



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Skogens helsetilstand i Norge

Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 102 | 2018



Volkmar Timmermann¹⁾, Kjell Andreassen²⁾, May Bente Brurberg⁵⁾, Nicholas Clarke³⁾,
María-Luz Herrero¹⁾, Jane Uhd Jepsen⁶⁾, Halvor Solheim¹⁾, Gunn Mari Strømeng⁴⁾, Venche Talgø⁴⁾,
Ole Petter L. Vindstad⁷⁾, Gro Wollebæk¹⁾, Bjørn Økland¹⁾, Wenche Aas⁸⁾

¹⁾ Skoghelse, ²⁾ Skog og klima, ³⁾ Terrestrisk økologi, ⁴⁾ Soppsjukdommer, ⁵⁾ Bioteknologi og molekylær genetikk (NIBIO); ⁶⁾ Norsk institutt for naturforskning (NINA), ⁷⁾ UiT Norges Arktiske Universitet,

⁸⁾ Norsk institutt for luftforskning (NILU)

TITTEL/TITLE

Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2017
The state of health of Norwegian forests. Results from the national forest damage monitoring 2017

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Volkmar Timmermann, Kjell Andreassen, May Bente Brurberg, Nicholas Clarke, María-Luz Herrero, Jane Uhd Jepsen, Halvor Solheim, Gunn Mari Strømeng, Venche Talgø, Ole Petter L. Vindstad, Gro Wollebæk, Bjørn Økland og Wenche Aas

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
23.08.2018	4/102/2018	Åpen	10154	17/02585
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17- 02156-8	2464-1162	86		

OPPDRAKSGIVER/EMPLOYER:

LMD

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Volkmar Timmermann

STIKKORD/KEYWORDS:

Skogens helsetilstand, langtransporterte luftforurensninger, skogovervåking, bjørkemålere, granbarkbiller, *Ips amitinus*, feromonfeller, *Phytophthora*, askeskuddsyke, skogskader

Forest health, long-range transboundary air pollution, forest monitoring, birch moths, *Ips typographus*, *Ips amitinus*, pheromone traps, *Phytophthora*, ash dieback, forest damage

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Skoghelse

Forest health

Sammendrag

Skogens helsetilstand påvirkes i stor grad av klima og værforhold, enten direkte ved tørke, frost og vind, eller indirekte ved at klimaet påvirker omfanget av soppsykdommer og insektangrep. Klimaendringene og den forventede økningen i klimarelaterte skogskader gir store utfordringer for forvaltningen av framtidens skogressurser. Det samme gjør invaderende skadegjørere, både allerede etablerte arter og nye som kan komme til Norge i nær framtid. Denne rapporten presenterer resultater fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2017 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 – analyse av regiontrender;
- (v) *Ips amitinus* – en slektning av granbarkbiller på dørterskelen til Norge;
- (vi) *Phytophthora*-skade på trær og undervegetasjon;

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

- (vii) Kartlegging av *Phytophthora ramorum* i Norge;
- (viii) Overvåking av askeskuddsyke;
- (ix) Andre spesielle skogskader i 2017.

I den landsrepresentative skogovervåkingen ble det i 2017 registrert en nedgang i kronetetthet hos gran for landet som helhet og i alle regioner med unntak av Østlandet. Snø, vind og sopp forårsaket mest skader på gran. Også furu hadde mest skader av snø og vind, mens insekter hadde liten betydning som skadegjørere på bartrærne i 2017. For bjørk var situasjonen omvendt med insektene som den desidert største gruppa av skadegjørere, men også abiotiske faktorer og sopp (bjørkerust) forårsaket skade på bjørk. Det var større omfang av skader på bjørk i 2017 enn både i 2016 og 2015, og særlig målerangrep økte i frekvens i høyereliggende strøk på Østlandet i 2017. Gjentatte målerangrep over mange år utgjør fortsatt et problem for bjørkeskogen i Nord-Norge.

Konsentrasjonene av nitrogen- og svovelkomponenter i luft og nedbør i 2017 var generelt noe lavere eller lik nivåene i 2016, mens våtavsetningen av ikke-marint sulfat i Birkenes var noe høyere pga. økt nedbørmengde. Som følge av store utslippsreduksjoner av svovel i Europa har det vært en betydelig reduksjon i målte nivåer av antropogene svovelkomponenter både i luft, nedbør og jordvann. Også utslipp av nitrogenforbindelser har gått ned. Deposisjon av uorganisk nitrogen i kronedrypp i Birkenes har minsket siden 1990, mens Hurdal og Osen ikke viser noen tydelig trend. Nivået av svovel og nitrogen i barnåler derimot har hatt en uventet økning i Birkenes siden 2013, mens verdiene var lave i Hurdal og Osen. Nivået av bakkenært ozon i Norge var svært lavt i 2017 grunnet utslippsreduksjoner av og en ugunstig vær-situasjon for ozonforløpere i Europa.

Overvåkingen av bjørkemålere i Troms og Finnmark har siden 1999 påvist et stort skadeomfang på bjørkeskogen og høy stammedødelighet, kombinert med dels svært dårlig foryngelse. Et mildere klima har ført til at vi i dag har to utbruddsarter av bjørkemålere i Nord-Norge, fjellbjørkemåler og liten frostmåler, som gjør at vi må forvente mer skade på skogen pga. lengere utbruddstopper når begge artene angriper de samme bjørkebestandene i tur og orden. Også gul frostmåler har i seinere år spredt seg lenger nord. I tillegg ble det i 2017 innrapportert mange skader av fjellbjørkemåler fra fjellregionene i Sør-Norge, særlig fra Hedmark, Oppland og Buskerud.

Til tross for sin nordlige beliggenhet hadde Trøndelag noen av de høyeste fangstverdier for granbarkbiller i landet i 2017 grunnet mange overvintrende barkbiller og stormfelling i de foregående årene. Det våte og kjølige været kan forklare en nedgang for Øst- og Sørlandet i 2017. En langsiktig trend for hele overvåkingsperioden (1979–2017) viser en økning for Trøndelag og en nedgang for Øst- og Sørlandet. Den økende trenden i Trøndelag settes i sammenheng med hyppige stormfelling og en rekke varme somre i de siste årene som har bedret betingelsene for granbarkbillene.

Ips amitinus er en barkbilleart som bidrar i barkbilleutbrudd i fjellområdene i Sør- og Mellom-Europa og som har spredd seg raskt i Nord-Europa i de siste tiårene. Her gis det en oversikt over funn av denne arten nær grensen til Norge i Finland og Russland. Arten har invadert Sverige og overvåkes der, og den kan allerede finnes i Norge uten å ha blitt påvist. Modellsimuleringer og observasjoner fra Sør- og Mellom-Europa tyder på at denne nye barkbillearten begunstiges av sameksistensen med granbarkbiller og at den vil kunne bidra i norske barkbilleutbrudd i fremtiden.

Phytophthora er en slekt innen gruppa pseudosopp med mange arter som kan opptre som planteskadegjørere, ofte med et vidt vertsplantespekter. Hos trær fører angrep av *Phytophthora* til glisne, gule kroner fordi bladverk, kvister og greiner ikke får nok vann og næring. Dersom infeksjonen går rundt hele stammen, dør trærne raskt. I Norge har vi det siste tiåret oppdaget til dels omfattende skader på busker og trær som skyldes ulike *Phytophthora*-arter, særlig på gråor, men også på bøk og andre løvtrær, samt på edelgran. Det er alarmerende at vi stadig gjør nye funn av

Phytophthora på trær, spesielt i og ved skog- og naturområder. I tillegg har mange *Phytophthora*-arter blitt påvist i jord og vassdrag, der det siste er en effektiv spredningsvei.

Phytophthora ramorum er en mikroskopisk pseudosopp som har forårsaket store skader og høy dødelighet blant amerikanske eikearter i Nord-Amerika. Alvorlige skader på flere treslag har også vært registrert i Storbritannia. Flere kartlegginger i Norge har påvist skadegjøreren først og fremst på rododendron i planteskoler, hagesentre og i importert plantemateriale, mens den en gang ble funnet på blåbær i et arboret og en gang på en amerikansk eik i en park på Vestlandet. Nye, mer aggressive genotyper kan bli introdusert til Norge gjennom import.

Askeskuddsyke har siden 2006 spredt seg gradvis gjennom mesteparten av askas utbredelsesområde i Norge. I 2017 ble den påvist i Trøndelag, bare 25 km i luftlinje fra Hindrum naturreservat som er en av de nordligste askeskoger. Resultater fra overvåkingen viser at skadeutviklingen skjer fort, også i områder hvor sykdommen bare har vært til stede i noen få år, eller som er relativt isolerte fra andre askeforekomster. Skadeomfanget øker fra år til år, og mortaliteten er høy, særlig blant de yngste trærne. Fortsatt fins det noen friske asketrær igjen på overvåkingsflatene, noe som gir håp om genetisk betinget motstandsdyktighet mot sykdommen hos noen enkeltindivider.

Andre spesielle skogskader av betydning som forekom i 2017 var bjørkerustangrep i Trøndelag, granrustangrep i Sør-Norge, snøskader over hele landet, stormskader særlig i Nordland og Troms og en pågående ospeskranting i Troms og Finnmark (som foreløpig ikke kan årsaksforklares).

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 2017 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 – analysis of regional trends;
- (v) *Ips amitinus* at Norway's doorstep;
- (vi) *Phytophthora* damage on trees and ground vegetation;
- (vii) Mapping of *Phytophthora ramorum* in Norway;
- (viii) Monitoring of ash dieback;
- (ix) Other special incidents of forest damage in 2017.

Defoliation in Norway spruce increased in 2017 in all regions except eastern Norway. Snow, wind and fungi caused most damage in spruce. Snow and wind were the prevailing damage agents also for Scots pine, while insects had little impact on crown condition of conifers. The extent of damage in birch was higher than in previous years, and especially birch moths pose a threat to the birch forests in northern Norway and at higher altitudes in southern Norway.

Concentrations in air and precipitation of anthropogenic sulphur- and nitrogen-containing compounds were generally low in Norway in 2017, with the exception of sulphate in wet deposition at Birkenes due to increased precipitation. There has been a considerable decrease over time in the concentration of anthropogenic sulphur compounds in air, precipitation and soil water following



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

reductions in SO₂ emissions in Europe. Emissions of nitrogen-containing compounds have also decreased. Since 1990, deposition of inorganic nitrogen in throughfall has been reduced at our Level II plot in Birkenes, while there is no clear trend at the plots in Hurdal and Osen. The concentration of nitrogen and sulphur in spruce needles, on the other hand, has increased at Birkenes since 2013, while concentrations in Hurdal and Osen were low. The level of tropospheric ozone was very low in Norway in 2017 due to unfavourable weather conditions and a reduction of ozone precursors in Europe.

Monitoring of birch moths in northern Norway since 1999 has documented considerable damage and high stem mortality in the northernmost birch forests, combined with insufficient regeneration of young birch trees. A warmer climate has facilitated outbreaks of two species, *Epirrita autumnata* and *Operophtera brumata*, leading to more damage due to different outbreak cycles. Even a third species, *Agriopis aurantiaria*, has spread farther north. There were also many reports of damage by birch moths from mountainous regions in southern Norway.

Despite its northern location, high numbers of bark beetles were recorded in Mid-Norway in 2017 by the Norwegian spruce bark beetle monitoring, due to overwintering beetles and a lot of storm damage in previous years. A cold and wet summer can explain a decrease in the bark beetle population in south-eastern Norway in 2017. A long-term trend analysis of the whole monitoring period (1979–2017) shows an increase for Mid-Norway and a decrease for south-eastern Norway. Warmer summers in combination with frequent storm fellings have improved conditions for spruce bark beetles in Mid-Norway.

Ips amitinus is a bark beetle species contributing to bark beetle outbreaks in southern and continental Europe, and it has rapidly spread through northern Europe in recent decades. Here we present documented occurrences of this species close to the Norwegian border in Russia and Finland. *I. amitinus* has invaded Sweden and is monitored there, and it may already have entered Norway without being detected here. Model simulations and observations from southern and continental Europe indicate that this species is favoured by co-existence with *I. typographus*, and that it may contribute to bark beetle outbreaks in Norway in future.

Phytophthora is a genus in the group pseudofungi, including many pathogenic species, often with a broad spectre of host plants. In trees, crown wilting and chlorosis are often symptoms of *Phytophthora* attacks, due to insufficient water and nutrient supply. If an infection girdles the stem, the tree dies quickly. Extensive damage caused by *Phytophthora* has been detected in Norway during the last decade, especially on grey alder, but also on common beech and other deciduous trees and shrubs, as well as on fir. New detections of *Phytophthora* in trees are of great concern, especially when occurring in or near forests and natural environments. Moreover, *Phytophthora* has been detected in soil and waters, the latter being an efficient way of inoculum dispersal.

Phytophthora ramorum is an oomycete causing sudden oak death in North America. Serious damage on other tree species has been documented from the United Kingdom. Several surveys in Norway have detected this plant pathogen mostly on rhododendron in nurseries, garden centres and in imported garden plants, while it once was found on *Vaccinium myrtillus* in an arboretum, and once on an American oak in a park in western Norway. New and more aggressive genotypes may be introduced to Norway by import.

Ash dieback, caused by an invasive alien fungus, has since 2006 spread through most of the distribution range of common ash in Norway. In 2017, ash dieback had also established in Mid-Norway, only short distances from some of our northernmost ash forests. Results from our monitoring indicate a rapid increase in damage, even in areas where the disease has arrived recently, and high mortality, especially among the youngest trees. Some trees at the monitoring plots,

however, are still healthy, indicating genetic differences in resistance to ash dieback, hopefully enabling some individuals to survive the epidemic.

Other special incidents of forest damage in 2017 were birch leaf rust attacks in Mid-Norway, spruce needle rust attacks in southern Norway, snow damage in the whole country, storm damage in northern Norway and wilting of *Populus tremula* in northern Norway (without a known causal agent so far).

LAND/COUNTRY: Norge

GODKJENT /APPROVED

Carl Gunnar Fossdal

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Volkmar Timmermann

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

I denne rapporten presenteres resultater og analyser fra skogskadeovervåkingen i Norge i 2017. Bidragsyterne kommer fra Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO, divisjonene Bioteknologi og plantehelse, Skog og utmark og Miljø og naturressurser), fra Norsk institutt for luftforskning (NILU), Norsk institutt for naturforskning (NINA) i Tromsø og Universitetet i Tromsø - Norges Arktiske Universitet (UiT). Metodene spenner fra kjemiske laboratorieanalyser på molekylært nivå, til feltbasert overvåking i skog og fjernmåling med satellitter. De overvåkede skadegjørerne varierer fra mikroskopiske organismer til sopp og insekter og vær fenomener som stormer.

Skogskadeovervåkingen ledes og koordineres av avdeling Skoghelse ved NIBIO, og er tverrfaglig organisert med mer enn 25 medarbeidere i 9 fagavdelinger i 4 divisjoner ved NIBIO. Skogovervåkingen har også en internasjonal forankring gjennom ICP Forests.

Skogskadeovervåkingen i Norge er finansiert av Landbruks- og matdepartementet. Vi takker alle som har bidratt med sitt arbeid for å muliggjøre denne rapporten, inklusive andre forskere, teknikere, 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 Dan Aamlid, avd. Soppsjukdommer, for gode råd, til Rune Eriksen, avd. Landsskog, for tilretteleggingen av data fra Landsskogtakseringen, til Hans Nyeggen, avd. Skoggenetikk og biomangfold, for overvåking av ask på Vestlandet, til Jørn Petter Storholt, avd. Landbrukskart, for produksjon av kart og til grunneierne rundt om i Norge som har stilt sine eiendommer til rådighet for vår langsiktige overvåking.

Ås, 23.08.18

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 (NILU)
 - Kjemiske elementer i nedbør, kronedrypp og jordvann i skog: Nicholas Clarke
 - Næringsstoffer i barnåler: Volkmar Timmermann
3. Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark: Jane Uhd Jepsen (NINA) og Ole Petter L. Vindstad (UiT)
4. Granbarkbilleovervåking – analyse av regiontrender: Bjørn Økland og Gro Wollebæk
5. *Ips amitinus* – en slektning av granbarkbiller på dørterskelen til Norge: Bjørn Økland
6. *Phytophthora*-skade på trær og undervegetasjon: Venche Talgø, May Bente Brurberg og Gunn Mari Strømg
7. Kartlegging av *Phytophthora ramorum* i Norge: María-Luz Herrero
8. Overvåking av askeskuddsyke: Volkmar Timmermann og Halvor Solheim
9. Andre spesielle skogskader: Halvor Solheim

Innhold

Bakgrunn	10
1 Landsrepresentativ skogovervåking.....	11
1.1 Innledning.....	11
1.2 Metoder.....	11
1.2.1 Overvåkingsflater	11
1.2.2 Registreringer.....	13
1.3 Resultater	14
1.3.1 Kronetetthet.....	14
1.3.2 Misfarging	16
1.3.3 Skader.....	17
1.4 Diskusjon	20
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 Næringsstoffer i barnåler	31
2.4 Diskusjon	33
3 Overvåking av bjørkemålere i Troms og Finnmark.....	35
3.1 Innledning.....	35
3.2 Metoder.....	35
3.2.1 Bestandsovervåking	35
3.2.2 Utbruddskartlegging	36
3.2.3 Skogskade og foryngelse	37
3.3 Resultater	37
3.3.1 Bestandsovervåking	37
3.3.2 Utbruddskartlegging	38
3.3.3 Skogskade og foryngelse	40
3.3.4 Innrapporterte skader i 2017	41
3.4 Diskusjon	41
4 Granbarkbilleovervåking – analyse av regiontrender	43
4.1 Innledning.....	43
4.2 Metoder.....	43
4.3 Resultater	44
4.4 Diskusjon	47

5	<i>Ips amitinus</i> – en slektning av granbarkbillen på dørterskelen til Norge.....	49
5.1	Innledning.....	49
5.2	Metoder.....	50
5.3	Resultater	50
5.4	Diskusjon	53
6	<i>Phytophthora</i> -skade på trær og undervegetasjon	55
6.1	Innledning.....	55
6.2	Metoder.....	55
6.2.1	Observasjon av symptomer	56
6.2.2	Påvisning av <i>Phytophthora</i> ved isolering fra plantemateriale	56
6.2.3	Påvisning av <i>Phytophthora</i> ved hjelp av serologiske tester	56
6.2.4	Påvisning av <i>Phytophthora</i> i vann	59
6.2.5	Påvisning av <i>Phytophthora</i> i jord.....	59
6.3	Resultater	59
6.3.1	<i>Phytophthora</i> på or	59
6.3.2	<i>Phytophthora</i> på bøk.....	60
6.3.3	<i>Phytophthora</i> på blåbær	60
6.3.4	<i>Phytophthora</i> på andre trearter.....	60
6.4	Diskusjon	61
7	Kartlegging av <i>Phytophthora ramorum</i> i Norge	62
7.1	Innledning.....	62
7.2	Metoder.....	63
7.2.1	Kartlegging	63
7.2.2	Prøvetaking	63
7.2.3	Analysemetoder	64
7.2.4	Populasjonsanalyser.....	64
7.3	Resultater	64
7.3.1	Kartlegging	64
7.3.2	Norsk populasjon	66
7.4	Diskusjon	66
8	Overvåking av askeskuddsyke	68
8.1	Innledning.....	68
8.2	Metoder.....	69
8.3	Resultater	70
8.3.1	Spredning og utbredelse i Norge.....	70
8.3.2	Overvåking på permanente flater	71
8.4	Diskusjon	73
9	Andre spesielle skogskader i 2017	74
9.1	Innledning.....	74
9.2	Metoder.....	74
9.3	Resultater	74
9.4	Diskusjon	76
	Konklusjoner.....	78
	Litteraturreferanser.....	79

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 begunnet 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 menneskeskapt 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.

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 2017 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) granbarkbilleovervåking – analyse av regiontrender, (v) *Ips amitinus* – en slektning av granbarkbilen på dørterskelen til Norge, (vi) *Phytophthora*-skade på trær og undervegetasjon, (vii) kartlegging av *Phytophthora ramorum* i Norge, (viii) overvåking av askeskuddsyke, samt (ix) andre spesielle skogskader i 2017.

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 2011), og data og ekspertråd formidles til diverse FN-konvensjoner og organer¹. Denne informasjonen er meget viktig i utformingen av den globale skog- og miljøpolitikken. 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 (Level I), og det utarbeides årlige rapporter om skogtilstanden i Europa (Michel m. fl. 2018). 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 sykdommers utbredelse og forekomst i Europa.

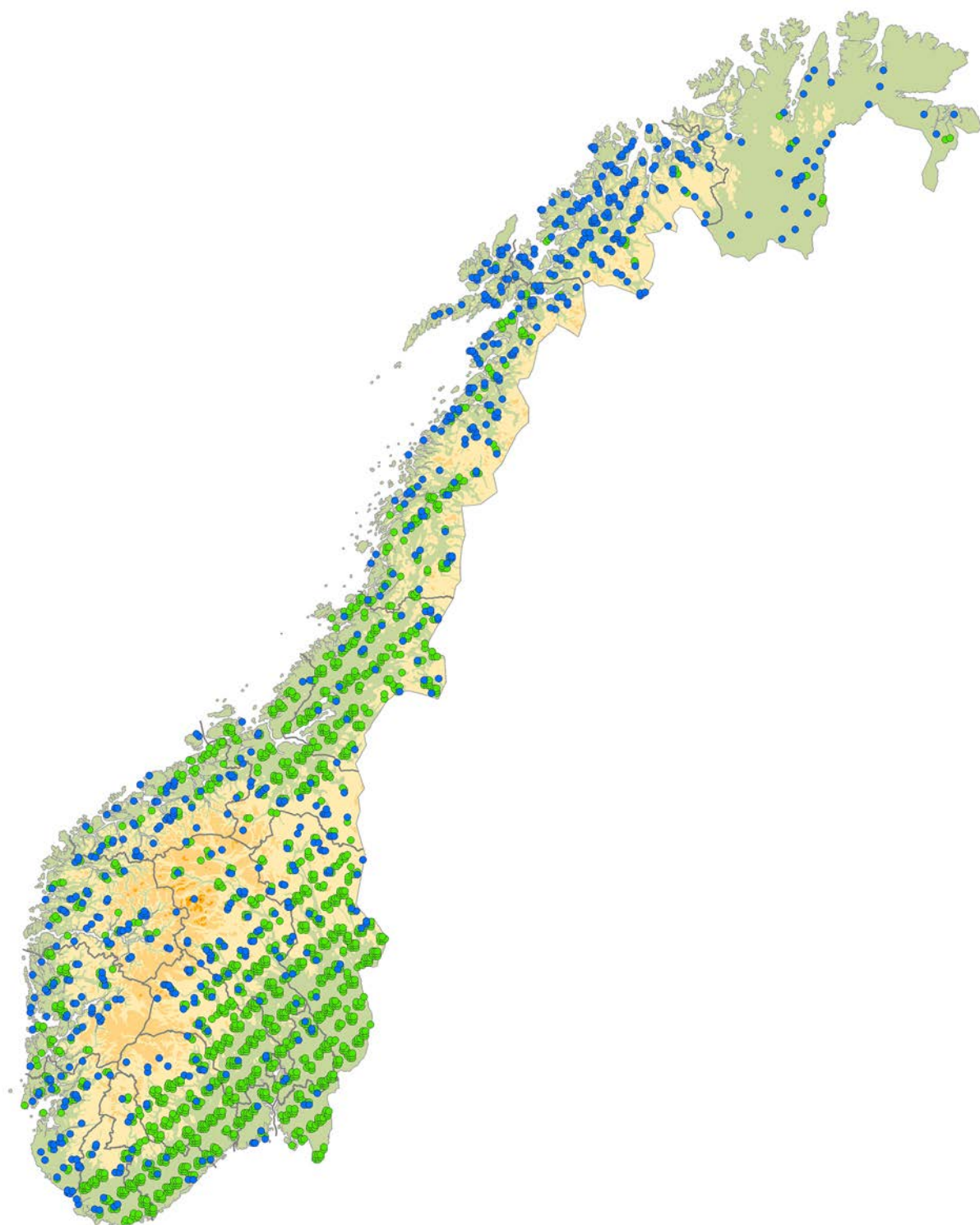
1.2 Metoder

1.2.1 Overvåkingsflater

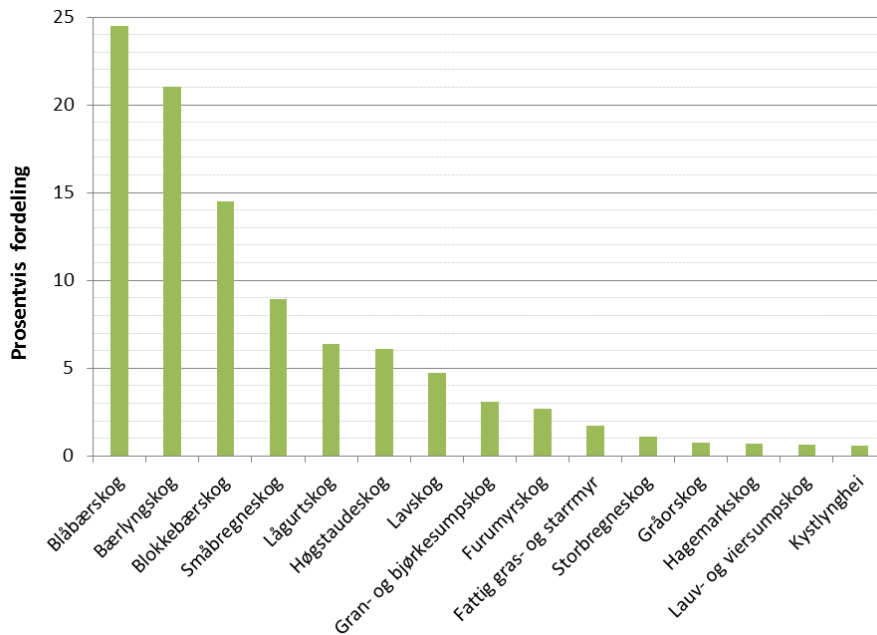
I Norge er det Landsskogtakseringen som årlig utfører den landsrepresentative skogovervåkingen. Overvåkingen utføres på permanente prøveflater med et fast areal på 250 m². Prøveflatene ligger i et forband på 3x3 km i skog og oppsøkes med femårige omdrev, slik at de samme flatene inngår i overvåkingen hvert 5. år. Flatene representerer et tilfeldig utvalg av Norges skoger og er merket slik at nøyaktig samme areal og 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 (Landsskogtakseringen 2017).

I alt 2 579 prøveflater inngikk i den landsrepresentative skogovervåkingen i 2017 (Figur 1). 44 % av flatene lå på Østlandet, 22 % på Sør- og Vestlandet, 16 % i Trøndelag og 18 % i de tre nordligste fylkene. Rundt 60 % av flatene lå under 400 moh., 32 % mellom 400 og 800 moh., mens 8 % lå over 800 moh. De vanligste skogtypene var blåbær-, bærlyng- og blokkebærskog, der til sammen 60 % av flatene var lokalisert (Figur 2). Gran og/eller furu forekom på 1 866 flater fordelt over hele landet, mens det på 713 flater vokste bare andre treslag. På de aller fleste flatene (97 %) vokste 1–3 treslag, mens bare på 3 % av flatene fantes 4–6 treslag. Bjørk var det dominerende treslaget på 899 flater, gran på 782 og furu på 703 flater.

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).



Figur 1. Beliggenheten av prøveflatene som inngikk i den landsrepresentative overvåkingen i Norge i 2017. 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 2017.

1.2.2 Registreringer

Skogens vekst og helsetilstand bestemmes i stor grad av et samspill mellom jordsmonn, høyde over havet, breddegrad, trærnes alder, klima, skadegjørere og andre naturlige stressfaktorer. Langtransporterte luftforurensninger som sur nedbør og bakkenært ozon kan komme i tillegg til eller virke sammen med de nevnte faktorene. Unaturlig sterkt nåle- eller bladtap og misfarging i trekrona blir vanligvis tolket som et symptom på stress eller ubalanse. Trærnes kronetetthet (og farge) brukes derfor 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 2017 utført på 5 810 grantrær (*Picea abies*) og 4 929 furutrær (*Pinus sylvestris*) på 1 866 prøveflater. I tillegg anslås gran- og furutrærnes alder. Antallet bedømte trær varierte fra 1 til 40 på disse flatene, og gjennomsnittlig var det 6 gran- og furutrær pr. flate.

Skaderegistreringer utføres på alle treslag som forekommer på prøveflatene. Det ble gjennomført skaderegistreringer på i alt 19 578 trær i 2017 fordelt på mer enn 25 ulike treslag. Skaderegistrering ble utført på 10 739 gran- og furutrær, 162 andre bartrær (for det meste sitkagran, *Picea sitchensis*), 6 950 bjørketrær (*Betula pubescens* og *B. pendula*) og 1 727 andre løvtrær. Andre løvtrær bestod først og fremst av gråor (*Alnus incata*, 475 trær), rogn (*Sorbus aucuparia*, 331 trær), selje (*Salix caprea*, 280 trær), osp (*Populus tremula*, 198 trær) og eik (*Quercus petraea* og *Q. robur*, 178 trær). Det registreres bare ett skadetilfelle pr. tre; hvis et tre har flere skader registreres den som har størst betydning for treetts tilstand.

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 (2017), 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 2017

Gjennomsnittlig kronetetthet i 2017 var 83,5 % for gran og 86,1 % for furu i den landsrepresentative skogovervåkingen. Dette representerer en nedgang på 1,9 %-poeng for gran og på 0,4 %-poeng for furu sammenlignet med kronetettheten i 2016 (Figur 3).

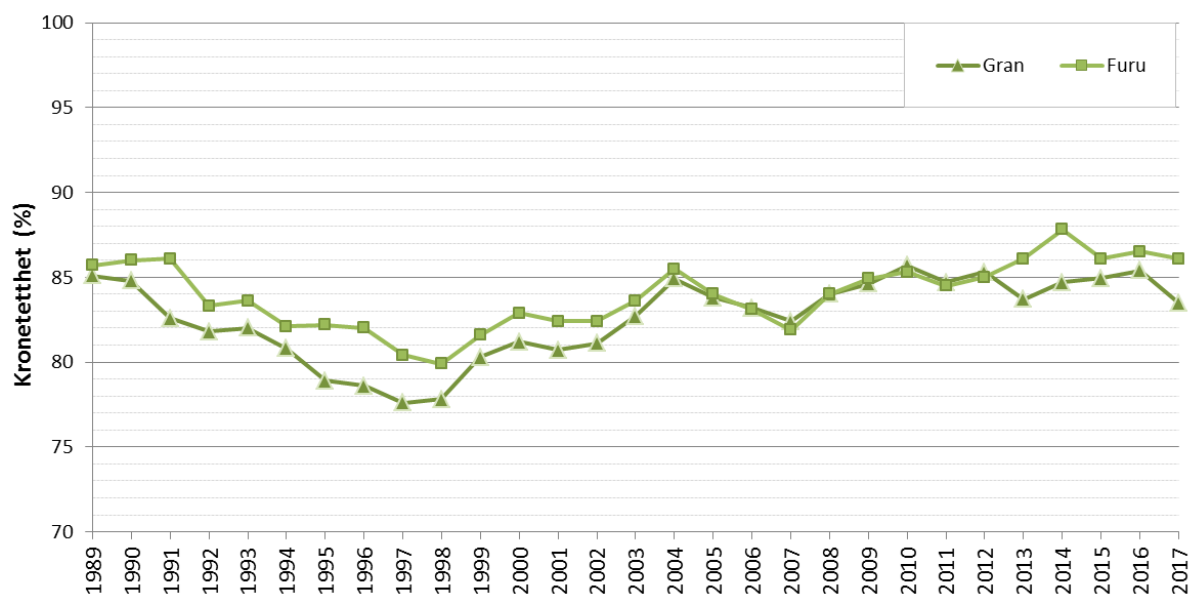
Hos begge treslagene sank prosentandel trær med fulltett krone (kronetetthet ≥ 90 %) i forhold til 2016. Hos gran var prosentandelen 48,7 % og hos furu 46,5 % (Tabell 1). Prosentandelen trær med svakt redusert kronetetthet (75–89 %) var på 30 % for gran og på 39,3 % for furu, altså tilnærmet uforandret hos begge treslagene sammenlignet med 2016. Andelen trær med moderat redusert kronetetthet (40–74 %) og med sterkt redusert kronetetthet (≤ 40 %) økte i 2017 hos både gran og furu. Også i 2017 var det flere gran- enn furutrær med sterkt redusert kronetetthet.

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

	Gran	Furu
0 Fulltett krone (≥ 90 %)	48,7 (-3,5)	46,5 (-1,2)
1 Svakt redusert krone (75–89 %)	30,0 (0)	39,3 (-0,2)
2 Moderat redusert krone (40–74 %)	17,0 (2,1)	12,9 (0,9)
3 Sterkt redusert krone (≤ 40 %)	4,3 (1,4)	1,3 (0,6)

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). Denne trenden ble brutt i 2013 med en relativt kraftig nedgang i kronetetthet for gran og en oppgang for furu. Kronetetthet for gran har hatt en svak årlig forbedring fra 2013 til 2016, men var i 2017 på det laveste nivået siden 2007. 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 5,9 %-poeng og hos furu med 6,2 %-poeng. Langtidsgjennomsnittet (1989–2017) for kronetetthet er 82,6 % for gran og 84 % for furu.



Figur 3. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu i den landsrepresentative overvåkingen 1989–2017.

Trærnes alder og betydning for kronetetthet

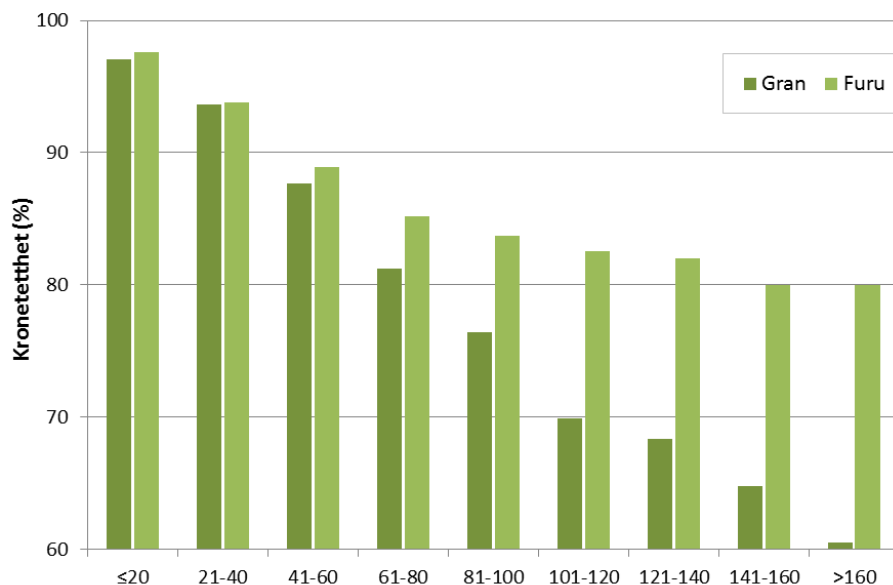
Trærnes alder påvirker kronetettheten negativt, særlig hos gran (Figur 4). I 2017 var drøyt halvparten (53 %) av de kronebedømte grantrærne 60 år eller yngre, og 27 % mellom 61 og 100 år, mens andelen gamle trær over 100 år var 20 %. Gjennomsnittsalderen for alle grantrær som ble overvåket var 69 år. Det eldste grantreet var 235 år gammelt og preget av moderat kroneutglisning, men ikke av misfarging.

Furu har en annen og jevnere aldersfordeling. En tredjedel (34 %) av de kronebedømte furutrærne var 60 år eller yngre, og 28 % mellom 61 og 100 år, mens 38 % var over 100 år. 7 % av furutrærne som ble overvåket i 2017 var mer enn 160 år gamle, mens bare 2 % av grantrærne kom i samme aldersklasse. Gjennomsnittsalderen for alle overvåkede furutrær var 89 år på landsbasis, altså 20 år høyere enn for gran. Det eldste furutreet som ble registrert i 2017 var 340 år gammelt med nesten fulltett krone og uten misfarging.

Eldre trær har som nevnt generelt lavere kronetetthet enn yngre trær. Gjennomsnittlig kronetetthet i 2017 for gran på 60 år og yngre var 90,9 %, og for gran eldre enn 60 år 74,2 %, altså 16,7 %-poeng lavere. For furu var forskjellen i kronetetthet mellom yngre (91,1 %) og eldre (82,7 %) trær ikke så markant (8,4 %), 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 2016, mens den gikk ned med hhv. 3,5 og 1,1 %-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 80 %. Kronetettheten indikerer dermed en generell god helsetilstand hos furu, også for trær eldre enn 100 år (jf. Figur 6). Hos gran derimot faller kronetettheten jevnt med økende alder, og de eldste grantrærne (>160 år) har nesten 20 %-poeng lavere kronetetthet enn furutrærne i samme aldersklasse.

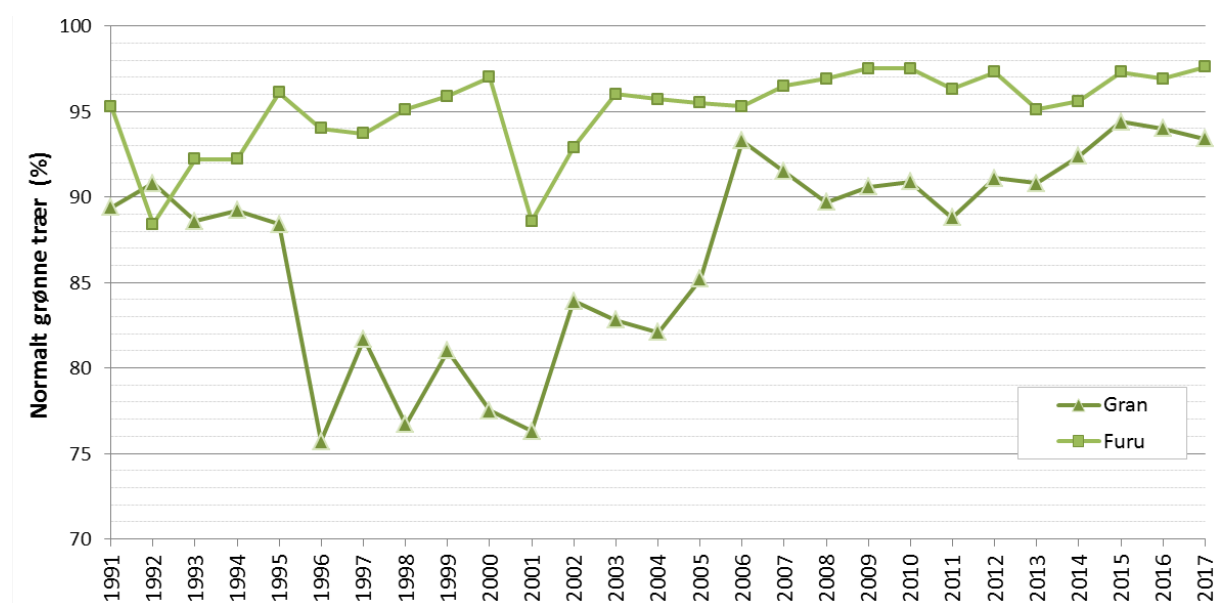


Figur 4. Gjennomsnittlig kronetetthet i ulike aldersklasser for gran og furu i 2017.

1.3.2 Misfarging

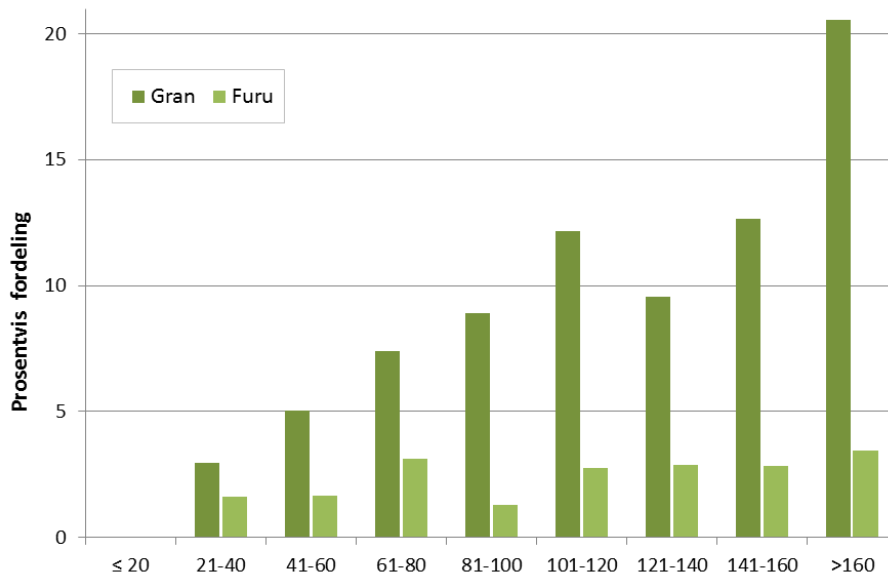
Det var svært lite misfarging hos begge de kronebedømte treslagene i 2017 (Figur 5). 93 % av alle grantrærne var normalt grønne (0–10 % misfarging), mens 98 % av furutrærne var normalt grønne i 2017. Det var kun små endringer i forhold til 2016 for begge treslagene. Svært få trær hadde sterk misfarging (mer enn 60 %) i 2017.

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 i den landsrepresentative overvåkningen 1991–2017.

Hos gran var det først og fremst trær eldre enn 60 år som hadde misfarget bar, men noe misfarging av betydning var det for det meste hos trær eldre enn 160 år (Figur 6). Hos furu var det ikke store forskjeller mellom aldersgruppene i andelen trær med misfarging, og selv de eldste trærne (>160 år) hadde ikke noe misfarging av betydning.



Figur 6. Prosentandel trær med misfarging (>10 % misfarging) i ulike aldersklasser hos gran og furu i 2017.

1.3.3 Skader

Skaderegistreringer 2017

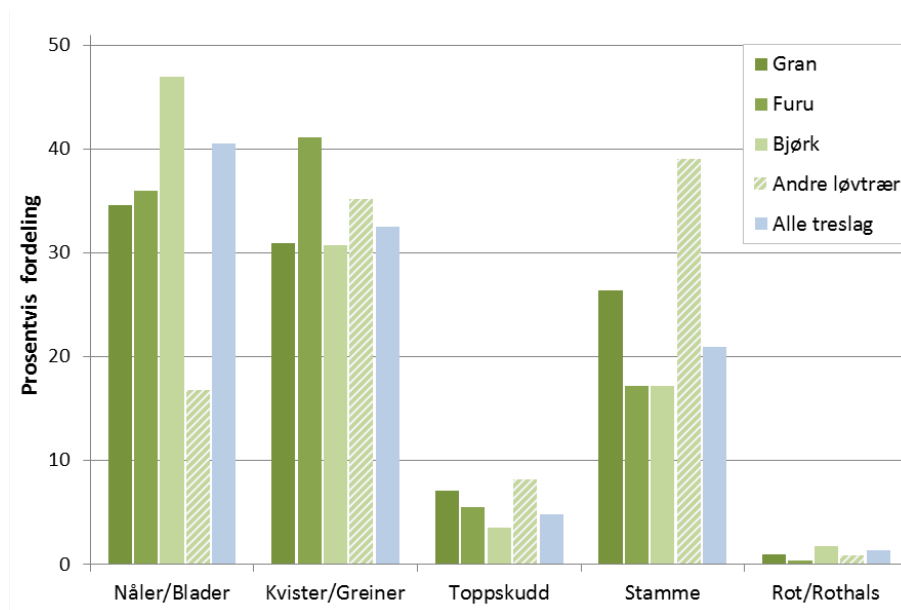
Biotiske og abiotiske skader har blitt registrert på gran, furu og bjørk siden 2005, og på alle treslag som forekommer på prøveflatene siden 2013. I teksten og figurene presenteres detaljerte skadeoversikter for gran, furu og bjørk, mens andre løvtreslag presenteres som én gruppe. Andre bartrær framstilles ikke her siden det er få trær i denne gruppa.

I 2017 ble skaderegistreringer utført på 2 579 prøveflater. Det ble registrert ett eller flere skadde trær på 41 % av flatene, og på 9 % av flatene var mer enn halvparten av trærne skadd. De fleste av de hardest rammede flatene lå enten i fjellbjørkeskogen i Sør-Norge eller i bjørkeskogen i Nord-Norge.

I alt 19 578 trær inngikk i skaderegistreringen, hvorav 2 689 (13,8 %) hadde en eller annen form for skade. Det ble registrert skader på 549 grantrær (9,4 %), 292 furutrær (5,9 %) 1 597 bjørketrær (23 %) og 233 andre løvtrær (13,5 %) i 2017.

Skadet del av treet

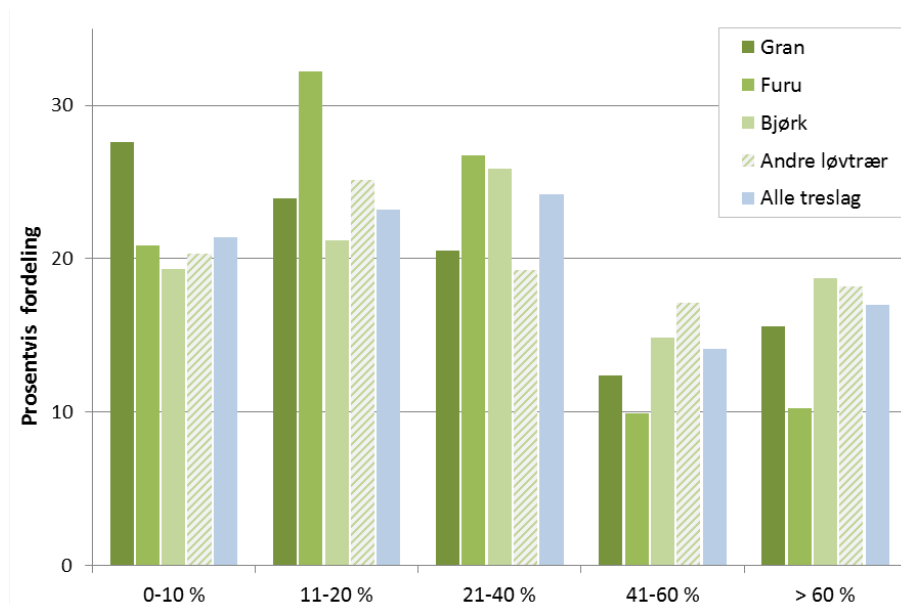
Hos de skadde grantrærne var det først og fremst nåler (35 %) som hadde skader (Figur 7), fulgt av kvister og greiner (31 %) og stamme (26 %). Hos furu var det mest skader på kvister og greiner (41 %), nåler (36 %) og stamme (17 %). Hos bjørk ble 47 % av skadene observert på bladene, 31 % på kvister og greiner og 17 % på stammen. Andre løvtrær hadde mest skader på stammen (39 %), mens 35 % av skadene var på kvister og greiner og 17 % på bladene. Det ble generelt registrert få skader på toppskudd og rot eller rothals.



Figur 7. Prosentvis fordeling av skader på de ulike delene av trærne i 2017.

Skadeomfang

I gjennomsnitt for alle treslag hadde under halvparten (45 %) av de registrerte skadene et lite omfang (≤ 20 % av krona skadet), 38 % hadde et moderat omfang (21-60 % av krona skadet), og det var relativt få skader (17 %) med et stort omfang (>60 % av krona skadet). Hos gran hadde 16 % av skadene et stort omfang, hos furu 10 % (Figur 8). Bjørk og andre løvtrær hadde en større andel skader med stort omfang i kronene (hhv. 19 % og 18 %).



Figur 8. Prosentvis fordeling av skadeomfanget pr. treslag i 2017.

Skadeårsaker

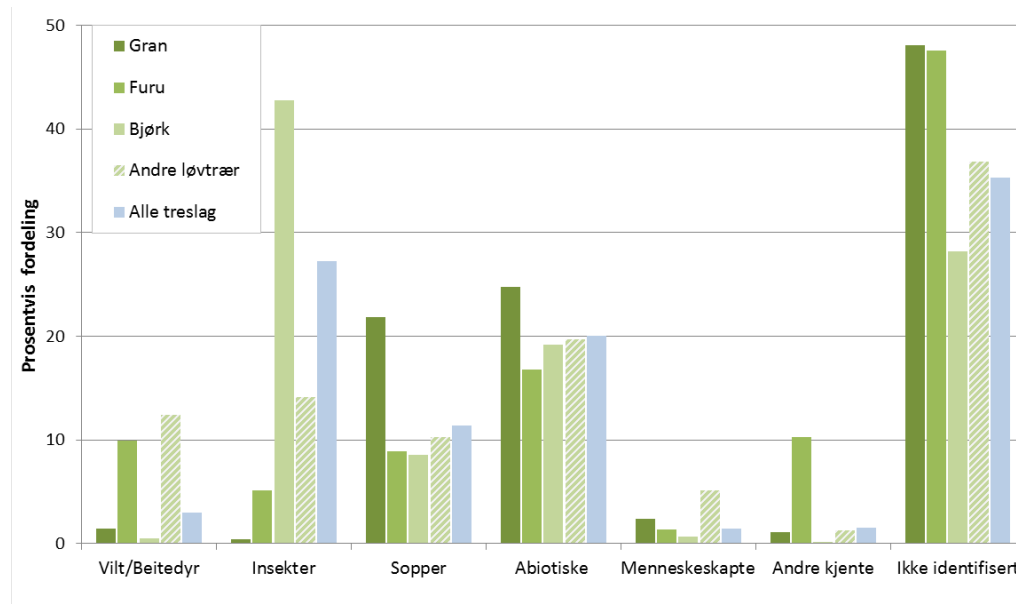
Av de skadde grantrærne var 25 % skadet av abiotiske faktorer med snø og vind som de viktigste årsakene, 22 % av sopper (nesten bare granrustsopp) og mindre enn 1 % av insekter (Figur 9). Det var særlig på Østlandet og i Midt-Norge at abiotiske faktorer og sopp forårsaket skader på gran.

Den viktigste skadeårsaken hos furu var abiotiske faktorer, også her med snø og vind som de viktigste, som sto for 17 % av skadene, og dernest viltskader (10 %). Sopp- og insektskader utgjorde hhv. 9 og 5 % av skadene og skyldtes for det meste tyritoppopp og furubarveps. Abiotiske skader på furu dominerte på Øst- og Vestlandet.

Angrep av bjørkemålere preget også i 2017 skadebildet på bjørkeskogen, særlig i fjellbjørkeskogen på Østlandet og i de nordlige fylkene, og 43 % av skadene på bjørk var forårsaket av insekter (nesten utelukkende målere). Skader med abiotiske årsaker utgjorde 19 %, de fleste av disse skyldtes snø (snøbrekk) og forekom hyppigst på Øst- og Vestlandet og i Nord-Norge. Sopper var ansvarlige for 9 % av skadene, med bjørkerustsopp som den viktigste enkeltårsaken. Bjørkerustsoppangrep var vanligst i Nord-Norge.

Hos de andre løvtrærne hadde 20 % av skadene abiotiske årsaker, også her med snø som den viktigste enkeltårsaken, og disse var mest framtrødende på Vestlandet. Insekter forårsaket 14 % av skadene på andre løvtrær og forekom mest på Sørlandet, mens vilt og sopper sto for hhv. 12 % og 10 % av skadene.

For alle treslag sett under ett ble det registrert flest skader forårsaket av insekter (27 %) og abiotiske faktorer (20 %), fulgt av sopper (11 %), mens årsakene for 35 % av skadene ikke kunne identifiseres i felt. Andelen uidentifiserte skadeårsaker var vesentlig høyere for gran og furu (begge 48 %) enn for bjørk (28 %).



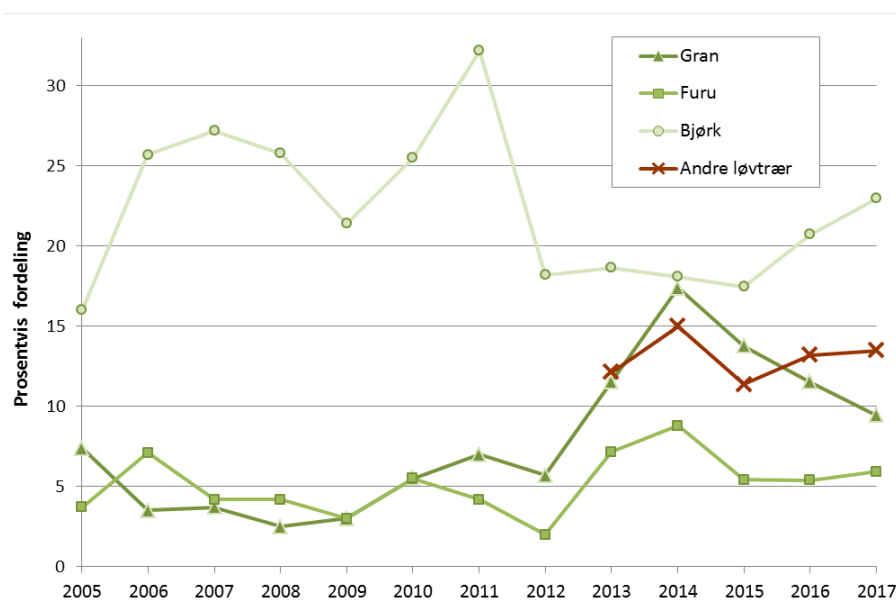
Figur 9. Prosentvis fordeling av grupperte skadeårsaker i 2017.

Skadeutvikling over tid

Hos gran var skadenivået i 2017 lavere enn i 2016 (Figur 10), men fortsatt høyere enn gjennomsnittet i tidsrommet 2005–2017 (7,8 %). Det ble registrert vesentlig færre angrep av granrustsopp i 2017 enn i toppperioden 2013–2015, og noen færre forekomster av snøbrekk enn i 2016.

Skadenivået hos furu i 2017 var nesten uforandret i forhold til året før, og lå bare noe over langtidsgjennomsnittet (5,1 %), som er noe lavere enn hos gran.

Bjørk har i de fleste årene siden 2005 hatt et betydelig høyere skadenivå enn gran og furu. Antall skader økte igjen i 2016 og 2017 etter noen stabile år, og lå i 2017 noe over gjennomsnittet for alle årene (22,3 %). Økningen i skadenivået skyldtes først og fremst mange tilfeller av målerskader i 2017, samt et høyere antall snøbrekk enn i 2016, mens forekomsten av bjørkerustsoppangrep gikk kraftig ned.



Figur 10. Prosentvis fordeling av alle skader pr. treslag 2005-2017.

1.4 Diskusjon

I 2017 var det en nedgang i kronetetthet hos gran i forhold til 2016 for landet som helhet og i alle regioner med unntak av Østlandet. Sterkest var nedgangen hos gran i Trøndelag, uten at det samtidig ble rapport om omfattende skogskader i denne landsdelen.

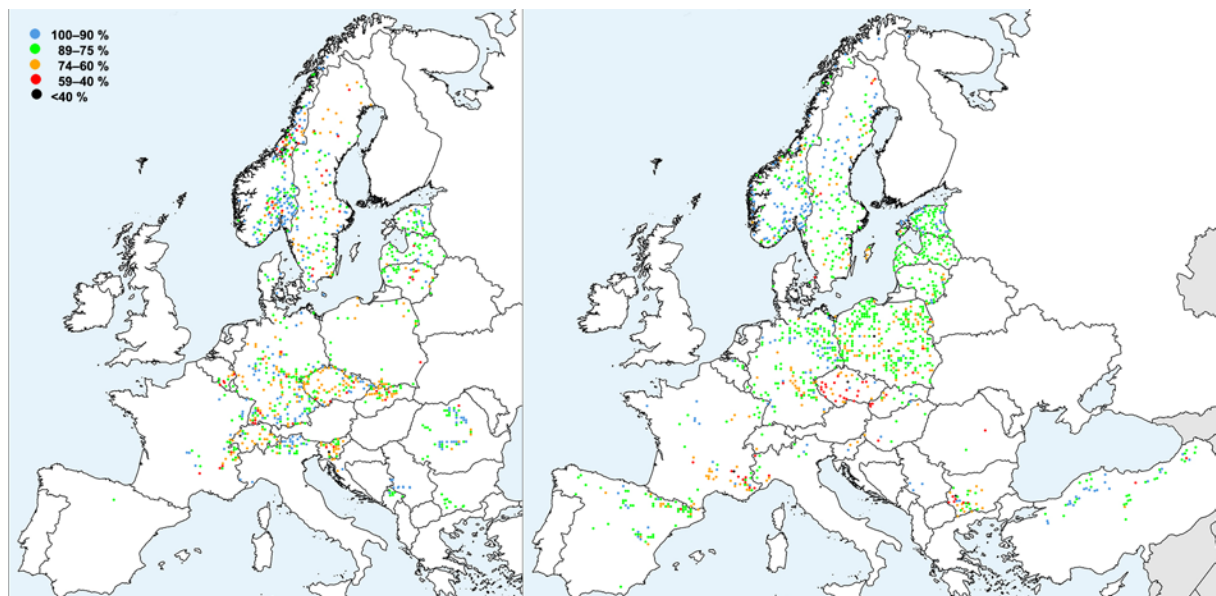
Utvalget av flater og trær som inngår i overvåkingen varierer fra år til år som følge av endringen i metodikken som ble innført i 2013, da den landsrepresentative skogovervåkingen gikk fra årlige registreringer på de samme flatene og trærne, til å følge Landsskogtakseringens femårige omdrev der hver flate bare oppsøkes hvert femte år. Dermed kan både antall og alder av overvåkingstrærne variere fra år til år. Grantrærne som inngikk i overvåkingen i Trøndelag i 2017 hadde en vesentlig høyere gjennomsnittsalder enn i 2016, samtidig som antall overvåkingstrær gikk noe ned. Som beskrevet i resultatdelen, avtar kronetetthet hos gran kraftig med økende alder. Forskjellen i kronetetthet hos grantrær på 60 år og yngre og for gran eldre enn 60 år er dessuten enda mer markant i Trøndelag enn ellers i landet. Derfor vil en slik forskyvning i gjennomsnittlig trealder ha betydning for nivået på de årlige kronetetthetsvurderingene, særlig hos gran. Eldre furutrær derimot har ikke vesentlig lavere kronetetthet enn yngre furutrær, og har også høyere kronetetthet enn eldre grantrær, og resultatene for furu vil derfor ikke i like stor grad påvirkes av en aldersforskyvning.

I noen landsdeler kan det i enkelte år være få trær i utvalget slik at man får betydelige tilfeldige variasjoner ved en regionvis evaluering av kronetetthet. Dette gjelder særlig for gran, der nesten to tredjedeler av trærne befinner seg på Østlandet og bare noen få prosent på Sør- og Vestlandet.

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 trær som har blitt avvirket, stormfelt o.l.). Andre metoder for beregning av kronetetthet kan også vurderes, som f. eks. kronetetthet vektet med alder for å kunne sammenligne årets kronetetthet mot fjorårets. En annen regioninndeling som gir nok overvåkingstrær i hver region kan også vurderes for å utjevne tilfeldige forskjeller i treantall ved nåværende regioninndeling.

Siden skadetoppåret 2014 med omfattende frosttørkeskader langs vestkysten og granrustangrep på Østlandet har skadenivået hos gran sunket jevnt, men skadenivået i 2017 var likevel høyere enn gjennomsnittet for perioden 2005–2017. Hos furu var skadenivået uforandret sammenlignet med året før. Skader med abiotiske årsaker var mest vanlig på gran og furu etterfulgt av soppkader, mens insekter hadde svært liten betydning som skadegjørere på bartrærne i 2017. For bjørk var situasjonen omvendt med insektene som den desidert største gruppa av skadegjørere, men også abiotiske faktorer og sopp hadde stor betydning for helsetilstanden hos bjørk. Det var større omfang av skader på bjørk i 2017 enn både i 2016 og 2015, og særlig målerangrep økte i frekvens. Skadeomfanget på bjørk var størst i høyereliggende strøk på Østlandet i 2017, mens gjentatte målerangrep over mange år fortsatt utgjør et problem for bjørkeskogen i Nord-Norge.

Både gran og furu finnes i de fleste europeiske land og utgjør hhv. 12 og 17 % av treantallet på ICP Forests' Level I flater (Figur 11). Også dun- og hengebjørk fins i mange land og representerer til sammen drøyt 4 % av treantallet i ICP Forests. 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 11. Forekomsten av gran (venstre) og furu (høyre) på ICP Forests Level I flater i 2017 (kart modifisert etter Potočić m. fl. 2018). Fargene på symbolene indikerer gjennomsnittlig kronetetthet på hver flate.

Fordelingen av skadeårsaker viser at det er forskjeller mellom Norge og andre europeiske land i hvilke skadegjørere som har størst betydning for helsetilstanden hos gran, furu og bjørk. Mens hvert 4. grantre og hvert 6. furutre i Norge var skadd av abiotiske faktorer som snø og vind, hadde bare hvert 10. bartre på ICP Forests Level I flater ellers i Europa skader med abiotiske årsaker (Potočić m. fl. 2018). Det ble registrert nesten fire ganger så mange soppangrep på gran i Norge enn ellers i Europa, mens furua var mer utsatt for soppangrep i andre land enn i Norge. Insektangrep på gran og furu var vanligere på ICP Forests flatene i Europa enn på gran- og furutrærne i Norge. Og mens viltskader var vanlige på furu og sjeldne på gran i Norge, var situasjonen omvendt ellers i Europa. Andre faktorer som konkurranse i tette bestand og menneskelig aktivitet hadde langt større betydning i det europeiske Level I nettet enn i Norge. Insektskader på bjørk var vanlige over hele Europa, men enda mer utbredt på bjørk i Norge. Også soppskader på bjørk var vanligere i Norge enn ellers i Europa, og mens de aller fleste skadene i denne skadegruppa skyldtes bjørkerustsopp, var det andre sopparter som forårsaket skader på bjørk i Europa. Også på bjørk var prosentandelen abiotiske skader høyere i det norske enn i det europeiske datasettet, og mens snø var ansvarlig for de fleste slike skader på bjørk i Norge, var tørke den viktigste abiotiske faktoren ellers i Europa. Tilsvarende som i Norge var andelen uidentifiserte skadeårsaker på ICP Forests Level I flater vesentlig høyere for gran og furu enn for bjørk, og på omtrent samme nivå (Potočić m. fl. 2018).

2 Skogøkologiske analyser og målinger av luftkjemi på de intensive overvåkingsflatene

Volkmar Timmermann, Nicholas Clarke (NIBIO) og Wenche Aas (NILU)

2.1 Innledning

På de intensive skogovervåkingsflatene (Level II) i Norge registreres og analyseres mer dyptgående skogøkologiske variabler og økosystemprosesser, som sammen med kronetilstandsregistreringer bidrar til en bedre forståelse av de enkelte stressfaktorers 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, næringscykluser og klimaendringens innvirkning på skogene. Også våre norske Level II data rapporteres årlig til ICP Forests og inngår dermed i den europeiske skogovervåkingen og rapporteringen (Seidling 2018, Michel m. fl. 2018). ICP Forests' langtidsdataserier brukes også i mange internasjonale studier² og vitenskapelige publikasjoner³.

2.2 Metoder

2.2.1 Overvåkingsflater

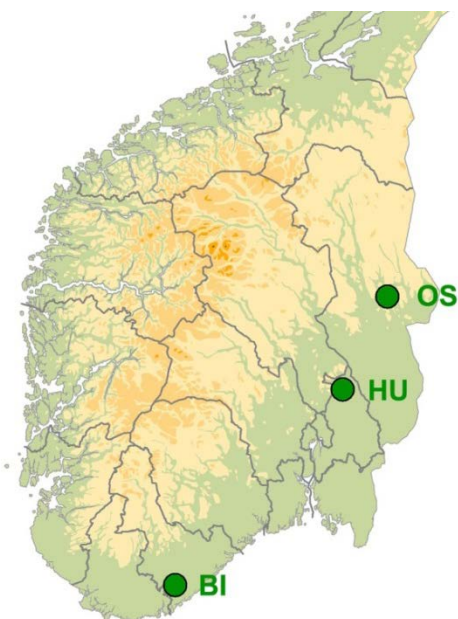
I Norge var det tre intensive skogovervåkingsflater i 2017 (Figur 12). Tabell 2 gir en oversikt over viktige karaktertrekk ved flatene. Flatene i Birkenes og Hurdal har et areal på omkring ett dekar, mens flata i Osen er på rundt tre dekar. Alle flatene er omgitt av en ytre sone hvor enkelte av registreringene foretas. Skogen på flatene er dominert av gran. Innblanding av furu forekommer, og er størst på Osen. Her registreres kronetilstand både hos gran og furu.

Tabell 2. Oversikt over de intensive overvåkingsflatene. Hoh = Høyde over havet. 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 12. Lokalisering av de intensive overvåkingsflatene.

2.2.2 Måleprogram

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

Tabell 3. Måleprogram og frekvens på de intensive overvåkingsflatene.

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

Trærnes kronetilstand

Kronebedømmelse er en subjektiv vurdering av trærnes kronetilstand basert på registreringer av blant annet kronetetthet, kronefarge, skader, blomst- og konglemengde etter ICP Forests' standardmetoder (UNECE 2016), med særlig vekt på registrering av biotiske og abiotiske 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. 2018). I 2017 ble svovel- og nitrogenforbindelser i luft målt på fire stasjoner i Fastlands-Norge (Birkenes, Hurdal, Kårvatn og Tustervatn), hvorav to er tilknyttet skogovervåkingsflater (BI, HU). Innholdet av kalium, natrium, kalsium, magnesium og klorid i luft ble også bestemt. Prøver ble tatt døgnavis. I 2017 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 jordvannprøvetaking 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.

Næringsstoffer i barnåler

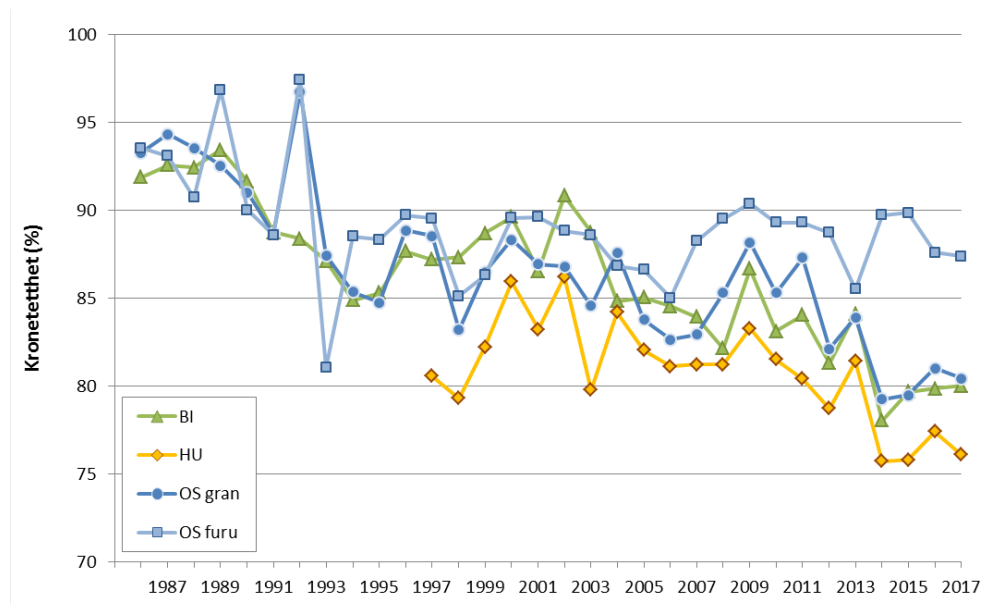
Kjemisk analyse av næringsstoffer i barnåler blir gjennomført annethvert år. Metodikken for både prøvetaking og analyse er nærmere omtalt i ICP Forests' manual (UNECE 2016). I randsona rundt hver flate befinner det seg fem prøvetrær som med ett unntak har vært de samme siden 1995. Fra hvert prøvetre blir det klippet en grein fra den øvre del av krona, omtrent mellom den 7. og den 15. greinkrans fra toppen. Fra hver grein tas det prøver av både årets og fjorårets nåler, i alt ti prøver pr. flate. Nåleprøvetaking i 2017 ble utført i andre halvdel av oktober. NIBIOs kjemiske laboratorium utførte tørking ved 70°C, oppmaling og kjemiske analyser. Både makro- og mikronæringsstoffer samt andre elementer måles med standard analysemetoder (FIA for Kjeldahl nitrogen og ICP-AES for alle andre elementer, se Ogner m. fl. 1999) i både årets og fjorårets nåler. I resultatdelen presenteres tall for makronæringsstoffer i årets nåler. Normalområdet for makronæringsstoffer i nåler av eldre gran er fra Göttlein m. fl. (2011). Normalområdet for forholdet mellom nitrogen og andre næringsstoffer er beregnet etter formel i Stefan m. fl. (1997). Konsentrasjoner av makronæringsstoffer i normalområdet anses for å være tilstrekkelige, mens konsentrasjoner over (overskudd) ikke lenger fører til bedre vekst og konsentrasjoner under (mangel) fører til dårligere vekst og, ved enda lavere konsentrasjoner, til synlige mangelsymptomer (Stefan m. fl. 1997).

2.3 Resultater

2.3.1 Trærnes kronetilstand

Kronetetthet hos gran på de intensive overvåkingsflatene i Birkenes, Hurdal og Osen var på hhv. 80 %, 76,1 % og 80,4 % i 2017. I forhold til 2016 betyr dette en nedgang på hhv. 1,3 og 0,6 %-poeng i Hurdal og Osen, mens kronetetthet var tilnærmet uforandret i Birkenes (Figur 13). Som tidligere hadde Hurdal fortsatt lavest kronetetthet. Kronetetthet hos furu i Osen var tilnærmet uforandret med 87,4 % i 2017. De fleste grantrærne på de intensive overvåkingsflatene var normalt grønne i 2017. Særlig i Hurdal ble det registrert mindre misfarging enn i tidligere år. På furutrærne i Osen ble det registrert avtakende misfarging i 2017.

Utviklingen i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu over tid er vist i Figur 13. Mens kronetetthet i Birkenes og Osen har økt noe og vært relativt stabil rundt 80 % etter 2013, har den vært lav (nærmere 75 %) i Hurdal i samme periode.



Figur 13. Utvikling i gjennomsnittlig kronetetthet for gran og furu på de intensive overvåkingsflater i Birkenes (BI) og Osen (OS) fra 1986 og i Hurdal (HU) fra 1997 fram til 2017.

Trær anses som skadet når de har lav kronetetthet og/eller mye misfarging (Lorenz m. fl. 2009). I 2017 hadde 18 % av grantrærne på de intensive overvåkingsflatene en kronetetthet lavere enn 75 %, mens bare 3 % var sterkt skadet (tetthet ≤ 40 %). Kun ett furutre hadde tetthet ≤ 40 %, og ett grantre hadde mer enn 25 % misfarging. Skuddavdøing ble observert på seks grantrær, de fleste av disse i Hurdal, og kan blant annet skyldes honningsoppangrep (toppskranting) eller tørke. I Birkenes var det en del vindfall i og rundt flata, og to av overvåkingstrærne hadde toppbrekk, mest sannsynlig en kombinasjon av stor snøbelastning og sterk vind. Mange trær på flata i Birkenes har vært preget av topp-/snøbrekk, særlig i perioden 1988–1993 og i årene etter 2003. Det ble ellers registrert få skader på de intensive overvåkingsflatene i 2017. Det var i alt fem nye døde trær på flatene; to av disse var undertrykte småtrær, ett større grantre i Birkenes var dødt av ukjente årsaker, ett i Hurdal hadde blåst ned som følge av råteskader og ett i Osen hadde dødd grunnet snø-/stammebrekk året før.

2.3.2 Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Svovel- og nitrogenforbindelser

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

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

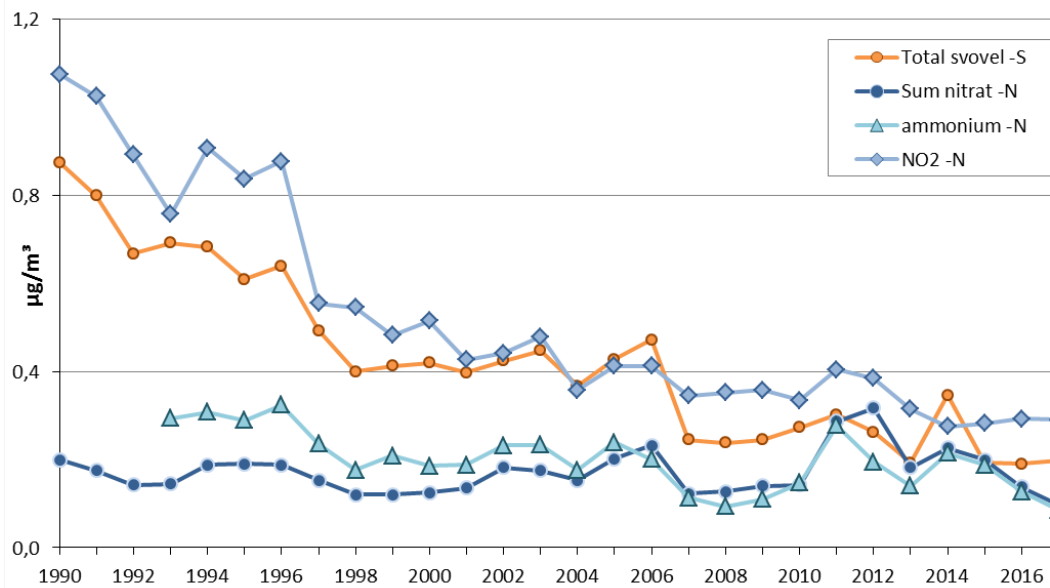
Både tørr- og våtavsetning av svovel- og nitrogenkomponenter var større om sommeren enn om vinteren. Bidraget av tørravsett svovel til den totale avsetning var 9–33 % om sommeren og 6–18 % om vinteren. Tørravsetningen for nitrogenkomponenter bidrar med 7–31 % i sommerhalvåret og 6–19 % på vinteren.

Tabell 4. Årsmiddelkonsentrasjoner (µg/m³) av luftkomponenter på norske bakgrunnsstasjoner i 2017.

Stasjon	SO ₂ µg-S/m ³	SO ₄ ²⁻ µg-S/m ³	NO ₂ µg-	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	0,06	0,22	0,27	0,15	0,12	0,27	0,13	0,05	0,03	0,05	0,51	0,40
Hurdal	0,04	0,14	0,64	0,09	0,07	0,20	0,09	0,01	0,02	0,05	0,10	0,11
Kårvatn	0,06	0,09	0,17	0,04	0,02	0,36	0,03	0,02	0,02	0,02	0,19	0,14
Tustervatn	0,04	0,12	0,11	0,04	0,02	0,27	0,03	0,03	0,02	0,02	0,39	0,26

Konsentrasjonene av nitrogen- og svovelkomponenter i luft og nedbør i 2017 var noe lavere eller lik nivåene i 2016 (Figur 14), mens våtavsetningen av sulfat var noe høyere pga. økt nedbørmengde. Reduksjonene for svoveldioksid med 1980 som referanseår er beregnet til å være nesten 100 % og for sulfat i luft 84–90 % på Fastlands-Norge. Med 1990 som referanseår er også reduksjonene betydelige, 76–94 % for svoveldioksid og 71–77 % for sulfat i luft, mens fra 2000 hhv 46–50 % og 39–41 % reduksjon. Tilsvarende reduksjoner er sett i nedbør.

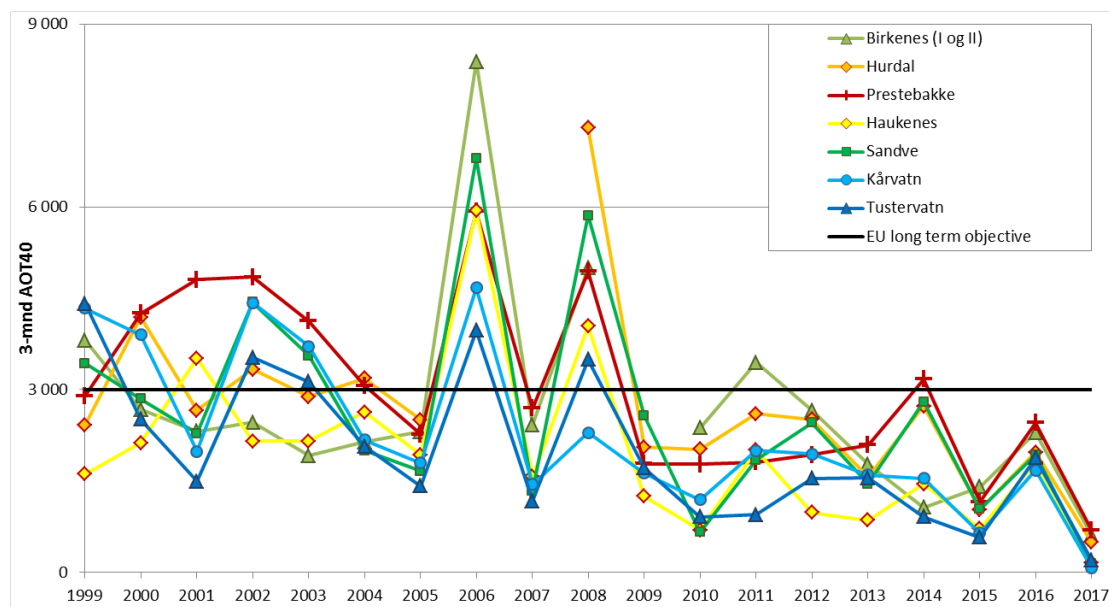
Årsmiddelkonsentrasjonen av ammonium i luft viser en signifikant reduksjon på 47–59 % fra 1990 og 28–35 % fra 2000. For summen nitrat + salpetersyre (HNO₃) og sum ammoniakk (NH₃) + ammonium har det derimot vært en økning i konsentrasjonsnivået på flere stasjoner, muligens pga. av endringer i lokale og regionale utslipp og endringer i atmosfærens kjemiske sammensetning. Det har imidlertid vært en tydelig og signifikant nedgang for NO₂ (39–67 %) på alle stasjoner med målinger fra 1990 og mellom 25–41 % fra 2000. I nedbør har det vært en reduksjon i størrelsesorden 30–40 % både i nitrat og ammonium på de fleste stasjoner siden 1990.



Figur 14. 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 (Birkenes, Hurdal, Kårvatn, Tustervatn) 1990–2017.

Ozon

I 2017 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. 2017 var et år med svært få ozonepisoder på høyt nivå. Bortsett fra en kortvarig topp i midten av mai på Prestebakke viser dataene kun mindre "krusninger". Sommeren 2017 var antagelig ikke særlig gunstig for fotokjemiske ozonepisoder i Norge. Selv om gjennomsnittstemperaturen på sommeren var nær normalt i den sørlige delen, fører mangelen på varige høytrykksepisoder til svært få episoder med forhøyede ozonnivåer.



Figur 15. Tremåneders AOT-verdi (1. mai–1. august) for årene 1999–2017. EUs langtidsmål på 3000 ppb-timer er markert i figuren.

EUs grenseverdi for helse ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) har ikke blitt overskredet i Norge de siste årene. EUs langtidsmål (maks 8-timers verdi $< 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ble overskredet kun en dag på en stasjon i 2017. Grenseverdien for beskyttelse av vegetasjon er basert på parameteren AOT40, som betegner summen av ozonverdiene som overstiger 40 ppb gjennom vekstsesongen. Hverken grenseverdien for planter (3 måneders AOT40 < 3000 ppb timer) eller grenseverdien for skog (6 måneders AOT40 < 5000 ppb timer) ble overskredet på norske stasjoner i 2017. Den høyeste 3 måneders og 6 måneders AOT40-verdien var henholdsvis 693 ppb timer og 2233 ppb timer. AOT40 nivåene for 2017 er de laveste som er observert og var klart under EUs langtidsmål på 3000 ppb-timer, men det har forekommet flere overskridelser av langtidsmålet for vegetasjon de siste ti årene (Figur 15).

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

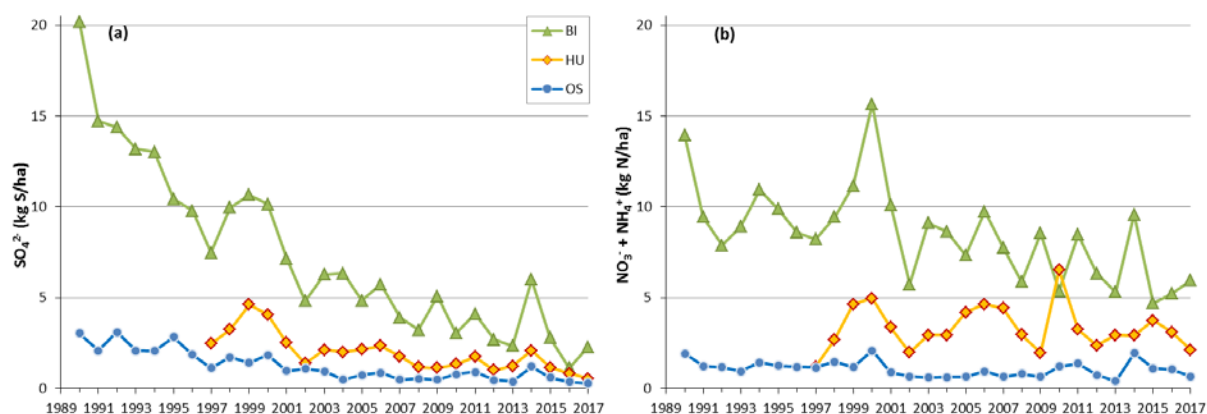
Nedbør og kronedrypp

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

Tabell 5. Nedbørsmengde (mm), pH, og deposisjon av kjemiske grunnstoffer og forbindelser (kg/ha/år) i 2017. Tot-N = total N, nm = ikke-marint, M = manglende verdi

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	2088	4,95	6,11	6,48	M	4,08	1,80	3,53	2,15	3,02	24,40	42,24
HU	956	5,23	2,28	1,81	M	1,15	0,96	1,18	1,20	0,28	2,21	3,52
OS	708	5,34	0,99	0,85	2,27	0,85	0,72	0,35	0,55	0,04	1,62	1,98
Kronedrypp:												
BI	1701	5,22	3,40	2,55	8,51	4,76	2,28	4,08	19,60	2,87	28,19	47,29
HU	594	5,52	1,60	0,53	3,15	0,77	0,54	0,83	9,98	0,26	2,97	4,63
OS	509	5,07	0,46	0,20	1,37	0,41	0,27	0,76	6,49	0,23	1,93	2,70

Som tidligere er avsetning av forsurende stoffer (uorganisk nitrogen og ikke-marint sulfat) høyere i Birkenes enn i Hurdal og Osen. Figur 16 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 16. Langtidstrender i (a) ikke-marint SO_4^{2-} og (b) uorganisk nitrogen ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) i kronedrypp i kg/ha.

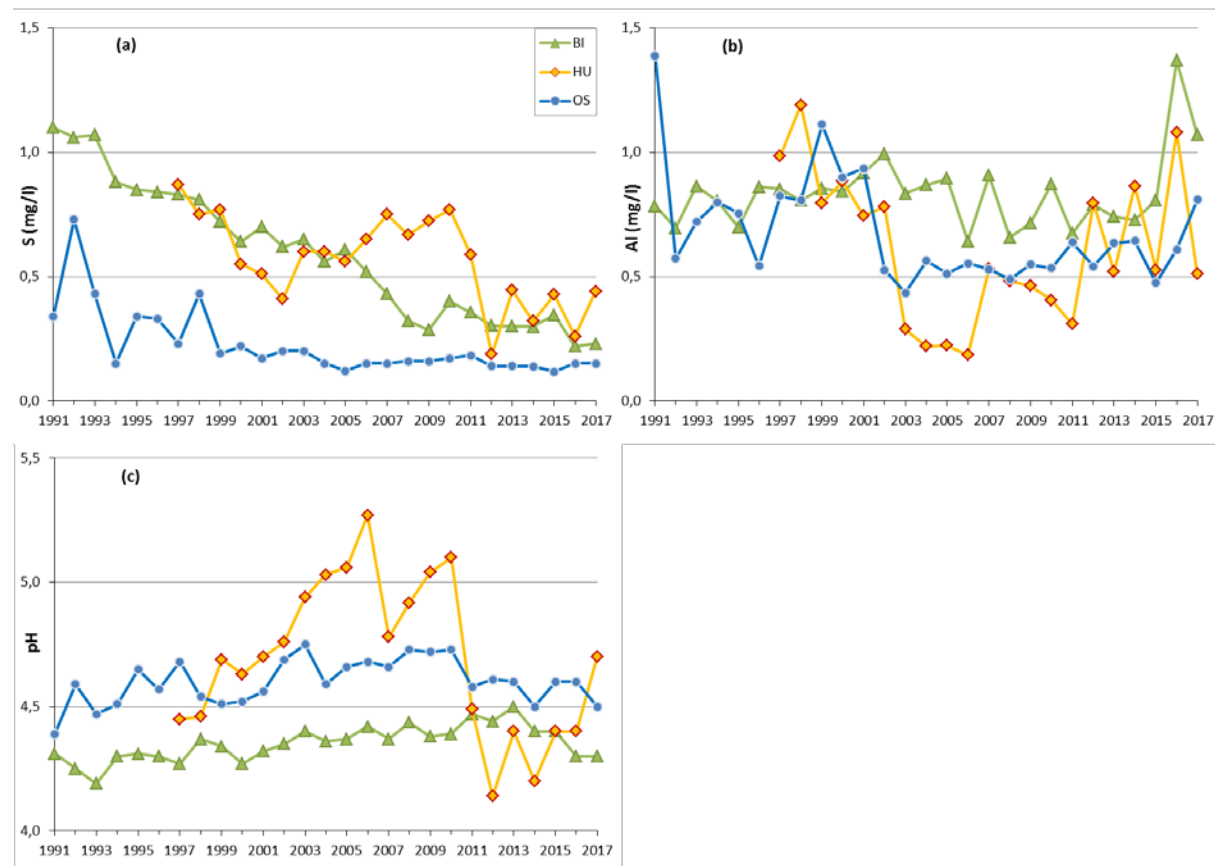
Jordvann

Tabell 6 viser volumveide årsmiddelkonsentrasjoner av kjemiske grunnstoffer og forbindelser (unntatt ledningsevne, som ikke er volumveid) og pH i jordvann i 2017.

Langtidstrender for total aluminium (Al), ikke-marint sulfat og pH i 15 cm dybde på de tre intensive overvåkingsflatene er vist i Figur 17 a, b og c.

Tabell 6. Volumveide middelkonsentrasjoner (mg/l) av kjemiske grunnstoffer og forbindelser i jordvann i 2017, der Led = ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$, ikke volumveid), Tot = total, nm = ikke marint, DOC = løst organisk karbon, * = platelysimeter, øvrige lysimeter er sonder

Flate	Sjikt	Led	pH	Tot- Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	NH ₄ - N	NO ₃ -N	Tot- N	SO ₄ - S	nm SO ₄ -S	Cl ⁻	DOC
BI	15*	31	4,3	1,07	0,19	0,24	0,13	0,11	0,001	2,36	0,07	0,03	0,45	0,31	0,23	1,6	26,9
BI	40	29	4,8	0,44	0,14	0,07	0,11	0,15	0,001	3,90	0,06	0,03	0,17	1,07	0,84	4,4	4,8
HU	5	14	5,2	0,46	0,06	0,07	0,09	0,03	0,002	2,08	0,05	0,03	0,18	0,65	0,60	1,0	5,7
HU	15	24	4,7	0,51	0,13	0,14	0,25	0,03	0,012	1,63	0,06	0,03	0,27	0,47	0,44	0,6	14,0
HU	40	11	5,5	0,05	0,08	0,00	0,09	0,02	0,009	1,69	0,04	0,03	0,07	0,69	0,66	0,6	1,0
OS	5	32	4,2	0,98	0,40	0,88	0,38	0,32	0,069	0,80	0,12	0,03	0,59	0,15	0,12	0,6	31,0
OS	15	23	4,5	0,81	0,32	0,89	0,52	0,35	0,020	1,01	0,12	0,03	0,54	0,17	0,15	0,4	23,7
OS	40	12	4,9	0,65	0,19	0,08	0,52	0,15	0,020	0,77	0,04	0,03	0,23	0,37	0,35	0,5	9,5



Figur 17. Langtidstrender i (a) ikke-marint SO₄-S, (b) total Al og (c) pH i jordvann fra 15 cm-sjiktet.

2.3.4 Næringsstoffer i barnåler

I 2017 lå konsentrasjonen av makronæringsstoffene i årets barnåler, med noen unntak, innafor normalområdet for eldre grantrær (Tabell 7).

Birkenes hadde også i 2017 de høyeste verdiene for nitrogen (N) og svovel (S) i barnåler av alle flater, selv om konsentrasjonene ikke var spesielt høye og lå innafor normalområdet (=i tilstrekkelige konsentrasjoner). Det ble målt høye verdier for magnesium (Mg) i Birkenes, som indikerer et overskudd av dette elementet. I Hurdal og Osen ble det derimot funnet underoptimale konsentrasjoner av N og S. Også konsentrasjonen av fosfor (P) var lav i Hurdal, mens det for kalsium (Ca) og kalium (K) ble målt verdier innafor normalområdet på alle tre flater.

Tabell 7 viser også prosentvise endringer i konsentrasjonen av næringsstoffer i barnåler fra forrige næringsstoffanalyse i 2015. Ca-verdiene sank kraftig på alle tre flater, det samme gjorde K-innholdet i barnåler. Mg-verdiene økte i Osen og Birkenes, og særlig i Hurdal. Konsentrasjonen av N økte noe i Birkenes og Osen mens den avtok kraftig i Hurdal. P i barnåler økte litt i Birkenes og Osen, og gikk tilbake i Hurdal. Konsentrasjonen av S i barnåler sank i Birkenes og Hurdal, mens den økte noe i Osen. I Hurdal ble det dermed, med unntak av Mg, registrert en nedgang i konsentrasjonen av alle makronæringsstoffer i forhold til forrige analyse.

Tabell 8 viser forholdet mellom konsentrasjonen av nitrogen og andre viktige elementer i barnålene, der tall lavere enn normalen indikerer for lite N i forhold til de andre næringsstoffene, mens tall høyere enn normalen indikerer for lite av de andre næringsstoffene i forhold til N.

Tabell 7. Konsentrasjoner av makronæringsstoffer i mg/g tørrstoff i årets barnåler 2017 (prosentvise endringer fra 2015 i parentes). Normal: Området med normale næringsstoffkonsentrasjoner for eldre gran (Göttlein m. fl. 2011).

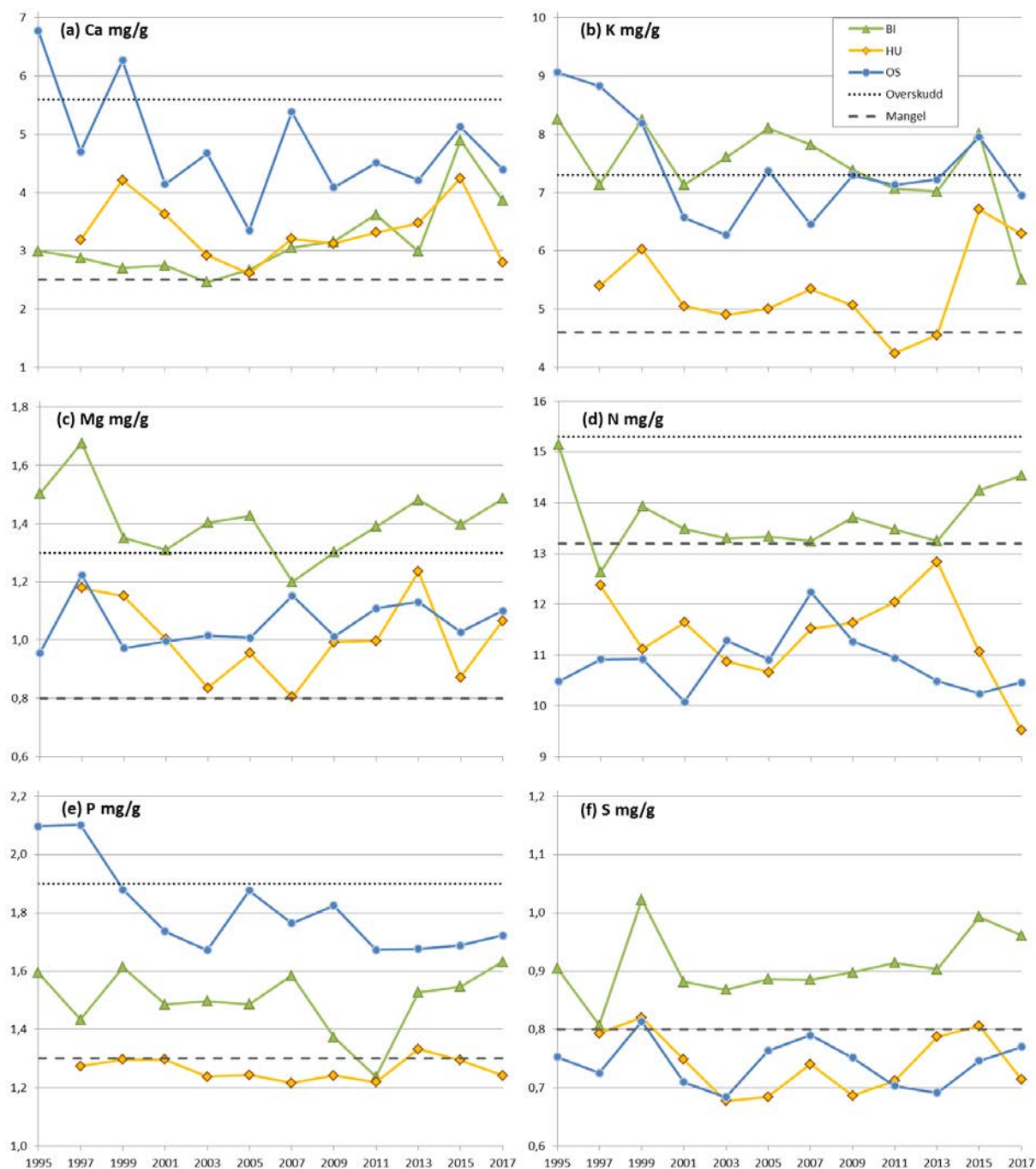
	Ca	K	Mg	N	P	S
BI	3,9 (-21 %)	5,5 (-31,2 %)	1,5 (6,3 %)	14,5 (2 %)	1,6 (5,5 %)	0,96 (-3,2 %)
HU	2,8 (-33,9 %)	6,3 (-6,3 %)	1,1 (22,1 %)	9,5 (-13,9 %)	1,2 (-4 %)	0,71 (-11,4 %)
OS	4,4 (-14,2 %)	6,9 (-12,6 %)	1,1 (7,1 %)	10,5 (2,2 %)	1,7 (2,1 %)	0,77 (3,2 %)
Normal	2,5 –5,6	4,6 –7,3	0,8 –1,3	13,2 –15,3	1,3 –1,9	0,80 –1,40

I Birkenes var det lave verdier av N i barnålene i forhold til Mg siden nivået av Mg økte mer enn N i 2017. I Hurdal var det for lite N i forhold til K og Mg. I Osen ble det funnet lite eller for lite N i forhold til alle andre makronæringsstoffer med unntak av S. Utover de nevnte tilfellene var næringsstoffenes konsentrasjon på et tilstrekkelig nivå i forhold til det lave N-innholdet i barnålene. Det ble ikke målt verdier som skulle tilsi at det er mangel av de andre makronæringsstoffene i forhold til N i barnålene på noen flate.

Tabell 8. Forholdet mellom N og de andre makronæringsstoffer i årets barnåler 2017. Normal: Området der næringsstoffene fins i tilstrekkelige konsentrasjoner i forhold til hverandre (beregnet etter Stefan m. fl. 1997 og Göttlein m. fl. 2011).

	N:Ca	N:K	N:Mg	N:P	N:S
BI	3,8	2,6	9,8	8,9	15,1
HU	3,4	1,5	8,9	7,7	13,3
OS	2,4	1,5	9,5	6,1	13,6
Normal	2,4-6,1	1,8-3,3	10,2-19,1	6,9-11,8	9,4-19,1

I Birkenes ble det i 2017 målt de høyeste N-verdiene siden 1995 etter to år med økning (Figur 18 d). og de høyeste S-verdiene siden 1999 (Figur 18 f). For S har det her vært en svakt økende trend siden 2001, mens N-verdiene har vært mer stabile i samme periode – med unntak av årets målinger. For de andre elementene har det til dels vært store variasjoner mellom årene og ingen tydelige trender (Figur 18 a, b, c og e).



Figur 18. Endringer i konsentrasjon av makronæringsstoffer (mg/g tørrstoff) i barnåler på flatene i Birkenes, Hurdal og Osen 1995–2017. Normalområdet med tilstrekkelige konsentrasjoner av makronæringsstoffer er mellom de stiplede linjene; lavere verdier indikerer mangel, høyere verdier et overskudd (etter Göttelein m. fl. 2011). (a) kalsium, (b) kalium, (c) magnesium, (d) nitrogen, (e) fosfor og (f) svovel.

2.4 Diskusjon

Trærnes kronetilstand

Det var store svingninger i kronetettheten på granflatene i Birkenes, Hurdal og Osen på 1990-tallet, i begynnelsen av 2000-tallet og i perioden etter 2007 på alle flater. 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. 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. Kronetettheten for furu i Osen har vært relativt stabil siden midten av 1990-tallet, uten tydelig trend i utviklingen over tid.

Tilførsel av langtransporterte luftforurensninger

Konsentrasjonene av nitrogen- og svovelkomponenter i luft og nedbør i 2017 var noe lavere eller lik nivåene i 2016, mens våtavsetningen av sulfat var noe høyere pga. økt nedbørmengde. Som følge av store utslippsreduksjoner av svovel i Europa har det vært en betydelig reduksjon i observerte nivåer av svovelkomponenter både i luft, nedbør og jordvann. For eksempel er de observerte nivåene av svoveldioksid redusert med 76–94 % fra 1990 (Aas m. fl. 2018). Det har også vært betydelige reduksjoner i utslipp av både ammoniakk og nitrogendioksid i Europa, og man ser en reduksjon i de observerte nivåene i luft og nedbør i størrelsesorden på 30-50 %, avhengig av hvilken komponent man ser på.

Nivået av bakkenært ozon var veldig lavt i 2017, som i tillegg til utslippsreduksjoner av ozonforløpere i Europa skyldes at vær-situasjonen på sommeren ikke var spesielt gunstig for fotokjemiske ozon-episoder (Aas m. fl. 2018). Verken grenseverdien for planter eller for skog ble overskredet på norske stasjoner i 2017, ei heller EUs langtidsmål, men dette har forekommet i flere av de siste 10 årene.

Kjemiske elementer i frittfallende nedbør, kronedrypp og jordvann i skog

Avsetning av ikke-marint sulfat ble sterkt redusert på 1990-tallet og 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. Denne minkingen er synlig på alle de tre flatene, 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 begynnelsen av 2000-tallet. Dette stemmer med utviklingen ellers i Europa (Johnson m. fl. 2018).

Det har vært en reduksjon siden 1990 også i avsetning av uorganisk nitrogen i kronedrypp i hvert fall på 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 både disse faktorer kan ha påvirket trenden. I tillegg påvirker nedbørmengden avsetningen slik at det kan oppstå variasjoner mellom årene. Konsentrasjoner av ammonium og spesielt nitrat i jordvann har som vanlig vært svært lave.

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

Næringsstoffer i barnåler

Innhold og sammensetning av næringsstoffer i barnåler er en indikator på trærnes næringsstatus, tilvekst og helsetilstand. Unormalt lave eller høye verdier av noen elementer kan føre til nedsatt fotosyntese med misfarging, nåletap og dårlig tilvekst som følge (Stefan m. fl. 1997). Også næringsstoffenes konsentrasjon i forhold til hverandre er viktig for optimale vekstforhold. Hvis et

næringsstoff fins i for høy eller for lav konsentrasjon i forhold til et annet, kan dette føre til næringsubalanse og over tid til næringsmangel (Kjønaas & Stuanes 2008), og dermed til redusert helse og tilvekst. Kjemisk analyse av barnålenes innhold av næringsstoffer er derfor viktig for å få en oversikt over trærnes næringsstatus og vekstforhold og for å kunne forklare eventuelle mangelsymptomer.

Overvåkingsflata på Sørlandet (Birkenes), som er mest utsatt for langtransporterte forurensinger, hadde som i tidligere år de høyeste nitrogen- og svovelverdier i barnålene av alle overvåkingsflater. Dette samsvarer med måling av nitrogendeposisjon som i Norge er høyest på Sørlandet. Konsentrasjonen av disse elementene hadde også økt her i forhold til både 2013 og 2015, og var i 2017 på det høyeste nivået siden 1995. Selv om konsentrasjonene ikke var urovekkende høye, er økningen uventet siden både tilførselen og deposisjonen av nitrogen- og svovelforbindelser har avtatt siden 1990.

Det var også kun på flata i Birkenes at nitrogeninnholdet var høyere enn mangelgrensa for optimal vekst. På de to andre flatene var nitrogenkonsentrasjonen under denne grensa, og i Osen var det dessuten for lite nitrogen i forhold til de andre makronæringsstoffene, noe som sammen med tilsvarende resultater fra tidligere nåleanalyser kan indikere at det er nitrogenmangel på flata i Osen. Mangel på nitrogen er imidlertid normalt i boreale barskoger, hvor dette er det viktigste vekstbegrensende næringsstoffet (Binkley & Högberg 1997), og skogtrærne er tilpasset disse forholdene, bl.a. gjennom et symbiotisk samliv med sopp.

Gran, furu og bjørk, som er de vanligste treslagene i Norge, lever i symbiose med mykorrhizadannende sopper. Mykorrhiza, eller sopprot, er en kappe av sopptråder (hyfer) rundt finrøttene som beskytter finrøttene mot skader, og forsyner trærne med vann og næringsstoffer som nitrogen i bytte mot karbohydrater (Børja & Timmermann 2017). Trærnes næringsstatus og helse er dermed også avhengig av sine symbiosepartnere. En studie publisert i *Nature* basert på data fra ICP Forests Level II nettverk (van der Linde m. fl. 2018), har påvist at det allerede ved en årlig avsetning på 5–6 kg nitrogen/ha kan skje en endring i mykorrhizasoppenes artssammensetning i skogbunnen som er ugunstig for skogtrærne. I Birkenes ble nitrogenavsetningen i kronedrypp målt til 6 kg/ha i 2017 og 8,5 kg/ha/år i gjennomsnitt siden 1990. Kronedrypp er den nedbøren som når skogbunnen og dermed er tilgjengelig for røttene og mykorrhizasoppene. Så til tross for at nitrogendeposisjon har bidratt til økt tilvekst hos skogtrær i Norge (Solberg m. fl. 2009), kan man ikke utelukke langsiktige negative effekter på andre organismer i skogøkosystemet (som sopp), som igjen vil kunne påvirke skogtrærne negativt.

Flere studier basert på ICP Forests' nålekjemidata viser en forverring i trærnes næringstilstand og/eller en ubalanse i næringsstoffenes forhold de siste årene i flere land i Europa. Dette tilskrives klimaendringer i kombinasjon med høy nitrogendeposisjon (Jonard m. fl. 2015, Sardans m. fl. 2014, Veresoglou m. fl. 2014). Jonard m. fl. (2015) fant en forverring i konsentrasjonen av noen næringsstoffer i blad og nåler hos flere treslag, bl.a. for fosfor i furu. Dette settes i sammenheng med trærnes økte tilvekst grunnet økt atmosfærisk karbondioksid og høy nitrogentilførsel, som fører til at et annet næringsstoff enn nitrogen blir det vekstbegrensende element for trærne, i dette tilfellet fosfor. Vi har foreløpig ikke kunnet påvise at det har forekommet en forskyvning i trærnes næringsbalanse i Birkenes som følge av fortsatt nitrogentilførsel til Sørlandet, og naturlige svingninger i næringsstoffenes konsentrasjon i barnålene mellom årene kan forekomme pga. forskjeller i temperatur og nedbør som påvirker næringsstoffenes tilgjengelighet for trærne (Hüttel 1991). Det er derfor viktig å følge med utviklingen i trærnes næringsstatus for å kunne dokumentere endringer over tid.

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. I løpet av årene 2002–2008 ble om lag 1 mill. ha bjørkeskog i de nordlige delene av Norge, Sverige og Finland berørt av utbrudd av fjellbjørkemåler og liten frostmåler i ett eller flere år (Jepsen m. fl. 2009a).

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 komplett oversikt over bestandsovervåkingen i Troms og Finnmark siden oppstarten i 1999, samt utvalgte eksempler på utbruddskartlegging i Finnmark. Vi presenterer i tillegg utvalgte resultater fra skogskadekartleggingen 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 19). 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).

3.2.2 Utbruddskartlegging

Mange ulike typer av skogskade overvåkes i dag med utgangspunkt i satellittbilder. Dette er mulig fordi refleksjonen av lys fra kronelaget endrer seg når dette svekkes av sykdom eller tørke eller spises opp av insekter. Det er særlig forholdet mellom refleksjon i den synlige og den nær-infrarøde (NIR) delen av spektret som utnyttes til overvåking av skoghelse, siden dette har en sterk sammenheng med mengden av grønn biomasse. Kartleggingen av målerutbrudd baserer seg på en av de mest brukte satellittbaserte vegetasjonsindeksene, NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), målt av MODIS satellitter med en pikselstørrelse på 250 x 250 m (Jepsen m. fl. 2009a). Formålet med kartleggingen er å identifisere de arealene som med høy sannsynlighet har vært utsatt for målerutbrudd i et gitt år, og overvåke hvordan arealer som har hatt utbrudd i tidligere år regenererer over tid. NDVI beregnes vanligvis som forholdet mellom refleksjonen i hhv. den røde delen av det synlige spektrumet og NIR ($NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED)$). For å identifisere skog som med høy sannsynlighet har vært utsatt for målerutbrudd, beregnes anomalien i NDVI, dvs. avviket mellom den maksimale NDVI oppnådd i et gitt år, og en referanse NDVI basert på alle årene i MODIS tidsserien (2000 til i dag).



Figur 19. 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.

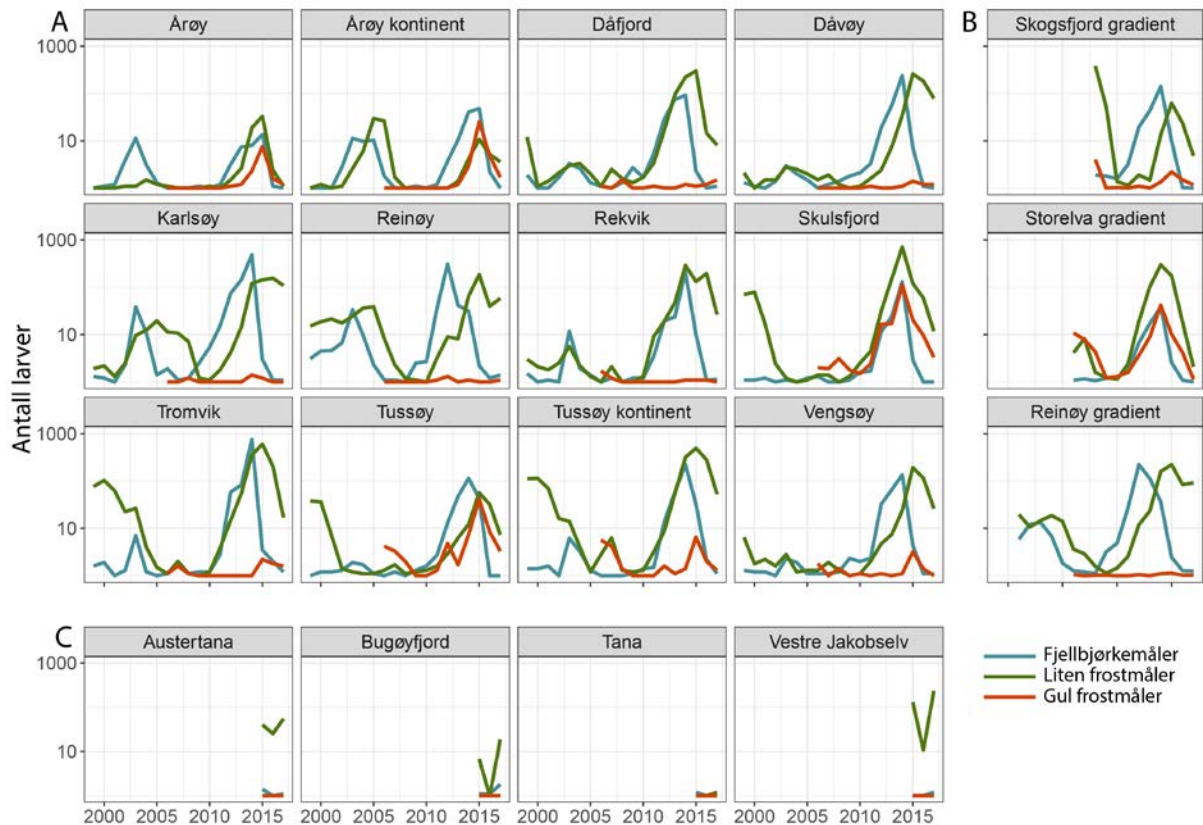
3.2.3 Skogskade og foryngelse

Under det kraftige målerutbruddet midt på 2000-tallet ble særlig Øst-Finnmark hardt rammet. Etter utbruddet ble det etablert 40 overvåkingsflater, hver på 2x2 km, rundt Varangerfjorden og i Tanadalen (Figur 19). Overvåkingsflatene ble valgt ut slik at de representerte hele spektret fra tilnærmet uskadd skog til hardt skadd skog, og det ble utlagt 7 tilfeldig fordelte måletransekter på hver flate. I 2010 og igjen i 2016, ble alle flatene kartlagt med tanke på skogsstruktur, skogskade, foryngelse og bakkevegetasjon (Vindstad m. fl., *upublisert*; Jepsen m. fl. 2013). Vi oppsummerer her resultatene på stammedødelighet og foryngelse. Fjellbjørk er flerstammet, og det er den flerstammede varianten av bjørk som dominerer totalt i Troms og Finnmark. Hos flerstammet bjørk kan alle stammer være døde og treet kan likevel skyte på nytt fra rota. Et flerstammet tre er derfor ikke dødt før alle stammer er døde og der ikke er observert noen nye skudd fra rota. Det er derfor viktig å skille mellom stammedødelighet (andel stammer per areal eller transektmeter som er døde) og tredødelighet (andel hele funksjonelle trær som er døde).

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 20 A, B). For regionen som helhet tyder dette på at bestandstopper i Troms, i likhet med andre steder i Skandinavia, forekommer med omtrent 10-års intervaller og med en grad av geografisk synkronitet, slik at overvåkingslokalitetene i Troms har hatt toppene stort sett samtidig. Det er imidlertid betydelig variasjon lokalt, eksempelvis for lokalitetene Skulsfjord, Tromvik og Tussøy, der det har vært hhv. 14 og 15 år mellom de to bestandstopperne 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 topper 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 og Årøy kontinent), og forårsaket høy stammedødelighet særlig på lokalitetene Reinøy, Rekvik, Karlsøy, Tromvik og Skulsfjord. 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 Tussøy). I 2017 var bestanden kraftig nedadgående på alle lokalitetene i Troms, og man kan forvente lave eller svært lave bestander på alle overvåkingslokaliteter de nærmeste årene.

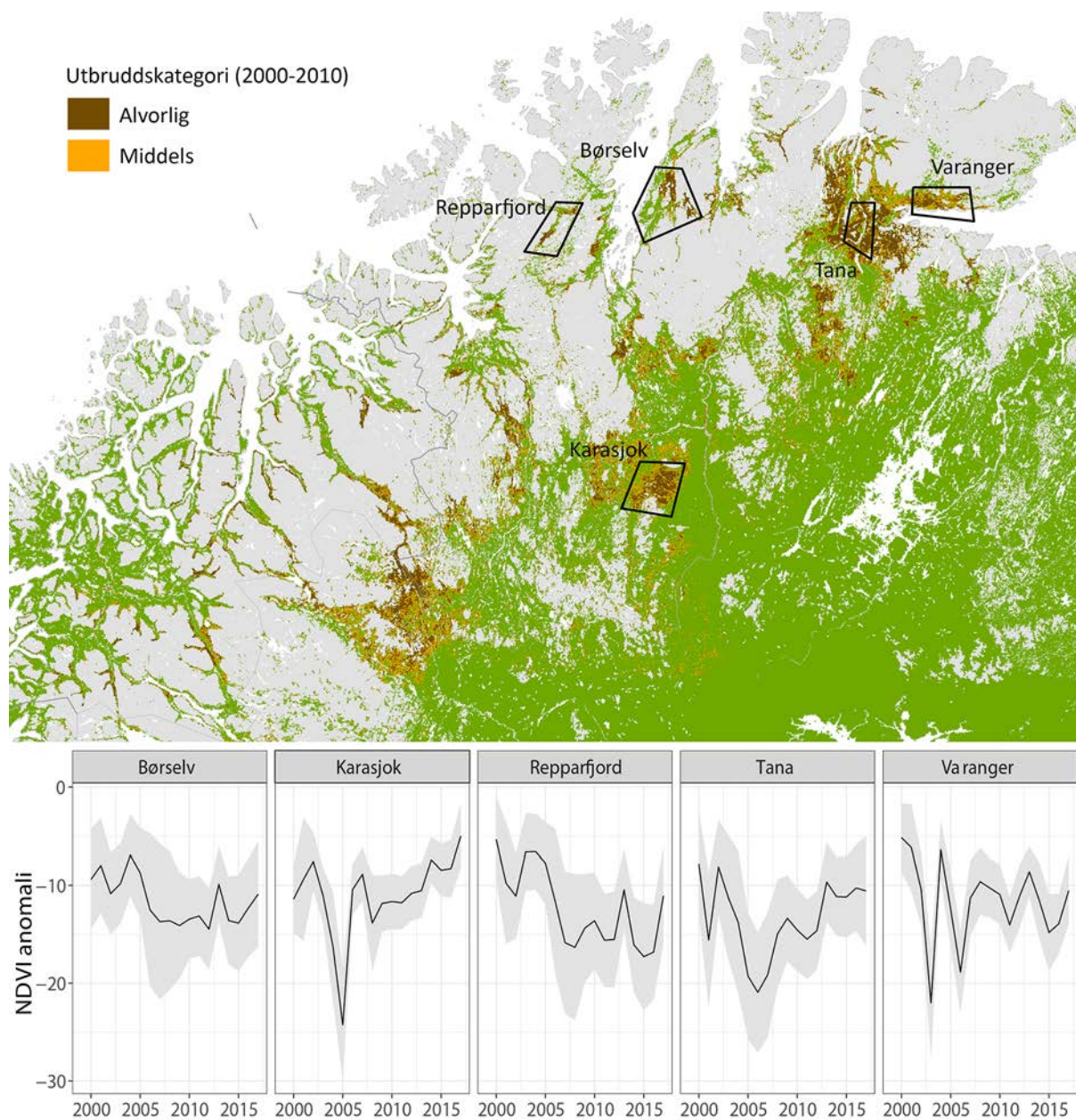


Figur 20. Bestandsovervåking. A) Gjennomsnittlig antall larver per stasjon (logaritmisk skala) på 12 transekter i Troms, B) på tre høydegradienter i Troms, og C) på fire transekter i Øst-Finnmark. Transektet på Reinøy utgjør en del av høydegradienten på samme lokalitet.

For Øst-Finnmark er overvåkingsseriene fremdeles for korte til at man kan vurdere hvor i syklus bestanden befinner seg alene ut i fra disse. Fra andre kilder (Ammunet, Klemola & Parvinen 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 2015–2017 (Figur 20 C) og kraftige utbrudd av liten frostmåler i hele området fra Vestre Jakobselv til Skallelv nord for Varangerfjorden i 2017 (www.skogskader.no, rapport 9061).

3.3.2 Utbruddskartlegging

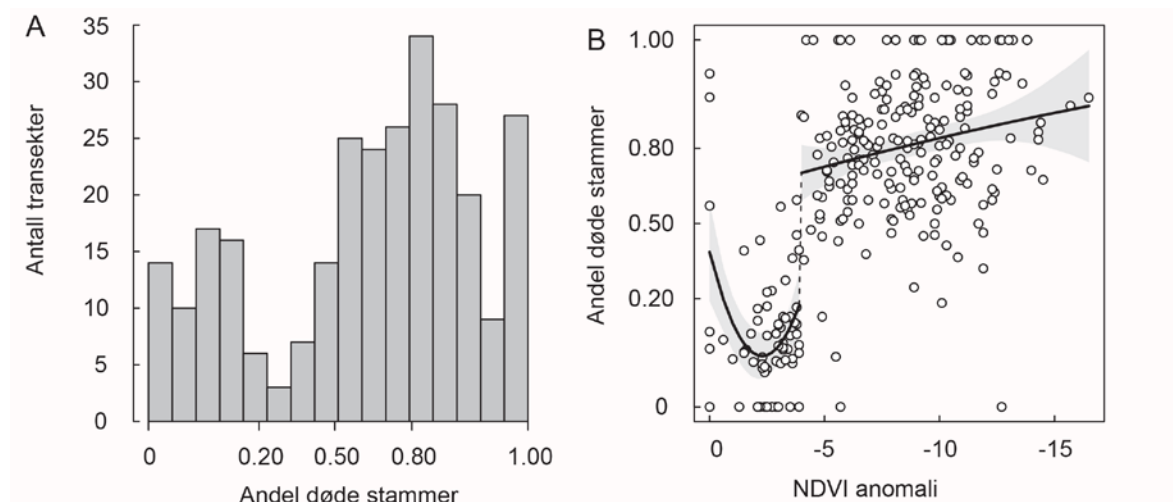
Satellittbasert utbruddskartlegging er et viktig supplement til feltovervåking, fordi det tillater at store, sammenhengende arealer analyseres på en svært kostnadseffektiv måte. Under utbruddet på 2000-tallet viste utbruddskartleggingen at så mye som 1 mill. ha bjørkeskog i det nordlige Norge, Sverige og Finland var berørt av utbruddet i ett eller flere år. Tidsserier over den årlige NDVI anomalien gir også et godt bilde av hvor forskjelligartet et bjørkemålerutbrudd kan forløpe på ulike lokaliteter (Figur 21) og gir oss mulighet for å følge spredningen av et utbrudd over tid. Området 'Varanger' illustrerer eksempelvis godt konsekvensen av den nevnte tidsforskyvningen mellom fjellbjørkemåler og liten frostmåler; den kraftige NDVI anomalien i 2002–2003 var forårsaket av fjellbjørkemåler, mens den andre i 2004–2006 var forårsaket av liten frostmåler. Merk også at flere av de utvalgte områdene (Børselv, Repparfjord, Varanger og til dels Tana) i dag fortsatt har lavere NDVI verdier enn på begynnelsen av 2000-tallet. Dette skyldes til dels omfattende stammedødelighet i de berørte områdene.



Figur 21. Utbruddskartlegging. Kartet viser hvilke områder som var berørt av de kraftige målerutbruddene på 2000-tallet. Inndelingen i utbruddskategorier er basert på gjennomsnittlig NDVI anomali over hele perioden 2000–2010. Figuren nederst viser utviklingen i gjennomsnittlig NDVI anomali over årene 2000–2017 for 5 utvalgte områder som heltrukket linje (skyggelagt areal: 1 standardavvik). Mer negative tall tilsvarer en større anomali (=mer intenst utbrudd).

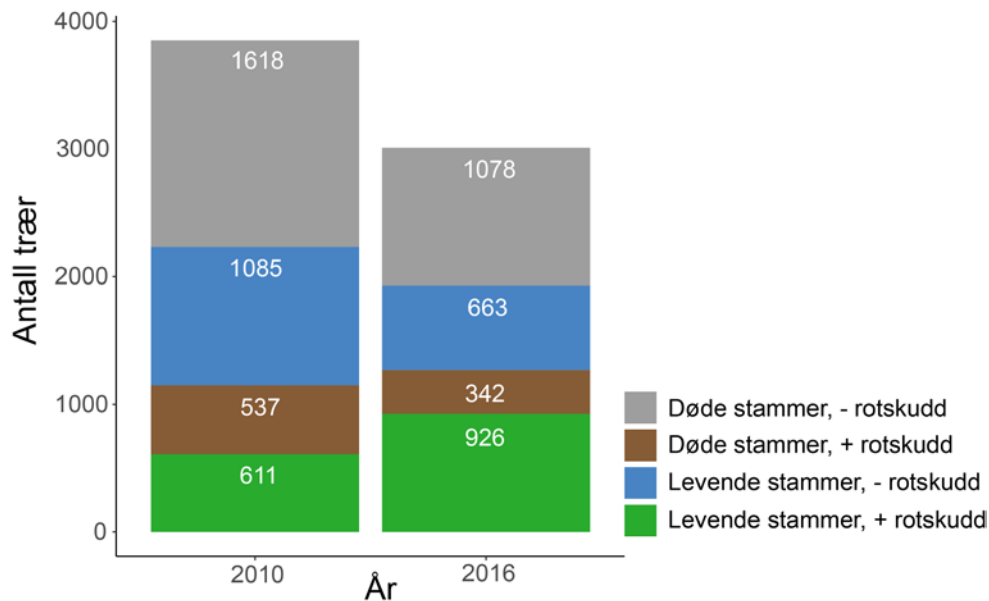
3.3.3 Skogskade og foryngelse

Utbruddene på 2000-tallet resulterte i betydelig stammedødelighet i de berørte områdene i Finnmark. Overvåkingen i Øst-Finnmark viser at stammedødeligheten i 2010 umiddelbart etter utbruddet (Figur 22 A) hadde en karakteristisk to-toppet fordeling der transektene enten hadde lav dødelighet (<20 % tap av stammer) eller svært høy dødelighet (50–100 % tap av stammer), mens det var få transekter som hadde intermediære verdier. Forklaringen på dette mønsteret er en sterk ikke-linearitet (et 'vippepunkt') i sammenhengen mellom intensiteten av utbruddet og stammedødelighet (Figur 22 B). Når dette vippepunktet passerer vil en liten øking i utbruddets intensitet forårsake en uforholdsmessig stor øking i stammedødelighet. Rundt vippepunktet økte stammedødeligheten fra 0,18 til 0,71 (Figur 22 B). I 2016 var antallet stående stammer på overvåkingsflatene redusert med 25 % i forhold til 2010 (fra 9082 i 2010 til 6852 i 2016), og antallet trær redusert med 21 % (fra 3855 i 2010 til 3022 i 2016; Figur 23). Dette skyldtes først og fremst at døde stammer har falt og nå ligger på bakken. Av de gjenværende trærne er det imidlertid mer enn en tredjedel (35,7 %) som må antas som tapt fra bestanden i og med at de i 2016 hverken hadde levende stammer eller rotskudd. Bestanden av småtrær av bjørk (< 1,3 m høyde) på overvåkingstransektene har økt fra 554 planter (2/100 m²) i 2010 til 3080 planter (11/100 m²) i 2016.



Figur 22. Skogskadeovervåking. A) Et histogram over andel døde stammer per overvåkingstransekt (N=280 transekter) i 2010, altså umiddelbart etter utbruddet. B) Den sterkt bimodale fordelingen i stammedødelighet kan forklares med tilstedeværelsen av et vippepunkt i sammenhengen mellom stammedødelighet og utbruddets intensitet, her målt som gjennomsnittlig NDVI anomali over hele utbruddets varighet. Den heltrukne linjen i B) representerer prediksjoner fra en diskontinuerlig regresjonsmodell (skyggelagt areal: 95 % konfidensintervaller). Fra Vindstad m. fl. *upublisert*.

Fordelingen av småplanter er imidlertid svært ujevn; i 2016 var 30 % av alle transektene helt uten småplanter. Tettheten av småplanter varierer også ikke-lineært med tettheten av gjenværende levende trær, med flest småplanter ved intermediære tettheter av trær og et fallende antall både i tette bestander og i svært åpne bestander.



Figur 23. Foryngelse. Det totale antallet trær på samtlige overvåkingsflater i Øst-Finnmark i 2010 og 2016, inndelt i fire kategorier etter forekomsten av en eller flere levende stammer og ett eller flere rotskudd.

3.3.4 Innrapporterte skader i 2017

Skader av bjørkemålere ble rapportert inn 191 ganger til www.skogskader.no, de fleste fra Landsskogtakseringen, og hovedsakelig på bjørk. Men det er også registrert angrep på gråor, osp, rogn og selje. I kontrast til tidligere år, var flesteparten av innrapporterte skader i 2017 fra fjellregionene i sør, særlig fra Hedmark, Oppland og Buskerud fylker, i alt fra 56 kommuner. Disse angrepene var hovedsakelig forårsaket av fjellbjørkemåler. Fra Troms og Finnmark er det rapportert inn 31 skademeldinger fra 20 kommuner. Kun et fåtall av disse angir hvilken art som er involvert, men trolig er de fleste forårsaket av liten frostmåler.

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, eksempelvis 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 frostmåler (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 kunne registrere og dokumentere nye funn av gul frostmåler. 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.

Satellittbasert utbruddskartlegging har blitt et viktig verktøy for å forstå omfanget av målerutbrudd (Jepsen m. fl. 2009a; Olsson, Lindstrom & Eldundh 2016), betydningen av utbrudd for primærproduksjon og karbonbalanse (Heliasz m. fl. 2011; Olsson m. fl. 2017) og for å studere romlig og temporær dynamikk i spredningen av utbrudd (Jepsen m. fl. 2009b). Det er imidlertid viktig å huske at satellittbasert kartlegging ikke forteller oss hvilke arter som er i utbrudd, samt at NDVI anomalien kan påvirkes av andre faktorer enn insektutbrudd. Et målerutbrudd tilfører eksempelvis store mengder gjødsel til bakken, og resulterer ofte i et skifte i bakkevegetasjonen fra dvergbusker til gressarten smyle (Karlsen m. fl. 2013). Dette kan til en viss grad kamuflere lav refleksjon fra et manglende (dødt) kronelag. Dette betyr at satellittkartlegging er mer utfordrende for skog som har høy stammedødelighet etter utbrudd og/eller kraftig skifte i bakkevegetasjonen, og at feltbasert overvåking av målerbestanden og skogskade på utvalgte lokaliteter er helt nødvendig for å kunne teste og tolke satellittbasert kartlegging på en forsvarlig måte. Ambisjonen for den nåværende satellittbaserte kartleggingen i Norge er å gi et årlig estimat på hvilke arealer som med stor sannsynlighet er berørt av utbrudd. Vi benytter oss av satellittbilder med moderat romlig oppløsning (250 m), noe som gjør at kartleggingen ikke er like følsom for utbrudd i små (sub-piksel) eller svært fragmenterte bestander som for utbrudd i sammenhengende skog. Etter hvert som lengre tidsserier bygges opp fra Sentinel-2 satellittene (10–20 m romlig oppløsning, tilgjengelig fra 2016) kan det være aktuelt å ta disse i bruk også i kartleggingen av målerutbrudd i Nord-Norge.

Foryngelse i bjørkeskogen kan foregå enten i form av rotskudd fra trær med et levende rotsystem, eller i form av frøformering, og vi følger begge disse prosessene i skogskadeovervåkingen i Øst-Finnmark. Det er en rimelig antakelse at mesteparten av bestanden av stående trær i 2010 var levende før utbruddet på 2000-tallet. Per siste telling i 2016 var rundt halvparten av denne bestanden enten borte eller fortsatt stående, men uten levende stammer eller rotskudd. Denne halvparten er dermed å anse som tapt. Resten av bestanden har enten levende stammer, levende rotskudd eller begge deler. Det er fremdeles et åpent spørsmål hvorvidt og i hvilke områder foryngelse fra frøplanter vil kunne kompensere for de omfattende tapene i den stående bestanden. Det totale antallet småtrær på overvåkingstransektene har blitt mer enn femdoblet fra 2010 til 2016. Denne økingen sees både innenfor og utenfor utbruddsområder, og det er derfor sannsynlig at den er forårsaket av ett eller flere regionalt gode foryngelsesår i perioden. Umiddelbart tyder en femdobling på god foryngelse, men det er verdt å merke seg at 30 % av overvåkingstransektene ikke har foryngelse i form av småplanter i det hele tatt. Tettheten av småplanter er størst ved intermediære tettheter av gjenværende levende trær. Mens lav foryngelse i tette levende bestander (der man kan forvente at frøressurser ikke er begrensende) antakeligvis er et resultat av konkurranse med etablerte trær, kan lav foryngelse i bestander med få gjenværende levende trær både være et resultat av manglende frøressurser, tap av fasilitering i form av mykorrhiza når den stående bestanden dør (Dickie m. fl. 2005; Saravesi m. fl. 2015) og høyt beitetrykk fra rein (Biuw m. fl. 2014). Høy stammedødelighet etterfulgt av svikt i foryngelsen vil bety at gjenveksten av skog i de verst rammede områdene forsinkes eller i verste fall uteblir. Det fins historiske eksempler på sistnevnte etter utbruddet på 1960-tallet (Kallio & Lehtonen 1973). Det er derfor høy prioritet å nøste opp i hvilken av de nevnte mekanismene som er bestemmende for foryngelsen i bestander med få gjenværende levende trær, og i hvilket omfang høy tredødelighet er en direkte eller indirekte årsak til svikt i foryngelsen. Den igangsatte overvåkingen i Øst-Finnmark ivaretas av modulen for skog- og tregrense i COAT (Klima-økologisk observasjonssystem for arktisk tundra, www.coat.no) og det er ambisjonen at den skal fortsette med passende (ca. 5-års) intervaller. Den bør imidlertid suppleres med felt-eksperimentelt arbeid for å kvantifisere betydningen av konkrete foryngelsesmekanismer.

4 Granbarkbilleovervåking – analyse av regiontrender

Bjørn Økland og Gro Wollebæk (NIBIO)

4.1 Innledning

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

I Norge har granbarkbillen vært overvåket årlig siden 1979 og den norske granbarkbilleovervåkingen er nå den mest omfattende felleovervåkingen av granbarkbillen i verden. Overvåkingen er viktig fordi mengden av biller ofte er en avgjørende faktor for om barkbilleutbrudd utløses. Kommunenes oppgaver i overvåkingen er hjemlet i skogbruksloven §9 og forskrift om bærekraftig skogbruk §10 (www.lovdata.no). Granbarkbilleovervåkingen er et eget prosjekt som har til formål å varsle den lokale skogforvaltningen når barkbillepopulasjonene blir alarmerende store. Overvåkingsrapporten publiseres så tidlig som mulig etter hver sesong (Økland & Wollebæk 2017), slik at datagrunnlaget skal være tilgjengelig for den lokale skogbruksforvaltningen i planleggingen av vinterens avvirkninger. Bare et sammendrag fra barkbilleovervåkingen gjengis her, siden de fullstendige resultatene finnes i egen rapport (Økland & Wollebæk 2017) og på hjemmesiden til Norsk institutt for bioøkonomi (www.nibio.no/publikasjoner).

I denne rapporten brukes data fra hele perioden av barkbilleovervåkingen for å analysere trender og å belyse problemstillinger som kan ha betydning for å forstå populasjonsdynamikk og utbrudd. I årets rapport rettes søkelyset spesielt mot å analysere langsiktige trender for de ulike regionene som inngår i overvåkingen.

4.2 Metoder

Datagrunnlaget omfatter grandistriktene på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag og Nordland. Materialet for 2017 omfatter data fra mer enn 500 feller fra 139 fangststeder, fordelt på 109 kommuner. Data for de foregående årene i perioden 2001–2016 har omtrent det samme antallet fangststeder, feller og kommuner. Fangstresultatene som er brukt i barkbilleovervåkingsrapporten (Økland & Wollebæk 2017) 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 fellelesongen 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 felletype vil fortsette etter hvert som de gamle fellene slites ut. Siden fellemodellene har ulik fangbarhet er alle fangstverdiene justert for felletype for å kunne sammenligne fangstverdiene i tidsseriene. Fangstene i BEKA og 1979-modell ble regnet om til 1980-modell ved hjelp av funksjoner som bygger på data fra tidligere års fellesteder hvor ulike fellemodeller har vært samlokalisert (Økland & Wollebæk 2017).

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

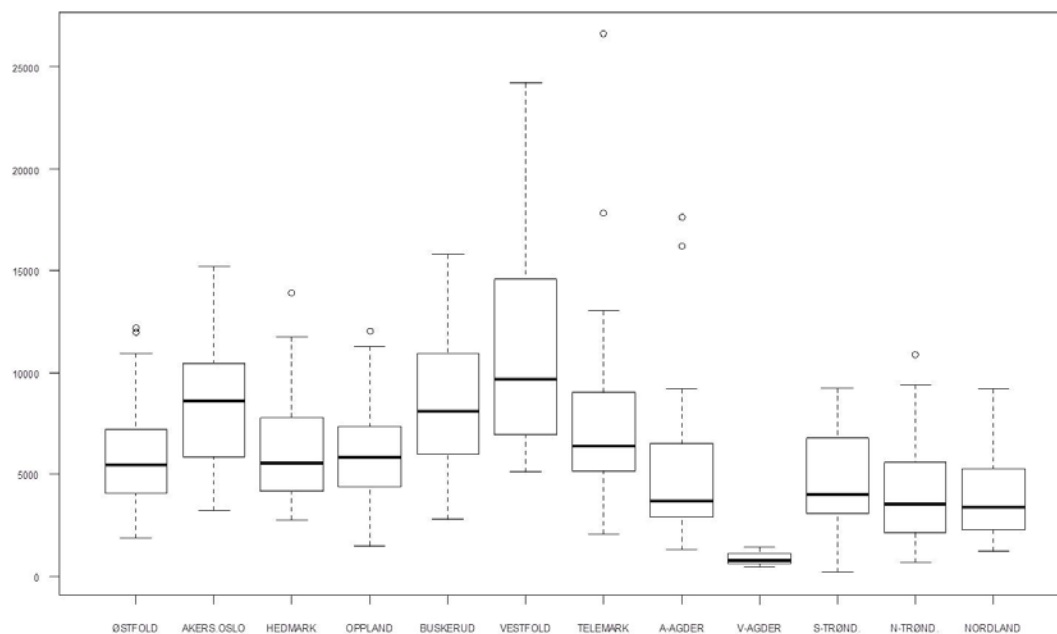
I denne rapporten analyserer vi gjennomsnittlige trender i fellefangstene for de ulike regionene som inngår i barkbilleovervåkingen, dvs. fylker og landsdeler. Analysen er basert på data fra hele perioden for barkbilleovervåkingen fra 1979 til 2017. Boksplot og plottinger av tidsserier er gjort med funksjoner i R (R Development Core Team 2014).

4.3 Resultater

Nord-Trøndelag og Oppland var de eneste fylkene med økning av fangstverdiene fra 2016 til 2017 i den årlige rapporten fra barkbilleovervåkingen (Økland & Wollebæk 2017). Trøndelag hadde blant de høyeste fangstverdier i landet i 2017 til tross for sin nordlige beliggenhet, og lokale nye angrep i Trøndelag forklares med at mange overvintrende barkbiller og at stormfellingene i de foregående årene har økt barkbillepopulasjonene. En svært varm maimåned i de nordlige og høyereliggende områdene av Oppland bidro til en økning i billefangstene her, mens billefangstene gikk ned i det våte og kjølige været i det øvrige av Østlandet og Sørlandet i 2017 (Økland & Wollebæk 2017).

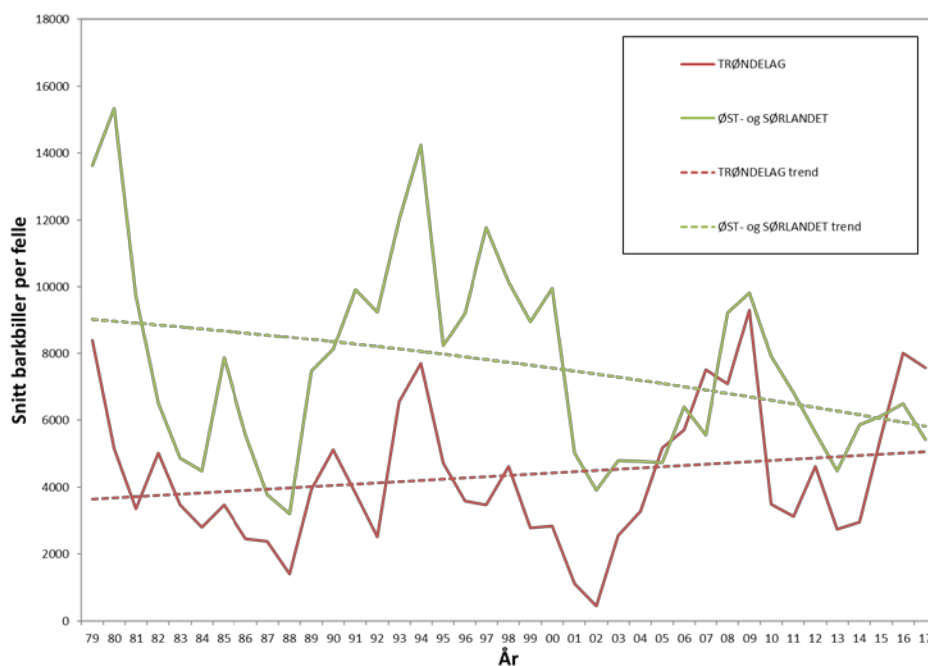
Analysene i denne rapporten er rettet mot å undersøke langsiktige trender i barkbilleovervåkingen basert på data fra hele perioden med tilgjengelige data (1979–2017). Det er undersøkt om det er spesielle trender for de ulike fylkene og landsdelene som dekkes av overvåkingen.

Fangstene fra hele overvåkingsperioden (1979–2017) har gjennomgående vært høyest i fylkene på Østlandet, mens nivået har vært lavest på Sørlandet (Figur 1). Vestfold har hatt det høyeste nivået i perioden, men dette gjenspeiler i hovedsak det høye nivået i årene rett etter siste utbrudd på 70-tallet og gjelder ikke i dag hvor nivået ikke er spesielt høyt. Dernest finner vi høye verdier for Buskerud, Oslo og Akershus. Også disse fylkene var hardt rammet under utbruddet på 70-tallet og hadde også et høyt nivå i barkbilleovervåkingen i etterkant av store vindfellingene på midten av 90-tallet. Hedmark og Telemark var blant fylkene med mest skader under utbruddet på 70-tallet, men rangerer imidlertid ikke blant de høyeste på Østlandet i overvåkingsperioden. Således ser vi at barkbillepopulasjonene svinger kraftig over tid, og det er en stor spredning i de årlige nivåene i hvert fylke (Figur 24).



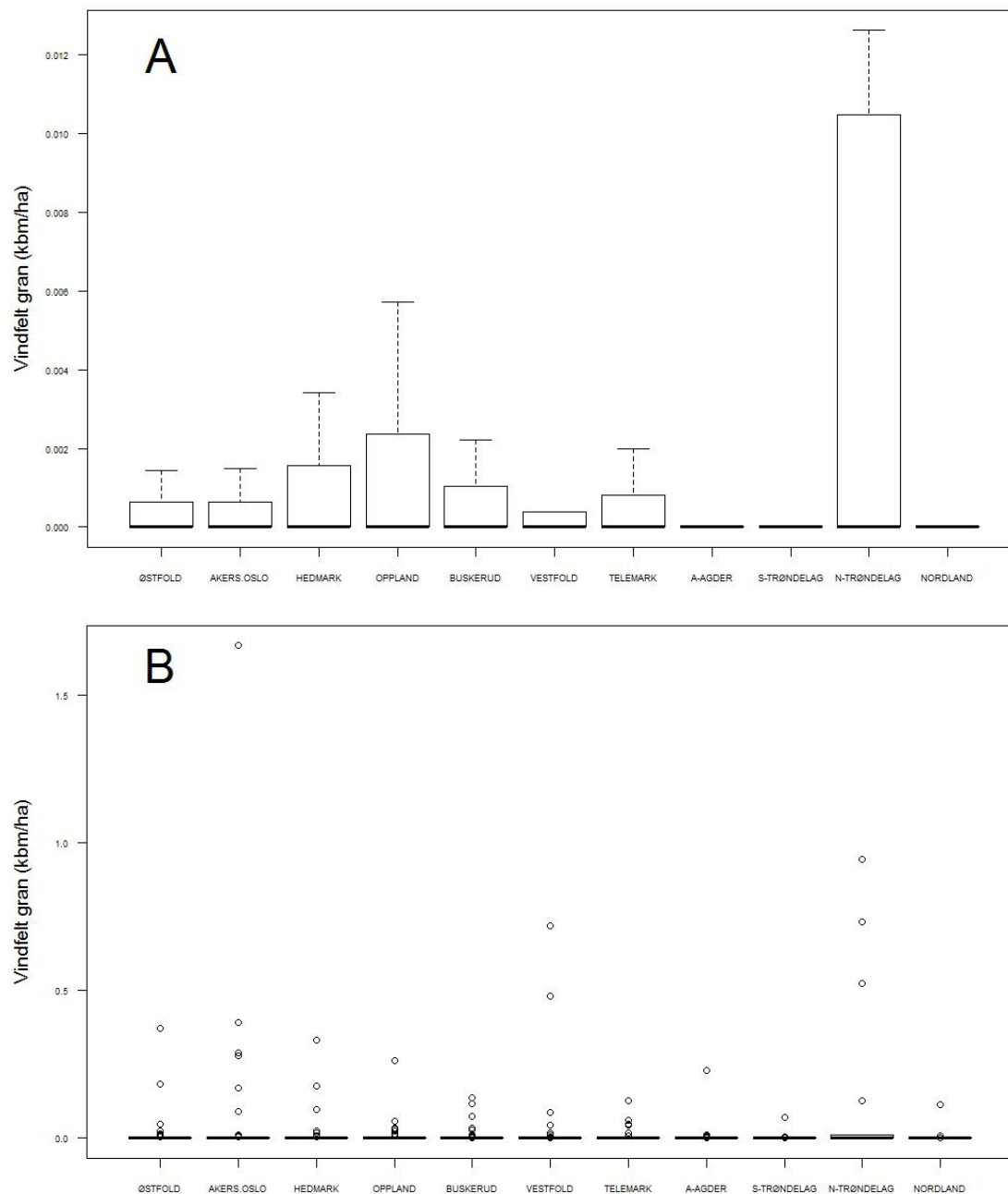
Figur 24. Median og variasjon i årlige fangster av granbarkbiller per felle i fylkene som er inkludert i barkbilleovervåkingen i perioden 1979–2017. De tykke linjene i boksene viser medianen, boksen indikerer nedre og øvre kvartiler, og tverstreke på de stiplede linjene viser de største og minste observasjonene. Der største og minste observasjoner ligger mer enn 1,5 ganger høyden av boksen utenfor nærmeste kvartil, blir de regnet som «outliers» (år med spesielt høye målinger) og er plottet som punkter.

Den lineære trenden i løpet av overvåkingsperioden (1979–2017) viser at den gjennomsnittlige fangsten av barkbiller har vært økende i Trøndelag, mens tilsvarende trend for Øst- og Sørlandet har vært synkende (Figur 25). Det er imidlertid stor variasjon rundt disse lineære trendene. De årlige variasjonene for disse to regionene viser noen likheter i mønster, men de har også betydelige avvik fra et identisk mønster.



Figur 25. Gjennomsnittlig fangst av barkbiller per felle (hel linje) og lineær trend (stiplet linje) i Trøndelag sammenlignet med Øst- og Sørlandet.

En økende trend i Trøndelag er særlig knyttet til en økning som startet ved begynnelsen av 2000-tallet. I de to første tiårene av overvåkingen var den årlige fangsten av granbarkbiller gjennomgående lavere i Trøndelag, men på 2000-tallet har nivået økt kraftig i denne regionen (Figur 25). I 2005 var fangsten av granbarkbiller i Trøndelag for første gang litt høyere enn på Sør- og Østlandet, og det samme gjentok seg i 2007. I de påfølgende årene lå nivået i Trøndelag litt under igjen, men i de siste årene 2016 og 2017 var granbarkbillefangstene tydelig høyest i Trøndelag.



Figur 26. Median og variasjon i årlige volumer av vindfelt gran (m³) per areal av produktiv skog (ha) i perioden 1961–2017 basert på anslag fra skogbrukssjefene i fylkene inkludert i barkbilleovervåkingen. A: De tykke linjene i boksene viser medianen, boksen indikerer nedre og øvre kvartiler, og tverstreke på de stiplede linjene viser de største observasjonene. Enkeltår med spesielt høye målinger («outliers», dvs. observasjoner ligger mer enn 1,5 ganger høyden av boksen utenfor øvre kvartil) er ikke med i boksplott A. B: Samme som A, men her er enkeltår med spesielt høye målinger («outliers») med og vises som runde punkter. Siden nivået på disse punktene er så høye blir skalaen endret slik at boksene og stiplede linjer gjengitt i boksplott A blir mer sammentrykt og vanskelig å skjelve i boksplott B.

Mengde og hyppighet av vindfelt gran er en viktig faktor for utviklingen av de regionale barkbillepopulasjonene. Hyppigheten av år med store volumer av vindfelt gran gjenspeiler til en viss grad hvor mye gran som finnes i fylket. Vi ser for eksempel at typiske granskogfylker på Østlandet som Hedmark og Oppland har hatt mye vindfelt gran per areal i perioden, mens det har vært relativt mindre vindfelt gran i Aust-Agder (Figur 26 A). Det er imidlertid ikke fullt ut et sammenfall med forekomst av gran, siden flere fylker med mye gran per areal (for eksempel Østfold, Vestfold og Akershus) ikke er blant de med hyppigst vindfelling i perioden. I hvilken grad granskogene er eksponert for kraftige stormer er åpenbart også en viktig faktor, og dette er trolig årsaken til at Nord-Trøndelag viser et bemerkelsesverdig høyt nivå av vindfelling. Nord-Trøndelag har relativt mye granskog og har også et utpreget kystklima hvor mye av granskogen er eksponert for kraftige stormer.

De ekstra store vindfellingene kommer sjeldnere og vil fremtre som «outliers» i statistikken over stormfelling. Figur 26 B er skalert slik at de ekstra store vindfellingene trer fram, mens i Figur 26 A er de aller største vindfellingene utelatt slik at variasjonen for de små til middelsstore stormfellingene skal bli tydeligere (se forklaring i figurtekst til Figur 26). Statistikken for vindfellingene i perioden 1961–2017 tyder på at disse ekstra store vindfellingene har rammet de fleste av fylkene med mye granskog i Norge og ikke bare kystkommunene (Figur 26 B).

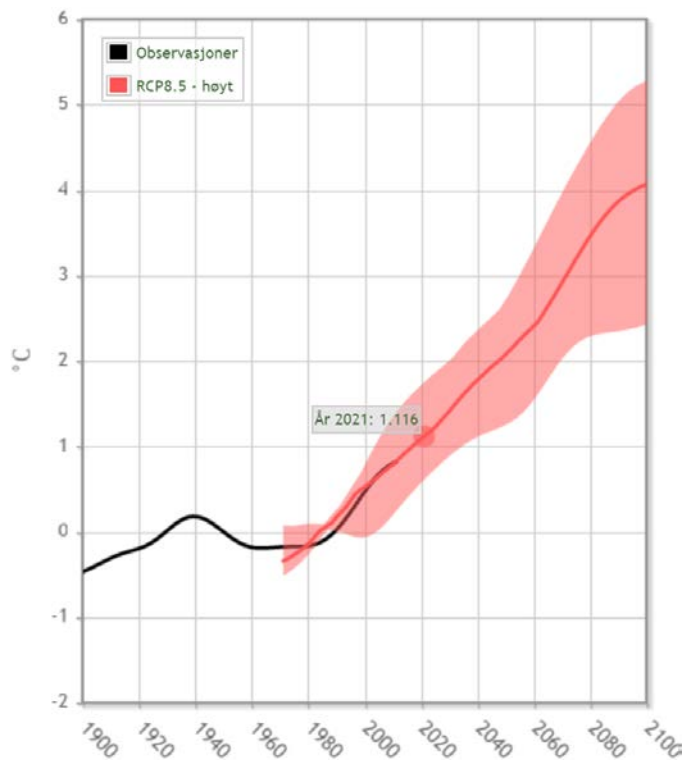
4.4 Diskusjon

Tre faktorer er grunnleggende for å øke barkbillepopulasjonene og risikoen for barkbilleutbrudd: (1) Stor mengde av vindfelt gran, (2) stor overvintrende populasjon av granbarkbiller i området, og (3) varme og tørre forhold som gjør det gunstig for flukt og formering av granbarkbillene. Om de andre faktorene er til stede, kan store vindfelling av gran være starten på barkbilleutbrudd som kan gi større skogskader enn vindfellingene i seg selv (Økland m.fl. 2016). Disse faktorene er imidlertid svært dynamiske og endrer seg med tid innenfor de ulike områdene.

Resultatene fra overvåkingen i 2017 viser at det er Trøndelag som har den største økningen i barkbillefangstene. Mens barkbillefangstene i Trøndelag var nær samme nivå som i Sør- og Østlandet i 2016 (Økland & Wollebæk 2016), var nivået i 2017 tydelig høyere i Trøndelag. De nordlige områdene av granbarkbillens utbredelse i Norge, dvs. Trøndelag og Nordland sør for Saltfjellet, har store skogressurser og en høy andel av eldre skog (Eriksen m.fl. 2006, Larsson & Hysten 2007) som trolig aldri har vært utsatt for omfattende barkbilleutbrudd tidligere. Det er derfor særlig interessant å overvåke og forstå trenden med økende barkbillemengder i disse områdene.

Det er en tendens at Nord-Trøndelag har en hyppigere forekomst av vindfelling enn øvrige fylker. Stor hyppighet av vindfelling i dette fylket har imidlertid gjort seg gjeldende i hele perioden for barkbilleovervåkingen og kan således ikke alene forklare hvorfor Trøndelag viser en kraftig økning i granbarkbillepopulasjonene i siste del av overvåkingsperioden, dvs. på 2000-tallet. En mulig forklaring er at en rekke varme somre og høyere temperatur i de siste tiårene har gitt bedre betingelser for granbarkbiller også i Trøndelag (Figur 27), mens sommertemperaturene i denne landsdelen før dette har vært for lave for masseformering til tross for stor tilgang på vindfelt gran.

Klimaframskrivninger tyder på at vi må forvente stadig økende sommertemperaturer i denne landsdelen (Figur 27). I følge modellberegninger kan temperaturøkningen som forventes om 60–90 år føre til at granbarkbiller får to generasjoner per sommer i stedet for én så langt nord som Trøndelag (Lange m.fl. 2006).



Figur 27. Utvikling og klimaframskriving for sommertemperatur i Trøndelag. Figuren viser utvikling av temperatur i perioden 1900–2100. Verdiene viser avvik (°C) fra perioden 1971–2000. Svart kurve viser observasjoner fra perioden 1900–2014, mens farget kurve viser medianverdi fra en rekke RCM-simuleringer (RCM=regional climate model). Kurvene er utjevnet for å illustrere variasjoner på en 30-års skala. Lyserødt område indikerer spredning mellom lav og høy klimaframskriving (10 og 90 persentiler). Kilde: <https://klimaservicesenter.no/faces/desktop/scenarios.xhtml>.

5 *Ips amitinus* – en slektning av granbarkbillen på dørterskelen til Norge

Bjørn Økland (NIBIO)

5.1 Innledning

Granbarkbillen (*Ips typographus* L.) regnes som det mest alvorlige skadeinsektet i barskog både i Norge og Europa for øvrig. I løpet av siste utbrudd i Norge på 70-tallet forårsaket denne arten et skogtap tilsvarende 2,3 milliarder kroner i dagens tømmerpriser, og i løpet av 50 år (1950-2000) ble 150 millioner m³ av gran drept i omfattende utbrudd i Europa (Schelhaas m. fl. 2003). En nær slektning av granbarkbillen er nå aktuell dørstokkart for norske skoger, *Ips amitinus* (Eichhoff, 1872). Denne arten (Figur 28), som ikke har noe norsk navn, er ganske lik granbarkbillen, bortsett fra at den er litt mindre og skilles fra granbarkbillen på noen små detaljer (Pfeffer 1989). *I. amitinus* og granbarkbillen har også 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 granbarkbillen går primært bare på gran og bare unntaksvis på furu.



Figur 28. *Ips amitinus* (Eichhoff, 1872). Foto: Karsten Sund, Naturhistorisk museum, UiO.

I. amitinus regnes som 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 tre og tredeler som allerede er døde, men den forekommer i en gruppe av barkbillearter (deriblant granbarkbillen) 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).

I. 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.

I denne rapporten gis en oversikt over hvilke funn som er gjort av *I. amitinus* nær grensen til Norge i de siste årene. Det presenteres også en vurdering av om denne arten kan komme til å forsterke utbrudd av granbarkbillen som allerede finnes i Norge, eller om ankomsten av en ny art bare vil føre til konkurranse mellom artene. Denne vurderingen er basert på populasjonsdynamikk og modellsimuleringer av interaksjon mellom *I. amitinus* og granbarkbillen.

5.2 Metoder

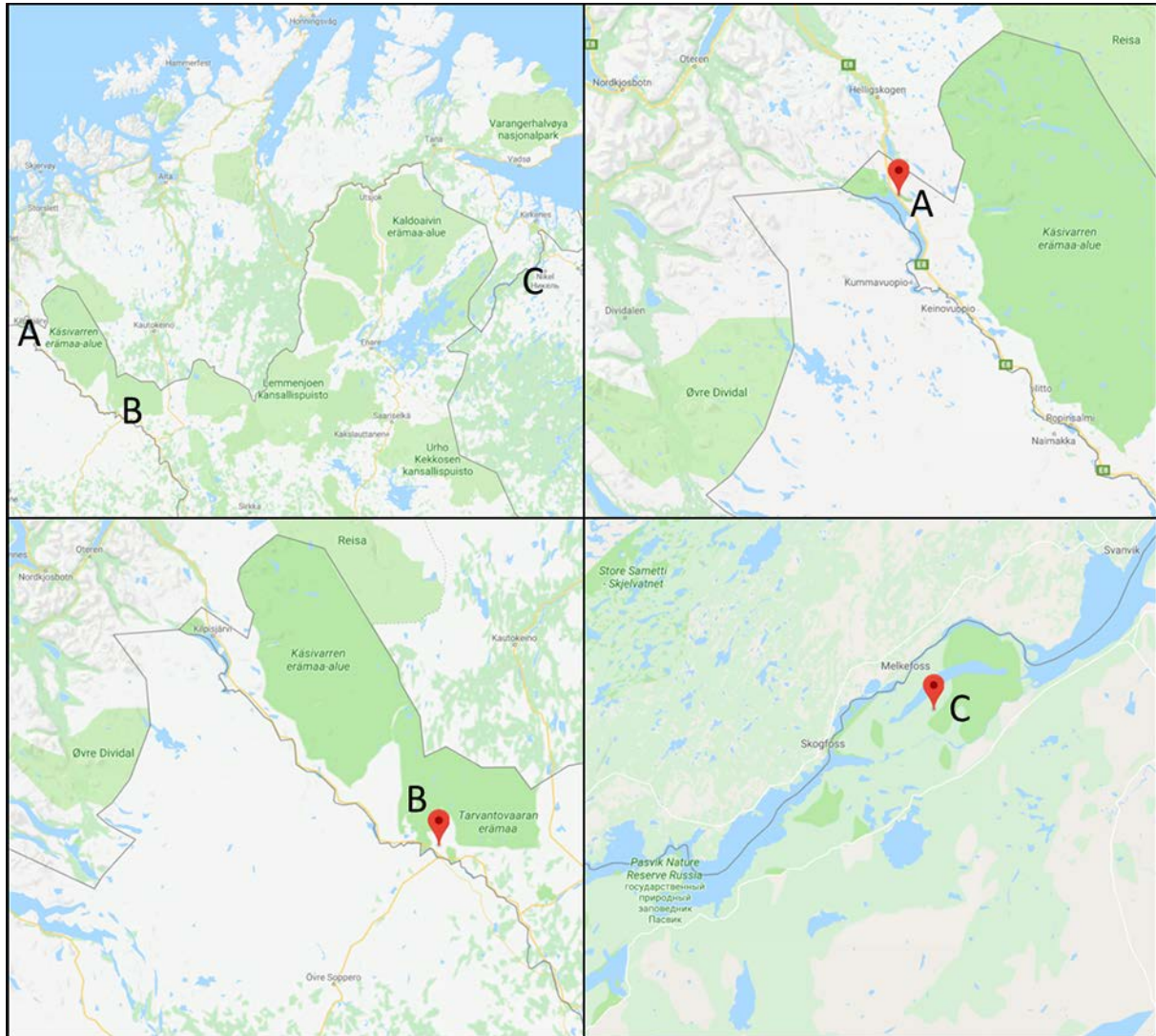
Oversikten over hvilke funn som er gjort av *Ips amitinus* nær grensen til Norge er basert på et utvalg av funn gjort av finske og russiske entomologer. De finske funnene er valgt fra en felles database organisert av det Naturhistoriska Centralmuseet i Helsinki og omfatter billefunn utført av både amatør-samlere og profesjonelle entomologer (Karjalainen m. fl. 2010). Russiske funn er gjort av profesjonelle entomologer og er publisert (Shcherbakov m. fl. 2013).

Modellsimuleringer av interaksjon mellom *I. amitinus* og granbarkbillen er basert på en Gompertz-modell som er formulert for granbarkbillen under skandinaviske forhold og som viser bra samsvar med de barkbilleutbruddene som har vært i denne regionen (Økland & Bjørnstad 2006). Modellen ble utvidet til å omfatte mer enn en art som bruker de samme ressursene som granbarkbillen. Denne interaksjonsmodellen med to arter er en variant av en Lotka-Volterra modell for konkurranse (Lotka 1925, Volterra 1926), men den har også den egenskap at artene i noen situasjoner kan få felles gevinst (økt reproduksjon) ved å være sammen i samme «matfat» ved at de da dreper flere trær i fellesskap. Grad av interaksjon mellom artene er uttrykt med konkurransekoeffisienter $\alpha_{i,j}$, hvor $\alpha_{1,2}$ er granbarkbillens interaksjonseffekt på *I. amitinus* og $\alpha_{2,1}$ er interaksjonseffekten av *I. amitinus* på granbarkbillen. Den relative aggressivitet av artene ble uttrykt med en koeffisient d_i som veier bidraget fra hver art i å overgå terskelen i billettetthet som skal til for å drepe levende trær. Aggressiviteten regnes som størst for granbarkbillen som har $d=1$, mens flere nivåer av d ($d=1/8$ og $d=1/2$) ble prøvet ut for *I. amitinus*, siden det er usikkerhet om hvor aggressiv denne arten vil bli i de invaderte områdene i Nord-Europa i fremtiden. Formler og utfyllende beskrivelser av interaksjonsmodellen og simuleringene er gjengitt i Økland m. fl. (2009). Modellen ble benyttet i simuleringer for å se hvor stor prosentandel av årene hvor nærvær av begge artene fører til en gevinst (økt reproduksjon) i stedet for bare tap av reproduksjon på grunn av konkurranse.

5.3 Resultater

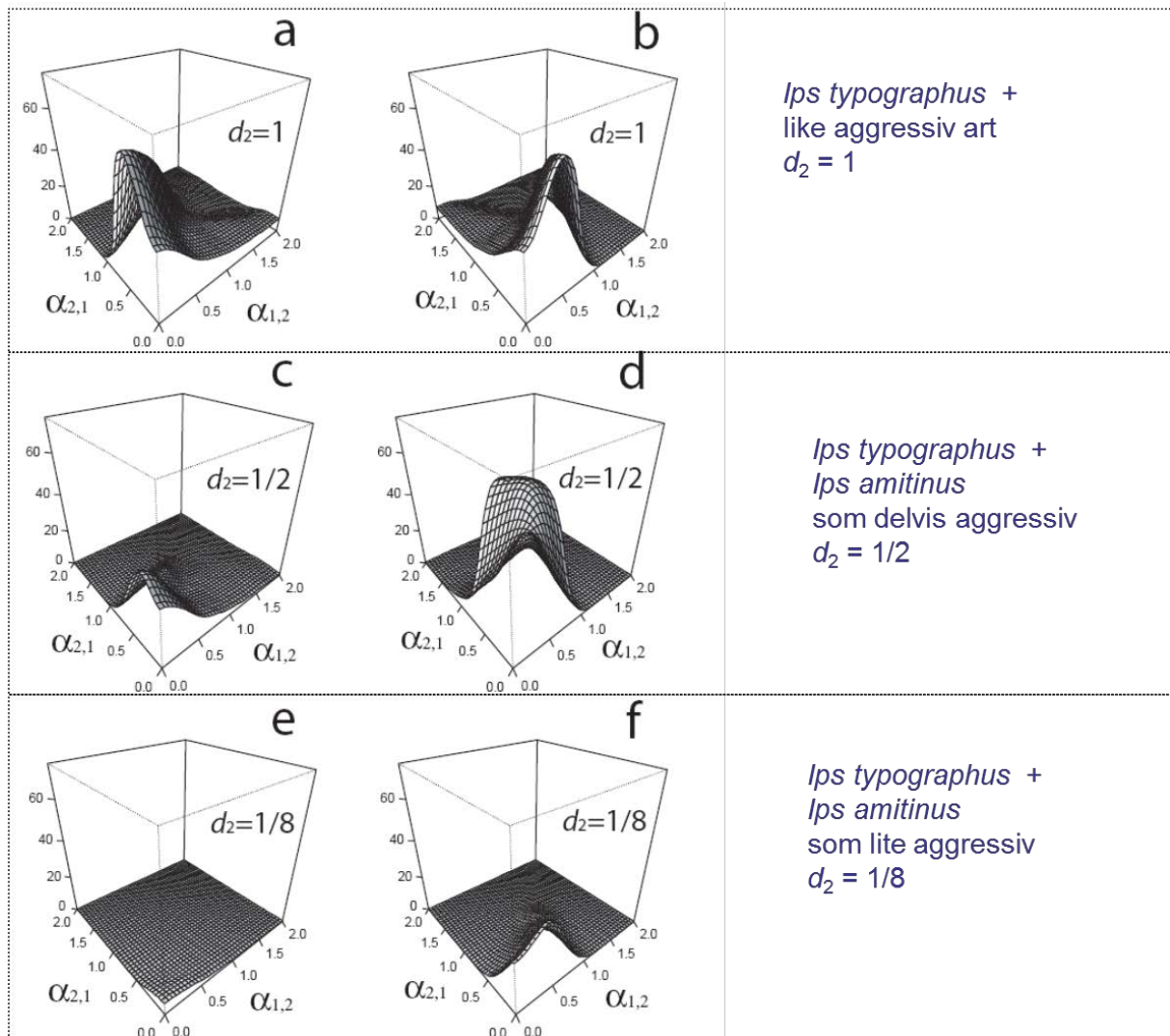
På finsk side er *Ips amitinus* funnet 2 steder i Enontekis kommune i 2005 av den finske ekspertgruppen for biller (Karjalainen m. fl. 2010). Funnstedene er markert med A og B i Figur 29. Enontekis kommune ligger i landskapet Lappland og har Finlands vestligste punkt på fastlandet. Det vestligste funnet i tettstedet Kilpisjärvi i Enontekis ligger mindre enn 5 kilometer i luftlinje fra grensen mot Norge. Enontekis grenser til Storfjord, Kåfjord, Nordreisa og Kautokeino i Norge. Både i Enontekis og i de tilstøtende kommunene er det furu som kan tjene som vertstrær for *I. amitinus* (SFV 2018).

På russisk side er *I. amitinus* funnet nær Melkefoss i Pasvikelva som utgjør grensen mellom Norge og Russland. Dette funnet ble gjort av russiske entomologer i 2011 (Shcherbakov m. fl. 2013), og er markert med C i Figur 29. Avstanden fra dette funnstedet til grensen mot Norge er mindre enn 2 kilometer i luftlinje. Også i dette området er det furu som dominerer og som er mest sannsynlig vertstrær for *I. amitinus*, men det finnes også lokalt små forekomster av gran i Pasvik.



Figur 29. Funn av *Ips amitinus* nær grensen til Norge i de siste årene. A og B markerer funn fra 2005 på finsk side i Enontekis kommune. C er funn fra 2011 nær Melkefoss på russisk side i Pasvik naturreservat.

I. amitinus vil i fremtiden kunne opptre sammen med granbarkbilen (*I. typographus*) på gran i Norge, mens granbarkbilen går bare unntaksvis forekommer på furu. Det antas at disse to billeartene vil kunne få en betydelig overlapp i habitatbruk der de opptre sammen på gran, men det er vanskelig å fastslå hvor stor overlappen vil være. *I. amitinus* foretrekker noe mindre barktykkelse og dimensjon av trær og tredeler enn granbarkbilen, og studier i Sentral-Europa tyder på at fluktperioden kan starte litt tidligere for *I. amitinus* enn for granbarkbilen. I simuleringene er det derfor testet for alle muligheter fra ingen overlapp i habitatbruk til stor overlapp. Alle simuleringer ble således utført innenfor store spekter av konkurranse-koeffisienter (α varierende fra 0 til 2). I Figur 30 varierer *I. amitinus* sin konkurranse-interaksjon med granbarkbilen langs x-aksen ($\alpha_{2,1}$), mens granbarkbillens konkurranse-interaksjon med *I. amitinus* varierer langs y-aksen ($\alpha_{1,2}$). Til tross for stor konkurranse på grunn av overlapp i habitatbruk, så vil fellesgevinsten når begge artene er sammen om å angripe trærne være større enn det hver art taper i reproduksjon på grunn av konkurransen. Om det blir en slik positiv gevinst varierer imidlertid fra år til år og kommer an på flere faktorer. I Figur 30 viser z-aksen (den lodrette aksene) hvor mange prosent av årene det er en positiv gevinst av at artene opptre sammen. De venstre figurene (Figur 30 a, c, e) viser prosentandelen positiv effekt for granbarkbilen, mens figurene til høyre (Figur 30 d og f) viser prosentandelen positiv effekt for *I. amitinus*.



Figur 30. Estimert prosentandel av år hvor det vil være positiv gevinst av at *Ips amitinus* og granbarkbiller (*I. typographus*) opptrer i samme habitat på gran (vertikal z-akse). Estimertene er resultater av modellsimuleringer av populasjonsdynamikk for interaksjonen mellom granbarkbiller og *I. amitinus* (eller annen invaderende barkbilleart). De venstre figurene (a, c, e) viser estimerte prosenter for granbarkbiller og de høyre figurene (b, d, f) for invaderende art. x-aksen viser konkurranse-interaksjon av invaderende art med granbarkbiller ($\alpha_{2,1}$), mens y-aksen viser granbarkbillens konkurranse-interaksjon med invaderende art ($\alpha_{1,2}$). Figurene viser resultater for ulike nivåer av aggressivitet for invaderende art: Invaderende art er like aggressiv som granbarkbiller ($d_2 = 1$), halvparten så aggressiv som granbarkbiller ($d_2 = 1/2$) og en åttendedel av aggressiviteten til granbarkbiller ($d_2 = 1/8$).

Resultatet av simuleringene avhenger også av hvor aggressiv *I. amitinus* vil bli. Koeffisienten d_2 viser aggressiviteten (evnen til å drepe trær) til den invaderende arten i sammenligning med granbarkbiller. Figur 30 viser resultat av simuleringer hvis arten som opptrer sammen med granbarkbiller opptrer like aggressiv som granbarkbiller (øverste, $d_2 = 1$), halvparten så aggressiv som granbarkbiller (midterste figurer, $d_2 = 1/2$), og hvis aggressiviteten til *I. amitinus* blir en åttendedel av den til granbarkbiller (nederste, $d_2 = 1/8$).

I tråd med det som er observert i Sentral-Europa er det ikke sannsynlig at *I. amitinus* vil bli like aggressiv som granbarkbiller ($d_2 = 1$), slik simuleringene forutsetter i de øverste figurene (Figur 30 a og b). Det synes mer realistisk at aggressiviteten til *I. amitinus* (d_2) kan bli i området mellom en åttendedel og halvparten av aggressiviteten til granbarkbiller, slik det er forutsatt i Figur 30 c-d. Selv ved dette nivået av aggressivitet vil det være en betydelig prosent av årene hvor det er en positiv

gevinst av at artene opptrer sammen, og prosentandelen er størst for den invaderende arten *I. amitinus* (Figur 30 d og f) og relativt mindre for granbarkbillen (Figur 30 c og e), til tross for at granbarkbillen er den dominerende arten i denne interaksjonen mellom disse artene. Om *I. amitinus* blir halvparten så aggressiv som granbarkbillen ($d_2 = 1/2$), kan prosenten av år med positiv gevinst av at artene opptrer sammen bli nær 75 % for *I. amitinus* (Figur 30 d) og mer enn 25 % for granbarkbillen (Figur 30 c). Det vil være en positiv gevinst også om *I. amitinus* er relativt mindre aggressiv ($d_2 = 1/8$), men prosentandelen av år med gevinst er lavere; rundt 25 % for *I. amitinus* (Figur 30 f) og under 10 % for granbarkbillen (Figur 30 e).

5.4 Diskusjon

Vi forventer at *Ips amitinus* vil fortsette å ekspandere sitt utbredelsesområde inn i Norge. Dette er rimelig å anta siden denne arten har hatt en kontinuerlig ekspansjon nordover gjennom Finland (Koponen 1975, 1980, Mandelshtam 1999) og inn i Sverige (Lindelöw 2013) i de siste tiårene, og den er observert nær grensen til Norge (Karjalainen m. fl. 2010, Shcherbakov m. fl. 2013). Siden observasjonene av *I. amitinus* er gjort svært nær grensen til Norge i Finnmark og Troms (Figur 29), så er det sannsynlig at den allerede finnes i Norge uten å ha bli påvist. Disse funnene er gjort kun få kilometer fra grensen, hvor det finnes egnede vertstrær på norsk side.

Det synes å være flere trekk ved biologien til *I. amitinus* som gjør at den vil kunne trives bra i norske skogsmiljøer. For det første har Norge, i likhet med Finland, god dekning av de viktigste vertstreslagene. *I. amitinus* kan bruke både furu og gran, som også er de treslagene som det finnes mest av i Norge (Granhus m. fl. 2012). Flere studier fra Polen og nabolandene beskriver gran som hovedverten for *I. amitinus* (Witrylak 2008), men også furu er hyppig brukt som vertstre. For eksempel er flere av funnene i Finland, Russland og Sverige gjort på furu (Martin Schroeder og Michail Ju. Mandelshtam, pers. komm.).

I. amitinus synes også å trives best i et kjølig klima. Tidligere studier viser at den i Sentral-Europa har et optimum i fjellområdene, slik som for eksempel i Karpatene og Šumava-fjellene, mens den er mindre vanlig i de lavereliggende skogene i disse regionene (Pfeffer 1932, Stolina, 1969, Zumr 1984). I Sør-Bøhmen (Tsjekkia) viste en studie at spiseemerker av *I. amitinus* økte med høyden fra lavlandet mot de høytliggende skogområdene (Zumr 1984). Studier fra Finland tyder på at de fleste billene av *I. amitinus* overvintrer i bakken og ikke under barken (Annala & Nuorteva 1976), og de er således beskyttet mot de laveste vintertemperaturene under et snødekke. I Tatra-fjellene er det påvist populasjoner av *I. amitinus* som overlever vintertemperaturer ned til minst -35 °C (Jozef Vakula, pers. komm.).

I. amitinus kan også bruke trevirke med litt mindre dimensjoner og tynnere bark enn hva granbarkbillen gjør, og den er hyppig funnet i hogstavfall (Kacprzyk & Bednarczyk 2015). De mange hogstflatene i Finland og Skandinavia bidrar sikkert til å lette spredningen av denne arten og gjør at den ikke må drepe trær for å kunne bli etablert.

Våre simuleringer tyder på at *I. amitinus* favoriseres av å være sammen med granbarkbillen og at den kan bidra i utbrudd sammen med sin nære slektning. *I. amitinus* er mindre aggressiv enn granbarkbillen, og simuleringene viser at den har stor gevinst og økt reproduksjon ved å være sammen med granbarkbillen. Særlig vil utbruddene av granbarkbillen stimulere en økning av *I. amitinus* der begge artene opptrer sammen. Dette vises i våre simuleringer og er også det som observeres i fjellområdene i Sør-Europa. Finland er ikke kjent for å ha hatt store utbrudd av granbarkbillen før i de siste årene, og det har vært en økning av fellefangster og skogskader i Finland på grunn av granbarkbillen etter 2010 (Økland m. fl. 2015). Det innebærer at det er først nå *I. amitinus* blir eksponert for utbrudd av granbarkbillen i Finland, og den vil også kunne bli eksponert for flere barkbilleutbrudd i fremtiden når den ekspanderer inn i granbarkbillens utbredelsesområde i

Skandinavia. Det kan således tenkes at *I. amitinus* i fremtiden kan få en rolle sammen med granbarkbillen i utbrudd både i Finland og Skandinavia, men det kan fortsatt ta noen år før dette skjer. Hvert utbrudd av granbarkbillen 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 granbarkbilleutbrudd i Skandinavia.

Granbarkbillen er under overvåking både i Norge og Sverige, og et nytt prosjekt i regi av SLU overvåker ekspansjonen av *I. amitinus* sørover i Sverige. I Norge er det i første omgang aktuelt å gjøre nærmere undersøkelser for å se om *I. amitinus* finnes i Norge, og senere kan det være aktuelt å inkludere *I. amitinus* også i en norsk overvåking.

6 *Phytophthora*-skade på trær og undervegetasjon

Venche Talgø, May Bente Brurberg og Gunn Mari Strømeng (NIBIO)

6.1 Innledning

Phytophthora er en slekt innen gruppa pseudosopp som inneholder mange arter som kan opptre som planteskadegjørere, og de har ofte et vidt vertsplantespekter. Navnet på denne organismeslekta betyr planteødelegger (phyto = plante, phtora = ødelegger). Pseudosopp har, som ekte sopp, hyfevekst og formerer seg ved hjelp av sporer, men skiller seg fra soppene blant annet ved at de har cellulose i celleveggene i stedet for kitin. *Phytophthora*-artene hører til et eget rike (Stramenopila) på linje med sopp-, plante- og dyreriket. De fleste er jordboende og danner svermesporer (zoosporer) som kan forflytte seg i vann, enten på egenhånd (noen millimeter) eller passivt over lengre avstander med drenerings- og overflatevann eller langs vassdrag. De danner også hvilesporer (oosporer og klamydosporer) som kan ligge i jorda i årevis og overleve ugunstige perioder som tørke og frost i påvente av rett vertsplante. Derfor er det nærmest umulig å bli kvitt smitten når *Phytophthora* først har kommet inn i et område. Fra infiserte områder kan hvilesporene spre seg med infisert jord på redskaper, kjøretøy, sykkelhjul, fottøy, dyr mm.

Noen *Phytophthora*-arter kan spre seg i luft ved hjelp av zoosporer eller strukturene disse dannes inni (sporangiene), deriblant *P. ramorum* (se kapittel 7).

Alle *Phytophthora*-arter er avhengige av fuktige forhold for å infisere planter, noe som forklarer hvorfor angrepene som regel er mest omfattende i våte, dårlig drenerte områder eller på trær langs vassdrag og i våtmarksområder.

På verdensbasis er det beskrevet rundt 150 *Phytophthora*-arter og nye oppdages stadig. I tillegg har det vist seg at det kan oppstå nye arter ved krysninger mellom arter (hybridisering). Dette siste er hovedsakelig muliggjort gjennom den omfattende plantehandelen som foregår verden over (Jung m. fl. 2015), noe som introduserer *Phytophthora*-arter til stadig nye områder og ofte bringer ulike arter sammen. Det er fysisk umulig å kontrollere at alle importerte planter, inkludert jordklumpen som følger med, er fri for smitte. Noen ganger har plantene mistenkelige symptom ved import og salg, men disse skadegjørerne kan også ligge latent i tilsynelatende friskt plantevev, eller i røtter og jord. Det er en kjent sak at bruk av plantevernmidler ofte kamuflerer smitten. Når virkningen av de kjemiske midlene etter hvert går ut, kan plantene bli syke, gitt tilfredsstillende fuktige vekstforhold for *Phytophthora*-arter.

Med unntak av gråor (*Alnus incana*) langs en rekke vassdrag både i Sør- og Nord-Norge, er de funnene som er gjort av *Phytophthora*-skade på trær i Norge knyttet til parker, juletreffelt eller bynære skoger.

6.2 Metoder

Som beskrevet under, fins det flere metoder for å påvise *Phytophthora* fra plante-, vann- og jordprøver.

6.2.1 Observasjon av symptomer

Angrep av *Phytophthora* fører til glisne, gule trekroner, fordi bladverk, kvister og greiner ikke får nok vann og næring. Ofte vil man se døde greiner i krona. Før dette inntreffer vil tilveksten ofte reduseres, noe som blir synlig gjennom korte internodier på nye skudd.

Jordboende *Phytophthora*-arter angriper røttene på trærne og sprer seg oppover til stammebasis og stamme. Dette fører til at ledningsvevet kollapser og dermed blir transporten av vann og næring hindret. Trykket øker der blokkeringene skjer og presser væske utover. Det blir da dannet såkalte blødende sår ("external bleeding" på engelsk). Sårene fremstår etter hvert som tjærefargede flekker i barken. Under disse flekkene blir vevet rødbrunt, med et skarpt (ikke utflytende) skille mot det friske vevet. Dette siste gjelder både for løv- og bartrær, men bartrær får ofte kvæutflod, ikke mørke flekker. Dersom infeksjonen går rundt hele stammen, dør trærne raskt. Etter en tid forsvinner de mørke flekkene utenpå barken mer eller mindre (vaskes bort av regn) og barken sprekker ofte opp i det infiserte området. Dette gir i mange tilfeller en inngangsport for sekundære skadegjørere.

Ved angrep av luftbårne *Phytophthora*-arter går angrepet motsett vei, dvs. at bladverk/blomster og nye skudd rammes først, og så spers sykdommen seg nedover i plantene.

Figur 31–Figur 34 viser typiske symptomer på henholdsvis gråor, bøk (*Fagus sylvatica*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og vier (*Salix* sp.).

6.2.2 Påvisning av *Phytophthora* ved isolering fra plantemateriale

Det kan ofte være vanskelig å isolere *Phytophthora* dersom ikke sårene er relativt nye med en pågående infeksjonsprosess. Et godt tegn på ferske sår er at det infiserte vevet er rødlig og marmorert, ikke mørkebrunt. Ved isolering på kunstig vekstmedium (agar) bruker vi petriskåler som inneholder PARPH, et selektivt vekstmedium for *Phytophthora*-arter (forhindrer i stor grad vekst av andre sopper og bakterier). Små biter (ca. 5 mm²) skjæres ut fra overgangen mellom friskt og misfarget, rødbrunt vev og legges på agaren. Om nødvendig blir prøvematerialet skylt forsiktig i vann først for å fjerne smuss/jord og tørket på filterpapir. De fleste *Phytophthora*-artene vil vokse frem på få dager. Kulturer av *Phytophthora* er vanskelige å identifisere til art basert på morfologiske karaktertrekk. Derfor gjøres det ofte bare en gruppering av tilsynelatende like isolater hvor et utvalg identifiseres ved hjelp av DNA analyse, som regel ITS sekvensering av ribosomalt DNA (rDNA).

6.2.3 Påvisning av *Phytophthora* ved hjelp av serologiske tester

Det er utviklet serologiske tester (LFD – "lateral flow device") som er kommersielt tilgjengelige og kan med enkelhet brukes i felt for raskt å fastslå om observerte skader kan skyldes *Phytophthora*, men slike tester kan ikke differensiere mellom *Phytophthora*-arter og det kan forekomme kryssreaksjoner med arter i nærstående slekter. Det er likevel et hjelpemiddel som ved utslag forteller at det trolig pågår en aktiv infeksjonsprosess i vevet, noe som øker sjansen for å få tilslag ved isolering på agar. I felt skjæres små (1–5 mm tykke) biter ut fra infisert vev og ristes godt i et minutt i en liten flaske med buffer. Væsken overføres til en fordypning (brønn) på en testplate og trekkes seg etter hvert fra brønnen ut i et felt der det fremkommer to blå streker dersom det er utslag for *Phytophthora* (en strek ved C = kontroll/viser at testen virker, og en strek ved T = test) (se Figur 34).



Figur 31. Gråor (*Alnus incana*) med typiske *Phytophthora*-symptomer; døde trær, mørk utflod på stammen og dødt vev under barken. Alta august 2017. Foto: Venche Talgø.



Figur 32. Bøk (*Fagus sylvatica*) med typiske *Phytophthora*-symptomer; mørke flekker på stammen og døde partier under barken. Haugesund 2013. Foto: Venche Talgø.



Figur 33. Et lite område med blåbær (*Vaccinium myrtillus*) der døde planter var omgitt av klorotiske planter etter angrep av *Phytophthora pseudosyringae*. På infiserte stengler var det mørke partier (innfelt foto). Larvik 2012. Foto: Venche Talgø.



Figur 34. Fra denne vierbusken (*Salix* sp.) med døde skudd, blødende sår og oppsprukken bark ble det i felt påvist, ved hjelp av hurtigtesten avbildet nede til høyre, at skaden sannsynligvis var forårsaket av *Phytophthora* (vist med to blå streker i stedet for en). Senere ble *P. lacustris* isolert fra en prøve tatt ut fra det nekrotiske vevet. Hamar 2014. Foto: Venche Talgø.

6.2.4 Påvisning av *Phytophthora* i vann

For å fange opp og isolere *Phytophthora*-arter fra vann er det vanlig verden over å bruke forskjellige blader, frukter eller annet som agn (en metode som på engelsk kalles "baiting"). Bladene, eller annet materiale man vil bruke, legges i nettingposer som så flyter i overflaten i vannet man vil teste i inntil en uke; 2-3 dager er nok dersom temperaturen i vannet er relativt høy. Dersom det er *Phytophthora*-arter til stede i de grøftene, bekkene, innsjøene eller elvene man tester, dannes det mørke eller vasstrukne flekker på bladene etter få dager, og skadeorganismene kan da isoleres fra flekkene på samme måte som beskrevet under 6.2.2.

Vi har som regel brukt rododendronblader (*Rhododendron* 'Cunningham's white'), men i senere tid også blader fra bøk, eik o.a. Vi har også prøvd ut filtrering av vann i felt. Vi har da pumpet 10 l vann fra hvert prøvested gjennom et filter med så små porer at zoosporer fra *Phytophthora* har blitt fanget opp i filteret. Filteret har så blitt lagt på selektiv agar.

6.2.5 Påvisning av *Phytophthora* i jord

Vi rører ut jordprøver (ca. 1 liter) i plastbokser tilført destillert vann (ca. 1:1 volum med jord og vann) og lar dette stå over natta for at jordpartiklene skal legge seg i bunnen. Deretter legger vi rododendron- eller andre blader på vannoverflaten og lar boksene stå med lokk i tre til fem dager ved romtemperatur for å se om bladene blir infiserte. Dersom bladene utviklet symptomer, isolerer vi fra flekkene som beskrevet over. Noen ganger filtrerer vi en prøve på 5 ml per boks og legger filteret på PARPH.

6.3 Resultater

I Norge har vi det siste tiåret oppdaget til dels omfattende skader på busker og trær som skyldes ulike *Phytophthora*-arter (Tabell 9). Blant disse er flere funn i parker, anlegg, produksjonsfelt og bynære skoger, men spesielt gråor er også rammet i naturområder i store deler av landet.

Tabell 9. *Phytophthora*-arter isolert fra trær i Norge.

<i>Phytophthora</i>	Alm	Bøk	Edelgran	Hegg	Lind	Lønn	Or	Vier
<i>alni</i>							x	
<i>cactorum</i>		x						
<i>cambivora</i>	x	x	x				x	
<i>gonapodyidis</i>		x					x	
<i>gregata</i>				x				x
<i>inundata</i>			x					
<i>lacustris</i>								
<i>megasperma</i>			x		x			
<i>plurivora</i>		x				x		
<i>uniformis</i>							x	

6.3.1 *Phytophthora* på or

Vi har påvist *P. uniformis* på gråor ved Årungen og på svartor (*A. glutinosa*) og gråor ved Skogsdammen i Ås kommune i Akershus (Strømeng m. fl. 2012) og *P. cambivora* på gråor i Åkersvika Naturreservat i Hamar (Strømeng m. fl. 2015). Ved begge lokalitetene var skaden på gråor omfattende, spesielt i Åkersvika. I tillegg har vi funnet *P. alni* sør i Glommavassdraget. Vi har også isolater av *Phytophthora* fra gråor som ennå ikke er identifiserte, men fra mange av stedene de er samlet inn har

vi fastslått *Phytophthora*-infeksjon ved hjelp av LFD, blant annet i Nord-Norge. Langs Glommavassdraget har vi kartlagt skade på gråor fra sør til helt nord for Tynset, og det er død or langs mange andre vassdrag på Østlandet. Også Sør- og Vestlandet er rammet.

Skade av *Phytophthora* på or ble første gang oppdaget i England tidlig på 1990-tallet og senere beskrevet som *P. alni* (Gibbs 1995). Den har siden spredt seg til mange land i Europa og det som lenge har vært omtalt som *P. alni* komplekset, er nå splittet opp i tre arter; *P. alni*, *P. uniformis* og *P. multiformis*.

6.3.2 *Phytophthora* på bøk

Vi har funnet *Phytophthora*-skade på bøk i tettsteder langs hele kysten fra Ålesund til Oslo, blant annet i Bergen, Stavanger og Kristiansand. Den mest omfattende og systematiske kartleggingen på bøk ble gjort i Larvik etter funn av *Phytophthora* der i 2012 (Telfer *et al.* 2015) og skal gjentas høsten 2018 for å se på utviklingen. I bøkeskogen knyttet til Larvik by ble det registrert *Phytophthora*-symptomer på 49 trær. De fleste av de syke trærne ble funnet i området nord for Bøkekroa og rundt gransumpskogen, begge dårlig drenerte områder. De to stedene hadde henholdsvis 4,9 % og 1,8 % trær med angrep. De resterende syke trærne var fordelt rundt i skogen, men det var flere angrepne trær langs stier enn i områder uten stier, noe som tyder på at infisert jord blir forflyttet ved ferdsel. I Larvik ble *P. cambivora* isolert fra syke trær og *P. plurivora*, *P. lacustris* og *P. gonapodyides* påvist i vann i og rundt bøkeskogen. *P. cambivora* og *P. plurivora* ble også funnet i et bøkebestand i Vålandsskogen i Stavanger, i tillegg til *P. cactorum* i forbindelse med en kartlegging knyttet til anleggsvirksomhet rundt tunellmunninger fra det undersjøiske veinettet Ryfast (Talgø & Brurberg 2015). Alle tre artene som ble funnet i Vålandsskogen er kjente skadegjørere på bøk i andre land (Jung 2005).

6.3.3 *Phytophthora* på blåbær

I august 2012 ble det oppdaget to små felt med død blåbærlyng ved Larvik. I sentrum av feltene, som var noen få meter i diameter, var de fleste plantene helt døde (Figur 33). Det ble fastslått at de var angrepet av *P. pseudosyringae* (Talgø m. fl. 2013). På flere stengler som fortsatt var grønne, ble det funnet nærmest svarte partier, noe som er typisk ved *Phytophthora*-angrep på blåbær. Tilsvarende symptomer ble observert i Rogaland i 2009 da det ble funnet *P. ramorum* på blåbær nær en infisert rododendron (Herrero m. fl. 2011). I Larvik ble de syke plantene sanerte, men i 2015 var smitten fortsatt til stede. Nye undersøkelser på blåbær vil bli gjort i forbindelse med kartleggingen i bøkeskogen i 2018.

6.3.4 *Phytophthora* på andre trearter

I Åkersvika fant vi, i tillegg til *Phytophthora*-symptomer på gråor, mye skade på *Salix*-arter. De hadde døde grener og på noen få fant vi ferske, blødende sår (Figur 34). Fra en av dem isolerte vi *P. lacustris*, en art som vi ofte finner i vassdrag og som først ble beskrevet nettopp på *Salix* i England. Flere steder på Østlandet har vi senere observert døde grener på vier som kan tyde på *Phytophthora*-angrep. I Åkersvika fant vi i løpet av den samme kartleggingen også ung hegg med tydelige sykdomstegn. Det var ingen blødende flekker på stammen, men vi observert mye døde greiner, og innsunkne partier ved basis som indikerte skade på ledningsvevet. Fra slike parti ble det isolert *P. gregata* (Strømeng m. fl. 2015).

Som det fremgår av Tabell 9, har vi også gjort funn av *Phytophthora* på andre løvtrær og edelgran. Som på or og bøk, har vi funnet *P. cambivora* på nobelgran (*Abies procera*) og spisslønn (*Acer platanoides*) i Rogaland, og på alm (*Ulmus glabra*) ved Akerselva i Oslo. *P. megasperma* ble påvist på lind (*Tilia* sp.) i et grøntanlegg i Akershus og på fjelledelgran (*A. lasiocarpa*) i et juletreffelt i Buskerud. På nordmannsedelgran (*A. nordmanniana*) i et juletreffelt i Rogaland påviste vi *P. inundata* (Talgø m. fl. 2007, 2010, Talgø & Thomsen 2015).

6.4 Diskusjon

Det er alarmerende at vi stadig gjør nye funn av *Phytophthora* på trær, spesielt i og ved skog- og naturområder. I tillegg har vi funnet mange *Phytophthora*-arter i jord og vassdrag, noe vi ikke går nærmere inn på her, annet enn å nevne at *P. gonapodyides* dominerer i vassdrag i hele landet og også har blitt isolert fra syk or og bøk i Norge. Vi skal likevel være klar over at dersom *Phytophthora*-arter påvises i jord og vann, for eksempel i et skogområde, er det stor fare for at de gjør, eller kommer til å gjøre, skade på trærne der, selv om ikke alle *Phytophthora*-arter er like aggressive. Heldigvis er heller ikke alle trearter like mottakelige for *Phytophthora*. Generelt ser vanlig gran (*Picea abies*) ut til å være relativt resistent, noe som kan ha å gjøre med lav pH i de fleste granskoger.

Det bør slås hardt ned på alt hageavfallet som er på avveier. Vi ser stadig tilfeller av dumping i skogkanter og ved bekker og elveleier selv om dette er forbudt. Hageavfall kan inneholde syke planter fra inn- og utland som av ulike grunner har gått ut etter planting. Vi har funnet *Phytophthora* på både importerte planter og i jordklumper som følger med. Dette gjelder blant annet funn av *P. cinnamomi* på importerte tyttebærplanter (*Vaccinium vitis-idaea* 'Red Candy') (Talgø m. fl. 2010), en av de verste planteskadegjørerne som fins på verdensbasis på grunn av stort skadepotensiale og vidt vertsplantespekter. Dette er en varmekjær art som så langt gjør skade i sørligere strøk, men mildere klima har ført til etablering stadig lenger nord.

Har *Phytophthora*-arter først nådd vannveier, fra hageavfall eller avrenning fra infiserte grøntanlegg eller annet, kan de spres raskt og effektivt over store avstander. Ikke minst kan trær som primært vokser i fuktige områder langs elver og vassdrag bli infiserte. Dette har i stor grad skjedd med gråor i hele Europa, en art som spiller en svært viktig rolle i slike økosystemer, både for å binde jord, for symbiotisk fiksering av nitrogen og som habitat for andre arter. Når også *Salix*-arter langs vassdrag kan angripes av *Phytophthora*, er det vanskelig å se hvilke andre trearter som eventuelt kan erstatte døende gråor i erosjonsutsatte områder.

Bortsett fra gråor, er skadene på bøk så langt den mest alvorlige konsekvensen av introduksjonen av *Phytophthora*-arter på trær i Norge, ikke minst fordi den er utsatt for angrep fra hele fire arter (Tabell 9). Som trevirke utgjør bøk lite økonomisk sett, fordi forekomstene er begrenset, men det er en treart som blir satt stor pris på, ikke minst i rekreasjonsområder som bøkeskogen i Larvik. Det er vanskelig å forutsi hvordan det vil gå med bøken i Norge fremover. Vanligvis viser ikke unge trær symptomer. Den minste bøken vi har sett symptomer på hadde en stammeomkrets på 40 cm i brysthøyde. Thomas Jung (pers. komm.) mener at mye tyder på at det bare kommer til å bli igjen unge trær i bøkeskogene i Europa og at eldre, majestetiske trær vil forsvinne.

7 Kartlegging av *Phytophthora ramorum* i Norge

Maria-Luz Herrero (NIBIO)

7.1 Innledning

Phytophthora ramorum er en pseudosopp som kan angripe mer enn 100 vertsplanter i flere botaniske familier. I de fleste tilfeller viser skadene seg som flekker på blader eller greinvisning uten å være dødelig. Høy dødelighet etter angrep på stammer av amerikanske eikearter har medført stor oppmerksomhet på denne organismen.

På midten av 90-tallet ble det observert stor dødelighet blant amerikanske eikearter (f. eks. *Quercus agrifolia* og *Q. kelloggii*) og tanoak (*Notholithocarpus densiflorus*) i kystområder i California og i sørlige deler av Oregon. Avdøingen av trær fikk epidemiske dimensjoner. Årsaken til sykdommen, som ble kalt *Sudden Oak Death* (SOD), var ukjent i flere år. Først i 2000 ble det klart at problemene i de californiske skogene var forårsaket av *Phytophthora* sp. (Rizzo m. fl. 2002). Det dreide seg om arten *P. ramorum* som har vært kjent i Europa siden 1993, men som først ble beskrevet i 2001 (Werres m. fl. 2001). I Europa var arten et problem i planteskoler, særlig i slektene rododendron (*Rhododendron* spp) og krossved (*Viburnum* spp). Etter at årsaken til epidemien i California var klarlagt, har *P. ramorum* vært gradert som karanteneskadegjørere i Europa. I 2009 ble *P. ramorum* påvist på japansk lerk (*Larix kaempferi*) i Cornwall (England). De påfølgende års kartlegging i Storbritannia avdekket at skadegjøreren fantes i Wales, Nord-Irland og Skottland (King m. fl. 2015). Den ble også påvist i Irland. Angrepet på lerk var første gang det ble konstatert alvorlige skader på trær som følge av *P. ramorum* i Europa. I 2017 ble *P. ramorum* påvist på japansk lerk i Nordvest-Frankrike. Denne påvisningen er den første i det kontinentale Europa (Schenck m. fl. 2018). Europeisk lerk (*Larix decidua*) er også funnet infisert i Storbritannia, men ser ut til å være mindre mottakelig. Skader på trær rapporteres hovedsakelig fra fuktige områder vest i UK. Andre treslag og treaktige planter som er funnet infisert er bøk (*Fagus sylvatica*), hestekastanje (*Aesculus hippocastanum*) og blåbær (*Vaccinium myrtillus*). Europeiske eiker (*Quercus robur* og *Q. petraea*) er ikke mottakelige.

Biologi

Arten danner karakteristiske avlange sporangier som løsner lett fra hyfene. Sporangier og klamydosporer (ikke kjønnsformerte hvilesporer) er observert hos mange vertsplanter. *P. ramorum* er en heterothallisk *Phytophthora*, og trenger to kryssningstyper ("kjønn") for å kunne danne oosporer (kjønnsformerte hvilesporer). De to kryssningstypene kalles A1 og A2. Sporangier løsner lett og spres med regnsprut og vind. Sporangier kan spire direkte eller danne svermesporer. De infiserer overjordiske deler av planta hovedsakelig via spalteåpninger og lenticeller. Infeksjoner kan forekomme ved høyt luftfuktighet, men skjer mer effektivt når det i flere timer er en vannfilm på bladene. Dette tyder på at de fleste infeksjoner skjer via svermesporer. Klamydosporer kan overleve ugunstige forhold som tørke eller kulde. Oosporer er ikke observert i naturen.

P. ramorum angriper bare overjordiske deler av planter, i motsetning til andre luftbårne *Phytophthora*-arter. Det har likevel vært påvist *P. ramorum* i uskadde røtter. Det er ikke uvanlig å finne *P. ramorum* i elver, slik at en viss spredning i vann ikke kan utelukkes. Epidemiologiske studier i California og Oregon viser at spredning i disse områdene ofte skjer ved nedbør og i dominerende vindretning. Det ser ut som om vannstrømmer har mindre betydning (Garbelotto & Hayden 2012). Dyr og mennesker kan også spre sykdommen hvis de ferdes i smittede områder og drar med seg smittet jord.

P. ramorum sporulerer på noen vertsplanter (primære vertsplanter), men ikke på andre (terminale vertsplanter). De amerikanske eikene, som dør etter angrep i stammene, er eksempler på ikke-sporulerende vertsplanter. Dette kompliserte i begynnelsen forståelsen av utviklingen av sykdommen

i skogen. Etter hvert ble det avdekket at undervegetasjon i skogen, spesielt Californialaubær (*Umbellularia californica*), fungerte som smittekilde for trærne. *P. ramorum* angriper blader av californialaubær og forårsaker bladflekker, men plantene dør ikke. På disse bladene dannes store mengder sporangier som smitter trestammer. *Tanoak* dør raskt etter smitte på stammen, men denne er i motsetning til mottakelige eikearter en primær vertsplante der soppen kan produsere store mengder sporangier på smittede blader.

I Europa var bøk det første treslaget som ble funnet smittet av *P. ramorum*. Bøk er en terminal vertsplante. Bøkene var funnet i nærheten av infiserte rododendron som fungerte som primære sporulerende vertsplanter. Japanske lerk er derimot en primær vertsplante. Lerkene dør raskt etter angrep på stammer, og angrepne nåler sporulerer kraftig (Harris & Webber 2016).

Populasjonsstudier

Studier av amerikanske og europeiske populasjoner viser at det finnes 4 genetiske linjer av *P. ramorum*, 2 i Europa (EU1, EU2) og 2 i Nord-Amerika (NA1, NA2). Det er lite variasjon innen linjene som formerer seg gjennom kloning (Van Poucke m. fl. 2012). Den dominerende linjen i skog i Nord-Amerika er NA1. Den dominerende linjen i europeiske gartnerier er EU1 som er også funnet i Nord-Amerika, trolig introdusert fra Europa med importerte planter. På lerk i Europa er EU2 funnet i Storbritannia og EU1 i Frankrike. Det er funnet en kryssningstype i hver linje: A2 i begge amerikanske linjer og A1 i de europeiske (med noen få unntak fra EU1 i Belgia). *P. ramorum* har sannsynlig vært introdusert i Europa og Nord America fra andre verdensdeler og hver linje representerer trolig en uavhengig introduksjon. Stor genetisk avstand mellom linjene tyder også på at de kommer fra geografisk adskilte områder. Asia er pekt på som et mulig opprinnelsessted for *P. ramorum*. Nylig ble det funnet *P. ramorum*, men ikke de kjente klonale linjene, i et område i Nord-Vietnam som er kjent for å huse rododendron og planter i bøkefamilien (Forestry commission, 2017). Selv om det ikke er klarlagt hvordan *P. ramorum* ankom til Europa og til USA, er det mistanke om at den kan ha vært introdusert med rododendron eller andre pryddplanter fra Øst-Asia.

7.2 Metoder

7.2.1 Kartlegging

I Norge ble *P. ramorum* første gang påvist på rododendron i en planteskole i Hordaland høsten 2002 (Herrero & Sletten, 2005). Fra 2004 til 2010 foretok Mattilsynet i samarbeid med NIBIO en nasjonal kartlegging av *P. ramorum*. I 2016 ble en ny kartlegging foretatt. Disse kartleggingene inkluderte importsendinger av pryddplanter fra andre europeiske land. Siden første påvisningen har det vært iverksatt tiltak for å hindre videre spredning. Mattilsynet krever sunnhetsattest for importerte mottakelige planter. Importsendinger med påvisning blir avvist. I planteskoler og hagesentre blir infiserte planter destruert sammen med alle mottakelige planter i en radius av 2 m. En etterkontroll blir foretatt på steder med påvisning. I parker blir planter eller infiserte greiner fjernet.

7.2.2 Prøvetaking

Siden *P. ramorum* kan ha ulike symptomer, må prøveuttak tilpasses de forskjellige vertsplanter. Et karakteristisk symptom på rododendron er infeksjoner som begynner i bladstilker og vokser langs sentralnerven. Brune eller svarte flekker på blad er også vanlig. Bladene faller ofte fra greinene.

Visnede kvister og greiner kan forekomme uten at det er flekker på blader. Angrepne greiner får en mørk farge. Krossved blir ofte infisert ved stammebasis og hele planta kan visne. Infiserte blad av blåbær faller lett av, men stengelen har ofte mørke flekker der hvor bladene var festet. Disse flekkene kan vokse og dekke store partier på stengel.

Karakteristiske symptomer på trær som eik eller bøk er blødende kreft på stamme eller greiner. For å ta prøver må en fjerne den ytterste delen av barken på skadete områder. Infiserte deler av stammen under barken får en mørkere farge enn friske deler. En må ta prøver fra mørke infiserte områder og fra overgangen mellom friske og infiserte områder. Infeksjoner av lerk kan forårsake kreft på stammen men kan også angripe nåler som blir brune og faller av.

7.2.3 Analysemetoder

Symptomer forårsaket av *P. ramorum* kan ikke skilles fra symptomer forårsaket av andre *Phytophthora*-arter. *Phytophthora* symptomer kan også forveksles med symptomer forårsaket av andre patogener. Riktig identifikasjon av *P. ramorum* krever laboratorieanalyse. Det finnes raske serologiske tester som kan brukes *in situ* for å påvise *Phytophthora*. Testene har vært brukt ved kartlegging av *P. ramorum*. Positive prøver sendes da videre til laboratorieanalyse. NIBIO har hovedsakelig brukt to analysemetoder: Isolering på semiselektivt media for *Phytophthora* etterfulgt av morfologisk identifikasjon eller real-time PCR. (Herrero m. fl. 2017).

7.2.4 Populasjonsanalyser

Genotyping av norske isolater har vært gjennomført ved *Institute for agriculture and fisheries research* (ILVO) i Belgia. Det ble analysert 79 isolater, hvorav 73 fra rododendron. Prøvene ble tatt mellom 2002 og 2008 i norske planteskoler, hagesentre, utearealer og importsendinger. Isolatene ble analysert med mikrosatellitt-markører som beskrevet i Vercauteren m. fl. (2010).

7.3 Resultater

7.3.1 Kartlegging

Etter at patogenet første gang ble påvist i 2002 har det vært funnet i alle påfølgende år i planteskoler og hagesentre i store deler av landet, hyppigst på rododendron. I 2005 ble *P. ramorum* for første gang funnet på etablerte planter av rododendron og krossved i private hager og parker. Siden er patogenet funnet gjentatte ganger i grøntanlegg, mest på Vestlandet. I 2008 ble det funnet på en amerikansk eik i en park i Bergen, og i 2009 på blåbær i Rogaland arboret. I begge tilfellene var det infiserte rododendron i umiddelbar nærhet. Funnet på blåbær var det første funnet på en vill vekst i Norge. Totalt antall prøver analysert i alle kartlegginger vises i Tabell 10. Vertsplanter hvor *P. ramorum* er funnet vises i Tabell 11.

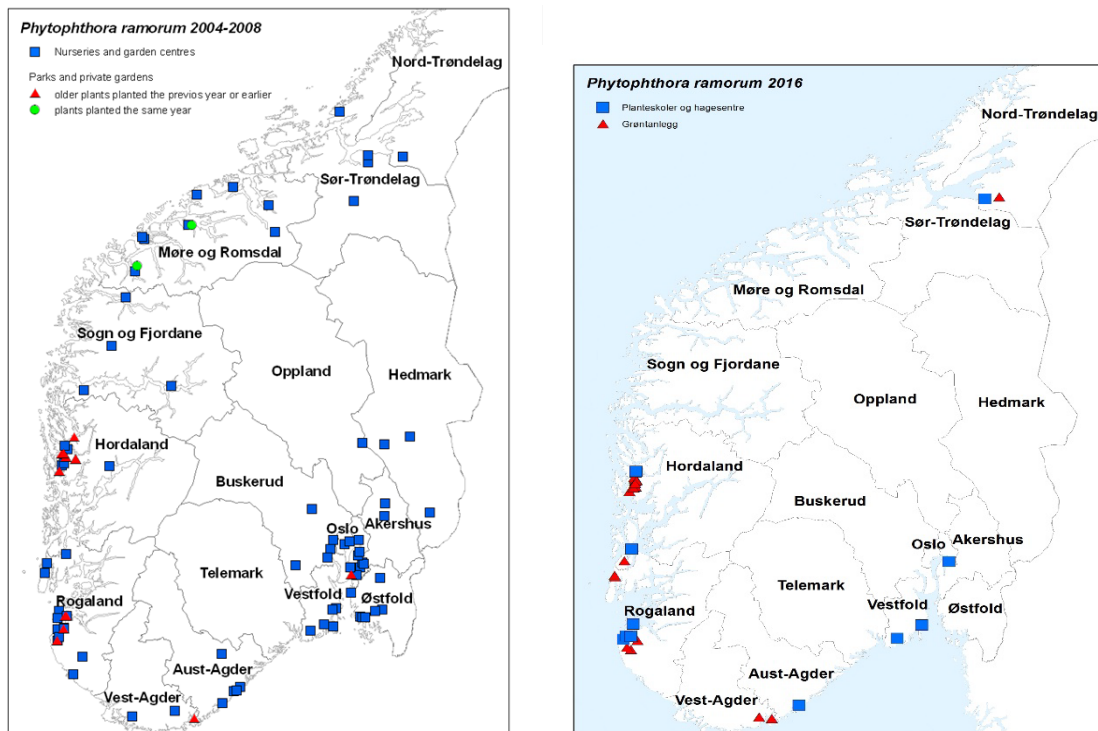
Tabell 10. Antall prøver analysert i kartleggingen 2002–2010 og i 2016, og antall positive prøver.

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2016	Alle år
Prøver fra Norge	1	21	156	354	394	385	251	196	110	332	2200
Positive	1	2	73	110	106	159	101	73	42	95	762
Importprøver	0	0	0	102	74	124	156	7	2	17	482
Positive	0	0	0	5	7	32	24	1	1	7	77
Totalt antall prøver undersøkt	1	21	156	456	468	509	407	203	112	349	2682
Totalt antall positive prøver	1	2	73	115	113	191	125	74	43	102	839

Tabell 11. Vertsplanter i Norge hvor *P. ramorum* har vært påvist. De fleste påvisningene ble gjort på rododendron. I parentes vises antall prøver med påvisninger på andre vertsplanter enn rododendron

	Vertsplanter		
	Planteskoler og hagesenter	Parker og private hager	Importsendinger
2002	<i>Rhododendron</i> spp.		
2003	<i>Rhododendron</i> spp.		
2004	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Pieris japonica</i> (1), <i>Kalmia</i> sp. (1)	<i>Rhododendron</i> sp.	
2005	<i>Rhododendron</i> spp.	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Viburnum farreri</i> (2)	<i>Rhododendron</i> spp.
2006	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Syringae vulgaris</i> (1)	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Viburnum</i> spp. (2)	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Viburnum</i> sp. (1)
2007	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Pieris</i> sp. (1)	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Pieris japonica</i> (1)	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Pieris japonica</i> (2)
2008	<i>Rhododendron</i> spp.	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Quercus</i> sp.(amerikansk eik) (1)	<i>Rhododendron</i> spp.
2009	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Viburnum</i> sp. (1)	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Vaccinium myrtillus</i> (3)	<i>Rhododendron</i> spp.
2010	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Pieris japonica</i> (4)	<i>Rhododendron</i> spp.	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Pieris japonica</i> (1)
2016	<i>Rhododendron</i> spp.	<i>Rhododendron</i> spp.	<i>Rhododendron</i> spp., <i>Pieris japonica</i> (1)

P. ramorum er påvist i planteskoler og hagesentre i Vest- og Øst-Norge. På etablerte planter i utearealer er den, med ett unntak, bare funnet på Sør-Vestlandet (Figur 35). Hvitsten i Akershus er den eneste lokaliteten i Øst-Norge hvor det har vært påvist *P. ramorum*. Her ble patogenet påvist i importerte planter fra Tyskland. Plantene ble fjernet, men patogenet ble funnet igjen i det samme området i 2007 og 2008. Siden har det ikke vært påvisning av *P. ramorum* i utearealer i Øst-Norge. I flere planteskoler og hagesentre over hele landet har man hatt gjentatte påvisninger, på tross av de tiltak som har vært iverksatt.



Figur 35. Lokalteter med påvisning av *P. ramorum* 2004–2008 (venstre) og 2016 (høyre).

7.3.2 Norsk populasjon

Alle norske isolater analysert er fra den europeiske linjen EU1. Det ble funnet 7 genotyper (Tabell 12). De fleste isolater (78 %) var av genotypen EU1MG1 som er den dominerende genotypen i Europa. De få isolatene som ikke var fra rododendron (*Pieris*, *Kalmia*, *Viburnum* og jord) var alle av denne typen. Det var lite variasjon i den norske populasjonen.

Tabell 12. Genotyper av norske isolater mellom 2002–2008.

Genotype	Antall isolater	Fra utearealer	Fra planteskoler og hagesentre	Fra import-sendinger
EU1MG1	62 (78 %)	22 (84,6 %)	26 (78,8 %)	14 (70 %)
EU1MG4	2 (2,5 %)	0	1 (3 %)	1 (5 %)
EU1MG5	6 (7,5 %)	3 (11,5 %)	2 (6,1 %)	1 (5 %)
EU1MG13	1 (1,3 %)	0	1 (3 %)	0
EU1MG18	4 (5,1 %)	1 (4,5 %)	1 (3 %)	2 (10 %)
EU1MG22	3 (3,8 %)	0	2 (6,1 %)	1 (5 %)
'new'	1 (1,3 %)	0	0	1 (5 %)
Total	79 (100 %)	26 (100 %)	33 (100 %)	20 (100 %)

7.4 Diskusjon

Siden *P. ramorum* ble påvist første gang i Norge i 2002 har det vært påvist i alle påfølgende år. Den siste omfattende kartleggingen i 2016 har bare konstatert at situasjonen er uendret siden kartleggingen foretatt i perioden 2002–2010.

P. ramorum forekommer først og fremst på rododendron i Norge. Det eneste treslaget og den eneste ville planten vi har funnet patogenet på er henholdsvis en amerikansk eik og blåbær på Sør-Vestlandet. Disse to funnene ble gjort i umiddelbar nærhet av rododendronplanter. Et mildt og fuktig klima sammen med store antall høyt mottakelige vertsplanter som rododendron kan være årsaken til at vi finner *P. ramorum* på Vestlandet. I disse områdene har patogenet blitt påvist gjentatte ganger på de samme lokaliteter. Likevel kan en omfattende sanering redusere smitte og sykdomsutvikling. Det eneste landet som har rapportert store skader på trær i Europa er Storbritannia. Skadene forekommer i fuktige områder langs vestkysten og en tror at den forvillede og ekstremt mottakelige *Rhododendron ponticum*, som er utbredt i store deler av landet, har vært hovedårsaken for spredning av patogenet.

I planteskoler er *P. ramorum* funnet over store deler av Norge. Mange europeiske land har rapportert *P. ramorum* i planteskoler. EU-kommisjonen (2002, 2004) iverksatte tiltak mot sykdommen, men de har ikke vært tilstrekkelige for å hindre spredning via plantemateriale. I Norge er det liten produksjon av rododendron og de fleste planter importeres fra andre europeiske land. Tross strenge krav til import av mottakelige planter vil det forekomme infiserte sendinger. Importsendingene som blir kontrollert representerer et lite antall i forhold til all import (Sundheim m. fl. 2009), dvs. at *P. ramorum* forsetter å komme til Norge med importert plantemateriale. I norske planteskoler er det ikke uvanlig å finne *P. ramorum* i etterkontroller etter en påvisning.

I en studie gjennomført i Belgia med 411 belgiske isolater samlet mellom 2001 og 2008, fant man 30 forskjellige genotyper (Vercauteren m. fl. 2010). I Norge ble det funnet 7 genotyper i 79 isolater, hvis vi inkluderer 14 isolater fra importsendinger. EU1MG1 representerer 61 % av de belgiske isolatene og 78 % av de norske isolatene. Denne genotypen betraktes som opphavet til den europeiske populasjonen av linja EU1. Genotypen EU1MG5 var den nest mest påviste i Belgia (7,3 %) og også i Norge (7,5 %). I en studie gjennomført i Spania med 94 isolater fra 2001–2008, ble det funnet 12 genotyper, hvorav fem ikke var rapportert fra før (Pérez-Sierra m. fl. 2011), mens genotypen EU1MG5

ikke ble funnet. Den norske populasjonen ligner mest på populasjonen i Sentral-Europa hvor Norge har importert planter fra i mange år. At det finnes mest variasjon i planteskoler, indikerer at patogenet har funnet veien til grøntanlegg i Norge via import og omsetning.

I den norske undersøkelsen ble det funnet en ukjent genotype i en importsending. Genotyper som er nye for Norge kan fortsatt introduseres ved import. Nye genotyper kan være mer aggressive og representere en fare for skogtrær eller andre vertsplanter. Import kan også introdusere nye linjer til Norge.

8 Overvåking av askeskuddsyke

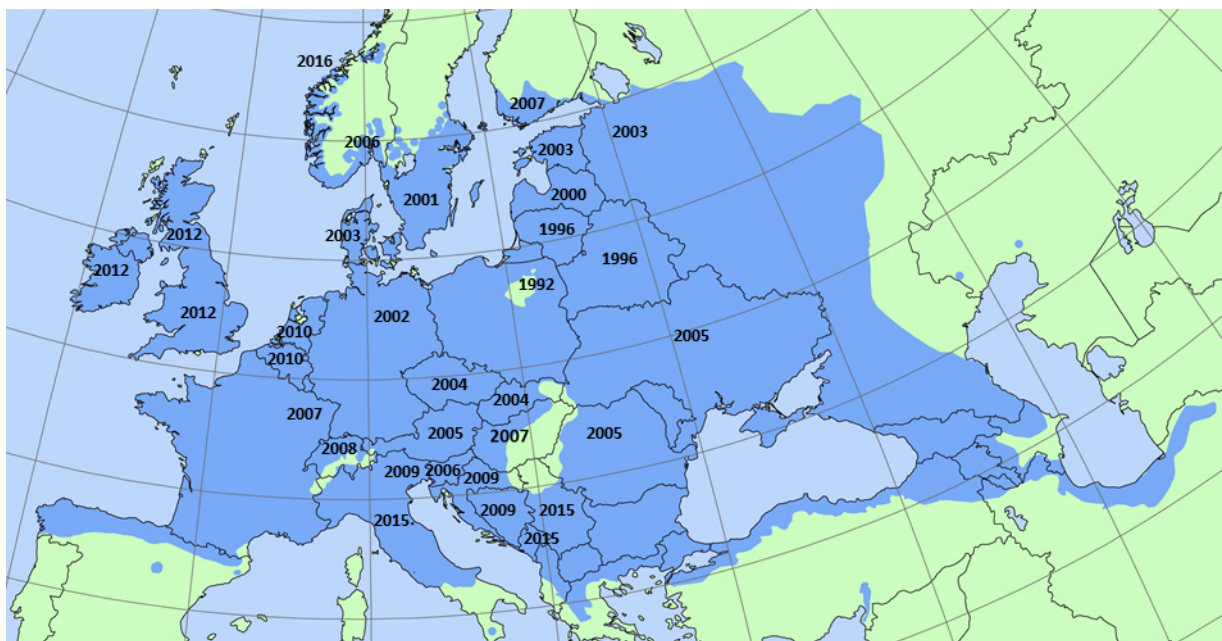
Volkmar Timmermann og Halvor Solheim (NIBIO)

8.1 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 askebladstilk 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. 2017a). Gjentatte angrep over flere år vil til slutt kunne drepe hele treet, ofte i samspill med andre faktorer.

Askeskuddbeger er vanlig i Øst-Asia på blant annet mandsjuriaask (*Fraxinus mandshurica*) og forårsaker der kun bladflekkskader (Drenkhan m. fl. 2016). Arten er en invaderende art som oppfører seg annerledes i møte med en ny vert, og den har blitt en trussel for europeisk ask (*F. excelsior*) etter at den har spredd seg med rekordfart gjennom Europa (Figur 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. 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.

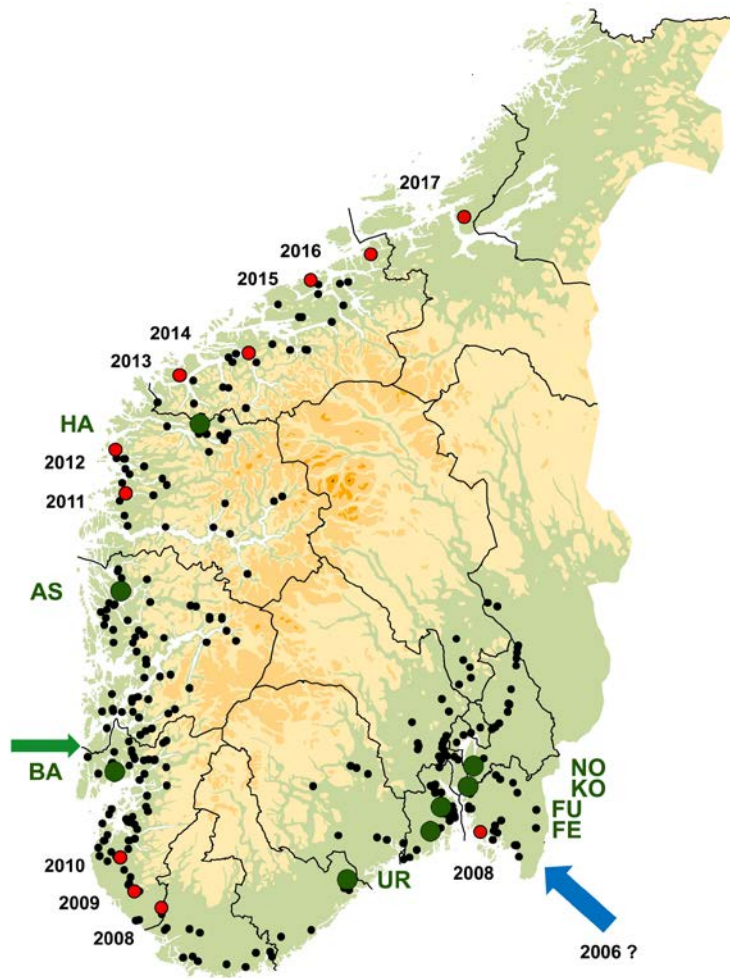
8.2 Metoder

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 2017 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 hver av flatene i Norderås (NO, Ås), Kolås (KO, Vestby), Fjugstad (FU, Horten) og Baustad (BA, Tysvær), som alle har distinkte aldersklasser, ble det valgt ut 50 trær. På hver av flatene i Fevang (FE, Sandefjord), 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.



Figur 37. Lokalisering av overvåkingsflater for askeskuddsyke (grønne punkter) og verifiserte funn av askeskuddsyke pr. 2017 (svarte punkter). Spredningen på Vestlandet er markert med røde punkter og årstall for for det nordligste funnet hvert år. Grønn pil: Sannsynlig egen introduksjon til Vindafjord kommune. Blå pil: Mulig introduksjonsvei til Norge fra Sverige.

8.3 Resultater

8.3.1 Spredning og utbredelse i Norge

Fra 2009 har vi fulgt spredningen av askeskuddsyke nordover på Vestlandet fra det vestligste funnet i 2008 som ble gjort ved Moi i Rogaland (Tabell 13 og Figur 37). 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.

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. 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 Fosenhalvøya, 75 km i luftlinje nordøst for fronten i 2016.

Tabell 13. Spredning av askeskuddsyke på Vestlandet 2008–2017 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
Gjennomsnittlig	spredning 2008-2017			54

8.3.2 Overvåking på permanente flater

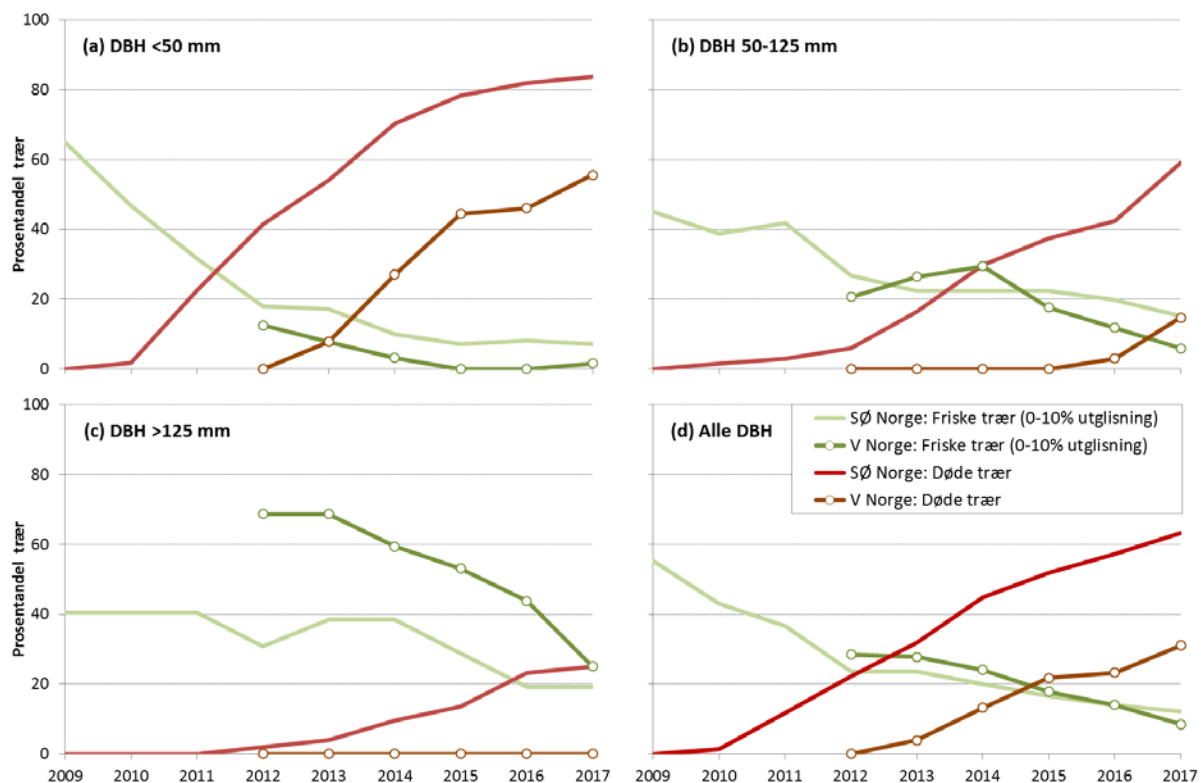
Sør- og Østlandet

Det har vært en dramatisk utvikling for de små asketrærne på de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet fra 2009 til 2017. I 2009 var 65 % av småtrærne friske. I 2016 var denne andelen redusert til 7 % (Figur 38 a). Samtidig var andelen døde trær på hele 84 % i 2017. Dessuten var 5 % så sterkt skadde at de kommer til å dø i løpet av kort tid. Mest dramatisk har utviklingen vært på flatene i Norderås og Fjugstad, der hhv. 95 og 88 % av småtrærne var døde i 2017.

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 15 % i 2017 (Figur 38 b). I 2017 var 59 % døde og 3 % sterkt skadde.

På de fem overvåkingsflatene på Sør- og Østlandet har omfanget av kroneskader hos de store asketrærne økt saktere fra 2009 til 2017 enn hos de mindre diameterklassene. Andelen friske trær har svingt noe mellom årene, men ble likevel halvert fra 40 % i 2009 til 19 % i 2017 (Figur 38 c). Andelen døde asketrær var på 25 % i 2017, og det var allerede i 2016 flere døde enn friske trær i denne diameterklassen. Også andelen sterkt skadde trær var høy med 15 % i 2017. Det forventes at disse også vil dø i løpet av noen år, selv om vi har observert store, dominante trær som i flere år levde 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 12 % i 2017 (Figur 38 d). Etter drøyt 10 år med askeskuddsyke til stede var nesten to tredjedeler av trærne (63 %) på overvåkingsflatene døde, og ytterligere 7 % var sterkt skadde eller døende i 2017.



Figur 38. Prosentandel friske (0–10 % kronutglisning) og døde asketrær på overvåkingsflatene. SØ Norge: NO, KO, FU, FE og UR 2009–2017 (UR fra 2010), V Norge: BA, AS og HA 2012–2017. (a): Små asketrær (DBH<50 mm), (b): mellomstore asketrær (DBH 50–125 mm), (c): store asketrær (DBH>125 mm), (d): alle diameterklasser.

Vestlandet

Andelen friske småtrær var lav allerede i 2012 på overvåkingsflatene på Vestlandet (13 %), og i 2015 var det ingen friske småtrær igjen på flatene. I 2017 ble likevel ett tre (2 %) klassifisert som friskt igjen (Figur 38 a). Andelen døde trær nådde 56 % i 2016, i tillegg var 22 % av de minste trærne sterkt skadd. 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 %). Andelen sterkt skadde trær hadde økt fra 3 % i 2012 til 24 % i 2017. 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 6 % i 2017. 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, og foreløpig har ingen av de store trærne dødd, og kun få (6 %) er sterkt skadde. Likevel har andelen friske trær sunket dramatisk fra 67 % i 2012 til 25 % i 2017 (Figur 38 c). Halvparten av trærne i denne diameterklassen står på den nordligste overvåkingsflata (HA) med foreløpig få dokumenterte skader, og her var alle de store trærne fortsatt friske eller bare svakt til moderat skadde i 2017.

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 en tredjedel (9 %) i 2017. Andelen døde trær i det samlede datasettet økte til 31 % i 2017, i tillegg var 19 % av trærne sterkt skadde. På flatene i Baustad og Askvik ble det registrert en tydelig forverring i kronetilstanden i forhold til tidligere år, særlig hos de små trærne. På flata i Hammar med den korteste sykdomshistorien var det i 2017

tydelige symptomer på askeskuddsyke, og antall friske trær har minnet mens antall døde og sterkt skadde har økt de siste tre årene.

8.4 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. 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 2017 ble det nordligste funnet registrert ved Reins kloster, i Rissa kommune ute på Fosen (Figur 37). I perioden fra 2008 til 2017 har den registrerte spredningen variert fra 25,5 km til 78 km per år. I gjennomsnitt har den spredt seg 54 km per år når en unntar 2011. Hvis spredningen av askeskuddsyke nordover fortsetter med en fart på rundt 50 km per år, kan man forvente at også våre nordligste naturlige askebestand i Trøndelag blir infisert innen noen få år, selv om det er langt mellom forekomster av ask i disse områdene. Det er ikke mer enn 25 km i luftlinje fra Reins kloster til Hindrum naturreservat hvor en av de nordligste askeskoger ligger.

I tillegg til den raske spredningen gjennom landet, har våre data fra 8 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. 2017b). 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 honningsoppråte, spesielt på Norderås hvor flest døde trær ble registrert. Askeskogen på Norderås i Ås er preget av høy markfuktighet og har flere sumpete partier, som i seg selv er en stressfaktor for trærne, samt at det gir gode vekstvilkår til sopper (både honningsopp og askeskuddbeger).

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 eventuelt 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.

9 Andre spesielle skogskader i 2017

Halvor Solheim (NIBIO)

9.1 Innledning

For mer enn 150 år siden startet ansatte i Statens Forstvesen med innberetninger om forskjellige skoglige forhold, inkludert skogskader. Etter hvert ble det ansatt en statsentomolog som rapporterte om skogskader, og noen år senere ble det også ansatt en statsmykolog som rapporterte spesielt om patologiske skogskader. Rapporteringen har vært variabel opp gjennom årene, men fra 2005 er det blitt rapportert om spesielle skogskader i den årlige rapporten om skogens helsetilstand, hovedsakelig basert på observasjonene fra vår interaktive skogskadedatabase, www.skogskader.no. De senere årene er også skogskaderegistreringer foretatt av Landsskogtakseringen inkludert.

9.2 Metoder

Skadeobservasjoner stammer fra befaringer, undersøkelser og bestemmelse av innsendte prøver, fra Landsskogstakseringens bestandsregistreringer, forskningsprosjekter og fra instituttets skadedatabase Skogskader.no (2018). Observasjoner av skogskader som blir gjort utenom de faste overvåkingsprosjektene, registreres i 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. Avdeling Skoghelse ved NIBIO har det faglige ansvaret og utfører kvalitetssikring av alle innsendte rapporter.

9.3 Resultater

I alt ble det lagt inn 1226 rapporter om skogskader i skogskadedatabasen i 2017.

Bjørkerust (*Melamporidium betulinum*) ble registrert 77 ganger, i 56 kommuner. Det ble registrert mest i Trøndelag og i de nordligste deler av Østerdal og Gudbrandsdal. Det typiske skadebildet var angrep på enkelttrær, men de som var angrepet kunne til gjengjeld ha mye angrep.

Granrust (*Chrysomyxa abietis*) hadde 72 innmeldte skader fra 45 kommuner. Nesten alle var fra Sør-Norge. Årets angrep var hovedsakelig i lavereliggende områder. Det typiske var sterke skader på enkelttrær.

Skader forårsaket av **hjortedyr** er rapportert 56 ganger fra 45 kommuner, flest fra Østlandet og Nord-Norge. Det er omtrent like mange rapporter om skader på bartrær og løvtrær.

I Troms og Finnmark har det i noen år nå vært sterk **ospeskranting**, og dette har økt med årene. Svært mange ospesholt er rammet. Trærne får en glissen krone, med løv bare i toppen, men få trær dør (Figur 39).

Rognerust (*Gymnosporangium cornutum*) vertsveksler mellom rogn og einer (einerrust). På rogneblad produseres det fine bladflekker (Figur 39), og ved masseangrep blir bladene gule. I 2017 var det rapporter fra 15 kommuner fra forskjellige deler av landet.



Figur 39. Venstre: Ospeskranting med glisne trekroner. Foto: Helge Molvig, fylkesskogmester i Finnmark. Høyre: Bladflekker forårsaket av rognerust. Foto: Halvor Solheim.

Brune seljer og andre *Salix*-arter ble rapportert 22 ganger fra 19 kommuner. Nesten alle rapportene kom fra Trøndelag.

Snøskader ble innrapportert 339 ganger fra 157 forskjellige kommuner. Det er ikke rapportert om omfattende snøskader i 2017.

Stormer gjør nesten hvert år skader og blåser ned trær, men det er store forskjeller mellom år. I 2017 kom det inn 360 rapporter om stormskader fra 188 kommuner i hele landet. Det forekom fire situasjoner med ekstremvær (Tabell 14). **Stormen Ylva** var trolig den som blåste mest trær overende. Den rammet sterkest Nordland og Troms, mens «rester» slo inn over Finnmark. I Nordland gjorde stormen stor skade og aller mest i Saltdal hvor opp mot 50 000 m³ blåste ned. Det meste var furu (pers. med. fylkesskogmester Gunnar Nygaard). Ellers i fylket var det mest flekkvis skadeomfang, blant annet i Vefsn. I Troms var det særlig Bardu og Målselv som fikk mye trær blåst overende (Figur 40). Trolig ble ca. 10 000 m³ blåst ned. Totalt ble det rapportert stormskader fra 33 kommuner i Nord-Norge.

Tabell 14. Ekstremvær situasjoner i 2017, med områder berørt og merknader.

Navn	Dato	Områder mest berørt	Merknader
Vidar	12.1.	Rogaland til Sogn og Fjordane	Ekstrem høy vannstand
Ylva	22.11.	Nordland og Troms	Kraftig vind
Aina	7.11.	Rogaland til Sogn og Fjordane	Vind, høy vannstand, mye nedbør
Birk	22.12.	Rogaland og Hordaland	Mye nedbør



30 registrerte lokaliteter

- Bardu (5 ++)
- Lavangen (1+)
- Dyrøy (1+)
- Målselv (21+)
- Lyngen (1+)
- Nordreisa (1+)
- + ?

Figur 40. Lokaliteter med mye nedblåste trær i Troms (fra Fylkesmannen i Troms ved Trude Hagen Hansen).

9.4 Diskusjon

Skogskader registreres på ulike måter; ved den årlige registreringen i Landsskogtakseringen på faste flater, ved at personell knyttet til Landsskog gjør registreringer utenom de faste flatene og ved at andre personer med interesse i skogskader legger observerte skader inn i www.skogskader.no. På de faste flatene skjer registreringer hvert 5. år så enkelte skader kan være opp til 5 år gamle ved registreringen. Dette gjelder da i første rekke abiotiske skader slik som storm- og snøskader. Dette er nok også årsaken til at det i 2017 ble registrert mye slike skader uten at det nødvendigvis har forekommet så mange snø- og stormskader i 2017. I 2015 var det for eksempel svært mye stormskader, med hele 231 skader innrapportert til Skogbrand (Timmermann m. fl. 2016). Dette kan ha ført til at mange stormskader ble registrert i 2016 (Timmermann m. fl. 2017a). I tillegg kan nok eldre skader forårsaket av «lauvmakk» ha blitt registrert i påfølgende år.

Bjørkerust var i 2017 vanlig i Trøndelag og tilgrensende områder. Angrepene var lett å se, men det var gjerne angrep på enkelttrær, mens nabotrær var helt fri. Vanligvis er det sterkest angrep i høyereliggende bjørkeskoger, som i 2016 (Timmermann m. fl. 2017a). Denne gangen var angrepene i lavereliggende skoger, fra ca. 600 moh. og lavere.

Granrust er også en gjenganger som har blitt rapportert med sterke angrep med ujevne mellomrom og angrep i forskjellige høydelag. Når angrep skjer i høyereliggende skoger så er det gjerne lite bekymring blant skogeiere, men skjer angrep i lavereliggende skoger, som i år, kan det også gå ut over juletreproduksjonen.

Ospeskranting har foregått i mer enn ti år uten at vi har lagt så stor vekt på det. Vi har vurdert flere forskjellige muligheter for årsaker. Vi har også vært i kontakt med kolleger fra andre land. Vår kollega fra Rovaniemi i Finland, Dr. Risto Jalkanen, har registrert dette fenomenet i Nord-Finland omtrent en 10 års tid, omtrent like lenge som vi har observert det i Nord-Norge. Hans første tanker var at problemet kunne være av abiotisk karakter, men at soppangrep ikke kunne utelukkes. Studier i 2018 vil forhåpentligvis føre oss nærmere årsaken.

Rognerust gjør ikke stor skade, men den er svært iøynefallende når den opptrer i store mengder. Siden den vertsveksler med einer så er det først og fremst angrep på rogn nær einer. Og siden einer fins over hele landet kan rogn ha angrep fra havnivå til fjellet.

Seljebladbill (*Phratora vulgatissima*) er en gjenganger i Midt-Norge, og har vært det mer enn 10 år nå. Det er utrolig hvor bra angrepne trær henter seg inn igjen før bladfall så de klarer å overleve tilsynelatende totale angrep. Vi vet også at pilebladbill (*Phratora vitellinae*) er til stede, men ikke i hvor sterk grad (Solheim & Kvamme 2014).

Snøskader har det ikke vært av betydning siden 2014 (Timmermann m. fl. 2015). De fleste skadene som ble rapportert i 2017 stammer trolig fra 2014.

I 2017 var det fire ekstremværsituasjoner, men bare en som gjorde skader av betydning. Det var **stormen Ylva** som blåste ned mye trær i Nord-Norge. Det var hovedsakelig furu som blåste overende, og mest skade ble gjort i Nordland, særlig i Saltdal kommune. Andre treslag som gran har nok også blitt berørt, men i mye mindre utstrekning enn furu. Stormer langs kysten kommer vanligvis fra sør-vest eller vest. Denne gangen kom stormen fra «feil side», den kom fra sørøst, noe som kan ha ført til økte skader fordi trærnes rotsystem er tilpasset til den til vanlig framherskende vindretningen.

Skader av ukjent årsak dukker opp nå og da. I fjorårets rapport ble det fokusert på gren- og skuddavdøing på furu, særlig i Pasvik i Finnmark. At store grener hadde falt ned på bakken eller hang ned fra festepunktet oppe i krona kan skyldes **snøskader**. Fylkesskogmester Helge Molvik skriver i en e-post at det har vært mye snø, særlig i Pasvik vintrene 2016 og 2017. Misfarging hos furunåler ellers kan skyldes **gråbarsoppen**, som i 2017 var vanlig i Pasvik, og er også rapportert som vanlig i Troms, fra grensa mot Finnmark og ned til Storfjord. I tillegg var det misfarging på furunåler som vi ut fra bilder ikke har kunnet bestemme årsaken til.

Konklusjoner

- Den landsrepresentative skogovervåkingen registrerte et økende skadenivå hos bjørk i 2017 som skyldes omfattende målerangrep og snøskader. Snø- og vindskader var mest vanlig på gran og furu etterfulgt av soppkader, mens insekter hadde liten betydning som skadegjørere på bartrærne i 2017.
- Kjemiske analyser av luft, nedbør og jordvann på de intensive overvåkingsflatene viste lave nivåer av antropogene svovel- og uorganiske nitrogenforbindelser i 2017, og kunne dokumentere at avsetningen av disse stoffene har avtatt over tid. Våtavsetningen av ikke-marint sulfat var likevel noe høyere i 2017 enn i 2016 pga. økt nedbørmengde.
- Til tross for at tilførselen av nitrogen- og svovelforbindelser har avtatt, viste kjemiske analyser at disse stoffene uventet har økt i barnåler i Birkenes.
- Grenseverdiene for bakkenært ozon for beskyttelse av vegetasjon og skog ble ikke overskredet på norske stasjoner i 2017.
- Overvåkingen av bjørkemålere i Troms og Finnmark har påvist store skader på bjørkeskogen og høy stammedødelighet, kombinert med dels svært dårlig foryngelse.
- Et mildere klima har ført til at det i dag er to arter av bjørkemålere i Nord-Norge som gjør skade på bjørkeskogen. I tillegg er en tredje art i ferd med å spre seg lenger nord.
- Det ble også registrert en økning i antall målerskader på fjellbjørkeskogen i Sør-Norge.
- En trendanalyse av langtidsserien fra granbarkbilleovervåkingen viser en økende trend av billepopulasjonen i Trøndelag. Denne settes i sammenheng med hyppige stormfellingene og en rekke varme somre i de siste årene som har bedret betingelsene for granbarkbillene.
- Modellsimuleringer tyder på at barkbillearten *Ips amitinus* begunstiges av sameksistensen med granbarkbiller og vil kunne bidra i norske barkbilleutbrudd i fremtiden.
- Det er alarmerende at det stadig gjøres nye funn av *Phytophthora* på trær, spesielt i og ved skog- og naturområder. I tillegg har mange *Phytophthora*-arter blitt påvist i jord og vassdrag. Har *Phytophthora*-arter først nådd vannveier kan de spres raskt og effektivt over store avstander.
- Flere kartlegginger av *Phytophthora ramorum* i Norge har påvist skadegjøreren først og fremst på rododendron i planteskoler og hagesentre og i importert plantemateriale. Nye, mer aggressive genotyper kan bli introdusert til Norge gjennom import.
- I 2017 etablerte askeskuddsyke seg også i Trøndelag. Hvis spredningen nordover fortsetter med samme fart som tidligere, kan man forvente at også våre nordligste naturlige askebestand i Trøndelag blir infisert innen noen få år.
- Selv etter mange år med askeskuddsykens herjinger finnes det fortsatt noen få friske asketrær på overvåkingsflatene. Frø fra disse vil kunne komme til nytte i framtidige foredlingsprogrammer for ask.
- Det er en pågående ospeskranting i de nordlige deler av landet. Årsaken er foreløpig ikke klarlagt.

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.
- Andreassen, K., Clarke, N. & Timmermann, V. 2012. Intensiv skogovervåking i 2011. Resultater fra ICP Forests Level 2 flater i Norge. Rapport fra Skog og landskap 17/12: 19 s.
- Annala, E. & Nuorteva, M., 1976. Dates of attack and emergence of *Ips amitinus* Eichh. (Col., Scolytidae) in Finland. *Ann. Ent. Fenn.* 42: 28-30.
- Bakke, A. 1985. Deploying pheromone-baited traps for monitoring *Ips typographus* populations. *J. Appl. Ent.* 99: 33-39.
- Bakke, A., Frøyen, P. & Skattebøl, L. 1977. Field response to a new pheromonal compound isolated from *Ips typographus*. *Naturwissenschaften* 64: 98.
- Bakke, A., Sæther, T. & Kvamme, T. 1983. Mass trapping of the spruce bark beetle *Ips typographus*. Pheromone and trap technology. *Medd. Nor. Inst. Skogforsk.* 38: 1-35.
- Berryman, A. A. 1982. Biological control, thresholds, and pest outbreaks. *Environmental Entomology* 11: 544–549.
- Binkley, D. & Högberg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and Management* 92: 119-152.
- Biuw, M., Jepsen, J.U., Cohen, J., Ahonen, S.H., Tejesvi, M., Aikio, S., Wali, P.R., Vindstad, O.P.L., Markkola, A., Niemela, P. & Ims, R.A. 2014. Long-term impacts of contrasting management of large ungulates in the arctic tundra-forest ecotone: Ecosystem structure and climate feedback. *Ecosystems*, 17, 890-905.
- Børja, I & Timmermann, V. 2017. Mykorrhiza – den usynlige støttespilleren. *Park & Anlegg* 2017(9): 6–10.
- Cech, T.L. 2008. Eschenkrankheit in Niederösterreich – neue Untersuchungsergebnisse. *Forstschutz Aktuell* 43: 24-28.
- Dickie, I.A., Schnitzer, S.A., Reich, P.B. & Hobbie, S.E. 2005. Spatially disjunct effects of co-occurring competition and facilitation. *Ecology Letters*, 8, 1191-1200.
- 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.
- 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.
- Forestry commission. 2017. Finding *Phytophthora ramorum* in the natural environment of north Vietnam.
- Garbelotto, M. & Hayden, K.J. 2012. Sudden oak death: interactions of the exotic oomycete *Phytophthora ramorum* with naïve North American hosts. *Eukaryot. Cell.* 11:1313–1323.
- Gibbs, J. N. 1995. *Phytophthora* root disease of alder in Britain. *EPPO Bulletin* 25: 661-664.
- Granhus, A., Hysten, G. & Nilsen, J.E.Ø. 2012. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005-2009. Ressursoversikt fra Skog og landskap 03/12: 85 s.
- Grégoire, J.-C. & Evans, H.F. 2004. Damage and control of Bawbilt organisms - an overview. In: Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J.-C., Evans, H.F. (Eds.), *Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 19-37.
- Göttlein, A., Baier, R. & Mellert, K.H. 2011. Neue Ernährungskennwerte für die forstlichen Hauptbaumarten in Mitteleuropa – Eine statistische Herleitung aus VAN DEN BURG's Literaturzusammenstellung. *Allg. Forst- u. J.Ztg.* 182(9/10):173-186.
- Harris, A.R. & Webber, J.F. 2016. Sporulation potential, symptom expression and detection of *Phytophthora ramorum* on larch needles and other foliar hosts. *Plant Pathol.* 65:1441–1451.
- Heliasz, M., Johansson, T., Lindroth, A., Molder, M., Mastepanov, M., Friborg, T., Callaghan, T.V. & Christensen, T.R. 2011. Quantification of C uptake in subarctic birch forest after setback by an extreme insect outbreak. *Geophysical Research Letters*, 38, L01704.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken www.artsdatabanken.no/Rodliste.
- Herrero, M.L. & Sletten, A. 2005. *Phytophthora ramorum*. *Grønn kunnskap* 9 (12):100-107

- Herrero, M.L., Rafoss, T & Brurberg, M.B. 2017. Kartlegging av *Phytophthora ramorum* i 2016. NIBIO rapport 3 (45)
- Herrero, M. L., Toppe, B. & Brurberg, M. B. 2011. First report of *Phytophthora ramorum* causing shoot dieback on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in Norway. *Plant Disease* 95:355.
- Hüttl, R.F. 1991. Die Blattanalyse als Monitoring-Instrument im Waldökosystem. In: Proceedings from IUFRO and ICP Forests Workshop on monitoring, Prachatice, CSFR. 139-147.
- 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., Biuw, M., Ims, R.A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O.P.L. & Hagen, S.B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. *Ecosystems*, 16, 561-575.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Hogda, K.A., Ims, R.A., Karlsen, S.R., Tommervik, H. & Yoccoz, N.G. 2009a. Monitoring the spatio-temporal dynamics of geometrid moth outbreaks in birch forest using MODIS-NDVI data. *Remote Sensing of Environment*, 113, 1939-1947.
- 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., Hagen, S.B., Karlsen, S.R. & Ims, R.A. 2009b. Phase-dependent outbreak dynamics of geometrid moth linked to host plant phenology. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 276, 4119-4128.
- Jepsen, J.U., Kapari, L., Hagen, S.B., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Nilssen, A.C. & Ims, R.A. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology matching with sub-Arctic birch. *Global Change Biology*, 17, 2071-2083.
- Johnson, J., Graf Pannatier, E., Carnicelli, S., Cecchini, G., Clarke, N., Cools, N., Hansen, K., Meesenburg, 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.
- Jonard, M., Fürst, A., Verstraeten, A., Thimonier, A., Timmermann, V., Potočić, N., Waldner, P., Benham, S., Hansen, K., Merilä, P., Ponette, Q., de la Cruz, A., Roskams, P., Nicolas, M., Croisé, L., Ingerslev, M., Matteucci, G., Decinti, B., Bascietto, M., Rautio, P. 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Global Change Biology* 21(1): 418-430. doi: 10.1111/gcb.12660.
- 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.
- Jung, T., Hudler, G. W., Jensen-Tracy, S. L., Griffiths, H. M., Fleischmann, F., & Osswald, W. 2005. Involvement of *Phytophthora* species in the decline of European beech in Europe and the USA. *Mycologist* 19:159–166.
- 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., Rytönen, 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* doi: 10.1111/efp.12239.
- 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. In: Csóka, Gy.; Hirka, A. and Koltay, A. (eds.) 2006: Biotic damage in forests. Proceedings of the IUFRO (WP7.03.10) Symposium held in Mátrafüred, Hungary, September 12-16, 2004.
- Kacprzyk, M. & Bednarz, B. 2015. The occurrence of bark beetles on cut Norway spruce branches left in managed stands relative to the foliage and bark area of the branch. *J For Res* 20: 143–150. doi: 10.1007/s10310-014-0449-y.
- Kallio, P. & Lehtonen, J. 1973. Birch forest damage caused by *Oporina autumnata* (Bkh.) in 1966-99 in Utsjoki. Reports from the Kevo Subarctic Research Station, pp. 55-69.
- 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. www.luomus.fi.

- Karlsen, S.R., Jepsen, J.U., Odland, A., Ims, R.A. & Elvebakk, A. 2013. Outbreaks by canopy-feeding geometrid moth cause state-dependent shifts in understory plant communities. *Oecologia*, 173, 859-870.
- Kausrud, K., Økland, B., Skarpaas, O., Gregoire, J.C., Erbilgin, N., Stenseth, N.C., 2012. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews* 87, 34-51.
- King, K.M., Harris, A.R. & Webber, J.F. 2015. In planta detection used to define the distribution of the European lineages of *Phytophthora ramorum* on larch (*Larix*) in the UK. *Plant Pathol.* 64:1168–1175.
- Kjønaas, O.J. & Stuanes, A.O. 2008. Effects of experimentally altered N input on foliage, litter production and increment in a Norway spruce stand, Gårdsjön, Sweden over a 12-year period. *International Journal of Environmental Studies* 65: 433-465.
- 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.
- 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.
- 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.
- Köhl, M. & San-Miguel-Ayanz, J. 2011. Part I: Pan-European Quantitative Indicators for Sustainable Forest Management. In *FOREST EUROPE, UNECE and FAO 2011: State of Europe's Forests 2011. Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*: 15-142.
- Landsskognakseringens feltinstruks 2017. Håndbok fra NIBIO 2017: 142 s + vedlegg.
- 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.
- Larsson, J.Y. & Hysten, G. 2007. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004 [Statistics of forest conditions and forest resources in Norway]. *Viten fra Skog og landskap* 1/07: 91 s.
- Lenz, H.D., Bartha, B., Straßer, L. & Lemme, H. 2016. Development of Ash Dieback in South-Eastern Germany and the Increasing Occurrence of Secondary Pathogens. *Forests* 7(2), 41; doi: 10.3390/f7020041.
- 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.
- Lotka, A.J. 1925. *Elements of physical biology*. Williams and Wilkins, Baltimore.
- Mandelshtam, M. Ju. 1999. Notes on the current status of *Ips amitinus* Eichh. (Coleoptera, Scolytidae) in North-West Russia. *Entomologica Fennica* 10:29-34.
- McKinney, L.V., Nielsen, L.R., Collinge, D.B., Thomsen, I.M., Hansen, J.K. & Kjær, E.D. 2014. The ash dieback crisis: genetic variation in resistance can prove a long-term solution. *Plant pathology* 63: 485–499.
- Michel, A., Seidling, W. & Prescher, AK. (eds.) 2018. *Forest condition in Europe: 2018 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*.
- Mikutowicz, J. M. 1905. Zur Koleopterenfauna der Ostseeprovinzen Russlands. – *Korrespondenz-blatt des Naturforscher-Vereins zu Riga*, 48. Riga: 73-92.
- 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.
- Nuorteva, M. 1956. *Ips amitinus* Eichh. Kaarnakuoriaisen esiintymisestä Suomessa. Ref.: Über das Auftreten des *Ips amitinus* Eichh. (Col., Scolytidae) in Finnland. – *Ann. Ent. Fenn.* 22: 168-170.
- 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*. Norwegian Forest Research Institute. Chemical Laboratories, Ås. ISBN 82-7169-917-2. 23 pp.
- Olsson, P.O., Heliasz, M., Jin, H.X. & Eklundh, L. 2017. Mapping the reduction in gross primary productivity in subarctic birch forests due to insect outbreaks. *Biogeosciences*, 14, 1703-1719.
- Olsson, P.O., Lindstrom, J. & Eldundh, L. 2016. Near real-time monitoring of insect induced defoliation in subalpine birch forests with MODIS derived NDVI. *Remote Sensing of Environment*, 181, 42-53.

- Pérez-Sierra, A., Alvarez, L.A., Vercauteren, A., Heungens, K. & Abad-Campos, P. 2011. Genetic diversity, sensitivity to phenylamide fungicides and aggressiveness of *Phytophthora ramorum* on *Camellia*, *Rhododendron* and *Viburnum* plants in Spain. *Plant Pathol.* 60:1069–1076.
- Pfeffer, A. 1989. Kůrovcovití (Scolytidae) a jádrohlobovití (Platypodidae). *Zoologické klíče*, Praha: Academia, 137 pp.
- Pfeffer, A. 1932. Kůrovci ve Vysokých Tatrách (Bark beetles in High Tatra Mountains). *Les. Práce*, 11: 1-23.
- Potočić, N., Timmermann, V. & Ognjenović, M. 2018. Tree crown condition in 2017. In: Michel, A., Seidling, W. & Prescher, AK. (eds.) 2018. Forest condition in Europe: 2018 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.*
- R Development Core Team 2014. R: a language and environment for statistical computing. The R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. www.r-project.org.
- 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.
- Rizzo, D.M., Garbelotto, M., Davidson, J.M., Slaughter, G.W. & Koike, S.T. 2002. *Phytophthora ramorum* as the cause of extensive mortality of *Quercus* spp. and *Lithocarpus densiflorus* in California. *Plant Dis.* 86:205–214.
- Saravesi, K., Aikio, S., Wali, P.R., Ruotsalainen, A.L., Kaukonen, M., Huusko, K., Suokas, M., Brown, S.P., Jumpponen, A., Tuomi, J. & Markkola, A. 2015. Moth Outbreaks Alter Root-Associated Fungal Communities in Subarctic Mountain Birch Forests. *Microbial Ecology*, 69, 788-797.
- Sardans, J., Janssens, IA., Alonso, R., Veresoglou, S.D., Rillig, M.C., Sanders, T.G.M., Carnicer, J., Filella, I., Farré-Armengol, G. & Peñuelas, J. 2014. Foliar elemental composition of European forest tree species associated with evolutionary traits and present environmental and competitive conditions. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 240–255.
- 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.
- Schenck, N., Saurat, C., Guinet, C., Fourrier-Jeandel, C., Roche, L., Bouvet, A., Saintonge, F.-X., Contal, C., Ioos, R. 2018. First Report of *Phytophthora ramorum* causing Japanese Larch dieback in France. *Plant Dis.* doi: 10.1094/PDIS-02-18-0288-PDN.
- Seidling, W. (ed.). 2018. Forest Conditions. ICP Forests 2017 Executive Report. ISSN 1020-587X, e-ISSN 2198-6541.
- SFV 2018. Uppslagsverket Finland. URL: <https://uppslagsverket.fi/sv/view-103684-Lapland>
- 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].
- Skogskader.no 2018. Skogskadebeskrivelser og rapportering. www.skogskader.no.
- Solberg, S., Dobbertin, M., Reinds, G.J., Lange, H., Andreassen, K., Fernandez, P.G., Hildingsson, A. & de Vries, W. 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *Forest Ecology and Management* 258: 1735-1750.
- 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. & Kvamme, T. 2014. Selja skranter. *Skog* 4/14: 5-6.
- Solheim, H. 2009. Bekymringsfull økning i askeskuddsjuka: Trær ser ut til å dø. *Skogeieren* 96 (7-8): 24-25.
- Stefan, K., Fürst, A., Hacker, R. & Bartels, U. 1997. Forest Foliar Condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys (survey 1995 and data from previous years). EC-UN/ECE, 1997, Brussels, Geneva, 207.
- Stolina, M. 1969. Der Einfluss der Ipidenfauna auf die Entwicklung der Struktur von Naturwäldern in den Westkarpathen. *Schweiz. Ztschr. Forstwes.*, 11, 610–627.
- Strømeng, G. M., Brurberg, M. B., Herrero, M.-L., Couanon, W., Stensvand, A., Børja, I. & Talgø, V. 2012. *Phytophthora alni* forårsaker sjukdom på or (*Alnus* spp.) i Norge. *Bioforsk Tema* 7(12):8 s.
- Strømeng, G. M., Brurberg, M. B., Ørstad, K. & Talgø, V. 2015. Kartlegging av *Phytophthora*-arter i Åkersvika naturreservat. *NIBIO oppdragsrapport* 1(4):18 s.
- Sundheim, L., Herrero, M.L., Rafoss, T., Toppe, B. 2009. Pest risk assessment of *Phytophthora ramorum* in Norway. Opinion of the Panel on Plant Health of the Norwegian Scientific Committee for Food Safety,

08/907-3 final, ISBN 978-82-8082-351-9 (Electronic edition). VKM, Oslo, Norway.

<http://www.vkm.no/dav/e494131ac6.pdf>

- Talgø, V. & Brurberg, M. B. 2015. Skade på bøk i Vålandsparken i Stavanger - *Phytophthora* rotrote. Bioforsk Rapport 1(3):15 s.
- Talgø, V. & Thomsen, I. M. 2015. *Phytophthora* rotråte i juletreffelt. Naledrys 94:32-37.
- 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., Herrero, M. L., Sundbye, A., Brurberg, M. B., Kitchingman, L., Telfer, K. & Strømgeng, G. M. 2013. *Phytophthora* spp. - en trussel mot blåbær i Skandinavia? Bioforsk Tema 8(4):4 s.
- 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 s.
- Talgø, V., Sletten, A., Brurberg, M.B., Solheim, H. & Stensvand, A. 2009: *Chalara fraxinea* isolated from diseased ash in Norway. Plant Disease 93: 548.
- Telfer, K., Brurberg, M. B., Herrero, M-L., Stensvand, A. & Talgø, V. 2015. *Phytophthora cambivora* found on beech in Norway. For. Path 45(5):349-441.
- Tenow, O. 1972. The outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. and *Operopthera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and Northern Finland 1862-1968. Zoologiska Bidrag från Uppsala, Suppl. 2, 1-107.
- 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., Andreassen, K. & Hysten, G. 2012. Helsetilstanden i norske skoger. Resultater fra den landsrepresentative skogovervåkingen i 2011. Rapport fra Skog og landskap 11/12: VIII, 26 s.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Flø, D., Magnusson, C., Nordbakken, J.F., Røsberg, I., Solheim, H., Thunes, K., Wollebæk, G., Økland, B. & Aas, W. 2017a. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2016. NIBIO Rapport 3(107): 74 s. + vedlegg.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Flø, D., Nordbakken, J.F., Røsberg, I., Solheim, H., Wollebæk, G., Økland, B. & Aas, W. 2016. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2015. NIBIO Rapport 95(16): 67 s.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Clarke, N., Solheim, H., & Aas, W. 2015 Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2014. NIBIO Rapport 1(15): 56 s.
- Timmermann, V., 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. 2017b. 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).
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.) 2016. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde. ISBN: 978-3-86576-162-0. Revised 2016. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual>.
- Vacek, S., Vacek, Z., Bulusek, D., Putalova, T., Sarginci, M., Schwarz, O., Srutka, P., Podrazsky, V. & Moser, W.K. 2015. European Ash (*Fraxinus excelsior* L.) dieback: Disintegrating forest in the mountain protected areas, Czech Republic. Austrian Journal of Forest Science. 4: 203-223.
- Van der Linde S., Suz L.M., Orme C.D.L., Cox F., Andreae H., Asi E., Atkinson B., Benham S., Carroll C., Cools N., De Vos B., Dietrich H-P., Eichhorn J., Gehrmann J., Grebenc T., Gweon H.S., Hansen K., Jacob F., Kristöfel F., Lech P., Manninger M., Martin J., Meesenburg H., Merilä P., Nicolas M., Pavlenda P., Rautio P., Schaub M., Schröck H-W., Seidling W., Šrámek V., Thimonier A., Thomsen I.M., Titeux H., Vanguelova E., Verstraeten A., Vesterdal L., Waldner P., Wijk S., Zhang Y., Žlindra D. & Bidartondo M.I. 2018. Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. Nature. doi: 10.1038/s41586-018-0189-9.

- Van Poucke, K., Franceschini, S., Webber, J.F., Vercauteren, A., Turner, J.A., McCracken, A.R., Heungens, K. et al. 2012. Discovery of a fourth evolutionary lineage of *Phytophthora ramorum*: EU2. *Fungal Biol.* 116:1178–1191.
- Vercauteren, A., De Dobbelaere, I., Grünwald, N.J., Bonants, P., Van Bockstaele, E., Maes, M. & Heungens, K. 2010. Clonal expansion of the Belgian *Phytophthora ramorum* populations based on new microsatellite markers. *Mol. Ecol.* 19:92–107.
- Veresoglou, S.D., Penuelas, J., Fischer, R., Rautio, P., Sardans, J., Merila, P., Tabakovic-Tosic, M. & Rillig, M.C. 2014. Exploring continental-scale stand health – N:P ratio relationships for European forests. *New Phytologist*, 202, 422–430.
- Vindstad, O.P.L., Jepsen, J.U., Ek, M., Pepi, A. & Ims, R.A. Can novel pest outbreaks drive ecosystem transitions in northern-boreal birch forest? *Unpublished manuscript*.
- 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., Aputin, 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.
- Werres, S., Marwitz, R., In’t Veld, W.A.M., De Cock, A.W., Bonants, P.J., De Weerd, M., Themann, K. et al. 2001. *Phytophthora ramorum* sp. nov., a new pathogen on *Rhododendron* and *Viburnum*. *Mycol. Res.* 105:1155–65.
- Witrylak, M. 2008. Studies of the biology, ecology, phenology, and economic importance of *Ips amitinus* (Eichh.) (Col., Scolytidae) in experimental forests of Krynica (Beskid Sadecki, Southern Poland). *Acta Sci. Pol. Silv. Colendar. Rat. Ind. Lignar.* 7(1): 75-92.
- Volterra, V. 1926. Variations and fluctuations of the number of individuals in animal species living together (reprinted 1931). In: Chapman RN (ed) *Animal ecology*. McGraw-Hill, New York, pp 412–414, 432–433.
- Voolma, K., Mandelshtam, M.J., Shcherbakov, A.N., Yakovlev, E.B., Ounap, H., Suda, I., Popovichev, B.G., Sharapa, T.V., Galasjeva, T.V., Khairtdinov, 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.
- 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.
- Zumr, V. 1984: Spatial distribution of bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) in Norway Spruce and their indifference in relation to forest belts. *Lesnictví* 30: 509–522.
- Økland, B. & Bjørnstad, O.N. 2006. A resource depletion model of forest insect outbreaks. *Ecology* 87(2): 283-290.
- Økland, B. & Wollebæk, G. 2016. Granbarkbillen. Registrering av bestandsstørrelsene i 2016. NIBIO Rapport 2(129). 25 s. ISBN 978-82-17-01731-8. www.nibio.no/publikasjoner.
- Økland, B. & Wollebæk, G. 2017. Granbarkbilleovervåking – Analyse av klimaeffekter. In: Timmermann, V. (ed). Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2016. NIBIO Rapport 3(107): 39-42. ISBN 978-82-17- 01983-1. www.nibio.no/publikasjoner.
- Økland, B. Skarpaas, O. & Kausrud, K. 2009. Threshold facilitations of interacting species. *Population Ecology* 51: 513-523.
- Økland, B., Krokene, P. & Lange, H. 2012. Effects of climate change on the spruce bark beetle. *ScienceNordic* January 27, 2012: 1-5. Link: sciencenordic.com/effects-climate-change-spruce-bark-beetle.
- 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.
- Aas, W., Fiebig, M., Solberg, S., & Yttri, K. E. 2018. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway, annual Report 2017. Miljødirektoratet rapport, M-1064/2018 (NILU report, 10/2018). Kjeller: NILU.

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.