feltet (bortsett fra et algebelegg på mose, steiner o.l.). Fruktlegemeproduksjonen av slektene slørsopp (*Cortinarius*) og kremler (*Russula*) ble sterkest redusert, mens arter som pluggsopp (*Paxillus involutus*) og rødbrun pepperriske (*Lactarius rufus*) var mindre sensitive og til og med ble favorisert av N-tilførslene (Brandrud 1995).

I tilsvarende studier av gjødslingseffekter i Nord-Sverige i områder med lavere N-deposisjon (bakgrunns-avsetning ca. 2-3 kg N/ha/år) fant Strengbom et al. (2003) at fruktlegemeproduksjonen av slørsopparter var 300 ganger høyere i kontrollplot enn i plot som mottok 34 kg N/ha/år.

De aller fleste slørsopper viser tilbakegang i gjødselsforsøk med nitrogen (Kuyper 1989; Brandrud & Timmermann 1998). I de regionale studiene av sterkt N-belastede områder som Nederland er det særlig følgende (større) grupper av mykorrhizasopp som viser størst tilbakegang; slørsopper, harde piggsopper (*Bankera*, *Hydnellum* og *Sarcodon*) og musseronger (*Tricholoma*), (Arnolds 1988, 1991). Disse gruppene som inneholder mange spesialiserte, sjeldne og rødlistede arter peker seg ut som særlig N-forurensningsfølsomme grupper.

I Norge ble det i 2003-2005 gjort en studie av gradienter i mykorrhizasopp diversitet og arts-sammensetning langs en gradient i N-deposisjon i grunnlendt, næringsfattig furuskog ("svabergfuruskog") som antas å være en av de mer følsomme skogtypene med lave N-tålegrenser (Brandrud & Bendiksen 2006). Det ble registrert en betydelig lavere artsdiversitet og fruktlegemeproduksjon i det mest nitrogenbelastede feltet i Risdalsheia i Grimstad, Aust-Agder (mottar ca. 13 kg N/ha/år) i forhold til mindre belastede felter. I Risdalsheia var artsdiversiteten 38 % lavere enn forventet for lokaliteten blant de antatt mest nitrogenfølsomme gruppene slørsopp (*Cortinarius*), harde piggsopper (*Bankeraceae*) og musseronger (*Tricholoma*) (Brandrud & Bendiksen 2006), dvs. de samme grupper som viser en tilbakegang i de mest N-belastede områdene i Europa. Fruktlegemeproduksjonen for disse gruppene var mindre enn en fjerdedel i Risdalsheia i forhold til de andre områdene, hvis en ser bort i fra de tre vanligste artene. Registreringene indikerer tålegrenseoverskridelser med tap av mangfold av mykorrhizasopp i heipregtet, sterkt nitrogenbelastet furuskog på Sørlandet, der denne artsgruppen framtrer som en av de mest artsrike og nitrogenfølsomme komponentene. Årsakene til den negative effekten på fruktlegemeproduksjon av mykorrhizasopp ved begynnende nitrogen-metning har vært diskutert en del i litteraturen, og man antar at hovedårsaken kan være at forhøyete nitrogenverdier er med å binde opp karbohydrat-reserver i trerøttene (jf. Wallander 1996). Dette fører til at mindre karbohydrater blir tilgjengelig for fruktlegemedannelse av mykorrhizasoppen.

De ovennevnte gjødslingsforsøkene har vist at det er særlig fruktlegeme-produksjonen av ektomykorrhizasoppene som blir rammet av forhøyete N-verdier. Mange nitrogenfølsomme arter slutter nærmest helt å produsere fruktlegemer ved N-tilførsler på >35-40 kg/ha/år, og mister dermed evnen til å spre seg via sporeproduksjon. Men økt N-tilførsel endrer også artssammensetningen av underjordisk mycel (Brandrud & Timmermann 1998; Lilleskov et al. 2001, 2002; Treseder 2004).

I en studie av Nilsson (2004) ble det påvist at i skogbestand med N-gjødsling over 10 år (tilsammen 1000 kg N/ha) ble produksjonen og biomassen av ektomykorrhiza mycel halvert. Det ble også vist at mykorrhiza-biomassen reduseres langs gradienter i naturlig N-innhold og N-deposisjon i jordsmonn både for barskog og for eikeskog (Nilsson 2004). Det er også indikasjoner fra norske naturtyper på at mykorrhizasopp unngår naturlig nitrogenrike skogsamfunn. For eksempel er det stor forskjell på artsdiversitet i nitrogenrik- og mer nitrogenfattig allminding (Brandrud pers. obs. bl.a. fra Hardanger, jf. Aarrestad 2002).

Mykorrhizasopp på lyngvekster (ericoid mykorrhiza, artsfattig gruppe) synes å være mindre sensitive enn ektomykorrhizasopp assosiert med trær. Ishida & Nordin (2010) fant at selv om

artssammensetningen hos sopp på røtter av bærlyngarter (*Vaccinium*) var forskjellig i granskog og furuskog, var der ingen effekt av N-tilførsel (12,5 og 50 kg N/ha/år) i en fire årsperiode i furuskog og i en 12 årsperiode i granskog ved en bakgrunns-avsetning på ca. 2 kg N/ha/år.

Røddlistede arter

Bortsett fra noen rødlistede arter av mykorrhizasopp (se ovenfor), er kunnskapen om N-påvirkning av rødlistearter særdeles sparsom. Et eksempel er karplanten bittergrønn (*Chimaphila umbellata*) som er regnet som sterkt truet (EN) i Norge, og NINA har nylig ferdigstilt et utkast til handlingsplan for bevaring av denne arten på oppdrag fra DN (**Figur 17**). Arten forekommer svært sparsomt i barskog (oftest furuskog) på de lavereliggende deler av Østlandet. Arten er vist å være avhengig av en symbiose med ectomykorrhizasopper, bl.a. slekten musseron (*Tricholoma*), og det er vist at det skjer en transport av karbon fra soppene til bittergrønn. Disse ectomykorrhizasoppene har igjen mykorrhiza med bartrærne, slik at bittergrønn synes å være en "epi-parasitt" på bartrærne. Den vitenskapelige dokumentasjonen av dette er fra 2007 (Tederse et al. 2007), og det demonstrerer at vi bare er i startgropa når det gjelder å forstå interaksjonene mellom ulike organismer i det boreale økosystemet. Gjødning av bittergrønnlokaltetene vil med stor sannsynlighet ødelegge det skjøre samspillet mellom trær, sopp og bittergrønn.



Figur 17. Bittergrønn (*Chimaphila umbellata*) kan bli negativt påvirket av N-gjødning. Foto: Harald Bratli ©.

Også kalkrike barskoger huser mange rødlistede sopparter i N-følsomme grupper som slørsopp (*Cortinarius*), musseronger (*Tricholoma*) og harde piggsopper (*Bankera*, *Hydnellum*, *Phellodon*, *Sarcodon*).

6.7.3 Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i boreal granskog

Bakkevegetasjon

Flere studier fra Skandinavia viser forhøyede verdier av N i plantevev som moser, gras og dvergbusker ved gjødslingsforsøk i områder med lave bakgrunns-avsetninger på 2-6 kg N/ha/år (bl.a. Mäkipää 1988; Nordin et al. 1998; Strengbom et al. 2003; Nordin et al. 2006; Forsum et al. 2006).

Artssammensetning - karplanter

Flere studier rapporterer også om en endring i artssammensetning, særlig med tilbakegang av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og tyttebær (*V. vitis-idaea*) og fremgang av graset smyle (*Avenella flexuosa*). Slike endringer skjer allerede ved lave eller moderate N-konsentrasjoner (Kellner & Redbo-Torstenson 1995; Strengbom et al. 2003; Nordin et al. 2005; Manninen et al. 2009). I Nord-Sverige økte dekningen av smyle med 50 % etter fire år med gjødsling med 6 kg N/ha/år med en bakgrunns-avsetning på ca 2 kg N/ha/år (UNECE 2007). N-gjødsling med 12,5 kg N/ha/år over en fem årsperiode resulterte i 300 % økning av smyle og 34 % lavere dekning med blåbær (Nordin et al. 2005). Smyle tar opp mer NO_3^- enn NH_4^+ og en gjødsling med NO_3^- vil derfor trolig gi mer grasvekst enn gjødsling med NH_4^+ (Nordin et al. 2006).

De nevnte effekter på smyle og blåbær støttes av undersøkelser langs N-deposisjonsgradienter over tid. En studie fra Sverige basert på 557 lokaliteter viste at blåbær og tyttebær var mindre frekvent i områder der N-deposisjon over tid hadde vært større eller lik 6 kg N/ha/år. (Strengbom et al. 2003). I Norge har overvåkingsprogrammet TOV vist økning i forekomst av smyle mellom 1988 og 1993 ved en bakgrunns-avsetning på 8 kg N/ha/år (Økland 1995). Tresjiktets tetthet har stor betydning for mengdeendringer hos smyle og blåbær. Ved liten lystilgang er endringsmønsteret betraktelig lavere (Kellner & Redbo-Torstenson 1995; Nordin et al. 2005).

Artssammensetning – moser

Som for karplanter viser også artssammensetningen i mosesamfunn en stor og rask endring ved økt tilførsel av N. I Finland ble biomassen av furumose (*Pleurozium schreberi*) og krussigd (*Dicranum polysetum*) redusert med henholdsvis 59 og 47 % etter fire år med N-gjødsling med 25 kg N/ha/år i form av ammoniumsulfat ved en bakgrunns-avsetning på 2,5 kg N/ha/år, mens biomassen av nitrogenelskende moser innen slektene lundmose (*Brachythecium*) og jamnemose (*Plagiothecium*) økte i mengde (Mäkipää 1995, 1998). Høye doser som 80-180 kg N/ha spredd 6 ganger i løpet av en 25 årsperiode reduserte biomassen av etasjemose (*Hylocomium splendens*) og furumose med henholdsvis 75 og 90 %. Fra skogsgjødslingsforsøk er det rapportert om tilbakegang av furumose, etasjemose, ribbesigd (*Dicranum scoparium*), og bergsigd (*Dicranum fuscescens*) (Nygaard & Ødegård 1993, Olsson & Kellner 2006). Lav regnes også som svært sensitiv, se kapittel 6.7.4.

Moser tar opp N direkte fra våtavsetning og fra tørravsetning og er derfor regnet som svært sensitive til N-gjødsling, selv ved små endringer i N-tilførsel (Bobbink & Hettelingh 2011). Engangstilleggsdoser mellom 12,5 og 50 kg N/ha i svensk furuskog bidro til en reduksjon i vekst og samtidig en økning i konsentrasjoner av aminosyren arginin i furumose og blanksigd (Nordin et al. 1998). Dette indikerer at disse mosene ikke var i stand til å respondere på økst vekst, og at N ble akkumulert i form av arginin. Høye aminosyrekonsentrasjonen kan være skadelige for enkelte moser, som vist ved vekstreduksjon hos torvmoser av Nordin & Gunnarson (2000). I tillegg ble det i de svenske undersøkelsene funnet at tilbakegang av enkelte moser pga. økt N-tilførsel vedvarte i flere år etter at N-tilførsel ble stoppet (Nordin et al. 2005)

Økt sensitivitet til patogener og herbivori

Økte N-konsentrasjoner i plantevev som følge av økt N-tilførsel kan resultere i skader på planter fra patogener og beiting (herbivori). Tilbakegang av blåbær i skog er rapportert fra Sverige som resultat av økt N-tilførsel, da økt N-tilgang øker skadefrekvensen fra naturlige predatorer som sommerfugllarver og sykdomsframkallende parasittiske sopp som blåbærstjerne (*Valden-*

sia heterodoxa), noe som igjen fører til økt avdøing av blåbærblad (Nordin et al. 1998, 2005, 2006, Strengbom et al. 2002, 2006). I Sverige ble forsøkene utført med N-gjødsling tilsvarende 12,5 kg N/ha/år i løp av en 5-10 årsperiode der bakgrunns-avsetningen var ca. 2 Kg N/ha/år. Nordin et al. (1998) viste også at frekvensen av insekts-herbivori på blåbær økte med økende N-belastning. Også i Finland er det rapportert om tilbakegang av blåbærbiomasse etter gjødsling, til tross for at næringstilgangen etter gjødsling økte (Manninen et al. 2009).

Algevekst

Alger profiterer på økt N-tilførsel. Studier fra 3009 skogsplot i Finland viste at grønnalger (både frittlevende eller i symbiose med laven *Scolicisporium chlorococcum* var mer vanlig i granskoger med et bakgrunnsnivå over 2-3 kg N/ha/år, sammenlignet med områder med lavere N-avsetning (Poikolainen et al. 1998). I Sverige påviste Bråkenhielm & Quinghong (1995) økt koloniseringshastighet av epifyttiske grønnalger på barnåler av gran i områder med over 12 kg N/ha/år. I NITREX- prosjektet i Gårdsjön, V-Sverige, der det ble tilført 35 kg N/ha/år, ble det observert en kraftig algevekst på markvegetasjonen (Brandrud pers. obs.; for nærmere presentasjon av NITREX-prosjektet, se kapittel 6.7.2). Algevekst på bakken er også påvist i det sørligste TOV-bjørkeskogsfeltet Lund (Aarrestad et al. 2012a). Erfaringer fra terrengkalkingsprosjektet (Hindar 2012) viste også økt algevekst på bakken (**Figur 18**), trolig knyttet til økt nitrogen-tilførsel ved nedbrytning av dødt plantemateriale (Aarrestad 2012b).



Figur 18. Algebelegg på skadd moesmatte ett år etter kalking med granulær dolomitt. Foto: Per Arild Aarrestad ©.

Epifyttiske lav

En typisk lav på greiner i eldre granskog er gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*). Den påvirkes sterkt negativt av økt N-tilførsel, noe som trolig skyldes at N bidrar til å destabilisere symbiosen ved at fotobionten (algen) vokser for raskt for mykobionten (soppen). Generelt reduseres artsmangfoldet selv ved lav N-gjødsling (Johansson et al. 2012).

Reversibilitet

Effektene av N-gjødsling i granskog kan bli langvarig selv om gjødslingen opphører. Økosystemreservabilitet ble studert ved to felteksperiment i Sverige. Ett område ble gødslet med granulert NH_4NO_3 , hvert år fra 1971 til 1990 («Norrlie site» i Strengbom et al. 2001), og ett ble gødslet med oppløst NH_4NO_3 hvert år fra 1937 till 1951 («Hesselmann's site» i Strengbom et

al. 2001). I begge områdene ble det tilført ca. 100 kg N/ha per år, og bakgrunnsavsetning var på 2-3 kg N/ha/år.

I begge områdene ble det registrert større økosystemsendringer knyttet til N-gjødslingen, og den bakkenære vegetasjonen i Norrlien viste ingen tegn til bedring selv 9 år etter opphør av gjødsling. I Hesselmann's site var produksjonen av mykorrhizasopp som kremler og slørsopp 47 år uten gjødsling fortsatt 39 til 85 % lavere i flatene som hadde blitt gjødslet, sammenlignet med ikke-gjødslede kontrollflater. Dekningen av etasjemose var fortsatt 70 % lavere i de gjødslede plottene, mens nitrogenelskende moser som lundmoser (*Brachythecium*) og jamnemoser (*Plagiothecium*) kun fantes i de tidligere gjødslede plottene. Dette indikerer at boreal granskog er sensitiv for N-gjødsling og at skogtypen har en sen rehabiliteringsevne både for karplanter, sopp og moser ved gjødsling med større mengder av N.

Tålegrensen for boreal granskog

På bakgrunn av de mange eksperimentelle gjødslingsforsøkene er tålegrensen for boreal granskog satt til 5-10 kg N/ha/år (Bobbink & Hettelingh 2011).

6.7.4 Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i boreal furuskog

Bakkevegetasjon, karplanter, moser og lav

Effekter av N-tilførsel på bakkevegetasjon er delvis avhengig av næringsstatus og produktiviteten i skogstypene. Generelt er furuskog fattigere og mindre produktiv enn granskog, og det er indikasjoner på at karplantevegetasjonen i furudominerte skoger kan være mer motstandsdyktige til N-gjødsling enn granskoger (Bobbink & Hettelingh 2011). Bl.a. skjer tilbakegangen av blåbær først ved en høyere N-tilførsel (> 12 kg N/ha/år) sammenlignet med granskog (> 6 kg N/ha/år). Dette kan skyldes ulik lystilgang, da furuskoger generelt er mer lysåpne enn granskoger (Strengbom et al. 2004; Hautier et al. 2009).

Lav utgjør en større del av bakkevegetasjonen i furuskog enn i granskog. Flere gjødslingsforsøk har vist at lav er sensitiv til N-gjødsling (Norhstedt et al. 1988; Dirkse & Martakis 1992; Mäkipää 1994, 1998; Strengbom et al. 2000; Skrindo & Økland 2002). I Finland ble lavbiomassen redusert med mer enn 80 % etter gjødsling med 82-189 kg N/ha/år over en 24 årsperiode (totalt 926 kg N/ha) i område med en bakgrunns-avsetning på 2,5 kg N/ha/år (Mäkipää 1994; 1998). I Sverige forsvant all bakkelevende lav etter 20-60 år med gjødsling med 30-60 kg N/ha/år (Van dobbe et al. 1999; Strengbom et al. 2001). I Norge ble det observert redusert forekomst av lav etter gjødsling med granulert NH_4NO_3 tilsvarende doser på 30 og 90 kg N/ha/år i seks år, totalt 180 og 540 kg over seks år (Skrindo & Økland 2002).

Reinlav (*Cladonia* spp.) og kruslav (*Cetraria* spp.), som er typiske innslag på bakken i enkelte barskoger, viste sterk nedgang som følge av N-gjødsling i norske lavalpine områder med så lav dose som 7 kg N/ha/år. Skader ble allerede observert etter to år (Paal et al. 1997; Möls et al. 2001; Fremstad et al. 2005).

Sammen med sopp (kapittel 6.7.2) og lav er moser en av de mest sensitive plantegruppene til økt N-avsetning. Det er derimot store forskjeller mellom arter i responser på økt N-tilgang. Som i granskog går noen moser tilbake, mens andre moser viser framgang. Skrindo & Økland (2002) fant at forekomsten av ugrasvegbose (*Ceratodon purpureus*), bergsigd (*Dicranum fuscenscens*), krussigd (*D. polysetum*), og rabbesigd (*Dicranum spurium*) avtok med økende N-tilførsel fra 30-90 kg N/ha/år. Endringer i både mose og lavdekke kan komme av ulike krav til N-tilgang, oppsamling av aminosyrer i plantevev, men også som et resultat av konkurranse fra høyere planter (Salemaa et al. 2008; Nordin et al. 2005).

Epifyttiske lav

I Sverige fant Bråkenhielm & Quinghong (1995) en avtakende frekvens av dekning og antall N-sensitive epifyttiske lav på furu ved N-deposisjon over 5-8 kg N/ha/år, men lokaliteter i ulikt klima og mulighet for effekter fra S-deposisjon kunne også forklare deler av nedgangen i lav.

Reversibilitet

N-balansen i furuskogsjord gjenvinnes trolig raskere ved opphør av gjødsling enn endringene på det biologiske mangfold. Quist et al. (1999) rapporterte om rask gjenvinning av opprinnelige N-konsentrasjoner i jord etter opphør av gjødsling (etter 20 år gjødsling med 108 kg N/ha/år), mens Strengbom et al. (2001) ikke kunne observere noen rehabilitering av artssammensetning av karplanter og sopp (fruktlegemer), selv etter 9 år uten gjødsling. Reetablering av jordsmonnet kan imidlertid også ta tid, jf. Chen & Högberg (2006) som etter 14 år etter opphør av gjødsling fortsatt fant en forhøyet mineraliseringshastighet for områder som tidligere var gjødslet.

Tålegrensen for boreal furuskog

Forskningsresultatene fra furuskog kan indikere at tålegrensen for boreal furuskog kan være noe høyere enn boreal granskog, men pga. relativt få studier av effekter på biologisk mangfold i boreal furuskog og effektene på lav har man valgt å sette den samme tålegrensen som for boreal granskog, altså 5-10 kg N/ha/år (Bobbink & Hettelingh 2011).

6.7.5 Effekter av N-tilførsel på biologisk mangfold i fjellbjørkeskog

Det er i denne sammenheng ikke aktuelt å gjødsle fjellbjørkeskog, men den boreale bjørkeskogen har lignende økologiske forhold som boreal barskog, selv om klimaforholdene er ulike. Noen av effektene av økt N-nedfall på biologisk mangfold i boreal bjørkeskog, som er vist i overvåkingsprogrammet TOV, kan derfor trolig overføres til problemstillingen knyttet til gjødsling av barskoger. TOV har vist økende framvekst av grasene blåtopp (*Molinia caerulea*) **Figur 19** og smyle, samt tilbakegang av blåbær i sørlige overvåkingsområder i Norge, der N-tålegrensen er overskredet (Aarrestad et al. 2008, 2012a).



Figur 19. Blåtopp (*Molinia caerulea*) dominerer i tidligere bærlyngskoger med høy nitrogenbelastning. Lund, Rogaland. Foto: Per Arild Aarrestad ©.

Samtidig er det over en 15 årsperiode skjedd en betydelig nedgang i lav i bunnvegetasjonen, noe som indikerer at disse områdene kan være påvirket av langtransportert N-forurensing. Økt N-tilgang fra bjørkebladspisende insekter, da spesielt ulike målere, fører til en kraftig tilførsel av nitrogen til bakken. Dette har ført til omfattende endringer i vegetasjonssammensetningen fra lyngdominerte til grasdominerte samfunn (Aarrestad et al. 2006; Jepsen et al. 2012). Naturtypen regnes som minst like sensitiv til N-tilførsel som boreale barskoger med en tålegrense vurdert til 5-8 kg N/ha/år.

6.8 Effekter av N-gjødsling på nedbørmyr/tresatt myr

Nedbørmyrer (ombrotrofe myrer) kan være tresatt med furu på relativt tørre ombrogene torvstrukturer med tue- og fastmattevegetasjon. Naturtypen kalles ofte tresatt myr, myrskog eller furumyrskog. Det er ikke utført gjødslingsforsøk på slike naturtyper, men siden jordsmonnet og bunnvegetasjonen er omtrent den samme som på nedbørmyr, antas tresatt myr med furu å reagere likt med nedbørmyr på N-gjødsling.

Nedbørmyrer er myrsystemer der torvakkumulasjon skjer over grunn-vannsnivået i motsetning til jordvannmyrer der vegetasjonen er påvirket av vann fra uorganiske løsmasser og berggrunn. Naturtypen får således all sin næring fra regnvann og er karakterisert av en svært næringsfattig vegetasjon av torvmoser (*Sphagnum*), graminider, dvergbusker og et fåtall urter. Nedbørmyrer finnes som elementer i de fleste jordvannmyrene i Norge, men kan danne egne store areal i høgmyrkomplekser. Vegetasjonens artssammensetning endrer seg i forhold til grunnvannspeilet i en såkalt tue-hølje-gradient (Moen 1998). Nedbørmyr og dermed tresatt myr er særlig sensitiv til N-avsetning pga. naturlig liten tilgang på N fra sigevann og surt jordsmonn med lavt næringsinnhold (Bobbink et al. 2003). Tuene regnes som de mest sensitive delene av myrene da den atmosfæriske N-avsetningen her er 40 % høyere enn i høljene (Bobbink et al. 1992; Malmer & Wallen 1999).

Artssammensetningen på nedbørmyr/tresatt myr er tilpasset lav N-tilførsel, og siden N normalt er en vekstbegrensende faktor (Malmer 1993; Aerts et al. 1992) vil økt N-tilgang endre næringsbalansen. I områder med naturlig lav N-tilførsel har mosedekket på nedbørmyr evne til å ta opp og holde på økt atmosfærisk tilført N gjennom opptak i torvmosene (Lee & Studholme 1992). Noen moser favoriseres av økt N-tilgang, mens andre viser en nedgang i vekst. Ved langvarig, høy N-avsetning vil imidlertid evnen til å immobilisere N avta. Mer N tilføres torv og torvann i rotsonen og blir tilgjengelig for karplanter som får økt vekst (Tomassen et al. 2000; Lamers et al. 2000). Endringer i konkurranseforhold mellom torvmoser og karplanter kan også skyldes endringer i nedbrytningshastighet av strø og økt mineralisering av akkumulert organisk materiale ved økt N-tilførsel. Økt N-tilførsel på nedbørmyr kan således føre til større endringer i artssammensetning både for moser og karplanter.

Dette er vist fra flere næringsfattige myrer i Europa der økt N-avsetning har endret konkurranseforholdene mellom artene. Lite næringskrevende arter har gått tilbake, mens middels næringskrevende arter har økt i mengde (Press et al. 1986; Greven 1992; Twenhöven 1992; Aaby 1994; Redbo-Torstenson 1994; Jauhiainen et al. 1998a,b; Lee 1998; Gunnarson & Rydin 2000; Berendse et al. 2001; Mitchell et al. 2002; Caporn et al. 2006). I Sør-Sverige har nedbørmyrer blitt mettet med N ved dagens avsetning på 10-13 kg N/ha/år og resultert i økt torvmosevekst. P er nå blitt den begrensede faktor og ikke N (Aerts et al. 1992). Slike strukturelle endringer kan skje allerede rundt 7 kg N/ha/år (Gunnarsson et al. 2002).

De europeiske studiene nevnt ovenfor viser at arter som rusttorvmose (*Sphagnum fuscum*) og rosetorvmose (*S. warnstorffii*) og særlig tueartene vortetorvmose (*S. papillosum*) og furutorvmose (*S. capillifolium*) reagerer negativt på høye N-belastninger, mens klubbetorvmose (*S. angustifolium*), vasstorvmose (*S. cuspidatum*) og broddtorvmose (*S. fallax*) er mer N-tolerante. Storbjørnemose (*Polytrichum commune*) og filtbjørnemose (*P. strictum*) viser økt vekst. Karplanter som favoriseres av økt N-tilgjengelighet er bl.a. blåtopp (*Molinia caerulea*), smyle (*Ave-*

nella flexuosa), rund soldogg (*Drosera rotundifolia*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og bjørk (*Betula pubescens*).

På bakgrunn av de mange undersøkelsene fra europeiske myrsystemer er N-tålegrensen for nedbørmyr satt til 5-10 kg N/ha/år (Bobbink & Hettelingh 2011). I Norge har N-gjødsling av nedbørmyr på Østlandet (Kiselbergmosen i Østfold) med en bakgrunnsbelastning på 8 kg N/ha/år vist at planter og torv i de øvre 5-10 cm tar opp tilført N allerede ved 5 kg N/ha/år og fungerer som et filter for N-avsetning (Nordbakken et al. 2003). Her anslår man tålegrensen til å ligge godt under 13 kg N/ha/år. Det ble imidlertid ikke påvist endringer i vegetasjonen utover det man kan forvente som resultat av klimavariasjon og naturlige suksesjoner (Nordbakken 1997, 2003).

Gjødsling av ombrotrofe myrsystemer vil høyst sannsynlig gi potensiale for lystgassutslipp, da C:N forholdet her er høyt i utgangspunktet, og tilførsel av N vil senke det betydelig (jf. kapittel 6.7.1).

6.9 Sviskader og problemer ved gjødsling fra helikopter

Ved den målrettede gjødslingen er det planer om å gjødsle skogarealene både fra helikopter og fra bakkenivå. Under DNS terrengkalkingsprosjekt på 2000-tallet for å avsure vanskelig tilgjengelige anodrome vassdrag, ble det innhentet mye kunnskap om effekter av en slik helikopterspredning (Aarrestad et al. 2002; 2005; Hindar 2012). Bl.a. ble det i forkant av helikopterkalkingen utført befaringer for å kartlegge viktige områder for biologisk mangfold for å begrense skadeeffektene. Spredning av granulert kalk var relativt arealtreffeikkert i fint vær, men med mye vind ble kalkkornene spredd over et større område. I tillegg var det umulig å unngå små areal i skogsystemene som var kartlagt på forhånd, slike som bakkemyrer, mindre flatmyrer, små vann og andre hotspotshabitater med viktige biologiske verdier (**Figur 20**).



Figur 20. Moseskader ved små areal av viktige habitater for biologisk mangfold ved terrengkalking fra helikopter. Store Hovvatn, Vest-Agder. Foto: Per Arild Aarrestad ©.

Påvirkningen på det biologiske mangfold var også svært avhengig av nedbørsregimet både før, under og etter gjødslingen. Lang tids tørke etter spredning bidro til økt avsviing av planter, da kalken ble liggende uoppløst på vegetasjonens overflate. Særlig gjaldt dette torvmoser og levermoser (**Figur 21**). De registrerte skadevirkningene på det biologiske miljø var en viktig faktor til at planer for videre terrengkalking ble skrinlagt. Det er ikke usannsynlig at en gjødsling av skoger fra helikopter med nitrogen i granulert form kan gi de samme sviskadeeffektene.



Figur 21. Sviskader av torvmose ved terrengkalking med granulert dolomitt. Flekke-Guddal, Sogn og Fjordane. Foto: Per Arild Aarrestad ©.

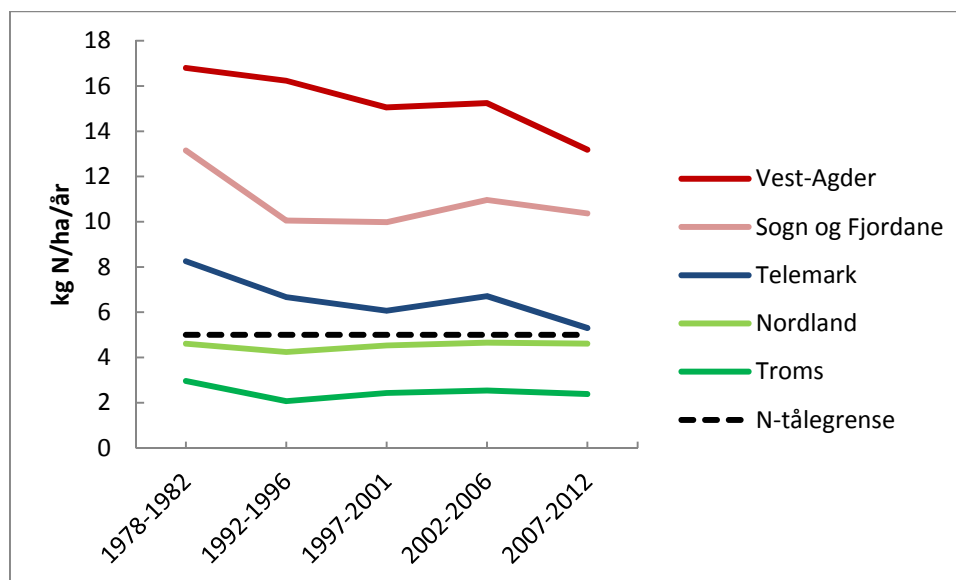
7 Diskusjon og konklusjon - effekter av gjødsling av skog i klimasammenheng, forvaltningsråd

7.1 Effekter på det biologiske mangfold og klimaregnskapet

Internasjonale tålegrensene for lufttransportert N bygger på gjødslingsforsøk med ulike N-salter, enten oppløst i vann eller som fast gjødsel, og er i svært liten grad et resultat av forsøk basert på N-konsentrasjoner i luft. Det er således stor grunn til å tro at tålegrenseproblemstillingen også vil gjelde for en eventuell skoggjødsling for å øke skogens opptak av CO₂.

Dagens N-nedfall fra atmosfæren medfører at den nedre tålegrensen for boreale skoger er overskredet sør for Nordland (**Figur 22**). Gjødslingsdosene som anbefales for en vellykket skogsvekst (ca. 150 kg N/ha), vil overskride tålegrensen betydelig i en 6-10 årsperiode over hele landet. Tilført N blir tatt opp i økosystemet, både i planter og jord, noe som bidrar til at effektene på det biologiske mangfold vil vare i mange tiår (Strengbom et al. 2001). Fordelt over en 10 årsperiode vil skoggjødslingen tilsvare minst 15 kg N/ha/år, noe som i seg selv er langt over tålegrensen for boreal skog på 5 kg N/ha per år.

En landsomfattende, storskala gjødsling av skog for å øke trevirkeproduksjonen med tanke på økt opptak av CO₂ vil derfor høyst sannsynlig gi store negative effekter på det biologiske mangfold. Særlig gjelder dette de skogtypene som er under vurdering for gjødsling (blokkebær-, bærlyng-, blåbær- og småbregneskog), da disse antas å ha den laveste N-tålegrensen av de boreale skogene. Man må regne med en negang i dekning av blåbær, små moser, lav og økt grasvekst i de gjødslede skogene.



Figur 22. Total N-avsetning fra ulike tidsperioder (1978-2012) i en gradient fra sør til nord i Norge, basert på data fra Hole & Tørseth (2002) og Aas et al. (2008, 2012), sammenlignet med den nedre N-tålegrenseverdi for boreale skoger. Områder som ligger over tålegrensen kan være negativt påvirket av luft-transportert nitrogen. Den foreslåtte N-gjødslingen er 150 kg N/da, eller 15 kg N/da/år hvis man midler over en 10-års periode, tilsvarende tre ganger tålegrensen.

Alt tilført N vil høyst sannsynlig ikke kunne tas opp av vegetasjonen, da større nedbørsmengder, særlig på Vestlandet, vil vaske bort deler av tilført gjødsel, både ved overflateavrenning og drenering i jordsmonnet. Gjødslingen vil føre til endringer i jordkjemi, avrenning av overskuddsnitrogen og høyst sannsynlig føre til en forsurening og eutrofiering av vann og vassdrag. Mengdene av nitrogen som vil bli tatt opp av vegetasjonen i fattige og middelsrike skogssystemer vil føre til en tilbakegang av blåbær og lav i, økt grasdominans og en endret artssammensetning av soppfunn med tap av forsurningsfølsomme grupper, herunder rødlistearter og endringer i bakkenær vegetasjon, særlig i kryptogamfloraen.

Nyere forskning fra Sverige viser at mykorrhizasopp spiller en betydelig viktigere rolle for skogens karbonlagring enn man tidligere har trodd (Clemmensen et al. 2013, <http://www.sciencemag.org/content/339/6127/1528>). De viser at så mye som 50-70 % av det lagrede karbon i boreale skoger tilføres jordsmonnet via mykorrhizasopp, som lever i symbiose med trerøtter, og via andre rotassosierte mikroorganismer. Det lagres således mer karbon i jord enn i trær. Med tanke på at en storskala N-gjødsling høyst sannsynlig vil redusere mengdene mykorrhizasopp i skogsjord, vil dette totalt sett kunne bidra til en reduksjon i karbonlagringen og ikke en økning som er forespeilet i det planlagte prosjektet.

7.2 Forvaltningsmessige problemstillinger

I Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005, <http://www.unep.org/maweb/documents/document.272.aspx.pdf>) og flere andre analyser av globale negative miljøvirkninger framheves menneskets eutrofiering av naturen ved økt reaktivt N og P-tilførsel som ett av de mest alvorlige utviklingstrekkene (Sala et al. 2000, EEA 2003, Rock-ström et al. 2009, Liu et al. 2013; Sutton & Blaker 2013). I tillegg har Norge forpliktet seg internasjonalt å begrense utslipp av NO_x ved å underskrive Gøteborgprotokollen, samtidig som vi årlig rapporterer om våre N-utslipp og overskridelser av tålegrenser til det europeiske nettverk for forurensing. Formålet med Gøteborgprotokollen er ikke å begrense utslipp av NO_x i seg selv, men å begrense tilførselen av nitrogen til naturen. Det synes da lite hensiktsmessig å foreslå en storskala N-gjødsling av norske skoger for å oppnå et klimamål, særlig med tanke på usikkerheten om hvor mye N₂O som vil slippes ut fra skogsystemene ved N-gjødsling.

For forvaltningen vil en storskala N-gjødsling høyst sannsynlig etter hvert slå ut på beregningene i den nasjonale naturindeksen, som skal gi et mål for tilstanden til biologisk mangfold i norsk natur (Nybø 2010), og som er en av de nasjonale indikatorer for bærekraftig utvikling. Samtidig vil nasjonale overvåkingsprogrammer og oljeindustriens pålagte miljøovervåkingsprogrammer på for eksempel Mongstad, Ormen Lange, Tjeldbergodden og Snøhvit, som alle er knyttet opp mot effekter av utslipp av NO_x på vegetasjon, jord og vann, miste sin troverdighet.

Dersom man likevel antar at N-gjødsling har en positiv klimaeffekt, må et slikt tiltak uansett omfatte svært store skogarealer for at det skal monne noe særlig. Hvis man da skal redusere skadevirkningen for områder som er viktige for biologisk mangfold, vil dette kreve nokså omfattende studier av effekter og kartlegginger av miljøverdier i det reelle landskapet og ikke bare grove generaliseringer for naturtyper (jf. DNs terrengkalkingsprosjekt), noe som minst er et flerårig millionprosjekt. Per i dag finnes det ikke et kartgrunnlag eller stedfestede data av tilstrekkelig kvalitet som kan brukes for å kunne peke ut slike områder.

Ved et så drastisk inngrep i norsk natur som en storstilt N-gjødsling i utvalgte naturtyper i hele landet bør effektene først dokumenteres ved et FoU-prosjekt basert på langsiktig overvåking, før det eventuelt settes ut i livet. Her henvises det til tidligere FoU-prosjekter som «Miljøtiltak i skog» (Nilsen 1995, Eilertsen et al. 1998; Brandrud et al. 2003) og «Terrengkalkingsprosjektet» i Store Hovvatn i Vest-Agder, Suldal i Rogaland og Flekke-Guddal i Sogn og Fjordane (Aarrestad et al. 2002; 2003, 2007, Hindar 2012).

7.3 Forvaltningsråd og konklusjon

På bakgrunn av eksisterende kunnskap setter vi opp en liste over særlig viktige skogtyper der biologisk mangfold vil bli betydelig berørt av N gjødsling:

1. **Alle skogtyper med lave tålegrenser** for nitrogen, herunder blokkebær-, bærlyng-, blåbær-, småbregneskog og tresatt myr, samt grunnlent svabergfurskog med lite jordsmonn til å absorbere og omsette nitrogen
2. **Utvalgte naturtyper**
3. **Rødlistede skogtyper**
 - a. **Hotspot-habitattyper** som huser konsentrasjoner av spesialiserte rødlistearter. For mykorrhizasopp gjelder dette særlig *sandfurskog* og *kalkbarskog*.

Hovedkonklusjon

Basert på eksisterende kunnskap er det høyst sannsynlig at en storstilt skoggjødsling med N i Norge vil ha svært negative konsekvenser på naturen, særlig der tålegrensene for N allerede er overskredet. I tillegg setter vi spørsmålsteget ved den reelle klimagevinsten ved et slikt tiltak, da N-gjødsling vil kunne øke utslipp av klimagassen N₂O som er 300 ganger kraftigere enn CO₂. Et slikt tiltak vil også sette Norge i et dårlig internasjonalt lys da verden forøvrig prøver å begrense utslipp av reaktivt N for å bevare det eksisterende biologiske mangfold. Vår konklusjon er derfor at en storstilt, målrettet gjødsling av norske skoger ikke er et akseptert tiltak for å bedre klimaregnskapet.

8 Referanser

- Achermann, B. & Bobbink, R., red. 2003. Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164: 1-327. - Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern.
- Aerts, R., Wallen, B. & Malmer, N. 1992. Growth-limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subject to low and high atmospheric nitrogen supply. - *Journal of Ecology* 80: 131-140.
- Anderson, R.G., Canadell, J.G., Randerson, J.T., Jackson, R.B., Hungate, B.A., Baldocchi, D.D., Ban-Weiss, G.A., Bonan, G.B., Caldeira, K., Cao, L., Diffenbaugh, N.S., Gurney, K.R., Kueppers, L.M., Law, B.E., Luyssaert, S. & O'Halloran, T.L. 2011. Biophysical considerations in forestry for climate protection. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 174-182.
- Arneberg, A., Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2007. Afforestation effects on decomposition and vegetation in Iceland. - I: Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development. Proceedings of the AFFORNORD conference, Reykholt, Iceland, June 18-22, 2005. *TemaNord 2007/508*: 75-80.
- Arnolds, E. 1988. The changing macromycete flora in the Netherlands. - *Transactions of the British Mycological Society* 90(3): 391-406.
- Arnolds, E. 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 35: 209-244.
- Austad, I. & Koller, A.L. (2009) Årdal i Selje. Skjøtselplan for kulturlandskapet delområde under nasjonalt, utvalgt kulturlandskap-Hoddevik-Liset. – Rapport. Seksjon for landskapsøkologi. Avdeling for ingeniør- og naturfag. Høgskulen i Sogn og Fjordane.
- Bakken, L.R., Bergaust, L., Liu, B. & Frostegård, Å. 2012. Regulation of denitrification at the cellular level: a clue to the understanding of N₂O emissions from soils. - *Phil. Trans. R. Soc. B* (2012) 367, 1226-1234, doi:10.1098/rstb.2011.03211226.
- Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T.J., Lobell, D.B., Delire, C. & Mirin, A. 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. - *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 6550-6555.
- Bendiksen, E. 2011. Skog. – I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.). Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim, s. 87-92.
- Bendiksen, E. 2013. Registrering av biologisk mangfold i Rindal kommune (Møre og Romsdal) Supplerende naturtypekartlegging. – NINA Rapport 626, in prep.
- Bendiksen, E., Høiland, K., Jordal, J.B. & Brandrud, T.E. 1998. Truede og sårbare sopparter i Norge - en kommentert rødliste. - *Fungiflora*, Oslo.
- Bendiksen, E., Brandrud, T.E., Røsok, Ø. (red.), Framstad, E., Gaarder, G., Hofton, T.H., Jordal, J.B., Klepsland, J.T. & Reiso, S. 2008. Boreale lauvskoger i Norge. - *Naturverdier og udekket vernebehov* 367.
- Berendse, F., Van Breemen, N., Rydin, H., Buttler, A., Heijmans, M., Hoosbeek, M. R., Lee, J. A., Mitchell, E., Saarinen, T., Vasander, H. & Wallen, B. 2001. Raised atmospheric CO₂ levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in *Sphagnum* bogs. - *Global Change Biology* 7: 591-598.
- Betts, R.A. 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. - *Nature* 408: 187-190.
- Bigras, F.J. & Colombo, S.J. (red.) 2000. Conifer cold hardiness. - Kluwer, Dordrecht, Nederland.
- Bjerke, J.W. 2009. Ice encapsulation rather protects than disturbs the freezing lichen. - *Plant Biology* 11: 227-235.
- Bjerke J.W., Tømmervik H., Holm-Olsen I.M. & Myrvoll E.R. 2010. Granplantefelt i kystlandskapet. - *Ottar* 281 (3-2010): 24-30.

- Blindheim, T., Thingstad, P.G. & Gaarder, G. (red.) 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. Dekning av naturtyper og arter. – NINA Rapport 539.
- Bobbink, R., Heil, G.W. & Raessen, M.B.A.G. 1992. Atmospheric Deposition and Canopy Exchange Processes in Heathland Ecosystems. - *Environmental Pollution* 75: 29-37.
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. - I Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded. Berlin, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1998. Essay review: The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural vegetation. - *Journal of Ecology* 86: 717-738.
- Bobbink, R. & Lamers, L.P.M. 2002. Effects of increased nitrogen deposition. - I Bell, J.N.B. & Treshow, M., red. *Air pollution and plant life*. John Wiley and Sons, Chichester, UK. pp. 201-235.
- Bobbink, R., Ashmore, M.R., Braun, S., Fluckiger, W. & Van den Wyngaert, I.J.J. 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. - I Achermann, B. & Bobbink, R., red. *Empirical Critical Loads for Nitrogen*. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne. pp. 43-170.
- Bobbink, R. 2008. The derivation of dose-response relationships between N load, N exceedance and plant species richness for EUNIS habitat classes. - *CCE Status Report 2008*: 63-72.
- Bobbink, R. & Hicks, K. 2009. Factors affecting N deposition impacts on biodiversity: an overview. - Paper presented at the Workshop on N Deposition, Critical Loads and Biodiversity. 16-18th November, 2009, Edinburgh, UK. <http://initrogen.org/144.0.html>.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, D.J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M.R., Bustamante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & de Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition, effects on plant terrestrial biodiversity: a synthesis. - *Ecological Applications* 20: 30-59.
- Bobbink, B. & Hettelingh, J.-P. (red.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Noordwijkerhout, Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Bonan, G.B. 2008. Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. - *Science* 320: 1444–1449.
- Brandrud T.E. 1995. The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. - *Forest Ecology and Management* 71: 111-122.
- Brandrud, T.E. & Timmermann, V. 1998. Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden; below and above-ground responses to experimentally-changed nitrogen inputs 1990-1995. *Forest Ecology and Management* 101: 207-214.
- Brandrud, T.E. & Bendiksen, E. 2001. The *Cortinarius* species of calciphilous *Tilia-Corylus* and *Quercus-Corylus* woodlands of Fennoscandia, outposts of the temperate *Fagus* and *Quercus-Carpinus* forest types of C Europe. – *Journ. J.E.C.* 3: 105-113.
- Brandrud, T.E., Gulden, G., Timmermann, V. & Wollan, A.K. 2001. Storsopper i kommunene Leikanger, Luster og Sogndal registrert under XV Nordiske mykologiske kongress Sogndal 7-12 september 2000. - Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Rapport nr. 3-2001.
- Brandrud, T.E. & Bendiksen, E. 2002. Artsdiversitet og populasjonsdynamikk hos slørsopper (*Cortinarius*) knyttet til linde-hasselskoger på kalk – et truet element av mykorrhizasopper i Norge. NINA-rapport, unpubl.
- Brandrud, T.E., Bakkestuen, V., Bendiksen, E., Eilertsen, O. & Aarrestad, P.A. 2003. Terrengkalving i Gjerstad, Aust-Agder. Effekter på skogsvegetasjon og sopp. - NINA Fagrapport 75. 79pp.

- Brandrud, T.E. & Bendiksen, E. 2006. Mykorrhiza-soppfloraen i heipreget skog med høy nitrogenbelastning, effekter på produksjon og diversitet. - Sluttrapport til NFR (upubl.).
- Bright, R.M., Strømman, A.H. & Peters, G.P. 2011. Radiative forcing impacts of boreal forest biofuels: a scenario study for Norway in light of albedo. - *Environmental Science and Technology* 45: 7570–7580.
- Brumme, R. & Beese, F. 1992. Effects of liming and nitrogen fertilization on emissions of CO₂ and N₂O from a temperate forest. - *Journal of Geophysical Research* 97: 12851–12858.
- Brumme, R., Borker, W., Finke, S. 1999. Hierarchical control on nitrous oxide emissions in forest ecosystems. - *Global Biogeochemical Cycles* 13: 1137–1148.
- Brunsting, A.M.H. & Heil, G.W. 1985. The role of nutrients in the interaction between a herbivorous beetle and some competing plant species in heathland. - *Oikos* 44: 23-26.
- Bruteig, I.E. & Aarrestad, P.A. 2004. Utvikling av nye nitrogenålegrensekart for naturtyper - eit forprosjekt. - NINA Minirapport 50: 1-18.
- Brække, F.H. 1996. Needle analyses and graphic vector analyses of Norway spruce and Scots pine stands. - *Trees* 11: 23-33.
- Bråkenhielm, S. & Quinghong, L. 1995. Spatial and temporal variability of algal and lichen epiphytes on trees in relation to pollutant deposition in Sweden. - *Water, Air and Soil Pollution* 79: 61-74.
- Caporn, S.J.M., Carroll, J.A., Studholme, C.J. & Lee, J.A. 2006. Recovery of ombrotrophic *Sphagnum* mosses in relation to air pollution in the Southern Pennines. - Report to Moors for the future. Edale. Derbyshire.
- Carroll, J.A., Caporn, S.J.M., Cawley, L., Read, D.J. & Lee, J.A. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in upland Britain. - *New Phytologist* 141: 423-431.
- Chapuis-Lardy, L., Wrage, N., Meay, A., Chotte, J-L., & Bernoux, M. 2007. Soils, a sink for N₂O? A review. - *Global Change Biology* 13: 1-17.
- Chen, Y. & Högberg, P. 2006. Gross nitrogen mineralization rates still high 14 years after suspension of N input to a N-saturated forest. - *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2001-2003.
- Christensen, J.H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R.K., Kwon, W.T., Laprise, R., Magaña Rueda, V., Mearns, L., Menéndez, C.G., Räisänen, J., Rinke, A., Sarr, A. & Whetton, P. 2007. Regional climate projections. - I: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K.B., Tignor, M. & Miller, H.L. (red.): *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. - Cambridge: Cambridge University Press. s. 847–940.
- Clemmensen, K.E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R.D., Wardle, D.A., & Lindahl, B.D. 2013. - *Science* 29: 1615-1618.
- Crawford, R.M.M. 2000. Ecological hazards of oceanic environments. - *New Phytologist* 147: 257-281.
- Crawford, R.M.M., Jeffree, C.E. & Rees, W.G. 2003. Paludification and forest retreat in northern oceanic environments. - *Annals of Botany* 91: 213-226.
- Dahlman, L., Persson, J., Palmqvist, K. & Näsholm, T. 2004. Organic and inorganic nitrogen uptake in lichens. - *Planta* 219: 459-467.
- Dirkse, G.M. & Martakis, G.F.P. 1992. Effects of fertilizer on bryophytes in Swedish experiments on forest fertilization. - *Biological Conservation* 59: 155-161.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper. Verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13-1999, revidert i 2007.
- Direktoratet for naturforvaltning 2011. Handlingsplan for kalklindeskog. – DN-rapport 8-2011.
- Dörfelt, H. & Bresinsky, A. 2003. Die Verbreitung und Ökologie ausgewählter Makromyceten Deutschlands. *Zeitschrift für Mykologie* 69(2): 177-260.

- EEA 2003. Europe's environment: the third assessment. - Environmental assessment report 10. European Environment Agency, Copenhagen.
- Eilertsen, O., Stabbetorp, O.E., Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 1998. Skogkalking med grovdommitt. – s. 35-44 i Petter Nilsen (red) FoU-programmet "Miljøtiltak i skog". Aktuelt fra Skogforsk 2/98. 53 s.
- Einarsen, G., Hausner, V., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2008. Predation on artificial ground nest in birch forest fragmented by spruce plantation. - *Ecoscience* 15: 141-149.
- Elmarsdottir, A. & Magnusson, B. 2007. Changes in ground vegetation following afforestation. - I: Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development. Proceedings of the AFFORNORD conference, Reykholt, Iceland, June 18-22, 2005. TemaNord 2007/508: 98-104.
- Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S, Bergström, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L. & Hessen, D.O. 2009. Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition. - *Science* 326: 835 - 837.
- Evju, M. (ed.), Hofton, T.H., Gaarder, G., Ihlen, P.G., Bendiksen, E., Blindheim, T. & Blumentrath, S. 2011. Naturfaglige registreringer av bekkeløfter i Norge. - NINA Rapport 738.
- Falkengren-Grerup, U. 1998. Nitrogen response of herbs and graminoids in experiments with simulated acid soil solution. - *Environmental Pollution* 102: 93-99.
- Fjellberg, A., Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2007. Structural changes in *Collembola* populations following replanting of birch forest with spruce in North Norway. - I: Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development. Proceedings of the AFFORNORD conference, Reykholt, Iceland, June 18-22, 2005. TemaNord 2007/508: 119-125.
- Forsum, A., Dahlman, L., Näsholm, T. & Nordin, A. 2006. Nitrogen utilization by *Hylocomium splendens* in a boreal forest fertilization experiment. - *Functional Ecology* 20: 421-426.
- Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T.E. 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. - NINA Fagrapport 54. 146 pp.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. & Storeid, S.-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. – NINA Rapport 535.
- Framstad, E., Stokland, J.N. & Hysen, G. 2011. Skogvern som klimatiltak. Verdifulle skogtyper for biologisk mangfold og karbonlagring. – NINA Rapport 752. 38 pp.
- Framstad, E., de Wit, H., Mäkipää, R., Larjavaara, M., Vesterdal, L. & Karlton, E. 2013. Biodiversity, carbon storage and dynamics of old northern forests. – TemaNord 2013: 507.
- Frank, J., Stabbetorp, O., Frivold, L.H. & Eilertsen, O. 1998. Bjørkeinnblanding i barskog - effekter på jordforsuring, vegetasjonsutvikling og skogens vekst. - Aktuelt fra skogforskningen 2/98: 45-53.
- Franklin, O., Högberg, P., Ekblad, A. & Ågren, G.I. 2003. Pine forest floor carbon accumulation in response to N and PK additions: Bomb C-14 modelling and respiration studies. - *Ecosystems* 6: 644-658.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E., Paal, J. & Möls, T. 2005. Impacts of increased nitrogen supply on Norwegian lichen-rich alpine communities: a 10-year experiment. - *Journal of Ecology* 93: 471-481.
- Futter, M.N., Skeffington, R.A. Whitehead, P.G. & Moldan, F. 2009. Modelling stream and soil water nitrate dynamics during experimentally increased nitrogen deposition in a coniferous forest catchment at Gardsjon, Sweden. - *Hydrology Research* 40: 187-197.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z. C., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P. & Sutton, M. A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. - *Science* 320: 889-892.
- Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R. Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Fröberg, M., Stendahl, J., Philipson, C.D., Mikusiński, G. Andersson, E., Westerlund, B., Andrén, H. Moberg, F., Moen, J. & Bengtsson, J. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are

- found in forests with more tree species. - Nature Communications 4, Article number: 1340 doi:10.1038/ncomms2328.
- Gjerde, I. 1993. Skogbruk og fauna på Vestlandet: Betydningen av treslagsskifte for forekomst og fordeling av skogshabitat. – Rapport fra Skogforsk 17/93: 1-21.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J. & Eliassen, K. 1994. Treslagsskifte og fauna på Vestlandet. - Årsrapport 1994. NISK, 25 pp.
- Gjerde, I. & Sætersdal, M. 1997. Effects on avian diversity of introducing spruce (*Picea* spp.) plantations in the native pine (*Pinus sylvestris*) forests of western Norway. Biological Conservation 79: 241-250.
- Gjerde, I. & Sætersdal, M. 1996. Treslagsskifte og fugl op Vestlandet. Effekter av granplanting I kystfuruskog på fuglefaunaen og aktuelle tiltak I skogbruket. – Aktuelt fra Skogforsk 9-96.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Nilsen, T. 2005. Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway. - Biodiversity and Conservation 14: 377-393.
- Gjerde, I., Blom, H.H., Lindblom, L., Sætersdal, M. & Schei, F.H. 2012. Community assembly in epiphytic lichens in early stages of colonization. - Ecology 93: 749-759.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. (red) 1992. Critical loads for nitrogen. Copenhagen. - Nordic Council of Ministers. (Nord 1992:41).
- Greven, H.C. 1992. Changes in the moss flora of the Netherlands. - Biological Conservation 59: 133-137.
- Gudleifsson, B.E. 2007. Earthworms in Icelandic forest soils. - I: Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development. Proceedings of the AFFORNORD conference, Reykholt, Iceland, June 18-22, 2005. TemaNord 2007/508: 127-131.
- Gulden, G. 2000. Slirevæpnerhatt (*Rhodocybe stangliana*) funnet for annen gang i Norge og noe om storsopper som vokser på andre storsopper. – Blekksoppen 28(82): 19-23.
- Gundersen, P. 1998. Effects of enhanced nitrogen deposition in a spruce forest at Klosterhede, Denmark, examined by moderate NH_4NO_3 addition. - Forest Ecology and Management 101: 251-268.
- Gunnarsson, U. & Rydin, H. 2000. Nitrogen fertilization reduces *Sphagnum* production in bog communities. - New Phytologist 147: 527-537.
- Gunnarsson, U., Malmer, N. & Rydin, H. 2002. Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems: a 40-year study. - Ecography 25: 685-704.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H. H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. - Naturtyper i Norge, versjon 1.0. Artikkel 1: 1-210. Artsdatabanken.
- Hallingbäck, T. 1994. Ekologisk katalog över storsvampar. - Databanken för hotade arter. - Naturvårdsverket Rapport nr. 4313. 213 pp.
- Hambäck, P.A., Schneider, M. & Oksanen, T. 1998. Winter herbivory by voles during a population peak: the relative importance of local factors and landscape pattern. – Journal of Animal Ecology 67: 544-553.
- Hambäck, P.A., Grellmann, D. & Hjalten, J. 2002. Winter herbivory by voles during a population peak: the importance of plant quality. – Ecography 25: 74-80.
- Hartley, I.P., Garnett, M.H., Sommerkorn, M., Hopkins, D.W., Fletcher, B.J., Sloan, V.L., Phoenix, G.K. & Wookey, P.A. 2012. A potential loss of carbon associated with greater plant growth in the European Arctic. – Nature Climate Change 2: 875-879.
- Hausner V.H. 2001. Scenarios for managing biodiversity in coastal birch forests fragmented by spruce plantations. - Doctoral thesis. Faculty of Science, University of Tromsø.

- Hausner, V.H., Yoccoz, N.G., Strann, K.B. & Ims, R.A. 2002: Changes in bird communities by planting non-native spruce in coastal birch forests of northern Norway. - *Ecoscience* 9: 470-481.
- Hausner, V., Yoccoz, N.G., & Ims R.A. 2003. Selecting indicator traits for monitoring land use impacts: birds in northern coastal birch forests. - *Ecological Applications* 13: 999-1012.
- Hautier, Y., Niklaus, P.A. & Hector, A. 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. - *Science* 324: 636-638.
- Heil, G.W. & Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathlands into grasslands. - *Veg-etatio* 53: 113-120.
- Hilmo, O., Holien, H., Hytteborn, H. & Ely-Aalstrup, H. 2009. Richness of epiphytic lichens in differently aged *Picea abies* plantations situated in the oceanic region of Central Norway. - *Lichenologist* 41: 97-108.
- Hindar, A. (red.) 2012. Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag. Terrengkalkingsprosjektets oppsummeringsrapport. - DN-utredning 5-2012.
- Hodson, A.J., Mumford, P.N., Kohler, J. & Wynn, P.M. 2005. The High Arctic glacial ecosystem: new insights from nutrient budgets. - *Biogeochemistry* 72: 233-256.
- Hole, L. & Engardt, M. 2008. Climate change impact on atmospheric nitrogen deposition in north-western Europe: A model study. - *Ambio* 37: 9-17.
- Hylen, G., Krokene, P., Larsson, J.Y., Solheim, H. & Timmermann, V. 2007. Forest damage. A guide to the identification of damage causes – Norwegian national list. - The Norwegian Forest and Landscape Institute Handbook 08/2007. 55 s.
- Högberg, P., Fan, H.B., Quist, M., Binkley, D. & Tamm, C.O. 2006. Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. - *Global Change Biology* 12: 489-499.
- Ingelög, T., Thor, G., Hallingbäck, T., Andersson, R. & Aronsson, M. (red.) 1993. Floravård i jordbrukslandskapet - Skyddsvärda växter. - Databanken för hotade arter/SBT-förlaget, Lund.
- Ishida, T.A. & Nordin, A. 2010. No evidence that nitrogen enrichment affect fungal communities of *Vaccinium* roots in two contrasting forest types. – *Soil Biology and Biochemistry* 42: 234-243.
- Jauhiainen, J., Silvola, J. & Vasander, H. 1998a. The effects of increased nitrogen deposition and CO₂ on *Sphagnum angustifolium* and *Sphagnum warnstorffii*. - *Annales Botanicae Fennici* 35: 247-256.
- Jauhiainen, J., Vasander, H. & Silvola, J. 1998b. Nutrient concentration in *Sphagna* at increased N-deposition rates and raised atmospheric CO₂ concentrations. - *Plant Ecology* 138: 149-160.
- Jepsen, J.U., Biuw, M., Ims, R.A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O.P.L. & Hagen, S.B. 2012. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. - *Ecosystems*. DOI: 10.1007/s10021-012-9629-9.
- Johansson, L., Andersen, J. & Nilssen, A.C. 1994. Distribution of bark insects in "island" plantations of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Subarctic Norway. - *Polar Biology* 14: 107--116.
- Johansson, O., Palmqvist, K. & Olofsson, J. 2012. Nitrogen deposition drives lichen community changes through differential species responses. - *Global Change Biology* 18: 2626-2635.
- Jones, M.R., Leith, I.D., Fowler, D., Raven, J.A., Sutton, M.A., Nemitz, E., Cape, J.N., Sheppard, L.J., Smith, R.I. & Theobald, M.R. 2007. Concentration-dependent NH₃ deposition processes for mixed moorland semi-natural vegetation. - *Atmospheric Environment* 41: 2049-2060.
- Jonsson, L., Dahlberg, A., & Brandrud, T.E. 1999. Spatiotemporal distribution of an ectomycorrhizal community in an oligotrophic Swedish *Picea abies* forest subjected to experimental nitrogen addition: above- and below-ground views. - *Forest Ecology and Management* 132: 143-156.
- Kane, E.S. 2012. Squeezing the Arctic carbon balloon. – *Nature Climate Change* 2: 841-842.
- Karlsson, P.E., Ferm, M., Tømmervik, H., Hole, L.R., Karlsson, G.P., Ruoho-Airola, T., Aas, W., Hellsten, S., Akselsson, C., Mikkelsen, T.N. & Nihlgård, B. 2013. Biomass burning in eastern Eu-

- rope during spring 2006 caused high deposition of ammonium in northern Fennoscandia. - Environmental Pollution. I trykk.
- Kaste, O., Rankinen, K. & Lepisto, A. 2004. Modelling impacts of climate and deposition changes on nitrogen fluxes in northern catchments of Norway and Finland. - Hydrology and Earth System Sciences 8: 778-792.
- Kellner, O. & Redbo-Torstensson, P. 1995. Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. - Ecological Bulletins 44: 227-237.
- Klaassen, K., Pedersen, Å., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2010. Prevalence of nest predators in a sub-arctic ecosystem. - European Journal of Wildlife Research 56: 221-232.
- Klemetsson, L., von Arnold, K., Weslien, P. & Gundersen, P. 2005. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. - Global Change Biology 11: 1142-1147.
- Klima og forurensningsdirektoratet 2010. KLIMAKUR 2020. Tiltak of virkemiddel for å nå norske klimamål mot 2020. – Rapport TA 25/2010.
- Knorr, M., Frey, S.D. & Curtis, P.S. 2005. Nitrogen additions and litter decomposition: A meta-analysis. - Ecology 86: 3252-3257.
- Knudsen, S., Skjelkvåle, B.L. & Aarrestad, P.A. 2002. Effekter av økte nitrogenutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland. - NILU OR 39/2002: 78 pp.
- Körner, C. 1999. Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. - Springer-Verlag, Berlin.
- Krupa, S.V. 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. - Environmental Pollution 124: 179-221.
- Kuyper, T.W. 1989. Auswirkungen der Walddüngung auf die Mykoflora. - Beiträge zur Kenntnis der Pilze Mitteleuropas 5: 5-20.
- Kvaalen, H., Solberg, S., Clarke, N., Torp, T. & Aamlid, D. 2002. Time series study of concentrations of SO₄²⁻ and H⁺ in precipitation and soil waters in Norway. - Environmental Pollution 117: 215-224.
- Kålås, J.A., Viken, Å, Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk rødliste for arter 2010. – Artsdatabanken Norge.
- Laganriere, J., Pare, D., Bergeron, Y. & Chen, H.Y.H. 2012. The effect of boreal forest composition on soil respiration is mediated through variations in soil temperature and C quality. - Soil Biology & Biochemistry 53, 18-27.
- Laine, J., Silvola, J., Tolonen, K. et al. 1996. Effect of water-level drawdown on global climatic warming: Northern peatlands. - Ambio 25: 179–184.
- Lamers, L.P., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M. 2000. Natural nitrogen filter fails in polluted raised bogs. - Global Change Biology 6: 583-586.
- Larssen, T., Lund, E. & Høgåsen, T. 2008. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge - oppdatering med perioden 2002-2006. - NIVA rapport - Naturens Tålegrenser 5697-2008: 24.
- Lauvrak, A. 1979. Vegetasjons- og jordsmonnsutvikling i granplantninger på Vestlandet. - Hovedfagsoppgave Universitetet i Bergen.
- Lee, J.A. 1998. Unintentional experiments with terrestrial ecosystems: ecological effects of sulphur and nitrogen pollutants. - Journal of Ecology 86: 1-12.
- Lee, J.A. & Studholme, C.J. 1992. Responses of *Sphagnum* species to polluted environments. - I Bates, J. W. & Farmer, A. M., red. Bryophytes and lichens in changing environment. Clarendon Press, Oxford. pp. 314-322.
- Levende Skog 1999. Standarder for et bærekraftig skogbruk. – Landbruksforlaget Oslo.88 pp.

- Levende Skog 2009. Rådet for Levende Skog. Konsekvensvurdering av skogreising og treslagsskifte. Faglig grunnlag for revisjon av kravpunkt 18 i Levende Skog Standard. – Levende Skog rapport.
- Lilleskov, E.A., Fahey, T.J. & Lovett, G.M. 2001. Ectomycorrhizal fungal aboveground community change over an atmospheric nitrogen deposition gradient. - *Ecological Applications* 11: 397-410.
- Lilleskov, E.A., Fahey, T.J., Horton, T.R. & Lovett, G.M. 2002. Belowground ectomycorrhizal fungal community change over a nitrogen deposition gradient in Alaska. - *Ecology* 83: 104-115.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- MA 2005. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. - Island Press. United Nations, Washington, DC.
- Maljanen, M., Liikanen, A., Silvola, J. et al. 2003. Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. - *Soil Biology and Biochemistry* 35: 689–700.
- Malmer, N. 1993. Mineral nutrients in vegetation and surface layers of *Sphagnum* dominated peat-forming systems. - *Advances in Bryology* 5: 223-248.
- Malmer, N. & Wallen, B. 1999. The dynamics of peat accumulation on bogs: mass balance of hummocks and hollows and its variation throughout a millennium. - *Ecography* 22: 736-750.
- Manninen, O.H., Stark, S., Kytöviita, M.-M., Lampinen, L. & Tolvanen, A. 2009. Understorey plant and soil responses to disturbance and increased nitrogen in boreal forests. - *Journal of Vegetation Science* 20: 311-322.
- Maiorano, L., Cheddadi, R., Zimmermann, N.E., Pellisier, L., Petitpierre, B., Pottier, J., Laborde, H., Hurdu, B.I., Pearman, P.B., Psomas, A., Singarayer, J.S., Broennimann, O., Vittoz, P., Dubuis, A., Edwards, M.E., Binney, H.A. & Guisan, A. 2013. Building the niche through time: using 13,000 years of data to predict the effects of climate change on three tree species in Europe. - *Global Ecology and Biogeography* 22: 302-317.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Crill, P. et al. 1993. Effect of a lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. - *Nature* 366: 51–53.
- Maskell, L.C., Smart, S.M., Bullock, J.M., K., T. & Stevens, C.J. 2010. Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. - *Global Change Biology* 16: doi 10.1111/j.1365-2486.2009.02022.x.
- Menyailo, O.V., Hungate, B.A. & Zech, W. 2002. Tree species mediated soil chemical changes in a Siberian artificial afforestation experiment - Tree species and soil chemistry. - *Plant and Soil* 242: 171-182.
- Mitchell, E.A.D., Buttler, A., Grosvernier, P., Rydin, H., Siegenthaler, A. & Gobat, J.M. 2002. Contrasted effects of increased N and CO₂ supply on two keystone species in peatland restoration and implications for global change. - *Journal of Ecology* 90: 529-533.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Moldan, F., Hultberg, H, Nyström, U. & Wright, R.F. 1995. Nitrogen saturation at Gårdsjön, southwest Sweden, induced by experimental addition of ammonium nitrate. - *Forest Ecology and Management* 71: 89-97.
- Moldan, F., Kjønås, O.J., Stuanes, A.O. & Wright, R.F. 2006. Increased nitrogen in runoff and soil following 13 years of experimentally increased nitrogen deposition to a coniferous-forested catchment at Gårdsjön, Sweden. - *Environmental Pollution* 144: 610-620.
- Möls, T., Paal, J. & Fremstad, E. 2000. Response of Norwegian alpine communities to nitrogen. - *Nordic Journal of Botany* 20: 705-712.
- Mäkipää, R. 1994. Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. - *Silva Fennica* 28: 81-94.
- Mäkipää, R. 1995. Sensitivity of forest-floor mosses in boreal forests to nitrogen and sulphur deposition. - *Water, Air and Soil Pollution* 85: 1239-1244.

- Mäkipää, R. 1998. Sensitivity of understory vegetation to nitrogen and sulphur deposition in a spruce stand. - *Ecological Engineering* 10: 87-95.
- Mäkipää, R., Linkosalo, T., Niinimäki, S., Komarov, A., Bykhovets, S., Tahvonen, O. & Mäkelä, A. 2011. How forest management and climate change affect the carbon sequestration of a Norway spruce stand. - *Journal of Forest Planning* 16: 107–120.
- Nadelhoffer, K.J., Emmett, B.A., Gundersen, P., Kjonaas, O.J., Koopmans, C.J., Schleppei, P., Tietema, A. & Wright, R.F. 1999. Nitrogen deposition makes a minor contribution to carbon sequestration in temperate forests. - *Nature* 398: 145-148.
- Nihlgård, B. 1985. The ammonium hypothesis - an explanation to the forest dieback in Europe. - *Ambio* 14: 2-8.
- Nilsen, P. 1998. Næringsmangel – vitaliseringsgjødning. I: Woxholt, S. (red.) Kontaktkonferanse skogbruk – skogforskning. Elverum 5. og 6. november 1997. Aktuelt fra skogforskningen 1/98: 24-26.
- Nilsen, P. 1995. FoU-programmet "Miljøtiltak i skog" Sluttrapport. – Aktuelt fra skogforskningen 2/98.
- Nilsen, P. 1999. Skoggjødning i Norge. Et litteraturstudium over forsøksresultater fra fastmarksgjødning. – Rapport fra skogforskningen. Supplement 13:1-27.
- Nilsen, P., 2001. Fertilization experiments on forest mineral soils: A review of the Norwegian results. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 541-554.
- Nilssen, A.C. 1976. Sprednings- og etableringsevne hos phtofage barkskogsbiller belyst ved undersøkelser i granplantefelter i Nord-Norge. - Hovedfagsoppgave i terrestrisk økologi, Universitetet i Tromsø. 116 s.
- Nilssen, A.C. 2010: Granplantefeltene i Lofoten og Vesterålen – ny ressurs også for insekter? - *Otatar* 281: 43-47.
- Nilsson, L.O. 2004. External mycelia of mycorrhizal fungi – responses to elevated N in forest ecosystems. - Doctoral thesis 2004, Lund University. 56 pp. + Appendices
- Nohrstedt, H.-Ö., Wedin, M. & Gerhardt, K. 1988. Effekter av skogsgjødning på kvävefixerende lavar. - Rapport nr 4. Institutet för skogsförbättring.
- Nohrstedt, H.-Ö. 2001. Response of coniferous forest ecosystems on mineral soils to nutrient additions: A review of Swedish experiences. - *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 555-573.
- Nordbakken, J.-F. 1997. Småskala endringer i ombrotrof myrvegetasjon i SØ-Norge 1990/91-96. Fagrapport/Naturens tålegrenser 89. - Universitetet i Oslo Botanisk hage og museum, Oslo.
- Nordbakken, J.-F., Ohlson, M. & Högberg, P. 2003. Boreal bog plants: nitrogen sources and uptake of recently deposited nitrogen. - *Environmental Pollution* 126: 191-200.
- Nordin, A. & Näsholm, T. 1997. Nitrogen storage forms in nine boreal understory plant species. - *Oecologia* 110: 487-492.
- Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 1998. Effects of simulated N deposition on understory vegetation of a boreal coniferous forest. - *Functional Ecology* 12: 691-699.
- Nordin, A. & Gunnarsson, U. 2000. Amino acid accumulation and growth of *Sphagnum* under different levels of N deposition. - *Ecoscience* 7: 474-480.
- Nordin, A., Högberg, P. & Näsholm, T. 2001. Soil nitrogen form and plant nitrogen uptake along a boreal forest productivity gradient. - *Oecologia* 129: 125-132.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. - *Ambio* 34: 20-24.
- Nordin, A., Strengbom, J. & Ericson, L. 2006. Responses to ammonium and nitrate additions by boreal plants and their natural enemies. - *Environmental Pollution* 141: 167-174.
- Nordin, A., Sheppard, L.J., Strengbom, J., Gunnarsson, U., Hicks, K. & Sutton, M. 2009. Understanding of nitrogen deposition impacts. - Background paper for the Nitrogen Deposition & Natu-

- ra 2000 Workshop, Brussels, 18. – 20. May 2009. <http://cost729.ceh.ac.uk/n2kworkshop/documents>.
- Nybø, S. (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. - DN-utredning 3-2010. Direktoratet for naturforvaltning.
- Nygaard, P.H. & Brean, R. 2001. Spredning av lerk (*Larix decidua* v. *scotica*) fra Sandviksalléen på Nordmøre. - Oppdragsrapport fra Norsk institutt for skogforskning 20: 1–22.
- Nygaard, P.H. & Brean, R. 2002. Spredning av lerk på Nordmøre. -Glimt fra skogforskningen 3: 1–2.
- Nygaard, P.H. & Ødegaard, T. Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i bar-skog. NATURENS TÅLEGRENSER Fagrapport nr. 49. - Rapport fra Skogforsk 26/93.
- Ohenoja, E. 1988. Behaviour of mycorrhizal fungi in fertilized forests. - Karstenia 28: 27-30.
- Olsson, B.A. & Kellner, O. 2006. Long-term effects of nitrogen fertilization on ground vegetation in coniferous forests. - Forest Ecology and Management 237: 458-470.
- Olsson, M. O. & Falkengren-Grerup, U. 2000. Potential nitrification as an indicator of preferential uptake of ammonium or nitrate by plants in an oak woodland understorey. - Annals of Botany 85: 299-305.
- Overrein, L.N. 1967. Immobilization and mineralization of tracer nitrogen in forest raw humus. – I: Effect of temperature on the interchange of nitrogen after addition of urea-, ammonium-, and nitrate-N¹⁵. Plant and Soil 27: 1-19.
- Overrein, L.N. 1968. Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soils: 2 Comparative losses of nitrogen through leaching and volatilization after the addition of urea-, ammonium-, and nitrate-N¹⁵. – Soil Science 107:149-159.
- Overrein, L.N. 1969. Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soils: I: Nitrogen losses by leaching and volatilization after addition of urea -N¹⁵. – Soil Science 106: 280-290.
- Paal, J., Fremstad, E. & Möls, T. 1997. Responses of the Norwegian alpine *Betula nana* community to nitrogen fertilization. - Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique 75: 108-120.
- Pearson, J. & Stewart, G.R. 1993. The Deposition of Atmospheric Ammonia and Its Effects on Plants. - New Phytologist 125: 283-305.
- Pedersen, Å.Ø., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2009. Spatial and temporal patterns of artificial nest predation in mountain birch forests fragmented by spruce plantations. -European Journal of Wildlife Research 55: 371-384.
- Pedersen, Å.Ø. 2010. "Converting sub-Arctic birch forests to spruce plantations - responses of predators and prey" (Treslagsskifte fra bjørk til gran - økologiske effekter på fauna). - PhD thesis Universitetet i Tromsø.
- Pedersen, Å.Ø., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Hausner, V.H., & Juell, K.H. 2010. Scale-dependent responses of predators and prey to spruce plantations in sub-arctic birch forest in winter. - Ecoscience 17: 123-136.
- Pedersen, Å.Ø., Yoccoz, N.G., Ims, R.A. & Sigurdson, T. 2010, Effects on non-native spruce plantations on small mammal communities in sub- arctic birch forest. - Journal of Forest Ecology and Management 260: 331-338.
- Petrone, K., Buffam, I. & Laudon, H. 2007. Hydrologic and biotic control of nitrogen export during snowmelt: A combined conservative and reactive tracer approach. - Water Resources Research 43, W06420. doi:10.1029/2006WR005286.
- Phoenix, G.K., Hicks, W.K., Cinderby, S., Kuylenstierna, J.C.I., Stock, W.D., Dentener, F.J., Giller, K.E., Austin, A.T., Lefroy, R.D.B., Gimeno, B.S., Ashmore, M.R. & Ineson, P. 2006. Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. - Global Change Biology 12: 470-476.

- Phoenix, G.K., Emmet, B.A., Britton, A.J., Caporn, S.J.M., Dise, N.B., Helliwell, R., Jones, L., Leake, J.R., Leith, I.D., Sheppard, L.J., Sowerby, A., Pilkington, M.G., Rowe, E.C., Ashmore, M.R. & Power, S.A. 2012. Impacts of atmospheric nitrogen deposition: responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. – *Global Change Biology* 18: 1197-1215.
- Poikolainen, J., Lippo, H., Hongisto, M., Kubin, E., Mikkola, K. & Lindgren, M. 1998. On the abundance of epiphytic green algae in relation to the nitrogen concentrations of biomonitors and nitrogen deposition in Finland. – *Environmental Pollution* 120: 85-92.
- Power, S.A., Ashmore, M.R., Cousins, D.A. & Sheppard, L.J. 1998. Effects of nitrogen addition on the stress sensitivity of *Calluna vulgaris*. – *New Phytologist* 138: 663-673.
- Press, M.C., Woodin, S.J. & Lee, J.A. 1986. The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic *Sphagnum* species. – *New Phytologist* 103: 45-55.
- Printz, H. 1933. Granens og furuens fysiologi og geografiske utbredelse. – *Nyt Magazin for Naturvidenskaberne B.* 73: 167-219.
- Pullianen, E., & P.S. Tunkkari. 1987. Winter Diet, Habitat Selection and Fluctuation of a Mountain Hare *Lepus timidus* Population in Finnish Forest Lapland. – *Holarctic Ecology* 10: 261-267.
- Quine, C.P. & Humphrey, J.W. 2010. Plantations of exotic tree species in Briatin: irrelevant for biodiversity or novel habitat for native species? – *Biodiversity and Conservation* 19: 1503-1512.
- Quist, M.E., Näsholm, T., Lindeberg, J., Johannisson, C., Högbom, L. & Högborg, P. 1999. Responses of a nitrogen-saturated forest to a sharp decrease in nitrogen input. – *Journal of Environmental Quality* 28: 1970-1977.
- Redbo-Torstensson, P. 1994. The Demographic Consequences of Nitrogen-Fertilization of a Population of Sundew, *Drosera rotundifolia*. – *Acta Botanica Neerlandica* 43: 175-188.
- Reuss, J. & Johnson, D.W. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. – *Ecological Studies* 59. Springer, New York.
- Ricek, E.W. 1981. Die Pilzgesellschaften heranwachsender Fichtenbestände auf ehemaligen Wiesenflächen. – *Zeitschrift für Mykologie* 47: 123-148.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S.I., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. 2009. Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. – *Ecology and Society*, 14, 32. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss32/art32>.
- Roelofs, J.G.M. 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands 1. Field observations. – *Aquatic Botany* 17: 139-145.
- Roelofs, J.G.M., Schuurkes, J.A.A.R. & Smits, A.J.M. 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II. Experimental studies. – *Aquatic Botany* 18: 389-411.
- Roelofs, J. G. M., Smolders, A. J. P., Brandrud, T. E. & Bobbink, R. 1995. The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft-water lakes. – *Water Air and Soil Pollution* 85: 967-972.
- Rolstad, J., Gjerde, I. & Schei, F.H. (red.) 2012. Spredningsøkologi hos skoglevende kryptogamer. – *Skog og landskap, Ås/Fana*, 90 s. ISBN 978-82-311-0163-5. ?
- Røsberg, I., Frank, J. & Stuanes, A.O. 1998. Næringssirkulasjon etter kalking og gjødsling. I: Nilsen, P. (red.). FoU-programmet "Miljøtiltak i skog" Sluttrapport. – *Aktuelt fra skogforskningen* 2/98: 9-16.
- Saari, A., Smolander, A. & Martikainen, P.J. 2004. Methane consumption in a frequently nitrogen-fertilized and limed spruce forest soil after clear-cutting. – *Soil Use and Management* 20: 65-73.
- Sala, O.E. Chapin III, S. Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfeld, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, K. Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld,

- M., Poff, L.R., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. - *Science* 287: 1065-1774.
- Saure, H.I. 2012. Impact of native and introduced coniferous species on biodiversity in semi-natural coastal vegetation, western Norway. – PhD thesis, Universitetet i Bergen.
- Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. - *Aktuelt fra Skogforsk* 7-96.
- Suding, K.N., Collins, S.L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E.E., Gross, K.L., Milchunas, D.G. & Penning, S. 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 4387-4392.
- Salemaa, M., Mäkipää, R., & Oksanen, J. 2008. Differences in the growth response of three bryophyte species to nitrogen. - *Environmental Pollution* 152: 82-91.
- Sandvik, H. 2012. Kunnskapsstatus for spredning og effekter av fremmede bartrær på biologisk mangfold. – DN-utredning 8-2012.
- Sheppard, L.J., Leith, I.D., Crossley, A., Van Dijk, N., Fowler, D., Sutton, M.A. & Woods, C. 2008. Stress responses of *Calluna vulgaris* to reduced and oxidised N applied under 'real world conditions'. - *Environmental Pollution* 154: 404-413.
- Sigurdson, T. 2000. Treslagsskifte fra bjørk til gran i Nord-Norge: Effekter på økologiske prosesser i subarktiske bjørkeskoger. – Masteroppgave. Universitetet i Tromsø.
- Sigurdson, T., Pedersen, Å.Ø., Yoccoz, N.G., Haukisalme, V. & Ims, R.A. 2012. Are endoparasites of common shrews sensitive to tree species conversion in sub-Arctic birch forests? - *European Journal of Forest Research*: 131:389–400
- Sjoeng, A.M.S., Kaste, O. & Wright, R.F. 2009. Modelling future NO₃ leaching from an upland headwater catchment in SW Norway using the MAGIC model: II. Simulation of future nitrate leaching given scenarios of climate change and nitrogen deposition. - *Hydrology Research* 40: 217-233.
- Smolander, A., Lojonen, J., Suominen, K. & Kitunen, V. 2005. Organic matter characteristics and C and N transformations in the humus layer under two tree species, *Betula pendula* and *Picea abies*. - *Soil Biology & Biochemistry* 37: 1309-1318.
- Solheim H. & Venn, K. 2003. Red belts. Occurrences in Norway in 2002. - I: Thomsen I.M. (red.): Forest health problems in older forest stands, pp. 58–64. Skov & Landskab Rapport 13-2003.
- Skrindo, A. & Økland, R.H. 2002. Effects of fertilization on understorey vegetation in a Norwegian *Pinus sylvestris* forest. - *Applied Vegetation Science* 5: 167-172.
- Solberg, S., Andreassen, K., Clarke, N., Torseth, K., Tveito, O.E., Strand, G.H. & Tomter, S. 2004. The possible influence of nitrogen and acid deposition on forest growth in Norway. - *Forest Ecology and Management* 192: 241-249.
- Spiecker, H. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - temperate zone. - *Journal of Environmental Management* 67: 55-65.
- Stabbetorp, O.E. & Nygaard P.H. 2005. Økologiske effekter av fremmede treslag i kystområdene. – NINA Temahefte 33.
- Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2012. Sitkagran/Lutzgran. - Artsdatabanken, faktaark nr. 216.
- Stevens, C.J., Dise, N.B., Gowing, D.J.G. & Mountford, J.O. 2006. Loss of forb diversity in relation to nitrogen deposition in the UK: regional trends and potential controls. - *Global Change Biology* 12: 1823-1833.
- Strann, K.-B. 2010. Effekter på fuglefaunaen som følge av gjengroing av kulturlandskapet i Vesterålen. - *Ottar* 281: 9–13.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. - *Functional Ecology* 15: 451-457.

- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. - *Journal of Ecology* 90: 61-67.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in the occurrence of understorey species reflect nitrogen deposition in Swedish forests. - *Ambio* 32: 91-97.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of the grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forests. - *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Stålfelt, M.G. 1969. Växtekologi. Balansen mellan väkstvärldens produktion och beskatning. - Stockholm, Svenska bokforlaget.
- Suding, K.N., Collins, S.L., Gough, L., Clark, C., Cleland, E.E., Gross, K.L., Milchunas, D.G. & Penning, S. 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102: 4387-4392.
- Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. - *Ecological Studies*. 81. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Termorshuizen, A.J. 1993. The influence of nitrogen fertilisers on ectomycorrhizas and their fungal carpophores in young stands of *Pinus sylvestris*. - *Forest Ecology and Management* 57: 179-189.
- Thompson, M., Adams, D. & Johnson, K.N. 2009. The albedo effect and forest carbon offset design. - *Journal of Forestry* 107: 425-431.
- Tomassen, H., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M. & Roelofs, J.G.M. 2000. Conservation of ombrotrophic bog vegetations: the effects of high atmospheric nitrogen deposition. - I: Rochefort, L. & Daigle, J. Y., red. *Sustaining our peatlands - proceedings of the 11th International Peat Congress*, Quebec, Canada. pp. 253-261.
- Tedersoo, L., Pellet, P., Kõljalg, U. & Selosse, M.-A. 2007. Parallel evolutionary paths to mycoheterotrophy in understorey Ericaceae and Orchidaceae: ecological evidence for mixotrophy in Pyroleae. - *Oecologia* 151: 206-217
- Treseder, K.K. 2004. A meta-analysis of mycorrhizal responses to nitrogen, phosphorus and atmospheric CO₂ in field studies. - *New Phytologist* 164: 347-355.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E., Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the mountain birch forests due to climate and/or grazing. - *Arctic Antarctic and Alpine Research* 36: 322-331.
- Tømmervik, H., Bjerke, J. & Tombre, I. 2010. Landskapsendringer i Vesterålen 1985-2005. - *Ottar* 281 (3-2010): 3-7.
- Twenhöven, F.L. 1992. Competition between two *Sphagnum* Species under Different Deposition Levels. - *Journal of Bryology* 17: 71-80.
- van Dobben, H.F., ter Braak, C.J.F. & Dirkse, G.M. 1999. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. - *Forest Ecology and Management* 114: 83-95.
- van den Berg, L.J.L., Peters, C.J.H., Ashmore, M.R. & Roelofs, J.G.M. 2008. Reduced nitrogen has a greater effect than oxidised nitrogen on dry heathland vegetation. - *Environmental Pollution* 154: 359-369.
- van der Eerden, L.J., Dueck, T.A., Berdowski, J.J.M., Greven, H.C. & van Dobben, H.F. 1991. Influence of NH₃ and (NH₄)₂SO₄ on heathland vegetation. - *Acta Botanica Neerlandica* 40: 281-296.
- van der Eerden, L.J., de Wries, W. & van Dobben, H.F. 1998. Effects of ammonia deposition on forests in the Netherlands. - *Atmospheric Environment* 32: 525-532.
- Venterea, R.T., Groffman, P.M., Verchot, L.V., Magill, A.H., Aber, J.D. & Steudlers, P.A. 2003. Nitrogen oxide gas emissions from temperate forest soils receiving long-term nitrogen inputs. - *Global Change Biology* 9: 346-357.
- Vesterholt, J., Asman, W.A.H. & Christensen, M. 2000. Kvælstofnedfald og tilbagegang for svampe på mager bund. - *Svampe* 42: 53-60.

- Wallander, H. 1996. A new hypothesis to explain allocation of dry-matter between mycorrhizal fungi and pine-seedlings in relation to nutrient supply. - *Plant Soil* 169: 243-248.
- Wannebo-Nilsen K., Bjerke J.W., Beck P.S.A. & Tømmervik H. 2010: Epiphytic macrolichens in spruce plantations and native birch forests along a coast-inland gradient in North Norway. - *Boreal Environment Research* 15: 43–57.
- Wegge, P., & Kastdalen, L. 2008. Habitat and diet of young grouse broods: resource partitioning between Capercaillie (*Tetrao urogallus*) and Black Grouse (*Tetrao tetrix*) in boreal forests. – *Journal of Ornithology* 149: 237-244.
- Wiklund, K., Nilsson, L-O., Jacobsson, S. 1995. Effect of irrigation, fertilization, and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. - *Canadian Journal of Botany* 73: 200-208.
- Ulrich, B. 1991. An ecosystem approach to soil acidification. – I: Ulrich, B. & Summer, M.E., red. Springer, Berlin. pp. 28-79.
- Unger, N, Bond, T.C., Wang, J.S., Koch, D.M., Menon, S., Shindell, D.T. & Bauer, S. 2010. Attribution of climate forcing to economic sectors. - *Proceedings of the national academy of science* 107: 3382-3387.
- UN/ECE 2007. Recent results and updating of scientific and technical knowledge. Workshop on effects of low-level nitrogen deposition. - UN report ECE/EB.AIR/WG.1/2007/15.
- Yoccoz, N.G., Ims, R., Hausner, V.H. & Sigurdson, T. 2001. Treslagsskifte I bjørkeskog. – NINA Temahefte 17
- Yoccoz, N.G., Hausner, V.H. & Strann, K-B. 2005. Landskapsendringer og treslagsskifte I nordnorske kystbjørkeskoger. – NINA temahefte 33.
- Økland, R.H. 1995. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. - *Nordic Journal of Botany* 15: 415-438.
- Øyen, B.-H. 2008. Kystskogbruket. Potensiale og utfordringer de kommende tiårene. - Oppdragsrapport fra Skog og landskap. 01/2008.
- Øyen, B.-H., Andersen, H.E., Myking, T., Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2009a. En vurdering av økologisk risiko ved bruk av introduserte bartreslag I Norge. – *Viten fra Skog og Landskap* 1/09.
- Øyen, B.-H., Andersen, H.E., Myking, T., Nygaard, P.H. & Stabbetorp, O.E. 2009b. Økologisk egenskaper for noen utvalgte introduserte bartreslag i Norge. – *Viten fra Skog og Landskap* 1/09.
- Aaby, B. 1994. Monitoring Danish raised bogs. – I: Grunig, A., red. *Mires and Man. Mire Conservation in a densely populated country - the Swiss experience*. Kosmos, Birmensdorf. pp. 284-300.
- Aarrestad, P.A. 2002. Vegetation - environment relationships of broad-leaved deciduous forests in Hordaland county, western Norway. - *Ilicifolia* 3: 1-90.
- Aarrestad, P.A., Brandrud, T.E., Bratli, H. & Moe, B. 2001. Skogvegetasjon. – I: Fremstad, E. & Moen, A. (red.). *Truete vegetasjonstyper i Norge*. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4, s. 15-43.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Brandrud, T.E. 2002. Terrengkalking i Flekke-Guddalsvassdraget, Sogn og Fjordane - effekter på vegetasjon og jord i 2001, tre år etter kalking. – I *Terrengkalkingsprosjektet Årsrapport 2001 Terrengkalking for å avgifte surt overflatevann*, Direktoratet for naturforvaltning.
- Aarrestad, P.A., Brandrud, T.E. & Bakkestuen, V. 2005. Terrengkalking av Store Hovvatns nedbørsfelt i Aust Agder. Effekter på myrvegetasjon fra 1999 til 2004. – NINA Rapport 81: 25 pp.
- Aarrestad, P.A., Wilmann, B., Brandrud, T.E. & Bakkestuen V. 2007. Kalking av bakkemyr og fuktig røsslyngfuruskog. Dose-responsforsøk i Espedalen, Flekke-Guddal 2002–2006. - NINA Rapport 232. 23 s. + vedlegg.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007. – I: Framstad, E., red. *Natur i endring. Terre-*

-
- strisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 362: 15-28.
- Aarrestad, P.A. 2009. Trusler for kystlyngheiene. – I: Nilsen, L.S., (red.) Naturen. Nr 2. Universitetsforlaget, Oslo, s. 112-16.
- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O. E. & Wilmann, B. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. – I: Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 16-42.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. Myklebost, H. Often, A. Stabbetorp, O.E. & Westergaard, K. 2012 a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011. – I: Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, små-gnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840: 17-22.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Brandrud T.E. 2012b. Effekter på vegetasjon og jord etter terrengkalking i Hovlandsdalen, Flekke-Guddal. – I: Hindar, A. (red.) 2012. Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag. Terrengkalkingsprosjektets oppsummeringsrapport. DN-utredning 5-2012: 38-63.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. - NILU OR 72/2008. 53pp.
- Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2012. - NILU OR 41/2012. 40pp.



Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2567-0

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger