



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Skogens helsetilstand i Norge

Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2018

NIBIO RAPPORT | VOL. 5 | NR. 98 | 2019



Volkmar Timmermann¹⁾, Kjell Andreassen²⁾, May Bente Brurberg³⁾, Isabella Børja¹⁾, Nicholas Clarke⁴⁾, Daniel Flø⁷⁾, Jane Uhd Jepsen⁸⁾, Torstein Kvamme⁵⁾, Jørn-Frode Nordbakken⁴⁾, Per Holm Nygaard⁶⁾, Martin Pettersson¹⁾, Sverre Solberg¹⁰⁾, Halvor Solheim¹⁾, Venche Talgø¹⁾, Ole Petter L. Vindstad⁹⁾, Gro Wollebæk¹⁾, Bjørn Økland⁵⁾, Wenche Aas¹⁰⁾

¹⁾ Soppsjukdommer i skog-, jord- og hagebruk, ²⁾ Skogproduksjon og teknologi, ³⁾ Bioteknologi og molekylær genetik, ⁴⁾ Terrestrisk økologi, ⁵⁾ Skadedyr og ugras i skog-, jord- og hagebruk, ⁶⁾ Skoggenetikk og biomangfold (NIBIO); ⁷⁾ Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM), ⁸⁾ Norsk institutt for naturforskning (NINA), ⁹⁾ UiT Norges Arktiske Universitet, ¹⁰⁾ Norsk institutt for luftforskning (NILU)

TITTEL/TITLE

Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2018
The state of health of Norwegian forests. Results from the national forest damage monitoring 2018

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Volkmar Timmermann, Kjell Andreassen, May Bente Brurberg, Isabella Børja, Nicholas Clarke, Daniel Flø, Jane Uhd Jepsen, Torstein Kvamme, Jørn-Frode Nordbakken, Per Holm Nygaard, Martin Pettersson, Sverre Solberg, Halvor Solheim, Venche Talgø, Ole Petter L. Vindstad, Gro Wollebæk, Bjørn Økland, Wenche Aas

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
09.09.2019	5/98/2019	Åpen	10154	17/02585
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17-02387-6	2464-1162	81		

OPPDRAUGS GIVER/EMPLOYER:

LMD

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Volkmar Timmermann

STIKKORD/KEYWORDS:

Skogens helsetilstand, langtransporterte luftforurensninger, skogovervåking, bjørkemålere, stor granbarkbille, liten granbarkbille, *Ips amitinus*, feromonfeller, *Phytophthora*, askeskuddsyke, skogbrann, skogskader

Forest health, long-range transboundary air pollution, forest monitoring, birch moths, *Ips typographus*, *Pityogenes chalcographus*, *Ips amitinus*, pheromone traps, *Phytophthora*, ash dieback, forest fire, 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 i nær framtid. I denne rapporten presenteres resultater fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2018 og trender over tid for følgende temaer:

- (i) Landsrepresentativ skogovervåking;
- (ii) Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene;
- (iii) Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark;
- (iv) Granbarkbilleovervåking – utvikling av barkbillepopulasjonene i 2018;

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

- (v) Ny barkbille på vei – vil den like klimaet?;
- (vi) *Phytophthora* i importert jord på prydplanter og faren det utgjør for skog;
- (vii) Overvåking av askeskuddsyke;
- (viii) Skog- og utmarksbranner i 2018;
- (ix) Andre spesielle skogskader i 2018.

Den landsrepresentative skogovervåkingen registrerte mange abiotiske skader på alle treslag i 2018 som først og fremst skyldtes den snørike vinteren 2017/18 med mange snøbrekkskader, og den langvarige tørken våren/sommeren 2018. Insekter hadde liten betydning som skadegjørere på gran og furu – med unntak av furubarvepsangrep i Østfold. Angrep av bjørkemålere gikk tilbake i 2018, men preget fortsatt skadebildet i bjørkeskogen i Nord-Norge og i fjellregionene i Sør-Norge med en tredjedel av de registrerte skadene på bjørk på landsbasis.

Kjemiske analyser av luft, nedbør og jordvann på de intensive overvåkingsflatene viser at avsetning av antropogene nitrogen- og svovelforbindelser var høyere i 2018 enn i 2017, og fortsatt høyere i Birkenes enn i Hurdal og Osen pga. langtransportert forurensing fra kontinentet. Det ble f.eks. målt 10 kg uorganisk N/ha i nedbøren under kronetaket i Birkenes i 2018.

Det ble målt svært høye ozonverdier i 2018, og UNECEs grenseverdi på 5000 ppb-timer for skog ble overskredet på 6 av 7 målestasjoner, selv om det har vært store reduksjoner i utslipp av ozondannende forløpere i Europa. Dette illustrerer den sterke koblingen mellom klima og nivået av bakkenært ozon.

Vegetasjonsanalyser på den intensive skogovervåkingsflata i Birkenes bekrefter tidligere resultater fra Osen og Hurdal og fra andre studier, som dokumenterte økt vekst for store bladmoser. Disse mosene begunstiges gjennom mange milde og nedbørrike høster og en lengre vekstsesong.

Bestandsovervåkingen av bjørkemålere er helt sentral for å forstå hvilke mekanismer som regulerer utbrudd og skaper dynamikken i målerutbrudd. Siden oppstarten av overvåkingen i 1999 har det forekommet to bestandstopper av bjørkemålere på de fleste overvåkingslokalitetene i Troms, en tidlig på 2000-tallet, og en mye større i årene 2012–2016. I 2018 var målerbestanden på et lavpunkt på stort sett alle lokalitetene i Troms. For Øst-Finnmark er overvåkingsseriene fremdeles for korte til at man kan vurdere hvor i syklusen bestanden befinner seg, men bestanden av liten frostmåler har økt fra 2013 og hadde til dels kraftige utbrudd i noen områder både i 2017 og 2018.

Resultater fra barkbilleovervåkingen viser at nivået av stor granbarkbille bare økte moderat i 2018 til tross for en svært varm og tørr sommer. I de fleste fylkene var det en økning i fellefangstene i overvåkingen, men nivået er likevel langt under de epidemiske nivåene som ble observert på 1970-tallet. I Trøndelag har det vært en økende trend de siste årene.

Ips amitinus er en nær slektning av stor granbarkbille som har spredd seg raskt nordover i Europa. Den vil trolig ekspandere sitt utbredelsesområde til Norge i nær framtid. Våre analyser tyder på at den fortsatt vil kunne finne gode livsbetingelser i Nord-Europa i et framtidig, varmere klima. *Ips amitinus* har allerede invadert Nord-Sverige og overvåkes der.

I kartlegginga av importert plantemateriale ble hele 14 *Phytophthora*-arter funnet, til tross for at alle plantene kom med et «plantesunnhetssertifikat». Flere av disse er skadegjørere på skogstrær som bøk og gråor. Internasjonal handel med planter bidrar til spredningen av *Phytophthora*. Selv om mange *Phytophthora*-arter alt har nådd landet, er det viktig å begrense spredning og smittepress.

I 2018 ble askeskuddsyke påvist i Hindrum naturreservat i Trøndelag, verdens nordligste askeskog. Det finnes spredte forekomster av ask også lenger nord som kan forventes å bli infisert innen få år.

Selv etter mange år med askeskuddsykens herjinger finnes det fortsatt noen få friske asketrær på overvåkingsflatene. Frø fra disse vil kunne brukes i foredlingsprogrammer for ask.

Det var mange skogbranner i 2018, men de fleste hadde et mindre omfang. Lynnedslag antente mange branner i de tørkerammete skogene. Brannstatistikken viser likevel at det har brent hyppigere og mer omfattende tidligere, spesielt på midten av 1970-tallet.

Ospeskranting har pågått i en ti-års tid i Nord-Norge, og har de senere årene økt kraftig. Skadene er så omfattende og framtreddende at de truer med å utrydde ospa i nord. Jakten på årsaken fortsetter. Det ble også registrert omfattende angrep av bjørkerust i Nord-Norge, samt sterke frosttørkeskader på bartrær. På Sør- og Østlandet førte snøbrekk til rekordstore erstatningsutbetalinger i 2018, og det ble rapportert om omfattende tørkeskader i denne regionen og angrep av furubarveps i Østfold.

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. This report presents results from the Norwegian forest damage monitoring in 2018 and trends over time for:

- (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) Monitoring of birch moths in northern Norway;
- (iv) Spruce bark beetle monitoring – status of the bark beetle population in 2018;
- (v) New bark beetle at Norway's doorstep – will it like the climate?;
- (vi) *Phytophthora* in soil from imported ornamental plants and the danger that poses to forests;
- (vii) Monitoring of ash dieback;
- (viii) Forest fires in 2018;
- (ix) Other special incidents of forest damage in 2018.

In the large-scale forest monitoring, abiotic damage was prevalent for all tree species in 2018, primarily caused by snow during the winter of 2017/18, and drought in the following spring and summer. Insects had little impact on crown condition of conifers, except for some local attacks by the European pine sawfly. Birch moths still pose a threat to the birch forests in northern Norway and at higher altitudes in southern Norway, but to a lesser degree than in previous years.

Chemical analyses of air, precipitation and soil water at our Level II sites showed higher levels in deposition of anthropogenic sulphur- and nitrogen-containing compounds in 2018 than in 2017. Levels were also still higher in Birkenes than at our other Level II sites due to long-range transported air pollution. We measured e.g. 10 kg/ha of inorganic nitrogen in throughfall in Birkenes in 2018.

The level of tropospheric ozone was very high in Norway in 2018, and UNECE's target value of 5000 ppb-hours for forests was exceeded at 6 of 7 monitoring stations, despite a reduction of ozone precursors in Europe, showing the strong link between climate and levels of tropospheric ozone.

Vegetation analyses at the intensive monitoring plot in Birkenes confirmed earlier findings from Osen and Hurdal and other Norwegian studies showing increased growth of larger mosses. These mosses are favoured by longer growing seasons and mild and rainy autumns.



Monitoring of birch moths is essential for understanding the mechanisms regulating outbreaks and dynamics. Since monitoring started in 1999, two outbreak peaks have been documented in Troms, one in the early 2000s, and one in 2012–2016. In 2018 birch moth populations were at a low level in this county. Time series for eastern Finnmark are still too short to detect trends, but the *Operophtera brumata* population has increased here and there were outbreaks in some localities in 2017 and 2018.

Results from the Norwegian spruce bark beetle monitoring showed only a moderate increase in *Ips typographus* populations in 2018, despite the dry and warm summer, and in most Norwegian counties populations were well below the epidemic levels of the 1970s. There has been an increasing trend for the spruce bark beetle population in Mid-Norway during the past years.

Ips amitinus is a close relative of *I. typographus* that has spread rapidly through northern Europe recently. Model simulations with future climate show that this species will still find viable conditions in a warmer climate in northern Europe. *I. amitinus* has invaded Sweden and is monitored there.

In 2018, soil samples from imported, woody ornamental plants were analysed and 14 *Phytophthora* species were found, although all plants had phytosanitary certificates. Several of the detected species are pathogens on forest trees such as common beech and grey alder. International trade with plants contributes to the spread of *Phytophthora*. Although many *Phytophthora* species have already entered Norway, it is important to limit further spread and infection pressure.

Ash dieback has since 2006 spread through most of the distribution range of common ash in Norway. In 2018, ash dieback was verified in Norway's northernmost ash forest. Results from our monitoring show that some trees have remained healthy, even after more than 10 years with ash dieback present, and their seeds may be used in ash breeding programmes.

Many forest fires have been reported from southern Norway in 2018, but most were only small-scale fires. Most fires were started by lightning in drought affected forests in southern Norway. Long-term records of forest fires show that there were more and more extensive forest fires in the past, especially in the 1970s.

Wilting of *Populus tremula* has been going on for a decade in northern Norway. Damage has increased and is now at an epidemic level threatening aspens in the north with extinction. The causal agent has not yet been identified. Forest damage in northern Norway in 2018 was also caused by extensive birch leaf rust attacks and frost drought on conifers. In southern Norway, snow and drought damage were prevalent, and locally attacks by the European pine sawfly.

LAND/COUNTRY: Norge

GODKJENT /APPROVED

Dan Aamlid

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Volkmar Timmermann

NAVN/NAME

Forord

I denne rapporten presenteres resultater og analyser fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2018. Året var preget av store værmessige kontraster i Sør-Norge. Vinteren var lang og snørik og forårsaket mange skader på skogstrærne i form av snø- og toppbrekk. Så, etter en meget kort vår, kom sommeren for fullt allerede i mai med langvarig tørke, etterfølgende skogbranner og andre tørkerelaterte skader. I mange tilfeller er det et samspill mellom slike abiotiske faktorer og biotiske skadegjørere som utgjør en trussel for skoghelsen. Flere eksempler på dette er omtalt i denne rapporten.

Bidragsterne kommer fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO, divisjonene Bioteknologi og plantehelse, Skog og utmark og Miljø og naturressurser), Vitenskapskomiteen for mat og miljø (VKM), Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for naturforskning (NINA) i Tromsø og Universitetet i Tromsø - Norges Arktiske Universitet (UiT).

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, laboratoriepersonale og feltarbeidere ved de deltakende institusjonene, og lokale observatører som hver uke samler inn og sender prøver til oss. En spesiell takk rettes til Rune Eriksen, avd. Landsskogtakseringen, for tilretteleggingen av data fra Landsskog, til Hans Nyeggen, avd. Skoggenetikk og biomangfold, for overvåking av ask på Vestlandet, til Johannes Rahlf, avd. Landsskogtakseringen, for produksjon av kart, og til grunneierne rundt om i Norge som har stilt sine eiendommer til rådighet for vår langsiktige overvåking.

Ås, 09.09.19

Volkmar Timmermann

Forfattere av fagbidragene:

1. Landsrepresentativ skogovervåking: Volkmar Timmermann og Kjell Andreassen
2. Intensiv skogovervåking:
Trærnes kronetilstand: Volkmar Timmermann
Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger: Wenche Aas og Sverre Solberg
Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog: Nicholas Clarke
Vegetasjonsanalyser: Jørn-Frode Nordbakken
3. Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark: Jane Uhd Jepsen og Ole Petter L. Vindstad
4. Barkbilleovervåkingen – utvikling av barkbillepopulasjonene i 2018: Bjørn Økland, Gro Wollebæk og Torstein Kvamme
5. Ny barkbille på vei – vil den like klimaet?: Bjørn Økland og Daniel Flø
6. *Phytophthora* i importert jord på prydplanter og faren det utgjør for skog: Venche Talgø, May Bente Brurberg og Martin Pettersson
7. Overvåking av askeskuddsyke: Volkmar Timmermann og Halvor Solheim
8. Skog- og utmarksbranner i 2018: Per Holm Nygaard
9. Andre spesielle skogskader: Halvor Solheim og Isabella Børja

Innhold

Bakgrunn	9
1 Landsrepresentativ skogovervåking.....	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	15
1.3.3 Skader.....	16
1.4 Diskusjon	21
Litteraturreferanser.....	22
2 Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene	23
2.1 Innledning.....	23
2.2 Metoder.....	23
2.2.1 Overvåkingsflater	23
2.2.2 Måleprogram	24
2.3 Resultater	26
2.3.1 Trærnes kronetilstand.....	26
2.3.2 Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger	27
2.3.3 Kjemiske elementer i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog	29
2.3.4 Vegetasjonsanalyser	31
2.4 Diskusjon	34
Litteraturreferanser.....	36
3 Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark.....	38
3.1 Innledning.....	38
3.2 Metoder.....	38
3.2.1 Bestandsovervåking	38
3.3 Resultater	39
3.3.1 Bestandsovervåking	39
3.3.2 Innrapporterte skader i 2018	40
3.4 Diskusjon	41
Litteraturreferanser.....	42
4 Barkbilleovervåkingen – utvikling av barkbillepopulasjonene i 2018.....	44
4.1 Innledning.....	44
4.2 Metoder.....	44
4.3 Resultater og diskusjon	45
Litteraturreferanser.....	48

5	Ny barkbille på vei – vil den like klimaet?	49
5.1	Innledning.....	49
5.2	Metoder.....	50
5.3	Resultater og diskusjon	50
	Litteraturreferanser.....	52
6	<i>Phytophthora</i> i importert jord på pryddplanter og faren det utgjør for skog.....	54
6.1	Innledning.....	54
6.2	Metoder.....	54
6.3	Resultater	54
6.4	Diskusjon	55
6.4.1	Skadepotensialet til <i>Phytophthora</i> -arter i norsk skog.....	55
6.4.2	Faren for naturlig spredning av <i>Phytophthora</i> til skog via luft og vann	57
6.4.3	Faren for spredning av <i>Phytophthora</i> til skog via ferdsel	58
6.4.4	Faren for spredning av <i>Phytophthora</i> til skog via hageavfall	59
6.4.5	Faren for spredning av <i>Phytophthora</i> via skogplanting, skjøtsel og hogst.....	59
6.5	Konklusjoner.....	61
	Litteraturreferanser.....	62
7	Overvåking av askeskuddsyke	64
7.1	Innledning.....	64
7.2	Metoder.....	66
7.3	Resultater	66
7.3.1	Spredning og utbredelse i Norge.....	66
7.3.2	Overvåking på permanente flater	67
7.4	Diskusjon	69
	Litteraturreferanser.....	70
8	Skog- og utmarksbranner i 2018	71
8.1	Innledning.....	71
8.2	Situasjonen i 2018	71
8.3	Utvikling over tid	73
8.4	Økonomisk og økologisk betydning av skogbrann	74
	Litteraturreferanser.....	75
9	Andre spesielle skogskader i 2018	76
9.1	Innledning.....	76
9.2	Metoder.....	76
9.3	Resultater	76
9.4	Diskusjon	78
	Litteraturreferanser.....	80
	Konklusjoner.....	81

Bakgrunn

Skog dekker rundt 40 % av Norges landareal. Skogene bidrar til karbonbinding både over og under bakken, forsyner oss med råvarer, spiller en viktig rolle for friluftslivet og er leveområdet for utallige arter. Skogens rolle som leverandør av slike økosystemtjenester forutsetter imidlertid et intakt skogøkosystem og en god skoghelse. Imidlertid finnes det store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser, deriblant klimaendringene, den forventede økningen i klimarelaterte skogskader, og ekspanderende og invaderende skadegjørere begunstiget av utvidet internasjonal handel og import.

Problemstillinger for skogens helse endrer seg over tid: Mens 1970-tallet var preget av de store barkbilleutbruddene og 1980-tallet av sur nedbør-problematikken, er det i dag økt fokus på følgene av klimaendringene og truslene fra invaderende arter og skadegjørere i spredning. Andre utfordringer har vedvart, som f. eks. nitrogenavsetningen som fortsatt er høy på Sørlandet og særlig i Mellom-Europa. Uansett hvilke utfordringer skogen står overfor, er det viktig med en langsiktig skogovervåking for å kunne oppdage endringer og iverksette tiltak mot truslene.

Lange tidsserier er generelt viktige i skogforskningen ettersom trær har en generasjonstid på mange tiår, og er særlig viktige for å kunne fastslå endringer i skogøkosystemet over tid. Endringer kan skyldes naturlige svingninger i eksempelvis bestandsnivåer av skadegjørere eller værforhold som varierer fra år til år – men de kan også forårsakes av menneskeskapte problemer som forurensing, klimaendringer og innførsel av fremmede, skadelige insekter og sopper gjennom økt handel og import.

De ulike faktorene som har innvirkning på skogens helse påvirker og forsterker hverandre i noen tilfeller. Eksempelvis kan et endret klima, som er en trussel i seg selv, gjøre det mulig for nye skadegjørere å utvide sitt utbredelsesområde og etablere seg i Norge, og for allerede etablerte arter å invadere nye landsdeler. Økt nedbør som følge av klimaendringene fører til økt avsetning av langtransporterte nitrogen- og svovelforbindelser, mens direkte klimapåvirkning kan gi mer ekstremvær med stormfelling, økt frekvens av snøbrekk i snørike vintre, skogbranner og tørkestress i varme og nedbørfattige forsomre som følge. Andre eksempler på samspillet mellom abiotiske faktorer (f.eks. snø, vind og tørke) og biotiske skadegjørere (f.eks. sopp og insekter) er når asketrær svekkes av askeskuddsyken og tørke slik at de lettere blir utsatt for råtesoppangrep, som igjen fører til at trærne lettere blir vindfelt; eller når snøbrekte topper på bakken begunstiger formering av granbarkbiller, som dessuten lettere kan angripe tørkestressete trær. Alt dette så vi eksempler på i 2018 som er omtalt i denne rapporten, og noen skader vil nok først bli synlige fullt ut i 2019.

Samarbeid over landegrensene er avgjørende for å møte globale miljøutfordringer som klimaendringer, langtransportert forurensing og spredning av skadelige organismer. Internasjonalt samarbeid er også viktig for å utveksle erfaringer og kunnskap. Skogovervåkingen i Norge har en forankring i bl.a. det Internasjonale samarbeidsprogrammet om overvåking av effekter av luftforurensninger på skog (ICP Forests) og Plantevernorganisasjonen for Europa og Middelhavsområdet (EPPO).

I denne rapporten presenterer vi resultater og analyser fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2018 og utvikling og trender over tid. Rapporten omfatter (i) landsrepresentativ skogovervåking, (ii) skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene, (iii) overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark, (iv) barkbilleovervåkingen – utvikling av barkbillepopulasjonene i 2018, (v) ny barkbille på vei – vil den like klimaet?, (vi) *Phytophthora* i importert jord på prydplanter og faren det utgjør for skog, (vii) overvåking av askeskuddsyke, (viii) skog- og utmarksbranner i 2018, samt (ix) andre spesielle skogskader i 2018.

1 Landsrepresentativ skogovervåking

Volkmar Timmermann og Kjell Andreassen (NIBIO)

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 skogens helsetilstand og undersøker årsaksforhold. ICP Forests leverer også informasjon om flere indikatorer for bærekraftig skogbruk til FOREST EUROPE (Köhl & San-Miguel-Ayanz 2015), og data og ekspertråd formidles til diverse FN-konvensjoner og organer¹. Denne informasjonen er meget viktig i utformingen av den globale skog- og miljøpolitikken. I programmet deltar 40 europeiske land samt Canada og USA, som alle bruker tilnærmet de samme metodene i henhold til en felles manual (UNECE 2016) for å beskrive skogens helsetilstand. Hvert år rapporteres det data fra ca. 100 000 trær på 6 000 europeiske flater som ligger i et 16x16 km nett med én overvåkingsflate pr. 256 km² (ICP Forests Level I), og det utarbeides årlige rapporter om skogtilstanden i Europa (Michel m. fl. 2019). Overvåkingen på de landsrepresentative flatene i Norge er tilknyttet ICP Forests' Level I nettverk, og data fra et utvalg av de nasjonale flatene sendes årlig til ICP Forests og bidrar dermed med informasjon om skogens generelle helsetilstand i tid og rom og skadegjøreres utbredelse og forekomst i Europa. I 2018 inngikk data fra 623 norske flater i den europeiske rapporten om skogens helsetilstand (Michel m. fl. 2019).

1.2 Metoder

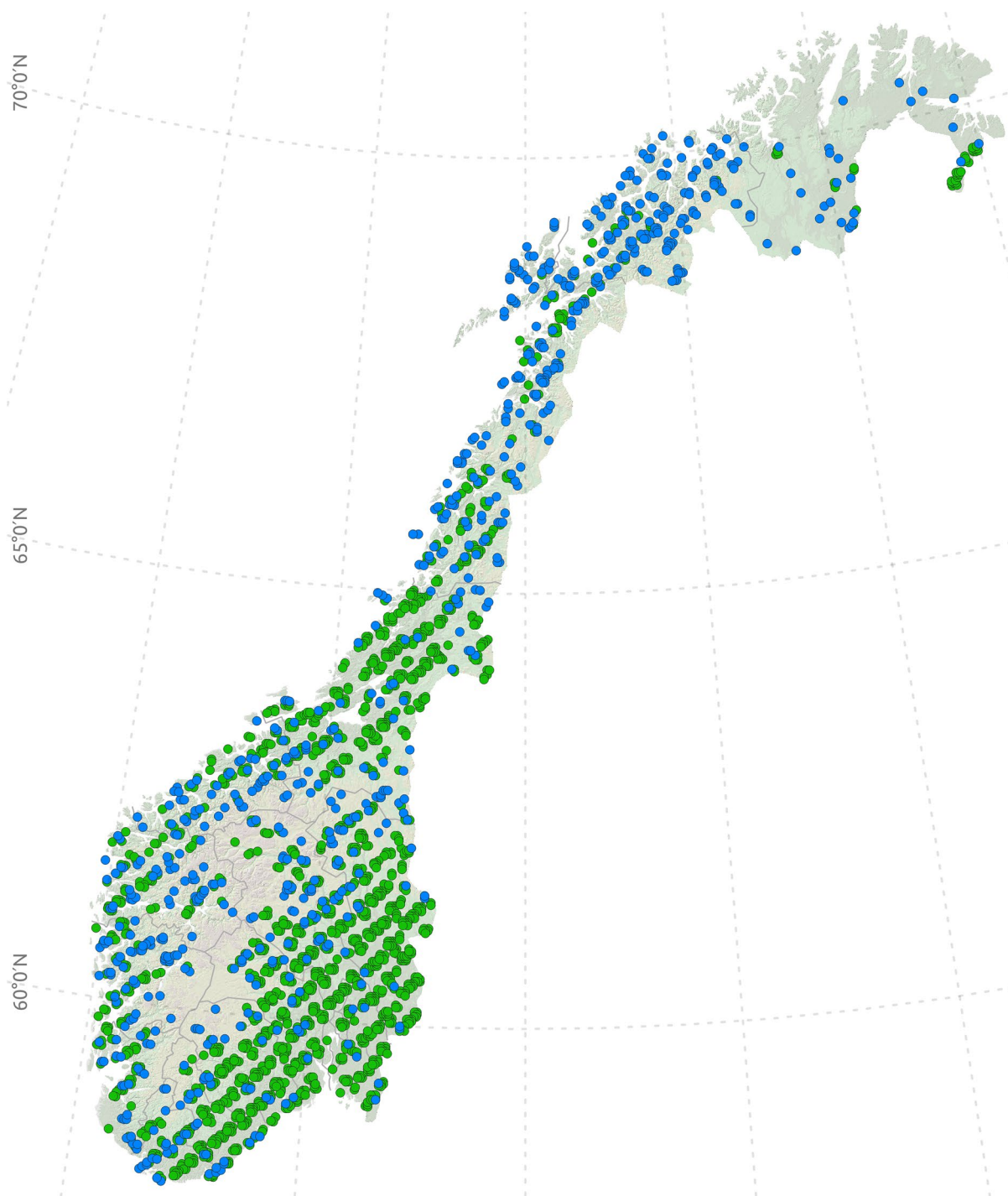
1.2.1 Overvåkingsflater

I Norge er det Landsskogtakseringen som årlig utfører den landsrepresentative skogovervåkingen. Overvåkingen utføres på permanente prøveflater med et fast areal på 250 m². Prøveflatene ligger i et forband på 3x3 km i skog og oppsøkes med femårige omdrev, slik at de samme flatene inngår i overvåkingen hvert 5. år. Flatene representerer et tilfeldig utvalg av Norges skoger og er merket slik at nøyaktig samme areal og samme trær kan undersøkes hver gang. Dette gjør det mulig å fange opp endringer som har skjedd i skogforholdene over tid. Antall flater varierer noe fra år til år grunnet Landsskogtakseringens registreringsmetodikk med femårige omdrev (Viken 2018).

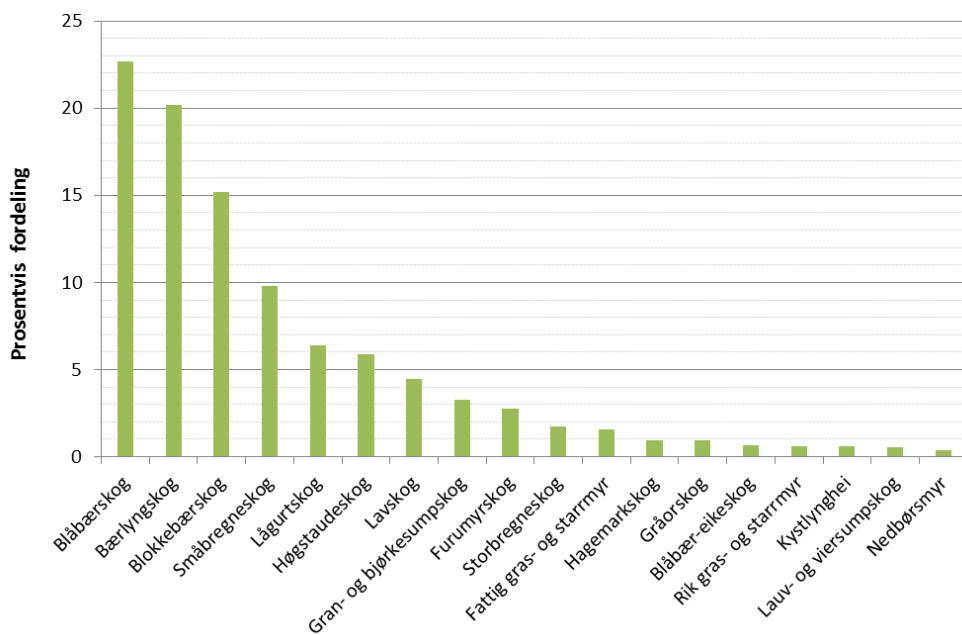
I alt 2 591 prøveflater inngikk i den landsrepresentative skogovervåkingen i 2018 (Figur 1). De aller fleste av disse flatene (2 491=96 %) er de samme som ble oppsøkt i forrige takstomdrev i 2013. I 2018 lå 43 % av flatene på Østlandet, 23 % på Sør- og Vestlandet, 15 % i Trøndelag og 19 % i de tre nordligste fylkene. 61 % av flatene lå under 400 moh., 32 % mellom 400 og 800 moh., mens 7 % lå over 800 moh. De vanligste skogtypene var blåbær-, bærlyng- og blokkebærskog, der til sammen 58 % av flatene var lokalisert (Figur 2). Gran og/eller furu forekom på 1 873 flater fordelt over hele landet, mens det på 718 flater vokste bare andre treslag. På de aller fleste flatene (96 %) vokste 1–3 treslag, mens på bare 4 % av flatene fantes 4–6 treslag. Bjørk var det dominerende treslaget på 880 flater, gran på 778 og furu på 734 flater. Antall trær varierte fra 1 til 26 på flatene. På 2 394 prøveflater (92 %) var det 3 eller flere trær, og gjennomsnittlig var det 8 trær pr. flate. Registreringene på prøveflatene startet

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).

16. mai og ble avsluttet 10. oktober i 2018. I dette tidsrommet ble 29 % av flatene oppsøkt i mai/juni, 51 % i juli/august og 20 % i september/oktober.



Figur 1. Beliggenheten av prøveflatene i den landsrepresentative overvåkingen i Norge i 2018. Grønne symboler: Flater med gran og/eller furu der både kronebedømmelse og skaderegistreringer ble utført. Blå symboler: Flater med andre treslag der kun skaderegistreringer ble utført.



Figur 2. Prosentvis fordeling av prøveflater på de vanligste vegetasjonstypene i 2018.

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 eller menneskeskapte stressfaktorer. Unaturlig sterkt nåle- eller bladtap og misfarging i trekrona blir vanligvis tolket som et symptom på stress. Trærnes kronetetthet (og farge) brukes derfor ofte som indikator på skogens helsetilstand. Når dette kombineres med registreringer av synlige skader og deres årsaker, vil man bedre kunne forklare variasjoner i skogens helsetilstand. Dessuten 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 Norge.

I den landsrepresentative overvåkingen registreres kronetetthet, kronefarge og biotiske og abiotiske skader. Kronetetthet og -farge bedømmes på alle høyde-/prøvetrær på flatene (kun gran og furu). Det blir dermed et utvalg av trær som representerer kronetilstanden på flatene. Kronebedømmelse ble i 2018 utført på 5 657 grantrær (*Picea abies*) og 5 019 furutrær (*Pinus sylvestris*) på 1 873 prøveflater. I tillegg anslås gran- og furutrærnes alder.

Biotiske og abiotiske skader har blitt registrert på gran, furu og bjørk etter ICP Forests manualen (UNECE 2016) siden 2005, og på alle treslag som forekommer på prøveflatene etter samme metode siden 2013. I teksten og figurene presenteres detaljerte skadeoversikter for gran, furu og bjørk, mens andre løvtræsler presenteres som én gruppe (heretter kalt «andre løvtrær»). Andre bartrær enn gran og furu framstilles ikke her siden det er få trær i denne gruppa.

Det ble gjennomført skaderegistreringer på i alt 19 737 trær i 2018 fordelt på mer enn 25 ulike treslag. Skaderegistrering ble utført på 5 675 gran- og 5 030 furutrær, på 185 andre bartrær (for det meste sitkagran, *Picea sitchensis*), 6 899 bjørketrær (*Betula pubescens* og *B. pendula*) og 1 948 andre løvtrær. Andre løvtrær bestod først og fremst av gråor (*Alnus incata*, 463 trær), rogn (*Sorbus aucuparia*, 401 trær), osp (*Populus tremula*, 307 trær), selje (*Salix caprea*, 296 trær) og eik (*Quercus petraea* og *Q. robur*, 163 trær). Det registreres bare ett skadetilfelle/symptom pr. tre; hvis et tre har flere skader registreres den som har størst betydning for treets tilstand. Årsaker til at skader har oppstått blir, så langt det lar seg gjøre, fastslått i felt. Grunnet Landsskogtakseringens femårige omdrev, kan noen av de registrerte skadene være opptil 5 år gamle.

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

Registreringsmetodikken for alle parameterne som inngår i den landsrepresentative skogovervåkingen er utførlig beskrevet i Landsskogtakseringens feltinstruks (Viken 2018), i ICP Forests' manual (UNECE 2016) og i tidligere rapporter (f. eks. Timmermann m. fl. 2012).

1.3 Resultater

1.3.1 Kronetetthet

Kronetetthet i 2018

Gjennomsnittlig kronetetthet i 2018 var 84,2 % for gran og 86,8 % for furu i den landsrepresentative skogovervåkingen. Dette representerer en forbedring sammenlignet med kronetettheten i 2017 (Figur 3) med en økning på 0,7 %-poeng for begge treslag.

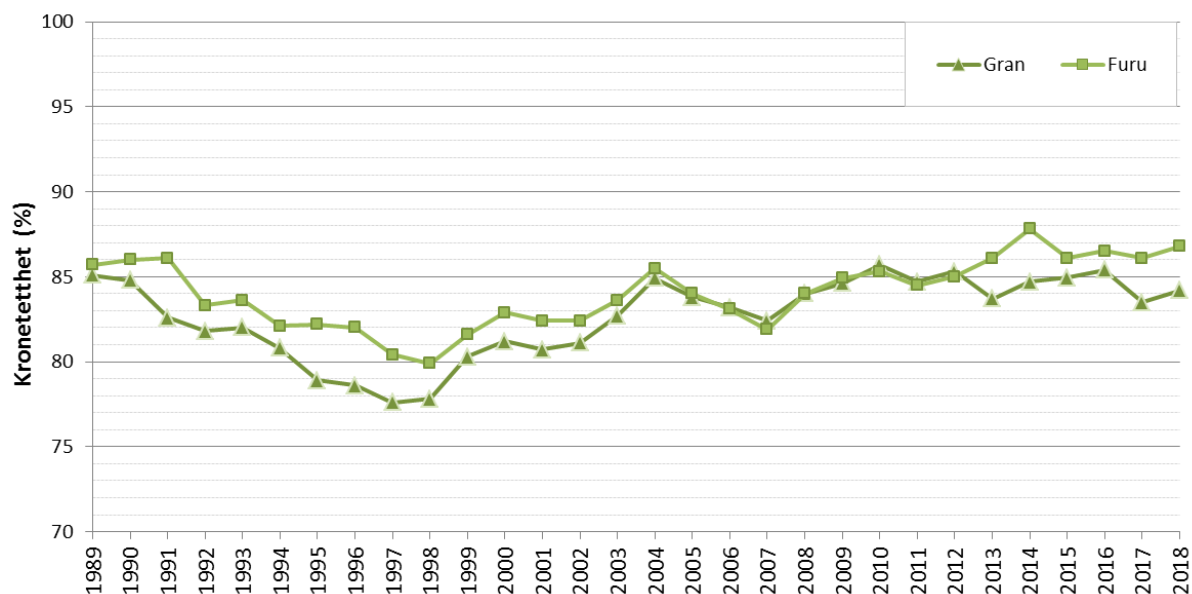
Hos begge treslagene økte prosentandelen trær med fulltett krone (kronetetthet ≥ 90 %) i forhold til 2017. Hos gran var prosentandelen 50,1 % og hos furu 47,4 % (Tabell 1). Prosentandelen trær med svakt redusert kronetetthet (75–89 %) var på 30,9 % for gran og på 41,6 % for furu, også dette en økning hos begge treslagene sammenlignet med 2017. Andelen trær med moderat redusert kronetetthet (40–74 %) og med sterkt redusert kronetetthet (≤ 40 %) minket tilsvarende hos både gran og furu. Det var som i tidligere år flere gran- enn furutrær med sterkt redusert kronetetthet.

Tabell 1. Prosentandel trær i kronetetthetsklasser i 2018 (endringer fra året før i parentes).

	Gran	Furu
0 Fulltett krone (≥ 90 %)	50,1 (1,4)	47,4 (0,9)
1 Svakt redusert krone (75–89 %)	30,9 (0,9)	41,6 (2,3)
2 Moderat redusert krone (40–74 %)	15,4 (-1,6)	10,0 (-2,9)
3 Sterkt redusert krone (≤ 40 %)	3,5 (-0,8)	1,0 (-0,3)

Utvikling over tid

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 3). I 2013 endret dette seg etter en relativt kraftig nedgang i kronetetthet for gran og en oppgang for furu. Kronetetthet for furu har siden 2015 holdt seg relativt stabilt på et høyt nivå. Kronetetthet for gran har hatt en svak årlig forbedring fra 2013 til 2016, men sank i 2017 til det laveste nivået siden 2007, før den forbedret seg igjen i 2018. 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 6,6 %-poeng og hos furu med 6,4 %-poeng. Langtidsgjennomsnittet (1989–2018) for kronetetthet er 82,7 % for gran og 84,1 % for furu.



Figur 3. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu i den landsrepresentative overvåkingen 1989–2018.

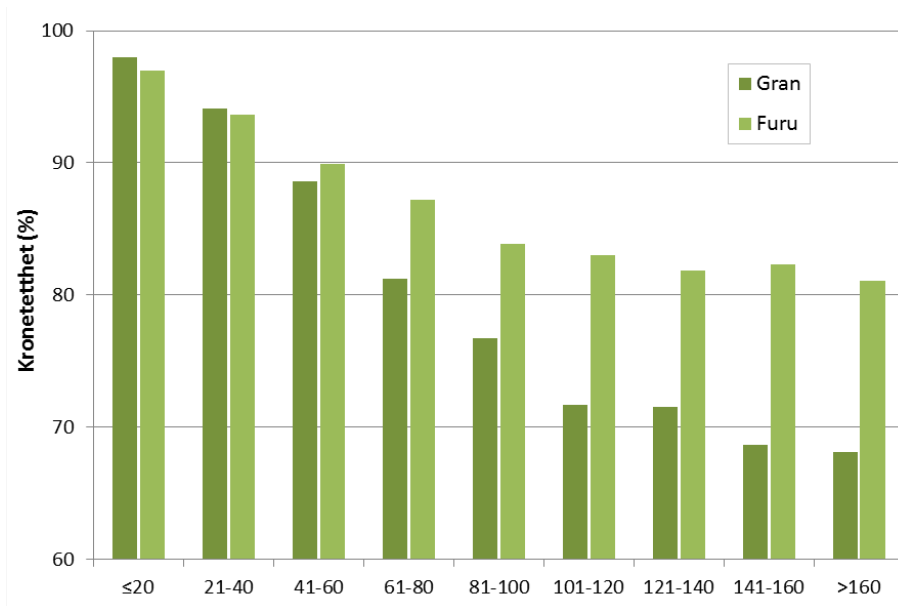
Trærnes alder og dens betydning for kronetetthet

Høy alder på trærne påvirker vanligvis kronetettheten negativt, særlig hos gran (Figur 4). I 2018 var drøyt halvparten (54 %) av de kronebedømte grantrærne 60 år eller yngre, og 25 % mellom 61 og 100 år, mens andelen gamle trær over 100 år var 21 %. Gjennomsnittsalderen for alle grantrær som ble overvåket var 68 år i 2018. Det eldste grantreet ble registrert i Hedmark og var ca. 230 år gammelt og preget av moderat kroneutglisning, men ikke av misfarging tross meget høy alder.

Furu har en annen og jevnere aldersfordeling. Mindre enn en tredjedel (31 %) av de kronebedømte furutrærne var 60 år eller yngre, og 32 % mellom 61 og 100 år, mens 37 % var over 100 år. 6 % av furutrærne som ble overvåket i 2018 var mer enn 160 år gamle, mens bare 2 % av grantrærne kom i samme aldersklasse. Gjennomsnittsalderen for alle overvåkede furutrær var 88 år på landsbasis, altså 20 år høyere enn for gran. Det eldste furutreet i 2018 ble registrert i Nordland og var anslagsvis hele 360 år gammelt og hadde svakt redusert krone men uten misfarging.

Eldre trær har som nevnt generelt lavere kronetetthet enn yngre trær. Gjennomsnittlig kronetetthet i 2018 for gran på 60 år og yngre var 91,4 %, mens den for gran eldre enn 60 år var 75,6 % – altså 15,8 %-poeng lavere. For furu var forskjellen i kronetetthet mellom yngre (91,4 %) og eldre (83,9 %) trær ikke så markant (7,6 %-poeng), og eldre furutrær hadde gjennomsnittlig høyere kronetetthet enn eldre grantrær. Kronetettheten var tilnærmet uforandret for de yngre trærne hos både gran og furu i forhold til 2017, mens den økte med hhv. 1,4 og 1,2 %-poeng hos de eldre gran- og furutrærne.

Deler vi inn trærne i aldersklasser på 20 år, ser vi at kronetettheten faller jevnt med økende alder hos både gran og furu (Figur 4). Dette kommer dels av at økt alder reduserer vitaliteten, men også av økt konkurranse med høyere tetthet (volum/ha) og økt konkurranse om næringsstoffer og lys. Kronetettheten er likevel meget stabil hos furu med økende alder, og selv de eldste trærne (>160 år) har en gjennomsnittlig kronetetthet på litt over 80 %. Kronetettheten indikerer dermed en generell god helsetilstand hos furu, også for trær eldre enn 100 år. Hos gran derimot faller kronetettheten jevnt med økende alder, og de eldste grantrærne (>160 år) hadde 13 %-poeng lavere kronetetthet enn furutrærne i samme aldersklasse i 2018.

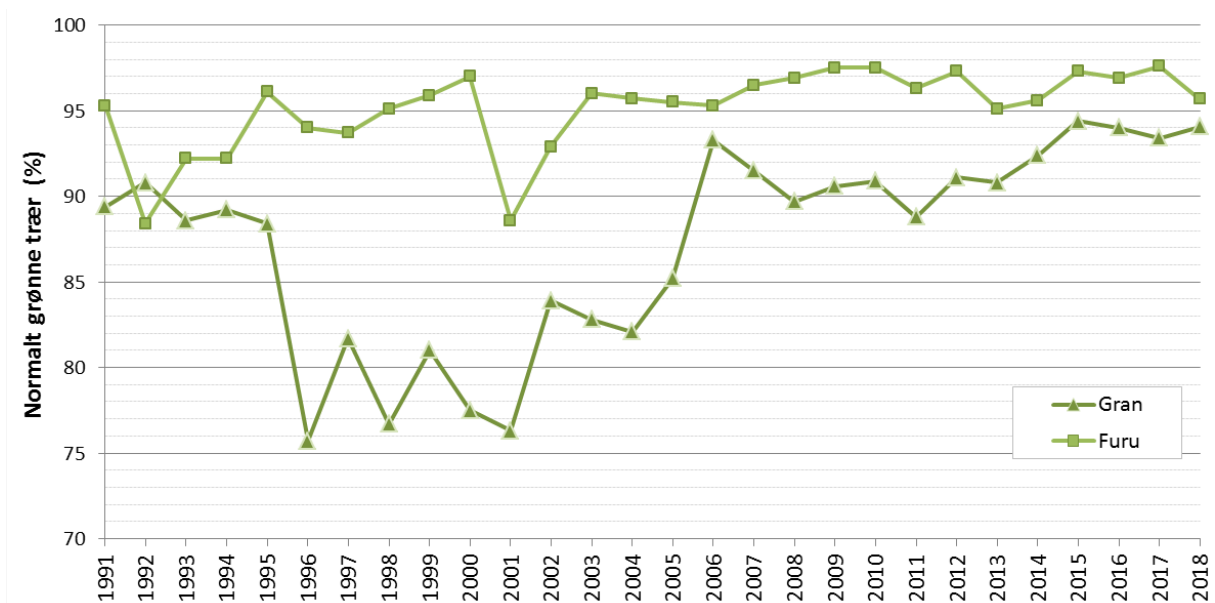


Figur 4. Gjennomsnittlig kronetetthet i ulike aldersklasser for gran og furu i 2018.

1.3.2 Misfarging

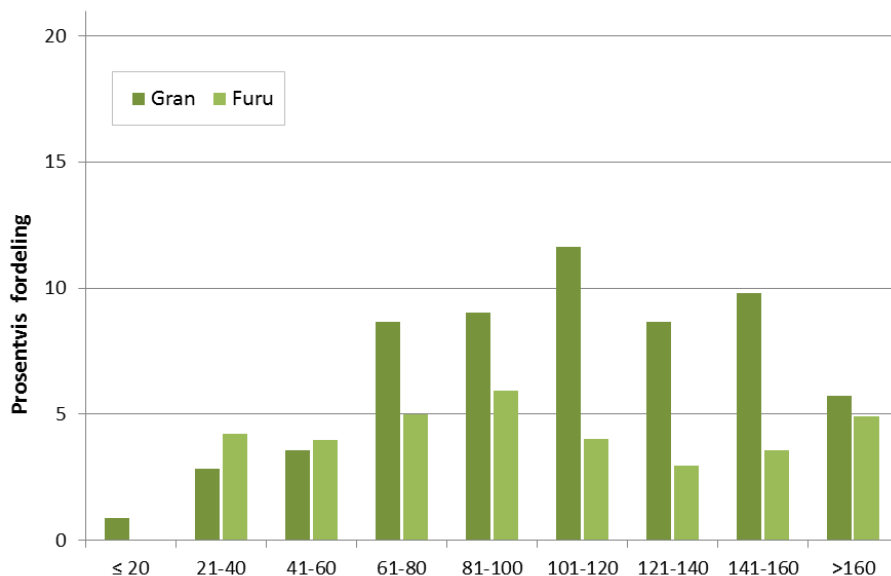
Det var generelt lite misfarging hos både gran og furu i 2018 (Figur 5). 94 % av alle grantrærne var normalt grønne (0–10 % misfarging), mens 96 % av furutrærne var normalt grønne i 2018. Det var kun mindre endringer i forhold til 2017 for begge treslagene. Svært få trær hadde sterk misfarging (mer enn 60 %) i 2018.

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 5). 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 5. Prosentandel normalt grønne trær (0-10 % misfarging) hos gran og furu 1991–2018.

Hos gran var det først og fremst trær eldre enn 60 år som hadde misfarget bar, men i motsetning til tidligere år hadde de eldste grantrærne (>160 år) svært lite misfarging i 2018 (Figur 6). Hos furu var det ikke store forskjeller mellom aldersgruppene i andelen trær med misfarging, og selv de eldste furutrærne (>160 år) hadde ikke noe misfarging av betydning.



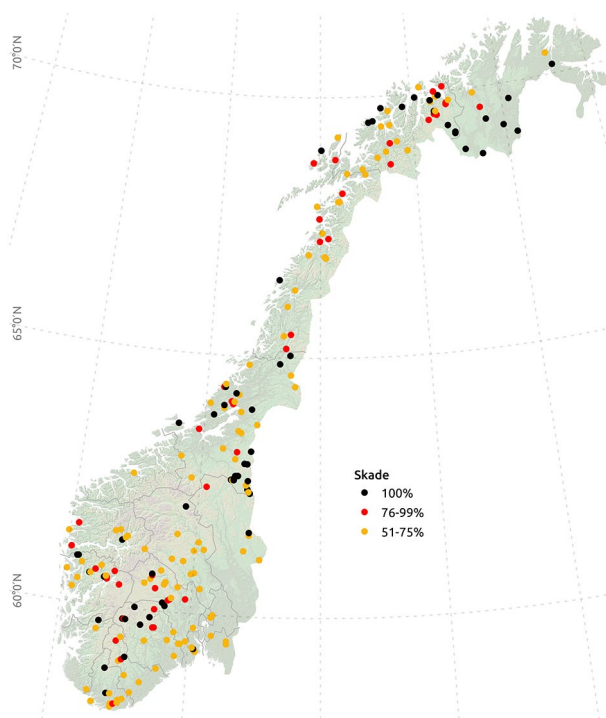
Figur 6. Prosentandel trær med misfarging (>10 % misfarging) i ulike aldersklasser hos gran og furu i 2018.

1.3.3 Skader

Skaderegistreringer 2018

I 2018 ble skaderegistreringer utført på 2 591 prøveflater. Det ble registrert ett eller flere skadde trær på 49 % av flatene (bare flater med 3 eller flere trær), på 9 % av flatene var mer enn halvparten av trærne skadd og på 2,5 % av flatene med minimum 3 trær hadde alle trær en eller annen form for skade. De fleste av de hardest rammede flatene lå enten i fjellbjørkeskogen i Sør-Norge, i Trøndelag eller i bjørkeskogen i Troms og Finnmark (Figur 7).

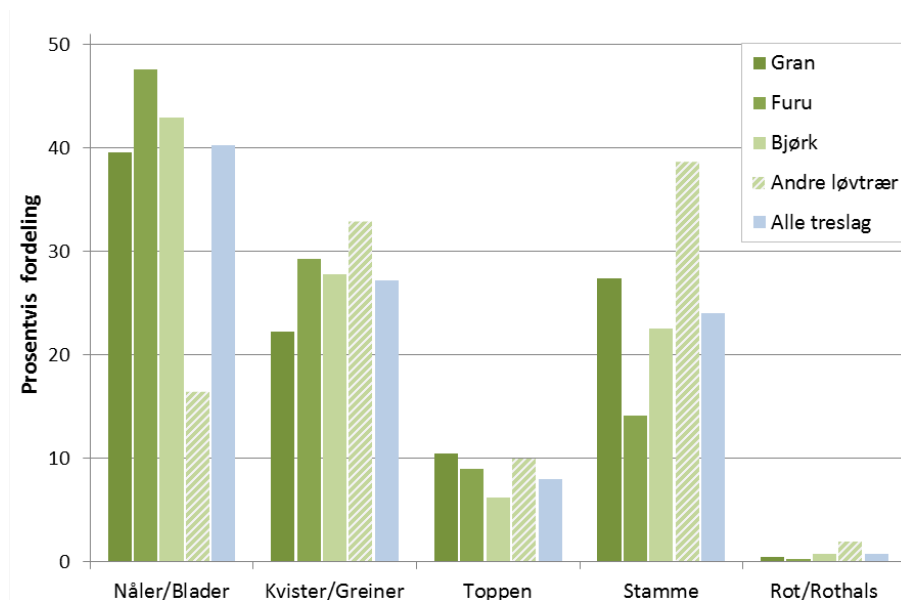
I alt 19 737 trær inngikk i skaderegistreringen, hvorav 2 994 (15,2 %) hadde en eller annen form for skade. Det ble registrert skader på 670 grantrær (11,8 %), 469 furutrær (9,3 %), 1 547 bjørketrær (22,4 %) og 298 andre løvtrær (15,3 %) i 2018. Hos de vanligst forekommende løvtræslagene på prøveflatene utenom bjørk, ble det registrert mest skader på selje (20 %), rogn (16 %), gråor (15 %) og osp (11 %), mens bare 8 % av eiketrærne var skadet.



Figur 7. Flater som hadde størst andel skadde trær i 2018 (flater med minimum 3 trær).

Skadet del av treet

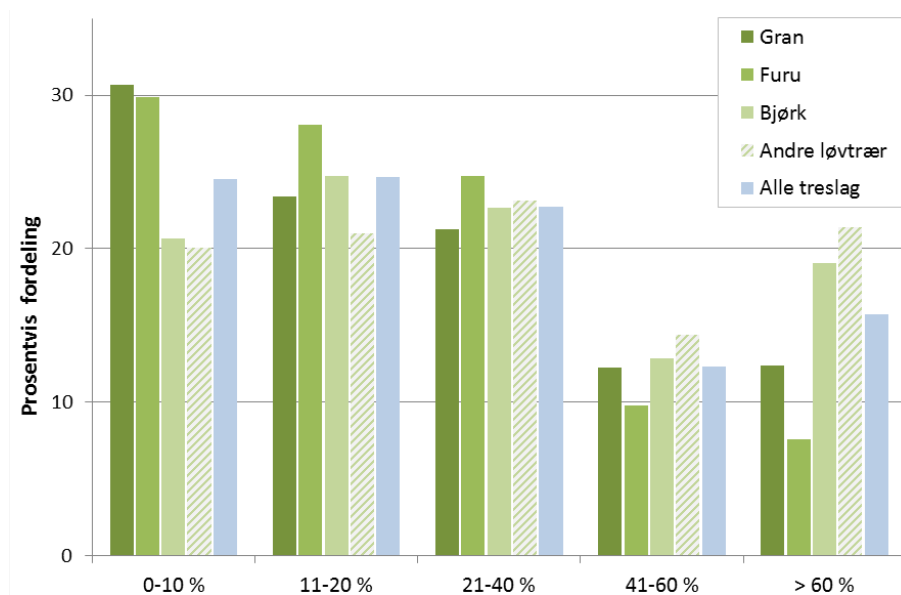
Hos de skadde gran- og furutrærne var det først og fremst nåler (hhv. 40 og 48 %) som var skadet (Figur 8), fulgt av skader på kvister og greiner (hhv. 22 og 29 %) og stamme (hhv. 27 og 14 %). Hos bjørk ble 43 % av skadene observert på bladene, 28 % på kvister og greiner og 22 % på stammen. Andre løvtrær hadde mest skader på stammen (39 %), mens 33 % av skadene var på kvister/greiner og 16 % på bladene. Det ble generelt registrert få skader på tretopper eller toppskudd og rot eller rothals.



Figur 8. Prosentvis fordeling av skader på de ulike delene av trærne registrert i 2018.

Skadeomfang

I gjennomsnitt for alle treslag hadde rundt halvparten (49 %) av de registrerte skadene bare et lite omfang i krona (≤ 20 % av krona skadet), 35 % hadde et moderat omfang (21-60 % av krona skadet), mens det var relativt få skader (16 %) som hadde et stort omfang (> 60 % av krona skadet). Hos gran hadde 12 % av skadene et stort omfang, hos furu bare 8 % (Figur 9). Hos bjørk og andre løvtrær hadde en større andel av skadene et stort omfang i kronene (hhv. 19 % og 21 %).



Figur 9. Prosentvis fordeling av skadeomfanget pr. treslag registrert i 2018.

Skadeårsaker

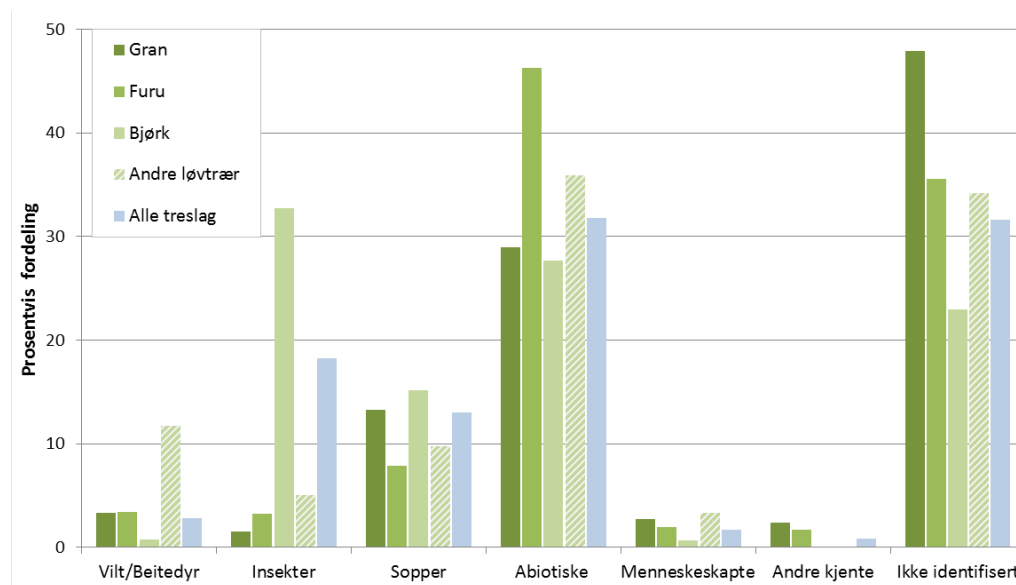
Av de skadde grantrærne var 29 % skadet av abiotiske faktorer med snø (snøbrekk), vind, tørke og frost som de viktigste årsakene. Sopper (nesten bare granrustsopp) forårsaket 13 % av skadene, vilt og beitedyr 3 % og insekter litt mer enn 1 % (Figur 10). På Østlandet dominerte abiotiske og soppskader på gran, på Sørlandet abiotiske skader, og på Vestlandet skader forårsaket av vilt og beitedyr og abiotiske faktorer. I Midt- og Nord-Norge var det en vesentlig høyere andel skader som ikke lot seg identifisere i felt enn i de andre landsdelene.

Den absolutt viktigste skadeårsaken hos furu som ble observert i 2018 var abiotiske faktorer med snø, tørke, frost og vind som de viktigste årsakene, som sto for nesten halvparten (46 %) av skadene. Til tross for de mange skogbrannene i 2018, var bare to furutrær på prøveflatene skadet av brann. Sopper (for det meste tyritopp-sopp og furuas knopp- og greintørkesopp) forårsaket 8 % av skadene. Vilt/beitedyr og insekter utgjorde 3 % hver av skadene på furu. Samtlige insektskader hos furu skyldtes furubarvepsangrep i Østfold. Abiotiske skader dominerte i alle landsdeler, men særlig på Sør- og Vestlandet, mens soppangrep på furu var vanligst i Midt-Norge.

Angrep av bjørkemålere gikk tilbake i 2018, særlig på Østlandet og i Nord-Norge, men preget fortsatt skadebildet i bjørkeskogen med 33 % av skadene på landsbasis. Skader med abiotiske årsaker utgjorde 28 %, de fleste av disse skyldtes snø (snøbrekk), tørke og vind. Sopper var ansvarlige for 15 % av skadene, med bjørkerustsopp som den viktigste enkeltårsaken. Bjørkerustsoppangrep forekom oftest i Nord-Norge. Abiotiske skader dominerte særlig på Vestlandet, men var også vanlige på Sør- og Østlandet.

Hos de andre løvtrærne hadde 36 % av skadene abiotiske årsaker, med snø, vind og tørke som de viktigste enkeltfaktorene, og disse var mest framtrædende på Sør- og Vestlandet. Vilt og beitedyr forårsaket 12 % av skadene og var et problem for løvtrærne særlig i Nord-Norge, mens sopp og insekter sto for hhv. 10 % og 5 % av skadene. Askeskuddsyken var den vanligste sopprelaterte skaden på Øst- og Vestlandet.

For alle treslag sett under ett ble det registrert flest skader forårsaket av abiotiske faktorer (32 %), fulgt av insekter (18 %), sopp (13 %), vilt og beitedyr (3 %) og menneskelige faktorer (2 %), mens for 32 % av skadene kunne årsakene ikke identifiseres i felt. Andelen uidentifiserte skadeårsaker var vesentlig høyere for gran (48 %) enn for de andre treslagene. Minst var andelen uidentifiserte skadeårsaker hos bjørk (22 %).

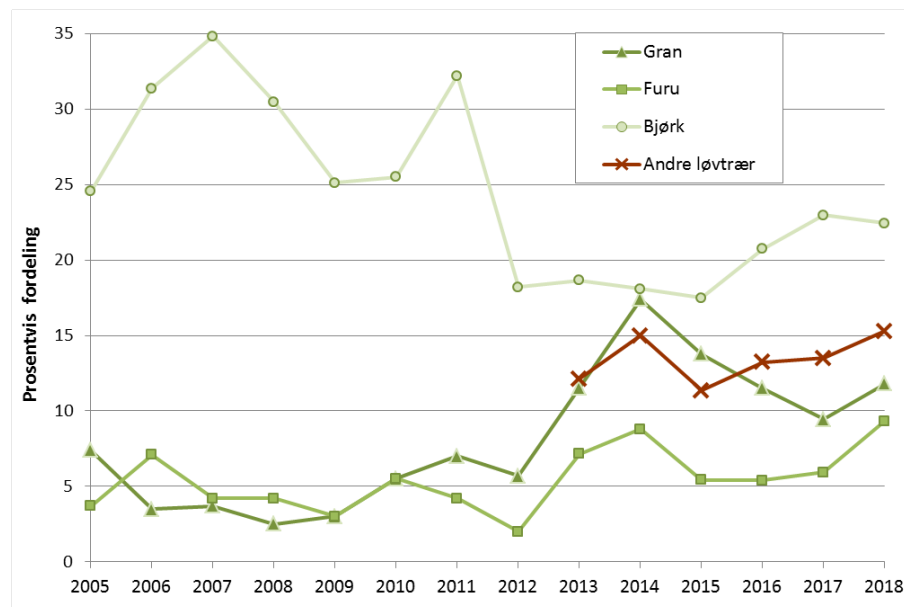


Figur 10. Prosentvis fordeling av grupperte skadeårsaker registrert i 2018.

Skadeutvikling over tid

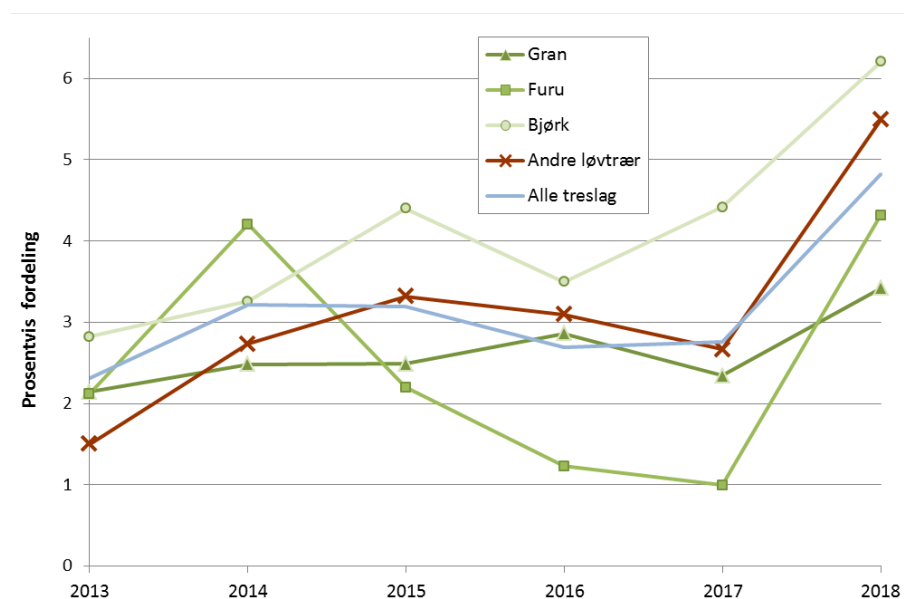
Hos gran økte skadenivået i 2018 i forhold til 2017 (Figur 11), men lå fortsatt under toppnivået i 2014 da det var veldig mye granrustsoppangrep. Angrep av granrustsopp fortsatte å minke i 2018, mens det var en økning i abiotiske skader (Figur 12) relatert til snø (-brekk) og tørke.

Skadenivået hos furu økte kraftig i 2018 og var på det høyeste nivået siden skaderegistreringene på furu startet i 2005 (Figur 11). Dette skyldes først og fremst en firedobling av antallet abiotiske skader sammenlignet med 2017 (Figur 12). Frekvensen av tørke-, frost- og snøbrekkskader økte spesielt mye.



Figur 11. Utvikling i samlet skadefrekvens hos gran, furu og bjørk 2005–2018 og hos andre løvtrær 2013–2018.

Bjørk har i de fleste årene siden 2005 hatt et betydelig høyere skadenivå enn gran og furu (Figur 11). Antall skader økte i 2016 og 2017 etter noen stabile år, men gikk noe ned i 2018. Det var en nedgang i antall målerskader i 2018, samtidig som antall tørkeskader, snøbrekk og bjørkerustsoppangrep økte.



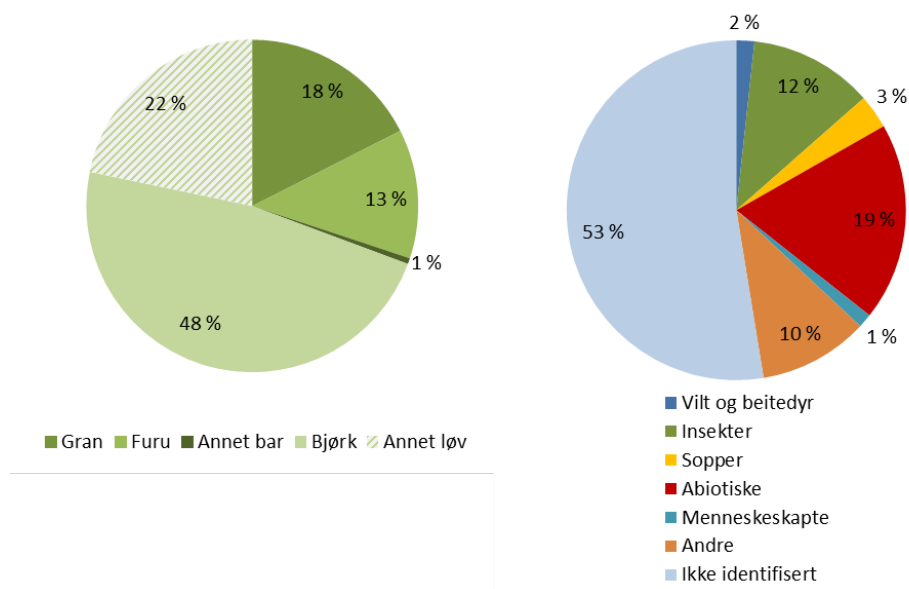
Figur 12. Utvikling i prosentandelen abiotiske skader hos gran, furu, bjørk og andre løvtrær 2013–2018.

Skadenivået hos andre løvtrær økte i 2018 og var på det høyeste nivået siden skaderegistreringene på disse løvtrærne startet i 2013 (Figur 11). Også her var det abiotiske skader som snø, vind og tørke som sto for det meste av økningen (Figur 12), mens antall insektskader gikk ned og nivået av sopp- og beiteskader var tilnærmet uforandret.

Samlet sett var det en sterk økning i antall abiotiske skader hos alle treslag. Andelen abiotiske skader var på det høyeste nivået siden 2013 for alle treslag (Figur 12).

Døde trær

Nesten halvparten (48 %) av trærne som hadde dødd på Landsskogtakseringens prøveflater siden forrige registrering på de samme flatene i 2013 var bjørketrær, 22 % var andre løvtrær, 18 % grantrær og 13 % furutrær (Figur 13, venstre). Den samlet sett viktigste årsaken som førte til trærns død var abiotiske faktorer, først og fremst snø, vind og tørke (Figur 13, høyre). Deretter var det insekter, sopper og vilt og beitedyr som forårsaket trærnes død. For mer enn halvparten av de døde trærne kunne dødsårsaken ikke fastslås med sikkerhet. Etter abiotiske faktorer var granbarkbiller den viktigste årsaken til at grantrær døde. Nesten halvparten av de døde furutrærne hadde symptomer på abiotiske årsaker. Hos bjørk var det målere som tok livet av flest trær.



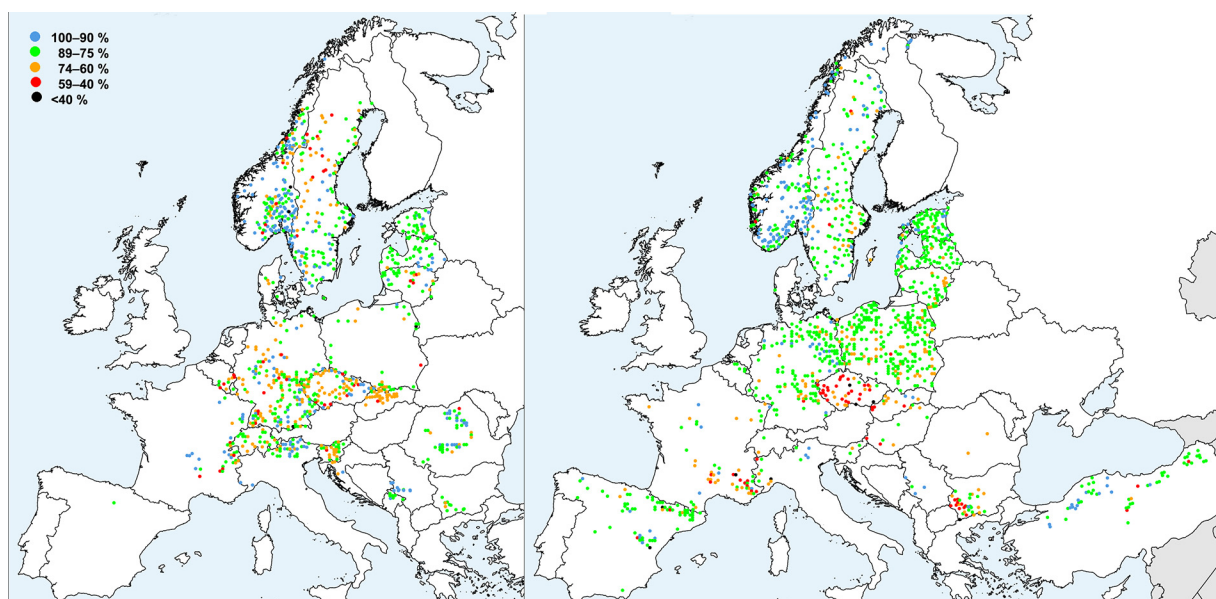
Figur 13. Trær på Landsskogtakseringens prøveflater som har dødd siden 2013. Prosentvis fordelt på treslag (venstre) og dødsårsak (høyre).

1.4 Diskusjon

Utvalget av flater og trær som inngår i overvåkingen varierer fra år til år som følge av Landsskogtakseringens metodikk med femårige omdrev der hver flate oppsøkes hvert femte år. Dermed kan både antall og alder av overvåkingstrærne variere fra år til år. En lavere gjennomsnittsalder hos de kronebedømte trærne i 2018 kan forklare noe av forbedringen i kronetetthet fra 2017 til 2018 (jf Timmermann m. fl. 2018). I tillegg kan det i enkelte år være få trær i utvalget i noen landsdeler, slik at man kan få betydelige tilfeldige variasjoner ved en regionvis evaluering av kronetetthet. Over tid vil likevel trender i utviklingen av kronetetthet bli tydelige i og med at de samme flatene og de samme trærne inngår i overvåkingen hvert 5. år (med unntak av flater og trær som har blitt avvirket, stormfelt o.l.). I 2018 var 96 % av prøveflatene de samme som i 2013. Andre metoder for framstilling av utvikling i kronetetthet enn endringer i gjennomsnittlig kronetetthet fra år til år bør vurderes. Metodikken gjør også at noen av de registrerte skadene kan være opptil 5 år gamle. Det er likevel for de fleste skadene mulig å skille mellom årets og eldre skader ved å kombinere årsak med symptomer og skadet del (jf. kap. 3.3.2).

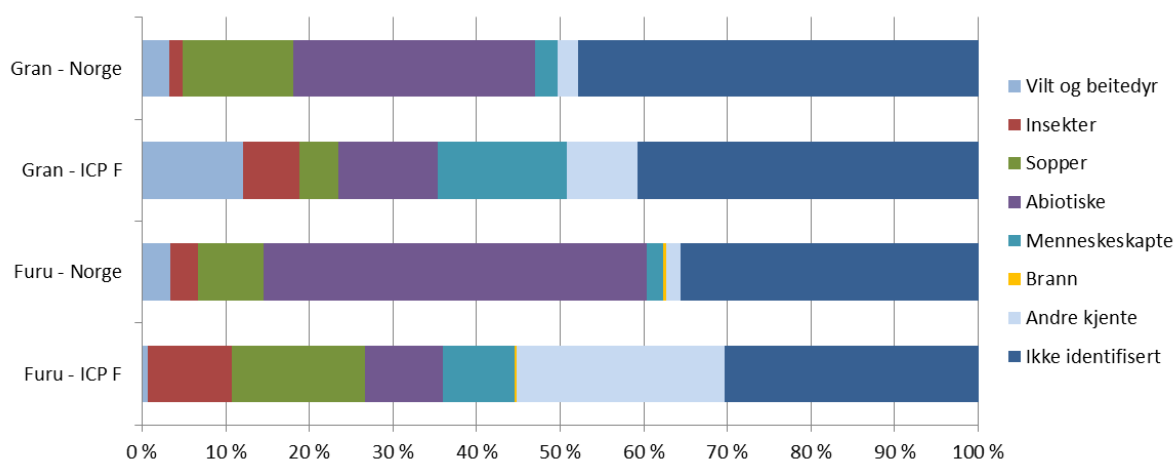
Det ble rapportert inn mange abiotiske skader på alle treslag i 2018. Det var også uvanlig at både snø og tørke dominerte skadebildet samme år. Dette har sin forklaring i store værmessige motsetninger i Sør-Norge dette året. Den lange og snørike vinteren 2017/18 førte til mange snøbrekkskader i skogen. Så, etter en meget kort vår, kom sommeren for fullt allerede i mai med langvarig tørke, etterfølgende skogbranner og andre tørkerelaterte skader. Når det likevel ble registrert økende kronetetthet og stort sett normalt grønne trekroner hos de fleste gran- og furutrærne, kan dette skyldes at effekten av tørken på barnålene i form av nåletap og misfarging først blir synlig etter noen måneder – og dermed etter at feltarbeidet er avsluttet. Nesten 40 % av flatene i Sør-Norge ble oppsøkt før midten av juli 2018, mens man kan forvente at noen tørkerelaterte skader først ble synlige seinere på sommeren eller tidlig på høsten – eller til og med først i 2019.

Både gran og furu finnes i de fleste europeiske land og utgjør hhv. 13 og 17 % av treantallet på ICP Forests' Level I flater (Potočić m. fl. 2019, Figur 14). Grunnet den store geografiske utbredelse og til dels vide økologiske nisjer, vil disse artene stå overfor svært forskjellige utfordringer mht. klima og skadelige sopp- og insektarter.



Figur 14. Forekomsten av gran (*Picea abies*, venstre) og furu (*Pinus sylvestris*, høyre) på ICP Forests Level I flater i 2018 (kart etter Potočić m. fl. 2019). Fargene på symbolene indikerer gjennomsnittlig kronetetthet på hver flate.

Fordelingen av skadeårsaker tyder på at det er forskjeller mellom Norge og andre europeiske land i hvilke skadegjørere som har størst betydning for helsetilstanden hos gran og furu (Figur 15). Mens hvert tredje grantre og annethvert furutre i Norge var skadd av abiotiske faktorer som snø, vind og tørke, hadde bare rundt hvert 10. bartre på ICP Forests Level I flater i andre europeiske land skader med abiotiske årsaker (Potočić m. fl. 2019). Det ble registrert nesten tre ganger så mange soppangrep på gran i Norge enn ellers i Europa, mens det for furu var motsatt med dobbelt så mange soppangrep i andre land enn i Norge. Insektangrep på gran og furu var mye vanligere på ICP Forests flatene i andre land i Europa enn på gran- og furutrærne i Norge. Og mens viltskader var likt fordelt mellom gran og furu i Norge, men ikke så vanlige, var slike skader ellers i Europa veldig utbredt på gran men nesten fraværende på furu. Andre faktorer som konkurranse mellom trærne (om lys, næring og kronerom) i tette bestand og menneskelig aktivitet hadde langt større betydning for bartrærnes, og særlig furuas, helsetilstand i det europeiske Level I nettet enn tilfellet var i Norge. Andelen uidentifiserte skadeårsaker på ICP Forests Level I flater var også vesentlig høyere for gran enn for andre treslag, men var likevel noe lavere ellers i Europa enn i Norge (Potočić m. fl. 2019, Figur 15).



Figur 15. Prosentvis fordeling av skadesymptomer på gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*) i den landsrepresentative skogovervåkingen i Norge og på ICP Forests Level I flater i 2018 (data for ICP Forests fra Potočić m. fl. 2019).

Litteraturreferanser

- Köhl, M. & San-Miguel-Ayanz, J. 2015. Criterion 2: Maintenance of Forest Ecosystem Health and Vitality. In FOREST EUROPE 2015: State of Europe's Forests 2015. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Michel, A., Prescher, A.K. & Schwärzel, K. (ed.) 2019. Forest condition in Europe: 2019 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.*
- Potočić, N., Timmermann, V., Ognjenović, M. & Kirchner, T. 2019. Tree crown condition in 2018. In: Michel, A., Prescher, A.K. & Schwärzel, K. (eds.) 2019. Forest condition in Europe: 2019 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., 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.
- 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>.
- Viken, K.O. 2018 Landsskogtakseringens feltinstruks – 2018. NIBIO BOK 4(6)2018: 147 s + vedlegg.

2 Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene

Volkmar Timmermann, Nicholas Clarke, Jørn-Frode Nordbakken (NIBIO), Wenche Aas og Sverre Solberg (NILU)

2.1 Innledning

På de intensive skogovervåkingsflatene (ICP Forests Level II) i Norge går man mer i dybden med analyser av skogøkologiske forhold og økosystemprosesser, som sammen med registrering av kronetilstand bidrar til en bedre forståelse av de enkelte stressfaktorens betydning for skoghelsen. De norske flatene er en del av ICP Forests' Level II nettverk med totalt ca. 500 flater i mange land i Europa. Det europeiske overvåkingsprogrammet framskaffer viktige data for karbonbudsjetter, om biomangfold, grunnvannskvalitet, næringssykluser og klimaendringens innvirkning på skogene. Våre norske data rapporteres årlig til ICP Forests og inngår dermed i den europeiske skogovervåkingen og rapporteringen (Seidling 2018, Michel m. fl. 2019). ICP Forests' langtidsserier brukes også i mange internasjonale studier² og vitenskapelige publikasjoner³.

2.2 Metoder

2.2.1 Overvåkingsflater

I Norge var det tre intensive skogovervåkingsflater i 2018 (Figur 16). 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. Overvåkingen startet i Birkenes i 1986, i Osen i 1987 og 10 år seinere i Hurdal i 1997.

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

Flatenavn	Treslag	Areal (daa)	Bonitet (H40)	Alder 2017	Hoh (m)	Tre-antall	Etablering	Vegetasjons-type	Startår
BI Birkenes	Gran	1,12	12,9	132	200	149	Naturlig	Bærlyngskog	1986
HU Hurdal	Gran	1,03	17,0	90	280	74	Naturlig	Blåbærskog	1996
OS Osen	Gran+furu	3,15	12,4	164	560	391	Naturlig	Bærlyngskog	1987

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

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



Figur 16. Lokalisering av de intensive overvåkingsflatene.

2.2.2 Måleprogram

Med unntak for luftmålinger har alle flatene et nesten identisk måleprogram. Metodene er iht. 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 analyser 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 i BI og HU, NIBIO i 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 skader og deres årsaker. 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. 2019). I 2018 ble svovel- og nitrogenforbindelser i luft målt på fire stasjoner i Fastlands-Norge (Birkenes, Hurdal, Kårvatn og Tustervatn), hvorav to er tilknyttet intensive skogovervåkingsflater (BI, HU). Innholdet av kalium, natrium, kalsium, magnesium og klorid i luft ble også bestemt. Prøver ble tatt døgnavis. I 2018 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 frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

Frittfallende nedbør og kronedrypp er samlet inn annenhver uke om vinteren og hver uke om sommeren, mens jordvann er samlet inn hver uke i den frost- og telefrie delen av året. Frittfallende nedbør er innsamlet på ei åpen flate nær skogen, mens kronedrypp er samlet inne i skogen omtrent 50 cm over bakken. Lysimeter for prøvetaking av jordvann 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). Prøvene ble slått sammen til en prøve for hver 4-ukers periode og kjemiske analyser ble utført på NIBIOs kjemiske laboratorium (Ogner m. fl. 1999). Volumveide årsmiddelkonsentrasjoner er beregnet for noen elementer og forbindelser i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann, mens pH er beregnet ut fra volumveide årsmiddelverdier av H⁺-aktivitet. Ledningsevne er ikke volumveid. 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⁻), der vi antar at Cl⁻ har sin opprinnelse kun fra sjøsalt og er upåvirket av økosystemprosesser i skogen.

Vegetasjonsanalyser

Bunnvegetasjonen i boreale skoger har mange økologiske funksjoner, og kunnskap om endringer i sammensetning og mengder av ulike arter er viktig for å si noe om skogens økologiske tilstand. I 2018 ble vegetasjonsanalyser utført i Birkenes. Overvåkingsflata i Birkenes ligger i blåbærdominert granskog i boreonemoral vegetasjonssone (sørboreal overtar fra drøyt 300 m o.h. i området) og klart oceanisk vegetasjonssesjon (Moen 1998). Berggrunnen i området består av granitt, som er dekket av morenejord av vekslende tykkelse. Høydeforskjellene i terrenget i inntil fem hundre meters avstand fra feltet er på 50–90 m, mens høydeforskjellene innen feltet er ca. 2 m. Vekst- og fuktighetsforhold varierer noe innen feltet.

Vegetasjonsovervåkingen foregår i permanent merkete flater plassert langs ytterkanten av den intensive skogovervåkingsflata på ca. 45x25 m. Til de første registreringene av artsmengder i tre-, busk-, felt- og bunnsjikt i 1986 ble 10 vegetasjonsflater à 1x1 m opprettet (OPS 1988). Ved andre registrering i 1991 ble antall vegetasjonsflater økt til 40, og ved tredje registrering i 1998 ble antallet økt til 50 (Solberg m. fl. 1999), som det har vært siden (Andreassen m. fl. 2004, 2009, Timmermann m. fl. 2014). De 50 vegetasjonsflatene gir et representativt utvalg av fastmarksvegetasjonen i området.

Prosent dekning har vært brukt som kvantitativt mål for artsmengder i samtlige vegetasjonsflater ved seks artsmengderegistreringer (1991, 1998, 2003, 2008, 2013 og 2018). For hver vegetasjonsflate ble enkeltarters dekning i tre-, busk-, felt- og bunnsjikt registrert (trær: > 2 m høyde, busk: 0,8 – 2,0 m høyde). Vegetasjonsanalysene er basert på datasett bestående av 41 til 50 vegetasjonsflater. Antall vegetasjonsflater i 2018 datasettet var 47, en vegetasjonsflate hadde gått tapt pga. rotvelt (nr. 13), og to flater ble ikke gjenfunnet (nr. 46 og 48).

Artsmengder i form av smårutefrekvens (dvs. antall småruter med artsforekomst, basert på oppdeling av 1 m² vegetasjonsflater i 25 småruter) er alle år angitt for de opprinnelige 10 første vegetasjonsflatene. Fra 2003 har artenes dekning også blitt vurdert for 5 makroflater à 7x10 m som er plassert i randsona utenfor overvåkingsflata. Vi benytter makroflatene kun for å registrere tilleggssarter. Samtlige vegetasjonsflater fotograferes i forbindelse med registreringene.

Willcoxon ettutvalgstest for parete data (Salkind 2007) ble brukt for å undersøke om det er signifikante forskjeller i arters mediandekning i ulike analyseår. Test ble ikke utført dersom arten forekom i færre enn 4 vegetasjonsflater. 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

Birkenes

Gjennomsnittlig kronetetthet hos gran på den intensive overvåkingsflata i Birkenes var 80,8 % i 2018. I forhold til 2017 betyr dette en svak forbedring i kronetilstanden (Figur 17). Bare 4 trær hadde en kronetetthet lavere enn 75 % i Birkenes. Det ble ikke registrert misfarging på trærne i Birkenes. Derimot var det mye snøbrekk og vindfall i og rundt flata som følge av den snørike vinteren (se Figur 23 i kap. 2.4), og hele 14 av overvåkingstrær hadde toppbrekk mens 6 trær var døde pga. stammebrekk eller vindfelling. Som følge av avdøingen og det høye skadenivået hos andre trær har antall prøvetrær som kunne kronebedømmes blitt kraftig redusert på flata i Birkenes.

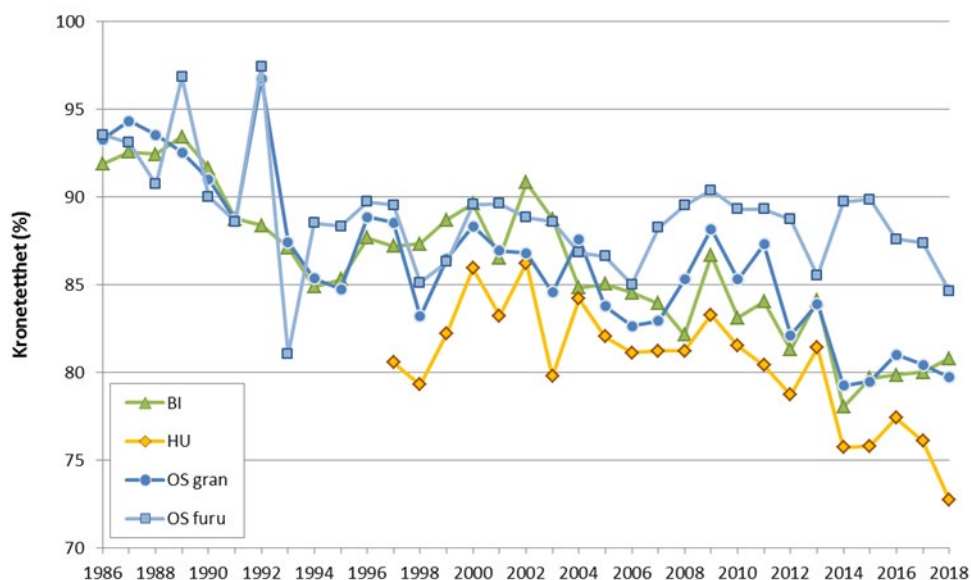
Hurdal

Gjennomsnittlig kronetetthet hos gran i Hurdal i 2018 var med 72,7 % på det laveste nivået siden overvåkingen startet her i 1996 (Figur 17). I forhold til 2017 betyr dette en kraftig forverring i kronetilstanden (-3,4 %-poeng). Som tidligere hadde flata i Hurdal lavest kronetetthet av alle overvåkingsflater, og gjennomsnittet for trærne på flata lå for første gang i overvåkingsperioden under 75 %. Etter definisjonen i Lorenz m. fl. (2009) må derfor hele bestanden anses som skadet. Hele 44 % av grantrærne hadde en kronetetthet lavere enn 75 % i 2018. Fem av disse trærne var sterkt skadet med kronetetthet lavere enn 40 %. Skuddavdøing ble observert på 5 grantrær i Hurdal, og kan blant annet skyldes honningsoppangrep (toppskranting) eller tørke. En skade av det litt mer kuriøse slaget var store hull på stammen av et tre, laget av en svartspett på jakt etter føde. 43 % av grantrærne i Hurdal var misfarget i varierende grad, og 8 grantrær hadde mer enn 25 % misfarging. Det var ingen nye døde trær i Hurdal, men flere av de sterkest skadde trærne forventes å dø i løpet av noen få år.

Osen

Gjennomsnittlig kronetetthet hos gran i Osen var 79,7 % i 2018, en svak forverring av kronetilstanden i forhold til 2017. Kronetettheten hos gran i Osen har vært relativt lav (rundt 80 %) siden 2014 (Figur 17). De fleste grantrærne i Osen var normalt grønne i 2018. Kronetetthet hos furu i Osen var med 84,6 % nesten 3 %-poeng lavere enn i 2017. På furutrærne i Osen ble det registrert noe økende misfarging i 2018. 13 grantrær og 3 furutrær hadde en kronetetthet lavere enn 75 % i 2018, og ett av

furutrærne som er angrepet av tyritoppopp var sterkt skadd med lav kronetetthet (30 %) og mye misfarging. Det var 3 nye døde grantrær, to av disse var undertrykte, mens et dominant tre hadde dødd som følge av stammebrekk.



Figur 17. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet over tid for gran og furu på de intensive overvåkingsflater i Birkenes (BI) og Osen (OS) fra 1986 og i Hurdal (HU) fra 1996.

2.3.2 Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Svovel- og nitrogenforbindelser

I 2018 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. I Hurdal ble den høyeste konsentrasjonen av nitrogendioksid (NO₂) observert, noe som skyldes utslipp fra veitrafikken i denne regionen.

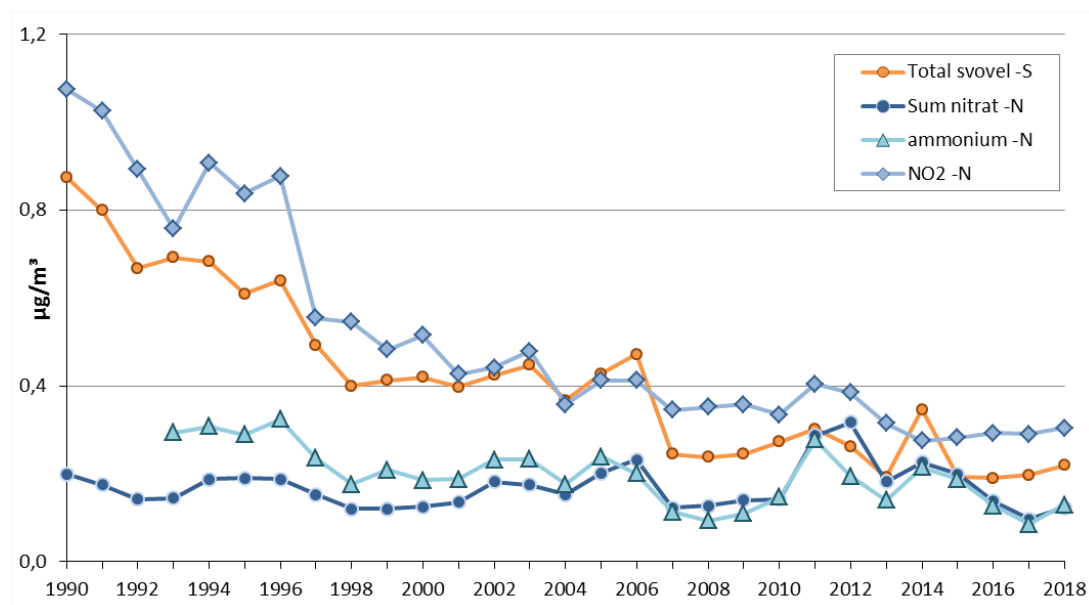
Både tørr- og våtavsetning av svovel- og nitrogenkomponenter var større om sommeren enn om vinteren. Bidraget av tørravsett svovel til den totale avsetning var 25–29 % om sommeren og 4–22 % om vinteren. Tørravsetningen for nitrogenkomponenter bidrar med 23–43 % i sommerhalvåret og 4–21 % på vinteren.

Tabell 4. Årsmiddelkonsentrasjoner (µg/m³) av luftkomponenter på norske bakgrunnsstasjoner i 2018.

Stasjon	SO ₂ µg-S/m ³	SO ₄ ²⁻ µg-S/m ³	NO ₂ µg-N/m ³	sum NO ₃ ⁻ µg-N/m ³	NO ₃ µg-	sum NH ₄ ⁺ 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	0,10	0,26	0,32	0,24	0,19	0,47	0,25	0,06	0,05	0,06	0,54	0,45
Hurdal	0,04	0,18	0,60	0,13	0,09	0,29	0,13	0,02	0,04	0,05	0,14	0,16
Kårvatn	0,03	0,12	0,18	0,05	0,04	0,60	0,06	0,02	0,04	0,03	0,18	0,15
Tustervatn	0,04	0,13	0,11	0,04	0,03	0,35	0,06	0,03	0,02	0,04	0,37	0,25

Konsentrasjonene av nitrogen- og svovelkomponenter i luft og nedbør i 2018 var noe høyere enn i 2017 (Figur 18). Men det har vært en betydelig nedgang i disse nivåene i et lengre perspektiv. Reduksjonene for svoveldioksid med 1980 som referanseår er beregnet til å være nesten 100 % og for sulfat i luft 86–91 %. Med 1990 som referanseår var det 78–93 % reduksjon for svoveldioksid og 73–81 % for sulfat i luft, mens fra 2000 hhv. 58–62 % og 50–61 % reduksjon. Tilsvarende reduksjoner er sett i nedbør.

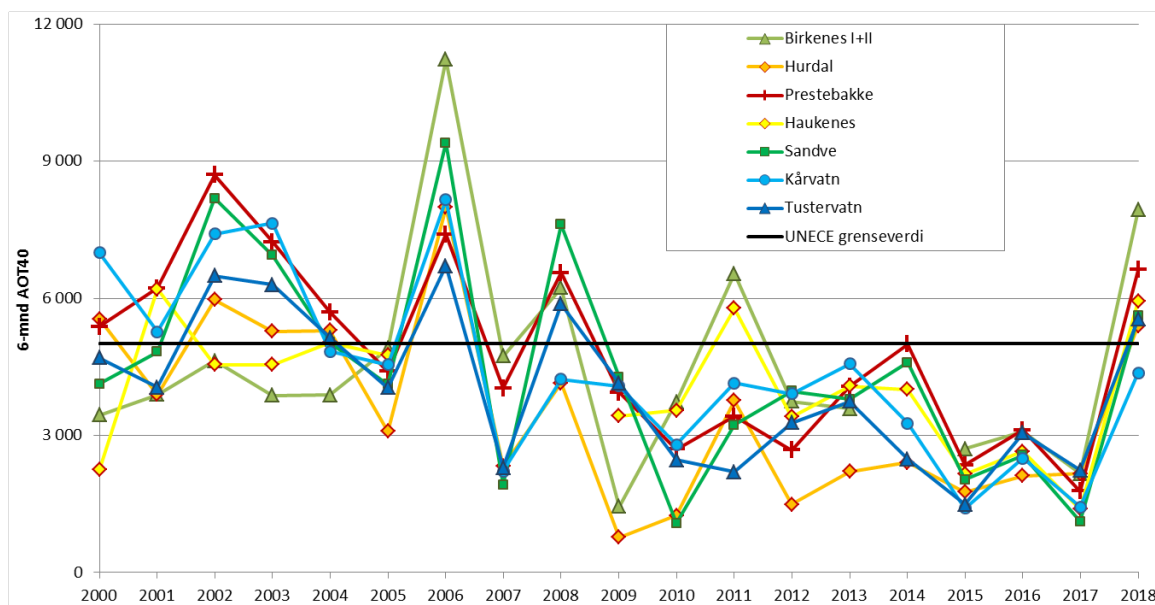
Årsmiddelkonsentrasjonen av ammonium i luft viser en signifikant reduksjon på ca. 50 % fra 1990. For summen nitrat + salpetersyre (HNO_3) og sum ammoniakk (NH_3) + ammonium har det derimot vært en økning i konsentrasjonsnivået på flere stasjoner, muligens pga. av endringer i lokale og regionale utslipp og endringer i atmosfærens kjemiske sammensetning. Det har imidlertid vært en tydelig og signifikant nedgang for NO_2 (39–68 %) på alle stasjoner med målinger fra 1990 og mellom 34–47 % fra 2000. I nedbør har det vært en reduksjon på ca. 40 % både i nitrat og ammonium på de fleste stasjoner siden 1990.



Figur 18. 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) 1990–2018.

Ozon

I 2018 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. 2018 var et år med forhøyede ozonnivåer gjennom hele sommersesongen selv om maksimumsnivåene ikke var veldig høye. Dette var mest markant på stasjonene i den sørlige delen av landet. De forhøyede ozonnivåene i sommersesongen skyldes de ekstreme værforholdene i Sør-Norge i 2018 med langvarig varme og tørke.



Figur 19. Seksmåneders AOT40-verdi (april–september) for årene 2000–2018. UNECEs grenseverdi på 5000 ppb-timer for skog er markert i figuren. AOT40 = Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 ppb (=80 µg/m³).

EUs grenseverdi («target value») for ozon knyttet til beskyttelse av skog og vegetasjon har ikke blitt overskredet på mange år i Norge, men i 2018 ble langtidsmålet for beskyttelse av landbruksvekster (3-mnd AOT40 < 3000 ppb-timer) overskredet på fem stasjoner i Sør-Norge. En så omfattende overskridelse har ikke forekommet i landet på over 10 år. I 2018 var 3-måneders AOT40 (mai–juli) på Birkenes den nest høyeste verdien som har blitt målt i Norge siden starten av 1990-tallet. 6-måneders AOT40 (april–september) var tilsvarende høyt på de norske stasjonene, og UNECEs grenseverdi på 5000 ppb-timer for skog ble overskredet på 6 av 7 stasjoner i 2018 (Figur 19).

2.3.3 Kjemiske elementer i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

Nedbør og kronedrypp

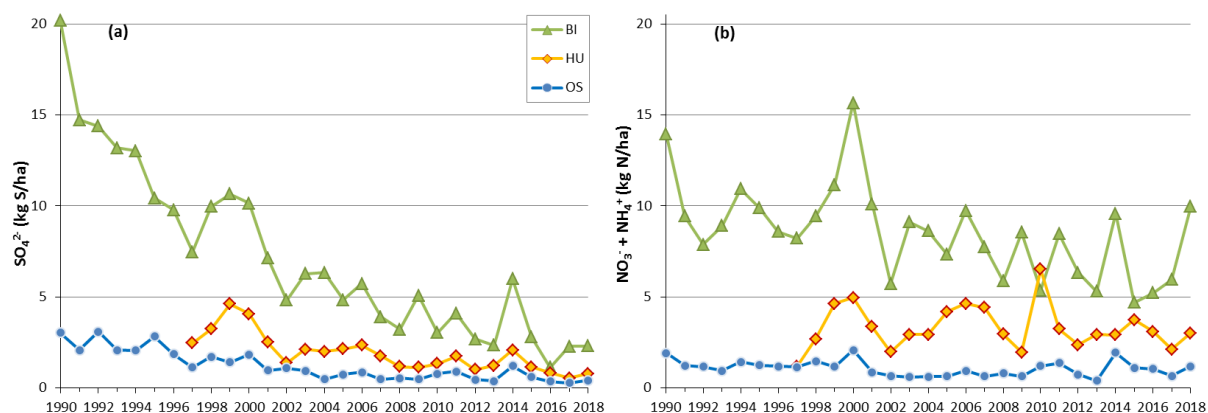
Nedbørsmengde (mm), pH, og beregnet deposisjon (årlige mengder per hektar, dvs. konsentrasjon ganget med vannmengde) av forskjellige grunnstoffer og forbindelser i frittfallende nedbør og kronedrypp er vist i Tabell 5.

Tabell 5. Nedbørsmengde (mm), pH, og deposisjon av kjemiske grunnstoffer og forbindelser (kg/ha/år) i 2018.

Tot-N = total N, nm = ikke-marint, M = manglende verdi. Data for frittfallende nedbør i BI og HU er fra NILU, øvrige data fra NIBIO.

Flate	mm	pH	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Tot-N	SO ₄ -S	nmSO ₄ -S	Ca	K	Mg	Na	Cl ⁻
Frittfallende nedbør:												
BI	1515	4,95	6,73	6,55	M	3,10	0,97	2,16	1,37	2,71	22,65	39,47
HU	901	5,04	2,78	2,70	M	1,56	1,17	1,25	0,91	0,57	4,38	7,26
OS	476	5,23	0,90	1,14	2,48	1,00	0,84	0,38	0,49	0,11	1,60	2,71
Kronedrypp:												
BI	1384	5,18	5,40	4,57	12,46	6,09	2,31	4,85	16,27	4,44	37,38	70,32
HU	604	5,23	1,57	1,45	4,17	1,33	0,79	1,27	8,50	0,53	4,72	9,72
OS	427	5,02	0,81	0,38	2,22	0,68	0,42	1,07	7,66	0,48	2,16	5,08

Som tidligere er avsetning av forsurende stoffer (uorganisk nitrogen og ikke-marint sulfat) høyere i Birkenes enn i Hurdal og Osen. Figur 20 viser langtidstrender i deposisjon av (a) ikke-marint sulfat (SO_4^{2-}) og (b) uorganisk nitrogen ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) i kronedrypp på de tre intensive overvåkingsflatene.



Figur 20. Langtidstrender i (a) ikke-marint SO_4^{2-} og (b) uorganisk nitrogen ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) i kronedrypp i kg/ha.

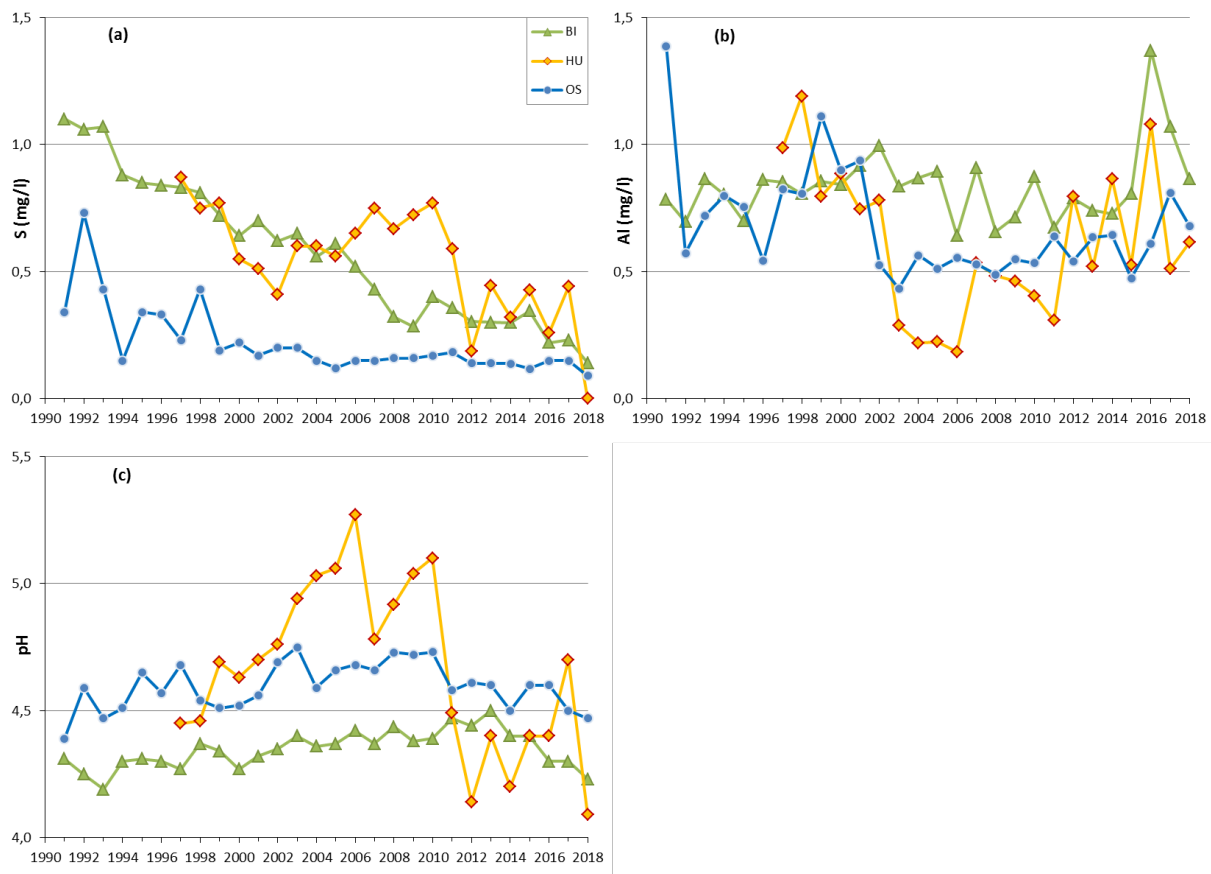
Jordvann

Tabell 6 viser volumveide årsmiddelkonsentrasjoner av kjemiske grunnstoffer og forbindelser (unntatt ledningsevne, som ikke er volumveid) og pH i jordvann i 2018.

Tabell 6. Volumveide middelkonsentrasjoner (mg/l) av kjemiske grunnstoffer og forbindelser i jordvann i 2018, der Led = ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$, ikke volumveid), Tot = total, nm = ikke marint, DOC = løst organisk karbon, M = manglende verdi, * = platelysimeter, øvrige lysimeter er sonder.

Flate	Sjikt	Led	pH	Tot- Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	Tot- N	$\text{SO}_4\text{-S}$	nm $\text{SO}_4\text{-S}$	Cl	DOC
BI	15*	40	4,2	0,86	0,16	0,16	0,14	0,18	0,001	3,06	0,03	0,03	0,43	0,39	0,14	4,5	19,2
BI	40	29	4,7	0,47	0,14	0,08	0,15	0,26	0,002	3,54	0,03	0,03	0,15	0,91	0,61	5,6	4,0
HU	5	M	4,2	1,65	0,25	0,31	1,60	0,10	0,048	1,47	0,12	0,03	0,86	0,13	0,05	1,6	M
HU	15	M	4,1	0,61	0,19	0,19	0,68	0,07	0,041	1,23	0,16	0,03	0,74	0,09	0,00	2,2	M
HU	40	33	4,2	1,93	0,21	0,62	0,42	0,09	0,007	1,94	0,02	0,03	0,70	0,11	0,07	0,7	44,4
OS	5	18	4,3	0,94	0,48	0,64	0,49	0,43	0,080	1,29	0,16	0,09	0,95	0,17	0,07	1,8	M
OS	15	13	4,5	0,68	0,37	0,72	0,54	0,39	0,017	1,30	0,15	0,09	0,69	0,16	0,09	1,4	18,6
OS	40	7	4,9	0,53	0,16	0,06	0,47	0,17	0,017	0,84	0,02	0,09	0,23	0,30	0,22	1,4	8,2

Langtidstrender for total aluminium (Al), ikke-marint sulfat og pH i 15 cm dybde på de tre intensive overvåkingsflatene er vist i Figur 21 a, b og c.



Figur 21. Langtidstrender i (a) ikke-marint $\text{SO}_4\text{-S}$ (mg/l), (b) total Al (mg/l) og (c) pH i jordvann fra 15 cm-sjiktet.

2.3.4 Vegetasjonsanalyser

I det følgende gis en kort beskrivelse av endringer i vegetasjonen i Birkenes fra 1991 til 2018.

I alt 42 arter har blitt registrert i vegetasjonsflatene i Birkenes i årenes løp (Tabell 7), hvorav 17 ble påvist ved de seks registreringene utført fra og med 1991. Antall arter økte for hver registrering, fra 20 (1991), via 26 (1998), 31 (2003), 32 (2008), 34 (2013), til 38 (2018).

Seks arter ble funnet ved alle registreringer fra og med 1998 (bergsigd (*Dicranum fuscescens*), krussigd (*D. polysetum*), ribbesigd (*D. scoparium*), kystjammemose (*Plagiothecium undulatum*), blomsterlav (*Cladonia bellidiflora*) og grå reinlav (*C. rangiferina*)), mens eik (*Quercus* sp.) og prakthinnemose (*Plagiochila asplenoides*) ble registrert alle år fra og med 2003. Skogstjerne (*Trientalis europaea*) og skogskjeggmosse (*Barbilophozia barbata*) kom med fra 2008. Lyngskjeggmosse (*Barbilophozia floerkei*), storstylte (*Bazzania trilobata*), stubbeblonde (*Lophocolea heterophylla*) og grokornflik (*Lophozia ventricosa*) ble kun påvist i 2013 og 2018, mens hårfrytle (*Luzula pilosa*), einstape (*Pteridium aquilinum*) og flettemose (*Hypnum cupressiforme*) kun ble registrert i 2018. Skrubbær (*Cornus suecica*) ble bare funnet i 2003, mens linnea (*Linnea borealis*) kun ble registrert i 1998 og 2018. Fjærmose (*Ptilium crista-castrensis*) ble ikke registrert i 1998, mens blåmose (*Leucobryum glaucum*) ikke ble notert for 2013 og 2018.

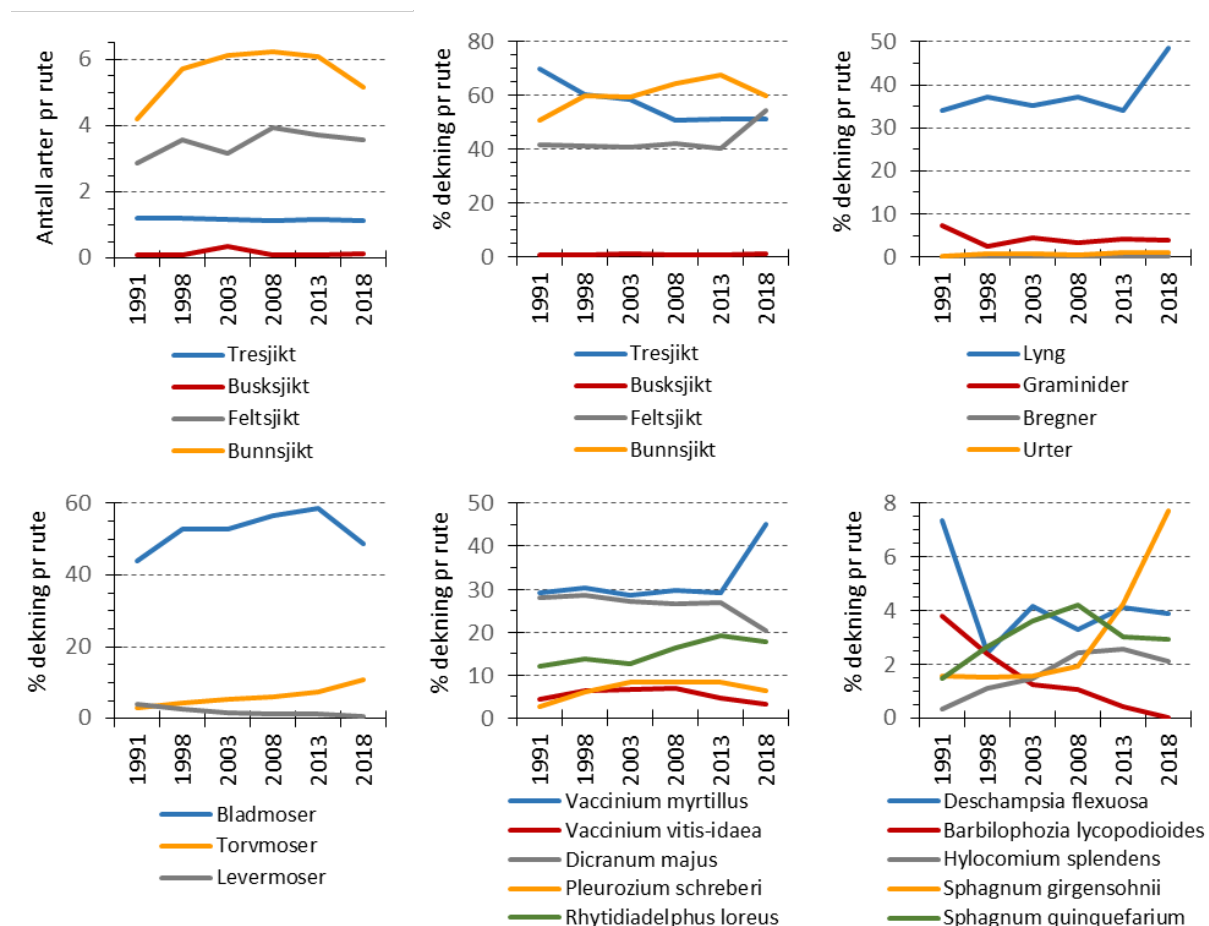
Fra et gjennomsnitt på 7,1 arter pr vegetasjonsflate (1 m²) i 1991 økte antallet til 10,2 i 2008, før det igjen sank til 8,1 i 2018. I hvert av de seks analyseårene utgjorde arter i bunnsjiktet hoveddelen av artsantallet (59–65 % av artene). I de fem makroflatene ble det registrert 38 arter i overvåkingsperioden, hvorav fire som ikke fantes i vegetasjonsflatene: einer (*Juniperus communis*), stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*), blåmose og gaffellav (*Cladonia furcata*). Sju arter som er funnet i

vegetasjonsflatene, men ikke i makroflatene var: skrubbeær (*Chamaepericlymenum suecicum*), skogskjeggrose, lyngskjeggrose, stubbeblonde, flettemose, blåmose og fjærmose.

Tabell 7. Gjennomsnittlig prosent dekning av arter i vegetasjonsflatene (1x1 m) i Birkenes i 1991–2018. Kort strek betyr at arten mangler. P angir signifikante endringer, P <0,05 (↓ reduksjon, ↑ økning) basert på Wilcoxon-test for sannsynligheten for at dekningsdata fra to ulike år er like.

Vitenskapelig artsnavn	Norsk artsnavn	Prosent dekning											
		1991	1998	p	2003	p	2008	p	2013	p	2018	p	p 1991 vs 2018
<i>Betula pubescens</i> Tre	Dunbjørk T	3,2	3,4		3,5		2,6		4,2		3,7		
<i>Betula pubescens</i> Busk	Dunbjørk B	<0,1	0,1		0,1		0,1		0,1		0,1		
<i>Betula pubescens</i> Felt	Dunbjørk F	0,1	0,6		0,1		0,8		0,6		0,4		
<i>Picea abies</i> Tre	Gran T	65,2	55,3	↓	53,7		47,1	↓	45,6		45,2		↓
<i>Picea abies</i> Busk	Gran B	0,5	0,8		0,6		0,7		0,7		0,7		
<i>Picea abies</i> Felt	Gran F	0,1	0,6	↑	0,1	↓	0,8	↑	0,6	↓	0,4	↓	↑
<i>Pinus sylvestris</i> Tre	Furu T	1,6	1,6		1,2		1,3		1,3		2,2		
<i>Pinus sylvestris</i> Busk	Furu B	-	-		<0,1		-		-		-		
<i>Pinus sylvestris</i> Felt	Furu F	-	-		<0,1		-		-		-		
<i>Quercus sp.</i> Felt	Eik F	-	-		<0,1		0,1		0,1		0,1		
<i>Sorbus aucuparia</i> Busk	Rogn B	0,1	0,1		0,3		0,1		0,2		0,5		
<i>Sorbus aucuparia</i> Felt	Rogn F	0,1	0,3	↑	0,1	↓	0,2		0,1		0,1		
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	0,4	0,4		0,4		0,3		0,4		0,1		
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	29,1	30,3		28,4		29,8		29,0		45,1	↑	↑
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	4,4	6,3		6,1		7,0	↑	4,7	↓	3,3	↓	
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Smyle	7,3	2,5	↓	4,1	↑	3,3	↓	4,1		3,9		↓
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	-	-		-		-		-		<0,1		
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	<0,1	0,1		0,1		0,1		0,1		0,1		
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	-	-		-		-		-		0,1		
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbeær	-	-		<0,1		-		-		-		
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	-	<0,1		-		-		-		<0,1		
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	0,2	0,7	↑	0,8		0,5	↓	1,0	↑	1,0		↑
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	-	-		-		<0,1		<0,1		<0,1		
<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggrose	-	-		-		<0,1		0,1		<0,1		
<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggrose	-	-		-		-		0,3	↑	0,1	↓	
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggrose	3,8	2,4	↓	1,2	↓	1,1	↓	0,4	↓	0,0	↓	↓
<i>Bazzania trilobata</i>	Storstylte	-	-		-		-		<0,1		<0,1		
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde	-	-		-		-		<0,1		0,1		
<i>Lophozia ventricosa</i>	Grokornflik	-	-		-		-		0,2	↑	0,1	↓	
<i>Plagiochila asplenioides</i>	Prakthinnemose	-	-		<0,1		<0,1		<0,1		<0,1		
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	0,1	0,4	↓	0,3		0,3		0,1	↓	0,1		
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	-	0,4	↑	0,4		0,5		0,2		0,2		↑
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	28,1	28,4		27,3		26,7		26,8		20,3	↓	↓
<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd	-	0,3		0,1		<0,1		0,1		<0,1		
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	-	1,0	↑	1,1		1,3		1,0	↓	0,8	↓	↑
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjehusmose	0,4	1,1	↑	1,5	↑	2,4	↑	2,6		2,1		↑
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	-	-		-		-		-		<0,1		
<i>Leucobryum glaucum</i>	Blåmose	0,1	0,2		0,2		<0,1		-		-		
<i>Plagiothecium laetum</i>	Jamnemoser	-	-		0,1		0,1		0,1		0,1		
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjammose	-	0,5		0,3		0,3		0,4		0,6		
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	2,8	6,0	↑	8,3	↑	8,3		8,3		6,4	↓	
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikkemose	-	-		-		<0,1		-		-		
<i>Polytrichum formosum</i>	Kystbjørnemose	0,7	1,2		0,8		0,7		0,3		0,1	↓	
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose	<0,1	-		0,1	↑	0,1		0,1		0,1		
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransemose	12,0	13,6		12,7		16,4	↑	19,1	↑	17,8		
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose	1,6	1,5		1,6		2,0		4,3		7,7		
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose	1,5	2,7		3,6	↑	4,2		3,0		3,0		
<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav	-	<0,1		<0,1		<0,1		<0,1		<0,1		
<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav	-	<0,1		<0,1		<0,1		<0,1		<0,1		
Antall arter		21	27		31		33		35		39		

Tresjiktet over vegetasjonsflatene hadde i 1991 en gjennomsnittlig dekning på 70 %. I årene fram til 2008 sank dekningen til 51 %, et nivå som ble beholdt de to siste registreringene. Hoveddelen av tresjiktet besto av gran (som gikk tilbake fra 65 % dekning i 1991 til 45 % i 2018), dunbjørk (< 4,2 % dekning) og furu (< 2,2 % dekning) (Figur 22, Tabell 7). Busker av gran og furu forekom kun i et fåtall vegetasjonsflater. Antall vegetasjonsflater med småplanter av gran (< 80 cm) varierte mellom år, fra 4 i 2003 til 39 i 2018. Småplanter og busker av rogn forekom i inntil 10 vegetasjonsflater.



Figur 22. Endringer i gjennomsnittlig artsantall og dekning pr. rute for artsgrupper og arter fra 1991 til 2018.

Med sine 11 arter (foruten småplanter av gran, furu og rogn) er **feltsjiktet** relativt artsfattig. I gjennomsnitt dekket feltsjiktet om lag 40 % av vegetasjonsflatene ved de fem første registreringene, men dekningen hadde økt til nær 55 % ved siste registrering. Lyng utgjorde i alle år mer enn 4/5-deler av feltsjiktet, og dekket ved de fem første registreringene i gjennomsnitt 34–37 % av hver vegetasjonsflate. Ved den siste registreringen hadde lyngdekningen økt til drøyt 48 % fordi blåbær (*Vaccinium myrtillus*) (Figur 22), som er den dominerende arten i feltsjiktet og forekom i samtlige vegetasjonsflater ved alle seks analysetidspunkter, økte sin dekning med 16 % fra nest siste til siste registrering. Tyttebær (*V. vitis-idaea*) forekom i mer enn $\frac{3}{4}$ av vegetasjonsflatene alle år, men dekningen varierte fra 3,3 til 7,0 % i overvåkingsperioden.

Graset smyle (*Avenella flexuosa*) ble registrert i litt over halvparten av vegetasjonsflatene alle år, bortsett fra det første. Med unntak av en gjennomsnittlig dekning på 7,1 % pr vegetasjonsrute første år har dekningen varierte fra 2,5 til 4,1 %. Blåtopp (*Molinia caerulea*) ble kun registrert i små mengder i inntil tre vegetasjonsflater hvert av årene.

Karsporeplanter har vært fraværende inntil einstape (*Pteridium aquilinum*) dukket opp i to vegetasjonsflater ved siste registrering.

Samlet gjennomsnittlig dekning for de få urtene som fantes i vegetasjonsrutene var mindre enn 1 % i hele overvåkingsperioden. Maiblom (*Maianthemum bifolium*) ble påvist i omtrent halvparten av vegetasjonsflatene hvert år, mens linnea, skrubbær og skogstjerne ble registrert i inntil to vegetasjonsflater inntil tre av årene.

For **bunnsjiktet** økte gjennomsnittlig dekning frem til 2013, hvorpå dekningen sank fram til 2018 (Figur 22). Dekningen til de 14 bladmoseartene økte fra 44,1 % i 1991 til 58,8 % i 2013, etterfulgt av en reduksjon til 48,6 % i 2018. Foruten blanksigd mose (*Dicranum majus*), som holdt seg stabil fram til 2013, økte dekningen til kystkransmose (*Rhytidiadelphus loreus*), furumose (*Pleurozium schreberi*), og etasjehusmose (*Hylocomium splendens*) signifikant for flere perioder fram til 2013. Blanksigd og furumose var blant de artene som gikk signifikant tilbake fra 2013 til 2018.

2.4 Diskusjon

Trærnes kronetilstand

Det var store variasjoner 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. 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 tydelig trend med synkende kronetetthet over tid for gran i Birkenes og Osen som delvis kan tilskrives trærnes økende alder, mens en tilsvarende trend først inntreffer fra 2004 i Hurdal. Flata i Birkenes har vært preget av topp- og snøbrekk, særlig i perioden 1988–1993 og i årene etter 2003. Enkeltrær på flata i Hurdal er sterkt preget av råteskader med lav kronetetthet og mye misfarging som følge, og flere trær på flata har dødd de seinere årene som følge av slike skader, ofte i kombinasjon med andre faktorer (vindfelling). Det er sannsynlig at tørkesommeren 2018 medvirket til å svekke trærnes helsetilstand i Hurdal. Feltarbeidet på denne flata ble først utført tidlig i oktober, slik at tørkeskader i form av nåletap og misfarging kanskje allerede var synlige. Kronetettheten for furu i Osen har vært relativt stabil siden midten av 1990-tallet, uten tydelig trend i utviklingen over tid, men har vært synkende de siste tre årene.

Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Det at vi målte rekordhøye ozonverdier (AOT) i 2018 selv om det har vært store reduksjoner i utslippene av ozondannende forløpere (NO_x og flyktige organiske forbindelser, VOC) i Europa, illustrerer den sterke koblingen mellom klima og nivået av bakkenært ozon.

Man skal likevel være forsiktig med å knytte de høye AOT₄₀-verdiene i 2018 direkte til effekter på vegetasjonen. Opptak i vegetasjon utgjør en viktig tapsmekanisme for ozon i den nedre atmosfæren, men under tørkesituasjoner som den man opplevde i 2018, vil plantene som en forsvarsmekanisme lukke spalteåpningene for å redusere tapet av fuktighet, og dermed vil også opptaket av ozon reduseres. Det er svært sannsynlig at dette var en medvirkende grunn til at luftkonsentrasjonene av ozon sommeren 2018 ble så høye som de ble. Med andre ord ble mindre ozon tatt opp av plantene, og dermed ble mer ozon værende i atmosfæren.

Slike forhold er grunnen til at man har gått bort fra å relatere vegetasjonsskader direkte til AOT-verdiene. Nyere forskning på ozonskader opererer derimot med begrepet POD (Phytotoxic ozone dose) som er et mål på den reelle fluksen av ozon inn i plantene (Mills m. fl. 2011). Denne størrelsen avhenger bl.a. av jordfuktigheten og gir dermed en ganske annen geografisk fordeling av potensielle ozonskader enn AOT₄₀.

De høyeste nivåene av svovel- og nitrogenforbindelser i luft ble målt i Birkenes som tidligere. Dette skyldes fortsatt langtransportert forurensning fra kontinentet. I Hurdal ble den høyeste konsentrasjonen av nitrogendioksid målt, noe som skyldes utslipp fra veitrafikken i denne regionen.

Kjemiske elementer i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

Avsetning av ikke-marint sulfat ble sterkt redusert på 1990-tallet og i begynnelsen av 2000-tallet som et resultat av redusert SO₂-utslipp i Europa (Waldner m. fl. 2014), men i løpet av de siste årene har nedgangen vært mindre. Reduksjonen er målt på alle våre tre flater, og spesielt på Birkenes. Som et resultat av redusert tilførsel fra atmosfæren, ble også konsentrasjonen av ikke-marint sulfat i jordvann sterkt redusert på 1990-tallet og i begynnelsen av 2000-tallet. Dette stemmer med utviklingen ellers i Europa (Johnson m. fl. 2018). En nullverdi for ikke-marint sulfat i jordvann på Hurdal i 2018 kan muligens skyldes at beregningen har blitt påvirket av klorid fra andre kilder enn sjøsalt (for eksempel fra forbrenning, Clarke m. fl. 2009) som fører til for høye verdier for marint sulfat. Da blir den beregnede verdien for ikke-marint sulfat for lav, og kan til og med bli null, som i dette tilfelle.

Det har vært en reduksjon siden 1990 også i avsetning av uorganisk nitrogen i kronedrypp i hvert fall i Birkenes, mens Hurdal og Osen ikke viser noen tydelig trend over de siste 20 årene (også når bruk av en kortere tidsperiode kan gi et annet inntrykk). Nitrogenavsetning i kronedrypp er påvirket både av tilførsel fra atmosfæren og prosesser i trærnes kroner, og begge disse faktorer kan ha påvirket trenden. I tillegg påvirker nedbørsmengden avsetningen slik at det kan oppstå variasjoner mellom årene (som i Birkenes).

I Birkenes og Osen har pH og konsentrasjon av total Al vært relativt stabile, mens det har vært store endringer i begge over tid i Hurdal. Årsaken til dette er uklar, men muligens har jorda i Hurdal dårligere bufferkapasitet enn jorda i Birkenes og Osen.

Den lange tørkeperioden våren og sommeren 2018 gjorde at det ble færre vannprøver enn vanlig, spesielt ble det få jordvannprøver fra Hurdal og Osen. Dette kan ha påvirket resultatene fordi utypiske resultater blir mer synlige når det er færre prøver. Også prøvene rett etter en tørkeperiode kan være utypiske, spesielt når det gjelder karbon- og nitrogenkonsentrasjoner (jf. Borken og Matzner 2008). Osen viste relativt høye nitratverdier i jordvann på høsten etter sommerens tørke. Det er mulig at disse er et resultat av økt N-mineralisering og nitrifisering etter det første regnet etter tørkeperioden.

Vegetasjonsanalyser

Dekningen av store trær (gran og furu) ble noe redusert på vegetasjonsflatene i Birkenes fra oppstart og fram til 2008, hvorefter deknningen var noenlunde stabil. Det er mulig at denne reduksjonen kan knyttes til hendelser som rotvelt og toppbrekk i årenes løp. En begrenset forekomst av furu og rogn i feltsjiktet kan dels bero på beite av elg. Med i alt 4 arter i tre- og busksjikt av et samlet antall på 42 arter er det som forventet artene i felt- og bunnsjikt som gir det største bidraget til biomangfoldet (Gilliam 2007, Buriánek m. fl. 2013).

Dekningen til nøkkelarten blåbær gikk signifikant opp fra 2013 til 2018. Dette kan skyldes at den nedbørfattige sommeren 2018 bidro til redusert angrep av den vanlig forekommende patogene soppen blåbærstjerne (*Valdensinia heterodoxa*), som i fuktige år eller på steder hvor det tørker sent opp etter regn og dogg ofte resulterer i bladfelling hos blåbær (Gjærum 1970, Nestby m. fl. 2011).

Til tross for en relativt høy dekning av karplanter i feltsjiktet var deknningen av store bladmoser i bunnsjiktet enda høyere. Midlere dekning av bunnsjiktet, som økte fra 51 % i 1991 til 67 % i 2013, skyldes økte mengder av kystkransemose, furumose og etasjehusmose. Fra 2013 til 2018 ble gjennomsnittlig dekning i bunnsjiktet redusert til snaut 60 %, knyttet til reduserte mengder av blanksigd og furumose. Det er mulig at noen av de 8 levermoseartene som kun er påvist i vegetasjonsrutene i 2013 og 2018 er oversett tidligere år. Levermosen gåsefotskjeggmose, derimot, går signifikant tilbake hvert år i hele overvåkingsperioden, ikke ulikt hva som er beskrevet for flere av TOV-områdene (Økland m. fl. 2009, 2016, 2019).

Det antas at en forlenget vekstsesong forårsaket av flere milde og nedbørrike høster de siste tiårene, samt manglende tilbakeslag på grunn av smågnagertoppår og andre forstyrrelser har favorisert veksten til store moser fremfor små moser (Halvorsen 2010, Økland m. fl. 2016). Lengre vekstsesonger

har ført til at åpninger i skogbunnen tettes igjen av store moser som vokser og forgreiner seg raskere enn små moser. Når store mosematter blir tettere, begraves de små mosene, og mulighetene for nyetablering/overlevelse av små moser reduseres (Økland m. fl. 2009, Halvorsen 2010).

Den økte dekningen av torvmoser i overvåkingsperioden, fra et gjennomsnitt på 3 % pr. vegetasjonsrute i 1991 til over 10 % i 2018, kan også knyttes til økt nedbør i vekstsesongen på 2000-tallet (Økland m. fl. 2019). Reduksjonen i mosedekning etter 2013 skyldes trolig ekstra tilførsel av barnålstrø fra toppbrekk av gran vinteren 2017/18. Flere av vegetasjonsflatene var i 2018 delvis dekket av toppbrekk fra sist vinter (Figur 23).



Figur 23. Skogovervåkingsflata i Birkenes var preget av mange toppbrekk fra vinteren 2017/18. Foto: Jørn-Frode Nordbakken

Litteraturreferanser

- Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I., Timmermann, V. & Aas, W. 2004. Intensiv skogovervåking i 2003. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. *Aktuelt fra skogforskningen* 6/04: 1–22.
- Andreassen, K., Clarke, N., Røsberg, I., Timmermann, V. & Aas, W. 2009. Intensiv skogovervåking i 2008. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. *Rapport fra Skog og landskap* 3/09: 1-26.
- Borken, W., Matzner, E. 2008. Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. *Global Change Biology* 14: 1-17.
- 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.
- Clarke, N., Fuksová, K., Gryndler, M., Lachmanová, Z., Liste, H.-H., Rohlenová, J., Schroll, R., Schröder, P., Matucha, M. 2009. The formation and fate of chlorinated organic substances in temperate and boreal forest soils. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 127-143.
- Gilliam, F.S. 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience* 57(10): 845-858.
- Gjærum, H.B. 1970. En merkelig sopp på blåbær. *Blyttia* 28(3): 159-163.
- Halvorsen, R. 2010. Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990–2009. I: Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smånagere og fugl*. NINA Rapport 580: 17-27.
- Johnson, J., Graf Pannatier, E., Carnicelli, S., Cecchini, G., Clarke, N., Cools, N., Hansen, K., Meeseburg, H., Nieminen, T.M., Pihl-Karlsson, G., Titeux, H., Vanguelova, E., Verstraeten, A., Vesterdal, L., Waldner, P., Jonard, M. 2018. The response of soil solution chemistry in European forests to decreasing acid deposition. *Global Change Biology*, DOI: 10.1111/gcb.14156.

- Lorenz, M., Fischer, R., Becher, G., Mues, V., Granke, O., T. 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.
- Michel, A., Prescher, A.K. & Schwärzel, K. (ed.) 2019. Forest condition in Europe: 2019 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*.
- Mills, G., Pleijel, H., Braun, S., Büker, P., Bermejo, V., Calvo, E., Danielsson, H., Emberson, L., González Fernández, I., Grünhage L., Harmens, H., Hayes, F., Karlsson, P.-E., Simpson, D. 2011. New stomatal flux-based critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmos. Environ.*, 45, 5064-5068.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.
- 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.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E., Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- OPS. 1988. Overvåkingsprogram for skogskader – årsrapport 1988. Norsk Institutt for Skogforskning, Ås, Norge. 55 s.
- Salkind, N.J. (red.). 2007. Encyclopedia of measurement and statistics. SAGE Publications, Inc., Thousand Oaks, California.
- Seidling, W. (ed.). 2018. Forest Conditions. ICP Forests 2018 Executive Report. ISSN 1020-587X, e-ISSN 2198-6541.
- Solberg, S., Breivik, K., Clarke, N., Groeggen, T., Røsberg, I., Tørseth, K., Aamlid, D. & Aas, W. 1999. Intensive skogovervåkingsflater. Resultater fra 1998. *Aktuelt fra skogforskningen* 5/99: 1-24.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Nordbakken, J.-F., Røsberg, I., Solheim, H. & Aas, W. 2014. Skoghelsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen 2013. Rapport fra Skog og landskap 13/2014: 1-43.
- 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>.
- 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.
- Økland, T., Nordbakken, J.-F. & Daugstad, K. 2019. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i 2018. I: Framstad, E. (red.), *Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport (i trykk).
- Økland, T., Nordbakken, J.-F. & Engan, G. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag i 2015. I: Framstad, E. (red.), *Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 1279: 32-41.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. I: Framstad, E (red.), *Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 490: 70-79.
- Aas, W., Fiebig, M., Solberg, S., & Yttri, K. E. 2019. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual Report 2018. Norwegian Environment Agency M-1395/2019 (NILU report, 8/2019). ISBN: 978-82-425-2970-1.

3 Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark

Jane Uhd Jepsen (NINA) og Ole Petter L. Vindstad (UiT)

3.1 Innledning

Periodiske utbrudd av bjørkemålere er den viktigste naturlige forstyrrelsesfaktoren i bjørkeskogen i Nord-Norge, og i fjellbjørkeskogen lenger sør i landet. Det er særlig artene fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) og liten frostmåler (*Operophtera brumata*) som er skadegjørere. Mens fjellbjørkemåleren har lang fartstid i Nord-Norge, viser historiske registreringer at liten frostmåler gradvis har spredt seg lenger nord og øst i regionen (Jepsen m. fl. 2008), og den forekommer i dag i stort sett hele Nord-Norge. Også gul frostmåler (*Agriopis aurantiaria*) har i seinere år spredt seg lenger nord (Jepsen m. fl. 2011) og forekommer nå lokalt i Troms i like høye tettheter som de to øvrige artene. Lokalt i Sør- og Midt-Norge kan arten blek høstmåler (*Operophtera fagata*) oppnå utbruddstettheter, men det finnes hittil ingen sikre observasjoner av denne arten i Troms og Finnmark. Den er ikke å betrakte som en alvorlig skadegjører i Norge.

Bjørkemålere har store bestandssvingninger, og utbrudd av varierende geografisk omfang og alvorlighetsgrad forekommer omtrent hvert 10. år. Alvorlige utbrudd som pågår over flere år kan føre til omfattende skogskade og høy dødelighet hos bjørk.

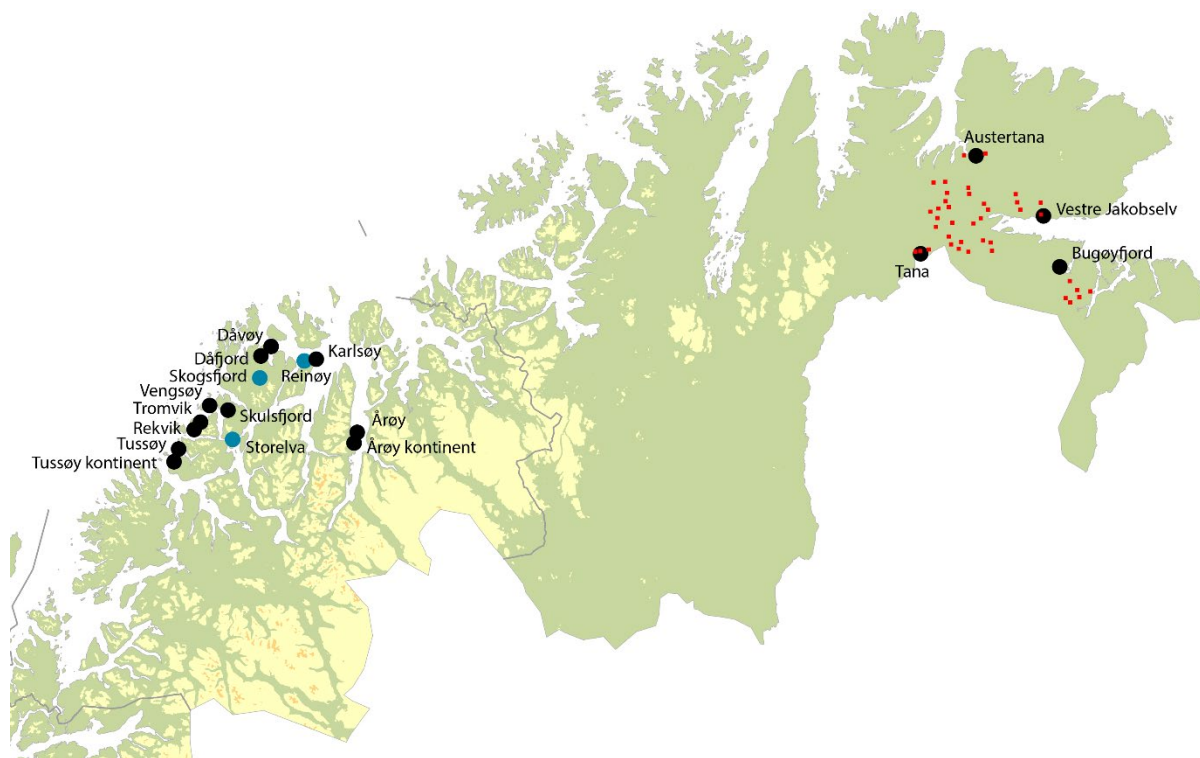
Forskning på og bestandsovervåking av bjørkemålere har pågått i Troms siden 1999 i regi av Bjørkemålerprosjektet (www.birchmoth.no). Prosjektet ble etablert av Universitet i Tromsø (UiT), og har siden 2009 vært driftet som et samarbeid mellom UiT og NINA. Etter de voldsomme utbruddene i Nord-Norge på 2000-tallet ble forskningen utvidet til å omfatte skogskade og foryngelse i skadd og død skog (fra 2010), samt bestandsovervåking av bjørkemålere i Øst-Finnmark (fra 2015). I tillegg til den feltbaserte overvåkingen gjøres det hvert år en satellittbasert utbruddskartlegging for hele Troms og Finnmark.

I det følgende presenterer vi en oppdatert oversikt over bestandsutviklingen hos utbruddsartene i Troms og Finnmark, samt en kort oppsummering av årets innrapporterte skader. Vi viser til fjorårets rapport (Timmermann m. fl. 2018) for utvalgte resultater fra den satellittbaserte utbruddskartlegging og skogskadepartleggingen i Øst-Finnmark.

3.2 Metoder

3.2.1 Bestandsovervåking

Bestandsovervåkingen utføres på 288 stasjoner fordelt på 14 lokaliteter i Troms og 4 lokaliteter i Øst-Finnmark (Figur 24). På tre av lokalitetene i Troms overvåkes bestanden i høydegradienter med 40–44 replikerte stasjoner fordelt på fire høyder fra havnivå til tregrense. På alle de øvrige lokalitetene overvåkes bestanden langs enkle transekter med 10 replikerte stasjoner, alle på samme høyde, midtveis mellom havnivå og tregrense. Målerlarvene klekker fra egg rundt tidspunktet for bjørkas løvsprett og gjennomgår fem larvestadier før de forpupper seg i bakken. Bestandsovervåkingen tilpasses larvenes fenologi og gjennomføres når flertallet av larvene har nådd fjerde larvestadium, typisk fra midten av juni til begynnelsen av juli. På hver stasjon klippes en gren i armlengde fra hvert av 10 tilfeldig utvalgte trær og grenene bankes enkeltvis i en stor plastkasse, slik at alle larver faller ned i kassen. Larvene telles og artsbestemmes og totalt antall larver av hver art noteres (Ims m. fl. 2004).



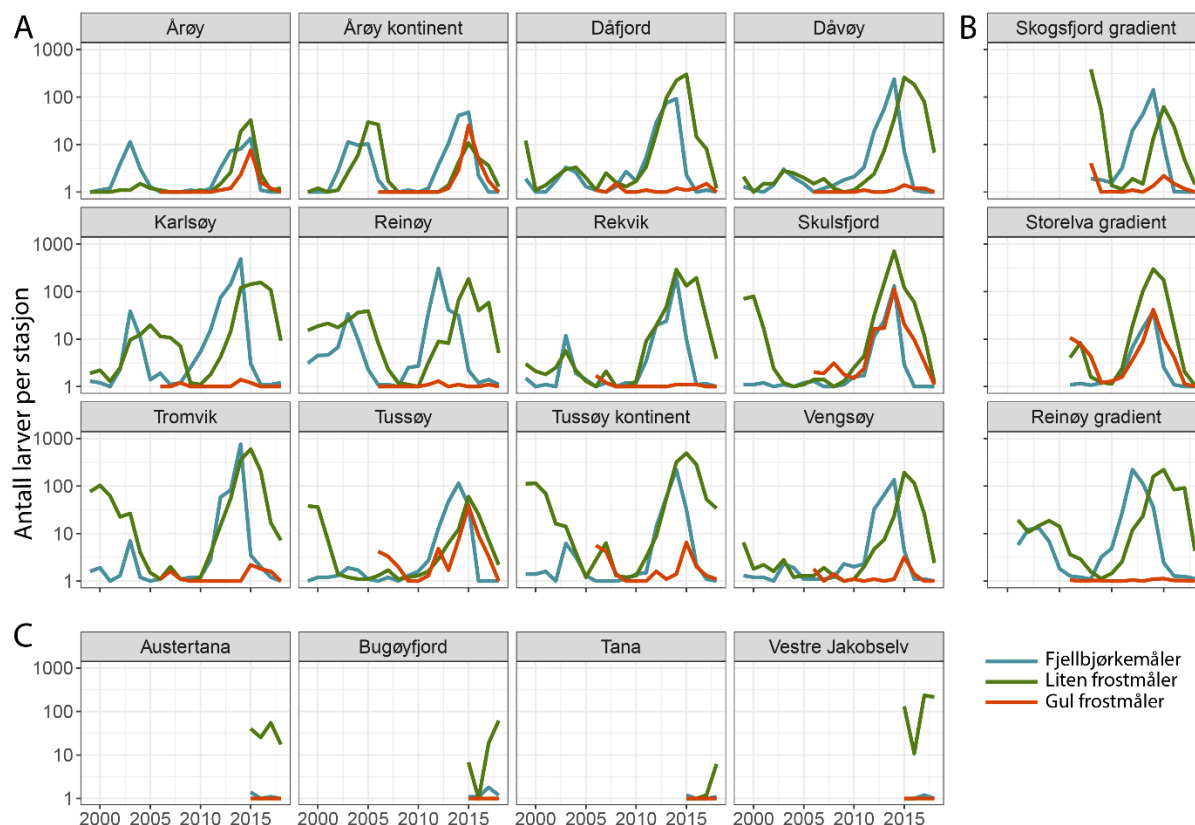
Figur 24. Beliggenheten til de i alt 18 lokalitetene med bestandsovervåking i hhv. enkle transekter (svart) og høydegradienter (blå). Overvåkingsflater for skogskade i Øst-Finnmark er markert med små røde symboler.

3.3 Resultater

3.3.1 Bestandsovervåking

Siden oppstarten av bestandsovervåkingen i 1999 har det forekommet to bestandstopper av bjørkemålere på de fleste overvåkingslokalitetene i Troms, en tidlig på 2000-tallet, og en mye større i årene 2012–2016 (Figur 25 A, B). Dette avspeiles også tydelig i innrapporterte skader til www.skogskader.no for årene 2013–2015 (Figur 26). For regionen som helhet viser dette at bestandstopper i Troms, i likhet med andre steder i Skandinavia, forekommer med omtrent 10-års intervaller og med en utpreget grad av geografisk synkronitet, slik at overvåkingslokalitetene i Troms har hatt toppene stort sett samtidig. Det er imidlertid betydelig variasjon lokalt, f.eks. for lokalitetene Skulsfjord, Tromvik og Tussey, der det har vært hhv. 14 og 15 år mellom de to bestandstoppene av liten frostmåler. Overvåkingen illustrerer også omfanget av et annet sentralt fenomen i bjørkemålerens dynamikk, nemlig at selv om bestandstopper av ulike arter forekommer tilnærmet synkront, så er det ofte en karakteristisk tidsforskyvning der fjellbjørkemåleren toppe 1–3 år før de øvrige artene. Det seineste utbruddet i Troms rammet hele regionen, med gjennomsnittstettheter opp mot 1000 larver per stasjon (dvs. 100 per gren) på noen lokaliteter. Dette resulterte i betydelig kronetap over flere år på alle lokaliteter unntatt de to østligste (Årøy, Årøy kontinent), og forårsaket stammedødelighet særlig på lokalitetene Reinøy, Rekvik, Karløy, Tromvik og Skulsfjord. Arten gul frostmåler ble funnet sporadisk fra 2004, og inkludert som en ny art i overvåkingen fra 2006. Den er siden funnet på alle lokaliteter, og under den seineste bestandstoppen (2014–2015) forekom gul frostmåler i utbruddstettheter i samme størrelsesorden som de to øvrige artene på fire av de sørligste lokalitetene (Storelva, Årøy kontinent, Skulsfjord og Tussey). I 2018 var målerbestanden på et lavpunkt på stort sett alle lokalitetene i Troms, og man kan forvente lave eller svært lave bestander på alle overvåkingslokaliteter de nærmeste årene. For Øst-Finnmark er overvåkingsseriene fremdeles for korte til at man kan

vurdere hvor i syklusen bestanden befinner seg alene ut i fra disse. Fra andre kilder (Ammunet m. fl. 2014) vet vi imidlertid at et utbrudd av fjellbjørkemåler begynte i Hana nord for Varangerfjorden i 2012–2013, akkurat 10 år etter det forrige utbruddet. Dette ble etterfulgt av økende bestand av liten frostmåler fra 2013, noe som er samstemmende med relativt høye tettheter av sistnevnte på de to overvåkingslokalitetene Austertana og Vestre Jakobselv, lokalisert hhv. nord og øst for Hana, i årene 2015–2018 (Figur 25 C) og til dels kraftige utbrudd av liten frostmåler i hele området fra Vestre Jakobselv til Skallelv nord for Varangerfjorden i både 2017 og 2018 (www.skogskader.no, rapport 9061 og 14060).

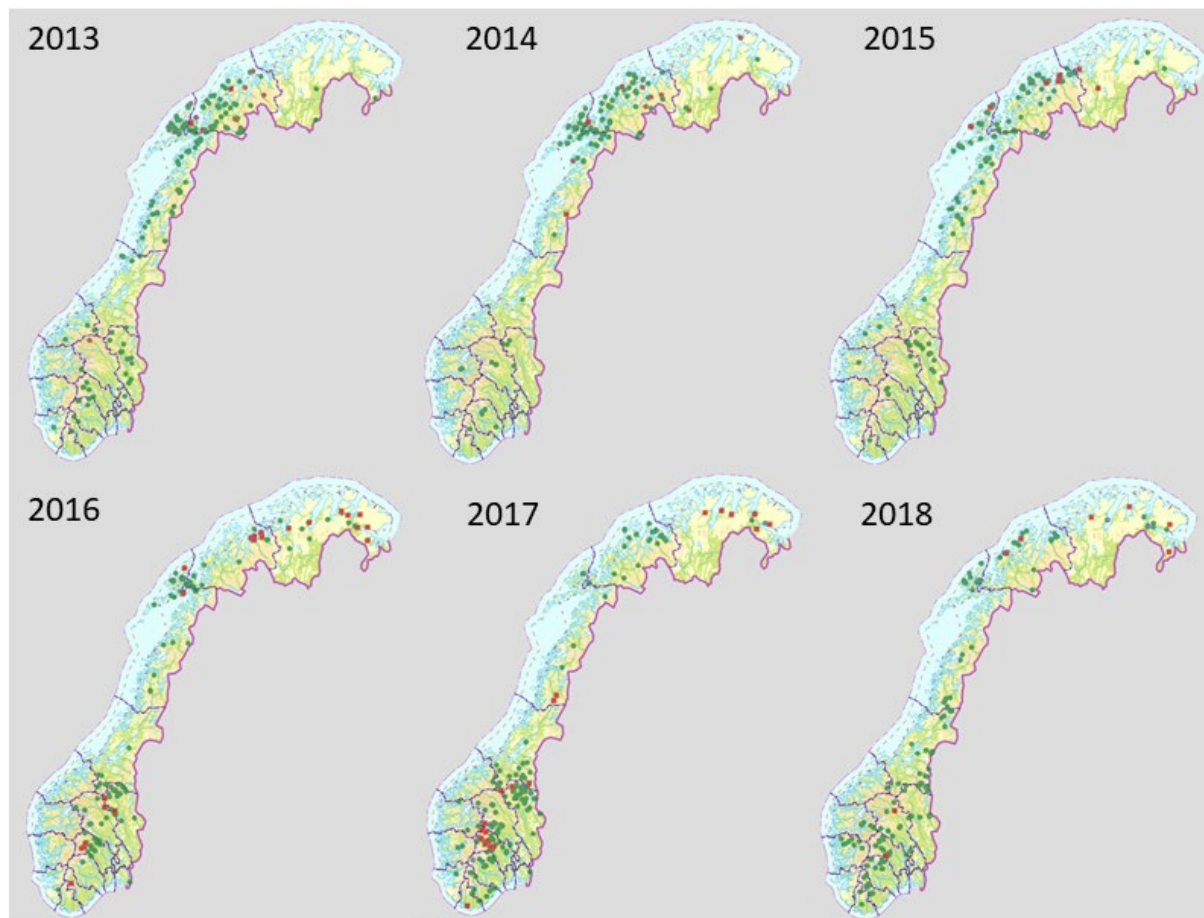


Figur 25. Bestandsovervåking. A) Gjenomsnittlig antall larver per stasjon (logaritmisk skala) på 12 transekter i Troms, B) på tre høydegradienter i Troms, og C) på fire transekter i Øst-Finnmark. Transektet på Reinøy utgjør en del av høydegradienten på samme lokalitet.

3.3.2 Innrapporterte skader i 2018

Skader av bjørkemålere ble rapportert inn 145 ganger til www.skogskader.no i 2018, de fleste fra Landsskogtakseringen. I likhet med 2017, var flesteparten av innrapporterte skader i 2018 fra fjellregionene i sør (Figur 26). Fra Troms og Finnmark er det rapportert inn hhv. 18 og 9 skademeldinger. Innrapporteringer fra Landsskogtakseringen til www.skogskader.no representerer ikke nødvendigvis årets skader, siden feltene ikke besøkes årlig og skader som registreres på bestandsnivå kan være akkumulert over flere år. Et tydeligere bilde av årets skader får man fra Landsskogtakseringens skaderegistreringer på enkeltrær i den landsrepresentative skogovervåkingen (Tabell 8). Her fremgår det at det i 2018 ble registrert skader etter målere på totalt 520 trær (97 % av disse var bjørk). Av disse hadde 404 trær skader på blader. Disse må betraktes som årets skader. De øvrige hadde skader på kvister, grener og topp, noe som må antas å være akkumulerte skader etter

tidligere års utbrudd. I Nord-Norge er det kun en liten andel trær som er registrert med årets skader (44 trær totalt, flesteparten av disse i Nordland).



Figur 26. Den geografiske fordelingen av innrapporterte skader etter målerangrep på www.skogskader.no for årene 2013–2018.

Tabell 8. Antall trær [%] med skader etter målere fordelt på landsdel og skadetype på flater i den landsrepresentative skogovervåkingen (se også kap. 1.3.3).

	Antall trær [%] med skader på blader	Antall trær [%] med skader på kvist, grener og topp	Totalt
Østlandet	133 [82%]	30 [18%]	163
Sørlandet	51 [100%]	0 [0%]	51
Vestlandet	71 [97%]	2 [3%]	73
Midt-Norge	105 [97%]	3 [3%]	108
Nord-Norge	44 [35%]	81 [65%]	125
Hele landet	404 [78%]	116 [22%]	520

3.4 Diskusjon

Utbrudd av bjørkemålere, både i Nord-Norge og i fjellet i sør, har forekommet langt tilbake i tid (Tenow 1972), og er en naturlig del av fjellbjørkeskogens dynamikk. Også historiske utbrudd har forårsaket omfattende dødelighet i bjørkeskogen f. eks. på 1960-tallet der store arealer bjørkeskog nord i Finland, Sverige og Norge ble drept av et utbrudd av fjellbjørkemåler (Tenow 1972). Med et mildere

klima er imidlertid dette systemet i endring, og det at vi i dag har to utbruddsarter, fjellbjørkemåler og liten frostmåler, i stort sett hele Nord-Norge gjør at vi må forvente mer skade på skogen. Vi kjenner ikke den presise årsaken til den karakteristiske tidsforskyvningen mellom topper av fjellbjørkemåler og liten høstmåler (men se f.eks. Klemola m. fl. 2009), men konsekvensen er klar, nemlig lengere utbruddstopper når begge artene angriper de samme bjørkebestandene i tur og orden. Av samme grunn er det viktig å overvåke spredningen og tettheter av 'nye' målerarter, som eksempelvis gul frostmåler. Bestandsovervåking er ressurskrevende og kan nødvendigvis ikke foregå overalt. Høsten 2017 appellerte vi derfor til allmenheten om å delta i en kampanje (www.malerjakt.no), der man ved hjelp av en enkel mobil-app kan registrere og dokumentere nye funn av gul frostmåler i Nord-Norge. Ambisjonen er at dette skal bli en årlig kampanje noen uker hver høst når de voksne målerne er på vingene. På sikt kan dette hjelpe oss både med å overvåke spredningen av gul frostmåler lenger nord og inn i landet, og med å fange opp nye lokaliteter der det kan være relevant å etablere bestandsovervåking.

Bestandsovervåkingen av målere er helt sentral for å opparbeide forståelse av hvilke mekanismer som regulerer utbrudd og skaper den karakteristiske temporale og romlige dynamikken i målerutbrudd. Basert på bestandsovervåkingen i Troms har vi eksempelvis nylig vist en klar sammenheng mellom fremherskende vindretning og graden av romlig synkronitet i lokale målerbestander (Vindstad m. fl. 2019). Det er likeledes større grad av romlig synkronitet i bestander av fjellbjørkemåler – der både hunner og hanner kan fly – enn i bestander av liten frostmåler, som har vingeløse hunner. Dette indikerer at spredning, herunder vindassistert spredning, av både voksne målere og larver antakeligvis spiller en mye viktigere rolle i bestandsdynamikken enn man tradisjonelt har ment. I Bjørkemålerprosjektet arbeides det i øyeblikket med å samle alle bestandsovervåkingsserier fra nordlig bjørkeskog fra Finland, Sverige og Norge, til en felles analyse av temporal og romlig dynamikk på tvers av landegrensene.

Den landsrepresentative skogovervåkingen med registreringer av skader på enkelttrær forårsaket av målerutbrudd er en viktig kilde til informasjon, som foreløpig ikke er utnyttet til fulle. Disse registreringene har vært gjort siden 2005 iht. ICP Forests manualen (UNECE 2016, se også kap. 1.3.3), og kan sammenholdes med den satellittbaserte utbruddskartleggingen, for å gi en bedre forståelse av hvordan bjørkeskogens karakter, klima og utbruddshistorikk påvirker det observerte skadebildet i bjørkeskogen.

Litteraturreferanser

- Ammunet, T., Klemola, T. & Parvinen, K. 2014. Consequences of asymmetric competition between resident and invasive defoliators: A novel empirically based modelling approach. *Theoretical Population Biology*, 92, 107-117.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Hagen, S.B. 2004. Do sub-Arctic winter moth populations in coastal birch forest exhibit spatially synchronous dynamics? *Journal of Animal Ecology*, 73, 1129-1136.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77, 257-264.
- 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.
- Klemola, N., Heisswolf, A., Ammunet, T., Ruohomaki, K. & Klemola, T. 2009. Reversed impacts by specialist parasitoids and generalist predators may explain a phase lag in moth cycles: a novel hypothesis and preliminary field tests. *Annales Zoologici Fennici*, 46, 380-393.
- Tenow, O. 1972. The outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. and *Operophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and Northern Finland 1862-1968. *Zoologiska Bidrag från Uppsala, Suppl.* 2, 1-107.

- Timmermann, V., Andreassen, K., Brurberg, M.B., Clarke, N., Herrero, M.-L., Jepsen, J.U., Solheim, H., Strømeng, G.M., Talgø, V., Vindstad, O.P.L., Wollebæk, G., Økland, B. & Aas, W. 2018. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017. The state of health of Norwegian forests. Results from the national forest damage monitoring 2017. NIBIO Rapport 4/102/2018. Norsk institutt for bioøkonomi.
- 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>.
- Vindstad, O.P.L., Jepsen, J.U., Yoccoz, N.G., Bjørnstad, O., Mesquita, M. & Ims, R.A. 2019. Spatial synchrony in sub-arctic geometrid moth outbreaks reflects dispersal in larval and adult lifecycle stages. *Journal of Animal Ecology*, Online Early.

4 Barkbilleovervåkingen – utvikling av barkbillepopulasjonene i 2018

Bjørn Økland, Gro Wollebæk og Torstein Kvamme (NIBIO)

4.1 Innledning

I 2018 hadde barkbilleovervåkingen 40-årsjubileum. I Norge har stor granbarkbille, *Ips typographus* (Linnaeus, 1758) vært overvåket årlig siden 1979. Denne overvåkingen er nå den mest omfattende felleovervåkingen av stor granbarkbille 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). Overvåkingen av stor granbarkbille 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 2018), slik at datagrunnlaget skal være tilgjengelig for den lokale skogbruksforvaltningen i planleggingen av vinterens avvikninger. Bare et sammendrag fra barkbilleovervåkingen gjengis her, siden de fullstendige resultatene finnes i egen rapport (Økland & Wollebæk 2018) og på hjemmesiden til Barkbilleovervåkingen ved Norsk institutt for bioøkonomi (www.nibio.no/barkbilleovervaking).

Stor granbarkbille er den insektarten i Norge som angriper og dreper flest grantrær, og forårsaker utbrudd med påfølgende drept skog. Under barkbilleutbruddene på 1970-tallet ble det drept gran til en verdi av rundt 2,3 milliarder kroner på Østlandet (basert på tømmerpriser i 2016). I de nordlige områdene med gran i Trøndelag og Helgeland er det ikke kjent noen tidligere utbrudd. Også i Europa forøvrig regnes denne arten blant de verste insektskadegjørerene i barskoger (Grégoire og Evans 2004). Stor granbarkbille 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. 2012). Stor granbarkbille 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 vindfellinger og tørkeperioder opptrer sporadisk i tid og rom og gir bedre livsbetingelser for barkbillene. Tørke svekker trærnes motstandskraft mot angrep av billene (Netherer m. fl. 2015, Krokene 2015), og med mange biller øker muligheten for at de kan kolonisere og drepe friske trær og utløse masseangrep på levende trær (Berryman 1982). Utbrudd av stor granbarkbille 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).

I denne rapporten brukes data fra hele perioden av barkbilleovervåkingen for å analysere status for skaderisiko på grunn av stor granbarkbille per 2018. Dette året hadde en uvanlig varm og tørr sommer, og vi ser derfor spesielt på skadene som oppstod i de mest tørkeutsatte områdene.

4.2 Metoder

Datagrunnlaget omfatter grandistriktene på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag og Nordland. Materialet for 2018 omfatter data fra 562 feller fordelt på 112 kommuner. Data for de foregående årene i perioden 2001–2017 har vært basert på rundt det samme antallet fangststeder, feller og kommuner. Fangstresultatene som er brukt i barkbilleovervåkingsrapporten (Økland & Wollebæk 2018) og i analysene i denne rapporten tilsvarer fangsten i «standardfeller» av 1980-modell.

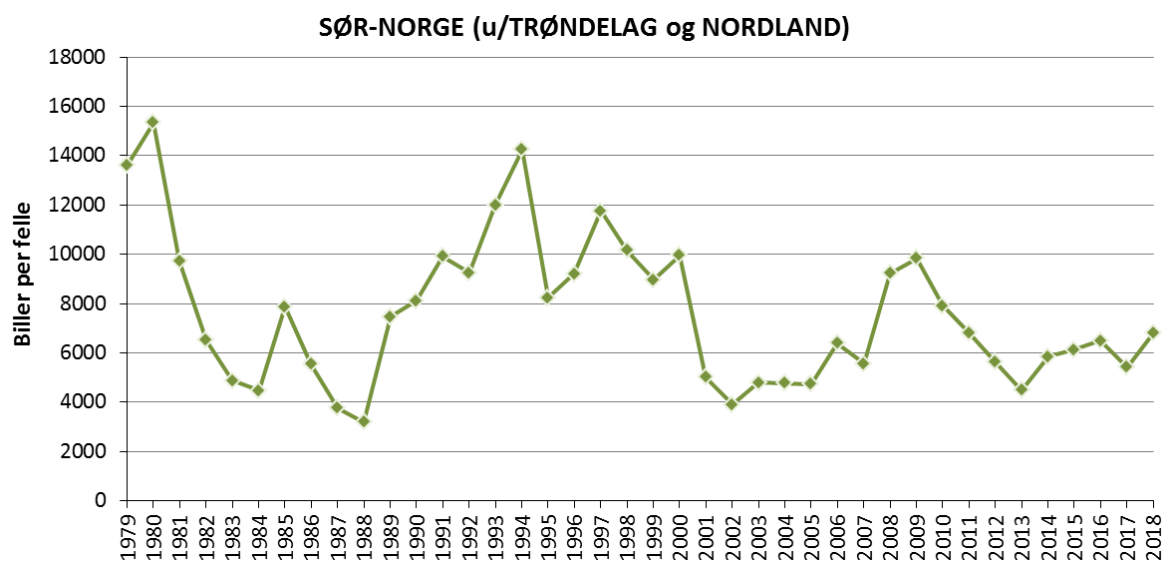
Hvert fellested omfattet 4 barkbillefeller plassert i hjørnene på en 3 x 3 m firkant. Fellestedene legges på hogstflater på minimum 2 dekar hvor det vinteren før fellesesongen ble avvirket gran. For å unngå

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. Fellefangstene 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 fellestype vil fortsette etter hvert som de gamle fellene slites ut. Siden fellemodellene har ulik fangbarhet er alle fangstverdiene justert for fellestype 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 2018).

I hver felle var det plassert en feromondispenser med attraksjonsferomoner som tiltrekker stor granbarkbille (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 tømmes 4 ganger, mandag eller tirsdag i ukene 21, 24, 28 og 33.

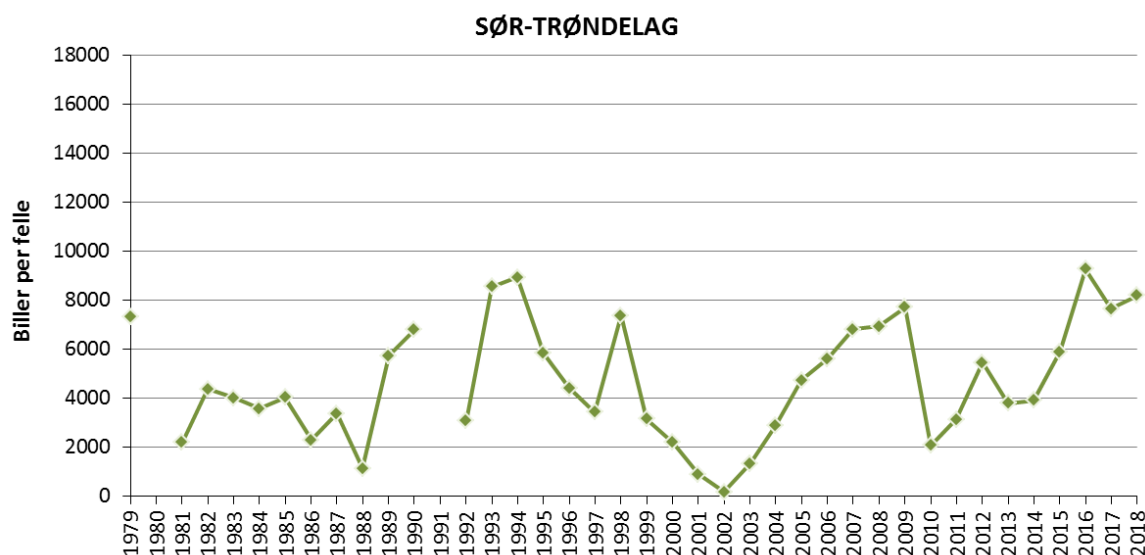
4.3 Resultater og diskusjon

Barkbillefangstene viste en økning i de fleste fylkene i 2018 etter en svært varm og tørr sommer. Økningen var imidlertid moderat og fellefangstene var ikke av epidemisk størrelse. Sør-Norge har det siste tiåret hatt flere regnfulle somre, og dette har trolig bidratt til at nivået av stor granbarkbille har vært lavt ved starten av billesesongen 2018. I denne perioden har det heller ikke vært svært store vindfellingene av gran som har bidratt til masseformering av stor granbarkbille i denne landsdelen. Alle fylkene på Østlandet og Sørlandet viste en økning i 2018 sammenlignet med året før (Figur 27), med unntak av en liten nedgang i Akershus og Oslo (-2 %) og Vest-Agder (-22 %). Fylkene med størst økning for 2018 var (i fallende rekkefølge): Aust-Agder (104 %), Østfold (71 %), Telemark (44 %), Buskerud (36 %) og Vestfold (22 %). Til tross for disse økningene var nivået av barkbiller for Sør-Norge i 2018 langt under det epidemiske nivået som ble observert på 1970-tallet (Figur 27).



Figur 27. Fangst av stor granbarkbille (snitt pr. felle) for Sør-Norge i perioden 1979–2018 (Økland & Wollebæk 2018, www.nibio.no/barkbilleovervaking).

I Trøndelag har nivået av stor granbarkbille vist en økende trend i de siste 10–20 årene. Denne landsdelen har hatt vindfelling av gran og mange varme somre som har bidratt til å heve populasjonene av stor granbarkbille i denne perioden. I 2018 hadde Sør-Trøndelag de høyeste fangstene av stor granbarkbille i hele landet (Figur 28). Nivået av barkbiller gikk noe ned i Nord-Trøndelag og Nordland i 2018, og denne nedgangen kan ha sammenheng med kaldt og fuktig vær i disse fylkene i juni.

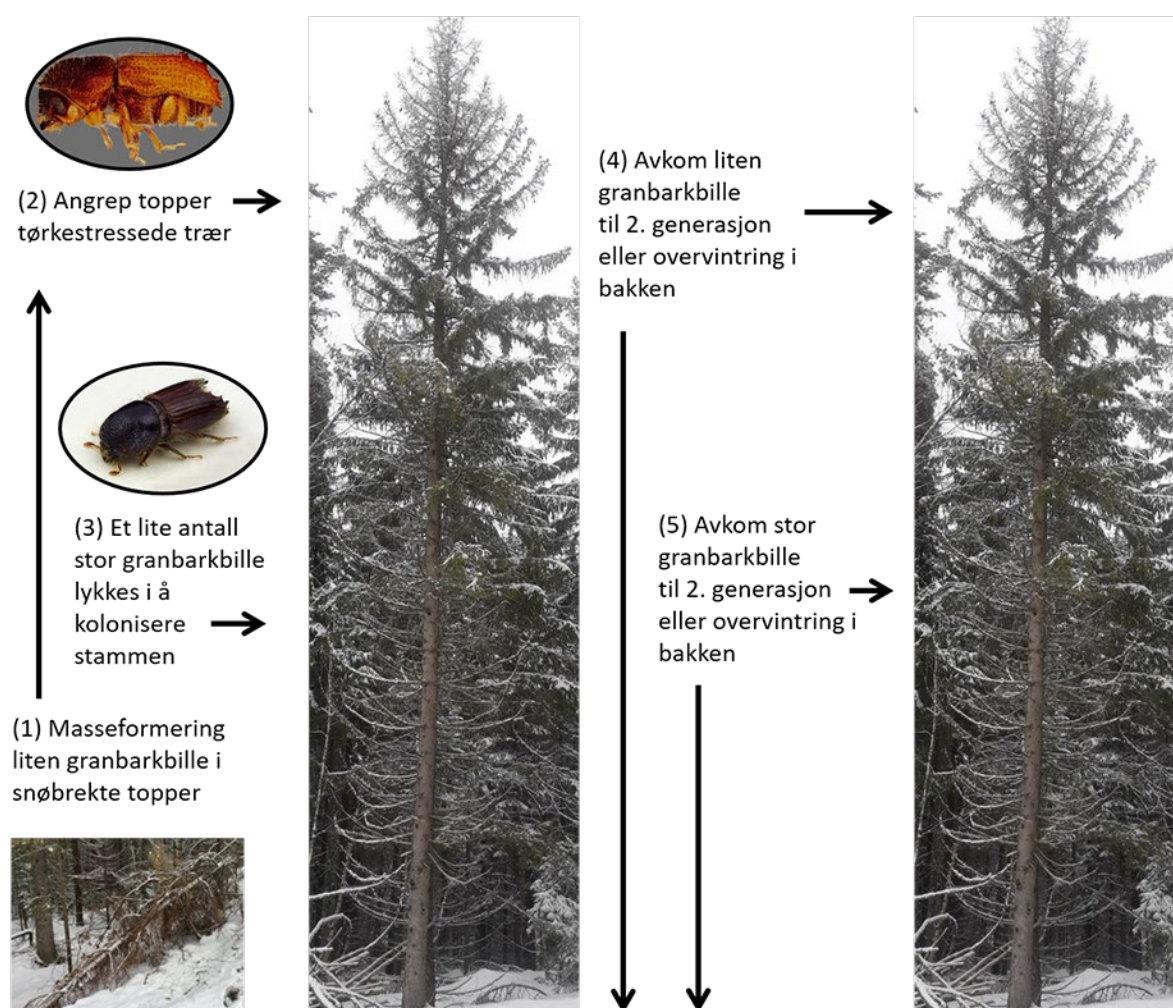


Figur 28. Fangst av stor granbarkbille (snitt pr. felle) for Sør-Trøndelag i perioden 1979–2018 (Økland & Wollebæk 2018, www.nibio.no/barkbilleovervaking).

I flere fylker ble det varslet om mange tørkestressede trær, og det var en uro for at disse trærne kunne bli gjenstand for store barkbilleangrep. Til tross for den svært varme og tørre sommeren ble det imidlertid observert lite av skader på grunn av granbarkbillen i løpet av 2018. På Østlandet og Sørlandet ble det ikke rapportert om noen økning i barkbilleangrep sammenlignet med foregående år, med unntak av at det ble rapportert mindre økninger i Østfold, Vestfold, deler av Telemark og Øvre Eiker i Buskerud. Flere av skadene som ble rapportert kan ha vært assosiert med stor granbarkbille, men en kan ikke utelukke at mange av skadene også kunne skyldes andre skogskadegjørere eller at trærne led av rene tørkeskader. I Østfold ble det observert litt flere små grupper av billedrept gran enn tidligere år, men ingen større sammenhengende angrep. Overvåking med fly over Vestfold i 2018 viste ganske tydelige fargeendringer som tilsier begynnende tørke flere steder i fylket, og på bakkenivå ble det observert tørke og begynnende billeangrep både i naturskog og i kulturbestand typisk lokalisert i kantsoner og på grunnlendt og tørkesvak mark. Angrep på smågrupper av gran ble også observert i Øvre Eiker, Rollag, Flesberg, Ringerike, Hole og Uvdal.

De mest tydelige angrepene av barkbiller i 2018 ble observert i områder med mye snøbrekk i Vestfold og Telemark. Flere av disse angrepene var ikke synlig før sent på høsten i 2018, og de startet i tretoppene og bredde seg etter hvert nedover stammene. Siden den store granbarkbillen vanligvis angriper lenger ned på stammen, ble det senere gjort en undersøkelse av døende gran fra snøbrekklokaliteter i Andebu. Disse undersøkelsene viste at angrepene hadde hatt et forløp som ikke er typisk for utbrudd av stor granbarkbille. I dette området var toppene angrepet av liten granbarkbille, *Pityogenes chalcographus* (Linnaeus, 1761), mens gangsystemer av stor granbarkbille ble funnet i lav tetthet lenger ned på stammene. Også dobbeltøyet granbarkbille (*Polygraphus poligraphus* (Linnaeus, 1758) var involvert i angrepet. Denne arten angriper særlig tørkestressede grantrær. Et stort antall snøbrekte topper på bakken synes å ha bidratt til masseformering av den lille granbarkbillen, som i neste omgang har vært først ute til å kolonisere toppene av de tørkestressede trærne. I likhet med stor granbarkbille ser det ut til at liten granbarkbille hadde to

generasjoner i 2018. Denne arten foretrekker tretopper og grovere grener, hvor barken er noe tynnere enn lenger ned på stammen. Den er vanligvis ikke den første barkbillearten i angrep, og den kommer oftest inn etter at den store granbarkbilen har drept trærne. I dette tilfellet har det vært motsatt, hvor den lille granbarkbilen har angrepet de tørkestressede trærne først. Dette har svekket grantrærne ytterligere slik at selv et lite antall av den store granbarkbilen har kunnet kolonisere trærne. Vanligvis er det den store granbarkbilen som innleder angrepene på levende grantrær, men i dette tilfellet med liten populasjon av den store granbarkbilen kan det se ut som den lille granbarkbilen har ledet an i angrepet (Figur 29). Det ble dessuten funnet en del voksne individer av stor granbarkbille under barken som var lyse og ikke helt utfarget. Disse individene tilhørte trolig andre generasjon som nesten kom i mål før vinteren satte inn. Den store granbarkbilen har vanligvis bare en generasjon per år i Norge (Lange m. fl. 2006), men den varme og lange sommeren i 2018 synes å ha åpnet for to generasjoner i dette området. Et tilsvarende skadeforløp kan tenkes å være tilfelle i flere av områdene med snøbrekk i Vestfold, Telemark og Aust-Agder, men det er ikke grunn til å anta at den lille granbarkbilen vil bli den primære angriperen dersom populasjonene av den store granbarkbilen øker i tiden som kommer.



Figur 29. Skjematiske figur som viser hvordan liten granbarkbille har blitt oppformert i snøbrekte topper og angriper toppen av tørkestressede grantrær før stor granbarkbille koloniserer stammen av tørkestressede grantrær høsten 2018. Begge arter hadde 2 generasjoner denne varme sesongen.

Erfaringsmessig må det være et sammenfall av flere faktorer for at barkbillepopulasjonene skal bygge seg opp til utbruddsnivå (Økland m. fl. 2016). Det må være tilstrekkelig mange vindfall og svekkete trær, og det må være mer enn ett år med gode værforhold i fluktperioden. Selv når gunstige forhold er til stede, kan det ta tid for populasjonene av stor granbarkbille å bygge seg opp. Den siste epidemien på

1970-tallet startet etter store vindfellinger høsten 1969, og ble vedlikeholdt av flere mindre i årene som fulgte. Nedbørmangelen var også betydelig: I perioden 1969–1977 hadde sentrale deler av Østlandet et underskudd tilsvarende et helt års normalnedbør (Worrell 1983). Underskuddet var størst i 1974–1976, hvor sommernedbøren bare var en tredjedel av normalen. Det ser også ut til at noen former for berggrunn drenerer godt og raskere vil kunne lede til kritisk tørkestress for grantrærne. Dette var muligens årsaken til at visse områder i Vestfold ble særlig hardt rammet av barkbilleutbruddene på 1970-tallet (Worrell 1983), og kan kanskje også forklare hvorfor symptomer på tørkestress i 2018 er særlig godt synlig allerede etter en sommer i dette fylket. Videre varme og tørke kan være avgjørende for hvor mye barkbillepopulasjonene vil bygge seg opp. Dessuten vil nye store vindfellinger og mengden av døde og svekkete grantrær fra fjoråret kunne spille en rolle.

Angrepene i 2018 viser klart at flere arter enn stor granbarkbille kan være viktige i masseangrep i noen situasjoner. For en bedre vurdering av samvirke mellom artene og en vurdering av enkeltartenes betydning, ville det være nyttig med fellefangster rettet mot flere arter i barkbilleovervåkingen i fremtiden.

Litteraturreferanser

- Bakke, A., Frøyen, P. & Skattebøl, L. 1977. Field response to a new pheromonal compound isolated from *Ips typographus*. *Naturwissenschaften* 64: 98.
- Bakke, A., Sæther, T. & Kvamme, T. 1983. Mass trapping of the spruce bark beetle *Ips typographus*. Pheromone and trap technology. *Meddelelser fra Norsk Institutt for Skogforskning [Norwegian Forest Research Institute]* 38: 1-35.
- Bakke, A. 1985. Deploying pheromone-baited traps for monitoring *Ips typographus* populations. *Journal of Applied Entomology* 99: 33-39.
- Berryman, A. A. 1982. Biological control, thresholds, and pest outbreaks. *Environmental Entomology* 11: 544–549.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Lange, H., Økland, B. & Krokene, P. 2006. Thresholds in the life cycle of the spruce bark beetle under climate change. *Interjournal for Complex Systems* 1648.
- 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.
- 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.
- Worrell, R., 1983. Damage by the spruce bark beetle in south Norway 1970-80: a survey, and factors affecting its occurrence. *Meddelelser fra Norsk Institutt for skogforskning [Norwegian Forest Research Institute]* 38: 1-34.
- Økland, B. & Bjørnstad, O.N. 2006. A resource depletion model of forest insect outbreaks. *Ecology* 87: 283-290.
- Økland, B., Krokene, P. & Lange, H. 2012. Effects of climate change on the spruce bark beetle. *ScienceNordic* January 27, 2012: 1-5. Link: www.sciencenordic.com/effects-climate-change-spruce-bark-beetle.
- Økland, B., Nikolov, C., Krokene, P., Vakula, J., 2016. Transition from windfall- to patch-driven outbreak dynamics of the spruce bark beetle *Ips typographus*. *Forest Ecology and Management* 363, 63-73.
- Økland, B. & Wollebæk, G. 2018. Granbarkbillen. Registrering av bestandsstørrelsene i 2018. NIBIO Rapport 4(153). 28 s. ISBN 978-82-17-01731-8. (kan lastes ned fra www.nibio.no/barkbilleovervaking)

5 Ny barkbille på vei – vil den like klimaet?

Bjørn Økland (NIBIO) og Daniel Flø (VKM)

5.1 Innledning

Ips amitinus (Eichhoff, 1872) er en nær slektning av stor granbarkbille (*Ips typographus*) som har spredd seg raskt nordover i Europa og som i løpet av de siste tiårene har nådd de nordligste barskogene i Europa (Økland m. fl. 2019). På engelsk blir *I. amitinus* kalt «small spruce bark beetle», og på svensk «lilla granbarkborren», mens på norsk mangler den et offisielt navn (www.artsdatabanken.no).

Ips amitinus er ganske lik stor granbarkbille, bortsett fra at den er litt mindre og skilles fra stor granbarkbille på noen små detaljer (Pfeffer 1989). *Ips amitinus* har hatt en rask ekspansjon i Nord-Europa i de siste 100 år. De første funnene av denne arten i Estland er fra begynnelsen av 1900-tallet (Mikutowics 1905) og i Finland fra begynnelsen av 1950-tallet (Nuorteva 1956). Deretter har den ekspandert raskt nordover i Europas nordligste barskoger i løpet av få tiår (Koponen 1975 og 1980, Mandelshtam 1999, Voolma m. fl. 2004). Etter det første svenske funnet i 2012 (Lindelöw 2013) er det satt i gang en overvåking av den videre ekspansjonen i Sverige.

Ips amitinus og stor granbarkbille har mye til felles når det gjelder biologi, men skiller seg blant annet på at *I. amitinus* kan bruke både furu (*Pinus sylvestris* L.) og gran (*Picea abies* (L.) H. Karst.) som vert, mens stor granbarkbille går primært på gran og bare unntaksvis på furu. *Ips amitinus* regnes som en stedegen art i Sentral- og Sør-Europa og er mest vanlig i fjellområdene i denne delen av Europa (Zach m. fl. 2010). Den er for det meste en sekundær art knyttet til trær og tredeler som allerede er svekket eller døde, men den forekommer i en gruppe av barkbillearter (deriblant stor granbarkbille) som er vanlige under barkbilleutbrudd og kan bidra til å drepe trær i disse fjellområdene (Stolina 1969, Jurc & Bojović 2004, Ribič 2007, Zach m. fl. 2010).

Resultater fra simuleringsmodeller tyder på at *I. amitinus* favoriseres av å være sammen med granbarkbillen og at den kan bidra i utbrudd sammen med sin nære slektning (Økland m. fl. 2009, Økland 2018). *Ips amitinus* er mindre aggressiv enn stor granbarkbille, og simuleringene viser at den har stor gevinst og økt reproduksjon ved å være sammen med stor granbarkbille (Økland m. fl. 2009). Særlig vil utbruddene av stor granbarkbille stimulere en økning av *I. amitinus* der begge artene opptrer sammen. Dette er også observert i fjellområdene i Sør-Europa (Økland m. fl. 2019).

Finland er ikke kjent for å ha hatt store utbrudd av stor granbarkbille før i de siste årene, og det har vært en økning av fellefangster og skogskader i Finland på grunn av denne arten etter 2010 (Økland m. fl. 2015). Det innebærer at det er først nå *I. amitinus* blir eksponert for utbrudd av stor granbarkbille i Finland, og den vil også kunne bli eksponert for flere barkbilleutbrudd i fremtiden når den ekspanderer inn i den store granbarkbillens utbredelsesområde i Skandinavia. Det kan således tenkes at *I. amitinus* i fremtiden kan få en rolle sammen med stor granbarkbille i utbrudd både i Finland og Skandinavia, men det kan fortsatt ta noen år før dette skjer. Hvert utbrudd av stor granbarkbille kan tenkes å bidra til å øke populasjonene av *I. amitinus*, men det er som regel flere år mellom hvert utbrudd (Økland & Bjørnstad 2006). Det vil trolig også ta noen år før *I. amitinus* har ekspandert til de optimale områdene for utbrudd av stor granbarkbille i Skandinavia.

Det er sannsynlig at *I. amitinus* vil fortsette å ekspandere sitt utbredelsesområde inn i Norge i nær fremtid. Dette er rimelig å anta siden den har spredd seg så raskt i svenske og finske skoger som har mange likhetstrekk med skogene i Norge. I de siste årene har den blitt observert nær grensen til Norge (Karjalainen m. fl. 2010, Shcherbakov m. fl. 2013, Økland 2018). Den er så langt ikke påvist på norsk side av grensen, men det kan ikke utelukkes at den allerede finnes her uten å ha blitt påvist. *Ips amitinus* er tidligere funnet nær importsted i Østfold, men den regnes ikke som etablert her (Økland

m. fl. 2005, Kvamme & Lindelöw 2014). Siden det er en stor sannsynlighet for at *I. amitinus* vil bre seg inn i Norge i fremtiden, har vi brukt Maxent-modeller for å analysere hvor godt denne arten kan forventes å like klima og miljø i ulike deler av Norge og Europa for øvrig. Analysen er gjennomført med Maxent både for nåværende klima og et fremtidig klima.

5.2 Metoder

Potensiell utbredelse av *I. amitinus* ble modellert med Maximum entropi (Maxent) (Phillips m. fl. 2004, 2006, 2018). Denne metoden kan brukes på data begrenset til forekomster uten fraværs-observasjoner, og har gode egenskaper sammenlignet med andre tilsvarende metoder (Elith m. fl. 2006). Vi benyttet Maxent versjon 3.4.1 for beregning i R (R Core Team 2017), inkludert program-pakken *dismo* (Hijmans m. fl. 2017). Tekniske valg under modellkjøringene i Maxent er beskrevet i Økland m. fl. (2019).

Forekomstdata av *I. amitinus* som grunnlag for Maxent-modellen ble hentet fra flere databaser (Finnish Expert Group on Coleoptera og Global Biodiversity Information Facility, www.gbif.org), publikasjoner og upubliserte data (se utdypende informasjon i Økland m. fl. 2019), og dataene ble forberedt for Maxent-analysene med programpakken *dismo* i R. Siden noen land har langt flere observasjoner, ble tilstedeværelsesdata til slutt korrigert med tilfeldig «subsampling» for å oppnå jevnere prøvetetthet i analyseområdet.

Som kovariabler for modellkjøringene ble det valgt 12 miljøvariabler på grunnlag av vår kunnskap om barkbillebiologi og basert på nedlastede datasett av både nåværende og fremtidig klima: Nedbør i varmeste kvartal (total nedbør i de varmeste tre månedene av året i mm), nedbør for de enkelte månedene mai, juni, juli og august (total månedlig nedbør for hver måned i mm), minimumstemperatur for kaldeste måned (januar, °C), gjennomsnittlig temperatur i det varmeste kvartalet av året (°C), temperatur for de enkelte månedene mai, juni, juli og august (maksimal temperatur hver måned, °C) og kontinentalitet (maksimal temperatur i den varmeste måneden minus minimumstemperaturen i den kaldeste måneden, °C). Alle datasettene var basert på en romlig oppløsning på ~ 1 km² og ble lastet ned fra Worldclim-databasen (Worldclim 2018), inkludert globale klimadata (Hijmans m. fl. 2005) for referanseperioden 1961–1990 og forventet fremtidig klima i perioden 2081–2100 ifølge Max Planck Institute Earth System Model (MPI-ESM). Utdypende beskrivelser av metodene finnes i Økland m. fl. (2019).

5.3 Resultater og diskusjon

Med utgangspunkt i klimareferanseperioden viser Maxent-modellen at *I. amitinus* vil kunne bre seg og trives godt i en stor del av Skandinavia (Figur 30A). De siste områdene som den har ekspandert til i Nord-Sverige passer godt overens med de områdene som Maxent-modellen predikerer som gunstige i dette området. Vi ser også at barskogene i den sørlige og vestlige delen av Skandinavia synes å være egnet for videre spredning av *I. amitinus* om denne artene skulle komme inn i denne regionen nå. For eksempel viser både Østlandet, Vestlandet og Helgeland en høy sannsynlighet for utbredelse ut fra prediksjonene basert på referanseklimate 1961–1990.

I grove trekk overlapper modell-prediksjonen til en viss grad med de områdene i Nord-Europa som har en høy tetthet av barskog, slik som fjellkjedene i Sentral- og Sør-Europa og de nordlige delene av Europa som faller innenfor det boreale barskogbeltet (Figur 30A). De mest innflytelsesrike klimatiske variablene forklarte 70,8 % av Maxent-prediksjon under nåværende klima, og disse variablene inkluderte gjennomsnittstemperaturene i de tre varmeste månedene av året, maksimal temperatur i juli, total månedlig nedbør i august og minimumstemperatur i januar.

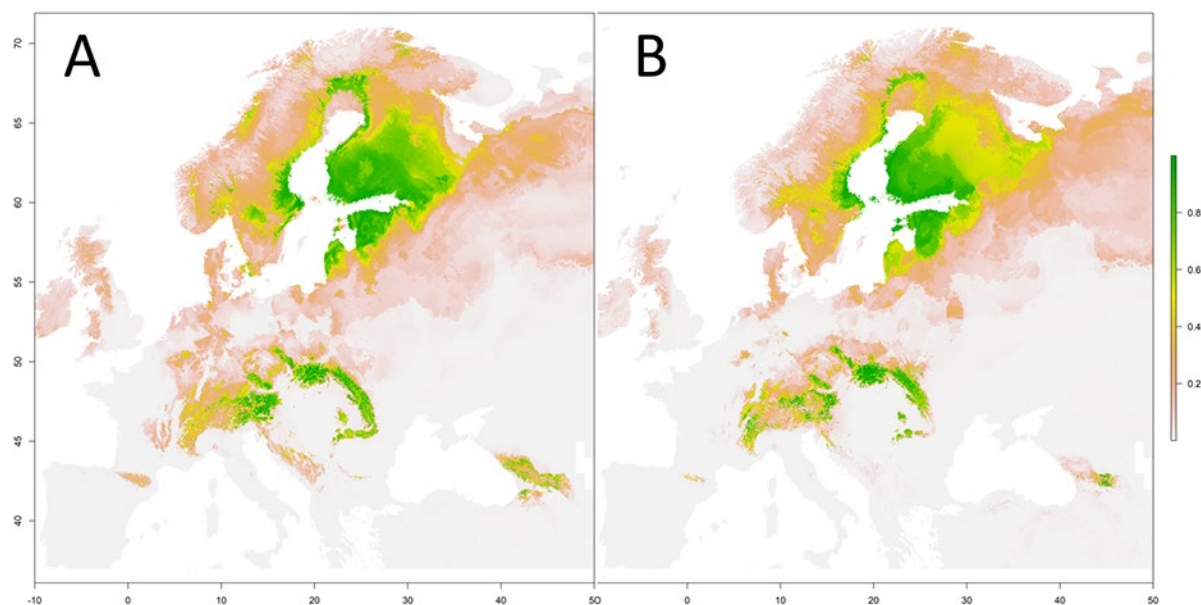
Maxent-prediksjonene for utbredelsen av *I. amitinus* under et fremtidig klima avviker ikke veldig mye fra Maxent-prediksjonene for det nåværende klimaet, men noen forskjeller ble observert (Figur 30B). Prediksjonen viser at sannsynligheten for å bli utbredt i de vestlige og sørlige delene av Europa vil

være noe lavere under et fremtidig klima enn under nåværende klima. Denne forskjellen kan ha sammenheng med at denne delen av Europa vil kunne bli for varm og tørr for en art som foretrekker et relativt kjølig klima. Roubal (1937–1941) beskriver *I. amitinus* som en tallrik art i Sentral- og Sør-Europas fjellskoger. I følge Roubal kan den da dominere lokalt, og i noen tilfeller uten at den store granbarkbillen er tilstede. Pfeffer (1955) undersøkte forekomsten av *I. amitinus* ved ulike høydelag, og han fant at forekomsten øker med økende høyde opp til tregrensen mot snaufjell i Sentral-Europa.

Den mest markerte forskjellen med et fremtidig klima var en redusert sannsynlighet for forekomst i de sørligste fjellkjedene i Europa. Fargefeltene som indikerer økt sannsynlighet for forekomst i disse fjellområdene med nåværende klima (Figur 30A) er tydelig redusert med et fremtidig klima (Figur 30B). Dette gjelder fjellområdene i Pyreneene, Dinarfjellene, Balkanfjellene, Øst- og Sør-Karpatene og Kaukasus. *Ips amitinus* har en god forekomst i disse fjellkjedene i dag (Jurc & Bojović 2004, Ribič 2007). Forklaringen er trolig den samme som nevnt overfor, dvs. at de klimatiske forholdene i et fremtidig klima vil bli for tørt og varmt for denne kuldetilpassede arten. Vi ser også at sannsynligheten for utbredelse under et fremtidig klima er litt redusert i de vestligste og oseaniske områdene av Europa, slik som Wales, Skottland, Danmark og langs den vestlige kysten av Skandinavia (Figur 30B).

Norge vil fortsatt være godt egnet for *I. amitinus* med et fremtidig klima, men områder på Vestlandet og Helgeland viser en noe redusert sannsynlighet for forekomst. Østlandet, Nord-Troms og de østlige delene av Finnmark viser imidlertid en høy grad av egnethet også med et varmere klima (Figur 30B). Også de øvrige delene av Nord-Europa viser endringer for noen delområder med et varmere klima, men totalt sett synes Nord-Europa å forbli svært gunstig for *I. amitinus* også etter hvert som klimaet endrer seg. For eksempel vil sannsynligheten for å bli utbredt i Estland og i den vestlige og sørlige delen av Finland med dagens klima forbli omtrent like høy under et fremtidig klima. Det kan bety at *I. amitinus* vil kunne fortsette å ekspandere og bli en stadig vanligere art i de nordligste områdene av Europa, inkludert de subalpine områdene dersom barskogene skulle bli mer utbredt her.

Maxent-modeller som er basert på dagens utbredelse vil ikke fange opp endringer i prediksjonene som kan oppstå fordi *I. amitinus* blir mer utbredt. Etter hvert som denne arten blir mer utbredt, kan Maxent-modellen komme til å vise et større område som gunstig enn det modellen viser ut fra dagens utbredelse. Dessuten vil mer genetisk arbeid på denne arten kunne vise om den har plastisitet til å ekspandere inn nye bioklimatiske soner som ikke er omfattet av modellprediksjonene i denne studien. Noen av de østligste funnene av *I. amitinus* i Russland kan indikere at denne arten kan tolerere et kaldt og svært kontinentalt klima (Økland m. fl. 2019). I ytterste konsekvens kan videre ekspansjoner bare være begrenset av tilgang på vertstrær og i mindre grad av klima. I så fall kan denne arten ekspandere på gran, furu og andre potensielle vertsarter hele veien til Stillehavskysten. I den andre enden av klimagradianten viser våre resultater at sørlige deler av Europa kan bli for varme for *I. amitinus*. I denne delen av Europa kan granskogene avta, og *I. amitinus* og andre arter i tilsvarende habitat kan bli sjeldne eller dø ut.



Figur 30. Potensiell utbredelse av *Ips amitinus* i Europa predikert med Maksimal entropi modell (Maxent). A: Prediksjon basert på referanseperioden 1961–1990. B: Prediksjon basert på klimaprognosene i IPPC5 for et fremtidig klima (2081–2100). Fargegradienten fra hvit til mørkegrønn (skala på høyre side) indikerer økende sannsynlighet for forekomst av *I. amitinus*.

Litteraturreferanser

- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965–1978.
- Hijmans, R.L., Phillips, S., Leathwick, J. & Elith, J. 2017. dismo – Species Distribution Modeling. [WWW document]. URL <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/index.html> [accessed on 23 September 2018].
- Jurc, M. & Bojović, S. 2004. Bark beetle outbreaks during the last decade with special regard to the eight-toothed bark beetle (*Ips amitinus* Eichh.) outbreak in the Alpine region of Slovenia. *Biotic Damage in Forests. Proceedings of the IUFRO (WP7.03.10) Symposium held in Mátrafüred, Hungary, September 12–16, 2004* (ed. by Gy. Csóka, A. Hirka and A. Koltay), pp. 85–95. Hungarian Forest Research Institute, Mátrafüred, Hungary.
- Karjalainen, S., Salokannel, J., Albrecht, A., Biström, O., Clayhills, T., Laurinharju, E., Mannerkoski, I., Mattila, J., Muona, J., Pentinsaari, M., Rassi, P., Rutanen, I., Salokannel, J., Siitonen, J. & Silfverberg, H. 2010. Atlas of the Beetles of Finland. The Finnish Expert Group on Coleoptera. In: Finnish Museum of Natural History, University of Helsinki. <http://www.luomus.fi>.
- Koponen, M. 1975. Distribution of *Ips amitinus* (Eichhoff) (Coleoptera, Scolytidae) in Finland 1950-1973. *Annales Entomologica Fennica* 41: 65-69.
- Koponen, M. 1980. Distribution of *Ips amitinus* (Eichhoff)(Coleoptera, Scolytidae) in Finland 1974-1979 *Annales Entomologica Fennica* 41.
- Kvamme, T. & Lindelöw, Å. 2014. Corrections and comments to the Norwegian part of the Palaeartic list of bark beetles (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae). *Norwegian Journal of Entomology* 61, 201–212.
- Lindelöw, Å. 2013. Väntad barkborre funnen i Sverige - fynd av *Ips amitinus* (Coleoptera, Scolytinae). [*Ips amitinus* (Coleoptera, Scolytinae) expected and found in Sweden.] – *Entomologisk Tidskrift* 134(4): 203-206. Uppsala, Sweden 2013. ISSN 0013-886x
- Mandelstam, M. Ju. 1999. Notes on the current status of *Ips amitinus* Eichh. (Coleoptera, Scolytidae) in North-West Russia. *Entomologica Fennica* 10: 29-34.

- Mikutowicz, J. M. 1905. Zur Koleopterenfauna der Ostseeprovinzen Russlands. Korrespondenz-blatt des Naturforscher-Vereins zu Riga 48: 73–92. Riga
- Nuorteva, M. 1956. *Ips amitinus* Eichh. Kaarnakuoriansen esiintymisestä Suomessa. Ref.: Über das Auftreten des *Ips amitinus* Eichh. (Col., Scolytidae) in Finnland. – Ann. Ent. Fenn. 22: 168–170.
- Pfeffer A. 1989. Kůrovcovití (Scolytidae) a jádrohlodovití (Platypodidae). Zoologické klíče, Praha: Academia, 137 pp.
- Pfeffer, A. 1955. Fauna ČSR. Svazek 6. Kůrovci – Scolytoidea. (Řád: Brouci – Coleoptera). Nakladatelství Československé Akademie Věd, Praha, Czechoslovakia.
- Phillips S.J., Dudík M. & Schapire R.E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning, pp. 655–662. Banff, Canada.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190: 231–259.
- Phillips, S.J., Dudík, M. & Schapire, R.E. 2018. Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). [WWW document]. URL http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/ [accessed on 23 September 2018].
- R Core Team 2017. R - A Language and Environment for Statistical Computing. [WWW document]. URL <https://www.r-project.org/> [accessed on 23 September 2018].
- Ribič, A. 2007. Little-eight-toothed spruce bark beetle (*Ips amitinus*, Col.: Scolytidae) in the regional unit Dravograd in 2005: graduation thesis - higher professional studies. Ljubljana, 2007. VIII, 52 p.
- Roubal, J. 1937–1941. Katalog Coleopter (Brouku) Slovenska a Východních Karpat. Katalog der Coleopteren Der Slowakei und der Ost-Karpathen. III. Publisher: Slovanský ústav, Nakladatelství Orbis, Praha, Czechoslovakia, 363 pp. Printed: Tiskárna Protektorátu Čechy a Morava v Praze.
- Shcherbakov A.N., Nikitsky N.B., Polevoj A.V. & Humala A.E. 2013. To Coleoptera fauna of insects in Pasvik Nature Reserve (Insecta, Coleoptera) [Щербаков А.Н., Никитский Н.Б., Полевой А.В., Хумала А.Э.] Forest Bulletin of Moscow State Forest University [Лесной вестник МГУЛ] 6(98): 16–21. [på russisk]
- Stolina, M. 1969. Der Einfluss der Ipidenfauna auf die Entwicklung der Struktur von Naturwäldern in den Westkarpathen. Schweiz. Ztschr. Forstwes. 11: 610–627.
- Voolma, K., Mandelshtam, M.J., Shcherbakov, A.N., Yakovlev, E.B., Ounap, H., Suda, I., Popovichev, B.G., Sharapa, T.V., Galasjeva, T.V., Khairuddinov, R.R., Lipatkin, V.A. & Mozolevskaya, E.C. 2004. Distribution and spread of bark beetles (Coleoptera : Scolytidae) around the Gulf of Finland: a comparative study with notes on rare species of Estonia, Finland and North-Western Russia. Entomologica Fennica 15: 198–210.
- WorldClim 2018. Global Climate Data [WWW document]. URL www.worldclim.org [accessed on 23 September 2018].
- Zach, P., Kršiak, B., Kulfan, J. & Holecová, M. 2010: Attraction of bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) to Norway spruce in timberline forest in Tatra Mountains, West Carpathians. Lesnícky časopis – Forestry Journal 56: 285–293.
- Økland, B. & Bjørnstad, O.N. 2006. A resource depletion model of forest insect outbreaks. Ecology 87(2): 283–290.
- Økland, B. 2018. *Ips amitinus* – en slektning av granbarkbillen på dørterskelen til Norge. I: Timmermann, V. (red). Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017. NIBIO Rapport 4(102): 49–54.
- Økland, B. Skarpaas, O. & Kausrud, K. 2009. Threshold facilitations of interacting species. Population Ecology 51: 513–523.
- Økland, B., Flø, D., Schroeder, M., Zach, P., Cocos, D., Martikainen, P., Siitonen, J., Mandelshtam, M.Y., Musolin, D.L., Neuvonen, S, Vakula, J., Nikolov, C., Lindelöw, Å. & Voolma, K. 2019. Range shifts of the small spruce bark beetle *Ips amitinus* – a newcomer in Northern Europe. Agricultural and Forest Entomology <https://doi.org/10.1111/afe.12331>
- Økland, B., Kvamme, T. & Wollebæk, G. 2005. Ny barkbilleart funnet overvintrende. Skogeieren 10/2005: 30–31.
- Økland, B., Netherer, S. & Marini, L. 2015. The Eurasian spruce bark beetle: The role of climate. The Eurasian spruce bark beetle: the role of climate. Pages 202–219 in Björkman, C. & Niemelä, P. (eds.): Climate Change and Insect Pests. CABI Climate Change Series 7, Wallingford UK.

6 *Phytophthora* i importert jord på prydplanter og faren det utgjør for skog

Venche Talgø, May Bente Brurberg og Martin Pettersson (NIBIO)

6.1 Innledning

Utgangspunktet for denne rapporten er først og fremst omfattende funn av *Phytophthora*, en slekt med mange farlige planteskadegjørere, som ble gjort i jord på importerte prydplanter i 2018, men også noen tidligere funn. Undersøkelsen i 2018 ble gjennomført på oppdrag fra Mattilsynet i overvåking- og kartleggings (OK) programmet «Nematoder og *Phytophthora* spp. i jord på importerte planter» (Talgø m. fl. 2019c).

Mange *Phytophthora*-arter er et stadig økende problem i grøntanlegg, landbruksområder (jord-, skog- og hagebruk) og naturområder verden over, noe som i stor grad er vist å være relatert til global handel med planter (f.eks. Jung m. fl. 2015). Introduksjon av *Phytophthora* og andre planteskadegjørere via importen er ikke nytt i Norge (Talgø m. fl. 2014), men det er ikke tidligere gjort noen systematisk undersøkelse av jord, bare stikkprøver av symptomatiske planter.

Phytophthora trives under fuktige forhold og har svermesporer (zoosporer) som spres i vann eller fuktig jord/luft og hvilesporer (oosporer og/eller klamydosporer) som kan overleve i årevis i infisert jord, selv uten vertsplanter. Er et område først infisert av *Phytophthora*, er det derfor nærmest umulig å bli kvitt smitten. Skadeomfanget kan være omfattende. Det kan leses mer om biologien til *Phytophthora* i Talgø m. fl. (2019c).

I metode- og resultatdelen omtaler vi kort undersøkelsen vi gjorde for Mattilsynet i 2018 før vi diskuterer hva slags konsekvenser innførsel av grøntanleggsplanter kan ha for norsk skog.

6.2 Metoder

Totalt undersøkte vi 130 jordprøver fra importerte grøntanleggsplanter som hadde kommet til innførselslokaliteter i ulike regioner rundt om i landet i 2018, herav 67 prøver fra Nederland, 23 fra Danmark, 13 fra Tyskland, 10 fra Italia, 8 fra Sverige, 6 fra Polen, 2 fra Belgia og 1 fra Spania via Danmark. Prøvene ble tatt ut av inspektører fra Mattilsynet. Hele 40 vertsplanteslekter fra åtte land var representert. Jordprøvene ble undersøkt ved «baiting», det vil si at de ble rørt ut i vann, stod over natten for at partiklene skulle bunnfelles og så ble blader fra rododendron eller andre plantearter lagt på overflaten for å fange opp eventuelle *Phytophthora*-sporer. Ved utvikling av flekker på bladene ble det forsøkt isolert *Phytophthora* fra flekkene ved overføring til kunstig vekstmedium (agar) (Talgø m. fl. 2019 c).

6.3 Resultater

Hele 35 % av jordprøvene vi analyserte inneholdt *Phytophthora*-smitte. Totalt fant vi 14 *Phytophthora*-arter i importen fra flere eksportland og vertsplanter (Tabell 9). I 12 tilfeller inneholdt samme prøve to *Phytophthora*-arter. De ble identifisert til art ved hjelp av DNA-analyse (ITS sekvensering av ribosomalt DNA) (Talgø m. fl. 2019c).

Tabell 9. *Phytophthora*-arter funnet i jord på importplanter til grønntanlegg i 2018. Eksportland og planteslekt er oppgitt.

<i>Phytophthora</i> -art	Eksportland (planteslekt)
<i>P. amnicola</i>	Nederland (<i>Acer</i>)
<i>P. cactorum</i>	Danmark (<i>Fagus</i>)
<i>P. cambivora</i>	Nederland (<i>Fagus, Acer</i>), Danmark (<i>Fagus, Ulmus</i>), Sverige (<i>Prunus</i>), Belgia (<i>Fagus</i>)
<i>P. chlamydospora</i>	Nederland (<i>Prunus</i>), Danmark (<i>Ligustrum</i>)
<i>P. cinnamomi</i>	Nederland (<i>Taxus, Pinus</i>)
<i>P. cryptogea</i>	Nederland (<i>Acer, Pinus</i>), Sverige (<i>Prunus, Larix</i>), Tyskland (<i>Ilex, Tsuga</i> og <i>Juniperus</i>)
<i>P. gonapodyides</i>	Nederland (oppsopt jord i kontainer, <i>Betula</i>), Italia via Danmark (<i>Chamaecyparis</i>), Polen (<i>Abies, Thuja</i>)
<i>P. gregata</i>	Nederland (<i>Thuja</i>)
<i>P. hibernalis</i>	Danmark (<i>Prunus</i>)
<i>P. megasperma</i>	Nederland (<i>Taxus, Thuja</i>), Danmark (<i>Acer, Prunus, Magnolia</i>)
<i>P. pini</i>	Belgia (<i>Taxus</i>)
<i>P. plurivora</i>	Nederland (<i>Chamaecyparis, Thuja, Taxus, Larix, Prunus, Fagus, Acer, Betula</i>), Danmark (<i>Betula, Syringa, Cornus, Taxus, Fagus, Prunus, Ligustrum</i>), Sverige (<i>Larix</i>), Polen (<i>Abies</i>)
<i>P. pseudocryptogea</i>	Belgia (<i>Fagus</i>), Sverige (<i>Pinus</i>)
<i>P. syringae</i>	Danmark (<i>Acer, Prunus, Magnolia, Buxus, Ligustrum</i>), Sverige (<i>Pinus</i>)

6.4 Diskusjon

6.4.1 Skadepotensialet til *Phytophthora*-arter i norsk skog

Selv om de 14 *Phytophthora*-artene som ble funnet (Tabell 9) skulle klare å spre seg til norsk skog, er det trolig bare noen av dem som vil kunne etablere seg og gjøre skade. Dessuten har vår viktigste treart i norsk skog, gran (*Picea abies*), vist seg (på verdensbasis) å være sterk mot jordboende *Phytophthora*-arter (det vil si relativt motstandsdyktig i felt, men kan få angrep under oppal i skogplanteskoler). Trolig kan dette ha å gjøre med lav pH i jord der gran fortrinnsvis vokser, men *Phytophthora* mistrives. Også furu (*Pinus sylvestris*) og bjørk (*Betula pubescens*) ser ut til å være sterke mot *Phytophthora*. Vi har sett *Phytophthora*-lignende symptomer på bjørk, men har ikke klart å påvise noen *Phytophthora*-art ved isolering (bare *Phytophythium*, en slekt i samme rike som *Phytophthora*).

Fire av artene vi fant i importen, *P. amnicola*, *P. chlamydospora*, *P. hibernalis* og *P. pseudocryptogea*, har ikke blitt registrert i Norge tidligere. Alle de rapporterte funnstedene for disse nye artene har et relativt varmt klima, noe som tilsier at de trolig ikke vil bli problematiske for våre skoger gitt dagens klima. ***Phytophthora amnicola*** ble først rapportert fra ferskvann i Australia (Burgess m. fl. 2012) og er senere funnet i elver i Portugal og Chile (Thomas Jung, pers. med.). ***Phytophthora chlamydospora*** er rapportert på blant annet mandeltrær (*Prunus dulcis*) i Tyrkia (Türkölmez m. fl. 2016). ***Phytophthora hibernalis*** er utbredt sør i Europa, på vestkysten av USA og på flere kontinenter sør for ekvator. Den angriper blant annet arter og sorter innen slektene *Citrus* og *Rhododendron* (EPPO 2019d). ***Phytophthora pseudocryptogea*** er funnet i Asia (Iran), Australia og Sør-Amerika (Ecuador) på arter som ikke fins i vår flora (Burgess & Abad 2019).

Av de 14 artene vi fant, er det per i dag *P. cambivora*, *P. cactorum* og *P. plurivora* som har gjort størst skade på treaktige vekster (lignoser) i Norge (Figur 31), og som vi ser på som mest truende for våre skogsområder. ***Phytophthora cambivora***, som ble funnet i hele sju prøver, er en art som går på mange lignoser og som gjør stor skade på bøk (Telfer m. fl. 2015a, 2015b; Talgø m. fl. 2012, 2019a), gråor (Strømeng m. fl. 2015b) og andre vertsplanter (Talgø m. fl. 2006, 2010) her i landet.

Phytophthora cactorum er også en skadegjører på bøk. Vi har blant annet isolert denne arten fra bøk i Vålanskogen i Stavanger (Talgø & Brurberg 2015) og fra jord ved en sjuk bøk i Bergskogen i



Figur 31. Mørke, tjærelignende flekker i barken er et typisk symptom ved angrep av *Phytophthora*. Her isolerte vi henholdsvis *Phytophthora cambivora* fra gråor (*Alnus incana*) ved Hamar (venstre), *P. cactorum* fra jord ved bøk (*Fagus sylvestris*) i Oslo (midten) og *P. plurivora* fra spisslønn (*Acer platanoides*) i Stavanger (høyre). Foto: Venche Talgø.

Oslo (Talgø m. fl. 2019b). Arten kan også gi skade på frukttrær og føre til lærråte (Stensvand 2013a) og rotstokkråte (Stensvand 2013b) i jordbær. ***Phytophthora plurivora*** var den desidert mest vanlige arten vi fant i importen, i hele 17 prøver av jord fra både bar- og løvtreslekter, hvilket viser hvor utbredt denne arten er utenfor Norge. Arten har også vært en kjent skadegjører her i landet i mange år, blant annet på bøk (Telfer m. fl. 2015a). Se nærmere omtale av arten under «Oppsummering» i Talgø m. fl. (2018b).

De resterende syv artene i Tabell 9 (*P. cinnamomi*, *P. cryptogea*, *P. gonapodyides*, *P. gregata*, *P. megasperma*, *P. pini* og *P. syringae*) er allerede funnet på planter i Norge, men per i dag ser ikke disse ut til å være spesielt truende mot norsk skog. ***Phytophthora cinnamomi*** trives godt i varme strøk, men den etablerer seg stadig lenger nord. På verdensbasis har denne arten hundrevis av vertsplanter og gjør stor skade (Cahill m. fl. 2008, Hardham 2005). Vi har tidligere funnet *P. cinnamomi* på importert tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea* 'Red Candy'), *Rhododendron* og *Casiope* i planteskole/hagesenter (Talgø m. fl. 2010) og på hageblåbær (*Vaccinium corymbosum*) i et felt på Sørlandet (Talgø, upublisert), men vi vet ikke om den klarer å overvintre ute i vårt klima og spre seg til viltvoksende bær- og/eller trearter. ***Phytophthora cryptogea*** angriper mange urteaktige planter rundt om i verden, men også lignoser kan få skade. Så langt har denne arten ikke gjort skade på planter utendørs i Norge, bare på tomat og salat i veksthus, men vi har funnet *P. cryptogea* i vann nær et juletrefelt på Vestlandet og i et naturreservat på Østlandet. ***Phytophthora gonapodyides*** har blitt isolert fra bøk i Norge, men synes ikke å være spesielt aggressiv på bøk. Første funn av denne arten var i Danmark for over hundre år siden (Petersen 1909), og vi regner med at *P. gonapodyides* også kan ha vært relativt lenge i Norge, da utbredelsen er omfattende i norske vassdrag fra sør til nord i landet (Talgø m. fl., upublisert). Gjennom koevolusjon over lang tid kan denne skadegjøreren og aktuelle vertsplanter ha tilpasset seg hverandre, noe som kan forklare at arten ikke ser ut til å være spesielt aggressiv på våre stedege arter. ***Phytophthora gregata*** har vi funnet i jord og på hegg i Åkersvika naturreservat ved Hamar, et til tider flomutsatt område (Strømgang m. fl. 2015b). Arten ble første gang rapportert fra et svært fuktig område med skadd vegetasjon i Australia (Jung m. fl. 2011).

Vi vet så langt lite om invasjon- og skadepotensialet til arten. *Phytophthora megasperma* har et vidt vertsplantespekter og er i Norge funnet i et hagesenter på barlind (*Taxus* sp.) (Talgø m. fl. 2010), på fjelledelgran (*Abies lasiocarpa*) i et juletræfelt (Talgø m. fl. 2007) og på lind (*Tilia* sp.) i en allé (Talgø m. fl. 2018a). Også grønsaker kan få angrep, spesielt kålvekster. Funnene vi har gjort viser at arten er en potensiell skogskadegjører på både bar- og løvtrær. *Phytophthora pini* har vi isolert fra tuja (*Thuja baccata*) i Oslo der den tok livet av flere planter i en stor hekk på relativt kort tid (Herrero m. fl. 2013). Senere isolerte vi den samme skadegjøreren fra jord ved en sjuk søyleeik (*Quercus robur* 'Fastigiata') i Oslo sentrum (Strømeng m. fl. 2015a). Arten ble første gang funnet på røduru (*Pinus resinosa*) i Minnesota i USA, i 1925 (Hong m. fl. 2011), altså et område med vinterklima som tilsier at arten også trolig har etableringspotensiale i Norge. *Phytophthora syringae* har vi tidligere bare funnet i et parkanlegg i Bergen på syrin (*Syringa vulgaris*) og rododendron. Den er ellers best kjent for angrep på arter i rosefamilien (pære, eple o.a.). Vi vil anta at arten ikke er noen trussel mot norsk skog (Talgø m. fl. 2018c).

Tidligere skader av *Phytophthora* på trær og undervegetasjon i Norge er oppsummert i Timmermann m. fl. (2018). Derfra vil vi spesielt nevne *P. alni* og *P. uniformis* på or (*Alnus glutinosa* og *A. incana*), *P. lacustris* på vier (*Salix* sp.) og *P. pseudosyringae* på blåbær (*Vaccinium myrtillus*), da disse ikke var blant de 14 artene som ble funnet i 2018. I samme rapporten kan det også leses om *P. ramorum* på flere arter, en fryktet karanteneskadegjører som har gjort stor skade på skog i USA (Rizzo m. fl. 2005) og Storbritannia (Brasier & Webber 2010).

6.4.2 Faren for naturlig spredning av *Phytophthora* til skog via luft og vann

Noen *Phytophthora*-arter kan spre sporene sine via luft (luftbårne). Det gjelder ingen av artene i Tabell 9, men gjelder for eksempel *P. pseudosyringae* og *P. ramorum* som er nevnt over (Timmermann m. fl. 2018). Begge disse artene er funnet på blåbær i skog både i England og Norge (Talgø m. fl. 2013). I og med at de er luftbårne, kan de spres relativt langt på kort tid og gi opphav til epidemier, noe som alt har skjedd på blåbær i England. I tillegg er det der enorme skader på grunn av *P. ramorum* på skog av japanlerk (*Larix kaempferi*) hvor undervegetasjon av rododendron delvis har drevet epidemien fremover (Brasier & Webber 2010; se foto i Talgø 2011). I Norge har vi lite lerk (vi gjør oppmerksom på at *P. ramorum* også kan angripe andre lerkearter enn japanlerk) og ingen rododendron i skogbestand, men vi ser på blåbær som en potensiell vertsplante dersom det oppstår en epidemi. I Storbritannia er også *P. ramorum* registrert på gran og en rekke andre trearter, så en epidemi på blåbær i Norge vil også kunne smitte over på ulike trearter i norsk skog. Som det fremgår i Timmermann m. fl. (2018), har det blitt gjort mange funn av *P. ramorum* i import og grøntanlegg i Norge, ikke minst på rododendron. Siden mange boligfelt i Norge grenser til skogsområder, vil det være lett for luftbårne *Phytophthora*-arter på for eksempel rododendron å spre seg til blåbær eller annen vegetasjon, gitt riktig temperatur og fuktighet (Figur 32).

Fra alle hager, parker og grøntanlegg vil det være sig av vann fra overflater og grøfter som ofte ender opp i bekker, elver og/eller innsjøer. Via disse vannveiene kan svermesporer (zoosporer) av *Phytophthora* spres til nye områder. Ved sterk nedbør og påfølgende erosjon kan også jordpartikler med hvilesporer ende opp i vassdrag. Gråor langs vassdrag er svært utsatt for *Phytophthora*-smitte. For eksempel har vi sett *Phytophthora*-symptomer på gråor langs hele Glommavassdraget fra Sarpsborg i sør til Tynset i nord (Strømeng og Talgø, upublisert). Det kan ha vært flere innførselspunkter for smitte, men sjansen er stor for at videre spredning har foregått naturlig langs elva.



Figur 32. Dersom *Rhododendron* smittet med for eksempel *Phytophthora ramorum* fra oppalstedet er plantet nær skog (venstre) er smitteveggen svært kort til blåbær og annen vegetasjon (høyre). Legg også merke til en *Thuja* som står bak rododendronene (venstre), en annen art som er svært utsatt for *Phytophthora*. Foto: Venche Talgø.

6.4.3 Faren for spredning av *Phytophthora* til skog via ferdsel

De fleste *Phytophthora*-artene er jordboende, men både luftbårne og jordboende *Phytophthora*-arter kan ha hvilesporer i jord. Ofte skjer smittespredning gjennom planting av infisert plantemateriale (inkludert jorda rundt rotklumpen). Når først et område er blitt smittet, kan smitten spres til nye områder ved forflytting av jord som inneholder hvilesporer. Denne forflyttingen kan foregå på flere måter. Det er mange eksempler på jorddeponier i skogsområder i forbindelse med konstruksjonsarbeider som bygg, vei og bane. *Phytophthora*-sporer kan da, i tillegg til å spres med selve jordmassene, spres via infisert jord på redskaper og anleggsmaskiner. All annen ferdsel av mennesker og dyr kan også dra med smitta jord fra urbane grøntområder og ut i skog. Ofte går det turstier, som kan være mer eller mindre gjørmete, direkte fra boligområder inn i nærliggende skoger. Eventuelle hvilesporer på fottøy, sykkelhjul, hundelabber eller annet vil kunne dras videre rundt i skogen (Figur 33). Dette er vist i utenlandske undersøkelser, for eksempel på vestkysten av USA der det oppstod store skader av *P. lateralis* i skogsområder med lawsonsypress (*Chamaecyparis lawsoniana*) (Hansen m. fl. 2000). I Australia har forvaltningsmyndighetene utarbeidet informasjon om hvordan man kan unngå å dra rundt *Phytophthora*-smitte med fottøy ⁴.

⁴ https://www.naturalresources.sa.gov.au/files/sharedassets/kangaroo_island/plants_and_animals/biosecurity_ki/bushwalking_guidelines_to_prevent_phytophthora_cinnamomi_2017.pdf



Figur 33. Turstier, spesielt som her uten fast dekke, er potensielle spredningsveier for *Phytophthora*-infiltrert jord ved ferdsel fra urbane grøntområder til skog. Foto: Venche Talgø.

6.4.4 Faren for spredning av *Phytophthora* til skog via hageavfall

Når planter dør på grunn av *Phytophthora* ser de ofte misfargede og tørkeskadde ut, fordi infiserte røtter ikke klarer å ta opp nok næring og vann. Man tenker da lett at de har dødd på grunn av for lite eller for mye vann (druknet), og reflekterer ikke over at de kan være sjuke. Slike sjuke planter kastes ofte sammen med annet i hageavfall til kompostering eller forbrenning, men også i skogkanter eller bekkedar. Vi vil understreke at dette siste er ulovlig ifølge Forurensingsloven § 28⁵, men vi ser dessverre at det stadig skjer (Figur 34). Da er vegen kort til smittespredning til skog og/eller vassdrag.

6.4.5 Faren for spredning av *Phytophthora* via skogplanting, skjøtsel og hogst

Norske skogplanteskoler har i dag god kontroll med rotpatogener som *Phytophthora* etter omlegging fra barrot- til pluggproduksjon. Ved hjelp av pukk eller ulike rammer laget i tre, metall eller plast hindrer man at plantene har rotkontakt med undergrunnen. Faren for at plantene har med *Phytophthora* ut i felt er derfor svært liten, men man skal være oppmerksom på at sviktende hygiene kan gjeninnføre problemer med rotsjukdommer. For eksempel kan bruk av ureint vanningsvann føre til problemer. Åpne dammer, innsjøer og elver er i så måte usikre. Siden gran virker sterk mot *Phytophthora*, kan granplanter i prinsippet bringe smitte med seg til andre vertsplanter i skogen via pluggen uten at de har synlige symptomer. En langt større smittefare utgjør trolig bruk av ulike skogsmaskiner til markberedning, planting, skjøtsel og hogst. Dersom de ikke blir grundig rengjort mellom ulike felt og oppdrag kan de potensielt forflytte smittet jord (Figur 35).

⁵ https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6#KAPITTEL_5



Figur 34. Nær mange boligstrøk er det gjennom mange år opparbeidet hauger med planteavfall. Her et eksempel fra Ås, Akershus i juni 2019. Ca. 20 m fra et boligfelt går det en kort, gruset sti inn i skogen (venstre) der det etter floraen å dømme (midten) har blitt kastet hageavfall i flere år, og der det også nylig var deponert hageavfall (høyre). Foto: Venche Talgø.



Figur 35. Dersom skogsmaskiner som disse har vært i kontakt med *Phytophthora*-infisert jord, kan de spre smitten til nye områder dersom de ikke rengjøres grundig. Foto: Inger Sundheim Fløistad.

6.5 Konklusjoner

Kartlegginga av *Phytophthora* i importert plantemateriale bekreftet mistanken vi har hatt lenge om at mange *Phytophthora*-arter kommer inn i landet som blindpassasjerer i jordklumpen som følger med importerte planter. Det var likevel svært alarmerende at vi fant hele 14 arter, til tross for at alle plantene kom med et «plantesunnhetssertifikat». Særlig foruroligende er tanken på at planter med slike blindpassasjerer etter alt å dømme i årevis har blitt spredd til grøntanlegg landet over og nå er i ferd med å gi skade på stedeegne planter. Selv om ingen av artene vi fant er karanteneskadegjørere i Norge, eller står på EPPO sine A1, A2 eller Alert lister (EPPO 2019a, 2019b og 2019c), er mange av dem i stand til å gjøre stor skade (såkalte kvalitetsskadegjørere). Det må være helt klart at selv om de ikke defineres som karanteneorganismer, hører ikke *Phytophthora*-artene vi har funnet hjemme i norske økosystemer. Spesielt med tanke på at spredningen ikke er reversibel, dvs. at man blir ikke kvitt smitten når disse skadegjørerne først er introduserte.

Til tross for at mange *Phytophthora*-arter alt har nådd landet, er det viktig å avgrense smittepresset, og ikke minst må vi unngå å få inn flere av de ca. 150 beskrevne *Phytophthora*-artene på verdensbasis. Spesielt fordi noen *Phytophthora*-arter har evne til å hybridisere, dvs. at de kan krysse seg med hverandre og i verste fall gi opphav til nye, mer aggressive arter.

I dag importeres alt fra små planter til store trær til bruk i grøntanlegg ("instant landscaping"). Ut fra informasjonen vi fikk sammen med jordprøvene i 2018, var enkelte av de importerte trærne opp til fem meter høye med store rot-/jordklumper. Den visuelle inspeksjonen av plantene som blir foretatt ved ankomst, en vanlig praksis som i dag er underlagt importbedriftene (såkalt egenkontroll), kan ikke avsløre om disse trærne er frie for fremmede, skadelige sykdomsorganismer dersom plantene er symptomfrie. Disse mikroorganismene kan ikke ses med det blotte øye og kan ligge skjult både i jord rundt rota og i plantevevet (latent infeksjon). Fra et plantehelseperspektiv burde man heller produsert plantemateriale lokalt fra rent frø (evt. beiset) eller stiklingsmateriale som hadde gjennomgått en karanteneperiode for å unngå smittefaren. Slik situasjonen er nå, rammer fremmede sykdomsorganismer alt fra grøntanlegg til landbruksproduksjonen og naturområder. Den kortsiktige, økonomiske gevinsten med importerte planter kan raskt forsvinne dersom de bringer med seg skadelige sykdommer.

Nylig utkom en svært omfattende FN-rapport (UN 2019) utarbeidet av «Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services» (IPBES) som viser at nærmere en million arter risikerer å bli utryddet. Rapporten viser at det ikke fins tvil om at natur- og artsrikdommen på jorda er kraftig truet og at tempoet for arters utryddelse i dag er det høyeste i vår historie, og akselererende. Rapporten peker på at en av årsakene til dette er spredningen av invaderende, fremmede arter som framfor alt skjer gjennom handelen med planter.

Problemer knyttet til fremmede arter og plantehandel har vært påpekt av forskere i en årrekke, også av plantepatologer, for eksempel i forbindelse med en IUFRO (International Union of Forest Research Organizations) konferanse i 2011 der «*The Montesclaros declaration*» ble vedtatt ⁶. Der blir det rådet til utfasing av handel med planter og planteprodukter som er påviste å ha negativ effekt og stor risiko for økosystem i skog.

Sett i lys av all kunnskapen om at fremmede, skadelige arter følger med plantehandelen, er det fra et plantehelseperspektiv uforståelig at denne spredningen får fortsette på kryss av kontinenter og landegrensler, en praksis (smittekilde) som aldri ville vært tillatt innen dyre- og folkehelse.

⁶ <https://www.iufro.org/science/divisions/division-7/70000/publications/montesclaros-declaration/>

Litteraturreferanser

- Brasier, C., & Webber, J. 2010. Plant pathology: sudden larch death. *Nature* 466(7308):824.
- Burgess, T.I., Hüberli, D., Hardy, G.E.S.J., Stukely, M.J.C. & Jung, T. 2012. *Phytophthora amnicola*. *Fungal Planet* 28(107): 140-141 <http://www.fungalplanet.org/content/pdf-files/FungalPlanet107.pdf>
- Burgess, T. & Abad, Z.G. 2019. *Phytophthora pseudocryptogea*. <http://idtools.org/id/phytophthora/factsheet.php?name=15337>
- Cahill, D.M., Rookes, J.E., Wilson, B.A., Gibson, L., & McDougall, K.L. 2008. *Phytophthora cinnamomi* and Australia's biodiversity: impacts, predictions and progress towards control. *Australian Journal of Botany* 56(4):279-310.
- EPPO. 2019a. https://www.eppo.int/ACTIVITIES/plant_quarantine/A1_list
- EPPO. 2019b. https://www.eppo.int/ACTIVITIES/plant_quarantine/A2_list
- EPPO. 2019c. https://www.eppo.int/ACTIVITIES/plant_quarantine/alert_list
- EPPO. 2019d. <https://gd.eppo.int/taxon/PHYTHI/distribution>
- Hansen, E.M., Goheen, D.J., Jules, E.S., & Ullian, B. 2000. Managing Port-Orford-cedar and the introduced pathogen *Phytophthora lateralis*. *Plant Disease* 84(1):4-14.
- Hardham, A.R. 2005. *Phytophthora cinnamomi*. *Molecular plant pathology* 6(6):589-604.
- Herrero, M.-L., Talgø, V., Brurberg, M.B., Ørstad, K., Floistad, E. & Stensvand, A. 2013. *Phytophthora pini* på tuja. *Bioforsk FOKUS* 8(2):338-339.
- Hong, C.X., Gallegly, M.E., Richardson, P.A., Kong, P. 2011. *Phytophthora pini* Leonian resurrected to distinct species status. *Mycologia* 103:351-360.
- Jung, T., Orlikowski, L., Henricot, B., Abad-Campos, P., Aday, A.G., Casal, O.A., Bakonyi, J., Cassiola, S.O., Cech, T., Corcobado, T., Cravador, A., Denton, G., Diamandis, S., Dogmus-Lehtijarvi, H.T., Ginetti, B., Hantula, J., Hartmann, G., Herrero, M., Lilja, A., Horta, M., Keca, N., Kramarets, V., Lyubenova, A., Machado, H., Magnano di San Lio, G., Vazquez, P.J.M., Marcais, B., Matsiakh, I., Milenkovic, I., Moricca, S., Nechwatal, J., Oszako, T., Pane, A., Paplomatas, E.J., Varela, C.P., Martinez, C.R, Robin, C., Ryttonen, A., Sanchez, M.E., Scanu, B. Schlenzig, A., Schumacher, J., Solla, A., Sousa, E., Talgø, V., Tsopelas, P., Vannini, A., Vettraino, A.M., Wenneker, M. & Perez-Sierra, A. 2015. Widespread *Phytophthora* infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of *Phytophthora* diseases. *Forest Pathology* 46(2):134-163.
- Jung, T., Stukely, M.J.C., St. Hardy, G.E., White, D., Paap, T. & Burgess, T.I. 2011. Multiple new *Phytophthora* species from ITS Clade 6 associated with natural ecosystems in Australia: evolutionary and ecological implications. *Persoonia* 26:13-39.
- Petersen, H.E. 1909. Studier over Ferskvands-Phycomyceter. *Bot. Tidsskr.* 29:345-440.
- Rizzo, D.M., Garbelotto, M. & Hansen, E.M. 2005. *Phytophthora ramorum*: integrative research and management of an emerging pathogen in California and Oregon forests. *Annu. Rev. Phytopathol.* 43:309-335.
- Stensvand, A. 2013a. Lærråte. *Plantevernleksikonet*. <https://www.plantevernleksikonet.no/l/oppslag/1186/>
- Stensvand, A. 2013b. Rotstokkråte. *Plantevernleksikonet*. <https://www.plantevernleksikonet.no/l/oppslag/1185/>
- Strømeng, G.M., Brurberg, M.B. & Talgø, V. 2015a. Forekomst av plantepatogene sopper på eiketrær i naturområder i Oslo og Ås. Er norsk eik truet av fremmede sjukdomsorganismer? *Bioforsk RAPPORT* 39 (10):14 p
- Strømeng, G. M., Brurberg, M. B., Ørstad, K. & Talgø, V. 2015b. Kartlegging av *Phytophthora*-arter i Åkersvika naturreservat. *Nibio oppdragsrapport* 1(4): 18 s.
- Talgø, V. 2011. *Phytophthora ramorum* angrip skogen på vestkysten av England. *Bioforsk Tema* 6(6):8 s. <https://nibio.brage.unit.no/nibio-xmlui/handle/11250/2460163>
- Talgø, V., Herrero, M.-L., Brurberg, M.B. & Stensvand, A. 2012. Alvorleg sjukdom funnen på bøk. *Bioforsk Tema* 7(1): 8 pp.
- Talgø, V., Herrero, M.-L., Brurberg, M.B. & Stensvand, A. 2010. *Phytophthora*. Alvorleg trugsmål mot buskar og tre i grøntanlegg og naturområde. *Bioforsk Tema* 5(20):8 s.
- Talgø, V. & Brurberg, M.B. 2015. Skade på bøk i Vålandsskogen i Stavanger – *Phytophthora* rotråte. *NIBIO RAPPORT* 1(3): 15 pp.
- Talgø, V., Brurberg, M.B. & Pettersson, M. 2019a. Kartlegging av *Phytophthora* i bøkeskogen i Larvik i 2018. *NIBIO RAPPORT* 5(63):28 pp.

- Talgø, V., Brandrud, T.E., Nordén, B., Sundheim, L. & Solheim, H. 2018a. *Phytophthora megasperma*. Vurdering av økologisk risiko. Artsdatabanken. <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/255>
- Talgø, V., Brandrud, T.E., Nordén, B., Sundheim, L. & Solheim, H. 2018b. *Phytophthora plurivora*. Vurdering av økologisk risiko. Artsdatabanken. <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/290>
- Talgø, V., Brandrud, T.E., Nordén, B., Sundheim, L. & Solheim, H. 2018c. *Phytophthora syringae*. Vurdering av økologisk risiko. Artsdatabanken. <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/2257>
- Talgø, V., Herrero, M.-L., Sundbye, A., Brurberg, M.B., Kitchingman, L., Telfer, K. & Strømeng, G.M. 2013. *Phytophthora* spp. - en trussel mot blåbær i Skandinavia? Bioforsk Tema 8(4):4 pp.
- Talgø, V., Herrero, M.-L., Toppe, B., Klemsdal, S.S. & Stensvand, A. 2006. First report of root rot and stem canker caused by *Phytophthora cambivora* on noble fir (*Abies procera*) for bough production in Norway. Plant Disease 90(5):682.
- Talgø, V., Herrero, M.-L., Toppe, B., Klemsdal, S.S. & Stensvand, A. 2007. *Phytophthora* root rot and stem canker found on Nordmann and subalpine fir in Norwegian Christmas tree plantations. Online. Plant Health Progress doi:10.1094/PHP-2007-0119-01-RS. 7 pp.
- Talgø, V., Magnusson, C., Blystad, D.R., Brurberg, M.B., Perminow, J.I.S., Herrero, M.-L. & Strømeng, G.M. 2014. Global og nasjonal handel med prydeplanter - effektiv spredningsvei for planteødeleggende mikroorganismer og nematoder. Bioforsk TEMA 9 (2): 8 s.
- Talgø, V., Perminow, J.I.S., Pettersson, M. & Brurberg, M.B. 2019b. Sjukdomar på tre i Oslo. NIBIO RAPPORT 5(78):25 pp.
- Talgø, V., Pettersson, M. & Brurberg, M.B. 2019c. *Phytophthora*. Delrapport for 2018 i OK-programmet «Nematoder og *Phytophthora* spp. i jord på importerte planter». NIBIO RAPPORT 5(62):24 s.
- Telfer, K.H., Brurberg, M.B., Haukeland, S., Stensvand, A & Talgø, V. 2015a. *Phytophthora* survives the digestive system of the invasive slug *Arion vulgaris*. European Journal of Plant Pathology 142(1):125–132.
- Telfer, K., Brurberg, M.B., Herrero, M.-L., Stensvand, A. & Talgø, V. 2015b. *Phytophthora cambivora* found on beech in Norway. Forest Pathology 45(5):349-441.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Brurberg, M.B., Clarke, N., Herrero, M.-L., Jepsen, J.U., Solheim, H., Strømeng, G.M., Talgø, V., Vindstad, O.P.L., Wollebæk, G., Økland, B., Aas, W. 2018. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017. NIBIO Rapport 4(102):86 pp.
- Türkölmez, Ş., Derviş, S., Çiftçi, O. & Serçe, Ç.U. 2016. First Report of *Phytophthora chlamydospora* Causing Root and Crown Rot on Almond (*Prunus dulcis*) Trees in Turkey. Plant Disease 100(8):1796-1796.
- UN 2019. Nature's Dangerous Decline 'Unprecedented'; Species Extinction Rates 'Accelerating' <https://www.un.org/sustainabledevelopment/blog/2019/05/nature-decline-unprecedented-report/>.

7 Overvåking av askeskuddsyke

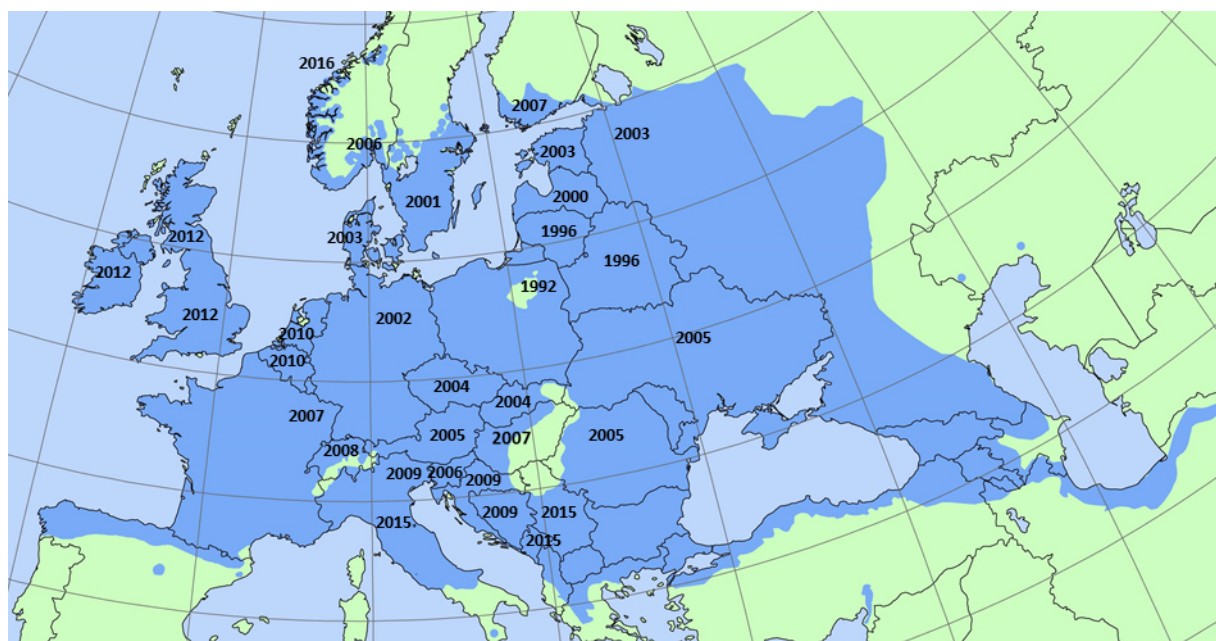
Volkmar Timmermann og Halvor Solheim (NIBIO)

7.1 Innledning

Askeskuddsyke ble først oppdaget i Polen tidlig på 1990-tallet. 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.

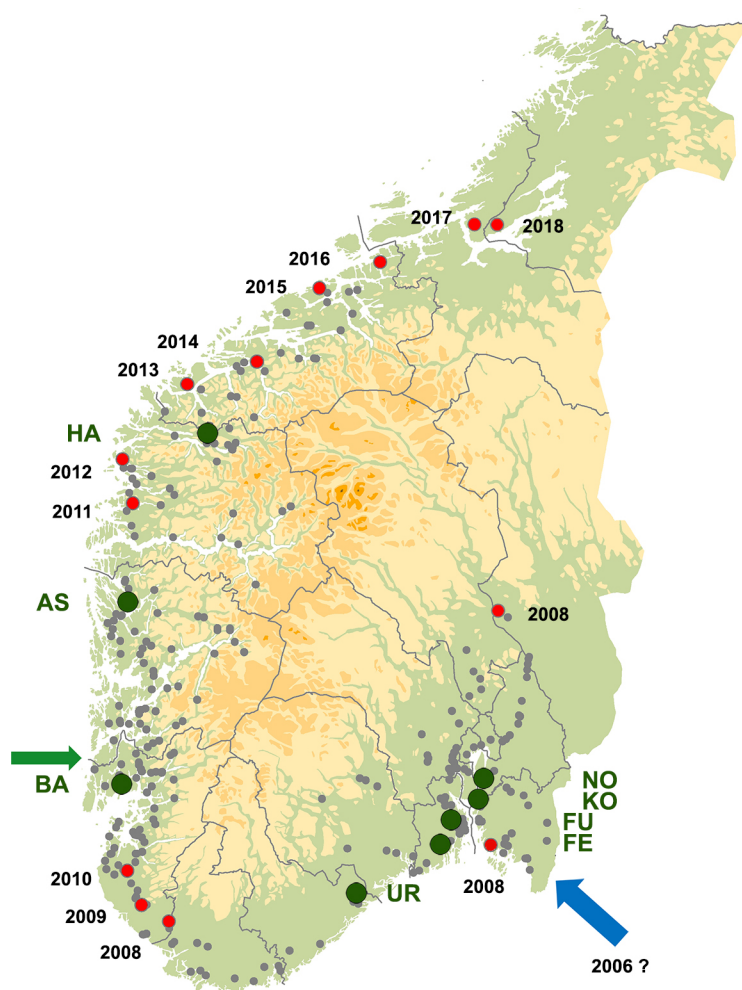
Soppens små begre utvikles på fjorårets askebladstilker i skogbunnen. Sporene, som spres i sommermånedene, infiserer bladene på asketrærne i løpet av vekstsesongen, og soppen sprer seg derfra videre til greinene og til stammen. Infeksjonen forårsaker nekroser i bladene og bladstilkene, og seinere (i vinterhvilten) 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 bl.a. 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 36, Timmermann m. fl. 2011, McKinney m. fl. 2014, Solheim & Hietala 2017a, b). Som følge av høy dødelighet forårsaket av askeskuddsyken, er ask 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).



Figur 36. 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).

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 (Figur 37). At sykdommen var spredd over så store avstander allerede i 2008, kan tyde på at det hadde blitt plantet ut angrepne askeplanter fra planteskoler. Sykdommen ble da også påvist i alle planteskoler som ble undersøkt på Østlandet i 2008.



Figur 37. Lokalisering av overvåkingsflater for askeskuddsyke (grønne punkter) og verifiserte funn av askeskuddsyke pr. 2018 (grå punkter). Spredningen på Vestlandet er markert med røde punkter og årstall for det nordligste funnet hvert år. Grønn pil: Sannsynlig egen introduksjon til Vindafjord kommune. Blå pil: Mulig introduksjonsvei til Norge fra Sverige.

7.2 Metoder

Siden 2009 har vi fulgt spredningen av askeskuddsyke nordover på Vestlandet gjennom befaringer og undersøkelser. Siden 2009 har vi også fulgt sykdomsutviklingen på enkelttrær og i bestand på våre faste overvåkingsflater på Østlandet, og siden 2012 på tilsvarende flater på Vestlandet.

I 2018 var det i alt 8 permanente overvåkingsflater for askeskuddsyke i Norge, 4 på Østlandet, 1 på Sørlandet og 3 på Vestlandet (Figur 37). Flatene ble opprettet mellom 2009 og 2012 (Timmermann m. fl. 2013). På flatene i Norderås (NO, Ås), Kolås (KO, Vestby), Fjugstad (FU, Horten) og Baustad (BA, Tysvær), som alle har tydelige aldersklasser, ble det valgt ut 50 trær. På flatene i Fevang (FE, Sandefjord), Urfjell (UR, Risør), Askvik (AS, Lindås) og Hammar (HA, Stryn), som har mer ensartet alderssammensetning, ble det valgt ut 40 trær. I resultatdelen er trærne gruppert i tre diameterklasser ut fra målinger av diameter i brysthøyde (DBH) 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

Kroneskader på ask registreres som utglisning (reduksjon i kronetetthet) og deles inn i grupperte skadeklasser. 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.

7.3 Resultater

7.3.1 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 (Figur 37 og Tabell 10). De to første årene registrerte vi en spredning på 25–30 km per år og ingen symptomer ble sett nord for Ålgård i Gjesdal kommune, Rogaland.

Tabell 10. Spredning av askeskuddsyke på Vestlandet 2008–2018 med de nordligste funnsteder og spredningsdistansen hvert år.

År	Fylke	Kommune	Sted	Spredning (km)
2008	Rogaland	Lund	Moi	
2009	Rogaland	Eigersund	Little Hogstad	25
2010	Rogaland	Gjesdal	Ålgård	30
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
2017	Sør-Trøndelag	Rissa	Reins kloster	75
2018	Trøndelag	Indre Fosen	Hindrum NR	25
Gjennomsnittlig spredning 2008–2018				51

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, og det ble også funnet trær med 3–4 år gamle barknekroser. Videre nordover gjennom Hordaland fram til Sognefjorden ble det igjen mindre med angrep. Det nordligste funnet i 2011 ble registrert i Askvoll kommune i Sogn og Fjordane. Våre funn i 2011 tyder på at det har vært en egen introduksjon til Vindafjord eller en nærliggende kommune på Haugalandet.

De første funnene av askeskuddsyke i Møre og Romsdal ble gjort i 2013. Allerede i 2016 ble det nordligste funnet av askeskuddsyke gjort i Våg i Aure kommune helt nord i fylket, bare få kilometer fra grensa til Sør-Trøndelag. Fra det nordligste funnet i 2015 i Averøy kommune til det nordligste funnet i 2016 var det 53 km i luftlinje. I 2017 ble askeskuddsyke for første gang påvist i Trøndelag, nærmere bestemt ved Reins kloster på Fosen-halvøya, 75 km i luftlinje nordøst for fronten i 2016. I 2018 ble askeskuddsjuke funnet i Hindrum naturreservat i Indre Fosen kommune, som ofte omtales som verdens nordligste askeskog.

7.3.2 Overvåking på permanente flater

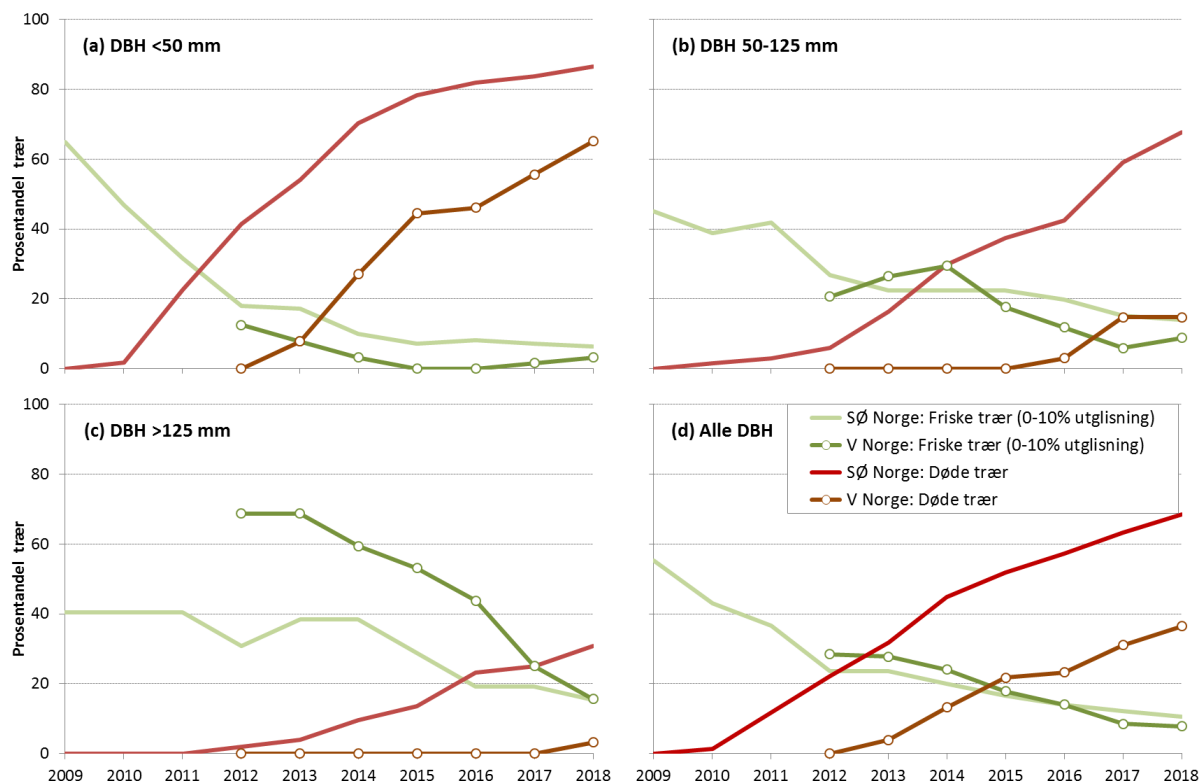
Sør- og Østlandet

Det har vært en dramatisk utvikling for de små asketrærne på de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet fra 2009 til 2018. I 2009 var 65 % av småtrærne friske (≤ 10 % utglisning). I 2018 var denne andelen redusert til 6 % (Figur 38 a). Samtidig var andelen døde trær på hele 86 % i 2018. Mest dramatisk har utviklingen vært på flatene i Norderås og Fjugstad, der hhv. 100 og 88 % av småtrærne var døde i 2018.

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 14 % i 2018 (Figur 38 b). I 2018 var 68 % døde og 3 % sterkt skadde til døende (>75 % utglisning).

På de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet har omfanget av kroneskader hos de store asketrærne økt saktere fra 2009 til 2018 enn hos de mindre diameterklassene. Andelen friske trær har svingt noe mellom årene, men ble likevel redusert fra 40 % i 2009 til 15 % i 2018 (Figur 38 c). Andelen døde asketrær var på 31 % i 2018, og det var allerede i 2016 flere døde enn friske trær i denne diameterklassen. Også andelen sterkt skadde og døende trær var høy med 14 % i 2018. Det forventes at disse også vil dø i løpet av noen år, selv om vi har observert store, dominante trær som i flere år har levd 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 11 % i 2018 (Figur 38 d). Etter drøyt 10 år med askeskuddsyke til stede var mer enn to tredjedeler av trærne (68 %) på overvåkingsflatene døde, og ytterlige 4 % var sterkt skadde eller døende i 2018.



Figur 38. Prosentandel friske (0–10 % kronutglisning) og døde asketrær på overvåkingsflatene. SØ Norge: NO, KO, FU, FE og UR 2009–2018 (UR fra 2010), V Norge: BA, AS og HA 2012–2018. (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 og 2016 var det ingen friske småtrær igjen på flatene. I 2018 ble to trær (3 %) klassifisert som friskt igjen (Figur 38 a). Andelen døde trær nådde 65 % i 2018, i tillegg var 17 % av de minste trærne sterkt skadde eller døende. De fleste døde og sterkt skadde trærne fins på den sørligste flata (BA) med den lengste sykdomshistorien (jf. Figur 37).

Også hos de mellomstore trærne på Vestlandet økte kroneskadene raskt (Figur 38 b). Her ble det første døde treet registrert i 2016, og i 2017 fulgte ytterligere 4 (15 %), mens ingen døde i 2018. Andelen sterkt skadde trær hadde økt fra 3 % i 2012 til 21 % i 2018. Andelen friske trær har svingt litt mellom årene i denne diameterklassen, men også her var det en betydelig nedgang fra 21 % i 2012 til bare 9 % i 2018. På flatene i Askvik og Baustad har det ikke vært friske trær i denne klassen siden 2014.

Heller ikke på Vestlandet har utviklingen for de store asketrærne vært like dramatisk som for de små, kun få (6 %) er foreløpig sterkt skadde, men i 2018 ble det første døde treet registrert på flata i Askvik. Likevel har andelen friske trær sunket dramatisk fra 67 % i 2012 til bare 16 % i 2018 (Figur 38 c).

Utviklingen for trærne i alle diameterklassene sett under ett viser samme trend som på Sør- og Østlandet (Figur 38 d). Mens 28 % av de totalt 130 asketrærne på de tre overvåkingsflatene på Vestlandet var friske i 2012, var denne andelen redusert til bare 8 % i 2018. Andelen døde trær i det samlede datasettet fra Vestlandet økte til 36 % i 2018, i tillegg var 16 % av trærne sterkt skadde eller døende. De fleste døde trærne ble registrert på den sørligste flata, Baustad i Rogaland, hvor 61 % av alle trærne var døde i 2018. På flata i Askvik var 35 % av alle trær døde i 2018, og ytterligere 50 % hadde sterke kroneskader. På flata i Hammar med den korteste sykdomshistorien var det i 2018 tydelige symptomer på askeskuddsyke, og antall friske trær har blitt mer enn halvert siden 2012, mens antall døde og sterkt skadde har økt noe de siste tre årene.

7.4 Diskusjon

Askeskuddbeger er et eksempel på en invaderende art som har etablert og spredt seg rekordraskt i Europa og Norge og forårsaket store skader og høy dødelighet på den europeiske aska. Soppen forårsaker ingen alvorlige skader på de stedege artene av ask i sitt naturlige utbredelsesområde i Øst-Asia, men det er observert en del bladflekkskader i Russlands Fjerne Østen på hjemmehørende askearter (Drenkhan m. fl. 2016). Spredningen i Europa har blitt godt hjulpet av import og handel med infiserte askeplanter, selv om soppen kan spre seg naturlig over store avstander med sine sporer. I dag er det kun noen få regioner igjen i Europa som ennå ikke er berørt av denne sykdommen.

Siden 2008 har askeskuddsyke spredt seg jevnt og trutt nordover på Vestlandet (Solheim & Hietala 2017a, b). I perioden fra 2008 til 2018 har den registrerte spredningen variert fra 25 km til 78 km per år. I gjennomsnitt har den spredt seg 51 km per år når en unntar 2011 hvor det sannsynligvis skjedde en egen introduksjon nord i Rogaland. I 2018 ble askeskuddsjuke påvist i verdens nordligste askeskog, Hindrum naturreservat i Trøndelag (Figur 37). Det finnes spredte forekomster av ask også lenger nord som kan forventes å bli infiserte innen få år hvis spredningen fortsetter med samme fart.

I tillegg til den raske spredningen gjennom landet, har våre data fra 9 år med overvåking av askeskuddsyken vist at sykdomsutviklingen skjer fort i bestand og på enkelttrær, også i områder som bare har hatt sykdommen i noen få år, eller som er relativt isolerte fra andre askeforekomster (Timmermann m. fl. 2017). Skadeomfanget øker fra år til år både på Sør- og Østlandet og på Vestlandet, trær i alle aldersklasser angripes og dødeligheten er høy. 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 honningsoppbråte, spesielt på Norderås hvor flest døde trær ble registrert, men også i Fjugstad og Fevang. 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). I 2018 var nok heller den vedvarende tørken en stressfaktor for trærne, særlig på godt drenerte, tørkeutsatte lokaliteter som Kolås og Fevang. Den sterke vinden i august 2018 velte 2 asketrær på overvåkingsflatene i Fevang og Fjugstad – begge hadde råte, treet i Fjugstad var dessuten sterkt angrepet av askeskuddsyke. Dette er et godt eksempel på samspillet mellom abiotiske faktorer (vind og tørke) og biotiske skadegjørere (honningsopp og askeskuddbeger). Trærne svekkes av askeskuddsyken slik at de lettere blir utsatt for tørkeskader og råtesoppangrep, som igjen fører til at trærne er mer utsatt for vindfelling.

Med unntak av Norderås finnes det fortsatt noen friske trær igjen på overvåkingsflatene, selv etter mange år med askeskuddsyke til stede (jf. Figur 38). Dette kan tyde på at det fins forskjeller i motstandsdyktighet mot sykdommen hos ask som kan være genetisk betinget (Timmermann & Tollefsrud 2017). 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). Slike individer vil være svært verdifulle for genressursforvaltningen og utviklingen av motstandsdyktig materiale (Tollefsrud & Myking 2017), og frø fra trær som fortsatt er friske etter langvarige angrep kan benyttes til plantemateriale og framtidige foredlingsprogrammer. Det er derfor viktig å følge kronetilstanden hos overvåkingstrærne i årene framover for å se om noen fortsatt holder seg friske.

Litteraturreferanser

- Cech, T.L. 2008. Eschenkrankheit in Niederösterreich – neue Untersuchungsergebnisse. Forstschutz Aktuell 43: 24-28.
- 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.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken www.artsdatabanken.no/Rodliste.
- Jordal, J.B. & Bratli, H. 2011. Styvingstrær og høstingsskog i Norge med vekt på alm, ask og lind. Utbredelse, artsmangfold og supplerende kartlegging i 2011. Rapport J.B. Jordal nr. 4-2012. 114 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.
- 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.
- Skogskader.no 2019. Skogskadebeskrivelser og rapportering. www.skogskader.no.
- 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. 2009. Bekymringsfull økning i askeskuddsjuka: Trær ser ut til å dø. Skogeieren 96 (7-8): 24-25.
- Solheim, H., Børja, I., Nagy, N.E., Timmermann, V. & Hietala, A.M. 2017. Askeskuddsjuke, årsak og biologi. NIBIO POP 3(2).
- Talgø, V., Sletten, A., Brurberg, M.B., Solheim, H. & Stensvand, A. 2009: *Chalara fraxinea* isolated from diseased ash in Norway. Plant Disease 93: 548.
- 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. & Tollefsrud, M.M. 2017. Resultater fra overvåking av askeskuddsjuke – de unge faller fra, de gamle takler det bedre. NIBIO POP 3(3).
- 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., Nagy, N.E., Hietala, A.M., Børja, I. & Solheim, H. 2017. Progression of Ash Dieback in Norway Related to Tree Age, Disease History and Regional Aspects. Baltic Forestry 23(1): 150-158.
- 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.
- Tollefsrud, M.M. & Myking, T. 2017. Genetisk variasjon i ask. NIBIO POP 3(5).
- 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.

8 Skog- og utmarksbranner i 2018

Per Holm Nygaard (NIBIO)

8.1 Innledning

Skogbrann er en naturlig økologisk faktor som har vært en del av den naturlige dynamikken i det boreale barskogbeltet så lenge det har eksistert. Grovt deles skogbrannforløp inn i løpebrann som følger bakken og kronebrann eller toppbrann. Ofte er det en kombinasjon av disse under større branner. I Norge er furuskogene de mest brannfarlige, men de er også best tilpasset skogbrann ved at eldre trær har tykk bark og krona høyt hevet over bakkevegetasjonen. Fordi furuskogene er lysåpne finner en her ofte velutviklet bakkevegetasjon av lyng, moser og lav som utgjør det viktigste finfordelte brenselet under skogbranner. Spesielt er magre furuskoger med stort innslag av røsslyng brannfarlige, og ungsogsbestand hvor furukronene fortsatt ikke er oppkvistet er kanskje den aller mest brannfarlige skogtypen i Norge.

I granskogene er utviklingen av feltsjiktet mer sparsomt på grunn av begrenset lystilgang. I tillegg utgjør innslaget av urter og gress en langt større andel av biomassen enn lyngartene. Det betyr mindre brensel, og mindre brannfarlig brensel, da urter og gress har større fuktighet enn lyngartene. Løpebranner i produksjonsskog av gran er derfor sjeldent noe problem i Norge. På foryngelsesflater av gran med stort grasinnslag kan derimot brannfaren være stor særlig tidlig på året. Under brannforløp i sterk vind kan faren for kronebrann i gran være stor pga. større kronebiomasse og at kronene når helt ned til bakken.

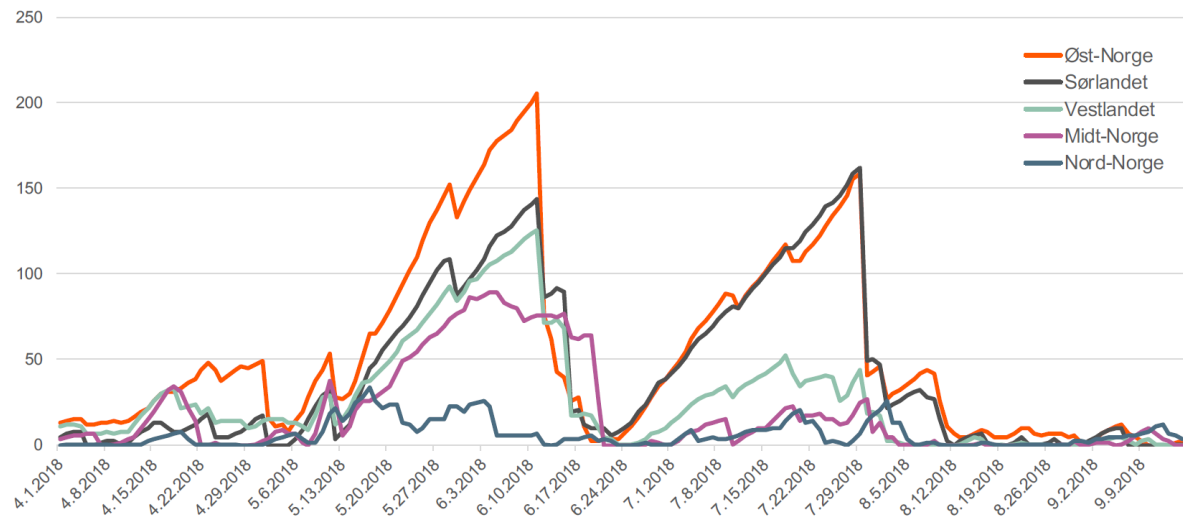
Skogbranner kan være naturlige eller menneskeskapt. Naturlige branner er forårsaket av lynnedslag med påfølgende antenning. Menneskeskapt branner kan være forårsaket av gnist fra tog, skogsmaskiner, trefall over kraftlinjer, barns lek med ild osv. De naturlige brannene utgjør i størrelsesordenen 10 % av alle branner, men dette kan variere fra år til år. Andelen menneskeskapt branner øker også med økende bruk av naturen, og med økt tilgjengelighet.

Skogbrannfareindeks brukes til å angi brannrisiko under ulike værforhold. Skogbrannfaren i Norge varsles av Meteorologisk institutt iht. den tyske skogbrannfareindeksen WBKZ (Waldbrandkennziffer) og angis på en skala for stor skogbrannfare (WBKZ>60), skogbrannfare (WBKZ>30) og liten skogbrannfare (WBKZ<30). Skogbrannfareindeksen baserer seg på nedbør, temperatur, fordampning og vegetasjonsforhold. For tiden er skogbrannfareindeksen under revisjon fordi man i Norge skal gå bort fra den gamle tyske skogbrannfareindeksen WBKZ til den kanadiske skogbrannfareindeksen FWI (FireWeatherIndex), som også tar hensyn til vindforholdene. Statistikk over antall branner, areal og kartfesting er tillagt Direktoratet for sivilt beredskap (DSB).

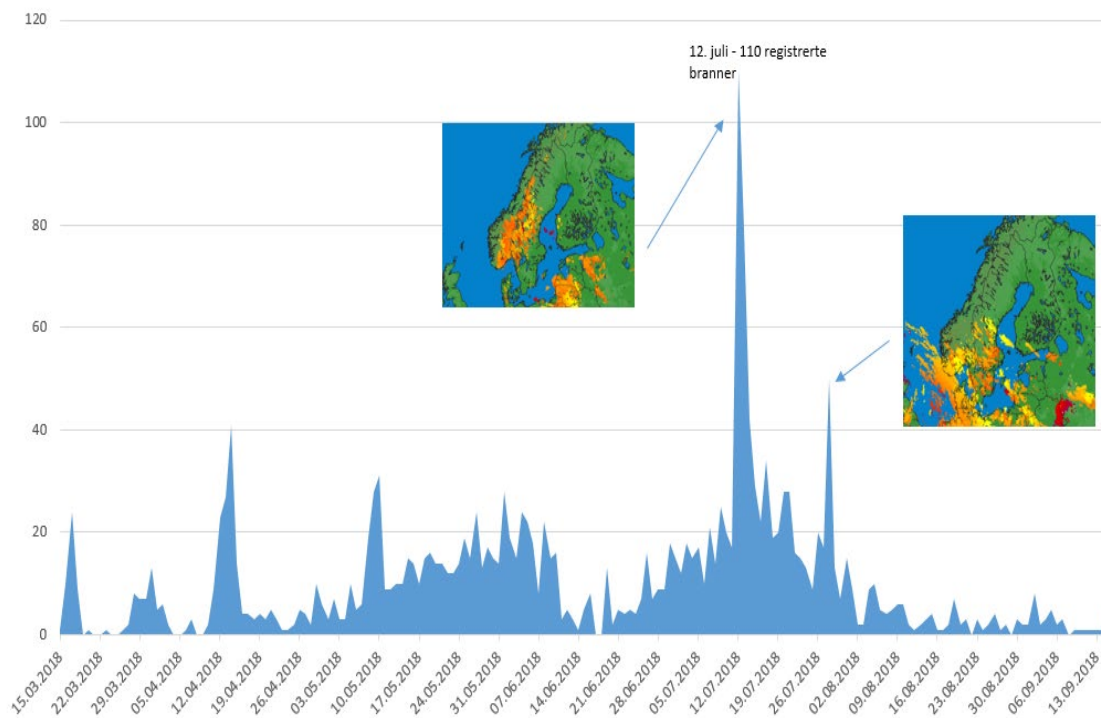
8.2 Situasjonen i 2018

Den tørre sommeren 2018 medførte stor skogbrannfare spesielt i Øst-Norge og på Sørlandet (Figur 39). I 2018 ble det registrert 900 skogbranner og 1171 branner i gress og innmark (DSB 2018). Den arealmessig største skogbrannen ble registrert i Hjørdal hvor det brant i størrelsesorden 3000 daa uproduktiv skog. Til tross for opptil 114 branntilløp i skog på en og samme dag oppsto det ingen større skogbranner. Spesielt for 2018 var at til tross for lav lynaktivitet, antente lynnedslag mange skogbranner som følge av tørken. Bare rolige vindforhold og effektiv brannslukning med bruk av helikopter forhindret at større branner fikk utvikle seg. Sammenhengen mellom lynaktiviteten og antall skogbranner på enkelte dager er vist i Figur 40. Som det framgår av figuren var lynaktiviteten den viktigste årsaken til skogbrannene i juli, med en topp den 12. juli (Figur 41).

Gjennomsnittlig skogbrannindeks per landsdel 1.4 – 15.9



Figur 39. Skogbrannfaren for de ulike landsdeler fra april til september 2018 (DSB 2018).



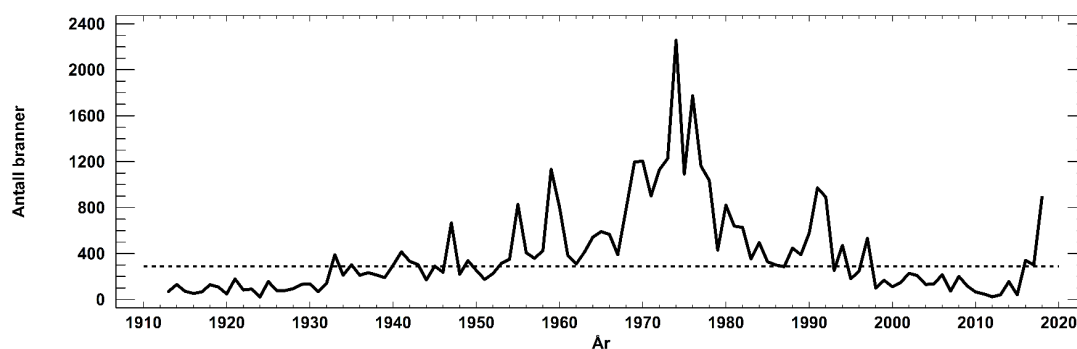
Figur 40. Antall branner i innmark og utmark per døgn 15.3.–15.9.2018 og sammenhengen med lynaktivitet. (DSB 2018).



Figur 41. Mange skogbranner ble fanget inn på bilde fra Valle i Setesdal 12. juli 2018. Foto: Rolf A. Grimsby.

8.3 Utvikling over tid

Det var stort fokus på antall branner og den ekstreme tørken i 2018, og brannene ble satt i sammenheng med klimaendringer. Likevel viser brannstatistikken at det har brent hyppigere og mer omfattende tidligere (Figur 42). Spesielt på midten av 1970-tallet var både antall skogbranner og omfanget langt høyere enn i 2018.



Figur 42. Antall skogbranner fra 1913 og fram til 2018 (Data fra DSB).

8.4 Økonomisk og økologisk betydning av skogbrann

Skogeiere kunne tidligere påføres store økonomiske tap som følge av skogbranner, og mye av beredskapen var rettet mot skogressursene. I dag har gode forsikringsordninger sammen med bruken av frivillig vern på større brannflater, slik som etter storbrannen i Mykland i 2008 (Nygaard & Brean 2014), ført til at skogeier i liten grad blir skadelidende. Ser en på erstatningsberettigede skader som følge av «skogbrannåret» 2018 beløp disse seg til 3 millioner kroner, hvorav mer enn halvparten gikk til å dekke skogeieres egeninnsats under slukking (Skogbrand 2018). Derimot utgjør skogbranner en betydelig trussel mot samfunnssikkerhet hvor liv, helse og infrastruktur settes i fare. De siste års mega-branner ⁷ i Sør-Europa, men også i Norden, har vist hvor galt det kan gå. Samfunnsøkonomisk er kostnadene knyttet til skade på infrastruktur, hus, hytter og ikke minst slukningsarbeidet svært store.

Økologisk sett er skogbrann ingen katastrofe selv om også skogbranner kan utradere lokale forekomster av arter og naturtyper som vi ønsker å bevare. For det biologiske mangfoldet er fravær av skogbrann som følge av effektiv slukking sannsynligvis en større trussel enn skogbranner. Det er godt dokumentert at mange truede arter er knyttet til de spesielle livsmiljøer som skogbrann skaper (Ehnström m. fl. 1995). Det er grunnen til at man i Sverige årlig brenner skogarealer med den hensikt å skape mer naturlig variasjon, og dermed øke det biologiske mangfoldet knyttet til slike livsmiljøer. Det finnes flere pyrofile arter som i ulik grad er avhengig av skogbrann, to slike arter er bråtestorkenebb (*Geranium bohemicum*) og begersoppen gulbrunt bålbeget (*Geopyxis carbonaria*) (Figur 43).

Langsiktige effekter av skogbrann på biomasseproduksjon og nærings sirkulasjon har vært diskutert i skogfaglige fora opp gjennom hele nittenhundretallet. Det er lite dokumentasjon på nedsatt biomasseproduksjon med unntak av noen få lokaliteter på lav bonitet som har brent hardt og gjentatte ganger med korte intervall. På den annen side finnes det mange arbeider som peker på at skogbrann kan ha en positiv effekt på produksjonsevnen i skog (se f. eks. Tamm 1991). Spesielt har seine suksesjonsstadier av gran i blåbærskog vist veksthemning som kan oppheves av brann gjennom økt frigjøring av næringsstoffer (Tamm 1991).

Skogbrann er og vist å ha en økologisk funksjon gjennom at de kullag som dannes i jordsmonnet motvirker allelopatiske effekter og veksthemning (Zackrisson m. fl. 1996). Så godt som alle våre furuskoger står på tidligere brent mark, og naturlig foryngelse av furu etter skogbrann gir de mest verdifulle furubestandene våre. Skogbrann regulerer forholdet mellom furu og gran og lange perioder uten brann som følge av effektiv slukking vil favorisere gran også på furumark.

I Västmanlandbrannen i Sverige 2014 brant over 130.000 dekar hvor skadene ble anslått til ca. 1 milliard svenske kroner. I Norge har vi så langt unngått den type mega-branner. Det kan bero på tilfeldigheter, men det er all grunn til å tro at et mer moderne effektivt skogbrannberedskap samt at det bor mer folk på landsbygda i Norge bidrar til å unngå slike katastrofebranner.

⁷ Mega-branner er definert som branner større enn 100.000 dekar.



Figur 43. Bråtestorkenebb (*Geranium bohemicum*) er en av artene som trenger skogbrann for å spire (venstre). Gulbrunt bålbege (*Geopyxis carbonaria*) danner fruktlegermer etter brann (høyre). Foto: Per Holm Nygaard.

Litteraturreferanser

- DSB 2018. Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap. Tema - Skogbrannsesongen 2018. https://www.dsb.no/globalassets/dokumenter/rapporter/skogbrannsesongen_2018.pdf
- Ehnstöm, B., Långström, B. & Hellkvist, C. 1993. Insects in burned forests- forest protection and faunal conservation. *Entomologica Fennica*, Vol.6 :109-117.
- Nygaard, P.H. & Brean, R. 2014. Dokumentasjon og erfaringer etter skogbrannen I Mykland 2008. Rapport fra Skog og landskap 02/2014.
- SKOGBRAND 2018. Skogbrands Årsrapport 2018. https://www.skogbrand.no/wp-content/uploads/2019/03/Skogbrand_Årsrapport_2018.pdf
- Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecological Studies* 81. Springer-Verlag. Berlin.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C., Wardle, D. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest. *Oikos* 77:10-19.

9 Andre spesielle skogskader i 2018

Halvor Solheim og Isabella Børja (NIBIO)

9.1 Innledning

I mer enn 150 år har det vært innberetninger om forskjellige skoglige forhold i Norge, også skogskader. Med teknologisk utvikling har det blitt mye lettere å samle informasjon om skogskader og en interaktiv skogskadedatabase, www.skogskader.no, ble etter hvert opprettet. Alle som er interessert i skog og skogskader kan rapportere og bruke databasen, men det er hovedsakelig rapporter fra Landsskogtakseringen som gjør at volumet av innrapporteringer blir stort.

9.2 Metoder

Skadeobservasjoner stammer fra befaringer, undersøkelser og bestemmelse av innsendte prøver, fra Landsskogtakseringens skogovervåking og bestandsregistreringer, forskningsprosjekter og fra instituttets skadedatabase Skogskader.no. Observasjoner av skogskader som blir gjort utenom de faste overvåkingsprosjektene, registreres i www.skogskader.no, som er et internettbasert rapporterings- og arkiveringsystem 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. NIBIO har det faglige ansvaret og utfører kvalitetssikring av alle innsendte rapporter.

9.3 Resultater

I alt ble det lagt inn 1079 rapporter om skogskader i skogskadedatabasen i 2018. Det aller meste er registreringer som er gjort av Landsskogtakseringen. Det er nok noe underrapportering. Dette gjelder særlig skadetilfeller som dukker opp utover sensommeren og høsten og skyldes nok at Landsskogtakseringen er på et sted bare en gang i løpet av sesongen.

Bjørkemålere og skogbranner omtales ikke her siden de rapporteres i egne kapitler i denne rapporten (se kap. 3 og 8).

Følgende skader ble registrert mest hyppig:

Bjørkerust (*Melampsorium betulinum*) ble registrert 45 ganger, i 15 kommuner. Det ble kun rapportert skader fra 3 kommuner i Sør-Norge. I Nord-Norge var det omfattende angrep, ikke bare på enkelttrær.

Frosttørkeskader ble rapportert 31 ganger, fra 20 kommuner. De sterkeste skadene ble registrert fra nord i Trøndelag og opp til Lofoten.

Granrust (*Chrysomyxa abietis*) hadde 41 innmeldte skader fra 30 kommuner. Det var hovedsakelig angrep på fjorårets nåler. Kun i 7 kommuner ble det rapportert om angrep på årets nåler.

Hjort- eller hjortedyrskader ble rapportert 63 ganger fra 47 kommuner. Det er rapportert feie- eller beiteskader på de fleste treslag, mest på furu (13), gran (13), rogn (19) og selje (9).



Figur 44. Døende ospetrær fra Troms (venstre). Foto: Halvor Solheim. Snøbrekk. Sterk skadd furubestand i Evje og Hornnes (høyre). Foto: Frank Uleberg.

Ospeskranting som ble rapportert første gang i årsrapporten om Skogens helsetilstand 2017, er svært utbredt i Troms og Finnmark. Mange trær ser ut til å dø (Figur 44, venstre). Det er også kommet rapport om en lignende skade på ospetrær i høyereliggende strøk i Sør-Norge.

Et utbrudd av **rød furubarveps** (*Neodiprion sertifer*) er rapportert i de sørøstligste kommuner i Østfold. Det var til dels sterke angrep på furu i deler av Aremark, Halden, Marker, Rakkestad og Sarpsborg. I tillegg er det noen rapporter fra Vestlandet, Flora, Gulen og Masfjorden. Sterkt angrepne trær trer tydelig fram i terrenget. De er lyse brune, mens annen vegetasjon er grønn i forskjellige sjatteringer (Figur 45, venstre). Symptomet er karakteristisk, men forskjelligartet, avhengig av larvenes utviklingsstadium. Mens eldre larver lar bare nålebasis stå igjen, lar de yngre larvene gjerne en tynn midtstreng stå igjen (Figur 45, høyre).

Snøskader ble innrapportert 458 ganger fra 192 kommuner. De sterkest berørte kommuner var på Sørlandet, men også videre nordover på Østlandet er det mange rapporter (Figur 44, høyre).

Stormer ble innrapportert 89 ganger fra 64 kommuner. I 2018 ble det registrert 3 stormer med potensialet til å gjøre skader. To av dem ble behørig omtalt i media. Det første ekstremværet, Cora, pågikk 6.–7. januar, og ga størst skade langs kysten fra Møre til Helgeland. På sin ferd videre nordøstover hadde det spaknet betraktelig. Cora ble spesielt omtalt grunnet mye strøbrudd. Ekstremværet Knud herjet 21.–22. september i mange kyststrøk fra Rogaland til Oslofjorden.

Tørkeskader ble rapportert 133 ganger fra 106 kommuner. Det var flest rapporter fra Sørlandet og Østlandet, men også fra Vestlandet og Trøndelag kom det rapporter.



Figur 45. Skader av rød furubarveps. To angrepne furutrær lyser opp i terrenget (venstre). Eldre larver lar bare nålebasis stå igjen. Unge larver lar gjerne en tynn midtstreng stå igjen (høyre, midt i bildet). Foto: Halvor Solheim.

9.4 Diskusjon

Rapporter i skogskadedatabasen kommer hovedsakelig fra tre kilder; 1) fra den årlige overvåkingen i Landsskogtakseringen på faste flater, 2) ved at personell knyttet til Landsskog gjør registreringer utenom de faste flatene og 3) at andre personer med interesse i skogskader legger observerte skader inn i www.skogskader.no. På de faste Landsskogtakseringsflatene skjer registreringer hvert 5. år så enkelte skader kan være opp til 5 år gamle ved registreringen.

Bjørkerust er en gjenganger som skadegjører i Norge. Den er iøynefallende og dermed «lett» å registrere. Sterke angrep kan gjerne forekomme 2–3 år på rad, men det er nokså sjeldent, kanskje med unntak av i de 3 nordligste fylkene. Mens det i 2017 var sterke angrep i Trøndelag og de nordlige delene av Gudbrandsdalen og Østerdalen (Solheim 2018), var det sterke angrep i store deler av Nord-Norge i 2018. I Troms ble det blant annet rapportert at det var gule flak av soppsporier på enkelte vann. Når det er mye angrep av bjørkerust pleier det også å være mye rustsoppangrep på vier og seljearter, så dette bidrar trolig også til de gule flakene på vannet.

Tilfeller av **frosttørke** er ikke så rent sjeldent i vårt langstrakte land og kan være forårsaket av forskjellige situasjoner. Disse skadene kalles også sviskader. Det er gjerne spesielle værforhold på ettersommeren eller tidlig vår som kan utløse frosttørke eller sviing av barmassen hos bartrær. Meteorologiske data viste at det fra sist i mars og til langt ut i april var fint vær med høye temperaturer om dagen og kuldegrader om natta. Samtidig var det en del østlig vind som kunne være med på å tørke ut nålene til bartrær. Skaden var lettest å se på furu da døde nåler henger på lenger hos den enn hos gran. I hager var det også lett å se skader på bartrær, for eksempel på tuja.

Granrust er, som bjørkerust, lett å se når den opptrer i store mengder. Først på sommeren henger fremdeles de angrepne fjorårsnålene på, mens de utover ettersommeren og høsten har falt av, noe som er typisk for granrust. Nye angrep, på årets nåler, ser en først sent på sommeren. De fleste rapportene gjelder angrep på fjorårets nåler og har da sammenheng med fjorårets sterke angrep i lavereliggende områder (Solheim 2018). Granrust er trolig hjemmehørende i Norge, dvs. at den etablerte seg før år 1800 (se Artsdatabankens definisjon ⁸), selv om den først ble nevnt av Blytt mye seinere (1882). Svært sterke angrep ble første gang omtalt av Jørstad (1925) som skriver at i 1916 var det voldsomme herjinger i indre Østlandet. Året etter var angrepene avtagende, og i 1918 var de nærmest over.

Ospeskranting har pågått i en ti-års tid i Nord-Norge, og har de senere årene økt kraftig. Den er også vanlig i nordlige deler av Finland, og trolig i grenseområder i Sverige. Blant annet registrerte vi omfattende skader i grenseområdene mellom kommunene Kåfjord og Storfjord langs E6. Det er også gjort noen registreringer i høyere liggende strøk i Sør-Norge. Fra skrantende osp har vi isolert flere aktuelle sopper som vi etter hvert vil teste for deres patogenitet i inokuleringsforsøk. Men fordi skadene er så omfattende og framtreddende at de truer med å desimere ospa i nord, må vi også foreta flere systematiske isoleringer.

Rød furubarveps har opp gjennom årene hatt større og mindre angrep flere steder i landet. Sist det var store angrep var i 2004–06, hvor det var angrep i Østfold og i Hedmark, Åsnes (Andreassen m. fl. 2007). Et angrep varer gjerne i 2–4 år, og ved flerårige sterke angrep vil det bli en tilvekstreduksjon. Enkelte trær kan også bli drept.

Vinteren 2018 var snørik og det ble registrert mange **snøbrekk**. Snøbrekk er en av årsakene til forsikringsutbetalinger via Skogbrand Forsikring. I perioden 2001 til 2018 utgjorde snøskader 7,9 % av skogskadeerstatningene. I 2018 ga imidlertid snøbrekkskader de største utbetalinger, langt mer enn for eksempel storm som vanligvis dominerer, og erstatningskostnadene for snøbrekkskader var på rekordstore 10,5 millioner kroner ⁹. Snøbrekk forekommer i varierende grad, og det er gjerne i visse høydelag at skaden inntreffer. I Agder kom det to store snøfall med snømengder opp til 150 cm i indre strøk. Kroken (2018) skriver at årets skader kom i det samme området som ofte ellers, langs Sørlandsbanen fra Gjerstad i øst til Kvinesdal i vest. Det ble også mye strømstans, og i verste fall var det noen som ble strømløse i 11 dager.

Stormer som klassifiseres som ekstremvær opptrer gjerne en til noen få ganger i løpet av året. Oftest opptrer de om høsten eller rundt nyttårstider. Året 2018 var ikke noe unntak, Cora herjet 6.–7. januar (Hunshamar 2018) og Knud 21.–22. september (Gislefoss m. fl. 2018). Under årets stormer ble det mer fokus på materielle skader på bygninger, installasjoner, strømstans og lignende enn på skogskader. Stormer under ekstremværforhold er den skaden som gir størst utbetalinger fra Skogbrand Forsikring. I perioden 2001 til 2018 gikk 69,9 % av erstatningene til stormskader, mens det var små utbetalinger i 2018 (2,8 millioner kroner ⁹).

Tørke ble det store samtaleemnet i 2018 med spesielt mye fokus på avlingstap for bønder. Selv om skogen var lite i fokus så ble det også registrert endel skogskader grunnet tørke. Mest utsatt var skog på tørkeutsatte arealer, og det var kanskje bjørk og furu som ble sterkest rammet, men mange forskjellige treslag ble berørt.

⁸ <https://www.artsdatabanken.no/Pages/241521>

⁹ <https://www.finansnorge.no/statistikk/skadeforsikring/klimarelaterte-skader/skogsskader/>

Litteraturreferanser

- Andreassen, K., Timmermann, V., Clarke, N., Røsberg, I., Solheim, H. & Aas, W. 2007. Overvåkingsprogram for skogskader. Årsrapport 2006. Norwegian monitoring programme for forest damage. Annual report 2006. Forskning fra Skog og landskap. 06/07, 18 pp.
- Blytt, A. 1882. Bidrag til kundskaben om Norges soparter. Christiania Videnskapselskabs Forhandlinger 1882, No. 5.
- Gislefoss, K., Moxnes, E., Skattør, H.B., Agersten S. og Køltzow, M. METinfo. Ekstremværrapport. Hendelse: Knud, 21-22 september 2018. Meteorologi No 25/2018.
- Hunshamar, C. 2018. Ekstremværet «Cora» kommer til Møre og Romsdal og Trøndelag.
<https://www.vg.no/nyheter/innenriks/i/J1EQE4/ekstremvaeret-cora-kommer-til-moere-og-romsdal-og-troendelag>
- Jørstad, I. 1925. Norske skogsykdommer. I. Nåletresykdommer bevirket av rustsopper, ascomyceter og fungi imperfecti. Meddelelser fra Det norske Skogforsøksvesen 2: 19-186.
- Kroken, J. A. 2018. Vinterens snøskader på skog og strømnnett. Fylkesnytt fra Aust- og Vest-Agder 21.2 2018.
<https://www.fylkesmannen.no/nn/agder/Landbruk-og-mat/Skogbruk/Vinterens-snoskader-pa-skog-og-stromnett/>
- Solheim, H. 2018. Spesielle skogskader. In: Timmermann, V. (red.). Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017. NIBIO Rapport 3(107): 60-64

Konklusjoner

- Den landsrepresentative skogovervåkingen registrerte mange abiotiske skader på alle treslag i 2018 som skyldtes den snørike vinteren 2017/18 med mange snøbrekkskader, og den langvarige tørken sommeren 2018 med etterfølgende skogbranner og andre tørkerelaterte skader. En stor del av skadene som oppsto som følge av tørken i Sør-Norge vil nok først bli synlige fullt ut i 2019.
- Kjemiske analyser av luft, nedbør og jordvann på de intensive overvåkingsflatene viser at avsetning av nitrogen- og svovelforbindelser var høyere i 2018 enn i 2017, og fortsatt høyere i Birkenes enn i Hurdal og Osen pga. langtransportert forurensing fra kontinentet. Det ble f.eks. målt 10 kg uorganisk N/ha i nedbøren under kronetaket i Birkenes i 2018.
- Det ble målt svært høye ozonverdier i 2018 og UNECEs grenseverdi på 5000 ppb-timer for skog ble overskredet på 6 av 7 stasjoner, selv om det har vært store reduksjoner i utslipp av ozondannende forløpere i Europa. Dette viser den sterke koblingen mellom klima og nivået av bakkenært ozon.
- Vegetasjonsanalyser på den intensive skogovervåkingsflata i Birkenes bekrefter tidligere resultater fra Osen og Hurdal og fra andre studier, som dokumenterte økt vekst for store bladmoser. Disse mosene begunstiges gjennom mange milde og nedbørrike høster og en lengre vekstsesong.
- Bestandsovervåkingen av bjørkemålere er helt sentral for å forstå hvilke mekanismer som regulerer utbrudd og skaper den karakteristiske temporale og romlige dynamikken i målerutbrudd. Den landsrepresentative skogovervåking med registreringer av skader på enkelttrær er en viktig kilde til informasjon, som foreløpig ikke er utnyttet til fulle. Den kan sammenholdes med satellittbasert utbruddskartlegging for å gi en bedre forståelse av hvordan bjørkeskogens karakter, klima og utbruddshistorikk påvirker det observerte skadebildet i bjørkeskogen.
- Resultater fra barkbilleovervåkingen viser at nivået av stor granbarkbille bare økte moderat i 2018 til tross for en svært varm og tørr sommer. I de fleste fylkene var det en økning i fellefangstene i overvåkingen, men nivået er likevel langt under de epidemiske nivåene som ble observert på 1970-tallet. I Trøndelag har det vært en økende trend de siste årene.
- *Ips amitinus*, en nær slektning av stor granbarkbille, har spredd seg raskt nordover i Europa. Den vil trolig ekspandere sitt utbredelsesområde inn i Norge i nær framtid. Våre analyser tyder på at den fortsatt vil kunne finne gode livsbetingelser i Nord-Europa i et framtidig, varmere klima.
- Til tross for at mange *Phytophthora*-arter alt har nådd landet, er det viktig å begrense spredning og smittepress, spesielt fordi noen *Phytophthora*-arter har evne til å krysse seg med hverandre og i verste fall gi opphav til nye, mer aggressive arter. I kartlegginga av importert plantemateriale ble hele 14 *Phytophthora*-arter funnet, til tross for at alle plantene kom med et «plantesunnhets-sertifikat». Internasjonal handel med planter bidrar til spredningen av *Phytophthora*.
- I 2018 ble askeskuddsyke påvist i Hindrum naturreservat i Trøndelag, verdens nordligste askeskog. Det finnes spredte forekomster av ask også lenger nord som kan forventes å bli infisert innen få år.
- Selv etter mange år med askeskuddsykens herjinger finnes det fortsatt noen få friske asketrær på overvåkingsflatene. Frø fra disse vil kunne brukes i framtidige foredlingsprogrammer for ask.
- Det var mange skogbranner i 2018, men de fleste hadde et mindre omfang. Brannstatistikken viser at det har brent hyppigere og mer omfattende tidligere, spesielt på midten av 1970-tallet.
- Ospekranter har pågått i en ti-års tid i Nord-Norge, og har de senere årene økt kraftig. Skadene er så omfattende og framtreddende at de truer med å utrydde ospa i nord. Jakten på årsaken fortsetter. På Sør- og Østlandet førte snøbrekk til rekordstore erstatningsutbetalinger i 2018.

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.

Forsidefoto: Erik Holand. Det var nesten 1 000 skogbranner i Norge i 2018, men ingen så store som Myklandsbrannen i Froland i 2008.