



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Skogens helsetilstand i Norge

Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2016

NIBIO RAPPORT | VOL. 3 | NR. 107 | 2017



Volkmar Timmermann¹, Kjell Andreassen², Nicholas Clarke³, Daniel Flø¹,
Christer Magnusson⁴, Jørn-Frode Nordbakken³, Ingvald Røsberg, Halvor Solheim¹,
Karl H. Thunes¹, Gro Wollebæk¹, Bjørn Økland¹, Wenche Aas⁵

NIBIO – Skoghelse¹ Skog og klima² Terrestrisk økologi³ Virus, bakterier og nematoder⁴ Norsk institutt for luftforskning (NILU)⁵

TITTEL/TITLE

Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2016
The state of health of Norwegian forests. Results from the national forest damage monitoring 2016

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Volkmar Timmermann, Kjell Andreassen, Nicholas Clarke, Daniel Flø, Christer Magnusson, Jørn-Frode Nordbakken, Ingvald Røsberg, Halvor Solheim, Karl H. Thunes, Gro Wollebæk, Bjørn Økland og Wenche Aas

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
12.09.2017	3/107/2017	Åpen	10154	17/02585
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17- 01926-8	2464-1162	79	1	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

LMD

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Volkmar Timmermann

STIKKORD/KEYWORDS:

Skogens helsetilstand, langtransporterte luftforurensninger, skogovervåking, granbarkbiller, klimaeffekter, import skadegjørere, furuvednematode, askeskuddsyke, skogskader

Forest health, long-range transboundary air pollution, forest monitoring, *Ips typographus*, climatic effects, import damaging agents, pine wood nematode, ash dieback, forest damage

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Skoghelse

Forest health

Sammendrag

Skogens helsetilstand påvirkes i stor grad av klima og værforhold, enten direkte ved tørke, frost og vind, eller indirekte ved at klimaet påvirker omfanget av soppsykdommer og insektangrep.

Klimaendringene og den forventede økningen i klimarelaterte skogskader gir store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser. Det samme gjør invaderende skadegjørere, både allerede etablerte arter og nye som kan komme til Norge som følge av økt handel og import. Eksempler på begge er omtalt i denne rapporten som presenterer resultater fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2016:

- (i) Overvåking av skogens helsetilstand på de landsrepresentative flatene.
- (ii) Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene.
- (iii) Granbarkbilleovervåking og analyse av klimaeffekter.
- (iv) Import av løvtreflis og risiko for innførsel av skadegjørere.
- (v) Furuvednematoden – Erfaringer etter 16 år med overvåking.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

- (vi) Overvåking av askeskuddsyke.
- (vii) Spesielle skogskader i 2016.

Granas kronetilstand bedret seg betraktelig på Vestlandet og i Midt-Norge etter de omfattende frosttørkeskadene der i 2013 og 2014, og skadenivået i 2016 var lavere enn året før. Hos furu var skadenivået uendret på et lavt nivå. Skadeomfanget på bjørk var vesentlig høyere enn for gran og furu, og var størst i Nord-Norge, der særlig gjentatte måler- og bjørkerustsoppangrep over mange år utgjør et stort problem for bjørkeskogen. Klimaendringer gjør at flere målerarter sprer seg lenger nordover. Som følge av dette blir bjørka utsatt for masseangrep til forskjellige tider på året og flere år på rad og dermed dør lettere.

Kjemiske analyser av luft, nedbør og jordvann på de intensive overvåkingsflatene registrerte lave nivåer av svovel- og nitrogenforbindelser i 2016, og kunne dokumentere at avsetningen av disse stoffene har avtatt over tid som følge av store utslippsreduksjoner i Europa. Våtavsetningen for svovel er den laveste observerte siden målingene startet i 1974, og for nitrogen har det bare vært observert lavere våtavsetning i Sør-Norge i 2010. Nivået av bakkenært ozon var lavt i 2016, og verken grenseverdiene for beskyttelse av vegetasjon eller skog ble overskredet på norske stasjoner i 2016. Aluminiumkonsentrasjon i jordvann i Birkenes og Hurdal var derimot uvanlig høy i 2016.

Vegetasjonsanalyser på den intensive skogovervåkingsflata i Osen bekrefter resultatene fra andre studier som fant økt vekst for store bladmoser. Disse mosene begunstiges av milde og nedbørrike høster og en lengre vekstsesong. En analyse av enkeltartenes lyskrav viste at hogst utenfor flata ikke førte til endringer i artssammensetningen.

Økningen i barkbillefangstene fortsatte også i 2016, og var mest markert i Midt-Norge og Nord-Norge, hvor Sør-Trøndelag hadde det høyeste nivået av barkbiller som har vært målt for dette fylket i barkbilleovervåkingen. Dataanalyser viser at mengden av barkbiller i gunstige år er økende mot nord, hvor det tidligere ikke har vært barkbilleutbrudd, og hvor det er mye hogstmoden gran som kan bli utsatt for skade om trenden forsetter. I enkelte senere år har mengden av barkbiller også vært relativt stor i høyreliggende områder av Østlandet.

En vurdering av 12 trebukker og barkbiller, som kan følge med ved import av treflis eller treråstoff, viste at alle har potensiale til å bli skadegjørere hvis de blir innført til Norge. Artene ble rangert i forhold til behov for videre risikovurdering, tilgang på vertstrær i Norge, grad av klimalikhet og skadepotensiale. Før fremmede skadegjørere først etablert seg, er det ofte lite vi kan gjøre for å forhindre videre spredning og angrep. Det er derfor viktig med informasjon og data om aktuelle fremmede skadegjørere for å gi et vitenskapelig grunnlag for importregulering.

Furuvednematoden er en nordamerikansk rundorm som er introdusert til flere land, sannsynligvis gjennom tømmerimport. Den er en svært alvorlig skadegjørere på asiatisk og europeisk furu. Furuvednematoden har blitt overvåket i Norge siden 2000. Nærmere 7000 prøver har blitt analysert, og så langt er furuvednematoden ikke påvist her i landet. Men det ble påvist nærstående nematodearter i 60 av prøvene, og det fins en egnet vektor (stor furubukk) som kan spre furuvednematoden om den skulle bli innført til Norge.

Askeskuddsyke har i løpet av drøyt 10 år spredt seg gradvis gjennom mesteparten av askas utbredelsesområde i Norge, fra Østlandet opp til Nordmøre. I 2016 var bare Trøndelag fortsatt fri for sykdommen. Resultater fra overvåkingen viser at skadeutviklingen skjer fort, også i områder hvor sykdommen bare har vært til stede i noen få år, og særlig de yngste trærne har høy mortalitet. Fortsatt holder likevel noen trær seg friske, noe som gir håp om at det finnes resistente individer som vil overleve epidemien og som kan brukes i framtidige foredlingsprogram for ask for å bevare denne arten.

Summary

Forest health is to a large extent affected by climate and weather conditions, either directly by e.g. drought, frost and wind, or indirectly when climatic conditions influence the occurrence and abundance of pests and diseases. Climate change and the expected increase in abiotic damage are a challenge to the management of future forest resources. The same is true for invasive damage agents, both species which are already established and species which can possibly migrate to Norway in the future. Examples of both cases are covered in this report.

This report presents results from the Norwegian forest damage monitoring in 2016:

- (i) Forest monitoring on the large-scale Level I plots.
- (ii) Ecological analyses and measurements of air quality on the intensive Level II plots.
- (iii) Spruce bark beetle monitoring and analysis of climatic effects.
- (iv) Import of deciduous wood chips and risk for introduction of damage agents.
- (v) Pine wood nematode – Experiences after 15 years of monitoring.
- (vi) Monitoring of ash dieback.
- (vii) Special incidents of forest damage in 2016.

Crown condition of Norway spruce improved at the west coast and in Mid-Norway after extensive frost drought damage incidents in 2013 and 2014. The extent of damage in Norway spruce in 2016 was in general less than in 2015 and unchanged at a low level for Scots pine. The extent of damage in birch, on the other hand, was much higher than for the other tree species, especially in northern Norway, where repetitive attacks over consecutive years of birch moths and leaf rust fungi pose a threat to the birch forest.

Chemical analyses carried out on the Norwegian intensive monitoring plots have documented a considerable decrease over time in the concentration of sulphur compounds in air, precipitation and soil water following reductions in SO₂ emissions in Europe. Concentrations in air and deposition of anthropogenic sulphur- and nitrogen-containing compounds were generally low in Norway in 2016. Since 1990, deposition of inorganic nitrogen in throughfall has been reduced in Birkenes, while we couldn't detect any trend in Hurdal and Osen. Concentration of aluminium in soil water was in 2016 unusually high in Birkenes and Hurdal, while pH has been stable in recent years. The level of tropospheric ozone was low in 2016.

Vegetation analyses at the intensive monitoring plot in Osen confirmed the findings from other Norwegian studies showing increased growth of larger mosses due to a longer growing season caused by mild and rainy autumns. An analysis of individual species' light requirements showed no significant changes in species composition in the ground vegetation that could be ascribed to increased light intensity due to clear cuttings close to the plot.

Results from the Norwegian spruce bark beetle monitoring showed a continued increase in the beetle population in 2016. This increase was most prominent in Mid- and North Norway with the highest level of bark beetles ever measured in the county of Sør-Trøndelag. Data analyses showed that the amount of bark beetles is increasing towards the north in favourable years. North Norway has so far not experienced bark beetle outbreaks, but if this trend continues considerable quantities of mature spruce are potentially in danger. We found no trend for increasing bark beetle populations with increasing altitude; however, in East Norway relatively large amounts of bark beetles at higher altitudes have been measured in some recent years.

An analysis of 12 longhorn and bark beetles showed that all potentially could cause forest damage if they are introduced to Norway with imported wood or wood chips. The species were ranked according to the need for further risk analysis, access to host trees, climate suitability and damage

potential. When invasive alien damage agents first have established themselves, there is often little we can do to prevent further spread and attacks. It is therefore important to inform about invasive alien species to provide a scientific basis for import regulations.

The pine wood nematodes has been introduced from North America to several countries. It poses a serious threat to Asian and European pine species. Pine wood nematode monitoring in Norway has been going on since 2000. Almost 7000 samples have been analysed, and so far the pine wood nematode has not been detected. But related nematode species have been found in 60 samples, and a suited vector (*Monochamus sutor*) exists that can spread the pine wood nematode if it should be introduced to Norway.

Ash dieback, caused by an invasive alien ascomycete, has spread through most of East, South and West Norway during the past 10 years. In 2016, the only ash-containing region without ash dieback was Mid-Norway. Results from monitoring indicate a rapid increase in damage, even in areas where the disease has arrived recently, and high mortality, especially among the youngest trees. Some trees, however, are still healthy, indicating genetic differences in resistance to ash dieback, hopefully enabling some individuals to survive the epidemic.

LAND/COUNTRY: Norge

GODKJENT /APPROVED

Carl Gunnar Fossdal

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Volkmar Timmermann

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

God skoghelse er en forutsetning for et bærekraftig skogbruk. Klimaendringene og den forventede økningen i klimarelaterte skogskader gir store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser og for bioøkonomien. Det samme gjør invaderende skadegjørere, både arter som allerede er etablert i Norge og nye arter som kan komme i framtida begünstiget av et endret klima og økt handel og import av trevarer. En god skoghelse kan bidra til økt karbonbinding og er vesentlig for å ivareta skogens rolle som leverandør av økosystemtjenester. Skogskadeovervåkingen i Norge, med sine mer enn 30 år lange tidsserier, er av avgjørende betydning for å kunne oppdage endringer i skogens helsetilstand og forebygge etablering av nye skadegjørere.

Skogskadeovervåkingen ledes og koordineres av avdeling Skoghelse ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), og er tverrfaglig organisert med mer enn 25 medarbeidere i 8 fagavdelinger i 4 divisjoner ved NIBIO. I tillegg deltar Norsk institutt for luftforskning (NILU). Skogskadeovervåkingen har også en internasjonal forankring gjennom ICP Forests.

Skogskadeovervåkingen i Norge er finansiert av Landbruks- og matdepartementet. Vi takker alle som har bidratt med sitt arbeid for å muliggjøre denne rapporten, inklusive andre forskere, teknikere og feltarbeidere ved de deltakende institusjonene, og lokale observatører og stasjonsholdere. En spesiell takk rettes til Rune Eriksen, avd. Landsskog, for tilretteleggingen av data fra Landsskogtakseringen til bruk i skogskader.no, til Erik Sørensen, avd. Landsskog, for spesielle observasjoner, til Hans Nyeggen, avd. Skoggenetikk og biomangfold, som alltid stiller opp, til Jørn Petter Storholt, avd. Landbrukskart, for produksjon av kart og til Helge Molvig, fylkesskogmester i Finnmark, for innspill om målerskader på bjørk i Finnmark.

Ås, 12.09.17

Volkmar Timmermann

Forfattere av fagbidragene:

Landsrepresentativ skogovervåking: VT og KA

Intensiv skogovervåking:

Trærnes kronetilstand: VT

Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger: WA

Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog: NC

Vegetasjonsanalyser: JFN og IR

Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter: BØ og GW

Import av løvtreflis og risiko for innførsel av skadegjørere av biller: DF, KHT og BØ

Furuvednematoden – Erfaringer etter 16 år med overvåking: KHT, CM og BØ

Overvåking av askeskuddsyke: VT og HS

Spesielle skogskader: HS

Innhold

Bakgrunn	9
1 Overvåking av skogens helsetilstand på de landsrepresentative flatene	10
1.1 Innledning.....	10
1.2 Metoder.....	10
1.2.1 Overvåkingsflater	10
1.2.2 Registreringer.....	12
1.3 Resultater	13
1.3.1 Kronetetthet.....	13
1.3.2 Misfarging	17
1.3.3 Skader.....	18
1.4 Diskusjon	22
2 Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene	24
2.1 Innledning.....	24
2.2 Metoder.....	24
2.2.1 Overvåkingsflater	24
2.2.2 Måleprogram	25
2.3 Resultater	27
2.3.1 Trærnes kronetilstand.....	27
2.3.2 Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger	28
2.3.3 Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog	30
2.3.4 Vegetasjonsanalyser	32
2.4 Diskusjon	36
3 Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter.....	39
3.1 Innledning.....	39
3.2 Metoder.....	39
3.3 Resultater	40
3.4 Diskusjon	42
4 Import av løvtreflis og risiko for innførsel av skadegjørere av biller	43
4.1 Innledning.....	43
4.2 Metoder.....	43
4.3 Resultater	44
4.4 Diskusjon	46
5 Furuvednematoden – Erfaringer etter 16 år med overvåking	48
5.1 Innledning.....	48
5.2 Metoder.....	49
5.3 Resultater	50
5.4 Diskusjon	52
6 Overvåking av askeskuddsyke	53
6.1 Innledning.....	53

6.2 Metoder.....	54
6.3 Resultater	56
6.3.1 Spredning og utbredelse i Norge.....	56
6.3.2 Overvåking på permanente flater	56
6.4 Diskusjon	58
7 Spesielle skogskader i 2016	60
7.1 Innledning.....	60
7.2 Metoder.....	60
7.3 Resultater	60
7.4 Diskusjon	63
Konklusjoner.....	65
Litteraturreferanser	66
Vedlegg: ICP Forests' publikasjoner og prosjekter.....	75
1. ICP Forests' vitenskapelige publikasjoner (06/2016–05/2017).....	75
2. Pågående prosjekter under ICP Forests	77

Bakgrunn

Skogens helsetilstand påvirkes i stor grad av klima og værforhold, enten direkte ved tørke, frost og vind, eller indirekte ved at klimaet påvirker omfanget av soppsykdommer og insektangrep. Ifølge FNs klimapanel (IPCC 2013) er vi inne i en periode der det skjer en oppvarming av atmosfæren, slik at vi vil få en generell økning i temperaturen, både om vinteren og i vekstsesongen. I henhold til ulike klimascenarier for Norge (Hansen-Bauer & Haugen 2007, Anon. 2014, Hansen-Bauer m. fl. 2015) vil temperaturøkningen bli størst på Østlandet og i Nord-Norge, og større om vinteren enn om sommeren. Vekstsesongen vil kunne bli vesentlig lengre. Videre er det antatt at årsnedbøren og nedbørsintensiteten (ekstremnedbør) vil øke i de fleste regioner, samtidig som forekomsten av tørkeperioder på Sør- og Østlandet vil kunne tilta grunnet økt fordampning om våren og sommeren. Noen modeller viser også en økning av den midlere vindhastigheten i vinterhalvåret, samt en generell økning av de sterkeste vindene. For trærne vil en følge av dette kunne være økt frekvens av stormfelling, samt økt risiko for tørkeskader og skogbrann om våren og sommeren, særlig på Sør- og Østlandet. Ustabile snø- og innvintringsforhold vil kunne føre til flere frostskafer. Samtidig vil klimaendringene kunne gi endrede og bedre livsvilkår for en rekke skadegjørere i skogen, både for insekter og sopper og for allerede eksisterende og invaderende arter. Siden trærne gjennom en lang evolusjon er tilpasset en vekstrytme og et forsvar mot et annet regime av klima og skadegjørere, kan de være svært sårbare for slike endringer. Klimaendringene, den forventede økningen i klimarelaterte skogskader, utvidet internasjonal handel og import av treprodukter sammen med nye invaderende skadegjørere gir dermed store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser (Trumbore m. fl. 2015). De senere årene har det derfor blitt lagt større vekt på overvåking av skadegjørere som grunnet klimaendringer kan føre til større skader, og av invaderende (fremmede) arter som allerede har kommet eller kan komme til Norge pga. klimaendringer og/eller utvidet handel og import.

I denne rapporten presenteres resultater og analyser fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2016. Rapporten omfatter (i) overvåking av skogens helsetilstand på de landsrepresentative flatene, (ii) skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene, (iii) granbarkbilleovervåking og analyse av klimaeffekter, (iv) import av løvtreflis og risiko for innførsel av skadegjørere, (v) furuvednematoden og erfaringer etter 16 år med overvåking, (vi) overvåking av askeskuddsyke, samt (vii) spesielle skogskader i 2016. Årets resultater er også sammenlignet med overvåkingsdata over tid.

1 Overvåking av skogens helsetilstand på de landsrepresentative flatene

Volkmar Timmermann og Kjell Andreassen

1.1 Innledning

I 1985 forpliktet Norge seg til å delta i og levere data til det Internasjonale samarbeidsprogrammet om overvåking av effekter av luftforurensninger på skog (ICP Forests). ICP Forests ble opprettet under FN-konvensjonen om langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger (CLRTAP). Programmet dokumenterer endringer i de europeiske skogenes helsetilstand og undersøker årsaksforhold. ICP Forests leverer også informasjon om flere indikatorer for bærekraftig skogbruk til FOREST EUROPE (Köhl & San-Miguel-Ayanz 2011), og data og ekspertråd formidles til diverse FN-konvensjoner og organer¹. Denne informasjonen er meget viktig i utformingen av den globale skog- og miljøpolitikken. Overvåkingsprogrammet framskaffer viktige data for karbonbudsjetter, om biomangfold, grunnvannskvalitet, næringscykluser og klimaendringens innvirkning på skogene (Seidling m. fl. 2014). I programmet deltar 40 europeiske land samt Canada og USA, som alle bruker tilnærmet de samme metodene for å beskrive skogens helsetilstand (UNECE 2016). Hvert år rapporteres det data fra ca. 100 000 trær på 6 000 europeiske flater som ligger i et arealbasert nett med én overvåkingsflate pr. 256 km² (Level I), og det utarbeides årlige rapporter om skogtilstanden i Europa (Michel & Seidling 2017). Overvåkingen på de landsrepresentative flatene i Norge er del av ICP Forests' Level I nettverk, og våre norske data sendes årlig til ICP Forests og bidrar dermed med informasjon om skogens generelle helsetilstand i tid og rom og sykdommers utbredelse og forekomst.

1.2 Metoder

1.2.1 Overvåkingsflater

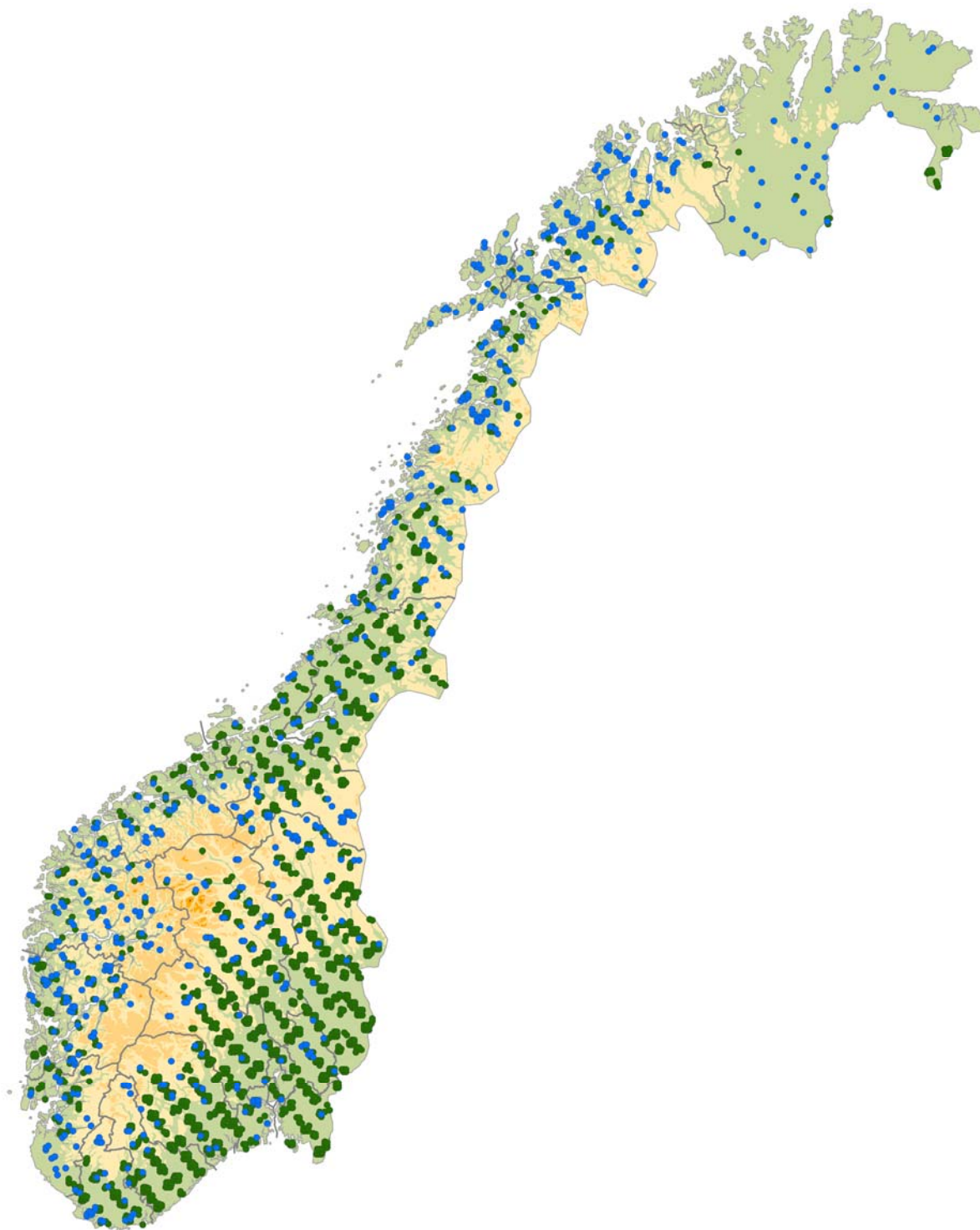
Alle flater i den landsrepresentative skogovervåkingen inngår i Landsskogtakseringens registreringer i skog i et 3x3 km nett med permanente prøveflater som oppsøkes med femårige omdrev (Landsskogtakseringen 2016). Antall flater vil variere noe fra år til år grunnet Landsskogtakseringens registreringsmetodikk. Flatene representerer et tilfeldig utvalg av Norges skoger og er merket slik at nøyaktig samme areal og trær kan undersøkes hver gang. Dette gjør det mulig å fange opp endringer som har skjedd i skogforholdene over tid. Alle overvåkingsflater har et fast areal på 250 m².

I alt 2 595 flater inngikk i den landsrepresentative skogovervåkingen i 2016. (Figur 1). 44 % av flatene lå på Østlandet, 23 % på Sør- og Vestlandet, 16 % i Trøndelag og 17 % i de tre nordligste fylkene. Rundt 58 % av flatene lå under 400 moh., 34 % mellom 400 og 800 moh., mens 8 % lå over 800 moh. De vanligste skogtypene var blåbær-, bærlyng-, blokkebær- og småbregneskog, der til sammen 68 % av flatene var lokalisert (Figur 2). Gran og furu forekom på 1 900 flater fordelt over hele landet, mens det på 695 flater vokste andre treslag.

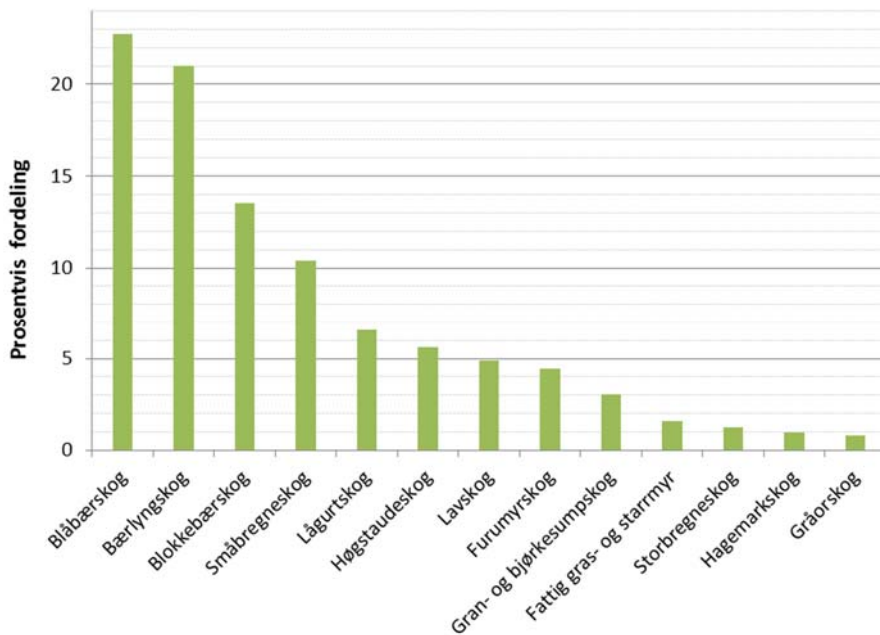
Kronetilstandsregistreringer fra et utvalg av de nasjonale flatene rapporteres årlig til den internasjonale skogovervåkingsdatabasen ved ICP Forests sammen med andre europeiske lands overvåkingsdata. Flateutvalget er tilpasset ICP Forests' standard Level I nett (16x16 km) med én flate

¹ UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP), Working Group on effects (WGE), FOREST EUROPE, Convention on Biological diversity (CBD), UN Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), UN FAO Forest Resources Assessments (FRA).

pr. 256 km². Kronetilstandsregistreringer utføres tilnærmet likt over hele Europa i henhold til en felles manual som beskriver metodene (UNECE 2016).



Figur 1. Beliggenheten av de landsrepresentative overvåkingsflatene i Norge i 2016. Grønne symboler: Flater med gran og furu der både kronebedømmelse og skaderegistreringer ble utført. Blå symboler: Flater hvor kun skaderegistreringer ble utført.



Figur 2. Prosentvis fordeling av flater på de vanligste vegetasjonstypene i 2016.

1.2.2 Registreringer

Skogens vekst og helsetilstand bestemmes i stor grad av et samspill mellom jordsmonn, høyde over havet, breddegrad, trærnes alder, klima, skadegjørere og andre naturlige stressfaktorer.

Langtransporterte luftforurensninger som sur nedbør og bakkenært ozon kan komme i tillegg til eller virke sammen med de nevnte faktorene. Unaturlig sterkt nåle- eller bladtap og misfarging i trekrona blir vanligvis tolket som et symptom på stress eller ubalanse. Trærnes kronetetthet (og farge) brukes derfor som indikator på skogens helsetilstand. ICP Forests' standardiserte rapportering av kronetetthetsregistreringer, synlige kroneskader og deres årsaker, vil i kombinasjon bedre kunne forklare variasjoner i trærnes kronetilstand. I tillegg vil registreringer av skader og årsaksforhold over tid kunne gi et bilde av utbredelse, forekomst og skadelige virkninger av insekter, sopp, klimatiske forhold, luftforurensning og andre faktorer som påvirker skogene i Europa.

Kronetilstandsregistreringer i den landsrepresentative overvåkingen omfatter helseparameterne kronetetthet, kronefarge og biotiske og abiotiske skader (jf. kap. 2.2.2). Kronetetthet og -farge bedømmes på gran og furu, mens skaderegistreringer utføres på alle treslag som forekommer på overvåkingsflatene. I tillegg anslås trærnes alder. I 2016 ble kronebedømmelse utført på 10 833 trær totalt, hvorav 5 873 grantrær (*Picea abies*) og 4 960 furutrær (*Pinus sylvestris*). Det ble gjennomført skaderegistreringer på 19 316 trær i 2016 fordelt på rundt 30 ulike treslag. Skaderegistrering ble utført på alle gran- og furutrær på overvåkingsflatene, på 123 andre nåletrær (for det meste sitkagran, *Picea sitchensis*), 6 809 bjørketrær (*Betula* spp.) og 1 551 andre løvtrær. Andre løvtrær bestod først og fremst av rogn (*Sorbus aucuparia*, 362 trær), gråor (*Alnus incata*, 360 trær), osp (*Populus tremula*, 285 trær), selje (*Salix caprea*, 171 trær) og eik (*Quercus* spp., 119 trær). Det registreres bare ett skadetilfelle pr. tre, hvis et tre har flere skader registreres den som har størst betydning for treet tilstand.

Kronetilstandsregistreringer utføres på alle høyde-/prøvetrær på landsskogflatene. Det blir dermed et utvalg av trær som representerer kronetilstanden på flatene. Kronebedømmelse ble utført på gjennomsnittlig 6 trær pr. flate i 2016, varierende fra 1–20 trær pr. flate.

I tillegg til skaderegistreringer på enkelttrær i overvåkingsflatene, utfører Landsskogtakseringen også registreringer av skogskader på bestandsnivå.

Registreringsmetodikken for alle parameterne som inngår i den landsrepresentative skogovervåkingen er utførlig beskrevet i Landsskogtakseringens feltinstruks (2016), i ICP Forests' manual (UNECE 2016) og i tidligere rapporter (f. eks. Timmermann m. fl. 2012).

1.3 Resultater

1.3.1 Kronetetthet

Gjennomsnittlig kronetetthet i 2016 var 85,4 % for gran og 86,5 % for furu (Tabell 1). Dette representerer en liten økning på 0,5 %-poeng for gran og på 0,4 %-poeng for furu sammenlignet med kronetettheten i 2015.

Tabell 1. Kronetetthet 2016 i prosent og prosentandel i kronetetthetsklasser (endringer fra året før i parentes).

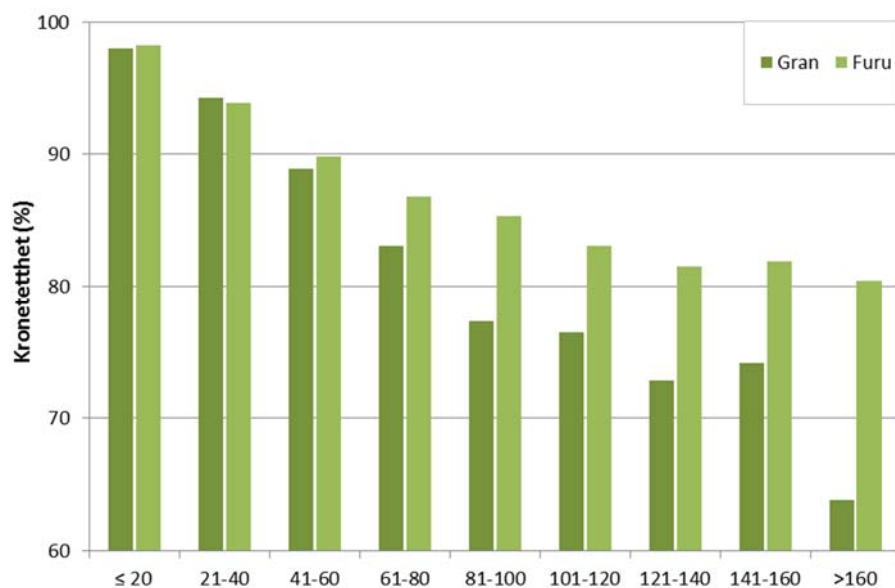
	Gran	Furu
Gjennomsnittlig kronetetthet	85,4 (0,5)	86,5 (0,4)
0 Fulltett krone (≥ 90 %)	52,2 (2,9)	47,7 (4,5)
1 Svakt redusert krone (89–75 %)	30,0 (-3,2)	39,5 (-3,2)
2 Moderat redusert krone (74–40 %)	14,9 (0,5)	12,0 (-1,1)
3 Sterkt redusert krone (39–0 %)	2,9 (-0,1)	0,7 (-0,3)

Hos begge treslagene økte prosentandel trær med fulltett krone (kronetetthet ≥ 90 %) i forhold til 2015. Hos gran var prosentandelen 52,2 % og hos furu 47,7 % (Tabell 1). Prosentandelen trær med svakt redusert kronetetthet (89–75 %) var på 30 % for gran og på 39,5 % for furu, altså en nedgang hos begge treslagene sammenlignet med 2015. Mens andelen grantrær med moderat redusert kronetetthet (74–40 %) og med sterkt redusert kronetetthet (39–0 %) økte i 2016 med sammenlagt 0,4 %-poeng til 17,8 %, sank andelen furutrær i disse kronetetthetsklassene med sammenlagt 1,4 %-poeng til 12,7 %. Fortsatt er det flere gran- enn furutrær med moderat til sterkt redusert kronetetthet.

Trærnes alder påvirker kronetettheten negativt, særlig hos gran (Figur 3). I 2016 var drøyt halvparten (52 %) av grantrærne 60 år eller yngre, og 25 % mellom 61 og 100 år, mens andelen gamle trær (> 100 år) var 23 %. Det eldste grantreet var 260 år gammelt og preget av moderat kroneutglisning, men ikke av misfarging.

Furu har en annen, jevnere aldersfordeling med en knapp tredjedel (31 %) av trærne som var 60 år eller yngre, og 30 % mellom 61 og 100 år, mens 39 % var over 100 år. 7 % av furutrærne som ble målt i 2016 var mer enn 160 år gamle, mens bare 2 % av grantrærne kom i samme aldersklasse. Det eldste furutreet som ble registrert i 2016 var 315 år gammelt med fulltett krone og ingen misfarging.

Eldre trær har generelt lavere kronetetthet enn yngre trær. Gjennomsnittlig kronetetthet i 2016 for gran på 60 år og yngre var 91,3 %, og for gran eldre enn 60 år 77,7 %, altså 13,6 %-poeng lavere. For furu var forskjellen mellom yngre og eldre trær ikke så markant (7,3 %), og eldre furutrær har gjennomsnittlig høyere kronetetthet enn eldre grantrær. Kronetettheten økte i begge aldersgruppene hos både gran og furu i forhold til 2015.



Figur 3. Gjennomsnittlig kronetetthet i ulike aldersklasser for gran og furu i 2016.

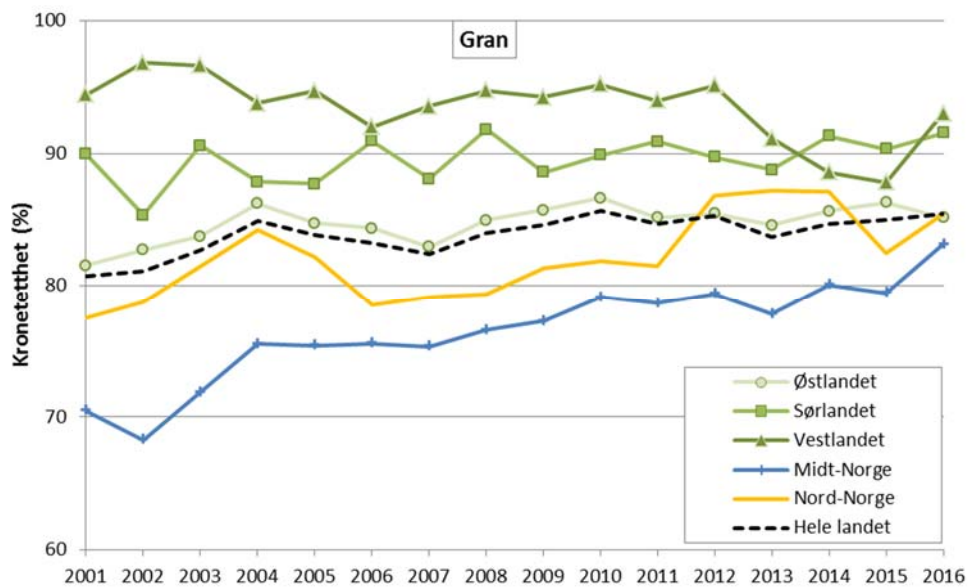
Deler vi inn trærne i aldersklasser på 20 år, ser vi at kronetettheten faller jevnt med økende alder hos både gran og furu (Figur 3). Dette kommer dels av alder, men også av økt konkurranse med høyere tetthet (volum/ha) og økt konkurranse om næringsstoffer og lys. Det ser likevel ut til at kronetettheten er meget stabil hos furu med økende alder, og selv de eldste trærne har en gjennomsnittlig kronetetthet på over 80 %. Hos gran derimot faller gjennomsnittlig kronetetthet til under 80 % hos trærne eldre enn 80 år, men holder seg deretter likevel på rundt 75 % helt frem til 160-årsalder. Kronetettheten indikerer en generell god helsetilstand selv hos tær eldre enn 100 år særlig for furu (se også Figur 8 i kap. 1.3.2 om misfarging).

Utviklingen i gjennomsnittlig kronetetthet over tid viser nokså parallelle forløp for gran og furu fra 1998 til 2012 med omtrent lik kronetetthet mellom 2005 og 2012 (Figur 4). Denne trenden ble brutt i 2013 med en relativt kraftig nedgang i kronetetthet for gran og en oppgang for furu. Etter nedgangen i kronetetthet hos furu i 2015, er det nå igjen liten forskjell mellom de to bartreartene. Kronetetthet for gran har hatt en svak årlig forbedring siden 2013 og var i 2016 på samme nivå som i perioden 2009–2012. Gran hadde den høyeste kronetettheten i hele overvåkingsperioden i 2010, furu i 2014. Begge treslagene hadde lavest kronetetthet i 1997/98, sannsynligvis som følge av gjentatt sommertørke i Sørøst-Norge i første halvdel av 1990-tallet. Siden da har kronetettheten hos gran økt med 7,8 %-poeng og hos furu med 6,6 %-poeng. Langtidsgjennomsnittet (1989–2016) for kronetetthet er 82,6 % for gran og 83,9 % for furu.



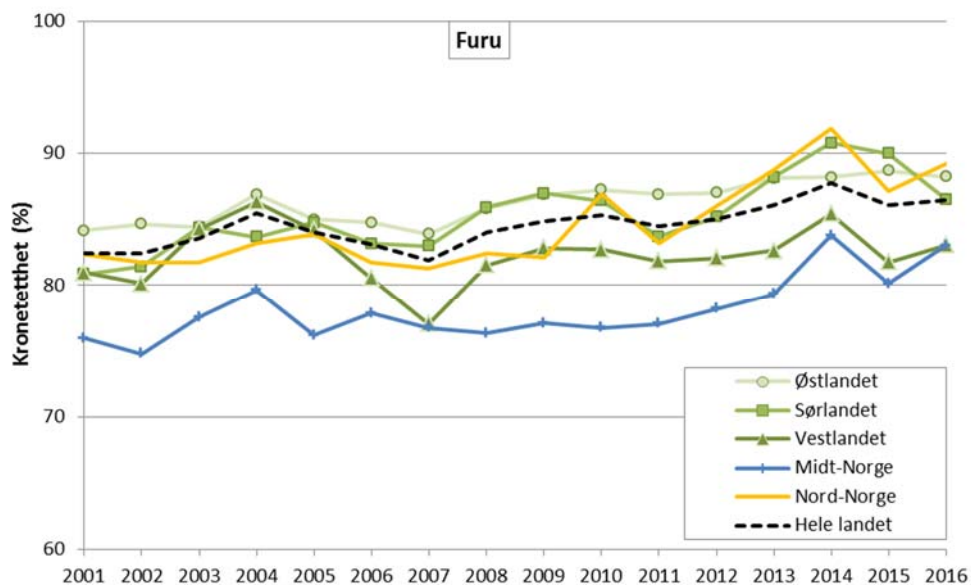
Figur 4. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu på de landsrepresentative overvåkingsflater fra 1989 fram til 2016.

Deler man opp landet i ulike landsdeler, ser man tydelige regionale forskjeller i kronetetthet for gran i denne tidsserien som er beregnet fra 2001 fram til 2016 (Figur 5). Forskjellen mellom landsdelen med høyest kronetetthet (Vestlandet) og den med lavest (Midt-Norge) var på 9,9 %-poeng i 2016. Tilsvarende forskjeller mellom landsdelene ble også observert på de regionale skogovervåkingsflatene i perioden 1988–2007 (Timmermann 2008). I perioden 2012–2015 ble kronetettheten hos gran på Vestlandet redusert kraftig med 7,3 %-poeng, mest sannsynligvis som følge av omfattende frosttørkeskader i denne regionen i disse årene. Helsetilstanden for grantrærne på Vestlandet har bedret seg igjen i 2016 med en økning i kronetettheten på hele 5,2 %-poeng. Med unntak av Østlandet var det en økning i kronetettheten hos gran i alle landsdeler, og nest størst var den i Midt-Norge med 3,7 %-poeng, som i 2016 oppnådde den høyeste kronetettheten i hele perioden. Likevel var kronetettheten i Midt-Norge fortsatt lavest av alle regioner, som den har vært i alle år siden 2001. På Østlandet, hvor nærmere 2/3-deler (62 %) av alle de overvåkede grantrærne finnes, var det en nedgang i kronetettheten på 1,1 %-poeng.



Figur 5. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran 2001–2016, fordelt på landsdel.

For furu er forskjellene i kronetetthet mellom landsdelene mindre. Med unntak av 2007 og 2016 hadde furu også klart lavest kronetetthet i Midt-Norge i perioden siden 2001 (Figur 6). Furutrærne på Vestlandet har, i motsetning til grantrærne der, hatt lavere kronetetthet enn landsgjennomsnittet i store deler av perioden. Det er en noe jevnere fordeling av antall overvåkede furutrær mellom landsdelene enn for gran, selv om de fleste trær og overvåkingsflater også her finnes på Østlandet (49 % av furutrærne).



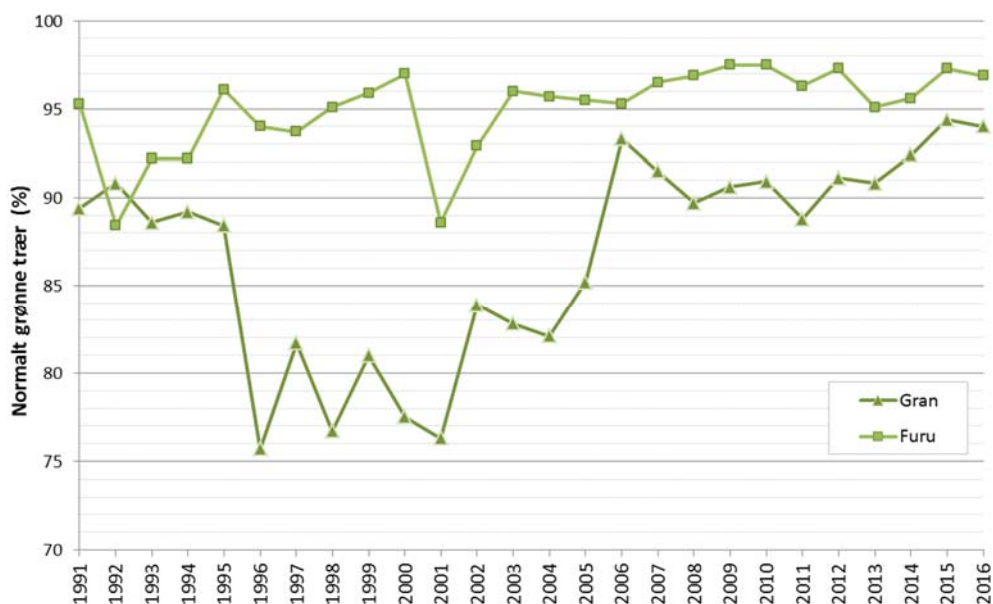
Figur 6. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for furu 2001–2016, fordelt på landsdel.

Også hos furu økte kronetettheten på Vestlandet og i Midt- og Nord-Norge (1,3–2,9 %-poeng), men avtok noe på Østlandet (-0,5 %-poeng) og relativt kraftig på Sørlandet (-3,5 %-poeng). Kronetettheten var høyest i Nord-Norge og på Østlandet i 2016 (hhv. 89,2 og 88,2 %), men er fortsatt høy også på Sørlandet (86,5 %) til tross for årets nedgang.

1.3.2 Misfarging

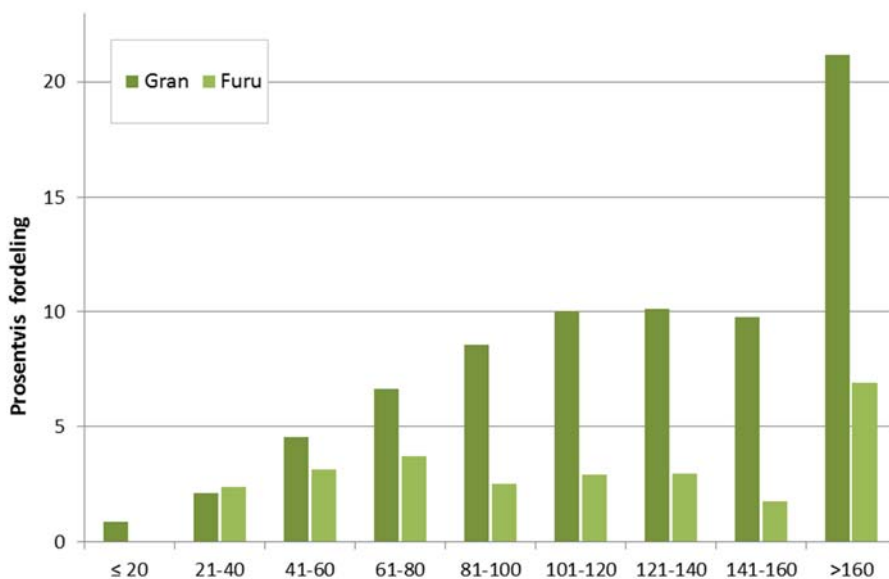
Det var svært lite misfarging hos begge de kronebedømte treslagene i 2016 (Figur 7). 94 % av alle grantrærne var normalt grønne (0–10 % misfarging), mens 97 % av furutrærne var normalt grønne i 2016. Det var kun små endringer i forhold til 2015 for begge treslagene. Svært få trær hadde sterk misfarging (mer enn 60 %) i 2016.

Misfarging har blitt registrert etter samme metode siden 1991. Utviklingen over tid viser at gran hadde lite misfarging i perioden 1991–1995, mens perioden 1996–2005 var preget av stor grad av misfarging (Figur 7). Siden 2006 har det vært lite misfarging hos gran med rundt 90 % normalt grønne trær hvert år. Furu har generelt hatt lite misfarging i hele overvåkingsperioden.



Figur 7. Prosentandel normalt grønne trær (0-10 % misfarging) hos gran og furu fra 1991 fram til 2016.

Hos gran var det først og fremst trær eldre enn 60 år som hadde misfarget bar, men noe misfarging av betydning var det for det meste hos trær eldre enn 160 år (Figur 8). Hos furu var det ikke store forskjeller mellom aldersgruppene i andelen trær med misfarging, og selv de eldste trærne (>160 år) hadde ikke misfarging av betydning.



Figur 8. Prosentandel trær med misfarging (>10 % misfarging) i ulike aldersklasser hos gran og furu i 2016.

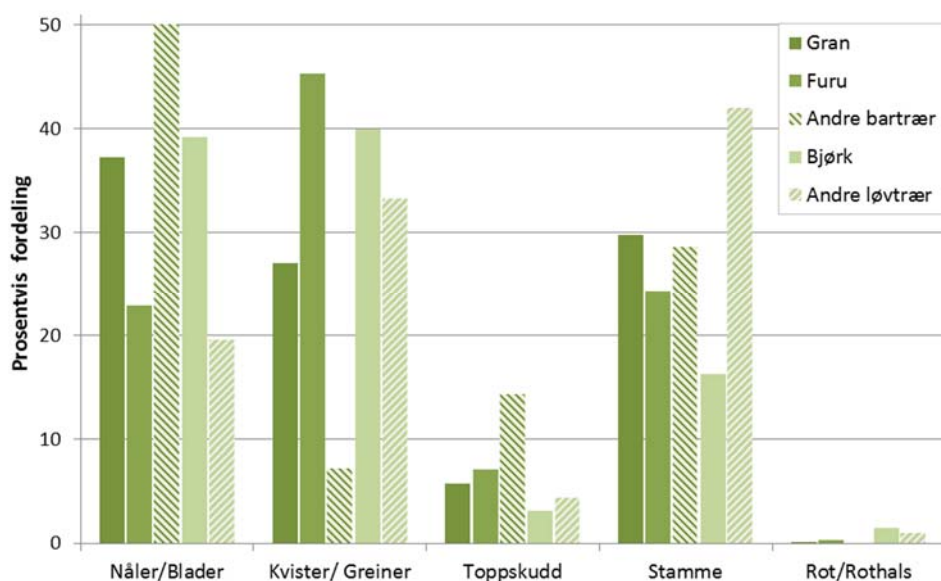
1.3.3 Skader

Skaderegistrering 2016

Biotiske og abiotiske skader på de landsrepresentative overvåkingsflatene har blitt registrert på gran, furu og bjørk siden 2005, og på alle treslag siden 2013. I figurene presenteres detaljerte skadeoversikter for gran, furu og bjørk, mens andre løv- og bartreslag presenteres som to grupper. I 2016 ble skaderegistrering utført på i alt 19 316 trær, hvorav hadde 2 574 (13,3 %) hadde en eller annen form for skade.

Skadet del av treet

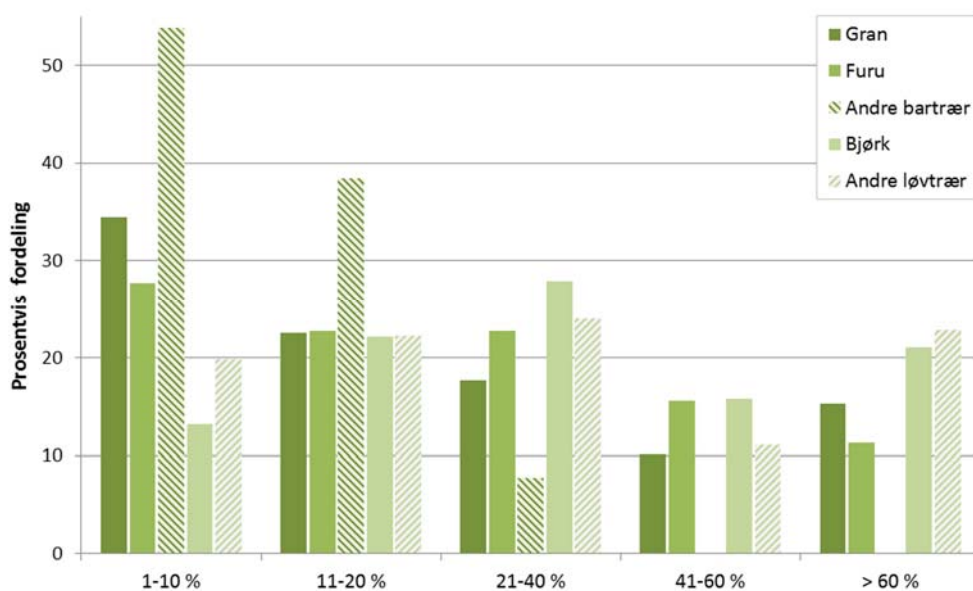
Hos de skadde grantrærne var det først og fremst nåler (37 %) som hadde skader (Figur 9), fulgt av stamme (30 %) og kvister og greiner (27 %). Hos furu var det mest skader på kvister og greiner (45 %), stamme (24 %) og nåler (23 %). Andre bartrær hadde flest skader på nåler (50 %) og på stammen (29 %). Hos bjørk ble 40 % av skadene observert på kvister og greiner, 39 % på bladene, og 16 % på stammen. Andre løvtrær hadde mest skader på stammen (42 %), mens 33 % av skadene var på kvister og greiner og 20 % på bladene. Det ble generelt registrert få skader på toppskudd og rot eller rothals.



Figur 9. Prosentvis fordeling av skader på de ulike delene av trærne i 2016.

Skadeomfang

I gjennomsnitt for alle treslag hadde under halvparten (44 %) av de registrerte skadene et lite omfang (1-20 % av krona skadet), 37,5 % hadde et moderat omfang (21-60 % av krona skadet), og det var relativt få skader (18,3 %) med et stort omfang (>60 % av krona skadet). Hos gran hadde 15 % skadene et stort omfang, hos furu 11 % (Figur 10). Bjørk og andre løvtrær hadde derimot en stor andel skader med stort omfang i kronene (hhv. 21 % og 23 %).



Figur 10. Prosentvis fordeling av skadeomfanget pr. treslag i 2016.

Skadeårsaker

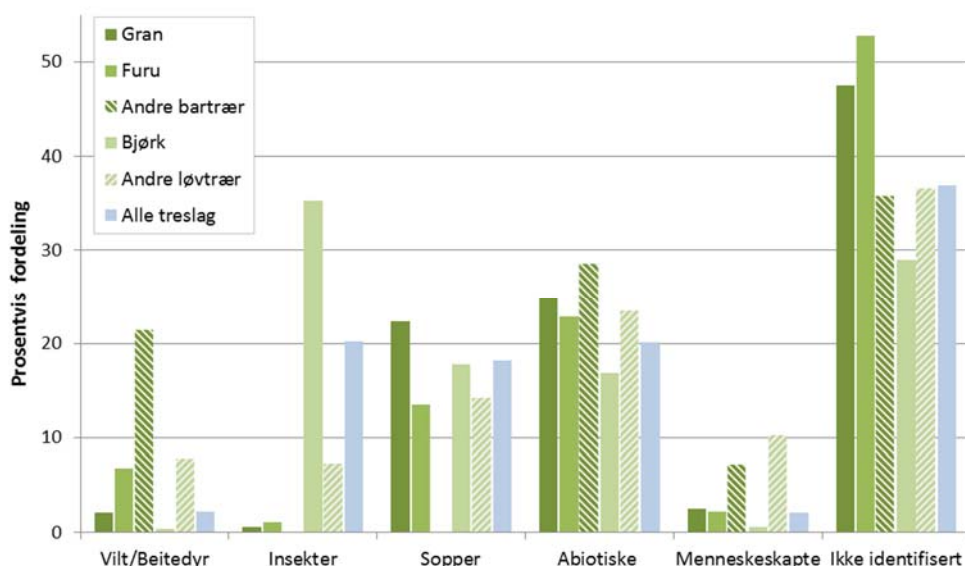
Av de skadde grantrærne var 25 % skadet av abiotiske faktorer med snø og vind som de viktigste årsakene, 22 % av sopper (nesten bare granrustsopp) og mindre enn 1 % av insekter (Figur 11).

Den viktigste skadeårsaken hos furu var abiotiske faktorer, også her med snø og vind som de viktigste, som sto for 23 % av skadene, og dernest sopp (13 %, for det meste tyritoppsopp). Det ble heller ikke registrert mange insektskader på furu (1 %).

Hos bjørk var 35 % av skadene forårsaket av insekter (nesten utelukkende målere). Sopp forårsaket 18 % av skadene, med bjørkerustsopp som den viktigste enkeltårsaken. Skader med abiotiske årsaker utgjorde 17 %, de fleste av disse skyldtes snø (snøbrekk).

Hos øvrige løvtrær hadde 23 % av skadene abiotiske årsaker, også her med snø som den viktigste enkeltårsaken, 14 % var forårsaket av sopp og 10 % av mennesker.

For alle treslag sett under ett ble det registrert flest skader forårsaket av insekter og abiotiske faktorer (20 % hver), fulgt av sopper (18 %), mens årsaken for 37 % av skadene ikke kunne identifiseres i felt. Andelen uidentifiserte skadeårsaker var vesentlig høyere for gran og furu (rundt 50 %) enn for bjørk (29 %).



Figur 11. Prosentvis fordeling av grupperte skadeårsaker i 2016.

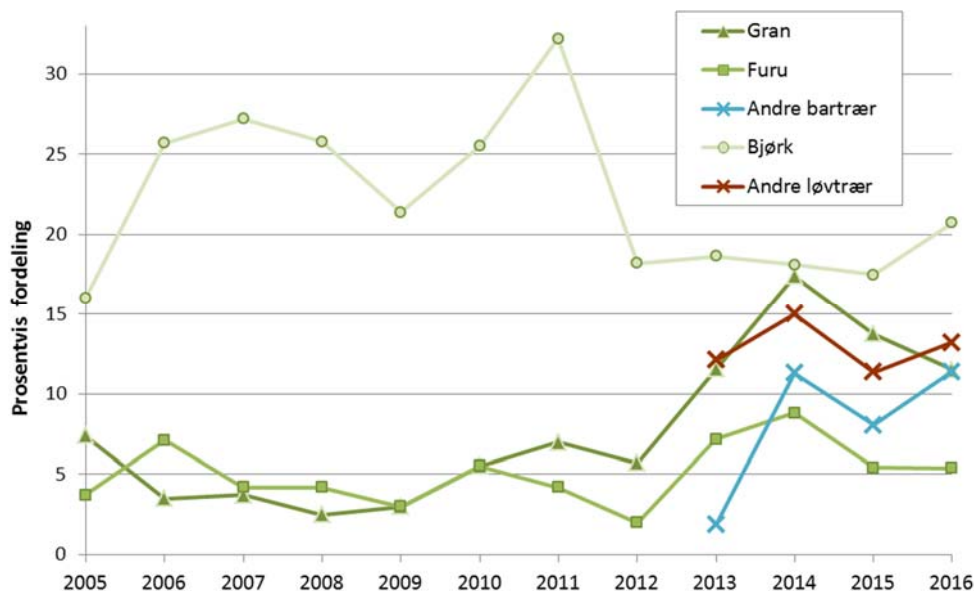
Skadeutvikling over tid

Det ble registrert skader på 676 grantrær (11,5 %), 267 furutrær (5,4 %) og 14 andre bartrær (11,4 %), på 1 412 bjørketrær (20,7 %) og 205 andre løvtrær (13,2 %) i 2016 (Figur 12).

Hos gran var skadenivået i 2016 lavere enn i 2015, men fortsatt høyere enn gjennomsnittet i tidsrommet 2005–2016 (7,7 %). Det ble registrert vesentlig færre angrep av granrustsopp i 2016 enn i perioden 2013–2015, og noen færre forekomster av snøbrekk enn i 2015.

Skadenivået hos furu i 2016 var uforandret i forhold til året før, og lå omtrent på langtidsgjennomsnittet (5,1 %), som er noe lavere enn hos gran.

Bjørk har i de fleste årene siden 2005 hatt et betydelig høyere skadenivå enn gran og furu. Antall skader økte igjen i 2016 etter noen stabile år, men lå fortsatt litt under gjennomsnittet for alle årene (22,2 %). Økningen i skadenivået skyldtes først og fremst mange tilfeller av bjørkerustsoppangrep i 2016, samt et høyere antall målerskader enn i 2015, mens forekomsten av snøbrekk gikk noe ned.



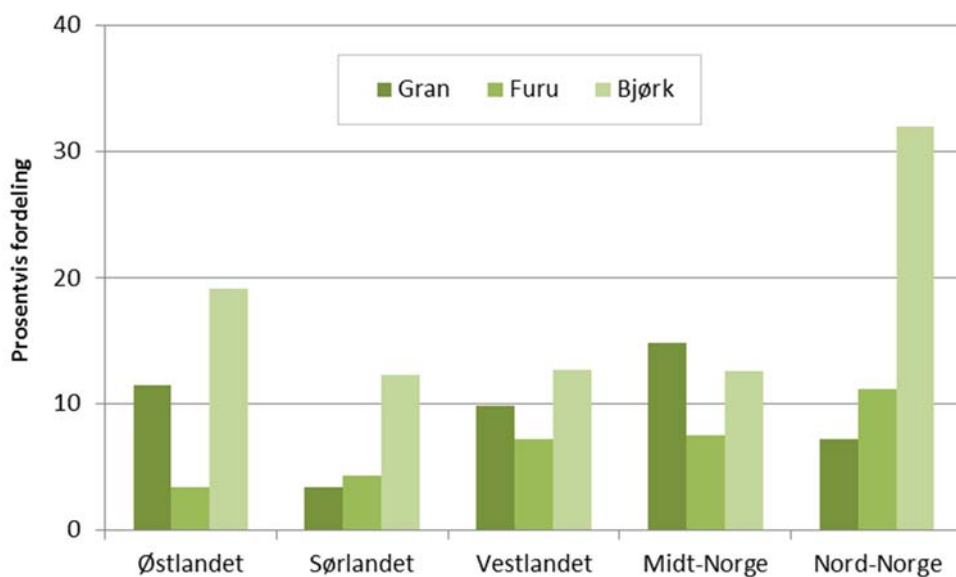
Figur 12. Prosentvis fordeling av alle skader pr. treslag 2005-2016.

Regionale forskjeller

I Nord-Norge står 32 % av alle bjørketrærne som inngår i skaderegistreringen i den landsrepresentative overvåkingen. Halvparten av alle skadetilfellene på bjørk er rapportert fra Nord-Norge, og hvert tredje bjørketre her hadde en eller annen form for skade (Figur 13). Skadefrekvensen var dermed dobbelt så høy i denne landsdelen som gjennomsnittet for de andre regionene. I de tre nordligste fylkene ble det registrert 73 % av soppskadene (for det meste bjørkerustsopp) og 56 % av bjørkemålerskadene – men bare 13 % av skadene med abiotiske årsaker. I Finnmark ble det registrert skader på 4 av 5 overvåkingstrær av bjørk og i Troms på 2 av 5, mens skadenivået på bjørk i Nordland var noe under landsgjennomsnittet (1 av 5). Abiotiske skader på bjørk forekom mest på Østlandet (41 %) og på Vestlandet (33 %). I begge regionene var snø den vanligste årsaken til abiotiske skader, og på Østlandet forekom de fleste snøskadene i høyereliggende strøk (>500 moh.). På Østlandet ble 36 % av bjørkemålerskadene registrert, de fleste av disse i Hedmark over 650 moh.

Også for furu var skadenivået i Nord-Norge høyere enn i resten av landet, men for de fleste skadene lot årsakene seg ikke bestemme i felt.

På gran var skadeomfanget størst i Midt-Norge og på Østlandet med hhv. 15 % og 11 % skadde trær. I begge regionene var de vanligste skadeårsakene granrustsopp og snø og vind, mens det ikke var mulig å identifisere årsakene for rundt halvparten av skadene.



Figur 13. Prosentvis fordeling av skader på gran, furu og bjørk i forhold til treantall pr. landsdel i 2016.

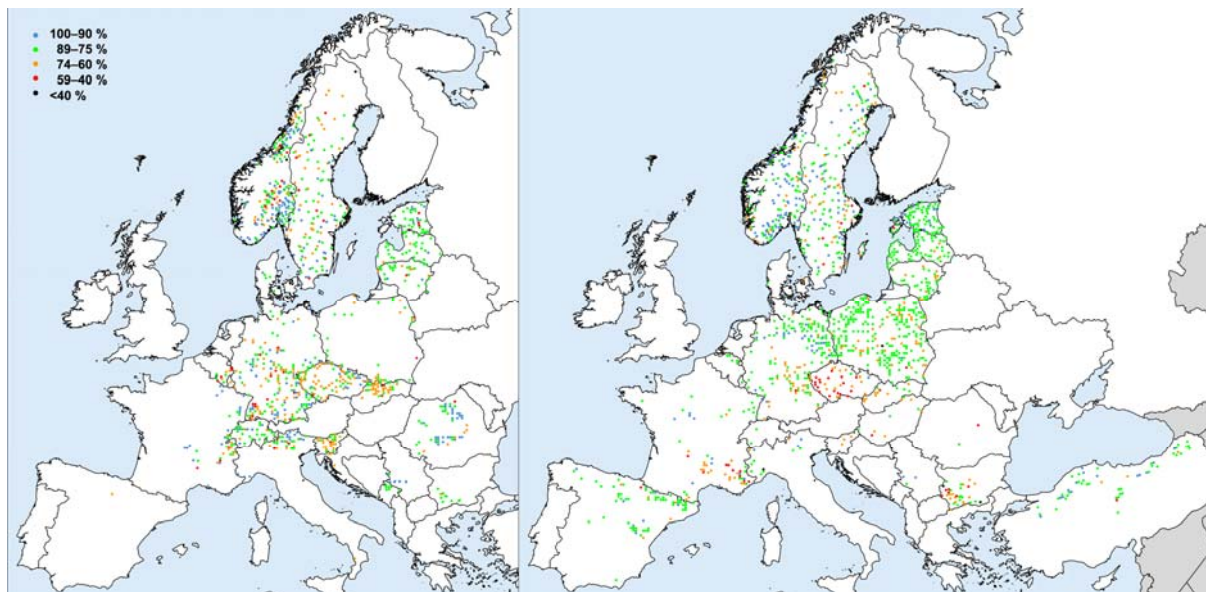
1.4 Diskusjon

Resultatene fra den landsrepresentative skogovervåkingen på gran og furu viser at kronetettheten avtar og misfargingen øker med stigende alder. Likevel er den gjennomsnittlige kronetilstanden hos trær eldre enn 100 år fortsatt god, særlig hos furu, og selv grana begynner først å skranke alvorlig fra 160 årsalderen med lav kronetetthet og økende grad av misfarging. Bruker man kronetetthet og kronefarge som indikator på skogens generelle helsetilstand og trærnes tilvekstpotensial, kan disse resultatene ha stor betydning for hvilke muligheter man har til forlenget omløpstid utover normal hogstmodenhetsalder (Liski m. fl. 2001). Forlenget omløpstid er aktuelt som klimatilskott for å binde mer CO₂ i skog (Dalsgaard m. fl. 2015), men er omstridt både pga. av at dette bare er en utsettelse av CO₂ frigjøring (Sjølie 2011) samt en økt risiko for vindfall og råte (Huse m. fl. 2013).

Grana hadde færre skader enn i 2015, men skadenivået i 2016 var likevel høyt i forhold til gjennomsnittet fra perioden 2005–2016. Granas kronetilstand bedret seg betraktelig på Vestlandet og i Midt-Norge etter de omfattende frosttørkeskadene der i 2013 og 2014. Hos furu var skadenivået uforandret sammenlignet med året før. Skader med abiotiske årsaker var mest vanlig på gran og furu etterfulgt av sopper, mens insekter hadde svært liten betydning som skadegjørere på bartrærne i 2016. For bjørk var situasjonen omvendt med insektene som den desidert største gruppa av skadegjørere, men også sopper og abiotiske faktorer hadde stor betydning for helsetilstanden hos bjørk. Det var større omfang av skader på bjørk i 2016 enn i 2015, og både måler- og bjørkerustangrep økte i frekvens. Skadeomfanget på bjørk var størst i Nord-Norge der særlig gjentatte målerangrep over mange år utgjør et problem for bjørkeskogen.

En direkte sammenligning av skadenivået hos gran og furu mellom Norge og ICP Forests er vanskelig siden mange land registrerer flere skader pr. tre, mens det i Norge kun registreres den skaden som har størst betydning for treets helse. Den prosentvise fordelingen av skadeårsaker viser likevel at det er forskjeller mellom Norge og mange andre europeiske land i hvilke skadegjørere som har størst betydning for helsetilstanden hos gran, furu og bjørk. Både gran og (særlig) furu har en vid økologisk nisje, stor geografisk utbredelse og finnes i de fleste europeiske land som er tilknyttet ICP Forests (Figur 14), men også dun- og hengebjørk fins i mange land. Disse artene vil dermed stå overfor svært forskjellige utfordringer mht. klima og skadelige sopp- og insektarter.

Mens abiotiske årsaker som snø og vind sto for rundt en fjerdedel av skadene på gran og furu Norge i 2016, var prosentandelen for denne skadegruppen bare hhv. 12 % og 8 % på gran og furu på ICP Forests Level I flater (Timmermann m. fl. 2017a). Hos bjørk var prosentandelen abiotiske skader omtrent lik i det norske og det europeiske datasettet, men mens snø var ansvarlig for de fleste slike skader i Norge, var tørke den viktigste abiotiske faktoren ellers i Europa. Det ble registrert tre ganger så mange soppangrep på gran og bjørk i Norge enn ellers i Europa. Insektskader utgjorde bare rundt 1 % på gran og furu i Norge, men 6–7 % i det europeiske Level I nettet, mens det hos bjørk utgjorde 31 % i Europa og 35 % i Norge. Andre faktorer som eksempelvis konkurranse i tette bestand og menneskelig aktivitet hadde langt større betydning for skoghelsen i andre land enn i Norge.



Figur 14. Forekomsten av gran (*Picea abies*, venstre) og furu (*Pinus sylvestris*, høyre) på ICP Forests Level I flater i 2016 (kart modifisert etter Timmermann m. fl. 2017a). Fargene på symbolene indikerer gjennomsnittlig kronetetthet på hver flate.

2 Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene

Volkmar Timmermann, Wenche Aas, Nicholas Clarke, Jørn-Frode Nordbakken og Ingvald Røsberg

2.1 Innledning

Norge er representert i ICP Forests gjennom *Overvåkingsprogram for skogskader* (OPS). Formålet til OPS er å overvåke norske skogers helsetilstand, registrere skadeomfang, vise utviklingstendenser over tid og overvåke tilførselen og effekten av langtransporterte luftforurensninger i Norge. I tillegg til NIBIO deltar Norsk institutt for luftforskning (NILU). På de intensive overvåkingsflatene registreres og analyseres mer dyptgående skogøkologiske variabler og økosystemprosesser, som sammen med kronetilstandsregistreringer bidrar til en bedre forståelse av de enkelte stressfaktorens betydning for skoghelsen. De intensivt overvåkede flatene i Norge er en del av ICP Forests' Level II nettverk med ca. 500 flater i mange land i Europa. Også våre norske Level II data rapporteres årlig til ICP Forests og inngår dermed i den europeiske skogovervåkingen og rapporteringen (Ferretti m. fl. 2015, Seidling 2017). ICP Forests' langtidsdatabaser inngår også i mange internasjonale studier² og vitenskapelige publikasjoner³ (se Vedlegg 1 og 2).

2.2 Metoder

2.2.1 Overvåkingsflater

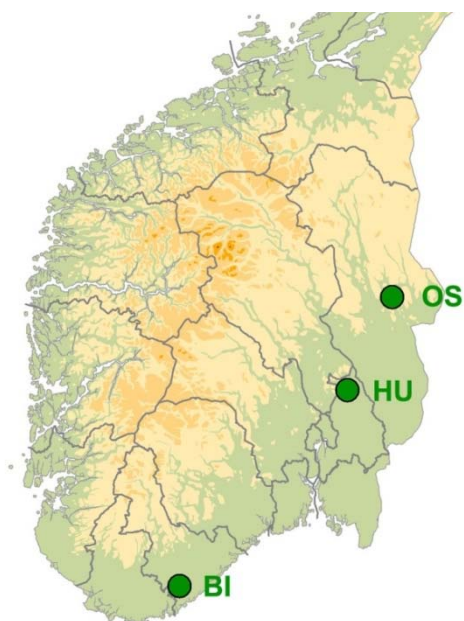
I Norge var det tre intensive skogovervåkingsflater i 2016 (Figur 15). Tabell 2 gir en oversikt over viktige karaktertrekk ved flatene. Flatene i Birkenes og Hurdal har et areal på omkring ett dekar, mens flata i Osen er på rundt tre dekar. Alle flatene er omgitt av en ytre sone hvor enkelte av registreringene foretas. Skogen på flatene er dominert av gran. Innblanding av furu forekommer, og er størst på Osen. Her registreres kronetilstand både hos gran og furu.

Tabell 2. Oversikt over de intensive overvåkingsflatene. Hoh = Høyde over havet.

Flatenavn	Treslag	Areal (daa)	Bonitet (H40)	Alder 2016	Hoh (m)	Tre-antall	Etablering	Vegetasjons-type	Startår
BI Birkenes	Gran	1,12	12,9	131	200	149	Naturlig	Bærlyngskog	1986
HU Hurdal	Gran	1,03	17,0	89	280	74	Naturlig	Blåbærskog	1996
OS Osen	Gran+furu	3,15	12,4	163	560	391	Naturlig	Bærlyngskog	1987

² <http://icp-forests.net/page/project-list>

³ <http://icp-forests.net/page/scientific-publications>



Figur 15. Lokalisering av de intensive overvåkingsflatene.

2.2.2 Måleprogram

Med unntak for luftmålinger har alle flatene et nesten identisk måleprogram, og det har stort sett vært uforandret siden oppstarten i 1986. Metodene er i henhold ICP Forests' manual (UNECE 2016), som også anvendes i de andre europeiske land. I måleprogrammet inngår vurdering av trærnes kronetilstand, tilvekstmålinger, analyser av kjemisk innhold i jord, luft, nedbør, jordvann og barnåler, samt av skogsvegetasjonen (Tabell 3). Enkelte registreringer utføres årlig eller med flere års mellomrom, mens noen målinger foretas kontinuerlig eller med bare en til to ukers mellomrom.

Tabell 3. Måleprogram og frekvens på de intensive overvåkingsflatene.

Målinger	Flater	Frekvens
Kronetilstand	Alle flater	Årlig
Tilvekst	Alle flater	Hvert femte år
Jordkjemi	Alle flater	Hvert tiende til tjuende år
Barnålkjemi	Alle flater	Annethvert år
Nedbør (Fritt fall)	Alle flater	Kontinuerlig (NILU på BI og HU, NIBIO på OS)
Nedbør (Kronedrypp)	Alle flater	Kontinuerlig
Jordvann	Alle flater	Kontinuerlig i vekstsesongen
Vegetasjon	Alle flater	Hvert femte år
Strøfall	-	Avsluttet i 2011
Meteorologi	BI	Kontinuerlig (NILU)
Luftkjemi	BI, HU	Kontinuerlig (NILU)
Fenologi	-	Utføres ikke i Norge
Ozonskader	-	Utføres ikke i Norge

Trærnes kronetilstand

Kronebedømmelse er en subjektiv vurdering av trærnes kronetilstand basert på registreringer av blant annet kronetetthet, kronefarge, skader, blomst- og konglemengde etter ICP Forests' standardmetoder (UNECE 2016), med særlig vekt på registrering av biotiske og abiotiske skadeårsaker. Kronebedømmelse utføres på alle gran- og furutrær som ikke er undertrykt, har toppbrekk eller andre betydelige mekaniske skader. Kronetetthet er definert som mengden av levende bar i krona, oppgitt i prosent (0-99 %) av en antatt fulltett krone, der det er tatt hensyn til treets potensial på voksestedet og dets sosiale status. Redusert barmasse som følge av påvirkning fra nabotrær, naturlig utskygging eller blomstring skal ikke registreres som redusert kronetetthet.

Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Målinger av forurensning i luft og nedbør, atmosfæriske tilførsler, utføres av Norsk institutt for luftforskning (NILU, Aas m. fl. 2017). I 2016 ble svovel- og nitrogenforbindelser i luft målt på fire stasjoner i fastlands-Norge (Birkenes, Hurdal, Kårvatn og Tustervatn), hvorav to er tilknyttet aktive OPS flater (BI, HU). Innholdet av kalium, natrium, kalsium, magnesium og klorid i luft ble i tillegg også bestemt. Prøver ble tatt døgnavis. I 2016 ble ozonkonsentrasjonen målt med UV monitor på syv stasjoner på fastlandet: Birkenes (Aust-Agder), Haukenes (Telemark), Prestebakke (Østfold), Hurdal (Akershus), Sandve (Rogaland), Kårvatn (Møre og Romsdal) og Tustervatn (Nordland).

Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

Nedbør og kronedrypp er samlet inn annenhver uke om vinteren og hver uke om sommeren. Med nedbør menes her frittfallende nedbør innsamlet på ei åpen flate nær skogen, mens kronedrypp er nedbør samlet inn på overvåkingsflata inne i skogen omtrent 50 cm over bakken. Lysimetrene er plassert slik at de suger jordvann fra omkring den nedre grensen av humussjiktet (5 cm jorddybde), og fra både øvre og nedre del av mineraljorda (15 og 40 cm jorddybde). I 2016 ble jordvannet samlet inn hver uke i den frost- og telefrie delen av året, og slått sammen til en prøve for hver 4-ukers periode. Kjemiske analyser ble utført på NIBIOs kjemiske laboratorium (Ogner m. fl. 1999). Volumveide årsmiddelkonsentrasjoner er beregnet for noen viktige elementer og forbindelser i nedbør, kronedrypp og jordvann, mens pH er beregnet ut fra volumveide årsmiddelverdier av H⁺-aktivitet. Der konsentrasjonen har vært under deteksjonsgrensen, er den satt lik halve deteksjonsgrensen. Sjøsaltkorrigerte konsentrasjoner av sulfat-S (ikke marint, nmSO₄-S) er beregnet ut fra formelen: nmSO₄-S = SO₄-S - (0,054 * Cl⁻).

Vegetasjonsanalyser

Vegetasjonen på den intensive skogovervåkingsflata i Osen har blitt overvåket siden 1999 (Solberg m. fl. 2000, Andreassen m. fl. 2005, Andreassen m. fl. 2010). Området ligger i mellomboreal vegetasjonssone, og i en overgangsseksjon mellom oseanisk og kontinentalt klima (Moen 1998). Bunnvegetasjon i boreale skoger påvirker dynamikk og produktivitet til småplanter av trær, samt underjordisk nedbrytning og næringsflyt (Nilsson & Wardle 2005, Gilliam 2007, Lindo & Gonzales 2010).

Ved etableringen ble 50 permanente 1x1 m flater, heretter kalt *vegetasjonsflater*, fordelt langs ytterkanten av skogovervåkingsflata (47x67 m). Vegetasjonsflatene gir et representativt utvalg av vegetasjonen i området. Fra 2004 ble også planteartenes dekning i 5 makroflater à 7x10 m registrert (Figur 16). Med re-analysen i 2016 har artsmengder og artssammensetning for vegetasjonsflatene blitt registrert fire ganger (1999, 2004, 2009 og 2016), og tre ganger for makroflatene.

Ved hver vegetasjonsanalyse ble data om dekning av arter i tre-, busk-, felt- og bunnsjikt i samtlige 50 vegetasjonsflater registrert (trær: > 2 m høyde, busk: 0,8 – 2,0 m høyde). Vi benytter i denne rapporten makroflatene kun for å registrere tilleggsarter. Smårutefrekvens registreres i 10 utvalgte vegetasjonsflater, men rapporteres ikke her. Samtlige vegetasjonsflater fotograferes i forbindelse med registreringene. Data om enkeltarters dekning rapporteres til ICP Forests.



Figur 16. Fra skogovervåkingsflata i Osen, Åmot, Hedmark i august 2016. Venstre: Fra nedre venstre hjørne av makroflate 5, i kanten av overvåkingsflata. Høyre: Vegetasjonsflate (nr. 7) med 1x1 m aluminiumsramme. Foto: Jørn-Frode Nordbakken.

For å avgjøre om hogst utenfor overvåkingsflata og eventuelt påfølgende økt lystilgang har påvirket artssammensetningen i vegetasjonsflatene har vi for hvert av de fire årene brukt Ellenbergs indikatortall for enkeltarters «lyskrav» (Ellenberg 1992) til å beregne et veiet gjennomsnittlig «lystall» for hver enkelt vegetasjonsflate (vektet av artenes dekning; $\mu_{ik} = \sum y_{ij} z_{kj} / \sum y_{ij}$) (Økland 1990, Diekmann 2003, Aarrestad m. fl. 2011). Vi benyttet Ellenbergs faktortall for karplanter og moser modifisert for britiske forhold (Hill m. fl. 2004, 2007). I datasettet inngår arter med Ellenbergs indikatorverdier fra 3–7 vedrørende lysforhold, avhengig av om de foretrekker skygge, halvskygge, eller mer opplyste forhold.

Vi brukte Wilcoxon ettutvalgstest for parete data (Salkind 2007) for å undersøke om det er signifikante forskjeller i arters mediandekning eller i vegetasjonsflatenes «lyskrav» i ulike analyseår. P-verdien gir sannsynligheten for at to år er forskjellige. Test ble ikke utført når arten forekom i færre enn 4 vegetasjonsflater i begge datasett. Wilcoxon-testene ble utført med statistikkprogrammet SPSS.

Nomenklatur for karplanter, moser og lav følger Artsdatabanken sin artsnavnebase for gyldige vitenskapelige navn (<http://www2.artsdatabanken.no/artsnavn/Contentpages/Hjem.aspx>).

2.3 Resultater

2.3.1 Trærnes kronetilstand

Kronetetthet hos gran økte med rundt 1,5 %-poeng på de intensive overvåkingsflatene i Hurdal og Osen fra 2015 til 2016, mens den var tilnærmet uforandret i Birkenes. Som tidligere hadde Hurdal fortsatt lavest kronetetthet (77,4 %), mens Osen hadde høyest (81 %). Kronetetthet hos furu i Osen sank med 2,3 %-poeng til 87,6 %. Kronefarge for gran endret seg lite på de tre flatene, og de fleste grantrærne var normalt grønne i 2016, også i Hurdal, hvor det tidligere har blitt observert mye misfarging. På furutrærne i Osen ble det registrert økende misfarging i 2016.

Trær anses som skadet når de har lav kronetetthet og/eller mye misfarging (Lorenz m. fl. 2009). I 2016 hadde 13 % av trærne på de intensive overvåkingsflatene en kronetetthet lavere enn 75 %, mens bare 2 % var sterkt skadet (tetthet ≤ 40 %) og 2 % hadde mer enn 25 % misfarging. Skuddavdøing ble observert på sju trær, de fleste av disse var i Hurdal, og kan blant annet skyldes honningsoppangrep (toppskranting) eller tørke. Det ble ellers registrert få skader på overvåkingsflatene. Det var i alt åtte

nye døde trær på de intensive overvåkingsflatene, seks av disse var undertrykte småtrær, mens ett dominant grantre i Hurdal var dødt og ett i Osen hadde dødt som følge av snø/stammebrekk året før.

2.3.2 Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Svovel- og nitrogenforbindelser

I 2016 ble svovel- (S) og nitrogen- (N) forbindelser i luft målt på fire stasjoner i fastlands-Norge. Innholdet av magnesium (Mg), kalsium (Ca), kalium (K), klorid (Cl) og natrium (Na) i luft ble i tillegg også bestemt (Tabell 4).

Observatoriet i Birkenes hadde de høyeste nivåene av svoveldioksid (SO₂) og partikulært sulfat (SO₄²⁻), nitrat (NO₃⁻) og ammonium (NH₄⁺) pga. langtransportert forurensning fra kontinentet, mens i Hurdal ble den høyeste konsentrasjonen av nitrogendioksid (NO₂) observert, noe som skyldes utslipp fra veitrafikken i denne regionen.

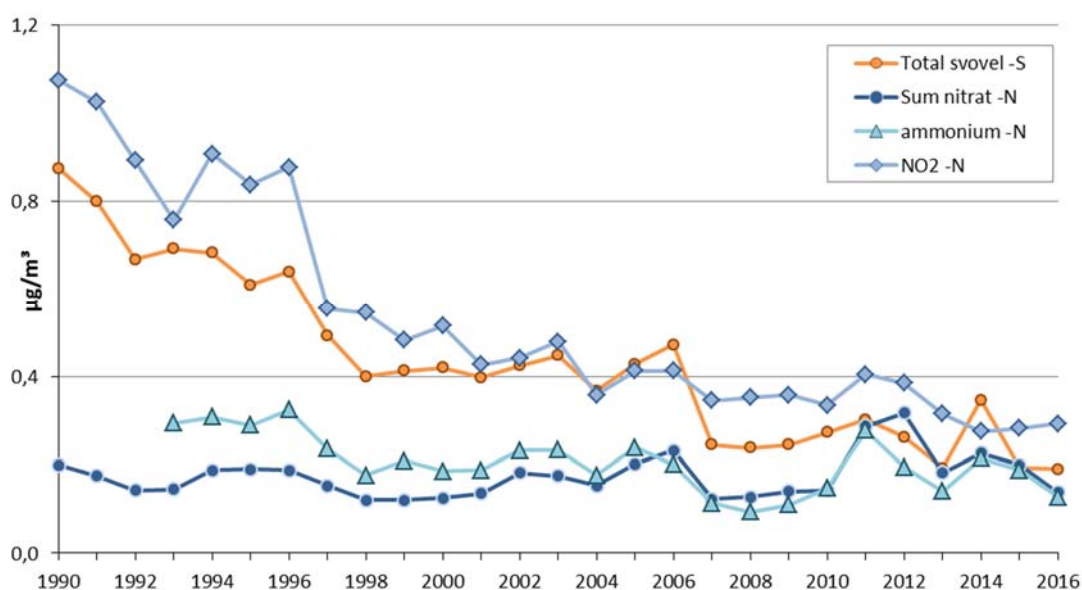
Både tørr- og våtavsetning av svovel- og nitrogenkomponenter var større om sommeren enn om vinteren. Bidraget av tørravsett svovel til den totale avsetning var 20–33 % om sommeren og 4–15 % om vinteren. Tørravsetningen for nitrogenkomponenter bidrar relativt mer til den totale avsetningen enn for svovelforbindelser, 7–18 % på vinteren og 19–45 % i sommerhalvåret.

Tabell 4. Årsmiddelkonsentrasjoner (µg/m³) av luftkomponenter på norske bakgrunnsstasjoner i 2016.

Stasjon	SO ₂ µg-S/m ³	SO ₄ ²⁻ µg-S/m ³	NO ₂ µg-	sum µg-N/m ³	NO ₃ µg-	sum µg-N/m ³	NH ₄ ⁺ µg-N/m ³	Mg µg/m ³	Ca µg/m ³	K µg/m ³	Cl ⁻ µg/m ³	Na µg/m ³
Birkenes II	0,05	0,20	0,30	0,25	0,21	0,40	0,23	0,05	0,04	0,06	0,53	0,42
Hurdal	0,03	0,17	0,61	0,16	0,13	0,30	0,15	0,02	0,03	0,06	0,14	0,16
Kårvatn	0,03	0,11	0,15	0,07	0,04	0,44	0,06	0,02	0,02	0,03	0,17	0,15
Tustervatn	0,04	0,13	0,11	0,07	0,05	0,43	0,07	0,03	0,02	0,03	0,34	0,25

Konsentrasjonsnivået av svovel- og nitrogenforbindelser i luft og nedbør var generelt litt høyere eller likt i 2016 sammenlignet med 2015, som var rekordlavt (Figur 17). Våtavsetningen var derimot den laveste observerte for svovel siden målingene startet i 1974, mens for nitrogen har det bare vært observert lavere våtavsetning i Sør-Norge ett år, i 2010. Reduksjonene for svoveldioksid med 1980 som referanseår er beregnet til å være 93–98 %, og for sulfat i luft 83–88 % på fastlands-Norge. Med 1990 som referanseår er også reduksjonene betydelige, 76–91 % for svoveldioksid og 70–76 % for sulfat i luft. Tilsvarende reduksjoner er sett i nedbør.

Årsmiddelkonsentrasjonen av ammonium i luft viser en signifikant reduksjon på 39–57 % på fastlandsstasjonene siden 1993. For summen nitrat + salpetersyre (HNO₃) og sum ammoniakk (NH₃) + ammonium har det derimot vært en økning i konsentrasjonsnivået på flere stasjoner, muligens pga. av endringer i lokale og regionale utslipp og endringer i atmosfærens kjemiske sammensetning. Det har imidlertid vært en tydelig og signifikant nedgang for NO₂ (39–77 %) på alle stasjoner med målinger fra 1990. I nedbør har det vært en reduksjon i størrelsesorden 30 % både i nitrat og ammonium på de fleste stasjoner siden 1990.

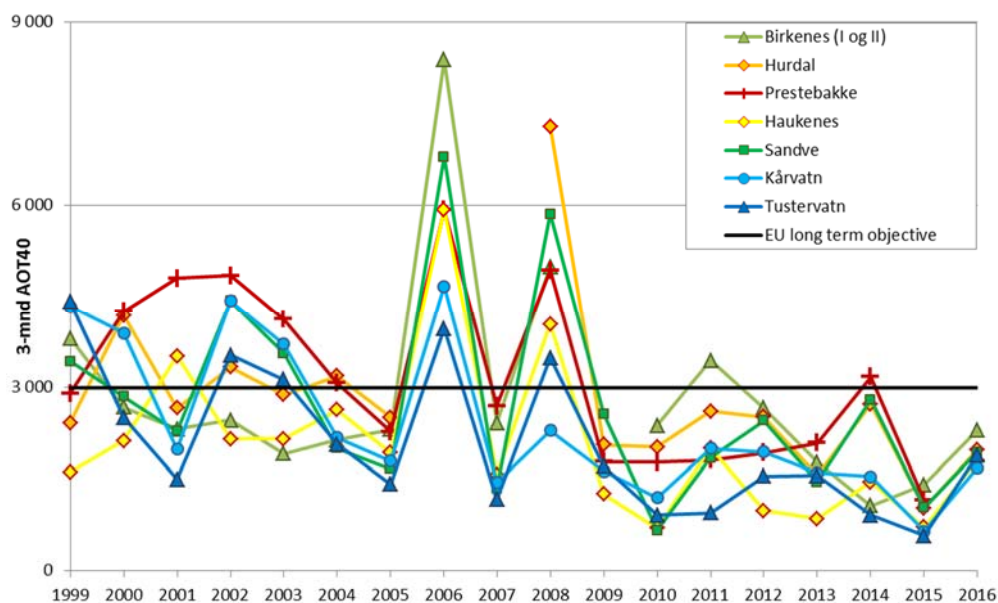


Figur 17. Midlere årlige konsentrasjoner i luft av total svovel ($\text{SO}_2+\text{SO}_4^{2-}$), sum nitrat ($\text{HNO}_3+\text{NO}_3^-$), ammonium (NH_4^+) og nitrogendioksid (NO_2) på fire norske bakgrunnsstasjoner (Birkesnes, Hurdal, Kårvatn, Tustervatn) 1990–2016.

Ozon

I 2016 ble ozonkonsentrasjonen målt med UV monitor på syv stasjoner på fastlandet. Ozonnivåene fra år til år er i stor grad styrt av værforholdene, og ozonepisoder her til lands henger sammen med høytrykk i sør/sørøst med transport av varme luftmasser inn til landet. Det generelle nivået av bakkenært ozon var lavt på de norske overvåkingsstasjonene i 2016. Det ble observert enkelte korte episoder med moderate verdier, men vær-situasjonen om sommeren i Norge var ikke spesielt gunstig for foto-kjemiske ozonepisoder i 2016.

EUs grenseverdi for helse ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) har ikke blitt overskredet i Norge de siste årene. EUs langtidsmål (maks 8-timers verdi $< 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ble overskredet på de fleste stasjoner og på totalt 12 dager i 2016. Grenseverdien for beskyttelse av vegetasjon er basert på parameteren AOT40, som betegner summen av ozonverdiene som overstiger 40 ppb gjennom vekstsesongen. Verken grenseverdien for planter (3 måneders AOT40 < 3000 ppb timer) eller grenseverdien for skog (6 måneders AOT40 < 5000 ppb timer) ble overskredet på norske stasjoner i 2016. Den høyeste 3 måneders og 6 måneders AOT40-verdien var henholdsvis 983 ppb timer og 3113 ppb timer, begge observert på Prestebakke. Det var ingen overskridelser av EUs langtidsmål på 3000 ppb-timer i 2016, men det har forekommet i flere av de siste ti årene (Figur 18).



Figur 18. Tremåneders AOT-verdi (1. mai–1. august) for årene 1999–2016. EUs langtidsmål på 3000 ppb-timer er markert i figuren.

2.3.3 Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

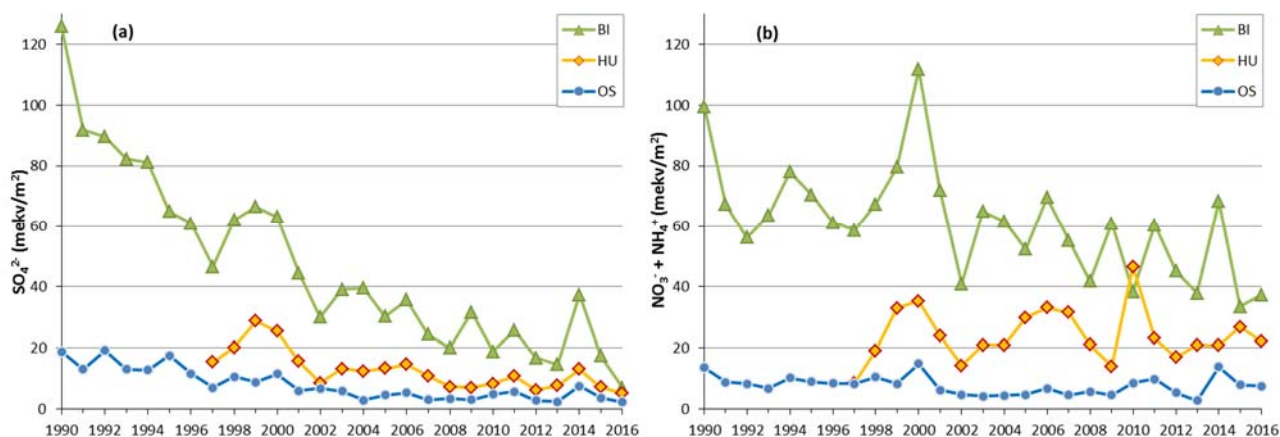
Nedbør og kronedrypp

Nedbørsmengde (mm), pH, og beregnet deposisjon av forskjellige grunnstoffer og forbindelser (årlige mengder per kvadratmeter, dvs. konsentrasjon ganget med vannmengde) er vist i Tabell 5.

Figur 19 a og b viser langtidstrender i deposisjon av ikke-marint sulfat (SO_4^{2-}) og uorganisk nitrogen ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) i kronedrypp på de tre intensive overvåkingsflatene. Deposisjon av ikke-marint sulfat ble sterkt redusert på 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet som et resultat av reduserte SO_2 -utslipp i Europa, men i løpet av de siste årene har ikke nedgangen vært så stor. Det har vært en reduksjon siden 1990 i deposisjon av uorganisk nitrogen i kronedrypp i hvert fall i Birkenes, mens Hurdal og Osen ikke viser noen tydelig trend. Nitrogenavsetning i kronedrypp er påvirket både av tilførsel fra atmosfæren og prosesser i trærnes kroner, og begge disse faktorer kan ha påvirket trenden.

Tabell 5. Nedbørsmengde (mm), pH, og deposisjon av kjemiske grunnstoffer og forbindelser (mg/m^2) i 2016. Tot-N = total N, nm = ikke-marint, M = manglende verdi

Flate	mm	pH	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	Tot-N	$\text{SO}_4\text{-S}$	$\text{nmSO}_4\text{-S}$	Ca	K	Mg	Na	Cl ⁻
Frittfallende nedbør:												
BI	1414	4,9	414	489	M	245	72	206	169	231	1867	3204
HU	866	5,0	281	272	M	159	138	111	113	36	255	393
OS	682	5,3	143	116	321	82	72	34	64	5	148	191
Kronedrypp:												
BI	1275	5,3	319	204	765	370	112	357	1561	291	2703	4832
HU	585	5,5	205	105	439	117	83	117	1046	49	376	684
OS	476	5,2	76	29	186	52	36	100	643	35	148	290



Figur 19. Langtidstrender i (a) ikke-marint SO_4^{2-} og (b) uorganisk nitrogen ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) i kronedrypp. mekv/m² = milliekvivalenter pr. kvadratmeter.

Jordvann

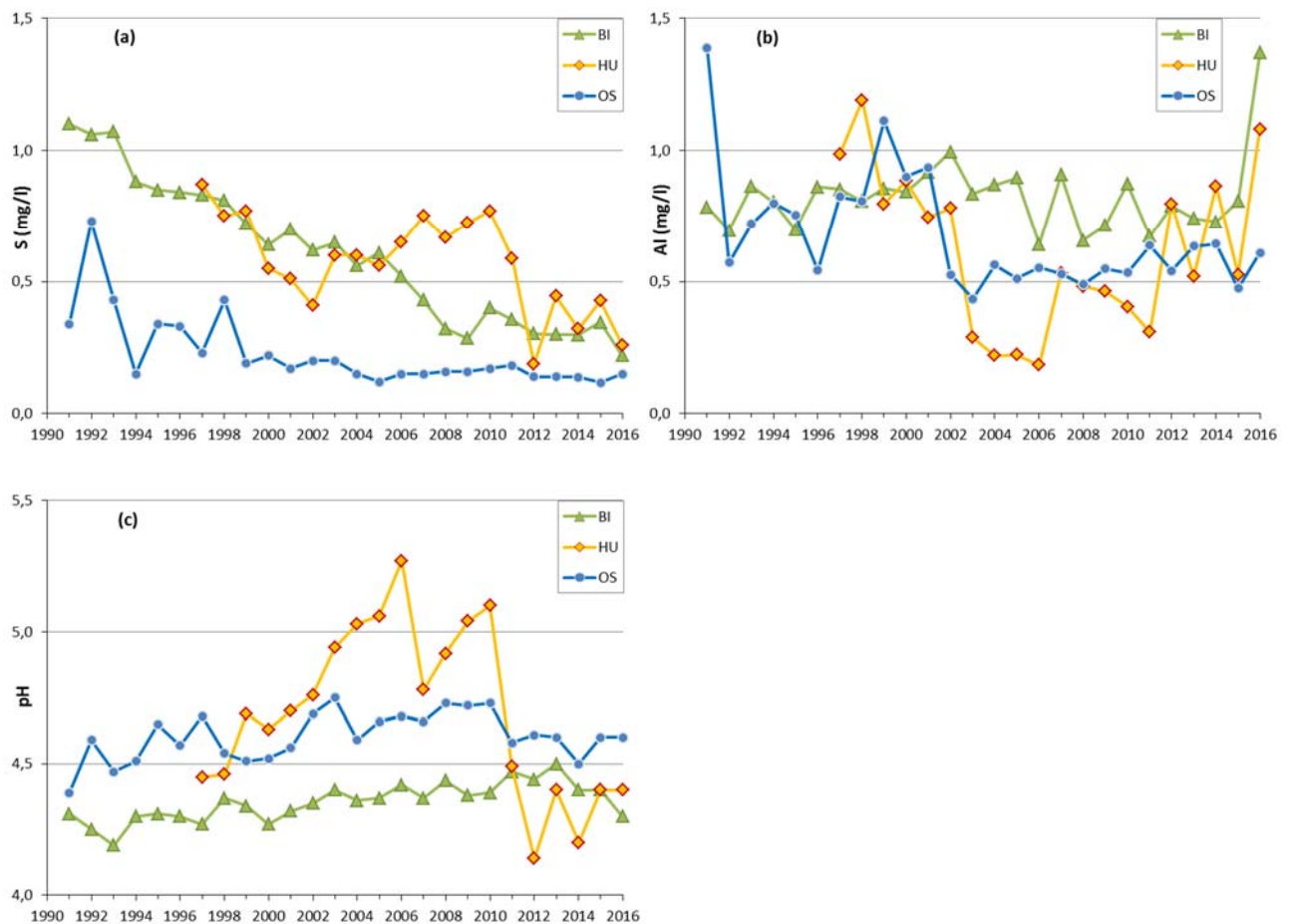
Tabell 6 viser volumveide årsmiddelkonsentrasjoner (unntatt ledningsevne, som ikke er volumveid) av forskjellige grunnstoffer og forbindelser, og pH (beregnet ut fra volumveide årsmiddelverdier for H⁺-aktivitet).

Konsentrasjoner av uorganisk nitrogen, spesielt nitrat, var lave på alle tre flater, som er normalt i norsk skog.

Langtidstrender for total Al og ikke-marint sulfat i 15 cm dybde på de tre intensive overvåkingsflatene er vist i Figur 20 a og b. Konsentrasjonen av ikke-marint sulfat i jordvann ble sterkt redusert på 1990-tallet og begynnelsen av 2000-tallet som et resultat av redusert tilførsel fra atmosfæren (jf. Figur 19 a), men det har ikke vært store endringer i løpet av de siste årene. Gjennomsnittlig aluminiumkonsentrasjon i Birkenes og Hurdal var uvanlig høy i 2016, men mye av dette aluminium virker å ha vært ikke-labil og derfor mindre toksisk. I Birkenes og Osen var pH nokså stabil (Figur 20 c), mens i Hurdal økte pH mye de første årene men ble redusert igjen etter hvert. Årsaken til disse endringene er uklar.

Tabell 6. Volumveide middelkonsentrasjoner (mg/l) i jordvann i 2016, der Led = ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Tot = total, nm = ikke marint, * = platelysimeter (øvrige lysimeter er sonder)

Flate	Sjikt	Led	pH	Tot-Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Tot-N	SO ₄ -S	nm SO ₄ -S	Cl ⁻
BI	15*	36	4,3	1,37	0,25	0,30	0,11	0,14	0,002	2,61	0,09	0,03	0,58	0,32	0,22	1,9
BI	40	33	4,8	0,47	0,19	0,10	0,20	0,22	0,002	3,55	0,09	0,03	0,21	1,00	0,71	5,3
HU	5	14	5,0	0,40	0,06	0,05	0,09	0,03	0,003	1,67	0,08	0,03	0,18	0,66	0,60	1,2
HU	15	22	4,4	1,08	0,55	0,43	0,71	0,11	0,056	1,62	0,07	0,03	0,58	0,28	0,26	0,4
HU	40	10	5,5	0,06	0,06	0,00	0,07	0,02	0,008	1,34	0,05	0,03	0,09	0,67	0,64	0,6
OS	5	31	4,3	0,92	0,46	0,84	0,37	0,35	0,076	0,73	0,13	0,03	0,59	0,16	0,12	0,7
OS	15	19	4,6	0,61	0,35	0,68	0,41	0,36	0,020	0,75	0,12	0,03	0,48	0,17	0,15	0,4
OS	40	11	5,0	0,50	0,15	0,05	0,44	0,13	0,012	0,60	0,07	0,03	0,22	0,37	0,35	0,5



Figur 20. Langtidstrender i (a) ikke-marint $\text{SO}_4\text{-S}$, (b) total Al og (c) pH i jordvann fra 15 cm-sjiktet.

2.3.4 Vegetasjonsanalyser

I alt 34 arter ble registrert i de 50 vegetasjonsflatene i Osen i 2016 (Tabell 7), hvorav 29 ble registrert alle fire ganger. Antall arter registrert ulike år var 33 (1999), 34 (2004), 33 (2009), og 29 (2016). Skogskjeggmosse (*Barbilophozia barbata*) ble ikke funnet ved tredje og fjerde registrering, mens stormarimjelle (*Melampyrium pratense*), glefsemose (*Cephalozia* sp.), og bakkefrynse (*Ptilium ciliare*) ikke ble funnet ved fjerde registrering. Orkideen knerot (*Goodyera repens*, Figur 21) ble påvist fra og med andre registrering i 2004.

For hvert av de fire analyseårene ble det i gjennomsnitt registrert i overkant av 12 arter i hver vegetasjonsflate, med omtrentlig seks arter hver i felt- og bunnsjikt. I de fem makroflatene ble det påvist i alt 30 arter, hvorav tre som ikke vokste i vegetasjonsflatene: skogjamne (*Diphasiastrum complanatum*), skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*), og nikkevintergrønn (*Orthilia secunda*).

Dekningen av **tresjiktet** var stabilt ved alle vegetasjonsanalysene, med en midlere dekning mellom 32 og 37 %, og noe hyppigere forekomst av gran enn furu (Figur 16). Småplanter av gran (< 80 cm) forekom i feltsjiktet i rundt 1/5 av vegetasjonsflatene, mens granbusker var noe hyppigere. Furu, derimot, var nær fraværende både i felt- og busksjikt. Småplanter av rogn opptrådte i feltsjiktet kun i noen få vegetasjonsflater.



Figur 21. Fra skogovervåkingsflata i Osen, Åmot, Hedmark, august 2016. Venstre: Orkideen knerot (*Goodyera repens*). Høyre: Fjærmose (*Ptilium crista-castrensis*). Foto: Jørn-Frode Nordbakken.

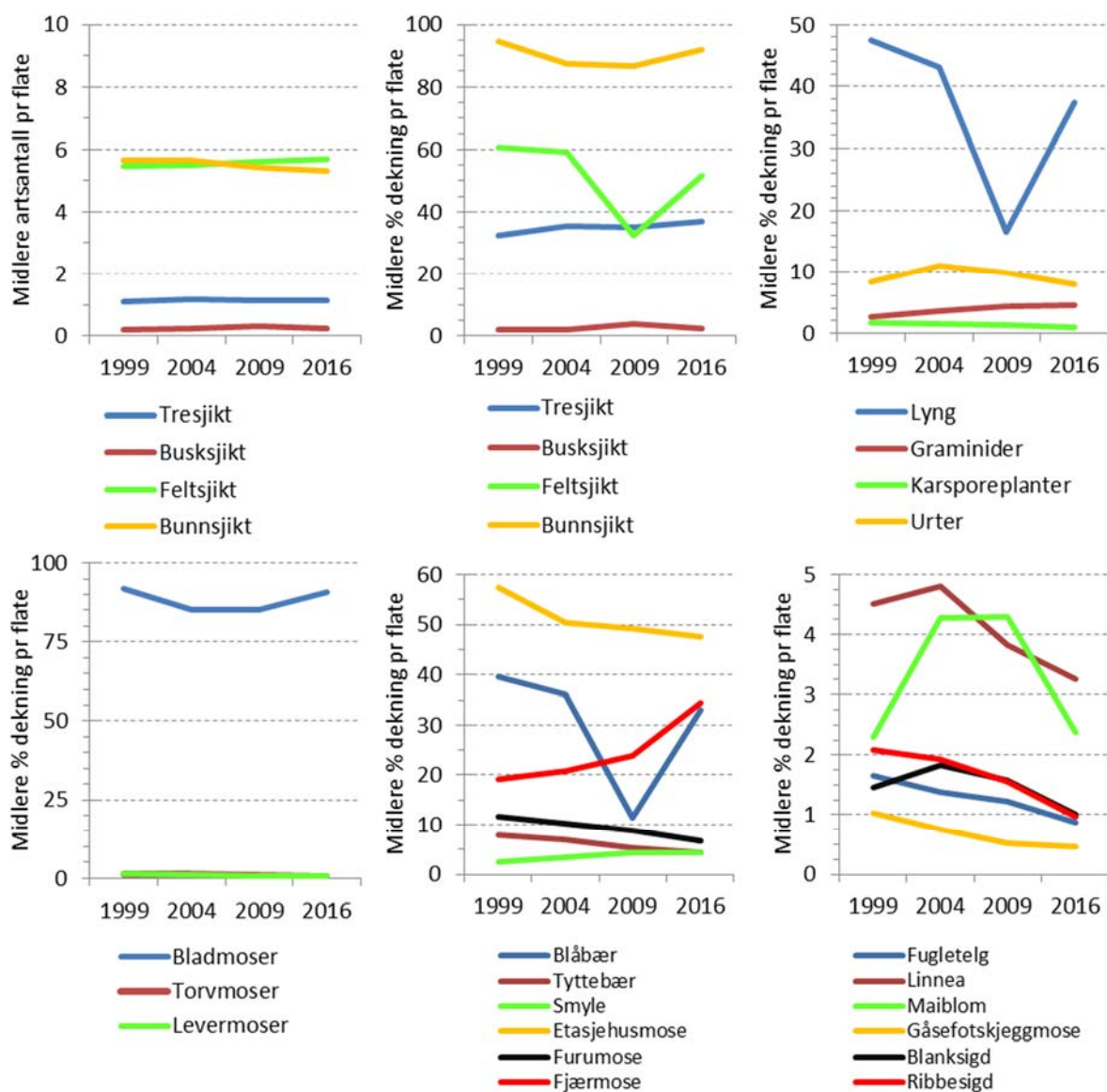
Med i alt 17 arter (utenom småplanter av gran, furu og rogn) er **feltsjiktet** relativt artsfattig. I de første årene dekket feltsjiktet omlag 60 %, med en reduksjon til 32 % ved tredje vegetasjonsregistrering, fulgt av en økning til 52 % ved siste analyse (av dette utgjør lyng om lag 2/3). Når ulike artsgrupper sammenlignes, så viser lyng en sterk reduksjon fra 1999 til 2009, før en økning fram til 2016. Hoveddelen av denne endringen skyldes den dominerende arten i feltsjiktet, blåbær (*Vaccinium myrtillus*) (Figur 16), som ble påvist i samtlige vegetasjonsflater ved alle fire analyse-tidspunkter. Dekningen av blåbær gikk signifikant tilbake ved de to første analysene, fra 40 % midlere dekning ned til 11 % ved tredje analyse, før dekningen økte til 33 % ved siste registrering. Antall vegetasjonsflater med tyttebær (*V. vitis-idaea*) har vært noenlunde stabilt i hele overvåkingsperioden, med forekomst i minst 90 % av vegetasjonsflatene, men dekningen gikk signifikant tilbake fra 7,9 til 4,3 % i løpet av overvåkingsperioden.

Graset smyle (*Avenella flexuosa*), som ble registrert i nesten 90 % av vegetasjonsflatene, økte signifikant i overvåkingsperioden, selv om midlere dekning ved den siste re-analysen kun var 3,2 %. Karsporeplanter har hatt en stabil midlere dekning på under 2 %.

Urter har hatt en stabil midlere dekning på 8–10 % i hele overvåkingsperioden. Maiblom (*Maianthemum bifolium*), som ved samtlige analyser ble påvist i omtrent 1/5 av vegetasjonsflatene, økte til en midlere dekning på drøyt 4 % fra første til andre analyse, holdt seg stabil til tredje analyse, før den gikk signifikant tilbake til den fjerde analysen. En annen vanlig art var linnea (*Linnea borealis*), som hvert år fantes i minst 42 av vegetasjonsflatene, men alltid hadde mindre enn 4,5 % midlere dekning. Antall vegetasjonsflater med skogstjerne (*Trientalis europaea*) økte fra 12 til 16 i overvåkingsperioden, og selv om midlere dekning aldri oversteg 0,6 %, viste arten en signifikant økning sett over alle år.

For **bunnsjiktet** samlet var det kun relativt små endringer i dekning i overvåkingsperioden (Figur 22). Bunnsjiktets midlere dekning, som varierte fra 85 til 95 %, ble dominert av store bladmoser, men var ispedd mindre forekomster av levermoser. Flere av de 14 moseartene viste imidlertid signifikante endringer fra år til år. Etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) gikk tilbake fra 58 til 48 %, mens furumose (*Pleurozium schreberi*) gikk tilbake fra 11 % til mindre enn 3 % i overvåkingsperioden. Fjærmose (*Ptilium crista-castrensis*, Figur 21) derimot, økte signifikant, og hadde i 2016 en dekning på 34 %. Både levermoser og torvmoser hadde dekning lavere enn 1,5 % alle år.

Vi fant ingen signifikante forskjeller mellom analyseår for de 50 vegetasjonsflatenes «lystall», estimert som et veiet middel av Ellenbergs lystall for de artene som fantes i vegetasjonsflatene.



Figur 22. Endringer i gjennomsnittlig artsantall og dekning for artsgrupper og arter i Osen 1999–2016.

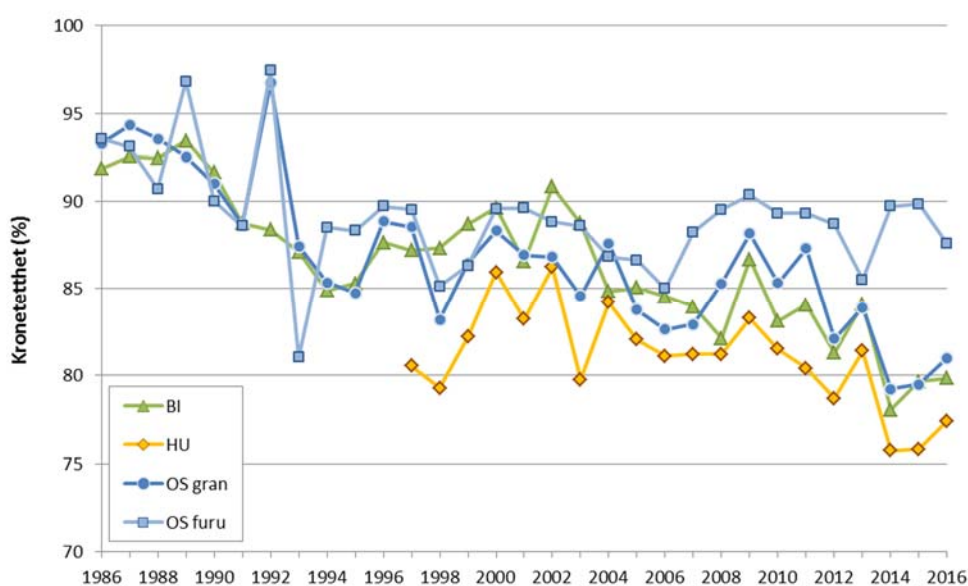
Tabell 7. Gjennomsnittlig dekning og antall forekomster av arter i 50 vegetasjonsflater (1x1 m) i Osen i 1999–2016. +/- angir antall vegetasjonsflater med økt eller redusert forekomst. P-verdi fra Wilcoxon-test angir signifikante forskjeller for dekning mellom to ulike år. n.s.: ikke signifikant forskjell mellom år.

Norsk artsnavn	Latinsk artsnavn	Midlere % dekning pr flate				1999-2004			2004-2009			2009-2016			1999-2016			Antall ruter med art			
		1999	2004	2009	2016	+	-	P	+	-	P	+	-	P	+	-	P	1999	2004	2009	2016
Gran	<i>Picea abies</i> tresjikt	15,7	18,0	18,7	18,6	9	2	n.s.	5	2	n.s.	8	4	n.s.	14	4	n.s.	32	36	35	34
	<i>Picea abies</i> busksjikt	2,0	1,8	2,6	2,4	4	2	n.s.	5	1	n.s.	1	5	n.s.	4	1	n.s.	10	12	14	11
	<i>Picea abies</i> feltsjikt	0,2	0,0	0,2	0,6	0	7	0,015	4	0	n.s.	5	4	n.s.	4	6	n.s.	7	1	5	6
Furu	<i>Pinus sylvestris</i> tresjikt	16,6	17,4	16,2	18,2	2	2	n.s.	2	2	n.s.	6	1	n.s.	8	4	n.s.	23	23	22	23
Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	39,6	36,2	11,3	33,1	9	27	0,005	0	50	<0,00	47	1	<0,00	17	29	0,004	50	50	50	50
Tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	7,9	6,9	5,2	4,3	7	16	n.s.	9	23	0,003	10	22	n.s.	11	30	<0,00	45	46	46	45
Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	2,6	3,4	4,2	4,3	21	2	<0,00	22	2	<0,00	9	13	n.s.	22	9	0,016	44	43	43	44
Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	2	0	n.s.	0	2	n.s.	4	1	n.s.	3	0	n.s.	8	9	8	11
Fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	1,7	1,4	1,2	0,9	3	5	n.s.	2	5	n.s.	4	5	n.s.	5	8	n.s.	10	11	12	13
Linnea	<i>Linnaea borealis</i>	4,5	4,8	3,8	3,3	12	12	n.s.	8	22	0,003	9	25	0,049	11	27	0,020	42	45	47	42
Småttveblad	<i>Listera cordata</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0	0	-	1	0	-	3	1	n.s.	4	1	n.s.	2	2	3	5
Maiblom	<i>Maianthemum bifolium</i>	2,3	4,3	4,3	2,4	18	1	<0,00	10	6	n.s.	6	13	0,016	15	5	n.s.	16	21	22	24
Stormarimjelle	<i>Melampyrum pratense</i>	0,3	0,2	0,0	0,0	0	7	0,008	0	7	0,008	0	1	-	0	15	<0,00	15	8	1	0
Småmarimjelle	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0,2	0,2	0,2	0,3	1	4	n.s.	4	2	n.s.	5	2	n.s.	5	2	n.s.	10	8	9	10
Gaukesyre	<i>Oxalis acetosella</i>	0,6	0,8	0,8	0,9	8	0	0,007	4	3	n.s.	2	4	n.s.	5	2	n.s.	5	9	10	9
Skogstjerne	<i>Trientalis europaea</i>	0,3	0,5	0,6	0,6	8	0	0,007	5	2	n.s.	5	4	n.s.	9	1	0,012	12	14	15	16
Gåsefotskjeggmoser	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	1,0	0,8	0,5	0,5	2	6	n.s.	2	10	0,019	2	5	n.s.	6	17	0,009	26	27	21	19
Myrglefsemose	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	0,1	0,1	0,1	0,0	0	2	n.s.	1	3	n.s.	0	3	-	0	7	0,008	7	5	3	0
Flikmoser	<i>Lophozia spp.</i>	0,1	0,0	0,1	0,1	0	2	-	3	0	n.s.	4	2	n.s.	5	2	n.s.	3	1	4	6
Blanksigd	<i>Dicranum majus</i>	1,5	1,8	1,6	1,0	7	6	n.s.	4	9	n.s.	8	11	n.s.	10	13	n.s.	33	34	31	35
Ribbesigd	<i>Dicranum scoparium</i>	2,1	1,9	1,6	1,0	5	5	n.s.	4	11	0,048	0	19	<0,00	1	25	<0,00	46	45	47	42
Etasjehusmose	<i>Hylocomium splendens</i>	57,5	50,3	49,2	47,6	3	36	<0,00	8	17	n.s.	16	16	n.s.	12	29	0,002	50	50	50	50
Furumose	<i>Pleurozia schreberi</i>	11,6	10,3	8,8	6,6	6	9	n.s.	5	11	0,018	3	19	0,001	10	23	0,004	48	49	49	48
Fjærmose	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	19,1	20,7	23,8	34,4	20	6	0,014	24	7	<0,00	34	3	<0,00	39	6	<0,00	49	49	49	49
Lyngtorvmose	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	1,4	1,3	0,8	0,6	3	1	n.s.	4	3	n.s.	3	3	n.s.	7	3	n.s.	7	8	10	11

2.4 Diskusjon

Trærnes kronetilstand

Det var store svingninger i kronetettheten på granflatene i Birkenes, Hurdal og Osen på 1990-tallet, i begynnelsen av 2000-tallet og i perioden etter 2007 på alle flater (Figur 23). På 1990-tallet var det også store variasjoner i kronefarge og generelt mye misfarging på gran i Birkenes og Hurdal, som mest sannsynlig var relatert til hyppige tørkeperioder. Det er en relativt tydelig trend med synkende kronetetthet over tid for gran i Birkenes og Osen som sannsynligvis kan tilskrives trærnes økende alder, mens en tilsvarende trend først inntreffer fra 2004 i Hurdal. Kronetettheten for furu i Osen har vært relativt stabil siden midten av 1990-tallet, uten tydelig trend i utviklingen over tid.



Figur 23. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu på de intensive overvåkingsflater i Birkenes (BI), Hurdal (HU), og Osen (OS) fra 1986 fram til 2016.

Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Konsentrasjonsnivået og atmosfærisk avsetning av både svovel og nitrogen var generelt relativt lavt i 2016 sammenlignet med tidligere år. Som følge av store utslippsreduksjoner av svovel i Europa har det vært en betydelig reduksjon i observerte nivåer av svovelkomponenter både i luft, nedbør og jordvann. For eksempel er de observerte nivåene av svoveldioksid redusert med 76–91 % fra 1990 (Aas m. fl. 2017). Det har også vært betydelige reduksjoner i utslipp av både ammoniakk og nitrogendioksid i Europa, og man ser en reduksjon i de observerte nivåene i luft og nedbør i størrelsesorden på 30-50 %, avhengig av hvilken komponent man ser på.

Nivået av bakkenært ozon var lavt i 2016, som i tillegg til utslippsreduksjoner av ozonforløpere i Europa skyldes at værforholdene på sommeren ikke var spesielt gunstige for fotokjemiske ozon-episoder (Aas m. fl. 2017). Verken grenseverdien for planter eller for skog ble overskredet på norske stasjoner i 2016, ei heller EUs langtidsmål, men dette har forekommet i flere av de siste 10 årene. Ozonnivåene er i stor grad styrt av værforholdene, og det er derfor store årlige variasjoner i ozonkonsentrasjonene.

Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

Våre resultater fra analysene av jordvanns- og nedbørskjemi viser en redusert avsetning med tid av ikke-marint sulfat og uorganisk nitrogen, og dette er i samsvar med trender i øvrige Europa for de langtransporterte, grenseoverskridende luftforurensninger (Waldner m. fl. 2014). Endringene de siste årene har imidlertid vært relativt små.

Aluminiumkonsentrasjonene i jordvann på våre flater er normalt under grensen for toksisitet til granrøtter, men i 2016 var de gjennomsnittlige totalaluminiumkonsentrasjonene i Birkenes og Hurdal uvanlig høy. Mye av dette aluminiumet virker å ha vært ikke-labilt, mest sannsynlig organisk bundet, og derfor mindre toksisk (jf. Lange m. fl. 2006). Utviklingen av aluminiumkonsentrasjonene på disse flatene bør imidlertid følges nøye.

Vegetasjonsanalyser

Vegetasjonsanalyser på den intensive flata i Osen viser at deknningen av større trær (gran og furu) holdt seg stabil i hele overvåkingsperioden, og bortsett fra en reduksjon i forekomsten av små granplanter fra første til andre analyse var det ikke noen signifikante endringer for disse artene. Bortsett fra noe smårogn av feltsjiktstørrrelse (< 80cm) ble ikke flere vedplanter registrert. Med kun 2 av 34 påviste arter i tre og busksjikt fremgår det tydelig at det er artene i felt- og bunnsjikt som gir størst bidrag til biomangfoldet (Buriánek m. fl. 2013). Den manglende forekomst av furu i felt- og bunnsjikt skyldes trolig beite av elg, noe som også kan forklare den spredte forekomsten av rogn. Minkende elgbestand pga. økt predasjon av ulv kan på sikt endre dette.

En av de viktigste feltsjiktartene er blåbær, som ble registrert i samtlige vegetasjonsflater i Osen alle fire år, men hvis dekning gikk kraftig tilbake fra andre til tredje re-analyse, noe som trolig skyldes bladfelling forårsaket av den sykdomsframkallende soppen blåbærstjerne (*Valdensinia heterodoxa*). Denne soppen, som kjennes ved at blåbærbladene får små brune flekker med dødt vev, er vanlig forekommende i fuktige år eller på steder hvor det tørker sent opp etter regn og dogg (Nestby m. fl. 2011).

Fordi blåbær normalt har størst dekning ved intermediaer innstråling (Nielsen m. fl. 2007, Nybakken m. fl. 2013), var det tenkelig at økt lystilgang på grunn av hogst omkring deler av overvåkingsfeltet i Osen kan ha bidratt til en økt blåbærdekning den siste perioden. Kan en eventuelt bedret lystilgang ha bidratt til en signifikant (men liten) økning i mengde av det konkurransesterke graset smyle, som oftest responderer positivt på økt lystilgang (Økland m. fl. 2016b)? En sammenligning av vegetasjonsflatenes veiete middel for Ellenbergs lystall (Ellenberg m. fl. 1992) antyder imidlertid ingen signifikante endringer i vegetasjonens artssammensetning som kan tilskrives mer lystilgang på bakkenivå. Sett over hele perioden gikk dekning av tyttebær litt tilbake, selv om antall ruteforekomster var stabil. Reduksjonen kan skyldes en økt dekning av blåbær, men ikke nødvendigvis, siden både blåbær og tyttebær gikk tilbake i perioden fra første til andre analyse.

Til tross for en relativt høy dekning av arter i feltsjiktet i Osen, var deknningen av store bladmoser i bunnsjiktet enda høyere. Selv om midlere dekning av bunnsjiktet er stabilt høy i hele overvåkingsperioden (86–95 %), forekommer en del endringer på artsnivå. Sett over hele overvåkingsperioden har fjærrose, som eneste art i bunnsjiktet, økt i midlere dekning fra 19 til 34 %, mens gåsefotskjeggrose (*Barbilophozia lycopodioides*), har gått tilbake år for år, fra 26 vegetasjonsflater i 1999 til 19 i 2016. Dette er ikke ulikt hva som er beskrevet for flere av granskogsområdene som inngår i terrestrisk overvåking (TOV), selv om det i disse områdene ofte har vært etasjehusmose som har økt i mengde (Økland m. fl. 2009, 2011, 2016a). Store moser utgjør imidlertid ikke en enhetlig funksjonell gruppe, og ulike arter kan ha ulik respons på endringer i økologiske forhold (Sun m. fl. 2017). Generelt har økt vekst for store moser på bekostning av små moser blitt forklart ved at de i større grad har hatt en fordel av milde og nedbørrike høster de siste tiårene som har gjort vekstsesongene lengre (Halvorsen 2010, Økland m. fl. 2016a). Manglende tilbakeslag på grunn av klima, smånagertoppår eller andre forstyrrelser synes også å begunstige de store mosene (Halvorsen 2010). Er mosene oppfuktet vokser

de så lenge de får nok lys, selv ved relativt lave temperaturer (Glime 2007). De lange vekstsesongene fører til at åpninger i skogbunnen tettes igjen av store moser som vokser og forgreiner seg raskere enn små moser. Når matta av store moser blir tettere, begraves de små mosene, og mulighetene for nyetablering/overlevelse av små moser reduseres (Økland m. fl. 2009, Halvorsen m. fl. 2009). Begravde moseskudd lider under lysmangel, vokser dårligere enn sine naboskudd, og dør oftest i løpet av få år.

3 Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter

Bjørn Økland og Gro Wollebæk

3.1 Innledning

Stor granbarkbille (*Ips typographus* L.) regnes blant de verste skadegjørerne i europeiske barskoger (Grégoire & Evans 2004). Denne arten har hatt gjentatte utbrudd i flere land, og i perioden 1950 – 2000 drepte den mer enn 150 millioner kubikkmeter av gran i Europa (Schelhaas m. fl. 2003, Økland m. fl. 2012a). I Norge er granbarkbillen den eneste insektarten som kan angripe levende grantrær og skape utbrudd med drept skog. På 1970-tallet ble det drept gran til en verdi av rundt 2,3 milliarder kroner under barkbilleutbrudd på Østlandet. Granbarkbillen formerer seg primært i ferske vindfall og andre former for døde og svekkete grantrær. Når billetettheten er lav vil ikke billene og deres medfølgende blåvedsopper være i stand til å kolonisere levende trær på grunn av trærnes effektive forsvarsmekanismer (Krokene 2015). Store vindfelling og tørkeperioder opptrer sporadisk i tid og rom, og disse kan utløse billeutbrudd på levende trær ved å svekke trærnes motstandskraft (Netherer m. fl. 2015) og ved å heve billetettheten over terskelen som kreves for å kolonisere og drepe friske trær (Berryman 1982, Krokene 2015). Utbrudd av granbarkbillen kan vare flere år frem til «lageret» av svekkete trær blir brukt opp, eller tørkeperioden tar slutt og trærne gjenoppretter sin naturlige motstandskraft (Økland & Bjørnstad 2006, Kausrud m. fl. 2012).

Overvåkingen av granbarkbillen i Norge er basert på fellefangster og ble etablert i 1979. Overvåkingen har pågått årlig siden da og er nå den mest omfattende felleovervåkingen av granbarkbillen i verden. Overvåkingen er viktig fordi mengden av biller ofte er en avgjørende faktor for om barkbilleutbrudd utløses. Kommunenes oppgaver i overvåkingen er hjemlet i skogbruksloven §9 og forskrift om bærekraftig skogbruk §10 (www.lovdata.no). Granbarkbilleovervåkingen er et eget prosjekt som har til formål å varsle den lokale skogforvaltningen når barkbillepopulasjonene blir alarmerende store. Overvåkingsrapporten publiseres så tidlig som mulig etter hver sesong (Økland & Wollebæk 2016), slik at datagrunnlaget skal være tilgjengelig for den lokale skogbruksforvaltningen i planleggingen av vinterens avvirkninger. Bare et sammendrag fra barkbilleovervåkingen gjengis her, siden de fullstendige resultatene finnes i egen rapport (Økland & Wollebæk 2016) og på hjemmesiden til Norsk institutt for bioøkonomi (www.nibio.no).

I denne rapporten brukes data fra de lange tidsseriene i barkbilleovervåkingen for å analysere mulige klimaeffekter på granbarkbillen. Mens fjorårets rapport vektla sammenheng mellom breddegrad og klima (Timmermann m. fl. 2016), analyserer vi her trender i barkbillepopulasjonene for både høyde over havet og breddegrad. Analysene omfatter hvert av årene fra 2001 til 2016.

3.2 Metoder

Datagrunnlaget omfatter grandistriktene på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag og Nordland. Materialet for 2016 omfatter data fra mer enn 500 feller fra 144 fangststeder, fordelt på 114 kommuner. Data for de foregående årene i perioden 2001–2015 har omtrent det samme antallet fangststeder, feller og kommuner. Fangstresultatene som er brukt i barkbilleovervåkingsrapporten (Økland & Wollebæk 2016) og i analysene i denne rapporten tilsvare fangsten i «standardfeller» av 1980-modell.

Hvert fellested omfattet 4 barkbillefeller plassert i hjørnene på en 3x3 m firkant. Fellestedene legges på hogstflater på minimum 2 dekar hvor det siste vinter ble avvirket gran. For å unngå billeskade på nærliggende skog blir fellene alltid plassert minst 20 m fra skogkant. Når fellestedet endres i forhold til forrige år, blir det nye fellestedet plassert så nær fjorårets fellested som mulig, og på tilnærmet samme skogtype. Fellefangsten i overvåkingen blir utført med tre ulike fellemodeller, 1979-modell, 1980-modell og BEKA-feller. De fleste fellene er BEKA, men det inngår også feller av 1979- og 1980-modell. Innfasingen til ny felletype vil fortsette etter hvert som de gamle fellene slites ut. Siden fellemodellene har ulik fangbarhet er alle fangstverdiene justert for felletype for å kunne sammenligne fangstverdiene i tidsseriene. Fangstene i BEKA og 1979-modell ble regnet om til 1980-modell ved hjelp av funksjoner som bygger på data fra tidligere års fellesteder hvor ulike fellemodeller har vært samlokalisert (Økland & Wollebæk 2016).

I hver felle var det plassert en feromondispenser med attraksjonsferomoner som tiltrekker granbarkbiller (produsert av KjemiKonsult ANS www.kjemikonsult.no). Attraksjonsferomonene er de samme som billene benytter for å tilkalle artsfrender under angrep på levende trær. Disse feromonene ble identifisert og kunstig syntetisert for første gang under det store utbruddet på Østlandet på 1970-tallet (Bakke m. fl. 1977). I årene som fulgte ble det utviklet fellemetodikk for fangst av granbarkbiller med feromoner (Bakke m. fl. 1983, 1985). Fellene plasseres ut før 20. april og opereres i 4 felleperioder, med tømning på mandag eller tirsdag i ukene 21, 24, 28 og 33.

I denne rapporten analyserer vi den gjennomsnittlige trenden i fellefangstene for både høyde over havet og breddegrad for hvert av årene fra 2001 til 2016. Trendene er basert på fangstdata fra alle fellepunktene i barkbilleovervåkingen for hvert av årene fra 2001 til 2016. Trendene ble beregnet ved hjelp av glattingsfunksjoner og plottet som tredimensjonale perspektiv-plott ved hjelp av funksjonen «persp» i R (2014).

3.3 Resultater

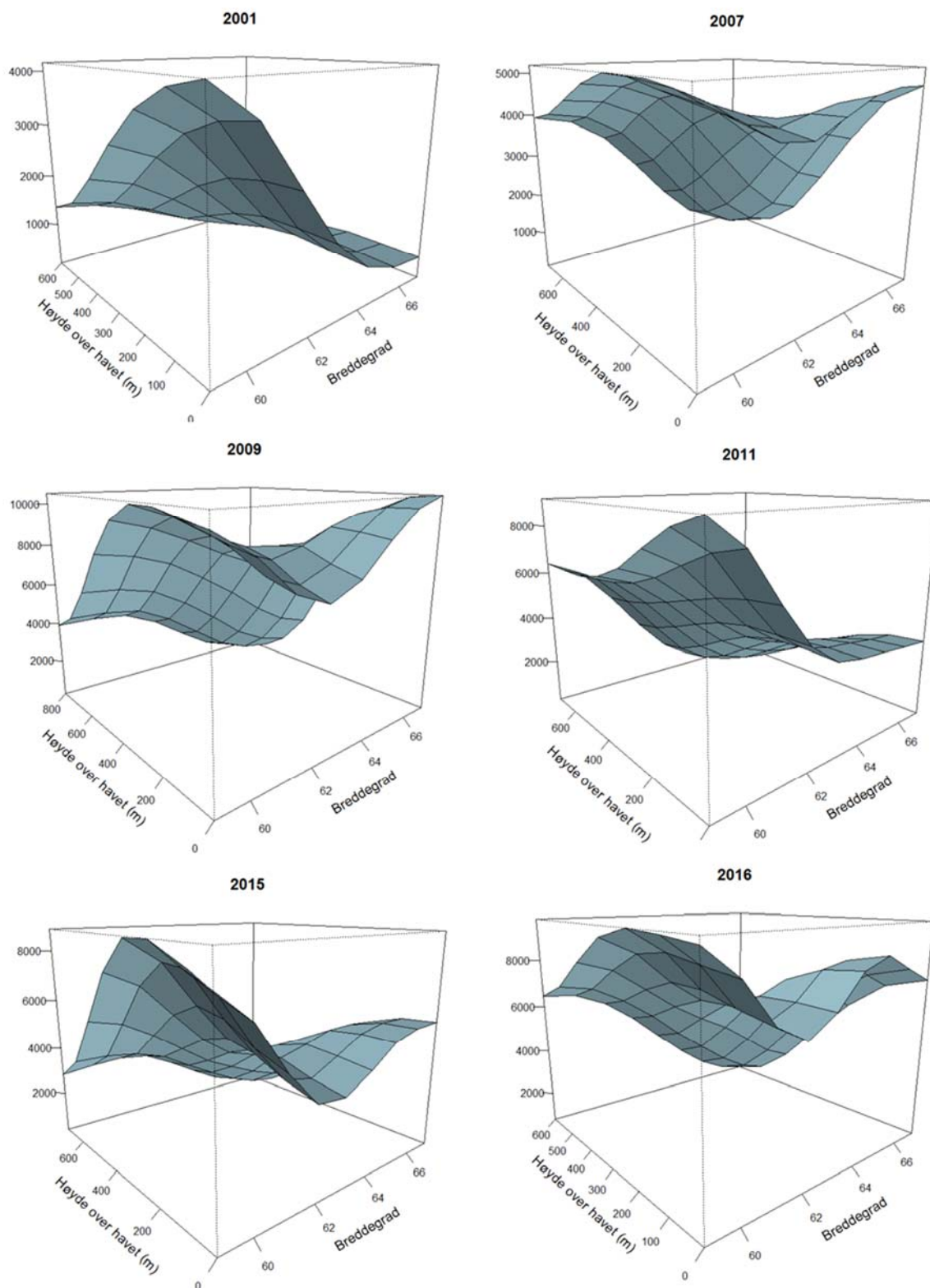
Resultatene fra granbarkbilleovervåkingen i 2016 viser en generell økning i fellefangstene i forhold til nivået i 2015 i alle landsdeler som dekkes av barkbilleovervåkingen (Økland & Wollebæk 2016). Økningen er av omtrent samme størrelse som økningen mellom de 2 foregående årene. Økningen i 2016 var mest markert i Trøndelag og Nordland. Økningen var mest markert i Sør-Trøndelag som hadde den høyeste verdien som noen gang har vært målt i dette fylket siden overvåkingen startet i 1979 (Økland & Wollebæk 2016).

Analysene i denne rapporten er rettet mot å undersøke trender som kan settes i sammenheng med klima. Gjennomsnittlig trend i fellefangstene basert på overvåkingens lange tidsserier ble plottet mot både høyde over havet og breddegrad for hvert av årene fra 2001 til 2016, og Figur 24 viser et utvalg av plottene som representerer de ulike prinsipielle forskjeller i trender som ble funnet. Vanligvis kan en forvente at størrelsene på fellefangstene synker med både økende høyde og breddegrad. Dette mønsteret finner vi for eksempel både i 2001 og i 2011. Men i flere av de øvrige årene i tidsserien finner vi avvik fra dette:

Breddegrad: For lavereliggende områder viste fangstene en økning med breddegrad i 2009, mens fangstene var omtrent like store i nord og sør i 2007. I flere av årene (2007, 2009, 2015 og 2016) var trendene synkende opp til 62°N for de lavereliggende områder, men så økende videre nordover. I høyereliggende områder (>400 moh.) var trenden mer eller mindre synkende mot nord i alle årene.

Høyde over havet: I den sørlige delen av overvåkingsområdet (<62°N) var det en betydelig variasjon fra år til år hvordan billefangstene var fordelt med høydelag. Flere av årene (2007, 2009, 2015, 2016) viste et optimum rundt 300–400 moh. Blant disse var fangstene i de høyeste områdene (>500 moh.) tydelig lavere enn ved optimum, mens fangstene i de laveste områdene (<200 moh.) enten kunne være tydelig lavere enn ved optimum (2007, 2009, 2015) eller nesten jevnstore med disse (2016).

Vi ser tydelig hvordan mønret i figur 24 har endret seg over denne 15 årsperioden der 2016 fremstår med høye barkbillettall for alle høydelag i Sør- og Midt-Norge. I Nord-Norge er det i 2016 også blitt høye barkbillettall for de laveste høydelagene.



Figur 24. Gjennomsnittlig trend av antall barkbiller per felle plottet mot breddegrad og høyde over havet i årene 2001, 2007, 2009, 2011, 2015 og 2016.

3.4 Diskusjon

I de siste årene har vi sett økende populasjoner og mer skader av granbarkbillen i de nordlige områdene med gran i Europa (Økland m. fl. 2015). I Norge har det vært flere påfølgende år med gode betingelser for barkbillene i Trøndelag. Sør-Trøndelag hadde i 2016 det høyeste nivået av barkbiller som har vært målt for dette fylket i barkbilleovervåkingen (Økland & Wollebæk 2016). Vanligvis er fangstene i barkbilleovervåkingen synkende jo lenger nord en kommer i landet, men analysene i fjorårets rapport fra skogskadeovervåkingen viste at trenden avviker fra dette i flere av de siste årene med varme og gode betingelser for barkbillene (Timmermann m. fl. 2016). I flere år finner vi en økende trend med breddegrad, der billefangstene i nordlige deler av landet er minst like høye eller høyere enn fangstene i sør. I andre år når det er fuktig og kjølig, og dermed dårlige betingelser for barkbiller, ser vi at billemengdene er klart avtagende mot nord. En økning av biller mot nord sammenfaller ofte med år hvor fangstene er store for hele landet (Timmermann m. fl. 2016).

På samme måte som for breddegrad kunne det tenkes at fangstene i barkbilleovervåkingen også ville vise en økning med høyde over havet i gode år for granbarkbillen. Årets analyser viser imidlertid at sammenhengen mellom billefangster og høydeler er mer sammensatt. Selv om noen år ga bedre betingelser for billene i høyereliggende områder, så finner vi ingen år hvor det er en kontinuerlig økning fra lave til høyereliggende områder. I sørlige deler av Norge (Østlandet og Sørlandet) ser vi en stor variasjon fra år til år hvordan billemengdene fordeler seg med høydeler. Dette rimer med at de værmessige betingelsene for barkbillene i lave og høyereliggende områder varierer betydelig fra år til år. Noen somre kan være relativt kjølige og regnfulle i lavlandet og tørrere og varmere i fjellnære områder, mens andre somre kan være motsatt. Et optimum i billefangstene ved 200–400 moh. i mange av årene kan settes i sammenheng med at dette høydeleret er det som har størst dekning av skog i denne landsdelen (Granhus m. fl. 2012). Gjennomgående var mengden av biller synkende med høydeler lengst nord i den nordlige delen av overvåkingen (Trøndelag og Nordland). Dette skyldes trolig at nåværende klima i høyereliggende områder i nord er for kjølig for barkbillene.

Også i 2016 ser vi barkbillefangster i nord som er nært samme nivå som i sør (Figur 24). Trenden mot økende barkbillemengder i nordlige områder med mye hogstmoden gran (Trøndelag og Nordland) bør følges nøye. Disse fylkene har store skogressurser og en høy andel av eldre skog (Eriksen m. fl. 2006, Larsson & Hysten 2007) som trolig aldri har vært utsatt for omfattende barkbilleutbrudd. Den temperaturøkningen som forventes om 60–90 år kan i følge modellberegninger føre til at granbarkbillen får to generasjoner per sommer i stedet for én så langt nord som Trøndelag (Lange m. fl. 2006). Dette vil kunne gi økt risiko for skogskade. Men påvisning av 2 generasjoner per år i Sør-Finland i de siste årene indikerer at 2 generasjoner i de nordlige områdene kan komme tidligere enn det som er predikert i disse modellberegningene.

4 Import av løvtreflis og risiko for innførsel av skadegjørere av biller

Daniel Flø, Karl H. Thunes og Bjørn Økland

4.1 Innledning

Treflis er en viktig kilde til produksjon av energi, og import av flis er forventet å øke med opptil 20 % innen 2020 for å dekke behovet i Europa (Lins 2004, EPPO 2011). Som en del av EUs indre marked antas det også at importen av treflis til Norge vil øke i årene som kommer.

Mens det er forbud mot import av flis av ubarket bartrevirke fra land utenfor EU samt fra Portugal, foreligger det få restriksjoner på import av løvtreflis. For en del treslag kreves det kun et fyto sanitært sertifikat som dokumenterer at forsendelsen er fri for karanteneskadegjørere. Stikkprøver foretatt av Mattilsynet og analysert hos NIBIO viser likevel at de fyto sanitære kravene ikke alltid er oppfylt; for eksempel at karanteneskadegjørere sannsynligvis likevel har vært til stede i materialet, eller at forsendelsen inneholdt innslag av treslag underlagt forbud mot innførsel (Forskrift om plantehelse 2000).

I en tidligere gjennomgang omfattet listen over løvtreskadegjørere som foreslås risikovurdert ti billearter og fire sopparter (VKM 2013). Av disse har senere 2 billearter, amerikansk bjørkepraktbille (*Agrius anxius* Gory) og asiatisk askepraktbille (*Agrius planipennis* Fairmaire), blitt risikovurdert av VKM (2012, 2014) og er nå under regulering i Forskrift om plantehelse (2000). Det er imidlertid en rekke andre arter som kan være kandidater til å bli alvorlige skadegjørere om de blir innført med import av løvtreflis. Det er derfor viktig å overvåke mulige kandidater av slike skadegjørere ved å vurdere deres biologi, vertstrevvalg, likhet i klima m.m.

I denne rapporten har vi gjort en ytterligere innledende vurdering av billearter som kommer i tillegg til tidligere vurderte arter. De er alle kjente skadegjørere i Nord-Amerika og kan tenkes å ha et potensiale for å bli etablert i Norge hvis de blir innført. Vi gir en kort presentasjon av de viktigste kandidatene blant disse artene, der vi har vektlagt de artene hvor det foreligger best informasjon for en videre vurdering og eventuell full risikovurdering i fremtiden. Alle disse utvalgte potensielle skadegjørerne vil ha mulighet for å bli innført til Norge som en konsekvens av import av løvtreflis eller løvtre for flisproduksjon.

4.2 Metoder

For å identifisere potensielle skadegjørere tok vi utgangspunkt i løvtre-slekter som er tilstede i både Europa og Nord-Amerika. Blant disse løvtre-slektene valgte vi ut biller som er kjente skadegjørere i Nord-Amerika og som enten er endemiske eller innførte til den østlige delen av Nord-Amerika fra områder utenfor Europa.

For de valgte billene ble følgende kriterier valgt for å kunne vurdere skadepotensialet: (1) De må kunne drepe trær, (2) de må være vidt utbredt og i store forekomster i nordlige områder, (3) de må være polyfage (vertsgeneralister) og med god spredningsevne, og (4) de må ha egenskaper, for eksempel liten kroppsstørrelse, som gjør det mulig å overleve i prosessert materiale, slik som eksempelvis treflis eller råstoff til produksjon av treflis.

4.3 Resultater

I alt 48 arter av biller ble i utgangspunktet funnet relevante. Disse ble senere redusert til 29 arter etter en nøyere gjennomgang av skadepotensiale, utbredelse, tilstedeværelse i Norge og klimatiske faktorer. Av disse 29 artene ble 9 praktbiller og en barkbille risikovurdert av VKM (2013) og behandles følgelig ikke videre her. Av de gjenværende 19 artene ble 12 arter vurdert å oppfylle alle de fire punktene over, fire trebukker (Cerambycidae) og åtte bark- og ambrosiabiller (Curculionidae: Scolytinae). Tabell 8 gir en rangert oversikt over de utvalgte artene samt mulige vertstrær i Norge.

Tabell 8. Tolv fremmede insektarter som kan bli innført med import av løvtreflis og råstoff av løvtrær til flisproduksjon. Artene er rangert i forhold til behov for videre risikovurdering, tilgang på mulige vertstrær i Norge, grad av klimalikhet og skadepotensial. I utgangspunktet er alle trær innen samme slekt antatt å være mulige verter. Rangeringsrekkefølgen kan bli endret om det blir gjennomført en risikokarakterisering (første del av risikovurdering). Pri=Prioritet.

Pri	Art	Mulige norske vertstregupper	Slekter
1	<i>Anisandrus maiche</i>	Lønn, bjørk, kastanje, bøk, eik	<i>Acer, Betula, Castanea, Fagus,</i>
2	<i>Xyleborinus alni</i>	Or	<i>Alnus</i>
3	<i>Xyloterinus politus</i>	Lønn, bjørk, bartrær	<i>Acer, Betula</i>
4	<i>Saperda calcarata</i>	Osp, poppel	<i>Populus</i>
5	<i>Corthylus columbianus</i>	Lønn, bjørk, eik, lind, asal, alm	<i>Acer, Betula, Quercus, Tilia, Sorbus, Ulmus</i>
6	<i>Xylosandrus germanus</i>	Lønn, bjørk, bøk, ask, selje, lind, asal, alm, bartrær	<i>Acer, Betula, Fagus, Fraxinus, Salix, Tilia, Sorbus, Ulmus</i>
7	<i>Saperda vestita</i>	Osp, poppel, lind, asal	<i>Populus, Tilia, Sorbus</i>
8	<i>Eburia quadrigeminata</i>	Lønn, kastanje, ask, eik	<i>Acer, Castanea, Fraxinus, Quercus</i>
9	<i>Xylosandrus mutilatus</i>	Lønn, kastanje, flere frukttrær,	<i>Acer, Castanea, Prunus</i>
10	<i>Ambrosiodmus lewisi</i>	Lønn, eik, or, osp	<i>Acer, Quercus, Alnus, Populus</i>
11	<i>Saperda populnea</i>	Osp, poppel	<i>Populus</i>
12	<i>Xyleborus affinis</i>	Bjørk	<i>Betula</i>

Trebukker

Eburia quadrigeminata (Say) [Four-marked ash borer/Ivory-marked beetle] er en polyfag nordamerikansk art som er introdusert til Karibia og sørlige Sør-Amerika (Argentina) (Bezark & Monné 2013) og kan leve i et bredt spekter av løvtrær. Det er en meget temperaturløstolerant art som ser ut til å tåle godt både tropisk og temperert klima. Da den tilsynelatende kan leve i eldre, prosesserte varer, for eksempel i møbler, i tillegg til ferskt trevirke, er det en risiko for innførsel ved enhver handel med trevarer. Den er ikke antatt å være en alvorlig skadegjører i utbredelsesområdet.

Saperda calcarata Say [Poplar borer] er en betydelig skadegjører på ospetrær og angriper stammen og grovere greiner på større trær. Den har potensiale til å utradere all stor osp i områder hvor den opptrer. I Norge vil den kunne angripe prydrær av ospeslekten og vanlig osp som er vidt utbredt og et viktig økologisk treslag i norsk natur. Denne nordamerikanske arten følger utbredelsen til verten og er således utbredt over hele det nordamerikanske kontinentet, men den er ikke påtruffet i Europa ennå. Osp utgjør ofte en betydelig del av importert flis. Risikoen for innførsel øker ved at *S. calcarata* kan ha opptil fem års utvikling før det voksne stadiet klekker fra trematerialet. Siden billen er ganske stor er det størst risiko knyttet til større flis og råstoff til flisproduksjon.

Saperda populnea moesta LeConte [Poplar gall borer] er også hovedsakelig knyttet til osp og den utvikler seg i stammen på yngre trær hvor larven danner galler som over tid kan føre til stammeknekk ved sterk vind (Wong m. fl. 1966). Utbredelsen til arten er begrenset til nordøstlige USA og Canada, og

den er ikke rapportert fra Europa så langt. Den er ikke antatt å være en viktig skadegjører på osp, og dens spesielle levesett som larve gjør det også mindre sannsynlig at den vil bli innført med importvirke.

Saperda vestita Say [Linden borer] er en nordamerikansk art som er vanlig over hele det nordøstlige Nord-Amerika. Den har vist en økende aggressivitet mot lindetrær siden midt på 1990-tallet, både i etablerte bestander og i planteskoler (Johnson & Williamson 2007) og er en art som nok vil kunne klare seg godt hos oss. I tillegg til lind kan den også angripe osp. Larven danner galler omtrent som *S. populnea moesta*. Denne utviklingen gjør at et angrepet tre er lett synlig, men det er uklart om dette reduserer risikoen siden også skadde trær utnyttes i flisproduksjon og eksport.

Bark- og ambrosiabiller

Xylosandrus germanus Blandford [Black timber bark beetle] er vidt utbredt i det kontinentale Europa og sentrale Russland, men den er ennå ikke påvist i Norge eller Norden. Den kommer fra det østlige Asia og har siden den ble påvist i USA i 1932, spredt seg til store deler av de tempererte områdene på kloden, også til Quebec i Canada. Klimatisk regner vi følgelig med at arten sannsynligvis også vil klare seg i Norge. Billen dreper ikke trær direkte, men den kan ha med seg patogene sopper i slekten *Fusarium*. Som mange ambrosiabiller er *X. germanus* en vertsgeneralist og går like gjerne på bar- som på løvtrær, og den kan også gå på en rekke viktige kulturvekster. Kun hunnene kan fly, men de kan til gjengjeld fly langt. Deres haplo-diploide reproduksjonsmønster betyr også at et lite antall individer kan være nok til å etablere nye populasjoner. Spredningspotensialet er følgelig stort, og arten kan i tillegg til flis og flisråstoff overføres med levende plantedeler (røtter, skudd, stamme og grener) og pakkevirke.

Xylosandrus mutilatus (Blandford) [Camphor shot beetle] er en polyfag ambrosiabilie med opprinnelse i Asia. I 1999 ble den funnet i den sørlige tempererte delen av USA og har blitt lokalt veldig vanlig. I USA angriper den helst småplanter i planteskoler (<5 cm høyde) og den har utvilsomt et potensiale til å bli en skadegjører gjennom handel av infisert plantemateriale av mange kommer-sielle treslag, bl.a. furu, plomme og kirsebær. Det er usikkert om den vil kunne overleve vinteren i Norge.

Ambrosiodmus lewisi (Blandford) har sin opprinnelse i Asia og er innført til USA flere ganger siden 1990 (Haack 2006). Den har en begrenset men disjunkt utbredelse og virker ikke å være i ekspansjon. Arten er polyfag og er tatt bl.a. fra eik, lønn, or og osp. Den er tatt på eik i Pennsylvania og lever også i Tibet, nordlige Kina og Japan i tillegg til en bred tropisk utbredelse. Dette indikerer at arten er klimatisk tilpassningsdyktig og kan potensielt utgjøre en risiko for å bli innført til Norge. Likevel, i studier fra Japan (bl.a. Iidzuka m. fl. 2016) hevdes det at *A. lewisi* hovedsakelig foretrekker yteved i store trær slik at en eventuell introduksjon hovedsakelig vil kunne skje med import av ubarket trevirke.

Anisandrus maiche (Eggers) er en annen asiatisk art som først ble funnet i Nord-Amerika i 2006 (Rabaglia m. fl. 2009) og er siden også funnet i den østlige delen av Russland og Ukraina i 2007 (Terekova & Skrylnik 2012). Som ambrosiabilie er denne arten også svært polyfag. Selv om billene vanligvis angriper grove grener på svekkede trær, er det overføringen av symbiotisk ambrosiasopp som utgjør den egentlige skaderisikoen. Forekomst av denne arten i Ukraina og de nordøstlige delene av USA tilsier at *A. maiche* bør kunne overleve vinteren i Norge. At den også kan leve i et bredt utvalg av vertstrær, bl.a. i bjørk, lønn og eik, betyr at forekomst av vertstrær ikke setter noen begrensning på overlevelse.

Xyloterinus politus (Say) er en barkbille av nordamerikansk opprinnelse og er vidt utbredt over det meste av kontinentet. Arten er en vertsgeneralist og går like gjerne i bar- som i løvtrær, og da helst i svekkede trær mindre enn 10 cm i diameter ved brysthøyde. *Xyloterinus politus* er kjent vektor av almesyke (MacLean & Giese 1967) og det er en hovedgrunn til at den er uønsket i Norge og Europa. Arten er tilpasset temperert klima, og dens polyfage levesett tilsier at det vil være svært sannsynlig at

den vil kunne klare seg hos oss hvis den blir introdusert. Alle utviklingsstadier lever i kambielaget slik at risiko for innførsel er primært til stede gjennom ubarket tømmer.

Corthylus columbianus Hopkins [Columbian timber beetle] er en nordamerikansk vedborer som kan angripe helt friske trær av eik, lønn, platanlønn, osp, alm, bøk og flere. Trærne drepes sjeldent av den medbrakte ambrosiasoppen, men billene kan likevel gjøre store fysiske skader på trærne og dermed svekke dem og åpne for sekundære skadegjørere. *C. columbianus* lever i et klimaregime som er veldig likt det i Norge, men den er enda ikke rapportert fra Europa. Billene produserer potente feromoner og kan således vurderes som en art som kan forårsake masseangrep under gitte forhold (Nord 1972). Risiko for innførsel gjelder for import av infiserte treprodukter og massevirke, og også barket tømmer kan inneholde levende materiale med denne arten.

Xyleborinus alni (Niisima) kommer fra Asia og har siden introduksjonen til Tsjekia på 1980-tallet spredt seg til store deler av det europeiske kontinentet. Til Sverige kom den i 2004 (Lindelöw m. fl. 2006), og den må forventes å bli funnet i Norge også. Arten er svært polyfag og kan angripe de fleste løvtreslag. Siden det ikke er restriksjoner på transport av rundtømmer av løvtrær innen EU, er det sannsynlig at årsaken til spredningen i Europa kan ligge der. En annen mulig årsak er at den har spredt seg naturlig nordover etter introduksjonen til Tsjekia. Den er ikke ansett å være en alvorlig skadegjørere.

Xyleborus affinis Eichhoff er en tropisk og subtropisk art som har vært innført med hageplanter til Polen og Italia. Den er ikke forventet å kunne overleve i vårt klima selv om data fra slutten av 70-tallet refererer til at arten finnes i Illinois, USA (Weber & McPherson 1991).

4.4 Diskusjon

Tradisjonelt har risikovurderinger ofte startet opp *etter* at første påvisninger har vært gjort. En slik tilnærming har sammenheng med behovet for dokumentasjon for å kunne regulere, men det er åpenbart at dette i mange tilfeller har vært for sent for å kunne lykkes med å stoppe innførsel og etablering. Det er svært ressurskrevende å lete etter en art som allerede har ankommet, og i mange tilfeller kommer påvisning av den innførte arten lenge etter den faktisk har ankommet (King & Fielding 1989, Liebhold & Tobin 2006). På dette tidspunktet er det svært vanskelig å lykkes med en utrydding (Økland m. fl. 2012b).

Informasjon om aktuelle fremmede skadegjørere *i forkant* av eventuelle påvisninger er således svært viktig, siden direkte påvisning i importprøver har vesentlige begrensninger og ikke er tilstrekkelig sikkert alene for å hindre etablering av nye alvorlige skogskadegjørere (Økland m. fl. 2012b). Slik informasjon er også viktig for å kunne rette oppmerksomheten mot mulige kandidater i de tilfeller det kan tenkes at påvisning ved prøvetaking er mulig. Informasjonen kan da gi grunnlag for å avgjøre hvilke varer som skal prøvetas og utformingen av prøvetakingen. I mange tilfeller kan imidlertid aktuelle varer være svært vanskelige å ta prøver fra, enten fordi prøvetaker ikke slipper til, som for eksempel ved store mengder tømmer; eller ved at prøvevolum blir for lite og ikke representativt for de store volumene som importeres, som for eksempel ved store skipslaster av flis (Økland m. fl. 2012b). I disse tilfellene kan regulering som sikrer at artene ikke ankommer være eneste effektive løsning. Informasjon om artene på forhånd før første påvisning kan med andre ord være verdifullt både for innretting av prøvetaking og for utvikling av regelverk som forebygger ankomst av alvorlige skogskadegjørere.

Alle de tolv artene som er inkludert her vil trolig ha potensiale til å bli skadegjørere hvis de blir innført til Norge. Den mest usikre av dem er *Xyleborus affinis* som er en tropisk ambrosiabille og som i henhold til Weber & MacPherson (1991) finnes i Illinois. Inntil nye undersøkelser bekrefter dette rangeres den nederst på listen (Tabell 8). De høyest rangerte artene i Tabell 8 er enten allerede til stede nær våre grenser og dokumenterte skadegjørere i Europa eller de er vektorer for patogener som enten er i Norge allerede (almesyke) eller kan være til stede i prosessert materiale selv om insektet selv

ikke er til stede. Rangeringen ellers i Tabell 8 er basert på vurderinger av sannsynligheten for at artene kan innføres via flisimport eller virke til flisproduksjon, tilgang på mulige vertstrær i Norge, grad av klimalikhet, og skadepotensialet. Rangeringsrekkefølgen kan bli endret om det blir gjennomført en risikokarakterisering (første del av risikovurdering).

Det er stor usikkerhet for alle eksotiske arter om deres atferd vil kunne endres med innførsel til et nytt geografisk område. Det er flere eksempler hvor arter gjennomgår vertsskifte eller på andre måter endrer atferd. Usikkerheten rundt dette er nok større for de artene som bare er til stede i Nord-Amerika enn for arter som er introdusert til Nord-Amerika fra Asia, fordi vi må kunne anta at de opprinnelige asiatiske artene i Nord-Amerika vil ha en lignende atferd i Norge. Men det finnes også eksempler på betydelig endring av atferd for arter som er utvekslet mellom Europa og Nord-Amerika. For eksempel ble trebukken *Tetropium fuscum* en betydelig skadegjører på gran i Canada, til tross for at den ikke gjorde vesentlig skade på gran i hjemområdet i Europa. Et avgjørende spørsmål er hvorvidt våre trær vil ha en annen fysiologisk respons på angrep enn nordamerikanske trær i samme slekt. For vertsspesialister har koevolusjon ofte resultert i spesifikke tilpasninger mellom skadegjører og vert, mens for vertsgeneralister råder det stor usikkerhet om slike tilpasninger vil være viktige ved flytting av arter.

5 Furuvednematoden – Erfaringer etter 16 år med overvåking

Karl H. Thunes, Christer Magnusson og Bjørn Økland

5.1 Innledning

Furuvednematoden (*Bursaphelenchus xylophilus*) (FVN) er en nordamerikansk rundorm (ca. 1 mm lang) som er introdusert til flere land, sannsynligvis ved tømmerimport. Den er en svært alvorlig skadegjører på asiatisk og europeisk furu. Til Japan kom den før 1905 (Futai 2008) og til Kina i 1982 (Zhao m. fl. 2008). Furuvednematoden ble videre funnet i Taiwan i 1985 (Tzen & Jan 1985) og Korea i 1988 (Shin 2008). Til Europa kom den i 1999, nærmere bestemt Portugal (Mota m. fl. 1999), for senere å bli påvist i Spania i 2008, 2010, 2012, 2013 og 2016 (EPPO 2010, 2012, Zamora m. fl. 2015, Xunta de Galicia 2016) og Madeira i 2009 (EC 2009). Furuvednematoden er ennå ikke funnet i Norge, selv etter 16 år med kontinuerlig overvåking (Magnusson m. fl. 2001, 2002, 2004a, b, 2007, 2009).

Biologi

Nematoden trenger hjelp for å spre seg effektivt. Furubukker i slekten *Monochamus* er effektive vektorer, og hos oss er stor furubukk (*M. sutor*) den vanligste arten (Bakke & Kvamme 1992). Stor furubukk har larveutvikling i dødt gran- eller furuvirke av mindre dimensjoner, mens den voksne billen tar næringsgnag på levende furu. Det er under næringsgnaget overføringen til levende trær skjer hvis billen bærer med seg nematoder. Først infisert og i et varmt klima, kan furua dø i løpet av 6 uker da nematodene forstyrrer treets vanntransport slik at det visner (visnesyke). Nematoder vil etter hvert være til stede i hele treets vedmasse, inklusive rotsystemet, og virket kan utgjøre en smitterisiko i inntil kanskje 3 år etter infeksjonen fordi billene legger egg i hogstavfall og vindfall og derved overfører nematoder til veden.

Trussel mot norsk furu

I samtlige eksotiske furuarter man har funnet FVN, har skaden vært svært alvorlig. FVN kan også leve i en rekke bartre-arter i andre slekter enn furu (*Pinus*) uten å danne visnesyke. Visnesyke på grunn av FVN opptrer i hovedsak der middeltemperaturen har vært over 20°C i minst en til to måneder og er således mest fremtredende i et sør-europeisk klima (Jordbruksverket 2008). Det innebærer at FVN som oftest ikke vil danne visnesyke under nåværende klima i Norge, og for de fleste trær med FVN vil det ikke finnes symptomer på at FVN er til stede. Et kjølig klima i Norge er imidlertid trolig ikke et hinder for at FVN kan etablere seg i bartrær om den blir innført. Norge har derfor, sammen med en rekke europeiske land, innført totalforbud mot innførsel av bartrevirke og produkter som kan inneholde smitte fra land hvor furuvednematoden forekommer inklusive karantenelegte områder (Portugal) samt øvrige EU land. Det er etablert et overvåkingsprogram som ideelt sett skal reagere raskt i tilfelle FVN skulle bli oppdaget i Norge, men fravær av symptomer av FVN vil gjerne resultere i at eventuell påvisning av FVN med prøvetaking vil komme mange år etter at FVN ble etablert (Økland m. fl. 2010).

Kontroll

I ingen av områdene hvor FVN har blitt etablert har man klart å utrydde den i ettertid. *Post hoc* kontroll er ekstremt vanskelig, om ikke umulig, da hele treet inkludert rotsystemet kan være infisert. Det er følgelig ikke nok å hogge og destruere infiserte stammer, man må i tilfelle også grave opp og destruere hele rotsystemet samt fjerne alt dødt bartrevirke og hogstavfall. Simuleringsmodeller (Økland m. fl. 2010) antyder at selv ved å destruere alle potensielle vertstrær i en 3 km radius (28,3 km²) rundt hvert enkeltfunn, er sannsynligheten for utryddelse så lav som 3,5 %. På toppen av dette

kommer de enorme logistiske utfordringene ved et slikt kontrollregime samt sekundærkonsekvenser i forhold til økonomi, landskapsgeografi, forbud mot nyplantinger, biologisk mangfold osv. (Bergseng m. fl. 2012). Siden nåværende overvåking med stor sannsynlig vil oppdage en nyetablering av FVN for sent, er det tvingende nødvendig å tenke nytt i forhold til overvåking og respons.

Nåværende overvåkingsprogram

Hvert år siden år 2000, med unntak av 2007 og 2014, har det vært gjennomført feltarbeid med prøvetaking etter en felles nordisk protokoll (Magnusson m. fl. 2002). Dette kapittelet oppsummerer det arbeidet som har vært gjort og foreslår noen føringer for fremtiden.

5.2 Metoder

En prøve er minst 300 ml med flis som er boret ut av hogstavfall med sportegn (borehull) av furubukk fra en 3–5 år gammel furu- eller bartreblandingshogstflate. Antallet prøver per år varierte fra ca. 200 til over 600 med et gjennomsnitt på 457 prøver per år (Figur 25). Alle prøver ble GPS-registrert og det ble i en periode også tatt bilde av hvert substrat det ble tatt prøve av. Hogstflater for prøvetaking ble identifisert gjennom kommunikasjon med skogbruksledelsen i kommunene samt de respektive skogeierandelslag for hver region. To til tre fylker blir vanligvis prøvetatt hvert år og samtlige barskogsfylker i Norge har blitt besøkt i perioden, selv om det fra f.eks. Hordaland ikke har vært tatt prøver da det ikke ble funnet sportegn av furubukk. Evalueringer av resultater fra tidligere år har vært med å legge føringer for i hvilke områder man bør prioritere prøvetakingene ved senere besøk.

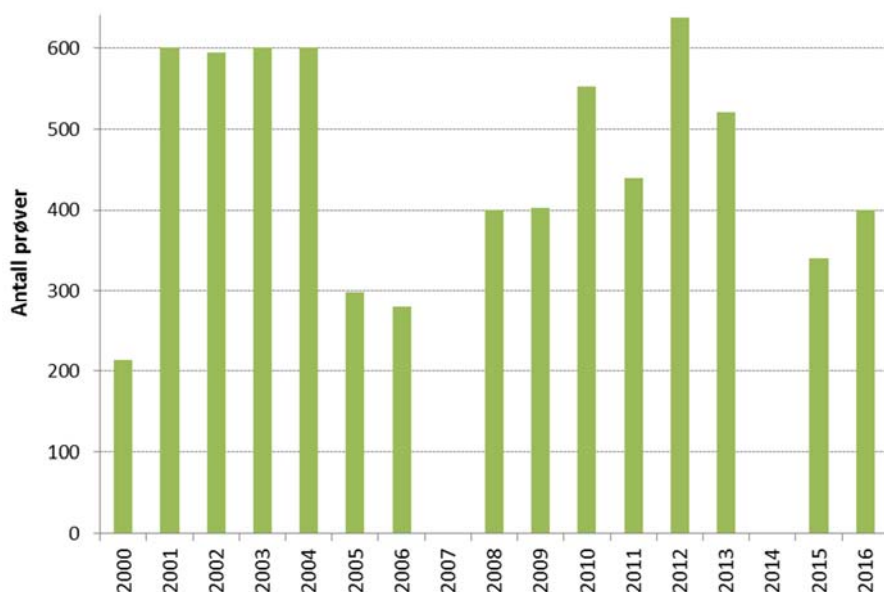
Prøvene ble inkubert i 2 uker ved +25°C og så ekstrahert i vann i 24 timer før analyse av nematoder i *Bursaphelenchus xylophilus*-gruppen.

Da *B. xylophilus* ikke har blitt funnet, har forekomsten av den eneste norske representanten fra *B. xylophilus*-gruppen, *B. mucronatus* (*sensu lato*)⁴, blitt brukt som en indikator på forventningen for å påtreffe furuvednematoden. Denne indikatoren har vært justert med en sjeldenhetsfaktor på 100 for å få en forventet forekomst for FVN. Dette har vært benyttet for å evaluere det minste antallet prøver (n) som trengs for å få et positivt funn (p) med en gitt grad av sikkerhet (ε) etter følgende formel:

$$n = \ln \varepsilon / \ln (1 - p).$$

Denne beregningen har vært brukt som utgangspunkt for hvor mange prøver som må tas i forhold til økende sikkerhetsgrad og sannsynlighet for positivt funn (Tabell 9).

⁴ *Bursaphelenchus mucronatus kolymensis*, *B. mucronatus mucronatus* og *B. macromucronatus*



Figur 25. Antall vedprøver av gran, furu og uidentifisert (6878) fordelt per år.

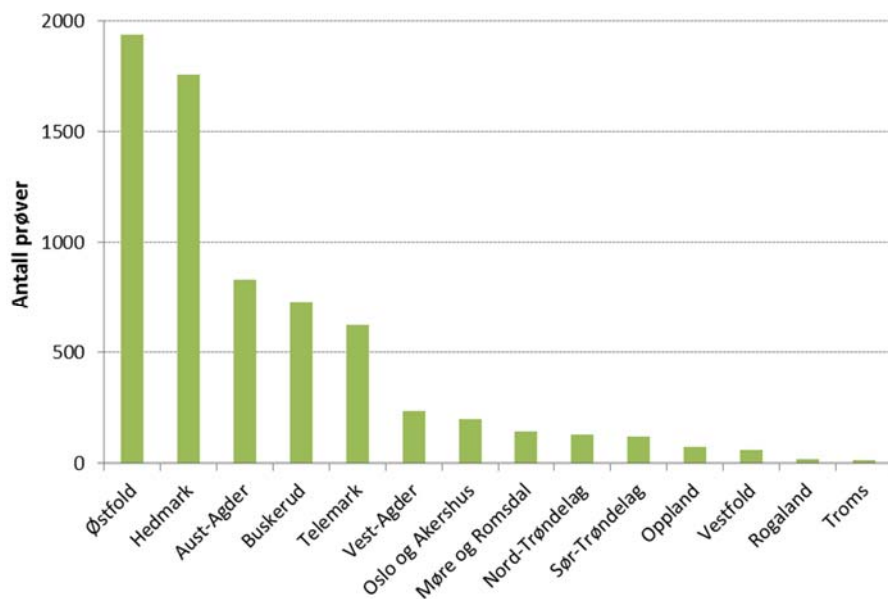
Tabell 9. Minimum antall prøver som må tas med økende sannsynlighet (P) for positivt funn av FVN (nedover) og med økende grad av sikkerhet (ϵ , bortover).

P	ϵ				
	0,10	0,05	0,01	0,001	0,0001
0,25	8	11	16	24	32
0,10	22	29	44	66	88
0,05	45	59	90	135	180
0,01	230	298	459	688	917
0,001	2 302	2 995	4 603	6 905	9 206
0,0003	7 674	9 984	15 348	23 022	30 697
0,0001	23 025	29 956	46 049	69 074	92 099

5.3 Resultater

I løpet av perioden 2000–2016 er det tatt 6878 prøver totalt (Figur 25). Flest innsamlinger ble foretatt i Østfold med 1938 prøver og i Hedmark med 1760 prøver (Figur 26). Det ble undersøkt hogstflater både i Hordaland og Sogn og Fjordane, men det ble ikke funnet spor tegn av furubukk i disse fylkene. FVN er ikke funnet, men *B. mucronatus (sensu lato)* er funnet i 60 av i alt 6478 analyserte prøver (data for 2016 ikke er analysert ennå). Disse prøvene ble tatt i 4 fylker. I Hedmark ble *B. mucronatus (sensu lato)* funnet i 36 prøver; 22 fra Trysil, 10 fra Åmot og 2 fra henholdsvis Alvdal og Folldal kommune. I Østfold inneholdt 14 prøver *B. mucronatus (sensu lato)*; 13 av dem ble tatt i Våler kommune og 1 i Eidsberg. *B. mucronatus (sensu lato)* ble også påvist i 8 prøver fra Aust-Agder med 5 i fra Froland, 2 fra Evje og Hornnes, og 1 fra Birkenes kommune. Det ble til slutt funnet *B. mucronatus (sensu lato)* i 2 prøver fra Møre og Romsdal med hhv. en prøve fra Surnadal og en fra Tingvoll kommune. Selv om antallet positive funn er høyest i de fylkene med flest prøvetakinger, gjenspeiler ikke det mengde positive funn i forhold til antall prøver (Tabell 10).

Gjennomsnittlig prosentandel funn for landet var 0,93 %. Lavest var den i Eidsberg kommune i Østfold med 0,57 % og høyest i Våler kommune i samme fylke med 7,10 %.



Figur 26. Antall vedprøver gran og furu (6856) fordelt på fylker med antall prøver tatt for hvert enkelt år.

Tabell 10. Frekvens av funn av *Bursaphelenchus mucronatus (sensu lato)* i de fylkene/kommunene der den ble funnet i perioden 2000–2015. Antall positive funn er i parentes.

Fylke	Kommune	Prosent
Aust-Agder (8)	Birkenes (1)	1,72
	Evje og Hornnes (2)	2,56
	Froland (5)	2,23
	Hele fylket	1,36
Hedmark (36)	Alvdal (2)	1,85
	Folldal (2)	6,90
	Trysil (22)	5,77
	Åmot (10)	4,22
	Hele fylket	2,25
Møre og Romsdal (2)	Surnadal (1)	1,45
	Tingvoll (1)	1,47
	Hele fylket	1,40
Østfold (14)	Eidsberg (1)	0,57
	Våler (13)	7,10
	Hele fylket	0,72
Hele landet (60)		0,93

5.4 Diskusjon

I den nordiske manualen for FVN-overvåking (Magnusson m. fl. 2002) anbefales at hvert land tar minimum 3000 prøver forutsatt at FVN opptrer med en frekvens på 0,001 og med en statistisk sikkerhetsgrad på 0,05 (hhv. p og ε i Tabell 9).

Dette prøvetallet er oppnådd i Norge i og med at det er tatt nesten 7000 prøver. Siden ingen av disse prøvene hadde funn av FVN, kan vi med sikkerhet si at FVN ikke er påvist i Norge i den perioden disse prøvene er tatt. Det er gjort 60 positive funn av *B. mucronatus* (*sensu lato*) på 6458 prøver, og dette gir en prosentandel på 0,93. Om en antar at FVN opptrer i en frekvens som er 100 ganger lavere enn *B. mucronatus* (0,0093 %), vil det tilsi at det bør tas over 33000 prøver for å få ett funn av FVN.

Dagens overvåking mangler imidlertid en metode som kan påvise eventuelle etableringer av FVN fort nok. Beregninger viser at påvisning av FVN med dagens metode i snitt vil være 14 år etter faktisk etablering, og det vil være alt for sent for å kunne sette inn tiltak som kan utrydde en nyetablering (Økland m. fl. 2010). Denne store forsinkelsen har sammenheng med at det finnes ca. 4,5 milliarder bartrær i Norge (1,4 mrd. furu og 3,1 mrd. gran), og mangel på symptomer gjør at det ikke finnes gode kriterier for å begrense antallet trær det må tas prøver fra. En overvåking vil således kreve et urealistisk høyt antall prøver for å kunne lykkes med en påvisning i samme år som etablering skjer (Økland m. fl. 2010). På denne bakgrunn er det tvingende nødvendig å utvikle nye metoder som kan gi raskere påvisning og teste om disse vil kunne lykkes i å gi påvisning i samme år som etablering. En påtenkt tilnærming er å bruke insektfeller med feromoner for å oppnå raskere regional påvisning, men det gjenstår å teste om en slik metode vil gi rask nok påvisning.

Furubukk kan være vektor for de to artene av *Bursaphelenchus* vi har i Norge, *B. mucronatus kolymensis* og *B. macromucronatus* (Magnusson & Schroeder 1989, Magnusson m. fl. 2007, 2009). Om det er andre vektorer vet man ikke, men det er interessant at forekomst av både furubukk og *Bursaphelenchus* er veldig fragmentert og tilsynelatende klumpvis. Både Hedmark og Østfold er rimelig godt dekket med prøvetaking, men både forekomst av furubukk og av *Bursaphelenchus* er så lang begrenset til noen få kommuner, og da gjerne konsentrert på en eller et lite antall flater. Dette kan tyde på at furubukk gjerne tar til vingene, og når den flyr, flyr den relativt kort så fremt det er nok substrat i nærheten hvor den kan legge egg.

Kunnskap om furubukkens biologi og utbredelse i Norge er avgjørende for å kunne være forberedt ved en eventuell introduksjon av FVN, da man vet at den vil være en viktig vektor. Resultatene fra overvåkingen bidrar også indirekte til kunnskap om utbredelsen til furubukken. Overvåkingen med dagens metoder har store begrensninger mht. rask påvisning, men gir likevel trolig en raskere påvisning enn om det ikke fantes noen overvåking.

6 Overvåking av askeskuddsyke

Volkmar Timmermann og Halvor Solheim

6.1 Innledning

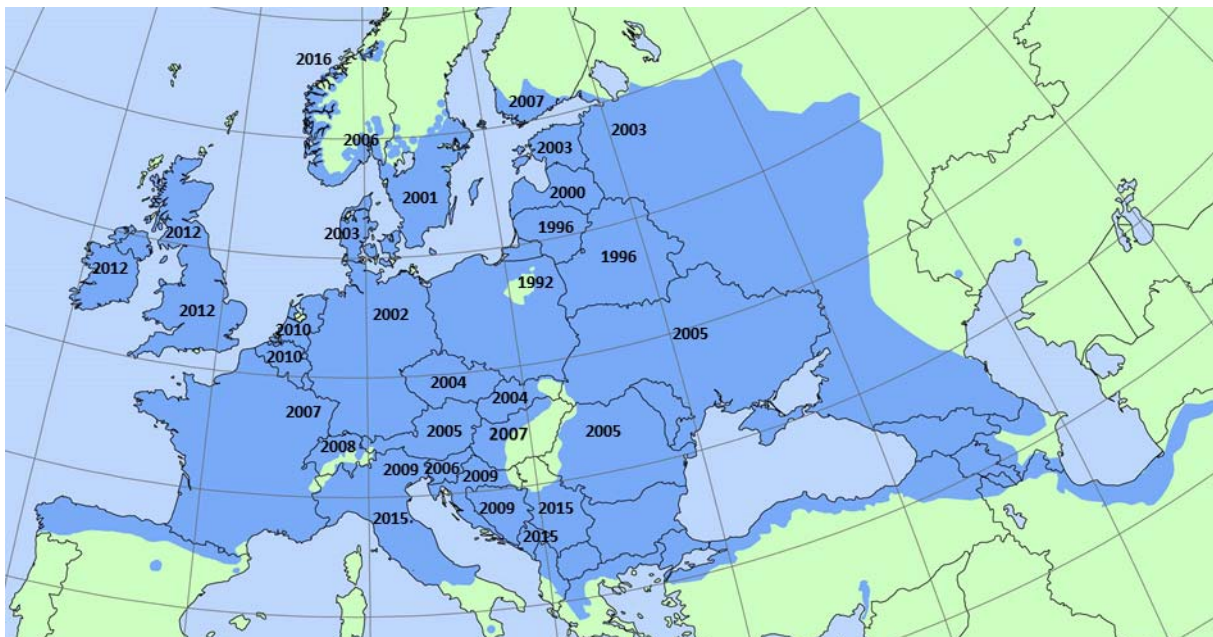
Askeskuddsyke ble først oppdaget i Polen tidlig på 1990-tallet. Man la da merke til en tiltagende visning hos asketrær i de nordøstre deler av Polen. Det var en typisk visnesykdom som på avstand ikke skiller seg fra skader forårsaket av for eksempel vinterfrost. Sykdommen spredte seg etter hvert til nabolandene. Siden årsaken var ukjent, ble det ikke satt i gang kontrolltiltak som for eksempel begrensning av handel med askeplanter for å forhindre spredningen over landegrensene. Først i 2006 ble årsaken funnet, en sopp som fikk det vitenskapelige navnet *Chalara fraxinea*. Da først kom den inn på forskjellige lands karantenerister over sopper det er forbudt å innføre. Senere har soppen fått navnet *Hymenoscyphus fraxineus*, på norsk askeskuddbeger.

Soppens små begre utvikles på fjorårets askebladstilker i skogbunnen. I månedsskiftet juni-juli begynner sporespredningen som når en topp rundt en måned senere, men fortsetter ofte ut september (Hietala m. fl. 2013). Sporene infiserer bladene på asketrærne i løpet av vekstsesongen, og soppen sprer seg derfra videre til greinene og til stammen. Infeksjonen forårsaker nekroser i bladene og bladstilkene, og seinere (i vinterhvilen) i greinene og stammen med bladvisning og skudd- og greinavdøing som følge (Solheim m. fl. 2017). Gjentatte angrep over flere år vil til slutt kunne drepe hele treet, ofte i samspill med andre faktorer.

Askeskuddbeger er vanlig i Øst-Asia på blant annet mandsjuriaask (*Fraxinus mandshurica*) og forårsaker der kun bladflekkskader (Drenkhan m. fl. 2016). Arten er en invaderende art som oppfører seg annerledes i møte med en ny vert, og den har blitt en trussel for europeisk ask (*F. excelsior*) etter at den har spredd seg med rekordfart gjennom Europa (Figur 27, Timmermann m. fl. 2011, McKinney m. fl. 2014, Solheim & Hietala 2017a, b). I Litauen for eksempel, regner man med at 60 % av askebestanden har dødd som følge av denne sykdommen. Ask er nå rødlistet i mange land, bl.a. i Norge (Henriksen & Hilmo 2015). Tilbakegangen av ask og påfølgende treslagsskifte har store implikasjoner for det europeiske skogbruket, men også for biomangfoldet siden det er hundrevis av arter som er knyttet til ask (Jordal & Bratli 2011, Thomas 2016).

I Norge ble askeskuddsyke registrert første gang i 2008 (Talgø m. fl. 2009). Da ble den funnet i en planteskole som hadde importert askeplanter fra Sverige. Eierne hadde registrert en begynnende visning allerede året før så sykdommen må ha vært der allerede i 2006 (Solheim 2009). I 2008 ble det også funnet eldre nekroser som underbygget dette. Allerede samme år ble askeskuddsyke observert over store deler av Øst- og Sørlandet. Mellom det nordligste funnet i Ringsaker og det vestligste ved Moi i Rogaland var det en avstand på rundt 360 km i luftlinje. At sykdommen var spredd over så store avstander kan tyde på at det har blitt plantet ut angrepne askeplanter fra planteskoler. I 2008 ble sykdommen funnet i alle planteskolene som ble undersøkt på Østlandet. Rett før askeskuddsyke var blitt verifisert funnet i Norge, ble det sendt askeplanter fra planteskoler på Østlandet opp til Trondheim. Mange av plantene var infiserte, så alle ble destruert. Dette var vellykket, for foreløpig er ikke askeskuddsyke blitt registrert i Trondheim.

Fra 2009 har vi fulgt spredningen av askeskuddsyke nordover på Vestlandet og sykdomsutviklingen på enkelttrær og i bestand på våre overvåkingsflater.

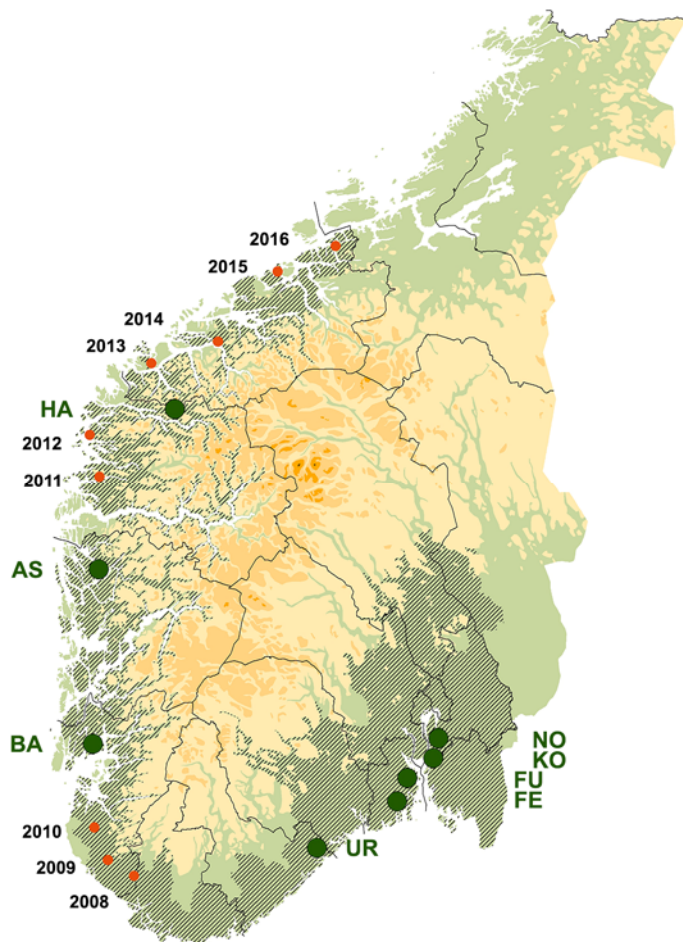


Figur 27. Området merket med blått er utbredelsen til ask (*Fraxinus excelsior*) i Europa (Kilde: EUFORGEN). Årstall indikerer når askeskuddsyke ankom de forskjellige land (Solheim & Hietala 2017a, b).

6.2 Metoder

I 2016 var det i alt 8 permanente overvåkingsflater for askeskuddsyke i Norge, 4 på Østlandet, 1 på Sørlandet og 3 på Vestlandet (Figur 28). Flatene ble opprettet mellom 2009 og 2012 (Timmermann m. fl. 2013), og trærne ble merket og nummerert for langtidsovervåking. På hver av flatene i Norderås (NO, Ås), Kolås (KO, Vestby), Fjugstad (FU, Horten) og Baustad (BA, Tysvær), som alle har distinkte aldersklasser, ble det valgt ut 50 trær. På hver av flatene i Fevang (FE, Sandefjord), Urffjell (UR, Risør), Askvik (AS, Lindås) og Hammar (HA, Stryn), som har mer ensartet alderssammensetning, ble det valgt ut 40 trær. I oppstartsåret ble trærne delt inn i høydeklasser (Timmermann m. fl. 2013), og diameter i brysthøyde (DBH) ble målt på alle de store trærne. I 2014 ble de store trærne også høydemålt, og DBH-målingene ble gjentatt på alle trær over 5 cm DBH. I resultatdelen er trærne gruppert i tre diameterklasser ut fra DBH målingene i 2014:

1. Små trær (foryngelse): DBH <50 mm, høyde 1-10 m
2. Mellomstore trær («framtidstrær»): DBH 50-125 mm, høyde 8-16 m
3. Store trær (dominante trær): DBH >125 mm, høyde 12-34 m



Figur 28. Lokalisering av overvåkingsflater for askeskuddsyke og omtrentlig utbredelse av askeskuddsyke pr. 2016 (skravert). Spredningen på Vestlandet er markert med røde punkter og årstall for første gangs registrering.

Kroneskader på ask registreres som utglisning (reduksjon i kronetetthet) og deles inn i grupperte skadeklasser (Tabell 11). Registreringene, som også omfatter andre helseparametere som misfarging, døde greiner og topper, skuddavdøing, vannris og frøsetting, utføres en gang per år for hvert tre mellom slutten av juni og midten av august.

Tabell 11. Grupperte skadeklasser med grad av kroneutglisning.

Grupperte skadeklasser	Kroneutglisning (%)
Friske trær	0–10
Svakt skadde	11–25
Moderat skadde	26–50
Hardt skadde	51–75
Sterkt skadde–døende	76–99
Døde trær	100

6.3 Resultater

6.3.1 Spredning og utbredelse i Norge

Fra 2009 har vi fulgt spredningen av askeskuddsyke nordover på Vestlandet fra det vestligste funnet i 2008 som ble gjort ved Moi i Rogaland (Tabell 12 og Figur 28). De to første årene registrerte vi en spredning på 25-30 km per år og ingen symptomer ble sett rett nord for Ålgård.

I 2011 fant vi ferske angrep nord for Ålgård, men videre nordover dukket plutselig eldre angrep opp. I Vindafjord kommune ble det funnet små askebestand med svært sterke skader. Ved Hogganvika ble det funnet trær med 3-4 år gamle barknekroser. Videre nordover, gjennom Hordaland, ble det igjen mindre med angrep, men det stoppet ikke før Sognefjorden var passert. Det nordligste funnet i 2011 ble registrert i Askvoll kommune. Våre funn i 2011 tyder på at det har vært en egen introduksjon til Vindafjord eller en nærliggende kommune på Haugalandet.

I 2016 ble det nordligste funnet av askeskuddsyke funnet i Våg i Aure kommune. Funn ble gjort langs Vågselva, hvor det var en del yngre asketrær, men angrep av askeskuddbeger ble bare funnet på ett av trærne. Fra det nordligste funnet i fjor, ved Bruhagen i Averøy, til årets nordligste funn var det 53 km i luftlinje. Nordover på Nordmøre er det avtagende forekomster av ask, og det er gjerne små populasjoner nært knyttet til gårder, så det ble gjort få funn i området.

Tabell 12. Spredning av askeskuddsyke på Vestlandet 2008–2016 med de nordligste funnsteder og spredningsdistansen hvert år.

År	Fylke	Kommune	Sted	Spredning (km)
2008	Rogaland	Lund	Moi	
2009	Rogaland	Eigersund	Litle Hogstad	25,5
2010	Rogaland	Gjesdal	Ålgård	29,5
2011	Sogn og Fjordane	Askvoll	Rivedal	(50-70)
2012	Sogn og Fjordane	Flora	Sunnarvåg	36
2013	Møre og Romsdal	Herøy	Nykreim	78
2014	Møre og Romsdal	Ørskog	Sjøholt	59
2015	Møre og Romsdal	Averøy	Bruhagen	76
2016	Møre og Romsdal	Aure	Våg	53
Gjennomsnittlig spredning 2008-2016				51

6.3.2 Overvåking på permanente flater

Sør- og Østlandet

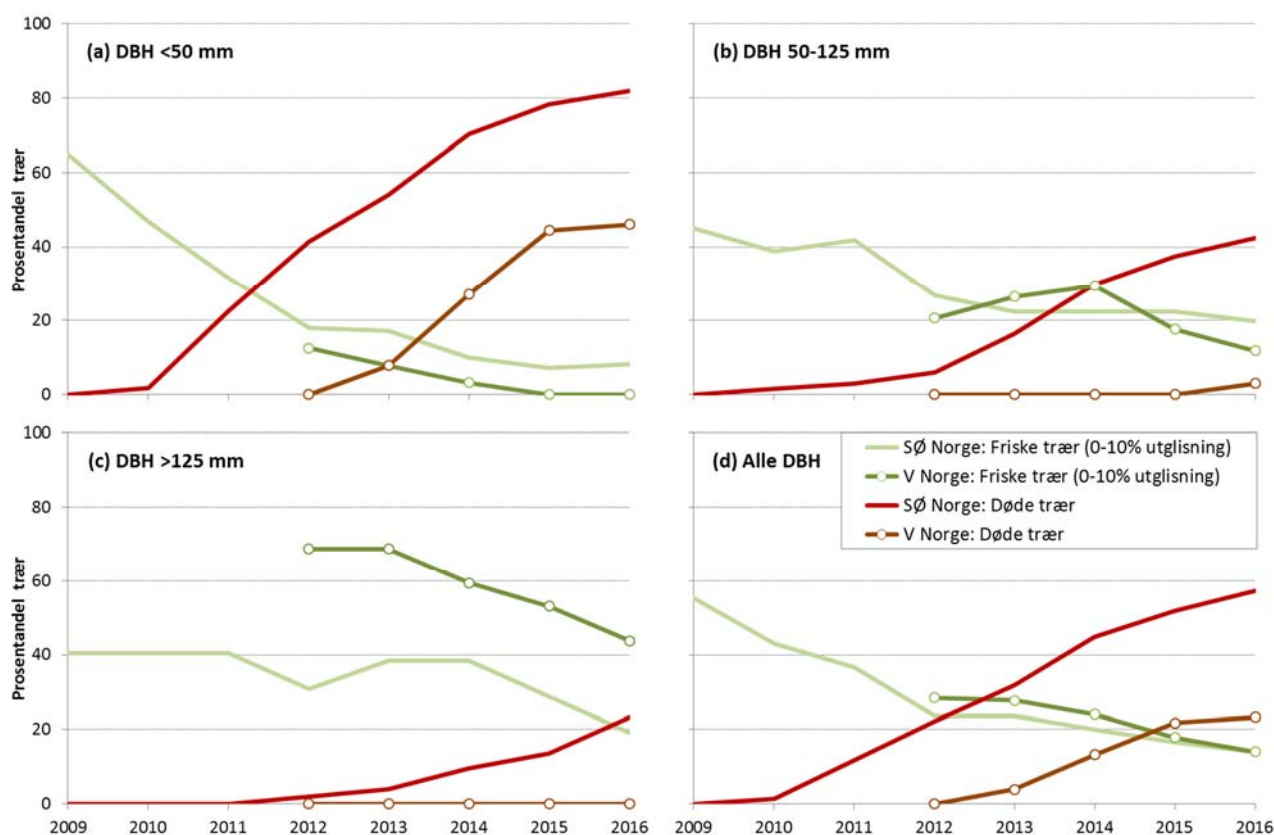
Det har vært en dramatisk utvikling for de små asketrærne på de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet fra 2009 til 2016. I 2009 var 65 % av småtrærne friske. I 2016 var denne andelen redusert til 8 % (Figur 29 a). Samtidig var andelen døde trær på hele 82 % i 2016. Dessuten var 3 % så sterkt skadde at de kommer til å dø i løpet av kort tid. Mest dramatisk har utviklingen vært på flatene i Norderås og Fjugstad, der hhv. 92 og 88 % av småtrærne var døde i 2016.

Selv om utviklingen hos de mellomstore asketrærne ikke har vært like dramatisk som hos de små, så har likevel andelen friske trær minket fra 45 % i 2009 til 20 % i 2016. I 2016 var 42 % døde (Figur 29 b) og 14 % sterkt skadet.

På de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet har omfanget av kroneskader hos de store asketrærne økt saktere fra 2009 til 2016 enn hos de mindre diameterklassene. Andelen friske trær har

svingt noe mellom årene, men ble likevel halvert fra 40 % i 2009 til 19 % i 2016 (Figur 29 c). Andelen døde asketrær var på 23 % i 2016, og det var da flere døde enn friske trær i denne diameterklassen. Også andelen sterkt skadde trær var høy med 12 % i 2016. Det forventes at disse også vil dø i løpet av noen år, selv om vi har observert store, dominante trær som levde i flere år med en veldig redusert krone. Angrepne store asketrær danner også mye vannris for å kompensere for løvverket som er tapt gjennom sykdommen. Dette fører til en midlertidig økning i bladmasse, men er egentlig et symptom på stress.

Mens 55 % av de totalt 230 asketrærne (alle diameterklasser sett under ett) på de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet var friske i 2009, var denne andelen redusert til bare 14 % i 2016 (Figur 29 d). Etter ca. 10 år med askeskuddsyke til stede var mer enn halvparten av trærne (57 %) på overvåkingsflatene døde, og ytterlige 8 % var sterkt skadde eller døende i 2016.



Figur 29. Prosentandel friske (0–10 % kroneutglisning) og døde asketrær på overvåkingsflatene. SØ Norge: NO, KO, FU, FE og UR 2009–2016 (UR fra 2010), V Norge: BA, AS og HA 2012–2016. (a): små asketrær (DBH<50 mm), (b): mellomstore asketrær (DBH 50–125 mm), (c): store asketrær (DBH>125 mm), (d): alle diameterklasser.

Vestlandet

Andelen friske småtrær var lav allerede i 2012 på overvåkingsflatene på Vestlandet (13 %), og i 2015 var det ingen friske småtrær igjen på flatene (Figur 29 a). Andelen døde trær nådde 46 % i 2016, i tillegg var 27 % av de minste trærne sterkt skadde. De fleste døde og sterkt skadde trærne fins på den sørligste flata (BA) med den lengste sykdomshistorien (jf. Figur 28).

Også hos de mellomstore trærne på Vestlandet økte kroneskadene raskt (Figur 29 b). Her ble det første døde treet registrert i 2016, og andelen sterkt skadde trær hadde økt fra 3 % i 2012 til 24 % i

2016. Andelen friske trær har svingt litt mellom årene i denne diameterklassen, men også her var det en betydelig nedgang fra 21 % i 2012 til 12 % i 2016. På flatene i Askvik og Baustad var det ingen friske trær igjen i denne klassen i 2016.

Heller ikke på Vestlandet har utviklingen for de store asketrærne vært like dramatisk som for de små, og foreløpig har ingen av de store trærne dødd, og kun få er sterkt skadde. Likevel har andelen friske trær sunket jevnt fra 67 % i 2012 til 44 % i 2016 (Figur 29 c). Halvparten av trærne i denne diameterklassen står på den nordligste overvåkingsflata (HA) med foreløpig få dokumenterte skader, og her var alle de store trærne fortsatt friske eller bare svakt til moderat skadde i 2016.

Utviklingen for trærne i alle diameterklassene sett under ett viser samme trend som på Sør- og Østlandet (Figur 29 d). Mens 28 % av de totalt 130 asketrærne på de tre overvåkingsflatene på Vestlandet var friske i 2012, var denne andelen halvert til 14 % i 2016. Andelen døde trær i det samlede datasettet økte til 23 % i 2016, i tillegg var 21 % av trærne sterkt skadd. På flatene i Baustad og Askvik ble det registrert en tydelig forverring i kronetilstanden i forhold til tidligere år, særlig hos de små trærne, mens det på flata i Hammar med den korteste sykdomshistorien fortsatt er relativt få synlige symptomer.

6.4 Diskusjon

Askeskuddbeger er et eksempel på en invaderende art som har etablert seg i Norge og forårsaket store skader utafor sitt naturlige utbredelsesområde i Asia, og selv om den kan spre seg naturlig over store avstander med sine sporer, har spredningen blitt godt hjulpet av import og handel med infiserte askeplanter. I dag er det kun noen få regioner igjen i Europa som ennå ikke er berørt av denne sykdommen – deriblant Trøndelag i Norge.

Siden 2008 har askeskuddsyke spredt seg jevnt og trutt nordover på Vestlandet (Solheim & Hietala 2017a, b). I 2016 ble det nordligste funnet registrert i Våg, Aure kommune nær grensa til Trøndelag, så nå har nesten hele Vestlandet askeskuddsyke (Figur 28). I perioden fra 2008 til 2016 har den registrerte spredningen variert fra 25,5 km til 78 km per år. I gjennomsnitt har den spredt seg 51 km per år når en unntar 2011. Hvis spredningen av askeskuddsyke nordover fortsetter med en fart på rundt 50 km per år, kan man forvente at også våre nordligste naturlige askebestand i Trøndelag blir infisert innen noen få år, selv om det er langt mellom forekomster av ask i disse områdene.

Våre data fra sju år med overvåking av askeskuddsyken viser at sykdomsutviklingen skjer fort, også i områder som bare har hatt sykdommen i noen få år, eller som er relativt isolerte fra andre askeforekomster (Timmermann m. fl. 2017b). Skadeomfanget øker fra år til år både på Sør- og Østlandet og på Vestlandet, og trær i alle aldersklasser angripes. Særlig de minste trærne (foryngelsen) er utsatt, men også de mellomstore framtidstrærne er truet. Store, dominante trær kan leve lenge med sykdommen og danner ofte vannris for å kompensere for løvet som er tapt gjennom sykdommen, men etter gjentatte, kraftige angrep kan også disse trærne svekkes og dø. Både små og store trær som er angrepet av askeskuddsyke, svekkes av sykdommen og vil derfor være mer utsatt for andre skadegjørere (som for eksempel honningsopp, Lenz m. fl. 2016), for konkurranse (Cech 2008) og ugunstige miljøfaktorer (eksempelvis vannmettet jordsmonn, Vacek m. fl. 2015). De fleste døde trær på overvåkingsflatene på Østlandet viste tegn til honningsoppråte, spesielt på Norderås hvor flest døde trær ble registrert. Askeskogen på Norderås i Ås er preget av høy markfuktighet og har flere sumpete partier, som i seg selv er en stressfaktor for trærne, samt at det gir gode vekstvilkår til sopper (både honningsopp og askeskuddbeger). Flest friske asketrær på overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet i 2016 var det på Kolås i Son, Vestby. Spesielt de store, dominante trærne har holdt seg godt her, og foreløpig er ingen av disse sterkt skadde eller døde. Dette askebestandet ligger i en sørvestvendt helling med godt drenert jordsmonn og er dessuten omgitt av granskog og relativt isolert fra andre forekomster av ask.

Men også på de andre overvåkingsflatene har noen trær i alle aldersklasser holdt seg helt friske, selv etter mange år med askeskuddsyke til stede. Dette kan tyde på at det fins forskjeller i motstandsdyktighet mot sykdommen hos ask som kan være genetisk betinget (Timmermann & Tollefsrud 2017). Slike individer vil være svært verdifulle for genressursforvaltningen og utviklingen av motstandsdyktig materiale (Tollefsrud & Myking 2017). Det er derfor viktig å følge kronetilstanden hos disse trærne i årene framover for å se om de fortsatt holder seg friske.

Studier i Danmark og Sverige har vist at arvelig motstandsdyktighet mot sykdommen er til stede hos en liten del av asketrærne (McKinney m. fl. 2014), selv om kroneskader kan forekomme hos trær som er motstandsdyktige nok til å overleve. Det er derfor viktig å ta vare på friske eller tilnærmet friske asketrær, og man bør ikke hogge all ask selv om askeskuddsyken er til stede i bestandet. Også i bevaringsøyemed vil det være viktig å bevare flest mulig av de friske trærne slik at så mye genetisk diversitet som mulig kan bli bevart. Ved å la naturen gå sin gang, vil det ved hjelp av seleksjon trolig være noe ask som vil klare seg (Tollefsrud m. fl. 2017).

I eldre bestand vil skjøtselstiltak for å fremme kroneutvikling være positivt gjennom tidlig regulering og deretter sterk tynning for å satse på store og kraftige trær (Andreassen 2017, Tollefsrud m. fl. 2017). Sterkt skadde trær bør tas ut, og trær med nekroser nederst på stammen bør hogges for å redusere infeksjonstrykket. Trær som holder seg friske eller er lite angrepet bør man la stå lengst mulig. Særlig store trær kan leve lenge slik at frø og avkom fra disse som har mer resistente egenskaper kan få komme opp. Hogst bør utføres i vinterhalvåret for å begrense spredningen av infisert bladverk, samt at spredningen av soppспорer da også er fraværende. Andre råd er å blande inn andre treslag (f.eks. gråor, svartor, alm, hassel) i askebestand for å minske infeksjonspresset. Innblandingen kan enten skje ved planting eller ved å forsterke eksisterende treslag i bestandet ved å rydde bort konkurrerende vegetasjon rundt disse. Tynning og fjerning av konkurrerende vegetasjon vil også kunne lette framveksten av friske, unge asketrær (Andreassen 2017, Tollefsrud m. fl. 2017). Frø fra overlevende trær etter langvarige angrep eller provenienser som er mer motstandsdyktige mot sykdommen kan eventuelt benyttes til plantemateriale og framtidige foredlingsprogrammer. Inntil man har greid å utvikle mer motstandsdyktig ask, har det liten hensikt å plante ut ask (Andreassen 2017, Tollefsrud m. fl. 2017).

7 Spesielle skogskader i 2016

Halvor Solheim

7.1 Innledning

Vi har en lang tradisjon med registreringer av skogskader. Først ble skogskader tatt med i «Forskjellige Indberetninger fra de ved Statens Forstvæsen ansatte Funktionærer (1857-1873)». Etter at en Skovdirektør ble ansatt i 1875 ble de samlet i «Indberetninger fra Skovdirektøren». Den første som befattet seg med skogskader spesifikt var statsentomolog Wilhelm M. Schøyen. I hans første beretning (Schøyen 1892) står det bare om entomologi, men allerede året etter (Schøyen 1893) nevnes også soppskader. Fram til det ble ansatt en egen statsmykolog i 1920 (Ivar Jørstad) var det statsentomologen som rapporterte om skogskader. De første årene var det gjerne årlige rapporter, senere 4-5-årige rapporter. Entomologene skrev felles nordiske rapporter fram til 1990 (Harding m. fl. 1998). Den siste omfattende rapporten om patologiske skader gikk fram til og med 1975 (Roll-Hansen & Roll-Hansen 1995; Roll-Hansen m. fl. 1997). Senere er det skrevet rapporter for årene 1991, 1992 og 1993 (Solberg m. fl. 1992, 1994). Fra 1988 tok vi i bruk en database som utviklet seg til den vi nå har: www.skogskader.no. Skogskadedatabasen er en interaktiv database som alle kan bruke for å legge inn observasjoner av skogskader. Dataene blir først synlig for allmennheten etter at de er kontrollert ved NIBIO. Fra 2005 har spesielle skader vært med i Årsrapporten til overvåkingsprogrammet for skogskader. De seneste årene er også skaderegistreringer foretatt av Landsskogtakseringen tatt med.

7.2 Metoder

Skadeobservasjoner stammer fra befaringer, undersøkelser og bestemmelse av innsendte prøver, fra Landsskogtakseringens bestandsregistreringer, forskningsprosjekter og fra instituttets skadedatabase Skogskader.no (2017). Observasjoner av skogskader som blir gjort utenom de faste overvåkingsprosjektene, registreres i Skogskader.no, som er et internettbasert rapporterings- og arkiveringssystem for skogskadeobservasjoner. Databasen bygger på brevarkivet ved tidligere Norsk institutt for skogforskning (nå en del av NIBIO) med skaderapporter tilbake til 1960-tallet. Skogskader.no inneholder flere tusen innsendte rapporter samt digitaliserte rapporter fra skadearkivet. Innsending av skaderapporter kan gjøres av alle naturinteresserte privatpersoner, skogeiere, skogbrukssjefer og Fylkesmannens landbruksavdelinger. Avdeling Skoghelse ved NIBIO har det faglige ansvaret og utfører kvalitetssikring av alle innsendte rapporter.

7.3 Resultater

Skader forårsaket av **bjørkemålere** («lauvmakk») ble rapportert inn 120 ganger. De fleste rapportene kom fra Nord-Norge, og særlig mange fra Finnmark der ble det rapportert om sterke angrep. Men også i Sør-Norge ble det registrert en del skader, i fjellstrøk fra Telemark til nord i Oppland og Hedmark. I Sør-Norge er det trolig fjellbjørkemåleren (*Epirrita autumnata*) som dominerer, mens det i Nord-Norge er mer komplisert. Liten høstmåler (*Operopthera brumata*) er den som har dominert i ytre og midtre kyststrøk av Finnmark og trolig også i Troms og ned til Andøya i Nordland i 2016 (Figur 30).



Figur 30. Målerskader på bjørk i 2016. Venstre: Snauspiste bjørketrær i Stabbursdalen nasjonalpark, Finnmark. Høyre: Larve av liten høstmåler, Skjervøy, Troms. Foto: Erik Sørensen.

Bjørkerust (*Melampsorium betulinum*) hadde 66 innmeldte skadetilfeller. Flest tilfeller ble rapportert fra Nord-Norge og spesielt Finnmark, hvor det flere steder ble rapportert om sterke angrep. Sterke angrep ble også rapportert fra høyereliggende bjørkeskoger i Nord-Østerdal og Nord-Gudbrandsdal. Angrep er også registrert i Valdres, Hallingdal og Telemark (Figur 31).

Brune seljer og andre brune *Salix*-arter er rapportert fra 20 kommuner. Disse skadene, som hovedsakelig skyldes seljebladbillen (*Phratora vulgatissima*), er registrert i Midt-Norge fra Ålesund til Steinkjer (Figur 31).



Figur 31. Venstre: Bjørkerust, Rendalen, Hedmark. Høyre: Seljebladbilleskadde trær og busker, Bolsøya, Molde, Møre og Romsdal. Foto: Halvor Solheim.

Granrust (*Chrysomyxa abietis*) hadde 82 innmeldte skader. Ut fra rapporteringsdato og notater var omtrent halvparten av rapportene fra angrep i 2016, resten fra året før. De fleste rapportene kom fra Nord-Østerdal, Nord-Gudbrandsdal og naboområdene i Trøndelag.

Det er gjort 37 registreringer av **hjordedyrskader**. Det er flest skader grunnet beiting, men også en del feieskader, og mange forskjellige treslag er rammet. Det er ikke rapportert hvilket hjortedyr som har forårsaket skaden.

Et av de store problemene for skogbruket er **råte**. Dette blir i liten grad undersøkt. I 2016 fikk vi imidlertid inn prøver av furu fra Dovre hvor det var råte opp forbi stubbeavskjær på mange trær. Isolering av sopp viste at dette var råte forårsaket av fururotkjuka (*Heterobasidion annosum*). Råtebildet i tverrsnittet var svært ulikt rotkjuka i gran, men de typiske svarte og hvite flekkene i råten var til stede også her (Figur 32).



Figur 32. Råte forårsaket av fururotkjuka i furu fra Dovre. Stort bilde: Råteverrsnitt ved stubbehøyde. Innfelt: Karakteristiske svarte og hvite flekker. Foto: Halvor Solheim.

Snøskader er rapportert 273 ganger, og spredt over hele landet. Det er ikke rapportert om omfattende snøskader for 2016.

Stormskader er rapportert 335 ganger og spredt over hele landet. Når det gjelder stormer så er det for 2016 ikke rapportert omfattende skader.

Tørkeproblemer er registrert 36 ganger. De forekom særlig i grenseområdet mellom Rogaland og Hordaland, i Aust-Agder og i grenseområdet mellom Nord-Trøndelag og Nordland.

Det ble også registrert **flere mindre skader** som for eksempel tyritopp (*Endocronartium pini*/*Cronartium flaccidum*), rognrust (*Gymnosporangium cornutum*), lokkrust på hegg (*Thekopsora areolata*), liten granbarkbille (*Pityogenes chalcographus*) og oksygenmangel.

Det hender ofte at **noen skogskader forblir uopplarte**. Årsaken kan være mange. Det kan være komplekse skadeårsaker som det er vanskelig å finne ut av, eller at den som skal vurdere en skade ikke har tilstrekkelig med lokalkunnskap. I det sistnevnte tilfellet må en alliere seg med lokale personer som eventuelt kan være med på å oppklare situasjonen. I Pasvik ble det registrert skader på en del furutrær (Figur 33). På store trær var symptomet en grenavdøing, men svært mange av de store grenene hang løst oppe i krona eller de hadde ramlet på bakken. Enkelte steder kunne det være mange slik grener på bakken like ved hverandre. På yngre trær var det helst en skuddavdøing. Og skuddene hadde oftest falt på bakken, og det kunne være mange av de under og ved yngre furutrær.



Figur 33. Grenavdøying (venstre) og skuddavdøying (høyre) på furu i Pasvik. Store mengder av både grener og skudd hadde falt ned på bakken Foto: Erik Sørensen.

7.4 Diskusjon

Skogskader registreres på to måter; ved den årlige registreringen i Landsskogtakseringen på faste flater, og ved at personell knyttet til Landsskog gjør registreringer utenom de faste flatene og at andre personer med interesse i skogskader legger observerte skader inn i www.skogskader.no. På de faste flatene skjer registreringer hvert 5 år så enkelte skader kan være opp til 5 år gamle ved registreringen. Dette gjelder da i første rekke abiotiske skader slik som storm- og snøskader. Dette er nok også årsaken til at det i 2016 ble registrert mye slike skader uten at det nødvendigvis har forekommet så mange snø- og stormskader i 2016. I 2015 var det for eksempel svært mye stormskader, med hele 231 skader innrapportert til Skogbrand (Timmermann m. fl. 2016). Dette kan ha ført til at mange stormskader ble registrert i 2016. I tillegg kan nok eldre skader forårsaket av «lauvmakk» ha blitt registrert i påfølgende år.

Tidligere observerte man at **fjellbjørkemåleren** hadde en angrepssyklus hvert åttende-tiende år, og det var særlig Nord-Norge som opp gjennom årene har vært hardt rammet. Arten har også vært vanlig i fjellbjørkeskog i Sør-Norge. Klimaendringer gjør imidlertid at også andre målere kommer lenger nordover, og i noen år nå har også liten høstmåler gjort store skader i Nord-Norge (Hagen m. fl. 2007). En tredje art, gul frostmåler (*Agriopsis aurantiaria*), har også etablert seg i Nord-Norge, foreløpig mest i ytre strøk i Vesterålen og Troms (Jepsen m. fl. 2011). I 2016 ble det registrert en del målerangrep i Finnmark, de fleste uten at art var angitt. Sikre observasjoner av angrep av liten høstmåler ble gjort i ytre og midtre kyststrøk av Finnmark hvor det også var størst skader i 2016. Registreringer gjort av skogbruksmyndighetene i Finnmark viser at 2016 er tredje året med mye angrep, og at det er liten høstmåler som er hovedårsaken. Tidligere, med toppår i angrep hvert 8-10 år, kunne bjørka lettere ta seg inn igjen. Når to arter kan gjøre masseangrep med angrepstoppene til forskjellige tider så er det større fare for at bjørka blir angrepet i mange år etter hverandre og lettere dør. I Nord-Norge er det flere forskere som jobber med denne problematikken og som har fulgt innvandringen av nye målerarter (Hagen m. fl. 2007, Jepsen m. fl. 2011).

I fjellbjørkeskogen i Sør-Norge ser det ut til at det har vært en økende mengde av angrep i 2016. I Dovre kommune var det imidlertid sterke angrep flere steder også i 2015. I Sør-Norge er det ikke gjort så grundige studier av hvilke arter som er årsak til masseangrep på bjørk, så her vet vi ikke så mye om dette, men det er trolig fjellbjørkemåleren som ser ut til å være på opptur.

Bjørkerust har hatt forholdsvis sterke angrep i 2016. Det har vært angrep i Nord-Norge og på Østlandet. På Østlandet var hele dalfører angrepet, men hovedsakelig i høydelag mellom 400-800 moh. I de andre landsdelene var det lite angrep. Bjørkerust er en gjenganger med hensyn til angrep og enkelte år kan det være så mye sporer i luften at det blir et gult belegget på vann.

En annen rustsopp som er en gjenganger som skadegjør et eller annet sted i Norge er **granrust**. Denne soppen kan gjøre mye skade når det blir angrep flere år på rad, eller når det er svært alvorlige angrep. Da kan soppen drepe trær som rapportert av Schøyen (1912): «Granrust har som sedvanlig opptraadt mer eller mindre sterkt mange steder. Blant annet er det klaget over den fra Eidsvold og fra Tørdal pr. Kragerø, hvori angrepet har været saa sterkt at de mest befængte trær døde ut paa grunn av naaletapet, uaktet det var meget veksterlig skog. Alle alderstrinn var angrepet av sygdommen». I nyere tid var trolig angrepet i 2014 av en lignende karakter (Timmermann m. fl. 2015).

Seljebladbillen har nå i mange år gjort skade på selje og andre *Salix*-arter i Midt-Norge. Det er nærmest blitt en vane å se det så en legger ikke så mye vekt på det. Hvorfor det er angrep i en årrekke vet en ikke. En art som også kan opptre med masseangrep på *Salix*-arter er pilebladbillen (*Phratora vitellinae*, Solheim & Kvamme 2014). Den er også funnet i Midt-Norge. De fleste registreringene av skader blir gjort etter at billene har forlatt bladene så en sikker identifikasjon er vanskelig, men vi har også funnet eksemplarer av pilebladbillen, som er en indikasjon på at begge artene opptre i disse angrepene. Hvilken betydning hver av dem har er usikkert, men seljebladbillen er trolig vanligst (Solheim & Kvamme 2014).

Fururotkjuka er lite påaktet i Norge. Vi vet at på Vestlandet er det kun fururotkjuka som opptrår uansett om det er furu eller gran som blir angrepet. Begge soppene opptrer nokså likt så forskjellen ligger i treslaget som blir angrepet (Solheim m. fl. 2017). I gran går rotkjuka langt opp i stammen, men i furu holder den seg helst i røttene. Derfor var furufeltet med fururotkjuka fra Dovre svært interessant. Foreløpig står det der og venter på å bli nøyere undersøkt. I Norge har vi foreløpig vært forskånet for de store angrepene av fururotkjuka, unntatt på Vestlandet, men det kan endre seg om vi tynner og hogger furu om sommeren. Da kan rotkjukesporer infisere stubber og slik starte en spredning som vi ikke kjenner konsekvensen av.

Den spesielle skaden på furu i Pasvik er vanskelig å vurdere. Tyritopp kan muligens være en forklaring siden det karakteristiske symptomet ved angrep av tyritoppsoppene med død topp ikke er det eneste symptomet. Angrep kan også skje på sidegrener som kan bli ringet, og større og mindre grensystemer kan dø. Men slike grener faller ikke av, i hvert fall ikke mens nålene ennå sitter på. Det kan være flere årsaker til skuddavdøing på yngre trær. Vinterskader/frost er slett ikke uvanlig, men også angrep av furuas knopp- og grentørkesopp (*Gremmeniella abietina*) kan forårsake slike symptomer. Men ingen av disse årsakene fører til et massivt nedfall av grener og skudd til bakken. Men må begge symptomene nødvendigvis ha samme årsak?

Konklusjoner

- Skogovervåkingen på de landsrepresentative flater viser at gran- og furuskogens generelle helsetilstand var god i 2016, mens bjørkeskogen i Nord-Norge og i høyreliggende strøk på Østlandet fortsatt var utsatt for omfattende skader forårsaket av gjentatte måler- og bjørkerustsoppangrep over mange år.
- Klimaendringer gjør at flere bjørkemålerarter sprer seg lenger nordover. Som følge av dette blir bjørka utsatt for masseangrep til forskjellige tider og flere år på rad og dermed dør lettere.
- Kronetilstandsdata fra skogovervåkingen kan også brukes i andre sammenhenger, eksempelvis i diskusjonen om forlenget omløpstid.
- Kjemiske analyser av luft, nedbør og jordvann på de intensive overvåkingsflatene viste lave nivåer av svovel- og nitrogenforbindelser i 2016, og kunne dokumentere at avsetningen av disse stoffene har avtatt over tid.
- Grenseverdiene for bakkenært ozon for beskyttelse av vegetasjon og skog ble ikke overskredet på norske stasjoner i 2016.
- Aluminiumkonsentrasjon i jordvann i Birkenes og Hurdal var uvanlig høy i 2016, og utviklingen på disse flatene bør følges nøye.
- Vegetasjonsanalyser på den intensive skogovervåkingsflata i Osen fant økt vekst for store bladmoser. Disse mosene begunstes av milde og nedbørrike høster og en lengre vekstsesong.
- Dataanalyser viser at mengden av barkbiller i noen gunstige år er økende mot nord. De nordlige områdene har ikke tidligere vært omfattet av barkbilleutbrudd, men her er det mye hogstmoden gran som kan bli mer utsatt for skade om trenden forsetter, og utviklingen bør følges nøye.
- En vurdering av 12 insektarter som kan følge med ved import av treflis eller råstoff til treflis, viste at alle trolig har potensiale til å bli skadegjørere i Norge hvis de blir innført.
- Furuvednematoden har blitt overvåket i Norge siden 2000. Nærmere 7000 prøver har blitt analysert, og så langt er furuvednematoden ikke påvist her i landet.
- Når fremmede skadegjørere har fått etablert seg i norske skoger, er det ofte lite vi kan gjøre for å forhindre videre spredning og angrep. Det er derfor viktig med informasjon om aktuelle fremmede skadegjørere for å gi et vitenskapelig grunnlag for importregulering.
- Askeskuddsyke fortsatte sin spredning langs vestkysten og kan ventes å etablere seg i Trøndelag snart. Overvåkingsresultater viser at noen asketrær i alle aldersklasser fortsatt er friske, selv etter mer enn ti år med askeskuddsyke til stede. Hvis dette skyldes genetisk betingete forskjeller i motstandsdyktighet, fins det et håp om at noen individer vil kunne overleve epidemien og at disse da vil kunne brukes i et framtidig foredlingsprogram.
- For å sikre askas overlevelse er det nødvendig med et foredlingsprogram i Norge som kan teste frø fra overlevende asketrær for videre foredling.
- Enkelte skjøtselstiltak som tynning og fjerning av konkurrerende vegetasjon vil kanskje kunne lette framveksten av friske, unge asketrær.

Litteraturreferanser

- Andreassen, K. 2017. Skogskjøtsel av ask. NIBIO POP 3(7).
- Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I. & Timmermann, V. 2010. Intensiv skogovervåking i 2009. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. Rapport fra Skog og landskap 08/2010: 1-27.
- Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I., Timmermann, V. & Aas, W. 2005. Intensiv skogovervåking i 2004. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. Aktuelt fra skogforskningen 8/05: 1–19.
- Andreassen, K., Eriksen, R., Granhus, A., Tomter, S., Viken, K.O. & Astrup, R. 2011. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Nordland. Landsskogtakseringen 2005-2009. Ressursoversikt fra Skog og landskap 01/11: 69 s.
- Anon. 2014. Klimaendringene i Norge og betydningen for lokal beredskap. I: Felles beredskap – Felles ansvar. Røde Kors Rapport 2014: 4-15.
- Bakke, A. 1985. Deploying pheromone-baited traps for monitoring *Ips typographus* populations. J. Appl. Ent. 99: 33-39.
- Bakke, A., Frøyen, P. & Skattebøl, L. 1977. Field response to a new pheromonal compound isolated from *Ips typographus*. Naturwissenschaften 64: 98.
- Bakke, A. & Kvamme, T. 1992. The pine sawyer (*Monochamus sutor*): Distribution and life history in Norway. Communications of Skogforsk 44: 1-16.
- Bakke, A., Sæther, T. & Kvamme, T. 1983. Mass trapping of the spruce bark beetle *Ips typographus*. Pheromone and trap technology. Medd. Nor. Inst. Skogforsk. 38: 1-35.
- Bergsens, E., Økland, B., Gobakken, T., Magnusson, C., Rafoss, T. & Solberg, B. 2012. Costs of a pest invasion contingency plan – the case of Pine Wood Nematode in Norway. Scandinavian Journal of Forest Research 27: 337-349.
- Berryman, A. A. 1982. Biological control, thresholds, and pest outbreaks. Environmental Entomology 11: 544–549.
- Bezark, L.G. & Monné, M.A. 2013. Checklist of the Oxypeltidae, Vesperidae, Disteniidae and Cerambycidae, (Coleoptera) of the Western Hemisphere.
<https://apps2.cdfa.ca.gov/publicApps/plant/bycidDB/checklists/WestHemiCerambycidae2016.pdf>.
- Buriánek, V., Novotný, R., Hellebrandová, K. & Šrámek, V. 2013. Ground vegetation as an important factor in the biodiversity of forest ecosystems and its evaluation in regard to nitrogen deposition. Journal of Forest Science 59(6): 238–252.
- Cech, T.L. 2008. Eschenkrankheit in Niederösterreich – neue Untersuchungsergebnisse. Forstschutz Aktuell 43: 24-28.
- Dalsgaard, L., Granhus, A., Søgaard, G., Andreassen, K., Børja, I., Clarke, N., Kjønaas, J. & Stokland, J. 2015. Karbondynamikk ved ulike hogstformer og avvirkningsstrategier. En litteraturstudie med fokus på Oslo kommuneskog. Oppdragsrapport fra Skog og Landskap 04/15:83 s.
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. Basic and Applied Ecology, 4(6), 493-506.
- Drenkhan, R., Solheim, H., Bogachevac, A., Riit, T., Adamsona, K., Drenkhan, T., Maatena, T. & Hietala, A.M. 2016. *Hymenoscyphus fraxineus* is a leaf pathogen of *Fraxinus* species in the Russian Far East. Pl. Pathol 66, 490-500. DOI: 10.1111/ppa.12588

- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica XVII. Göttingen. 258 sider.
- EPPO 2010. First record of *Bursaphelenchus xylophilus* in Galicia (Spain). EPPO Reporting Service no. 11. <https://gd.eppo.int/reporting/article-719>. Oppsøkt 07.08.2017.
- EPPO 2011. Pest Risk Analysis for *Agrilus anxius*. PRA Record 11-16987. EPPO.
- EPPO 2012. New outbreak of *Bursaphelenchus xylophilus* in Spain. EPPO reporting service no. 03. <http://archives.eppo.int/EPPOReporting/2012/Rse-1203.pdf>. Oppsøkt 08.09.2017
- Eriksen, R., Tomter, S.M. & Ludahl, A. 2006. Statistikk over skogforhold og -ressurser i Sør-Trøndelag. Landsskogtakseringen 2000-2004. NIJOS-ressursoversikt 02/2006. 56 s.
- European Commission (EC) 2009. EU Pinewood Nematode *Bursaphelenchus xylophilus* survey protocol. Health and Consumers Directorate General. Brussels, 28 September 2009.
- Ferretti, M., Sanders, T.G.M., Michel, A., Calatayud, V., Cools, N., Gottardini, E., Haeni, M., Hansen, K., Potočić, N., Schaub, M., Timmermann, V., Trotzer, S., Vanguelova, E. 2015. The impact of nitrogen deposition and ozone on the sustainability of European forests. ICP Forests Executive Report 2014. e-ISSN 2198-6541
- Forskrift om plantehelse 2000. Forskrift om planter og tiltak mot planteskadegjørere. Landbruks- og matdepartementet. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2000-12-01-1333>
- Futai, K. 2008. Pine wilt in Japan: From first incidence to the present. In: Zhao, B.G., Futai, K., Sutherland, J.R. & Takeuchi, Y. (eds.) 2008. Pine wilt disease. Springer, Tokyo, pp 5–12.
- Gilliam, F.S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience* 57(10): 845-858.
- Glime, J.M. 2007. Bryophyte Ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. <http://www.bryoecol.mtu.edu/>.
- Granhus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.-E.Ø. 2012. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005-2009. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/12: 85 s.
- Grégoire, J.-C. & Evans, H.F. 2004. Damage and control of Bawbilt organisms - an overview. In: Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J.-C., Evans, H.F. (Eds.), Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 19-37.
- Haack, R. A. 2006. Exotic bark- and wood-boring Coleoptera in the United States: recent establishments and interceptions. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 269-288.
- Hagen, S.B., Jepsen, J.U., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. 2007. Shifting altitudinal distribution of outbreak zones of winter moth *Operophtera brumata* in sub-arctic birch forest: a response to recent climate warming? *Ecography*, 30 j: 299–307.
- Halvorsen, R. 2010. Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990–2009. I: Framstad, E. (red.), Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. NINA Rapport 580: 17-27.
- Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell. I: Framstad, E. (red.), Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 43-69.

- Hansen-Bauer, I. & Haugen, J.E. 2007. Klimascenarier. I: Solberg, S. & Dalen, L.S. (red.). Effekter av klimaendring på skogens helsetilstand, og aktuelle overvåkingsmetoder. Viten fra Skog og landskap 3/07: 9-12.
- Hansen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (red.) 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. Miljødirektoratet oppdragsrapport M-406. 204 s.
- Harding, S., Annala, E., Erhström, B., Halldórsson, G. & Kvamme, T. 1998. Insect pests in forests of the Nordic countries 1987-1990. Rapp. Skogforsk. Suppl. 3: 1-22.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste>
- Hietala, A.M., Timmermann, V., Børja, I. & Solheim, H. 2013. The invasive ash dieback pathogen *Hymenoscyphus pseudoalbidus* exerts maximal infection pressure prior to the onset of host leaf senescence. Fungal Ecology 6: 302-308.
- Hill, M.O., Preston, C.D., & Roy, D.B. 2004. PLANTATT - attributes of British and Irish plants: status, size, life history, geography and habitats. Huntingdon: Centre for Ecology & Hydrology.
- Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy, D.B. 2007. BRYOATT - Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. With information on Native Status, Size, Life Form, Life History, Geography and Habitat. - NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside Council for Wales.
- Huse, K.J., Solheim, H. & Pettersen, J. 2013. Skogkurs - Resymé nr. 3: Råtebekjempelse (2. utgave). Biri: Skogbrukets Kursinstitutt
- Iidzuka, H., Goto, H. & Osawa, N. 2016. Gallery diameter of ambrosia beetles (Coleoptera: Scolytidae, Platypodidae) and insect fauna in *Quercus serrata* (Fagales: Fagaceae) suffering from Japanese oak wilt. Applied Entomology and Zoology 51: 421-427.
- IPCC 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Jepsen, J.U., Kapari, L., Hagen, S.B., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Nilssen, A.C. & Ims, R.A. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology matching with sub-Arctic birch. Global Change Biology 17: 2071-2083.
- Johnson, T.A. & Williamson, R.C. 2007. Potential management strategies for the linden borer (Coleoptera: Cerambycidae) in urban landscapes and nurseries. Journal of Economic Entomology 100: 1328-1334.
- Jordal, J.B. & Bratli, H. 2011. Styvingstrær og høstingsskog i Norge med vekt på alm, ask og lind. Utbredelse, arts mangfold og supplerende kartlegging i 2011. Rapport J.B. Jordal nr. 4-2012. 114 s.
- Jordbruksverket 2008. Konsekvensanalys av angrep av tallvedsnematod i svensk skog. Rapport 2008:19.
- Kausrud, K., Økland, B., Skarpaas, O., Gregoire, J.C., Erbilgin, N. & Stenseth, N.C., 2012. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. Biological Reviews 87, 34-51.
- King, C.J. & Fielding, N.J. 1989. *Dendroctonus micans* in Britain—Its biology and control. Forestry Commission Bulletin,; 85:1–11.

- Köhl, M. & San-Miguel-Ayanz, J. 2011. Part I: Pan-European Quantitative Indicators for Sustainable Forest Management. In FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe: 15-142.
- Krokene, P., 2015. Conifer Defense and Resistance to Bark Beetles. In: Vega, F.E., Hofstetter, R.W. (Eds.), Biology and ecology of native and invasive species Elsevier Academic Press, San Diego, pp. 177–207.
- Landsskogtakseringens feltinstruks 2016. Håndbok fra NIBIO 2016: 141 s + vedlegg.
- Lange, H., Solberg, S., & Clarke, N. 2006. Aluminium dynamics in forest soil waters in Norway. *Science of the Total Environment* 367: 942-957.
- Larsson, J.Y. & Hylen, G. 2007. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004. Viten fra Skog og landskap 1/07: 91 s.
- Lenz, H.D., Bartha, B., Straßer, L. & Lemme, H. 2016. Development of Ash Dieback in South-Eastern Germany and the Increasing Occurrence of Secondary Pathogens. *Forests* 7(2), 41; doi:10.3390/f7020041.
- Liebholt A.M. & Tobin P.C. 2006. Growth of newly established alien populations: Comparison of North American gypsy moth colonies with invasion theory. *Population Ecology* 48: 253–262.
- Lindelöw, Å. Jonsell, M. & Sjödin, G. 2006. *Xyleborinus alni* (Coleoptera; Curculionidae) – a new bark beetle found in Sweden. *Entomologisk Tidskrift* 127: 97-99.
- Lindo, Z. & Gonzalez, A. 2010. The bryosphere: an integral and influential component of the Earth's biosphere. *Ecosystems* 13: 612-627.
- Lins, C. 2004. Renewable energy share by 2020-the RE industry point of view. European Renewable Energy Council, GREEN-X conference, Brussels 23th September 2004.
- Liski, J., Pussinen, A., Pingoud, K., Mäkipää, R. & Karjalainen, T. 2001. Which rotation length is favourable to carbon sequestration? *Can. J. Forest Research* 31: 2004-2013.
- Lorenz, M., Fischer, R., Becher, G., Mues, V., Granke, O., Braslavskaya, T., Bobrinsky, A., Clarke, N., Lachmanová, Z., Lukina, N. & Schimming, C. 2009: Forest Condition in Europe. 2009 Technical Report of ICP Forests. Work report of the Institute for World Forestry 2009/1, Hamburg, 85 pp + Annexes.
- MacLean, D.B. & Giese, R.L. 1967. The life history of the ambrosia beetle *Xyloterinus politus* (Coleoptera: Scolytidae). *The Canadian Entomologist* 99: 285-299.
- Magnusson, C., Nyeggen, H., Thunes, K., Haukeland Salinas, S. & Hammeraas, B. 2004b. Survey of the pine wood nematode (PWN) *Bursaphelenchus xylophilus* in Norway 2003. Grønn Kunnskap 8.
- Magnusson, C., Overgaard, H., Nyeggen, H., Thunes, K.H., Haukeland Salinas, S. & Hammeraas, B. 2004a. Survey of the pine wood nematode (PWN) *Bursaphelenchus xylophilus* in Norway 2002. Grønn Kunnskap 8.
- Magnusson, C. & Schroeder, L.M. 1989. First record of a *Bursaphelenchus*-species (Nematoda) in a Monochamus beetle in Scandinavia. *Anzeiger für Schädlingskunde, Pflanzenschutz und Umweltschutz* 62: 53-54.
- Magnusson, C., Thunes, K.H., Haukeland Salinas, S. & Hammeraas, B. 2002. Survey of the pine wood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus*, in Norway 2001. Grønn Forskning 26/2002. 14pp.
- Magnusson, C., Thunes, K.H., Haukeland Salinas, S. & Økland, B. 2001. Survey of the pine wood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus*, in Norway 2000. Planteforsk Rapport 07/2001. 20pp.

- Magnusson, C., Thunes, K.H., Nyeggen, H., Overgaard, H., Rafoss, T., Haukeland, S., Brurberg, M.B., Strandenæs, K-A., Økland, B. & Hammeraas, B. 2007. Surveillance of pine wood nematode (PWN) *Bursaphelenchus xylophilus*: Norwegian surveys 2000-2006. Bioforsk Report 2 (104). 29 pp.
- Magnusson, C., Thunes, K.H., Rasmussen, I., Strandenæs, K., Grøndahl, I. & Rafoss, T. 2009. Survey of *Bursaphelenchus xylophilus* in Norway 2008. Bioforsk Report 4 (83). 23pp.
- McKinney, L.V., Nielsen, L.R., Collinge, D.B., Thomsen, I.M., Hansen, J.K. & Kjær, E.D. 2014. The ash dieback crisis: genetic variation in resistance can prove a long-term solution. *Plant pathology* 63: 485–499.
- Michel, A. & Seidling, W. (eds.) 2017. Forest condition in Europe: 2017 Technical report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests. BFW Dokumentation *in prep*.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- Mota, M.M., Braasch, H., Bravo, M.A., Penas, A.C., Burgermeister, W., Metge, K. & Sousa, E. 1999. First report of *Bursaphelenchus xylophilus* in Portugal and Europe. *Nematology* 1: 727-734.
- Nestby, R., Percival, D., Martinussen, I., Opstad, N. & Rohloff, J. 2011. The European blueberry (*Vaccinium myrtillus* L.) and the potential for cultivation. A review. *The European journal of plant science and biotechnology* 5 (Special Issue 1): 5-16.
- Netherer, S., Matthews, B., Katzensteiner, K., Blackwell, E., Henschke, P., Hietz, P., Pennerstorfer, J., Rosner, S., Kikuta, S., Schume, H. & Schopf, A. 2015. Do water-limiting conditions predispose Norway spruce to bark beetle attack? *New Phytologist* 205: 1128-1141.
- Nielsen, A., Totland, Ø. & Ohlson, M. 2007. The effect of forest management operations on population performance of *Vaccinium myrtillus* on a landscape-scale. *Basic and Applied Ecology* 8(3): 231- 241.
- Nilsson, M.C. & Wardle, D.A. 2005 Understorey vegetation as a forest ecosystem driver evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(8): 421–428.
- Nord, J. C. 1972. Biology of the Columbian Timber Beetle, *Corthylus columbianus* (Coleoptera: Scolytidae), in Georgia. *Annals of the Entomological Society of America* 65: 350-358.
- Nybakken, L, Selås, V. & Ohlson, M. 2013. Increased growth and phenolic compounds in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) following forest clear-cutting. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28:319–330.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.A., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Norwegian Forest Research Institute. Chemical Laboratories, Ås. ISBN 82-7169-917-2. 23 pp.
- R Development Core Team 2014. R: a language and environment for statistical computing. The R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.r-project.org.
- Rabaglia, R. J., Vandenberg, N. J. & Acciavatti, R. E. 2009. First records of *Anisandrus maiche* Stark (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) from North America. *Zootaxa* 2137: 23-28.
- Roll-Hansen, F. & Roll-Hansen, H. 1995. On diseases and pathogens on forest trees in Norway 1966-1975. Part I. Pathogenic organisms and diseases caused by them. *Meddelser fra Skogforsk* 47 (9): 1-63.
- Roll-Hansen, F., Horntvedt, R. & Roll-Hansen, H. 1997. On diseases and pathogens on forest trees in Norway 1966-1975. Part II. Abnormal formations. Physiogenic diseases. Diseases due to unknown or complex causes. *Meddelser fra Skogforsk* 47 (15): 1-33.

- Salkind, N.J. (ed.). 2007. Encyclopedia of measurement and statistics. SAGE Publications, Inc., Thousand Oaks, California.
- Schelhaas, M.J., Nabuurs, G.J. & Schuck, A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9, 1620-1633.
- Schøyen, W.M. 1892. Indberetning fra Landbruksentomologen om de i aaret 1891 modtagne forespørslser og anstillende undersøgelser angaaende skadeinsekter og plantesygdomme I Aarsberetn. Off. Forstanst. Landbr. Frem 1891, pp. 56-85.
- Schøyen, W.M. 1893. Statsentomolog Schøyens beretning. I: Aarsberetn. Off. Forstanst. Landbr. Frem 1892, pp. 32-72.
- Schøyen, W.M. 1912. Indberetning fra statsentomolog W. M. Scøyen om skadeinsekterog sygdomme paa skogstrærne i 1910. I: Aarsberetn. Off. Forstanst. Landbr. Frem 1910.
- Seidling, W. (ed.). 2017. Forest Conditions. ICP Forests 2016 Executive Report. ISSN 1020-587X, e-ISSN 2198-6541
- Shin, S.C. 2008. Pine wilt disease in Korea. In: Zhao, B.G., Futai, K., Sutherland, J.R. & Takeuchi, Y. (eds.) 2008. Pine wilt disease. Springer, Tokyo, pp 26–32.
- Sjølie, H.K. 2010. Modell for skogens CO2-regnskap. <http://forskning.no/naturressursforvaltning-skog-skogbruk-forurensning-klima/2010/06/modell-skogens-co2-regnskap>.
- Skogskader.no 2017. Skogskadebeskrivelser og rapportering. <http://www.skogskader.no>.
- Solberg, S., Solheim, H., Venn, K. & Aamlid, D. 1992. Skogskader i Norge 1991. (Summary: Forest damages in Norway 1991). *Rapp. skogforsk* 21/92: 1-31.
- Solberg, S., Venn, K., Solheim, H., Horntvedt, R. Austarå, Ø. & Aamlid, D. 1994. Tilfeller av skogskader i Norge i 1992 og 1993. (Summary: Cases of forest damages in Norway 1992 and 1993). *Rapp. Skogforsk* 24/94: 1-35.
- Solberg, S., Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I., Tørseth, K. Aamlid, D. & Aas, W. 2000. Intensive skogovervåkingsflater. Resultater fra 1999. *Aktuelt fra skogforskningen* 5/00: 1-22.
- Solheim, H. 2009. Bekymringsfull økning i askeskuddsjuka: Trær ser ut til å dø. *Skogeieren* 96 (7-8), 24-25.
- Solheim, H. & Kvamme, T. 2014. Selja skranter. *Skog* 4/14: 5-6.
- Solheim, H., Børja, I., Nagy, NE., Timmermann, V. & Hietala, AM. 2017. Askeskuddsjuke, årsak og biologi. *NIBIO POP* 3(2).
- Solheim, H. & Hietala, A.M. 2017a. Spread of Ash Dieback in Norway. *Baltic Forestry* 23(1): 144-149.
- Solheim, H. & Hietala, A.M. 2017b. Spredning av askeskuddsjuke i Europa og Norge. *NIBIO POP* 3(4).
- Solheim, H., Hietala, A.M., Bjørbæk, L.H. & Fjærli, A.F. 2017. Rotkjuker skyld i det aller meste av råteskader. <http://www.skog.no/nyheter/rotkjuker-skyld-i-det-aller-meste-av-rateskader/>
- Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R. & Bartels, U. 1997. Forest Foliar Condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys (survey 1995 and data from previous years). EC-UN/ECE, 1997, Brussels, Geneva, 207 pp.
- Sun, S.Q., Wang, G.X., Chang, S.X., Bhatti, J.S., Tian,W.L. & Luo, J. 2017. Warming and nitrogen addition effects on bryophytes are species- and plant community-specific on the eastern slope of the Tibetan Plateau. *Journal of Vegetation Science* 28: 128–138.

- Talgø, V., Sletten, A., Brurberg, M.B., Solheim, H. & Stensvand, A. 2009: *Chalara fraxinea* isolated from diseased ash in Norway. *Plant Disease* 93: 548.
- Terekhova, V.V. & Skrylnik, Y.Y. 2012 Biological peculiarities of the alien for Europe *Anisandrus maiche* Stark (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) bark beetle in Ukraine. *Russian Journal of Biological Invasions* 3: 139-144.
- Thomas, P.A. 2016. Biological Flora of the British Isles: *Fraxinus excelsior*. *J Ecol*, 104: 1158–1209. doi:10.1111/1365-2745.12566
- Timmermann, V. 2008. Kronetilstandsregistreringer på de regionale skogovervåkingsflater. Resultater 2007. *Forskning fra Skog og landskap* 2/08:
- Timmermann, V., Børja, I., Hietala, A.M., Kirisits, T. & Solheim, H. 2011. Ash dieback: pathogen spread and diurnal patterns of ascospore dispersal, with special emphasis on Norway. *EPPO Bulletin* 41: 14–20.
- Timmermann, V., Andreassen, K. & Hysten, G. 2012. Helsetilstanden i norske skoger. Resultater fra den landsrepresentative skogovervåkingen i 2011. *Rapport fra Skog og landskap* 11/12: VIII, 26 s.
- Timmermann, V., Solheim, H., Clarke, N., Aas, W. & Andreassen, K. 2013. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2012. *Rapport fra Skog og landskap* 12/13: 32 s.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Solheim, H., & Aas, W. 2015 Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2014. *NIBIO Rapport* 1(15): 56 s.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Flø, D., Nordbakken, JF., Røsberg, I., Solheim, H., Wollebæk, G., Økland, B. & Aas, W. 2016. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2015. *NIBIO Rapport* 95(16): 67 s.
- Timmermann, V., Potočić, N., Sanders, T. & Schmitz, A. 2017a. Tree crown condition and damage causes in 2016. In: Michel, A. & Seidling, W. (eds.). *Forest condition in Europe: 2017 Technical Report of ICP Forests*. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). Vienna: BFW Austrian Research Centre for Forests. *BFW Dokumentation in prep.*
- Timmermann, V., Nagy, NE., Hietala, A.M., Børja, I. & Solheim, H. 2017b. Progression of Ash Dieback in Norway Related to Tree Age, Disease History and Regional Aspects. *Baltic Forestry* 23(1): 150-158.
- Timmermann, V. & Tollefsrud, MM. 2017. Resultater fra overvåking av askeskuddsjuke – de unge faller fra, de gamle takler det bedre. *NIBIO POP* 3(3).
- Tollefsrud, M.M. & Myking, T. 2017. Genetisk variasjon i ask. *NIBIO POP* 3(5).
- Tollefsrud, M.M., Timmermann, V., Schei, FH. & Solheim, H. 2017. Forvaltning av ask i møte med askeskuddsjuken. *NIBIO POP* 3(6).
- Trumbore, S., Brando, P. & Hartmann, H. 2015. Forest health and global change. *Science* 349: 814–818.
- Tzen, S. & Jan, S. 1985. The occurrence of pinewood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus* in Taiwan (Abstract). In: *Proceedings of the 6th ROC symposium of electron microscopy*, pp 38-39.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.) 2016. *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde. ISBN: 978-3-86576-162-0. Revised 2016. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>

- Vacek, S., Vacek, Z., Bulusek, D., Putalova, T., Sarginci, M., Schwarz, O., Srutka, P., Podrazsky, V. & Moser, W.K. 2015. European Ash (*Fraxinus excelsior* L.) dieback: Disintegrating forest in the mountain protected areas, Czech Republic. *Austrian Journal of Forest Science*. 4: 203-223.
- VKM 2012. The EPPO PRA for *Agrius anxius*: Assessment for Norwegian conditions. Opinion of the Panel on Plant Health of the Norwegian Scientific (VKM) 11/904-6. <http://www.vkm.no/dav/8dbdcd2120.pdf>
- VKM 2013. Import of deciduous wood chips from eastern North America – pathway-initiated risk characterizations of relevant plant pests. Opinion on the Report from the Norwegian Scientific Committee for Food Safety 11/909-6.
- VKM 2014. Scientific Opinion on the Report from the Norwegian Scientific Committee for Food Safety (VKM) 2014:13. <http://www.vkm.no/dav/f32bec69ca.pdf>
- Waldner, P., Marchetto, A., Thimonier, A., Schmitt, M., Rogora, M., Granke, O., Mues, V., Hansen, K., Pihl Karlsson, G., Žlindra, D., Clarke, N., Verstraeten, A., Lazdins, A., Schimming, C., Iacoban, C., Lindroos, A.-J., Vanguelova, E., Benham, S., Meesenburg, H., Nicolas, M., Kowalska, A., Apuhtin, V., Nappa, U., Lachmanová, Z., Kristoefel, F., Bleeker, A., Ingerslev, M., Vesterdal, L., Molina, J., Fischer, U., Seidling, W., Jonard, M., O’Dea, P., Johnson, J., Fischer, R. & Lorenz, M. 2014. Detection of temporal trends in atmospheric deposition of inorganic nitrogen and sulphate to forests in Europe. *Atmospheric Environment* 95: 363-374.
- Weber, B. C. & McPherson, J. E. 1991. Seasonal flight patterns of Scolytidae (Coleoptera) in black walnut plantations in North Carolina and Illinois. *Coleopterist’s Bulletin* 45: 45-56.
- Wong, H. R., McLeod, B. B. & Melvin, J. C. E. 1966. Life histories of *Saperda concolor* Lec. and *Saperda populnea moesta* Lec. in Manitoba and Saskatchewan (Coleoptera: Cerambycidae). Forest Research Laboratory Winnipeg, Manitoba. Internal report MS-34. 10pp.
- Wood, S. L. 1982. The bark and ambrosia beetles of North and Central America (Coleoptera: Scolytidae), a taxonomic monograph. *Great Basin Naturalist Memoirs* 6: 1-1359.
- Xunta de Galicia 2016. RESOLUCIÓN de 6 de junio de 2016, de la Dirección General de Ganadería, Agricultura e Industrias Agroalimentarias. *Diario Oficial de Galicia*, 21 de Junio de 2016, núm. 117. https://www.xunta.gal/dog/Publicados/2016/20160621/AnuncioG0426-080616-0001_es.html.
- Zamora, P., Rodríguez, V., Renedo, F. et al. 2015. First report of *Bursaphelenchus xylophilus* causing pine wilt disease on *Pinus radiata* in Spain. *Plant Disease*, 99(10), 1449–1449. doi:10.1094/PDIS-03-15-0252-PDN
- Zhao, B.G., Futai, K., Sutherland, J.R. & Takeuchi, Y. (eds.) 2008. Pine wilt disease. Springer, Tokyo.
- Økland, B. & Bjørnstad, O.N. 2006. A resource depletion model of forest insect outbreaks. *Ecology* 87: 283-290.
- Økland, B., Haack, R.A. & Wilhelmsen, G. 2012b. Detection probability of forest pests in current inspection protocols - A case study of the bronze birch borer. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 285-297.
- Økland, B., Krokene, P. & Lange, H. 2012a. Effects of climate change on the spruce bark beetle. *ScienceNordic* January 27, 2012: 1-5. <http://www.sciencenordic.com/effects-climate-change-spruce-bark-beetle>.
- Økland, B., Netherer, S. & Marini, L. 2015. The Eurasian spruce bark beetle: the role of climate. In: Björkman, C. & Niemelä, P. (eds.): *Climate Change and Insect Pests*. CABI Climate Change Series 7, Wallingford UK. p. 202-219 ISBN 9781780643786.

- Økland, B., Skarpaas, O., Schroeder, M., Magnusson, C., Lindelöw, Å. & Thunes, K.H. 2010. Is eradication of the Pinewood Nematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) likely? An evaluation of current contingency plans. *Risk Analysis*; 30(9): 1424-1439.
- Økland, B. & Wollebæk, G. 2016. Granbarkbillen. Registrering av bestandsstørrelsene i 2016. NIBIO Rapport 2(129). 25 s. ISBN 978-82-17-01731-8. (kan lastes ned fra www.nibio.no)
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia Supplement* 1:1-233.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. I: Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 490: 70-79.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 702: 26-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F. & Engan, G. 2016a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag i 2015. I: Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 1279: 32-42.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F., Lange, H., Røsberg, I. & Clarke, N. 2016b. Short-term effects of whole-tree- and stem-only harvesting on understory vegetation at two boreal spruce forests sites in S Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Stabbetorp, O.E. 2011. Utprøving av metodikk for overvåking av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen på fattig fjellvegetasjon. Pilotprosjekt for Natur indeks for Norge-NINA Rapport 741: 1-26.
- Aas, W., Fiebig, M., Solberg, S. & Yttri, K.E. 2017. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, annual report 2016 (Miljødirektoratet rapport, M-780/2017) (NILU report, 18/2017). Kjeller: NILU

Vedlegg: ICP Forests' publikasjoner og prosjekter

1. ICP Forests' vitenskapelige publikasjoner (06/2016–05/2017)

The following list includes all 32 English online and in print publications in scientific journals between June 2016 and May 2017 that contain data that either originate from the ICP Forests database or from ICP Forests plots and that have been reported to the ICP Forests Programme Co-ordinating Centre. Publications already listed in the previous 2016 Technical Report are not again included. For a list of all ICP Forests publications throughout the years, please refer to the ICP Forests website (<http://icp-forests.net/page/publications>).

- Agnan Y, Probst A, Séjalon-Delmas N (2017) Evaluation of lichen species resistance to atmospheric metal pollution by coupling diversity and bioaccumulation approaches: A new bioindication scale for French forested areas. *Ecol Indic* 72:99–110. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.006>
- Bezlova D, Borissova Boneva M, Yankova-Tsvetkova E, Vassilev K (2016) Survey of the concentration of heavy metals in beech leaves in the region of Central Balkan National Park, Bulgaria. *Phytologia Balcanica; International Journal of Balkan Flora and Vegetation* 22(3):335–339
- Calatayud V, Diéguez JJ, Sicard P, Schaub M, De Marco A (2016) Testing approaches for calculating stomatal ozone fluxes from passive samplers. *Sci Total Environ* 572:56–67. Available at: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969716316072>
- Camino-Serrano M, Graf Pannatier E, Vicca S, Luysaert S, Jonard M, Ciais P, Guenet B, Gielen B, Peñuelas J, Sardans J, Waldner P, Etzold S, Cecchini G, Clarke N, Galić Z, Gandois L, Hansen K, Johnson J, Klinck U, Lachmanová Z, Lindroos A J, Meesenburg H, Nieminen T M, Sanders TGM, Sawicka K, Seidling W, Thimonier A, Vanguelova E, Verstraeten A, Vesterdal L, Janssens IA (2016) Trends in soil solution dissolved organic carbon (DOC) concentrations across European forests. *Biogeosciences* 13:5567–5585. DOI: 10.5194/bg-13-5567-2016
- Cervellini M, Fiorini S, Cavicchi A, Campetella G, Simonetti E, Chelli S, Canullo R, Gimona A (2017) Relationships between understory species specialists and local management practices in coppiced forests – Evidence from the Italian Apennines. *For Ecol Manag* 385:35–45. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.027>
- Delpierre N, Guillemot J, Dufrêne E, Cecchini S, Nicolas M (2017) Tree phenological ranks repeat from year to year and correlate with growth in temperate deciduous forests. *Agr Forest Meteorol* 234–235:1–10. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.12.008>
- Ewald J, Ziche D (2017) Giving meaning to Ellenberg nutrient values: National Forest Soil Inventory yields frequency-based scaling. *Appl Veg Sci* 20:115–123. DOI: 10.1111/avsc.12278
- Fernández-Martínez M, Vicca S, Janssens IA, Espelta JM, Peñuelas J (2016) The North Atlantic Oscillation synchronises fruit production in western European forests. *Ecography* 39. DOI: 10.1111/ecog.02296
- Fernández-Martínez M, Vicca S, Janssens IA, Espelta JM, Peñuelas J (2017) The role of nutrients, productivity and climate in determining tree fruit production in European forests. *New Phytol* 213:669–679. DOI: 10.1111/nph.14193
- Fleck S, Cools N, De Vos B, Meesenburg H, Fischer R (2016) The Level II aggregated forest soil condition database links soil physicochemical and hydraulic properties with long-term observations of forest condition in Europe. *Ann For Sci* 73:945–957. DOI: 10.1007/s13595-016-0571-4
- Glick HB, Bettigole C, Maynard DS, Covey KR, Smith JR, Crowther TW (2016) Spatially-explicit models of global tree density. *Scientific Data* 3(160069):1–11. DOI: 10.1038/sdata.2016.69
- Guillemot J, Francois C, Hmimina G, Dufrêne E, Martin-StPaul NK, Soudani K, Marie G, Ourcival JM, Delpierre N (2017) Environmental control of carbon allocation matters for modelling forest growth. *New Phytol* 214:180–193
- Hůnová I, Kurfürst P, Stráník V, Modlík M (2017) Nitrogen deposition to forest ecosystems with focus on its different forms. *Sci Total Environ* 575:791–798
- Jonard M, Nicolas M, Coomes DA, Caignet I, Saenger A, Ponette Q (2017) Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Sci Total Environ* 574:616–628. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.028

- Jucker T, Caspersen J, Chave J, Antin C, Barbier N, Bongers F, Dalponte M, van Ewijk KY, Forrester DI, Haeni M, Higgins SI, Holdaway RJ, Iida Y, Lorimer C, Marshall PL, Momo S, Moncrieff GR, Ploton P, Poorter L, Abd Rahman K, Schlund M, Sonké B, Sterck FJ, Trugman AT, Usoltsev VA, Vanderwel MC, Waldner P, Wedeux BMM, Wirth C, Wöll H, Woods M, Xiang W, Zimmermann NE, Coomes DA (2017) Allometric equations for integrating remote sensing imagery into forest monitoring programmes. *Glob Change Biol* 23(1):177–190. DOI: 10.1111/gcb.13388
- Julich D, Julich S, Feger KH (2017) Phosphorus in Preferential Flow Pathways of Forest Soils in Germany. *Forests* 8(1):1–12. DOI: 10.3390/f8010019
- Kowalska A, Astel A, Boczoń A, Polkowska Ż (2016) Atmospheric deposition in coniferous and deciduous tree stands in Poland. *Atmos Environ* 133:145–155. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.03.033
- Lehtonen A, Linkosalo T, Peltoniemi M, Sievänen R, Mäkipää R, Tamminen P, Salemaa M, Nieminen T, Tupek B, Heikkinen J, Komarov A (2016) Forest soil carbon stock estimates in a nationwide inventory: evaluating performance of the ROMULv and Yasso07 models in Finland. *Geosci Model Dev* 9:4169–4183. DOI: 10.5194/gmd-9-4169-2016
- Meesenburg H, Ahrends B, Fleck S, Wagner M, Fortmann H, Scheler B, Klinck U, Dammann I, Eichhorn J, Mindrup M, Meiwes KJ (2016) Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? *Ecol Indic* 65:103–112. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.013
- Nestola E, Sánchez-Zapero J, Latorre C, Mazzenga F, Matteucci G, Calfapietra C, Camacho F (2017) Validation of PROBA-V GEOV1 and MODIS C5 & C6 fAPAR Products in a Deciduous Beech Forest Site in Italy. *Remote Sensing* 9(2):126. DOI: 10.3390/rs9020126
- Nickel S, Schröder W (2017) Reorganisation of a long-term monitoring network using moss as biomonitor for atmospheric deposition in Germany. *Ecol Indic* 76:194–206. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.01.005
- Noce S, Collalti A, Valentini R, Santini M (2016) Hot spot maps of forest presence in the Mediterranean basin. *iForest* 9:766–774. DOI: 10.3832/ifer1802-009
- Novotný R, Buriánek V, Šrámek V, Hunová I, Skorepová I, Zapletal M, Lomský B (2016) Nitrogen deposition and its impact on forest ecosystems in the Czech Republic - change in soil chemistry and ground vegetation. *iForest* 10:48–54. DOI: 10.3832/ifer1847-009
- Pascaud A, Sauvage S, Coddeville P, Nicolas M, Croisé L, Mezdour A, Probst A (2016) Contrasted spatial and long-term trends in precipitation chemistry and deposition fluxes at rural stations in France. *Atmos Environ* 146:28–43. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.05.019
- Sánchez-Salguero R, Camarero JJ, Grau JM, De la Cruz AC, Gil PM, Minaya M, Fernández-Cancio Á (2017) Analysing Atmospheric Processes and Climatic Drivers of Tree Defoliation to Determine Forest Vulnerability to Climate Warming. *Forests* 8(1,13):17. DOI: 10.3390/f8010013
- Sawicka K, Monteith DT, Vanguelova EI, Wade AJ, Clark JM (2016) Fine-scale temporal characterization of trends in soil water dissolved organic carbon and potential drivers. *Ecol Indic* 68:36–51. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.12.028
- Sawicka K, Rowe EC, Evans CD, Monteith DT, Vanguelova EI, Wade AJ, Clark JM (2017) Modelling impacts of atmospheric deposition and temperature on long-term DOC trends. *Sci Total Environ* 578:323–336. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.164
- Tonteri T, Salemaa M, Rautio P, Hallikainen V, Korpela L, Merilä P (2016) Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *For Ecol Manag* 381:115–124. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.09.015
- Van Dobben HF, De Vries W (2016) The contribution of nitrogen deposition to the eutrophication signal in understorey plant communities of European forests. *Ecology and Evolution* 7(1):214–227. DOI: 10.1002/ece3.2485
- Vanguelova EI, Bonifacio E, De Vos B, Hoosbeek MR, Berger TW, Vesterdal L, Armolaitis K, Celi L, Dinca L, Kjønaas OJ, Pavlenda P, Pumpanen J, Püttsepp Ü, Reidy B, Simončič P, Tobin B, Zhiyanski M (2016) Sources of errors and uncertainties in the assessment of forest soil carbon stocks at different scales—review and recommendations. *Environ Monit Assess* 188(630):1–24. DOI: 10.1007/s10661-016-5608-5
- Venner S, Siberchicot A, Pélisson PF, Schermer E, Bel-Venner MC, Nicolas M, Débias F, Miele V, Sauzet S, Boulanger V, Delzon S (2016) Fruiting Strategies of Perennial Plants: A Resource Budget Model to Couple Mast Seeding to Pollination Efficiency and Resource Allocation Strategies. *Am Nat* 188(1):66–75. Available at: <http://www.journals.uchicago.edu/doi/10.1086/686684>.
- Wegehenkel M, Wagner A, Amoriello T, Fleck S, Meeseburg H, Raspe S (2017) Impact of stoniness correction of soil hydraulic parameters on water balance simulations of forest plots. *J Plant Nutr Soil Sc* 180(1):71–86. DOI: 10.1002/jpln.201600244

2. Pågående prosjekter under ICP Forests

ICP Forests welcomes scientists from within and outside the ICP Forests community to use ICP Forests data for research purposes. Data applicants must fill out a data request form and send it to the Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests thereby consenting to the ICP Forests Data Policy. For more information, please refer to the ICP Forests website (<http://icp-forests.net>).

The following list provides an overview of all the 50 ICP Forests projects that were ongoing for at least one month between June 2016 and May 2017. In this period, 17 new projects have started (s. ID number with *). All past and present ICP Forests data uses are listed on the ICP Forests website (<http://icp-forests.net/page/project-list>).

ID	Applicant	Institution	Project Title
14	John Caspersen	Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL)	Global Forest Monitoring
25	Dr. Nicole Augustin	University of Bath	Spatial-temporal modelling of defoliation in European forests
30	Volker Mues	Institute for World Forestry	FORMIT, Grant Agreement No. 311970 under the 7th EU-Framework Programme "FORest management strategies to enhance the MITigation potential of European forests"
43	Dr. Sietse van der Linde	Imperial College London	What are the large-scale diversity, distribution and fate of Europe's forest mycorrhiza?
54	Dr. Elke Keup-Thiel, Dr. Juliane Otto	Climate Service Center 2.0	Calculation of climate changes impacts indicators for tree species distribution
55	Ivan Janssen	University of Antwerp	Effects of phosphorus limitations on Life, Earth system and Society (IMBALANCE-P)
61	Roberto Canullo	Università degli Studi di Camerino School of Biosciences and Veterinary Medicine	FUTPA: Plant functional trait patterns in key EU forest types
63	Jesus San-Miguel	European Commission - Joint Research Centre	Distribution maps of forest tree species
67	Dr. Stefan Fleck	Northwest German Forest Research Institute (NW-FVA)	LAI-estimations with allometry, litter collections, and optical measurements in relation to stand properties and microclimate
68	Shengwei Shi	College of Forestry, Northwest A & F University, China	Modeling dissolved organic carbon in forest soils using a TRIPLEX-DOC model
73	Christopher Reyer	Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK)	COST Action FP 1304 Towards robust projections of European forests under climate change (PROFOUND)
75	Andres Bravo Oviedo	INIA-Forest Research Centre	ICP Forests-EuMIXFOR Interaction: Evaluation of soil and foliar nutrient status of mixed vs. pure stands in Europe as categorized by European Forest Types
76	Karin Hansen	IVL Swedish Environmental Research Institute	Atmospheric Deposition: EMEP - ICP Forests comparisons of level, trend and canopy exchange
78	Elisabeth Graf Pannatier	Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research	Temporal trends in soil solution acidity in European forests

ID	Applicant	Institution	Project Title
79	Peter Waldner	Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape	Nitrate leaching risk mapping (NitLeach)
81	Robert Weigel	Ernst-Moritz-Arndt-University (Greifswald)	"The ecological and biogeochemical importance of snow cover for temperate forest ecosystems" and "Phenotypic plasticity and local adaptation in beech provenances (<i>Fagus sylvatica</i>)"
84	Yasmina Loozen	Utrecht University, Faculty of Geosciences	Taking a remote look at canopy nitrogen to improve global climate models
85	Sietse van der Linde	Imperial College London & Royal Botanic Garden, Kew	Large-scale diversity, distribution and fate of Europe's forest mycorrhizas
86	Josep Peñuelas Jordi Sardans	CREAF - Global Ecology Unit	Plant-soil Stoichiometry relationships with tree growth and health along Environmental gradients
87	Valerio Avitabile	Wageningen University	GlobBiomass
88	Axel Göttlein	Technical University Munich	Specification of biogeochemical thresholds for the cultivation of important forest tree species in the face of climate change
89	Janusz Czerepko	Instytut Badawczy Leśnictwa	DWpool: Deadwood estimation through forest ecosystems in Europe
90	Mathias Neumann	University of Natural Resources and Life Sciences	FORMIT – Forest management strategies to enhance the mitigation potential of European forests
91	Peter Waldner	Swiss Federal Institute for Forest; Snow and Landscape (WSL)	Seed C 2 – Carbon allocation to fruits and seeds in European forests as a function of climate, atmospheric deposition and nutrient supply
92	Ece Aksoy	European Topic Center - Urban, Land, Soil (ETC_ ULS) of European Environment Agency (EEA)	Land Resource Efficiency Task of European Environment Agency
93	Martina Temunović	University of Zagreb, Faculty of Forestry	Phenotypic and Genetic Diversity of Pedunculate oak (<i>Quercus robur</i> L.) in Europe – FGErobur
94	Hrvoje Marjanović	Croatian Forest Research Institute	Estimating and Forecasting Forest Ecosystem Productivity by Integrating Field Measurements, Remote Sensing and Modelling
95*	Gaia Vaglio Laurin	University of Tuscia	Very high resolution monitoring of EU forest ecosystems: understanding advancements now possible by means of new satellite remote sensing data
96	Myriam Legay	Office National des Forêts	IKSMaps: Providing precalculated future distribution maps for the main French forestry species through IKS model
97*	Stefan Neagu	National Research and Development Institute for Forestry (INCDS)	Carpathian forests' health status and risks
98*	Susanne Brandl	Bavarian State Institute of Forestry	Alterations in the lifetime of forest stands: Economic consequences of climate change for forestry enterprises. Management options for optimizing risk-return ratios under a changing climate
99	Andrea Cutini	CREA SEL Arezzo	Shaping future forestry for sustainable coppices in southern Europe: the legacy of past management trials (FutureForCoppiceS)
100*	Dr. Michael Kessler	Institute of Systematic and Evolutionary Botany, University of Zurich, Switzerland	Understanding global patterns of fern diversity and diversification

ID	Applicant	Institution	Project Title
101*	Dr. Ulrich Matthes	Rhineland-Palatinate Centre of Excellence for Climate Change Impacts	Adapting forestry to climate change in Rhineland-Palatinate (Germany)
102*	Jean-Pierre Wigner	ISPA, Institut National de La Recherche Agronomique (INRA), Bordeaux	Evaluating the use of passive microwave products (soil moisture and vegetation optical depth) to monitor drought impacts on forests
103*	Tanja Sanders	Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests	Linking satellite derived land surface temperature (LST) to defoliation status of forests
104	J. Julio Camarero	Instituto Pirenaico de Ecología (IPE, CSIC)	Exploring whether functional diversity confer resistance and resilience to drought in forests
105	Bart Muys	KU Leuven	FORBIO Climate - Adaptation potential of biodiverse forests in the face of climate change
106*	Tanja Sanders	Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests	Generic parameterization of a tree-growth model
107	Marcus Schaub	WSL	PROFILE - Predicting Ozone Fluxes, Impacts, and critical Levels on European forests
108*	Nicolas Delpierre	Université Paris-Sud	IMNIFOR (IMPact of Nitrogen nutrition on the production of European FOREsts)
109*	Marco Keiluweit	University of Massachusetts - Amherst	Predicting the impact of redox constraints on soil carbon storage across ecosystem scales
111*	Lukas Baumbach	University of Freiburg	Species distribution modelling of European beech - silver fir mixed forests in the face of extreme climate events
112*	Anne-Katrin Prescher	Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests	Change in Sulphur pools in forest ecosystems following the reduction of atmospheric SO ₂
113	Caroline Vincke	Université Catholique de Louvain-La-Neuve	Oak vulnerability in Wallonia region : impacts of growth conditions on stand's vitality and forestry options
114*	Jing Tang	University of Copenhagen	Diagnosis of processes controlling soil dissolved organic matter (DOM) concentration in diverse ecosystem, using dynamic ecosystem model, LPJ-GUESS
115*	Leho Tedersoo	University of Tartu	Differences in mycorrhizal types in determining soil properties and processes and microbial diversity in European forests
116*	Carmen Hernando	National Institute for Agricultural and Food Research and Technology (INIA)	Fire severity reduction through new tools and technologies for integrated forest fire protection management (GEPRIF)
117*	Walter Seidling	Thünen Institute of Forest Ecosystems	ICP Forests and ICP Integrated Monitoring provide detailed information enabling analyses of environmental and ecosystem changes in time and aggregations in space
118*	Björn Reineking	Institut national de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture (IRSTEA)	Resilience mechanisms for risk adapted forest management under climate change (REFORCE)

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

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

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

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