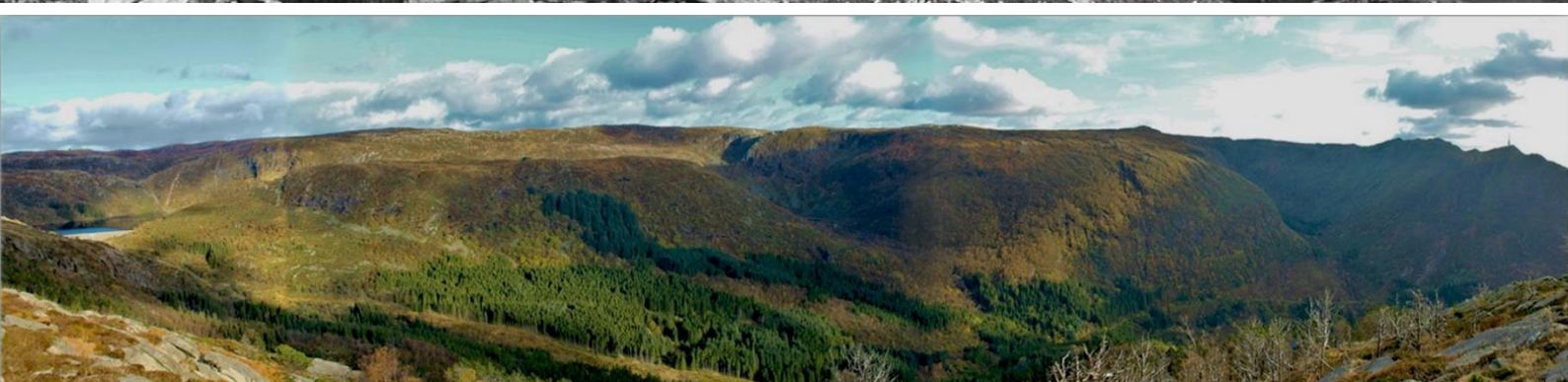


Natur i endring: Skogekspansjon og gjengroing i et kystlandskap over 70 år

En studie i Isdalen, Bergen kommune
Masteroppgave ved institutt for geografi
Universitetet i Bergen, 2021

Av
Carl William Lund



UNIVERSITETET I BERGEN
Det samfunnsvitenskapelige fakultet

Forsidebilde 1 (Øverst): Utsikt over Isdalen fra Blåmannen (Kilde: Grundtvig-Olsen, 1920)

Forsidebilde 2 (Nederst): Foto av Isdalen tatt fra Blåmannen (tatt av forfatter selv)

Forord

Arbeidet med denne masteren har vært en lang reise, med mange lærerike episoder. Det har vært svært interessant å lære lokalhistorien i området sammen med det teoretiske rammeverket, og hvordan disse interagerer for å forme landskapet vi ser i dag. Læringsprosessen av metoder har vært det jeg har verdsatt mest, og gitt meg mange gode verktøy til fremtidig arbeid. Å se det ferdige resultatet har gitt en stor mestringsfølelse og pågangsmot for nye utfordringer. På tross av enkelte frustrasjon gjennom prosessen har arbeidet hovedsakelig vært en artig affære.

Det er mange som burde takkes på en eller annen måte for at denne masteroppgaven har blitt til. Først og fremst vil jeg rette en stor takk til mine veiledere Anders Lundberg og Benjamin Aubrey Robson for inspirasjon, tilbakemeldinger og ikke minst deres faglige kunnskap. Dette har beriket både meg og oppgaven i stor grad. En takk må også gis til andre ansatte ved instituttet for geografi som har besvart alle mine spørsmål og hjulpet til med administrative ting.

Jeg vil også takke mine venner som jeg har fått under studiene for en minnerik tid. Uten det sosiale samholdet som har vært under hele perioden ville jeg neppe kommet ditt jeg er i dag. Jeg vil spesielt gi en takk til Torstein Mikkelsen for at han bisto i feltarbeidet mye av tiden, noe som både var hjelpsomt og støttende gjennom arbeidet. Jeg vil også takke min familie som har gitt gode ord gjennom hele prosessen og bidratt med det de kunne. Ikke minst må jeg takke min fantastiske samboer Elin for all støtte, tålmodighet og hjelp hun har gitt gjennom prosessen. Det er til stor glede for oss begge at vi er ferdig med studiene, og kan starte et nytt kapittel.

Bergen, 21.07.2021

Carl William Lund

Sammendrag

Flere steder i Norge og verden er det observert at skog- og tregrenser har ekspandert gjennom de siste 100 årene. Spesielt alpine områder har vært mye undersøkt, mens kystlandskapet til dels er blitt neglisjert. Målet for denne studiet har derfor vært å utforske vegetasjonsendringer i et kystlandskap, samt hvilke faktorer som har vært med å påvirke utvikling. Dette ble gjort ved å undersøke: (1) hvordan skoggrensen og -dekket har endret seg over de siste 70 årene; (2) hvordan faktorer som påvirker område vil styre utviklingen i fremtiden; og (3) hvorvidt utviklingen vil påvirke ulike interesser, samt hvilke forvaltningsverktøy som burde benyttes.

Lokasjonen for denne studiet har vært Isdalen i Bergen kommune. Området består av tre mindre daler kalt Våkendalen, Smalisdalen og Hardbakkadalen. Det har vært en lang jordbrukshistorie i området, men dette startet å opphøre på slutten av 1800-tallet. Siden den gang har en rekke plantasjefelt blitt plantet, og all jordbruksaktivitet er i dag borte med unntak av noe beite i fjellet.

Studiet har tatt for seg en rekke metoder som benyttet ulike historiske kilder, flyfotoer og lidardatasett. Metodevalget var en kombinasjon mellom tradisjonelle feltmetoder og romlige tilnærminger. Feltmetoder var hovedsakelig naturtypekartlegging og dendrokronologi, mens romlig metoder for det meste omfattet flybildetolkning, lidaranalyse og bildeklassifisering. Dette ga et unikt utvalg av data som kunne gi et romlige og temporalt perspektiv på utviklingen, samt en forståelse av tilstanden i området.

Resultatene avslørt at skogmassen i området har økt med 113,8 % siden 1970. Veksten har forekommet i alle høydelag, og har dermed økt skoggrensen med minst 130 meter siden 1951 og artsgrensen med 200 meter siden 1970. Området i dag består hovedsakelig av plantasjeskog og svak lågurt- og storbregneskog under skoggrensen, mens kystlynghei dominerer over. Dataene indikerer at området preges av dårligere vekstforhold, og at alle naturtyper later til å være preget av gjengroing, spesielt kystlyngheiene hvor det ble lokalisert 706 individuelle trær.

Hovedkonklusjonene fra denne studiet er at arealbruksendringer har vært den utgjørende prosessen for dagens landskapsendringer, mens vind og jordsmonn til nå har vært de største begrensningene for utviklingen. For fremtiden er det svært sannsynlig at ulike effektene av klimaendringer vil føre til videre ekspansjon og fortetning i området. Det blir her antatt at under dagens forhold vil mye gjengroing bli synlig i løpet av de neste tiårene, og et fullstendig dekke av området kan forekomme innen 100-200 år, avhengig av rådende klima, beitetrykk og forvaltning. Med mindre tiltak settes inn i nær fremtid er det trolig at den truede kystlyngheien i område gradvis vil avta og eventuelt opphøre fullstendig med tiden.

Abstract

During the last century, forests and tree lines have experienced steady expansion throughout Norway and the world. However, forest fluctuation studies tend to show bias towards alpine environments, leaving forest and tree line expansion in coastal environments relatively understudied. The aim of this study has therefore been to look at vegetation change and the factors that influence change in a coastal area. This involves (1) reconstructing tree line positions during the last 70 years, (2) assessing future forest development and (3) examining the effect on stakeholders' interests, as well as evaluating potential preservation policies.

The current study explores forest expansion in Isdalen, a coastal valley located near the city of Bergen, Norway. Before the beginning of the 20th century, Isdalen was extensively used for agricultural practice. Since then, agricultural activity has significantly decreased, and plantation fields have been established.

Using a combination of traditional field-based methods, such as nature type mapping and dendrochronology, and spatial methods, such as ariel image interpretation, LiDAR analysis, and image classification, the current study provides spatial and temporal insight into forest expansion in the region.

The results reveal that forest mass increased by 113.8% between 1970 and 2019, and the elevation of the forest and species boundaries have increased by 130 m since 1951, and 200 m since 1970, respectively. The predominant forest types in present-day Isdalen are plantation and weak deciduous/large fern forests, with endangered coastal heaths dominating the landscape above forest boundary elevations. Analysis shows that Isdalen is characterized by poor growth conditions, and all habitat types are characterized by overgrowth. Overgrowth is especially prominent above forest line elevations, where 706 individual trees are situated.

The current study found land-use changes are the fundamental driver of current landscape changes, and wind and soil conditions have acted as the primary constraints to forest expansion. In the context of a warming climate, further expansion and densification will likely occur. Under current climatic conditions, overgrowth will become visible within the coming decade, and with complete coverage expected within the next 100-200 years, depending on the prevailing climate, grazing pressure, and forest management. Unless management and preservation policies are implemented in the near future, it is likely that coastal heath coverage will gradually decrease in Isdalen, eventually leading to the loss of the coastal heath habitat.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Abstract	III
Innholdsfortegnelse	IV
1 Introduksjon	1
1.1 Problemstilling	2
1.2 Relevans	2
1.3 Studieområdet.....	3
1.4 Topografi	4
1.5 Geologi og jordsmonn	5
1.6 Klima.....	6
1.6.1 Temperatur	6
1.6.2 Nedbør	7
1.6.3 Vind.....	8
2 Bakgrunn og historie	9
2.1 Skog i Bergen og Hordaland	9
2.1.1 Skogbrukets høydepunkt (ca. 1500 – 1800).....	9
2.1.2 Hordaland blir kledd på nytt (ca. 1800 – 2000).....	10
2.1.3 Nåværende tilstand	11
2.2 Utviklingen i Isdalen	12
2.2.1 Fra gårdsdrift til vannforsyning.....	12
2.2.2 Vegetasjonshistorien i Isdalen	14
2.2.3 Beskrivelser av skoggrensen	16
3 Landskap, natur og forvaltning	17
3.1 Landskap	17
3.2 Landskapsøkologi.....	18
3.3 Det økologiske begrepsapparat.....	20
3.3.1 Forstyrrelse	20
3.3.2 Suksesjon.....	21
3.3.3 Sonering.....	22
3.4 Fremmede arter.....	22
3.5 Forvaltning av Byfjellene	24
3.5.1 Interesser	24
3.5.2 Aktører.....	25
3.5.3 Lokal forvaltning	26
4 Trær og skog	28
4.1 Redegjørelse av begreper	28
4.1.1 Skog og trær	28
4.1.2 Grensesetting	29
4.2 Faktorer som påvirker trevekst.....	32
4.2.1 Abiotiske faktorer.....	33
4.2.1.1 Klima og klimaendringer	33

4.2.1.2	Edafiske faktorer	37
4.2.1.3	Geomorfologiske faktorer	38
4.2.2	Biotiske faktorer	39
4.2.1.1	Interaksjoner og biotisk konkurranse	39
4.2.2.2	Regenerering og spredning	40
4.2.3	Antropogene faktorer	41
5	Metodiske tilnærminger til landskapsendringer	42
5.1	Feltbaserte tilnærminger	42
5.1.1	Natur i Norge (NiN)	42
5.1.2	Dendrokronologi	44
5.2	Romlige tilnærminger	44
5.2.1	Geografiske informasjonssystemer (GIS)	45
5.2.2	Fjernanalyse	45
5.2.2.1	Fotogrammetri	46
5.2.2.2	Flybildetolkning	48
5.2.2.3	Lidar	49
5.2.2.4	Bildeklassifisering	50
5.3	Visuelle tilnærminger	53
5.3.1	Fotomanipulasjon	53
6	Metoder og kilder	54
6.1	Epistemologi	54
6.2	Forskningsdesign	55
6.2.1	Etikk	55
6.3	Kildemateriale	56
6.4	Feltarbeid	56
6.5	Naturkartlegging	57
6.6	Dendrokronologi	59
6.7	GPS-registrering	60
6.8	Fotogrammetri	60
6.9	Flybildetolkning	62
6.10	Vekstanalyse	63
6.11	Bildeklassifisering	63
6.11.1	Preprosessering	63
6.11.2	Klassifisering	65
6.11.3	Post-klassifisering	66
6.11.4	Vurdering av nøyaktighet	67
6.11.5	Analyser	68
6.11.5.1	Vegetasjonsoverlag	68
6.11.5.2	Sonering og gradients endringer	68
6.11.5.3	Kalkulasjon av vekstrate og fordoblingstid	69
6.12	Fotomanipulasjon	69
7	Resultater	70
7.1	Flybildetolkning	70

7.2	Naturtyper.....	71
7.2.1	Beskrivelsessystemet.....	76
7.3	Dendrokronologi	78
7.4	GPS-registering	78
7.5	Vegetasjonsendring	80
7.5.1	Sonering.....	82
7.5.2	Gradient.....	82
7.5.3	Vekstrate og fordoblingstid	83
7.6	Tredimensjonale endringer.....	84
7.7	Grenseendring	87
7.8	Fotomanipulasjon	88
8	Diskusjon.....	90
8.1	Utviklingslinjer mellom 1951 – 2020.....	90
8.1.1	Naturtyper og arter	91
8.1.2	Grenser, spredning og romlig fordeling	94
8.1.3	Årsaksforhold	97
8.1.4	Metodisk vurdering	101
8.2	Potensialet for gjengroing.....	104
8.2.1	Effekten av klimaendringer	104
8.2.2	Begrensninger for utviklingen.....	106
8.2.3	Fremtiden skog	108
8.3	Hvordan burde Isdalen forvaltes?	112
8.3.1	Behovet for forvaltning	112
8.3.2	Aktuelle forvaltningstiltak.....	116
9	Konklusjon.....	120
10	Referanser	121
11	Vedlegg	133
	Vedlegg 1: Risikovurdering	133
	Vedlegg 2: Historiske bilder av Isdalen	134
	Vedlegg 3: Utmarksområder	136
	Vedlegg 4: Treslag ved Svartediket	137
	Vedlegg 5: Lokasjoner for dendrokronologiprøver.....	138
	Vedlegg 6: Artsliste fra feltarbeid	139
	Vedlegg 7: Fotogrammetriske resultater	142
	Vedlegg 8: Flowchart for vekstanalyse.....	145
	Vedlegg 9: Resultater fra bildeklassifisering og flowchart.....	146

1 Introduksjon

Gjennom tidene har Byfjellene hatt en sentral plass i det daglige livet til bergenserne. På ulike måter er ressursene på fjellet blitt utnyttet ut ifra behovene folket innenfor epoken hadde. I første omgang ble fjellene benyttet til jakt, sanking av brensel, og som utmark. Senere ble fjellene mer sentrale for kraftproduksjonen, vannforsyning og næringsvirksomhet i byen, og dens mange elver drev både sagbruk og møller. I mellomtid har Byfjellene også vært en essensiell del av byens forsvar, og inngått i innbyggernes tanke- og følelsesliv både på godt og vondt (Fossen, 1986). Uavhengig av hvor man går i fjellene kan det ses spor etter menneskene som en gang benyttet området. Dette kan fortelle mye om hvordan de levde og områdets betydning for kulturhistorie og som en del av landbrukets kulturlandskap (Bergen kommune, 2000). Byfjellene har dessuten en lang tradisjon som rekreasjonsområde med røtter tilbake til 1800-tallet. Den lange tradisjonen og de økologiske verdiene i området gjør at Byfjellene antagelig er Bergens viktigste friluftsområde og en pilar for byens identitet også i dag (Nordø & Aase, 1995). Samtidig har det fra gammelt av alltid vært en diskusjon om hvordan Byfjellene helst burde være, og hva som kategoriserer Byfjellenes identitet. Spesielt hvorvidt fjellene skal være bart eller dekket av trær har vært et betent tema (Gjerstad, 1993).

Sett bort i fra ulike formeninger om landskapet, kan de i dag ses at store endringer har forkommer og vil fortsette i fremtiden. Menneskelig og naturlige prosesser endrer stadig miljøet rundt oss og kan medføre negative konsekvenser som er vanskelig å tilbake stille når de først har inntruffet. Spesielt klima- og arealbruksendringer har fått mye oppmerksomhet de siste årene som en stor drivkraft i disse forandringene. Slike endringer medfører blant annet at det biologiske mangfoldet på jorden blitt svekket i et stadig hurtigere tempo enn noen gang, hvor tap av naturtyper, arter og landskap forekommer kontinuerlig som et resultat av ulike påvirkninger. Dette er bekymringsverdig både for nåværende og fremtidige generasjoner (Moen, 1998). Av disse grunner ses det et økende behov for å dokumentere landskapets historie og effektene som virker inn på natur og økosystemer, for å skape en bedre forståelse av de landskapsdannede prosessene. Dessuten burde mer forskning etableres på regional og lokal skala for å fylle kunnskapshull i global sammenheng og finne de faktorene av betydning for skogdynamikk i denne konteksten (Holtmeier & Broll, 2005). Etableringen av en slik forståelse står sentralt for å føre forvaltningen i riktig vei og sikre at særtrekk knyttet til naturen eller kulturlandskapet ikke forsvinner (Bergen kommune, 2000).

1.1 Problemstilling

Landskapsbildet slik vi ser det til daglig, virker statisk og uforandret. Det er dermed vanskelig å forestille seg fortidens og fremtidens landskap. Om man derimot ser på bilder og litteratur, er det åpenbart at det har skjedd store vegetasjonsendringen gjennom de siste tiårene. Med vegetasjonsendringer i denne sammenhengen menes det hovedsakelig endringer i skog- og busksjiktet som fremstår tydelig, men også felt- og bunnsjiktet endres som en reaksjon på dette. Disse endringene er viktig å dokumentere for å forvalte fremtidens landskap og natur. En tilnærming til dette er å analysere utviklingen som har forekommet for å finne trendene og faktorene som styrer utviklingen. Basert på dette er problemstillingen satt som følgende:

«Hvilke vegetasjonsendringer har skjedd i Isdalen, og hvilke faktorer påvirker utviklingen?»

For å kunne besvare dette tenkes det at både fortid, nåtid og fremtid er relevant å utforske for å tilfredsstille problemstillingen. Følgende underproblemstillinger der dermed:

1. *Hvordan har skoggrensen og tredekket i dalen utviklet seg mellom 1951 og 2020?*
2. *Hvordan vil området utvikle seg i fremtiden, gitt at utviklingen fortsetter?*
3. *Hvilke muligheter og utfordringer kan ses ved en gjengroing av Vidden, og hvordan burde området forvaltes i henhold til dette?*

1.2 Relevans

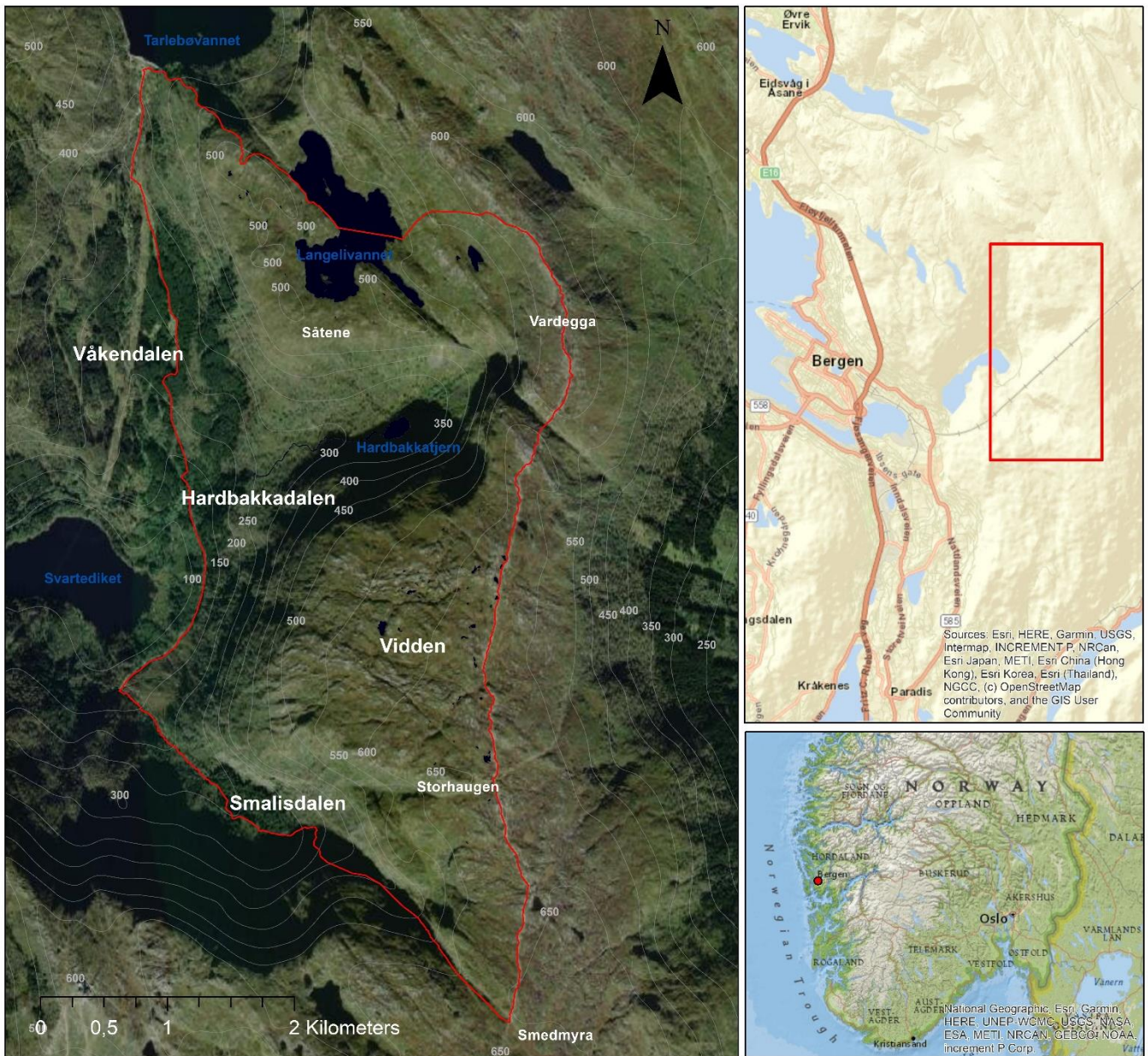
Flere gode argumenter kan fremlegges for relevansen av et slikt studium, men i hovedsak er det to saker som gjør seg fremtredende. For det første er en tendens i forskning på natur å strekke seg etter fjerne og uberørte områder, enn de nære som omgir oss daglig. Dette kan være grunnen til at relativt lite forskning er gjort på Byfjellene. Parallelt gir dette en kunnskapsmangel på det landskapet som omgir oss i størst grad, samt en illusjon om at landskapet er stabilt. Denne mangelen på kunnskap bidrar dermed til å vanskeliggjøre forvaltningen, som er avhengig av ny viten for å kunne bedrive kunnskapsbasert forvaltning. Det andre argumentet som bør løftes frem, er at det er gjort betraktelig mindre forskning på skogdynamikk i kystlandskap enn i alpine områder. Dermed kan denne oppgaven sette lys på nye kunnskaper om skog som muligens blir tatt for gitt ettersom utviklingen antas å være noenlunde den samme. Derfor argumenteres det her for at kystlandskapet og dets utvikling bør studeres som et eget landskap, heller enn å overføre egenskaper fra alpine områder med andre klima- og miljøregimer. Det er gjort mange undersøkelser av skog langs kysten, men de fleste studiene har lagt vekt på tilstand mer enn endring over flere tiår, som er tema for denne studien.

1.3 Studieområdet

Studieområdet for denne oppgaven er Isdalen med dens tilgrensende viddeområde i Bergen kommune. Isdalen strekker fra omtrent Svartediket til fjellene (Ulriken, Blåmannen, Fløyen, Vidden, Midtfjellet og Rundemannen) som omringer dalen på alle sider. Innenfor dette området inngår de mindre dalene Våkendalen, Hardbakkadalen og Smalisdalen. Dette området dekker etter beskrivelsen rundt 9 km², hvorav studieområdet utgjør omtrent 3,8 km². For å muliggjøre feltarbeidet ble området avgrenset til de tre nevnte dalene og viddeområdet som hører med. Grensen ble med beste skjønn trukket etter naturlige og menneskelagde skiller slik som veger/stier, bekker, høydekurver og skiller i naturtyper.

Når det gjelder navn i studieområdet må det gjøres en avklaring ettersom området i sin helhet ikke har et offisielt navn og det har derfor vært overlappende navnebruk i dalen (Sletten, 1986). Sletten (2008) beskriver hele området som Våkendalen med fire daler: hoveddalen hvor Svartediket ligger, Hardbakkadalen, Smalisdalen og Tarlebødalen. Dette er i samsvar med eldre navnebruk der hele Isdalsområdet var ansett som Våkendalen-området (Greve, 1986). Samtidig ble navnet Isdalen fra 1900-tallet brukt mer både for hele området og for hver av hovedforgreningene lengre inn i dalen, noe som er forankret hos generasjonen som vokste opp på denne tiden (Sletten, 2008). Det samme beskrives av Greve (1986) om at det i dag er strekningen fra Svartediket og opp Kobbeltveitbakkene som er ansett som Våkendalen. Ifølge Bergen byleksikon vises det også til at Isdalen i dag benyttes som et fellesnavn for hele dalområdet som ligger mellom fjellene som omringer dalen, mens Våkendalen regnes som området lags vassdraget som går fra Ulriken/Vidden-massivet og ut til Isdalsvannet (Hartvedt mfl., 2009a). Videre med disse beskrivelsen forekommer det også en splittelse når det kommer til dagens definisjon av Våkendalen, hvor den anses som både området fra Svartediketsstemmen til fjellene og som området fra Svartediket til Tarlebøvannet (Sletten, 2008). En siste avklaring er i forhold til Smalisdalen. Det som nå er omtalt som Smalisdalen har også blitt kalt både Dødsdalen, Isdalen, og de øvre delene er kalt Trolldalen. Det er fremdeles eldre turfolk og kart som omtaler dette området som Isdalen (Greve, 1986; Sletten, 1986; 2008).

Med disse beskrivelse i mente vil oppgaven avgrense Isdalen som området som strekker seg fra Svartediket til fjellene som omringer dalen. Våkendalen forstås som området fra Svartediket, opp vassdraget langs Tarlebø og Kobbeltveit frem til Tarlebøvannet. Det gjør også et klart skille mellom Smalisdalen og Isdalen ved referanser til området. Smalisdalen vil bli brukt konsekvent for området det gjelder, mens Isdalen vil bli brukt som en fellesbetegnelse for hele området. De omtalte navnene kommer fram på kartet i figur 1.



Figur 1: Oversiktskart over studieområdet med stedsnavn. Lokasjon for Bergen er vist nederst til høyre og Isdalens posisjon i forhold til Bergen sentrum er vist øverst til høyre.

1.4 Topografi

Isdalen er en tydelig illustrasjon på den omfattende erosjonen som har forekommet i Bergensdalen. Både størrelsen på dalen og dens hengende stilling vitner i dag om isens tidlige erosjon (Ahlmann, 1919). Isdalen, som navnet refererer til, er et resultat av isbreer som har formet mye av den dalen vi ser i dag. Trolig startet det med elver som skapte V-formede daler i landskapet, som senere ble slipt til botner gjennom om lag 40 istider. Lokale dannelser av isbreer skjedde i Smalisdalen, Hardbakkadalen og Tarlebøvannet øverst i Våkendalen. Etter hvert som disse breene ble mer omfattende og møttes, fløt de sammen til en større bre som gravde ut hoveddalen der Svartediket ligger i dag (Aarseth, 2015). Resultater av isen er blant

annet botner og forkastninger som kan ses i både Smalisdalen og Hardbakkadalen, samt flere dalhyller omkring i området (Sund, 1947; Jansen, 1986; Sletten, 2008).

Studieområdet strekker seg fra ca. 120 til 660 moh. Terrenget er generelt beskrevet som kupert og gjennomgående bratt (Gaarder & Theisen, 1953). På vestsiden av Langeli-området befinner det seg store fjellrabber (Såtene) med liten høydevariasjon. Området inneholder også noen myrsøkk og lyngmoer. Opp mot øst er terrenget mer dekket av knauser og koller (Strøm, 1988). Området bærer preg av rasmark som kommer av den karakteristiske skifriheten i Byfjellene og en relativt stor helning (Jansen, 1986). I de tresatte delene av området kan det være en helningsgrad oppimot 45°, men helningen varierer stort gjennom området (Eikebrokk mfl., 2006). En del stier og veier er anrettet i området, og det er derfor relativt god tilgjengelighet.

1.5 Geologi og jordsmonn

Isdalen består hovedsakelig av tre typer bergarter. Størsteparten av området består av gneis som tilhører Ulriken gneiskompleks. Ytterst ved Svartediksstemmen er det rester av grønn- og glimmerskifer som ikke ble fjernet av isbreene, og nærmere byen er også en sone bestående av kvartsitt (sandstein), samt enkelte konglomerater (Jansen, 1986; Sletten, 2008). Den eneste bergarten av disse som berører studieområdet er Ulrikens gneiskompleks. Dette området er delt i to hvor mesteparten består av øye- og båndgneis, mens en stripe av området består av migmatitt og migmatittgneis (NGU.no). I høyere liggende fjellsider kan det også forekomme baserike bergarter lokalt blant gneisen (Moe, 2002). Av løsmasser innfor studieområdet forekommer kun noen strekker med tynt, dårlig sortert morenemateriale og flere områder med sammenhengende skredmateriale (NGU.no). Jordsmonn er derimot lite beskrevet, hvor det kun vises til at området er fattig på jorddannede forvittringsprodukter, bestående av enten bar grunn eller et tynt lag av sur råhumus (Føyn, 1952; Gaarder & Theisen, 1953). Det kan være rimelig å anta at jordsmonn mer nøyaktig er humuspodsol ettersom nedbøren er stor i forhold til fordampningen de fleste steder. Dette utspiller seg et surt jordsmonn som kun kan opprettholde lite næringskrevende samfunn som lyngheier (Lundberg, 1987). At jordsmonnet har lite næring bekreftes også i at berggrunnen består av gneis, som er en sur bergart som forvitrer sent, og gir dermed dårlig og lite jord (Rosvoll, 1974). At området er kalkfattig bekreftes også ved at alt vann i området er klassifisert som svært kalkfattige, og innholdet i Svartediket indikerer relativt ufruktbart omgivelsene ved at det tilføyes lite oppløselige næringsalter (Føyn, 1952; Johnsen mfl., 2004). Der hvor bergarten er noe mer skifrige kan likevel små områder med næringsrik mineraljord oppstå (Moe, 2002). Av den grunn er det registrert to kalkrike fjellområder i Isdalen

(Bergen kommune & Moe, 2003). Disse er like utenfor studieområdet, men indikere at andre kalkholdige områder muligens finnes innenfor studieområdet.

1.6 Klima

De to avgjørende faktorene for klimaet på Vestlandet er landsdelens posisjon mot nord og plassering ut mot et av verdenshavene. Dette gjør Vestlandet både til en grensesone mellom det polare og tempererte klimaet, og mellom det maritime og kontinentale klimaet. Attpåtil spiller de mange fjorder og fjell inn på variasjonene. Denne blandingen av faktorer strider med hverandre, og fører til et livlig samspill med brå skifter i været og mange lokale variasjoner (Pedersen, 1957). Klimaet for Hordaland kan generelt beskrives som et kystklima bestående av mild temperatur, med mye vind og nedbør. Selv om vintrene er milde langs kysten, kan både frost og tele forekomme periodevis (Vestlandets forstlige forsøksstasjon [V.F.F.], 1966). Klimatisk tilhører derfor Bergen den sterkt oseaniske seksjonen (O3h) (Moen, 1998). Oseanisk klima er et produkt av havets termiske treghet sammenlignet med kontinentene, og gir en smal differanse mellom sommer- og vintertemperaturer (Dahl, 1976). De milde årstidene ga Bergen mellom 1991-2020 en gjennomsnittlig vekstsesong på 254 døgn (døgnmiddeltemperatur over 5 °C), noe som gir god produksjon for treslag som trenger en lang vekstperiode (Rosvoll, 1974; eklima.no). Månedsnormalene er vist i tabell 1, men klimaet i Byfjellene kan variere svært mye innenfor mindre områder ettersom landskapet er svært kupert (Nordø & Aase, 1995).

Tabell 1: Månedsnormaler for Bergen. Normalene for middeltemperatur og nedbør er fra mellom 1991-2020, mens antall soltimer er normalen fra 1961-1990. Normalene er hentet fra Florida målestasjon (Kilde: eKlima.no).

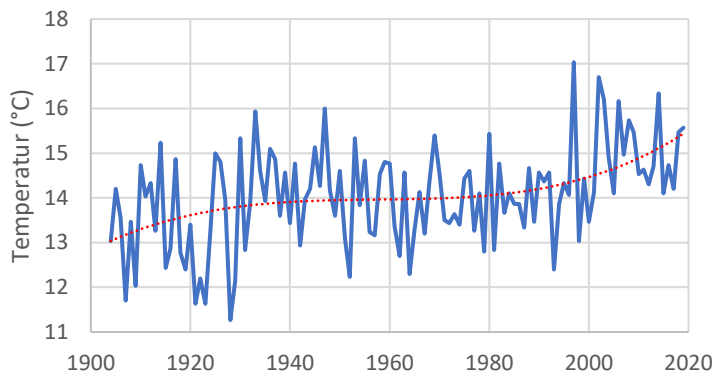
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des	Årlig
Middeltemperatur (°C)	2,6	2,3	3,8	7,2	10,7	13,6	15,6	15,4	12,6	8,6	5,3	3,1	8,4
Nedbør (mm)	256	209	201	140	108	132	157	207	248	268	275	289	2495
Antall soltimer	19	56	94	147	185	189	167	144	86	60	27	12	1186

1.6.1 Temperatur

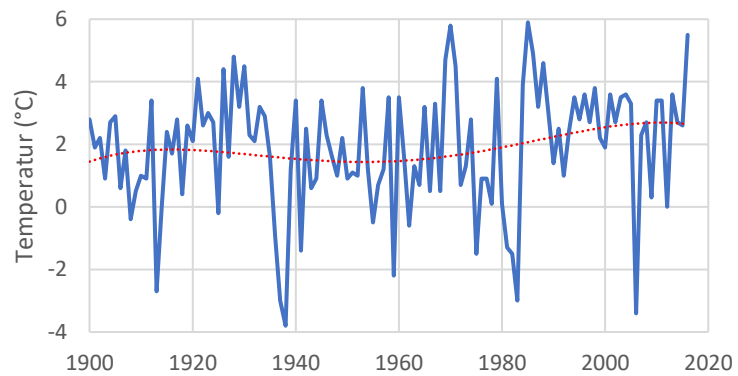
Det milde oseaniske klimaet gir små forskjeller mellom den kaldeste og varmeste måneden (ca. 10-12 °C). Dette gir Bergen en av Norges høyeste gjennomsnittlige årstemperatur (Moen, 1998). Klimaet i Isdalen blir ansett som kaldere enn andre områder i Bergen, og på folkemunne sies det at dette er grunnen for det passende navnet (Greve, 1986). Denne kulden kommer av avstand til havet og høyde over havet sett i forhold til Bergen sentrum (Sletten, 2008). Temperaturvariasjonen i høyden varierer i gjennomsnitt mellom 0,5-0,7 grader pr. 100 meter høydestigning (Schumacher & Østbye, 2013). Dette demonstreres fra temperaturmåling gjort i Bergen sentrum og Rundemannen hvor differansen mellom dem er rundt 3,5 grader om man ser over hele måneder og flere år. Dette er grunnen til at det i vintermånedene kan ligge snø

oppe i fjellet, mens lavlandet er bart (Sunde, 1986). En gjennomgang av månedstemperaturene har også vist at temperaturen ved Svartediket gjerne er noen tiendedeler lavere om vinteren, og noen tiendedeler høyere om sommeren sammenlignet med sentrum (Gaarder & Theisen, 1953).

For å finne de klimatiske forholdene over lang tid må måledataene fra Fredriksberg (50560) og Florida (50540) kombineres. Fredriksberg var operativ mellom 1904 – 1985, og Florida fra 1945 til i dag. Disse korrelerer ($r^2=0,99$) svært godt både i forhold til temperatur og nedbør (Penniston & Lundberg, 2014). Sommertemperatur måles gjerne som summen av de tre varmeste månedene (juni, juli og august), den såkalte tritermen, mens et representativt mål for kulde er månedstemperaturen for januar (Moen, 1998). Som det kan ses i figur 2 har tritermen en stigende trend. Spesielt fra 1980-tallet, og frem til i dag viser trendlinjen en gjennomsnittlig økning på rundt 1,5 °C. Januartemperaturen (figur 3) har derimot en stabil trend, men en svak økning kan ses fra midten av 1900-tall og frem til i dag.



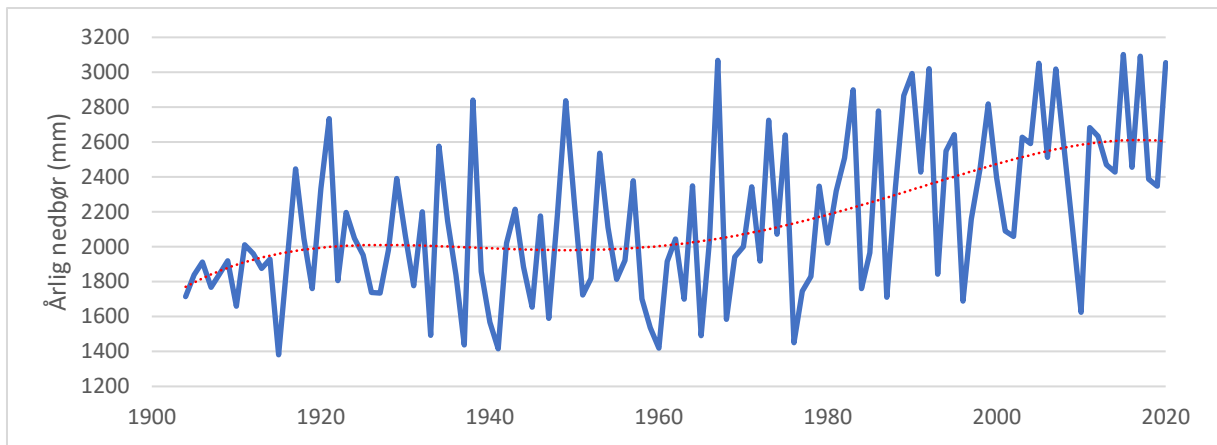
Figur 2: Gjennomsnittstemperatur i Bergen for sommermånedene (juni - august) mellom 1904-2020 (Kilde: klima.no).



Figur 3: Gjennomsnittstemperatur i Bergen for januar mellom 1904-2020 (Kilde: klima.no).

1.6.2 Nedbør

Nedbør i Bergen er ikke et ukjent fenomen. Det er to åpenbare grunner for nedbørmengdene, hvor det første er den fuktige luften fra havet, mens den andre er fjellene rundt byen som presser skyene oppover slik at de kondenserer i form av nedbør. De største nedbørmengder er i sør- og vestskråninger i de høyere fjellpartiene (Fonn, 1986). Lokalt i Bergensområdet kan dermed fuktige luftmasser bli presset oppover fjellsiden som medfører store nedbørmengder i luvsiden, mens det blir mindre nedbør i lesiden (Sunde, 1986). Mye påvirkning har også polarfrontens posisjon, som er mye av grunnen til den massive regnet om høsten og vinteren (september-februar) hvor omtrent 60-65 % av årsnedbøren kommer (Pedersen, 1957). Antallet nedbørsdøgn (>0,1 mm nedbør) for Bergen ligger på omtrent 200-220 døgn, som gir imellom 1600-3000 mm nedbør i året (Håland mfl., 2013). Som vist i figur 4 er nedbørmengden svært sprikende mellom årene, men den generelle trenden er at det har vært en økning gjennom de siste 100 årene.



Figur 4: Årlig nedbør i Bergen mellom 1904-2020 (Kilde: klima.no).

Det er samtidig betydelige forskjeller på nedbørmengden ulike steder i Bergen, og i Isdalen er i det høyere sjiktet med normalnedbør på opp mot 2800 mm (Fonn, 1986). Det bekreftes av tidligere beboerne i dalen at det både regnet og snødde betydelig mer der enn i sentrum (Slettebø & Slettebø, 1986). Basert på klimadata fra 1904-1919 kan man se at det regnet om lag 20 – 35 % mer ved nedre del av Isdalen enn i sentrum mellom 1904 – 1919 (klima.no). For Vidden er det vanskeligere å beregne nedbøren, men basert på målinger på Rundemannen, kan det tenkes at nedbøren er omtrent lik eller litt større, noe som tilsvarer samme nedbørmengder som i sentrum (Sunde, 1986; klima.no). Andre beregninger mener derimot at nedbør i fjellene rundt Svartediket er rundt 15 % høyere enn Bergen sentrum (Blix & Brun, referert i Sletten, 2008).

1.6.3 Vind

Kyststrøkene er under konstant vindpåvirkning, med få dager som er vindstille. Dette medfører både uttørking, saltnedslag, mekanisk slitasje og fare for vindfall (V.F.F., 1966; Håland mfl., 2013). Åpningen mot Bydalen gjør at Isdalen er utsatt for sørlige vinder, og at dalen smalner sammen innover forårsaker en eskalering av vinden innover i dalen, samtidig som den dempes videre innover i Våkendalen på grunn av utstikkende bergnabber. Nordavinden er også sterk i området ettersom det er lite som stopper vinden i de høyere traktene. Fra andre himmelretninger er dalen relativt skjermet (Sletten, 2008). Utaaker (1995) fant ut at den dominerende vindretningen ved Svartediket var fra nord-øst. Det er derimot generelt lite målinger av vindforholdene i Byfjellene, men det er klart at sterkere vind forekommer hele året og spesielt på vinteren. Det er også kjent at vindforholdene er sterkere nærmere kysten og oppover i høyden, samt ved fjellrygger eller skar hvor vinden blir presset. Derfor er det rimelig å anta at det kan forekomme rimelig sterke vindforhold i Byfjellene (Sunde, 1986). Fra Isdalen er det beskrevet av beboere at det var mange større kastevinder i dalen (Slettebø & Slettebø, 1986)

2 Bakgrunn og historie

2.1 Skog i Bergen og Hordaland

Før det ble et økende behov for materialer og brensel er det antatt at fjellsidene på Byfjellene var dekket med skog (Nordø & Aase, 1995). Hvor vidt Vidden var dekket er usikkert, men det er vist at mange steder i Norge har skoggrensen ligget opptil et par hundre meter høyere enn i dag fra tid til annen (Nedkvitne, 1974; Bjune, 2006; Potthoff, 2013a). Det er også vist at nesten hele Hordaland var dekket av skog, fra fjære til fjell som et resultat av skoginnvandringen etter siste istid. En senere kombinasjon av kulturpåvirkning og klimaendringer medførte derimot en minskning i denne skogbestanden (Fægri, 1986; Moen, 1998; Krzywinski, 2004). Dette førte til en gradvis endring til et bart og treløst kystlandskap som ble vedlikeholdt av brenning, slått og helårsbeite langs kysttraktene. Med enkelte unntak er det antatt at Byfjellene har vært bart i over 800 år (Øyen, 2003; 2017). Her skal det gis en kort introduksjon av skoghistorien de siste 500 årene, som har preget det landskapet vi ser i dag.

2.1.1 Skogbrukets høydepunkt (ca. 1500 – 1800)

Før 1500-tallet er det lite historisk oversikt over tømmerhandelen i Hordaland, men den var nok beskjeden sammenlignet med forholdene som kom videre fra dette tidspunkt. Rundt denne tiden fikk Skottland og Holland stor økonomisk vekst som medførte mye handel av trevirke og skipsbygging fra Hordaland. Særlig da den vandrevne sagen ble mer alminnelig rundt 1530, ble det mulig å foredle treverket i langt større grad enn tidligere. Denne handelen pågikk frem til det 1800-tallet, og nådde sitt høydepunkt omkring år 1600 hvor flere hundre skip kom årlig (Jebsen, 1974). I denne perioden var Norge den største eksportøren av trelast i Europa (Larsson, 2004). Skottehandelen og introduksjonen av den vandrevne sagen var altså de to viktigste årsaker til avskogingen av Vestlandet, men også bybranner spilte en stor rolle. Siden byene som regel besto av trehus, måtte store mengder skog brukes til gjenoppbygging etter bybranner. Dette resulterte i at Vestlandet for det meste ble avskoget i løpet av 1600-tallet, samt at gjengroing videre ble forhindret av befolkningsvekst og ekstensivt beite (Lundberg, 2018). Sammensatt kan dermed sies at mye av Vestlandet ble avskoget som er resultat av lite kunnskap om skogskjøtsel (Tomter, 2018). Nevneverdig er også den lille istiden (1550-1880), som ytterligere svekket foryngelse langs skoggrensen, og ført til generell langsommere vekst blant trærne (Larsson, 2004). Mangel på skog var fremtredende til annen verdenskrig og for Bergensområdet kan det vises til lite rapportering om større skogbranner mellom 1500- og 1900-tallet, som indikerer at det også her var svært lite skog i denne tidsperioden (Sletten, 2004; Øyen, 2017).

2.1.2 Hordaland blir kledd på nytt (ca. 1800 – 2000)

På starten av 1800-tallet var Byfjellene fremdeles mye benyttet som beiteområde. Det var i denne perioden mye tjuvbeiting i området, noe som var bakgrunnen for opprettelsen av Varegga grunneierlag, for å bevare deres rettigheter til beite i området (Grimen & Hauge, 1986). Det var først da utmarksbeitingen i stor grad opphørte og skogplantingen begynte at skogene tok tilbake sin plass i Byfjellene (Nordø & Aase, 1995). Skogkledningen på Byfjellene skyldes ikke bare plantingen og det opphørte beitebruket, men også at den tradisjonelle lyngsviingen forsvant, med siste brenning i 1960 (Gjessing, 1986; Sletten, 2017). Denne lyngsviingen er gjenopptatt i senere tid enkelte steder blant annet på østsiden av Ulriken (Sletten, 2008).

Utviklingen av skogplantingen i Hordaland og Bergen kom trolig som en reaksjon på mange faktorer. Blant annet ble det i 1849 opprettet en skogkommisjon av den norske stat (Bergen kommune, 2019a). Dette medførte at det mellom 1850-60 både kom nasjonale skoglover og et norsk forstvesen som ble opprettet i 1857 (Øyen, 2004b). Bjørnstjerne Bjørnson sitt idealistiske utsagn om å kle fjellet var nok også en stor pådriver for skogsaken på Vestlandet, selv om det nok var flere som også så det materielle og økonomiske potensialet i skogsaken (Myklebust, 1974; Gjesdal & Mo, 1986). Ifølge Rosvoll (1974) var det derimot ikke det økonomiske perspektivet som la grunnlaget for plantingen i begynnelsen, men noe som kom senere som et resultat av mulighetene man så i skogen, som videre førte til den politiske innblanding utover 1950-tallet. Bergens skog- og træplantningsselskap (BST) ble opprettet i 1868 under navnet Firskillingsklubben. Skogplantingen ble sett som en romantisk tanke, og med deres subsidiering og initiativ startet plantingen allerede i 1869 (Nordø & Aase, 1995). Senere i 1899 ble også Bergen og Hordaland skogselskap dannet for å skape en større organisering i arbeidet, og i 1916 ble V.F.F. opprettet for å dekke det nødvendige forskningsbehovet på både provenienser og bruksmetoder (Øyen, 2004b). Gjennom et internasjonalt forskningsarbeid fikk man dermed tilgang på mange utenlandske provenienser (Øyen, 2007). I mellomtiden vokste det i tillegg frem mange skoglag og skogplantelag i de ulike kommunene i Hordaland (Øyen, 2004b).

Senere i det tjuende århundre skjedde den store treplantingen, hvor mesteparten av granen vi ser i dag ble plantet. Drivkraften bak denne plantingen var både økonomisk gevinst og knyttet til estetisk preg (Krzywinski, 2004). På tross av at skogreisingen på Vestlandet hadde pågått en stund, var det etter 1950 at skogreisingen forekom i større målestokk. Dette var en målrettet politisk drivkraft bak skogplantingen som siktet mot å reise skog ved all egnet mark som ikke hadde andre bruksområder. Dette ble gjennomført av en storsatsning på forskning, tilskudd og opprettelsen av et effektivt organisasjonsapparat for påvirkning av ulike grupper i prosessen.

Likevel var det den enkelte grunneier som sto i sentrum for beplantingen med sin vilje til å plante skog. Dermed var mye av arbeidet gjennomført av kommunalt organiserte plantegjenger (Sevatdal, 1971). Landet skulle gjenreises etter krigen, og skogbruket var en nøkkelnæring til både byggematerialer og statsinntekter (Øyen, 2004b). Da skogreisningen kom i gang i kyststrøkene rundt 1950, mente man at dette burde gjennomføres på rundt 60 år. En hurtig planting ble derimot ansett som nødvendig både av privatøkonomiske og samfunnsmessige hensyn, og man ville derfor ha ferdig planting innen 1990-årene (St.meld. nr. 67 (1964-1965)). Satsningen pågikk som planlagt frem til 1990-tallet, men mesteparten av aktiviteten forekom på 1960- og 70-tallet (Bergen kommune, 2019a). Grunnen til nedtrapping etter 1970, var en konsekvens av færre egnede områder for beplantet, manglende arbeidskraft, gradvis mindre offentlige tilskudd og økende skepsis mot de miljømessige effektene (Tomter, 2018).

I stor grad var målet ved skogreisningsaksjonen på Vestlandet kun en ytterligere beplanting, men et bredere mål innebar også en omlegging av skogdriften (Husabø, 1950). Skogsaken på Vestlandet var hovedsakelig i kyststrøkene hvor det var minst skog, og planting der kunne dermed gi tømmer og ved til folket, gi landskapet liv og skape jordsmonn på fjellet (Heiberg, 1957). Til sammen ble det i perioden mellom 1860-1950 plantet 200.000 daa, mens fra 1951-1990 ble hele 1,7 mill. daa plantet i Vestlandet (Øyen, 2017). I forbindelse med skogplantingen ble det plantet mange fremmede treslag (Nordø & Aase, 1995). Fra gamle protokoller kommer det frem at det hovedsakelig ble plantet gran og furu av BST. Samtidig hadde selskapet også en interesse for fremmede treslag slik som sitkagran og buskfuru, som gjerne ble plantet i høyereliggende områder med formål som forkulturtrær til senere planting. Noen løvtrær ble også plantet slik som bøk, lønn, alm, ask og bjørk. Dette hadde et estetisk formål ved å skape større fargenyanse i landskapet, men også praktisk med tanke på å øke fuglebestanden og minske brannfare (Irgens, 1968; Gjerstad, 1993). Til sammen er det rundt 50 treslag i Bergens naturpark, hvorav ca. 40 av disse er av utenlandsk opprinnelse (Øyen, 2005; Sletten, 2008).

2.1.3 Nåværende tilstand

Siden midten av 1800-tallet har det oppstått omtrent tre ganger så mye skogareal og fem ganger så mye tilvekst som den gang (Øyen, 2003). Det er antatt at tilveksten har økt en del på grunn av klimaendringer og nitrogentilførsel fra nedbør (Bergen kommune, 2019a). Prosentvis i forhold til areal har Bergen tredje mest plantet skog i Hordaland med 33 % av arealet (Øyen, 2004b). Gjennom BST sin historie har over 4 millioner trær blitt plantet i Bergen (Øyen, 2003).

I dag er det flere krav til skogplanting som involverer mindre planting av utenlandske treslag, samt forbund om planting på visse vegetasjonstyper som åpen røsslynghei (Tomter, 2018).

Skogarealene i Bergen er knyttet opp mot tre hovedområder, deriblant øst for Bergensdalen som inkluderer Isdalen (Bergen kommune, 1993). I dag er nærmere halvparten av Bergen kommunes landareal skogdekket i en eller annen form, og kommunen anses derfor som en skogkommune. Rundt halvparten av arealet består av furu og gran, mens den andre halvparten er løv- og blandingsskog (Bergen kommune, 2012; 2019a). I Bergen er det etter DN-håndboken kartlagt 30 ulike naturtyper fordelt på 127 forskjellige naturtypeområder. Blant disse er edelløvskog den mest vanlige naturtypen, mens gammel furuskog utgjør det største arealet (Bergen kommune, 2012). Det er derimot ikke blitt gjort noen slike registreringer innenfor studieområdet. Andelen gran i Bergens naturpark var før på over 30 %, men andelen syker stadig som et resultat av en større gjengroing av furu- og løvskoger, samt mindre nyplanting enn hogst i plantefeltene (Øyen, 2005). Skog- og tregrenser er i dag som regel dannet av bjørk i Byfjellene, og det er kun i Skandinavia at bjørka markerer den alpine skoggrensa (Kvamme, 2009). På tross av mye skog er ennå 80 % av Byfjellene skogløse (per 2008) (Sletten, 2008).

2.2 Utviklingen i Isdalen

2.2.1 Fra gårdsdrift til vannforsyning

I Isdalen har det trolig vært beboelse og gårdsdrift i over 1000 år, men de første sikre spor på jordbruk kan spores tilbake til 1200-tallet. Gårdene tilhørte Alrekstads utmark, og ble fra tidlig alder beskrevet som de fattigste i Årstadområdet. Før fraflytningen på slutten av 1800-tallet bodde det 110 mennesker der (Gjerstad, 1993). På det meste kan det ha vært 13 bruk (medregnet husmannsplasser) som var fordelt på fire utmarksområder, derav Garmannslund, Kobbeltveit, Tarlebø og Hardbakka (vedlegg 3) (Slettebø & Slettebø, 1986; Sletten, 2008; Hartvedt mfl., 2009a). Det ble fra starten av 1900-tallet også bygget en rekke hytter i utmarksområdet til Isdalsgårdene. Tolv av disse var plassert rundt Langelivannet og ytterligere åtte var bygd ellers i området, men mange av disse hyttene forsvant igjen på midten av 1900-tallet (Sletten, 2008). Svartediket (tidligere kalt Årekstadvatnet) var betraktelig mindre enn i dag, og det var derfor mer utmark som ble brukt til beite (Greve, 1986; Sletten, 2008). I 1717 ble Svartediket separert grunnet et ras som dannet to innsjøer, kun tilknyttet av en elv. Den vestlige delen beholdt sitt navn, mens den østlige delen ble kalt Nydiket, og senere Isdalsvannet (Hartvedt mfl., 2009b).

Fra naturens side er Byfjellene lite egnet til vannforsyning ettersom det er få steder vannet kan samle seg. Isdalen derimot er det eneste stedet hvor dette foregikk naturlig (Fønn, 1986).

Arbeidet med å transformere Svartediket til en vannforsyningskilde startet allerede i 1848. Dette kom hovedsakelig som en reaksjon på koleraepidemien samme år, men til dels også med hensyn til befolkningsøkning og behovet for en pålitelig vannkilde for brannvesenet. Forslaget ble vedtatt i 1850, og i 1855 sto den første demningen ferdig (Hartvedt mfl., 2009d). Dette var den første av fire etapper, hvor den neste demningen ble bygd i 1860 (Johnsen mfl., 2005). Videre i 1868 sikret kommunen seg eiendom som gav dem bruksrettigheter til Svartediket, Tarlebøvannet og Langelivannet (Hartvedt mfl., 2009d). Senere i 1878 ble også Garmannslundgården oppkjøpt, og i 1882 ble demningen utvidet videre (Hartvedt mfl., 2009d; Salvesen & Moe, 2018). Ut på 1890-tallet var det også en større diskusjon om å disponere Isdalsvassdraget til kraftproduksjon, men behovet for vannforsyning var større og planene ble dermed skrinlagt (Fonn, 1986). Mellom 1895-1903 fikk kommunen kontroll over det resterende nedslagsfeltet gjennom oppkjøp av Årstad gård og brukene i Isdalen (Slettebø & Slettebø, 1986; Sletten, 2008; Salvesen & Moe, 2018). De siste store bebyggelsene var utbyggingen og oppdemmingen av Tarlebøvannet mellom 1922-1932, og utvidelsen av Svartediksdemningen mellom 1950-54 (Hartvedt mfl., 2009d). Under den siste damutbyggingen ble de to vannene omsider gjenforent, og dannet det vi i dag kjenner som Svartediket (Hartvedt mfl., 2009b).

At området ble fraflyttet og at gårdsdriften avtok, kom som en reaksjon på restriksjoner og oppkjøp fra Bergen kommune i forhold til bruken av Svartediket (Greve, 1986). Frem til 1920-årene var det fremdeles gårdsdrift på både Kobbeltveit, Tarlebø og Garmannslund. Tarlebø var det siste gårdsbruket som ble nedlagt i 1941, men det er påstått de siste beboerne sannsynlig bodde på Tarlebø ut krigsårene (Hartvedt mfl., 2009a; 2009c; Sletten, 2009). Under andre verdenskrig ble også flere offentlige arealer benyttet til matproduksjon, blant annet områdene anskaffet i Våkendalen. Disse ble delt opp i parseller, men området var vanskelig å drive, trolig fordi jorden ikke var dyrket på lenge (Hjorth, 2009). Beiting i Isdalen har pågått frem til våre dager, men dette har minsket gjennom årene (Sletten, 2008). I nyere tid er det kun sauebeite i enkelte av de høyere områdene (Hobæk & Bjørklund, 2004). Dette er i regi av Varegga grunneigarlag, og har pågått etter avtale med kommunen siden 1990 (Bergen kommune, 2007). Da avtalen ble inngått, var det rundt 2000 sau/lam som beitet på Byfjellene, mens i 2005 var antallet på ca. 1400, hvorav rundt 580 av disse beitet innen nedbørfeltet til Svartediket (Eikebrokk mfl., 2006). I 2015 hadde antallet sau i Byfjellet igjen sunket til ca. 1200, mens i 2020 var antallet på nærmere 1300 (Bergen kommune, 2015; Kilden.nibio.no). Beiting er ansett som en stor forurensningskilde for vannforsyningen, spesielt etter *Giardia lamblia*-epidemien i 2004. Det er derfor satt ut gjerder og foretatt gjetting i området (Bergen kommune, 2015).

2.2.2 Vegetasjonshistorien i Isdalen

Før jordbrukshistorien i Isdalen startet, var det trolig mye skog og vilt i Isdalsområdet (Hartvedt mfl. (2009a)). Blant annet er det funnet røtter etter store trær opp mot 400 meters høyde ved Ulriken og innover myrene ved Varegga (Sletten, 2008). Under jordbruksperioden var det nok derimot svært lite trær i Isdalen, med unntak av en liten skog i bunnen av dalen som kunne gi ved til husstandene (Greve, 1986). Dette referer til Småskogen som var det eneste større skogpartiet ved Svartediket på begynnelsen av 1800-tallet (Sletten, 2008; Salvesen & Moe, 2018). Skogen ble flere ganger fredet, men tyvhogst forekom stadig vekk, særlig under den lille istiden. Enkelte trær var også å finne ved starten av Smalisdalen og ved noen av gårdene (Greve, 1986; Sletten, 2008). Av trær hevder Sletten (2008) at bjørk, osp og or har vært i dalen lenge, men trolig har det også vært enkelte forekomster av rogn, selje, hassel, hegg, alm, eik og aks. Det blir beskrevet at selv på 1890-tallet var det kun noen få løvtrær i Våkendalen (Gjerstad, 1993). Torvbrensel var derfor praktisert hyppig, for eksempel på Såtene, Varegga og Vidden, først som en konsekvens av mangel på trevirke og senere på grunn av hyttedriften. Dette førte til at mange myrer i Byfjellene ble torvløse (Kobbeltvedt, 1988; Strøm, 1988; Sletten, 2008).

Plantingen i Isdalen ble for det meste gjennomført av skolebarn under en årlig «skogplantedag», men ble også utført av diverse frivillige organisasjoner (Greve, 1986). Planting av de indre delene av Svartediket startet allerede i 1904 gjennom plantedager i regi av Bergen skogselskap (Sletten, 2008). Isdalen ble senere nevnt av BST i årsberetningen fra 1906 som et neste steg i beplantningsprosessen, og allerede året etter var de i forhandling med kommunen om området (Gjerstad, 1993). Dette bidro til at planer om industri i området ble skrinlagt, og skogplanting ble derfor formålet for området med hensikt å beskytte drikkevannet mot forurensning (Sletten, 2008). Videre i 1910 ble det sagt at siden byens egen utmark var ferdigplantet, skulle man for alvor gå løs på Isdalen i de høyestliggende feltene som skolebarna ikke nådde til. Skogplanting i den øvre delen av Våkendalen tok til i 1911. På dette tidspunktet hadde allerede den nedre delen av dalen blitt beplantet i åtte år av diverse skoler i området (Gjerstad, 1993). Beplantning av de høyereliggende områdene av Isdalen, herav de gamle utmarkene til Kobbeltveit og Tarlebø, ble gjort mellom 1911-1918 (Bergens skog- og træplantningsselskap, 1918). I 1936 ble også all innmarken fra de gamle Isdalsgårdene overdratt til BST for å benyttes til skoleplanting. Dette ble i mange år kjerneområdet for selskapets virksomhet (Gjerstad, 1993).

På 1950-tallet sto skogsaken sterkt blant bergenserne, og det var i disse årene stort press fra skoler og frivillige organisasjoner for egne plantefelt. Av den grunn ble de gamle innmarkene tilplantet i årene mellom 1948-1960. Etter planen skulle det i første omgang bli plantet gran,

som ved oppvekst skulle kunne beskytte mot vær og vind slik at andre treslag kunne bli introdusert. Løvtrærne i området skulle også bevares for å gi et variert skogbilde. En rekke sitkatrær ble i tillegg plantet rundt Tarlebø etter annen verdenskrig i uthugde buskfurufelt, og noen delfelt ble avsatt til juletreproduksjon. I denne perioden var det lite hogst med unntak av skogen langs Svartediket som ble fjernet i henhold til utbyggingen av demningen (Irgens, 1968; Gjerstad, 1993). I 1958 var det også en skogbrann ved Hardbakka i et ubeplantet område, som spredte seg helt til Såtene på vestsiden av Langelivannet (Gjessing, 1986; Sletten, 2008). Fra 1972 ble det drevet prøveflater i Våkendalen for skogforskning i regi av V.F.F., i dag kalt Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO). Her ble det blant annet målt høyde og tykkelse på trærne, samt uttynning etter et fastlagt program. I Isdalen var det anlagt prøveflater for sitkagran, norsk gran, japansk lerk og europeisk lerk (Gjerstad, 1993; Øvrebotten, 2013). Det er ifølge Norsk institutt for bioøkonomi (u.å.) registrert ni langsiktige feltflater i Isdalen, hvorav fem er ved Tarlebø og fire ved Kobbeltveit. Disse flatene ble anlagt mellom 1969 til 1982, og er fortsatt operative med unntak av en flate på Kobbeltveit som ble nedlagt rundt år 2000.

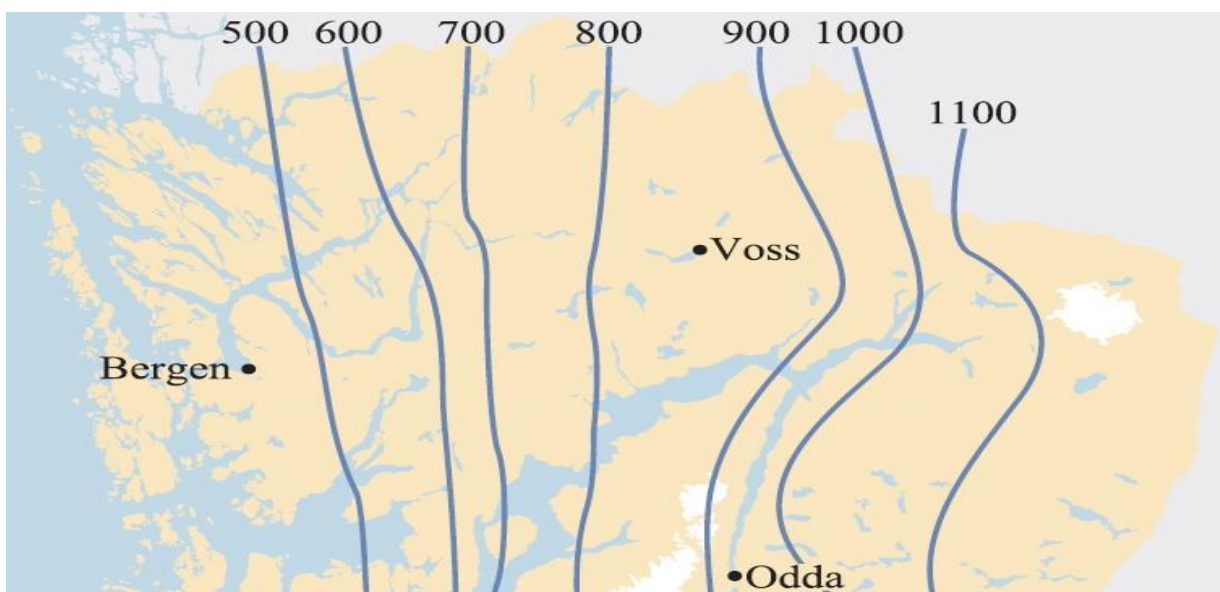
Området fra Isdalen til Munkebotn huser i dag en av de eldste og største plantefeltene på Vestlandet. Området har stor variasjon av både løv- og bartrær (Nordø & Aase, 1995). Rundt Svartediket har det blitt lokaliserte 29 ulike treslag (vedlegg 4). De fleste av disse antas å være enten plantet eller forvillet, mens noen trolig har kommet ditt gjennom spontan spredning (Salvesen & Moe, 2018). Sammenfattet omfatter plantede treslag i Isdalen sitkagran, norsk gran, vestamerikansk hemlokk, buskfuru, bergfuru, englemannsgran, lutzgran, bøk, bjørk, eik, fuglekirsebærtrær, sørbøk, japansk lerk og europeisk lerk. Naturlig spredte arter de siste 50 årene er selje, osp, rogn, hegg og platanlønn (Sletten, 2008). Spisslønn (*Acer platanoides*) er også blitt dokumentert i området gjennom flere eksemplarer fra 1905, hvor det er antatt at den var plantet der (Salvesen & Moe, 2018). Det er fremdeles planting og hogst i området, hvor det blant annet i 2016 ble det plantet 5000 gran i Isdalen (BST, 2017).

På tross av mange enkeltobservasjoner av arter, kan det sies at vegetasjonen på Byfjellene er relativt lite kjent. Mange av funnene har vært tilfeldige, trolig fordi floraen generelt har vært så fattig at mange har falt for fristelsen om å undersøke mer interessante områder andre steder. Dermed kan det være flere ukjente planter på Byfjellene (Fægri, 1968; 1986). Det som er vist, er at særlig Smalisdalen og Hardbakkadelen er blant de beste lokasjonene for fjellplanter i Byfjellene (Moe, 2002). Dette kan ha sammenheng med at Hardbakkadalen og øvre del av Smalisdalen er blant de mest uberørte dalene i Byfjellene (Kobbeltvedt, 1988). Det beskrives at spesielt Smalisdalen inneholder sjeldne arter for Byfjellene som gjerne er nokså edafiske

kravstore, selv om området ikke er ansett som kalkrikt (Bergen kommune & Moe, 2003). Foruten dette er den generelle vegetasjonstrenden i området at skråninger rett i overkanten av skogen har den mest utviklede artssammensetningen av fjellplanter, samt arter fra skog og andre vokststeder. Andre viktige vekststeder er bekkegjel i lavlandet og kløfter med høy luftfuktighet hvor man finner mange oseaniske moser. Det er også en generell trend at de sørvendte rasmarkene har tydeligere mer gjengroing enn de nordvendte (Moe, 2002). Det er dessuten registrert 32 ulike fuglearter i området mellom Isdalen og Kolstien (Håland & Mjøs, 2002).

2.2.3 Beskrivelser av skoggrensen

Lite later til å ha bli beskrevet om skoggrensene omkring Byfjellene. I 1950 ble det antatt at skoggrensen for de ytre delene av Hordaland lå på rundt 300 moh. (Husabø, 1950). Senere er det blitt beskrevet av Nordø & Aase (1995) at den naturlige skoggrensen i Byfjellene lå på rundt 300-400 moh. grunnet vindforholdene i området. Skjerping (2001) beskriver at skoggrensen på Løvsstakken lå i underkant av 400 moh. i 1999. Fra nyere tid viser Moe (2002) til at den klimatiske skoggrenser for Byfjellene ligger på rundt 500 moh., som samstemmer med figur 5. Dette varierer mye ut ifra hvor gunstige forholdene er, og den ujevne fordelingen representerer på ingen måte arealet som potensielt kan bli dekket basert på klimaforholdene. Mer konkret for studieområdet er det beskrevet at løvskoggrensen ved Svartediket er på rundt 400 moh., mens gran og furu går opp til rundt 3-400 moh. (Eikebrokk mfl., 2006; Sletten, 2008). Samtidig vises det til at skoggrensen på Blåmannens sørøstlige side, som grenser mot feltområdet og Svartediket, ligger på 550 moh. (Penniston & Lundberg, 2014). Innenfor studieområdet kan det per i dag ses en klar skoggrense rundt 475 moh. gjennom mesteparten av de sørvendte delene.



Figur 5: Omtrentlige skoggrenser for Hordaland (Kilde: Moen & Mo, referert i Odland, 2004).

3 Landskap, natur og forvaltning

Teorien i denne oppgaven vil ha fokus på landskapsnivå for å sette søkelys på skogutviklingen i hele området. Dette inkluderer naturtypene, prosessene, og forvaltningen som former landskapet. Begreper fra den klassiske økologien vil også bli trukket inn for senere diskusjon.

3.1 Landskap

Landskapet er noe som omgir oss alle, men som blir forstått på forskjellige måter, i ulike sammenhenger. Årsaker til dette er dens romlige skala som varierer ut ifra gjenstanden av interesse, og hvilke verdier én tillegger et landskap (Jones & Daugstad, 1997; Heggenes & Dramstad, 2003). Samtidig kan et landskap ha flere betegnelser ettersom hver brukergruppe vil ha sin egen oppfattelse. Oppfattelsen kan bygge på synlige og emosjonelle egenskaper, noe som gir landskapet både en fysisk og mental dimensjon (Lundberg, 1987; 2002). Landskapet er dessuten under stadig endring, som i tillegg gir en temporal dimensjon. Et landskap kan dermed anses som et produkt av den rådende folkelige temporale sosiokulturelle oppfattelsen og bruken av et område (Jones & Stenseke, 2010). I dette legges en forståelse om at landskapsbegrepet består av flere lag, som omfatter menneskers forbindelse til området, både historisk og samtidsmessig. Dette kan inkludere visuelle kvaliteter, ulike ressurser, administrative territorier eller som en gjenstand for forskning (Lundberg, 1987; Jones & Stenseke, 2010).

I dagliglivet derimot er landskapet i større grad en subjektiv oppfattelse av det ytre rom som omgir oss. Her skilles det helst mellom naturlandskapet og kulturlandskapet, hvor en tilegner subjektive estetiske verdier (Lundberg, 1987). Naturmiljøet i praktisk sammenheng er en sammenslåing av alle naturens egenskaper, hvor fauna og flora, samt verdifulle naturtyper har en sentral plass. Kulturmiljøer omfatter derimot alt av menneskelig preg fra alle tidsaldre, med fokus på både enkeltobjekter og areal. Begge disse inngår i en helhetlig landskapsvurdering (Erikstad & Lindblom, 2014). Forståelsen av landskapet kan derav variere fra uberørt villmark til urbane grøntområder. Samtidig er det store skiller i forståelsen av landskap enten som en dikotomi mellom kultur og natur, eller som en gradient mellom disse stadiene.

For å forstå begrepet kulturlandskap må man se på den historiske bruken av det. En tidlig bruk av begrepet kan forstås som et område hvor menneskelige fysiske inngrep har gitt et kulturelt inntrykk, hvor det har foreligget en innsats for å overta/sivilisere området. Dette setter en klar kontrast mellom natur og kultur (Potthoff, 2013b). En gjennomgang av bruken begrepet i norsk sammenheng har vist at betydningen har variert mellom motsetninger til både naturlandskap og

urbant landskap. Andre har implisert at kulturlandskap er et ruralt eller kultivert landskap, mens andre har inkludert en tilknytning til observerbar historisk utvikling av et område. Felles for mange av forståelsen har vært utpekingen av enkelte elementer i landskapet som er ansett som verdifulle for en spesifikk gruppe (Jones & Daugstad, 1997). Den subjektive verdisetningen av landskap og landskapselementer kan knyttes til vanskeligheten med å forvalte disse ressursene. Ettersom et område defineres av folks oppfatning, er det viktig å ta målgruppen i betraktning. Det som derimot kan sies med sikkerhet er at et landskap er oppbygd av elementer og strukturer som er høyst oppfattbare på tross av individets opplevelse, verdsettelse og vektlegging (Erikstad & Lindblom, 2014). Tilnærming til landskap vil dermed følge oppfattelsen om at landskapet har reelle strukturer og elementer som kan observeres, men som blir tillagt verdier, betydning og identitet fra ulike samfunnsgrupper (Jones & Daugstad, 1997).

3.2 Landskapsøkologi

Økologi er et omfattende begrep som definerer samspillet mellom alle levende organismer og deres omgivelser. Dette gjensidige forholdet forklarer hvordan arter er avhengige av sine ytre miljøfaktorer, men også hvordan de påvirker hverandre og omverdenen. Dette er sterkt knyttet til andre fagfelt som morfologi, genetikk, systematikk, biogeografi og fysiologi (Dahl, 1976). Økologiens vide omfang medfører metodiske og praktiske problemer, og undersøkelser må derfor ofte baseres på deler av problemet, som videre bestemmer metodebruken (Lundberg, 1987). Økologien er derfor tradisjonelt vært oppdelt i flere disipliner ut ifra skalanivået i det biologiske hierarkiet (Knudsen, 2002). Likevel settes ett hovedskillet mellom underdisiplinene *autøkologi* og *synøkologi*. Autøkologien omhandler studie av én art, og dens relasjon til miljøet. Synøkologien referer til studiet av ulike komponente i et samfunn, som sammensetning, funksjoner og respons. Dette referer altså til studiet av økosystemer (Lundberg, 1987).

En nyere retning av den klassiske økologien er *landskapsøkologi*, som er ansett som mer praktisk anrettet og nærmere tilknyttet forvaltning og planlegging (Heggenes & Dramstad, 2003). Landskapsøkologien står nær synøkologien ved at den omfatter flere økosystemer som til sammen utgjør et landskap, og et fokus på miljøfaktorene som påvirker disse økosystemene (Lundberg, 1987). Da begrepet først ble introdusert ble det beskrevet som studiene av det komplekse samspillet mellom økosystemene og deres miljø, samt hvordan dette utspiller seg i spesifikke landskapsmønstre (Thomas, 2012). Det var først senere at begrepet tok av, da ulike økologiske tradisjoner og naturvitenskapelige grener ble kombinert med praktiske disipliner som landskapsplanlegging. Formålet var å få et helhetlig perspektiv over de økologiske

strukturer og prosesser som formes i det menneskepåvirkede landskap (Knudsen, 2002). I landskapsøkologien legges det dermed vekt på den romlige fordelingen av ulike arealtyper og deres påvirkning på økosystemene, samt menneskes plass i dette (Heggenes & Dramstad, 2003). Dramstad (2012, s. 2) definerer dagens landskapsøkologi som: «*studiet av den romlige variasjonen i landskapet, slik den kommer til syne på ulike skalaer. Dette inkluderer også de biologiske, fysiske og samfunnsmessige årsakene til denne variasjonen, og konsekvensene av den. I praksis betyr det innhold, sammensetning og utforming av arealer av ulike typer, hvordan dette påvirker arter og elementer i landskapet, og hvordan dette endres over tid*».

Oppsummert er landskapsøkologiens fokus rettet mot de romlige strukturene, funksjonene og endringene i et landskap (Forman & Godron, 1986). Samspillet mellom strukturer og prosesser er viktige begreper i denne sammenhengen. Strukturene er gjerne observerbare, mens prosessene er årsaken til det vi observerer (Knudsen, 2002). Forenklet sett kan et landskap deles inn noen få typer elementer for å kunne beskrive dets innhold og fordeling effektivt (Heggenes & Dramstad, 2003). Typisk kan et landskap derfor uavhengig av skala analyseres ut ifra tre karaktertrekk. Dette er *landskapskorridorer* [landscape corridors], *landskapsflekker* [landscape patches] og *landskapsmatrikser* [landscape matrices] (Thomas, 2012). Disse utspiller seg i en form for «landskapslappeteppe» hvor matriksen er bakgrunnen, mens korridorene og flekkene skiller seg fra bakgrunnen (Dramstad, 2012).

Flekker er ansett som distinkte elementer i et landskap eller som et «stykke i mosaikken», slik som byer, innsjøer og skoger. Viktig trekk ved disse er deres form, hyppighet, opprinnelse og stabilitet. Formen kan blant annet fortelle om sårbarhet for endring gjennom mengdeforholdet mellom kantsonen og det innvendige. Et smalt område vil ha en stor kantsone og lite innvendig struktur, mens et sirkulært område vil ha mer innvendig struktur. I samme grad kan formen si noe som pågående endringer, hvor en konkav form kan indikere tilbaketrekning, mens en konveks form kan indikere utvidelse (Heggenes & Dramstad, 2003; Thomas, 2012). Matriksen kan beskrives som det som ligger rundt og imellom landskapselementene (Heggenes & Dramstad, 2003). Dette er arealtypen som dekker mest området og er ofte den dominante faktoren i et landskap. Dens stabilitet vises gjennom fremtredelsen og utviklingen av ulike flekker. Om en type areal overgår matriksen i størrelse og/eller mangfold kan landskapet endre egenskap (Thomas, 2012). Korridorene er lineære elementene med areal som strekker seg gjennom matriksen. Disse kan være isolert, men er ofte tilknyttet en flekk, for eksempel en elv fra en innsjø. Korridorene sier noe om tilknytningen mellom andre landskapselementer, og representerer ofte en skarp endring i de mikroklimatiske forholdene eller jordsmonnet. Dette kan

representere både tilgang, barrierer eller filtre for forflytning, avhengig av arten. Viktige elementer for korridorene er dens bredde, lengde, tilknyttinger og kontinuitet (Heggenes & Dramstad, 2003; Thomas, 2012). I tillegg kan korridorer være karaktergivende for et landskap ved å opptre som typifiserende, slik som steingjerder, som er et karakteristisk trekk ved kulturlandskapet, mens strømlinjer kan oppfattes negativt ved landskapet (Thomas, 2012).

Den landskapsøkologiske tilnærmingen er hovedsakelig kausalanalytisk, og kan dermed avdekke sammenhenger mellom belastning og stabilitet, samt endringer og respons (Lundberg, 1987). Landskapsøkologien er dermed praktisk til å forklare arters habitat, fordeling og funksjon innad et landskap, og ved å analysere landskaps stabilitet kan man forsøke å se endringsmønstre som kan forekomme i fremtiden (Thomas, 2012). I et temporært perspektiv kan et landskapselement endre karakter, fra landskapsfleck til matriks eller omvendt. Et eksempel med relevans for studieområdet er dersom flere plantefelt eller skogteiger (landskapsflekker) gror sammen til større felter som blir dominerende (landskapsmatriks). Et fokus i denne studien er å undersøke om, og eventuelt i hvilken grad dette skjer i studieområdet, hva som eventuelt er årsaker og hvilke forvaltningsmessige implikasjoner som følger av dette.

3.3 Det økologiske begrepsapparat

3.3.1 Forstyrrelse

Forstyrrelser i økologisk sammenheng er ansett som alle prosesser som skader eller modifierer et habitat (Strahler & Strahler, 2006). Om en komponent endres innenfor et økosystem, vil dette ha ringvirkninger for hele systemet. Derfor må komponentene i et økosystem ses både i sammenheng med hverandre og som en helhet (Dahl, 1976). En annerkjent definisjon på forstyrrelse er *“any relatively discrete event in time that disrupts ecosystem, community, or population structure, and changes resources, substrate availability, or the physical environment”* (White and Pickett, 1985, s. 7). Disse kan komme av både biotiske, abiotiske, antropogene faktorer, eller en kombinasjon mellom disse. Forstyrrelser over lengre tid som har en dynamisk romlig og temporal utbredelse kan anses som et forstyrrelsesregime (Bryn & Potthoff, 2018). Selv om forstyrrelser kan være svært ødeleggende for et økosystem, er det likevel en normal prosess i naturens kretsløp og kan være svært fordelaktig for mange arter (Strahler & Strahler, 2006). Hypotesen om intermediære forstyrrelser viser til at noen forstyrrelser kan være positivt for biodiversiteten i et område, spesielt i et mosaikkpreget-landskap bestående av statiske og dynamiske deler. Samtidig kan dette gå ut over mer sensitive arter som krever stabilitet over større områder (Cox & Moore, 2010).

3.3.2 Suksesjon

Når naturen utsettes for forstyrrelser, vil arter straks kolonisere området. Disse endringen vil over tid føre til en endring i artssammensetningen som ender i en form for stabil tilværelse, og denne prosessen er referert til som *suksesjon* (Thomas, 2012). Ifølge Artsdatabanken (2015, s. 18) defineres suksesjon som en «*mer eller mindre lovmessig endring i artssammensetning, eventuelt også miljøforhold, over tid som følge av endringgjeld betinget av forstyrrelse*». I tilfeller der dette er et nylig eksponert område med ferske sedimenter, anses det som *primær suksesjon*. Der suksesjonen derimot starter i et område som allerede var vegetasjonspreget, regnes det som *sekundær suksesjon* (Strahler & Strahler, 2006). Suksesjon er altså et resultat av ulike miljømessige og økologiske prosesser forårsaket av forstyrrelser. Forstyrrelser kan enten starte suksesjonsprosessen om igjen, eller bevege den i en ny retning, og kjennetegnes av at endringer starter sakte, for så å ekspandere hurtig, og til slutt bevege seg sakte igjen. Dette defineres som det siste stadiet og forblir slikt uten videre forstyrrelser (Thomas, 2012).

Den første fasen i enhver suksesjon er en *pionerfase*. I denne fasen inngår en rekke pionerarter, spesielt ettårige planter (Dahl, 1976). Disse artene er spesielt tilpasset barskere forhold, men etter hvert som de rotfester seg og videre visner, vil vekstmiljøet modifiseres, noe som tiltrekker seg andre arter og organismer (Strahler & Strahler, 2006). Dette fører til det neste stadiet kalt *konsolideringsfasen*, hvor samfunnet starter å befeste seg. Vegetasjonen blir tettere og høyere, noe som fortrenger flere av pionerartene. Denne fasen kan strekke seg over mange år, men over tid kan næringsstoffer forbrukes eller utvaskes som vil føre til en mindre næringskrevende flora. Videre kan også trærne innta området. Etter lang tid vil området igjen være i tilnærmet likevekt, og preget av den «opprinnelige» vegetasjon fra før forstyrrelsene. Dette er sluttfasene for suksesjon og kalles *klimaks*. Hvor lang tid reetableringen tar før klimaks er nådd, avhenger av forholdene. Noen steder hvor det er rikelig med frø kan klimaks oppnås relativt raskt, andre steder kan det ta lang tid før treslag kommer inn (Dahl, 1976). Klimaksvegetasjonen kan likevel ikke betraktes som statisk ettersom mange økosystemer har sykluser som stadig gjentas, blant annet brann eller stormer. Lokale forstyrrelser forekommer dessuten stadig og åpner for småskala sekundære suksesjoner. Dermed er klimakset best betegnet som en stabil tilstand i konstant forandring (Dahl, 1976; Cox & Moore, 2010). Hvert suksesjonsstadium gjenspeiler altså et samspill mellom artene og miljøet som årsak til forandring (Lundberg, 1987). Hver gruppe med arter bryter veien for neste gruppe, og så lenge det finnes arter som kan kolonisere i nær omkrets, vil området sakte utvikle seg fra bar mark til skog (Strahler & Strahler, 2006).

Denne beskrevne prosessen hvor organismenes virksomhet gjennom konkurranse er drivkraften for forandringene over tid, kalles en *autogen suksesjon*. Dette er kanskje den vanligste formen for suksesjon, men det finnes også andre former. *Biotisk suksesjon* skjer gjennom en endring i fauna eller flora. Beiting er en vanlig årsak til dette, hvor enkelte planter reduseres ved beitingen, mens plantene som ikke blir beitet vil vokse frem. Dette åpner dessuten for ledige økologiske nisjer som kan medføre at nye arter får fotfeste. Ved jevnt beite vil vegetasjonen oppnå en likevekt med omgivelsene og beitepresset over tid, noe som resulterer i et biotisk klimaks. Man har også *allogen suksesjon* som er forandring forårsaket av påvirkninger uforskyldt organismers virksomhet. Generelt er dette prosesser som forvitring og erosjon, hvor endringene skjer over geologiske tidsaldre, og er derfor ikke direkte observerbare (Dahl, 1976).

I dagligdags forstand er det mer normalt å snakke om suksesjon som gjengroing. Gjengroing har et bredere omfang i at det dekker vegetasjonsdominert endring i et landskap, men er helst forbundet med landskapsendringene i jordbruksrelatert kulturlandskap (Bryn & Flø, 2011). Et suksesjonsforløp relatert til enten opphør eller redusert bruk av et område dekkes dermed av begrepet (Artsdatabanken, 2017). Videre diskusjon vil basere seg på dette begrepet på grunnlag av den jordbruksrelaterte historien innenfor studieområdet. Hvor vidt gjengroing er positivt eller negativt, kan variere ut ifra verdiene og sammenhengene det blir diskutert, og bør derfor oppfattes nøytralt i denne kontekst (Bryn & Flø, 2011).

3.3.3 Sonering

Innenfor suksesjonsteorien legges vekt på at den dynamiske utviklingen over tid. Endringer i rom omtales derimot som sonering (Lundberg, 1987). Sonering kan ses som en endring i de kjemiske og fysiske forholdene i et romlig perspektiv. Dette fører til gradvis endring i artssammensetningen, og forekommer vanligvis når et habitat går over i et annet (Cox & Moore, 2010). Sonering kan forekomme vertikalt og horisontalt, men overgangen i høyden er mye hyppigere grunnet en generell tendens til at 100 meters stigning tilsvarer omtrent det samme som 100 km horisontal endring. Disse høydesonene er ofte referert til som belter langs fjellet, og kan være svært markante i terrenget (Ninot mfl., 2007). Høydesoneringen kan dermed beskrives som en naturlig lagdeling av et fjellområde forårsaket av ulike påvirkningsfaktorer.

3.4 Fremmede arter

Fremmedarter i sin enkleste betydning referer til alle arter som ikke tilhører det opprinnelige artsutvalget i området (Thomas, 2012). Begrepet *fremmedart* i norsk sammenheng kan ses som

et synonym til de engelske begrepene «*alien species*», «*exotic species*», «*non-indigenous species*» og «*non-native species*» (International Union for Conservation of Nature [IUCN], 2000). Dette er en kontrast til begrepet *stedegen art*, som er artene tilhørende et territorium. I Norge er det satt en tidsgrense for hva om kan defineres som stedegen eller fremmed. Grensen er satt til år 1800 og inkluderer at arten må ha vært både innført og etablert innen dette året for å kunne kalles stedegen. Etablert i denne sammenhengen referer til evnen å spre seg uten hjelp fra mennesker. Dette gjelder også enkelte arter som opprinnelig var stedegne, men ble utryddet og gjeninnført etter 1800 (Artsdatabanken, 2019b). Arter som har, eller vil krysse landegrensene uten menneskelig hjelp, enten av naturlige årsaker eller som en reaksjon på klimaendringer regnes ikke som fremmedarter på tross av at de kan utgjøre en trussel for stedegne arter (Miljøverndepartementet, 2007; Hilmo & Sandvik, 2020). Artsdatabanken (2019c) har dermed gått etter definisjonen satt av IUNC (2000, s. 5-6): «*Fremmede arter er arter, underarter eller lavere taksa som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde (tidligere eller nåværende) og med spredningspotensial (dvs. utenfor det området de kan spres til uten hjelp av mennesket, aktivt eller passivt), og begrepet omfatter alle livsstadier eller deler av individer som har potensial til å overleve og formere seg*» (Oversatt av Øyen, 2017, s. 3).

Arter som regnes som fremmede skal risikovurderes for å etablere potensielle skader de kan påføre stedegne artene (Artsdatabanken, 2019b). Ofte forveksles derfor fremmedarter feilaktig med andre relaterte betydninger slik som «*invaderende art [invasive species]*» eller «*problemart*». Grunnen til at disse begrepen ikke er synonymer til fremmedart er at ikke alle fremmede arter er skadelige eller problematiske. Tvert imot er 78 % av fremmedarter ansett som ingen til lav risiko (Hilmo & Sandvik, 2020). Begrepet «*introdusert art*» kan også være problematisk ettersom det kun impliserer en tilsiktet introduksjon. «*Svartelistet art*» er også et avvirket begrep ettersom det har ført til misforståelser om en art er uønsket eller ikke, mens formålet med listen kun var å gi en kunnskapsoversikt. Det som tidligere var svartelista er nå kalt fremmedartslista, hvor fremmedarter blir vurdert til følgende kategorier: "ingen kjent risiko", "lav risiko", "potensiell høy risiko", "høy risiko", og "svært høy risiko" (Artsdatabanken, 2018). I norsk sammenheng ses det dermed mer hensiktsmessig å skille mellom fremmedarter og *fremmede skadelige arter*, hvorav sistnevnte defineres som: «*Fremmed art viss introduksjon og/eller spredning kan true stedegent biologisk mangfold og/eller domestiserte dyrs og planters helse*» (Miljøverndepartementet, 2007, s. 8).

En rekke utfordringer er knyttet til disse fremmede skadelige artene. Dette involverer fortregning av stedegne artene, endring i vekstmiljøet, redusert genetiske mangfoldet eller

sykdommer. Dette kan ha enorme lokale effekter, spesielt i områder hvor arter allerede er truet av andre årsaker eller for mer isolerte områder som er sensitive for konkurranse (IUCN, 2000; Miljøverndepartementet, 2007; Norsk institutt for naturforskning, u.å.). Videre vil globale klimaendringer føre til ytterligere innvandringsmuligheter for nye arter, samt større sprednings- og etableringspotensiale for dagens fremmedarter (Miljødirektoratet, 2019). Fremmede arter anses på bakgrunn av dette som en av de største truslene mot naturmangfoldet. Hindring av innførsel og videre spredning er derfor et viktig mål for å stoppe naturtap (Klima- og miljødepartementet, 2020b). I studieområdet er det som sagt plantet flere fremmede treslag, og vi skal senere undersøke hvordan de har spredt seg til nå og hvordan de kan spre seg i fremtiden.

3.5 Forvaltning av Byfjellene

Naturen er en ressurs for mange formål, og er en vesentlig del av mange menneskers hverdagsliv. Samtidig har naturen en egenverdi og er verd å bevare for å opprettholde det biologiske mangfold. Av disse grunner er det viktig å forvalte naturen på en bærekraftig og fremtidsrettet måte. Dette krever en målstyrt forvaltning med fokus på planlegging og integrering av ulike interesser. I tillegg forutsetter det at man må forstå området som et sosial-økologiske system, bestående av økologiske, økonomiske, institusjonelle og sosiale faktorer i samspill (Kaltenborn, 2012). For å forstå hvordan man skal forvalte et område riktig, er det dermed nødvendig å kartlegge hvilke interesser som er knyttet til et område, hvilke aktører som har interesse, og hvilke retningslinjer som foreligger.

3.5.1 Interesser

Ifølge Moen (1998) kan naturen normalt ses som fire typer ressurser. Dette er produksjonsinteresser, opplevelsesressurser, informasjonsinteresser og genetiske ressurser. Disse henger i stor grad sammen med mangfoldet av natur, der en svekkelse av mangfoldet vil føre til en svekkelse av de ulike ressursene. Dermed burde produktive naturtyper, naturtyper med stort mangfold, og sjeldne naturtyper vernes. For å oppnå dette trengs tilstrekkelig oversikt over naturressursene i et område. De ulike ressursene gjenspeiles i interessene som tilfaller et område. For Byfjellene viser Bergen kommune (2000) til seks brukerinteresser de har observert. Disse er rekreasjon, landbruk, næring, vannforsyning, infrastruktur og kunnskapsformidling. Dette komplementeres av tre verneinteresser i form av landskap, kulturminner/kulturlandskap og natur/biologisk mangfold. Kombinasjonen av disse interessene har stort potensiale til å føre til interessekonflikter innad eller mot hverandre.

3.5.2 Aktører

For å kunne bedrive god forvaltning er det nødvendig å kartlegge aktører med interesse. Dette kan være aktører med ulike forutsetninger for virksomhet, har rettigheter eller som eier grunn. Et naturlig skille ligger mellom det offentlig og private. Det private kan skilles ytterligere mellom rettighetshavere, kommersielle aktører og frivillige organisasjoner/stiftelser (Bergen kommune, 2000). Det er flere offentlige instanser og private aktører som kan ha interesser innenfor studieområdet, men av disse er spesielt Bergen kommune, Bergens skog- og trøplantningsselskap, og Varegga grunneigarlag ansett som de mest sentrale.

Bergen kommune

Bergen kommune representerer flere delgrupper innen det offentlige forvaltningsorganet. I denne sammenhengen er kommunen en aktør for samfunnet, men også en grunneier i store deler av Byfjellene (Bergen kommune, 2000). Kommunen sin visjon for Byfjellene er at de skal beholde sin nåværende tilstand på lang sikt. Forvaltningen av dagens skogsarealer følger målsettingen satt at Bergen bystyre i 1977, som går ut på å sikre et allsidig friluftsliv med en rik og variert naturopplevelse; at skogene blir pleid på en biologisk, faglig og økonomisk forsvarlig måte, samt et aktivt naturvern; drift av skogen tilpasset de krav som blir satt for å sikre drikkevannsforsyninger; og ha gode forhold for plante- og dyreliv (Bergen kommune, 2012).

Bergens skog- og trøplantningsselskap

BST er en privat stiftelse som hverken er kommunalt drevet eller finansiert, men som har et samarbeid med Bergen kommune om vedlikehold av Byfjellene. Hovedmålet deres var lenge å beplante Byfjellene, men i dag er det større fokus på å holde skogen drivverdig og tilretteleggelse for friluftsliv (Bergens skog- og trøplantningsselskap, u.å.). Dette innebærer et såkalt rekreasjonsskogbruk der brukernes behov står sentralt, men avveies mot de økonomiske realitetene med naturgrunnet og historie som ytre rammer for muligheter (Øyen, 2004a). BST sitt formål i forvaltningen er dermed «(...) å sikre og forvalte de områder som Selskapet disponerer til beste for Bergen by, blant annet ved å foreta planting og drive skogskjøtsel, verne, tilrettelegge og vedlikeholde områdene som rekreasjonsskilde for befolkningen, som viktig del av landskapsbildet og som livsmiljø for planter og dyr, ivareta landskapets egenart og arbeide for vern av kulturminnene i området» (BST, 2003, s. 14).

Varegga grunneigarlag

Varegga grunneigarlag er en forening for jakt og beite, og består av grunneiere i området rundt Varegga. De har eksklusive beiterettigheter i fjellstrekningen fra Sædalen i sør til Jordalen i nord (Varegga grunneigarlag, u.å.). Dette er dermed den mest omfattende beitavtalen innenfor Bergen kommune (Ødegård & Rødland, 2016).

3.5.3 Lokal forvaltning

Forvaltningen av Byfjellene er underlagt ulike nasjonale lovverk og regionale retningslinjer. Disse er omfattende og gjennomgripende, noe som har effekt på retningen til de lokale tiltaksplanene. I denne studien vil fokuset primært ligge på den lokale forankringen. Blant de lokale planene for Bergen, med hensyn til studieområdet, er de mest relevante forvaltningsplan for Byfjellene, plan for fremmedarter, skogplan og klausuleringsbestemmelsen for Svartdiket.

Forvaltningsplan for Byfjellene

Forvaltningsplanen for Byfjellene var et initiativ fra kommunen for å utøve en større rolle i forvaltningen. Ifølge planen anbefales en aktiv forvaltningsrolle med store ambisjoner for fremtiden. Kommunen har derfor som visjon frem mot 2050 å beholde nærværende utbredelse; beholde urørt preg; legge til rette for aktiviteter og friluftsliv; og fremme bærekraftig og miljømessig bruk av naturressursene. Samlet utgjør kommunens mål en ivaretagelse av naturen og områdets verdier knyttet til friluftsliv, landbruk og drikkevannsforsyningen, gjennom en helhetlig forvaltning. Dette omhandler redegjørelse av brukerinteresser og verneverdier. En del av planen tar for seg oppdeling av Byfjellet i verne- og brukssoner for føring for fremtidig forvaltning. Verneområder er delene av Byfjellet som kommunen ønsker urørt med tanke på drikkevannsforsyningen, landskap, natur og andre miljøgoder. Bruksområder er områder med tilrettelegging for landbruk, idrett, rekreasjon og lignende. Eksisterende natur- og landskapspreg skal likevel ivaretas i størst mulig grad, sier planen (Bergen kommune, 2000).

Klausuleringsbestemmelser for Svartdiket

Klausuler er blitt satt ned for å sikre vannforsyningens nedslagsfelt mot uheldig aktivitet, og større områder blir derfor bevart i sin naturlige tilstand med unntak av vannstand i magasinene og tilhørende bekker (Fonn, 1986). For Svartediket kom det en klausul i 2007, hvorav de viktigste bestemmelsene for denne studie omhandlet at all skogdrift og nyplantinger skal skje i samarbeid mellom Bergen kommune og BST med nødvendig hensyn til vannverkets interesser.

Ifølge klausulen innebærer dette store begrensninger til driftsområder og bruk av produkter til driften, men omfatter ikke skånsomt uttak av hogstmoden skog, tynning eller uthenting av nedfallstrær. Dessuten inneholder klausulen avtalen mellom Varegga Grunneigarlag og Bergen kommune om beiterettigheter (Bergen kommune, 2007).

Plan for fremmedarter

Kommunen påpeker at de har en sentral oppgave i arbeidet med fremmedarter på lokal skala. Fokuset for dette arbeidet er ifølge planen en arealforvaltning som tar vare på naturmangfoldet i kommunen gjennom overvåkning, kartlegging og konkrete tiltak. Det overordnede målet er derfor en ambisjon om å hindre eller redusere negative effekter på naturmangfoldet i Bergen som et resultat av fremmede arter. Kommunen fremhever at dette innebærer å klargjøre utfordringer, utvikle strategier, etablere ansvarsforhold og øke bevisstheten om fremmedarter. Fokusområdene for planen sies å være verneområder, vegkanter, offentlige grøntarealer og Byfjellene. Innenfor disse områdene prioriteres tiltak der fremmedarter enten truer stedegen eller verdifull natur; er på terskelen til å spre seg i verdifullt kultur- eller naturlandskap; kan påføre helsemessige skader; er i pionerfase; eller utgjør en fysisk barriere for mennesker. Artene er etter planen kategorisert etter problemnivå liten/middels/stor (Bergen kommune, 2014).

Skogplan

I forhold til forvaltning av skog er det en utfordring knyttet til balansene mellom næring og miljø. På den ene siden mener kommunen det er viktig å ta flerbrukerhensyn til brukergrupper og ta vare på det biologiske mangfoldet i skogen under et endrende klima. På den andre siden viser kommunen til at skogdrift er en næring, og må derfor drives lønnsomt og rasjonelt for økonomiske hensyn. Kommunen sier sin oppgave i dette er å fungere som en uavhengig rådgiver som skal ta skogeieres interesser, samfunnsinteresser og økosystemet til betraktning, der de viktigste skogfunksjonene for samfunnet er ansett som produksjon, vern og rekreasjon ifølge planen. På bakgrunn av dette har planen som målsetting for skogbruk i Bergen at det skal bedrives og forvaltes bærekraftig med hensyn til fremtidige generasjoner. Ifølge planen skal skogen anses som et multifunksjonelt økosystem hvor økosystemtjenester og mangfold skal bevares. Dessuten sies det at skogbruket skal inngå som en del av klimamålene. Tiltak for å nå disse målene involverer blant annet å øke det biologiske mangfoldet i produksjonsskog med flere blandingstrær, og mer miljøregistreringer i skogene, sier planen (Bergen kommune, 2019a).

4 Trær og skog

For å kunne analysere endringer i et område, er det nødvendig å avgrense enheten som undersøkes og definere forholdene som påvirker den. Spesielt i undersøkelser av skog- og tregrenser er det nødvendig å klargjøre hva en skog, et tre og en grenser betyr i konteksten. Det er også behov for å vise begrensede faktorer som påvirker, samt å skille områdespesifikke fenomener fra de generelle (Körner, 2012). Dette kapitlet vil derfor gi en innføring i forståelsen av relevante begreper, samt utforske faktorene som påvirker vekst hos trær.

4.1 Redegjørelse av begreper

4.1.1 Skog og trær

Selv om skog og trær virker som selvforstående konsepter, er det gjennom tidene blitt anvendt utallige definisjoner med ulike krav. I skoglitteraturen eksisterer det en rekke definisjoner for hva som regnes som et tre, og hvor mange trær som må til for å anses det som en skog. For eksempel har høyden av et tre blitt foreslått til å være alt mellom en til åtte meter (Holtmeier, 2009; Bryn & Potthoff, 2018). I tillegg har faktorer som vekstforhold og tresort blitt diskutert i forhold til definisjonen. Dette i form av hvorvidt trær påvirket av vanskelige vekstforhold burde bli inkludert og hvilke vedplanter som anses som et tre (Halvorsen mfl., 2016). Skogbegrepet blir dermed mer komplisert ettersom flere krav må tilfredsstilles. Likheten mellom det fleste av disse definisjonene er at de ofte har brukt de samme egenskapene slik som høyde, tetthet og arealutstrekning (Halvorsen mfl., 2016). Hovedårsaken til ulikhetene er dermed hvilke krav man har tilegnet de ulike egenskapene. Flere forfattere har redegjort for forskjellene mellom ulike definisjoner og diskutert ulike aspekter ved dem (Engum, 2006; Holtmeier, 2009; Halvorsen mfl., 2016). Dette vil ikke bli gjort i denne oppgaven ettersom det her benyttes NiN-systemet som primær kilde til definisjoner. Ifølge NiN er dermed et *tre* definert som: «*en vedplante med flerårig hovedstamme, som er mer enn 5 meter høy eller som har potensiale for å bli mer enn 5 m høy på det aktuelle voksestedet, samt individer av arter som under gunstige voksestedsforhold kan nå 5 m, men som på grunn av vekstbegrensende miljøforhold på voksestedet bare er eller forventes å bli minst 2 m*» (Halvorsen mfl., 2016, s. 118).

En slik definisjon diskriminerer ikke flerstammede vedplanter (polykorme trær), og gir rom for å kartlegge skoger i høyereliggende områder som kan være påvirket av veksthemmende faktorer. I NiN-systemet går trær påvirket av veksthemmende effekter under begrepet «*lavt tre*», og blir beskrevet i andre ledd av tredefinisjonen (Halvorsen mfl., 2016). Videre gjøres det også et skille mellom busker og trær for å ekskludere enkelte vedplanter som ikke kan oppfattes

som en del av tresjiktet. Busker defineres i NiN som: «*en vedplante med flerårig hovedstamme, mellom 80 cm og 2 m høy eller inntil 5 m høy og da tilhørende en art som selv under gunstige voksestedsforhold normalt ikke når en høyde på 5 m*» (Halvorsen mfl., 2016, s. 118). Det må samtidig understrekkes at dette skillet mellom busker og trær ikke alltid er like klart. Om en busk når en høyde på nært to meter, kan det nærmest være umulig å skille det fra et lavt tre på flybilder eller fjernmålinger. Lundberg (2005) kommenterer at et slikt skille ikke alltid er av interesse ettersom en busk økologisk sett kan regnes som et lite tre basert på at de opererer omtrent likt i naturen. Ut ifra dette vurderes inkluderingen av høye busker (rundt 2 meter) i enkelte analyser ikke som minskende på kvaliteten til resultatene presentert senere.

Begrepet skog benyttes ikke innad NiN ettersom utallige definisjoner for begrepet er satt, og en ny definisjon kan derfor føre til begrepsforvirring. Av den grunn benyttes isteden begrepet «*tresatt areal*», men begrepet skog vil benyttes synonymt i denne oppgaven. Dette er et skala- og målestokkuavhengig begrep som åpner muligheten for å utfigurere kartleggingsenheter basert på minsteareal i en gitt målestokk snarere enn et satt standard minsteareal (Halvorsen mfl., 2016). Av den grunn er definisjonen for tresatt areal satt som: «*et sammenhengende område med trær, der arealandelen innenfor kroneperiferien er større enn 10%*» (Halvorsen mfl., 2016, s. 123). I begrepet ligger det altså en forståelse om at et tresatt areal er en motsetning til åpent areal. Arealandelen innenfor kroneperiferien refererer til den prosentmessig andel innenfor et gitt område som er dekket av trærnes kroneperiferi. Dette er uten hensyn til kronetettheten til trærne. En kroneperiferer større enn 10% tilsvarer en gjennomsnittlig avstand mellom trærns stammesentrum som er mindre enn seks ganger gjennomsnittlig kroneradius. Grenseovergangen mellom åpent og tresatt areal tegnes dermed gjennom ytterpunktene for kroneperiferien. Videre gjelder begrepet og definisjonen også for lavere trær under betegnelsen «*vekstbegrenset tresatt areal*». Om det tresatte området ikke tilfredsstillende minstekravet for målestokken regnes dette som en «*treklynge*». Til slutt benyttes også begrepet «*skogsmark*» for områder som bærer preg av langvarig innflytelse av trær, ettersom det i nær fortid har vært tresatt, og som i nær fremtid er forventet å bli tresatt på nytt (Halvorsen mfl., 2016).

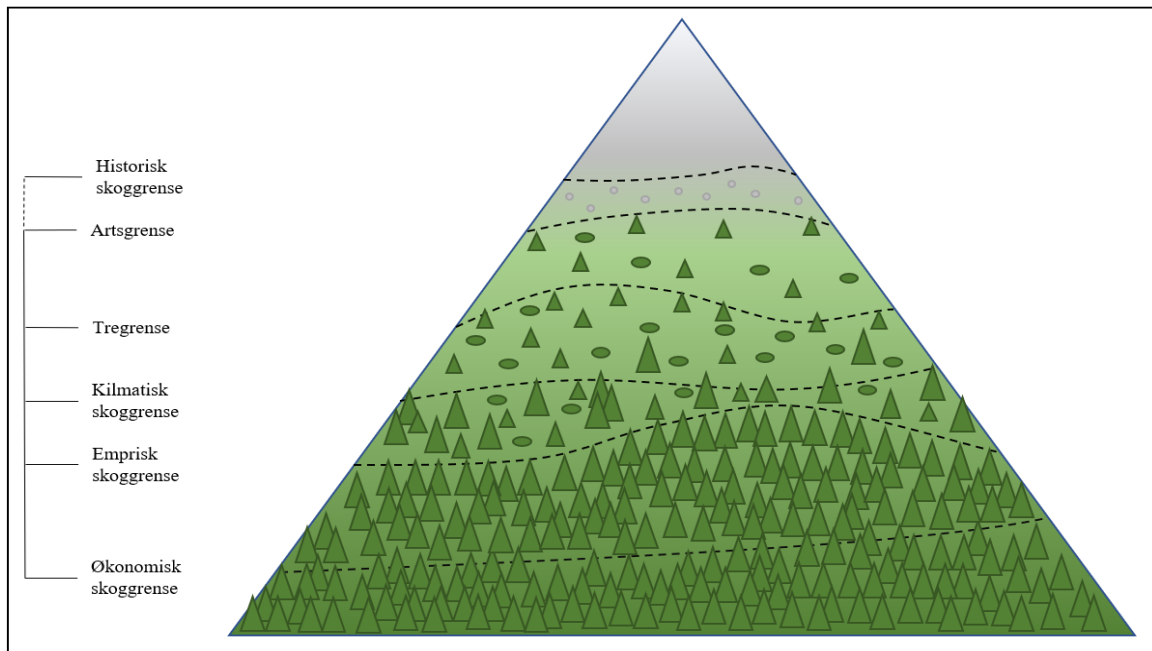
4.1.2 Grensesetting

En grense mellom et tresatt og bart område kan representere flere overgangssoner mellom ulike arealtyper. I Norge er det vanlig å skille mellom overgangen mot alpine-, arktiske- og kystheier (Larsson, 2004; Øyen, 2017). Den arktiske grensen opptrer mot nord hvor grensen ofte går ned til havnivået (Universitetet i Oslo [UiO], 2019). Den maritime skoggrensa viser til grensen mot

havet og er gjerne ansett som skillet mellom skog og kulturbetinget drift, men gjelder ikke lavere grenser i fjell påvirket av maritimt klima (Larsson, 2004; Holtmeier, 2009). Den alpine skoggrensen definerer skillet mellom den boreale og alpine vegetasjonssone (Moen, 1998).

I forhold til den øvre grensen for en tresatt område, er det vanlig å skille mellom *skoggrensen* og *tregrensen* (Bryn & Potthoff, 2018). Tregrensen er gjerne sett som den øverste grensen hvor trær vokser innenfor en viss radius med en angitt høyde, og ligger ofte mellom 20-30 m over skoggrensen bestående av spredte enkelttrær. Dette er gjerne en flyttende overgangssone i tid og rom som skiller mellom det alpine og tresatte økosystemet (UiO, 2019). Høyden på trær ved tregrensen er av mange blitt satt til over 2 m, mens småvokste kratt (< 2 meter) er blitt utrykt som *krumholzgrensen*. Trær og busker på spredte lokaliteter over denne grensen igjen utgjør *artsgrensa*, som er den absolutt øverste grensen for en art (Larsson, 2004). Skoggrensen er ofte ikke en nøyaktig grense heller, ettersom trærne oppover fjellet gradvis blir mindre og mer spredt (Odland, 2004). Videre er det ulike former for skoggrense som bygger på egenskaper eller kontrollerende faktorene som styrer grensen. Eksempler på dette er økonomisk, ortografisk og antropogen skoggrense, og disse er som regel lokalisert lavere enn de klimatiske forholdene skulle tilsi (Holtmeier, 2009). De to mest brukte grensene ved overvåking er den *empiriske-* og *klimatiske skoggrensen* (Larsson, 2004). Den klimatiske skoggrensen er den potensielt øverste posisjonen mot fjellet/nord som skog kan vokse uten forstyrrelser under dagens klima (Larsson, 2004; Holtmeier, 2009). Den empiriske skoggrensen er ofte omtalt som den aktuelle skoggrensa ettersom det er grensen som kan ses i landskapet ved det aktuelle tidspunktet. Definisjonsmessig kan den empiriske grensen ses som den øvre grensen slik den fremstår. Grensa ligger ofte langt under den klimatiske grensen, men har mange steder økt (Dahl, 1976; Larsson, 2004).

I likhet med skog og trær er grensesettingen for deres utbredelse vel så omstridt, spesielt dens øvre grense. Dette har i noen grad sammenheng med definisjonen av skog og trær som blir anvendt, men også faktumet at en klar grense mellom økosystemer sjeldent forekommer. Grensene kan i enkelte tilfeller danne klare linjer, men for det meste er det nærmest umulig å sette en konkret linje siden trærne kan danne lange overgangssoner (*økotoner*) (Odland mfl., 1992; Holtmeier, 2009; Körner, 2012). Det er akseptert at konseptet om en linje er utfordrende, og at soner derfor bedre beskriver overgangen som forekommer i naturen (Larsson, 2004). Dessuten er det i flere sammenhenger vanskelig å vite hvilken type linje forfatter har ment (Holtmeier, 2009). Derfor er det internasjonalt ingen entydig definisjon av hverken skog- eller tregrense, noe som gjør det utfordrende å stedfeste nøyaktige grenser på tvers av studier (Larsson, 2004). Ulike grenser er demonstrert i figur 6, samt hvordan de fremgår som soner.

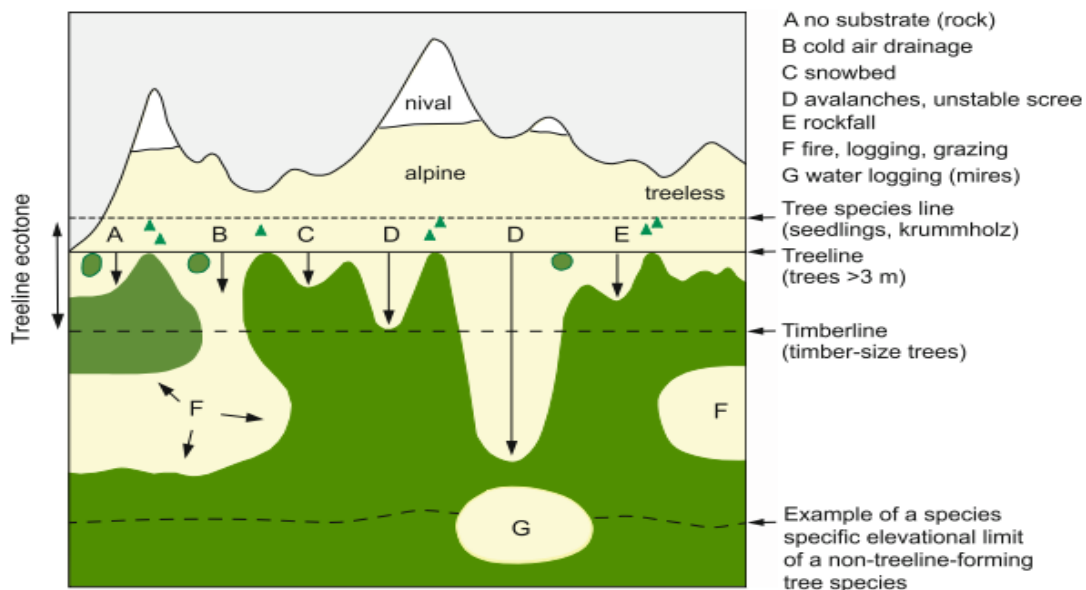


Figur 6: Illustrasjon av ulike grenser som kan opptre oppover et fjell.

I NiN bygger definisjonen av skoggrense på forståelsen av tresatt areal. I teorien er det ikke nødvendig å bruke samme definisjon for disse, men det fører til større konsistens (Halvorsen mfl., 2016). Skoggrenser i NiN inneholder de to typene nevnt tidligere, hvor den empiriske skoggrensen er en «linje som forbinder de øverste/nordligste populasjonene av skogstrær som tilfredsstillende de spesifikke kravene til trehøyde, tretetthet og arealutstrekning i en definisjon av tresatt areal» (Halvorsen mfl., 2016, s. 124). Videre er den klimatiske, kalt den teoretiske skoggrensen i NiN, definert som en «linje som forbinder de øverste/nordligste flekker som i henhold til en modell (basert på gitte forutsetninger) tilfredsstillende de spesifikke kravene til trehøyde, tretetthet og arealutstrekning i en definisjon av tresatt areal» (Halvorsen mfl., 2016, s. 124). Tregrensen er derimot ikke definert i NiN. Det nærmeste en slik definisjon er en trelinje, som er en «sammenhengende rekke av minst 5 trær med stammesentre som står nærmere hverandre enn seks ganger nabotrærs gjennomsnittlige kroneradier og har bredde mindre enn 10 m» (Halvorsen mfl., 2016, s. 123). Dette er en upraktisk definisjon siden trær sjeldent danner klar rekker. Derfor ble denne definisjonen bygget på ytterligere. Körner (2012) og Bjune (2006) viser til at tregrensen er en omtrentlig linje som knytter sammen de øverste trær eller treklynger over et sammenhengende skogareal (skoggrensen). Ut ifra dette blir tregrensen her definert som «linjen som knytter sammen de øvre klyngene av trær over skoggrensen». Klyngene må bestå av minst 5 trær innenfor radiusen bestemt i definisjonen for trelinje, og tilfredsstillende tredefinisjonen. På tross av at linjesetting er en estimeringsprosess, mener Körner (2012) at det er uproblematisk om linjene er helt presise så lenge definisjonen er konsekvent anvendt. Så lenge det er tilfellet, vil alle linjer relateres til samme fenomen og være mulig å sammenligne.

4.2 Faktorer som påvirker trevekst

På en grov skala er det tre gradienter i Norge som styrer vegetasjonsfordelingen: en vest-øst-gradienten relatert til oseanisk og kontinentalt klima; en nord-sør gradient styrt av temperatur; og en høydegradient også styrt av temperatur. I tillegg spiller topografiske og mikroklimatiske variasjoner inn på disse gradienten (Potthoff, 2013a). Dette medfører at vegetasjonsfordelingen på kysten i stor grad henger sammen med sommer- og vintertemperatur, samt humiditet (Moen, 1998). På en større skala har dermed klimafaktorene den største rollen i vegetasjonsfordelingen, men på mindre skala vil flere faktorer vil spille inn i på fordelingen (Dahl, 1976). Når det kommer til skog- og tregrensen, avgjøres den av både klimatiske og topografiske faktorer, som fører til at grenser kan variere i landskapet, som vist i figur 7 (Husabø, 1950; Holtmeier & Broll, 2005). En forståelse av grensene vil derfor inkludere både abiotiske og biotiske parametere, hvorav vekststed for en art er knyttet til flere kovarierende faktorer som påvirker hverandre, og derav styrer deres etablering og utbredelse (Fægri, 1944; Walther mfl., 2005).



Figur 7: En illustrasjon av faktorer som kan forme grensene i fjellet (Kilde: Körner, 2012, s. 19).

På bakgrunn av skala styres artsfordelingen i Byfjellene som regel av lokale miljøforhold (Moe, 2002). Kombinasjonen av miljøforhold som utgjør de mest gunstige vilkårene for en arts vekst, reproduksjon og utvikling, omtales som artens *optimum*. Hver miljøfaktor som påvirker en art kan dermed variere mellom en maksimums- og minimumsverdi innenfor en toleransegrense, før arten ikke kan eksistere i område (Lundberg, 1987). En mengde studier har satt søkelys på hvordan klima- eller arealbruksendringer har påvirket grenser i det alpine landskapet. Faktorene som påvirker dynamikken ved kystlandskapet kan derimot variere fra dette, og burde dermed utforskes (Holtmeier & Broll, 2005; Lundberg, 2011). Av hensyn til denne studiens fokus på kystlandskapet, vil gjennomgangen av faktor primært omhandle de som kan relateres til kysten.

4.2.1 Abiotiske faktorer

Abiotiske faktorer inkluderer alle ikke-levende faktorer som påvirker et økosystem (Lundberg, 1987). På en grov skala er de klimatiske og edafiske faktorene de viktigste, men på en fin skala kan disse deles opp i mange lokale faktorer med forskjellig påvirkningskraft. Likt for alle landplanter er behovet for fotosyntese, vanntilgang, vekstmuligheter, reproduksjon og mekanisk støtte under påkjenninger (Gardiner mfl., 2016). I tillegg spiller geometamorfiske faktorer en større rolle på den lokale skala. Alle disse kovarierende faktorene fører til at vegetasjon kontinuerlig må tilpasse seg det abiotiske miljøet (Larsson, 2004).

4.2.1.1 Klima og klimaendring

Av klimatisk påvirkning trekker Fægri (1944) opp fem viktige faktorer som utgjør et vekststed: innstråling/lysmengde, temperatur, nedbør/luftfuktighet, vind og snødekke. Gjennomgripende for de fleste faktorer er den lokale temperaturen, som utgjør største påvirkning (Hagem, 1931). Disse abiotiske faktorene er mer påvirkelige ved grensesoner blant annet på grunn mindre konkurranse som medfører større sensitivitet for klimasvingninger (Skoglund & Odasz, 1998).

Temperatur og lysforhold

Tilgang eller mangel på varme påvirker alt fra træs metabolisme, vekst, overlevelsesmuligheter og regenerering (Holtmeier, 2009). Direkte solinnstråling er en av faktorene som påvirker temperaturen, men inngår også som en del av fotosyntesen. Ståling påvirker arter både gjennom mengden og intensiteten av lys som forekommer på et sted (Fægri, 1944). Når det kommer til solenergi, viser Dahl (1976) at selve lystilgangen i vekstsesongen er relativ lik over hele kloden, men at begrensninger utspiller seg i videre effekter som temperatur, tørke og vekstsesongens varighet. Likevel kan det påpekes at direkte innstråling vil øke med 2-3% per 100 høydemeter, men utstråling øker også når solen ikke er til stede (Moen, 1998; Schumacher & Østbye, 2013). Eksponering for sollys har dermed mye å si for høydeposisjonen til trær langs skoggrensen, spesielt i indre fjordlandskap hvor differansen på direkte solinnstråling kan utgjøre 150 meters høydeforskjell. Forskjellen er noe mindre lengre mot kysten (Odland, 1996; Holtmeier, 2009).

Temperatur er den faktoren som styrer arters grenser i størst grad ved å spille en vesentlig rolle for blant annet frost- og modningsgrenser. Generelt kan det sies at vintertemperaturen avgjør hvor langt øst en plante kan vokse, mens sommertemperaturen bestemmer hvor langt vest eller nord en art kan eksistere (Fægri, 1957). Lave temperaturer og/eller kort vekstsesong reduserer sterkt tilveksten hos trær og levedyktigheten til frø. Dette utspiller seg særlig ved skoggrensen

hvor temperaturen synker med høyden (Larsson, 2004). I en modell av Bryn mfl. (2013) ment for å kartlegge den øvre klimatiske skoggrensen, var de seks viktigste variablene i nedstigende rekkefølge: tritermen, helning, julitemperatur, aspekt, evapotranspirasjon og vekstsesong. Alle disse variablene kan relateres til temperatur enten direkte eller indirekte. Sommertemperaturen er dermed den viktigste faktoren knyttet til vekst ved skoggrensen (Moe, 2002). For trær som danner skoggrensen er det vist at det kreves en høyere gjennomsnittstemperatur i oseaniske strøk sammenlignet med kontinentale. Dette kommer av en større temperaturamplitude, som medfører bedre vekst i kontinentale strøk enn i oseaniske (Aas & Faarlund, 1988; Moen, 1998).

Det er funnet flere korrelasjoner mellom temperatur og skoggrenser for ulike treslag i Norge. Fra tidlig var det påvist en sammenheng mellom 10 °C-isoterme i den varmeste måneden og skoggrensen. Andre har vist sammenheng mellom gjennomsnittstemperaturen i de fire varmeste månedene (tetratermen) og bjørkeskogen på 7,5 °C. Gjennomsnittstemperaturer for de tre varmeste månedene (tritermen) har også korrelert godt til skoggrensen (Moen, 1998). Flere forfattere ser ut til å eniges i at tritermen eller tetratermen er temperaturfaktoren som er mest utgjørende (Aas, 1964; Larsson, 2004; Bryn, 2008; Holtmeier, 2009). Fysiologisk sett er det ingen spesifikk sammenheng mellom enkelttemperaturer og vekst, ettersom planter ofte har en relativt større vekst ved en temperaturøkning fra 20 til 21 °C, enn ved en økning fra 10 til 11 °C. Dette indikerer at de høyeste temperaturene er betydningsfulle for vekst, og det kan dermed virke som maksimumstemperaturen i den varmeste måneden har størst innvirkning. En gjennomsnittlig maksimumstemperatur på 15,8 °C i juli eller 13,2 °C i de fire varmeste månedene (juni-september) er derfor vist å samsvare godt med skoggrensen for bjørk (Moen, 1998; Odland, 1996, 2004). Juli korrelasjonen rundt 15,8 °C var vist av Dvorak (2013) å variere minst blant ulike interpolerte temperaturdata i Sør-Norge, mens korreksjonen på ca. 13,2 °C bekreftes fra studier i både sørlige og nordlige deler av Norge (Mork, 1968; Mook & Vorren, 1996; Holtmeier, 2009). Samtidig er ikke de gjennomsnittlige temperaturene en nøyaktig måling av tilstanden siden de involverer forenklinger og antagelser. Derfor burde temperaturen behandles som en indikator ovenfor en faktor (Grace mfl., 2002; Bryn, 2008; Holtmeier, 2009).

Nedbør

Innenfor nedbør kan man skille mellom både hyppighet og mengde, og begge har noe å si for veksten, men antall dager med nedbør er viktigere enn mengden (Fægri, 1957; Moen, 1998). Samtidig har nedbør og luftfuktighet relativt lite påvirkning biologisk sett sammenlignet med fordampningsintensiteten (Fægri, 1944). Fordampning kan komme fra jorden og åpne vann

(*evaporasjon*) eller fra dyr og planter (*transpirasjon*). Summen av vanntapet fra et økosystem er omtalt som *evapotranspirasjon*. Fordampingen styres av både vind, temperatur og fuktighet i området (Dahl, 1976). Dermed er nedbørmengden kun så effektiv som økosystemets kapasitet til å holde på vann ettersom alt ekstra vann forsvinner som avrenning. Dette er som regel ikke et problem for kyststrøkene som i stor grad har overskudd av nedbør hele vekstsesongen, spesielt i fjellet ettersom nedbør også øker med elevasjon (Dahl, 1976; Strahler & Strahler, 2006). For beliggenheten til skog- og tregrensen kan humide forhold føre til en forskjell på over 50 høydemeter, mens i kontinentale strøk er denne forskjellen relativt liten (Larsson, 2004).

Vind

Klimatiske faktorer er sterkt knyttet til luftens egenskaper ettersom den omgir rommet rundt en organisme. Innenfor dette spiller særlig luftfuktighet/humiditet, lufttemperatur og luftbevegelse en viktig rolle (Dahl, 1976). Dette påvirker blant annet transport av vanndamp, varmeenergi, spredning og effekten av evapotranspirasjon (Zhu mfl., 2004). Vinden kan dermed virke både fysiologisk, mekanisk og indirekte inn på trærns vekst (Holtmeier, 2009). Fysiologisk kan vind innvirke på morfologien til røtter, stamme og krone gjennom forstyrrelser i veksten, og gjennom en kompleks effekt kan vindstyrken påvirke fotosyntesen ved å innvirke på mulighetene for respirasjon (Zhu mfl., 2004). Dessuten påvirker vind vekst og overlevelsesrate ved å senke temperaturen. Særlig langs grensene hvor det ofte er kortvokst vegetasjon blir det store vindpåvirkninger langs bakkenivået (Holtmeier, 2009; Schumacher & Østbye, 2013). På tross av store lokale forskjeller mener Fægri (1944) at omrøringer i lokalklimaet fører til tilnærmet lik tilstand som makroklimaet, særlig i oseaniske strøk der omrøringene vanligvis er kraftige.

Mekaniske påvirkninger involverer hovedsakelig vindtrykk og slitasje, slik som fall og skader på trærne fra sterke stormer (Holtmeier, 2009). Slike skader kan kategoriseres enten som skade mot stammen eller mot kronen, der førstnevnte er mest vanlig som rotfelling, bøyninger eller avbrekk, mens sistnevnte omhandler brudd i greiner eller avblåsning av blader/nåler (Zhu mfl., 2004). I kupert terreng bestemmes vindens hastighet og retning av den lokale topografien. Dette medfører at enkelte områder er mer utsatt for sterk vind som kan eskalere under riktige forhold, mens andre steder er mer beskyttet (Holtmeier, 2009). Desto lavere temperaturen er, desto mer vil vinden påvirke arten ved at veksthastighet blir mindre enn slitasje fra vind (Hagem, 1931). Med økende høyde over havet vil også vinden øke, mens temperaturen synker (Holtmeier, 2009). Vinden kan også fungere som mekanisk erosjon i seg selv og gi en uttørkende effekt, selv i nedbørrike strøk (Fægri, 1944). Indirekte påvirker vinden hele vekstområdet fra luft- og

jordtemperatur til fuktighet og snødekke (Holtmeier, 2009). Vind påvirker spesielt vekststed indirekte ved å ha innvirkninger på fordampningen (Fægri, 1944). Annet involverer deriblant frakt av insekter/patogener som kan reduserer fremkomsten til et treslag (Zhu mfl., 2004).

Frost og snø

Lavere temperaturer med høyden gir et utslag på lengde av vinteren, og derav lengden på vekstsesongen (Schumacher & Østbye, 2013). Dette er derimot ikke en vesentlig faktor i de vintermilde oseaniske strøk ettersom snø normalt blir liggende mindre en 30 dager, og sjeldent mer enn 75 dager i de høyestliggende delene (Moen, 1998). Vinterne i Bergen er derfor preget av hyppige skifter, som medfører ustabil vinterhvile. Mest stabilt er det ved Ulriken og Vidden, noe som gir en litt annen sammensetning av arter enn på Løvestakken (Moe, 2002). Det mest senestive med de milde vinterne er at frø og ungplanter er mer utsatt for frost om det skulle forekomme (Holtmeier, 2009). Det eksisterer også et kuldekrav hos trær, som gjør at trær ikke vokser der det er for varmt for vinterhvile (Larsson, 2004). Generelt kan det likevel sies at frost og snø ikke utgjør en viktig økologisk faktor i studieområdet (Penniston & Lundberg, 2014).

Klimaendringer

Gjennom det 20 århundret er det observert en varmeøkning i det globale klimaet. Fjellpartier og områder på høyere breddegrader har vist seg mer sensitive for disse temperaturøkningene (Walther mfl., 2005). Naturlige variasjoner i solinnstråling er noe av årsaken, men hovedsakelig kommer endringene av drivhuseffekten. Siden skoggrensen har respondert på klimaendringene siden sist istid, er en logisk konklusjon at dette også vil skje i fremtiden (Larsson, 2004). Dette er allerede sett i både Norge og globalt, hvor høyere sommertemperatur og lengre vekstsesong trekker skoggrensen oppover (Walther mfl., 2005; Schumacher & Østbye, 2013). Gjennom de siste tiårene er det vist at den årlige temperaturen på Vestlandet har økt med 0,36 °C, hvorav mesteparten av økningen har vært på sommeren med 0,47 °C økning, og vekstsesongens lengde har økt med 1-2 uker i mesteparten av landet (Hanssen-Bauer mfl., 2015). Ifølge Penniston & Lundberg (2014) var julitemperaturen i Bergen 1.5°C høyere mellom 2000-2009 enn tiåret før, og var forventet å øke fremover. De generelle trekkene ved en videre oppvarming vil være høyere temperaturer, spesielt om vinteren, og flere døgn med middeltemperatur over 20 °C, samt en betydelig lengre vekstperiode (Hanssen-Bauer mfl., 2015). Det er antatt at den største økningen i vekstsesongen blant annet vil forekomme langs vestkysten (Skaugen & Tveito, 2004).

Ulike scenarioer viser en årlig gjennomsnittlig temperaturøkning for Vestlandet på 0,5 – 3 °C frem til 2060, og 0,4 – 5,2°C mot 2100. Intensitet og hyppighet av nedbør er forventet å øke, og i absolutte tall er endringen størst på Vestlandet. Årlig er det beregnet en gjennomsnittlig endring mellom 0-20 % for Sunnhordaland mot 2100, og antall døgn med kraftig nedbør er forventet å øke mellom 13-110 % frem mot 2100. Med økt temperatur vil mer av nedbøren falle i høyere strøk og det blir en generell minskning i antall døgn med snødekke (Hanssen-Bauer mfl., 2015). Mer spesifikt for Hordaland, er det beregnet at årlig middeltemperatur vil øke med 4 °C, hvorav økningen om sommeren ligger på ca. 3,5 °C. Vekstsesongen vil øke med 2-3 måneder over mesteparten av fylket, men mest i ytre kyststrøk. Disse temperaturendringene betyr også at døgn med særlig lave temperaturer på vinterstid vil bli sjeldnere, mens dager med middeltemperatur over 20 °C om sommeren vil forekomme oftere. Årsnedbøren i Hordaland er ventet å øke med 15 %, mens antall dager med kraftig nedbør er beregnet til en 10 % økning (Norsk klimaservicesenter, 2017). Tross potensielt høyere nedbør, kan fremtiden sannsynligvis by på perioder med hydrologisk tørke. Dette er på bakgrunn av at mer nedbør ikke kompensere for høyere fordampning og raskere avsmelting av snø. I slutt av århundret kan dermed markvannstørke om sommeren vare mellom 1-2 måneder lengre, blant annet i Hordaland (Hanssen-Bauer mfl., 2015; Norsk klimaservicesenter, 2017). Når det kommer til vind, er det antatt få endringer, men dette er knyttet til stor usikkerhet (Norsk klimaservicesenter, 2017). Med forbehold at klimaendringer vil forekomme, må det beregnes at biotiske og abiotiske faktorer vil forandres i takt med klima, og at deres betydning kan endres (Larsson, 2004).

4.2.1.2 Edafiske faktorer

Edafiske faktorer referer til grunnforholdene på et sted. Dette er angitt som kombinasjonen av berggrunn, løsmateriale og jordsmonn på et sted, samt hvordan de interagerer (Moen, 1998). Dette påvirker både de fysiske, kjemiske og biologiske vekstbetingelsene (UiO, 2018a). De edafiske forholdene har dermed stor påvirkning på vekstforholdene og artsutvalget gjennom tilgangen på næringsinnhold, mineraler, oksygen og vann som kan bli lagret. Metningskapasitet bestemmes av tykkelsen på jordsmonnet og partikkelstørrelsen, noe som innvirker på mengden jordvann som kan lagres og vanngjennomtrengings hastighet etter nedbør. Næringsinnholdet kan komme fra flere kilder, som underliggende berggrunn eller løsmasser, men mye bestemmes av forvittringshastigheten. Denne hastigheten har også påvirkning på tykkelsen av jordsmonnet (Dahl, 1976; UiO, 2018a). I områder med lett forvitrende og baserik grunn vil skoggrensen dermed gå høyere enn i områder med harde og sure bergarter (Moen, 1998). Disse forskjellene i vekstbetingelser kan utgjøre opptil 100 høydemeter på skoggrensen (Larsson, 2004).

Jordsmonnet samvirker også med andre faktorer. Deriblant bestemmes nedbrytningsraten av temperatur og fuktighet, mens tilgangen på organisk materiale blant annet avhenger av stoffer lagt igjen av ulike arter. Mengden organisk materiale og nedbrytningsraten vil sammen kunne påvirke de edafiske forholdene (Dahl, 1976; Moen, 1998). Mildt og fuktig klima gjør nedbrytning i oseaniske strøk tregere, og det dannes dermed store mengder torv og råhumus (Moen, 1998). En annen måte klimaet og jordsmonnet samvirker, er gjennom nedbøren. Her kan nedbøren tilføre enkelte næringsstoffer, for eksempel nitrogen, men til gjengjeld kan næringsstoffer også forsvinne via avrenningen (Dahl, 1976). Et siste moment er at temperaturen i jorden ikke kan være for høy eller lav. Denne påvirkes av faktorer som porøsitet, fuktighet og humusinnhold i jorden, men også andre mer komplekse faktorer som metningskapasitet, vegetasjon, vannbevegelse og eksponering for sol og vind (Holtmeier, 2009).

4.2.1.3 Geomorfologiske faktorer

Geomorfologiske faktorene omhandler alle påvirkninger forårsaket av jordoverflatens former, strukturer og prosesser. Hovedsakelig kan de deles i to relevante grupper, som er mekaniske og ortografiske faktorer. Mekaniske faktorer kan anses som fysiske inngrep på naturen, enten naturlige eller menneskelige. Dette inkluderer prosesser som former landskapet som erosjon og hogst (UiO, 2018c). Ortografiske faktorer er påvirkninger fra selve fjellmassivet. Dette kan komme i form av eksponering, høyde, helning og lignende, samt indirekte effekt fra fjellet som orografisk nedbør (UiO, 2018b). Mikrotopografi styrer eksponering for både vind og sol, som videre kontrollerer temperatur og fuktighet. Dette skaper mikroklimatiske effekter som spiller inn på andre effekter, og har dermed stor påvirkning på økologiske prosesser (Holtmeier, 2009).

Helningen er betydningsfull for spredningen av trær, og vil blant annet føre til at dalsøkk ofte har større vann- og næringstilgang enn bakketopper grunnet avrenning (Lundberg, 1987). Likevel kan skråninger med grovt, permeabelt materiale i fuktige landskap føre til relativt tørre forhold som demper veksten hos bjørk (Holtmeier, 2009). Uavhengig av dette kan det generelt sies at skoggrensen går høyere i bratt terreng enn på brede, flate områder, som er utsatt for vannoppsamling og lag av kaldluft. Spesielt i sørvendte helninger er vektforskjellene markante sammenlignet med nordvendte (Odland, 2004; Holtmeier, 2009; UiO, 2019). Dette henger blant annet sammen med at sollyset i nordvendte områder blir fordelt utover større områder, mens lyset i sørvendte områder er mer konsentrert. Dermed blir gjennomsnittstemperatur i sørvendte områder lokalt høyere, som videre påvirker jorddannelse (Lundberg, 1987). Denne forskjellen mellom nord- og sørvendte skråninger varierer på ulike steder. Mot innlandet kan forskjellen

ligge på opptil 150 høydemeter, mens mot kysten kan forskjellen være på rundt 20 meter. Variasjonen er et resultat av havets temperaturutjevne effekt (Odland, 2004). På tross av aspektets betydning for trevekst, må det tolkes med en viss skepsis siden indirekte forhold kan ha stor innvirkning (Wehn mfl., 2012). Landformer kan også styre retning og styrken på vinden, som enten kan fungere som en begrensende eller gunstig effekt for spredningen av frø, samt gi muligheten for beskyttelse under veksten (Strahler & Strahler, 2006; Holtmeier, 2009).

Landmassenes oppbygging og høyde har også påvirkning på temperaturen i fjellet. Sett bort ifra alle lokale ikke-klimatiske påvirkninger, vil man fremdeles se et mønster hvor skoggrensen midt i landet er høyest og synkende mot kysten. Dette er kjent som *massehevingeffekten*, hvor sentrale deler av et fjellmassiv har betydelig gunstigere forhold enn hva høydegradienten og den regionale temperaturen skulle tilsi (Fægri, 1944). Dette er dermed en varmeeffekt, der temperaturen i store fjellmassiver synker mindre med høyden enn i små fjell, noe som skaper gunstigere lokalklima i høyere fjell. Dette er en velbrukt forklaring på hvorfor trær går høyere i de største fjellmassivene i Norge (Moen, 1998; Moe, 2002). Det motsatte kan derimot sies for kysten hvor skoggrensen synker mer enn hva som er forventet basert på isothermforløpet. Dette henger i større grad samme med det lokale lufttrykket enn temperaturen (Fægri, 1944). På en lokal skala kan dette ses mellom Løvstakken (477 moh.) hvor skog er forventet til 400 moh., mens det på Ulriken (642 moh.) blir antatt at skogen strekker til 500 moh. (figur 8) (Moe, 2002).



Figur 8. Skisse av massehevingeffektens påvirkning på skoggrensen ved fjellene i nordre Lappland. Høydeforskjellene tilsvarer omtrent forskjellen mellom Ulriken og Løvstakken (Kilde: Holtmeier, 2009, s. 57).

4.2.2 Biotiske faktorer

Biotiske faktorer referer til alt som har sammenheng med levende organismers påvirkning på hverandre (UiO, 2011). Dette involverer også det som har vært levende, slik som døde planter eller dyr (Semb-Johansson mfl., 2021). I motsetning til abiotiske faktorer er disse vanskeligere å måle ettersom påvirkning kan komme fra mange hold og i ulike kombinasjoner (Dahl, 1976).

4.2.2.1 Interaksjoner og biotisk konkurranse

Arters interaksjon med hverandre både intra- og interspesifikt kan påvirke vekstforhold og fordeling i et område (Strahler & Strahler, 2006). Konkurranse mellom artene om lys, vann og næringsstoffer er en av de vanligste interaksjonene. Blant faktorene som arter konkurrerer om,

kommer lyset i første rekke. Dette gjør at trær har en massiv fordel med sin høyde, og tar fort over alle områder som er gunstige for dem (Dahl, 1976). Konkurransen kan også regnes som hemmende effekter (Dahl, 1976). Utslipp av kjemiske stoffer (*allelopati*) forekommer hos enkelte arter for å begrense vekst hos andre arter (Strahler & Strahler, 2006). Et eksempel er krekling som utskiller veksthemmende stoffer som reduserer frøspring (Zackrisson & Nilsson 1992; Larsson, 2004). Indirekte konkurranse kan også involvere fysisk blokkering. Relatert til studieområdet okkuperer en stor areal som fungerer som en barrikade og svekker etablering til trær (Moe, 2002). Konkurransen kan oppstå fra eller medføre forstyrrelser som åpner for nye nisjer. Denne kampen om ressursene medfører i lengden dårligere vekst, noe som kan medføre at arter blir presset ut med tiden (Dahl, 1976; Strahler & Strahler, 2006). Samtidig må det understrekkes at arter som vokser i samme område ikke nødvendigvis må være i konkurranse, men heller gjensidig styrke hverandre. For eksempel kan trær fremme vekst hos andre trær ved å dempe vindtrykket og minske utstråling, som lokalt vil høyne temperaturen (Larsson, 2004).

Hvordan dyrelivet påvirker plantelivet er også en viktig biotisk vekstfaktor. Beiting er blant de mest aktuelle kildene til dette, og medfører blant annet at enkelte arter vil ha bedre eller dårligere vekstforhold (Dahl, 1976). Planteetere endrer dermed strukturen og sammensetningen blant planter drastisk ut ifra artenes sensitivitet og beitepresset (Strahler & Strahler, 2006). Videre er også mange planter avhengige av dyr for spredning på lokal skala. Fugler er derav svært viktige for spredningen til enkelte trær gjennom konsumering av frø (Holtmeier, 2009). Andre interaksjoner som forekommer er predasjon, parasittisme og symbiose (Strahler & Strahler, 2006). Mykorrhiza er et eksempel på symbiose mellom en plante og sopp som virker inn på de edafiske forholdene. Holtmeier (2009) oppsummerer at dette forholdet styrker trærers opptak av mineraler, stimulerer til rotvekst og beskytter røttene mot infeksjon og parasitter.

4.2.2.2 *Regenerering og spredning*

Om det ses bort ifra alle forstyrrelser nevnt hittil som går på trærers resiliens, vil trær i et grenseområde være avhengig av sin naturlige regenerering av frø for videre spredning. Dette beror på produksjonen av levedyktige frø i korte intervaller, som spres til passende områder hvor overlevelse kan finne sted (Holtmeier, 2009). Dermed avhenger regenerering av tre vesentlige faktorer som gjør prosessen utfordrende. For det første er trær langs skoggrensen svært utsatt for alle mulige påvirkninger, og regenerering går derfor sakte med lengre intervaller mellom hvert gode frøår. Trærne ved skoggrensen formerer seg dessuten ofte ved relativ høy alder, med en reproduksjonssyklus som strekker seg over flere år, og kan ved enhver tid bli

avbrutt av ulike faktorer (Larsson, 2004; Holtmeier, 2009). For det andre er antallet frø og deres kvalitet lavere ved skoggrensen, og forverres som regel av høyden (Holtmeier, 2009). Den siste faktoren er spredning som er en del av migrasjonsprosessen for planter, som hviler på muligheten til transport, etablering, kjønnsmodning og deretter modning i populasjoner rundt. En normal prosess vil være en forflytning på 10-100 meter, etterfulgt av kjønnsmodning i noen tiår, før neste forflytting finner sted. Det er derfor sjeldent at spredning over lengre avstander utvikler seg til lokale bestander (Larsson, 2004). Andre årsaker til liten spredning kan være mangel på interaksjon som medføre hemmende virkninger. Enkelte arter er avhengig av andre arter for å spre seg, og utvikling vil dermed bli hemmet inntil den andre arten er til stede (Strahler & Strahler, 2006). I tillegg er vind en vesentlig faktor for suksessfull spredning. Selv om alle faktorer for spredning ligger til rette, er overlevelse langs grensen fortsatt liten på grunn av hardere forholdene (Holtmeier, 2009). Arter som er unge eller har dårlig spredningsevne kan dermed være årsaker til at det potensielle utbredelsesområdet ikke er oppnådd (Moen, 1998).

4.2.3 Antropogene faktorer

Mennesker har i alle tider, og på mange måter påvirket skoggrensen gjennom aktiviteter som hogst, beiting, brenning, kullproduksjon, ressursuthenting og annen arealbruk. I likhet med klimaet er også menneskelig innflytelse på skoggrensen under kontinuerlig endring, men har i stor grad blitt underestimert, og det er knyttet større vansker med å forutsi hvordan dette vil spille inn (Larsson, 2004; Holtmeier, 2009). Ofte er tilgjengeligheten av og behovet for utmarken med dens ressurser en vesentlig faktor (Holtmeier, 2009). Særlig skogbruket har hatt en stor påvirkning på skogens utvikling og posisjon gjennom hogst, foryngelse (planting, såing, naturlig gjenvekst) og ungskogpleie. Ellers har også regulering av beitetrykk og viltbestander hatt sin innflytelse (Øyen, 2017). Det at mennesker i dag benytter utmarken i mindre grad har også sine påvirkninger. Når arealbruk endres eller opphører, lettes forstyrrelsene som har holdt veksten nede, og endringer forekommer raskt ved skoggrensa. Rask gjenvekst vil oppstå, og kan lett mistolkes som et resultat av klimaendringene (Larsson, 2004). Spesielt i seter- og kystregionen er potensialet for gjengroing stor som følge av redusert bruk av utmarksaktiviteter (beite, hogst, lyngbrenning osv.) (Bryn, 2009; Bryn & Flø, 2011). Dette er tilfellet i deler av Byfjellene, hvor kulturpåvirkningen har minsket, og skogene trekker seg oppover mot fjelltoppene. Prosessen går langsommere desto høyere man kommer, men til slutt vil skogene nå den klimatiske skoggrensen (Moe, 2002). Om antropogene påvirkninger opphører helt, vil skogen fort oppnå den potensielle klimatiske skoggrensen. Det er derfor viktig å skille mellom de antropogene og klimatiske påvirkningene på skoggrensen (Larsson, 2004; Holtmeier, 2009).

5 Metodiske tilnærminger til landskapsendringer

Dette kapitlet vil ta for seg relevante tilnærminger for å avdekke landskapsendringer. Fokuset vil ligge på metodologi som blir anvendt i metodekapittelet. Det vil her bli forklart det teoretiske bak hver av metodene, mens neste kapittel vil beskrive hvordan metodene ble anvendt.

5.1 Feltbaserte tilnærminger

Typiske tilnærminger i landskapsgeografien for anskaffelse av data i felt har ofte involvert vegetasjonskartlegging, dendrokronologi, transektanalyse, jordsmonnanalyse, feltsamtaler og direkte målinger av for eksempel vær eller kjemisk innhold i vann (Skjerping, 2001; Lundberg, 2005; Engum, 2006; Aase & Fossåskaret, 2014; Nuven, 2018). I denne sammenhengen ses de to førstnevnte som mest relevant for å forstå utbredelsen og utviklingen av skog.

5.1.1 Natur i Norge (NiN)

Vegetasjonskartlegging er en godt etablert vitenskap med mange ulike systemer og metoder (Bryn, 2009). I Norge har denne kulturen utviklet seg til kartlegging av naturtyper innenfor NiN-systemet. NiN er et system utviklet av Artsdatabanken for å beskrive og klassifisere all norsk natur uten tilknytninger til verdisetting, med den hensikt å skape et fullstendig arealdekkende naturinndelingssystem for Norge (Artsdatabanken, 2015; Halvorsen, 2015a). Det overordnede målet med systemet er å skape en standardisert metodikk med bestemte prinsipper og etterprøvbare kriterier som kan testes som en hypotese etter vitenskapelige prinsipper (Halvorsen mfl., 2016). Den første versjonen av NiN ble lansert i 2009, mens en ny og revidert versjon (NiN 2.0) kom ut i 2015 (Artsdatabanken, 2015). Dermed vil beskrivelsene av NiN-systemet videre eksklusivt omfatte NiN versjon 2, med mindre annet blir spesifisert.

NiN-systemet har en vid forståelse av natur ved at den defineres ut ifra flere kriterier istedenfor ett enkelt begrep. Kriteriene baserer seg på naturens sammensetning, struktur og funksjon, og disse egenskapene anses som kilder til *naturvariasjon* (Halvorsen mfl., 2016). Videre bygger definisjonen for en naturtype på naturmangfoldlovens forståelse, og defineres som en «*ensartet type natur som omfatter alle levende organismer som forekommer sammen på et gitt sted og miljøforholdene som virker der, samt natur med et ensartet preg forårsaket av systematiske mønstre i forekomsten av observerbare strukturer og elementer*» (Bryn mfl., 2020, s. 10). Dette er sammenlignbart med et økosystem, og en enkel forståelse av begrepet er at det omfatter et områdes miljøforhold og artssammensetning (Halvorsen, 2015a; Halleraker, 2019). NiN bygger også på et gradientanalyseperspektiv (GAP) som en forklaring på naturvariasjon. Dette går etter

oppfatningen i kontinuitetsteorien om at arter opptrer og fordeler seg individualistisk, kontra samfunnsenhetsteorien som viser til naturlige, veldefinerte og avskilte grupperinger av arter. Oppfatningen om kontinuitet forstås til at arters fordeling forekommer langs miljøgradienter, og at endringer i artssammensetningen dermed skjer gradvis. Forståelsen i NiN er derfor at artssammensetningen gradvis og kontinuerlig endres med miljøforholdene, men at veldefinerte og skarpe mønstre kan inntreffe som unntak (Halvorsen mfl., 2016). For å forklare variasjonen i artssammensetninger og dele dem opp i typer benyttes lokale komplekse miljøvariabler (LKM) (Bryn & Ullerud, 2018). Disse er systemets minste byggeklosser, og er tilknyttet GAP via konseptet hovedkompleksvariabel, som innebærer at et fåtall LKMer som regel kan forklare mesteparten av sammensetningen på et økosystemnivå (Halvorsen mfl., 2016; Artsdatabanken, 2019a). LKMer kan dermed beskrive lokal miljøvariasjon og defineres som *«variabler som hver består av flere enkeltmiljøvariabler som samvarierer i mer eller mindre sterk grad, og som gir opphav til variasjon i artssammensetning på relativt fin romlig skala og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]»* (Halvorsen, 2016, s. 8).

Systemarkitekturen i NiN består av tre dimensjoner: naturmangfoldhierarkiet, typeinndelingen og beskrivelsessystemet (Artsdatabanken, 2015). Naturmangfoldhierarkiet består av et primært og sekundært nivå. I det primære nivået inngår natur- og landskapstyper, med hensikt å gi fullstendig arealdekkende naturinndeling. Sekundærnivået skal komplimentere inndelingen på primærnivået via natursystemkomponenter, natursystem- og landskapskomplekser (Halvorsen mfl. 2016). Av disse er natursystemet ansett som hovednivået i typesystemet (Halvorsen, 2015b). Innenfor hvert naturmangfoldnivå eksisterer det et type- og beskrivelsessystem på flere skalaer, hvor naturvariasjonen i et område legger grunnlaget for typeinndelingen (Halvorsen mfl. 2016). Dette kan deles mellom forskjellige generaliseringsnivåer, hvor NiN opererer med hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper (Artsdatabanken, 2015). Her kan miljøvariabler i en LKM belyse artsvariasjonen i en hovedtype, noe som gir grunnlaget for finere oppdeling i grunntyper (Bryn & Ullerud, 2018). Prinsippet i NiN er at en grunntype på natursystemnivået tilsvarer en kartleggingsenhet i målestokk 1:500, hvor flere nærstående grunntyper kan settes sammen for å danne kartleggingsenheter i målestokkene 1:2500, 1:5000, 1:10000 og 1:20000 (Bryn mfl., 2018). Målestokk 1:5000 benyttes mest ved detaljert arealdekkende kartlegging, mens 1:20000 er anvendt ved oversiktskart (Bryn & Ullerud, 2018). Beskrivelsessystemet i NiN er designet som en fleksibel løsning for å fange opp all variasjon i naturen som ikke kommer til uttrykk i typesystemet. Her benyttes underordnede lokale komplekse miljøvariabler (uLKM), som er observerbare miljøvariabler med mindre betydning for artsvariasjonen, og som derfor

ikke gir grunnlag for å definere en egen grunntype. I tillegg til uLKMene er det tilrettelagt for ni andre kilder til variasjon som til sammen utgjør beskrivelsessystemet i NiN (Bryn & Ullerud, 2018; Halvorsen & Bratli, 2018; 2019). Til sammen utgjør beskrivelsessystemet og typeinndelingen en helhet som kan beskrive alle naturegenskaper (Artsdatabanken, 2015).

Av beskrivelsessystemet ble det valgt å benytte tre i min studie, derav menneskeskapte objekter (D5), tilstandsvariabler (D7), og uLMKen «dominerende kornstørrelsesklasse (0S1)» for skogsmark. Menneskeskapte objekter er ansett som «*fysisk observerbare gjenstander som helt eller for det meste består av sterkt modifiserte eller syntetiske livsmedier og som er resultatet av menneskers virksomhet*» (Halvorsen, 2016, s. 22). Dette omfatter både arealbeskrivende variabler og enkeltobjekter i form av bygningstyper, kulturminner og andre løse gjenstander. Kilden har som regel liten eller ingen påvirkning på artssammensetningen (Halvorsen, 2016). Tilstandsvariasjon omfatter all «*variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre som er observerbare i et relativt kort tidsrom [typisk mindre enn 100(–200) år] og som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper, og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til*» (Halvorsen, 2016, s. 22). Dette skiller seg fra LKMer ved at den aktuelle variabelen påvirker området over kortere tidsskala, samt at tilstandsvariabelen ofte er en av flere kilder til variasjon, i motsetning til LKMene som er en karakteriserende kilde (Halvorsen, 2016).

5.1.2 Dendrokronologi

Dendrokronologi er en metode som baserer seg på uthenting av data fra årringer. I områder som har et klimatisk skille mellom sommer og vinter, vil det danne seg årringer basert på vekslingen mellom vekstperioden og hvileperioden. Antall årringer kan avsløre alder til treet, mens bredden på åringene kan avdekke informasjon om vekstforholdene og miljøvariasjoner som avviker fra gjennomsnittet (Lundberg, 2005). Årringstørrelsen bestemmes i noen områder av nedbør, mens andre områder kan være definert av temperaturen. Dette har trolig sammenheng med tilgangen på smeltevann fra snø ved enkelte lokaliteten som kompenserer for manglende nedbør (Thun, 1998). Sammensatt kan årringer fortelle om aldersstrukturer, vekstfaktorer og suksesjonsdynamikk, samt brukes til rekonstruksjon av fortidens klima (Schweingruber 1996).

5.2 Romlige tilnærminger

Romlige tilnærminger omfatter metoder som analyserer et objekt av interesse gjennom datakilder. Dette innebærer uthenting av stedsspesifikk geografisk informasjon fra kart, flybilder, satellittdata eller lignende, men også bearbeiding og analysing av informasjonen.

5.2.1 Geografiske informasjonssystemer (GIS)

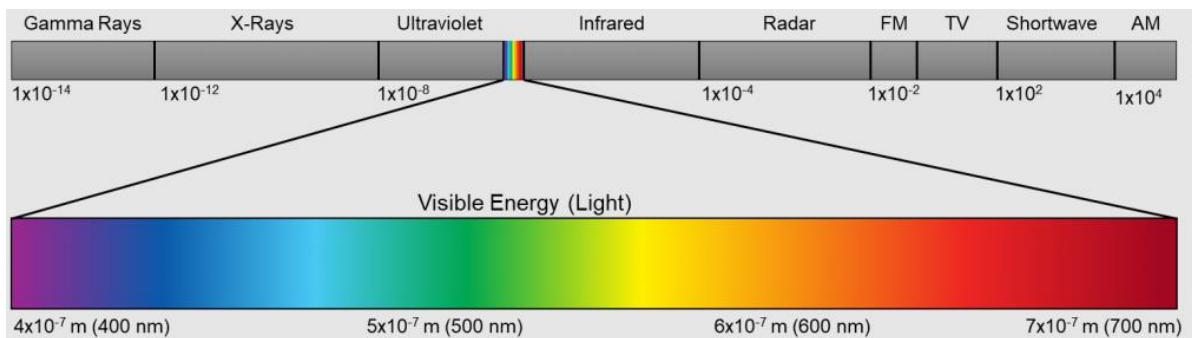
GIS er et computerbasert program som kan håndtere all informasjon knyttet til et geografisk sted (Lillesand mfl., 2015). Det er mange definisjoner for GIS som reflekterer ulike forfatters bakgrunn og synspunkt på systemet. Samtidig er det en dynamisk forståelse i definisjonene basert på utviklingen av teknologi og metodikk. En sammenheng mellom definisjonen kan derimot ses i at alle omtaler GIS som et computersystem med tilhørende utstyr, programvare og prosedyrer. Definisjonene involverer behovet for romlige referanser og geografisk data, samt at GIS benyttes til forvaltnings- eller analytiske oppgaver basert på inn- og utgående data (Heywood mfl., 2011). Dessuten er brukeren en vesentlig del av systemet. Samlet sett kan GIS ses som en multidisiplinær vitenskap utviklet for innsamling, lagring, prosessering, analysering, organisering og visualisering av geografisk data (Dawsen, 2011; Sholarin & Awange, 2015).

Geografisk data i GIS består av romlig data og attributter i et datasett. Romlige data beskriver det kartografiske området og formen til de geografiske dataene, samt deres romlige relasjon til hverandre. Attributtene gir en videre deskriptiv beskrivelse av karakteristikken til de romlige dataene (Ioannis & Meliadis, 2011; Lillesand mfl., 2015; Sholarin & Awange, 2015). GIS opererer hovedsakelig med to tilnærminger for representasjon av romlige komponenter. Disse formatene er raster som er matrisebasert, og vektor som er punktbasert. Raster definerer verdier i hver celle/piksel, hvor flere celler utgjør et objekt eller en tilstand. Finere oppløsning på cellene gir mer spesifisert informasjon i laget. Vektor benytter punkter til å definere de romlige forholdene (Lillesand mfl., 2015). All geografisk informasjon kan representeres todimensjonalt ved bruk av punkter, linjer og polygoner. Videre kan flere linjer utgjøre et nettverk, og alle fremstillingene kan forme en tredimensjonal overflate (Heywood mfl., 2011). Den største fordelen i arbeid med GIS er dens romlige interrelasjon mellom data fra ulike kilder (Lillesand mfl., 2015). Dette gir ubegrensede muligheter for bruksområder på alle mulige skalaer og kompleksitetsnivåer. Samtidig er resultatet aldri bedre enn datakvaliteten (Sholarin & Awange, 2015). Kvaliteten styres av hvor nøyaktig laget er i forhold til virkeligheten, presisjonen av detaljer, og feil/skjevheter i datasettet. De to første avhenger av oppløsning og generalisering i datasettet, mens den siste kan oppstå fra digitale eller menneskelige feil. Et datasett vil aldri være helt likt virkeligheten, men målet er å være så nært som mulig (Heywood mfl., 2011).

5.2.2 Fjernanalyse

Fjernanalyse i en vid forstand omfatter registrering og analyse av et objekt uten direkte kontakt med objektet. Dette kan inkludere syn og hørsel, men hovedsakelig involverer fjernanalyse

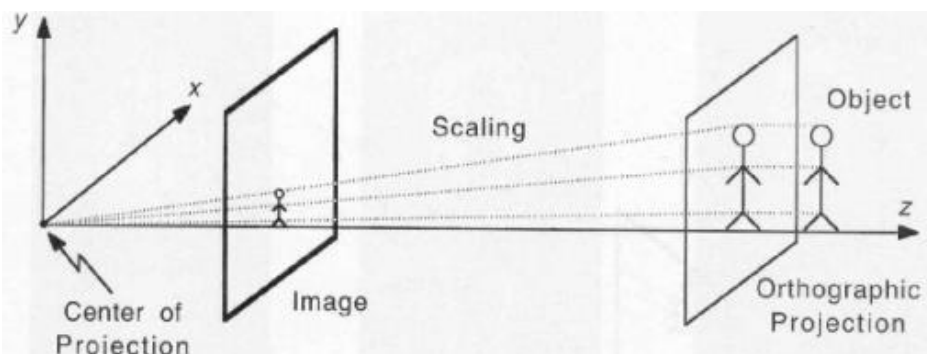
tekniske hjelpemidler (Andersen, 1985b). Teknologisk omhandler dette ofte innhenting av informasjon via sensorer som fanger opp elektromagnetiske strålinger. Strålingene forekommer som bølger i lysets hastighet, og skilles gjennom deres ulike egenskaper. Disse forskjellene utgjør det elektromagnetiske spekteret (figur 9). Basert på hvert objekts unik spektral signatur, er det mulig å skille mellom typer, klasser og tetthet via prosessering og analyser. Kun deler av spekteret er mulig å anvende for fjernanalyse, hvorav ultrafiolett, synlige lys, radar og infrarødt er de mest anvendelige. Datainnsamling forekommer enten som refleksjoner eller utsendinger fra overflaten. Dette utgjør to former for fjernanalyse, enten passiv eller aktiv. Passive sensorer registrere elektromagnetiske strålinger som utsendes eller blir reflektert fra jorden, mens aktive sensorer registrere refleksjonen fra en egen energikilde. Dette gir fem former for fjerndata: fotogrammetri, termiskdata, mikrobølgedata, satellittdata og laserbasert data (Sholarin & Awange, 2015). Av disse er fotogrammetri og laserbasert data benyttet her.



Figur 9: Det elektromagnetiske spekteret (Kilde: AVT, u.å.)

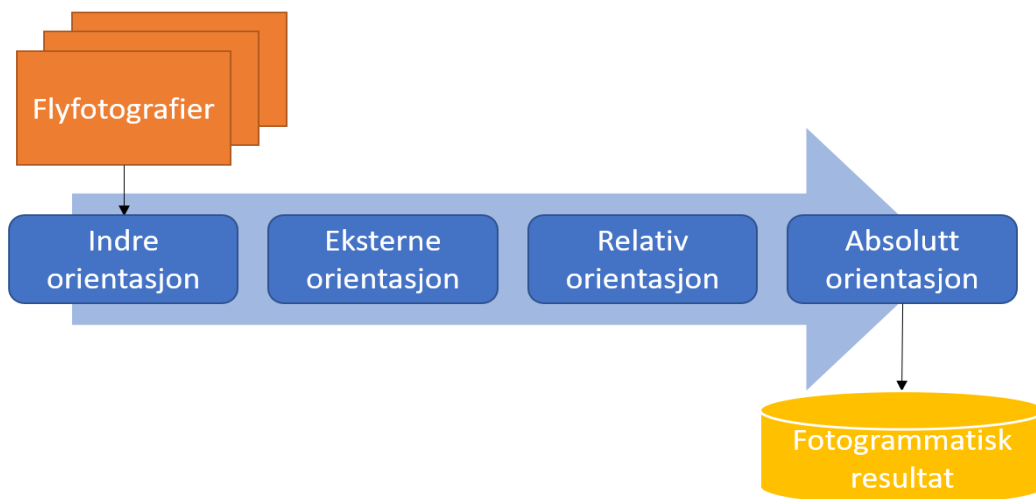
5.2.2.1 Fotogrammetri

Fotogrammetri er en metodikk for å anskaffe pålitelige romlige og geometriske produkter fra fotografier (Lillesand mfl., 2015). Metoden er relatert til *den sentrale perspektivprojeksjonen* hvor alle objekter på bakkenivå ligger i en direkte linje med korresponderende objekter i bildet (figur 10). Ut fra seks parameter bestående av koordinater og vinkler, relateres posisjon og høyde til rommet. Dette er en estimert prosess som forankres i kontrollpunkter. Sluttproduktet definerer det romlige forholdet mellom et bilde og objekt (Sholarin & Awange, 2015).



Figur 10: Fremstilling av sentral perspektivprojeksjon (Kilde: University of Nevada, u.å., s. 9)

For å kunne konvertere 2D-bilder om til 3D-geoinformasjon, blir vanligvis en fotogrammetrisk restitusjonsprosess gjennomført. Dette involverer en tilførsel av nødvendige data for å skape en simulering av det tredimensjonale rommet (Sholarin & Awange, 2015). Tradisjonelt inngår fire steg i prosessen (figur 11) som må fikses for å produsere et fotogrammatisk resultat. Dette er den indre orienteringen, omtalt som bildets form og størrelse. Målet her er å rekonstruere bildets sanne geometri og korrigere for systematiske feil som kan ha forekommet da bildet ble tatt. Dette er vanligvis estimert ut ifra en kalibreringsrapport, men kan også kalkuleres. Den eksterne orienteringen referer til bildets posisjon i rommet bestemt av koordinater og vinkler. Dette justeres gjennom bakkekontrollpunkter (GCP) bestående av korrekte koordinater (X, Y, Z) for punktet. Ved å lokalisere minst tre GCPs i hvert bilde, er et mulig å beregne eksakte koordinater for hver piksel. Den relative orienteringen viser til bildenes posisjon i forhold til hverandre. Bildene bindes sammen gjennom knyttepunkter (TP) slik at overlappende bilder korresponder med hverandre. En etterfølgende aerotriangulering sammenkobler bildene og skaper 3D-informasjon gjennom de etablerte punktene. Den absolutte orienteringen setter bildene inn i et koordinatsystem med korrekt plassering og målestokk. Dette kan gjøres ved registrering av en digital elevasjonsmodell (DEM), hentet fra andre kilder eller konstruert fra flybildene. Dette fører til en rektifisering, hvor det korrigeres for helningsforskyvninger. Resultatet er et ortofoto som er geometrisk identisk til et flateriktig kart (Andersen, 1985a; Sholarin & Awange, 2015; Mölg & Bolch, 2017). Sammensettingen av de rektifiserte ortofotoene skaper en ortomosaikk.



Figur 11: En klassisk fotogrammetrisk arbeidsprosess, men rekkefølgen kan variere.

En annen tilnærming innen fotogrammetri er *SfM-MVS* som kombinerer *Structure-from-motion* (SfM) og *multi-view-stereo* (MVS) (Mölg & Bolch, 2017). Førstnevnte prosess anvender en serie av todimensjonale bilder for å rekonstruere en tredimensjonal struktur (Humboldt State University, 2017). Dette er ansett som en mer effektiv teknikk enn tradisjonell fotogrammetri, ettersom den bidrar til å gi indre og eksterne romlig orienteringer, noe som gjør prosessen mer

automatisk. Dessuten benyttes mer av bildeinformasjonen til å fikse de romlige orienteringene, noe som teoretisk skal føre til bedre kvalitet (Bakker & Lane, 2016). Sistnevnte viser til prosessen hvor samme punkt blir fotografert fra flere vinkler for å minske sensitiviteten for forstyrrelser eller tekstur (Furukawa & Hernández, 2013). SfM-MVS prosessen er basert på samme prinsipper som beskrevet over, og skilles kun i sekvensen av stegene. Teknikken er mest praktisk for mindre terrestriske områder med bruk av blant annet droner (UAVs) som kan ta hundrevis av bilder. Dette gjør også prosessen hurtigere ettersom det trengs mindre manuelt arbeid, og gir høy punkttetthet ettersom bilder tas fra flere vinkler (Mölg & Bolch, 2017).

Kvaliteten på sluttresultatet hviler på de geometriske og fotografiske kvalitetene. Geometriske feil kan forekomme av høydeforskjellene i terrenget. Dette henger sammen med kombinasjonen av et todimensjonalt bilde og en tredimensjonal terrengoverflate som skaper forvrenginger. Dette medfører en radiell forskyvning, hvor oppstikkende detaljer som trær vil bli forskjøvet noe i forhold til sin egentlige posisjon. De fotografiske kvalitetene er bundet opp mot værforhold, lys, kontrast og andre faktorer som påvirker kvaliteten på selve flybildet (Andersen, 1985b). I tillegg måles den interne kvaliteten på sluttproduktet som differansen mellom de manuelle og genererte GCPene. Denne stedsdifferansen mellom koordinatene uttrykkes som *root mean square error (RMSE)* (Mölg & Bolch, 2017).

5.2.2.2 Flybildetolkning

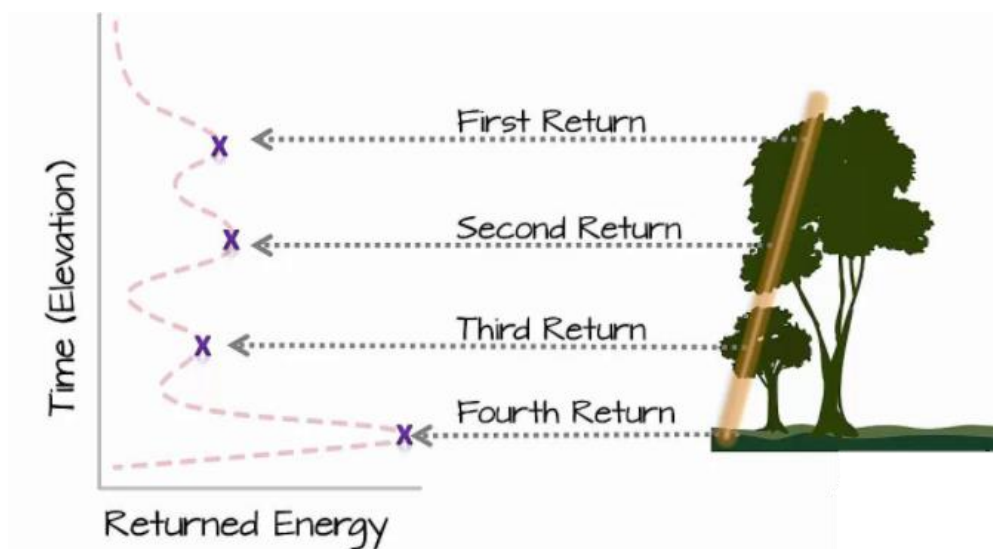
Bildetolkning er ansett som et hjelpemiddel for å anskaffe informasjon ut ifra et eller flere bilder. Dette kan være alle former for bilder, men spesielt tolkning av flybilder fra ulike aldre blir utpekt som en effektiv metode for å etablere kunnskap om endringer og stabilitet i et område (Lundberg, 2005). En tolkning av et flybilde involverer mer enn kun å lese av de direkte strukturene, men også å tolke de indirekte tegnene i landskapet, samt å gjøre målinger av strukturene. I denne formen er flybildetolkning svært nært knyttet til fotogrammetrien ved at de begge sikter mot å anskaffe romlig og geometrisk informasjon fra fotografier. Dette er således en form for fjernanalyse, og en av de største fordelene med flybildetolkning er dermed at det gir et godt overblikk over terrenget uten å måtte befare hele arealet (Andersen, 1985b). Kontroll av tolkningen kom i form av feltarbeidet som ble utført.

Ettersom et fotografi utgjør en eksakt dokumentasjon av tilstanden på et spesifikt tidspunkt kan både fysiske strukturer og arealbruk avdekkes (Larsson, 2004; Lundberg, 2005). Dette er sterkt knyttet til landskapsøkologiens strukturer og prosesser (avsnitt 3.2). Gjennom et flybilde kan man tydelig observere strukturer i et landskap, men prosessene bak de observerbare strukturer

og mønstre er ofte usynlige. Enkelte prosesser er klare ut ifra strukturene slik som isskuring, mens andre tydeliggjøres som strukturendringer ved å sammenligne flere flybilder. Dermed kan man dra slutninger om prosesser ved å analysere strukturer og endringer over tid fra ulike flybilder (Knudsen, 2002). Andersen (1985b) drar frem form, absolutt og relativ størrelse, mønster, skygge, gråtone/farge, tekstur og topografiske omgivelser som noen av de viktigere egenskapene for å identifisere detaljer. I tillegg spiller elementer som årstid, solens posisjon og værforhold både før og under billedtakning inn på de nevnte faktorene.

5.2.2.3 Lidar

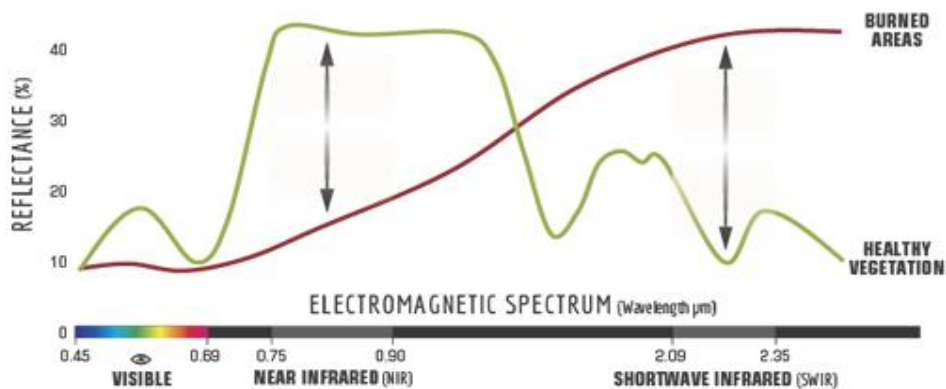
I masterstudien min har jeg benyttet Lidar (*light detection and ranging*), som er en aktiv fjernmålingsteknikk hvor pulserende lasere blir sendt mot bakken for å måle tiden det tar før den returnerer. Denne tiden kan benyttes til å kalkulere distansen mellom bakken og sensoren, og derav gi en nøyaktig høyde på terrenget. Hvor detaljert lidardataen er, avhenger av blant annet tettheten på laserpunkter per kvadratmeter. I tillegg spiller antallet returneringer per puls inn (figur 12), og moderne lidarsystemer mottar gjerne fem eller flere returneringer. En generell kartlegging av et større område krever ofte mellom 0,5-2 punkter per kvadratmeter, mens en detaljert kartlegging over et mindre område med tett vegetasjon krever mellom 10-50 punkter (Lillesand mfl., 2015). Desto høyere tetthet og returnerende pulser, desto mer nøyaktig blir skillet mellom grunnivået og objekter med høyde, spesielt med tanke på penetrering av vegetasjon. Ved at Lidar skiller mellom bakke og objekt er det mulig å konvertere dataene til en digital terrengmodell (DTM) og en digital overflatemodell (DOM). En DTM viser kun terrenget, uten andre formasjoner med høyde, mens DOM er den øverste høyden av et objekt, og inkluderer strukturer som trær og hus (Lillesand mfl., 2015).



Figur 12: Fremstilling av fire returneringer, og hvordan de fanger opp ulik informasjon (Kilde: NEON, 2014).

5.2.2.4 Bildeklassifisering

Bildeklassifisering er en effektiv metode for å skape arealdekkende kart fra satellitt- eller flybilder gjennom en prosess hvor hver piksel i et bilde blir tilegnet en tematisk klasse (Caridade mfl., 2008). Tilegnelsen av en klasse kan være basert på enten spektrale mønstre i hver enkelt piksel, eller det romlige mønsteret til nærliggende piksler. Det benyttes gjerne flere datakilder til å bestemme klassen (Lillesand mfl., 2015). Bildeklassifisering er normalt anvendt på RGB multispektrale eller hyperspektrale bilder, som i større grad kan skille klasser fra hverandre ved farger og multidimensjonale signaturer (figur 13). I tilfeller hvor kun pankromatiske (svart/hvit) bilder er tilgjengelig, vanskeligjøres denne prosessen på bakgrunn av de mindre klare spektrale signaturene. I slike bilder må den teksturelle informasjonen benyttes, som sier noe om hvordan objekter i bildet er rangert og deres forhold til andre objekter (Caridade mfl., 2008).

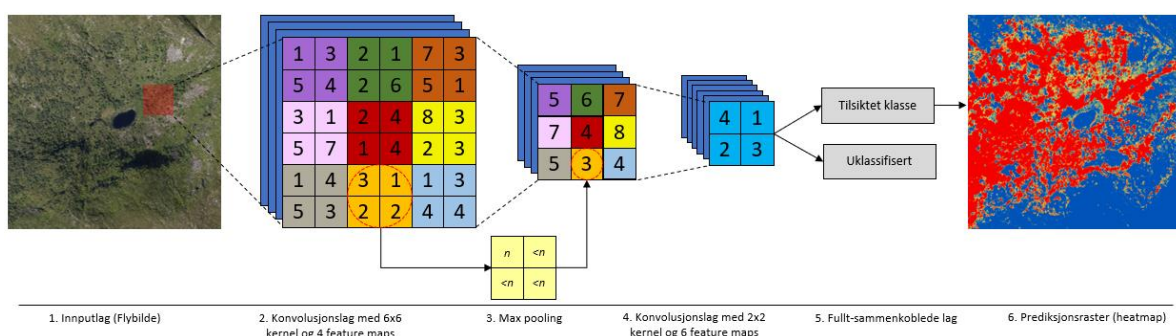


Figur 13: Eksempel på spektrale signaturer hos sunn vegetasjon og brente områder (Kilde: US forest service, u.å.)

Det eksisterer ulike måter å klassifisere et bilde på, men en mye brukt metode i nyere tid på fjerndata hvor spektral data alene ikke er nok, er *convolutional neural network (CNN)* (Robson mfl., 2020). Dette kommer av at ekstraksjon av egenskaper (*features*) er svært utfordrende i fjerndataanalyser. Av den grunn er ofte tradisjonelle klassifiseringsmetoder tidkrevende, og delvis unøyaktige siden de krever mye data med forskjellige egenskaper, som må knyttes sammen gjennom et empirisk design (Zhao mfl., 2017). CNN (eller *deep learning*) som en gren innenfor maskin læring, er inspirert av neuroners funksjon i menneskehjernen. Dette innebærer at CNNen trener seg selv til å finne sammenhenger og mønstre innenfor en gitt datamengde, som resulterer i en klassifisering ut ifra ønskede kriterier (Lillesand mfl., 2015). I motsetning til tradisjonelle metoder er dette en automatisk form for ekstraksjon og selvlæring av romlig-kontekstuelle egenskaper innad en hierarkisk struktur, fra enkle egenskaper på lavere nivåer, til abstrakte egenskaper i dypere lag (Zhao mfl., 2017; Mboga mfl., 2019).

CNN virker i praksis som en guidet (*supervised*) klassifisering basert på markerte data innenfor tildelte kategorier. Gjennom en prosess bestående av *input*-lag, skjulte lag og *output*-lag, blir

bilder innført som en multidimensjonal *input* som passerer gjennom de skjulte lagene, for så å komme ut som et resultat (Timilsina mfl., 2019). *Input*-data representerer ulike fjerndata og treningsdata. Data kan ha ulikt format, noe som gjøre CNN til en effektiv klassifiseringsmetode. De skjulte lagene fungerer som neuroner hvor hver individuelle neuron er tilknyttet det forrige laget (Timilsina mfl., 2019). Dette består av tre hierarkiske strukturer som er konvolusjonslag, *pooling*-lag og fullt-sammenkoblede lag. Førstnevnte tar for seg ekstraksjon av egenskaper, og er primærlaget i strukturen (Fu mfl., 2018). CNN består som regel av flere konvolusjonslag hvor hvert lag fletter sammen *input*-data gjennom et bevegelig vindu med en satt størrelse (*kernel size*). Dette er en gjentakende prosess som ser etter distinkte mønstre og strukturer, referert som et «*feature map*» (Robson mfl., 2020). Hvert *feature map* representerer en unik egenskap fra ulike posisjoner i det forrige laget (Ma mfl., 2019). Et konvolusjonslag er uttrykt i en X- og Y-dimensjon som definerer pikselstørrelse, og en Z-dimensjon som angir antall *feature maps* (Robson mfl., 2020). *Pooling*-laget ekstraherer også egenskaper, og ligger gjerne mellom konvolusjonslag. Et *pooling*-lag nedskalere samplingen, og samler piksler i et nytt lag med smalere dimensjoner for å skape større oversikt over dataene. Den mest brukte typen er «*max pooling*», som beregner den høyeste verdien av neuroner innen lokale regioner på 2×2 *kernel* og putter resultatet i et nytt lag (Fu mfl., 2018; Mboga mfl., 2019; Timilsina mfl., 2019; Robson mfl., 2020). Klassifiseringen skjer til slutt i de fullt-sammenkoblede lagene. Her knyttes alle tidligere lag sammen, og benytter de egenskapene som best representerer klassen av interesse. Resultatet fra dette laget kommer ut som det endelige *output*-laget i form av et prediksjonsraster (*probability heatmap*). Piksler innad et *heatmap* rangeres mellom 0 og 1, hvor høyere verdi indikerer større sannsynlighet for at pikselen tilhører den ønskede klassen (Timilsina mfl., 2019; Robson mfl., 2020). En forenklet versjon av prosessen er vist i figur 14.

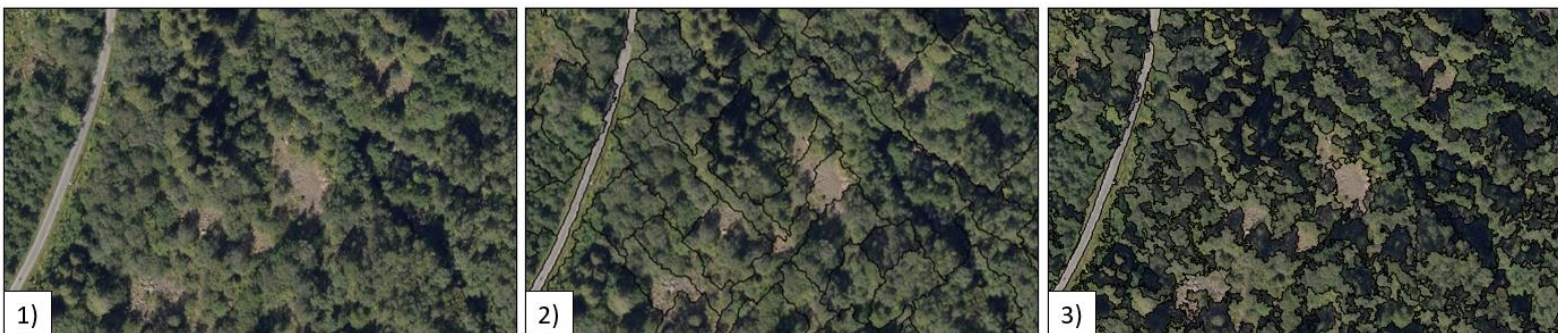


Figur 14: En forenklet versjon av en CNN-prosess hvor et konvolusjonslag blir skapt med et bevegelig vindu på 6×6 avendt på input-laget. Max pooling blir videre anvendt, etterfulgt av en ny konvolusjon som knyttes sammen i et fullt-sammenkoblede lag. Til slutt vises sannsynligheten for at en piksel tilhører en klasse i heatmapet.

CNN er avhengig av store utvalgsdatasett for å kunne trenes, og er spesielt effektivt på klasser hvor de spektrale karakterene er markante (Robson mfl., 2020). Hovedregelen er at større datasett fører til bedre resultater i CNN (Fu mfl., 2018). På grunn av dette kan gode resultater

fra et mindre antall sampler gi variert kvalitet på dataene. I tillegg trengs mindre menneskelig interaksjon, og regelsettet kan lett overføres fra ett område til et annet (Guirado mfl., 2017). CNN blir dermed ansett som robust og nøyaktig i klassifikasjonen av komplekse klasser, men har samtidig to gjengående svakheter. Den ene er en manglende evne til å fange informasjon langs grensene av en klasse (Zhao mfl., 2017). Grenser får ofte glatte kanter og avrundede hjørner på grunn av nedskaleringen som fjerner enkelte romlige detaljer, som plasseringen av objektsgrenser (Mboga mfl., 2019). Den andre er den velkjente «*salt & pepper*»-effekten som kommer av CNNs abstrakte natur. Her referer effekten til spredte feilklassifiserte piksler utover bildet som en reaksjon på læringsprosessen fra lokale bildeflekker (Zhao mfl., 2017; Fu mfl., 2018). Det er derfor blitt foreslått å kombinere CNN med «*object based image analysis*» (OBIA) for å forbedre den CNN-baserte klassifikasjonen (Zhao mfl., 2017).

OBIA er en klassifisering som setter den spektrale informasjonen i en romlig kontekst ved at like piksler grupperes i homogene objekter (Guirado mfl., 2021). Premisset ved OBIA er at det antas at bildet er relativt homogent, og at objektene er større enn individuelle piksler. Basert på dette må bildet segmenteres og deretter klassifiseres (Lillesand mfl., 2015). I motsetning til pikselverdier, er segmenteringen basisen for klassifisering i OBIA (Robson mfl., 2020). Bildet segmenteres til nær homogene objekter (pikselgrupper) med en «*multi-resolution*»-algoritme basert på likheter i form, spektral- og kontekstuell informasjon. Identifikasjon og kvalitet på objektene avhenger av en optimalisering av «*segmenterings skala parameter*» (SSP), form og kompakthet. Førstnevnte er den dominante faktoren som styrer gjennomsnittlig objektsstørrelse ved å definere den maksimale heterogeniteten innad i objektet. Andre er en avveining mellom heterogenitet i form av tekstur eller farge. Siste er en beslutning av hvor kompakt eller glatt grensene på objektet skal være (Robson mfl., 2020; Zhang mfl., 2020; Guirado mfl., 2017; 2021). Et eksempel på segmentering kan ses i figur 15.



Figur 15: En fremstilling av segmentering i OBIA. Bilde 1 er uten segmentering. Bilde 2 har vektlagt form (SSP 100; form 0,9; kompakthet 0,1), mens bilde 3 har vektlagt kompakthet (SSP 100; form 0,1; kompakthet 0,9).

Segmenteringen av et bilde er en «*bottom-up*» prosess, som tilsier at ytterligere objektnivåer kan etableres ved å segmentere eksisterende objekter (Robson mfl., 2020). Derimot er det ingen

standard for segmentering basert på kombinasjonen av ulike egenskaper innad i et objekt, som kan variere med datasett, samt objektet av interesse som skal undersøkes. Dermed er prosessen relativt subjektiv og utfordrende (Fu mfl., 2018; Guirado mfl., 2021). Den videre klassifiseringsprosessen i OBIA består av karaktergivende beskrivelser av et objekt. Disse trekkene kan enten være innad i objektet (form, størrelse eller spektrale verdier), eller i forhold til andre objekter (nærhet eller tilkobling) (Lillesand mfl., 2015).

På grunnlag av OBIAs segmenteringskvaliteter og CNNs ekstraksjon av egenskaper, vil en kombinasjon av disse føre til: (1) høyst nøyaktige og robuste klassifikasjoner av komplekse objekter; (2) effektivisering av prosessen; (3) mindre forstyrrelser fra menneskelige faktorer (4) reduksjon av misklassifiseringer; (5) og rimelig presise objektsgrenser (Zhao mfl., 2017; Fu mfl., 2018; Mboga mfl., 2019; Li mfl., 2021). Dette løser hovedsakelig de fleste mulige problemene ved hver metode og åpner opp for mer avanserte klassifikasjoner. Samlet sett burde derfor fordeler fra begge metoder benyttes i et rammeverk hvor klassifikasjon oppnås med CNN og presis form gjøres med OBIA (Fu mfl., 2018). Sammenlignet med andre klassifiseringsmetoder er det vist at kombinasjonen mellom *deep learning* og objekt-basert klassifisering øker nøyaktigheten drastisk (Zhao mfl., 2017; Timilsina mfl., 2019).

5.3 Visuelle tilnærminger

Et bilde kan til tider si mer enn ord, og visuelle metoder involverer illustrasjoner for å vurdere endringer. Ulike metoder kan inkludere refotografering (bilde av samme sted fra ulike år), fotomaning og fotomanipulasjon (Voster, 2007; Normark, 2012; Aase og Fossåskaret, 2014).

5.3.1 Fotomanipulasjon

Fotomanipulasjon blir beskrevet av Aase og Fossåskaret (2014) som en kategori innenfor fotomaning. Fotomaning går ut på konseptet om å uthente kulturell informasjon basert på fotografier (Harper, 2015). Videre går fotomanipulasjon ut på å demonstrere et alternativt scenario, eventuelt et fremtidig hendelsesforløp basert på den kulturelle informasjonen (Aase og Fossåskaret, 2014). Landskapet reflekterer og symboliserer slike kulturelle idéer med tilhørende aktiviteter. Dermed kan et landskapsbilde bli tolket for å avdekke de sosiokulturelle og politiske prosessene som former det fysiske landskapet. Ved at visualiseringen baser seg på tolkninger, kan man mane frem ulike syn, og dermed muligheten for å produsere flere former for kunnskap (Craine & Gardner, 2016). Det må understrekkes at selv om bildene kan oppfattes objektivt, vil tolkningen av dem til enhver tid være subjektive (Aase & Fossåskaret, 2014).

6 Metoder og kilder

6.1 Epistemologi

Hvilke kunnskaper som er mulig å tilegne seg, er et spørsmål om hvilken kunnskap som er mulig å ha. Dette relateres til epistemologien innenfor filosofi, som er en erkjennelsesteori for læren om kunnskap og innsikt (Holmen, 2019). Mange ulike retninger er presentert, men essensen av disse kan fremstilles som to motstridende syn i form av *teorien om sammenfall (correspondence)* og *teorien om sammenheng (coherence)*. Førstnevnte tilsier at det eksisterer en objektiv sannhet utenfor mennesket. Kunnskap representerer dermed den ytre virkeligheten, og forskningens oppgave er å avdekke årsakssammenhengen mellom den ytre verden og kunnskapen, basert på objektive kriterier utfor menneskets besittelse. Sistnevnte mener derimot at en objektiv verden er umulig å observere ettersom menneske er dømt til å oppfatte verden gjennom sine sanser. Ved at det ikke eksisterer objektive kriterier, må kunnskap evalueres etter den logiske sammenhengen, hvor hen sammenhengen gir mening for oss. Disse motstridende retningene lar seg ikke kombinere på noen logisk måte, og valget mellom dem faller på et ontologisk valg basert på hvordan man tror verden kan oppfattes (Aase & Fossåskaret, 2014).

Moderne vitenskap er basert på observasjoner og empiriske målinger av teoretiske konsepter formet av mennesket. Koblingen mellom teori og observasjoner er knyttet til tilnærmingen kjent som positivisme, som kun forholder seg til hva som kan observeres, og det som er mulig å replikere (Holden, 2012). Denne retningen er nært knyttet til teorien om sammenfall (Aase & Fossåskaret, 2014). Selv om den positivistiske retningen kan være et godt utgangspunkt for forskning, har den blitt møtet med mye kritikk. Ifølge Holden (2012) omhandler dette blant annet at absolutt objektivitet er umulig; observasjoner ofte blir forenklet; alt kan ikke måles; og at funn fra ett område blir tilføyd universalteorier. Av disse grunner er realismen presentert som et alternativ til positivismen (Holden, 2012). Mer spesifikt har jeg valgt en *kritisk realistisk* tankegang. Dette kommer av studiets formål om å utforske området på flere skalaer for å finne forklaringer på prosessene i et romlig og temporalt perspektiv. Fordelen med kritisk realisme er at det ikke søkes etter reduksjonistiske avdekninger forklart av universale teorier som presses ned på lavere skala. Derimot ses det på skalaen av interesse, med fokus på den historiske konteksten som har formet enheten. Det letes etter årsaker, ikke på et universalt nivå, men heller årsaker grunnet i hvordan noe er plassert i forhold til hverandre og deres spesifikke rolle (Inkpen & Wilson, 2013). Her er fremgangsmåten preget av fluktuering mellom det konkrete og abstrakte, hvor det veksles mellom teori og empiri. Dette søket etter forklaringer skiller seg dermed fra positivisme som søker generelle beskrivelser og forutsigbarhet (Couper, 2015).

Kritisk realisme har tre nivåer av virkelighet: empirisk erfaring, eksisterende ting og usynlige reelle årsaksmekanismer (Alderson, 2021). Tanken bak dette er at det eksisterer tre nivåer som bidrar til at et fenomen skal bli konstruert. De virkelige mekanismene er den underliggende prosess for årsaken, som produser en faktisk hendelse ut ifra forholdene, og den empiriske observasjonen er hendelsen observert av mennesker. Tilnærmingen bygger på premisset om en åpen verden, hvor de komplekse mekanismene kun interagerer der bestemte omstendigheter møtes i tid og rom (Holden, 2012). Det er ingen spesifikk metodologi knyttet til kritisk realisme ettersom fokuset ligger på teorier, konsepter og rammeverk for analyser. Dermed kan ulike metoder anvendes innad en studie. Istedenfor å sette motstridene ideer opp mot hverandre, blir litteraturen brukt i en interagerende dialektikkprosess (Alderson, 2021). Denne tilnærmingen samstemmer godt med denne forfatterens ontologiske syn, og visjon for studiet.

6.2 Forskningsdesign

Ettersom formålet med denne studie primært var å finne mønstre og årsakssammenhenger på en spesifikk lokasjon, ble *casestudie* valgt som design for oppgaven. Casestudie gjør seg utmerket når spørsmål om hvordan og hvorfor noe skjer, samt en evne til å dekke samtidfenomener og dens kontekst (Yin, 1981). Gjennom realismen blir casestudiet hovedfokuset ved studie, og kan bidra til ytterligere forståelse av verden (Holden, 2012). Ettersom studiet tar for seg få enheter, men heller flere variabler innad enhetene, kan studiet klassifiseres som intensivt (Aase & Fossåskaret, 2014). Dette er forankret i valget av forskningsdesign som en case studie siden en slik studie i stor grad avdekker hvordan elementer på en lokasjon er relatert til hverandre, men lite om hvordan funnene er relatert til andre plasser (Holden, 2012). Det er videre også valgt å bruke en abduktiv tilnærming, hvor det stadig beveges mellom teori og empiri (Busch, 2013). En variasjon mellom empiri og teori gir et nyansert bilde på situasjonen, og passer godt innen kritisk realisme hvor forskningen går mellom konkret og abstrakt (Couper, 2015). Metodisk baserer studiet seg på ulike skaler for å forstå de empiriske observasjonene i samsvar med realismen (Holden, 2012). I tillegg blir felttilnærmingen «*place-for-time substitution*» benyttet, hvor fysiske og biotiske egenskaper i landskapet anvendes til forståelsen av miljøendringer over tid (Rayback, 2016).

6.2.1 Etikk

Under arbeidet har jeg vært oppmerksom på gjeldene lover og retningslinjer for prosjektet. Dette involverer forskningsetikkloven og retningslinjer fra de forskningsetiske komiteene, samt

ytterligere regler henvisst til eller nedskrevet av Universitetet i Bergen. Ingen svært truede arter eller lignende ble observert i studieområdet, og derfor ses ingen problematikk ved publisering av resultatene (Dahl, 1976). Utover dette har jeg selv ingen potensielle interessekonflikter i undersøkelsen eller utfallet av resultatene. Forventninger rundt studiet er forsøkt satt til side, og diskusjonen er basert på uavhengig etablert forskning for størst mulig objektivitet.

6.3 Kildemateriale

Under dette studie er det benyttet flere typer kilder for å kunne besvare problemstillingen. I første rekke har dette vært digitale kilder (tabell 2), men også historiske kilder er anvendt i noen grad. Ifølge Lundberg (2005) kan historiske kilder skilles mellom naturlige og kulturelle kilder, hvorav sistnevnte videre kan deles inn i kommunikative og ikke-kommunikative kilder. Mer spesifikt er de naturlige kildene data som ikke er skapt av mennesker, og involverer blant annet årringer, pollen og sedimenter. Kommunikative kilder består av nedtegnet materiale i form av bilder, tekster, kart eller lignende. Ikke-kommunikative kilder er observasjoner eller materialer fra eller i områder som sier noe om teknologi, kunnskap eller kulturen på stedet. Av disse er årringer brukt som en naturlig kilde. Eldre fotoer har blitt gransket (vedlegg 2), og diverse eldre tekster har blitt brukt gjennom oppgaven. Gjennom hele feltarbeidet ble det også gjort observasjoner i området, som senere ble brukt i diskusjonen.

Tabell 2: Informasjon om digitale kilder som var anvendt i studiet (Kilde: Høydedata.no; Norgebilder.no).

Anskaffelsesdato	Spektralt	Dekkningsnummer	Oppløsning (m)	Fargedybde/punktetthet
17/05 - 1951	Svart/hvitt	WF-0432	0,2	8 bit/pix
14/04 - 1970	Svart/hvitt	NF-0770	0,2	24 bit/pix
15/05 - 1980	Svart/hvitt	NLF-6296	0,25	24 bit/pix
30/06 - 2005	RBG	TT-13188	0,2	24 bit/pix
15/08 - 2019	RBG	TT-30144	0,08	24 bit/pix
20/06 - 2010	Lidar	10023	0,5	2
09/06 - 2018	Lidar	40912	0,25	5

6.4 Feltarbeid

Feltarbeid involverer innsamlingen av data fra et studieområde, og ble utført relativt kontinuerlig fra starten av august 2020. De første dagene var rene turer i området for rekognosering, mens selve feltarbeidet varte fra 9. august frem til 1. oktober 2020, hvorav antall feltdager var 28. Feltdager ble reservert til hovedsakelig oppholdsvær ettersom det både var risikabelt å ferdes i deler av området i dårligere vær og fordi feltbrett som ble benyttet under arbeidet var lite egnet for bruk i regn. I tillegg ble det lagt inn enkelte hviledager i de lengre oppholdsperiodene for å unngå slitasjeskader (Bryn mfl., 2018). De fleste arbeidsdagene varte mellom 6-10 timer (ekskludert reisetid). Flere utfordringer var knyttet til arbeidet, som egenskaper i naturen i form

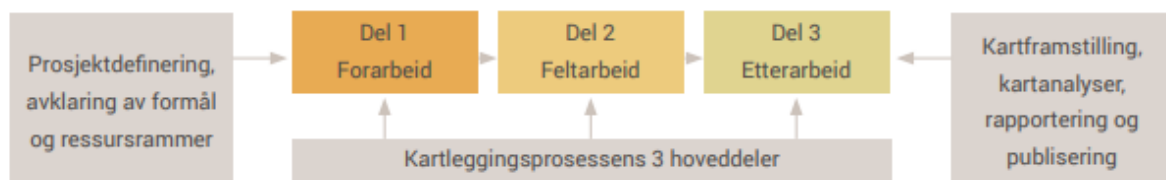
av topografi, vær, tilgjengelighet og mottaksforhold for GPS; materielle utfordringer som oppløsning på flybilder; teknologiske utfordringer i form av batteritid og værtoleranse for utstyr; og individuelle utfordringer som kunnskapsgrunnlag (Bryn mfl., 2018). Alle disse var faktorer som til en viss grad påvirket fremdriften eller la begrensninger i felt. Ifølge Bullard (2016) bør individuell utførelse av feltarbeid alltid anses som en risiko, og det ble derfor laget en risikovurdering (vedlegg 1). Utstyr benyttet i felt til ulike formål er vist i tabell 3.

Tabell 3: Oversikt over utstyr benyttet i felt for ulike formål.

Formål	Utstyr
Kartlegging	Feltbrett; lupe; feltflora; oppbevaringspose; kikkert
Dendrokronologi	Sag; målebånd; GPS; markør
Annet	Digitalkamera

6.5 Naturkartlegging

Siden NiN er et type- og beskrivelsessystem, kan det ikke anses som et kartleggingssystem. Det er derfor nødvendig med ulike tilpasninger i systemet for å tilrettelegge for feltkartlegging. Et naturtypekart representerer dermed en forenklet modell av et områdets naturvariasjon, med hensikten å fremstille strukturer, funksjoner og økologiske prosesser i et kart. Naturkartlegging med feltarbeid i sentrum består essensielt av tre faser (figur 16). Før prosessen starter, er det nødvendig med en prosjektdefinering som avklarer blant annet formål, målestokk og grensesnitt for studiet (Bryn mfl., 2018). Formålet med kartleggingen ble valgt til å være en arealdekkende kartlegging for å få en sammenhengende oversikt over området. Omkretsen av studieområdet ble grovt antatt basert på flybilder og rekognisjon i området, mens finere linjer ble skissert under feltarbeidet. Justeringen av avgrensningen til feltområdet ble gjort på bakgrunn av tilgjengelig tid, områder av interesse og diverse strukturer som lå naturlig å legge yttergrensene til. Valget av målestokk var den største avveiningen, hvorav en finere målestokk viser mer naturvariasjon, men er også mer tidkrevende (Bryn mfl., 2018). Flere faktorer ble tatt i betraktning, slik som naturvariasjon, terreng, områdestørrelse, avsatt tid og kartleggingsformålet. Området ble ansett som relativt homogent, vanskelig terrengmessig og omfattende i størrelse. Ifølge Bryn mfl. (2018) er gjennomsnittlig beregnet fremdrift for en erfaren kartlegger i målestokk 1:5000 rundt 0,2 km² per dagsverk, mens den er 1,5 km² for målestokk 1:20 000. Dermed vil størrelsen på området kombinert med manglende erfaring tilsi at feltområdet ikke ville latt seg kartlegge i 1:5000 innen rimelig tid. I tillegg vises det til at detaljert kartlegging av store, næringsfattige fjellområder og de fleste skogområder for det meste er unødvendig (Thylén & Blindheim, 2017; Bryn mfl., 2018). Basert på dette, samt fokuset på landskapsbildet i større grad enn den enkelte naturtypen, ble det fattet beslutning om å kartlegge i målestokk 1:20 000.



Figur 16: Illustrasjon av kartleggingsprosessen i NiN (Kilde: Bryn & Ullerud, 2018, s. 9).

Forarbeidet besto hovedsakelig av forberedelser i forhold til kunnskap om typesystemet, nedlastning av data, tilrettelegging av applikasjonen, samt trening i bruken av utstyret. Selve naturkartleggingen omhandlet avgrensning og stadfesting av kartfigurene, bestemmelse av kartleggingsenheten, og innleggelse av variabler (Bryn & Ullerud, 2018). Kartleggingen ble utført med den GIS-baserte applikasjonen «*ArcGIS Collector*». *Collector* er en mobil app siktet mot fangst og redigering av data i felt, med eller uten internettilgang, samt enkel overføring av data til andre ArcGIS-programmer gjennom *ArcGIS Online* (Esri, u.å.a). Appen ble benyttet på en Ipad 10,2 (2019) med en ekstern GPS tilkobling som hadde en nøyaktighet på opp til 2,5 m (Bad Elf, u.å.). På grunn av tett vegetasjon og dårlig dekning i området ble nøyaktigheten i praksis for det meste rundt 8,7 m og enkelte steder 17,2 m. I forkant av feltarbeidet ble en tegnforklaring laget og lastet opp på *ArcGIS online* sammen med bakgrunnskart, flybilde og andre nødvendige kartlag. Deretter ble filen lastet ned igjen på *Collector*-appen for å kunne anvende appen uten nettilgang. Flybildet som ble benyttet var fra 2019 (tabell 2). Det er derfor rimelig å anta at dette flybildet er høyst aktuelt og at lite endring har forekommet i tidsforløpet mellom flybildet ble tatt og feltarbeidet ble utført. Det ble også benyttet et landskapskart fra Geodata som grunnkart, løsmasse- og berggrunnskart fra NGU, og en oversikt over elvenettet fra NVE. Tegnforklaringen inneholdt forventede naturtyper og strukturer, samt muligheten for å registrere uventede funn. Klassene var i vektordata bestående av selvstendige polygoner, linjer eller punkter ettersom *Collector* kun benytter dette formatet (Pánek & Glass, 2018).

Mange tolkninger måtte gjøres under kartleggingen for å kunne overføre naturens egenskaper til et kart. Den viktigste delen av etterarbeidet var derfor å korrigere og kvalitetssikre felldataene (Bryn mfl., 2018). Dette ble gjort med *editor* i ArcGIS, som er et verktøy hvor data kan modifiseres eller skapes (Esri, u.å.d). Kvalitetssikringen startet allerede i felt hvor den første kartfiguren ble valgt ut for sin lettkjennelige karakter og yttergrense til studieområdet. Deretter ble den utforsket ekstensivt for å skape en basis for resten av kartleggingen og motvirke følgefeil. Dette har forankring i at grunnlaget for kartleggingen legger ubeviste påvirkninger i den påfølgende utfiguringen og typebestemmelsen (Bryn mfl., 2018). I selve etterarbeidet ble figurene kontrollert nøye mot de anvendte lagene, samt historiske flybilder (tabell 2) som er svært nyttige for kulturpåvirket landskap (Bryn mfl., 2018). Balansen mellom presisjon og

generalisering av kartleggingsenhetene var en krevende avveining. På den ene siden må kartleggingsenhetene være presist avgrenset for å gjengi naturens økologiske og topografiske identitet, men samtidig må naturvariasjonen forenkles slik at det helhetlige landskapsbildet er tilpasset målestokken for god lesbarhet (Bryn mfl., 2018). For det meste ble det tegnet grenser ved tydelige skiller eller basert på terrengstrukturer. Lange og tynne figurer ble forsøkt unngått og færre punkter ble brukt i polygonene for å gjøre kartet mer leservennlig (Bryn mfl., 2018). Enkelte steder ble det derimot brukt tynnere linjer og mindre arealer enn hva NiN krever. Dette var blant annet for å illustrere vannretning eller vise strukturer i landskapet.

Generelt er naturkartlegging utfordrende som følge av at variasjon normalt forekommer uten skarpe grenser og varierer med romlig skala, samt menneskelig subjektivitet (Wollan mfl., 2018). Videre kan både manglende opplæring i NiN-systemet og komplekse kartleggingsområder bidra til redusert riktigheten av naturtypekartet. Spesielt med tanke på at det er nødvendig med 2-5 festsesongers erfaring og tilfredsstillende kunnskap om blant annet økologi, geografi og taksonomi for å kunne bruke systemet korrekt (Bryn mfl., 2018). I forhold til egen erfaring med artsgjenkjennelse og NiN-systemet, var dette svært begrenset. Tross at dette bedret seg underveis i feltarbeidet, er det en viss mulighet for at enkelte arter ble feilidentifisert eller oversett, og at polygonene ble noe feilplassert. Dette ble forsøkt kontret ved å vise eksemplarer av artene til veileder og god etterkontroll, samt at veileder deltok i felt.

6.6 Dendrokronologi

Rogn ble valgt som objekt for innsamling ettersom det var representativt gjennom hele området og var enkel å identifisere. Innsamling av prøver benyttet en *random sampling*-teknikk på ulike høyder med et intervall på omkring 20-30 høydemeter. Dette var for å skape en gradient gjennom studieområdet, som kunne evaluere vekstvilkårene i forskjellige høydelag. De eneste kriteriene var at rognen så langt som mulig skulle ha omtrentlig like tykk stamme og høyde. Helt like forhold for prøvene var nærmest umulig ettersom en gradient ble fulgt. Dermed måtte prøvene velges ut basert på nærmeste tre som oppfylte kravet innenfor 20-30 høydemeter langs gradienten. Vekststedene ble merket med en Garmin GPSMAP 62s med en nøyaktighet på inntil +/- 3,7 meter (Garmin, 2010). Trærne som ble valgt, ble videre undersøkt for skader eller andre irregulariteter for at dette ikke skulle spille inn på resultatet. Alle trærne virket uberørt med unntak av en prøve (nr. 15). Denne prøven hadde synlige avbrekk i øvre del, men ble inkludert på grunn av manglende alternativer, og at skaden kun påvirket dens høyde. Når en rogn var blitt

valgt, ble det målt 50 cm fra stammebasis og sagt der i henhold til metodikk gjort rede for av Lundberg (2005). Alle prøver ble merket med nummer for å ikke bli forvekslet under avlesning.

Prøvene ble i etterkant pusset med sandpair og vasket med en vått klutt for å gjøre kontrasten på åringene klarere. Årringer ble avlest med en stereolupe, og nøyaktigheten på avlesningen anses som svært høy ettersom rognen vokser raskt med brede og distinkte årringer (Kullman, 1986). Likevel var det enkelte prøver med smale årringer som var vanskelig å tyde. I tillegg kan det falske årringer forekomme når åringene er svært smale (Damsgaard, 1998). Prøvene ble derfor kontrollert opptil flere ganger med mellomrom for å sikre riktig telling, og det var kun et mindretall av prøven som var vanskelig å datere. Til slutt ble det beregnet en gjennomsnittlig estimert vekst per år. Tilvekst for høyden ble estimert ved å dividere høyden på antall årringer. For bredden ble radiusen av stammen delt på antall årringer. Radiusen ble kalkulert ved å finne den gjennomsnittlige diameteren, og deretter dele summen på to igjen for å få radiusen. Tykkelsen av barken ble trukket fra radiusen for å korrigere resultatet.

6.7 GPS-registrering

For å få et overblikk på gjengroingen, ble det tatt GPS-koordinater for alle mindre trær som ble observert over skoggrensen. I prosessen ble arten bestemt, og antallet trær innenfor fem meter radius anslått. Dette ble også gjort i *Collector*-appen i samhold med naturtypekartleggingen, ergo vil de samme posisjonsproblemene forekomme for disse lokasjonene. I tillegg ble en del punkter plassert manuelt på kartet ettersom flere steder var utfordrende å komme til, noe som ytterligere kan ha ført til feilplasseringer. Det er svært sannsynlig at flere trær ble oversett under registreringen på grunn av områdets størrelse og topografi, samt at mange trær er for små til å være synlige i landskapet. Disse faktorene tolkes likevel ikke som et problem siden hensikten med registreringen ikke var å skaffe et absolutt tall, men heller å få en indikasjon for utbredelse over skoggrensen. En slik indikasjon er ikke avhengig av absolutte tall eller nøyaktig posisjon.

6.8 Fotogrammetri

Fotogrammetri ble anvendt for historiske flybilder i programmet Orthoengine og for UAV-bilder i Agisoft. I Orthoengine det prosessert en ortomosaikk over hele studieområdet fra 1970 og for Hardbakkadalen fra 1951. For å muliggjøre prosessen ble de originale vertikalbildene bestilt fra kartverket (tabell 4). Flybildene ble lagt inn i Orthoengine, hvor kameraposisjon ble kalibrert ut ifra en kalibreringsrapport, for å fikse den indre orienteringen. Videre ble *fiducial*-merkene lokalisert, bakkekontrollpunkter (GCP) bestemt for å fikse den eksterne orienteringen,

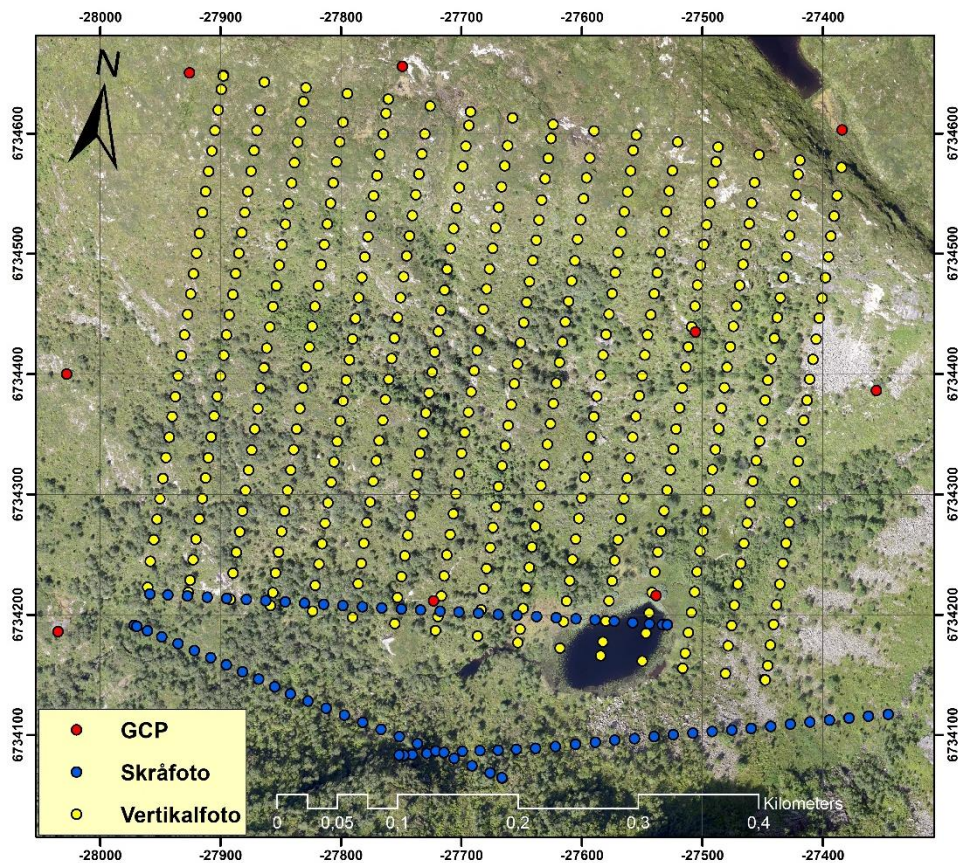
og knyttet punkter (TP) tilføyd for den relative orienteringen. GCP og TP ble bestemt basert på landemerker som steiner, bygninger eller naturlige landformer som var lett gjenkjennelige. Hvert bilde ble tilføyd minst fire GCP og TP med varierte plasseringer i bildet, hvorav de punktene med høyest *RMSE* ble eliminert. Koordinatene ble hentet ut i ArcGIS fra en ferdigprosessert fotomosaikk over området med samme bilder lastet ned fra Norgebilder.no, og høydeinformasjon ble ekstrahert fra Norgeskart.no. Bildene ble omgjort til epipolære bilder, som er en rektifiseringsprosess der ett par stereobilder justeres for at korresponderende punkter skal være horisontale. Dette er knyttet til estimering av dybde i bildet (Darmon & Monasse, 2021). Videre ble det generert en digital elevasjonsmodell (DEM) gjennom stereo-*matching*-algoritmer som kalkulerer høydeverdier for hver piksel (Mölg & Bolch, 2017). En semi-global *matching* (SGM) rutine ble utført for å skape DEMet. Her foregår en minimalisering av den globale tapsfunksjonen (differansen mellom estimert og sann verdi) gjennom en symmetrisk prosessering av hver piksel fra åtte retninger (Hirschmüller mfl., 2012). Dette gir et produkt med høyere kvalitet, mindre feil og mer detaljer til fordel for prosesseringstid (PCI Geomatics, 2020). Siste steget var å kombinere DEMet med flyfotoene for å skape ortofotoer, som ble satt sammen til en ortomosaikk (vedlegg 7). Sammenslåingen brukte en minimum kvadratdifferanse ved overlapping, buntjustering for fargebalansen og et adaptivt filter på 20 % for normalisering.

Tabell 4: Informasjon om flyfotoer og dronebilder benyttet under fotogrammetriprosessen.

Anskaffelsesdato	Bildenummer	Fargedybde (bit/pix)	Oppløsning (m)	GCP X-RMSE (pix)	GCP Y-RMSE (pix)	TP X-RMSE (pix)	TP X-RMSE (pix)
17/05 - 1951	WF_0432_K_16 – 18	8	0,2	9,88	5,68	0,05	0,35
04/06 - 1970	NF_770_L_10 – 13; NF_770_M_12 – 15	24	0,2	6,03	5,93	0,52	0,42
				RMSE – Lengdegrad (m)	RMSE – Breddegrad (m)	RMSE – Elevasjon (m)	
25/09 - 2020		24	1	2,3	4,1	29,8	

Under feltarbeidet ble det tatt dronebilder av Hardbakkadalen (figur 17). Dronene anvendt var DJI Mavic Mini og DJI Mavic 2 Pro. Antallet bilder tatt var 502, hvorav 445 ble tatt vertikalt (90°) etter en flyplan i appen «Pix4Dcapture». De vertikale bildene ble tatt fra 120 meters høyde fra bakken, med 70% overlapp. De resterende 57 bildene ble tatt manuelt som skråbilder (45°) i en høyde på 100 meter. Bildene ble prosessert i Agisoft, som er en god plattform for bruk av SfM-MVS-teknologi. Programmet inneholder alle stegene for å behandle bildene, fra *input* til dannelse av DTM og ortomosaikk (Mölg & Bolch, 2017). Stegene involverer primært sammensetting av bildeposisjoner, oppbygning av «dense cloud» og klassifisering av punkter. Ved å bruke to forskjellige vinkler, var det mulig å produsere et DTM og DOM i programmet.

Dette har sammenheng med MVS, hvorav identifiserbare punkter fra vertikal- og skråfotoene muliggjør skillet mellom bakke og objekt (Girod mfl., 2018). DTM ble videre brukt til rektifisering av ortomosaikken. Ytterligere ni GCPer ble tilført manuelt for å minske RMSE (tabell 4). I tillegg ble sluttproduktene (DTM, DOM og ortomosaikk) co-registret i ArcGIS for nøyaktig posisjonering. Ferdig ortomosaikk og høydedata er vist i vedlegg 7.



Figur 17: Kameraposisjoner og manuelle ankerpunkt for dronebildene i Agisoft.

6.9 Flybildetolkning

I tolkningen av flybilder ble bildene i tabell 2 valgt for analyse. Dette var grunnet i tilgangen på bilder og tidsperioden mellom bildene. Spesielt tidsperioden var avgjørende for at endringer skulle forekomme tydelig. Hvert bilde ble analysert individuelt og mot hverandre med søkelys på selvstendige karaktertrekk, samt at tolkningen også ble brukt til å definere enkelte naturtyper. Dette ble gjort både før og etter feltarbeid for å kunne kontrollere observasjonene. Den landskapsøkologiske teorien (avsnitt 3.2) ble benyttet som en standard i analysen av hvert bilde sammen med egenskaper beskrevet i avsnitt 5.2.2.2. Det ble også sett etter indikatorer på skogens helsetilstand ved å se på trærns kronetetthet og farge (Timmermann mfl., 2019). Bryn mfl. (2020) presiserer at flybildene burde være tatt mellom juli-august i fjellet og juni-september for lavlandet i Sør-Norge for å fange vekstsesongen. I tillegg anbefaler de at

oppløsning burde være lavere enn 0,2 meter for å sikre kvalitet når det arbeides med flybilder. I forhold til oppløsning var kun bildet fra 1980 rett over anbefalingen, noe som ikke utgjorde en stor forskjell. Vekstsesongen var derimot ikke dekket i noen av de tidligere bildene, og det var kun det nyeste som var innenfor vekstsesongen i fjellet og bildet fra 2005 som var innenfor vekstsesongen i lavlandet. Dette kan ha påvirket kvaliteten noe, selv om vegetasjonen virket tydelig på alle bilder.

6.10 Vekstanalyse

Ettersom gjengroing er en tredimensjonal prosess, må det benyttes metoder som oppfatter den tredimensjonale strukturen i naturen. Lidar kan brukes til å se fordelingen av vertikalvekst over et stort område, og gir en indikasjon hvor suksesjon forekommer (Falkowski mfl., 2009). Derfor ble det tatt i bruk to lidardatasett over Isdalen (tabell 2), som var ferdig konvertert og georeferert til DTM og DOM. Dataene var fra 2010 og 2018, og ble lastet ned fra høydedata.no. Ved å subtrahere DOM med DTM kan man skape en normalisert digital overflatemodell (nDSM), som angir høyden mellom overflateobjekter og bakkenivået (Lillesand mfl., 2015). Derfra kan man subtrahere nDSM fra 2018 med 2010, og illustrere høydeendringer som har forekommet, samt statistiske data. Tankegangen bak analysen var å anskaffe høyoppløselige data med stor nøyaktighet over vegetasjonen i området. Forskjellen mellom disse avdekker mulige endringer og demonstrerer godt steder for vekst. Prosedyren er beskrevet i vedlegg 8.

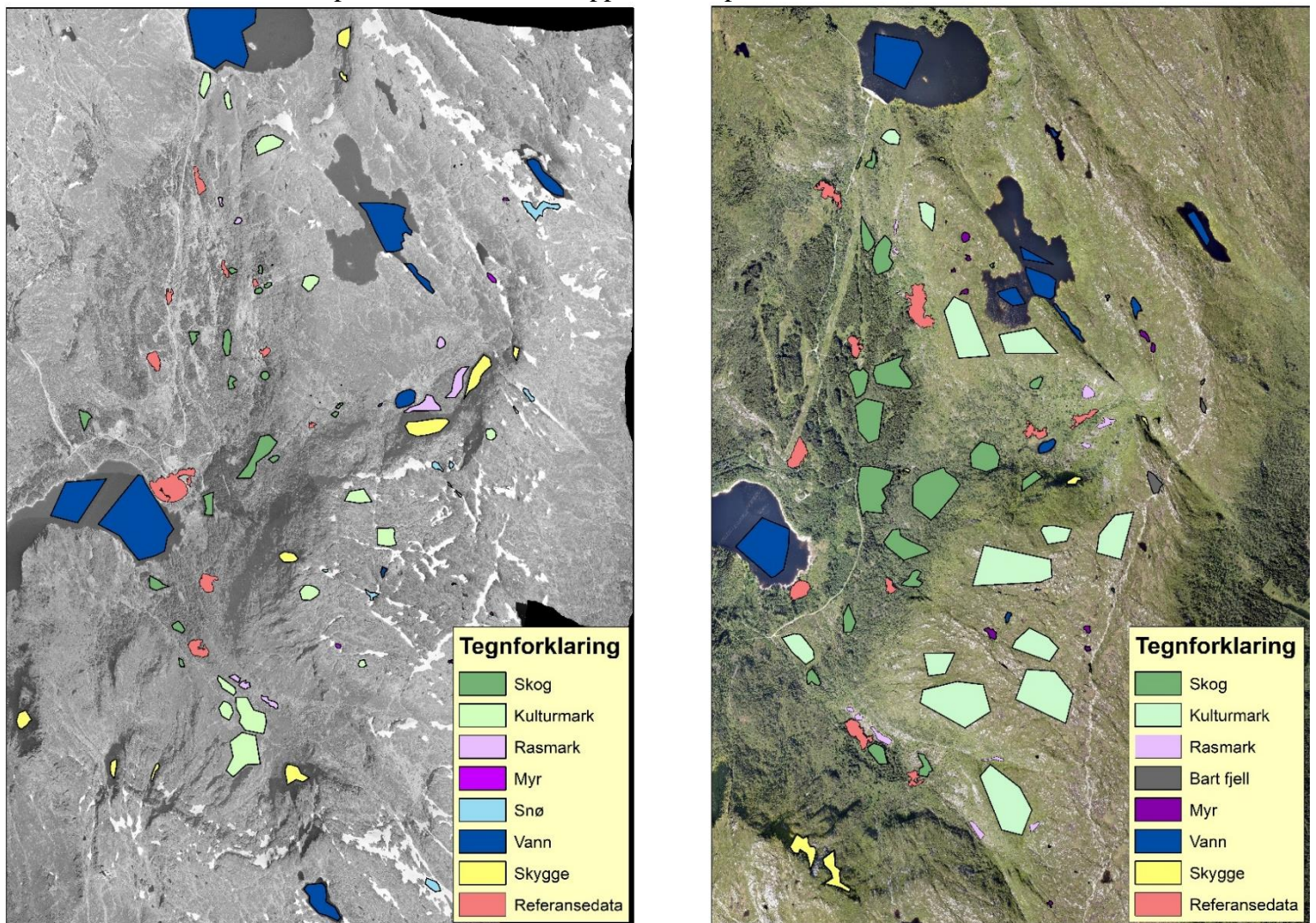
6.11 Bildeklassifikasjon

Bildeklassifikasjon tok utgangspunkt i klassifisering av skog og trær fra to ulike årstall. Årene som ble valgt var 1970 og 2019, basert på kvaliteten innad de tilgjengelige flybildene. På bakgrunn av diskusjonen i avsnitt 5.2.2.4, ble det valgt å benytte en komplementær kombinasjon mellom CNN og OBIA. Dette følger fremgangsmåten til Zhao mfl. (2017), Timilsina mfl. (2019) og Robson mfl. (2020) hvor CNN fungerer som et element i postklassifiseringen med OBIA. Prosedyren bygger på fem steg som involverer (1) preprosessering, (2) trening og klassifisering med CNN, (3) postklassifikasjon, (4) testing av nøyaktighet og (5) analyser av data. Prosessen fra trinn 1-3 kan ses i vedlegg 9.

6.11.1 Preprosessering

Preprosesseringen startet med å uthente eller skape lagene som ble benyttet i klassifiseringen. For 2019 ble det brukt et ferdig prosessert ortofoto fra norgebilder.no, og DOM og DTM fra

2018 ble lastet ned fra høydedata.no (tabell 2). For 1970 ble ortomosaikken og DEM laget under fotogrammetrien (avsnitt 6.8), samt medfølgende *mosaikkscore* (korrelasjonskoeffisient for hver piksel) og ortofoto fra norgebilder.no (tabell 2). I ArcGIS ble det hentet ut informasjon om helning, aspekt og liskygge (*hillshade*) for begge årene. Til slutt ble nDSM laget i Ecognition. Videre i prosessen ble det laget testområder i ArcGIS for ulike klasser innenfor studieområdet. For 2019 var det klare strukturer, og åtte klasser ble dermed utvalgt. De samme klassene ble brukt for klassifikasjonen av 1970, men en klasse for snø ble lagt til og bart fjell ble fjernet ettersom det var vanskelig å skille denne klasse fra kulturmark (figur 18). Det ble laget polygoner for hver klasse ut ifra deres representasjon i området, som var tilstrekkelig romlig dekket med tanke på deres utstrekning (Zhao mfl., 2017). Hver av disse polygonene ble fylt med tilfeldige punkter i GIS. Punktene ble også fordelt ut ifra representasjon i området, der klassene ble tildelt mellom 1000 til 5000 punkter innenfor hver polygon. Det ble også satt en minimum avstand mellom punktene på 0,2 og 0,08 meter, som tilsvarer oppløsningen i bildene, for å motvirke at punktene skulle overlape samme piksler.



Figur 18: Utvalgs- og referansedata for 1970 (venstre) og 2019 (høyre).

6.11.2 Klassifisering

I Ecognition måtte alle lagene normaliseres til en verdi mellom 0 til 1, og transformeres til 32-bit float som en forutsetning for at CNN skulle fungere (Robson mfl., 2020). Sirkulære buffere med radius mellom 2-3 piksler måtte plasseres rundt de tilfeldige punktene for å etablere målklasser. Fordelen med buffere større enn én piksel er at man skaper større utvalg til trening av modellen, og man minsker omfanget av enkeltpiksler gjennom nettverkslæringen (Trimble, u.å.). Neste steg var å generere et utvalg av RAW-bilder som skulle brukes for trening i nettverket. Her bestemmes antall samples (piksler) per klasse, som blir tilfeldig valgt ut ifra målklassene i alle de innlagte lagene. Valg av antall reflekterte tankegangen fra definering av testområder, og gjenspeilte derfor en differanse basert på representasjon og den spektrale kompleksiteten av klassen. Ettersom en sjakkbrett-segmentering ble utført på bufferne, hadde hver piksel lik sjanse for å bli utvalgt som en sample (Trimble, u.å.) Dette steget involverte også setting av en «*sample patch size*» som definerer rammen rundt hver *sample*. En større ramme ble satt for 2019 enn for 1970 etter ulike forsøk med størrelser, og antas å ha sammenheng med forskjellen i spektrale signaturer. En annen ting som skilte klassifikasjonene, var innsamlingen av *samples*. For 2019 var innsamlingen standard, mens for 1970 ble en roteringsteknikk anvendt. Her ble bildene rotert 360° med et intervall på 30°. Logikken bak dette var å fange et objekt fra flere vinkler, og dermed øke prestasjon i læringsprosessen (Cheng mfl., 2016).

Innstillinger for modell og trening av nettverket ble basert på «*trial and error*»-metoden. Siden det ikke finnes en standard optimalisering for nettverket, måtte testing av «*kernel*», «*features*» og «*pooling*» gjøres (Robson mfl., 2020). Tendensen i testingen latet til å være at en mindre *kernel* med et solid antall *feature maps* var mer nøyaktig og ga renere resultat i klassifiseringen av skog/trær. Alle *kernels* var dessuten oddetall ettersom partall kan medføre romlige foldningsfeil (Trimble, u.å.) Antall skjulte lag helte mot at flere lag er bedre om datakvaliteten er god, men siden dette ikke var tilfellet ble det brukt færre skjulte lag. *Max pooling* hadde også en heldig effekt på resultatet, og ble implementert i det siste steget på begge modellene. Ulike kombinasjoner av lag ble videre testet under prosessen. For 2019 viste det seg at RBG var tilstrekkelig for å klassifisere, men at nDSM gjorde tydelige forbedringer på resultatet. Under testing ble det også klart at spesielt helning hadde uheldige utslag på resultatet. Dette kom mest sannsynlig av at området er svært kupert og at trær i helning derfor gir varierte spektrale signaturer. Dermed ble det store områder med falske positive ved bruk av helningen. For 1970 var helningen mer effektivt ettersom det var basert på DEMet, der trær tydelig ble fremhevet som semisirkulære former. Bruk av DTM og helning fra 2018 viste seg også fordelaktig ved

skillet mellom trær og skrenter. I tillegg til mosaikken var det gunstig å bruke ortofotoet fra norgebilder.no, på tross av lavere DPI. Dette kom av at forvrengningene der var mindre siden det ikke var rektifisert. Videre gjorde *mosaikkscoren* en vesentlig forskjell, trolig fordi den i stor grad samsvarer med helningene produsert av trærne. Til slutt ble en alternativ teknikk benyttet hvor DEMet ble brukt i kombinasjon med DTM fra 2018. Dette tillot å skape et omtrentlig nDSM for 1970. Side DEMet er basert på estimering fikk alle piksler høyere elevasjon enn hva de opprinnelig ville hatt. Likevel var det effektivt siden trær fremdeles fikk en høyere elevasjon enn flat mark. Aspekt og liskygge så ikke ut til å gi positiv virkning på resultatet i noen av årene. Siste steg i prosessen var å trene modellen, hvor standard innstillinger ble brukt. Konkret innstillinger er vist i tabell 5.

Tabell 5: Settinger brukt for de ulike innstillingene under CNN-prosessen.

	1970	2019
Antall input-lag	8	4
Sample patch size	20	30
Antall <i>samples</i> innen klasse	6000-18000	2500-15000
Skjulte lag	2	3
Kernels	5, 3	5, 3, 1
Features	15, 10	20, 12, 10
Læringsrate	0,0006	0,0006
Treningssteg	5000	5000
Batch size	50	50

6.11.3 Post-klassifikasjon

Post-klassifikasjon er en sekundær prosess for å rette klassifikasjon for mulige misklassifiserte piksler (Lillesand mfl., 2015). Dette ble ansett som nødvendig for å kontrollere CNNen, spesielt klassifikasjonen for 1970, og for å dele mellom skog og trær basert på deres romlige utbredelse. Etersom objektet av interesse var trær, måtte segmenteringen baseres på en fin skala. Dette involverte først en filtreringsprosess av et *heatmap* ved bruk av et *gaussian*-filter (5 x 5) for å fjerne enkeltpiksler som kunne gi falske positiver for et helt segment. Deretter ble den miste størrelsen for segmenteringen (form, kompakthet og SSP) brukt for å koordinere med *heatmap* best mulig. Deretter etterfulgte en klassifisering av segmentene som inneholdt deler av *heatmap*, samt en ny segmentering av den klassifikasjonen med en større SSP. Den andre segmenteringen vektla form ovenfor farge for å komplimentere CNN, og kompakthet ble valgt med tanke på trærts irregulære form. Denne prosedyren ga den beste segmenteringen etter mye testing. Enkelte parametere måtte derimot justeres mellom de to årene ettersom segmentering er avhengig av forholdene i bildene (vedlegg 9), noe som gjør universale parametere umulige.

Hovedsakelig ble spektrale maksimums- og minimumsverdier, nDSM, helning og *heatmap* brukt til å skille trær fra annet. For å klassifisere trær/skog ble NiN definisjonene anvendt (avsnitt 4.1.1). For 2019 ble det valgt en minimum høyde for trær på 1,5 meter på tross av definisjonen i NiN. Dette var på bakgrunn av at høydedataene var fra 2018, og at flere områder sannsynligvis har vanskeligere vekstforhold. Siden definisjonen for et lavt tre eksplisitt inkluderer trær som vil vokse til to meter, ble høydekravet dermed satt ned med 50 cm for å justere eventuell vekst mellom 2018-2019, og inkludere trær som vil bli 2 meter i nærmere fremtid. For 1970 var ikke et tilfredsstillende nDSM tilgjengelig, og en minimum høyde på 1 meter ble derfor valgt for kun å skille ut de flateste områdene. I forhold til skillet mellom skog og enkeltrær, kunne ikke NiN definisjonen for tresatt areal anvendes i samme grad. Ettersom den skal fungere som uavhengig fra skala og målestokk, eksisterer ikke spesifikke krav som kan plottes inn i programvaren. Potensielt kunne minstekravet for polygonstørrelse i 1:20000 benyttes, men dette ble vurdert som lite egnet enhet fordi det er relativt til skala. For å kontrollere dette ble minstekrav for skog hentet fra redegjørelsen av begrepet skog og skogsmark i NiN1. Her oppgis et minsteareal for skog på 500 m², samt et krav om bredde på over 10 m og en gjennomsnittsavstand mellom stammer er mindre enn seks ganger den gjennomsnittlige kroneradiusen. I tillegg er tresatte arealer omsluttet av skog, men mindre enn 200m² ansett som en del av skogen (Halvorsen, 2009). Disse tallene ble brukt under post-klassifiseringen. Den gjennomsnittlige kroneradiusen for trærne i studieområdet ble antatt å være rundt 0,75 m. Til slutt ble objekter fjernet basert på antall piksler og bredde/lengde. Grenser ble glattet ut med en «vekst og krympe»-algoritme, objekter ble sammenslått, og resultatet ble eksportert.

6.11.4 Vurdering av nøyaktighet

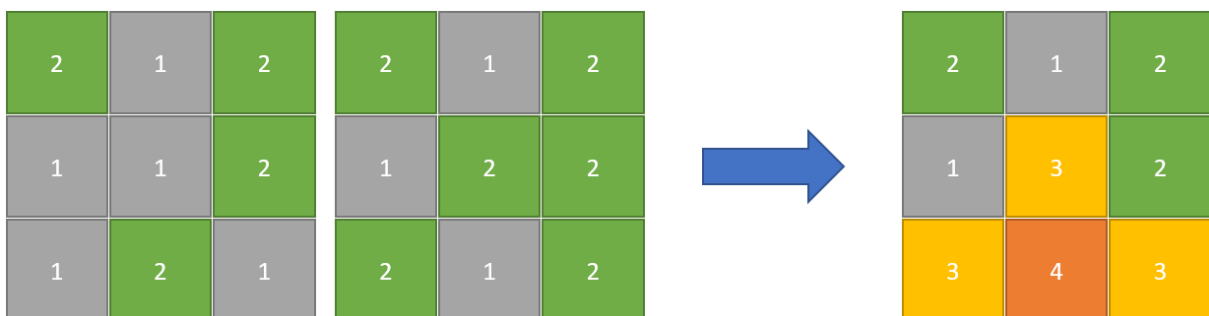
Ifølge Lillesand mfl. (2015) er ingen klassifikasjon fullført før nøyaktigheten er vurdert. En av de vanligste metodene for å teste nøyaktighetene er en «*confusion matrix*». Dette gjøres ved å sammenligne korrespondansen mellom presise referansedata (*ground truth*) og resultatet fra klassifiseringen. Resultat fra vurderingen uttrykkes i en tabell som inneholder: *overordnet-nøyaktighet* som er det totale antall av korrekt klassifiserte piksler i alle klasser, delt på antallet referansepiksler i alle klasser; *produsent-nøyaktighet* som er antallet korrekte klassifiserte piksler i én klasse, delt på antallet referansepiksler for klassen; *brukernøyaktighet* som er antallet korrekte klassifiserte piksler, delt på det totale antallet klassifiserte piksler innenfor en kategori; og *kappa* som er en statistisk måling av differansen mellom den aktuelle klassifiseringen og referansedataene, og mellom en tilfeldig klassifisering og referansedata.

For å teste nøyaktigheten ble det benyttet en *confusion matrix* i ArcGIS. Det ble valgt å bruke *test samples* i form av polygoner ettersom en fullstendig manuell kartlegging av alle enkeltrær ville vært nærmest umulig, samt at det hadde virket mot formålet med klassifikasjonen. Polygonene ble laget samtidig som testpunktene for klassifikasjonen (figur 18), og ble valgt ut tilfeldig. Samtidig kan det sies at valgene var noe opportunistiske, ved at det ble brukt tydelige felt, men dette kan begrunnes i at grenser var vanskelige å definere i mosaikken fra 1970. Dermed ble en strategi som sikret kvalitet i referansedata anvendt ettersom dette veier sterkt inn på vurderingen av nøyaktighet (Robson mfl., 2020). Samme valg ble gjort for 2019 for å sikre lik standard i valideringen. Innenfor polygonene ble det generert 20 000 000 punkter for hele området som sikret god dekning. Alternativt kunne NiN-kartet blitt brukt som validering for 2019, og arealtyper i AR5 vært brukt for 1970. Dette ble unngått siden begge er svært generalisert, og ville ført til betydelig dårligere resultat enn hva som er tilfellet. Det kan også nevnes at valideringsprosessen kun omhandlet skog/trær. Andre klasser ble derfor ikke validert.

6.11.5 Analyser

6.11.5.1 Vegetasjonsoverlag

Basert på arbeid gjort av Lundberg (2011) ble det laget et vegetasjonsoverlag for endringene mellom 1970 og 2019. Resultatene fra post-klassifikasjon ble analysert i GIS gjennom overlappningsteknikken kalt «*combine*». Dette verktøyet setter sammen to eller flere raster-datasett og tilegner unike verdier basert på alle mulige kombinasjoner fra *input*-datasettene (Esri, u.å.b). Ettersom begge klassifikasjonene har tre klasser (skog, trær eller ikke tresatt), utspiller dette seg i ni ulike kombinasjoner som kan ha forekommet i området. En forenklet versjon av prosessen er demonstrert i figur 19.



Figur 19: Demonstrasjon av «*combine*»-verktøyet, hvor to klasser her gir fire ulike utfall.

6.11.5.2 Sonering og gradients endringer

For å uthente data om endring i soneringen og helningsvekst ble «*zonal statistics as table*» i ArcGIS benyttet. Dette er et verktøy som kalkulerer informasjon innenfor definerte soner i et

raster-datasett, og utleverer dem som en tabell (Esri, u.å.c). Klassifikasjonene fra 1970 og 2019 ble brukt som raster-datasett. Som sone for soneringen ble DTM fra 2018 (tabell 2) reklassifisert i intervaller på 50 meter. For gradientsendringene ble helningen fra 2018 reklassifisert basert på kriteriene brukt av Engum (2006): jevnt og flatt terreng (<2°); Svakt skrånende terreng (2-10°); Skrånende terreng (10-20°); Sterkt skrånende terreng (20-30°); og bratt terreng (>30°).

6.11.5.3 Kalkulasjon av vekstrate og fordoblingstid

Om man har vegetasjonsbildet for to ulike år, er det mulig å regne ut vekstraten for en skog. Lundberg (2005) forklarer at det må tas utgangspunkt i at vekstraten (r) er konstant mellom disse to årene, og ved å implementere «rentes rente»-prinsippet som viser eksponentiell vekst, er det mulig å regne ut en vekstkurve. Ettersom det er vekstraten som er av interesse kan formelen skrives som følgende: $r = (V_n/V_0)^{1/n} - 1$. Vekstrate kan så benyttes til å beregne fordoblingstiden for en vegetasjonstype ved formelen (gitt i prosent): $n = \log 2 / \log (1 + r/100)$. I teorien vil vekstrate og fordoblingstiden være relativt konstant i et område som er i en tidlig suksesjonsfase, men om det oppstår konkurranse vil vekstraten synke (Lundberg, 2005). Det samme kan sies når skogen møter andre eventuelle grensesettende faktorer (avsnitt 4.2).

6.12 Fotomanipulasjon

Fotomanipuleringen i dette prosjektet ble foretatt i Adobe Photoshop (v. 22.0) med et bilde tatt like etter feltarbeidet. Bildet ble redigert i liten grad med tanke på farger, men enkelte justeringer av kontrast og metning ble gjort for å tydeliggjøre trærne i bildet. Manipulasjonen ble gjort ved bruk av «clone stamp tool», hvor eksisterende trær i bildet ble brukt som basis for kloningen. Ved å bruke de samme trærne som allerede eksisterer der, får bildet et større preg av å være «naturlig». Harper (2015) sier at omstendighetene som er avbildet skal være riktig representert og at konteksten eller forståelsen i bildet ikke bør være endret. Dette kan relateres til fotomanipulasjon, men er her en nødvendig handling for å få frem resultatet som er ønsket. Fotomanipulasjon brukes for det meste i dette tilfellet for å demonstrere mulige fremtidige endringene visuelt, men kan også anses som en form for åpent intervju som gir en basis for diskusjonen av et emne (Aase og Fossåskaret, 2014; Harper, 2015). Dette henger sammen med at bilder vekker dypere følelser hos de fleste mennesker enn kun ord, ved at det fanger noe som er vanskelig å beskrives muntlig (Harper, 2002).

7 Resultater

Dette kapittelet vil ta for seg funnene som gjort gjennom de ulike metodene, samt de viktigste bemerkelsene ved de ulike resultatene.

7.1 Flybildetolkning

I flybildet fra 1951 fremtrer Isdalen som et tydelig jordbrukslandskap. Det kan tydelig ses strukturer etter menneskelige aktiviteter, og hvor gårdsdrift har funnet sted. Den nedre delen av området er relativt bar, med unntak av et par trær og noen plantefelt som danner større og mindre flekker i landskapet. I de høyereliggende delene virker derimot teksturen å være nærmest helt bar uten særlig tegn til vegetasjon. Matrisen der ser ut som et åpent, delvis snødekket viddelandskap. En del linjer/korridorer kan ses i landskapet. Av menneskeskapte strukturer er dette veier/stier og steingjerder knyttet til gårdsdriften. Noe av planteskogen ser også mer ut som korridorer enn flekker på dette tidspunkt. De naturlige linjene er formet av avrenning/bekker og rasmaterialer. Foruten nevnte flekker, består området ellers av vann og rasmark. Bildet er samtidig preget av skygger, noe som stedvis gjør området vanskelig å lese.

Flybildet fra 1970 viser et landskap med preg av gammelt jordbrukslandskap, men med flere store flekker av planteskog. Det kan tydelig ses et skille i flekker med nyplantinger og eldre bestander. Menneskeskapte strukturer er synlige, men synes noe slitte og delvis kamuflert blant vegetasjon. Det er også klart at naturlig gjengroing er pågående, og trær er i enkelte av fjellsidene merkbare ettersom bildet har lite skygger. Trærne strekke seg innover Smalisdalen og Hardbakkadalen, samt oppover fjellsidene mot Vidden og Såtene. Teksturene i fjellet ser ut til å være preget av noe kortvokst vegetasjon og myr. Videre i 1980 ser skogen i nedre del av Isdalen ut til å være moden. Skog er helt klart dominerende i den nedre delen av Isdalen, med kun små åpne flekker og korridorer. Det er stor tetthet blant trærne, og et klart skille mellom barskog og løvskog. Derav er det skarpe overganger blant plantasjeskogene, mens det er en mer glidende overgang i den naturlige gjenvæksten. Bildet har store skygger enkelte steder og er svært mørkt, noe som gjør bildet noe vanskelig å avlese.

I 2005 er skog klart dominerende i hele nedre del av Isdalen. Det er kun små flekker hvor planting eller gjengroing ikke har skjedd. Av den grunn er få strukturer fra tidligere tider synlige, bortsett fra de som er blitt vedlikeholdt enkelte steder. Trærne strekker seg oppover Hardbakkadalen og Smalisdalen, og er på terskelen til å innvandre Såtene og Vidden. En ny korridor i form av en kraftledning er nå blitt synlig i landskapet. I de høyereliggende strøkene

er det klare skiller mellom våtmark, annen vegetasjon og nakent fjell ettersom bildet inneholder farge. En rekke flekker med rasmark er markante i området. Til slutt kan det fra 2019 synes at skogen er svært moden og har høy tetthet fleste steder. Det ser ut til å være en god balanse mellom plante skog og naturlig vekst, hvor begge ser like dominerende ut. Det er få flekker, men et par hogstflater kan skimtes i bildet. Basert på farge og tetthet antas det at helsetilstanden i skogen er god, med unntak av noen skogflekker i øvre Våkendalen. Dagens landskap ser ut til å ha to matriser, en i form av skog i nedre del og kulturlandskap i øvre.

7.2 Naturtyper

Naturtypekartet (figur 23) viser utbredelsen av naturtyper og strukturer slik de fremsto i 2020. I alt ble det funnet 165 arter/slekter (vedlegg 6) og 10 naturtyper. Generelt kan området ut ifra kartet beskrives som et skogdekket område i nedre del, og fremstår som en blanding av naturlig og plantet skog. Øvre del er i stor grad bart og preget av kystlynghei, med spredte forekomster av fattigmyr og rasmark. Tilstandsvariabelen dominerende kornstørrelse (OS1) er benyttet for fastmarkskogsmark. For kystlynghei har variablene kystlyngheias utviklingsfaser (7JB–KU), rask gjenvvekstsuksesjon (7RA-SJ) og beitetrykk (7JB-BT) blitt anvendt. Videre vil hver av naturtypene bli beskrevet nærmere med enkelte arter som opptrer, samt tilstandsvariabler der det er relevant. Typeinndelingen følger NiN, mens beskrivelsene er fra egne registreringer i felt.

T1-E-1 svært kalkfattig til svakt intermediært nakne berg

Naturtypen er en sammensetning av 38 ulike grunntyper, og dekker alle relativt kalkfattige bergvegger, berg med ulik overrislingsgrad og bergknaus med ulik påvirkning av miljøforhold. Det er en del areal av denne naturtypen innenfor studieområdet, men store deler er av mindre størrelse og inngår som mosaikk i andre naturtyper. Hovedsakelig inngår det i mosaikk med kystlyngheiene, men er for fragmenterte og små til å definere en egen kartleggingsenhet. De som er kartlagt har små sprekker/hyller med noe organisk materiale, og små innslag av karplanter fra nærliggende naturtyper. Dessuten står deler av naturtypen i nærmest vertikal stilling, slik at det kun ville bestått av en linje i naturkartet, og er dermed ikke fremstilt.

T4-E-2 svake lågurt- og storbregneskoger

Naturtypen er en sammensetning av tre grunntyper (T4-2 svak lågurtskog, T4-6 svak bærlyng-lågurtskog og T4-17 storbregneskog), og definerer nesten alle tresatte arealer i området. Tresjiktet her var som regel relativt tett, men noen halvåpne områder, og bunnsjiktet var dekket

av moser. Omtrent halvparten av områdene var også preget av stein og blokker (S1-B), mens den andre halvdel var uten preg av kornstørrelse (S1-A). Gjennomgående i naturtypen var dominans av bjørk (*Betula pubescens*) og rogn (*Sorbus aucuparia*), med hyppig fremtredelse av blant annet blåbær (*Vaccinium myrtillus*), einer (*Juniperus communis*), smyle (*Avenella flexuosa*), gjøkesyre (*Oxalis acetosella*), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og skogstjerne (*Lysimachia europaea*). Dessuten var flere bregnearter godt etablert som bjørnekam (*Blechnum spicant*), fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), skogburkne (*Athyrium filix-femina*), broddtelg (*Dryopteris carthusiana*), hengevinge (*Phegopteris connectilis*) og noe smørtelg (*Oreopteris limbosperma*). På lavere skala kan det argumenteres for at de tresatte områdene ville vært fordelt jevnt mellom grunntypene. Samtidig er fellesbetegnelsen passende for artskaraktistikken i området ettersom arealene bærer preg av alle tre grunntyper. Stedvis er det også mer kalkrike flekker, trolig grunnet kildevannspåvirkning. Lokalt gir dette opphav til strutseving (*Matteuccia struthiopteris*), ask (*Fraxinus excelsior*), sløke (*Angelica sylvestris*) og myskegras (*Milium effusum*). På lavere skala kunne dette muligens vært vurdert som høgstaudeskog.

T4-E-3 lite tørkeutsatte lågurt- og bærlyng- lågurtskoger

Naturtypen inneholder seks grunntyper som dekker kalkrike lågurt-, bærlyng-lågurt- og høgstaudeskoger. Innenfor studieområdet utgjør denne naturtypen en kartenhet i bunnen av Hardbakkadalen. Området skiller seg ut ved å ha flere kalkkrevende arter i bunnsjiktet som bringebær (*Rubus idaeus*), legeveronika (*Veronica officinalis*) og skogsalat (*Mycelis muralis*). Tresjiktet her er dominert av hassel (*Corylus avellana*), med enkelte forekomster av selje (*Salix caprea*), bjørk (*Betula pubescens*) og osp (*Populus tremula*). Naturtypen inneholder også arter som trolig tilhørte det tidligere jordbrukslandskapet slik som engkarse (*Cardamine pratensis*), jonsokkoll (*Ajuga pyramidalis*), gjerdevikke (*Vicia sepium*) og kvassdå (*Galeopsis tetrahit*). Dette tyder på at næringsstoffene kommer fra tidligere gjødsling, snarere enn fra berggrunnen.

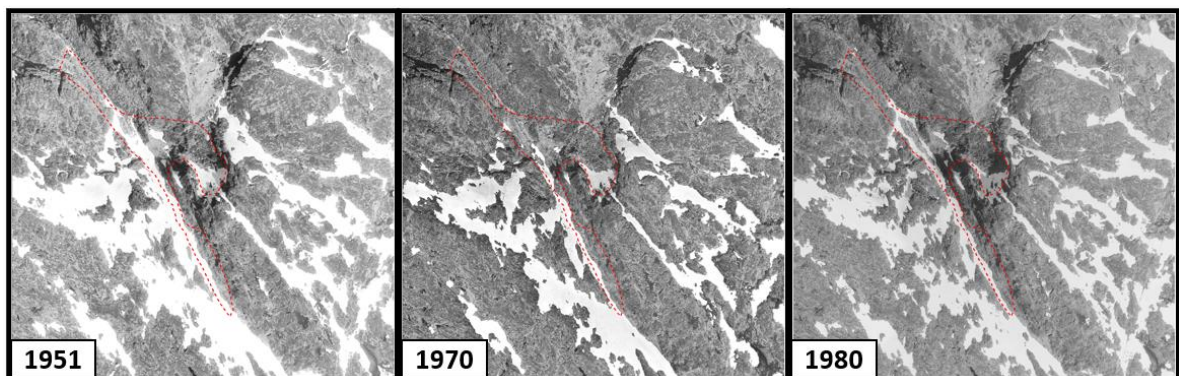
T13-E-1 tørkeutsatte kalkfattige grove rasmarker

Naturtypen består av to grunntyper (T13-1 kalkfattig grov ur og T13-2 kalkfattig ur), og er en gjengående type i flere deler av området. Det er mange mindre urer innfor studieområdet, men kun de over arealkravet er utfigurert. Karakteristisk for de fleste rasmarkene er en større kornstørrelse. Steiner er dominerende, men flere steder har også blokker. Et annet fellestrekk mellom rasmarkene, er at de hovedsakelig ligger sørvendte og eksponerte for sollys. Den høye porøsiteten og lyseksposeringen later til å forårsake tørkeutsatthet, og områdene har derfor ikke

grodd igjen i samme grad som rasmarsengene/heiene. Vegetasjonen er sparsom og dominert av ymse mosearter, på tross av rikelig vegetasjon rundt rasmarkene. Enkelte trær eller planter var til stede, men ikke i bemerkelsesverdig grad. Ikke alle rasmarkene var mulig å undersøke i felt på grunn av terrenget, men flybilder og kikkert ble brukt til å gjøre kvalifiserte antagelser.

T16-E-1 rasmarkenger og -heier

Naturtypen er en fellesbetegnelse for alle sju grunntyper som omfatter rasmarkeng og -hei. Naturtypen er sentrert midt i Hardbakkadalen, men fremtrer også i toppen av Smalisdalen. Kartleggingsenhetene i nordlige og øvre del av Hardbakkadalen er svært artsrike, med typiske arter som er noe mer kalkkrevende. Her ble det blant annet funnet lappvier (*Salix lapponum*), markjordbær (*Fragaria vesca*), engsnelle (*Equisetum pratense*), bergørkvein (*Calamagrostis epigejos*) og bringebær (*Rubus idaeus*). Videre var det også stor tilstedeværelse av lyng, bregner og engarter, samt hestespreng (*Cryptogramma crispera*). De resterende områdene hadde lignende utforming, men var noe mindre gjengrodd og hadde færre arter. Videre kan det bemerkes at de øvre delen av Smalisdalen så ut til å ha vært påvirket av mer snø enn andre rasmarsenger/hei. Som kan ses i figur 20 har snølaget ligget frem til minst midten av mai i 1951 og 1980, og midten av april i 1970, da flybildene ble tatt. Samme forholdene er noenlunde også gjeldene for sørsiden av Hardbakkatjernet. Dette indikerer at snø trolig har påvirket vekstbetingelsene og artssammensetningen tidligere. Dette til den grad at artsutviklingen kunne grenset til «T7-12 Intermediært moderat snøleie med svak kildepåvirkning», også kalt bregnesnøleie. Det bekreftes av Sletten (2008) at begge disse stedene har vært preget av snø som ligger utover våren. Dessverre er det ikke mulig å validere om dette fremdeles er tilfellet, ettersom snø ikke kan ses på nyere bilder, bortsett fra 2016 som viser små flekker med snø i området i starten av juni. Grunnlaget for å sette dette som rasmarseng og -hei var funnet av vedaktige planter som blåbær, røsslyng og lappvier. Dette er arter som hovedsakelig er fraværende i snøleie, og det ble derfor trukket en slutning om at nåværende artssammensetningen ikke tilsvarte snøleie.



Figur 20: Sammenligning av et markert areal på flybilder i Smalisdalen (Kilde: Norgebilder.no).

T32-E-2 intermediære enger

Naturtypen omfatter fem grunntyper bestående av intermediære eng/tørreng med ulik grad av hevd eller gjødselpåvirkning. Innad i studieområdet er det tre kartleggingsenheter som kan kategoriseres som denne naturtypen. Dette er ved to av de tidligere brukene i Hardbakkadalen, og strekningen øverst i Våkendalen. Førstnevnte ser ut til å ha noe hevd knyttet til vern av kulturminnene der, mens strekningen i Våkendalen er knyttet til rydding med hensyn til kraftledninger. Typiske engarter preger området som engkvein (*Agrostis capillaris*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), englodnegras (*Holcus lanatus*) og engrapp (*Poa pratensis*), samt ulikt innslag av siv, lyng- og bærarter. Blant annet ble lyssiv (*Juncus effusus*) funnet ved alle plasser, og kan være en gjenværende plante fra tidligere oppdyrking da hevdpreget var større.

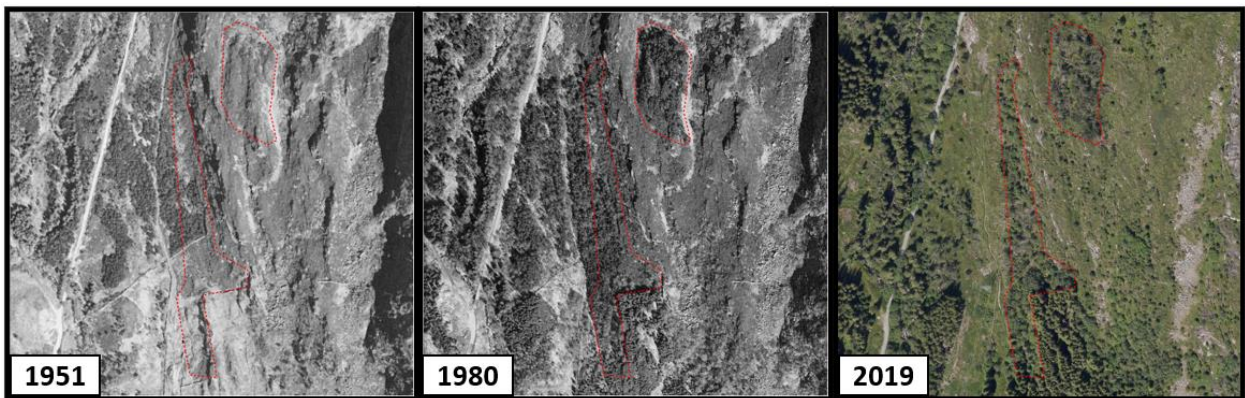
T34-E-2 Intermediære bakli- og kystlyngheier

Naturtypen dekker fire grunntyper, og omfatter intermediær bakli-hei (T-34-4) og kystlynghei (T34-5), samt tørr og fuktig kystlynghei (T34-6 og T34-12). Størstedelen av studieområdet inneholdt bakli- og kystlynghei i varierte tilstander. Arter som går igjen var blant annet røsslyng (*Calluna vulgaris*), einer (*Juniperus communis*), bjørneskjegg (*Trichophorum cespitosum*), skrubær (*Chamaepericlymenum suecicum*), krekling (*Empetrum nigrum*) og multe (*Rubus chamaemorus*), og flesteparten av de typiske artene for naturtypen forekommer i området. Alle områdene forekommer som en mosaikk mellom lyng, nakne koller, tuer og små kalkfattige myrer, som var for små til å figureres ut som egne kartleggingsenheter. De øvre områdene mot Vidden er i en degraderende tilstand (KU-MO) ettersom lyngbrenning opphørte for minst 60 år siden. Samtidig har de beholdt mye av sin karakter, både fordi skogen ikke strekker seg ditt, og fordi beiting fremdeles pågår (BT-3). De nedre delene rundt Såtene og i Smalisdalen er derimot i en tidlig suksesjonsfase (SJ-2 og SJ-3), blant annet fordi beitetrykket er mindre (BT-1 og BT-2). Det er dermed tydelig at beitetrykket er sentrert i høyden, og at dette bestemmer tilstanden.

T38-E-1 Plantasjeskog

Naturtypen dekker kun en grunntype, og definerer områder hvor skog er blitt plantet. Nedre delen av studieområdet omfatter større plantefelt av eldre bestander. Mesteparten av trærne er norsk gran (*Picea abies*), I øvre Smalisdalen er det derimot et felt med vestamerikansk hemlokk (*Tsuga heterophylla*), og i Våkendalen er det et felt med sitkagran (*Picea sitchensis*), samt rester etter et plantefelt for furu (*Pinus sylvestris*) som var vanskelig å oppdage uten flybilder (figur 21). Tresjiktet er fullstendig dekkende, noe som har resultert i omtrent fraværende bunnflora,

hovedsakelig bestående av diverse mosearter og bregner. Mest utbredt i bunnsjiktet er gjøkesyre (*Oxalis acetosella*), og enkelte steder kan det ses en del av fremmedarten sibirportulakk (*Claytonia sibirica*). Store andeler av trærne var dekket med mose, og det fuktige miljøet så ut til å ha medført råte i flere av trærne. Aktiv vindfelling var observert i mesteparten av området etter vindfulle døgn, spesielt utenfor stiene hvor det sjeldnere blir ryddet. Nedre del av Smalisdalen ble også kategorisert som treplantasje på tross av at det under feltarbeidet ikke var trær der grunnet hogst. Dette blir likevel satt som et plantefelt ettersom det ses som en skogmark på bakgrunn av skogdefinisjonen (avsnitt 4.1.1), ved at det er antatt nyplanting i nær fremtid.



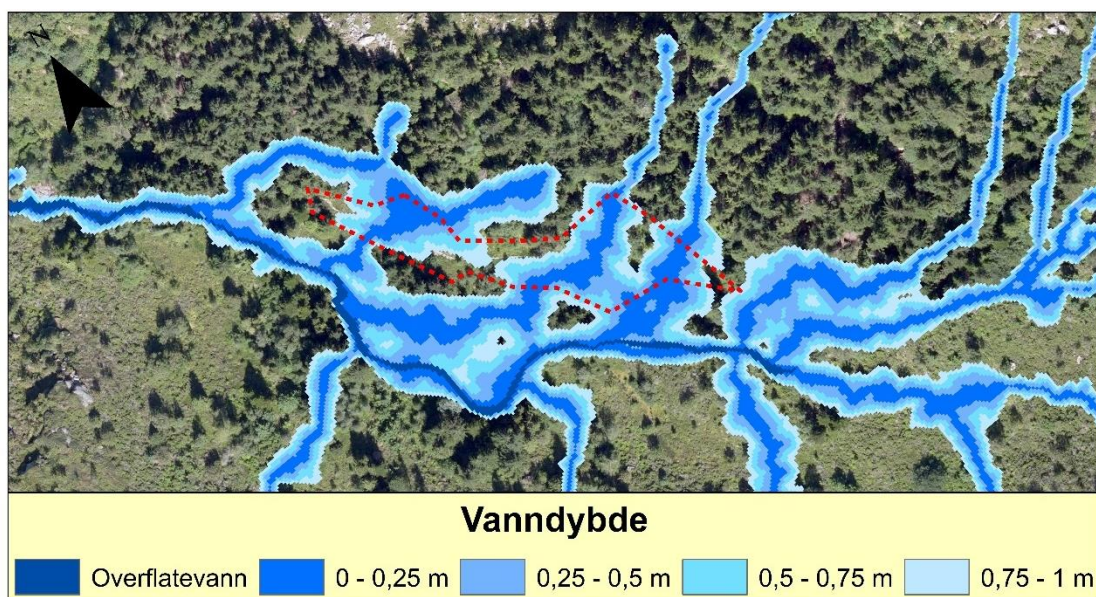
Figur 21: Sammenligning av et markert areal på flybilder i Våkendalen (Kilde: Norgebilder.no).

V1-E-1 Fattigmyr

Fattigmyr er en sammensetning av 13 forskjellige grunntyper som dekker relativt kalkfattige myrtyper og -matter. Fattigmyrene forekommer hovedsakelig ved nedsenkninger i terrenget, men enkelte strekker seg også over relativt flate områder med svak helning. Mesteparten av fattigmyrene er små i størrelse, og inngår som mosaikk i kystlyngheiene. Alle bærer preg av små artssammensetninger med hovedsakelig rome (*Narthecium ossifragum*), klokkeling (*Erica tetralix*) og duskull (*Eriophorum angustifolium*) som fellesnevner, samt variert dekke av vasstorvmoser (*Sphagnum cuspidatum*). I tillegg later det til at flere av de mindre forekomstene har relativt skrint jordsmonn med lite synlig torv, mens de større som er utfigurert, er noe mer utviklet. Området rundt Hardbakkatjern skilte seg noe ut i utforming, som kan være et resultat av tidligere oppdemningen av Langelivannet, men dette er vanskelig vite. I så fall ville naturtypen vært V13-E-4 nye våtmarker med opprinnelse i ferskvannsbunn. Ettersom dette er usikkert, ble området definert ut fra nåværende arter, som er de samme som nevnt, samt enkelte pors (*Myrica gale*), flaskestarr (*Carex rostrata*) og bukkeblad (*Menyanthes trifoliata*).

V4-E-1 litt kalkfattige til litt kalkrike kilder

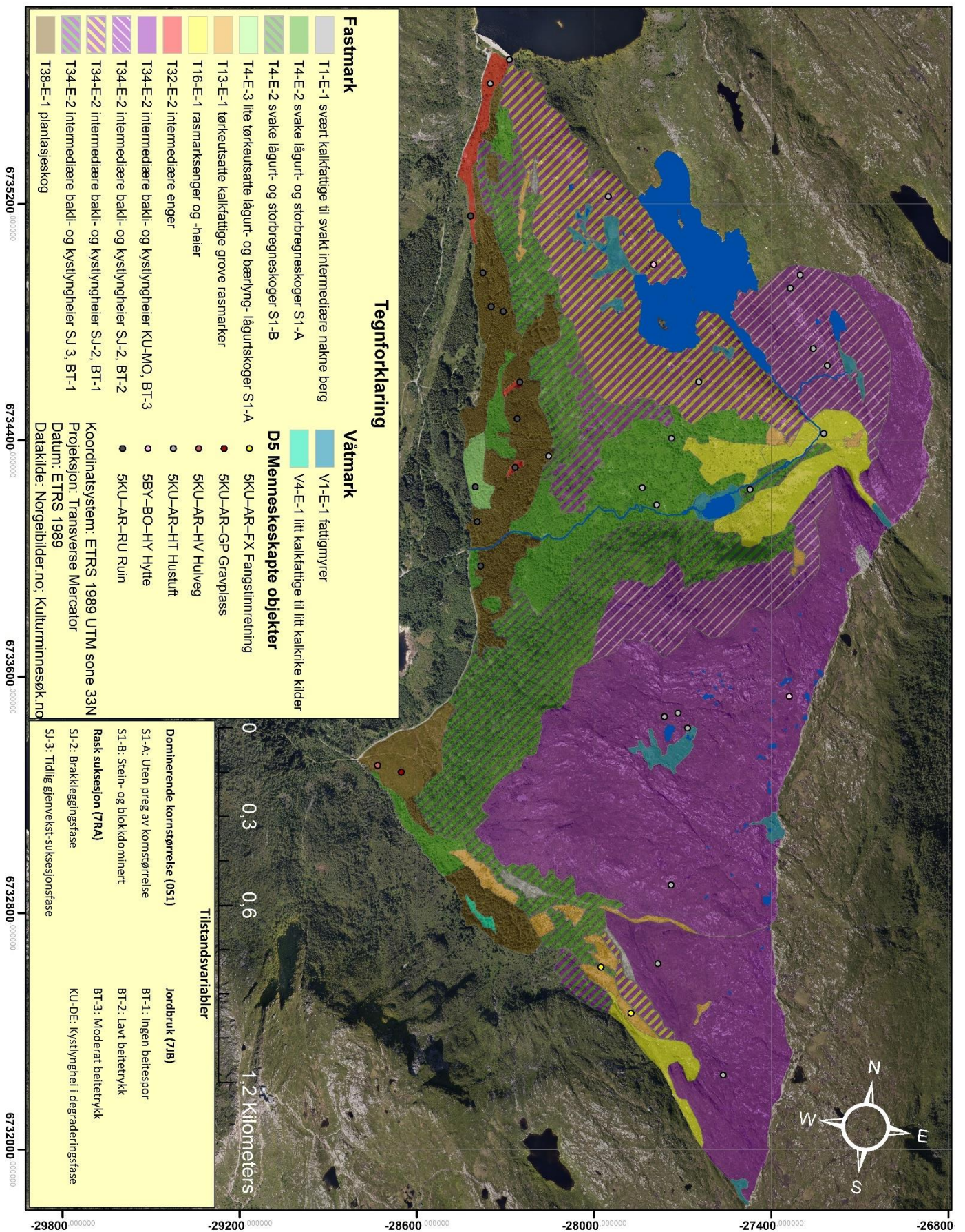
Innad denne naturtypen inngår tre grunntyper, og forekommer kun i midten av Smalisdalen. Område utpekte seg som en sammensetning av to naturtyper. På en side var det fastmarkspreg, representert av arter som røsslyng (*Calluna vulgaris*), stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*) og blåbær (*Vaccinium myrtillus*), som forekom som faste tuer. På den andre siden var det klare tendenser mot fuktmark via arter som lyssiv (*Juncus effusus*), rome (*Narthecium ossifragum*) og duskull (*Eriophorum angustifolium*). Ved å se på markfuktigheten i området (figur 22), ble det klart at stedet var svært preget av ansamlinger med vann fra flere kilder. Dette forklare hvorfor lyng forkommer som tuer, og at resten består av våtmarksarter. Området var ellers dekket av moser, samt enkeltindivider av ørevier (*Salix aurita*) og bjørk (*Betula pubescens*).



Figur 22: Markfuktighet i Smalisdalen, vist som dybde hvor vannansamling forekommer (Kilde: kilden.nibio.no).

7.2.1 Beskrivessystemet

Under feltarbeidet ble menneskeskapte objekter (D5) registret. Dette endte i seks strukturer fordelt utover hele studieområdet. De fleste strukturene ble oppdaget i felt eller gjennom flyfototolkning, men noen ble også funnet gjennom kulturminnesøk.no. Flesteparten av strukturene i nedre del var enten ruiner eller hustuffer fra den gamle jordbrukstiden, mens de øvre var tidligere hytter. Det ser dermed ut til at ingen bygninger tilknyttet jordbruket har vært opprettet på Vidden innenfor studieområdet. Det er to hytter som står igjen i studieområdet kalt Helgheim og Bamsehi. Førstnevnte som ligger på Såtene, var i god stand og hadde noe sitkagran (*Picea sitchensis*) rundt seg. Sistnevnte lå på Vidden, og så ubrukt og falleferdig ut. Smalisdalen ser ut til å ha de eldste kulturminnene i form av en gravplass og hulvei, samt to skytestillinger som trolig var brukt til jakt.



Figur 23: Naturtypekart av Isdalen med tilstandsvariabler og menneskeskapt objekter, kartlagt i målestokk 1:20 000.

7.3 Dendrokronologi

Dendrokronologiprøvene av rogn (tabell 6) viser en interessant trend når man ser på tilveksten per år i forhold til høydemeter. Generelt ligger vekstraten i bredden på rundt 0,5 mm per år inntil man kommer opp mot 350 moh., hvor tilveksten ligger rundt 1 mm. Dette er med unntak av prøve nummer 1, 7 og 10, som trolig må ha mindre konkurranse eller bedre vekstforhold. Den generelt lave veksten har antagelig sammenheng med at de nedre delene har svært tett skog, og det er derfor utfordrende for rognen å vokse raskt. Høyere opp er det mer rom mellom hvert tre, og mer lys og varme, noe som gir en del gunstigere vekst. Alderen er her presentert i absolutte tall, men det må tas forbehold for slingringsmonn for de ulike aldrene, spesielt for de eldste prøvene. Vekststedene for prøvene er gitt i vedlegg 5.

Tabell 6: Dendrokronologiprøver tatt i Isdalen, rangert etter høyde over havet. (*avbrekk på toppen).

Prøve nr:	m. o. h.	Stammehøyde (m)	Minste diameter (cm)	Største diameter (cm)	Alder	Tilvekst (bredde) per år (mm)	Tilvekst (høyde) per år (cm)
2	135	3,1	2,7	3,0	21	≈ 0,61	≈ 14,76
3	172	4,5	3,4	3,9	30	≈ 0,56	15,00
1	181	3,7	3,4	3,7	14	≈ 1,16	≈ 26,43
4	203	3,4	3,3	3,4	35	≈ 0,44	≈ 9,71
17	228	4,7	2,6	2,8	25	0,48	18,80
5	242	4,0	2,9	3,0	23	≈ 0,58	≈ 17,39
6	266	3,5	2,7	3,1	23	≈ 0,57	≈ 15,22
20	266	3,8	2,9	3,0	23	≈ 0,58	≈ 16,52
7	293	3,75	3,1	3,2	15	0,95	25,00
8	298	3,8	3,2	3,7	25	0,63	15,20
10	294	2,95	2,7	2,8	12	≈ 1,02	≈ 24,58
11	295	3,5	3,3	3,4	35	≈ 0,44	10,00
12	301	3,1	2,7	2,8	18	≈ 0,68	≈ 17,22
13	320	2,5	3,0	3,2	30	≈ 0,47	≈ 8,33
9	324	4,3	3,2	3,4	25	0,60	17,20
14	345	3,05	2,7	2,9	11	≈ 1,14	≈ 27,73
15	378	2,0*	2,7	2,9	14	≈ 0,89	
16	408	2,55	3,4	3,6	16	1,00	≈ 16,94
18	458	3,1	3,8	4,0	22	≈ 0,82	≈ 14,09
19	535	2,6	3,4	3,6	16	1,00	16,25

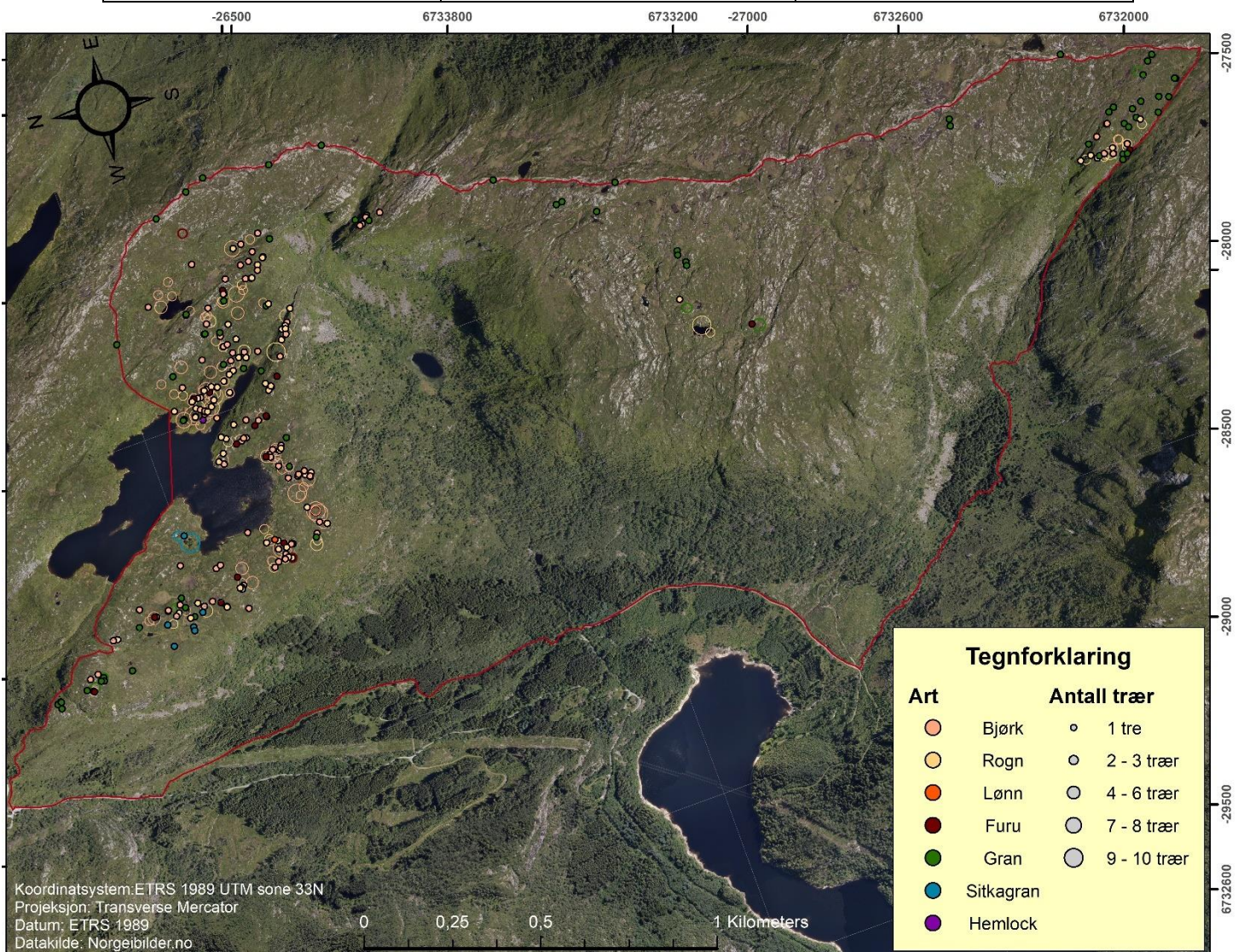
7.4 GPS-registrering

Det ble til sammen registret 706 individuelle trær, bestående av sju ulike arter i området som lå over skoggrensen. Av disse var omtrent 55 % bjørk, 25 % rogn, 13 % gran og i overkant av 6 % annet (tabell 7). Fleste trær var registret på Såtene og rett under Viddeområdet (figur 24). Kun et fåtall individer var registret på toppen av Vidden, og dette var nesten bare gran. Funnene viser dermed at bjørken og rognen for det meste dominerer i høydelaget over skoggrensen, men at granen er bedre etablert i de høyeste områdene. Det var en større variasjon i størrelsene på

trærne, fra noen få meter til kun noen centimeter høye. De fleste trærne var under 1 m eller rett over 1 m høye. Kun et mindretall av trærne hadde strukket seg mer enn over 2 meter, noe som tyder på at veksten i området over skoggrensen fremdeles er på et relativt tidlig stadium. En systematisk gjennomgang av hele området ville definitivt avdekket mange flere individer, men dataene som er innsamlet gir likevel et representativt bilde av gjengroingen i området.

Tabell 7: Antall trær og tresorter funnet over skoggrensen i Isdalen.

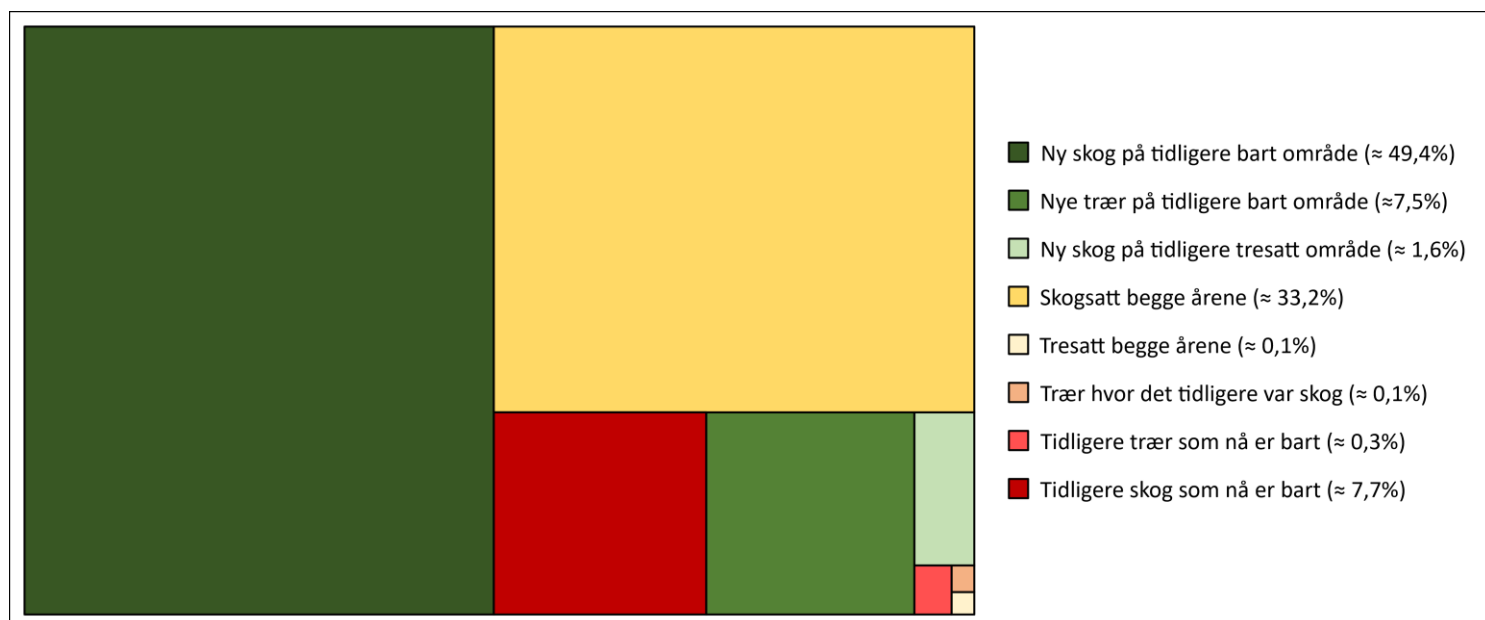
Tresort	Antall	Fremtredelse
Bjørk	390	≈ 55,2 %
Rogn	176	≈ 24,9 %
Lønn	1	≈ 0,1 %
Furu	26	≈ 3,7 %
Gran	93	≈ 13,2 %
Sitkagran	19	≈ 2,7 %
Vestamerikansk hemlokk	1	≈ 0,1 %
Sum:	706	99,9 %



Figur 24: Utvalgsundersøkelse av trær over skoggrensen i Isdalen.

7.5 Vegetasjonsendring

Det kartlagte området har en størrelse på ca. 3747,9 daa. Av dette arealet var 2 833,2 daa klassifisert som annet enn skog begge år, noe som tilsvarer at omtrent 75,6 % er uberørt av trær. Den totale mengden tresatt areal i 1970 var 393,6 daa som betyr at rundt 10,5 % av området besto av skog på den tiden. I 2019 har tresatt areal steget til 841,4 daa, som dekker omtrent 22,5 % av området i dag. Økning i dekar mellom 1970 og 2019 viser at mengden tresatt areal har steget med hele 113,8 %. Utenom arealet som har vært uberørt, viser fordelingen av endringer (figur 25) at litt over halvparten av endringene er ny skog eller trær på bart område, mens ca. 35% av området har hatt en uendret arealdekning. Kun 8 % av området har hatt en nedgang hvor trær har blitt fjernet og det nå er bart, men dette er hovedsakelig senteret til ett område (figur 26). Fullstendige tall, *flowchart*, sammensatt kart og *heatmap* kan ses i vedlegg 9.

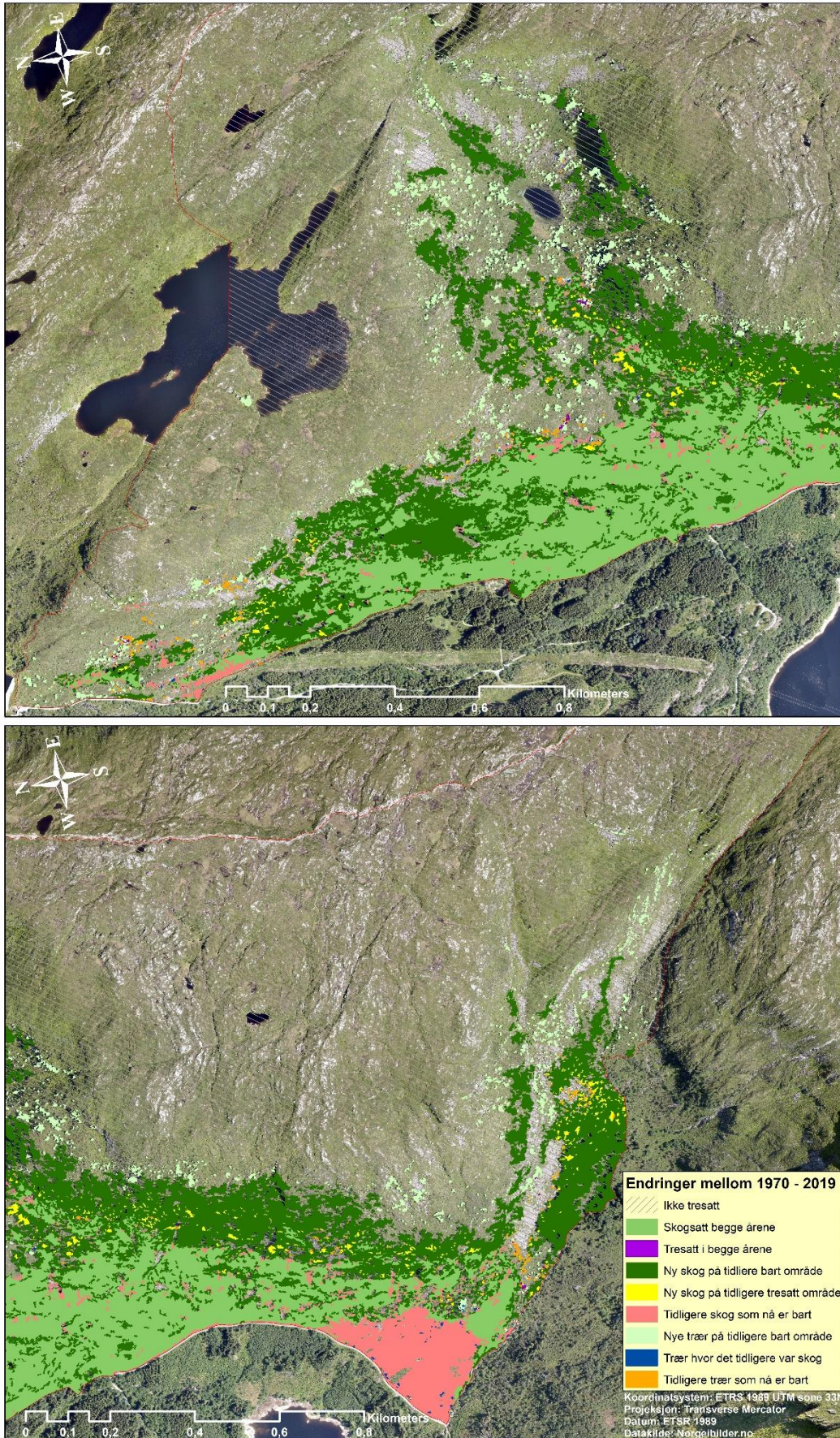


Figur 25: Fordeling av endringene som har forekommet i Isdalen, vist i proporsjon til hverandre.

Ettersom kun en klasse ble testet for nøyaktighet, var ikke bruker- og overordnet nøyaktighet særlig nyttig for å vurdere klassifikasjonen. Dermed beror kvaliteten av klassifikasjonen seg på produsent-nøyaktigheten og kappa (tabell 8). For 1970 var produsent-nøyaktigheten og kappa svært god sett i forhold til tilgjengelige datakilder. Noe bedre var nøyaktigheten og kappa for 2019. I henhold til tilgjengelige datakilder og kvalitetsforskjeller mellom de to årene skulle det teoretisk kunne forventes enda høyere nøyaktighet for 2019. Uavhengig av dette ses nøyaktigheten for begge klassifikasjonene som svært gode og med høy validitet.

Tabell 8: Produsent-nøyaktighet og kappa for bildeklassifiseringene.

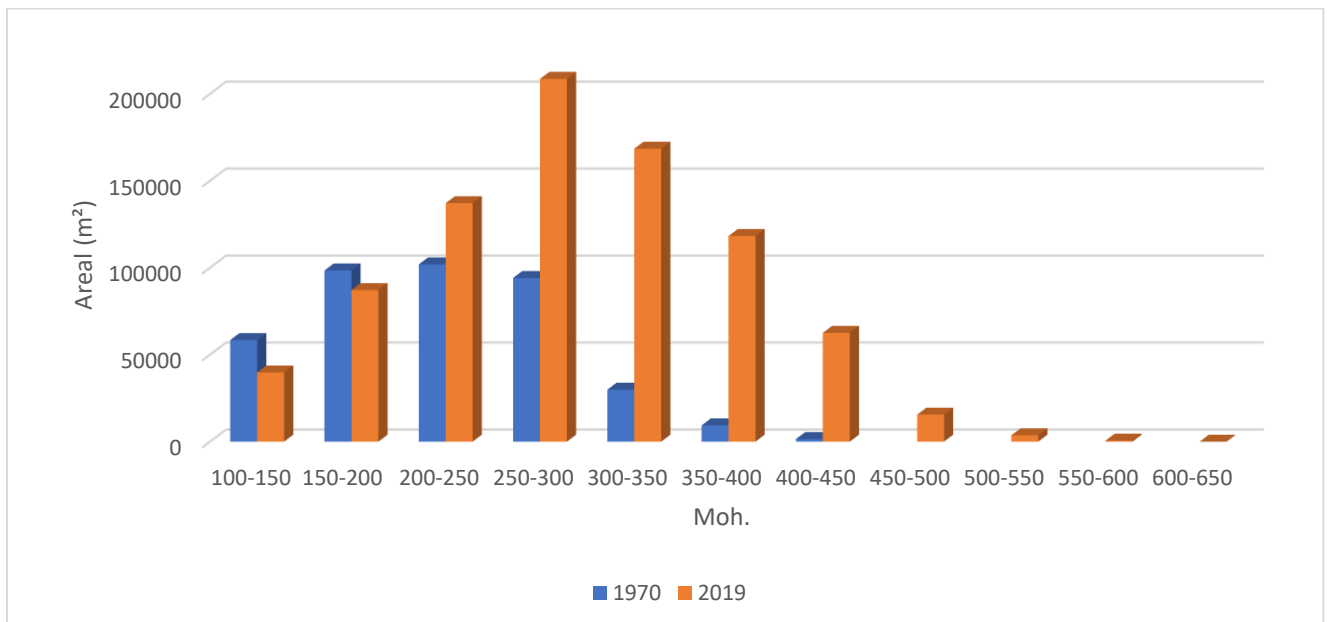
	Produsent-nøyaktighet	Kappa
1970	0,908299	0,95175
2019	0,954324	0,976482



Figur 26: Endringer i dekket av tresatt areal i Isdalen mellom 1970-2019. Øverste bilde viser endringene i Våkendalen og Hardbakkadalen, mens nedre bilde viser endringene rundt Vidden og i Smalisdalen.

7.5.1 Sonering

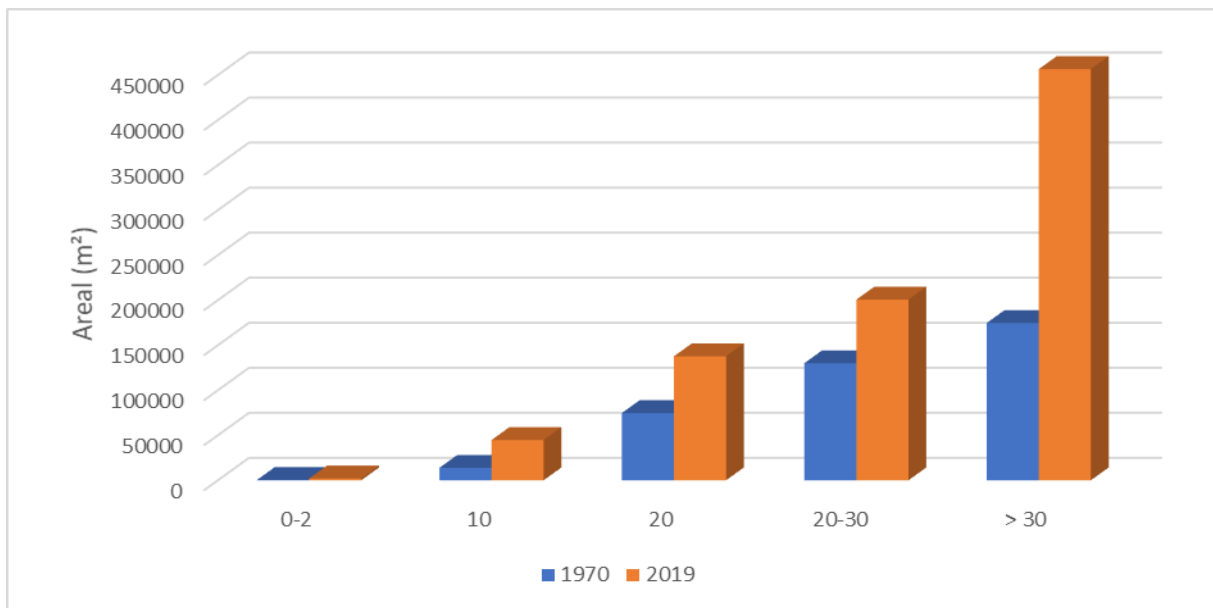
Ved å se på soneringen av trær (figur 27), er det tydelig at andelen trær har økt sterkt med høyden. Mellom 100-250 meter har arealet holdt seg relativt likt ettersom mesteparten av planteskogen er lokalisert i denne høyden. Noe av nedgangen i 2019 skyldes i stor grad hogst. Fra 250-450 meter har de mest drastiske endringene funnet sted. Dette er for det meste naturlig gjenvækst gjennom 50 år som har ført til en massiv økning av skogmasse. Bemerkelsesverdig er det også at trær har etablert seg rundt 200 meter høyere siden 1970. Dette er helt øverst på Viddan, og viser at trær har muligheten til å etablere seg i disse forholdene. Selv om det ved nærværende tidspunkt kun dekker 21 m², kan dette øke med tiden. Populasjonen i høyden mellom 450-550 meter er betydelig, hvor trær dekker over 19.000 m². Dette tyder på at trærne i denne sonen har greid å danne bestander som kan utvikle seg videre.



Figur 27: Sonal fordeling av trær i 1970 og 2019 innenfor 50 meters intervaller.

7.5.2 Gradient

Ved å se på veksten langs helningsgraden (figur 28) ble det avdekket at det i 1970 var en jevn og økende fordeling av trær fra flatt til bratt terreng. Den samme trenden ses i 2019, hvor det har vært jevn økning i alle klassene, men i områder over 30 grader har veksten eskalert drastisk med over 2,5 ganger så mye areal som i 1970. Dette viser at det klart er langs fjellsidene nyetablering har forekommet fram til nå. Sett i prosent utgjorde arealet over 30 grader i 1970 ca. 44,4 % av det totale arealet, mens i 2019 har denne andelen steget til ca. 54,2 %. Dette vil tilsa at den relative fordelingen ikke har steget sterkt, men at det absolutte arealet likevel har hatt en massiv økning.



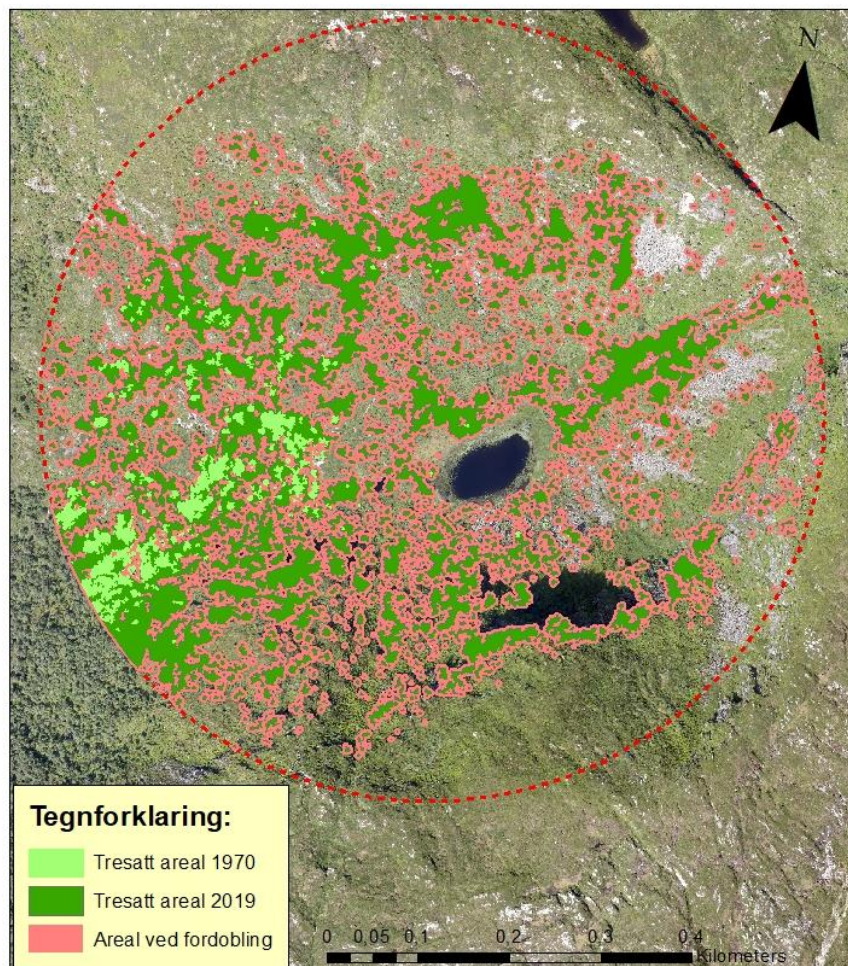
Figur 28: Tressatte arealer i 1970 og 2019 basert på helningsgrad.

7.5.3 Vekstrate og fordoblingstid

Det hadde vært ønskelig å finne en vekstrate og fordoblingstid for hele studieområde, men dette var problematisk ettersom planting i området har forekommet mellom 1970 og 2019. Siden det var vanskelig å skille plantet og naturlig skog i klassifiseringen ville en beregning av hele området gi en feilaktig vekstrate som enten var høyere eller lavere enn hva den faktisk er ut ifra omfanget som er blitt plantet. Et annet hinder var skygger i flere av flybildene. Siden dette ytterligere påvirker hvor mye som kan kartlegge, og dermed videre resultatene, ble det besluttet å bruke et mindre område. Hardbakkadalen ble valgt som utvalgsområde for å finne en vekstrate og fordoblingstid for studieområdet. Området var ypperlig ettersom trær for det meste er synlig i begge tidsperioder, samt faktumet at det er et av de minst uberørte områdene i Byfjellene.

Figur 29 viser området som data ble eksportert fra og arealdekket for hvert av årene. For 1970 var omfanget av skog innenfor Hardbakkadalen ca. 9576 m², som tilsvarer ca. 1,7 % av det avbildete området. I 2019 var skogarealet økt til om lag 134 938 m², som dekket rundt 23,3 % av dalen. Gjennom bruken av formlene beskrevet i avsnitt 6.11.5.3 ble det beregnet at innenfor Hardbakkadalen har det vært en årlig vekstrate på ca. 5,6 %. Dette gir videre en fordoblingsrate på tilnærmet likt 13 år om vekstraten er konstant. Figur 29 demonstrerer også omfanget av en slik mulig fordobling av tressatt areal i området. Som det kan ses vil en fordobling føre til at mesteparten av Hardbakkadalen vil være dekket av trær. Om man ser utstrekningen for 2019 sammen med estimert fordobling vil dette dekke et areal på 269 874 m², og vil utgjøre omtrent 46,6 % av det avgrensede området. Dette vil være en stor forstetting fra tilstanden i dag. Spredningne vil neppe følge samme distribueringsmønster som demonstrert, men er beregnet til

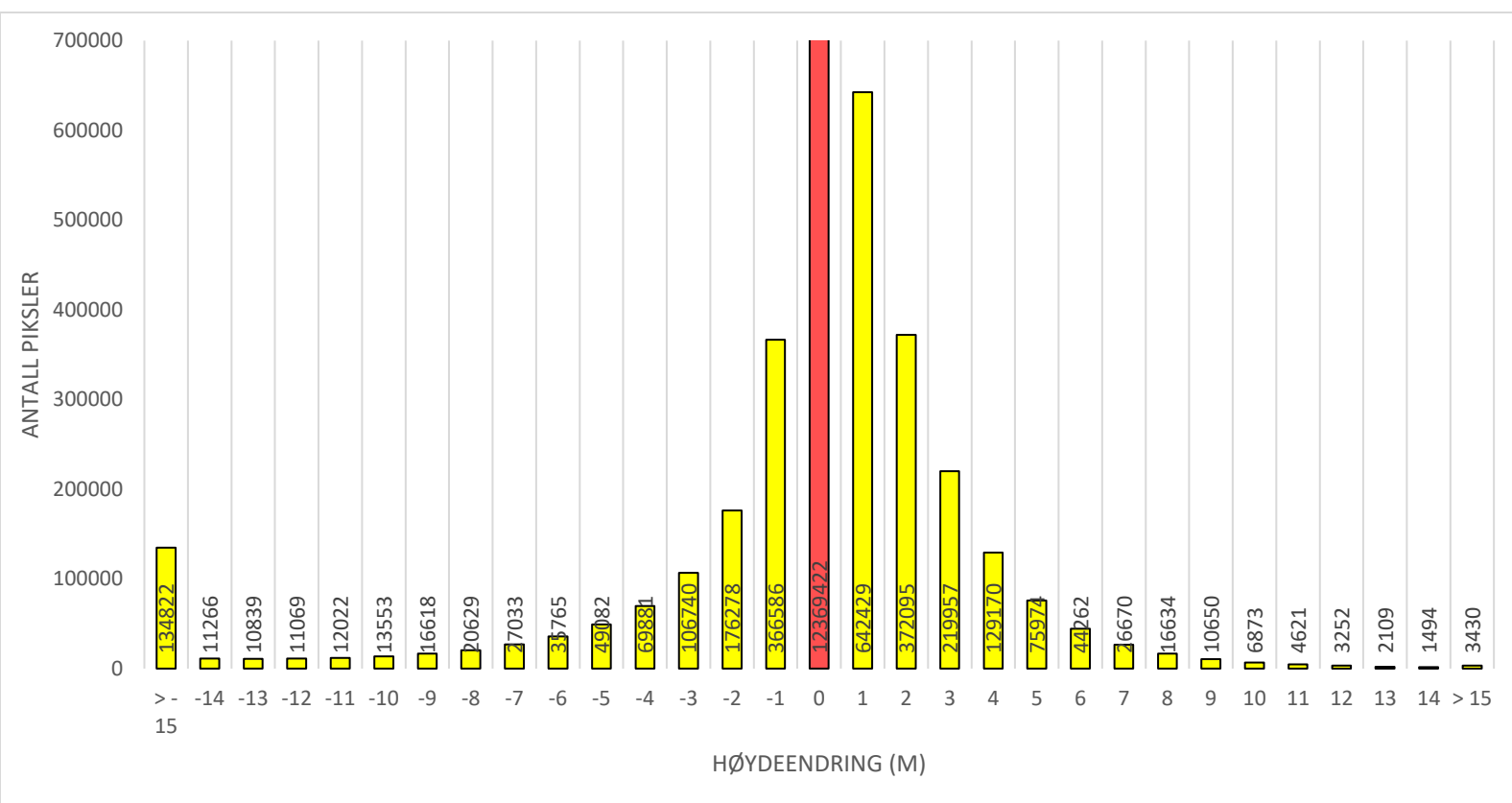
å dekke samme areal. Videre ekspansjoner vil videre være en ny fordobling og vil dekke over 90% av dalen. Ved videre utvikling i samme hastighet vil trolig dalen for bli gjengrodd inne 30 år og spredning oppover Såtene vil kunne skje relativt raskt. Samtidig er fordobblingsraten mest sannsynlig ikke representativt for hele studieområde på grunn av faktorene beskrevet i avsnitt 4.2, men det gir likevel en god indikasjon på at den naturlige veksten i et lite berørt område.



Figur 29: Arealdekke for trær i Hardbakkadalen om en fordobling av dagens dekke inntreffer.

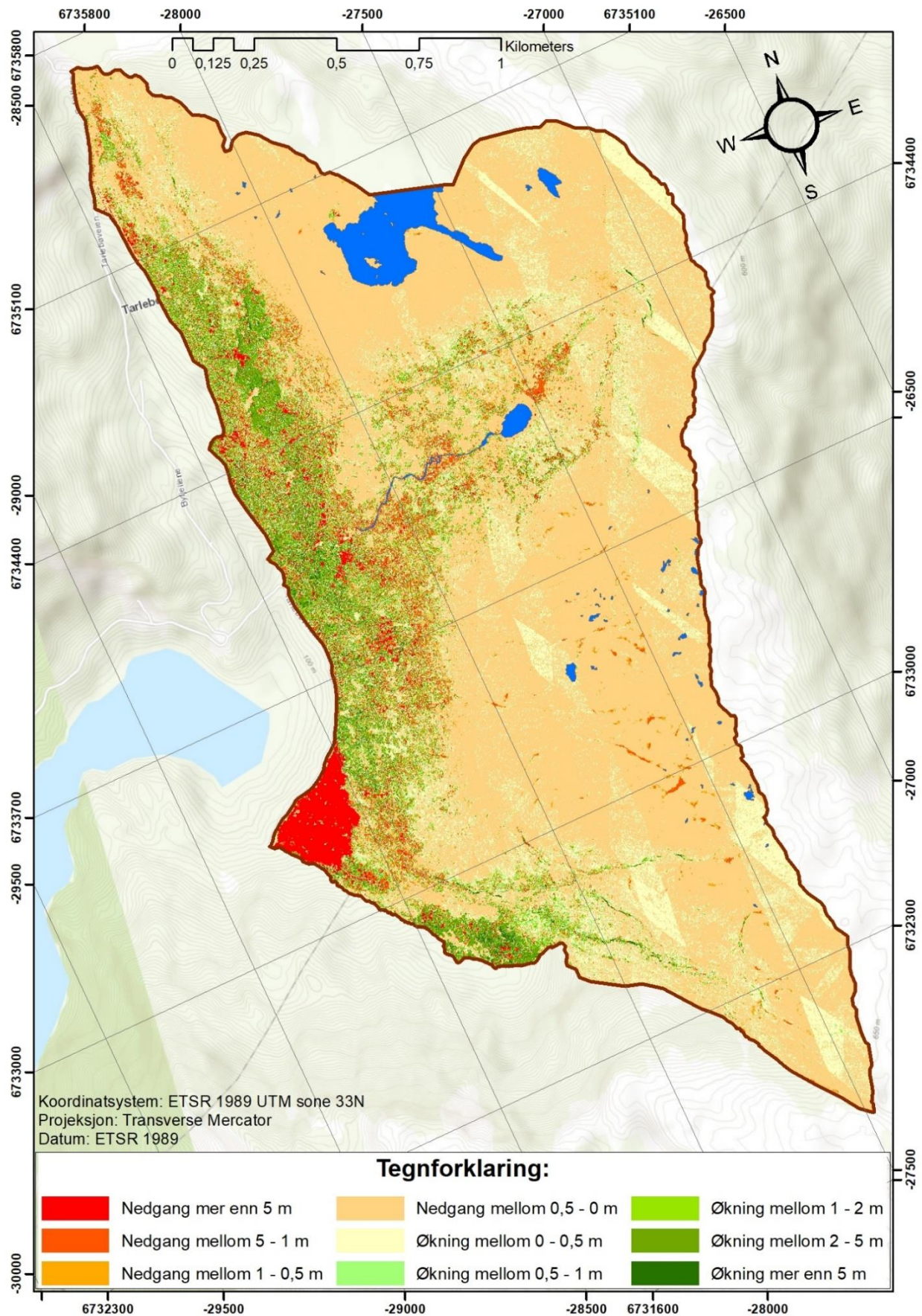
7.6 Tredimensjonale endringer

Vekstanalysen over studieområdet ga klare indikasjoner på hvor høydeendringer har forekommet i mellomrommet på åtte år. Figur 31 fremstiller at veksten hovedsakelig korrelerer til tresatte arealer, mens de høyereliggende områdene viser tilnærmet ingen endring. På tross av at høydeendringer ikke er synonymt med trevekst, er det her svært sannsynlig at det i denne sammenhengen er endringer i træs høyde som er primærårsaken, ettersom de forekommer i samme område. Dette støttes også av figur 30 som viser til at størsteparten av endringene ligger på rundt 1-2 meter, noe som er en forventet økning på åtte år.



Figur 30: Endringshistogram som viser høydedifferansen i Isdalen mellom 2010 – 2018. Hver piksel er definert som en høyde og satt inn i grupper med et intervall på 1 høydemeter. Areal uten endring går utenfor figuren.

Ved å se nærmere på figur 30 og 31 kan det ses at dataene viser at mesteparten av området ikke har hatt noen utvikling. Størsteparten av veksten har vært mellom 1 til 3 meter, mens mesteparten av nedgangen er på -2 og -1 meter. Positiv endring kan her tolkes som vekst i trærne. Det er logisk å anta at juvenile trær vokser hurtig de første årene, mens eldre trær trolig vokser noe mindre. I så fall vil dette samsvare godt med fordelingen som kan ses i figur 30. Nedgang eller større økning er derimot vanskeligere å forklare. Mye av den større nedgangen kan forklares med hogst og vindfellinger i plantasjeskogen. Dette støttes av at disse prosessene forekommer aktivt i området, og at deler av områdene med mye nedgang samsvarer med områdene hvor det er plantasjeskog (figur 23). Samtidig kan noe av nedgangen og den større økningen forklares ved at dataene bygger på ulik punkttetthet. Dette gir noen forskjeller når det kommer til nøyaktigheten av vegetasjonen (avsnitt 5.2.2.3), og enkelte piksler kan dermed ha blitt tolket feil, som gir illusjonen av nedgang eller økning enkelte steder. I tillegg er dalen påvirket av mye vind som kan ha ført til svaing i trærne under datainnsamlingen. Dette kan ha ført til ytterligere forskyvinger av piksler, og derav en tilsynelatende forskjell mellom årene. På tross av anerkjennelsen av potensielle feil, anses resultatet som en god indikator på veksten hos trær i området, og demonstrer på et generelt nivå hvor vekst forekommer.

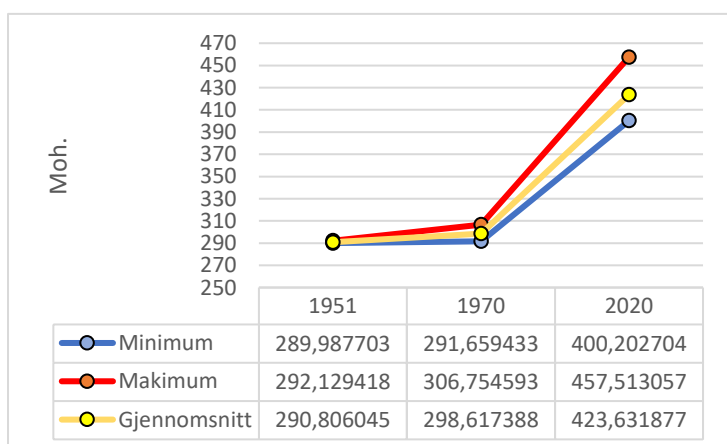


Figur 31: Visualisering av høydeendringer i Isdalen.

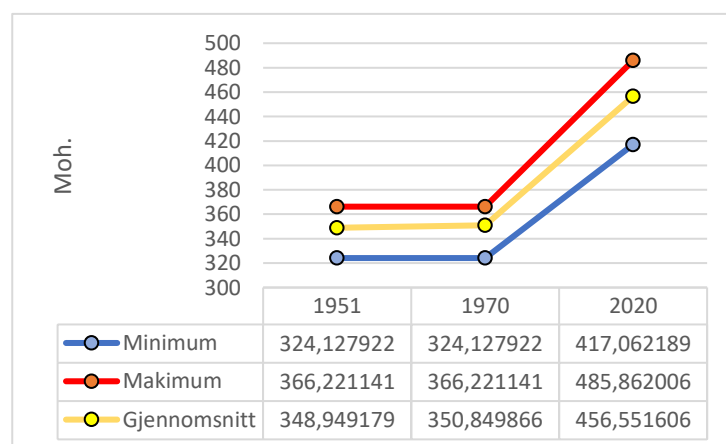
7.7 Grenseendring

På bakgrunn av resultatene fra fotogrammetrien ble det forsøkt å etablere utviklingen til skog- og tregrense i Hardbakkadalen. Området ble valgt ut fra samme begrunnelse som gitt i avsnitt 7.5.3, og grenser ble tegnet etter definisjoner gitt i avsnitt 4.1.2, samt en underliggende forståelse av minsteareal beskrevet i avsnitt 6.11.3. Dette utgjorde grensene vist i figur 34.

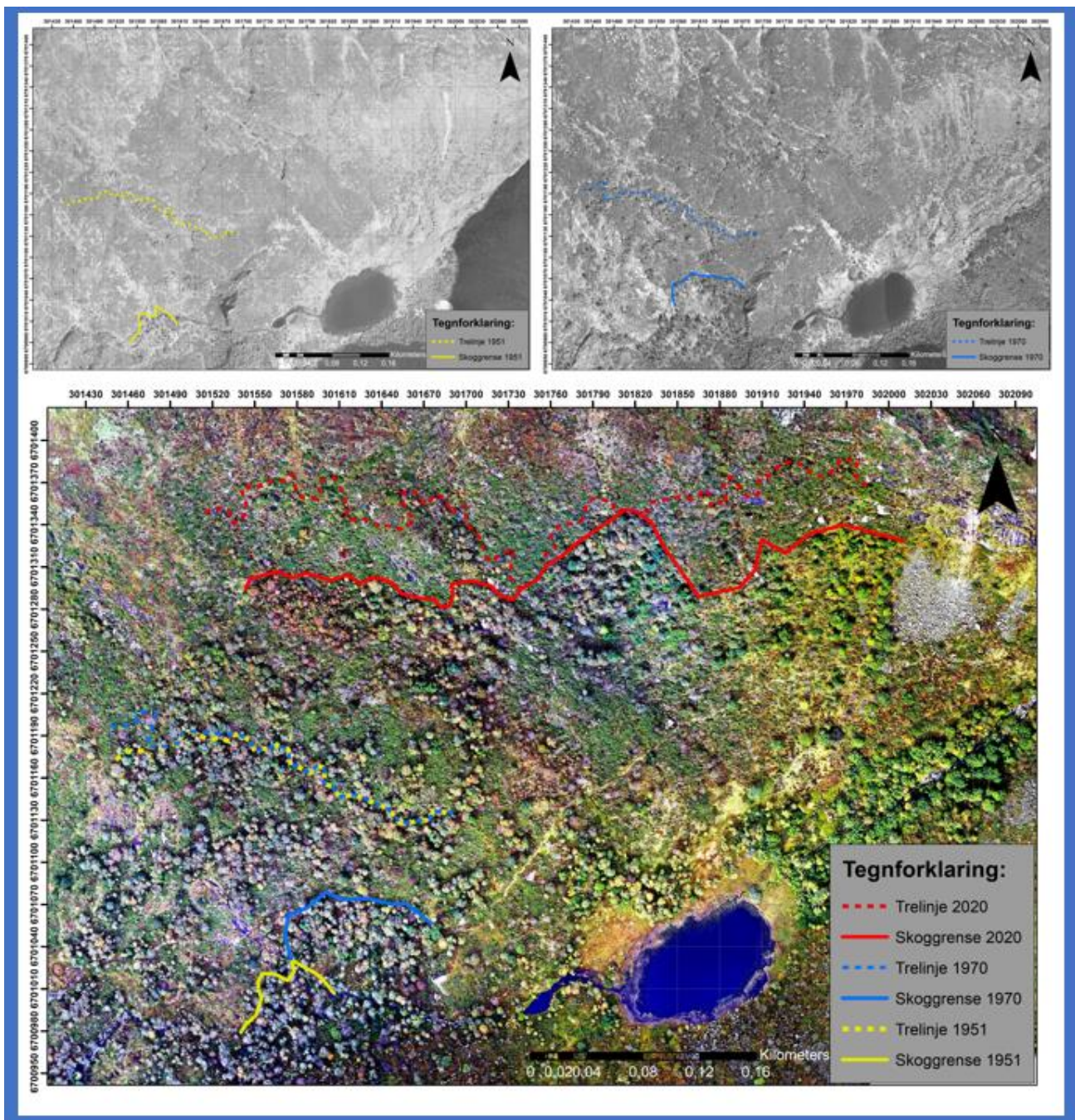
I 1951 kan det ses en struktur nederst i dalen som ser ut til være en liten etablering av skog. Bestanden er over minstearealet, og det antas at trærne er rundt 2 meter høye og at tettheten er innenfor kravene satt i NiN. Som kan ses i figur 32, ligger skoggrensen maksimalt ved 292 moh., men gjennomsnittlig ligger grensen på 290 høydemeter. Det kan også ses klynger av trær langs en linje, og grensen ble pragmatisk tegnet langs toppen av disse. Figur 33 viser at den gjennomsnittlige tregrensen lå omtrent 60 meter over skoggrensen. Grensene for 1970 er relativt like, men med noe høyere skoggrense som har økt mellom 2-14 meter, og det gir en gjennomsnittlig økning på ca. åtte meter. For 2020 kan det ses at tregrensen er mer sporadisk enn foregående år. Dette gir et sprik mellom nedre og øvre punkt på nesten 70 meter. Dette representerer nærmest samme forskjell som finnes i skoggrensen. Det mest bemerkelsesverdige er forskjellen mellom grensene i 1970 og 2020. Gjennomsnittlig har skoggrensen økt med 125 høydemeter, mens tregrensen har økt med omtrent 105 høydemeter. Samtidig er den gjennomsnittlige forskjellen på skog- og tregrensen i 2020 minsket til snarere 30 meter. Dette kan tyde på at ekspansjonen til tregrensen har stagnert noe, mens ekspansjonen av skoggrensene har fortsatt. Sett fra forflytning per år har skoggrensen flyttet seg gjennomsnittlig 1,9 meter mellom 1951-2020, mens tregrensen har en gjennomsnittlig forflytning på 1,6 meter. Om man derimot ser på den maksimale høyden har skoggrensen flyttet seg 2,4 meter årlig, og tregrensen har flyttet seg 1,7 meter. Dermed har skoggrensen større årlig forflytning enn tregrensen.



Figur 32: Graf over minimal, gjennomsnittlig og maksimal utbredelse for skoggrensen i Hardbakkadalen mellom 1951-2020, gitt i høydemeter.



Figur 33: Graf over minimal, gjennomsnittlig og maksimal utbredelse for tregrensen i Hardbakkadalen mellom 1951-2020, gitt i høydemeter.



Figur 34: Visualisering av skog- og tregrensen i Hardbakkadalen mellom 1951-2020.

7.8 Fotomanipulasjon

Fotomanipulasjonen i figur 35 demonstrer tydelig hvordan landskapet kan se ut ved videre gjengroing. Hvorvidt dette er en foretrukket eller avskydd endring, er en subjektiv sak. Tanken ved inkluderingen av manipulererte bilder at leseren i større grad skal få et inntrykk av beskrivelsene som gjøres i diskusjonen om fremtidens landskap. Dette menes å bli fremmet godt i dette bildeparet.



Figur 35: Illustrasjon av hvordan Vidden potensielt kan se ut om videre gjengroing fortsetter. Øverste bildet er uredigert, mens nederste bilde er manipulert.

8 Diskusjon

I dette kapittelet vil jeg drøfte funnene som ble gjort, i lys av teori og bakgrunn som er tatt for seg i kapittel 2-4, samt trekke inn andre relevante studier. Bruk av litteratur vil følge Tobler (1970, s. 236) sin første lov for geografi, om at «*everything is related to everything else, but near things are more related than distant things*». Målet er å svare på problemstillingen og delspørsmål som ligger til grunn for dette studiet i en romlig og temporal kontekst. Derfor skal det sees på utviklingslinjene for området fra 1951 til i dag, med fokus på trender, endringer og årsaksforhold. I tillegg vil det drøftes kort om usikkerheter i studiet knyttet til funnene. Basert på utviklingslinjene frem mot i dag vil det videre drøftes fremtidig utvikling. Til slutt vil også forvaltningen vurderes i form av muligheter og problemer som følge av foregående diskusjon.

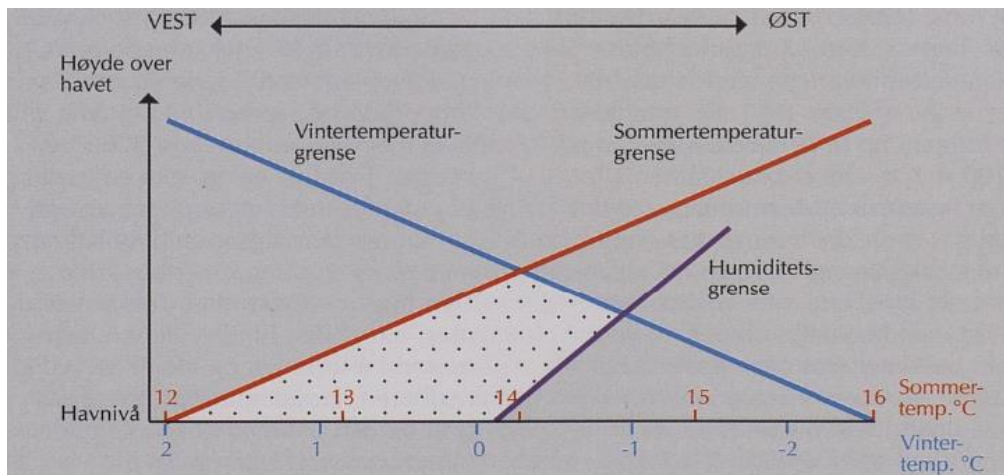
8.1 Utviklingslinjer mellom 1951 – 2020

Granskningen av de historiske flybildene og litteraturen avslørte raskt at store endringer i landskapet har skjedd de siste 70 årene. Endringen gjenspeiler i stor grad skifter i samfunnet, hvor blant annet jordbruket har hatt en omveltning de siste 50-100 årene (Vetaas & Måren, 2008). Noen generelle trekk kan utpekes fra flybildene alene, mens andre utviklingslinjer er mer skjult og må ses i forhold til de feltbaserte funnene. Til å starte med kan det ses på den generelle utviklingen som har skjedd. Området var tydelig preget av jordbruksrelatert aktivitet før siste verdenskrig. Dette synes i alle bilder tatt før nedleggelsen (vedlegg 2), samt at det er vist at beitepresset rund Fløyen og omegn trolig var høyt basert på antall beitedyr i området (Penniston & Lundberg, 2014). I 1951 var det fremdeles et klart kulturlandskap som preget hele dalen og utgjorde en stor del av områdets identitet. Dette ble med årene utviklet til et skogdekt område som nå snarere kan defineres som naturlandskap, sett bort ifra viten om planteskogene. Utviklingen kan ses i forhold til tendensene ellers i Bergen og på Vestlandet. Lyngheiene hadde nemlig sin største utbredelse mot slutten av 1800-tallet, og holdt seg relativt vedlike frem til omtrent 1950-60. På denne tiden opphørte utmarksbeiting og brenningsregimer mange steder, og ble etterfulgt av naturlig suksesjon (Kaland & Vandvik, 1998; Moe, 2002; Moen mfl., 2006; Penniston & Lundberg, 2014). Dette er en pågående prosess innad i studieområdet hvor lyngbrenning forsvant for lenge siden, antallet beitedyr er redusert, og suksesjon forekommer over store arealer. Utviklingen har til nå hatt, og vil videre få store konsekvenser for landskapet. Et annet generelt trekk som har foregått over lang tid, og som delvis er synlig på bilder gjennom vegetasjonen, er klimaendringer. Dette har skjedd relativt parallelt med nedgangen i jordbruket. Som kan ses i figur 2 og 3 har trendlinjene for tritermen økt stabilt fra 1960-tallet, mens det har

vært en minimal økning for januartemperaturen i samme tidsrom. Selv om januartemperaturens økning ikke har vært signifikant og er preget av stor variasjon mellom årene, blir det sagt av Penniston & Lundberg (2014) at det forekommer en periodisk trend hvor januartemperaturen har økt noe mellom 1940-2000, men at den etter det igjen ble synkende. Nedbør vist i figur 4 viser også en økning siden omkring 1960-tallet, hvor trendlinjen for årlig nedbøren har steget med rundt 700-800 mm frem mot i dag. Basert på den generelle utviklingen kan vi konkludere at det store utviklingstrekket i området er at inn- og utmark tas ut av bruk, og gror igjen eller erstattes med skogplantasjer. Dette er et utviklingstrekk som har vært svært vanlig mange steder i Norge, spesielt på Vestlandet (Skjerping, 2001; Moen mfl., 2006; Øyen & Eriksen, 2008; Lundberg 2011; Berstad, 2014; Penniston & Lundberg, 2014; Øyen, 2017). Prosessen er en sekundær suksesjon, og kan ifølge Bryn & Eiter (2010) knyttes til gjengroingsbegrepet ved at kulturpåvirket areal har blitt rammet. Endringene har både økologisk og kulturell betydning, som vil diskuteres ytterligere. Med avklaring i de generelle utviklingstrekkene skal det ses videre på mer konkrete trender i området. Spesielt naturtypene med tilhørende arter og den romlige utviklingen av skogen forteller mye om hvordan endringene har foregått.

8.1.1 Naturtyper og arter

Artene og naturtypene som ble kartlagt under feltarbeidet kan si mye om utviklingen som har skjedd, og faktorer som virker inn. Til å begynne med kan det ses at området representerer særegne arter for Vestlandet som klokkelyng, revebjelle, kristtorn og jordnøtt (Fægri, 1957; 1960). Typiske vestlige arter har en relativt forutsigbar utbredelse som krever milde forhold og høy humiditet (figur 36). Spesielt forekomsten av kristtorn indikerer at det er få frostdager i den nedre delen av dalen (Godske, 1944). Det samme kan leses fra bjørken i hele området som er monostammet, noe som er forventet i et område lite preget av snø (Penniston & Lundberg, 2014). Dette bekrefter i stor grad at kulde ikke er en faktor som virker spesielt inn på området, og at det derfor må være relativt mildt i dalen på tross av enkelte snødager på vinteren. Videre kan man si at naturtypene bekrefter de fattige til intermediære forhold i dalen og blant annet duskull i myrene indikerer at det er lite fosfor i omløp (Dahl, 1976). Noen lokale flekker med mer næringsrike arter forekommer for eksempel ved bunnen av Smalisdalen hvor hogst har skjedd og frigjort nitrogen til jorden (Lundberg, 1987). Et annet eksempel er svake hellinger på Såtene hvor nitrofile arter opptrer i klynger. Her er antagelig nitrogenrikt vann årsaken, hvorav nitrogenet kommer fra nedbøren og samles i bunnen av hellinger. Nitrogeninnholdig nedbør er kjent fenomen fra Bergen og sørover, og gir en gjødslande effekt på heiene, med bedre vekstforhold for gressarter og trær (Kaland & Vandvik, 1998).



Figur 36: Skjematisk modell av Knut Fægri som viser utbredelsen av vestlige arter (Kilde: Moen, 1998, s. 56).

Flere av artene kan også forteller noe om hvordan området var benyttet tidligere. Man kan klart se at de fleste nedre områder har blitt brukt som slåtte- og beitemark. Skillet mellom disse kan være uklart, men som regel har slåttemark høyere mangfold og mindre steiner, mens beitemark ofte har flere av artene som sauene har unngått som einer, sølvbunke og soleier (Bele mfl., 2018). Fra dette kan man anta at øvre delen av Våkendalen og strekningen mellom Hardbakkadalen og Smalisdalen har vært anvendt som beiteområder. Her er det lite rensket for steiner og man finner flere av de artene som sau unngår. Dette støttes også av steingjerder i området og en geil oppover Våkendalen. Feltobservasjon av noe som lignet ødelagte gjerdeklyver i Smalisdalen og Hardbakkadalen indikerer at disse områdene også var brukt for beite. Dagens plantefelt i Våkendalen og Hardbakkadalen var nok for det meste innmark og slåttemark. Dette kan ses på beliggenheten av gårdsbygninger, rydningsrøysen og større gresspreg der bunnsjiktet ikke er blitt skygget ut. At området var ryddet og velpleid var nok også begrunnelse for plasseringen av plantefeltene. Feltarbeidet viste også at trær i tidligere tider har vært anvendt. Blant annet var eik (*Quercus*) observert i området, men var nesten eksklusivt knyttet til områder i nærheten av brukene. Ved foten av Hardbakkadalen var det et tydelig steinlagt areal hvor det var plantet eik. Med tanke på de magre forholdene var dette trolig gjort for å skape tilgang til vinterfôr for dyrene eller til garving (Håpnes, 2017; Sunding mfl., 2021). Videre er det mulig at det har vært en lauveng eller hagemark i område hvor det i dag er lågurt og bærlyng-lågurtskog (T4-E-3). Eldre fotoer (vedlegg 2) bekrefter noen treklynger i dette området. Hasselen så her ut til å ha blitt kuttet enten for fôr eller til tønnebånd, samt at nøtter mest sannsynlig ble samlet (Bele mfl., 2018). Basert på funnene kan det ses at bøndene i stor grad utnyttet hele området i form av både beite, jakt, slått, sanking, dyrkning og annet, noe som beskriver det klassiske mangesystemet.

Det er svært forståelig hvordan lynchheiene er blitt benyttet, men det utfordrende er hvorvidt det er belegg for å kalle dem kystlynghieier. I første omgang kan vi slå fast at flere klassiske arter

for kystlynghei er til stede. Noen er nevnt i avsnitt 7.2, men andre arter funnet er også heisiv, heigråmose, reinlavarter, torvmoser, klokkelyng og melbær. Disse er svært karakteristiske for kystlynghei (Moen, 1998; Nilsen mfl., 2009; Halvorsen, 2016; Bele mfl., 2018). Samtidig er ikke røsslyngen så dominerende som man skulle forventet i alle deler av studieområdet. Dermed ble det gjort en avveining mot naturtypen *T-31 boreal hei* ettersom begge har lignende mangfold som et resultat av beiting som fellesnevner. Likevel ble området vurdert til å tilhøre kystlynghei basert på fire faktorer. Det første er at mindre forekomst av røsslyng kan henge samme med at mer mose, lav og brann-sensitive arter som krekling og blåbær har kommet på banen etter at hevdene opphørte parallelt med at røsslyng har vært i degenerasjon. Det er også kjent at røsslyng er ømfintlig mot minst ett stoff som krekling produserer (Bråthen, referert i Kaland & Kvamme, 2013). Det var dessuten vanlig å brenne 5-10 % av lyngmarken per år, noe som kan forklare hvorfor noen områder er mer forringet enn andre med en potensiell 20 års differanse (Kvamme mfl., 2009; Halvorsen, 2016). For det andre inkluderes også bakliheier i kategorien kystlynghei. Dette er humide skråninger, som ofte er vendt mot nord eller øst, og som gjerne finnes i ulent og steinete terreng. Her er det ofte flere typer bregner og brann-sensitive arter, samt mindre dominans av røsslyng som et resultat av lavere brannintensitet (Halvorsen, 2016). Dette kan beskrive deler av området og forklarer utbredelsen av bregner innad deler av naturtypen. For det tredje er det kjent at kystlynghei forekom i enkelte fjell fra 300-400 meter og oppover som kystfjellhei. Slike heier er dårlig dokumentert, men det er vist at disse var knyttet til fjell med lite snø og frost, hvor sauebeiting hadde større ansvar for hevdene (Kaland & Kvamme, 2013).

Den siste og avgjørende faktor for valget av kystlynghei er de historiske bevisene (litteratur, bygninger, stedsnavn og vegetasjon), som viser til ekstensivt beite i området (Penniston & Lundberg, 2014). Med stor beiteaktivitet utvikler boreal hei seg gjerne til *T32 semi-naturlig eng* (Halvorsen, 2016). Ettersom dette ikke ser ut til å være tilfellet, kan man anta at brenning sannsynlig var en del av hevdregimet. Dette støttes opp av relativ liten utbredelse av finnskjegg, som er en art som typisk vokser frem ved aktivt beite siden den er lite ettertraktet hos sau (Dahl, 1976). Dette kan tolkes til at arten har vært holdt tilbake av brenning og derfor har vokst frem i nyere tid. Selv om det er uvisst hvorvidt brenning forekom innad studieområdet og omfanget av dette, er det vist at brenning forekom i Byfjellene til en viss grad frem til 1960-tallet. Dette understrekkes av Sletten (2008) som mener at helårig beite og lyngbrenning var den direkte årsaken til de skogløse Byfjellene. Med tanke på de lange tradisjonene for gårdsdrift i dalen og de magre forholdene, er det derfor sannsynlig at brenning ble foretatt for å benytte alle ressurser landskapet tilbyde, fra beite og fôr, til eventuell bedring av multeavlinger (Nilsen mfl., 2009).

Det at trær og spesielt bjørken sprer seg, indikerer at tregrensen stiger grunnet opphør av menneskelig påvirkning (Odland, 2004). Det samme kan sies om einer som generelt har stor utbredelse i området, spesielt i kystlyngheiene. Med tiden kan disse skygge ut andre arter og medføre endringer i naturtypene og for friluftslivet (Moe, 2002). Basert på eldre bilder (vedlegg 2) og flybildene (tabell 2) kan det også late til at det er blitt mindre nakent berg og myrer. Blant annet i flybildet fra 1951 og de eldre fotoene, ser det ut til å være mindre vegetasjon enn hva som kan ses i dag. Dette kan tyde på at området fremdeles var relativt godt hevdet i frem til 1950-tallet. At området gror igjen støttes også av Kobbeltvedt (1988) som viser til at Nordre Smemyr ved toppen av Smalisdalen har minsket med tiden. At disse naturtypene ser ut til å gro igjen, kan ha noe sammenheng med at røsslyng har en relativ hurtig jordsmonnsdannelse, og at det gjennom de siste 70 årene derfor har blitt bygget opp et tykkere jordsmonn som har blitt begrodd (Kaland & Kvamme, 2013; Bele mfl., 2018). Basert på dette kan det antas at om lag alle naturtypene rammes av suksesjon i noen grad, og at dette sannsynligvis har ført til endringer i fremtredelsene og sammensetningen til artene. Gjengroing av kulturlandskapet er derfor ansett som prosessen som virker mest på det biologiske mangfoldet i Norge (Blom, 2007).

8.1.2 Grenser, spredning og romlig fordeling

For å forstå dynamikken i landskapet og faktorene som virker inn, er det nødvendig å se på trærns fordeling og spredningsmønster (Øyen, 2017). I flybildet fra 1951 er det omtrent bare plantskog som var synlig. Frem til 1970-80 var det begynt å danne seg et mindre belte av løvtrær over plantasjeskogen, hovedsakelig rundt Hardbakkadalen. Flybildet fra 2005 viser et endret landskap som minner om dags tilstand. Disse visuelle endringene viser til minst tre utviklingstrekk. Det første er at utviklingen i Isdalen samstemmer godt med suksesjonsteori presentert i avsnitt 3.3.2. Mellom 1951-1980 ser naturlig gjenvekst ut til å gå relativt tregt, mens mellom 1980-2005 har utviklingen gått svært fort. Deretter har utviklingen mellom 2005-2020 gått relativt tregt igjen, noe som plasserer utviklingen under skoggrensen i en sen ettervekstfase. Dette støttes også av at bjørk er den klart dominerende arten i omtrent alle gjengroende områder (Penniston & Lundberg, 2014). Vekstraten for Hardbakkadalen er dermed et godt estimat for hvor hurtig den første delen av gjengroingsfasen har vært (Lundberg, 2005). For det andre kan man gjennom bildeklassifikasjonen se at areal med skogen har mer enn doblet seg i perioden mellom 1970-2019. Dette er i tråd med utviklingen ellers i Norge hvor andelen kubikkmasse har steget med ca. 125 % mellom 1967-2019 (Statistisk sentralbyrå, 2020). Dette bringer oss til det siste trekket som er at den naturlige skogen er veldig ung med pionertrær som bjørk, selje og rogn (Moe, 2002). Dette var også tydelig ved at mange trær var relativt små og at ingen

stubber var synlig. Dessuten indikerer flybildene at mye av løvskogen, spesielt i høyere lag må være ca. 30-40 år ettersom mye fortsatt var bart i 1980. Samme utvikling fra utpå 1970-tallet er påvist av Penniston & Lundberg (2014) på Fløyen, ca. 2 km unna i luftlinje. Dendrokronologien viser det samme ved at de fem høyestliggende prøvene kun var mellom 11-22 år gamle. Andre trær i nær omkrets hadde omtrent samme størrelse, og antas derfor å være jevnaldrende.

Dagens skogutforming har flere steder en konveks utforming, som sammen med trærnes unge alder indikerer at skogen fremdeles er i frammarsj, jf. avsnitt 3.2. Dette er klart demonstrert i funnene, hvor skoggrensen har steget i hele området siden 1951, med oppimot 130 høydemeter i deler av området. I tillegg ses det at etableringen av trær har økt med 200 høydemeter, som viser etableringsevne på de øverste punktene i studieområdet. Denne differansen gir mening ettersom artsgrensen har bedre responstid enn skoggrensen (Bryn mfl., 2013). I en systematisk oversikt over skog- og tregrenser i Norge gjennom de siste 100 årene fant Bryn & Potthoff (2018) at den generelle trenden var økende grenser uavhengig av elevasjon, samt fortetning lags grensesonene. Store deler av Sverige har også sett en økning i tregrensen med drøye 100 meter siden 1915, hvor trær som forynges både vegetativt og fra frø har reagert mest. Utviklingen har samtidig ikke vært synkron i tid og rom, med variasjoner mellom 40-250 meter over 50-100 år, samt at vindutsatte steder har vært relativt uforandret (Larsson, 2004). Dette kan ses i Isdalen, som har hatt langt mer økning enn Løvsstakken der skoggrensen kun økte med 37 meter i tidsrommet mellom 1974-1999 (Skjerping, 2001). Alt i alt kan vi konkludere med at i likhet med mange andre steder øker grensene, men at økningen ikke er synkron uavhengig skala.

Neste spørsmål blir hvordan spredningsmønsteret har vært og hvordan det har påvirket den romlige fordelingen av skog. På et overordnet nivå har spredning av trær kommet fra to kilder. Den ene er naturlig migrasjon av løvtrær fra nærliggende områder, og den andre er sporadisk spredning fra planteskogene. Samme spredningsmønster vises også av Penniston & Lundberg (2014) på Fløyen. Til å begynne med kan vi se på den naturlige migrasjonen. Ekspansjonen av trær har i størst grad skjedd innover i dalene og langs fjellsidene. Dette spredningsmønsteret er sammenlignbart med funn fra både Engum (2006) og Voster (2007), hvor økningen er størst i helninger, og at skogen både utvider grenser og fortettes samtidig. At mest økning er i bratte helninger kan komme av at sørvendte skråninger har større varmeinnstråling (avsnitt 4.2.1.3), at husdyr ikke like ofte beiter i bratt terreng der flatere marker er tilgjengelig, og at flatere areal allerede var begrodd. En annen trolig årsak er at helninger og daler gir god beskyttelse mot vind (Penniston & Lundberg, 2014). Dette er spesielt relevant i Byfjellene hvor sammenraste hytter vitner om vindens kraft (Sletten, 2017). Ifølge Moen mfl. (2006) overgår beskyttelsen gitt av

helninger effekten av aspektet. Dette indikerer at beskyttelse for vind er en like viktig faktor for dagens mønster som innstrålingen. På bakgrunn av vindens effekt på etablering av trær, antas det av Bryn mfl. (2013) at vindeksponert snaumark har lavere sjanse for regenerering av skog.

Dette bringer over til neste spørsmål om hvorfor skoggrensen tilsynelatende ikke har flyttet på seg mellom 2005-2020. Flere steder står trær på kanten til flatere mark uten tegn til fremmarsj. En sak kan være at beite mest sannsynlig var mer utbredt lengre nede i dalen for bare et par år siden. Lundberg (2005) skriver at de vestnorske kystlyngheiene ikke kan opprettholdes lenge uten beite eller annen skjøtsel. Basert på dagens tilstand på Såtene taler dette for at beiting mer nylig må ha forekommet der for at kystlyngheien skulle ha hold seg vedlike. Dette kan ses i forhold til *Giardia lamblia*-epidemien i 2004 som la strengere krav for beite i området (avsnitt 2.2.1). Før dette var det jevnlig sauer nede i Våkendalen, og i noen tilfeller helt til Svartediket (Eikebrokk mfl., 2006). Denne sammenhengen kan dermed forklare hvorfor trær kun de siste årene har startet å etablere seg på Såtene. Dette samsvarer med preget av tidlige suksesjonsarter som einer og vier, og den nå sakte økningen av trær (Penniston & Lundberg, 2014). Samtidig er nok vind satt store begrensninger. Vindens styrke i øvre høydelag gjør det som sagt vanskelig for trær å etablere seg på den relativt flate og eksponerte kystlyngheien. Dette er kjent som *toppeffekten*, hvor areal ved toppen av høydedrag er mer utsatt for vind og dermed vanskeligere å tresette (Strand, 2002). Dette kan passe med den sporadiske forekomsten av trær, som tilfeldig er blitt fordelt via vind eller fugler, og derifra vokst opp der det finnes beskyttelse. Effekten av vind vil også kunne være med å forklare hvordan differansen mellom skog- og tregrensen i Hardbakkadalen har blitt halvert siden 1951. Jordsmonnet har også satt sine begrensninger ved at vekst går sakte i fattig jord, samt demper eventuelle effekter av et bedret klima (Aas, 1969). Jordsmonnet har videre effekt på fordelingen av arter, hvor for eksempel selje som okkuperer mye av øvre Hardbakkadalen ikke er til stede på Såtene på tross av god evne til vindspredning. Dette kommer trolig av at selje er sensitiv for både beite-, lys-, jord- og spireforhold (Solberg mfl., 2011). Dette understreker at jordsmonnet i kystlyngheiene ikke alltid er spesielt egnet for visse typer trær. Videre ekspansjon inn i kystlyngheiene vil derfor trolig ha en tregere vekstrate enn den som har vært hittil grunnet skinnere jord og er mer vindeksponering (Lundberg, 2005).

Et interessant spredningsmønster kan også ses i trærne over dagens skoggrense. At bjørk og rogn er dominerende er ikke overaskende i forhold til suksesjonsteori, men at granen dominerer i de høyeste lagene var en uventet oppdagelse. Det sammen fenomenet er sett på Ulriken og ellers på Vidden ved 600 moh., hvor kun gran klorer seg fast (Sletten, 2008; 2017). Her kan vindspredning være en god forklaring, ettersom granen har lette frø med vinger som spres godt

med vinden (Øyen mfl., 2009; Øyen, 2017). Disse frøene kan ha kommet fra begge sider av Vidden, og muligens har granen bedre etablerings- og/eller spredningsevne i området enn bjørk. Dette indikerer også at humiditeten på Vidden er tilstrekkelig for gran, som betyr at fuktigheten også er god nok for bjørk (Aas & Faarlund, 1988). Samtidig har nok granens høyere etablering på toppen av Vidden noe sammenheng med at den begunstiges av både vinterhvile og lavt til moderat beitetrykk (Bjor & Graffner, referert i Øyen, 2017; Larsson, 2004). Basert på de nevnte elementene her og tidligere, kan man se at vind sannsynligvis er en svært forstyrrende faktor for etableringen i området, men også til stor hjelp for spredningen av frø. Samme mønster ble beskrevet for Løvstakken, men med noe mindre begrensning for etableringen (Skjerping, 2001).

Ikke bare granen har spredt seg fra plantefeltene, også fremmedarter spre seg derifra. Hele 8 av 9 arter som ble identifisert som fremmede var trær (vedlegg 6). Av disse har sitkagran, hemlokk, busk- og bergfuru blitt plantet innad studieområdet, mens europeisk lerk, edelgran og blågran har forynget seg fra nærliggende plantefelt utenfor studieområdet. Sitkagran og hemlokk sprer seg nå naturlig i området, men ikke i særlig stort omfang. Sitkagran er treslaget som har spredt seg mest, men den største populasjonen på Såtene er trolig plantet i forbindelse med hytten (Helgheim) som ligger rett ved. Samtidig er det noe sitkagran i området som ser ut til å ha spredt seg naturlig, enten fra hytta eller plantasjonen rett nedenfor. Disse var noen av de største trærne over skoggrensa og vitner om at forholdene trolig ligger til rette for god vekst og spredning hos sitkagranen. En slik utvikling er også bemerket av blant annet Berstad (2014) som beskrev stor naturlig foryngelse av sitkagran innad i fattig kystlynghei. Sandeman (2009) bekrefter også at sitkagranen fremtrer som en aggressiv inntrenger vest i Våkendalen, rett utenfor studieområdet. Det siste fremmede treslaget er platanlønn, som har spredt seg massivt innenfor området. Dette har ikke blitt plantet i nærheten og har derfor spredt seg naturlig til området, hvor den ser ut til å trives godt. Denne spredningen er som nevnt ansett som et problem i Bergen (avsnitt 3.5.3). Det ble også funnet to individer fra mispelslekten (*Cotoneaster*) som sannsynligvis var fremmedartet. Individene befant seg i hver sin dal, og har sannsynligvis blitt fraktet med fugl.

8.1.3 Årsaksforhold

Det kan trekkes frem flere grunner til at landskapet i Isdalen har blitt som det er i dag ved å se på strukturer og prosesser som har formet forholdene (Eiter & Potthoff, 2016). Av strukturer er miljømessige faktorene de mest relevante, ettersom de utgjør opphavet til dagens arter og grenser. Som vist gjennom diskusjonen hittil, har snø og frost hatt lite innvirkning på området, mens vind og jordsmonn foreløpig har satt sine begrensninger for utviklingen. Det kan videre

ses på de andre miljømessige strukturene som påvirker spredning og fordelingen av trær. Først kan det påpekes at tilførsel av vann ikke ser ut til å være et problem med tanke på antall myrer og fuktighetskrevede mosearter i området. Dette er synlig på mange trær i området som er dekket av lav og mose på grunn av den høye fuktigheten og det karrige jordsmonnet, noe som også medfører treråte og overmetning i jorden (Irgens, 1968; Moe, 2002). Ut ifra observasjon ser det ikke ut til at vekstforholdene har blitt svekket av vannmengdene, men det er tydelig at fuktigheten har påført mange bartrær råteskader. Penniston & Lundberg (2014) kommer frem til samme konklusjon basert på at skogen har ekspandert i områder hvor beite ikke har funnet sted, av den grunn har fuktighet ikke vært en begrensning. Sett fra skogens utvikling hittil kan samme logikk brukes for at temperaturen trolig ikke har vært et hinder til nå heller.

Basert på strukturene i området er det mulig å se at grunnlaget for veksten opp til dagens skog- og tregrense ikke har hatt store hindre, ettersom begrensninger fra jordsmonn og vind ligger over dagens grense. Dette kan også begrunnes i at den generelle trenden fra Lidar-dataene som viser grei vekst over en periode på åtte år. Sett i forhold til dendrokronologien hvor nærmest alle prøver under Hardbakkadalen viser lav vekst, kan dette forklares av at planteskogen tar opp mye lys og dermed vokser godt sammenlignet med nyetablerte trær. Over den etablerte skogen var det bedre breddevekst, mens høyden er relativt lav tatt i betraktning at rognen gjennomsnittlig vokser rundt 50 cm årlig de første 10 årene (Solberg mfl., 2011). Rognen i området er dermed kortvokst med tanke på alderen til enkelte av dem. Dette taler for at vekstforhold i området kan anses som under gjennomsnittlige, men tatt i betraktning høydedifferansen som kan spille inn på resultatene, er det en mulighet for at forholdene er bedre enn resultatene indikerer (Nordli, 1998). Selv om vekstforholdene for rogn ikke ser ut til å være optimale kan dette også ligge i artens optima, snarere enn i selve vekstmiljøet (Lundberg, 2005). Dette betyr at vekstforholdene for bjørk eller gran kan være betydelig bedre, og det er vanskelig å utale seg om det uten målinger fra flere treslag. Uavhengig av kvaliteten på vekstforholdene kan det fra feltarbeidet antas at forholdene er tilstrekkelig for videre vekst. Dette kan begrunnes i tilstedeværelsen av juvenile og eldre trær over tregrensen som indikerer at tilgangen til frø og edafiske forhold ikke er en avgjørende faktor for vekst i området (Hofgaard, 1997; Larsson, 2004; Holtmeier, 2009).

Selv om strukturene må ligge til rette for at dagens romlige fordeling skulle vært mulig, er det prosessene som har vært den utgjørende årsaken. Basert på litteraturen har hovedsakelig arealbruksendringer vært den største drivkraften. Nedleggelse eller endringer i landbruksdriften er som regel den direkte årsaken til gjengroing i Norge, men grunnlaget for bruksendringene er i mange sammenhenger en kompleks samvirkning av indirekte årsaker og prosesser på ulike

nivåer (Bryn & Eiter, 2010). I denne sammenhengen er derimot prosessen bak bruksendringene svært klare. Som en del av urbaniseringen utover 1800-tallet la kommunen ned gårdsdriften i området til fordel for vannforsyningen, og med beiterestriksjoner og initiativet til planteaktivitet ble grunnlaget for skogetablering dannet. Disse prosessene la veien for landskapsendringene som i dag er preget av suksessjon. Dette stemmer godt med normalen i Norge, om at det var de små, isolerte og lite produktive arealene som først ble tatt ut av bruk, og som nå gror igjen (Bryn & Eiter, 2010). Samtidig må det påpekes at temperaturen har steget i samme periode som skogen har vokst. Selv om det kan ses at opphøret av gårdsdriften var årsaken til at landskapet endret seg, er dagens grenser et resultat av både fortidens og nåværende klimaforhold, naturlige forstyrrelser og menneskelig arealbruk. Dermed kan ikke klimatiske endringer de siste 50-100 årene avskrives som en del av årsaken til endringen (Aas & Faarlund, 1988; Larsson, 2004; Bjune, 2006; Bryn mfl., 2013). Med utgangspunkt i at arealbruks- og klimaendringer er de drivende prosessene for økte grenser, skal det ses hvilke som har bidratt mest i Isdalen.

Store mengder forskning peker mot at klimaendringene har hatt store betydninger for økt utbredelsen av arter og naturtyper. I en omfattende studie fra flere land i Europa fant Steinbauer mfl. (2018) at artsmangfoldet over de siste 145 årene har akselerert kraftig i fjellene, spesielt de siste 20-30 årene. Dette var korrelert positivt med økt temperatur, noe som støttet deres hypotese om at klimaendringer var den primære drivkraften for økt sonering av arter i fjell. Mer spesifikt var det blant annet i Sverige en synlig økning i tregrensen mellom 1974-1999 tilskrevet klimaendringer (Kullman, 2000). I Finland var mer enn halvparten av den signifikante veksten i boreal skog over 60 år forbundet med klimaendringer (Kauppi mfl., 2014). For Troms viser Normark (2012) til at økningen i både tre- og skoggrense mest sannsynlig henger sammen med klimaendringer, og Aas (1969) viste til en økning på minst 40 m i den klimatiske grensen for bjørk i Sørøst-Norge, trolig relatert til bedret klima. På tross av en generell trend mot varmere klima i flere europeiske fjell, er det også variasjonen mellom ulike regioner. Her er det vist at nordlige områder som Skandinavia har hatt mindre økning i temperaturen, noe som er en trend forventet å fortsette. Klimaendringer har derfor trolig mindre effekt i Norge sammenlignet med andre europeiske land, selv om studier angående dette har gitt noe motstridende resultater (Dalen & Hofgaard, 2005; Bryn, 2008; Engler mfl., 2011; Wehn mfl., 2012). Dette understrekes også av Bryn & Flø (2011) som gjennom modeller har vist at nyetablert skog i Norge i svært liten grad skyldes pågående klimaendringer, men er heller et produkt av naturlig gjengroing.

I forhold til Isdalen kan det pekes på flere argumenter for hvorfor arealbruksendringer er den primære drivkraften. En sak er at skog startet å etablere seg samtidig som jordbruket sluttet. En

annen sak er at all vekst til nå har vært under den antatte klimatiske skoggrensen i Byfjellene. Klimaet er dermed ikke nødvendig for å forklare veksten ettersom dagens utbredelse hadde forekommet uavhengig av om klimaet hadde endret seg eller ikke (Bryn, 2008). Videre ses det at fremrykket ikke har vært synkront med temperatursvingningene, ved at skogen har beveget seg fortere fremover enn temperaturøkningen skulle tilsi. Holtmeier (1994) mener dessuten at en økning i tregrensen ikke kan knyttes til klimaendringer før det har gått om lag et århundre, som betyr at det nylig bedrede klimaet ikke kan knyttes til økningen. En siste faktor vedrørende temperaturen er at dagens skog- og tregrense ligger betraktelig under hva man skulle forvente basert på etablerte korrelasjoner vist i tabell 9. Selv om en slik omregning alltid medfører en viss feilmargin, er det likevel faglig akseptert (Voster, 2007). Samtidig påpeker Robak (1960) at skoggrensen langs kysten er mye lavere enn hva som skulle forventes basert på kalkulasjoner av gjennomsnittstemperaturen om sommeren. Han mener derfor at en minskning på 0,6 °C per 100 meter er for lavt i kystregionen siden selv en mindre høydeøkning vil føre til stor eksponering for den konstante vindens nedkjølede effekt. Basert på avsnitt 4.2.1.1 mener jeg likevel at maksimumstemperaturen er av størst betydning, og ettersom den er mye større enn kravet for tilvekst, anses ikke økende temperaturer som utslagsgivende for dagens skoggrense. Sett i forhold til de massive landskapsendringene som har skjedd i Isdalen over de siste 70 årene, kan de tolkes til å være for omfattende til å kun være et resultat av klimaendringer alene. Måten beitepresset og arealbruket har endret seg de siste 100 årene ser derfor ut til å være den plausible forklaring på vegetasjonsendringene. Dette støttes også av Fægri (1968) og Moe (2002) som begge mener at kulturpåvirkningene er det som har holdt skoggrensen nede i Byfjellene.

Tabell 9: Sammenligning av målte verdier og grenseverdier gitt i litteraturen. Kilde for målte verdier: *eklima.no*

Forfatter	Krav for trevekst	Temperatur (1990-2020) ved ca. 500 høydemeter (-0,6 per 100m)
Helland (1912, referert i Holtmeier, 2009)	Gjennomsnittlig temperatur mellom juni-september (tetraterm) er over 7,5°C for bjørk	11,3°C (juni-september)
Brockmann-Jerosch (1919, referert i Löffler mfl., 2004); Moen (1998)	Gjennomsnittstemperatur på 10°C i den varmeste måneden samstemmer med skoggrensen	12,5°C (juli)
Aas & Faarlund (1988)	Gjennomsnittlig temperatur for de tre varmeste månedene (tritermen) ligger på 10°C for bjørk ved kysten.	11,8°C (juni-august)
	Gjennomsnittlig maksimumstemperatur for den varmeste måneden på 15,8°C	24,2°C (juli)
Odland (1996)	Gjennomsnittlig maksimumstemperatur for det fire varmeste månedene (tetraterm) på 13,2°C	22,1°C (juni-september)

At arealbruksendringer har vært den primære årsaken til endringer i Isdalen er i samsvar med mange andre studier gjort i Norge (Löffler mfl., 2004; Bryn, 2008; Rössler mfl., 2008; Wehn mfl., 2012). Selv om beiting og arealbruk lokalt kan forklare artssonering, er det utfordrende å

kvantifisere dette forholdet ettersom det varierer både innenfor og blant regioner (Steinbauer mfl., 2018). I tillegg påpeker Kullman (2000) at særlig vindeksponerte steder og områder med ekstensivt beite er dårlig egnet til å vurdere effekten av klimaendringer basert på fluktuasjoner i tregrensene. Ettersom det er usikkerhet knyttet til tidligere intensitet og bruk av områder kan endringer fort misforstås som et resultat av klima istedenfor bruksendringer, og bestemmelsen mellom dem er derfor utfordrende (Hofgaard, 1997; Bryn & Potthoff, 2018). Blant annet mente Skjerping (2001) at utviklingen på Løvestakken var styrt av både arealbruks- og klimaendringer. Hun mente at disse effektene var så integrert, at å skille mellom dem var umulig. Penniston & Lundberg (2014) mente på den andre siden at utviklingen på Fløyen for det meste var et resultat av kulturpåvirkninger. Ut ifra dette tydeliggjøres at generalisering av regioner er utfordrende siden lokale faktorer har stor innflytelse (Wehn mfl., 2012). Samtidig kan ikke klimaendringer avskrives som en innvirkende faktor i den hurtige gjenveksten. Derfor konkluderes det i likhet med flere andre forfattere (Aschwanden, 2002; Löffler mfl., 2004; Engum, 2006; Voster, 2007; Penniston & Lundberg, 2014; Bryn & Angeloff, 2015; Bryn & Potthoff, 2018) at endringer i arealbruket setter betingelsene for gjenvekst, men at et begunstiget klima mest sannsynlig øker hastigheten og omfanget til gjenveksten. Dette betyr at videre opphør av beite vil tillate skogen videre ekspansjon, og sammen med forventede klimaendringer kan den klimatiske grensen øke også i norske fjell (Wehn mfl., 2012; Penniston & Lundberg, 2014). En slik konklusjon er i tråd med konsensusen i Norge om at arealbruksendringer er den sterkeste drivkraften, men at klimaendringene kan forsterke trenden og bli en sterkere drivkraft i fremtiden (Potthoff, 2013a). Hvor stor effekt klimaendringer har hatt på Isdalen er vanskelig å utale seg om, ettersom den historiske skog- og tregrensen er uvisst. Derimot er det sannsynlig at klimaendringer kan føre til ytterligere ekspansjon i fremtiden, noe som skal utforskes videre i avsnitt 8.2.

8.1.4 Metodisk vurdering

Generelt anses metodevalget som en god kombinasjon av ulike tilnærminger til endringer i landskapet. Det samme kan sies for resultatene som demonstrerer endringer i både temporal og romlig forstand. Enkelte bemerkninger kan likevel gjøres for de fleste metodene. Blant annet kan det ha vært feil knyttet til avlesningen av årringer under dendrokronologien, som kan ha ført til mistolkninger av vekstforholdene. Enkelte posisjonsfeil kan også ha forekommet under GPS-registreringen. Videre kan vurderingen av skog- og tregrenser ha blitt basert på trær mindre enn to meter i bildene fra 1951 og 1970 siden et nøyaktig nDSM ikke kunne fremskaffes. Slike potensielle feil anses likevel ikke som noe svekkelse av resultatene ettersom eventuelle feil fremdeles vil ligge nært nok sannheten til å gi et korrekt bilde av situasjonen. Videre kan det

nevnes at på tross av høyoppløselige Lidardata kan enkelte problemer trolig oppstå når de sammenlignes på pikselnivå. Dette kan forekomme ved at forskjellene i punkttetthet fører til at bilder med flere punkter vil fange opp flere detaljer. Basert på egne antagelser kan derfor bildet med mindre punkter demonstrere små mangler i høydeverdier som utspiller seg på pikselnivå. Det antas også at vind og trekronedekke kan gi små variasjoner i hvor høydeverdier manifesterer seg i bildet. Når bildene dermed sammenlignes, kan enkelte piksler gi feilaktige verdier i positiv og negativ forstand. Selv om dette påvirker resultatet til en viss grad, tolkes trenden fortsatt som valid ettersom resultatet ser ut til å representere virkeligheten i stor grad. Til slutt er det to større vurderinger som må gjøres i forhold til resultatene. Det ene er feilkilder knyttet til bruk av flybilder til tolkning og naturkartlegging, mens den andre er nøyaktigheten av klassifiseringene.

I forhold til feilkilder som kan oppstå ved kartlegging av vegetasjon via flybildetolkning nevner Engan (2012) fire feil: grense- endrings-, skog- og buskfeil. I likhet med Berstad (2014) menes det her at de to siste kan omgjøres til treslags- og naturtypefeil. Når det kommer til grensefeil kan overgangen mellom naturtyper til tider være diffuse, spesielt om naturtypene forekommer i mosaikk med hverandre ettersom naturen endres gradvis. Dessuten er oppfatningen av grenser svært sårbare for personforskjeller som demonstrert av Wollan mfl. (2018). I tillegg var det som nevnt tidligere dårlig dekning på GPS-enheten i flere deler av området, noe som forsterket vanskelighetene med å plassere grenser nøyaktig. For økt presisjon ble derfor veiledning fra NiN-systemet brukt, og grenser ble etterkontrollert som forklart i avsnitt 6.5. Endringsfeil for naturtypekartleggingen har neppe forekommet ettersom flybildet var tatt året før og det har vært lite endringer siden den gang. For flybildetolkningen kan dette derimot ha vært et problem ettersom det er utfordrende å vurdere subtile endringer i pankromatiske bilder. Kvaliteten på enkelte av tolkningene må derfor vurderes som noe usikkert. Treslagsfeil mener jeg det er lite av ettersom mesteparten av feltområdet ble nøye inspisert. Flybildet skilte også godt mellom løv- og bartrær, noe som gjorde vurderingen mer presis og ga klarere grenser. Der hvor enkelte feil kan ha forekommet, var i mer utilgjengelige områder hvor det måtte antas at treslagene var de samme som nærliggende områder. Treslag kan foruten om dette blitt feilidentifisert i felt. Når det kommer til tolkningen av naturtyper anses dette som rimelig korrekt ettersom det ble utført feltarbeid. I likhet med vurdering av treslag måtte enkelte områder vurderes basert på flyfoto ettersom området var utilgjengelig. Her kan feil ha skjedd, men ut ifra de undersøkte naturtyper mener jeg at vurderingen er valid. Oppsummert anser jeg feil fra tolkning av flyfoto å være minimal basert på grundige undersøkelser i felt og god etterkontroll.

Kvalitetene til klassifiseringene kan sies å bygge på to grunnleggende faktorer. For det første er tilgangen og kvaliteten på datakilder essensielt, og for det andre er nøyaktigheten til klassifikasjonene viktig. For 1970 var det dårlig med tilgang på datakilder, og klassifiseringer måtte derfor baseres på resultatet fra fotogrammetrien. Fotografisk sett var flybildene gode, bortsett fra enkelte skygger, noe som ga fine ortomosaikker. Det eneste større problemet med resultatet var en del forskyvninger innad mosaikken på grunn av den geometriske kvaliteten til DTMet (Mölg & Bolch, 2017). Dette skapte forstyrrelser i deler av bildet, noe som kan ha påvirket klassifiseringen enten gjennom dårlige trenings-samples eller lite gjenkjennelighet mellom forstyrrede og ikke-forstyrrede områder. For 2019 var det god tilgang på datakilder, men lav DPI på det nedlastede flybildet kan ha svekket kvaliteten noe. I tillegg var det ikke tilgang på infrarødt bånd (IR) med samme oppløsning som de andre datakildene. Ved å ha tilgang til et IR kunne det blitt laget en normalisert differanse-vegetasjonsindeks (NDVI), som hadde gjort skillet mellom vegetasjon og annet betraktelig bedre. IR kunne også gitt vesentlig informasjon om helsestatusen til vegetasjonen (Sholarin & Awange, 2015; Dick & Birkeland, 2020).

På tross av enkelte svakheter i datakildene ses nøyaktigheten på klassifikasjonene som svært gode. For 1970 var CNN på de historiske bildene svært effektive til å lokalisere trær, men i bratt terreng hadde CNNen problemer med å skille enkelte skygger og skrenter fra trær. Dette har grunnlag i at helningen og fargen var tilnærmet lik. Ut ifra testområdene fikk klassifisering en nøyaktighet på 90,8 %, men om man skulle testet hvert enkelt tre, ville nøyaktigheten trolig blitt redusert inntil 5-10 %. Hadde brukernøyaktigheten derimot blitt testet, ville den antagelig gitt et resultat som viste noe overtilpasning (*overfitting*). Samtidig er en nøyaktighet på mellom 80-90 % fremdeles rimelig gode resultater på et pankromatisk bilde sammenlignet med resultatet fra 2019 med bedre datakilder. Det er få andre studier å sammenligne med, men Caridade mfl. (2008) demonstrerer en nøyaktighet for trær og busker på 79,6 % ved klassifisering av et pankromatisk bilde, som er relativt nært antagelsen om 5-10 % feilmargin.

For 2019 ser det også ut til å være en mangel på litteratur som benytter CNN og/eller OBIA til å klassifisere trær som hovedformål. Csillik mfl. (2018) demonstrerer en overordnet nøyaktighet på 96,24 % for en objektbasert-CNN klassifisering av sitrustrær. Timilsina mfl. (2019) klassifiserte trær i et urbant landskap ved bruk av objektbasert-CNN og fikk en overordnet nøyaktighet på 93,2 %. Sett i forhold til disse studiene anses en produsent nøyaktighet på 95,4 % som et svært godt resultat. Samtidig kan det bemerkes at samme begrensing som i 1970 kan være mulig, men at nøyaktighet er mer sikkert i dette tilfellet. Basert på resultatene anses nøyaktigheten som god, men at begrensinger i form av misklassifisering er et problem ved bruk

av CNN. Kombinasjonen med OBIA ser derimot ut til å minske begrensingene noe (Robson mfl., 2020). Begrensing kan også ses i håndteringen av valideringspunkter ved at større felt ble valgt ovenfor enkeltrær, men tilfeldig utplukking av valideringspunkter fra studieområdet blir likevel ansett som mer nøyaktig enn å benytte et referansedatasett (Chen mfl., 2019). Til slutt kan det nevnes at dybden (antall skjulte lag) på CNNen har stor påvirkning på nøyaktigheten, hvorav dypere lag normalt gir størst nøyaktighet (Zhao mfl., 2017). Basert på testing så dette ut til å være tilfellet når flere klasser skulle klassifiseres, men med kun en målklasse så det ut til at færre, skreddersydde lag for målklassen var mer nøyaktig. Samtidig må det påpekes at siden treningsutvalget under enhver prosess er valgt tilfeldig, vil resultatet aldri bli helt det samme. Dette kan påvirke nøyaktigheten av en klassifikasjon i enten positiv eller negativ forstand.

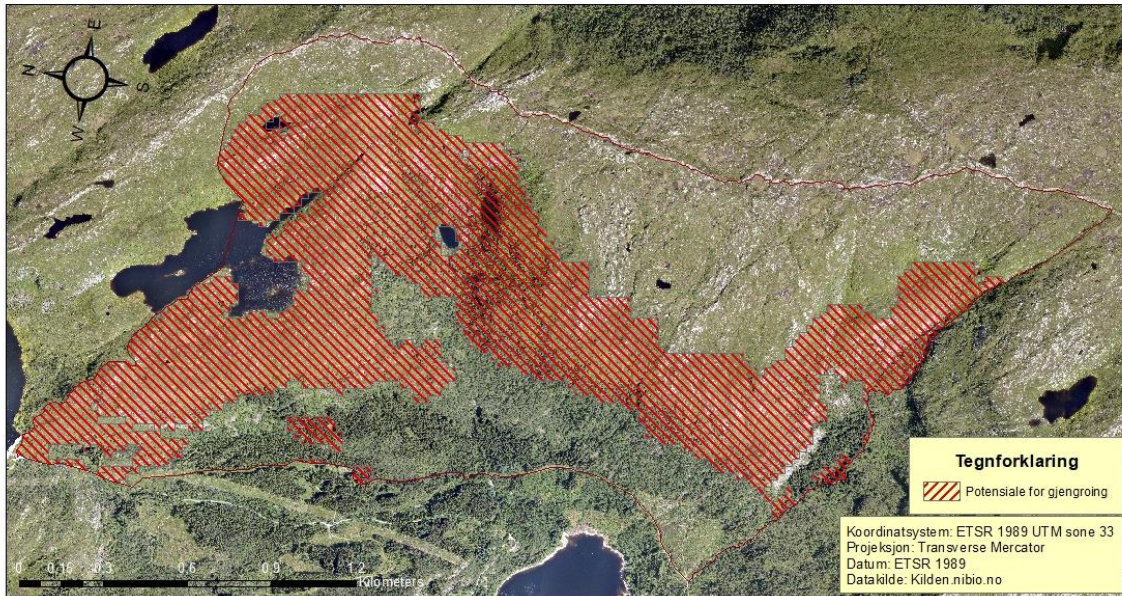
8.2 Potensialet for gjengroing

Med utgangspunkt i endringene som har forekommet og faktorene som har drevet utviklingen er det mulig å gjøre en vurdering av hvordan landskapet vil bli påvirket videre i fremtiden. De direkte og indirekte konsekvensene av klimaendringer er utfordrende å forutsi, men basert på etablert kunnskap og datagrunnlaget for studiet kan det gjøres enkelte kvalifiserte antagelser.

8.2.1 Effekten av klimaendringer

Som avklart tidligere, har skog- og tregrenser endret seg dynamisk med det rådene klimaet i fortiden, og fremtidens klima er intet unntak. Basert på kunnskap om fortidens landskap og de forventede klimaendringer presentert i avsnitt 4.2.1.1 er det belegg for å hevde at fremtidens landskap kan ligne mye på varmetiden etter sist istid med høyere grenser (Odland mfl., 1992; Grace mfl., 2002; Larsson, 2004; Potthoff, 2013a). I en studie av Bryn mfl. (2013) ble det demonstrert at omtrent 15,9 % av det terrestriske Norge hadde potensiale til å gro igjen under dagens klimaforhold, med forutsetningen om et lav utmarksbruk. Hovedandelen av områder med gjengroingspotensial er lokalisert ved kyst- og fjellregioner. Gjengroingspotensialet langs kysten av Vestlandet og fjellregioner beskrives også av andre forfattere (Linderholm mfl., 2003; Potthoff, 2013a). Tatt i betraktning at selv en mild økning i temperaturen kan påvirke tregrenser, er det klart at forventede klimaendringer kan føre til en markant heving av dagens grenser, vitalisering og økt vekst hos eldre individer, særlig over dagens klimatiske skoggrenser (Kullman, 2000; Heide, 2001; Holtmeier & Broll, 2005). Sett i forhold til både forlenget vekstsesong, flere varmedager (>20 °C) og økt middeltemperatur kan det forventes stor tilvekst og økning i skogareal. Ekspansjon til tregrensen vil gå hurtigere og sonen mellom empirisk og

klimatisk skoggrense vil oppleve rask gjengroing (Larsson, 2004; Bjune, 2006). Sammenligner man potensiale for gjengroing (figur 37) med dagens klima, mot de forventede klimaendringene på opp mot 3,5 °C om sommeren er potensialet massivt. Strand (2002) estimerer at kun en temperaturøkning på 2,5-3,0 °C vil kunne dekke 90,8 % av arealet over dagens skoggrense i Hordaland. Selv i dag ser varmekforholdene ut til å være tilstrekkelig til å dekke mesteparten av Vidden, og med en slik temperaturøkning er dette nesten uunngåelig. At Byfjellene er på vei til å bli skogdekket ytres fra flere hold (Moe, 2002; Øyen, 2004a; Penniston & Lundberg, 2014).



Figur 37: Potensialet for gjengroing i Isdalen under dagens klima (Kilde: Kilden.nibio.no).

Utenom økte temperaturer viser Grace mfl. (2002) til at planter trolig også vil respondere på økende konsentrasjon av karbondioksid og nitrogenavsetninger som følge av klimaendringer. Uten å gå for mye inn på effekten av økt karbonkonsentrasjon, kan det sies at en av effekten av økt CO₂ konsentrasjon trolig vil være mer biomasse, ved at juvenile trær vokser seg større på kortere tid (Besford mfl., 1998; Lee mfl., 1998). Disse effektene er samtidig vanskelig å forutsi, samt eventuelle ulemper, og vektlegges derfor lite i denne diskusjonen. Effekten av nitrogen er bedre kartlagt ved at den kan tilføres gjennom nedbør. Herifra tas det opp av planter eller blir bundet i jordsmonnet, noe som gir en gjødslande effekt. I 2017 ble omtrent 72 000 tonn nitrogen avsatt i Norge, som er en nedgang siden 1980, men dette kan variere mye mellom år basert på nedbørmengde (Miljødirektoratet, 2020). Økt nedbør som følge av klimaendringer kan dermed øke avsetning av langtransporterte nitrogenforbindelser, noe som er forventet i løpet av de neste 50-100 årene (Aarrestad, 2009; Timmermann mfl., 2019). Endringer i nitrogenavsetning og nedbør er vist å korrelere med større artsrikhet i deler av Europa, selv om omfanget av effekten er ulik og anses som liten sammenlignet med temperaturendringer (Steinbauer mfl., 2018). Blant annet er det i Norge vist at tilførsel av nitrogen særlig øker gress- og nitrofile arter, mens

lav og lite næringskrevende arter fortrenses. Av denne grunn anses nitrogen som en stor trussel mot biologisk mangfold i Europa, og kan ha store konsekvenser for lyngheier i Norge (Aarrestad, 2009). Samtidig kan mangelen på nitrogen i lite næringsrike områder begrense videre vekst over dagens grenser, noe som er blitt påvist for fjellbjørk i Sverige (Sveinbjornsson mfl., 1992; Grace mfl., 2002; Tømmervik mfl., 2004). Det er i tillegg vist at økt nedbør kan være gunstig for bjørk ved å bedre utnytte den økte temperaturen (Farahat & Linderholm, 2018). Det er også verdt å nevne at planter og træs symbiose med mychorrizasopp kan bli svekket av økt nitrogen, noe som vil endre deres næringsinntak (Aarrestad, 2009). Basert på dette er det grunn for å tro at både karbondioksid og nitrogen vil bidra til vekst i hele skogen, og dermed være en sekundær drivkraft til å øke skoggrensen, samt føre til større engpreg i lyngheiene.

8.2.2 Begrensninger for utviklingen

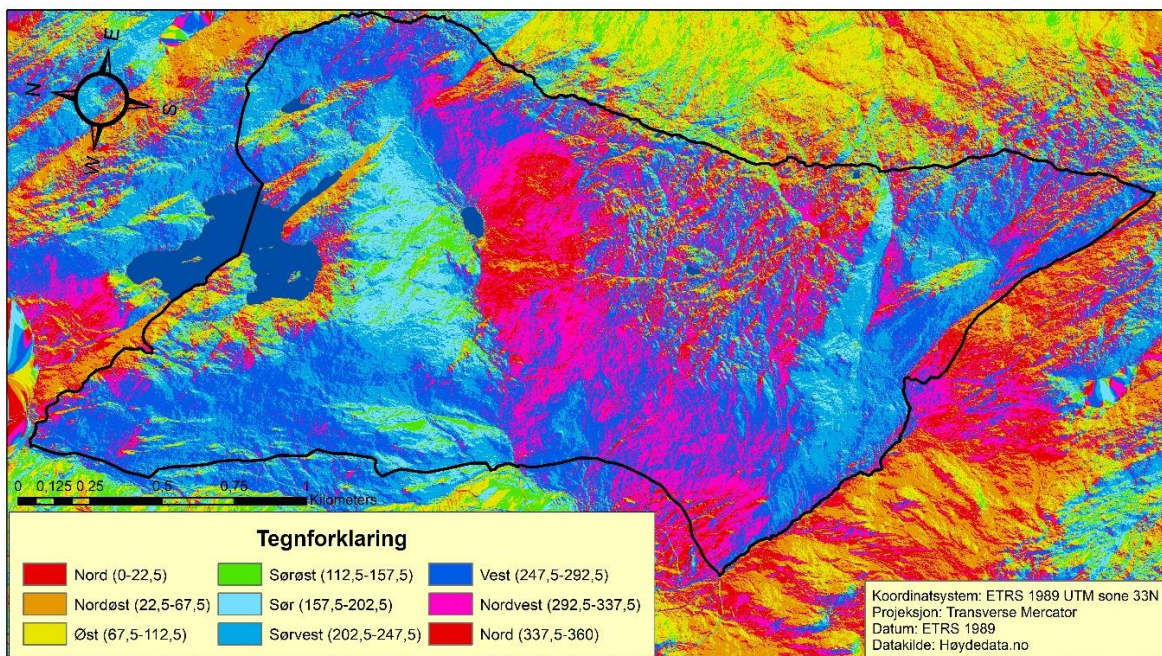
Selv om bevisene er overvelde for at skogen vil ekspandere under forventede klimaendringer, er det fremdeles en del begrensende faktorer som må tas til betraktning. For det første kan det ses at pågående beiteforhold kan styre vekst i de øvre områdene som nevnt i avsnitt 4.2.2.1. Dette avhenger samtidig av beitepresset, hvor Speed mfl. (2010) definerer områder med mindre enn 25 sauer/km² som lav tetthet, mens over 80 sauer/km² er ansett som høy tetthet. For hele området som Varegga grunneigarlag benytter i Byfjellene, blir det oppgitt at det er 39 sau/km² per 2020 (Kilden.nibio.no). Selv om det var omtrent 580 sauer (per 2005) innenfor nedbørsfeltet til Svartediktet, gikk det innenfor studieområdet mellom 135-235 sauer (Eikebrokk mfl., 2006). Sett i forhold til hele studieområdet vil dette anses som lav tetthet (ca. 15-26,1 sauer/km²), men om det kun fokuseres på Viddeområdet, vil dette være en høy tetthet (ca. 90-156,7 sauer/km²). Speed mfl. (2010) demonstrerte videre at beiting hadde stor effekt på etablering av bjørk, selv ved lav intensitet. Dette hadde stor innflytelse på tregrensen i den forstand at beiting kunne dempe hastigheten på ekspansjonen eller holde tregrensen helt nede, alt ut ifra beitetrykket. På den andre siden fant de også ut at fordelingen av preetablerte bjørk var uforandret av beite, og at beiting dermed begrenser ekspansjon ved å hindre nyetableringer snarere enn å redusere preeksisterende populasjon. Konklusjonen samstemmer godt med rapport fra Solberg mfl. (2011) om at beiting som regel bare skader juvenile planter, mens hjorteviltbestander er mer skadelige for eldre individene. Samtidig er det verd å nevne at Wehn mfl. (2012) hevder at sauer ikke har en stor effekt på skoggrensen på lokal skala sammenlignet med geit og kyr. Med tanke på at antallet sauer har vært synkende, samt fravær av geit, kyr og lite vilt innen studieområdet, er det tvilsomt om den siste tidens beitetrend kan hindre etableringen av trær i fremtiden.

Mer relatert til klimaendringene er det også begrensinger som kan oppstå for videre utvikling. Nedbør har til nå ikke blitt beskrevet som en særlig utgjørende faktor for skogvekst i Isdalen. Samtidig viser Robak (1960) til at de høyeste skoggrensene på Vestlandet var lokalisert i områder med relativt lite nedbør (ca. 600 mm) og høye temperaturer. Paulsen & Körner (2014) laget en klimabasert modell for å forutsi potensielle tregrenseposisjoner rundt om i verden. Her fant de en klar tilknytning til at økende nedbør trykket ned tregrenser, og nevner at dette var knyttet til enten større snø- eller skydekke. Linderholm mfl. (2003) hevder i likhet at økt sommernedbør i Vest-Fennoskandia kan dempe positive effekter fra økt temperatur. Basert på prognosene for nedbør beskrevet i avsnitt 4.2.1.1, er det en mulig at nedbøren kan ha en større effekt i fremtiden gjennom lengre skydekke, og derav mindre direkte sollys og periodevis lavere temperaturer. Økt nedbør kan også virke indirekte på blant annet jordsmonnet. Nedbøren på Vestlandet gir som sagt stabil vanntilførsel, men medfører utvasking av både mineralstoffer og humus. Dessuten blir organiske materialer fra døde planter liggende gjennomtrukket av vann, noe som hverken er foretrukket av bakterier og småkryp. Sopp står derfor for produksjonen av jord, og resultatet er at jordsmonnet blir surere og tettere, samt fattig på både næring, bakterier og organiske stoffer (Fægri, 1957; 2004). Foruten dette er også fuktighetsforholdene dårligst i råhumus, og er sensitiv for svingninger i nedbør og temperatur (Larsson, 2004). Det har derfor lenge vært vist at mangelen på tilstrekkelig og tilgjengelig jordsmonn har vært en stor begrensning for skog på Vestlandet (Robak, 1960). Basert på dette og avsnitt 4.2.1.2, kan økt nedbør både føre til ytterligere dårligere nedbrytningsrate, næringsinnhold og muligens mer utpreget myrtendenser i enkelte områder (Aarrestad, 2009). Samtidig sies det av Larsson (2004) at ved jevn variasjon i nedbør og gode temperaturer, vil selv ugunstige humussjikt ha god spireevne siden høy temperatur bryter opp humuslag som frigjør næring. Hvordan fremtidens nedbør vil påvirke skogen avhenger altså mye av variasjonen i fremtidens klima (Bryn, 2008).

Om det blir ytterligere effekt av vind med klimaendringene er usikkert, basert på prognosen om lite endring. Siden det er lite trolig at vind i studieområdet vil minske, har vind kun potensialet til å bli en mer dominerende kraft. Samtidig påstås det av Löffler mfl. (2011) at klimaendringer muligens kan virke positivt på eksponerte og vindblåste steder. Annet som kan oppstå fra klimaendringer er flere fremmedarter, stormfelling, skogbranner og hyppigere sopp- og insektsangrep (Timmermann mfl., 2019). Indirekte vil også konsekvensene av flere trær under et bedret klima medføre større konkurranse om resursene. Om trær får bedre vekstmuligheter, er det også rimelig å anta at einer vil øke sin utbredelse i studieområdet. Dette gjør det som nevnt vanskeligere for trær å etablere seg og derav sinker gjengroingsprosessen (Moe, 2002).

8.2.3 Fremtiden skog

Med utgangspunkt i effektene som kan påvirke Isdalen fremover, kan vi spørre hvordan skogen i fremtiden kan bli. Først kan det ses at skog- og tregrensen rimelig sikkert vil stige til litt under Viddenivået, og kanskje i lengden overta hele fjellområdet. Denne prognosen bygger på fakta presentert gjennom oppgaven, slik som rådende og fremtidige klimaforhold, litteratur, observerte suksesjonsstadier og øvrige resultater. Dessuten hevder Kullman (1986) at klimaforbedring vil synes best hos rogn sammenlignet med bjørk, furu og gran. I hans studie fra Midt-Sverige vises det til at områder hvor rogn vokste over tregrensen, hadde grensen økt i 86 % av tilfellene, med en gjennomsnittlig økning på 40 høydemeter i en 60 års periode (1915-75). Dette henger trolig sammen med at den årlige høydeveksten for rogn generelt skjer tidlig i vekstsesongen. Derfor er det sannsynlig en sammenheng mellom høyere temperaturer i midten av juni til ut juli og økningen av tregrensen. Etersom andelen rogn er stor over tregrensa i Isdalen, spesielt i Smalisdalen, taler dette for en økning i grensene. Videre kan det argumenteres for at skoggrensen vil gå høyere enn i dag de fleste steder basert på at tregrensen andre steder rett utenfor studieområdet går godt over 500 meter, og oppimot 550 meter på andre siden av Vidden. Dette er spesielt med tanke på at aspektet primært er sør-sørvestlig (figur 38). Aas (1964; 1969) utpeker sørvestlig eksponering som retningen hvor skoggrensen normalt går høyest, samt at sørlig aspekt er gunstig for både temperatur og jorddannelse (avsnitt 4.2.1.3).



Figur 38: Aspekt for Isdalen vist i asimut.

Neste spørsmål for fremtidens skog blir hvor fort man kan forvente endringer. Olsson mfl. (2000) viste at innen en periode på rundt 30 år var omtrent 30% av tidligere lynghei i et av deres studieområder dekket av tidlig skogdannelse på grunn av arealbruksendringer. Sett i forhold til

at inntagelsen av Såtene trolig startet litt etter 2004, kan det se ut som like hurtige endringer er gjeldene for nylig inntatte områder også i Isdalen. For høyereliggende områder kan man se til Skjerping (2001), som antok at innen 60 år kunne toppen av Løvestakken være gjengrodd. Dette mener jeg er et for kort intervall for Isdalen basert på flere grunnlag. En sak er at trær har et tidsetterslep i sin reaksjon på klimaendringer, som tilsier at dagens grenser er en fremstilling av fortidens klima (Löffler mfl., 2011; Körner, 2012; Paulsen & Körner, 2014). Selv med kommende respons i fremtiden, kan heller ikke like endringer forventes ved alle posisjoner langs tregrensen (Kullman, 2000). På Fløyen blir det vist av Penniston & Lundberg (2014) at bjørken hadde brukt mer enn 100 år på å forflytte seg ca. 1 km, noe som representerte et etterslep også fra beiting. Dette gir en forflytning på ca. 10 m/år, sammenlignet med Hardbakkadalen som har hatt en forflytning på maksimalt 1,7 m/år for tresetting og 2,4 m/år for skogdannelse. Med tanke på at viddeplatået i dag ligger rundt 200-800 m i luftlinje unna skoggrensen ulike steder i studieområdet, vil tiden for å nå Vidden være mellom 80-470 år under konstante forhold. På den andre siden er det rimelig sikkert at forholdene ikke vil være konstante, og at de også vil variere i området. For eksempel vil trolig bratt, konkave og sørvendte områder ha bedre vekstforhold enn det flate terrenget på Såtene (Moen mfl., 2006). Etablering av trær over dagens grenser kan med tiden også endre vindeffekten, ved blant annet å dempe dens hastighet (Hofgaard, 1997; Øyen, 2016). Mye avhenger i tillegg av træs evne til frøproduksjon og frøspredning, men ifølge Holtmeier (2009) er bjørkefrø nesten konstant tilgjengelige ettersom bjørk har hyppigere frøår enn andre trær ved tregrensen, samt at frøene har en levetid på 2-3 år.

Selv om det enkelte steder ses raske endringer, er det klart at forstyrrelser fra mennesker og annet tar lang tid å gjenopprette. Dette kan være snakk om et par hundre år, og i noen tilfeller er det nærmest umulig å returnere til en tilstand før forstyrrelsene (Verheyen mfl., 2004). Basert på alt dette er det grunn til å tro at utviklingen vil gå sakte i starten og deretter akselerer når god etablering har skjedd. Dette vil i så fall stemme overens med responstid på klimaendringer og suksesjonsteori. Dette støttes også av at vekstraten har vært relativt god i Hardbakkadalen, med lav fordoblingstid, på tross av treg forflytning. Dette indikerer at fremrykk går sakte, men etter det stadiet fortettes området fort. Ut ifra dette vil områder rett ovenfor dagens skoggrense trolig bli tresatt i løpet av de neste tiårene, sammen med spontan spredning av enkeltrær over hele området. For skogdannelse og fullstendig gjengroing av de øvre høydelag vil et mer riktig estimat trolig være rundt 100-200 år, avhengig av klima, beiteforhold og forvaltningstiltak.

Med dagens forutsetninger kan det videre ses på hvilke endringer som vil forekomme innad i bestanden, både ovenfor og under dagens grenser. Over tregrensen vil man antagelig se en

økning av rogn oppover i fjellet. Rogn har en bred edafisk tilpasning med unntak av torv, responderer godt på klimaendringer og kan forekomme på de fleste topografiske områder (Kullman, 1986). Dessuten sprer rogn seg hovedsakelig ved hjelp av fugler, noe som muligens er grunnen til at den har spredt seg høyere opp enn bjørken (Solberg mfl., 2011). Ifølge Klem (1947) har bjørk og rogn omtrent samme utbredelse til fjells, som betyr at bjørk mest sannsynlig kan etablere seg på Vidden ettersom rogn har vist slik tilpasning. På tross av at bjørken har god evne til frøspredning, evne til vegetativ spredning og rask ungdomstid, reagerer den noe sakte på klimaendringer, selv om dette fremdeles er raskere enn bartrærne (Aas & Faarlund, 1998; Larsson, 2004). Ettersom man vet at bjørk har en fordel i tidlig suksesjonsfase, har lite krav til edafiske forhold, og trolig er bedre egnet for milde vintre enn bartrær, er det rimelig sikkert at bjørk vil dominere også i fremtiden (Aas, 1964; Øyen mfl., 2006; Bryn & Potthoff, 2018).

For gran og furu er det antatt at klimaendringene ikke vil endre særlig på deres hovedutbredelse. Selv om gran antas å nyte godt av klimaendringene samlet sett i Norge, vil klimaet på Vestlandet generelt bli mindre gunstige. Dette henger blant annet sammen med at milde og ustabile vintre kan medføre skade på gran, samt at granen drar fordel av vinterhvile. I tillegg har foryngelse hos gran i kyststrøkene på Vestlandet vært varierende, og det er ofte tomme eller lette frø av dårlig kvalitet som føres lengst, samt at tykk råhumus gjør foryngelsesforholdene vanskeligere (Larsson, 2004; Johnsen mfl., 2007; Solberg mfl., 2013; Øyen, 2007; 2017). Furu er hovedsakelig godt tilpasset magre forhold, men generelt er ikke klimaet, jordsmonnet og vegetasjonen på Vestlandet optimal for furuen (Øyen, 1997; Øyen mfl., 2006; 2009). Selv om furu trives godt flere steder i Bergen, kan det innenfor studieområdet ses at helsetilstanden til furu later til å være relativt dårlig, med flere døde trær. Likevel skal det ikke avskrives videre spredning fra disse treslagene over dagens grenser, spesielt gran har under gunstige perioder vist spontan spredning fra kulturbestandene i varierende grad, samt en evne til vegetativ spredning for fremmer dens utvidelsespotensial (Øyen mfl., 2009; Øyen, 2017).

Under dagens grenser er det mulig at klimaendringer vil føre til enkelte endringer i skogens sammensetning (Larsson, 2004). I en estimering av klimaendringers effekt på artsrikdom og deres fordeling, kom Wehn mfl. (2014) frem til at trær og høye busker ville øke mest i proporsjon, spesielt ved lavereliggende områder. Dette vil i så fall bety at dagens skog vil bli fortettet med ulike trearter og fortrenge lyskrevende arter i bunnsjiktet. Det er tenkelig at gran er en av artene som kan spre seg og utkonkurrere bjørk i nedre deler når naturen går mot klimakstilstand (Aas & Faarlund, 1988; Larsson, 2004; Øyen, 2017). Samtidig kan det tenkes at plantefeltene, om de ikke blir hogget, vil råtne videre og blir felt av stormer i fremtiden. Dette

vil i så fall føre til en nedbryting av humusdekket og lysere forhold med god fysisk beskyttelse, som medfører bedre vekstforhold for pionerarter på en lokal skala (Solberg mfl., 2011). Dette kan ses i dagens planteskog, hvor det i mindre områder har etablert seg særlig rogn og lønn. Etableringen av løvtrær innad i granbestandene vil ytterligere svekke granens stabilitet og gjøre området mer sensitivt for stormskader (Solberg mfl., 2013). Varmekjære løvtrær slik som ask vil trolig også øke i omfang ved klimaendringer, men dette avhenger av blant annet utbredelsen til askeskuddsyken (Larsson, 2004; Moe, 2013). Flere steder i Bergen har det allerede vært observert at edelløvskog ekspander og fortrenget bjørken i fjellsidene (Nordø & Aase, 1995).

Videre kan man forvente større spredning av fremmedarter i hele området. Spesielt sitkagran har vist god evne til naturlig spredning i kystklimaet, og spredning forekommer hyppigere enn hos vanlig gran (Vetaas & Måren, 2008). Det har lenge vært vist at sitkagran er bedre tilpasset forholdene på Vestlandet enn vanlig gran, blant annet fordi den tåler vindpåvirkning og surt jordsmonn godt (Husabø, 1950; Øyen, 2005). I følge Vetaas & Måren (2008) vil klimaendringer i form av mer nedbør og mildere vintre sammen med gjengroende utmarker øke potensialet for sitkagranen. Berstad (2014) observerte en tendens til at gjengroing i kystlyngheiene skjedde parallelt med naturlig foryngelse av sitkagran. Spredning i heilandskapet fra eldre plantasjer er svært vanlig langs hele kysten, og er også blitt rapportert fra Byfjellene (Aarrestad, 2009; Nilsen mfl., 2009; Bergen kommune, 2014). Samtidig er det en forståelse om at foryngelse av sitkagran og andre introduserte bartrær er sterkt knyttet til forstyrrelser som brann, og evnen til etablering minskes dermed med tiden fra en forstyrrelse (Øyen mfl., 2009; Vikane mfl., 2013). Platanlønn er fremmedarten som har spredt seg best i studieområdet. Arten har stor konkurransedyktighet, og god evne til både spredning og naturalisering, noe som har ført til dominans i flere skoger de siste tiårene (Moe, 2002). Dette har ført til vansker i forhold til utsikt og fremkommelighet i Byfjellene, som er grunnen til at den anses som en problemart i Norge, men det er også hevdet at den ikke er så illetruende som først antatt (Kvalvaag, 2006; Miljøverndepartementet, 2007; Bergen kommune, 2014). I forhold til hemlokk og europeisk lerk har begge vist evne til lokal spredning på Vestlandet (Øyen mfl., 2009). Selv om kun et par individer ble funnet under feltarbeidet, er det mulig disse artene vil spre seg ytterligere i fremtiden. Hemlokk har blitt rapportert å ha god spredningsevne i Byfjellene, mens lerk i andre områder har vist å spre seg over skoggrensene og i lengden heve grensen (Husabø, 1950; Nygaard, 2007; Bergen kommune, 2014). Potensialet for nye fremmedarter er også til stede som en reaksjon på gunstigere forhold. Samlet sett vil den fremtidige bestanden over dagens skoggrense trolig være mest preget av bjørk, einer, rogn og noe gran, men med mulige innslag av sitkagran, furu, hemlokk og lerk.

Under skoggrensen vil antagelig noe av planteskogen gå bort, og bli erstattet av pionerarter og varmekjære arter. Både naturlig spredning fra plantefeltene og ekspansjon av edelløvtrær kan være potensielle utfall. Utvidelse av skog- og tregrensen vil fortsette under videre klimaendringer, men lokale forhold vil styre omfanget og intensiteten av prosessen (Holtmeier & Broll, 2005). Hvorvidt fremtidig ekspansjonen av skoggrensen vil være et resultat av gjengroing eller nyetablering, er vanskelig å besvare siden historiske grenser på Byfjellene er uvisst (Bryn & Eiter, 2010; Bryn & Flø, 2011). Det antas derfor at opp til dagens utvikling kan betraktes som gjengroing, og at utviklingen forbi dette stadiet i hovedsak er nyetablering basert på manglende bevis for at skoggrensen har gått over 400 meter (Sletten, 2008). Likevel vil videre utvikling her omtales som gjengroing ettersom kystlynghei anses som kulturlandskap.

8.3 Hvordan burde Isdalen forvaltes?

Ved å se på utviklingen til nå opp mot dagens praksis, kan en rekke trusler, muligheter og konflikter bli identifisert. Ut ifra dette er det nødvendig å vurdere behovet for forvaltning og eventuelt muligheter som er tilgjengelige. Disse spørsmålene er utfordrende å besvare ettersom det eksisterer stor uenighet om hvordan Byfjellene burde se ut, og vel så mange avveininger mellom interesser. Dette er spørsmål som vedrører plantefeltene og naturlig gjenvekst som en del av den helhetlige skogen. Gjengroing blir her anset som en nøytral prosess, som kan utløse både positive og negative effekter, og må derfor vektlegges ut ifra det (Bryn & Angeloff, 2015).

8.3.1 Behovet for forvaltning

Hvorvidt mer skogmasse er fordelaktig eller negativt må ses i lys av de ulike interessene, jf. avsnitt 3.5. I første omgang kan det ses at de tre verneinteressene landskap, kulturminnemiljøer og natur/biologisk mangfold vil komme under et sterkt press ved videre gjengroing. Dette står i sterk kontrast til Bergen kommune (2000; 2012) sin visjon om å bevare landskapsverdier og beholde den nåværende tilstanden i størst mulig grad på lang sikt. En sak er hvor realistisk dette er med tanke på at landskapet allerede gjennomgår store endringer. En annen sak er at det ikke foreligger en klar visjon for området. På en side setter kommunen høy egenverdi til kontrasten mellom vann og skog ved Svartediket, samt en tillagt verdi til fjellsidene som utgjør vegger i landskapet. På den andre siden tales det for å bevare kulturlandskapet som en del av kulturarven, det økologiske mangfoldet og opplevelseskvalitet i Byfjellene (Bergen kommune, 1993; 2000). Videre ses det heller ikke noen spesifikke tiltak for hvordan kommunen vil forvalte området. Dette kan ses på kulturminnene i Isdalen som har forfalt, og vedlikeholdet av dem har i stor

grad vært et engasjement av BST ettersom kommunen gir uttrykk for at ressursene til forvaltning av kulturminner er sterkt begrenset (Bergen kommune, 2000). Denne mangelen på ressurser og konkrete tiltak er urovekkende sett i forhold til at Byfjellene er ansett som et av ni landskapsområdet i Hordaland med særegne verdier (Birkeland, 2017).

Mer kritisk er behovet for forvaltning av naturmangfoldet i henhold til gjengroingspotensialet. Kystlyngheiene har en unik plass i kulturlandskapet som representerer opp til flere tusen år med kontinuerlig jordbrukshistorie, samt som en felles europeisk kulturarv (Vetaas & Måren, 2008; Kaland & Kvamme, 2013). Disse er i dag sterkt truet, hvorav den største trusselen er gjengroing fra endret arealbruk (Larsson, 2004; Nilsen mfl., 2009). Ytterligere trues kystlyngheiene av fremmedarter, planting og klimaendringer i form av gjenvekst og nitrogennedfall (Aarrestad, 2009; Kaland & Kvamme, 2013). Uten aktiv forvaltning via driftstiltak, omdannes lyngheiene til krattskog, og dette er grunnen til at over 90 % av kystlyngheiene i Norge har forsvunnet. Dette gjør kystlynghei til en av de mest utrydningstruede naturtypene i Norge, og er ansett som dårlig representert blant verneområder i Norge (Moen, 1998; Kaland & Kvamme, 2013; Bele mfl., 2018). Basert på dette er det merkverdig at lite er blitt gjort med situasjonen på Byfjellene, spesielt siden kystlynghei i 2015 fikk status som utvalgt naturtype, samt tidligere politiske mål om å dokumentere og forvalte verdifulle kulturlandskap (St.meld. nr. 21 (2004-2005); Klima- og miljødepartementet, 2015). Noe av forklaringen kan ligge i tidligere lite anerkjennelse av kystlynghei som et «særpreget kystlandskap» og en generelt svak innsats for å bevare dem, samt at kystlynghei ikke er prioritert for tiltak mot fremmed skadelige arter (Østebrøt & Betten, 2009; Rønningen mfl., 2010; Klima- og miljødepartementet, 2020a). En annen forklaring kan være at naturtyper i Byfjellene er lite dokumentert i likhet med artsmangfoldet. Dette forklarer i så fall manglende omtale om kystlynghei i kommunens planer, og taler for et behov om bedre kartlegging av Byfjellene. Noe av årsaken kan også være at kommunen ikke ser sammenhengen mellom de visjonene som trekkes fram i planer og det som faktisk skjer i de omtalte områdene.

Til nå ser ikke fremmedarter ut til å ha gjort større skade eller formert seg betydelig. Samtidig er etableringen av fremmedarter tilknyttet gjengroing, og det er vanlig at det tar lang tid før man ser eventuelle skader (Bergen kommune, 2014). Som diskutert i forrige kapittel er potensialet for fremmedarter relativt stort innenfor studieområdet. Planen for fremmedarter (avsnitt 3.5.3) har forsøkt å kontre dette gjennom overvåkning, kartlegging og konkrete tiltak. Her har det blitt antatt at 62 fremmedarter eksisterer innenfor kommunen. Av relevante arter for studieområdet er særlig hemlokk, sitkagran og platanlønn utpekt som truende, med et problemnivå satt til middels (Bergen kommune, 2014). Selv om planen fremstår som god, er det enkelte problemer.

For det første nevnes få tiltak foruten kartlegging av spredning og samarbeid, noe som gjør det vanskelig å vurdere hvorvidt tiltak faktisk gjennomføres og hva de spesifikt innebærer. For det andre blir hverken sibirportulakk, bergfuru eller blågran nevnt blant de 62 artene. Dette stiller spørsmål om planens kvalitet ettersom det er vist at disse artene var registret i Bergen før utgivelse (Gjerstad, 1993; Artsdatabanken.no). Til slutt kan det også stilles spørsmål om blant annet plantet gran burde anses som en regional fremmedart. Basert på fremmedartsdefinisjonen (avsnitt 3.4) er det vanskelig å vurdere hvordan antropogen innflytelse burde vektlegges og om utenlandske provenienser kan regnes som stedegent (Øyen, 2017). Fremmedartsplanen fremstår derfor ikke som tilstrekkelig for å rettlede forvaltningen mot fremtidens utvikling.

Fra et brukerperspektiv er det særlig tre interesser som gjør seg gjeldende, nærmere bestemt rekreasjon, næring/landbruk og vannforsyningen. Rekreasjonsmuligheter er den av interessene som berører flest folk. Disse behovene er særdeles selektive, men gjennom undersøkelser har man forsøkt å kartlegge hvordan folk ønsker naturen. Her har man blant annet funnet ut at variasjon i landskapet og god tilgjengelighet er viktige elementer (Øyen, 2004a). Disse holdningene stemmer godt med visjonen til Bergen kommune (2000), som beskriver at den viktigste forutsetningen i Byfjellene er sikring av god tilgjengelighet og opprettholdelse av stor variasjon i naturen og landskapet. En videre fortetning og gjengroing med skog vil derfor være ugunstig med tanke på fremkommelighet, utsikt og for noen også estetikk/autentisitet (Bryn & Flø, 2011). Allerede er det beskrevet at områder i Byfjellene uten tilrettelegging eller tynning kan være vanskelig å ta seg frem i (Moe, 2002). Man vet også at utsikten flere steder er blitt begrenset, og at selv om noen foretrekker skog kan gjengroing endre landskapets karakter i den grad at variasjonen blir minimert. Om ingen tiltak blir igangsatt kan utviklingen derfor virke svært negativt på rekreasjonsmulighetene i området for flere bruksgrupper.

Landbruket som en næringsinteresse involverer både beitingen og skogplantingen i området. Fra Varegga grunneigarlag sitt standpunkt kan ikke gjengroing sies å ha noen klar betydning. Basert på manglede uttrykkelse fra grunneierlaget, er usikkert om gjengroing i form av endret artssammensetning vil være til ugunst for beitingen, men de nevner at gjengroing er et stigende miljøproblem for livsbetingelsene til småvilt (Bergen bondelag & Varegga Grunneigarlag, 2009). Motsatt gir grunneierlaget heller ikke uttrykk for at det er noen fordeler av gjengroingen, og det antas derfor at grunneierlaget ikke har særlig interesse av mer skog. En slik tankegang vil også samsvare med nasjonale mål om å skjytte områder som gror igjen med hensyn til næringsbruk og rekreasjonsverdi (St.meld. nr. 21 (2004-2005)). BST forhold til området er mer kompleks. På en side har de en næringsinteresse ved at skogen gir driftsinntekter. Av denne

grunn henger beslutninger om hogst gjerne sammen med modenheten på trærne for høyest avkastning, der selskapet har pleid å tjene et par hundretusen årlig på salg av tømmer (Gjesdal, 1993). Disse verdiene samstemmer med skogplanen, som ønsker å ivareta landbruks- og skognæringen som et viktig element i samfunnet og landskapsbilde (Bergen kommune, 2019a). Fra skognærings synsvinkel blir det derfor hevdet av Øyen (2005) at gjengroing av lyngheier ikke nødvendigvis er negativt. Han mener at det er et stort behov for selvforsyning av trevirke i Hordaland, og av den grunn bør ikke skoglandskapet ses som mindreverdig sammenlignet med kulturlandskapet. Videre sier han at siden dagens beite- og hogstregime ikke kan holde skogen nede uten mer tilskudd, bør det heller fokuseres på hvordan man kan nyttiggjøre og pleie fremtidsskogen. Et mål for fremtidsskogen i Byfjellene er derfor å minske monokulturen av gran med mer løvskog for å bedre landskap, noe gjengroing kan bidra med (Frønsdal, 2011).

På den andre siden driver BST et rekreasjonsskogbruk hvor brukerhensyn står sterkt. Dette forholdet vanskeliggjør skogbruket i Isdalen ettersom rasjonell drift involverer økonomiske hensyn til avkastning og skogkapital. Flatehogst som drives i området gir sterkt preg på landskapsbildet, noe som kan oppfattes negativt for friluftslivet. Mange brukere ønsker derfor en drift hvor små inngrep gjøres jevnlig ovenfor store inngrep sjeldent. Slike små inngrep er derimot kostbare, og faller ikke innfor et fornuftig økonomisk rammeverk (Lundberg, 1987; Øyen, 2003; 2004a). Spesielt er det økonomiske kritisk tatt i betraktning at hogst i Isdalen er omfattende arbeid som krever hyring av entreprenører for å kunne gjennomføres på en rasjonell måte (Frønsdal, 2011). Dette uttrykkes også av Birkeland (2018) som sier at skogselskapet har foretatt store driftsendringer, hvor de har redusert egeninnsatsen knyttet til hogst ved heller å leie skogsentreprenører. Dette kommer av at tradisjonell drift de fleste steder i naturparken ikke er lønnsomt, og deres arbeid er derfor mer fokusert på vedlikehold og pleie av skogen. Ut ifra dette kan det gjøres opp noen tanker om BST sine interesser. For det første vil gjengroing i et forvaltningsmessig synspunkt være svært ugunstig for deres evne til å vedlikeholde området, samt øke deres driftskostnader. For det andre vil mindre hogst og videre forringelse i plantefelt føre til mer opprydningsarbeid og mindre inntekter (Ingvaldsen, 2005). På tross av høyere kostnader enn inntekter fra salg av felte trær, er innstillingen til BST å fjerne disse der det er mulig (BST, 2015). Dette viser engasjement og villighet til å forvalte Byfjellene. Det kan likevel bemerkes at det ikke eksisterer noen målsetning hos BST som uttrykker behovet for å ivareta naturmangfold i de ikke-plantede områdene. Tvert imot argumenterer Øyen (2005) for at sitkagranen bør få en større plass i fremtidens kystskog, og at utenlandske treslag burde ses som et eksotisk supplement med potensialer ovenfor mulige problemer. Samme holdning viser

Birkeland (2019), som mener miljøforkjempere har fått definisjonsmakt angående sitkagran, og at der planting skjer med riktig kunnskap og stell er spredning uproblematisk. Likevel ser vi at plantefelt har ukontrollert spredning flere steder. Disse synspunktene viser en preferanse for skogspreget landskap og planting av fremmedarter, snarere enn å beskytte kulturlandskapet.

Den siste brukerinteressen i form av vannforsyning står spesielt sterkt i området, og legger en gjennomgripende føringer for hele nedbørsfeltet. Som Bergen kommune (2000) selv sier, legger hensynssonene til nedslagsfelt og magasinutbygging premisset for fremtidens forvaltning av Byfjellene. Av den grunn er skogen i studieområdet ansett som «vernskog», med formål om å beskytte mot forringelse av jordsmonnet og drikkevannet, og skal forvaltes i henhold til dens funksjon (Bergen kommune, 2019a; 2019b). Med disse holdningene i mente, kan det tydelig ses at det vil være gunstig å ha mer skog og mindre vedlikeholdsarbeid i området. Gjennom klausuleringsbestemmelsene har kommunen derfor mandat til å styre næringsforholdene slik de ønsker med hensyn til vannverkets interesser (Bergen kommune, 2007). Dette setter store begrensninger for forvaltningsmuligheter og rammer handlingsrommet til alle aktører. Disse begrensningene har blant annet satt store begrensninger for beitingen i området. Med tanke på at selv guidede turer over Vidden blir ansett som en risiko for både kvaliteten og kvantiteten til drikkevannsforsyningen, er det ikke utenkelig at også økt friluftaktivitet i området er uønsket (Bergen kommune, 2019b). For skogdriften ønsker Bergen kommune (2019a) så langt det er mulig å opprettholde varige og sammenhengende skogsområder med godt roffeste som verner om drikkevannskilder. I henhold til dette er det fordelaktig med minst mulig snauhogst og mer innslag av blandingstreslag for å redusere avrennings- og erosjonseffekter. Dette førte til at en planlagt avvirkning i Våkendalen på flere hundre kubikkmeter ble midlertidig stoppet i 2018, (BST, 2019). Dette sender signal om at det er ønsket å beholde skog som nå er i området.

8.3.2 Aktuelle forvaltningstiltak

Samlet sett ser man at de fleste interesser samsvarer med at gjengroing er ugunstig, med unntak av vannverkets interesser og delvis skognæringen. Dette er en utfordrende situasjon å forvalte ettersom det er åpenbart at Svartediket som hovedvannforsyning i Bergen må prioriteres høyt. Selv om en rekke ulemper for verneinteresser er identifisert, må det nevnes at økt skogmasse også kan gi enkelte fordeler. Blant annet er det argumentert for at mer planting eller naturlig gjenvækst kan bidra til karbonbinding, ressurstilgang og økosystemtjenester (Øyen, 2011; Bryn & Angeloff, 2015; Timmermann mfl., 2019). I forhold til karbonbinding er det hevdet at gjenvækst og planting i kyststrøk er en viktig komponent for å bremse klimaendringers virkning

(Vetaas & Måren, 2008; Øyen mfl., 2008; Bryn & Flø, 2011; Øyen, 2016). Dette tas opp i skogplanen for både Bergen og Vestlandet som et argument for økt skogmasse (Vestlandet fylkeskommune, 2018; Bergen kommune, 2019a). Ressurser fra plantefelt inngår dessuten i BSTs finansiering, som videre påvirker deres evne til vedlikehold av Byfjellene. Med tanke på økosystemtjenester kan mer skog bidra til forbedret vannkvalitet (Timmermann mfl., 2019).

Sett i et helhetlig perspektiv derimot, synes ulempene å overveie fordelene, og gjengroing ses derfor ikke som en gunstig prosess i dette tilfellet. For det første har opptak og lagring av karbon økt drastisk parallelt med oppgangen av skogmasse. Denne utviklingen vil også pågå fremover, noe som stiller spørsmål om behovet for mer skog (Penniston & Lundberg, 2014). Dessuten vil pionertrær som opptrer under gjengroing være mindre effektive til å binde karbon, og det kan argumenteres for at trær har en lavere albedo enn åpent landskap kan fører til ytterligere økt temperatur (Grace mfl., 2002; Larsson, 2004; Øyen mfl., 2008; Bryn & Flø, 2011; De Wit mfl., 2014). Et annet argument vedrørende naturmangfoldet, er at kystlynghei ikke bare er en truet naturtype, men også representerer et unikt biologisk mangfold i Byfjellene. Med tanke på arter som eventuelle har opphørt som et resultat av skogplantingsprosessen, må det ses kritisk på om man har råd til å miste flere arter. I henhold til rekreasjon kan det videre argumenteres for at gjengroingen har store konsekvenser for over 300 000 personer (Penniston & Lundberg, 2014). Dette rammer både tilgjengelighet og utsikt, samt landskapets betydning for steds karakter og identitet i Byfjellet gjennom naturendringer og nedbrytning av kulturminner (Bergen kommune, 2000; Bryn & Eiter, 2010; Bryn & Angeloff, 2015). Dette gjenspeiles i holdninger angående gjengroing av kulturlandskapet, hvor kun 17 % (i 2005) var ubekymret for endring (Dramstad, 2007). I forhold til vannkvalitet kan det sies at det tidligere var langt færre trær, uten at dette så ut til å skape store problemer. Det er heller tenkelig at avføring fra hunder og fugler utgjør større risiko for kvaliteten, og det kan derfor argumenteres at mer skog ikke utgjør en stor forskjell.

Med innstillingen om at gjengroing i Isdalen er ugunstig, vil det her foreslås eventuelle tiltak. Ifølge Bryn & Eiter (2010) er lokal gjengroing svært overkommelig å begrense gjennom direkte og indirekte tiltak. De beskriver direkte tiltak som ulike fysiske handlinger med hensikt om å holde landskapet åpent, mens indirekte tiltak hovedsakelig er politiske virkemidler. Disse kan deles inn i økonomiske-, juridiske-, informative- eller granskingstiltak (Jones, 1998). Med ulike interessene i mente, foreslås det her tre tiltak som kan bidra i forvaltningen av området. Disse involverer et fokus på rekreasjonsskogbruk, økt utmarksbruk og stedsspesifikk forvaltning.

Fra et skogsentrert synspunkt mener enkelte det er beklagelig at plantingene i Bergen er blitt gammel og forringet (Øyen, 2003). For Isdalen menes det derimot at plantasjeskogene av denne

grunn burde bli stående. Ved å la planteskogen stå, kan det tenkes flere positive effekter som er til fordel for alle aktører. For kommunen og vannverket vil dette være i interesse for deres visjon om sammenhengende skog som verner om nedbørsfeltet. Fra et biologisk perspektiv er det vist at flere sjeldne moser, lav og sopp har vært observert i kystgranskogene (Øyen, 2005). Videre er det også flere økologiske fordeler ved at eldre trær bevares ettersom foryngelse i barskoger ofte er knyttet til stubber og vindfall, særlig i fuktige omgivelser (Fægri, 1944). Mange arter begunstiges dessuten av ulike aldersklasser og nedbrytningsgrad, noe som fremheves i skogplanen (Bergen kommune, 2019a). For BST kan dette tiltaket virke motstridende med deres interesser, men basert på at Isdalen er ansett som et tungdrevet område kan det undres om det i lengden er mer kostnadseffektivt å fokusere driften andre plasser isteden. Dette er et tema de har tatt opp tidligere, der det er blitt sagt at ressursmangler og dårlig tilgjengelighet medfører at 1/3 av skogarealet de disponerer ikke er aktuelt for hogst eller pleie (Næsgaard, 2005). Et slikt tiltak vil derfor kunne frigjøre ressurser, som kan bli distribuert til nyttigere formål som vedlikehold av friluftsområder i henhold til deres visjon om et rekreasjonsskogbruk. Dermed kan enklere grep som rydding, kvisting og felling prioriteres for å holde veier og utsiktspunkter vedlike, noe som ses nødvendig basert på naturparkens arealomfang (Næsgaard, 2005). Dette vil også være i tråd med forvaltningsplanen som spesifiserer at foruten vannforsyningen skal skogdrift utøves med tanke på friluftsliv, landskap, kulturminner og øvrig miljø, ikke bare økonomiske hensyn (Bergen kommune, 2000). Tapet av driftsmidler kan imidlertid slå ut negativt, spesielt med tanke på at det offentlig har investert under halvparten av hva BST har bidratt med til vedlikehold og utvikling (Birkeland, 2017). Derfor foreslås det offentlig støtte til arbeidet, både i form av ressurser og kapital som kompensasjon for BSTs tap av driftsmidler.

I forvaltningssammenheng blir det henvist av Kaland & Kvamme (2013) at lyngsviing er den mest effektive måten å restaurere gammel kystlynghei, men dette er neppe ønskelig med tanke på arbeidsmengde og fra vannverkets side. Beiting vurderes derfor som den eneste muligheten for å bevare landskapet i best mulig grad, men dette forutsetter et høyt beitetrykk over flere år (Kaland & Vandvik, 1998). Dette er problematisk sett i forhold til vannforsyningen. I henhold til *Giardia lamblia*-epidemien i 2004 ble avføring fra sauer ansett som en mulig smittekilde, noe som gjorde at avtalen om beiting ble vurdert kansellert (Johnsen mfl., 2005). Derimot ble det påvist at sau ikke var smittekilden, samt at beite trolig hadde lite betydning for sesongvise høye konsentrasjoner av *E. coli* (*Escherichia coli*) (Eikebrokk mfl., 2006). Uavhengig av dette er beiteaktivitet en potensiell kilde til fektal forurensning, men det argumenteres fra Bergen bondelag & Varegga grunneigarlag (2009) at det før var det langt flere sauer i området, uten at

det hadde noen negativ effekt på vannforsyningen. Dermed avviser de at beiting er et økende forurensningsproblem. Derfor tenkes det at en mer fleksibel regulering av driften, i form av forflytning mellom soner ut ifra faren for forurensning, kan nedjustere risikoen for vannverket. En slik løsning kan oppnås gjennom «*No fence*», hvor et GPS-halsbånd holder sauene innfor et avgrenset område uten å sette opp fysiske gjerder. Dette er innsparende både med tanke på tid og ressurser, og skaper et forvaltningsverktøy i kampen mot gjengroing i Byfjellene (Andersen, 2015; Ødegård & Rødland, 2016). Bruk av villsau kan være å foretrekk, siden disse er godt tilpasset kysten, effektive til å holde vegetasjon nede og er en ettertraktet vare på markedet (Kaland & Kvamme, 2013). Dette kan ivareta det åpne landskapet og bringe gode inntekter til bøndene, samt at Bergen bondelag & Varegga grunneigarlag (2009) mener et aktivt landbruk styrker opplevelseskvaliteten i Byfjellene. Dette er i samsvar med forvaltningsplanen for Byfjellene hvor det står at oppretthold og eventuell økning av beitebruk er ønskelig med hensyn til natur, landskap og friluftsliv, samt å skape en balanse mellom landbruket og vannforsyningen (Bergen kommune, 2000). Derimot ble ikke «*No fence*» godkjent av Mattilsynet, og ble også skrinlagt i et forslag om bruk av beitedyr mot gjengroing av Byfjellene på grunn av risiko for fektal forurensning og at vegetasjon var ansett som en gode (Ødegård & Rødland, 2016; Bergen kommune, 2019b). Nylig annonserte Varegga grunneigarlag (u.å.) at de søkte om støtte til «*No Fence*» som en del av en langsiktig kultiveringsprosess, som kan bety fremgang i prosessen.

For å kunne ivareta alle interesser best mulig, trengs en målstyrt forvaltning hvor bruk og vern innlemmes i en dynamisk styringsprosess som inkluderer spekteret av interesser (Kaltenborn, 2012). Dette krever en integrering av flere samfunnssektorer og aktører som må vurdere ulike tiltak i en langsiktig plan på lokal skala (Bryn & Eiter, 2010). Under et slikt arbeid foreslås det å identifisere ressurser, natur eller landskap man ønsker å ivareta før eventuelle tiltak blir vedtatt (Dramstad, 2007). Fokuset bør ligge på områdets representative egenskaper både i globale, nasjonal og lokal sammenheng, samt viktige funksjoner i henhold til næring, rekreasjon, estetikk og identitet (Jones & Daugstad, 1997). Med tanke på interessekonfliktene i området, menes det at en stedsspesifikk plan på lav skala med realistiske stedstilpassede tiltak er nødvendig for å realisere ønskelige utfall, samt dempe konflikter (Kaltenborn, 2012). Videre ses det nødvendig å oppdatere kunnskapsgrunnlaget i gjeldene område innenfor flere kategorier. Bergen kommune (2019a) etterspør blant annet et egnet system for registrering og kartlegging av miljøverdier for å skape et bedre vurderingsgrunnlag i avveininger mellom nærings- og miljøhensyn. Til slutt anbefales det å oppdatere kunnskap jevnlig og utarbeide målbar indikatorer som kan styre forvaltningen innenfor et fleksibelt rammeverk (Kaltenborn, 2012).

9 Konklusjon

Gjennom dette studiet har det blitt avdekket at landskapet i Isdalen har vært i stor endring siden jordbruket opphørte rett før 1950-tallet. Det største skiftet har vært at kulturlandskapet med ulike kulturminner sakte har blitt visket ut og blitt erstattet med planteskog og spontan gjenvekst. Disse endringene er svært tydelige på flyfotoer, hvor tidligere jordbruksland i dag knapt er synlige under den massive skogen. Dette synes tydelig i resultatene som har vist at i underkant av 521 daa areal har blitt tresatt siden 1970, som tilsvarer en økning på hele 113,8 %. Nye tresatte arealer forekommer i alle høydelag, men økningen har vært størst mellom 200-400 moh. og i bratte områder over 40 grader helning. Samtidig har skoggrensen i områder minst økt med 130 meter siden 1951, mens artsgrensa har steget med rundt 200 meter siden 1970. Artsgrensen rekker dermed til de høyeste punktene i området, og skog- og tregrensen er forventet å øke ytterligere fremover. I dag består de tresatte områdene nesten utelukkende av enten T38-E-1 Plantasjeskog eller T4-E-2 svake lågurt- og storbregneskoger.

Hovedsakelig har arealbruksendringer forårsaket det skogfylte landskapet som i dag kan ses, men med tiden fremover kan det forventes at også klimaendringer kan få større effekt. På den andre siden har det blitt vist at jordsmonnet, vindforholdene og beiting har vært de mest avgjørende faktorene for å bremse utviklingen. Forvaltning har derimot gjort lite for å endre forholdene, og med mindre dette endres kan det forventes at så fort tregrensen overkommer toppeffekten, er det lite som kan stoppe videre utbredelse. Trolig vil forvandlingen bli synlig i løpet av kun de neste tiårene, med økte grenser, mer fortetning og flere fremmedarter. Over lengre tid, antagelig mellom 100-200 år kan området muligens ligne tilstanden illustrert i figur 35. Dette vil ha store konsekvenser for kystlyngheien (T34-E-2), som er en svært truet naturtype i Norge. Hvorvidt mer skog er ønskelig avhenger av preferanser, men basert på diskusjonen gjort i denne studiet konkluderes det med at videre utbredelse ikke anses som gunstig.

Ut ifra arbeidet med dette studiet ses det videre et behov for å styrke kunnskapen om oseaniske skoggrenser, samt en større utforskning av skoggrensen på Byfjellene. Flere studier tilknyttet utviklingen av Byfjellene oppfordres derfor sterk for bedre kunnskapsgrunnlag og forståelse av dynamikken i området. Fremtidige studier burde også inkludere større utprøvelse av CNN og OBIA, både i forhold til identifisering av skog og på ulike skalaer. Det ses stort potensiale i denne metoden for å kartlegge skoggrenser over hele Norge. Det ses også potensial i kombinasjonen av tilnærminger brukt under denne studien. En sammenligning av hvilken type kunnskap hver av tilnærmingene kan gi hver for seg og i kombinasjon med hverandre kan avdekke nye måter å studere naturen og bidra til større forståelse av skogdynamikk i Norge.

10 Referanser

- Aarrestad, P. A. (2009) Trusler for kystlyngheiene, *Naturen*, 133 (2), s. 112-116. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/file/pdf/33229584/natur_2009_02_pdf.pdf>.
- Aarseth, I. (2015) *Isdalen*. Tilgjengelig fra: <<https://www.grind.no/midthordland/bergen/isdalen>> [Lest 10.01.20].
- Aas, B. (1964) *Bjørke- og barskogsgrenser i Norge: en undersøkelse av de øvre, klimatiske skoggrenser*. Hovedfagsoppgave. Oslo: Universitetet i Oslo.
- Aas, B. (1969) Climatically Raised Birch Lines in Southeastern Norway 1918-1968, *Norsk geografisk tidsskrift*, 23 (3), s. 119-130. DOI:10.1080/00291956908542805
- Aas, B. & Faarlund, T. (1988) Postglasiale skoggrenser i sentrale sørnorske fjelltrakter; C-datering av subfossile furu- og bjørkerester, *Norsk geografisk tidsskrift*, 42 (1), s. 25-61. DOI:10.1080/00291958808552183
- Aase, T. H. & Fossåskaret, E. (2014) *Skapte virkeligheter: Om produksjon og tolkning av kvalitative data*. 2. utg. Oslo: Universitetsforlaget.
- Ahlmann, H. W. (1919) Geomorphological Studies in Norway: Part I. Southern Norway to the 63rd Parallel, *Geografiska Annaler*, 1, s. 1-148. DOI:10.2307/519765
- Alderson, P. (2021) *Critical realism for health and illness research: A practical introduction*. Bristol: Bristol University Press.
- Andersen, G. L. (2015) *GPS-styrte geiter og fjernmåling mot gjengroing av utmark*. Tilgjengelig fra: <<https://www.uib.no/fg/miljo/90508/gps-styrte-geiter-og-fjernm%C3%A5ling-mot-gjengroing-av-utmark>> [Lest 15.04.21].
- Andersen, Ø. (1985a) *Fotogrammetri grunnkurs: Bind 1*. Ås: Landbruksbokhandleren.
- Andersen, Ø. (1985b) *Fotogrammetri grunnkurs: Bind 2*. Ås: Landbruksbokhandleren.
- Artsdatabanken (2015) *Natur i Norge (NiN 2.0) – en innføring i teorien og systemet*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Artsdatabanken (2017) *Gjengroingstilstand*. Tilgjengelig fra: <<https://www.artsdatabanken.no/Pages/137960/Gjengroingstilstand>> [Lest 25.02.21].
- Artsdatabanken (2018) *"Fremmedartslista" – nytt navn på risikovurderinger*. Tilgjengelig fra: <<https://artsdatabanken.no/Pages/241682>> [Lest 18.02.21].
- Artsdatabanken (2019a) *Lokale komplekse miljøvariabler*. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/NiN/Natursystem/Lokale_komplekse_miljoevariabler> [Lest 15.12.20].
- Artsdatabanken (2019b) *Komen til Noreg før eller etter 1800?*. Tilgjengelig fra: <<https://www.artsdatabanken.no/Pages/241521>> [Lest 13.02.21].
- Artsdatabanken (2019c) *Hva er en fremmed art?*. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/Pages/239656/Hva_er_en_fremmed_art_> [Lest 18.02.21].
- Aschwanden, S. (2002) *Changes in the tree- and forest-limits of nordic mountain birch in Narvik municipality during the 20th century*. Hovedoppgave. Trondheim: Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Bad Elf (u.å.) *Bad elf gps for lightning connector*. Tilgjengelig fra: <<https://bad-elf.com/pages/be-gps-1008-detail>> [Lest 26.11.20].
- Bakker, M. & Lane, S. N. (2016) Archival photogrammetric analysis of river–floodplain systems using Structure from Motion (SfM) methods, *Earth surface processes and landforms*, 42 (8), s. 1274-1286. DOI:10.1002/esp.4085
- Bele, B., Norderhaug, A., Auestad, I. & Kvamme, M. (2018) *Bonden sin kulturmarksflora for Vestlandet*. Ås: NIBIO.
- Bergen Bondelag & Varegga Grunneigarlag (2009) Miljøregnskap for fremtiden – Kan et moderat sauehold på Byfjellene faktisk gi et pluss i miljøregnskapet?, *Bergens skog- og træplantningsselskap: beretning om virksomhet 2008 – Selskapets 140. år*, s. 59-62. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/4986614-Bergens-skog-og-traeplantningsselskap-beretning-om-virksomheten-i-2008-selskapets-140-ar.html>>.
- Bergen kommune (1993) *Grønt atlas – Grøntplan for Bergen del 2*. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00106/Gr_nt Atlas_Bergen__106695a.pdf>.
- Bergen kommune (2000) *Forvaltningsplan for Byfjellene – Del 2: Løvstakken-Gullsteinen og fjellstrekningen fra Sædal over Vidden-Vadegga-Rundemanen-Fløyen til Åsane*. Tilgjengelig fra: <<https://www.bergen.kommune.no/publisering/api/filer/T538287610>>.
- Bergen kommune (2007) *Klausuleringsbestemmelser overfor grunneiere og rettighetshavere i nedbørfeltet til Svartediket vannbehandlingsanlegg*. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00015/Svartediket_klausule_15137a.pdf>.
- Bergen kommune (2012) *Kommunedelplan: Blågrønn infrastruktur i Bergen - Grøntmiljøplan 2012-2020*. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00218/Gr_ntmilj_plan_2010_218217a.pdf>.
- Bergen kommune (2014) *Fremmede skadelige arter i Bergen kommune – Strategiplan*. Tilgjengelig fra: <<https://www.bergen.kommune.no/omkommunen/planer-i-kommunen/informasjon-om-enkeltpaner/byradsavd-for-klima-miljo-og-byutvikling/strategiplan-for-fremmede-skadelige-arter-i-bergen-kommune>>.
- Bergen kommune (2015) *Hovedplan for vannforsyning 2015 – 2024*. Tilgjengelig fra: <<https://www.bergen.kommune.no/publisering/api/filer/T539712628>>.

- Bergen kommune (2019a) *Skogplan: Mål og strategier for skog i Bergen kommune 2019- 2029*. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00351/Skogplan_351982a.pdf>.
- Bergen kommune (2019b) *Hovedplan for vannforsyning 2019 – 2028: Høringsutkast*. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00345/Hovedplan_vannforsy_345784a.pdf>.
- Bergen kommune & Moe, B. (2003) *Kartlegging av naturtyper i Bergen kommune – Rapport 2002*. Tilgjengelig fra: <<https://www.bergen.kommune.no/publisering/api/filer/T540041297>>.
- Bergens skog- og trøplantningsselskap (u.å.) *Hvem er vi*. Tilgjengelig fra: <<https://www.byfjellskogene.no/omoss/Hvem%20er%20vi/>> [Lest 15.04.21].
- Bergens skog- og trøplantningsselskap (1918) *Femtiårsberetning om Bergens skog- & trøplantningsselskaps virksomhet 1868-1918*. Bergen: Johan Griegs boktrykkeri.
- Bergens skog- og trøplantningsselskap (2003) Beretning om virksomheten i 2002, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2002 – Selskapets 134. år*, s. 3-19. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/7416723-Bergens-skog-og-traeplantningsselskap-beretning-om-virksomheten-i-2002-selskapets-134-ar.html>>.
- Bergens skog- og trøplantningsselskap (2015) Stormskader i naturparken, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2014 – Selskapets 146. år*, s. 57-58. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/20358418-Bergens-skog-og-traeplantningsselskap-beretning-om-virksomheten-i-2014-selskapets-146-ar.html>>.
- Bergens skog- og trøplantningsselskap (2017) Beretning om virksomheten i 2016, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2016 – Selskapets 148. år*, s. 19-31. Tilgjengelig fra: <https://portal.styreweb.com/api/files/2848399/KEuWga31v0mKMPW9tfWw6w/%C3%85rsberetning_2016.pdf?DocLinkId=13082&ref=%2F%C3%85rsmeldinger%2F>.
- Bergens skog- og trøplantningsselskap (2019) Beretning om virksomheten i 2018, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2018 – Selskapets 150. år*, s. 19-34. Tilgjengelig fra: <https://portal.styreweb.com/api/files/2848401/IHKiPLm8Q0iCs89NwsdvLQ/%C3%85rsberetning_2018.pdf?DocLinkId=13084&ref=%2F%C3%85rsmeldinger%2F>.
- Berstad, Å. B. (2014) *Endringer i eit vestnorsk kystlandskap som følge av planting og naturleg forynging av sitkagran (Picea sitchensis)*. Masteroppgave. Sogndal: Høgskulen i Sogn og Fjordane.
- Besford, R. T., Mousseau, M. & Matteucci, G. (1998) Biochemistry, physiology and biophysics of photosynthesis, i Jarvis, P. G. (red.) *European forests and global change: the likely impact of rising CO₂ and temperature*. Cambridge: Cambridge University Press, s. 29-78.
- Birkeland, E. (2017) Positiv utvikling for Byfjellene, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2016 – Selskapets 148. år*, s. 17. Tilgjengelig fra: <<https://www.byfjellskogene.no/%C3%85rsmeldinger/>>.
- Birkeland, E. (2018) Gratulerer med dagen!, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2017 – Selskapets 149. år*, s. 15. Tilgjengelig fra: <<https://www.byfjellskogene.no/%C3%85rsmeldinger/>>.
- Birkeland, E. (2019) Skogselskapets stemme, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2018 – Selskapets 150. år*, s. 17. Tilgjengelig fra: <<https://www.byfjellskogene.no/%C3%85rsmeldinger/>>.
- Bjune, A. E. (2006) Tregrenser i Sør-Norge etter siste istid, *Naturen*, 130 (4), s. 196-200. DOI:10.18261/issn.1504-3118
- Blom, H. H. (2007) Gjengroing av kulturlandskapet – konsekvenser for biologisk mangfold?, *Viten fra Skog og landskap*, 2, s. 47-51. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/11647173-Viten-fra-skog-og-landskap-2-07-skogen-pa-sorvestlandet.html>>.
- Bryn, A. (2008) Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation?, *Norsk geografisk tidsskrift*, 62 (4), s. 251-270. DOI:10.1080/00291950802517551
- Bryn, A. (2009) *Vegetation mapping and landscape changes: GIS-modelling and analysis of vegetation transitions, forest limits and expected future forest expansions*. Doktoravhandling. Bergen: Universitetet i Bergen.
- Bryn, A. & Angeloff, M. (2015) Kartmodell viser gjengroing, *Fakta fra Skog og landskap*, 15 (17), s. 1-2. Tilgjengelig fra: <<http://hdl.handle.net/11250/2436828>>.
- Bryn, A., Bekkby, T., Dervo, B., Dolan, M., & Halvorsen, R. (2020) *Hovedveileder for feltbasert kartlegging av terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L. Ø. & O'Donnell, S. (2013) A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28 (1), s. 81-98. DOI:10.1080/02827581.2012.689005
- Bryn, A. & Eiter, S. (2010) Gjengroing i Norge: årsaker og konsekvenser, *Plan*, 42 (3-4), s. 24-29. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/file/pdf/42001963/plan_2010_03-04_pdf.pdf>.
- Bryn, A. & Flø, B. E. (2011) Gjengroing i kulturlandskapet, *Kulturarven*, 57, s. 28-31. Tilgjengelig fra: <https://www.nsg.no/getfile.php/1324515-1329745619/Fylkeslag/Telemark/Farga%20sp%C3%A6l/PDF-filer/Gjengroing_i_kulturlandskapet%5B1%5D.pdf>.
- Bryn, A., Halvorsen, R. & Ullerud, H. A. (2018) *Hovedveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) – Utgave 1*. Artikkel 7. Trondheim: Artsdatabanken.
- Bryn, A. & Potthoff, K. (2018) Elevational treeline and forest line dynamics in Norwegian mountain areas – a review, *Landscape Ecology*, 33 (8), s. 1225-1245. DOI:10.1007/s10980-018-0670-8

- Bryn, A. & Ullerud, H.A. (2018) *Feltveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) – tilpasset målestokk 1:5000 og 1:20 000*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Bullard, J. (2016) Health, safety and risk in the field, i Clifford, N., Cope, M., Gillespie, T. & French, S. (red.) *Key methods in geography*. 3. utg. SAGE Publications Ltd, s. 19-29.
- Busch, T. (2013) *Akademisk skriving: for bachelor- og masterstudenter*. Bergen: Fagbokforlaget.
- Caridade, C. R. M., Marcal, A. R. S. & Mendonça, T. (2008) The use of texture for image classification of black & white air photographs, *International Journal of Remote Sensing*, 29 (2), s. 593-607. DOI:10.1080/01431160701281015
- Chen, Y., Ming, D. & Lv, X. (2019) Superpixel based land cover classification of VHR satellite image combining multi-scale CNN and scale parameter estimation, *Earth Science Informatics*, 12 (3), s. 341-363. DOI:10.1007/s12145-019-00383-2
- Cheng, G., Zhou, P. & Han, J. (2016) RIFD-CNN: Rotation-Invariant and Fisher Discriminative Convolutional Neural Networks for Object Detection, *IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition (CVPR)*, s. 2884-2893. DOI:10.1109/CVPR.2016.315
- Couper, P. (2015) *A student's introduction to geographical thought: theories, philosophies, methodologies*. Los Angeles: Sage Publications.
- Cox, C. B. & Moore, P. D. (2010) *Biogeography: An ecological and evolutionary approach*. 8. utg. Hoboken: Wiley.
- Craine, J. & Gardner, C. (2016) Visual methodology, i Hay, I. (red.) *Qualitative research methods in human geography*. 4. utg. Ontario: Oxford university press, s. 274-287.
- Csillik, O., Cherbini, J., Johnson, R., Lyons, A. & Kelly, M. (2018) Identification of Citrus Trees from Unmanned Aerial Vehicle Imagery Using Convolutional Neural Networks, *Drones*, 2 (4), s. 39-54. DOI:10.3390/drones2040039
- Dahl, E. (1976) *Forelesninger i økologi ved Norges landbrukshøgskole*. Ås: Landbruksbokhandelen.
- Dalen, L. & Hofgaard, A. (2005) Differential Regional Treeline Dynamics in the Scandes Mountains, *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 37 (3), s. 284-296. DOI:10.1657/1523-0430(2005)037[0284:DRTDIT]2.0.CO2
- Damsgaard, H. (1998) Årringundersøkelser på furu (*Pinus sylvestris*) fra Sørlandet og Setesdal, Sør-Norge, i Griffin, K. & Selsing, L. (red.) *Dendrokronologi i Norge*. Stavanger: Arkeologisk museum i Stavanger, s. 65-108.
- Darmon, F. & Monasse, P. (2021) The Polar Epipolar Rectification, *Image processing on line*, 11, s. 56-75. DOI:10.5201/ipol.2021.328
- Dawsen, C. J. (2011) Preface, i Dawsen, C. J. (red.) *Geographic information systems*. New York: Nova Science Publishers, s. vii-xi.
- De Wit, H. A., Bryn, A., Hofgaard, A., Karstensen, J., Kvalevåg, M. M. & Peters, G. P. (2014) Climate warming feedback from mountain birch forest expansion: reduced albedo dominates carbon uptake, *Global Change Biology*, 20 (7), s. 2344-2355. DOI:10.1111/gcb.12483
- Dick, Ø. B. & Birkeland, R. (2020) Vegetasjonsindeks, i *Store norske leksikon*. Versjon 9. Tilgjengelig fra: <<https://snl.no/vegetasjonsindeks>> [Lest 06.06.21].
- Dramstad, W. (2007) Et landskap i endring, *Viten fra Skog og landskap*, 2, s. 37-40. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/11647173-Viten-fra-skog-og-landskap-2-07-skogen-pa-sorvestlandet.html>>.
- Dramstad, W. (2012) Landskapsøkologi - økologi for deg som jobber med landskap, *Fagus*, 2 (9), s. 1-7. Tilgjengelig fra: <https://fagus.no/wp-content/uploads/2017/09/2012_2-Landskapsokologi-Wenche-Dramstad.pdf>.
- Dvorak, Z. (2013) *Floristiske og økologiske forhold ved den alpine skoggrensen i Sør-Norge*. Masteroppgave. Bø: Høgskolen i Telemark.
- Eikebrokk, B., Gjerstad, K. O., Hindal, S., Johanson, G., Røstum, J. & Rytter, E. (2006) *Giardia-utbruddet i Bergen høsten 2004: Rapport fra det eksterne evalueringsutvalget*. Tilgjengelig fra: <<http://docplayer.me/3814372-Giardia-utbruddet-i-bergen-hosten-2004-rapport-fra-det-eksterne-evalueringsutvalget.html>>.
- Eiter, S. & Potthoff, K. (2016) Landscape changes in Norwegian mountains: Increased and decreased accessibility, and their driving forces, *Land use policy*, 54, s. 235-245. DOI:10.1016/j.landusepol.2016.02.017
- Engan, G. (2012) *3Q Feltkontroll av flybildetolking – 2. omdrev 2004-2008*. Rapport fra Skog og Landskap 05/2012. Ås: Norsk Institutt for Skog og Landskap.
- Engler, R., mfl. (2011) 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe, *Global change biology*, 17 (7), s. 2330-2341. DOI:10.1111/j.1365-2486.2010.02393.x
- Engum, H.- C. (2006) *Alpine tre- og skoggrenseendringer Indikator på klimaforandringer eller endret arealbruk? – En studie i Bergsdalen Vaksdal kommune*. Masteroppgave. Bergen: Universitetet i Bergen.
- Erikstad, L. & Lindblom, I. (2014) Landskap, en arena for tverrfaglige utredninger, i Holth, F. & Winge, N. K. (red.) *Konsekvensutredninger: rettsregler, praksis og samfunnsvirkninger*. Oslo: Universitetsforlaget, s. 208-226.
- Esri (u.å.a) *ArcGIS Collector*. Tilgjengelig fra: <<https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-collector/overview>> [Lest 23.11.20].
- Esri (u.å.b) *Combine (Spatial Analyst)*. Tilgjengelig fra: <<https://pro.arcgis.com/en/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/combine.htm>> [Lest 03.02.21].
- Esri (u.å.c) *How Zonal Statistics works*. Tilgjengelig fra: <<https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/tools/spatial-analyst-toolbox/h-how-zonal-statistics-works.htm>> [Lest 12.04.21].

- Esri (u.å.d) *A quick tour of editing*. Tilgjengelig fra: < <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.3/manage-data/editing/a-quick-tour-of-editing.htm> > [Lest 09.07.21].
- Falkowski, M. J., Evans, J. S., Martinuzzi, S., Gessler, P. E. & Hudak, A. T. (2009) Characterizing forest succession with lidar data: An evaluation for the Inland Northwest, USA, *Remote Sensing of Environment*, 113, s. 946-956. DOI:10.1016/j.rse.2009.01.003
- Farahat, E. & Linderholm, H. W. (2018) Growth – climate relationship of European beech at its northern distribution limit, *European Journal of Forest Research*, 137 (5), s. 619-629. DOI:10.1007/s10342-018-1129-9
- Fonn, O. (1986) Byens vannforsyning, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 144-158.
- Forman, R. T. T. & Godron, M. (1986) *Landscape Ecology*. New York: Wiley.
- Fossen, A. B. (1986) Bergenserne og Byfjellene. Utviklingslinjer fram til vårt eget århundre, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 50-57.
- Frønsdal, J. (2011) Refleksjoner om hugst og planting i naturparken, *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2010 – Selskapets 142. år*, s. 34-35. Tilgjengelig fra: <<https://www.yumpu.com/no/document/read/18308601/2010-bergen-skog>>.
- Fu, T., Ma, L., Li, M. & Johnson, B. A. (2018) Using convolutional neural network to identify irregular segmentation objects from very high-resolution remote sensing imagery, *Journal of applied remote sensing*, 12 (2), s. 1-21. DOI:10.1117/1.JRS.12.025010
- Furukawa, Y. & Hernández, C. (2013) Multi-View Stereo: A Tutorial, *Foundations and Trends in Computer Graphics and Vision*, 9 (1-2), s. 1-148. DOI:10.1561/06000000052
- Fægri, K. (1944) Mikroklimatologiske problem ved botaniske undersøkelser, i Fægri, K., Godske, C. L., Holt, E. & Tambs-Lyche, H. (red.) *Lokalklima – Mikroklima – Bioklima: Åtte foredrag holdt på den mikrometeorologiske studieuke ved Bergens museum 27. mars – 2. april 1944*. Bergen: Bergens Museum, s. 31-46.
- Fægri, K. (1957) Kvifor er plantelivet på Vestlandet sermerkt?, i Sømme, A. (red.) *Vestlandet: Natur, busetnad, næringsliv*. Bergen: J. W. Eides forlag, s. 29-38.
- Fægri, K. (1960) *Coast plants*. Oslo: Oslo university press.
- Fægri, K. (1968) Byfjellene sett med en botanikers øyne, i Irgens, R. (red.) *Bergens skog- og trøplantningsselskap gjennom hundre år: 1868-1968*. Bergen: Bergens naturpark, s. 49-54.
- Fægri, K. (1986) Plantelivet, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 27-30.
- Fægri, K. (2004) Landet i Vest, i Helland-Hansen, W. (red.) *Naturhistorisk vegbok: Hordaland*. Bergen: Bergen museum, s. 8-14.
- Føyn, B. (1952) *Svartediket: et vest-norsk oligotroft ferskvann – Fytoplanktonundersøkelser 1942-43*. Årbok for universitetet i Bergen, matematisk-naturvitenskapelig serie 1952:18. Bergen: Universitetsforlaget.
- Gaarder, T. & Theisen, E. (1953) *Svartediket: et vest-norsk oligotroft ferskvann – Hydrografisk-kjemiske undersøkelser 1942-1943*. Årbok for universitetet i Bergen, matematisk-naturvitenskapelig serie 1953:4. Bergen: Universitetsforlaget.
- Gardiner, B., Berry, P. & Moulia, B. (2016) Review: Wind impacts on plant growth, mechanics and damage, *Plant science*, 245, s. 94-118. DOI:10.1016/j.plantsci.2016.01.006
- Garmin (2010) *GPSMAP® 62s series owner's manual*. Tilgjengelig fra: <https://static.garmincdn.com/pumac/GPSMAP62_OM_EN.pdf.pdf>
- Girod, L., Nielsen, N. I., Couderette, F., Nuth, C. & Käab, A. (2018) Precise DEM extraction from Svalbard using 1936 high oblique imagery, *Geoscientific Instrumentation, Methods and Data Systems*, 7 (4), s. 277-288. DOI:10.5194/gi-7-277-2018
- Gjerstad, J. (1993) *"Æn om vi klædde fjeldet": glimt fra Bergens skog- og trøplantningsselskaps virksomhet: 1868-1993*. Bergen: Centraltrykkeriet.
- Gjesdal, C. O. G. (1993) Bergens skog- og trøplantningsselskap, i Vassenden, O. J. (red.) *Bergensernes fjellverden: 1: Fra istid til nåtid – Supplement til diverse artikler i tidsrommet 1985 til 1. mars 1993*. Bergen: K/S Ulriksbanen, s. 4-6.
- Gjesdal, C. O. G. & Mo, H. E. (1986) Om de «gamle graaskaldede Berge»'s bekleddning – Bergens skog- og trøplantningsselskap, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 117-128.
- Gjessing, E. K. (1986) Branner i Byfjellene, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 181-185.
- Godske, C. L. (1944) Klimaet i Bergen og Bergensdalen, i Fægri, K., Godske, C. L., Holt, E. & Tambs-Lyche, H. (red.) *Lokalklima – Mikroklima – Bioklima: Åtte foredrag holdt på den mikrometeorologiske studieuke ved Bergens museum 27. mars – 2. april 1944*. Bergen: Bergens Museum, s. 87-102.
- Grace, J., Berninger, F. & Nagy, L. (2002) Impacts of Climate Change on the Tree Line, *Annals of Botany*, 90 (4), s. 537-544. DOI:10.1093/aob/mcf222

- Greve, H. S. (1986) Isdalen – Ferdselsåre og naturperle, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 66-76.
- Grimen, N. & Hauge, O. L. (1986) Frå «Fjellfredningsforeningen» til Varegga grunneigarlag – Beite og jakt på Byfjella, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 186-195.
- Guirado, E., Tabik, S., Alcaraz-Segura, D., Cabello, J. & Herrera, F. (2017) Deep-learning Versus OBIA for Scattered Shrub Detection with Google Earth Imagery: Ziziphus lotus as Case Study, *Remote sensing*, 9 (12), s. 1220-1241. DOI:10.3390/rs9121220
- Guirado, E., Blanco-Sacristán, J., Rodríguez-Caballero, E., Tabik, S., Alcaraz-Segura, D., Martínez-Valderrama, J. & Cabello, J. (2021) Mask R-CNN and OBIA Fusion Improves the Segmentation of Scattered Vegetation in Very High-Resolution Optical Sensors, *Sensors*, 21 (1), s. 320-336. DOI:10.3390/s21010320
- Hagem, O. (1931) *Forsøk med vestamerikanske træslog*. Meddelelse nr. 12 fra Vestlandets forestlige forsøksstasjon. Bergen: John Griegs boktrykkeri.
- Halleraker, J. H. (2019) Naturtyper, i *Store Norske Leksikon*. Versjon 14. Tilgjengelig fra: <<https://snl.no/naturtyper>> [Lest 06.07.21].
- Halvorsen, R. (2009) *Begrepe skog og skogsmark*. Artikkel 4 (versjon 1.0). Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R., (2015a) *NiN natursystem-nivået – oversettelse fra NiN versjon 1.0 og Norsk rødliste for naturtyper 2011 til NiN versjon 2.0*. Artikkel 4 (versjon 2.0.4). Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R. (2015b) *NiN natursystemnivået – oversettelse fra 'Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog' (MiS) til NiN versjon 2.0 og arealstatistikk for naturtyper i skogsmark*. Artikkel 5 (versjon 2.0.4). Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R. (2016) *NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået*. Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R. & Bratli, H. (2018) *Veileder for beskrivelsessystemet i kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.2.0) – tilpasset målestokk 1:5 000 og 1:20 000 – utgave 1*. Kartleggingsveileder nr. 4 (versjon 2.2.0). Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R. & Bratli, H. (2019) *Dokumentasjon av NiN versjon 2.2 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet*. Versjon 2.2.0. Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. (2016) *NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier*. Artikkel 1 (Versjon 2.2). Trondheim: Artsdatabanken.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E. J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J. E. Ø., Sandven, S., Sandø, A. B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (2015) *Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015*. NCCS rapport 2/2015. Oslo: Miljødirektoratet.
- Harper, D. (2002) Talking about pictures: A case for photo elicitation, *Visual Studies*, 17 (1), s. 13-26. DOI:10.1080/14725860220137345
- Harper, D. (2015) Visual Methods in the Social Sciences, i *International Encyclopedia of the Social & Behavioral Sciences*, 2. utg. DOI:10.1016/B978-0-08-097086-8.44060-2
- Hartvedt, G. H., Skreien, N., Reisegg, Ø., Eek, Ø. & Tvedt, K. A. (2009a) Isdalsgårdene, i *Bergen byleksikon*. 2. utg. Oslo: Kunnskapsforlaget, s. 256.
- Hartvedt, G. H., Skreien, N., Reisegg, Ø., Eek, Ø. & Tvedt, K. A. (2009b) Isdalsvann, i *Bergen byleksikon*. 2. utg. Oslo: Kunnskapsforlaget, s. 257.
- Hartvedt, G. H., Skreien, N., Reisegg, Ø., Eek, Ø. & Tvedt, K. A. (2009c) Isdalen, i *Bergen byleksikon*. 2. utg. Oslo: Kunnskapsforlaget, s. 256.
- Hartvedt, G. H., Skreien, N., Reisegg, Ø., Eek, Ø. & Tvedt, K. A. (2009d) Vannforsyningen, i *Bergen byleksikon*. 2. utg. Oslo: Kunnskapsforlaget, s. 470-471.
- Heggenes, J. & Dramstad, W. (2003) Landskapsøkologi – arealplanleggerens økologi?, *Plan*, 35 (5), s. 50-55. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/plan/2003/05/landskapsokologi_arealplanleggerens_okologi>.
- Heiberg, H. H. H. (1957) Skogreisingsproblem på Vestlandet, i Sømme, A. (red.) *Vestlandet: Natur, busetnad, næringsliv*. Bergen: J. W. Eides forlag, s. 39-48.
- Heide, O. M. (2001) Sommertemperatur og vekst hos furu i fjellskogen: hvordan vil en klimaendring påvirke skoggrensen?, *Naturen*, 125 (5), s. 233-238. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/file/pdf/33227879/natur_2001_05_pdf.pdf>.
- Heywood, I., Cornelius, S. & Carver, S. (2011) *An introduction to geographical information systems*. 4. utg. Harlow: Pearson.
- Hilmo, O. & Sandvik, H. (2020) Fremmede arter: Vi trenger en felles forståelse for å hindre spredning, *Forskersonen.no*, 13. januar. Tilgjengelig fra: <<https://forskersonen.no/dyreverden-kronikk-meninger/fremmede-arter-vi-trenger-en-felles-forstaelse-for-a-hindre-spredning/1619928>> [Lest 18.02.21].
- Hirschmüller, H., Buder, M. & Ernst, I. (2012) Memory efficient semi-global matching, *ISPRS annals of the photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences*, 1-3, s. 371-376. DOI:10.5194/isprsannals-I-3-371-2012

- Hjorth, E. (2009) Svartediksområdet – Noen trekk fra krigsårene 1940-1945, i Frølich, A. (red.) *En Bygd i byen 2: Krigsårene og tiden som fulgte i nærområdet ved Svartediket*. Bergen: Svartediket vel, s.13-22.
- Hobæk, A. & Bjørklund, A. E. (2004) *Overvåking av ferskvannsresipienter i Bergen kommune. Sammendragsrapport 1992-2000*. Rapport nr. 4773-2004. Bergen: Norsk institutt for naturforskning. Tilgjengelig fra: <<https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/212317/4773.pdf?sequence=2>>.
- Hofgaard, A. (1997) Inter-Relationships between Treeline Position, Species Diversity, Land Use and Climate Change in the Central Scandes Mountains of Norway, *Global ecology and biogeography letters*, 6 (6), s. 419-429. DOI:10.2307/2997351
- Holden, J. (2012) Approaching physical geography, i Holden, J. (red.) *An introduction to physical geography and the environment*. 3. utg. Harlow: Pearson, s. 3-26.
- Holmen, H. (2019) Epistemologi, i *Store Norske Leksikon*. Versjon 9. Tilgjengelig fra: <<https://snl.no/epistemologi>> [Lest 15.03.21].
- Holtmeier, F.- K. (1994) Ecological aspects of climatically-caused timberline fluctuations, i Beniston, M. (red.) *Mountain environments in Changing Climates*. London: Routledge, s. 220-233.
- Holtmeier, F.- K. (2009) *Mountain Timberlines: Ecology, Patchiness, and Dynamics*. 2. utg. Dordrecht: Springer.
- Holtmeier, F.- K. & Broll, G. (2005) Sensitivity and Response of Northern Hemisphere Altitudinal and Polar Treelines to Environmental Change at Landscape and Local Scales, *Global Ecology and Biogeography*, 14 (5), s. 395-410. DOI:10.1111/j.1466-822X.2005.00168.x
- Humboldt State University (2017) *Structure from Motion (SfM)*. Tilgjengelig fra: <http://gsp.humboldt.edu/OLM/Courses/GSP_216_Online/lesson8-2/SfM.html> [Lest 22.03.21].
- Husaby, J. M. (1950) *Skogreisning på Vestlandet*. Bergen: Norges handelshøyskole.
- Håland, A., Hult, B., Nilsen, K. L. & Simonsen, Å. (2013) *Kartlegging av hule og store eiker i Bergen kommune i 2013 – Fase I*. NNI-Rapport 369. Bergen: Norsk Natur Informasjon. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00228/NNI_Rapport_369_-_2_228854a.pdf>.
- Håland, A. & Mjøs, A. T. (2002) *Forvaltningsplan for Byfjellene. Undersøkelser av delområder potensielt viktige for fugl. Feltrapport fra sommeren og høsten 2001*. NNI-Rapport 84. Bergen: Norsk Natur Informasjon.
- Håpnes, A. (2017) *Trær i Norge – Arter, kjennetegn, utbredelse*. Oslo: J. M. Stenersens forlag.
- Ingvaldsen, A. (2005) Stormen 23. januar 1994 – Sett i et 10 års perspektiv, i *Bergens skog- og trøplantningselskap: beretning om virksomhet 2004 – Selskapets 136. år*, s. 53-55. Tilgjengelig fra: <<https://www.yumpu.com/no/document/read/18375113/2004-bergen-skog>>.
- Inkpen, R. & Wilson, G (2013) *Science, Philosophy and Physical Geography*. 2. utg. London: Routledge.
- International Union for Conservation of Nature (2000) *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. Gland: International Union for Conservation of Nature.
- Ioannis, M. & Meliadis, M. (2011) Data base management system, G.I.S. and forestry, i Dawsen, C. J. (red.) *Geographic information systems*. New York: Nova Science Publishers, s. 35-60.
- Irgens, R. (1968) *Bergens skog- og trøplantningselskap gjennom hundre år: 1868-1968*. Bergen: Bergens naturpark.
- Jansen, Ø. (1986) Berggrunnsgeologien, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 21-26.
- Jebsen, G. (1974) Omsetning av skogvirke opp gjennom tidene, i Aurdal, L. O. & Krüger, M. (red.) *Bergen og Hordaland skogselskap 75 år: 1899 – 1974*. Bergen: Bergen og Hordaland skogselskap, s. 111-114.
- Johnsen, G. H., Bjørklund, A. E. & Vidnes, M. (2004) *Karakterisering av vassdragene i Bergen*. Rapport nr. 771. Bergen: Rådgivende Biologer AS.
- Johnsen, G. H., Seim, A. & Gjesdal, A. (2005) *Giardia lamblia-epidemien i Bergen høsten 2004. Parasitten, vannverkene i Bergen, epidemien og jakten på kilden*. Rapport 786. Bergen: Rådgivende Biologer AS.
- Johnsen, Ø., Mykling, T., Skrøppa, T. & Edvardsen, Ø. M. (2007) Valg av frømaterialer av gran til bruk på Vestlandet, *Viten fra Skog og landskap*, 2, s. 11-12. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/11647173-Viten-fra-skog-og-landskap-2-07-skogen-pa-sorvestlandet.html>>.
- Jones, M. (1998) På vei mot en mer miljøvennlig jordbrukspolitikk?, i Framstad, E. & Lid, I. B. (red.) *Jordbrukets kulturlandskap – Forvaltning av miljøverdier*. Oslo: Universitetsforlaget, s. 192-199.
- Jones, M. & Daugstad, K. (1997) Usages of the “cultural landscape” concept in Norwegian and Nordic landscape administration, *Landscape Research*, 22 (3), s. 267-281. DOI:10.1080/01426399708706515
- Jones, M. & Stenseke, M. (2010) The Issue of Public Participation in the European Landscape Convention, i Jones, M. & Stenseke, M. (red.) *The European Landscape Convention – challenges of participation*. Springer, s. 1-23.
- Kaland, P. E. & Kvamme, M. (2013) *Kystlyngheiene i Norge – kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder*. Rapport M23-2013. Oslo: Miljødirektoratet.
- Kaland, P. E. & Vandvik, V. (1998) Kystlynghei, i Framstad, E. & Lid, I. B. (red.) *Jordbrukets kulturlandskap: Forvaltning av miljøverdier*. Oslo: Universitetsforlaget, s. 50-60.
- Kaltenborn, B. P. (2012) *Bruk og vern i utmarksområder – Sluttrapport: Strategisk instituttprogram for perioden 2009-2011*. NINA-Temahefte 50. Lillehammer: Norsk institutt for naturforskning.

- Kauppi, P. E., Posch, M. & Pentti, P. (2014) Large Impacts of Climatic Warming on Growth of Boreal Forests since 1960, *PloS one*, 9 (11), s. 1-6. DOI:10.1371/journal.pone.0111340
- Klem, G. G. (1947) *En kort orientering om våre skogstrær: deres tekniske egenskaper og utnyttelse*. Oslo: Grøndahl.
- Klima- og miljødepartementet (2015) *Kystlynghei har blitt utvald naturtype*. Tilgjengelig fra: <<https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/kystlynghei-har-bli-utvald-naturtype/id2410254/>> [Lest 01.07.21].
- Klima- og miljødepartementet (2020a) *Bekjempelse av fremmede skadelige organismer: Tiltaksplan 2020 – 2025*. Tilgjengelig fra: <<https://www.regjeringen.no/contentassets/f1c4ed10cef245edac260a0c5ba329fe/t-1570-b.pdf>>.
- Klima- og miljødepartementet (2020b) *Fremmede arter i norsk natur*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/naturmangfold/innsiktsartikler-naturmangfold/fremmede_arter/id2076763/> [Lest 13.02.21].
- Knudsen, E. (2002) Landskapsøkologi – det integrerte verdensbildet, *Naturen*, 126 (2), s. 82-89. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/natur/2002/02/landskapsokologi_-_det_integrerte_verdensbildet>.
- Kobbeltvedt, O. (1988) Fra Borgeskaret over Ulriken til Sædalen, i Fossen, A. B. & Kobbeltvedt, O. (red.) *Bergensernes fjellverden 2: Hyttene på Byfjellene*. Norheimsund: Hardanger forlag A/S, s. 171-306.
- Körner, C. (2012) *Alpine Treelines: Functional Ecology of the Global High Elevation Tree Limits*. Basel: Springer.
- Krzywinski, K. (2004) *Hordaland blir kledd*. Tilgjengelig fra: <<https://grind.no/flora/hordaland-blir-kledd>> [Lest 11.03.20].
- Kullman, L. (1986) Temporal and spatial aspects of subalpine populations of *Sorbus aucuparia* in Sweden, *Annales Botanici Fennici*, 23 (4), s. 267-275. Tilgjengelig fra: <<https://www.jstor.org/stable/23726195>>.
- Kullman, L. (2000) Tree-limit rise and recent warming; a geoeological case study from the Swedish Scandes, *Norsk geografisk tidsskrift*, 54 (2), s. 49-59. DOI:10.1080/002919500423771
- Kvalvaag, H. K. (2006) Rasisme i skogen, *Hubro*, 13 (1), s. 12-13. Tilgjengelig fra: <https://www.uib.no/sites/w3.uib.no/files/w2/pl/plugin-hubro-1-06web_4.pdf>.
- Kvamme, M. (2009) *Frå urskog til lynghei*. Tilgjengelig fra: <<https://www.grind.no/planteliv/fra-urskog-til-lynghei>> [Lest 16.03.20].
- Kvamme, M., Kaland, P. E. & Norderhaug, A. (2009) «Gi oss i dag vårt daglige brød!» - Bruk og produkter fra kystlyngheiene, *Naturen*, 133 (2), s. 76-85. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/file/pdf/33229584/natur_2009_02_pdf.pdf>.
- Larsson, J. Y. (2004) *Skoggrensa i Norge – indikator på endringer i klima og arealbruk?*. NIJOS dokument 3/04. Ås: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Lee, H. S. J., Overdieck, D. & Jarvis, P. G. (1998) Biomass, growth and carbon allocation, i Jarvis, P. G. (red.) *European forests and global change: the likely impact of rising CO₂ and temperature*. Cambridge: Cambridge University Press, s. 126-191.
- Li, S., Xiong, L., Hu, G., Dang, W., Tang, G. & Strobl, J. (2021) Extracting check dam areas from high-resolution imagery based on the integration of object-based image analysis and deep learning, *Land degradation & development*, 32 (7), s. 2303-2317. DOI:10.1002/ldr.3908
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W. & Chipman, J. W. (2015) *Remote sensing and image interpretation*. 7. utg. Wiley.
- Linderholm, H. W., Solberg, B. Ø. & Lindholm, M. (2003) Tree-ring records from central Fennoscandia: the relationship between tree growth and climate along a west–east transect, *Holocene*, 13 (6), s. 887-895. DOI:10.1191/0959683603hl671rp
- Löffler, J., Anschlag, K., Baker, B., Finch, O.- D., Dieckrüger, B., Wundram, D., Schröder, B., Pape, R. & Lundberg, A. (2011) Mountain ecosystem response to global change, *Erdkunde*, 65 (2), s. 189-213. DOI:10.3112/erdkunde.2011.02.06
- Löffler, J., Lundberg, A., Rössler, O., Bräuning, A., Jung, G., Pape, R. & Wundram, D. (2004) The alpine treeline under changing land use and changing climate: Approach and preliminary results from continental Norway, *Norsk geografisk tidsskrift*, 58 (4), s. 183-193. DOI:10.1080/00291950410002421
- Lundberg, A. (1987) *Natur og miljø i endring*. Bergen: Universitetsforlaget.
- Lundberg, A. (2005) *Landskap, vegetasjon og menneske gjennom 400 år – Naturmiljø, arealbruk, slitasje og skog i Hystadmarkjo, Stord*. Bergen: Fagbokforlaget.
- Lundberg, A. (2011) Climate and land-use change as driving forces in lowland semi-natural vegetation dynamics, *Erdkunde*, 65 (4), s. 335-353. DOI:10.3112/erdkunde.2011.04.02
- Lundberg, A. (2018) Recent methods, sources and approaches in the study of temporal landscape change at different scales – a review, *Hungarian Geographical Bulletin*, 67 (4), s. 309–318. DOI:10.15201/hungeobull.67.4.1
- Ma, Y., Li, Y. & Zhu, L. (2019) Land Cover Classification for Polarimetric SAR Image Using Convolutional Neural Network and Superpixel, *Progress in electromagnetics research*, 83, s. 111-128. DOI:10.2528/PIERB18112104
- Mboga, N., Georganos, S., Grippa, T., Lennert, M., Vanhuyse, S. & Wolff, E. (2019) Fully Convolutional Networks and Geographic Object-Based Image Analysis for the Classification of VHR Imagery, *Remote sensing*, 11 (5), s. 597-613. DOI:10.3390/rs11050597
- Miljødirektoratet (2019) *Fremmede arter og klima*. Tilgjengelig fra: <<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/fremmede-arter-og-klima/>> [Lest 18.02.21].

- Miljødirektoratet (2020) *Sur nedbør*. Tilgjengelig fra: <<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/forurensning/sur-nedbor/>> [Lest 08.06.21].
- Miljøverndepartementet (2007) *Tverrsektoriell nasjonal strategi og tiltak mot fremmede skadelige arter*. Tilgjengelig fra: <<https://www.regjeringen.no/globalassets/upload/md/vedlegg/planer/t-1460.pdf>>.
- Moe, B. (2002) *Botanisk undersøkelse av Byfjellene i Bergen*. Bergen: Bergen kommune. Tilgjengelig fra: <<https://www.bergen.kommune.no/hvaskjer/tema/byfjellene/publikasjoner/botanisk-undersokelse-av-byfjellene-i-bergen-2002>>.
- Moe, B. (2013) *Røddlistearter i Bergen kommune: Kartlegging av karplanter 2013*. Bergen: Bergen kommune. Tilgjengelig fra: <https://www.bergen.kommune.no/bk/multimedia/archive/00183/R_dlisteBergen2013_183253a.pdf>.
- Moen, A. (1998) *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss: Statens Kartverk.
- Moen, A., Nilsen, L. S., Aasmundsen, A. & Oterholm, A. I. (2006) Woodland regeneration in a coastal heathland area in central Norway, *Norsk Geografisk Tidsskrift*, 60 (4), s. 277-294. DOI:10.1080/00291950601047941
- Mölg, N. & Bolch, T. (2017) Structure-from-Motion Using Historical Aerial Images to Analyse Changes in Glacier Surface Elevation, *Remote Sensing*, 9 (10), s. 1021-1038. DOI:10.3390/rs9101021
- Mook, R. & Vorren, K.-D. (1996) The temperature climate at the altitudinal vegetation limits in Skibotn, northern Norway, i Frenzel, B., Birks, H. H., Vorren, K.-D. & Alm, T. (red.) *Holocene treeline oscillations, dendrochronology and palaeoclimate*. Stuttgart: Gustav Fischer, s. 61-74.
- Mork, E. (1968) Økologiske undersøkelser i fjellskogen i Hirkjølen forsøksområde, *Meddelelser fra Det norske skogforsøksvesen*, 25 (7), s. 467-614. Vollebakk: Det norske skogforsøksvesen.
- Myklebust, T. (1974) Ungdomslaga var med, i Aurdal, L. O. & Krüger, M. (red.) *Bergen og Hordaland skogselskap 75 år: 1899 – 1974*. Bergen: Bergen og Hordaland skogselskap, s. 121-124.
- Nedkvitne, K. (1974) Skogstrea si innvandring til Vestlandet, i Aurdal, L. O. & Krüger, M. (red.) *Bergen og Hordaland skogselskap 75 år: 1899 – 1974*. Bergen: Bergen og Hordaland skogselskap, s. 78-80.
- Nilsen, L. S., Måren, I. E. & Pedersen, O. (2009) Fargen er purpur – kystlyngheivegetasjon i Norge, *Naturen*, 133 (2), s. 86-93. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/file/pdf/33229584/natur_2009_02_pdf.pdf>.
- Ninot, J. M., Carrillo, E., Font, X., Carreras, J., Ferré, A., Masalles, R. M., Soriano, I. & Vigo, J. (2007) Altitude zonation in the Pyrenees. A geobotanic interpretation, *Phytocoenologia*, 37 (3-4), s. 371-398. DOI:10.1127/0340-269X/2007/0037-0371
- Nordli, P. Ø. (1998) Dendroklimatologiske tidsserier – ein diskusjon om metodeproblem, i Griffin, K. & Selsing, L. (red.) *Dendrokronologi i Norge*. Stavanger: Arkeologisk museum i Stavanger, s. 37-40.
- Nordø, E. & Aase, T. R. (1995) *Varig vern av Byfjellene?*. Bergen: Bergen turlag.
- Normark, K. (2012) *The shift in forest and tree limits in Troms County – with a main focus on temperature and herbivores*. Masteroppgave. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Norsk institutt for bioøkonomi (u.å.) *Langsiktige feltforsøk*. Tilgjengelig fra: <<http://feltforsok.nibio.no/askfelt.cfm>>. [Lest 20.11.20].
- Norsk institutt for naturforskning (u.å.) *Fremmede arter*. Tilgjengelig fra: <<https://www.nina.no/Fremmede-arter>> [Lest 18.02.21].
- Norsk klimaservicesenter (2017) *Klimaprofil Hordaland – Eit kunnskapsgrunnlag for klimatilpassing*. Tilgjengelig fra: <https://cms.met.no/site/2/klimaservicesenteret/klimaprofiler/klimaprofil-hordaland/_attachment/13183?_ts=16243d9ca17>.
- Nuven, O. M. (2018) *Vegetasjonsendring og økologisk tilstand i etterkant av senkningen av Haukåsvatnet i Bergen*. Masteroppgave. Bergen: Universitetet i Bergen.
- Nygaard, P. H. (2007) Spredning av fremmede treslag – trussel eller mulighet?, *Viten fra Skog og landskap*, 2, s. 53-55. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/11647173-Viten-fra-skog-og-landskap-2-07-skogen-pa-sorvestlandet.html>>.
- Næsgaard, E. (2005) Skogen vokser, i *Bergens skog- og træplantningsselskap: beretning om virksomhet 2004 – Selskapets 136. år*, s. 21. Tilgjengelig fra: <<https://www.yumpu.com/no/document/read/18375113/2004-bergen-skog>>.
- Odland, A. (1996) Differences in the vertical distribution pattern of *Betula pubescens* in Norway and its ecological significance, i Frenzel, B. (red.) *Holocene treeline oscillations, dendrochronology and palaeoclimate*. Stuttgart: Gustav Fischer, s. 43-59.
- Odland, A. (2004) *Bjørka – brura i skogen*. Tilgjengelig fra: <<https://www.grind.no/flora/bjorka-brura-i-skogen>> [Lest 16.03.20].
- Odland, A., Bevanger, K., Fremstad, E., Hanssen, O., Reitan, O. & Aagaard, K. (1992) *Fjellskog i Sør-Norge: biologi og forvaltning*. Oppdragsmelding 123. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Olsson, E. G. A., Austrheim, G. & Grenne, S. N. (2000) Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993, *Landscape Ecology*, 15 (2), s. 155-170. DOI:10.1023/A:1008173628016

- Pánek, J. & Glass, M. (2018) Gaining a mobile sense of place with collector for ArcGIS, *Journal of Geography in Higher Education*, 42 (4), s. 603-616. DOI:10.1080/03098265.2018.1515190
- Paulsen, J. & Körner, C. (2014) A climate-based model to predict potential treeline position around the globe, *Alpine botany*, 124 (1), s. 1-12. DOI:10.1007/s00035-014-0124-0
- PCI Geomatics (2020) *Extracting a digital elevation model from epipolar pairs*. Tilgjengelig fra: <https://www.pcigeomatics.com/geomatica-help/tasks/orthoengine_t/Chapter_611a.html> [Lest 07.04.21].
- Pedersen, F. (1957) Ver og arbeidsliv på Vestlandet, i Sømme, A. (red.) *Vestlandet: Natur, busetnad, næringsliv*. Bergen: J. W. Eides forlag, s. 7-19.
- Penniston, R. & Lundberg, A. (2014) Forest expansion as explained by climate change and changes in land use: a study from Bergen, western Norway, *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 96 (4), s. 579-589. DOI:10.1111/geoa.12056
- Potthoff, K. (2013a) Vegetation: Past, present and future, i Rusten, G., Potthoff, K. & Sangolt, L. (red.) *Norway: Nature, industry and society*. Bergen: Fagbokforlaget, s. 41-52.
- Potthoff, K. (2013b) The use of 'cultural landscape' in 19th century German geographical literature, *Norsk Geografisk Tidsskrift*, 67 (1), s. 49-54. DOI:10.1080/00291951.2012.759617
- Rayback, S. A. (2016) Making observations and measurements in the field, i Clifford, N., Cope, M., Gillespie, T. & French, S. (red.) *Key methods in geography*. 3. utg. SAGE Publications Ltd, s. 325-335.
- Robak, H. (1960) Spontaneous and planted forest in West Norway, i Sømme, A. (red.) *Vestlandet: geographical studies*. Bergen: J. W. Eides forlag, s. 17-34.
- Robson, B. A., Bolch, T., MacDonell, S., Hölbling, D., Rastner, P. & Schaffer, N. (2020) Automated detection of rock glaciers using deep learning and object-based image analysis, *Remote Sensing of Environment*, 250, s. 1-13. DOI:10.1016/j.rse.2020.112033
- Rosvoll, E. (1974) Hordaland og skogen her, i Aurdal, L. O. & Krüger, M. (red.) *Bergen og Hordaland skogselskap 75 år: 1899 – 1974*. Bergen: Bergen og Hordaland skogselskap, s. 81-99.
- Rössler, O., Bräuning, A. & Löffler, J. (2008) Dynamics and Driving Forces of Treeline Fluctuation and Regeneration in Central Norway during the Past Decades, *Erdkunde*, 62 (2), s. 117-128. DOI:10.3112/erdkunde.2008.02.02
- Rønningen, K., Frisvoll, S., Bekkby, T., Dramstad, W., Fjellstad, W. & Bryn, A. (2010) Vern, forvaltning og oppdrett i uklare vernelandskap, *Plan*, 42 (3-4), s. 64-71. Tilgjengelig fra: <<https://www.idunn.no/file/pdf/42001981/art16.pdf>>.
- Salvesen, P. H. & Moe, D. (2018) Spisslønn (*Acer platanoides*) i bergenstraktene – og litt hagehistorie, *Årringen 2016-2017, årsskrift 20/21*, s. 4-30. Tilgjengelig fra: <https://www.uib.no/sites/w3.uib.no/files/attachments/arringen-2016-2017_endelig_korr080518_red.pdf>.
- Sandeman, T. (2009) *Patterns of tree growth and invasion in disturbed corridors of a planted forest in Bergen, Norway*. Bacheloroppgave. Oxford: Universitetet i Oxford.
- Schumacher, T. & Østbye, E. (2013) *Kompedium i høyfjellsøkologi*. Oslo: Universitetet i Oslo.
- Schweingruber, F. H. (1996) *Tree rings and environment dendroecology*. Bern: Haupt.
- Semb-Johansson, A., Hjermand, D. Ø. & Ratikainen, I. I. (2021) Økologi, i *Store Norske Leksikon*. Versjon 28. Tilgjengelig fra: <<https://snl.no/økologi>> [Lest 05.03.21].
- Sevatdal, H. (1971) *Eigedomstilhøve og skogreising på Vestlandet*. Ås: Norges landbrukshøgskole.
- Sholarin, E. A. & Awange, J. L. (2015) *Environmental Project Management: Principles, Methodology, and Processes*. Cham: Springer International Publishing.
- Skaugen, T. E. & Tveito, O. E. (2004) Growing-season and degree-day scenario in Norway for 2021–2050, *Climate research*, 26 (3), s. 221-232. DOI:10.3354/cr026221
- Skjerping, N. (2001) *Vegetasjon i endring: en analyse av skog- og tregrensefluktasjoner på Løvstakken i Bergen 1974-1999*. Masteroppgave. Bergen: Universitetet i Bergen.
- Skoglund, T. & Odasz, A. M. (1998) Klimarespons hos kvitgran, *picea glauca*, ved subarktisk tregrense i Brooks Range, Alaska, i Griffin, K. & Selsing, L. (red.) *Dendrokronologi i Norge*. Stavanger: Arkeologisk museum i Stavanger, s. 29-35.
- Slettebø, M. B. & Slettebø, E. (1986) Glimt fra livet på de gamle Isdals-gårdene, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 77-83.
- Sletten, D. (1986) «Kjært fjell har mange navn» - Stedsnavn på Byfjellene, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 196-207.
- Sletten, D. (2004) Skogbranner i Bergensområdet, i *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2003 – Selskapets 135. år*, s. 37-52. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/2580145-Bergens-skog-og-traeplantningsselskap-beretning-om-virksomheten-i-2003-selskapets-135-ar.html>>.
- Sletten, D. (2008) *Bak Blåmannen: Våkendalen – Et samfunn som forsvant*. Bergen: Bodoni Forlag.
- Sletten, D. (2009) «Bak Blåmannen» - Rettelser og tillegg fra lesere, i *Bergens skog- og trøplantningsselskap: beretning om virksomhet 2008 – Selskapets 140. år*, s. 45-56. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/4986614-Bergens-skog-og-traeplantningsselskap-beretning-om-virksomheten-i-2008-selskapets-140-ar.html>>.

- Sletten, D. (2017) Noe om Oppstemten, Lægdebotnen og Ulriken, i *Bergens skog- og trøplantningselskap: beretning om virksomhet 2016 – Selskapets 148. år*, s. 45-60. Tilgjengelig fra: <<https://www.byfjellskogene.no/%C3%85rsmeldinger/>>.
- Solberg, E. J., Myking, T., Austrheim, G., Bøhler, F., Eriksen, R., Speed, J. & Astrup, R. (2011) *Rogn, osp og selje – Har de en framtid i norsk natur?*. NINA-rapport 806. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.
- Solberg, S., Skrøppa, T. & Finne, E. (2013) Med nye treslag inn i fremtidens klima. Gran og klimaendringer - mer m3, større områder og mer skader, *Norsk Skogbruk*, 59 (5), s. 40-41. Tilgjengelig fra: <<https://hdl.handle.net/11250/2657180>>.
- Speed, J. D. M., Austrheim, G., Hester, A. J. & Mysterud, A. (2010) Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline, *Ecology*, 91 (11), s. 3414-3420. DOI:10.1890/09-2300.1
- Statistisk sentralbyrå (2020) *Landsskogtakseringen*. Tilgjengelig fra: <<https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/lst/aar>> [Lest 15.05.21].
- Steinbauer, M. J., mfl. (2018) Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming, *Nature*, 556 (7700), s. 231-234. DOI:10.1038/s41586-018-0005-6
- St.meld. nr. 67 (1964-1965). *Om skogreisningen i Kyststrøkene*.
- St.meld. nr. 21 (2004-2005) *Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand*.
- Strahler, A. H. & Strahler, A. N. (2006) *Introducing physical geography*. 4. utg. Hoboken: John Wiley.
- Strand, G.-H. (2002) *Beregning av areal som kan bli tresatt ved temperaturheving*. NIJOS dokument nr. 05/2002. Ås: Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Strøm, R. (1988) Langeli-området, i Fossen, A. B. & Kobbeltvedt, O. (red.) *Bergensernes fjellverden 2: Hyttene på Byfjellene*. Norheimsund: Hardanger forlag A/S, s. 131-170.
- Sund, T. (1947) *Bergens byområde og dets geografiske utvikling: 1900-1940*. Bergen: J. D. Beyer A/S.
- Sunde, A. (1986) Vær og uvær, i Fossen, A. B. (red.) *Bergensernes fjellverden: Bind 1: Fra istid til nåtid*. Norheimsund: Hardanger Forlag A/S, s. 38-48.
- Sunding, P., Grindeland, J. M. & Foslie, M. (2021) Eik, i *Store norske leksikon*. Versjon 10. Tilgjengelig fra: <<https://snl.no/eik>> [Lest 24.05.21].
- Sveinbjørnsson, B., Nordell, O. & Kauhanen, H. (1992) Nutrient Relations of Mountain Birch Growth at and Below the Elevational Tree-Line in Swedish Lapland, *Functional Ecology*, 6 (2), s. 213-220. DOI:10.2307/2389757
- Thomas, H. S. C. (2012) Biogeographical concepts, i Holden, J. (red.) *An introduction to physical geography and the environment*. 3. utg. Harlow: Pearson, s. 557-583.
- Thun, T. (1998) Dendrokronologi i Norge – en historisk oversikt, i Griffin, K. & Selsing, L. (red.) *Dendrokronologi i Norge*. Stavanger: Arkeologisk museum i Stavanger, s. 11-14.
- Thylén, A. & Blindheim, T. (2017) *Metodeutvikling for naturfaglige registreringer i skog*. BioFokus-rapport 2017/4. Oslo: BioFokus.
- Timilsina, S., Sharma, S. K. & Aryal, J. (2019) Mapping urban trees within cadastral parcels using an objectbased convolutional neural network, *ISPRS annals of the photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences*, 5 (2), s. 111-117. DOI:10.5194/isprs-annals-IV-5-W2-111-2019
- Timmermann, V., Andreassen, K., Brurberg, M. B., Børja, I., Clarke, N., Flø, D., Jepsen, J. U., Kvamme, T., Nordbakken, J.-F., Nygaard, P. H., Pettersson, M., Solberg, S., Solheim, H., Talgø, V., Vindstad, O. P. L., Wollebæk, G., Økland, B. & Aas, W. (2019) *Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2018*. NIBIO rapport vol. 5 (nr. 98). Ås: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Tobler, W. R. (1970) A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region, *Economic geography*, 46, s. 234-240. DOI:10.2307/143141
- Tomter, S. M. (2018) *Skogreising*. Tilgjengelig fra: <<https://www.skogbruk.nibio.no/skogreising>> [Lest 26.01.21].
- Trimble (u.å.) *eCognition Developer: Tutorial 7 — Convolutional Neural Networks in eCognition*. Tilgjengelig fra: <<https://docs.ecognition.com/v9.5.0/Resources/Images/Tutorial%207%20-%20Convolutional%20Neural%20Networks%20in%20eCognition.pdf>>.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K. A., Gaare, E. & Wielgolaski, F. E. (2004) Vegetation Changes in the Nordic Mountain Birch Forest: The Influence of Grazing and Climate Change, *Arctic, antarctic, and alpine research*, 36 (3), s. 323-332. DOI:10.1657/1523-0430(2004)036[0323:VCITNM]2.0.CO
- Universitetet i Oslo (2011) *Biotisk*. Tilgjengelig fra: <<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/b/biotisk.html>> [Lest 14.02.21].
- Universitetet i Oslo (2018a) *Edafiske faktorer*. Tilgjengelig fra: <<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/e/edafiskfa.html>> [Lest 14.02.21].
- Universitetet i Oslo (2018b) *Orografiske faktorer*. Tilgjengelig fra: <<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/o/orografiske-faktorer.html>> [lest 14.02.21].
- Universitetet i Oslo (2018c) *Økologiske faktorer*. Tilgjengelig fra: <<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/oe/okologiske-faktorer.html>> [Lest 14.02.21].

- Universitetet i Oslo (2019) *Tregrense*. Tilgjengelig fra:
 <<https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/t/tregrense.html>> [Lest 12.01.21].
- Utaaker, K. (1995) *Energi i arealplanleggingen: lokalklima i Bergen*. Bergen: Geofysisk institutt.
- Varegga grunneigarlag (u.å.) *Varegga Grunneigarlag, jakt og beiteforening*. Tilgjengelig fra:
 <<http://www.varegga.com/61970719>> [Lest 15.04.21].
- Verheyen, K., Honnay, O., Bossuyt, B. & Hermy, M. (2004) What history can teach us about present and future forest biodiversity, I Honnay, O., Verheyen, K., Bossuyt, B & Hermy, M. (red.) *Forest biodiversity: Lessons from history for conservation*. Wallingford: CABI Publishing, s. 1-10.
- Vestlandet fylkeskommune (2018) *Regionalt skog- og klimaprogram 2019-2022*. Tilgjengelig fra:
 <<https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-vestland/landbruk-og-mat/regionalt-skog--og-klimaprogram-for-vestland-2019-2022.pdf>>.
- Vestlandets forstlige forsøksstasjon (1966) *Vestlandets forstlige forsøksstasjon gjennom 50 år*. Bergen: Forsøksstasjonen.
- Vetaas, O. R. & Måren, I. E. (2008) Kulturlandskap i drastisk endring – betraktninger i tid, *Naturen*, 132 (4), s. 184-193. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/file/pdf/33229415/kulturlandskap_i_drastisk_endring_-_betraktninger_i_tid.pdf>.
- Vikane, J. H., Vandvik, V. & Vetaas, O. R. (2013) Invasion of Calluna heath by native and non-native conifers: the role of succession, disturbance and allelopathy, *Plant Ecology*, 214 (7), s. 975-985. DOI:10.1007/s11258-013-0223-9
- Voster, J. V. (2007) *Raunsdalen – en dal i endring: Arealbruk og klima som årsaker for endring i fjellvegetasjonen. En studie i Raunsdalen, Hardanger*. Masteroppgave. Bergen: Universitet i Bergen.
- Walther, G.-R., Beißner, S. & Pott, R. (2005) Climate Change and High Mountain Vegetation Shifts, i Broll, G. & Keplin, B. (red.) *Mountain Ecosystems: Studies in Treeline Ecology*. Berlin: Springer, s. 77-96.
- Wehn, S., Lundemo, S. & Holten, J. I. (2014) Alpine vegetation along multiple environmental gradients and possible consequences of climate change, *Alpine Botany*, 124 (2), s. 155-164. DOI:10.1007/s00035-014-0136-9
- Wehn, S., Olsson, G. & Hanssen, S. (2012) Forest line changes after 1960 in a Norwegian mountain region – implications for the future, *Norsk geografisk tidsskrift*, 66 (1), s. 2-10. DOI:10.1080/00291951.2011.644320
- White, P. S. & Pickett, S. T. A. (1985) Natural disturbance and patch dynamics: an introduction, i Pickett, S. T. A. & White, P. S. (red.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. San Diego: Academic Press, s. 3-13.
- Wollan, A. K., Bratli, H., Bryn, A., Eriksen, E. L., Nilsen, A.-B. & Halvorsen, R. (2018) *Test av metoder for etterkontroll av kvalitet i naturtypekart etter NiN 2.2, på Jeløya 2017*. FoU-Rapport 2. Trondheim: Artsdatabanken.
- Yin, R. K. (1981) The Case Study as a Serious Research Strategy, *Knowledge*, 3 (1), s. 97-114. DOI:10.1177/107554708100300106
- Zackrisson, O. & Nilsson, M. C. (1992) Allelopathic effects by *Empetrum* hermaphroditum on seed germination of two boreal tree species, *Canadian Journal of Forest Research*, 22 (9), s. 1310-1319. DOI:10.1139/x92-174
- Zhang, C., Yue, P., Tepete, D., Shangguan, B., Wang, M. & Wu, Z. (2020) A multi-level context-guided classification method with object-based convolutional neural network for land cover classification using very high resolution remote sensing images, *ITC journal*, 88, s. 1-13. DOI:10.1016/j.jag.2020.102086
- Zhao, W., Du, S. & Emery, W. J. (2017) Object-Based Convolutional Neural Network for High-Resolution Imagery Classification, *IEEE journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 10 (7), s. 3386-3396. DOI:10.1109/JSTARS.2017.2680324
- Zhu, J.-J., Liu, Z.-G., Li, X.-F., Matsuzaki, T. & Gonda, Y. (2004) Review: Effects of Wind on Trees, *Journal of Forestry Research*, 15 (2), s. 153-160. DOI:10.1007/BF02856753
- Ødegård, M. & Rødland, I. (2016) *Byfjellene i Bergen - hvor går grensene?*. Tilgjengelig fra:
 <<https://www.uib.no/ub/101123/byfjellene-i-bergen-hvor-g%C3%A5r-grensene>> [Lest 15.04.21].
- Østebrot, A. & Betten, O. (2009) Myndighetene på etterskudd i forvaltninga av kystlyngheiene?, *Naturen*, 133 (2), s. 117-124. Tilgjengelig fra: <https://www.idunn.no/file/pdf/33229584/natur_2009_02_pdf.pdf>.
- Øvrebotten, Ø. (2013) Kuriositeter og utdrag fra årsberetningsbladene 1978-1989, i *Bergens skog- og træplantningsselskap: beretning om virksomhet 2012 – Selskapets 144. år*, s. 36-38. Tilgjengelig fra:
 <<http://doczz.net/doc/6916713/bergens-skog--og-tr%C3%A6plantningsselskap>>.
- Øyen, B.-H. (1997) *Regeneration and growth patterns in native Scots pine (Pinus sylvestris L.) in western Norway*. Doktoravhandling. Ås: Norges landbrukshøgskole.
- Øyen, B.-H. (2003) Skogplanleggingen i Bergen naturpark – Langsiktig tenking satt i system, i *Bergens skog- og træplantningsselskap: beretning om virksomhet 2002 – Selskapets 134. år*, s. 26-32. Tilgjengelig fra:
 <<https://docplayer.me/7416723-Bergens-skog-og-traeplantningsselskap-beretning-om-virksomheten-i-2002-selskapets-134-ar.html>>.
- Øyen, B.-H. (2004a) Skogskjøtselen i naturparken – mål og midler, i *Bergens skog- og træplantningsselskap: beretning om virksomhet 2003 – Selskapets 135. år*, s. 31-34. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/2580145-Bergens-skog-og-traeplantningsselskap-beretning-om-virksomheten-i-2003-selskapets-135-ar.html>>.
- Øyen, B.-H. (2004b) *Hordaland blir skogkledd - på nytt*. Tilgjengelig fra: <<https://www.grind.no/flora/hordaland-blir-skogkledd-pa-nytt>> [Lest 13.11.20].

- Øyen, B.- H. (2005) Sitkagran – Til begjær eller besvær, i *Bergens skog- og trøplanningsselskap: beretning om virksomhet 2004 – Selskapets 136. år*, s. 25-30. Tilgjengelig fra: <<https://www.yumpu.com/no/document/read/18375113/2004-bergen-skog>>.
- Øyen, B.- H. (2007) Provenienser, vekst og egenskaper for gran (p. abies. l. karst) på Vestlandet, *Viten fra Skog og landskap*, 2, s. 13-22. Tilgjengelig fra: <<https://docplayer.me/11647173-Viten-fra-skog-og-landskap-2-07-skogen-pa-sorvestlandet.html>>.
- Øyen, B.- H. (2011) Erratum – Om de store sitkagranene i Hestbergveien, fjellsiden, i *Bergens skog- og trøplanningsselskap: beretning om virksomhet 2010 – Selskapets 142. år*, s. 36-42. Tilgjengelig fra: <<https://www.yumpu.com/no/document/read/18308601/2010-bergen-skog>>.
- Øyen, B.- H. (2016) Hva er klimaskoger og hvilke forventninger kan man ha til slike?, i *Bergens skog- og trøplanningsselskap: beretning om virksomhet 2015 – Selskapets 147. år*, s. 56-60. Tilgjengelig fra: <<https://www.byfjellskogene.no/%C3%85rsmeldinger/>>.
- Øyen, B.- H. (2017) *Spontan og plantet gran på Vestlandet og i Nord-Norge – streiftog gjennom litteraturen*. Rapport 1/17. Steinkjer: Kystskogbruket.
- Øyen, B.- H., Andersen, H. L., Myking, T., Nygaard, P. H. & Stabbetorp, O. E. (2009) *Økologiske egenskaper for noen utvalgte introduserte bartreslag i Norge*. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 01/09. Ås: Norsk institutt for skog og landskap.
- Øyen, B.- H., Blom, H. H., Gjerde, I., Myking, T., Sætersdal, M. & Thunes, K. H. (2006) Ecology, history and silviculture of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in western Norway –a literature review, *Forestry*, 79 (3), s. 319-329. DOI:10.1093/forestry/cpl019
- Øyen, B.- H. & Eriksen, R. (2008) Skogarealressursene i kystskogbruket. status og utviklingstrekk, i Øyen, B.- H. (red.) *Kystskogbruket – Potensial og utfordringer de kommende tiårene*. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 01/08. Ås: Norsk institutt for skog og landskap, s. 1-11.
- Øyen, B.- H., Nilsen, P. & Hylen, G. (2008) Karbonbinding i kystskogene. Status og potensial, i Øyen, B.- H. (red.) *Kystskogbruket – Potensial og utfordringer de kommende tiårene*. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 01/08. Ås: Norsk institutt for skog og landskap, s. 33-38.

Nettbaserte ressurser:

Artsdatabanken.no
 Eklima.no
 Høydedata.no
 Kilden.nibio.no
 Kulturminnesok.no
 NGU.no
 Norgebilder.no
 Norgeskart.no

Bilder:

- Atelier KK (u.å.) *Svartediket* [Fotografi]. Universitetsbiblioteket i Bergen. Ubb-kk-n-505-030. Tilgjengelig fra: <<http://marcus.uib.no/instance/photograph/ubb-kk-n-505-030.html>>.
- AVT (u.å.) *Spectral reflectance* [Illustrasjon]. Tilgjengelig fra: <<https://www.avt-inc.com/media/Spectral-Reflectance-1024x292.png>>.
- Grundtvig-Olsen, J. (1920) *Fra Blåmanden. 26/5-20* [Fotografi]. Universitetsbiblioteket i Bergen. Ubb-go-a-0711. Tilgjengelig fra: <<http://marcus.uib.no/instance/photograph/ubb-go-a-0711.html>>.
- Knudsen, K. (u.å.a) *Parti fra Isdalen ved Bergen* [Fotografi]. Universitetsbiblioteket i Bergen. Ubb-kk-ns-0309. Tilgjengelig fra: <<http://marcus.uib.no/instance/photograph/ubb-kk-ns-0309.html>>.
- Knudsen, K. (u.å.b) *Parti fra Isdalen ved Bergen* [Fotografi]. Universitetsbiblioteket i Bergen. Ubb-kk-ns-0310. Tilgjengelig fra: <<http://marcus.uib.no/instance/photograph/ubb-kk-ns-0310.html>>.
- NEON (2014) *How Does LiDAR Remote Sensing Work? Light Detection and Ranging* [Video]. Tilgjengelig fra: <<https://www.youtube.com/watch?v=EYbhNSUnIdU>>.
- Selmer, M. (u.å.) *Gården Garmanslund i Isdalen i 1860-årene* [Fotografi]. Universitetsbiblioteket i Bergen. Ubb-s-061. Tilgjengelig fra: <<http://marcus.uib.no/instance/photograph/ubb-s-061.html>>.
- Sletten, D. (2011) *Skolen i Våkendalen*. Bergen: Bergen skolemuseums venner.
- University of Nevada (u.å.) *The Geometry of Perspective Projection* [Internett]. Tilgjengelig fra: <<https://www.cse.unr.edu/~bebis/CS791E/Notes/PerspectiveProjection.pdf>>.
- US forest service (u.å.) *Exploiting spectral response curves* [Illustrasjon]. Tilgjengelig fra: <https://fsapps.nwcg.gov/baer/sites/baer/files/media_wysiwyg/spectral_response_chart.png>.

11 Vedlegg

Vedlegg 1: Risikovurdering

Vurdering av farer som kan oppstå under feltarbeidet, og hvordan man kan minske risikoen for uønskede utfall.

Hvilke farer kan oppstå?	Hvem kan bli skadet og hvordan?	Evaluering og minskning av risiko	Tiltak
Akutte skader	Ulike skader kan forekomme i felt hos enten meg eller kompanjonger. Slike skader antas hovedsakelig å involvere muskel- eller leddskader. Disse kan oppstå fra blant annet fall eller overtråkk. Mer alvorlige skader kan skje ved skred/steinsprang eller rotvelt.	For å minske risikoen for akutte skader vurderes det at ferdsel i glatt og ruglete terreng burde gjøres med omhu. Alvorlige skader anses som mindre sannsynlig, men man bør ha et overvåket blikk i felt, spesielt etter dårlig vær.	<ul style="list-style-type: none">• Mulighet for kommunikasjon (telefon, nødlader, nødhjelpsapp feks. «hjelp113»)• Førstehjelpsutstyr
Dårlig vær	Været kan skifte fort på fjellet og være til fare for alle. Blant annet kan sikt bli dårlig, temperaturen kan synke drastisk og regn kan minske fotfestet. Alle disse kan hver for seg eller samme føre til ulykker.	Ved å følge fjellvettreglene vurderes det at mye av risikoen kan minskes. Oppstår dårlig vær hurtig, kan det være best å finne ly til været letter eller hjelp ankommer.	<ul style="list-style-type: none">• Sjekke værvarsel• Bringe ekstra klær og provianter• GPS
Slitasjeskader	Ved hyppige og lange turer i bratt terreng kan muskler og ledd i lengden være utsatt for langvarige skader.	Det anses som viktig å vurdere egen for jevnlig og ta tid til å restaurere kroppen etter mye fysisk påkjenning.	<ul style="list-style-type: none">• Hviledager• Egenvurdering av form
Flåttbårne sykdommer	Flått er å finne også i Byfjellene og kan overføre enkelte sykdommer.	Det er vanskelig å redusere risikoen for flåttbitt, men ved å være påpasselig på vegetasjonen man tar seg igjennom og ved å ha dekkende klær kan risikoen minskes noe.	<ul style="list-style-type: none">• Sjekke seg underveis og etter hver tur• Heldekkende klær• Evt. vaksine

Vurdering og endringer: Det vurderes at enkelte farer kan oppstå i felt, men at enkle tiltak kan redusere risikoen i stor grad. Ettersom Byfjellene er et velbrukt friluftsområde for mange folk i alle aldersgrupper anses omgivelsene som rimelig trygge å ferdes i.

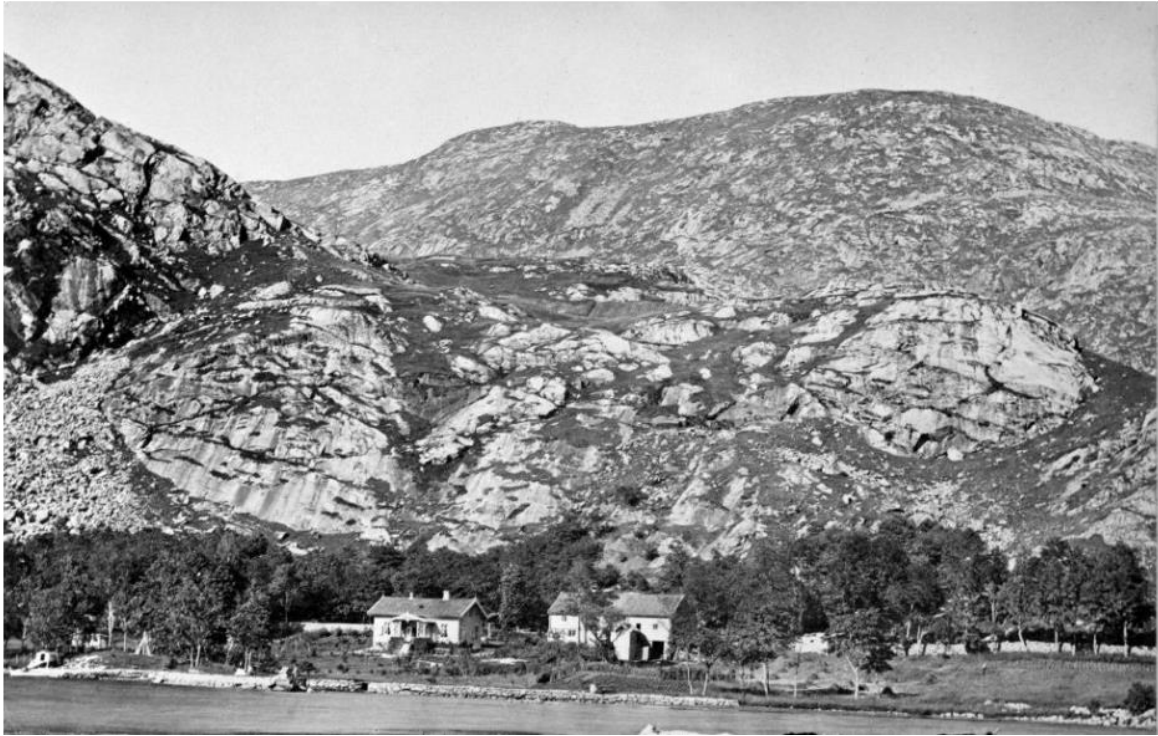
Vedlegg 2: Historiske bilder av Isdalen



Utsnitt fra Hardbakka mot inngangen av Smalisdalen en gang mellom 1864 og 1866 (Kilde: Knudsen, u.å.a.)



Utsikt over Svartediket og Våkendalen en gang mellom 1900 og 1920 (Kilde: Atelier KK, u.å.).

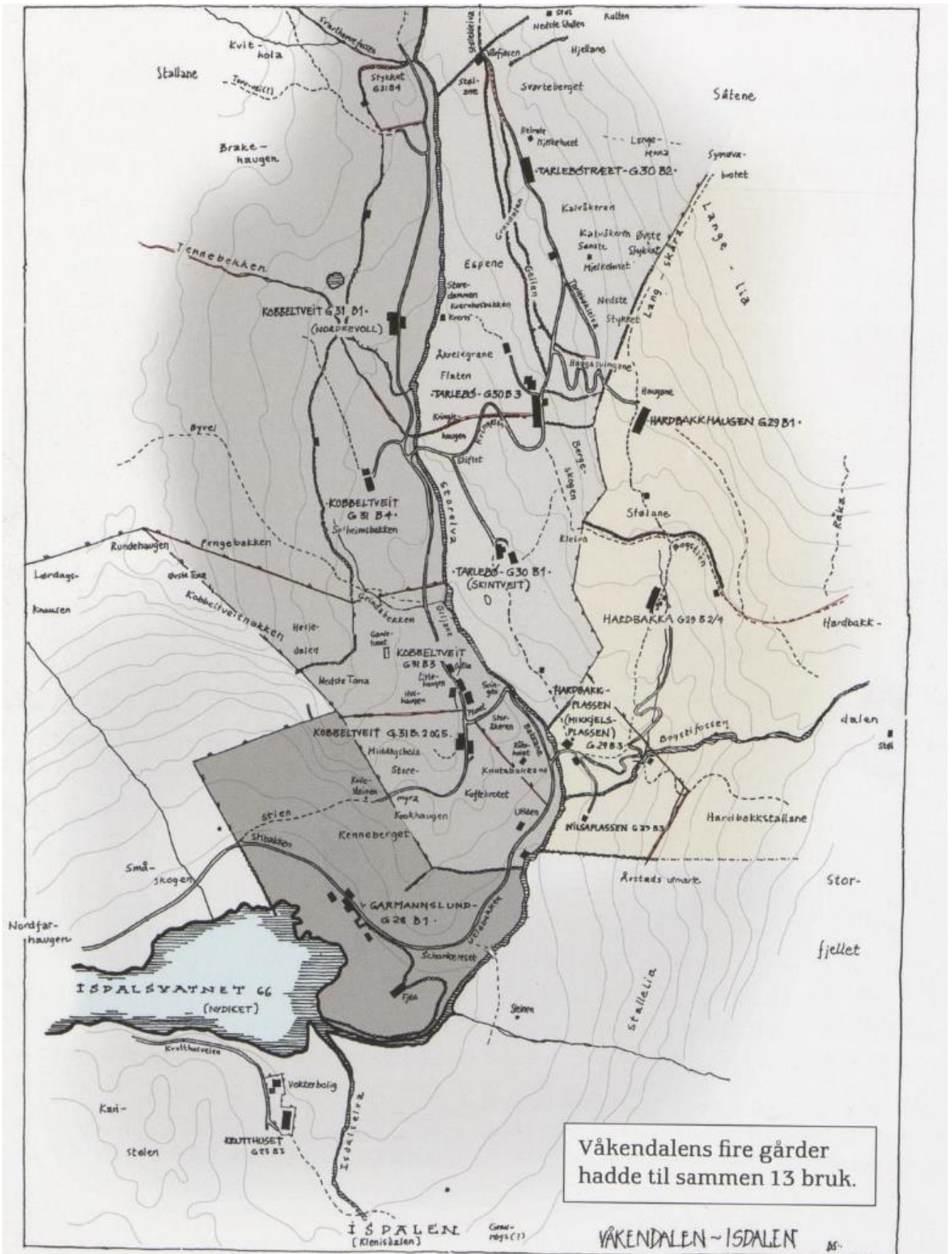


Garmannslund med utsikt over Vidden en gang mellom 1860 og 1869 (Kilde: Selmer, u.å.)



Utsikt mot Våkendalen og Langelifjellet en gang mellom 1864 og 1866 (Kilde: Knudsen, u.å.b)

Vedlegg 3: Utmarksområder



Lokasjon for utmarksområder og gårdsbruk i Isdalen før nedleggelsen av gårdsdriften (Kilde: Sletten, 2011, s. 10)

Vedlegg 4: Treslag ved Svartediket

Treslag funnet ved Svartediket mellom 2016-2017 (Kilde: Salvesen & Moe, 2018, s. 18-19)

Stedegne arter		
Art	Forekomst	Beskrivelse
Einer (<i>Juniperus communis</i>)	Vanlig	Mest i høyereliggende områder
Furu (<i>Pinus sylvestris</i>)	Hyppig	Overstander
Barlind (<i>Taxus baccata</i>)	Lokal	2-3 eksemplarer under Renneberget
Svartor (<i>Alnus glutinosa</i>)	Vanlig	Dominerende i lavtliggende deler
Dunbjørk (<i>Betula pubescens</i>)	Vanlig	Dominerende i høyereliggende deler
Hassel (<i>Corylus avellana</i>)	Hyppig	På solvarme steder
Ask (<i>Fraxinus excelsior</i>)	Vanlig	Mange døde av askeskuddsyken
Kristtron (<i>Ilex aquifolium</i>)	Spredt	Mest under Renneberget
Osp (<i>Populus tremula</i>)	Lokal	Mindre bestand under Renneberget
Kirsebær (<i>Prunus avium</i>)	Lokal	Under Renneberget
Hegg (<i>Prunus padus</i>)	Spredt	Mange ved bekkeløp og fuktige sig
Selje (<i>Salix caprea</i>)	Vanlig	Spredt
Rødhyll (<i>Sambucus racemosa</i>)	Spredt	Spredt, men mest under Renneberget
Rogn (<i>Sorbus aucuparia</i>)	Vanlig	Spredt
Lind (<i>Tilia cordata</i>)	Sjelden	Et par trær ved Kvitursbekken
Innførte arter		
Vanlig edelgran (<i>Abies alba</i>)	Spredt	Store trær med lokal foryngelse
Purpuredelgran (<i>Abies amabilis</i>)	Lokal	Et par yngre plantefelt
Nobelgran (<i>Abies procera</i>)	Spredt	Frøplanter spredt ovenfor vegen
Kjempeedelgran (<i>Abies grandis</i>)	Sjelden	En og annen frøplante
Europalerk (<i>Larix decidua</i>)	Spredt	Stedvis store trær, spredt foryngelse
Gran (<i>Picea abies</i>)	Hyppig	Spredte bestander av store trær
Sitkagran (<i>Picea sitchensis</i>)	Spredt	Gjenstående trær og frøplanter
Kjempetuja (<i>Thuja plicata</i>)	Sjelden	Enkelte frøplanter på lune steder
Vestamerikansk hemlokk (<i>Tsuga heterophylla</i>)	Sparsom	Frøplanter ved plantefelt
Spisslønn (<i>Acer platanoides</i>)	Lokal	Hyppig under Renneberget
Platanlønn (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	Vanlig	Svært tallrik og til dels dominerende
Buklemispel (<i>Cotoneaster bullatus</i>)	Sjelden	Et par eksemplarer nært bebyggelse
Bøk (<i>Fagus sylvatica</i>)	Spredt	Tallrikt lokalt, store trær nær byen
Svensk asal (<i>Sorbus intermedia</i>)	Sjelden	To eksemplarer under Renneberget

Vedlegg 6: Artsliste fra feltarbeid

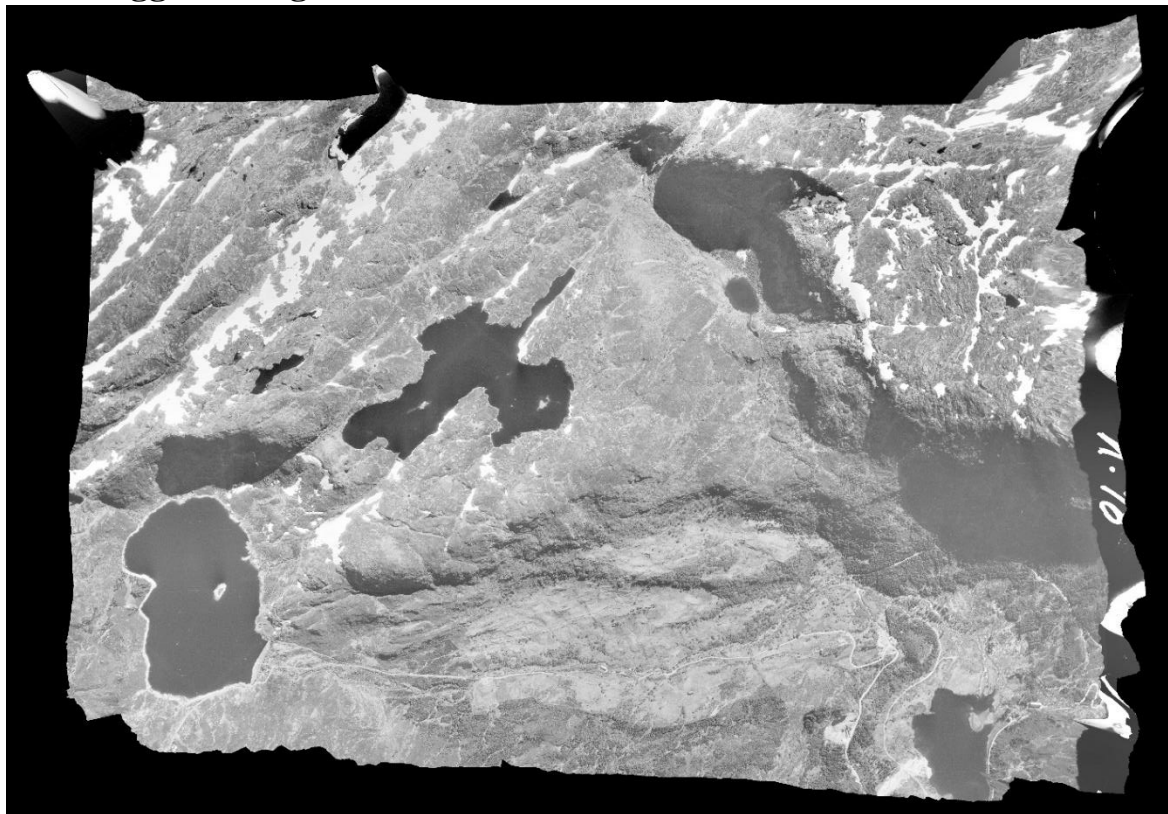
Arter, underarter og artsgrupper funnet under feltarbeidet høsten 2020.

Navn	Latinsk	Status
Ask	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Stedegen (VU)
Beitemarikåpe	<i>Alchemilla monticola</i>	Stedegen (LC)
Bergfuru	<i>Pinus mugo uncinata</i>	Fremmed (SE)
Bergrørkvein	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.)	Stedegen (LC)
Bjørk	<i>Betula pubescens</i>	Stedegen (LC)
Bjørnekam	<i>Blechnum spicant</i> (L.)	Stedegen (LC)
Bjørnekjeks	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	Stedegen (LC)
Bjørnemoser	<i>Polytrichum</i> spp.	
Bjørneskjegg	<i>Trichophorum cespitosum</i> (L.)	Stedegen (LC)
Blokkebær	<i>Vaccinium uliginosum</i> L.	Stedegen (LC)
Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	Stedegen (LC)
Blågran	<i>Picea pungens</i>	Fremmed (LO)
Blåklukke	<i>Campanula rotundifolia</i> L.	Stedegen (LC)
Blåknapp	<i>Succisa pratensis</i>	Stedegen (LC)
Blåtopp	<i>Molinia caerulea</i> (L.)	Stedegen (LC)
Bringebær	<i>Rubus idaeus</i> L.	Stedegen (LC)
Broddtegl	<i>Dryopteris carthusiana</i>	Stedegen (LC)
Bukkeblad	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	Stedegen (LC)
Buskfuru	<i>Pinus mugo</i> Turra	Fremmed (SE)
Bøk	<i>Fagus sylvatica</i> L.	Stedegen (LC)
Dunbjørk	<i>Betula pubescens</i> subsp. <i>pubescens</i>	Stedegen (LC)
Duskull	<i>Eriophorum angustifolium</i> .	Stedegen (LC)
Dvergbjørk	<i>Betula nana</i>	Stedegen (LC)
Einer	<i>Juniperus communis</i> L.	Stedegen (LC)
Einerbjørnemose	<i>Polytrichum juniperinum</i>	Stedegen (LC)
Edelgran	<i>Abies alba</i>	Fremmed (NR)
Engfrytle	<i>Luzula multiflora</i> subsp. <i>multiflora</i>	Stedegen (LC)
Engkarse	<i>Cardamine pratensis</i> L.	Stedegen (LC)
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Stedegen (LC)
Englodnegras	<i>Holcus lanatus</i> L.	Stedegen (LC)
Engrapp	<i>Poa pratensis</i> L.	Stedegen (LC)
Engsnelle	<i>Equisetum pratense</i>	Stedegen (LC)
Engsoleie	<i>Ranunculus acris</i> subsp. <i>acris</i>	Stedegen (LC)
Engsyre	<i>Rumex acetosa</i> var. <i>acetosa</i>	Stedegen (LC)
Etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>	Stedegen (LC)
Europalerk	<i>Larix decidua</i>	Fremmed (NR)
Finnskjegg	<i>Nardus stricta</i> L.	Stedegen (LC)
Firkantperikum	<i>Hypericum maculatum</i>	Stedegen (LC)
Fjell-lusegras	<i>Huperzia appressa</i>	Stedegen (LC)
Fjellmarikåpe	<i>Alchemilla alpina</i> L.	Stedegen (LC)
Flaskestarr	<i>Carex rostrata</i>	Stedegen (LC)
Fnaslav	<i>Cladonia squamosa</i>	Stedegen (LC)
Fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.)	Stedegen (LC)
Furumose	<i>Pleurozium schreberi</i>	Stedegen (LC)
Føllblom	<i>Scorzoneroides autumnalis</i> (L.)	Stedegen (LC)
Geitrams	<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.)	Stedegen (LC)
Geitsvingel	<i>Festuca vivipara</i> (L.)	Stedegen (LC)
Geittelg	<i>Dryopteris dilatata</i>	Stedegen (LC)
Gjerdevikke	<i>Vicia sepium</i> L.	Stedegen (LC)
Gjøkesyre	<i>Oxalis acetosella</i> L.	Stedegen (LC)
Gran	<i>Picea abies</i> (L.)	Stedegen (LC)
Grasstjerneblom	<i>Stellaria graminea</i> L.	Stedegen (LC)
Grønnvier	<i>Salix phylicifolia</i> L.	Stedegen (LC)

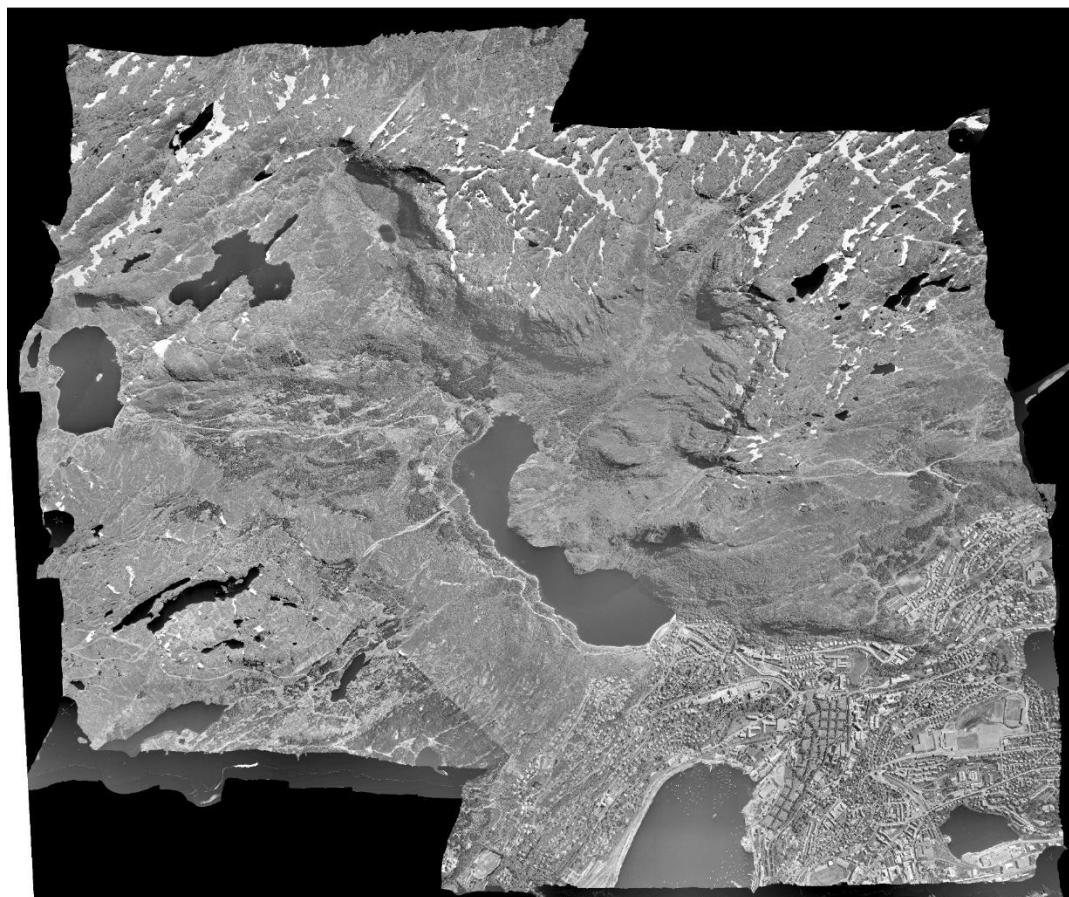
Grå reinlav	<i>Cladonia rangiferina (L.)</i>	Stedegen (LC)
Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum L.</i>	Stedegen (LC)
Gulldusk	<i>Lysimachia thyrsoflora L.</i>	Stedegen (LC)
Gullris	<i>Solidago virgaurea L.</i>	Stedegen (LC)
Hassel	<i>Corylus avellana L.</i>	Stedegen (LC)
Hegg	<i>Prunus padus L.</i>	Stedegen (LC)
Heigråmose	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Stedegen (LC)
Heisiv	<i>Juncus squarrosus L.</i>	Stedegen (LC)
Hengebjørk	<i>Betula pendula</i>	Stedegen (LC)
Hengevinge	<i>Phegopteris connectilis</i>	Stedegen (LC)
Hestehov	<i>Tussilago farfara L.</i>	Stedegen (LC)
Hestespreng	<i>Cryptogramma crista (L.)</i>	Stedegen (LC)
Hundekvein	<i>Agrostis canina L.</i>	Stedegen (LC)
Hvitkløver	<i>Trifolium repens L.</i>	Stedegen (LC)
Hvitlyng	<i>Andromeda polifolia L.</i>	Stedegen (LC)
Hvitveis	<i>Anemone nemorosa L.</i>	Stedegen (LC)
Jonsokkoll	<i>Ajuga pyramidalis L.</i>	Stedegen (LC)
Jordnøtt	<i>Conopodium majus</i>	Stedegen (LC)
Kantarell	<i>Cantharellus cibarius</i>	Stedegen (LC)
Klokkelyng	<i>Erica tetralix L.</i>	Stedegen (LC)
Knappsiv	<i>Juncus conglomeratus L.</i>	Stedegen (LC)
Kornstarr	<i>Carex panicea L.</i>	Stedegen (LC)
Krattmjølke	<i>Epilobium montanum L.</i>	Stedegen (LC)
Krekling	<i>Empetrum nigrum L.</i>	Stedegen (LC)
Kristtorn	<i>Ilex aquifolium L.</i>	Stedegen (LC)
Krusfagermose	<i>Plagiomnium undulatum</i>	Stedegen (LC)
Krypsoleie	<i>Ranunculus repens L.</i>	Stedegen (LC)
Krypvier	<i>Salix repens var. repens</i>	Stedegen (LC)
Kvassbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Stedegen (LC)
Kvassdå	<i>Galeopsis tetrahit L.</i>	Stedegen (LC)
Kystjammemose	<i>Plagiothecium undulatum</i>	Stedegen (LC)
Kystkransmose	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Stedegen (LC)
Kystmaure	<i>Galium saxatile L.</i>	Stedegen (LC)
Kystreinlav	<i>Cladonia portentosa</i>	Stedegen (LC)
Kysttornemose	<i>Mnium hornum</i>	Stedegen (LC)
Lappvier	<i>Salix lapponum L.</i>	Stedegen (LC)
Legeveronika	<i>Veronica officinalis L.</i>	Stedegen (LC)
Lusegras	<i>Huperzia selago (L.)</i>	Stedegen (LC)
Lyssiv	<i>Juncus effusus L.</i>	Stedegen (LC)
Maiblom	<i>Maianthemum bifolium (L.)</i>	Stedegen (LC)
Markjordbær	<i>Fragaria vesca L.</i>	Stedegen (LC)
Melbær	<i>Arctostaphylos uva-ursi (L.)</i>	Stedegen (LC)
Mispel	<i>Cotoneaster</i>	
Mjødurt	<i>Filipendula ulmaria (L.)</i>	Stedegen (LC)
Molte	<i>Rubus chamaemorus L.</i>	Stedegen (LC)
Myk-kråkefot	<i>Lycopodium clavatum L.</i>	Stedegen (LC)
Myrfiol	<i>Viola palustris L.</i>	Stedegen (LC)
Myrmaure	<i>Galium palustre L.</i>	Stedegen (LC)
Myrtistel	<i>Cirsium palustre (L.)</i>	Stedegen (LC)
Myskegras	<i>Milium effusum L.</i>	Stedegen (LC)
Mørkkongsslys	<i>Verbascum nigrum L.</i>	Stedegen (LC)
Ormetelg	<i>Dryopteris filix-mas (L.)</i>	Stedegen (LC)
Osp	<i>Populus tremula L.</i>	Stedegen (LC)
Platanlønn	<i>Acer pseudoplatanus L.</i>	Fremmed (SE)
Pors	<i>Myrica gale L.</i>	Stedegen (LC)
Rabbekjønnemose	<i>Polytrichum piliferum</i>	Stedegen (LC)
Revebjelle	<i>Digitalis purpurea L.</i>	Stedegen (LC)
Rogn	<i>Sorbus aucuparia L.</i>	Stedegen (LC)

Rome	<i>Nartheicum ossifragum (L.)</i>	Stedegen (LC)
Ryllik	<i>Achillea millefolium L.</i>	Stedegen (LC)
Ryllsiv	<i>Juncus articulatus L.</i>	Stedegen (LC)
Rypebær	<i>Arctous alpina (L.)</i>	Stedegen (LC)
Rødsvingel	<i>Festuca rubra L.</i>	Stedegen (LC)
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris (L.)</i>	Stedegen (LC)
Selje	<i>Salix caprea L.</i>	Stedegen (LC)
Sibirportulakk	<i>Claytonia sibirica L.</i>	Fremmed (HI)
Sisselrot	<i>Polypodium vulgare L.</i>	Stedegen (LC)
Sitkagran	<i>Picea sitchensis</i>	Fremmed (SE)
Skjermesveve	<i>Hieracium umbellatum L.</i>	Stedegen (NE)
Skogburkne	<i>Athyrium filix-femina (L.)</i>	Stedegen (LC)
Skogfagermose	<i>Plagiomnium affine</i>	Stedegen (LC)
Skogfiol	<i>Viola riviniana</i>	Stedegen (LC)
Skogsalat	<i>Mycelis muralis (L.)</i>	Stedegen (LC)
Skogsnelle	<i>Equisetum sylvaticum L.</i>	Stedegen (LC)
Skogstjerne	<i>Lysimachia europaea (L.)</i>	Stedegen (LC)
Skogstorkenebb	<i>Geranium sylvaticum L.</i>	Stedegen (LC)
Skrubbær	<i>Chamaepericlymenum suecicum (L.)</i>	Stedegen (LC)
Sløke	<i>Angelica sylvestris L.</i>	Stedegen (LC)
Slåttestarr	<i>Carex nigra subsp. nigra</i>	Stedegen (LC)
Smyle	<i>Avenella flexuosa (L.)</i>	Stedegen (LC)
Smørtelg	<i>Oreopteris limbosperma</i>	Stedegen (LC)
Småsmelle	<i>Atocion rupestre (L.)</i>	Stedegen (LC)
Sommereik	<i>Quercus robur L.</i>	Stedegen (LC)
Spisslønn	<i>Acer platanoides L.</i>	Stedegen (LC)
Stivstarr	<i>Carex bigelowii</i>	Stedegen (LC)
Stjernestarr	<i>Carex echinata</i>	Stedegen (LC)
Storbjørneskjegg	<i>Trichophorum cespitosum subsp. germanicum</i>	Stedegen (LC)
Storfrytle	<i>Luzula sylvatica</i>	Stedegen (LC)
Stornesle	<i>Urtica dioica L.</i>	Stedegen (LC)
Stri-kråkefot	<i>Lycopodium annotinum L.</i>	Stedegen (LC)
Strutseving	<i>Matteuccia struthiopteris (L.)</i>	Stedegen (LC)
Sumpmaure	<i>Galium uliginosum L.</i>	Stedegen (LC)
Svartor	<i>Alnus glutinosa (L.)</i>	Stedegen (LC)
Svartstarr	<i>Carex atrata L.</i>	Stedegen (LC)
Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa subsp. cespitosa</i>	Stedegen (LC)
Tepperot	<i>Potentilla erecta (L.)</i>	Stedegen (LC)
Tjernnaks	<i>Potamogeton natans L.</i>	Stedegen (LC)
Torvmoser	<i>Ochyra</i>	
Torvull	<i>Eriophorum vaginatum L.</i>	Stedegen (LC)
Tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea L.</i>	Stedegen (LC)
Vanlig furu	<i>Pinus sylvestris</i>	Stedegen (LC)
Vanlig kvistlav	<i>Hypogymnia physodes (L.)</i>	Stedegen (LC)
Vanlig papirlav	<i>Platismatia glauca (L.)</i>	Stedegen (LC)
Vasstorvmose	<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Stedegen (LC)
Vasstorvmoser	<i>Cuspidata</i>	
Veitistel	<i>Cirsium vulgare</i>	Stedegen (LC)
Vendelrot	<i>Valeriana sambucifolia</i>	Stedegen (LC)
Vestamerikansk hemlokk	<i>Tsuga heterophylla</i>	Fremmed (SE)
Villrips	<i>Ribes spicatum</i>	Stedegen (LC)
Vintereik	<i>Quercus petraea</i>	Stedegen (LC)
Vivendel	<i>Lonicera periclymenum L.</i>	Stedegen (LC)
Ørevier	<i>Salix aurita L.</i>	Stedegen (LC)

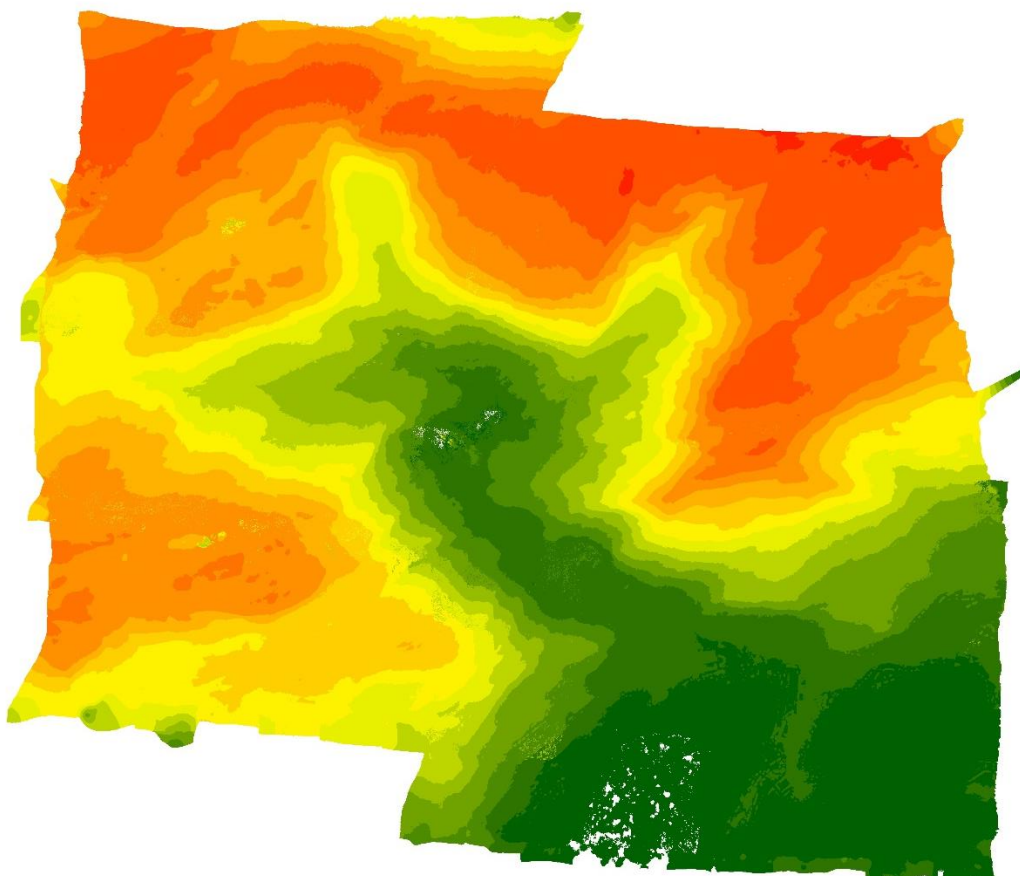
Vedlegg 7: Fotogrammetriske resultater



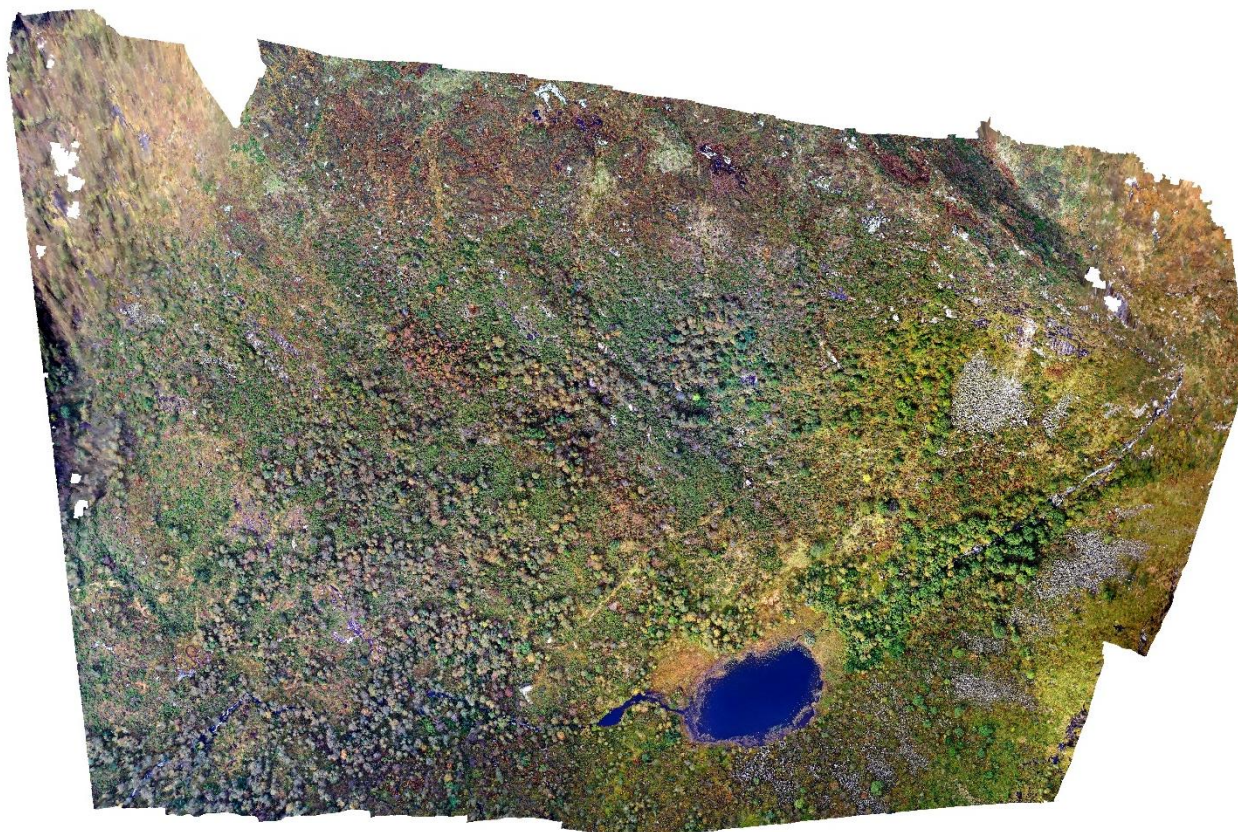
Ortomosaikk av Hardbakkadalen, Såtene og Våkendalen i 1951 konstruert fra flybilder.



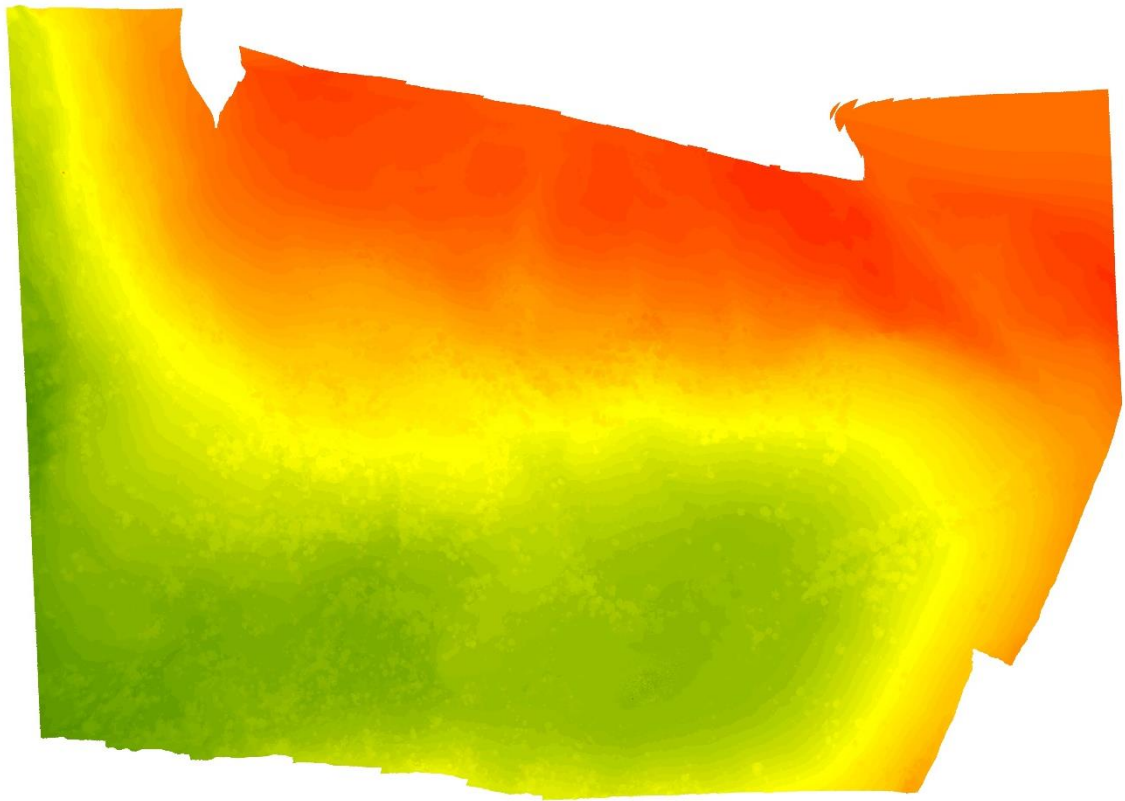
Ortomosaikk av Isdalen og omegn i 1970 konstruert fra flybilder.



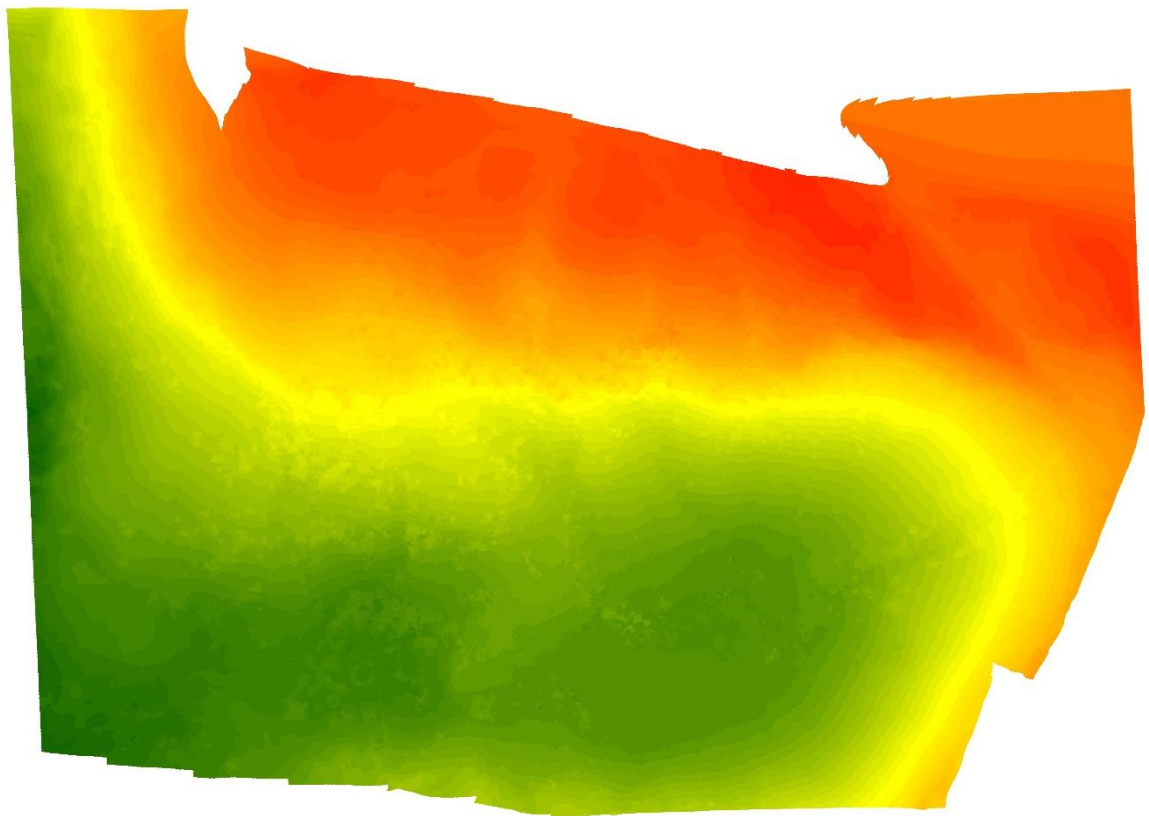
DEM av Isdalen i 1970 konstruert fra flybilder.



Otomosaikk av Hardbakkadalen i 2020 konstruert fra dronebilder.

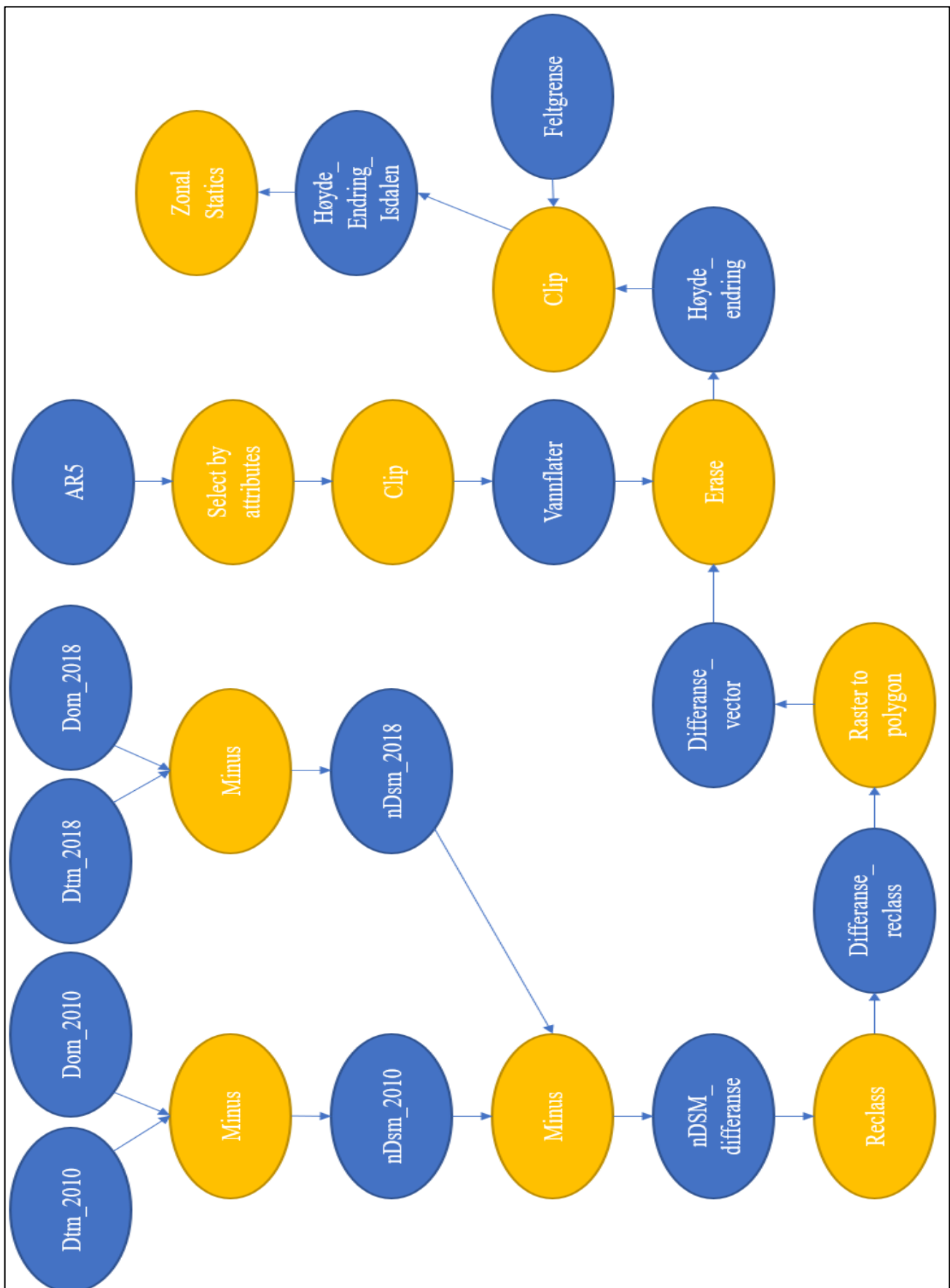


DTM av Hardbakkadalen i 2020 konstruert fra dronebilder.



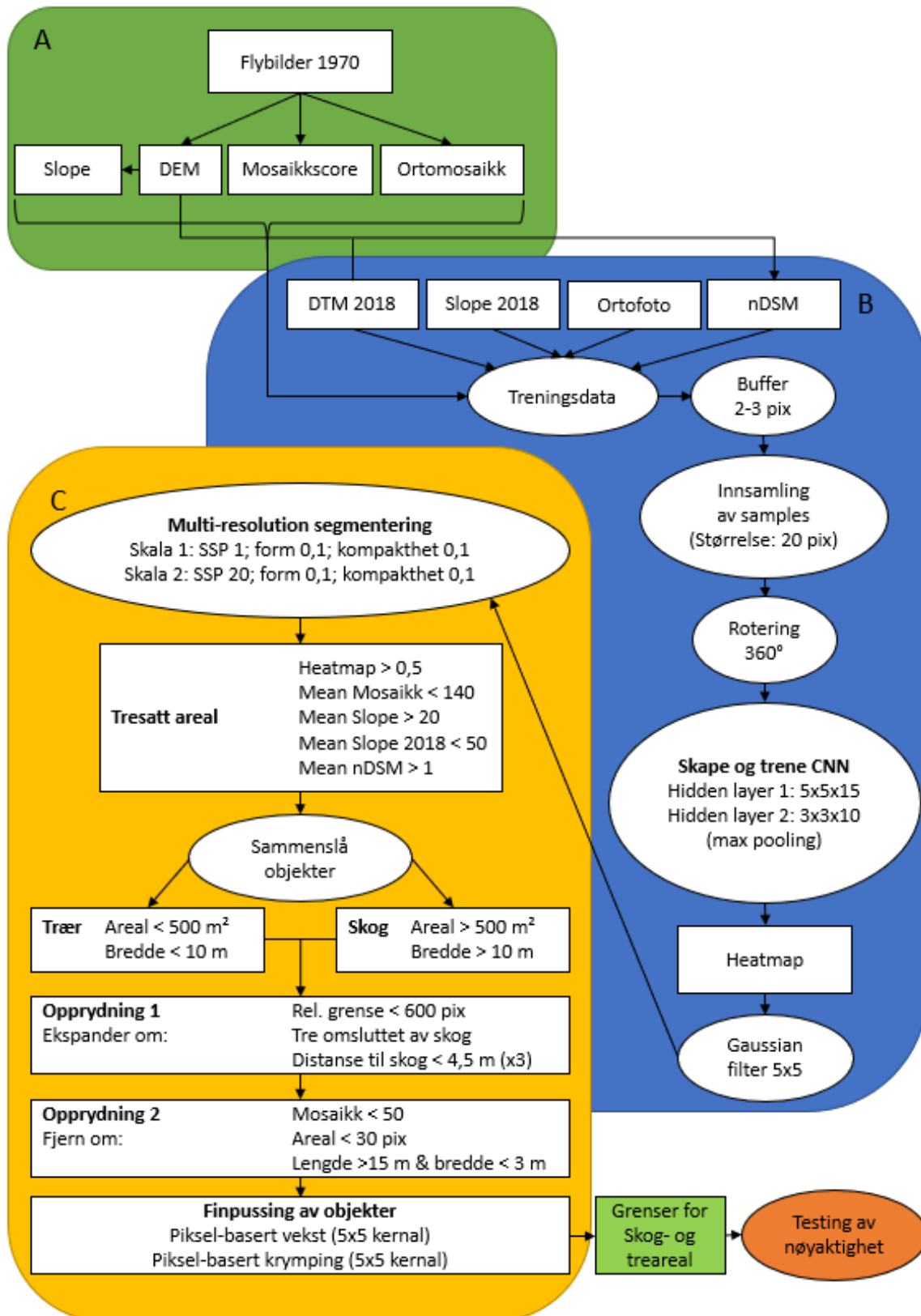
DOM av Hardbakkadalen i 2020 konstruert fra dronebilder.

Vedlegg 8: Flowchart for vekstanalyse

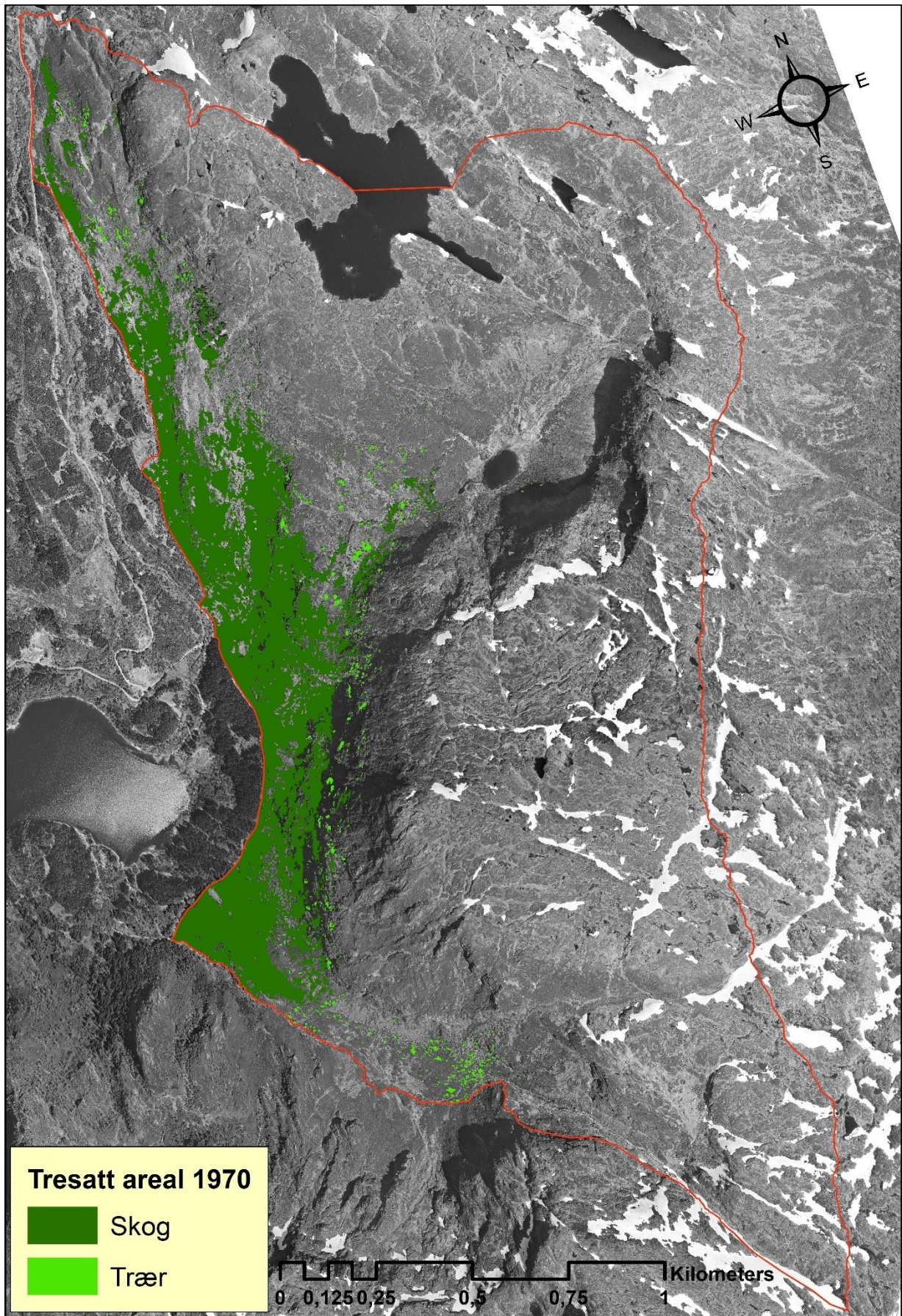


Gjennomgang av stegene som ble brukt til å gjennomføre vekstanalysen.

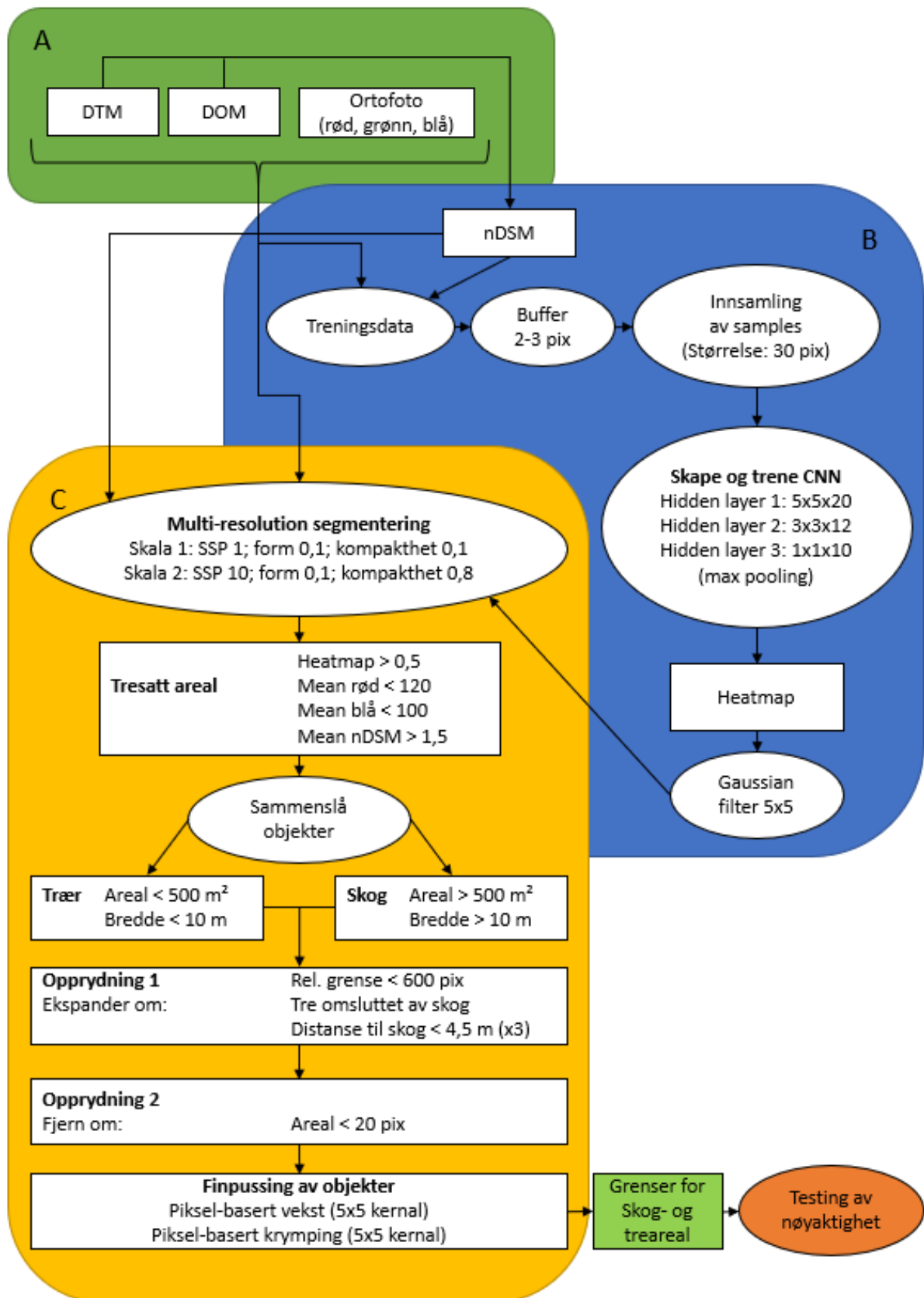
Vedlegg 9: Resultater fra bildeklassifikasjon og flowchart



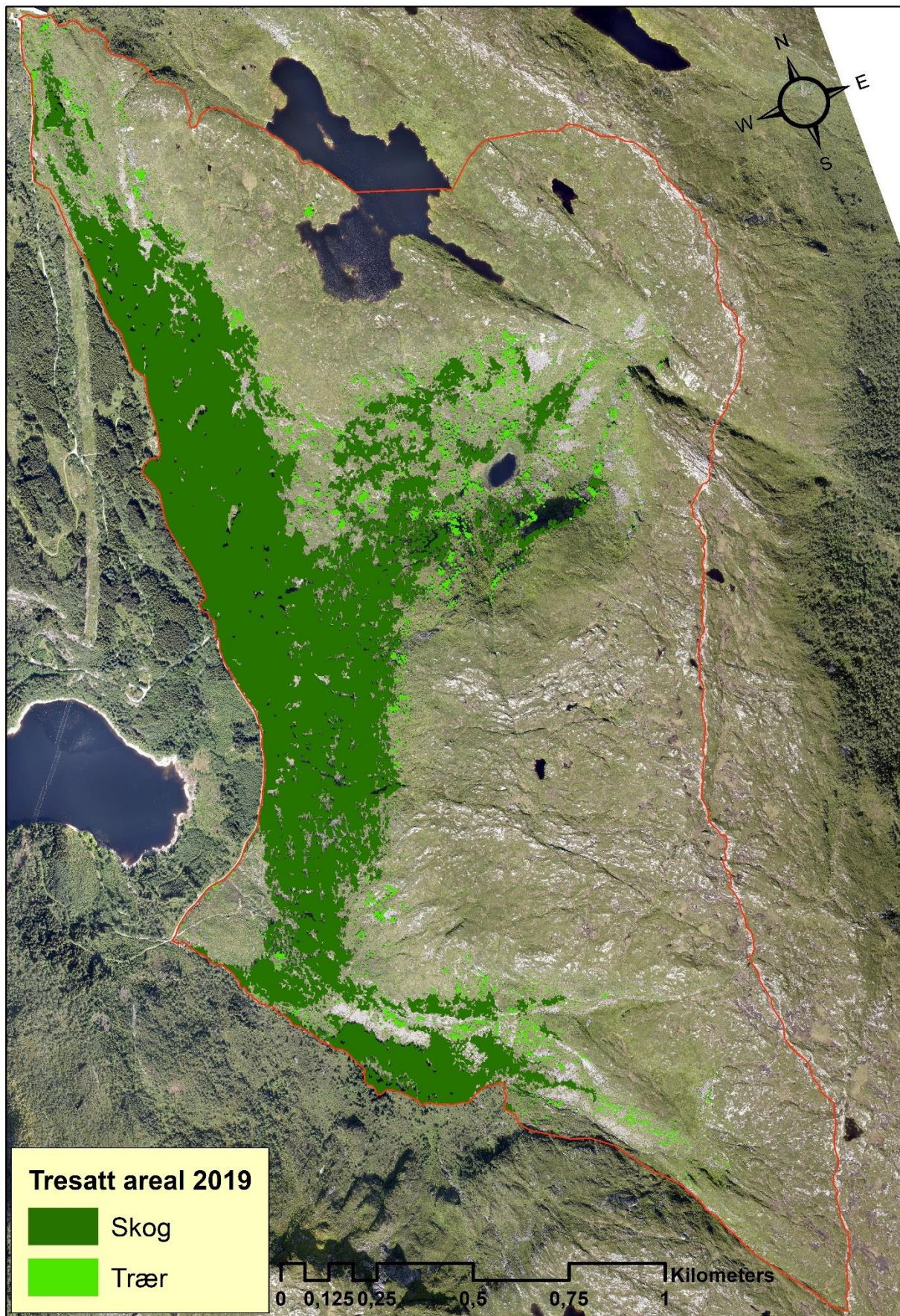
Flowchart av arbeidsprosessen for 1970-klassifiseringen. Først del av prosessen (A) involverte produksjon av ulike datakilder gjennom fotogrammetri, deretter (B) ble andre datakilder lagt til og CNN-prosessen ble gjennomført. Til slutt (C) ble resultatet fra CNN finjustert og omformet gjennom OBIA. Dette ga utbredelsen av skog/trær innenfor studieområdet, og nøyaktighet av resultatet ble videre testet.



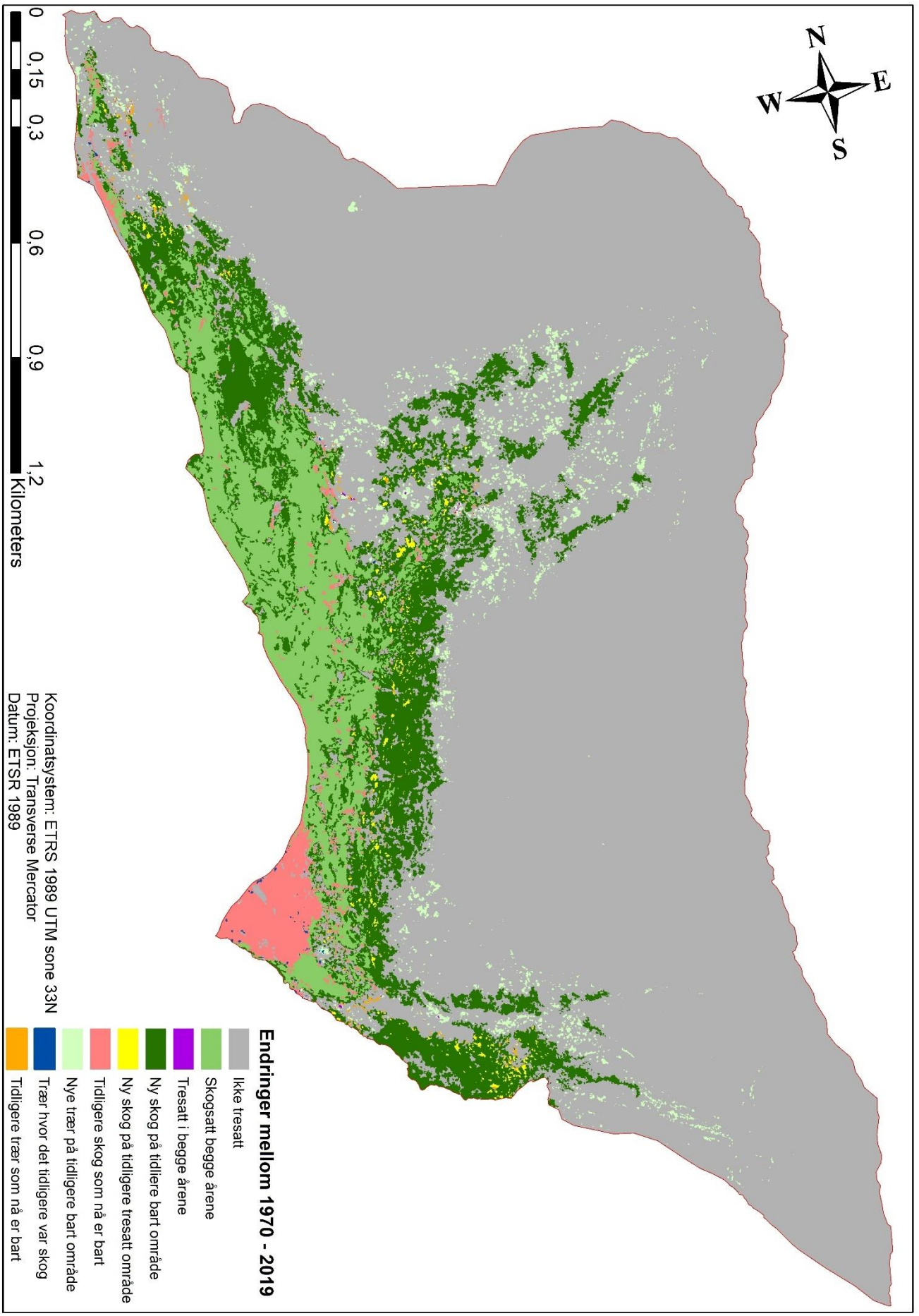
Oversikt over tresatt areal i Isdalen 1970.



Flowchart av arbeidsprosessen for 2019-klassifiseringen. Først del av prosessen (A) involverte nedlastning av ulike datakilder etterfulgt av (B) CNN-prosessen og sist (C) ble resultatet fra CNN finjustert og omformet gjennom OBIA. Dette ga utbredelsen av skog/trær innenfor studieområdet, og nøyaktighet av resultatet ble videre testet.



Oversikt over tresatt areal i Isdalen 2019.



Fullstendig kart over studieområdet med endringer som har forekommet i tredekket mellom 1970-2019

Tabell med informasjon om arealendringene som har forekommet i Isdalen mellom 1970-2019, gitt i dekar.

Klassifikasjon	Areal (daa)
Nye trær på tidligere bart område	68,8779
Ny skog på tidligere bart område	451,973
Ny skog på tidligere tresatt område	15,0389
Tidligere trær som nå er bart	2,98649
Tidligere skog som nå er bart	70,3172
Skogsatt begge årene	303,619
Ikke tresatt	2 833,22
Tresatt begge årene	0,832303
Trær hvor det tidligere var skog	0,989035