



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2018 30 stp.**

Fakultet for Miljøvitenskap og Naturforvaltning (MINA).

## **Naturskogsbegrepet i «Natur i Norge» (NiN) og sammenheng med målt epifyttisk lavbiomasse.**

The concept of natural forest in NiN related to measured epiphytic lichen biomass.

**Elise Fjellberg**

Master i naturforvaltning



## Forord

Denne masteroppgaven er skrevet ved Fakultetet for miljøforskning og naturforvaltning (MINA) ved Norges miljø og biovitenskapelige universitet (NMBU) i Ås. En stor takk rettes til hovedveileder, professor i bevaringsbiologi Anne Sverdrup-Thygeson og til professor i planteøkologi Mikael Ohlson for god veiledning og nyttige tilbakemeldinger, samt til forsker Hans Ole Ørka for innspill i startfasen. Og ikke minst til feltpartner og medstudent Margrethe Fønhus Skeie, uten deg hadde dette ikke skjedd.

Takk også til skogsjef Øystein Løvli og Mathiesen Eidsvol Værk for informasjon, imøtekommenhet og lån av bomnøkler og hytte. Og til Fylkesmannen i Oslo og Akershus ved Christian Hillman, for tillatelse til å hente ut prøver fra Marifjell naturreservat.

Og til min Bjørn.



---

Elise K. Fjellberg, Oslo 15.06.2018

## Sammendrag

Mer enn 40 % av Norges landareal er dekket av skog og omtrent 60% av alle landets kjente arter er knyttet til dette biomet. Skogbruk har vært en viktig næring i landet i lengre tid, og skogbruket i Norge og Fennoskandia har i flere tiår vært blant de mest effektiviserte og mekaniserte i verden. Dette har gitt negative konsekvenser for biomangfoldet, og i tråd med nasjonale og internasjonale mål for vern jobbes det fortløpende med utvikling av egnet metodikk for kartlegging og verdisetting av skog og natur for øvrig. Natur i Norge (NiN) er systemet som skal brukes i offentlig kartlegging.

Lav er en viktig funksjonell gruppe i skogøkosystemet og utgjør en god andel av skoglevende arter. Rundt 10 % av alle verdens lavararter finnes i Norge, mange av dem er knyttet til eldre skog og påvirkes negativt av moderne hogstmetoder. I dag finnes det svært lite uberørt skog tilbake og det er vesentlig å ivareta de arealer med høyest mulig verdi som gjenstår. Kartlegging med NiN-metodikk skal legges til grunn for vern av slike viktige skogarealer. Men det foreligger mye kritikk av metodikken, og blant annet av kriteriene for å skille ut naturskog og skog av høy verdi.

Målet med denne undersøkelsen var å undersøke hvorvidt det lar seg gjøre å skille mellom normalskogens ulike kvaliteter som følge av hogsthistorikk, ved hjelp av NiN og tilstandsvariabelen skogsbestandsdynamikk, som blant annet har til hensikt å skille naturskog fra normalskog (kulturskog). Videre ble det undersøkt om det var forskjeller i epifyttisk lavbiomasse mellom to undersøkte skogtyper som begge i dag omfattes av normalskogsbegrepet. Analysen baserer seg på data samlet inn i løpet av sommeren 2017, fra skogarealer med etablerte prøveflater beliggende i Hurdalsområdet Nord for Oslo, samt fra tidligere undersøkelser av lokalitetene. Det ble vist at det forekommer større mengde lavbiomasse i skog som kun har vært plukkhogget (naturskogs nær skog) enn i skog som har vært gjennom åpen hogst (kulturskog). Forskjellen skyldes ulike skogstruktur hvor den naturskogs nære skogen var mer åpen enn den gamle kulturskogen. Dette viser at denne skogen skiller seg fra kulturskog og er verdifull selv om den ikke tilfredsstiller naturskogs kriteriet i NiN. NiN-kartlegging resulterte i at bare tre av de 55 kartlagte prøveflatene ble skilt ut som naturskog etter naturskogs kriteriet, til tross for at noen flere prøveflater oppfylte flere av minsteverdiene for naturskogselementer, og således hadde kvaliteter som er av betydning for biomangfoldet. Dette er en indikasjon på at kriteriet er for strengt i forhold til målsettingen om å skille ut skog med høy verdi.

## Abstract

More than 40 % of the Norwegian land mass is covered by forest and approximately 60 % of all known species in the country are affiliated with this biome. Forestry have been an important industry for Norway since the 1500s and the forestry in both Norway and the other countries of Fennoscandia have been amongst the most efficient and mechanized in the world for several decades. This have caused negative consequences for biodiversity. To secure preservation of nature and forest areas development of suitable methods for forest assessment in line with national and international conservation objectives are ongoing. “Natur i Norge” (NiN) is now the official assessment system in Norway.

Lichens, which are an important functional group to the forest ecosystems, make up a large amount of the forest dwelling species. Approximately 10 % of all known lichen species can be found in Norway and many are affiliated with older forest and negatively affected by modern forestry methods. There is very little pristine forest left and the need to preserve areas of high biological value is essential for survival of species. Assessment of areas by use of methods in NiN shall provide a foundation for conservation of valuable forest areas. But the method has received much critique, amongst others the criteria for identifying natural forest and forest of high value.

The aim of this analysis was to investigate whether it is possible to separate different qualities of older managed forest with differences in historic logging with the use of NiN and the variable of condition of stand dynamics which is intended to separate natural forests from managed forests. Furthermore, an investigation of differences in epiphytic lichen biomass in two forest types both categorized as older managed forest was conducted. The analysis was based on data collected from established research stands in the Hurdal area north of Oslo in the summer of 2017, as well as data from earlier external studies. The results show more lichen biomass in forest that had only been subject to selective dimension logging (near natural forest) than in forest that had been clear cut (old managed forest). This was due to structural differences where the near natural forest was more open than the managed forest. This shows that the near natural forest differs from managed forest and is valuable even though it did not qualify as natural forest as defined in NiN. The NiN-assessment resulted in only three of 55 assessed stands being identified as natural forest according to the natural forest criterium, even though several stands did fulfil more than one of the minimum values of natural forest elements required and therefore showed valuable qualities for biodiversity. This indicates that the criterium for natural forest is too strict in relation to the objective of identifying high value forest for conservation.



# Innhold

Forord .....	ii
Sammendrag .....	iii
Abstract.....	iv
1. Innledning.....	1
1.1. Den boreale barskogen .....	1
1.2. Det norske skogbrukets utvikling .....	1
1.3. Definisjoner og status for skog i Norge.....	2
1.4. Konsekvenser av skogbruk.....	3
1.4.1. Skogbrukets konsekvenser for epifyttisk lav .....	4
1.5. Natur i Norge - bakgrunn, utvikling og metodikk.....	5
1.5.1. Skogkartlegging med NiN .....	6
1.5.2. Foreliggende kritikk .....	6
1.6. Mål og problemstilling .....	7
2. Metode .....	9
2.1. Undersøkellesområde og prøveflater .....	9
2.2. Feltarbeid .....	10
2.2.1. NiN – utvalgte variabler og feltmetodikk .....	10
2.2.2. Innsamling av lavprøver.....	11
2.3. Databehandling og analyse.....	11
2.3.1. Naturskogskriteriet .....	11
2.3.2. Bearbeiding av lavprøver.....	12
2.3.3. Statistiske tester.....	12
3. Resultater .....	13
3.1. NiN-kartlegging.....	13
3.1.1. 7SD – skogbestandsdynamikk.....	13
3.2. Lav - generelle funn.....	14
3.3. Lavbiomasse i naturskogsnær skog og gammel kulturskog. ....	15
4. Diskusjon .....	18
4.1. NiN og naturskog.....	18
4.1.1. Død ved og store trær .....	19
4.1.2. Sjiktning .....	19
4.1.3. Kontinuitet.....	20
4.2. Lav og skogstruktur .....	20
4.2.1. Arter .....	20
4.2.2. Lavbiomasse .....	21
4.2.3. Spredningsøkologi.....	21
4.3. Samfunnsmessige refleksjoner.....	22
4.4. Konklusjon.....	23
Referanser .....	25
Vedlegg .....	28







1. Feltarbeidets gleder. 2 og 4. Lungenever (*Lobaria pulmonaria*), undersøkelsens eneste forekomst av lungenever, på gammel rogn (*Sorbus aucuparia*) i skog rett sør for Marifjell naturreservat. 3. Et av de yngste kulturskogsbestandene i undersøkelsen. Foto nr. 1-3 E. Fjellberg, nr. 4 M. Fønhus Skeie.

## 1. Innledning

### 1.1. Den boreale barskogen

Det boreale barskogsbeltet strekker seg rundt den nordlige halvkule mellom 45° og 70° nord (Gamlin 1988), med et samlet areal på 13 700 000 km<sup>2</sup> (Prentice et al. 2001) fra Alaska i øst til Fennoskandia og Norge i vest. På verdensbasis finnes det største artsmangfoldet av skoglevende arter i mer tropiske strøk, men ser vi derimot på karbonlagring er det, dersom skogsjorda inkluderes, i de boreale skogsystemene vi finner klodens største lager av karbon i skog (Sharlemann et al. 2014). Mer enn 40 % av Norges landareal er dekket av skog (NIBIO 2018), og det er i den eldre skogen og særlig i skogsjorden det meste av karbonet lagres. Karbonet i skogsjorden består av levende biomasse og dødt organisk materiale som ikke brytes ned. Samtidig med å være en viktig samarbeidspartner i forhold til trærnes vekst, har Mykorrhizasopp vist seg å være store bidragsyttere til karbonlagring ved å produsere svært stabile karbonforbindelser i jorda (Clemmensen et al. 2013; Treseder & Holden 2013). De klimatiske forholdene i boreale områder gjør at nedbryting går tregere enn lenger sør og organisk materialet akkumuleres i bakken.

Skogen i Norge har vært levested for arter helt siden den ble etablert etter siste istid. I dag er om lag 60 % av alle landets kjente arter tilknyttet skogen (Henriksen & Hilmo 2015d). Landets store variasjon i topografisk utforming og spenn over flere klimasoner, gjør at en stor andel av verdens lavarter trives her. Rundt 10 % av alle verdens kjente lavarter forekommer her i landet (Timdal 2015), og i europeisk sammenheng har mange arter her sine største og mest vitale forekomster (Holien & Tønsberg 2008). I følge den siste rødlista har 44 lavarter mer enn 25 % av sin forekomst i Europa i Norge, bla. huldrestry (*Usnea longissima*), som dermed er en av våre ansvarsarter (Henriksen & Hilmo 2015c).

Epifyttisk lav og lav generelt er viktige komponenter som øker den strukturelle kompleksiteten i skogen (Esseen et al. 1996). I tillegg har lav med blågrønne alger som fotobionter en viktig økologisk funksjon ved å fikserer atmosfærisk nitrogen som dermed tilføres skogens nærings sirkulasjon (Berryman & McCune 2006; Esseen et al. 1996). Som funksjonell gruppe er lav også viktig for en rekke andre organismer, blant annet som levested for insekter og edderkoppdyr (Berryman & McCune 2006; Esseen et al. 1996; Gunnarsson et al. 2004), som igjen er mat for fugler og andre insektetere.

### 1.2. Det norske skogbrukets utvikling

Mennesker har påvirket skogbildet i Norge helt siden vi ble bofaste her en gang for om lag 6000 år siden, i yngre steinalder, og skogen som ressurs har siden bare fått økende betydning. Rolstad et al.

(2002) deler skogbrukshistorien inn i tre faser: urskogsfasen frem til ca. 1500-tallet, eksploateringsfasen fra 1500 til 1930-tallet, og produksjonsfasen som betegner dagens skogbruk. Bruken av vanddrevet sagblad, også kalt oppgangssag, tok til på begynnelsen av 1500-tallet her i landet, og i løpet av 1600 og 1700-tallet utviklet trelast seg til å bli landets viktigste eksportartikkel (Frivold 1999). Befolkningsøkning, utviklingen av berg- og jernverk (med behov for brensel), og økende eksport av tømmer bidro til økende press på skogressursene (Gjerde et al. 2009). Dette førte til begynnende endringer av skogen i større skala (ibid). Ekstensiv plukk- og dimensjonshogst i perioden frem til tidlig i forrige århundre, gjorde at skogene så tilsynelatende sunne ut, med store grønne trekroner, mens det i virkeligheten fantes få trær av store dimensjoner som var kommersielt egnet, og foryngelsen var dårlig. Dette blir kalt for den «grønne løgn» (Lie et al. 2012). Tilstanden i skogen på begynnelsen av 1900-tallet ble brukt som et argument for modernisering av skogbruket og innføring av flatehogst, grøfting, gjødsling og planting av homogene bestander (ibid.) i tråd med funksjonalismens ånd på 1930-50 tallet (Frivold 1999). Omlegging til moderne, intensivt skogbruk har ført med seg betydelige endringer i landskapet og for biomangfoldet. Skogbruksnæringen har stått sterkt i Norge i lang tid, men i dag er sysselsettingen minkende på grunn av mekanisering og effektivisering. I følge NIBIO (2018) var det i 1950 28500 sysselsatte i skogbruket mens det i 2016 hadde sunket til drøyt 5500. Næringen sto i 2016 bare for 0,2 % av BNP (Statistisk sentralbyrå 2017). Samtidig rettes det store forventninger mot skogbruk som fornybar ressurs til erstatning av fossil energi i dagens grønne skifte.

### 1.3. Definisjoner og status for skog i Norge

Skog kan defineres på mange forskjellige måter basert på ulike egenskaper og formål. Den mest utbredte definisjonen er utarbeidet av FN og omfatter arealer på mer enn 0,5 ha med trær, som er eller har potensiale til å bli høyere enn 5 meter på voksestedet, og med mer enn 10 % kronedekke. Arealer midlertidig uten trær, for eksempel som følge av hogst, regnes fortsatt som skog. (FAO 2018; NIBIO 2018). Omfanget av skog i Norge, etter FAO sin definisjon sammen med annet tresatt areal, utgjorde i 2014 43,8 % av Norges landareal (NIBIO 2018).

Det er vanlig å skille mellom skogsmark og skogbruksmark hvor skogbruksmark betegner arealer som kan disponeres til skogbruk og som ikke er satt av til andre formål som for eksempel vern (NIBIO 2018). Som produktiv skog regnes skogbruksmark som årlig kan produsere gjennomsnittlig 1 m<sup>3</sup> trevirke inkludert bark, per hektar (Framstad et al. 2017; NIBIO 2018). Produktiv skogbruksmark utgjør 25,7 % av landarealet (NIBIO 2018). Den forstlig drevne produktive skogen kan også omtales som kulturskog, men Landskogstakseringen og kartleggingssystemet Natur i Norge versjon 2 (NiN v. 2) bruker begrepet normalskog om denne type skog (Halvorsen & Brattli 2017; Viken 2017).

Skogens alder er et tema som gjør seg gjeldende både i skogbruket, i forbindelse med hogstklasser (hkl) og bestandsalder, og i sammenheng med biologisk mangfold og verneverdier. Gammelskog er, som Hågvær og Berntsen (2011) sier det, et samlebegrep på all skog eldre enn hogstmoden alder. Henriksen og Hilmo (2015d) inkluderer også liten grad av hogstpåvirkning i definisjonen. Etter skogbrukets begrepsapparat tilsvarer gammel og eldre skog hkl IV (eldre produksjonsskog) og hkl V (hogstmoden skog). Dette er ikke direkte knyttet til biologisk alder men til bonitet og egenskaper ved treslaget, som regel er trærne i hkl V et sted mellom 80 til 120 år. Majoriteten (60,7 %) av skogen i Norge i dag er mellom 41-80 år (35,3 %) og 81-120 (25,4 %), mens bare 18,3 % er eldre enn 121 år, og kun 3,1 % av skogarealet over 160 år (Framstad et al. 2017). Ordentlig gammel og helt urørt skog - urskog som har oppstått naturlig på skogsmark helt uten menneskelig påvirkning, finnes knapt nok. Men fragmenter av urskogsnaer skog - «svakt menneskepåvirket skog, [...] med] høy alder og mye død ved i alle nedbrytningsstadier» (Hågvær & Berntsen 2011) kan man finne på enkelte steder.

Et viktig skille i biologisk og forvaltningsmessig sammenheng er forskjellen mellom naturskog og kulturskog (normalskog). Naturskogsbegrepet benyttes i mange sammenhenger med en vid betydning. Vanlige vide definisjoner er - skog der menneskelig påvirkning ikke vesentlig har endret naturlige prosesser (Nitare 2000; Rolstad et al. 2002), eller - skog som ikke har vært gjennom et omløp med åpne hogstformer (Storaunet & Rolstad 2015). Etter den siste definisjonen omfatter naturskog 25% av den produktive skogen (ibid.). NiN baserer seg på Landskogstakseringens naturskogsbegrep, som er mye strengere enn de foregående, noe som bidrar til mye forvirring rundt tema. Landskogstakseringens definisjon av naturskog - skog med naturskogs karakter, er «skog eller annet tresatt areal som viser en naturlig dynamikk, slik som treslagssammensetning, forekomst av død ved, aldersstruktur og foryngelsesprosesser. Arealet må være stort nok til å ivareta det naturlige særpreget (> 5 daa)» (Viken 2017 s. 69), i tillegg må to av tre tilleggskriterier tilfredsstilles, hvor kravene omhandler død ved, høy alder og sjiktning. NiN v. 2 stiller ikke samme krav til arealomfang, og baserer seg på forekomst av store trær isteden for høy alder, som kan være vanskelig å påvise i felt, men følger ellers samme strenge krav når naturskog skal skilles fra normalskog. Dermed faller majoriteten av skog som kartlegges med NiN under normalskogsbegrepet til tross for stor variasjon og potensielle forskjeller i biologisk verdi. Bare 1,6% av den norske skogen er i dag definert som naturskog etter den strenge definisjonen, og av dette er hittil bare 18% vernet (Framstad et al. 2017).

Den delen av kulturskogen som var gjenstand for ekstensiv plukkhogst før det moderne skogbrukets inntog, som ikke har gjennomgått åpen hogst men allikevel bærer preg av menneskelig påvirkning (det er mindre død ved enn naturlig og hogststubber finnes), nærmer seg nå naturskogs kvaliteter og kan omtales som naturskogs nær skog. I følge NiN v. 2 inkluderer dette skogsmark med tydelige spor etter tidligere skogbruksdrift, men med en dynamikk som i stor grad samsvarer med den naturlige skogsdynamikken (Halvorsen et al. 2016; Halvorsen & Brattli 2017).

Det finnes ytterligere måter å kategorisere og kvantifisere skog på, men uansett definisjon er den biologisk gamle og viktige skogen underrepresentert og utsatt i dagens landskap. Slik gammel skog, med naturlig skogdynamikk og utvikling over lang tid gir et mangfold av ulike suksesjonsstadier og livsmiljøer til utallige organismer, og er dermed en hovednøkkel for bevaring av biologisk mangfold og for en rekke økosystemtjenester (Gjerde et al. 2009). I denne undersøkelsen legges den strenge definisjonen av naturskog til grunn, og videre omtale av skog inkluderer blant annet betegnelsene naturskogs nær skog og kulturskog/normalskog slik det er beskrevet over.

#### 1.4. Konsekvenser av skogbruk

Naturpanelet (IPBES) fastslo nylig, i en samlet vurdering av verdens biodiversitet og økosystemtjenester at arealendringer er den viktigste årsaken til tap av biomangfold i Europa og Sentral Asia, dette inkluderer økende intensivering av konvensjonelt jord- og skogbruk (IPBES 2018). Den største trenden er intensivering av skogbruket, og som følge reduseres biomangfoldet og mange av naturens materielle og immaterielle bidrag. For eksempel har økt bruk av skogsvirke til biodrivstoffproduksjon påvirket naturen negativt, på bekostning av regulerende tjenester som jorddannelse, pollinering og vannkvalitet i regionen (ibid.). Skogbruket i Fennoskandia har allerede i flere tiår vært blant det mest effektive og mekaniserte i verden (Esseen et al. 1997; Gamlin 1988), og det har medført fundamentale habitatendringer over store arealer. Moderne skogbruk med flatehogst, transport og planting er den klart viktigste påvirkningsfaktoren og regnes som hovedtrusselen mot biodiversitet i skog i Norge (Gjerde et al. 2009; Henriksen & Hilmo 2015b; Rudolphi et al. 2014). Slik virksomhet truer en rekke arter ved at fragmentering, homogenisering og undertrykking av naturlig dynamikk endrer landskapet og fjerner levesteder. Det er estimert at så mye som 75 % av den tidligere plukkhogde skogen har blitt flatehogget siden 1950-tallet (Storaunet & Rolstad 2015), og en del bestander nærmer seg i dag igjen hogstmoden alder. Det som fortsatt finnes av arealer som bare har

vært plukkhogget og ikke tilplantet, begynner nå å utvikle struktur og aldersfordeling som ligner naturskog. Når skogbruket også hugger slik skog medfører dette en kraftig endring av disse arealene.

I dag domineres den norske skogen av bartrær, med tyngden på gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus sylvestris*) i tillegg til bjørk (*Betula* sp.). De boreale løvtrærne rogn (*Sorbus aucuparia*), osp (*Populus tremula*) og selje (*Salix capera*) er også nokså vanlige. Spredte forekomster av gran har eksistert i Norge i mer enn 8 000 år (Kullman 2013), men det var først for 3000 – 2000 år siden at granskogen virkelig invaderte fra øst (Moen 1998, Seppä et al 2009). Granas inntog fortrenget i stor grad tidligere dominerende løvtrær som hassel (*Corylus avellana*), or (*Alnus* sp.) og lind (*Tilia cordata*) (Seppä et al. 2009). Endringen av skogbildet i moderne tid har bestått av (blant annet) homogenisering og fortetting gjennom tilplanting av enkeltarter. Gran er den viktigste arten for skogbruket, og 65 % prosent av den produktive skogen består hovedsakelig av gran eller furu. I 2016 var 96 % av det som ble registrert plantet ut gran, mens 3,6 % var furu (NIBIO 2018). Den høyeste tettheten av gran finnes på det sentrale Østlandet med forekomster fra 110 m<sup>3</sup> per hektar (Seppä et al 2009). Gran danner tette og skyggefulle bestander og forsurer jordsmonnet. Den fortrenger mer lyskrevende arter, som for eksempel lind, som i utgangspunktet hadde samme nisje her på Østlandet, men som trenger mer lys og varme for å produsere fertile frø (Piggott 1991; Piggott & Huntley 1981; Seppä et al. 2009). Fortetting av skogen gir også negative konsekvenser for en rekke karplanter og arter som er avhengige av mer lysåpne forhold. Eksempelvis har Gauslaa et al. (2007) vist at lungenever (*Lobaria pulmonaria*) hadde dårligere overlevelse i tett ungskog enn på hogstflater og gjensatte trær.

Av alle Norges 44 000 arter er omtrent 26 400 knyttet helt eller delvis til skog (Henriksen & Hilmo 2015d), 47,6 % (1122 arter) av alle truede arter på den norske rødlista fra 2015 finnes i skog (Henriksen & Hilmo 2015a), og 84 % av de truede artene som lever i skog er knyttet til gammel skog (Henriksen & Hilmo 2015d). Ledddyr, sopp og lav er blant de mest artsrike organismegruppene og samtidig de med flest truede arter i skog (Gjerde et al. 2009; Henriksen & Hilmo 2015d). Død ved er et nøkkelement i naturlig skog og utgjør det viktigste livsmiljøet for majoriteten av artene i disse gruppene, samtidig som det er et strukturelt element som det virkelig krever tid å utvikle. Den tidligere plukkhogde skogen (dagens gammelskog) skiller seg fra urskog ved at det er få trær over 200 år gamle og mengden død ved er langt mindre (Gjerde et al. 2009). Basert på tall fra Landskogtakseringen estimerer Framstad et al. (2017) et gjennomsnitt på 9,4 m<sup>3</sup> død ved per hektar for all skog i landet. For produktiv skog er det anslått at det var 12 m<sup>3</sup> per hektar i 2010 (NIBIO 2018). Selv om mengden død ved er økende i dag (NIBIO 2018) er det vesentlig mindre enn naturlige forekomster på 60 – 90 m<sup>3</sup> per hektar slik det er rapportert om fra urskogslignende barskog i Norden (Gjerde et al. 2009).

#### 1.4.1. Skogbrukets konsekvenser for epifyttisk lav

Moderne skogbruk og særlig flatehogst fører med seg tap av habitat i tid og rom for mange arter. Fragmentering av habitatene kan være alvorlige barrierer for spredning og fører med seg kantsonneffekter som endrer livsmiljøenes lysforhold og lokalklima, også langt innover i det resterende bestandet (Esseen et al. 1997; Esseen 2006). Skadelige effekter kan være uttørking og mekanisk slitasje fra vind og vær. Fordi mange laver, slik som arter i usneion- og lobarionsamfunnene, har strenge økologiske krav til levested ofte kombinert med begrenset spredningsevne og sen reproduksjon, er de særlig utsatt for endringer livsmiljøet. Sammen med langsom vekst og at de er begrenset til forekomster av eldre skog, fører dette til at mange er truet av hogst. Slike arter kan fungere som indikatorer på verdifull skog (Esseen et al. 1996; Hauck 2011; Nitare 2000). Det er 309 truede lavarter (på det norske fastlandet) på den siste rødlista (Timdal 2015). De viktigste årsakene til rødlisting av laver er (i synkende viktighetsgrad) små bestander kombinert med bestandsreduksjon, svært små bestander, og habitater som er vurdert til å være i tilbakegang selv om artene fortsatt kan ha store bestander. Av lavartene som faller under det siste kriteriet er 21 tilknyttet gammelskog (ibid.), hvor flatehogst og treslagsskifte utgjør den viktigste trusselen (Timdal 2015). Men ikke alle arter er kravstore. Blant de mindre kravstore artene finner vi lavarter i

pesudevernionsamfunnet, disse har som regel god sprednings- og reproduksjonsevne. Vanlig kvistlav (*Hypogymnia physodes*) og papirlav (*Platismata glauca*) er arter det ofte er rikelig av i yngre skog.

## 1.5. Natur i Norge - bakgrunn, utvikling og metodikk

Prinsippet om kunnskapsbasert forvaltning av natur er nedfelt i norsk lov med Naturmangfoldloven (2009) § 8. Lovens hovedformål er å sikre at «...naturen med dens biologiske, landskapsmessige og geologiske mangfold og økologiske prosesser tas vare på ved bærekraftig bruk og vern.»

Kunnskapsgrunnlaget og informasjon om Norges mangfoldige natur har hittil vært basert på en rekke metodikker og initiativer, og er til dels tilgjengelig sprett over mange ulike kilder. Informasjonen er dermed uoversiktlig, kanskje vanskelig tilgjengelig og lite samkjørt for forvaltningen. I representantforslag 8:89 S (2013-2014) til stortinget heter det at «Mangelen på helhet i oppbygging, tilgjengeliggjøring og bruk av kunnskap om naturmangfoldet er vesentlig til hinder for å nå naturmangfoldlovens mål» (Lundteigen & Arnstad 2013-2014 s. 1).

Den viktigste metodikken i senere tid er naturkartlegging etter DN-Håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Denne ble til som følge av stortingsmeldingen «Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling» (nr. 58 1996-1997), med første utgave i 1999. Den beskriver metode for verdisetting av biomangfold og forvaltning i kommunene, hvor 56 utvalgte naturtyper, spesielt viktige for biomangfold, er omfattet. De politiske føringene på kommunene å kartlegge og verdiklassifisere sine biologiske verdier. Oversikt over og planleggingen av hvordan naturressursene disponeres er grunnleggende for god forvaltning, og blant annet ble det påpekt at summen av mange små inngrep kan gi konsekvenser for biomangfoldet. Siden 1999 har naturtyperegistreringen etter DN-Håndbok 13 fungert godt og bidratt med datagrunnlag for forvaltningen fritt tilgjengelig fra DN's Naturbase på nett. Brukt riktig og i henhold til oppdateringer, mener Thylén et al. (2017) at metoden både er en objektiv, etterprøvable og verdinøytral måte å fange opp de mest verdifulle arealene på. Det ble fra 2012-arbeidet med en revidering av metoden, men dette ble stoppet rundt årsskiftet 2014-15 da NiN ble innført som foretrukket metodikk.

Stortingsmeldingen om samordning og sektoransvar for biologisk mangfold (St.meld. nr. 42 (2000-2001)) ligger til grunn for utviklingen av NiN (Bryn & Halvorsen 2015). På bakgrunn av denne meldingen ble Artsdatabanken startet opp med hensikt å, blant annet, «etablere et kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold» (Lundteigen & Arnstad 2013-2014 s. 3). Under Artsdatabanken og ledelse av Universitetet i Oslo (UiO) startet en ekspertgruppe ledet av professor Rune Halvorsen utviklingen av NiN i 2006. Målet var å skape et heldekkende, verdinøytralt flerbrukssystem med felles begrepsapparat til bruk på tvers av sektorer, for å beskrive all natur i Norge. Type- og beskrivelsessystemet skal fungere som «verktøy for å beskrive variasjon i naturen og for kartlegging av natur, samt et grunnlag for arbeidet med å vurdere naturtyper for rødlisten» (St.meld. nr. 14 (2015-2016) s. 13). Den ultimate hensikten med kartlegging er å motvirke tap av biomangfold, og bevare levevilkår for fremtidige generasjoner (jmfør Rio-konvensjonen (1992), Grunnlovens § 112 og Naturmangfoldloven av 2009), men kartleggingen skal nå også ligge til grunn for planlegging, disponering og forvaltning av ressurser og arealer, hvor vernearbeid og bevaring av rødlistearter står sentralt. Data fra en rekke kilder, innhentet gjennom blant annet tidligere kartleggingsformer er brukt som grunnlag for utviklingen av generaliserte artslister som videre brukes til å utlede naturtyper. I tillegg er det utviklet et detaljert beskrivelsessystem for videre beskrivelse av naturen. Med inst. 144 S (Elvestuen & Hansson 2015) og i stortingsmeldingen 'Natur for livet' (St.meld. nr. 14 (2015-2016)) ble det fastslått at all offentlig kartlegging skal gjøres etter dette nye systemet.

### 1.5.1. Skogkartlegging med NiN

Ettersom skog er det hovedøkosystemet som dekker størst landareal i Norge er det naturlig nok også det mest omfattende biomet i NiN. Det kan inndeles i totalt 38 ulike grunntyper på bakgrunn av 57 lokale komplekse miljøvariabler (LKM'er), og med en del underordnede LKM'er beskrives ytterligere variasjon under beskrivelsessystemet. Skog finnes i to av NiNs natursystemer – fastmarksssystemer (T) og våtmarkssystemer (V). Skogsmark (T4) omfatter alle «fastmarksarealer som tilfredsstillers skogsmarkdefinisjonen og som ikke påvirkes av flom» (Artsdatabanken 2017d). Denne hovedtypegruppen deles inn i 20 grunntyper (og like mange kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 C). I tillegg finnes det også skog under flomskogsmark (T30) som omfatter 7 grunntyper (4 kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 C), myr og supmskogsmark (V2) som omfatter 8 grunntyper (3 kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 C), og hovedtypegruppen Strandsumpskogsmark (V8) med 3 grunntyper (3 kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 C). Beskrivelsessystemets variabler deles inn i 9 grupper av ulike kilder til variasjon. Disse inkluderer artssammensetning, geologisk sammensetning, landform, naturgitte objekter, regional naturvariasjon, tilstandsvariasjon, terrengformvariasjon og romlig strukturvariasjon. Den sammensatte tilstandsvariabelen skogbestandsdynamikk (7SD) under grupperingen tilstandsvariasjon, plasserer et skogbestand først på grunnlag av type bestandsdynamikk i kategoriene normalskog (kulturskog) eller naturskog, videre kan det kategoriseres i normalskogens suksesjonsstadier (7SD-NS) eller i naturskogens utviklingsfaser (7SD-NU).

Som nevnt over baserer NiN seg på Landskogstakseringens definisjon ved identifisering av naturskog men bruker begrepet med betydningen «skogsmark med trebestand fremkommet ved naturlig foryngelse av stedegent materiale, der menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller er utført på en slik måte, at skogsmarksystemets naturlige struktur, sammensetning og økologiske prosesser dominerer» (Halvorsen et al. 2016 s. 513). Naturskogen bestemmes på bakgrunn av fravær av tekniske inngrep, fremmedarter og hoggestubber, og deretter med minimums terskelverdier for forekomster av død ved, flersjiktethet og antall store trær på ulike boniteter. Et flytdiagram utviklet av Halvorsen og Bratli (2017) illustrerer prosessen (vedlegg 1), utfyllende forklaring av tilstandsvariabelen skogbestandsdynamikk finnes på side 512 i Halvorsen et al. (2016).

### 1.5.2 Foreliggende kritikk

NiN er i dag stadig under utvikling og utprøving samtidig som det er tatt i bruk i kartleggingsoppdrag bestilt av det offentlige. Dette har ført med seg en del kritikk, både av innføringen av et uferdig og lite utprøvd system, og av uklarheter og svakheter i metodikken, særlig med tanke på verdisetting, ressursbruk og måloppnåelse i forhold til skogvern. Så langt synes ikke metoden å være god nok. I 2016 initierte Miljødirektoratet utprøving og evaluering av NiN v. 2 som verktøy for registrering av naturfaglige verdier i skog. I de fire rapportene fra disse evalueringene kom det frem omfattende mangler ved flere aspekter av metodikken som kan føre til at reelle skogsverdier ikke fanges opp. Flere av rapportene påpeker problematikk rundt at det fokuseres på enkeltelementer fremfor et helhetlig syn på skogen (Midteng et al. 2017 s. 7; Thylén & Blindheim 2017). Videre inkluderes ikke tids- og romaspektet, elementer fra populasjonsdynamikk og landskapsøkologi som er viktige for bestanders overlevelse og sikring av genetisk mangfold. Et eksempel på utfall av fokus på enkeltelementer ble vist av BioFokus, hvor Gutulisjøen vest (en del av Gutulia Nasjonalpark, Engerdal kommune i Hedmark) ved prøvekartlegging bare kom ut med middels verneverdi til tross for at det er et av få gjenværende områder i Norge med urskogspreg (Thylén & Blindheim 2017).

NiN etterstreber operasjonelle, etterprøvbare og internt uavhengige parametere. Bruk av målbare variabler øker etterprøvbarheten og muligheten for kontroll, men forutsetter at variablene som måles er relevante og treffsikre, og de må stå i forhold til ressursbruk, både menneskelig og økonomisk. Kartleggingspraksis i DN-13 har høyere grad av presisjon i forhold til måloppnåelse, men liten etterprøvbarhet og stor makt hos kartlegger (gjennom utøvelse av skjønn). Ønsket om målbare

variabler, etterprøvnbarhet og kontroll for å minimere bruken av skjønn fører til større bruk av detaljregistreringer, dette kan redusere treffsikkerheten og stiller store krav til metoden samtidig som det er tidkrevende. I forhold til beskrivelsessystemet er det påpekt en vesentlig svakhet i at variablene, og trinnvis inndeling av disse, ikke er basert på fagutredninger (slik som inndelingen i naturtyper er) og således kun er «basert på synsing med sviktende dokumentasjon» (Gaarder et al. 2017 s. 71). Behovet for videre utredninger er dermed stort.

Faren for systemfeil, at skjønnsutøvelse blir skjult og feilaktig fremstilling av objektivitet er stor i et slikt rigid system uten muligheter for prosa. Manglende prosamulighet gjør også at forvaltningsrelevant informasjon ikke fanges opp. Dette kan, som flere påpeker, være i strid med overordnede mål, med formålsparagrafen og §§ 8 -12 i naturmangfoldloven, samt med god forvaltningspraksis. Som eksempel trekker Gaarder et al. (2017) frem elementer fra konsekvensutredningsprosess, slik som vurdering av usikkerhet, avbøtende tiltak og utredelse av 0-alternativ, som ikke inngår i beslutningsgrunnlaget for avgjørelser basert på NiN-kartlegging, det stilles dermed ikke samme krav til kunnskapsgrunnlaget i vernesaker som i andre plansaker.

Tilstandsvariabelen skogsbestandsdynamikk, som er vesentlig i forhold til utskillelse av verdifull skog, og flere av variablene som inngår i vurderingen etter naturskogskriteriet vies mye kritikk, den viktigste rettes mot bruken av parameterne hoggestubber, død ved og store trær. I denne analysen ser jeg først og fremst på variablene tilknyttet til naturskogsbegrepet og skogsbestandsdynamikk.

## 1.6. Mål og problemstilling

Med bakgrunn i utviklingen i Norges skoger og kritikken av kartleggingsmetodikken i NiN v. 2 synes det vesentlig å undersøke om metodikken fungerer etter hensikten - å effektivt å fange opp verdier i skog, slik overordnede statlige og internasjonale mål om bevaring av biomangfold krever. Flere har påpekt behovet for ytterligere analyser som kan legges til grunn for et standardisert system for kartlegging og verdisetting, blant annet av sammenhengen mellom dagens habitatkvalitet og biodiversitet i skog som følge av ulik historisk påvirkningsgrad (Gauslaa et al. 2008; Lie et al. 2012; Sverdrup-Thygeson et al. 2016a). Sverdrup-Thygeson et al. (2016b) har stadfestet at bruk av flybåren laser (ALS) effektivt kan skille på strukturelle forskjeller i gammel skog. Strukturforskjeller kan tyde på ulik hogsthistorikk, som igjen gir grunnlag for variasjon i biologisk mangfold, både forekomst av ulike arter og mengde av disse. En rekke studier har sett på artsmangfold i ulike former, mens det finnes færre gode studier som omhandler biomasse av arter eller artsgrupper (Gauslaa et al. 2008). Som bidrag til dette har jeg i denne masteroppgaven testet bruken av kategorisering etter naturskogsdefinisjonen i NiN v. 2s tilstandsvariabel skogsbestandsdynamikk (7SD), samt undersøkt mengden biomasse av epifyttisk makrolav i gammel produktiv skog, med hensikt å understøtte argumentet om at det er viktige forskjeller innad i normalskogen som følge av ulik påvirkningsgrad.

Undersøkelsen omfattet eldre produktiv skog (det vil si hkl IV – eldre skog og hkl V - hogstmoden skog) i to kategorier. Begge skogtypene faller inn under normalskogsbegrepet i NiN v 2, men historikken tilsier at det burde være vesentlige kvalitetsforskjeller mellom dem. De eldste undersøkte områdene består av skog som tidligere kun har vært plukkhogget. Denne skogen kan ofte betegnes som naturskogs nær skog og omtales videre hovedsakelig som det. Som nevnt over inkluderer dette «skog med synlige spor etter tidligere skogsdrift» (Halvorsen et al. 2016; Halvorsen & Brattli 2017 s 129) men som nærmer seg naturskogsens kvaliteter i struktur og andre egenskaper. Den andre kategorien består av kultivert skog som tidligere har gjennomgått én flatehogst og som nå er i, eller nærmer seg hogstmoden alder på ny. NiN v. 2 kategoriserer dette som normalskog, men i denne sammenhengen omtales denne skogen som gammel kulturskog.

Målet med undersøkelsen var todelt: 1) å undersøke om enkel kartlegging med NiN v. 2 kan skille på eldre normalskog av ulike kvaliteter i henhold til tilstandsvariabelen skogsbestandsdynamikk (7SD) og

naturskogskriteriet, og 2) undersøke om det er forskjeller i mengden av epifyttisk lav, målt i gram biomasse i de to skogtypene. Prediksjonen var at NiN ikke så godt skiller ut den naturskogsnære skogen men kategoriserer denne på linje med gammel kulturskog – altså at begge havner innenfor normalskogsbegrepet. Dette vil kunne føre til at identifisering av de mest verdifulle segmentene av normalskog ikke fanges opp av kartlegging som har til hensikt å skille ut verdifull skog, og at de viktigste bestandene, biologisk sett, innenfor produktiv skog som ikke ennå er vernet, ikke fanges opp. Forskjeller i lavbiomasse mellom skogtypene vil kunne understøtte påstanden om at det er vesentlige forskjeller av betydning innenfor skog under normalskogsbegrepet. Ved å belyse denne problematikken håper jeg å kunne gi et lite bidrag til prosessen med bevaring av natur som livsgrunnlag og levesteder for stort og smått også i fremtiden.



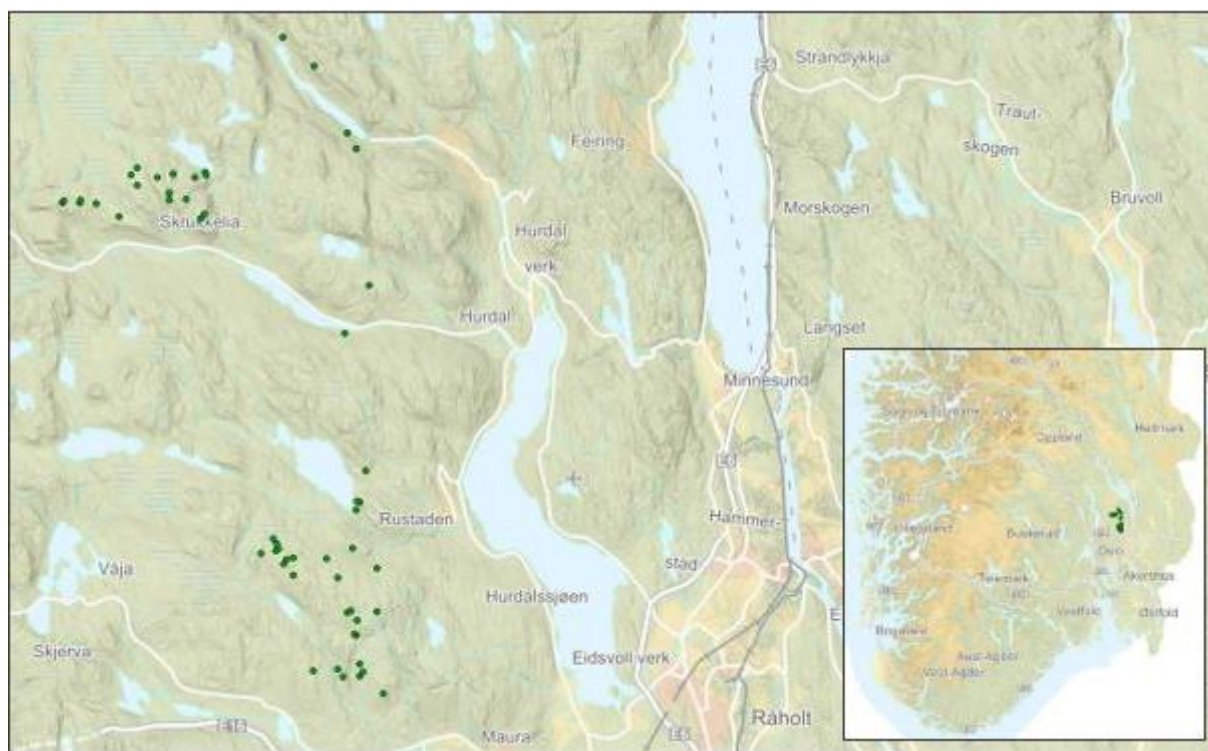


1. Lavprøve - greinsegment (30 cm) med epifyttisk lav. 2. Kartlegging av gammel kulturskog. 3. Død ved i ulike stadier av nedbrytning. Foto E Fjellberg.

## 2. Metode

### 2.1. Undersøkellesområde og prøveflater

Skogarealene i undersøkelsen eies og driftes av Mathiesen Eidsvoll Værk ANS (MEV) og ligger på mellom 400 til 760 moh. i Akershus og sør i Oppland fylke, nord for Oslo (N60°23', E10°55'). MEVs skogareal dekker totalt 350 000 dekar hvorav 295 000 er produktiv skog (Mathiesen Eidsvoll Værk 2018). Bedriften ble startet allerede i 1671 og nåværende eier Haaken Eric Mathiesen er 10. generasjons skogeier (ibid). Dermed kan virksomhetens historikk føres en god stund tilbake i tid. Kart over området med markering av prøveflatene vises i figur 1.



Figur 1. Kart over Hurdalsområdet i målestokk 1:250 000, med de aktuelle prøveflatenes beliggenhet markert med grønne punkter. Innskutt er oversiktskart over plassering i landet. Kartet er fremstilt i QGIS 2.18.5 med Norges grunnkart fra Kartverket som bakgrunn.

Grunnlaget for vegetasjonen i området dannes av morenemateriale, stedvis med torv og myrdannelser og tynt dekke med bart fjell, over intermediære og sure permiske bergarter i den nordre delen av det Oslofeltet (Norges Geologiske Undersøkelse 2018). Området ligger i svakt oceanisk vegetasjonsseksjon og mellomboreal vegetasjonssone. Her er den gjennomsnittlige årsnedbøren på 700 - 1500 mm og gjennomsnittlig årstemperatur på 0 - 4 °C (Moen 1998). Skogen i området består for det meste av boreal barskog dominert av gran med spredte forekomster av furu, bjørk og andre boreale løvtrær. Som Naturtype etter NiN v. 2 bestod vegetasjonen på undersøkelsesflatene hovedsakelig av blåbærskog (NiN kode T4-1) med noen forekomster av rikere og tørrere typer. I bunn- og feltsjiktet var furumose (*Pleurozium schreberi*), torvmoser (*Sphagnum* sp), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), smyle (*Avenella flexuosa*) og småbregner vanlig på de fleste lokalitetene.

Skogbestandene og prøveflatene i undersøkelsen har tidligere vært gjenstand for flere analyser (Sverdrup-Thygeson et al. (2016b), Gough et al. (upublisert) og flere masteroppgaver ved NMBU). Prøveflatene ble etablert, basert på kartanalyser utført av A. Sverdrup-Thygeson, i forbindelse med testing av flybåren laser til kartlegging og overvåking av naturskog. I alt 57 sirkulære prøveflater á 750 m<sup>2</sup> ble befart. Disse hadde ulik aldersstruktur fordelt på eldre naturskogsnaer skog (31 prøveflater) og gammel kulturskog (26 prøveflater). Den naturskogsnaere skogen består av bestander som allerede i 1954 ble betegnet som gamle, og som fortsatt står i dag. Gamle kulturskogsbestander består av skog som har vært gjennom flatehogst og enten var betegnet som ung skog i 1954 eller som ble hugget i løpet av de neste par årene og betegnet som ung i 1964 (Sverdrup-Thygeson et al. 2016b).

## 2.2. Feltarbeid

Kartleggingen av prøveflatene og innsamling av lavprøver ble utført i samarbeid med Margrethe Fønhus Skeie i løpet av juni og juli 2017. Noen prøveflater ble besøkt i fellesskap for å samkjøre metodikken, resterende prøveflater fordelte vi mellom oss for å øke effektiviteten. To av de aktuelle prøveflatene var avvirket ved befaring (disse kan gis NiN-kode: 7SB-HI-ÅF-SH: Skogbruk – Hogstinngrep - Åpen foryngelseshogst - snauhogst), og her ble det ikke gjort videre registreringer. I tillegg var tre av de innsamlede lavprøvene uegnet for videre analyse. Dette ga datagrunnlag for analyse fra NiN-kartlegging på n = 55, og for analyse av lavprøver n = 52.

### 2.2.1. NiN – utvalgte variabler og feltmetodikk

For å kartlegge skogen med hensikt å kategorisere prøveflatene som enten naturskog eller normalskog, ble utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet plukket ut på bakgrunn av en foreløpig tabell over kartleggingsvariabler som var aktuelle for skogkartlegging i sesongen 2017 (pers. med. Gunnar Kjærstad, Miljødirektoratet. 15.06.2017) (vedlegg 2) og beskrivelsen av tilstandsvariabelen 7SD-skogsbestandsdynamikk i Halvorsen et al (2016). Variablene var fra variabelgruppen 1:

Artssammensetning og 4: Naturgitte objekter:

- Tresjiktdekning i %
- Busksjiktdekning i %
- Forekomst av bark- og vedboende arter (indikatorartene mjuktjafs (*Evernia divaricata*), huldrestry og lungenever)
- Gadd, antall
- Læger, antall og nedbrytningsgrad
- Rotvelt, antall
- Store trær, antall
- Antall trær med spesielt livsmedium (brannspor, hengelavstre, hule lauvtrær og rikbarkstrær).

Nærmere beskrivelse av variablene finnes i vedlegg 3, forøvrig henvises det til forklaringer i Halvorsen et al. (2016). Elementene fra grunnkriteriet og første hovedkriterium for utskillelse av naturskog (som innebærer fravær av fremmedarter og tekniske inngrep og hoggestubber) ble ikke inkludert i utvalget ettersom skogsdrift hadde forekommet på samtlige prøveflater, og det dermed var underliggende at blant annet hoggestubber fantes. Der det forekom andre spesielle elementer ble dette ikke fanget opp fordi det ikke inngikk i skjema ('bestillingen'), eksempelvis brannspor i bakken, eller viktige variabler rett utenfor prøveflaten. Skjemaet som ble brukt til registrering av NiN-variabler finnes i vedlegg 4.

Ut i fra et midtpunkt med gitte koordinater ble det målt opp et sirkulært areal på 750 m<sup>2</sup> (r: 15,45 m). Der eksisterende merke for midtpunkt ikke ble lokalisert bestemte vi selv et midtpunkt der GPS anga det aktuelle koordinatet. Ved hjelp av forhåndsoppmålt tau ble ytterpunkter i hver himmelretning, samt der det ellers var behov, markert med rødt merkebånd, disse ble fjernet etterpå. Arealet ble undersøkt for arter til bestemmelse av grunntype og de utvalgte variablene fra beskrivelsessystemet ble registrert. Normalt i NiN-kartlegging utfigureres ulike grunntyper og egenskaper i polygoner med gitte minstepåtagelser avhengig av målestokk og oppløsningen på kartleggingen. Den mest anvendte målestokken er 1:5000 (angitt med C) hvor minstepåtagelsen for et polygon er 250 m<sup>2</sup>. Ettersom vi forholdt oss til gitte 750 m<sup>2</sup> i sirkulære prøveflater unnlot vi dette. Fastsettelse av grunntype ble foretatt basert på vurdering av LKM'er og arter i felt- og bunnsjiktet (karplanter, moser og lav). Fullstendig oversikt over artene som ble observert og lagt til grunn er ikke inkludert i analysen. Tilslutt ble en lavprøve fra prøveflaten samlet inn og registreringer av prøvetreet notert.

### 2.2.2. Innsamling av lavprøver

Alle lavprøvene er samlet inn fra grantrær. Basert på subjektiv vurdering av mengden lav i trærne på den aktuelle prøveflaten ble et representativt tre ( $\geq 20$  cm dbh) med lavbevokste greiner innen rekkevidde uten bruk av hjelpemidler (opp til ca. 2 m over bakken) valgt ut for prøvetaking. Fra hvert prøvetre ble det målt opp et 30 cm langt greinsegment med mest mulig lav på. Deretter ble greinsegmentet fuktet med vann for å unngå fragmentering av laven ved håndtering. Greinsegmentet ble sagt av og lagt i pose og merket med prøveflatenummer og ID. For oppbevaring frem til videre behandling i januar 2018 ble prøvene overført til papirposer for å unngå muggdannelse, og lagret tørt. Skjema for registreringer tilknyttet lavprøvene vises i vedlegg 5, dette inkluderer en god del informasjon som ikke er benyttet i videre analyser.

## 2.3. Databehandling og analyse

Data om bestandsalder, bonitet og treslag, antall hoggestubber, sjiktning, grunnflateareal og antall trær per prøveflate er innhentet fra andre undersøkelser utført av blant annet Sverdrup-Thygeson et al. (2016b) og Gough et al. (upublisert). Bearbeiding og tilpassing av innsamlede data til prøveflatearealet, samt vurdering av prøveflatene etter naturskogskriteriene i NiN v. 2 ble gjort i Microsoft Excel 2016. Statistiske tester og fremstilling av figurer ble utført i R versjon 3.4.3 (The R Foundation 2017- <https://www.r-project.org>) med blant annet tilleggs pakken Tidyverse (<https://www.tidyverse.org/>).

### 2.3.1. Naturskogskriteriet

For å kunne vurdere om prøveflatene kvalifiserte som naturskog i henhold til NiN ble inngangsverdiene for kategorisering på gitte boniteter justert fra antall per hektar til arealet på prøveflatene. Tilpassede verdier vises i tabell v6.1 i vedlegg 6. Innhentet data viste at det forekom hoggestubber på samtlige prøveflater unntatt et. Skogen måtte derfor sees som naturskogs nær, og videre vurdering ble gjort etter andre hovedkriterium og tilleggs-kriteriene:

- Hovedkriterium 2: antall dødvedenheter – registreringene av død ved ble aggregert til totalantall dødvedenheter (gadd og læger).
- Tilleggs-kriterium 1: dødvedprofil - antall læger – etter nedbrytningsgrad - lite og mye.
- Tilleggs-kriterium 2: sjiktning – hvor det kreves flersjiktet utforming. NiN baserer seg på Landskogstakseringens definisjon av sjiktning, omtalt som en-, to- og fler-etaset skog, hvor aldersvariasjon er karakteristisk for fler-etaset skog (Viken 2017). Analyse ble basert på sjiktningmålinger fra skogbrukstakst.
- Tilleggs-kriterium 3: antall store trær - hvor dbh fra og med 40 cm og oppover hos de vanligste artene regnes som stort tre.

### 2.3.2. Bearbeiding av lavprøver

For å kunne måle lavbiomasse ble laven på greinsegmentene fuktet opp igjen, separert fra substratet manuelt og sortert i to grupper for hver prøveflate: makrolaver i form av blad- og busklaver (tallus med utpregede lobes slik som eksempelvis bristlav *Parmelia sulcata*, og tydelig avflatete greiner slik som elghornslav *Pseudevernia furfuracea*), og hengelav (skjeggaktige busklaver med trådformet tallus). Skorpelaver ble av praktiske årsaker ikke inkludert. Lavprøvene ble oppbevart i små papirposer og tørket ved 70 °C i 24 timer, deretter avkjølt til romtemperatur før veiing. Tørrvekten av busk- og bladlav, og hengelav ble registrert hver for seg og samlet som total vekt fra hver prøve. I hver prøve ble busk- og bladlav bestemt til art, mens strylav *Usnea* sp. (hovedsakelig hengestry *U. dasypoga*, men andre kan ha forekommet) og skjeggglav *Bryoria* sp. ble registrert som grupper. Funn av gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*) ble registrert som art men veid sammen med strylav og skjeggglav i hengelavsgruppen.

### 2.3.3. Statistiske tester

For å avgjøre hvilke statistiske tester som var egnet for videre analyse av responsvariablene fra kartleggingen og lavprøvene ble datafordelingen testet med en Shapiro-Wilk normalitetstest. Majoriteten av variablene var ikke normalfordelte og ble testet med Mann-Whitney-Wilcoxon-test for to uavhengige prøver. Normalfordelte variabler ble testet med f-test for varians og videre med t-test for fordeling på to grupper. Spearman rank korrelasjonskoeffisient ble benyttet for å se etter sammenhenger mellom variabler. Signifikansnivå for alle testene var  $\alpha = 0,05$ .



1- 3. Prøveflatene som kvalifiserte som naturskog i henhold til NiNs naturskogskriterium: 1. Gammel kulturskog 2. Gammel naturskogsnær skog med død ved. 3. Skjørtegran i gammel naturskogsnær skog. 4. En av de vanligste lavene fra lavprøvene – grå fargelav (*Parmelia saxatilis*). Foto nr. 1 og 4 E. Fjellberg, nr. 2 og 3 M. Fønhus Skeie.

## 3. Resultater

### 3.1. NiN-kartlegging

Ved siden av innsamling av lavprøver og registrering av ulike variabler etter NiN v 2. ga kartleggingen grunnlag for å utlede naturtyper i felt. I bestemmelsen av grunntype (kartleggingsenheter) ble i alt 46 av prøveflatene plassert i den fuktigste enden av uttørkingsfaregradienten (UF-1'ab'). Blåbærskog (T4-C1) er en relativt fuktig skogtype som domineres av moser ( gjerne torvmoser) i bunnsjiktet, og er dermed ofte gunstig for en rekke epifyttiske laver som foretrekker miljø med stabil luftfuktighet. I alt 35 av prøveflatene besto helt eller delvis av denne grunntypen som også er blant de vanligste i hele landet. I tillegg ble 11 prøveflater bestemt helt eller delvis til svak lågurtskog (T4-C2) som er hakket mer næringsrikt enn blåbærskog (nivå KA-2'de' på kalkinnhold-gradienten) men like fuktig. Resterende prøveflater ble bestemt til nærliggende grunntyper; tørrere - bærlyngskog (T4-C5), rikere – lågurtskog (T4-C3) og kildevannspåvirket – høgstaudeskog (T4-C18) og storbregneskog (T4-C17). En prøveflate var sammensatt med nedbørsmyr (ombrotrof myrkant V3-C2) og bærlyngskog. Nærmere beskrivelse av de ulike grunntypene finnes i Bratli et al. (2017).

#### 3.1.1. 7SD – skogbestandsdynamikk

Naturskogskriteriene kan sies å være nokså strenge og kun få av prøveflatene kvalifiserte som naturskog (7SD-NU). Siden prøvebestandene er valgt ut med hensikt å undersøke hogsthistorikkens effekter og det er funnet stubber på samtlige prøveflater (unntatt en) ble det i denne analysen sett bort ifra grunnkriteriet og første hovedkriterium (fravær av fremmede arter, tekniske inngrep og hoggestubber). Det ene unntaket uten hoggestubber kan skyldes tilfeldigheter eller utformingen av landskapet og ble derfor ikke regnet som forekomst av naturskog. Prøveflatene ble vurdert etter 2. hovedkriterium hvor samlet antall dødvedenheter over en gitt mengde resulterer i mulig naturskog. Endelig kategorisering som naturskog var avhengig at to av tre tilleggskriterier ble oppfylt. Der kravet til mengde død ved ble oppfylt, ble det videre vurdert etter dødvedprofil på læger (det vil si fordeling av mye og lite nedbrutte læger), antall store trær, og om skogen var flersjiktet, de to første kriteriene med gitte minimumsverdier etter bonitet. I alt 27 prøveflater hadde nok død ved til å oppfylle 2. hovedkriterium. Av disse tilfredsstilte fem prøveflater kravet til dødvedprofil, 17 prøveflater tilfredsstilte kravet til antall store trær, mens ingen av prøveflatene var registrert som flersjiktet. Bare tre av prøveflatene oppfylte to tilleggskriterier og kom dermed positivt ut som naturskog etter denne tilnærmingen (se vedlegg 6). To av disse var gammel plukkhet skog på bonitet G8 og G11, og én var en tidligere flatehogst på bonitet G14. De resterende 49 prøveflatene ble dermed kategorisert som normalskog (7SD- NS).

Statistisk analyse av elementene i naturskogskriteriene viste ingen signifikante forskjeller i mengden av død ved (gadd og læger), men det var signifikante forskjeller mellom antall store trær i de to skogtypene (p-verdi < 0,001) (tabell 1 og figur 4B). Heller ikke for andre naturgitte objekter som ble kartlagt, slik som rotvelt og hengelavstrær var det forskjeller mellom skogtypene. Andre strukturelle elementer som inngikk i kartleggingen (brannspor, hule trær og trær med rik bark) forekom i så liten utstrekning at robust analyse ikke var mulig.

**Tabell 1.** Oversikt over parameterne som ga signifikante resultater. Responsvariablenes egenskaper for hver skogtype fordelt på totalantall observasjoner(n), antall observasjoner innen skogtypen (count), minimumsverdi (min), maksimumsverdi (max), gjennomsnitt (mean), standardavvik (sd), medianverdi (median) og variasjonsbredde i kvartiler (IQR). Variablene inkluderer antall arter funnet i lavprøven fra hver prøveflate, total mengde (gram) lavbiomasse målt i prøven, mengden blad- og busklav målt i gram, mengde hengelav i gram, andel hengelav av total biomasse, prøvetreets dbh, prøveflatens bestandsalder, antall store trær på prøveflaten, lengden av lengste målte gubbeskjegg (*A. sarmentosa*) målt på prøveflaten, estimert grunnflatesum av trærne på prøveflaten og estimert antall trær på prøveflaten. Variabler i kursiv er ikke basert på eget materiale men innhentet fra andre kartlegginger.

Variabel	n	Naturskogsnær skog							Gammel kulturskog						
		count	min	max	mean	sd	median	IQR	count	min	max	mean	sd	median	IQR
Antall arter	52	29	2	8	4,7	1,3	4	2	23	1	7	3,4	1,6	3	1,5
Total lavbiomasse	52	29	2	6,8	3,5	1,2	3	1,2	23	1	5,5	2,6	1,3	2,1	1,9
Busk- og bladlav biomasse	52	29	1,4	6,7	3,1	1,3	2,8	1,3	23	0,7	5,5	2,2	1,3	1,9	1,3
Hengelav biomasse	52	29	0	1,4	0,3	0,4	0,1	0,6	23	0	2,8	0	0,7	0,3	0,3
Andel hengelav av tot. biomasse	52	29	0	37,1	9,8	11,9	3,7	18,7	23	0	66,8	14,2	22,1	2,2	17,8
Prøvetreets dbh	52	29	23	62,1	37,4	9,7	34	12	23	12	54,1	29,8	10,1	29	11
Bestandsalder	55	30	88	128	109	16,4	118	30	25	58	148	98	25,7	96	40
Store trær	55	30	0	13	4,03	3,58	4	4,8	25	0	8	1,1	1,8	1	1
Lengste målte <i>A. sarmentosa</i>	55	30	0	25	11,7	9,2	13	19,8	25	0	20	5,3	7,6	0	14
Grunnflatesum per 0,75 daa	52	29	0,6	3,5	1,7	0,7	1,7	0,8	23	0,7	3,2	2	0,6	2	0,5
Antall trær per 0,75 daa	52	29	14	60	31,7	10,1	31	12	23	7	129	51,3	25,6	48	29

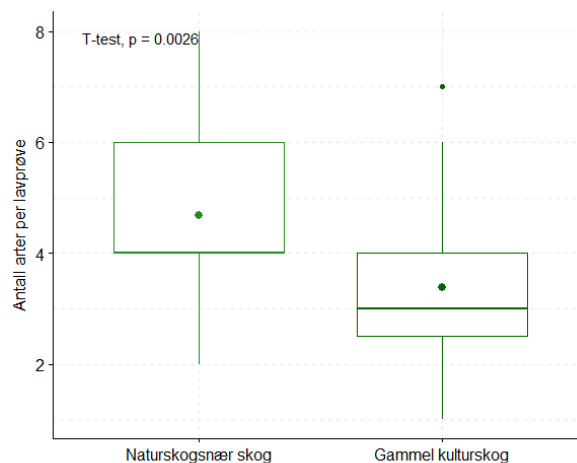
### 3.2. Lav - generelle funn

Det ble identifisert 9 ulike arter i 52 lavprøver, i tillegg til strylav (*Usnea* sp.) og skjeggglav (*Bryoria* sp.) som kun ble bestemt til slekt. Samlet veide all innsamlet lavbiomasse 159,71 g og biomassen per greinsegment varierte fra 1,0 til 6,8 g, (se tabell 1 som også gir en deskriptiv statistisk oversikt av variablene som brukt i analysene som ga signifikante resultater). Lavprøvene fanget ikke opp noen sjeldne eller truede arter, men det ble i kartleggingen også sett etter indikatorartene mjuktjafs (rødlistekategori VU), huldrestry (EN) og lungenever (LC), i tillegg til gubbeskjegg (NT). Det bør nevnes at det kun var et funn av lungenever innenfor prøveflatene og at huldrestry ble observert i området en gang men ikke på noen av prøveflatene. Mjuktjafs, som har sitt kjerneområde på Østlandet, men ingen kjente lokaliteter i undersøkelsesområdet (jamfør artsdatabanken.no) ble heller ikke observert.

Av den totale artssammensetningen i lavprøvene var det 8 blad- og busklaver. Blant disse var den vanligste arten papirlav som ble funnet i 51 av prøvene, og vanlig kvistlav som ble funnet i 46 av prøvene. De øvrige artene var bristlav (*Parmelia sulcata*), grå fargelav (*Parmelia saxatilis*), elghornslav (*Pseudevernia furfuracea*), vanlig kruslav (*Tuckermanopsis chlorophylla*), kulekvistlav (*Hypogymnia tubulosa*) og gullroselav (*Vulpicida pinastri*). Det var funn av strylaver i 25 prøver og skjeggglav i 27. Gubbeskjegg ble kun funnet i 4 av prøvene, alle fra gammel naturskogsnær skog (men ingen av NiN-naturskogflatene). Arten ble ellers observert og målt i 30 av prøveflatene, med gjennomsnittlig lengde på 16,15 cm. De lengste individene (25 cm) ble målt i den naturskognære skogen med bestandsalder på 88 og 128 år.

Til tross for at det ikke ble observert stort artsmangfold var det signifikant forskjell mellom antall arter i de to skogkategoriene (figur 2), hvor gammel kulturskog hadde tydelig færre arter enn naturskogsnær

skog (p-verdi = 0,001). Imidlertid viste antall arter ingen sammenheng med prøvebestandets alder ( $r = 0,12$ , p-verdi = 0,14 Spearman rank korrelasjonskoeffisient, ikke vist).



**Figur 2.** Fordelingen av antall arter funnet i lavprøvene fra de to skogtypene. Det var signifikant høyere antall arter i den naturskogsnære skogen med 4,69 som gjennomsnittlig antall arter og medianverdi på 4. I kulturskogen lå gjennomsnittet på 3,39 arter og medianantall 3.

### 3.3. Lavbiomasse i naturskogsnær skog og gammel kulturskog.

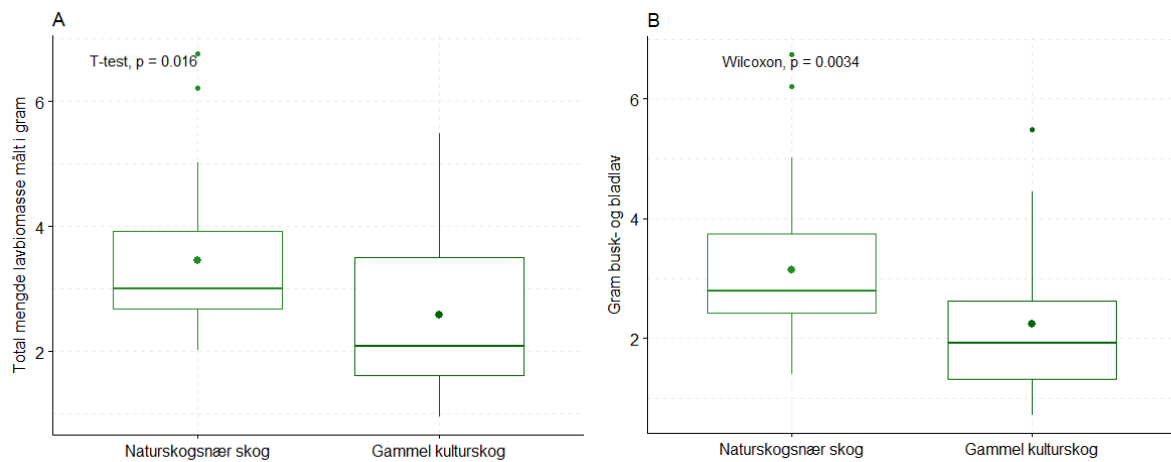
Resultatene av analysene viste at den naturskogsnære skogen hadde en mer åpen skogstruktur (som medfører bedre lysforhold) enn kulturskogen, dette ble gjenspeilet i den totale mengden lavbiomasse, hvor mengden blad- og busklav var utslagsgivende. Den naturskogsnære skogen så også ut til å være mest gunstig for gubbeskjegg, selv om dataene her var noe mer usikre.

Det var signifikante forskjeller i biomasse av lav i de to skogtypene (p-verdi = 0,016) hvor både median og gjennomsnittsverdi var lavest i kulturskogen. Det ble ikke funnet forskjeller i mengde av hengslav mens det var klart mest busk- og bladlav i den naturskogsnære skogen (p-verdi = 0,0034) (figur 3). Det ble heller ikke funnet sammenheng mellom biomasse og prøvetreets dbh eller bestandets alder ved hjelp av Spearman rank korrelasjonskoeffisient, selv om man kunne tenke seg at dette ville spille inn på mengden lav.

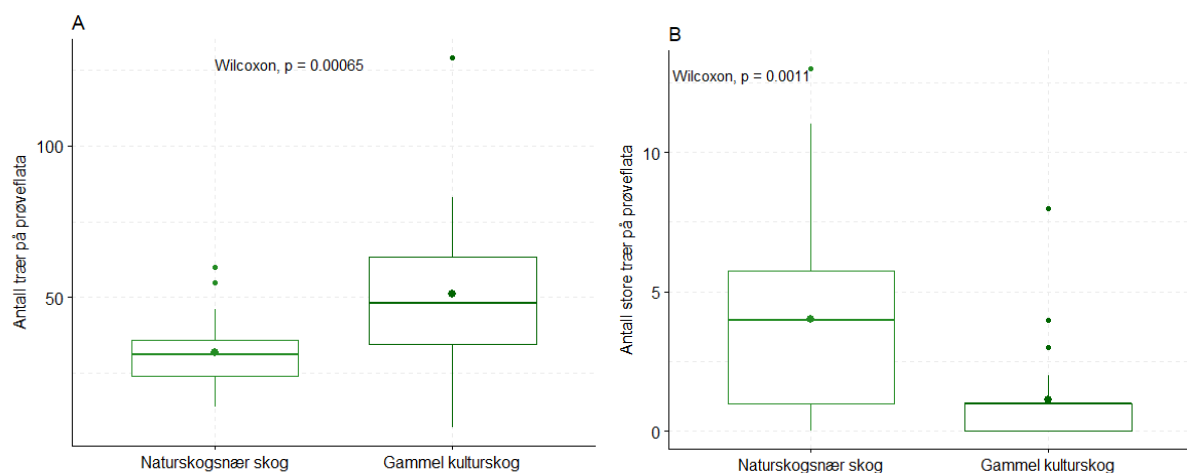
Antall trær var signifikant høyest i kulturskogen (p-verdi < 0,001 Wilcoxon rank sum test)

Medianantallet var 48 i kulturskogen mot 31 i den naturskogsnære skogen, men det ble registrert flest store trær i den naturskogsnære skogen (p-verdi = 0,001 Wilcoxon rank sum test) (figur 4).

Gjennomsnittlig grunnflateareal per tre i prøveflata var 0,04 m<sup>2</sup> i den gamle kulturskogen, mens det i den naturskogsnære skogen var noe høyere med 0,05m<sup>2</sup> per tre. Grunnflatearealet per prøveflate var signifikant positivt korrelert med antall trær ( $r = 0,71$  p-verdi < 0,001) – det vil si at grunnflatearealet ikke var signifikant forskjellig mellom skogtypene. Den lineære sammenhengen mellom antall trær og grunnflateareal vises i figur 5.



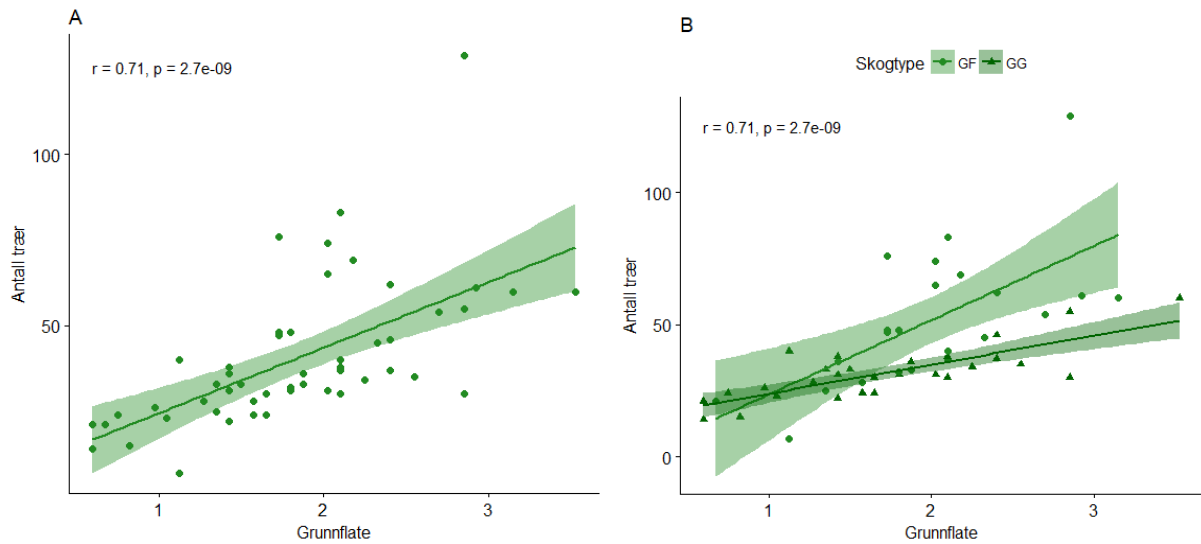
**Figur 3.** (A) Fordelingen av total mengde lavbiomasse målt i naturskogs nær skog og gammel kulturskog med gjennomsnittlig mengde henholdsvis 2,58 og 3,46 gram, og (B) Fordelingen av gram biomasse av busk- og bladlav i de to skogtypene.



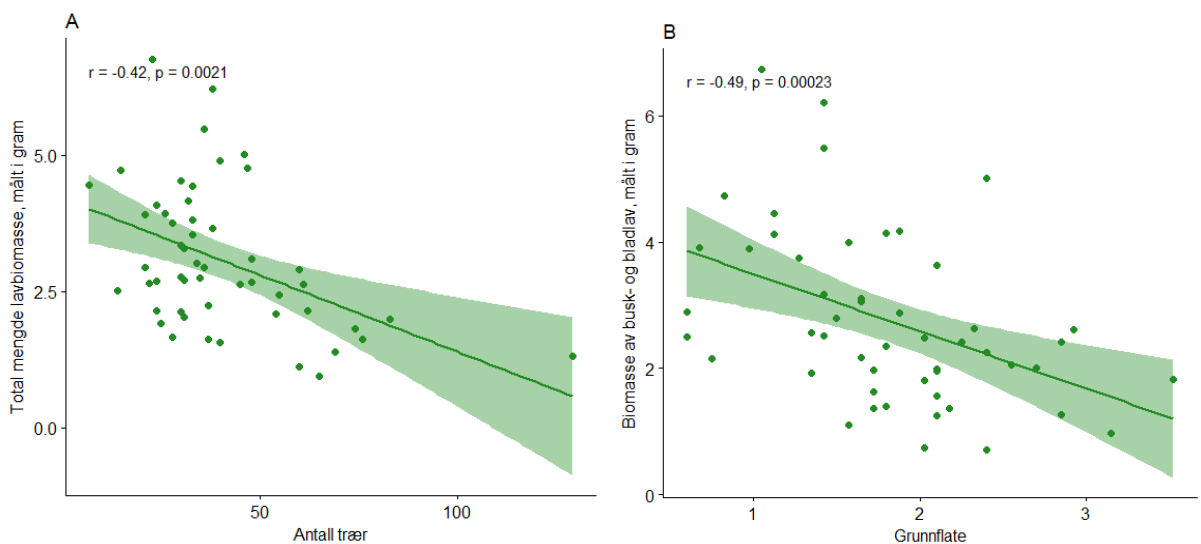
**Figur 4.** (A) Antall trær (dbh  $\geq 15$  cm) per prøveflate i naturskogs nær skog og gammel kulturskog. Det var signifikant forskjell mellom skogtypene ( $p$ -verdi  $< 0,001$ ), henholdsvis med medianantall 48 og 31. (B) viser tydelig signifikante forskjeller i fordelingen av store trær (dbh  $\geq 40$  cm) i de to skogtypene ( $p$ -verdi = 0,0011).

Den totale mengden lavbiomasse forholdt seg signifikant negativt korrelert til grunnflatearealet i prøveflata ( $r = 0,46$  og  $p$ -verdi  $< 0,001$  Spearman rank korrelasjonskoeffisient), det vil si at det forekommer mer biomasse av makrolaver i prøvene fra prøveflater der det samlede grunnflatearealet var lavt (figur ikke vist). Denne sammenhengen skyldes forekomsten av busk- og bladlaver som var tydelig synkende med økende grunnflateareal, mens forekomsten av hengselav ikke var vesentlig forskjellig i skogtypene. I forhold til antall trær var total mengde lavbiomasse også signifikant negativt korrelert, noe som kan underbygge sammenhengen med grunnflatearealet (begge sammenhengene vises i figur 6). Dette tyder på at skogstruktur med færre og større trær (mer lysåpen skog) er mer gunstig for makrolaver og især blad- og busklaver.





**Figur 5.** Sammenhengen mellom grunnflateareal og antall trær på prøveflatene var signifikant positivt korrelert,  $p$ -verdi  $< 0,001$  (Spearman rank korrelasjonskoeffisient), begge skogtypene samlet (A) og for hver skogtype hvor GF = gammel kulturskog og GG = naturskogs nær skog (B).



**Figur 6.** (A) Total mengde lavbiomasse i forhold til antall trær på prøveflata var signifikant negativt korrelert ( $r = -0,42$  og  $p$ -verdi =  $0,0021$  Spearman rank korrelasjonskoeffisient). (B) Biomasse av busk- og bladlav i forhold til grunnflateareal av trærne på prøveflatene var også signifikant negativt korrelert ( $r = -0,49$  og  $p$ -verdi  $< 0,001$  Spearman rank korrelasjonskoeffisient)

Ut i fra det som er kjent om lavers økologi burde dette gjenspeiles i lengden av lengste hengelaver målt på prøveflatene, men lengden på strylav og skjeggjav som ble målt fordelte seg ikke ulikt i skogtypene. Derimot var det tydelig signifikant forskjell mellom lengden på lengste gubbeskjegg målt i de to skogtypene ( $p$ -verdi =  $0,008$ ) hvor gjennomsnittlig lengde i naturskogs nær skog var  $11,7$  cm mot  $5,32$  cm i kulturskogen. Alder så ut til å spille positivt inn, særlig økte lengden på gubbeskjegg med bestandsalder i den naturskogs nære skogen ( $r = 0,34$ ,  $p$ -verdi =  $0,013$  Spearman rank korrelasjonskoeffisient) mens lengden bare så vidt var signifikant negativt korrelert med antall trær på prøveflaten ( $r = -0,28$ ,  $p$ -verdi =  $0,048$  Spearman rank korrelasjonskoeffisient) (figurer ikke vist).



1. Vanlig kvistlav (*Hypogymnia physodes*). 2. Gammel kjerrevei i ferd med å forsvinne på en av kulturskogsprøveflatene 3. Død lauvved i naturskogs nær skog. 4. Rester av stubbe med brannspor i et av de få furuskogsbestandene, dessverre rett utenfor prøveflatens grense. Alle foto E. Fjellberg.

## 4. Diskusjon

Kartlegging av skog men NiN-metodikk har til hensikt å nå målsettingene for skogvern, det vil si både fange opp et representativt utvalg av skogtyper og ivareta det biologiske mangfoldet. Pedersen et al. (2017) påpeker at dette ikke er kompatible mål, blant annet ettersom typeinndeling først og fremst baseres på planter knyttet til bunn og feltsjikt. Vertebrater, insekter og sopp som er knyttet til midlertidige substrater, slik som død ved, anses ikke som relevante i denne sammenheng. Men for å kunne oppfylle målsettingen om å bevare biologisk mangfold må slike naturverdier også inngå i kartleggingen. Avgrensning av grunntyper som sådan, utover truede og utvalgte naturtyper, er av mindre interesse i vernesammenheng enn å tilstand og hvilke naturelementer som finnes i naturtypen. Naturtypekartlegging av undersøkelsesområdene avdekket ingen slike viktige naturtyper. Identifisering av naturskog og skogens økologiske tilstand er derimot viktig med hensyn på verneverdi. For å fange opp verneverdi er blant annet areal med naturskog, volum og kvalitet av død ved, tetthet av trær med spesielle livsmedier og forekomst av rødlistearter foreslått som viktige indikatorer (Gaarder et al. 2017).

### 4.1. NiN og naturskog

Naturskogskriteriet består av elementer som er karakteristiske for skog med naturlig dynamikk. Med naturlig skogsdynamikk vil skogen over tid utvikle seg til å bli flersjiktet, med trær i ulike alder og størrelse som følge av naturlig avgang og glenneforyngelse, naturlige forstyrrelser og variasjon i vekstforhold. Skogstruktur med en mosaikk av ulike tilstander som følge av dette, og med forekomster av død ved i mange nedbrytningsstadier og dimensjoner, gjenspeiler graden av påvirkning fra mennesker.

NiN deler naturskogen inn i ulike tilstandsfaser (7SD-NU): foryngelsesfase, optimalfase, aldringsfase og sammenbruddsfase. Men ofte er forskjellene i romlig struktur fordelt i en så fin mosaikk at det ikke lar seg skille ut med gjeldende minstemål for utfigurering av polygoner (Thylén & Blindheim 2017).

Prøveflatene i undersøkelsen tilfredsstilte i liten grad naturskogsdefinisjonen etter NiN v. 2. Den strenge definisjonen fører til at en svært liten andel av skogen fanges opp under dette begrepet. Som nevnt innledningsvis omfatter slik naturskog bare 1,6 % av produktivt skogareal (Framstad et al. 2017) Sett fra et mindre strengt perspektiv kan Landskogstakseringens definisjon av naturskog sidestilles med funksjonell urskog eller urskogs nær skog. Når vi vet at det finnes en så liten andel av urskogslignende skog i landet blir det vesentlig å ivareta det nest beste, altså å skille ut verdifulle segmenter innenfor normalskogen. Det er lagt frem flere forslag til endringer i inndeling etter tilstand

og skogsbestandsdynamikk. Et forslag er å dele tilstandsvariabelen i tre: kulturskog, naturskog og urskog, slik at vesentlige forskjeller i artsinventar, som blant annet mellom kulturskog og skog som ikke er utsatt for åpen avvirkning, fanges opp (Sverdrup-Thygeson et al. 2016a). Et annet alternativ er foreslått av BioFokus, der naturskog defineres mer operativt og deles inn i flere kategorier: svak naturskog – skog som ikke er flatehogget, gammel elementrik naturskog – med gamle trær eller mye død ved, ur-naturskog – klimaks/bledningsfase, og en kategori for storskala- forstyrrelses-naturskog (Thylén & Blindheim 2017). Med en slik inndeling kan man skille på ulike kvaliteter som er av betydning og større andel verdifull skog kan identifiseres og bevares. Den naturskogsne skogen i denne undersøkelsen ville med denne inndelingen kunne skilles ut som svak naturskog.

At det i denne undersøkelsen ble sett bort i fra første hovedkriterium og kravet til mangel på hoggestubber understøttes av kritikken av naturskogsbegrepet i NiN. Thylén og Blindheim (2017) påpeker at mangel på stubber er en usikker definisjon på naturskog, og at det som enkeltkriterium ikke egner seg til å avgrense naturskog. Stubber kan mangle også av flere naturlige grunner og trenger derfor ikke være tegn på uberørt skog. Dette må blant annet sees i sammenheng med abiotiske forhold som klima og lokalitet, tidsperspektiv og at art også spiller inn på nedbrytningshastigheten (Midteng 2017). I tillegg kan det være utfordrende å identifisere godt nedbrutte og mosedekte stubber.

#### *4.1.1. Død ved og store trær*

I forhold til død ved tar kriteriene utgangspunkt i urskog som referanseverdi for naturlige forekomster, en skogtilstand som omtrent ikke finnes i Norge i dag (Thylén & Blindheim 2017). Etersom vi, mennesker, har levd i samspill med naturen og utnyttet denne gjennom århundrer, også med perioder der vi ikke utgjorde en trussel for biomangfoldet som sådan, kan det stilles spørsmål ved om det er vel utopisk å bruke urskog som sammenligningsgrunnlag for naturskogs-kriteriet. Bare to av prøveflatene hadde dødvedprofil som oppfylte kravet til mengde død ved.

Død ved er levested for hovedtyngden av antall arter i skog og er viktig for biomangfoldet (Gjerde et al. 2009). Store dimensjoner av dødt tømmer forekommer sjeldent i disse dager, men der store trær forekommer vil det kunne produseres død ved av større dimensjoner i fremtiden. Fjorten av prøveflatene hadde tilstrekkelig antall store trær, disse forekom på relativt lave boniteter, mellom G8 og G14, noe som gjør at trærne vokser relativt sakte og kan oppnå tømmer av god kvalitet. Langsom vekst kan gi både bedre tømmerkvalitet for skognæringen (dersom kvaliteten er i fokus) og tid for utvikling av ulike artssamfunn tilknyttet treet. På gode boniteter går prosessene raskere og det vil her være vekstgrunnlag for utvikling av flere store trær. Dermed kan antall store trær være misvisende i forhold til å gjenspeile dynamikk og kontinuitet i enkelte bestander. Som Midteng et al. (2017) påpeker kan det være viktigere å fange opp at det finnes store trær, enn å registrere hvor mange det er, siden dette i stor grad avhenger av bonitet.

#### *4.1.2. Sjiktning*

Analysen viste at flere av prøveflatene tilfredsstilte 2. hovedkriterium og et av tilleggskriteriene, men ingen var flersjiktet. Flersjiktet skog med trær i ulike utviklingsstadier gjenspeiler at dynamikken er mer naturlig enn den som oppstår i ensaldret kulturskog. Årsaken til at prøvebestandene, selv ikke den naturskogsne skogen, ikke var flersjiktet kan skyldes den relativt sett korte utviklingstiden og at skjøtselstiltak og tynning kan ha forekommet. Kulturskogen har innlysende nok homogen aldersstruktur.

Kartleggingen til undersøkelsen tok utgangspunkt i prosentvis forekomst av tresjiktdekning (1AG-A-0) og busksjiktdekning (1AG -B), og bommet dermed på sjiktning definisjonen i naturskogs-kriteriet. Analysen ble derfor gjennomført med eksterne sjiktning data. Dette kan fungere som eksempel på utfordringen der er å utforme en presis bestilling dersom tilstrekkelig kunnskap og tid til planlegging ikke er på plass.

Kravet til klare definisjoner, utfyllende instruksjoner og veiledning må være strengt i et system som etterstreber stor grad av etterprøvbare og objektiv tilnærming gjennom å minimere bruken av subjektive og erfaringsbaserte tolkninger og bruken av skjønn. Særlig i gjennomgangen av kravet til egenskapen sjiktning (flersjiktethet) og med variabelen tresjiktstruktur (9TS) ble det erfart at formuleringer var vanskelig å forstå. Bruken av sjiktningensvariablen er endret siden NiN v. 1 og kunne med fordel vært mer utfyllende forklart. «Antall veldefinerte vertikale kronesjikt på et tresatt areal» er gjeldende formulering (Halvorsen et al. 2016 s. 100). Man kan tenke seg at begrepet lett forstås intuitivt, men i et rigid system hvor det meste ellers er utførlig definert og instruert, er det forvirrende når en klar definisjon og fremgangsmåte for angivelse kommer dårlig frem, og det i tillegg ikke henvises til andre kilder.

#### 4.1.3. Kontinuitet.

Både dødvedprofil, forekomst av store trær og sjiktning gjenspeiler kontinuitet – et viktig kriterium for mange- og særlig spesialiserte arter med strenge krav til habitat, og med det også for verneverdi.

En mindre i øyenfallende økologisk sammenheng er skogens funksjon som karbonlager. Åpen hogst av naturskogs nær og gammel skog vil påvirke jordlivet, som står for en stor del av karbonlagringen i skogsystemene. Mange arter, for eksempel karplanter og mykorrhizadannende sopp, er tilknyttet habitater med intakt krone- og rotsjikt. Dermed er slike områder også verdifulle selv uten store mengder død ved. Der det kun har foregått plukkhogst er sannsynligheten stor for at et kontinuerlig kronedekke har vært tilstede i lang tid. Naturskogsinnndelingen i NiN skiller ikke ut dette og Thylén & Blindheim (2017) mener dette er hovedproblemet med naturskogsdefinisjonen.

Kontinuitet i rotsjiktet er også vesentlig for et aktivt og fungerende jordliv. Et funksjonelt jordliv, med nedbrytere og mykorrhizasopp er sterkt førende for mineralisering, vekst og tilvekst i skogen (pers. med. Mats Hagner 31.05.2018). Særlig jordboende sopp er utfordrende å påvise ved kartlegging, ettersom sesong og værforhold betinger muligheten til å oppdage dem. De er ikke desto mindre relevante i forhold til økologisk kvalitet.

## 4.2. Lav og skogstruktur

### 4.2.1. Arter

Lommi et al. (2010) konkluderer i sin undersøkelse av skogbrukets påvirkning på artsdiversitet med at plukkhogst og naturskogs nær skog har høy verdi som habitat for epifyttisk lav, særlig arter begrenset til gammelskogsstrukturer som grove trær og død ved, og det ble funnet at artsdiversiteten var like høy i plukkhogst skog som i naturskogs nær skog, og signifikant høyere enn i kulturskog. Mine funn tydet på det samme.

Det er vanlig at artsdiversiteten øker i gamle skogøkosystemer. Bestandsalder på prøveflatene ble hentet fra bestandstakst. Dette måles normalt ut i fra grunnflateveid bestandsalder, det vil si «gjennomsnittlig totalalder for alle trær innenfor et avgrenset område, beregnet med trærnes grunnflate som vekt» (Halvorsen et al. 2016 s. 511) hvilket kan føre til at bestandenes alder er satt til høyere enn de faktisk er, ettersom de største trærne kan ha blitt spart eller satt igjen som frøstillingstrær eller livsløpstrær ved tidligere hogst. Det er sannsynlig at gjenstående trær har påvirket alderen i kulturskogsflatene som var tilskrevet alder fra 110 til 148 år (siste er det eldste i undersøkelsen, hvilket ikke burde stemme). Men det ble ikke funnet sammenheng mellom bestandsalder og antall arter, selv om det var signifikante forskjeller mellom skogtypene, heller ikke dbh spilte inn.

I en undersøkelse av betydningen av treets (substratets) alder og størrelse for diversitet av lav (inkludert skorpelav og skjellformede laver) fant Lie et al. (2009) at så vel gamle som store trær hadde flere arter enn yngre og mindre trær, og at forholdet mellom treets alder og artsdiversitet var sterkt

signifikant. Her skal det dog nevnes at verken blad- eller busklav, i likhet med min undersøkelse, viste slike sammenhenger, og at det kun var forekomstene av skorpe- og skjellformet lav som var positivt relaterte til trærnes alder og størrelse.

#### 4.2.2. Lavbiomasse

Lavbiomasse øker med skogens alder og med tilstedeværelse av eldre trær, overstandere er særlig av betydning i yngre skog (Berryman & McCune 2006). I tråd med dette var det i undersøkelsen mest lavbiomasse i naturskogsnær skog, både totalt og av blad- og busklav. Denne skogen hadde mer åpen skogstruktur enn den gamle kulturskogen, og dermed bedre lysforhold som er gunstig for lavers vekstvilkår (Gauslaa et al. 2008). Resultatet er en indikasjon på at eldre skog innenfor normalskogsegmentet, som ikke har vært utsatt for åpen hogst, skiller seg fra bestander som har kommet opp etter flatehogst. Dermed er det grunnlag for å si at denne skogen er verdifull selv om de ikke tilfredsstiller naturskogskriteriet i NiN. Dette understreker betydningen av å kunne skille ut eldre skog som kan ha slike kvaliteter, slik at den kan forvaltes eller vernes på en biologisk forsvarlig måte.

Sammenlignet med Gauslaa et al 2008 sin undersøkelse av biomasse av makrolav i gammel granskog, (skog uten hogst siste 50 år, men noe tidligere plukkhogst - kan sammenlignes med prøvene fra den naturskogsnære skogen i denne undersøkelsen), utgjorde mine målinger av biomassevekten bare rundt halvparten av mengdene som ble målt i Gausdal lenger nord i landet, hvor bestandsalderen var gjennomsnittlig 21 år eldre. Omregnet til sammenlignbare verdier utgjorde total biomasse fra den naturskogsnære skogen omtrent 57 % -, busk- og bladlav utgjorde 58 % - og hengelav 44 % av deres funn. Forskjellen i mengden kan skyldes høyere alder og forskjeller i regionale gradienter, eller også gjenspeile ulik driftsintensitet både på landskaps og bestandsnivå.

Ulik distribusjon i trekrona kan forklare den lave mengden biomasse av hengelaver som ble målt i prøvene. Lavprøvene i denne undersøkelsen er tatt fra de nederste greinene av prøvetreet, dette er helt klart av betydning for de lave forekomstene av hengelaver og den større mengden blad- og busklaver. Gauslaa et al. (2008) viste også at forskjellige laver har ulik distribusjon i trekrona, hvor lavbiomasse var sterkt korrelert med størrelse-, først og fremst på greina, deretter på vertstreet, og at den totale lavbiomassen var høyest på de nederste greinene. Blad og busklaver forekommer i større grad i nedre del av trekrona hvor de utnytter lys som kommer ovenfra, mens hengelaver trives bedre lenger opp hvor de kan utnytte lysinnstråling fra alle kanter (ibid.). Videre forklares forskjellene i distribusjon ved at hengelaver med usninsyre (*Alectoria* sp og *Usnea* sp) i større grad forekommer lenger ned, mens hengelaver uten usninsyre (*Bryoria* sp) dominerer høyere opp.

#### 4.2.3. Spredningsøkologi

Det ble funnet færre lavarter i kulturskogen enn i den naturskogsnære skogen. I sin undersøkelse av mer eller mindre de samme prøveflatene fant også Gough et al. (upublisert) signifikante forskjeller i artsdiversiteten mellom de to skogtypene. Videre fant de tegn på at omkringliggende naturskog spilte en større rolle for forekomsten av signalarter (på læger), enn hogsthistorikken gjorde. Studier gjort av Dettki et al. (2000) og Hauck (2011) viste at laver er mindre avhengig av bestandsalder enn forventet, og at spredningsevne bedre forklarer forekomster av populasjoner i yngre bestander. Dettki et al. (2000) fant også at gamle bestander fungerer som spredningsenheter, men at mengden nye etablerte thalli avtok med avstand fra kilden, og at både bladlav (foliose) og busklaver (fruticose) er begrenset av lokal spredningsevne. Lavdiasporers spredningssuksess og etableringsevne i områder med hogst varierer med størrelsen på de barrieredannende hogstflatene. Vanlige bladlaver hemmes ikke av små hogstflater (0,2 ha) mens større flater (20,25 ha) påvirker kolonisering negativt ifølge Hilmo et al. (2005). Også for hogst-sensitive arter har gjensatte enkelttrær og særlig grupper av trær effekt på overlevelse og reetablering (Rudolphi et al. 2014).

At gubbeskjegg ikke forekom i flere av lavprøvene, men ellers ble funnet på flere av prøveflatene, kan ha med prøvens begrensede størrelse og hvor på prøvetreet prøven ble tatt å gjøre, men også med

hogsthistorikken i nabobestandene. Det er kjent at gubbeskjegg har begrenset reproduksjon og spredningsevne og således er avhengig av overstandere eller nærliggende eldre skog for å reetablere områder. Som eksempel påpekte Esseen et al. (1997) at gubbeskjegg ikke var funnet seksuelt reproduserende med apotecier i skog yngre enn 120 år. Samtidig er gubbeskjegg særlig utsatt for kantsoneeffekter og er svært sårbar i områder med åpen hogst (Esseen & Renhorn 1998; Esseen 2006) Dette medfører at arten er under økende press som følge av skogbruket.

Midteng et al. (2017) påpeker problematikk rundt at NiN-kartlegging ikke inkluderer alle kategoriene av rødlistearter, i systemet skal kun truede arter (CR, EN og VU) registreres. Dette medfører at forekomster av NT-arter, deriblant gubbeskjegg, og arter som det mangler informasjon om (DD) ikke fanges opp. Informasjon om forekomster av NT-arter sier mye om tilstanden og potensialet til et areal, og kan ha stor betydning for fremtidig reetablering og/eller overlevelse for arter som ellers er under press. Skogarealer med store forekomster av NT-arter kan således vise seg å ha høy verdi, og burde kunne skilles ut gjennom kartleggingen.

Som belyst over er betydningen av landskapets mosaikk av ulike kvaliteter og omkringliggende bestanders egenskaper av stor betydning for noen arters overlevelse. Gjennom fokus på avgrensning av polygoner etter typer og strukturer inkluderes i liten grad større sammenhenger i NiN kartleggingen. At en art registreres med tilstedeværelse i et polygon sier også lite om i hvilket omfang og hvor robust populasjonen er (Midteng et al. 2017).

### 4.3. Samfunnsmessige refleksjoner

Det ligger i menneskets natur å søke etter orden i kaos (verden), og å kategorisere omgivelsene for å forstå og håndtere den bedre. Men for mye av noe går gjerne på bekostning av noe annet, og en balansegang synes å være den beste løsningen. For eksempel en balanse mellom hersketrang og utnyttelse av omgivelsene, og ærefrykt for naturen vi er en del av.

Naturens egenverdi ble fastslått i lov med opprettelsen av naturmangfoldloven i 2009. Samtidig snakkes det i dag først og fremst om behovet for å ivareta økosystemtjenestene som naturen gir oss. I Stortingsmeldingen «Natur for livet» brukes begrepet økosystemtjenester 95 ganger (Bjærke 2018), mens egenverdi er helt utelatt. Som en konsekvens av ønsket om å kommunisere viktigheten av de utfordringene naturen og biomangfoldet sto og står ovenfor mer effektivt, ble det blant annet i prosjektet TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), forsøkt å sette økonomisk verdi på naturen. Som Bjærke (2018) snakker om har dette bidratt til en forskyvning i den offentlige språkbruken i løpet av de siste 15 årene, fra et økologisk språk som gjenspeiler en økosentrisk miljøetikk, til å omtale naturen i økonomiske termer - som tjenesteyter for mennesket (antroposentrisk syn), og hvordan dette påvirker vårt forhold til naturen. Samtidig med (eller også i tråd med) denne endringen utvikles et rigid kartleggingssystem som i stor grad er instrumentelt for forvaltningen, men som mange mener, hittil i liten grad lykkes i å fange opp helhetlige sammenhenger og verdier. Gaarder et al. (2017) omtaler paradokset med at verdisetting i stor grad reflekterer holdninger og må baseres på politiske valg, og ikke på objektive nøytrale argumenter slik NiN etterstreber. (Det kan nevnes at utvikling av et mer egnet verdisettingssystem er pågående gjennom samarbeid mellom Miljødirektoratet og aktuelle aktører.) Et annet aspekt er forholdet mellom økende byråkratisering og ansvar. Hvem har ansvaret for mangler eller at noe ikke fanges opp dersom prosedyrene ellers er fulgt? Sammenlignet med et system der kartlegger i stor grad kan få frem nyanser, gjøre vurderinger og har innflytelse, men samtidig også kan holdes mer ansvarlig for vurderingene som er gjøres, kan fokus på enkeltelementer og økt byråkratisering oppleves som en slags pulverisering av ansvar. NiN er i så måte et eksempel på byråkratisering som kan bidra til fremmedgjøring av naturen, til tross for gode hensikter. Vi ender med å redusere et kontinuerlig fenomen (naturen) til håndterbare brikker (avgrensede naturtyper og trinnvise inndelinger), og som i et foto er sluttbildet avhengig av oppløsning

og fokus, men gir ikke en sann eller fullgod gjengivelse av motivet. På denne måten risikerer man å ikke se skogen for bare trær. Som Vetlesen og Hessen (2018) sier i en kronikk i Dagbladet har vi «gjort det mest erfaringsnære og konkrete av alt - naturen vi er en del av – til noe abstrakt». Videre mener de at artstap og nedbygging av natur er et direkte resultat av fremmedgjøring med utgangspunkt i antroposentrisk syn og natur som middel for menneskelige formål, kapitalisme og vekst.

En slik samfunnsmessig utfordring kan beskrives med teorien om ‘shifting baselines’ som omhandler endringer i sammenligningsgrunnlaget for tilstand i økosystemer (opprinnelig formulert av McHarg i 1969 og brukt om marine systemer av Pauly i 1995). Tap av biomangfold over lengre tid, eller at endringer i økosystemer og tap av mangfold over lengre tid, blir mindre fremtredende når referansetilstanden (baseline) blir satt ut i fra en tilstand som er nærmere nåtid (som allerede kan avvike mye fra opprinnelig tilstand) enn det som var opprinnelig og upåvirket. Forestillingen om skog som mange i dag har, baserer seg på et skogbilde som har vært gjenstand for omfattende endringer gjennom de siste fem hundre årene, og få har opplevd hvordan en gammel og naturlig skog ser ut. Hance (2009) mener slike forskyvninger i referansetilstanden blant annet skyldes folks korte levetid og upålitelige minne som gjør at vår ‘baseline’ endres for hver generasjon, og at vi dermed har en manglende oppfattelse av hvor mye vår livsførsel faktisk har påvirket naturen. Videre påpeker han at det kan være vanskelig å overbevise folk om endrede tilstander dersom forståelsen av denne endringen ikke eksisterer. Slike effekter finnes ikke bare i enkeltmenneskers holdninger men synes også å gjøre seg gjeldende i statens og skogbrukets forvaltning av naturen. Måten man omtaler naturen på er kanskje også bevisst språkbruk med hensyn å fremme et næringsfokuseret syn. Eksempelvis når det snakkes om den økende mengden død ved i norske skoger (med referanseverdier i nær fortid – da skogene allerede var sterkt påvirket), eller det å betegne kulturskog som ‘normalskog’ slik det gjøres i NiN v.2.

#### 4.4. Konklusjon

Kartleggingen gjort i denne undersøkelsen ga ikke alene tilstrekkelig informasjon til vurdering etter alle naturskogskriteriene. Men med riktig utvalg av variabler kan likevel en forholdsvis enkel kartlegging fange opp naturskog etter den definisjonen som er lagt til grunn. Spørsmålet blir snarere om det er mer hensiktsmessig å skille ut verdifull skog på bakgrunn mindre strenge definisjoner og kriterier, eller etter annen inndeling av kategorier, slik kritikken av metodikken påpeker.

Som vist over var det få prøveflater som kvalifiserte til bruk av naturskogsbegrepet, til tross for at den plukkhogde skogen representerer noe av den minst berørte produktive skogen som gjenstår i landet. De fleste prøveflatene ble definert som normalskog på grunn av manglende flersjiktethet – mens kravet til mengde død ved og/eller antall store trær ellers var oppfylt på noen av prøveflatene. Også disse arealene kan ha høy verdi og er av vesentlig betydning for biomangfold, samt for utviklingen av fremtidige gammelskogsbiotoper. I tillegg kommer verdier knyttet til eldre skog som kilde til karbonfangst og lagring. Forskjellen i mengde lavbiomasse i de to skogtypene er også en indikasjon på at eldre skog som utvikler naturskogskvaliteter, men som ikke tilfredsstiller naturskogskriteriene, er viktig for funksjonelle grupper som epifyttisk lav - hvor selv vanlige arter har en nøkkelrolle som gir positive ringvirkninger i skogøkosystemene. Dette viser at NiN v. 2 som verktøy for utskillelse av verdifull skog ikke ennå er tilstrekkelig utviklet for å oppnå de overordnede forvaltningsmålene på en mest mulige treffsikker og ressursvennlig måte.





## Referanser

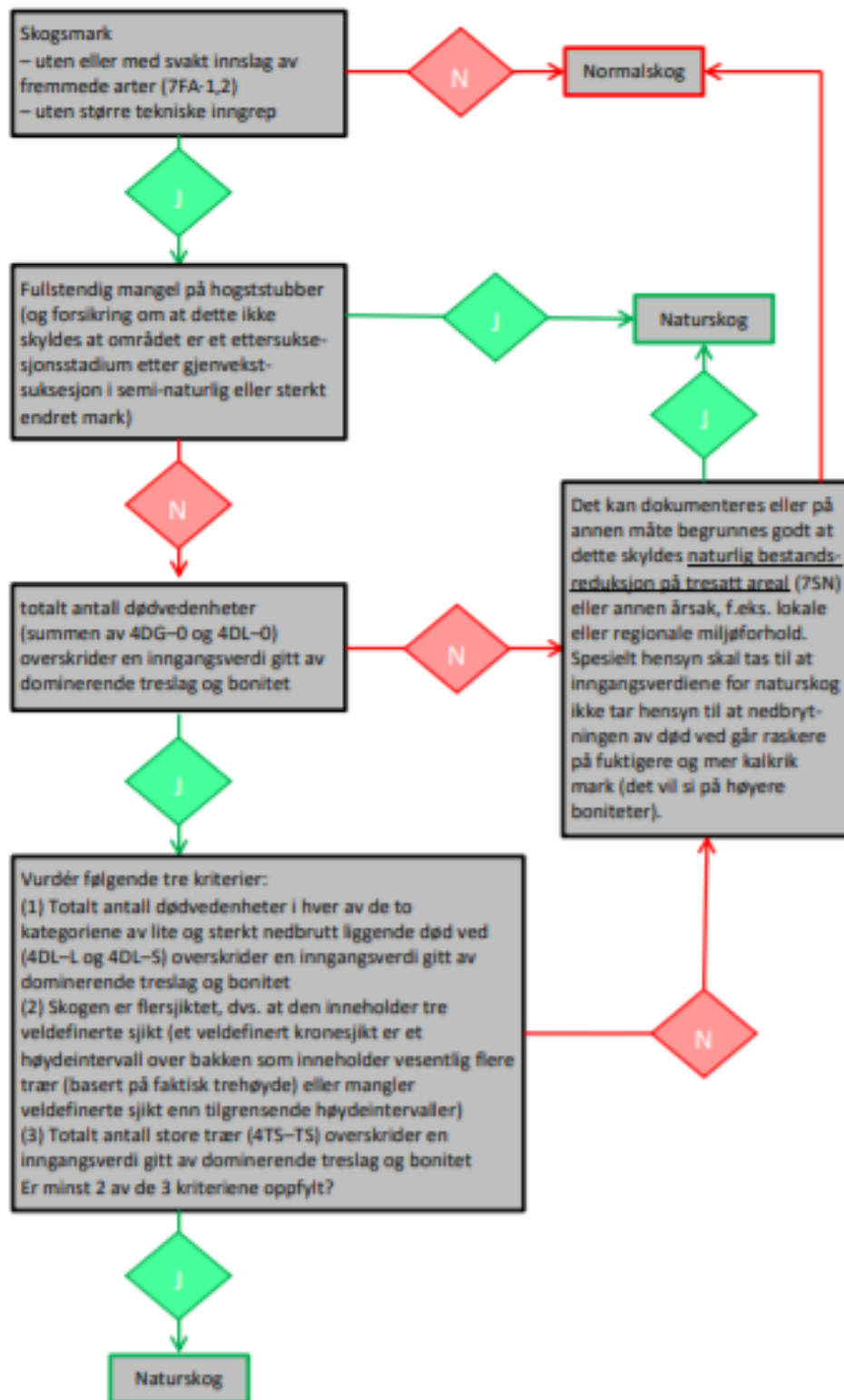
- Artsdatabanken. (2017a). *Natur i Norge versjon 2 - 1AG Artsgruppesammensetning*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/181489> (lest 06.03.2018).
- Artsdatabanken. (2017b). *Natur i Norge versjon 2 - 4 Naturgitte objekter* Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/182005> (lest 06.03.2018).
- Artsdatabanken. (2017c). *Natur i Norge versjon 2 - 4RV Rotvelt*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/181864> (lest 06.03.2018).
- Artsdatabanken. (2017d). *Natur i Norge versjon 2 - T4 Skogsmark*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/171923> (lest 02.06.2018).
- Berryman, S. & McCune, B. (2006). Estimating epiphytic macrolichen biomass from topography, stand structure and lichen community data. *Journal of Vegetation Science*, 17: 157-170.
- Bjærke, M. R. (2018). Hvor ble det av naturens egenverdi? *Nytt Norsk Tidsskrift*, 35 (1): 7-21.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J. B., Svalheim, E. J., Vandvik, L. G. V., Øien, D.-I. & Aarrestad, P. A. (2017). *Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. - Natur i Norge Artikkel 8 (versjon 2.1.2)*: Artsdatabanken. 331 s.
- Bryn, A. & Halvorsen, R. (2015). *Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN(2.0.2) Veileder versjon 2.0.2a*: Naturhistorisk Museum, Universitetet i Oslo. 274 s.
- Clemmensen, K. E., Bahr, A., Ovaskainen, O., Dahlberg, A., Ekblad, A., Wallander, H., Stenlid, J., Finlay, R. D., Wardle, D. A. & Lindahl, B. D. (2013). Roots and Associated Fungi Drive Long-Term Carbon Sequestration in Boreal Forest. *Science*, 339: 1615-1618.
- Dettki, H., Klintberg, P. & Esseen, P.-A. (2000). Are epiphytic lichens in young forests limited by local dispersal? *Écoscience*, 7 (3): 317-325.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2007). *Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2. utg (oppdatert 2007)*.
- Elvestuen, O. & Hansson, R. (2015). *Innst. 144 S (2014-2015)*: Stortinget.
- Esseen, P.-A., Renhorn, K.-E. & Petterson, R. B. (1996). Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecological Applications*, 6 (1): 228-238.
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological Bulletins* (47): 16-47.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K.-E. (1998). Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, 12 (6): 1307-1317.
- Esseen, P.-A. (2006). Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmentosa* in natural ecotones. *Journal of Vegetation Science*, 17: 185-194.
- FAO. (2018). *Global Forest Resource Assessment 2020 - Terms and Definitions FRA 2020*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 26 s.
- Framstad, E., Blindheim, T., Granhus, A., Nowell, M. & Sverdrup-Thygeson, A. (2017). Evaluering av norsk skogvern i 2016. Dekning av mål for skogvernet og behov for supplerende vern., NINA rapport 1352. 149 s.
- Frivold, L. H. (1999). Skoghistorie i Norge. I: Petterson, R. (red.) *Skoghistorisk forskning i Europa och Nordamerika*. Stockholm: Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien.
- Gaarder, G., Fjellstad, H., Langmo, S. H., Steinsvåg, K. M. F. & Tellnes, S. (2017). Utvikling av metodikk for naturfaglig registrering i skog - deloppdrag Vestlandet. *Miljøfaglig Utredning Rapport 2017-3*. 93 s.
- Gamlin, L. (1988). Sweden's factory forests. *New Scientist*, 177: 41-47.
- Gauslaa, Y., Palmquist, K., Solhaug, K. A., Holien, H., Nybakken, L., Myhre, L. C. & Ohlson, M. (2007). Growth of epiphytic old forest lichens across climatic and successional gradients. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 1832-1845.
- Gauslaa, Y., Lie, M. & Ohlson, M. (2008). Epiphytic lichen biomass in boreal Norway spruce forest. *The Lichenologist*, 40 (3): 257-266.
- Gjerde, I., Brandrud, T. E., Ohlson, M. & Ødegaard, F. (2009). *Skoglandskapet - Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter*: Artsdatabanken, Norge ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)).
- Gough, L. A., Bendiksen, E. & Sverdrup-Thygeson, A. *Old managed forests are less valuable for signal species than old-near-natural forests*. Upublisert manuskript.
- Gunnarsson, B., Hake, M. & Hultengren, S. (2004). A functional relationship between species richness of spiders and lichens in spruce. *Biodiversity and Conservation*, 13: 685-693.

- Halvorsen, R., samarbeidspartnere & medarbeidere. (2016). *NiN - Typeinndeling og beskrivelsssystem for natursystemivået*. - *Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0)*: Artsdatabanken. 528 s.
- Halvorsen, R. & Brattli, H. (2017). *Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet*. - *Natur i Norge, Artikkel 11 (versjon 2.1.1)*. 163 s.
- Hance, J. (2009). *Proving the 'shifting baselines' theory: how human consistently misperceive nature*: Mongabay. Tilgjengelig fra: <https://news.mongabay.com/2009/06/proving-the-shifting-baselines-theory-how-humans-consistently-misperceive-nature/> (lest 02.03.2018).
- Hauck, M. (2011). Site factors controlling epiphytic lichen abundance in northern coniferous forests. *Flora*, 206: 81-90.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015a). *Hvor finnes de truede artene? Norsk rødliste for arter 2015*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Rodliste/HvorFinnesDeTruedeArtene> (lest 24.11.2017).
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015b). *Norsk rødliste for arter 2015*: Artsdatabanken, Norge. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Rodliste>.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015c). *Rødlista i et europeisk perspektiv. Norsk rødliste for arter 2015*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/EuropeiskPerspektiv> (lest 09.03.2018).
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015d). *Status for truede arter i skog. Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Rodliste/StatusSkog> (lest 24.11.2017).
- Hilmo, O., Holien, H. & Hytteborn, H. (2005). Logging strategy influences colonization of common chlorolichens on branches of *Picea abies*. *Ecological Applications*, 15 (3): 983-996.
- Holien, H. & Tønsberg, T. (2008). *Norsk lavflora*. 2 utg. Bergen: Fagbokforlaget.
- Håggvar, S. & Berntsen, B. (2011). *Norsk urskog og gammelskog*: Unipub. 341 s.
- IPBES. (2018). Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. I: M. Fischer, M. R., A. Torre-Marin Rando, A. Mader,, A. Church, M. E., V. Elias, T. Hahn. P.A. Harrison, J. Hauck, B. Martín-López, I. Ring, C. & Sandström, I. S. P., P. Visconti and N.E Zimmermann (eds.) (red.). IPBES secretariate, Bonn, Germany: IPBES. 41 s.
- Kullman, L. (2013). Ecological tree line history and palaeoclimate – review of megafossil evidence from the Swedish Scandes. *Boreas*, 42: 555 - 567.
- Lie, M. H., Arup, U., Grytnes, J.-A. & Ohlson, M. (2009). The importance of host tree age, size and growth rate as determinants of epiphytic lichen diversity in boreal spruce forests. *Biodivers Conserv*, 18: 3579-3596.
- Lie, M. H., Josefsson, T., Storaunet, K. O. & Ohlson, M. (2012). A refined view on the "Green lie": Forest structure and composition succeeding early twentieth century selective logging in SE Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27 (3): 270-284.
- Lommi, S., Berglund, H., Kuusinen, M. & Kuuluvainen, T. (2010). Epiphytic lichen diversity in late-successional *Pinus sylvestris* forests along local and regional forest utilization gradients in eastern boreal Fennoscandia. *Forest Ecology and Management*, 259: 883-892.
- Lundteigen, P. O. & Arnstad, M. (2013-2014). *Representantforslag 89 S*: Stortinget.
- Mathiesen Eidsvoll Værk. (2018). Tilgjengelig fra: <http://mev.no> (lest 05.03.2018).
- Midteng, R., Ihlen, P. G. & Høitomt, G. (2017). Metodeutvikling – bruk av NiN ved naturfaglige registreringer i skog - evalueringsrapport: Asplan Viak. 70 s.
- Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss: Statens Kartverk. 200 s.
- Naturmangfoldloven. (2009). *Lov av 19 juni 2009 nr 100 om forvaltning av naturens mangfold*.
- NIBIO. (2018). *Bærekraftig skogbruk i Norge*. : NIBIO - Norsk institutt for bioøkonomi. Tilgjengelig fra: <http://skogbruk.squarespace.com> (lest 18.04.2015).
- Nitare, J. (2000). *Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer*. Jönköping, Sverige: Skogsstyrelsen. 392 s.
- Norges Geologiske Undersøkelse. (2018). Kartinnsyn. Tilgjengelig fra: <http://www.ngu.no/emne/kartinnsyn> (lest 05.03.2018).
- Pedersen, B., Myklebost, H. E., Stabbetorp, O. & Framstad, E. (2017). Evaluering av metode for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet basert på Natur i Norge-systemet. *NINA rapport 1319*. 77 s.
- Piggott, C. D. (1991). Biological Flora of the British Isles - *Tilia cordata* Miller. *Journal of Ecology*, 79 (4): 1147-1207.
- Piggott, C. D. & Huntley, J. P. (1981). Factors Controlling the Distribution of *Tilia cordata* at the Northern Limits of its Geographical Range. III. Nature and Causes of Seed Sterility. *The New Phytologist*, 87 (4): 817-839.
- Prentice, I. C., Farquhar, G. D., Fasham, M. J. R., Goulden, M. L., Heimann, M., Jaramillo, V. J., Kheshgi, H. S., Le Quéré, C., Scholes, R. J. & Wallace, D. W. R. (2001). The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide

- Content. I: *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, s. 183 - 238. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K. O. (2002). Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi, og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. *Aktuelt fra skogforskningen*, 1-2002 1-53.
- Rudolphi, J., Jönsson, M. T. & Gustafsson, L. (2014). Biological legacies buffer local species extinction after logging. *Journal of Applied Ecology*, 51: 53-62.
- Seppä, H., Alenius, T., Bradshaw, R. H. W., Giesecke, T., Heikkilä, M. & Muukkonen, P. (2009). Invasion of Norway spruce (*Picea abies*) and the rise of the boreal ecosystem in Fennoscandia. *Journal of Ecology*, 97: 629-640.
- St.meld. nr. 14 (2015-2016). *Natur for livet: Norsk handlingsplan for naturmangfold*. Oslo: Klima- og miljødepartementet. 156 s.
- St.meld. nr. 42 (2000-2001). *Biologisk mangfold - sektoransvar og samordning*. Oslo: Miljøverndepartementet. 220 s.
- Statistisk sentralbyrå. (2017). Dette er Norge 2017 - Tall som forteller. 45 s.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. (2015). Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge - Med basis i data fra Landsskogstakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). *Oppdragsrapport fra Skog og Landskap 06/2015*. 43 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Gaarder, G. & Hofton, T. H. (2016a). Notat om skogsbeskrivelsen i NiN, april 2016. Upublisert notat.
- Sverdrup-Thygeson, A., Ørka, H. O., Godbakken, T. & Næsset, E. (2016b). Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? *Forest Ecology and Management*, 369: 116-125.
- Thylén, A. & Blindheim, T. (2017). Metodeutvikling for naturfaglige registreringer i skog. *BioFokus rapport 2017 - 4*. 50 s.
- Thylén, A., Høitomt, T., Jansson, U., Kronstad, T. & Blindheim, T. (2017). Evaluering av metodikk for kartlegging og verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. . *Biofokus-rapport 2017 - 14*. 65 s.
- Timdal, E. (2015). *Lav ('Lichens') Norsk rødliste for arter 2015*. : Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Lav> (lest 09.03.2018).
- Treseder, K. K. & Holden, S. R. (2013). Fungal Carbon Sequestration. *Science*, 339: 1528-1529.
- Vetlesen, A. J. & Hessen, D. O. (2018, 20.04.2018). Et dødelig natursyn. *Dagbladet*.
- Viken, K. O. (2017). *Landsskogstakseringens feltinstruks 2017*. NIBIO BOK 3(5) 2017: NIBIO. 212 s.

## Vedlegg

Vedlegg 1. Flytdiagram. Kriterier for karakterisering av skogsmark som naturskog.





### Vedlegg 3. Beskrivelse av utvalgte kartleggingsvariabler

**Artsgruppesammensetning (1AG):** Den delen av artssammensetningen som utgjøres av trær > 10 cm diameter i brysthøyde (dbh) omtales som tresjikt. Busksjiktet utgjøres av den delen som består av busker. «Dekning defineres som vertikalprojeksjonen av levende biomasse, som kan angis på ulike måter. For tresjikt og busksjikt angis prosentandelen av markarealet innenfor et område som ligger innenfor trærs (eller buskers) kroneperiferi, ...» (Artsdatabanken 2017a). Både total tresjiktdekning (1AG-A-0) og busksjiktdekning (1AG-B) ble registrert i %.

**Enkeltartssammensetning - Bark og vedboende art (1AE-BV-0).** Tallfestet etter antall trær med forekomst av bestemt art innenfor prøveflata. Følgende indikatorarter ble valgt: mjuktjafs (*Evernia divaricata*, NiN kode EVERdiva, rødlistekategori VU), huldrestry (USNElong, rødlistekategori EN), og lungenever (LOBA, rødlistekategori LC).

**Naturgitte objekter (4)** omfatter «fysisk observerbare, romlig avgrensede elementer som helt eller for det meste består av umodifiserte livsmedier og som ikke inngår i et natursystems vanlige bunn- eller marksystem» (Halvorsen et al. 2016 s. 75). Der slike objekter forekommer skal de registreres etter antall, tetthet eller konsentrasjon, i denne undersøkelsen har ble antall registrert.

**Stående død ved (gadd) (4DG).** Gadd defineres som død ved i et sammenhengende stykke med dbh mer enn 10 cm, minimum 1,3 m høy og som står i med mer enn 30° vinkel fra horisontalplanet uten at greiner eller stamme berører bakken. For fullstendig beskrivelse se Halvorsen et al. (2016). side 444. Stående død ved ble registrert etter antall 4DG-M-B/L: gadder middels dimensjon (10-30 cm) – bartrær eller lauvtrær. 4DG-S-B/L: gadder - stor dimensjon (> 30 cm)– bartrær eller lauvtrær, i prøveflaten.

**Liggende død ved (læger) (4DL).** Liggende død ved defineres som ved i et, eller har vert i et sammenhengende stykke avhengig av nedbrytningsgrad, med mer enn 10 cm dbh. Toppbrekk som er større enn 10 cm ved bruddet kan inkluderes. For fullstendig beskrivelse se Halvorsen et al. (2016). side 447. Læger ble registrert etter størrelse dbh (middels dimensjon 10-30 cm og store dimensjon >30 cm), lite eller sterkt nedbrutt, samt bartre eller lauvtre. 4DL-ML/MS-B/L Læger, middels dimensjon lite nedbrutt eller middelsdimensjon sterkt nedbrutt, bartrær eller lauvtrær. 4DL-SL/SS- B/L Læger, stor dimensjon lite nedbrutt eller stor dimensjon sterkt nedbrutt, bartrær eller lauvtrær.

**Rotvelt (4RV)** ble registrert etter arealet på blottlagt mineraljord, stor flate > 2 m<sup>2</sup> eller liten flate < 2 m<sup>2</sup>. 4RV-RL/RS -utstrekning av rotvelta ble i NiN versjon 1 beskrevet til å omfatte «hele området som ble utsatt for markforstyrrelse i forbindelse med at treet eller trærne falt; rotveltobjektets varighet strekker seg til det ikke lenger er synlige spor etter rotvelten, verken i markas mikrotopografi eller artssammensetning» (Artsdatabanken 2017c).

**Tre med spesielt livsmedium (4TL)** omfatter i NiN 2 objekter (trær) med spesifikke mikrohabitater som gir eller kan gi opphav til spesiell artssammensetning, ofte utvikles slike mikrohabitater med alder og størrelse på trærne (Artsdatabanken 2017b). Slike trær ble registrert etter antall levende eller døde individer med følgende utvalgte kjennetegn:

**Brannspor (4TL-BS)** er trær med tydelige spor etter skogbrann. «brannlyrer; flekker av eksponert, svidd ved som ennå ikke er fullstendig innesluttet under ny bark. Også brannspor på stående, døde trær skal registreres som trær med brannspor» (Halvorsen et al. 2016 s. 456)

**Hengelavstre (4TL-HE)** ble registrert etter kriteriet om at det kan stilles en rute på 1m<sup>2</sup> loddrett inntil treet, som betraktet fra siden inneholder minimum 10 individer av

hengelav lengre enn 10 cm. Dette inkluderer arter i slektene *Alectoria*, *Bryoria* og *Usnea*. «Det er ingen nedre grense for størrelse for å kvalifisere som tre med hengelav» (Halvorsen et al. 2016 s. 456).

**Hult lauvtre (4TL-HL)** ble registrert etter kravet om minimum størrelse på > 30 cm dbh og med minst en hulhet etter følgende definisjon:

«...større helhet i ved oppstått ved at deler av kjerneveden er totalt nedbrutt (av råtesopp) slik at det har oppstått et hulrom i stammen med indre diameter > 5 cm (hulrommets diameter er en viktig egenskap ved hulhet i ved); i bunnen av hulheten finnes ansamlinger av tremold (> 5 cm tjukt lag) som består av løse vedrester som er helt eller delvis nedbrutt av sopp, eventuelt også spist eller på annen måte bearbeidet av invertebrater. Hulheter som (også) tilfredsstiller definisjonen av 'hulhet i ved' kjennetegnes ved å ha oppstått ved nedbrytning av kjerneved og, oftest, ved å ha rødmold i bunnen av hullet. ... Hakkespetthull kvalifiserer ikke automatisk til typifisering som hult lauvtre. De fleste hakkespetthull kvalifiserer som 'råtehull i ved', men har oppstått ved råteangrep fra vedens ytterside, for eksempel i et tidligere greinfeste.» (Halvorsen et al. 2016 s. 456).

**Rikbark (4TL-RB)** omfatter trær av gitt art med dbh>20 cm. NiN klassifiserer lønn (*Acer* sp.), osp, ask (*Fraxinus excelsior*), alm (*Ulmus glabra*) og lind som rikbarkstrær.

**Trestørrelse (4TS)** ble registrert som antall trær over en gitt størrelse dbh: 4TS-TS Totalantall store trær som tilfredsstiller definisjonen av «stor tre» i forhold til art. For gran (PIab), furu (PU<sub>sy</sub>) og bjørk (BE<sub>pu</sub>) er kravet > 40 cm dbh (Halvorsen et al. 2016 s. 460)

## Vedlegg 4. Skjema for NiN-kartlegging til bruk i felt.

Skjema NiN-kartlegging og registrering av naturgitte objekter				
Dato	Prøveflate nr.	Midtpkt koord.	Prøveflate kode	Grunntype
<b>1AG-A-0</b> Tresjiktdekning i %:				
<b>1AG-B</b> Busksjiktdekning i %:				
<b>1AE-BV</b> Bark og vedboende arter antall trær m forekomst av:				
1AE-BV EVERdiva:				
1AE-BVUSNElong :				
1AE.BV LOBA spp.:				
<b>4DG</b> Gadder (antall)		10-30 cm medium	<30 cm Store	
Bartre				
Lauvtre				
Totalantall				
<b>4DL</b> Læger	M dim. (10-30) Lite nedbrutt	M. dim. (10-30) mye nedbrutt	Stor dim. (>30) lite nedbrutt	Stor dim. (< 30) mye nedbrutt
Bartre				
Lauvtre				
Totalantall				
<b>4RV</b> Rotvelt	Antall			
Stor (>2m2)				
Liten (<2m2)				
<b>4TL</b> Tre m. spes. Livsmedium	Antall (levende)		Antall (døde)	
4TL-BS Tre med brannspor				
4TL-HE Hengelavstre				
4TL-HL Hult lauvtre				
4TL-RB Rikbarkstre				
<b>4TS</b> Trestørrelse	Antall store trær > 40 cm dbh			
Furu				
Gran				
Bjørk				
<b>Arter</b>			<b>Notater</b>	



Vedlegg 5. Skjema for registrering av lav i felt.

Skjema for innsamling av lavprøver			
Dato	Prøveflate nr.	Midtpkt koord.	Prøveflate kode
Lengste Gubbeskjegg (x,x cm):			
Lengste Hengestry (x,x cm):			
Lengste Brunskjegg (x,x cm):			
Dominerende laver i prøveflata:			
Prøvetre	Koordinat:	Art:	
Prøvetreets dekningsgrad av lav i % (ta photo):			
Dbh:			
Prøvegrein	Kompassretning:	Total lengde:	
Prøvesegment (30 cm)	Avst. til stamme fra innerste pkt.:	Avst. til bakke fra innerste pkt.:	
Notater:			
<i>Husk å markere pose med prøveflate nr og kode!</i>			

## Vedlegg 6. Vurdering etter naturskogsriteriet.

**Tabell v6.1.** Inngangsverdier (antall «objekter» og sjiktungsgrad) for oppfyllelse av kriteriene for naturskogsdynamikk (7SD-0) etter NiN v. 2 ved gitte boniteter, per hektar og tilpasset til prøveflatenes størrelse på 750 m<sup>2</sup>.

Bonitet	Forekomst av hoggestubber	Krav til antall dødvedenheter		Krav til antall læger, mye og lite nedbrutt		Sjiktungsgrad	Antall store trær	
		per ha	per 750 m <sup>2</sup>	per ha	per 750 m <sup>2</sup>		per ha	per 750 m <sup>2</sup>
G20	0	187	14,025	66	4,95	3	35	2,625
G17	0	187	14,025	65	4,875	3	24	1,8
G14	0	183	13,725	64	4,8	3	17	1,275
G11	0	172	12,9	60	4,5	3	10	0,75
G8	0	151	11,325	53	3,975	3	6	0,45
F11	0	207	15,525	72	5,4	3	13	0,975

**Tabell v6.2.** Vurdering av skogsbestandsdynamikk etter NiN v. 2 - forekomst av naturskogsdynamikk (7SD-0). Tabellen viser antall registrerte enheter av de ulike «objektene» og grad av sjiktning (1, 2 eller 3) per prøveflate. Naturskogsriteriet er her tilfredsstillt dersom kravet til total mengde av død ved samt minimum to av tilleggskriteriene er oppfylt, jamfør tabell v6.1. Oppfyllelse av kriteriet om minsteantall av «objekter» på den gitte boniteten eller sjiktungsgrad er angitt av verdien 1, verdi 0 angir at kriteriet ikke er oppfylt. Tre prøveflater kvalifiserte som naturskog (uthevet i grått), nr. 16 lågurtskog, nr. 40 svak lågurtskog og nr. 52 blåbærskog.

Prøveflate	flate ID	Bonitet	1. Hovedkriterium Hoggestubber		2. Hovedkriterium Død ved (gadd og læger)		1. tilleggskriterium Fordeling av nedbrytningsgrad på læger			2. tilleggskriterium Sjiktning		3. tilleggskriterium Store trær		* Oppfyller naturskogsriteriet  1 = ja, 0 = nei		
			antall	*	antall	*	antall *			1, 2 eller 3 sjikt	*	antall	*			
							Lite nedbrutt	Mye nedbrutt	Samlet							
1	GF_4_149	G17	14	0	32	1	9	1	0	0	0	1	0	1	0	0
2	GF_4_160	G14	32	0	12	1	4	0	0	0	0	1	0	1	0	0
3	GF_4_182	G11	0	1	28	1	18	1	0	0	0	1	0	1	1	0
4	GF_4_183	G11	30	0	3	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0
5	GF_4_237	G11	19	0	13	1	3	0	1	0	0	1	0	0	0	0
6	GF_4_246	G11	23	0	9	0	0	0	7	1	0	1	0	0	0	0
7	GF_4_250	G11	14	0	22	1	3	0	3	0	0	2	0	0	0	0
8	GF_4_355	G14	16	0	30	1	10	1	4	0	0	1	0	0	0	0
10	GF_4_412	G17	19	0	3	0	2	0	1	0	0	1	0	2	0	0
12	GF_4_600	G17	12	0	30	1	11	1	7	1	1	1	0	1	0	0
13	GF_4_614	G14	16	0	8	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0
14	GF_4_637	G20	15	0	29	1	11	1	1	0	0	1	0	1	0	0
15	GF_4_644	G20	12	0	38	1	13	1	6	1	1	1	0	1	0	0
16	GF_5_239	G14	12	0	25	1	10	1	9	1	1	1	0	8	1	1
18	GF_5_500	G8	40	0	2	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0
19	GF_5_503	G11	19	0	12	0	4	0	1	0	0	1	0	0	0	0
20	GG_4_107R	G11	23	0	18	1	5	1	3	0	0	1	0	0	0	0
21	GG_4_139	G8	18	0	11	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0
22	GG_4_141	G8	8	0	4	0	2	0	1	0	0	1	0	3	1	0
23	GG_4_143	G8	2	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
24	GG_4_186R	G11	21	0	16	1	3	0	2	0	0	1	0	13	1	0
25	GG_4_188	G8	11	0	2	0	1	0	0	0	0	1	0	2	1	0
26	GG_4_193	G11	37	0	8	0	2	0	0	0	0	1	0	1	1	0
27	GG_4_210	G11	19	0	15	1	5	1	4	0	0	1	0	5	1	0
30	GG_4_378	G11	4	0	12	0	3	0	1	0	0	1	0	7	1	0
31	GG_4_387	G11	15	0	14	1	8	1	0	0	0	1	0	0	0	0
32	GG_4_533	G11	12	0	14	1	2	0	6	1	0	1	0	4	1	0
33	GG_4_537	G11	16	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	4	1	0
34	GG_4_538	G11	36	0	3	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
35	GG_5_101	G8	18	0	2	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
36	GG_5_132	G14	20	0	17	1	5	1	2	0	0	1	0	7	1	0
37	GG_5_159	G11	4	0	15	1	2	0	9	1	0	1	0	5	1	0
38	GG_5_216	G14	8	0	5	0	2	0	1	0	0	1	0	1	0	0
39	GG_5_217	G14	6	0	22	1	5	1	2	0	0	1	0	9	1	0
40	GG_5_240R	G11	1	0	41	1	16	1	10	1	1	1	0	6	1	1
41	GG_5_241	G11	23	0	6	0	3	0	1	0	0	1	0	5	1	0
42	GG_5_262	G11	11	0	12	0	2	0	3	0	0	1	0	11	1	0
43	GG_5_286	G11	10	0	21	1	4	0	5	1	0	1	0	9	1	0
47	GG_5_483	G11	16	0	3	0	1	0	0	0	0	1	0	8	1	0
48	GG_5_508R	G11	17	0	15	1	2	0	0	0	0	1	0	5	1	0
49	GG_5_517R	G11	16	0	18	1	6	1	2	0	0	2	0	1	1	0
50	GG_5_544	G8	35	0	9	1	1	0	2	0	0	2	0	4	1	0
51	GG_5_545	G8	14	0	12	1	5	1	1	0	0	2	0	2	1	0
52	GG_5_547	G8	6	0	31	1	4	1	7	1	1	1	0	4	1	1
53	GG_5_549	G8	21	0	6	0	3	0	1	0	0	1	0	5	1	0
54	GG_5_612	G8	7	0	6	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
55	UG_5_172	G11	17	0	27	1	7	1	1	0	0	2	0	3	1	0
57	UG_5_235	G8	27	0	18	1	4	1	0	0	0	1	0	3	1	0
58	UG_5_384	G11	36	0	10	0	4	0	0	0	0	1	0	0	0	0
59	UG_5_426	F11	6	0	3	0	2	0	0	0	0	1	0	4	0	0
62	UG_5_516	G11	31	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
63	UG_5_548	G8	23	0	7	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0
64	UG_5_616	G11	20	0	8	0	5	1	0	0	0	1	0	0	0	0
65	UG_5_656	G11	11	0	8	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
66	UG_5_657	G11	16	0	3	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0





**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway