

# Økologisk restaurering av kalklindeskog i forbindelse med bygging av tunnel gjennom Løkkeåsen

- innledende fase før og etter oppstart av anleggsarbeider



Løkkeåsen i Sandvika (Foto: Google street view)

**Masteroppgave ved Institutt for plante- og miljøvitenskap,  
Universitetet for miljø- og biovitenskap  
(UMB)**

**Maria Fall  
Våren 2012**

## **1. Forord**

Denne oppgave har blitt til i samarbeid med Statens veivesen, med god hjelp fra Norsk institutt for naturforvaltning (NINA), og den er skrevet ved institutt for plantevitenskap (IPM) på Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) under perioden 2011-2012. Vegetasjonsregistreringen ble utført som lønnet arbeid i Statens veivesen under sommeren 2011.

I forbindelse med oppgavens tilblivelse ønsker jeg å takke min veileder Line Rosef (førsteamanuensis IPM, UMB) – for stor støtte, faglig hjelp og mange gode råd under arbeidets gang, samt Ellen Zachariasen (forskningstekniker UMB) – for hjelp med innhøsting og stell av de små plantebabyene, og hjelp med statistiske utregninger. Også en stor takk til andre involverte parter som har assistert meg på forskjellige måter: Astrid Skringo (Vegdirektoratet) – for lansering av ideen til oppgaven og for at jeg har fått lene meg til deg og din kompetanse underveis, Tor Erik Brandrud (NINA) – for hjelp med identifikasjon av alle sopper jeg har sendt bilder av og for nyttig befarings i forkant av arbeidet samt informasjon om kalklindeskog, Anne – Lise Gillebo (prosjektleder) og Katinka Wingerei (prosjektkoordinator) i prosjektgruppa på Statens veivesen - for nyttige befaringer, og for å ha delt kart og prosjektinformasjon med meg samt stilt opp for å svare på mine spørsmål.

Avslutningsvis vil jeg takke min familie for støtte og oppmuntring under arbeidets gang. Johannes, Samuel og Tobias – dere er en herlig gjeng og det hjelper godt på motivasjonen å høre at mamma er best. Øystein – uten deg og dine datakunnskaper hadde jeg aldri kommet i mål.

Oslo, 20. April, 2012

Maria Fall

Institutt for plante- og miljøvitenskap,  
Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB)

## 2. Innholdsfortegnelse

<b>1. FORORD</b> .....	<b>2</b>
<b>2. INNHOLDSFORTEGNELSE</b> .....	<b>3</b>
<b>3. SAMMENDRAG / ABSTRACT</b> .....	<b>5</b>
<b>4. INNLEDNING</b> .....	<b>7</b>
4.1.  REGELVERK OG OVERORDNEDE FØRINGER.....	7
4.2.  ØKOLOGISK RESTAURERING.....	8
4.3.  UTVALGTE NATURTYPER.....	9
4.4.  KALKLINDESKOG.....	10
4.4.1.  Klassifisering og økologi.....	10
4.4.2.  Påvirkningsfaktorer .....	11
4.5.  OPPGAVENS BAKGRUNN OG PROBLEMSTILLING .....	11
<b>5. LØKKEÅSEN</b> .....	<b>13</b>
5.1.  OMRÅDEBESKRIVELSE .....	13
5.2.  KLIMA .....	15
5.3.  JORDSMONN .....	15
5.4.  TIDLIGERE OG NÅVÆRENDE BRUK.....	15
5.5.  TIDLIGERE UNDERSØKELSER OG ANLEGGSPLANER.....	16
5.6.  VIKTIGE LIGNOSER I LØKKEÅSEN .....	17
5.6.1.  Hassel.....	17
5.6.2.  Småbladlind .....	19
5.6.3.  Eik.....	21
5.7.  SOPP OG MYCORRHIZA .....	22
<b>6. METODE</b> .....	<b>24</b>
6.1.  ANLEGG SARBEIDER .....	24
6.2.  VEGETASJONSREGISTRERING .....	25
6.2.1.  Registreringsområde .....	25
6.2.2.  Vegetasjon.....	26
6.2.3.  Jord.....	28
6.2.4.  Andre registreringer .....	29
6.3.  STIKLINGSFORMERING .....	30
6.4.  LITTERATURSØK OG DATABEHANDLING .....	34
<b>7. RESULTAT</b> .....	<b>35</b>
7.1.  ANLEGG SARBEIDER .....	35
7.1.1.  Hogging .....	35
7.1.2.  Graving.....	38
7.2.  VEGETASJONSREGISTRERING.....	42
7.2.1.  Vegetasjonssammensetning og topografiske forhold .....	42
7.2.2.  Trefordeling .....	51
7.2.3.  Gjennomsnittsindivider og gjennomsnittskarakter.....	51
7.2.4.  Toppjord.....	54
7.2.5.  Påvirkningsfaktorer, generativ formering og vegetasjonstilstand .....	57
7.3.  STIKLINGSFORMERING .....	60
7.3.1.  Hassel.....	60
7.3.2.  Lind .....	64
<b>8. DISKUSJON</b> .....	<b>68</b>
8.1.  ANLEGG SARBEIDER .....	68
8.1.1.  Intensjoner og mål .....	68

## Innholdsfortegnelse

8.1.2.	Hogst og rydding.....	68
8.1.3.	Jordlagring og jordhåndtering.....	69
8.2.	VEGETASJONSREGISTRERING.....	73
8.2.1.	Påvirkningsfaktorer, generativ formering og tilstand.....	76
8.3.	STIKLINGSFORMERING.....	80
8.3.1.	Uttakstidspunkt.....	81
8.3.2.	Miljø.....	83
8.3.3.	Behandling.....	84
8.3.4.	Morplante.....	86
<b>9.</b>	<b>VIDERE ARBEID .....</b>	<b>89</b>
9.1.	RESTAURERING OG REVEGETERING.....	89
9.2.	EVALUERING.....	94
<b>10.</b>	<b>KILDER .....</b>	<b>98</b>
<b>11.</b>	<b>VEDLEGG.....</b>	<b>106</b>
11.1.	VEDLEGG 1: MORPLANTENES UTSEENDE OG FORDELING.....	106
11.2.	VEDLEGG 2: ARTS- OG DOMINANSFORDELING I FELT- OG BUSKSJIKT.....	111
11.3.	VEDLEGG 3: HØYDEPROFILER.....	113



### 3. Sammendrag / Abstract

I forbindelse med tunellbygging gjennom en kalklindeskog i Løkkeåsen, Sandvika, ble deler av området planlagt for økologisk restaurering etter ferdigstillelse. Kalklindeskog er en sjelden naturtype både på verdensbasis og i Norge, og er blitt utsett til en av Norges første utvalgte naturtyper, der den rommer store bevaringsverdier gjennom å være habitat for svært gammel lind og meget sjelden sopp på den norske rødlisten.

Som første ledd i restaureringsarbeidet ble det bestemt å minimere inngrepsjonen, innføre restriksjoner på hvilke trær som kunne hogges og å lagre toppjorden på stedet for senere tilbakelegging. Det ble gjennomført vegetasjonsregistrering i forkant av anleggsstart. Vegetasjonsregistreringen ble utført i feltsjikt, busksjikt og tresjikt med mål om å kartlegge artsforekomster, påvirkningsfaktorer samt å gi en beskrivelse av området så som det forelå før inngrep. Trærne ble fotografert og posisjonsmarkert med GPS og antall levende/døde stammer samt største stammediameter ble målt for hvert tre av artene småbladlind (*Tilia cordata*) og hassel (*Corylus avellana*). For å sikre bevaring av genetisk materiale fra området ble det utført forsøk med stiklingsformering av stedegen småbladlind og hassel. Stiklingene ble plukket ut i to omganger med 21 dagers mellomrom, der første uttak var begynnelsen og andre uttak var slutten av juni. Halvparten av materialet ble stukket med rotingshormonet IBA og halvparten ble stukket uten.

I forbindelse med anleggsarbeidene ble det registrert avvik mellom planer og praksis, som ga redusert restaureringsareal og en sannsynlig forringelse av toppjorden som konsekvens. Vegetasjonsregistreringen viste at området inneholdt mange typiske og viktige arter for naturtypen, men også arter ikke hjemmehørende som på sikt kan ha evne til å forandre områdets karakter. Andre påvirkningsfaktorer ble også observert i form av fragmentering og tap av habitat. Kun 30 av 400 stiklinger rotet seg og overlevde omplanting hos hassel, sammenliknet med 125 stiklinger av 400 for lind. Det var stor forskjell i rotingsevne og overlevelse mellom uttakene for hassel og antall rotede stiklinger var størst i gruppen som hadde fått IBA. Roting til lind så ut å ha sammenheng med karakterstrekk hos morplanten. Målsetningen om å få nok stedseget stiklingsmateriale til utplanting ble ansett som oppfylt.

In connection with the building of a tunnel through a calcareous linden forest in Løkkeåsen, Sandvika, part of the area was planned for ecological restoration. The calcareous linden forest represents a rare piece of nature worldwide and in Norway. It has recently been prioritized under the regulation of “chosen nature types”, as an area to which special consideration should be taken. Calcareous linden forests are very important to conserve since they contain extremely old linden trees and are also habitat to the majority of rare fungi found on the Norwegian list of rare species.

In the initial process of the restoration plan, it was decided that the zone where construction could be performed should be restricted, restriction to which trees that could be removed should be established, and topsoil from the area should be removed and stored in connection to the site. The vegetation was registered, with the aim to map species and uncover factors that could influence the characteristics of the forest, and also to function as a description of what the area looked like before beginning of the construction. The trees were photographed and position marked with GPS. The number of living/dead trunks and the diameter of biggest trunk were recorded for each linden (*Tilia cordata*) and filbert (*Corylus avellana*) tree. To ensure that genetic material was conserved, a rooting trial with cuttings of linden and filbert was performed, where the cuttings were collected at two different times, one in early and one in late June. Half of the cutting material was put in the rooting tray untreated and the other half received treatment with the rooting hormone IBA.

A deviation between plans and practice was recorded during the construction work, with reduced restoration area and possibly a reduction in the quality of the top soil as consequence. The registration showed that the area contained many typical and important species, and also revealed a number of species not indigenous to the habitat, which could have a long term effect on the forest. Other influential factors were observed, such as fragmentation and loss of habitat. Only 30 out of 400 cuttings developed roots and survived transplanting in the filbert compared to 125 out of 400 in linden. Big differences in rooting ability and survival were recorded between the two collection dates in filbert and number of rooted cuttings was bigger in the group that had received IBA. For linden there seemed to be a connection between characters of the mother plant and rooting. The aim to get enough genetically indigenous transplants to cover the restoration area was considered fulfilled.

## 4. Innledning

### 4.1. Regelverk og overordnede føringer

Vern av naturen har bestandig vært et omstritt tema, og synet på hvordan og hva som bør bevares og beskyttes har forandret seg opp igjennom årene. Da den første naturvernloven kom i 1910 konsentrerte verneinteresser seg primært kring menneskers behov. Derifra, gjennom nye lover i -54 og -70 dreide tankegangen seg mot enkeltområder og enkeltarters beskyttelse og vern i egenskap av å være sjeldne eller unike (Store norske leksikon 2009). I dag er det biologisk mangfold som er blitt satt i fokus, og på mange måter kan dette betegnes som et paradigmeskifte i forhold til naturforvaltning.

Det finnes ingen entydig definisjon av ordet biologisk mangfold, men FN definisjonen: "variasjonen av gener innen ulike bestander av en art, av arter innenfor et leveområde, av leveområdene innen en naturtype, og av naturtyper, eller økosystemer, i landskapet." (FN-sambandet 2011) er en av de mest brukte. Av denne definisjon fremgår at et stort mangfold ikke bare defineres av antallet arter i et område, men også av hvilke arter og hvilke økosystemer de tilhører og hvilken genetisk variasjon som finnes hos de representerte artene. Denne altomfattende tenkemåte stiller et høyt krav til regelverk og forvaltning.

Fra internasjonalt hold er det primært konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) som er av betydning for utformingen av det nåværende nasjonale regelverket. CBD ble vedtatt under Rio konferansen i 1992 og så langt har 191 land skrevet under. Konvensjonen er et ledd i arbeidet for at biologisk mangfold skal bevares globalt (Convention on Biological Diversity 2012). Gjennom CBD har Norge forpliktet seg til å lage nasjonale strategier og handlingsplaner for å bevare det biologiske mangfoldet (Direktoratet for naturforvaltning 2011b). Delvis som følge av disse forpliktelser trådte loven om naturmangfold i kraft 1. juli 2009. Dette er et av de sterkeste rammeverktøy norsk naturforvaltning har hatt, der all natur blir innefattet i det som beskrives som lovens "grunnmur" dvs. formål, forvaltningsformål, kunnskapskrav og miljøprinsipper (Lovdata 2009; Solheim 2009).

### 4.2. Økologisk restaurering

Det er oppgitt at den største trusselen mot det biologiske mangfoldet er endret arealbruk, herunder utbygging og naturinngrep (Kålås et al. 2006). Restaurering etter naturinngrep (økologisk restaurering) har derved blitt et alt mer sentralt moment i strategien for å oppnå naturmangfoldlovens forvaltningsmål. Society for Ecological Restoration (SER) (2004) definerer restaurering som den prosess der et skadet eller ødelagt område blir assistert tilbake til tidligere tilstand. Økologisk restaurering innefatter en mengde valg og løsninger relatert til en stor variasjon i naturskader på forskjellige skalaer (Hagen & Skrindo 2010).

Fellesnevner for det praktiske restaureringsarbeidet er at man deler inn prosessen i faser. Under dokumentasjonsfasen blir informasjon om lokaliteten og de eksisterende naturforholdene (vegetasjon, økologiske og fysiske tilstand) samlet inn, samtidig som en oversikt over det kommende inngrepet (hva som er tenkt gjort og forventet sluttresultat) stadfestes. På bakgrunn av det innsamlede materialet blir de bestemte mål man ønsker å oppnå definert. Hvor vellykket den økologiske restaurering blir, er sterkt avhengig av de oppsatte målene. De mål som defineres skal være direkte knyttet til det som er ønsket oppnådd, men en minst like viktig del i prosessen er å se til at målene er realistiske og at de blir godt implementert i alle ledd (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group 2004).

Valg av revegeteringsmetode vil være en direkte konsekvens av definerte mål, og under planleggingsfasen bestemmes metode og tiltak. En metode egnet til restaurering av økosystemer er naturlig gjenvekst fra stedlige toppmasser. Metoden bygger på at toppjorden på det sted hvor inngrep skal foretas inneholder en frøbank og andre generative elementer, og som gjennom tilbakeføring får en sjanse til reetablering. Her tar man vare på og lagrer de øverste 30 cm av jorden i lave ranker, for å senere legge materialet løst tilbake under det avsluttende arbeidet (Hagen & Skrindo 2010). Metoden kan virke enkel og ukomplisert men stiller store krav til planleggingsfasen. For det første må det utarbeides en plan for jordlagringen, for det andre må det finnes nok areal til lagring i nærheten av området, og for det tredje er det viktig med en grundig kartlegging av eksisterende vegetasjon i forkant av arbeidet, da denne metode ikke er egnet på områder med elementer av uønsket flora i form av invaderende arter.

Ved valg av naturlig gjenvekst fra stedlige toppmasser som revegeteringsmetode vil gjennomføringsfasen av restaureringen starte opp parallelt med anleggsfasen for naturinngrepet. Denne fase innefatter involvering av alle parter, da det er under anleggsarbeidet jorden blir tatt av, lagret og lagt tilbake. Oppfølgingsfasen går parallelt med hele prosessen, og er en evalueringsfase, der målene stadig vurderes og eventuelt omformuleres utefra realisme og uforutsette hendelser.

### 4.3. Utvalgte naturtyper

Selv om naturmangfoldloven definerer at all natur er viktig for å kunne opprettholde det biologiske mangfoldet, er det en erkjennelse at noen natur er mer verdifull for mangfoldet enn annen, for eksempel i egenskap av å være sjelden eller fordi den rommer mange arter. For å kunne oppfylle de internasjonale og nasjonale forpliktelsene samtidig som hensyn til menneskelige behov blir ivaretatt, er det viktig å kunne lage skiller i naturen.

§ 4 i naturmangfoldlovens forvaltningsmål (2009) lyder:

*”Målet er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Målet er også at økosystemers funksjoner, struktur og produktivitet ivaretas så langt det anses rimelig”*

For å oppnå målet åpner loven med hjemmel i § 52 for at en forskrift om utvalgte naturtyper kan fastsettes. En slik forskrift trådte i kraft i mai 2011 etter utarbeidelsen av klassifiseringssystemet Naturtyper i Norge (NiN) (Halvorsen et al. 2009) og utarbeidelsen av rødliste for naturtyper (Kålås et al. 2006).

Utvelgelsen i forskriften baserer seg på kriteriene:

”(1) naturtypen har en utvikling som strider mot målet i § 4 (2) naturtypen er viktig for en eller flere prioriterte arter og (3) naturtypen har en vesentlig andel av sin naturlige utbredelse i Norge eller (4) at det er internasjonale forpliktelser knyttet til den” (Lovdata 2009). Kalklindeskog, sammen med slåttemark, slåttemyr, kalksjøer og hule eiker - unntatt i produktiv skog, ble de første fem utvalgte naturtypene.

### 4.4. Kalklindeskog

#### 4.4.1. Klassifisering og økologi

Naturtypen kalklindeskog blir beskrevet som "en tørr linde- og hasseldominert skog på grunnlendte kalkrygger og sørvendte berglendte rasmarker" (Miljøverndepartementet 2011). I tidligere klassifiseringssystem basert på vegetasjonssammensetning var naturtypen innordnet under samlebetegnelsen alm-lindeskoger, men for arter i felt- og busksjikt som beskrives inn i naturtypen går noen også igjen fra lavurt-edelløvskog (Fremstad 1997). I NiN (Halvorsen et al. 2009) som vektlegger variasjon og økokliner som viktige inndelingskriterier klassifiseres kalklindeskog som:

Naturtypenivå: natursystem

Hovedtype: fastmarksskogsmark

Grunntype: lågurt – lyngkalkskog

Dominans: A2 - 7,5 (lind, hassel)

På naturtyperødlisten, som tar utgangspunkt i NiN systemet, blir naturtypen bedømt som sårbar (VU) basert på kriteriet få lokaliteter og reduksjon (Artsportalen 2011).

Kalklindeskog forekommer, foruten i Norge, kun i Tsjekia og på noen få steder i Sverige (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Gunstig lokalklima, bratt helningsgrad og kalkrikt jordsmonn utgjør abiotiske forutsetninger i kalklindeskog. Voksesubstratet i kalklindeskog har høyt innhold av stein og forvittringsgrus, og massene er tørkesvake med høy pH. Et viktig kjennetegn på kalklindeskog er den lange skogkontinuiteten (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Sjeldne kalkelskende sopper og dominans av hassel (*Corylus avellana*) og småbladlind (*Tilia Cordata*) skiller naturtypen fra andre lindeskoger og fra kalkfurusskog. Få arter forekommer i busk- og feltsjikt. Kalklindeskog vokser ofte sammen med annen skog som har samme preferanse for baserik grunn og forekomstene av sjelden sopp har stor betydning ved utskillelse av naturtypen. Det er blitt foretatt grundig registrering og kartlegging av både antall arter og forekomster av sopp i kalklindeskog. 20 rødlistede arter har kalklindeskog som eneste habitat og alle disse danner mycorrhiza (Brandrud et al. 2011). Naturtypen er også hjem for flere rødlistede insekter, bland annet lindepraktbillen (*Lamprodila rutilans*). Denne lever av

nylig død lindeved, og er listet som kritisk truet (CR) i artsrødlisten 2010. Billen finnes i dag bare i kalklindeskogen på Bygdøy i Oslo, og ved Semsvannet i Asker (Artsportalen 2010).

#### **4.4.2. Påvirkningsfaktorer**

For om lag 6000 år siden, var kalklindeskog både vanlig og utbredt i Norge. Siden den tid har den vært på tilbakegang grunnet endringer i klima og menneskelig påvirkning. I dag finnes det bare 46 kjente lokaliteter i landet. De fleste av disse ligger i Oslofjordområdet (Miljøverndepartementet 2011), der arealene i stor grad trues av ønske om utbygging. Brandrud et al (2011) oppgir utbygging/arealomdisponering og omfattende ryddehogst som de viktigste påvirkningsfaktorene mot naturtypen. Andre påvirkningsfaktorer som kan være av betydning oppgis som tråkkslitasje, forsøpling, skogbruk/flatehogst, felling av enkelt-trær, tilgroing med gran, bøk, edelgran og andre fremmede arter samt spredning av storlind og parklind.

#### **4.5. Oppgavens bakgrunn og problemstilling**

Løkkeåsen i Sandvika er et av områdene med kalklindeskog, og det er utpekt som det tredje viktigste hotspot-habitatet for rødlistet jordboende sopp i Norge. Gjennom åsen bygges en tunell, og området som blir berørt av inngrepet var først planlagt som et ordinært grøntanlegg etter ferdigstilling, men med tanke på de store naturverdiene ble det besluttet å restaurere gjennom naturlig gjenvekst fra stedlige toppmasser, samt å legge til rette for bevarende tiltak og utarbeidelse av overvåkingsplaner i etterkant av anleggsarbeidet. I den innledende fasen av planleggingsarbeidet ble det bestemt at inngrepsonen skulle minimeres så mye som mulig, og at lind og eik i faresonen ved anleggsområdet skulle merkes og forsøke bevares. Mulkt for skader på røtter og trær ble innfelt i kontrakten. Videre ble det bestemt at toppjorden skulle mellomlagres på stedet. Fra fylkesmannens side var det ønskelig at det ble lagt opp til overvåkingsprogram for sopp og vegetasjon. Det var foreslått utplanting av hassel der hvor vegetasjonen måtte fjernes og forsøk med egen oppformering av hassel fra stedegent materiale, som senere kom å inkludere lind, ble foreslått. Hovedmål med tiltakene var å minke påvirkning samt legge til rette for en fremtidig reetablering av soppene som ble berørt av inngrepet.

Denne oppgave omhandler det innledende arbeidet med restaureringen, og beskriver oppstart av anleggsarbeider, vegetasjonsregistrering, og forsøk med stiklingsformering

## **Innledning**

av hassel og lind. Et viktig formål med oppgaven var at den skulle kunne danne grunnlag for overvåkingsprogram og fortsettelse av restaurering. Metodevalg og arbeid ble i stor grad lagt opp med tanke på dette.

Oppgavens målsetning var å belyse:

1. Hvordan området så ut før oppstart av inngrepet.
1. Hvilke momenter som var avgjørende før og under anleggsarbeidet for den kommende restaureringen.
3. Hvilke faktorer som var sentrale ved oppformering av hassel og lind fra stedet.

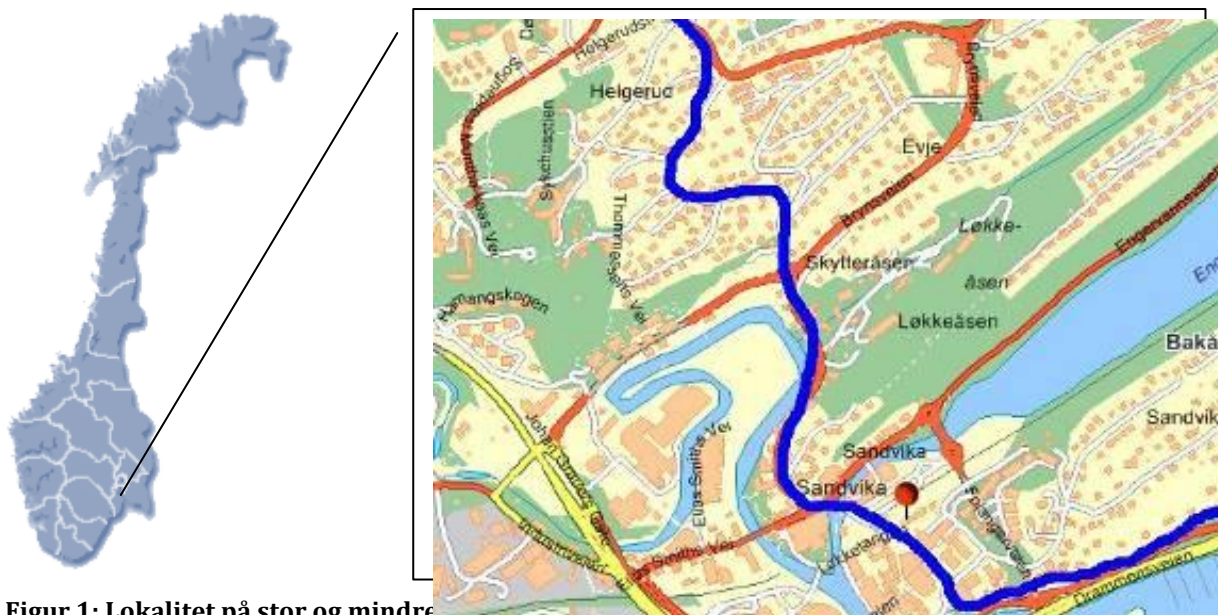
Alle bilder i oppgaven er ved Maria Fall hvis ikke annet er oppgitt.



## 5. Løkkeåsen

### 5.1. Områdebeskrivelse

Løkkeåsen ligger i Akershus fylke, Bærum kommune, nordøst for jernbanestasjonen i Sandvika (Figur 1), og er en sørvendt skråning som omkranses og delvis infiltreres av boligområder og veier.

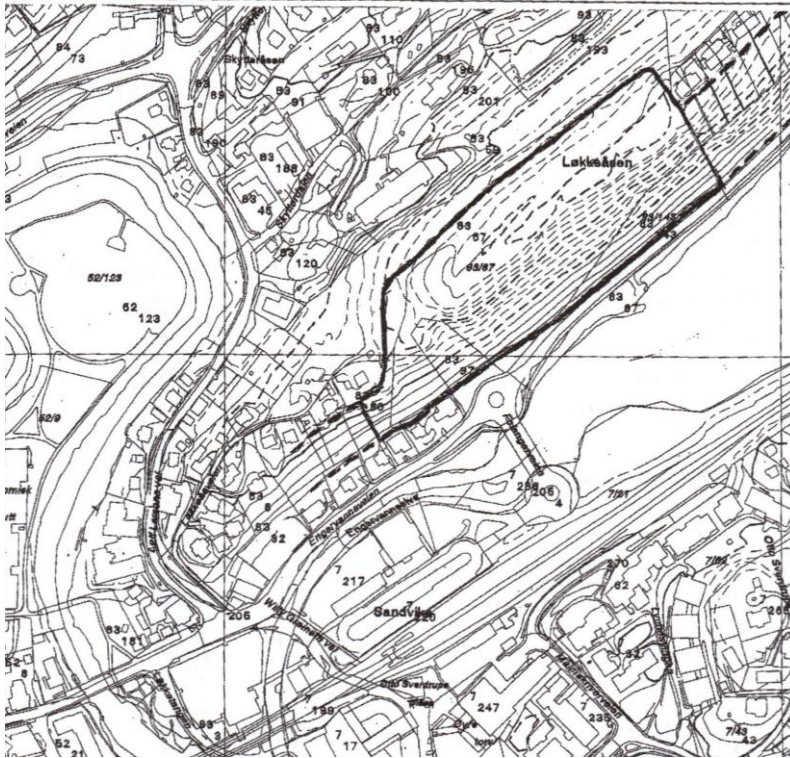


**Figur 1:** Lokalt på stor og mindre illustrerer hvor nært Løkkeåsen ligger til denne.

Området vest for boligområdet på toppen av åsen blir beskrevet som kjerneområde for forekomster av sjeldne rødlistede sopparter (Brandrud 2001) (Figur 2). Kjerneområdet består av kalklindeskog med kalkfuruskog i de høyereliggende delene.

Løkkeåsen, Bærum

UTM NM 855 409.



Figur 2: Kartutsnitt Sandvika med inntegnet kjerneområde for naturtypene kalklindeskog/kalkfuruskog i Løkkeåsen etter Brandrud 2001.

På toppen av området går en sti som leder fra boliger i vest til boligene på toppen av åsen i øst. Kjerneområdet splittes også av en kraftgate som strekker seg sørøst - nordvest gjennom området. Vegetasjonen i kraftgaten har blitt sterkt nedkappet for å unngå konflikt med kraftledningene over.

## 5.2. Klima

Området ligger i boreonemoral vegetasjonssone i svakt kontinental vegetasjonsseksjon, herdighetssone 3 og kjennetegnes derved av tørt klima med varme somrer og relativt milde vintre. Det foreligger ikke spesifikke værregistreringer fra Løkkeåsen, men målinger fra nærmeste værstasjon i Asker (Sem) forteller at varmeste gjennomsnittsmåned er juli (15,9 grader) og kaldeste måned er januar (-4,7 grader) samt at oktober er måneden med størst gjennomsnittlig nedbørsmengde (111 mm) og at april er tørrest (50 mm) (Tabell 1).

**Tabell 1: Månedlige gjennomsnittstemperaturer og nedbørsmengder i Løkkeåsen**

MÅNED	GJENNOMSNIITTS TEMPERATUR (I GRADER)	NEDBØRSMENGDE (I MM)
Januar	-4,7	64
Februar	-4,6	52
Mars	- 0,9	63
April	3,5	50
Mai	9,9	66
Juni	14,6	72
Juli	15,9	90
August	14,7	106
September	10,5	102
Oktober	5,9	111
November	0,4	99
Desember	-3,2	66

Kilde: meteorologisk institutt

## 5.3. Jordsmonn

Jordsmonnet i Løkkeåsen karakteriseres av stor andel forvitret mineralmateriale. Innslag av godt omdannet organisk materiale er blandet inn i massene, og toppjorden er uten sjiktninger. Variasjon i strømateriale, og andel omdannet organisk materiale i jorden forekommer. Jordsmonnet er tørkesvakt og har varierende tykkelse, stedvis er jorden fraværende og berg kan observeres i dagen.

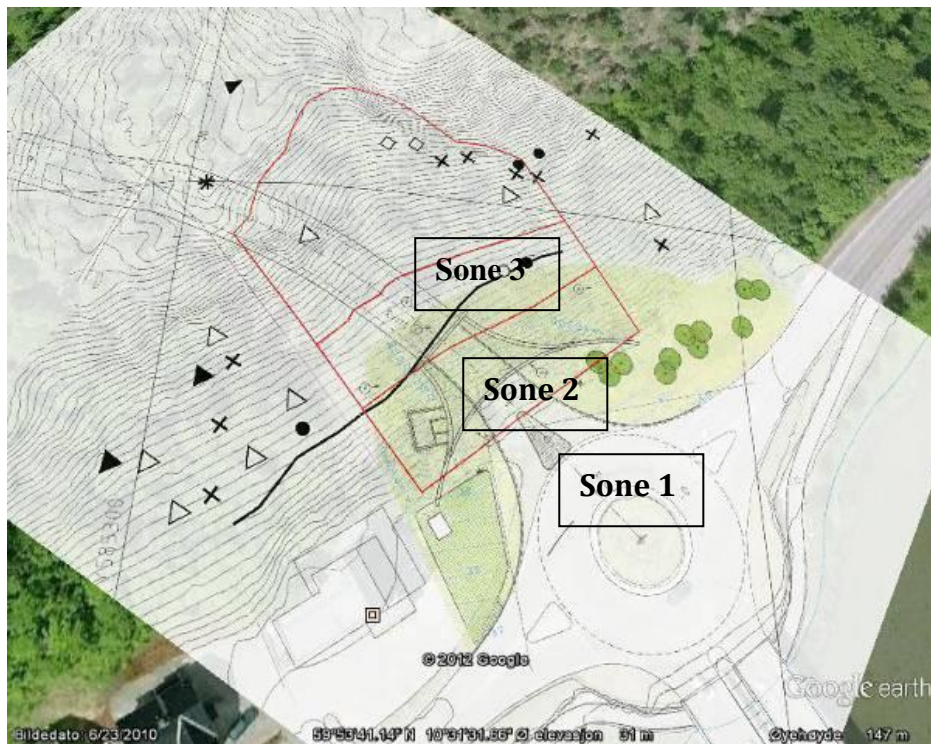
## 5.4. Tidligere og nåværende bruk

I rapporten "Faggrunnlag for høstingsskoger i Norge" (Direktoratet for naturforvaltning 2011a) står det beskrevet at områder med edelløvskog på liknende lokaliteter med samme grunnforhold som Løkkeåsen (næringsrik jord og sparsomt feltsjikt) tidligere ofte ble brukt til høstingsskog. Både hassel og lind har blitt benyttet som kulturplanter i denne forstand, men under registreringsarbeidet var det ingen tegn til at trærne i

området hadde blitt styvet eller lauvet. Dokumentasjon som avdekket en eventuell slik bruk kunne ikke innhentes. På toppen av åsen var det i kulturvernekart registrert steinalderboplass fredet av riksantikvaren. Løkkeåstunnelen går delvis under, men berører ikke dette kulturvern. Området er regulert som friområde. Ingen omregulering foreligger i kommuneplanens arealdel for 2010-2020.

### 5.5. Tidligere undersøkelser og anleggsplaner

Den del av Løkkeåsen som blir berørt av inngrepet har tidligere blitt undersøkt og kartlagt i flere omganger. Det er utarbeidet notat (Brandrud 2001) med beskrivelse av områdets karakteristikk og en artsliste over de sjeldne soppartene. I dette notat ble området delt inn i tre soner, der sone 1 fra 3-15 (17) meter over havet ble karakterisert til å ha "liten verdi biomangfoldsmessig", sone 2 fra 15(17)-25(27) meter over havet ble karakterisert å ha "stor/meget stor verdi biomangfoldsmessig" og sone 3 fra ca 25 meter opp ble ansett å ha "meget stor verdi biomangfoldsmessig". Planene for anleggsarbeidet tok utgangspunkt i dokument, der hogst og gravearbeider skulle foregå i sone 1, og der en mur mellom sone 1 og 2 skulle bygges på begge sider av kraftgaten for å sikre området fra utrasing (Figur 3).



Figur 3: Inngrepsonen med soneinndeling (røde linjer) etter Brandrud (2001). Symbolene på bildet representerer noen av lokaliteter der det er funnet rødlistet og sjelden sopp, der X= lindeslørsopp, O= kjempeslørsopp, ● = rødoliven slørsopp, samt hvit + sort trekant = rasmarkslørsopp og lilla jordbærslørsopp respektive. Den sorte streken viser planlagt mur fra SVV. Underliggende kartlag er fra SVV med PROF- nummer 02R0164B\_001.



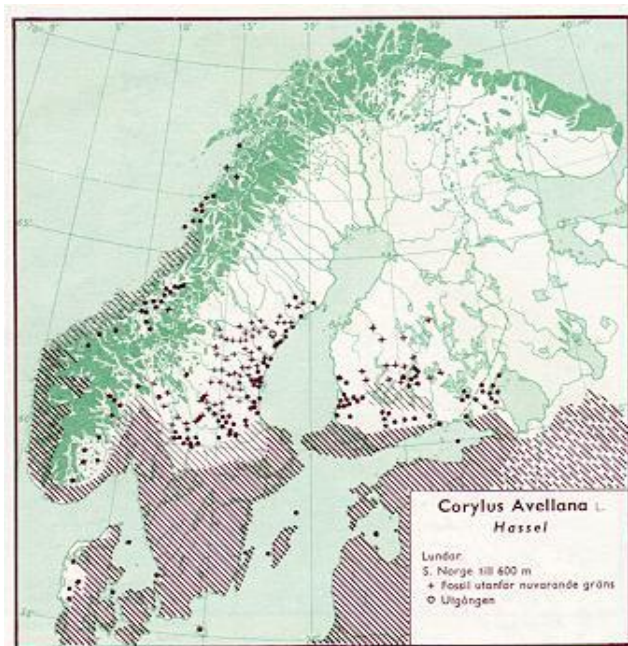
## 5.6. Viktige lignoser i Løkkeåsen

### 5.6.1. Hassel



Figur 4: Hassel (*Corylus avellana*)

Hassel (*Corylus avellana*) (Figur 4) er den dominerende lignosen i Løkkeåsen og betydningen er stor i forhold til mykorrhizadannelse for mange av de rødlistede soppene. I norsk flora (Lid & Lid 2005) blir arten omtalt som stor busk eller lite, rikt greinet tre, 2-6 meter høy, tilhørende familien *Corylaceae* og vanlig forekommende i nemoral - sørboreal sone. I Norge er det kun *C. avellana* som finnes naturlig viltvoksende. Pollenfossiler anslår at arten kom til Norge ca 11500 år f kr i Sverige og at det var en av de første artene til å kolonisere landet etter istiden (Tollefsrud 2010b). I dag er den utbredt i de østlige og sørlige delene av landet. Langs kysten forekommer den opp til Nordland (Figur 5).



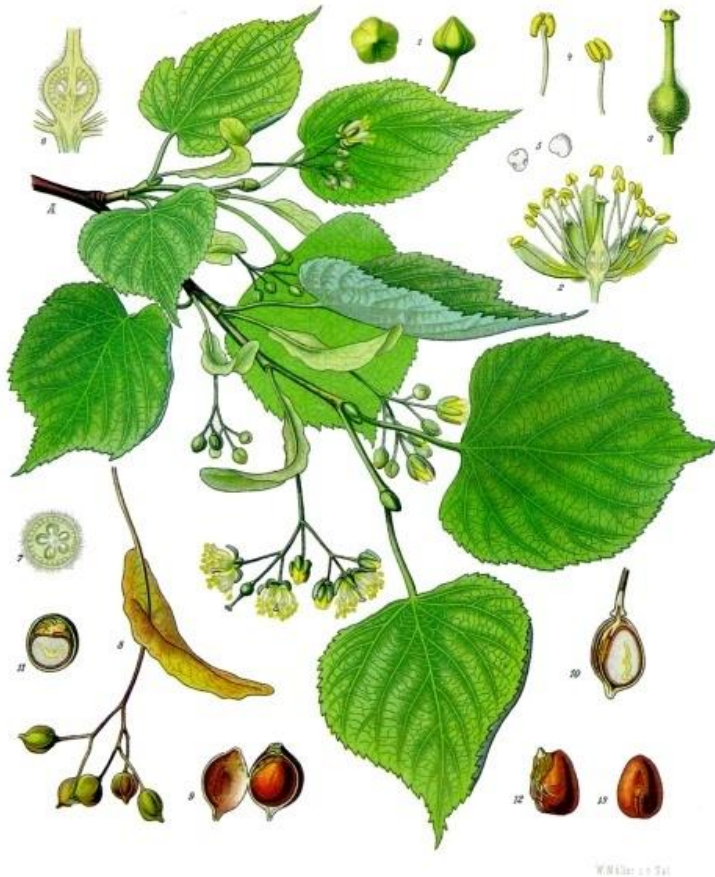
Figur 5: Dagens utbredelseskart til hassel i Norden (kilde: den virtuelle floraen)

Hassel vokser på varme helninger i næringsrik jord med middels pH og moderat fuktighet. Den foretrekker lysåpne forhold for etablering, men kan overleve også i mer skyggefull underskog. Planten kan formere seg generativt, men krever fremmedbestøving og mye lys for å danne nøtter. Individuer blir sjelden eldre enn 60-80 år og rotsystemet kan gå dypt. *C. avellana* har evne til vegetativ foryngning gjennom å skyte skudd fra rothalsen (Billing-Hansen 2008; Treveven u.å-a). Den genetiske variasjonen oppgis på våre breddegrader som liten innad og stor mellom populasjoner, grunnet spredte og usammenhengende forekomster (Tollefsrud 2010b). Blomstringstid er mars – april, der blomst utvikles på årsskudd. Hos hassel utvikles hannblomsten først etterfulgt av hunnblomsten, og hvorvidt hunnblomst utvikles eller ikke, avhenger av tidligere års lysforhold og hvor god vitaliteten er hos skuddet (Germain 1992).

*C. avellana* har tradisjon som kulturplante der nøttene, virket og barken ble nyttet. Arten inngikk også som et mindre element i høstningsskog (Direktoratet for naturforvaltning 2011a). Hassel er definert som et av de harde treslagene (Foslie 1983). I Norge er det største anvendelsesområdet for arten revegetering og planting på områder der man ønsker et naturligt preg, men sorten *C. a* 'Contorta' (vrihassel) er mye brukt som dekorativt innslag i grøntanlegg og hager. Arten formeres med frø og kultivarer formeres med avlegging, bruk av rotskudd eller poding (Billing-Hansen 2008; Ponchia &

Howard 1987), men da hassel villig setter rotskudd oppgis poding som mindre egnet (Ponchia & Howard 1987).

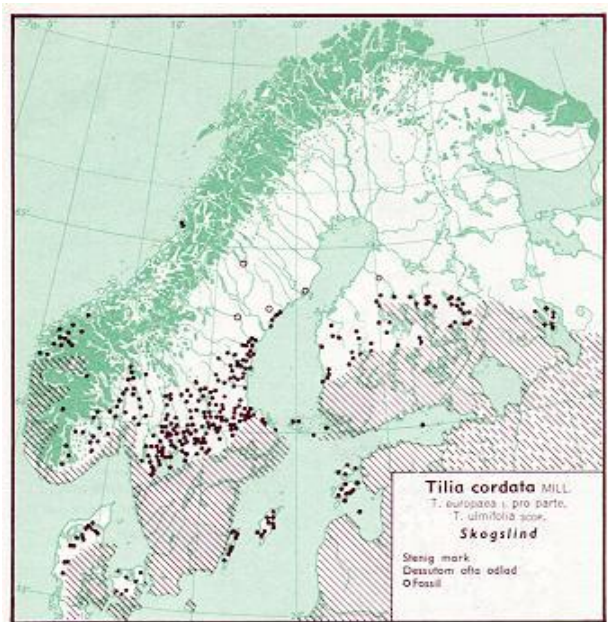
### 5.6.2. Småbladlind



**Figur 6: Småbladlind (*Tilia cordata*) (kilde: Store Norske Leksikon)**

Småbladlind (*Tilia cordata*) (Figur 6) er den eneste arten av lind som forekommer viltvoksende i Norge (Mong 2005). I Løkkeåsen har den meget stor betydning for mykorrhizadannelse med de mest sjeldne soppartene og som leveområde for sjelden fauna samt som egenart i seg. Norsk flora (Lid & Lid 2005) beskriver arten som noe basekrevende stort tre, opp til 20-30 m høyt og vanlig forekommende på skog, berg og rasmark i nemoral og sørboreal sone. Arten kom til Norge for ca 6000 år siden og nådde sin største utbredelse 1000 år senere. Siden den tid har arten vært på tilbakegang (Mong 2005). Finnes i dag på Østlandet, Sørlandet og langs kysten til Nordmøre (Figur 7).





**Figur 7: Dagens utbredelseskart til lind i Norden (kilde: den virtuelle floraen)**

Småbladlind (heretter benevnt lind) er en av de mest varmekjære edelløvsartene og vokser i sørhellinger på lett jord (Sæbø 2009). Arten er meget skyggetålig og næringsrik jord er foretrukket. Der hvor jorden er svært tørr eller dårlig drenert vil den trives dårlig. Det kreves varm og lang voksesesong for at den skal kunne sette spiredyktige frø og dette skjer sjelden på våre breddegrader (Mong 2005). Den vegetative foryngningsevnen hos lind er veldig stor der mange strategier blir brukt. Linden skyter rotskudd og stubbeskudd. Den skyter også greinskudd fra stammer som legger seg mot bakken. Hvis greinskudd får kontakt med jorden kan de danne røtter og således formerer linden seg selv gjennom avleggere (Radoglou et al. 2008). Lind på rasmark omtales gjerne som "blekksprutelind" grunnet vokseform der trærne er flerstammete. Den vegetative formeringen innebærer at individene kan bli svært gamle (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Rotsystemet består av flere hovedakser som strekker seg både horisontalt og nedover i jordlaget til mellom 1,5 -2 meter. 9/10 av de fine røttene med mykorrhiza befinner seg i de øverste 20 cm av jorden (Pigott 1991). Lind tåler ikke belastning på røttene (Langeland & Asdal 2004), er følsom for nivåforandring ved omplanting, og de grove røttene er følsomme for sår og skader (Billing-Hansen 2008). Lind er definert som et av de mykere treslagene (Foslie 1983) og oppgis å ha dårlig motstandsevne mot patogener (Radoglou et al. 2008). I tidligere tider ble arten brukt som kulturplante, fremst i forbindelse med styving og lauring (Direktoratet for naturforvaltning 2011a), men også basten og virket har vært av stor verdi (Billing-



Hansen 2008). Plantede arter som finnes i Norge er storlind (*T. platyphyllos*) og søvlind (*T. tomentosa*). En god del kultivarer er populære i bruk langs gater, i parker og som klypte hekker, for eksempel *T. x e.* 'Koningslinde' og *T. x e.* 'Euchlora'. Småbladlind formeres vanligvis med frø og for kultivarer er det vanlig å bruke enten poding eller klonet formering. Andre formeringsmåter kan være gjennom avlegging og fradeling av rotskudd (Billing-Hansen 2008).

### 5.6.3. Eik



**Figur 8: Sommerek (Quercus robur) (kilde: Wikipedia)**

I Løkkeåsen forekommer arten sommerek (*Quercus robur*) (Figur 8) og betydningen for mykorrhiza med sjelden sopp er stor. Sommerekken kom til Norge for ca 7000 år siden (Tollefsrud 2010a) og i Norsk flora blir den beskrevet som et 15-30 meter høyt tre som vokser i tørr skog og på berg, vanlig i nemoral til sørboreal sone (Lid & Lid 2005).



Figur 9: Utbredelseskart til sommerek i Norden (fra den virtuelle floraen)

Utbredelsen i Norge begrenser seg til de sørlige delene (Figur 9). Arten er lyskrevende og blir lett utkonkurrert av mer skyggetålende arter. Trærne kan bli svært gamle (Billing-Hansen 2008).

### 5.7. Sopp og mycorrhiza

De fleste av de sjeldne soppartene i Løkkeåsen er mykorrhizadannende og lever med lind, eik, hassel og i noen tilfeller gran (Brandrud 2001). Det er blitt funnet 31 rødlistede sopparter gjennom jevnlig kontroll (Brandrud et al. 2011). Slekten slørsopper (*Cortinarius*) er den mykorrhizadannende soppeslekt som dominerer, og det er arter under denne, som står registrert som mest sjeldne på artsrødlisten. Løkkeåsen har rødlistede slørsopper knyttet til både gran og edelløvskog, men da granen ikke regnes som tilhørende i naturtypen er det de edelløvstilknyttede artene som er av størst interesse, mellom annet lindeslørsopp (*Cortinarius tiliae*) (Figur 10) som er helt avhengig av lind på kalk og har sine største registrerte forekomster i Løkkeåsen. Andre arter er rødoliven slørsopp (*Cortinarius rufolivaceus*), sett med en forekomst der den har dannet mykorrhiza med eik registrert i tett tilknytning til den kommende inngrepsonen (Brandrud 2001) og Birislørsopp (*Cortinarius camptoros*) som er funnet for første gang i Løkkeåsen i 2011 (Brandrud 2011).

På verdensbasis utgjør *Cortinarius* den største slekten i soppriket med et anslått antall på over 2000 arter, der systematiseringen ofte kan by på problemer pga variabel morfologi innen slektens arter (Peintner et al. 2004). Slekten hører under fylum Basidiomycota (stilksporesopper), klasse Basidiomycetes. Kjenntegn for slekten er at fruktlegemet av unge individer har et spindelvevsaktig slør mellom hatt og stilk som senere blir sittendes igjen som trådrester på stilken når hatten folder seg ut (Store norske leksikon 2011). Modne sopp sporer (basidiosporer) er brune og skivene på sopphattens underside blir derfor også alltid brune (Sopp og nyttevekstforbundet 2010). Når sporene modner blir de aktivt sluppet fra basidiet og hovedvektor for spredning er vind. Sporeproduksjonen oppgis å være ekstremt høy grunnet den smale nisjen til hver art (Raven et al. 2005).

*Cortinarius* danner ectomykorrhiza (ECM). Denne type mycorrhiza er mest vanlig i tempererte soner og i tillegg til å legge til rette for bedre næringsopptak av fosfor og nitrogen for planten ser det ut til at den også er med på å gjøre planten mer motstandsdyktig mot kulde og tørke (Raven et al. 2005). Kjenntegn for ECM er at hyfene ikke trenger inn i vertsplantens rotceller, men legger seg rundt og danner et nettverk benevnt Hartings nett, og rundt roten danner den videre en mantel av hyfer (Gurevitch et al. 2006). Et trekk som ser ut å være utbredt ved ECM er høy grad av vertsspesifisitet (Ishida et al. 2007) og i fungerende økosystemer sprer ECM seg gjennom sporer, hyfer og sklerotier (Brundrett 1991).



Figur 10: Lindeslørsopp (*Cortinarius tiliae*)



## 6. Metode

### 6.1. Anleggsarbeider

Arbeidet i den innledende anleggsfasen ble fulgt gjennom observasjon i felt og dokumentert med bilder under datoene 29/7, 2/8, 10/8, 28/8 og 29/9 - 2011. Her ble det registrert hvordan hogst og toppjord ble håndtert, og hvordan dette fulgte forutsetningene for arbeidet. Herunder ble det lagt vekt på avvik fra den opprinnelige planen slik at det skulle være mulig å ta høyde for dette under restaureringen. I tillegg ble det gjort befaringer med Astrid Skrindo (vegdirektoratet) og Katinka Wingerei (prosjektkoordinator SVV) der videre planer for restaureringen ble diskutert. Alle lind og eik i sone 1 og 2 ble markert med fargespray (to prikker) og bånd, for å vise at de var ønsket bevart. 12/7 - 11 ble det i samarbeid med Statens veivesen foretatt befarings der grensen mellom sone 1 og 2 ble markert med bånd (Figur 11). Båndet utgjorde grense for det planlagte graveområdet. All grantrær i hele området ble også merket med fargespray (minustegn), for å markere at de var uønsket og fritt kunne fjernes (Figur 12).



**Figur 11: Grensebånd for bevaring av trær ble trukket mellom sone 1 og 2. Bånd rundt stamme indikerte at treet var ønsket bevart.**



**Figur 12: Gran merket med "minustegn" som viset at de fritt kunne fjernes.**

## 6.2. Vegetasjonsregistrering

### 6.2.1. Registreringsområde

Figur 13 viser område jeg utførte registreringer i. Her fastsatte jeg grensene med god margin til selve inngrepsonen på bakgrunn av at en eventuell påvirkning i det omkringliggende miljøet på et senere tidspunkt skulle kunne bli fange opp, og fordi mesteparten av de viktige soppforekomstene i området skulle bli inkludert.



**Figur 13:** Område der vegetasjonsregistreringene ble foretatt. Alle trær innenfor grensene ble registrert og posisjonsmarkert. Grensene ble navngitt og soneinndelingen ble opprettholdt. Stiplet gul linje viser kraftgaten som utgjorde skille mellom seksjon vest og øst. Horisontal sort linje viser mur på kote 16 var planlagt av Statens veivesen. Symboler er de samme som på figur 10.

Jeg valgte videre å foreta oppdeling i vertikal retning i kraftgaten. Området sørvest/nordvest for kraftgaten ble benevnt seksjon vest, og denne ble inkludert i registreringsområdet på bakgrunn av den planlagte muren over Riis bilglass. Området i nordøst ble benevnt seksjon øst. I seksjon øst ble området nedenfor sone 1 inkludert i registreringsområdet og denne ble benevnt veikantsone. I tillegg ble den øverste delen av seksjonen med kalkfuruskog inkludert og benevnt toppsone.



## Metode

### 6.2.2. Vegetasjon

Vegetasjonsregistreringen startet den 7/6 og ble avsluttet den 27/7 2011. Noen kompletterende registrering av karplanter i veikantsonen ble ikke fullført grunnet oppstart av anleggsarbeidet.

Når registreringene ble foretatt startet jeg i seksjon vest og gikk deretter over i seksjon øst. Jeg arbeidet til største delen sonevis i respektive seksjon der jeg startet i sone 1, men dette var ikke fullstendig systematisert da det stedvis var mer praktisk og effektivt å arbeide i vertikal retning på tvers av sonene. Selv om trærne i kraftgaten besto av kalklindeskogsvegetasjon (hassel, eik og lind) ble denne unntatt fra registreringer, verdikategorivurderinger og posisjonsmarkeringer grunnet den sterke menneskelige forstyrrelsen. Arter og miljøforhold ble imidlertid notert. Som hjelpemiddel for å orientere meg i terrenget brukte jeg de sonemarkeringer som var foretatt av Statens veivesen (Figur 14). For å skille mellom registrerte og ikke registrerte områder brukte jeg garn som ble trukket vertikalt i sonene og delte den inn i mindre, ca 3 meter breie, seksjoner. I hver sone for både seksjon vest og øst, ble helningsgrad på bakken målt med kompass av merket Silva, modell 15 med innebygget gradskive.



**Figur 14: Sonegrenser var i felt fargemarkert av Statens veivesen**

Arbeidet konsentrerte seg kring registrering av trær på individnivå, der alle trær uansett art ble posisjonsmarkert. Posisjonsmarkeringen foregikk gjennom en kombinasjon av fotografering og GPS registrering. GPS av merket Garmin Oregon 300, ble plassert så

sentralt som mulig ved treet og treet ble siden fotografert. For hassel, lind og eik ble omkrets på største stamme målt med målebånd og omgjort til diameter. Antall levende stammer og antall døde stammer ble registrert for hvert individ av lind og hassel. Stamme hos hassel ble definert som over 5 cm i omkrets (1,5 cm i diameter) i brysthøyde. Resten ble betegnet ny vekst og ble ikke inkludert i stammetellingen. Høyde ble ikke målt hos hassel da denne var umulig å fastslå grunnet voksemåten til de større trærne der trekronen la seg horisontalt i retning nedover skråningen. Hassel anslått til lavere høyde enn 4 meter ble ikke registrert med annet enn posisjonsmarkering. For å skille individene fra hverandre hvor de vokste tett bestemte jeg at hasselindivider med 40 cm eller mer mellom seg skulle regnes som separate og at de ellers skulle regnes som et individ. Alle lindetrær ble registrert uavhengig av størrelse. Hos lind ble stamme definert som stamme uansett om den hadde oppsprukket grov bark eller var glatt. Ny vekst ble ikke registrert, men det ble dokumentert hvorvidt det forekom, og hvor langt ut fra treet den nye veksten strakk seg. Ny vekst (Figur 15) ble definert utefra oppslag og størrelse (dvs. tynne skudd med oppslag på avstand fra hovedstammer).



Figur 15: Eksempel på ny vekst som slår opp på avstand til hovedstammer øverst til høyre i bildet.

## Metode

I tillegg til registreringer over, ble det foretatt en inndeling og poengsetting av samtlige trær i det jeg valgte å benevne verdikategorier. Verdikategorier ble bestemt til:

gran = uønsket (0), andre løvtrær = indifferent (1), furu = prioritert (2), hassel = høyt prioritert (3) og lind + eik = svært høyt prioritert (4).

Denne inndeling ble foretatt fordi det skulle være mulig å se hvordan naturtypen utviklet seg på sikt, og baserte seg på den økologiske betydningen til en gitt art i naturtypen. Rangeringen ble satt på bakgrunn av at lind og eik har stor betydning for opprettholdelse av naturtypens karakteristika og er svært høyt prioriterte for bevaring, hassel likeledes men ikke med fullt så stor bevaringsverdi på art og individnivå, og at granen er direkte uønsket. Furu ble høyere rangert enn andre løvtrær grunnet tankegangen om at hvis naturtypen skulle utvikle seg til en annen framover, var det mer ønskelig at den utviklet seg i retning av kalkfuruskog som også er en sjelden naturtype, enn mot en ordinær blandningsskog med høyt innslag av vanlige løvtrær. Kategoriene ble brukt til å regne ut en tilstandskarakter for sonene og for området i sin helhet.

Registreringer i felt- og busksjikt foregikk over området i sin helhet jevnlig for å kunne fange opp tidlige og seinere arter samt forskjellige blomstringstider. Under registreringene ble det lagt vekt på søk etter sjeldne rødlistede arter og fremmede arter. For felt- og busksjikt ble det utarbeidet fullstendig artsliste med dominansskala, der

3= dominerende, 2 = vanlig og 1 = spredte forekomster.

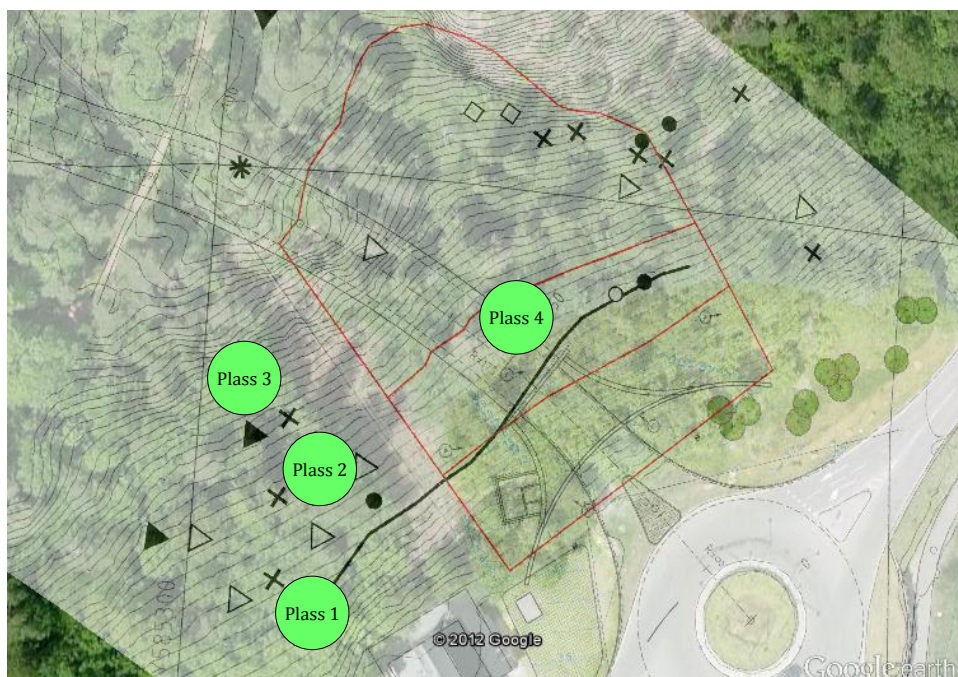
Alle planter ble artsbestemt i felt, med Norsk flora (Lid & Lid 2005) og Gyldendals store nordiske flora (Mossberg & Stenberg 2007) som støttelitteratur. Nomenklaturen fulgte den til Norsk flora (Lid & Lid 2005). Her utgjorde soneinndelingen grensene og det ble ikke lagt vekt på om artene ble registrert i seksjon vest eller øst. Der hvor det var mulig ble vegetasjonen bestemt så langt ned som til art men ikke lengre. Trearter lavere enn 2 meter ble inkludert i busksjiktet.

### 6.2.3. Jord

Stikkprøver av jordsmonn i området ble foretatt, der det ble gravd ned til 30 cm. Her valgte jeg å grave på et sted representativt for jordsmonnet generelt i området (plass 1) og videre valgte jeg plasser der jordsmonnet ble antatt å skille seg i større eller mindre



grad. Et sted (plass 3) var lokalisert under eik som vokste sammen med lind, der innslaget av strø i form av blader var høyt. De andre to stedene var under gran, der innslaget av granbar på jordoverflaten var tynt (plass 2) og betydelig (plass 4).



Figur 16: Plasser hvor jordgraving ble utført.

#### 6.2.4. Andre registreringer

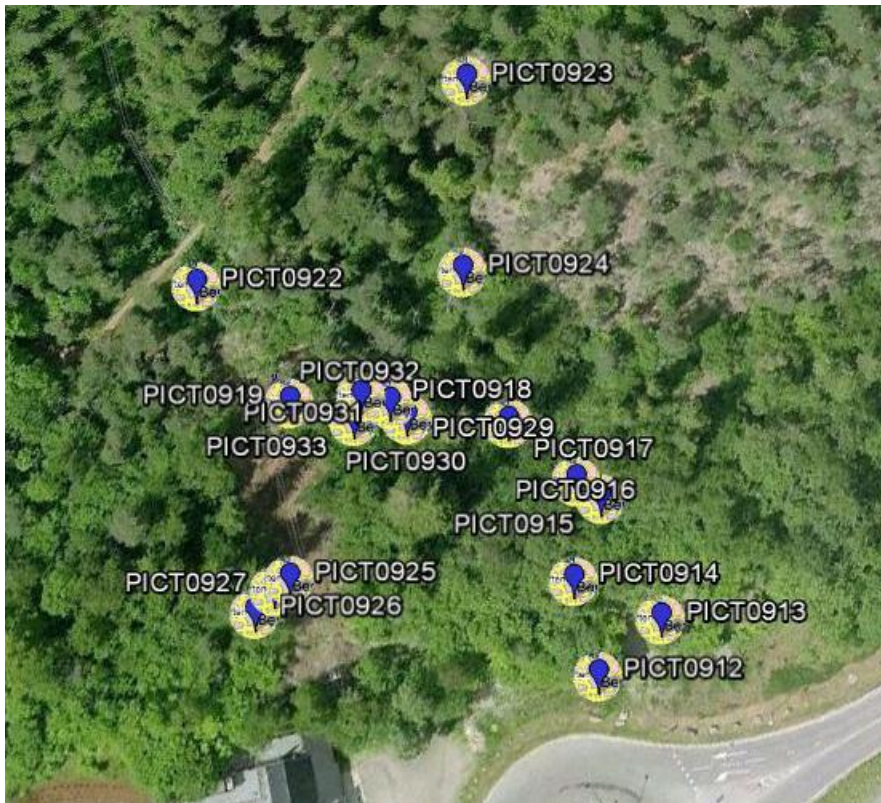
I de tilfeller hvor nøtter ble funnet på bakken ble disse plukket opp og åpnet. Fruktnlegg på trærne ble notert hvis dette ble funnet. Funnene baserte seg på tilfeldige observasjoner og ble ikke tallfestet. I de tilfeller jeg kom over søppel og andre påvirkningsfaktorer for naturtypen ble dette notert, men ikke heller her ble det foretatt systematisk søk. Under registreringen noterte jeg hvorvidt det fantes noen tegn til sykdom eller skade av større omfang på eik, hassel og lind.

Forekomster av sopp ble fotografert og posisjonsmarkert. Her sviktet GPS utstyret ved siste kontroll og noen av forekomstene ble derfor kun fotografert. Overvåking av sopp inngår ikke i masteroppgaven, men følges opp av NINA (Brandrud 2011).

Ved hver ny registreringsdag ble GPS høydekalibrert til 5 m.o.h. i veikantsonen og et punkt ble valgt i skogen som skulle fungere som referansepunkt i forhold til daglig nøyaktighet til GPS. Kriterier for det valgte punkt var at det lå under tett kronedekke med bratt helningsgrad i terrenget. Punktet ble GPS markert hver gang registreringene startet for å avdekke unøyaktigheten i målingene fra dag til dag.

### 6.3. Stiklingsformering

Ti individer av hver art ble plukket ut og brukt som morplanter. Uttaksprosedyren ble gjort i to omganger med første uttak den 6/6 -2011 (uttak A) og andre den 27/6 -2011 (uttak B). Utvelgelsen baserte seg på tilfeldig lokalisering innenfor registreringsområder (Figur 17), men med mål om å inkludere planter som både vokste solrikt og skyggefullt. De samme morplantene ble brukt for begge uttak.



Figur 17: Morplantenes fordeling over området

Materialet ble i veksthus delt opp i stiklinger med en lengde av 3-10 cm, avhengig av hvor lange og grove skudd det var mulig å sanke ved uttak (Figur 18).



Figur 18: Stiklinger av hassel kuttet og klare til å bli stukket. Stiklingene på bildet ble dyppet i Seradix (øverst t. h) før stikking i mediet (t. v)

I hvert av uttakene ble stiklingene delt opp i to grupper der halvparten fra et individ fikk nedre enden dyppet noen sekunder i plantehormonet auxin med produktnavn Seradix B, tilhørende gruppen 3-indolsmørsyre (heretter benevnt IBA) med styrke på 8 g/kg før stikking, og halvparten ble stukket uten behandling. Stiklinger ble fordelt i henhold til Tabell 2.

Tabell 2: Regnskap for hvert uttak

200 STIKLINGER <i>T. CORDATA</i> (20 STIKLINGER/MORPLANTE)	200 STIKLINGER <i>C. AVELLANA</i> (20 STIKLINGER/MORPLANTE)
100 med + 100 uten IBA	100 med + 100 uten IBA
(10 fra hver morplante i hver gruppe)	(10 fra hver morplante i hver gruppe)

Etter at stiklingene hadde blitt oppdelt og fått behandling ble de stukket i ferdig blandet og oppvannet medium bestående av perlite og Degernes pottejord med leire i forholdene 1:1. De 10 stiklingene fra hver morplante i hver behandlingsgruppe ble under stikkingen delt opp i gjentak, hvilket betydde at 5 stiklinger fra morplante 1 som hadde fått IBA ble satt i et formeringsbrett og de andre 5 i et annet. Likeledes for gruppen som ikke hadde fått hormon for mortre 1, ble 5 stiklinger stukket i et brett og



## Metode

de andre 5 i et annet. Prosedyren ble gjentatt for alle mortrær. Det var bare stiklinger som hadde fått IBA som ble satt i samme brett og bare stiklinger uten behandling som ble satt sammen i andre. Videre ble lind stukket for seg og hassel for seg (Figur 19).



**Figur 19: Ferdigstukne brett av hassel. Hver rad bak den hvite etiketten er fra samme morplante og representerer et gjentak. Alle stiklinger i hvert brett har gjennomgått den samme behandlingen.**

Stiklingene ble etter stikking plassert på drivbenk under plast (Figur 20). Her ble de holdt under hele forsøksperioden. Stiklingene ble skygget med fiberduk for å unngå sviing og plastdekket ble åpnet innimellom for å senke temperaturen under varme dager.



**Figur 20: Lind plassert på drivbenk i veksthus. Plastduken ble etterpå trukket over benken.**

Stiklingene ble kontrollert to ganger for hvert uttak i henhold til Tabell 3.

**Tabell 3: Datoer for kontroll av roting i uttakene**

UTTAK:	FØRSTE KONTROLL:	ANDRE KONTROLL:
A	13/7 (37dager etter stikking)	4/8 (22 dager etter første kontroll)
B	4/8 (38 dager etter stikking)	23/8 (19 dager etter første kontroll)

Totaltid for forsøket = 59 dager for uttak A og 57 dager for uttak B.

Utviklingen ble bedømt på en visuell skala og kategorifordelt i henhold til Tabell 4.

**Tabell 4: Bedømningskriterier for den visuelle skalaen i forhold til rotutvikling**

POENG	KATEGORI
0	Død
1	Levende men uten kallus
2	Lite utviklet kallus
3	Godt utviklet kallus
4	En til to røtter uten forgreining
5	Flere enn to røtter, forgreinete
6	God rotutvikling med mange røtter og god forgreining
7	Veldig god rotutvikling. Mange, lange røtter og røtter med god forgreining



**Figur 21: Visuell skala for rotutvikling hos hassel: fra venstre kategori 4, 5, 6 og 7**

Stiklinger fra kategori 4 -7 ble klassifisert som rotet og omplantet. De stiklinger som ble bedømt til kategori 4, og som viset liten tendens til rotutvikling ved første kontroll ble satt tilbake i formeringsbrettet for ny bedømming ved neste kontroll. Alle stiklinger fra kategori 5 og oppover ble omplantet individuelt i pottet med "Degernes pottejord med leire". Ved andre kontroll ble alle stiklinger fra kategori 4 - 7 omplantet uavhengig av

## Metode

hvor stor rot de hadde utviklet. Alle stiklinger som ikke hadde rotet seg ved andre kontroll (kategori 0-3) ble kastet. 28/9 - 11 ble omplantede stiklinger vurdert enda en gang i forhold til overlevelse. Døde stiklinger ble registret og kastet. Levende planter ble holdt i veksthus til november og deretter satt i jordkjeller for overvintring.

### 6.4. Litteratursøk og databehandling

Google Scholar, ISI web of science og tidligere pensumlitteratur fra utdanningen ble benyttet i litteratursøket. Informasjon ble også hentet inn under befaringer, møter og mailkorrespondanse. Dette referert til som personlig melding i litteraturlisten. For bakgrunnsinformasjon om Løkkeåsen og tidligere bruk av området ble det i tillegg til litteratursøk gjort forsøk på å kontakte Asker og Bærum historielag via mail, men uten respons. For å få oversikt over anleggsarbeidets forutsetninger ble møtereferater, referater fra tidligere befaringer, arbeidsbeskrivelser og kart over anleggsområdet fra Statens vegvesen (SVV) benyttet. I forkant av arbeidet ble det desuten foretatt befaringer på stedet med Astrid Skringo (Vegdirektoratet), Katinka Wingerei (SVV), Anne-Lise Gillebo (SVV), Ole Fromreide (SVV) og Tor Erik Brandrud (NINA).

All informasjon fra vegetasjonsregistreringen ble lagt inn i datasystemene Google earth og Geosetter. Ingen av programmene som ble brukt til databehandling for vegetasjonsregistreringen er spesielt utviklet for registrering av natur. Metainformasjon fra vegetasjonsregistrering ble først lagt inn i Geosetter og siden overført til regneark i Excel. For stiklingsforsøket ble data lagt inn direkte i Excel. Statistiske beregninger ble utført i SAS (Statistical Analysis System).

Ved utregning av gjennomsnittsindividet for hassel og lind i hver sone ble stammedata for hvert tre per art i sonen summert kolonnevis og siden dividert med antall trær av hver art i hver sone. Gjennomsnittsindividet for lind sone 1 ble ikke tatt med i tabellen, da det bare ble registrert et individ her. Gjennomsnittlig ratio døde per levende stammer, ble regnet ut for artene lind og hassel i hver sone for å synliggjøre forskjeller i voksemåte og tilstand. For å få frem denne ble antall døde stammer dividert med antall levende stammer for hvert tre. Trærne ble så delt inn i art og gjennomsnittet for hver art i hver sone ble regnet ut. Ved utregning av gjennomsnittlig tilstandskarakter for sonene ble summen av karakteren i hver sone dividert på antall trær i sonen. Likeledes for å regne ut total tilstandskarakter for området ble totalsum delt på totalt antall trær registrert i området.



## 7. Resultat

### 7.1. Anleggsarbeider

#### 7.1.1. Hogging

Hoggingen av trær begynte den 28/7 -11. Dagen etter hadde trær fra sone 1 blitt kappet og materialet var blitt fraktet ned til veikantsonen for oppflising (Figur 22).



**Figur 22: Området etter den første hogsten 29/7 - 11. Oppfliset materiale er fraktet ned til veikantsonen.**

Ved befaring 2/8 -11 hadde hoggingen fortsatt utenfor skissert merking over grensen til sone 2 i øst (Figur 23). Her ble et av de større lindetrærne helt hogget ned og en annen delvis kappet. Mot vest, over det planlagte tunellpåhugget var kapping foretatt nedenfor markeringsbåndet som planlagt (Figur 24).



## Resultat



Figur 23: Kapping i øst 2/8 - 11 over den skisserte grensen mellom sone 1 og 2.



Figur 24: Kapping mot vest 2/8 - 11 fulgte markeringsbåndet som planlagt.



Hoggingen av trærne startet før jorden i veikantsonen ble fjernet. Det organiske materialet ble fliset opp på stedet (Figur 25) og borttransportert med jorden i veikanten (Figur 26).



**Figur 25: Masser 29/7 med oppkuttet flis der jorden i veikantsonen enda ikke er fjernet.**



**Figur 26: Anleggsområde der jord fra veikantsonen og flis er blitt kjørt vekk.**



## Resultat

### 7.1.2. Graving

Når gravearbeidene startet opp viset det seg at det var lengre ned til fjell enn antatt, og inngrepsonen måtte utvides opp i sone 2. Under dette arbeid ble massene kjørt på og gravet i (Figur 27). Toppjorden ble fjernet litt etter litt, men lagt i bunnen av bakken og ble delvis brukt som anleggsvei. Noe av toppjorden ble også fraktet bort for lagring et sted hvor også andre masser som kunne inneholde uønskede arter lå lagret.



Figur 27: Området 10/8 – 11 etter første utvidelse opp i sone 2. Toppjord er blitt kjørt på og gravd i.

Selv om området ble utvidet fant man ikke fjell og ytterligere utvidelse ble utført (Figur 28).



**Figur 28: Anleggsområde den 28/8 - 11. På figur 26 sto gravmaskinen hvor presenningen ligger på dette bilde.**

Utvidelsen tangerte opp i sone 3 og flere av de merkede trærne ble fjernet, mellom annet eiken hvor rødoliven slørsopp (*C. rufoolivaceus*) hadde sin forekomst i grenseovergangen til inngrepsonen. Denne utvidelse ble den siste da man fant fjell (Figur 29). Mektigheten på massene varierte mellom 2-6 meter og over 250 m<sup>3</sup> jord ble fraktet vekk.



**Figur 29: Anleggsområdet 29/9 - 11 etter at fjell er funnet. Trekonstruksjonene i overkant av området er sognemurer som skal sikre anleggsområdet for utrasing.**



## Resultat

I forbindelse med utvidelsen av området måtte ytterligere trær hogges og flises opp. Da toppjorden enda ikke hadde blitt lagt i ranke, resulterte dette i blandning av elementene og videre kjøring på jorden (Figur 30).



**Figur 30: Anleggsområde 28/8 etter siste utvidelse. Massene er blandede og toppjorden trolig brukt til anleggsvei.**

Toppjorden ble lagt unna til lagring ved siden av anleggsområdet i begynnelsen av september lite over 1 måned etter oppstart av anleggsarbeidene. Her var plassen liten og haugen måtte derfor bygge i høyden (Figur 31).



**Figur 31: Lagret toppjord i veikantsonen ved Engervannsveien.**



Toppjorden ble lagt på duk og dekket med duk, men denne ble ikke lukket helt fra begynnelsen og hadde en tendens til å blåse av (Figur 32 og Figur 33). Dette fant man en løsning på før vinteren. Ved inspeksjon i mars 2012 var duken lukket.



**Figur 32: Lagret toppjord 29/9 - 11. Hull i duken der denne har blåst av.**

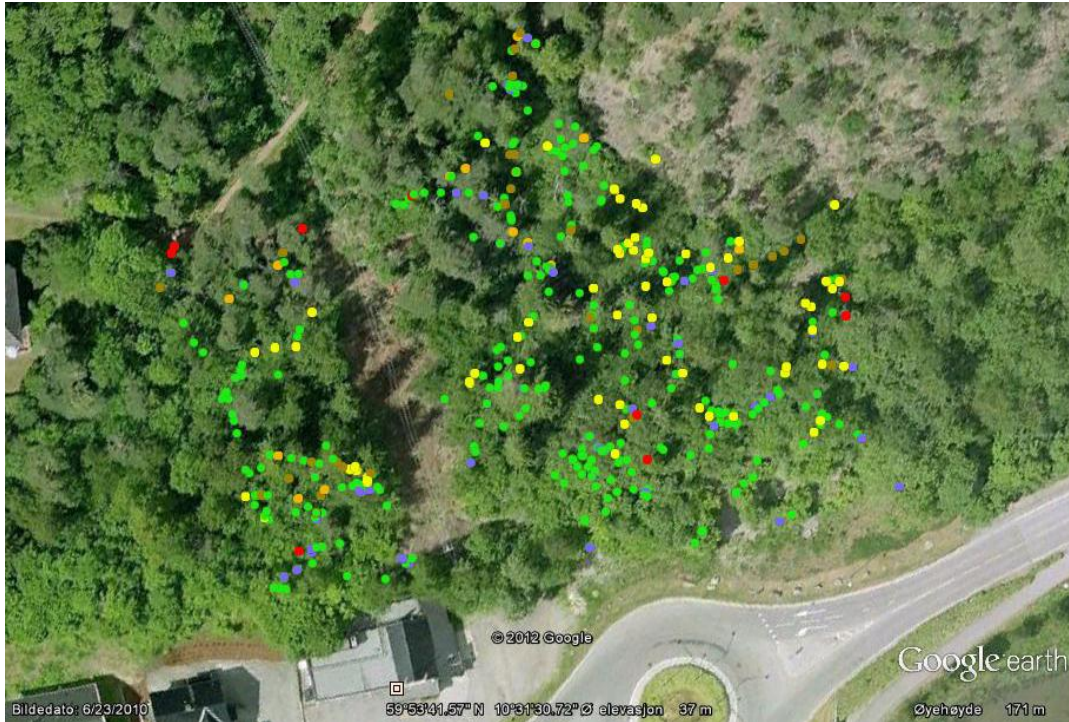


**Figur 33: Lagret toppjord 29/9 - 11 med ufullstendig dekking i bunn.**



## 7.2. Vegetasjonsregistrering

Figur 34 illustrerer en omtrentlig oversikt over distribusjon og trefordeling i området som helhet der forskjellige arter er merket med forskjellig farge.



Figur 34: Omtrentlig distribusjon av trærne i området, der grønn = hassel, gul = lind, rød = eik, brun = gran, oransje = furu og blå = andre løvtrær.

### 7.2.1. Vegetasjonssammensetning og topografiske forhold

#### Seksjon vest:

Sone 1 var delt i to topografisk forskjellige deler, der den delen umiddelbart i bakkant av Riis bilglass utgjordes av en bratt skråning med en helning på ca 45 grader. Området bar preg av sparsomt med stabiliserende vegetasjon (Figur 35). Her forekom oppslag av hassel og små individer av ask (*Fraxinus excelsior*), og også forekomster av små osp (*Populus tremula*), spisslønn (*Acer platanoides*) og teiebær (*Rubus saxatilis*) i de mer frodige delene mot kraftledningen (Figur 36).

Den andre delen av sone 1 mot grense vest, var flatere og dominert av omfangsrike og vitale hasselindivider (Figur 37). Opp mot sone 2, i overkant av rasskråningen var det mange forekomster av små til mellomstore spisslønn, bjørk (*Betula pubescens*) og gran (*Picea abies*)(Figur 38). Felt- og busksjikt var dominert av små askplanter, teiebær og krossved (*Viburnum opulus*).





**Figur 35: Skråningen bak Riis bilglass med mye åpen jord og lite stabiliserende vegetasjon**



**Figur 36: En litt mer frodig del av skråningen bak Riis bilglass med osp, ask og lønn**



**Figur 37: Sone 1 i sørvest besto av store hasselindivider (nederst i bildet)**



**Figur 38: Sone 1 over skråningen ned mot Riis Bilglass med oppslag av mange små ask og krossved.**



## Resultat

Sone 2 fulgte det samme topografiske mønstret som den vestlige sone 1, med en helningsgrad på ca 30 grader. Her vokste en furu (*Pinus sylvestris*) (Figur 39) og en klynge bestående av flere grantrær i tillegg til hassel. Det var i denne sone det største lindetreet i seksjonen ble observert (Figur 40). Innslaget av andre løvtrær var mindre enn i sone 1, men de spisslønn og osp som ble registrert var store. Fra slutten av sone 1 og oppover mot sone 2 begynte liljekonvallen (*Convallaria majalis*) å komme frem, og i sone 2 var det så godt som utelukkende denne som ble registrert i feltsjiktet. Busksjikt inneholdt sparsomme forekomster med krossved som den mest vanlige arten. Gullregn (*Laburnum anagyroides*) ble funnet i nedre delen av området.



Figur 39: Furu forekom i sone 2, men hassel dominerte.



Figur 40: Den største lindens i seksjonen ble funnet i sone 2

Mot Sone 3 og videre inn i denne, ble terrenget brattere. I feltsjiktet ble vegetasjonen gradvis så godt som fraværende, og i busksjiktet kunne spredte forekomster av gullregn, en liten hestekastanje (*Aesculus hippocastanum*) og berberis (*Berberis vulgaris*) observeres. I tresjiktet vokste hassel, lind, eik (*Quercus robur*) og gran. Forekomstene av lind var størst i den østlige delen mot kraftledningen, mens hassel med mer krattaktig preg (Figur 41) dominerte i vest. Med krattaktig menes her at individene var vanskelige å skille fra hverandre, hadde mange stammer med liten stammediameter og lav høyde. Sonen ble delt i to av en utstikkende bergnabbe som hadde større mangfold i feltsjiktet



og mer kalkfuruskogsvegetasjon enn områdene ved siden av. Område vest for bergnabben som lå nært et hageanlegg hadde stort innslag av skvallerkål (*Aegopodium podagraria*) i feltsjiktet. I øst mot kraftledningen fortsatte kalklindeskogskarakteren nesten helt opp til øvre grense (Figur 42)



**Figur 41: Mindre omfangsrik, krattaktig hassel dominerte i vest, sone 3**



**Figur 42: Lind i bergskanten mot øst, sone 3, nesten oppe ved øvre grense**

## Resultat

### Seksjon øst:

Veikantsonen bar preg av menneskelig aktivitet i form av anlagt plen mot veibanen. Den indre delen ble kategorisert som frodig skrotemark med dominans av hvitsteinkløver (*Melilotus albus*) og legesteinkløver (*Melilotus officinalis*). Større bestander med kanadagullris (*Solidago canadensis*) hadde etablert seg langs hele skogkanten mot sone 1. Busksjikt besto av et fåtall 1-2 m høye individer av furu som sannsynligvis var plantet og ikke ble bestemt til art (Figur 43).



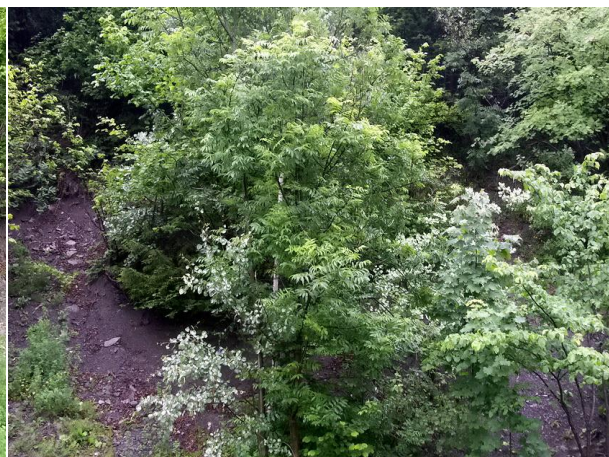
Figur 43: Veikantsone med furu, steynkløverarter og plen.



Sone 1 startet i skogkanten og utgjordes av en skråning med en gjennomsnittlig helning på ca 40 grader. Området rundt den planlagte inngrepsonen var dominert av hasselindivider som lett kunne skilles fra hverandre i avstand. Individene var omfangsrike og vitale med grove stammer. Tett kronedekke (Figur 44) ga fravær av busk- og feltsjikt. Mot sørøst gikk hasseldominansen over til et mer åpent tresjikt bestående av osp, rogn (*Sorbus aucuparia*), bjørk og spisslønn i tillegg til et enkelt lindetre i overgangssonen mellom 1 og 2 (Figur 45). Der hvor tresjiktets kronedekke ble åpnere ble det registrert mange små hasselindivider sammen med spredte forekomster av trollhegg (*Frangula alnus*), dvergmispel (*Cotoneaster scandinavicus*), sveve (*Hieracium sp.*), og hestehov (*Tussilago farfara*). Villrose (*Rosa sp.*) vokste i overgangen mellom veikantsonen og sone 1. Midt i området i den planlagte inngrepsonen ble det registrert forekomst av Rødflangre (*Epipactis atrorubens*) (Figur 46).



Figur 44: Tett vegetasjon over inngrepsonen



Figur 45: Mer åpen blandingsvegetasjon mot øst



Figur 46: Rødflangre i sone 1 vokste i inngrepsonen



## Resultat

I Sone 2 sank helningsgraden til mellom 30-35 grader og terrenget fikk et flatere preg. Hassel dominerte fremdeles, men med et større innslag av lind. Voksemåten til lind gjorde det stedvis vanskelig å skille individene fra hverandre (Figur 47) grunnet mange greinskudd på kryss og tvers. Mot grense øst hadde hasselindividene også mer krattliknende preg og det var stedvis vanskelig å skille også disse fra hverandre (Figur 48). I den nedre delen av sone 2, i kanten mot inngrepsonen, vokste den eneste registrerte eiken av størrelse i registreringsområdet, og litt lengre opp nordøst i sonen ble området største og groveste lind funnet (Figur 49). I øvrig forekom en god del middels store spisslønn og to små eksemplarer av rogn. Fire grantrær vokste i sonen og disse var av betydelig størrelse. Busksjikt var nesten helt fraværende og i feltsjikt ble det registrert spredte innslag av liljekonvall og blåveis.



Figur 47: Lind med greinskudd i sone 2



Figur 48: Hassel med krattaktig vekst mot grense øst, også sone 2



Figur 49: Den groveste linden i hele registreringsområdet ble funnet i sone 2



Sone 3 var også i seksjon øst todelt, med en utstikkende bergnabbe inndelt i to platåer i vest, og et rasmarksområde mot øst som ble avgrenset av en bratt bergvegg. Sørvest for bergnabben ble et "belte" av lind registrert og dette strakk seg nedover kraftgaten langs sonen og fortsatte ned i sone 2. På bergnabbens nederste platå var det en gradvis overgang til annen naturtype, med et feltsjikt dominert av liljekonvall og innslag av gress. Tresjiktet besto på platået av hassel (Figur 50) som var mest dominerende mot vest, og gran/furu i tillegg mot nord og øst. Innslag av små spisslønn, bjørk og rogn.

På det øverste platået (toppsonen) gikk naturtypen over i kalkfurskog. Feltsjiktet var her dominert av graminider, liljekonvall og teiebær. Ut mot stien ble det registrert en liten forekomst av vaniljerot (Figur 51). Denne ble ikke bestemt ned til underart. I busksjiktet forekom småplanter av ask og noen få oppslag av små gran, rogn og lønnetrær med en høyde på 30-50 cm, i tillegg till trollhegg, og villrose. Tresjiktet besto av furu og tettere kratt med løvtrær i blandning (Figur 52).

Rasskaret og området østover var dominert av hasselkratt der individene generelt så ut å ha en lavere høyde enn ellers i området. Lind forekom fremst langs nedre kant av berget i øst (Figur 53). I rasskaret ble en sølvasal (*Sorbus aria*) registrert. En berberis (*Berberis vulgaris*) og en tysbast (*Daphne mezereum*) ble funnet opp mot toppsonen, og feltsjikt var lite utviklet med utelukkende liljekonvall i tillegg til noen få individer av sveve. Flere store graner forekom spredt over både sone 3 og toppsonen.



Figur 50: Bergnabbe i vest med innslag av krattaktig hassel.



Figur 51: Vaniljerot på toppen av åsen mot øvre grense. Denne ble ikke bestemt til underart.



## Resultat



**Figur 52: Toppsoen i seksjon øst, med velutviklet busk- og feltsjikt.**

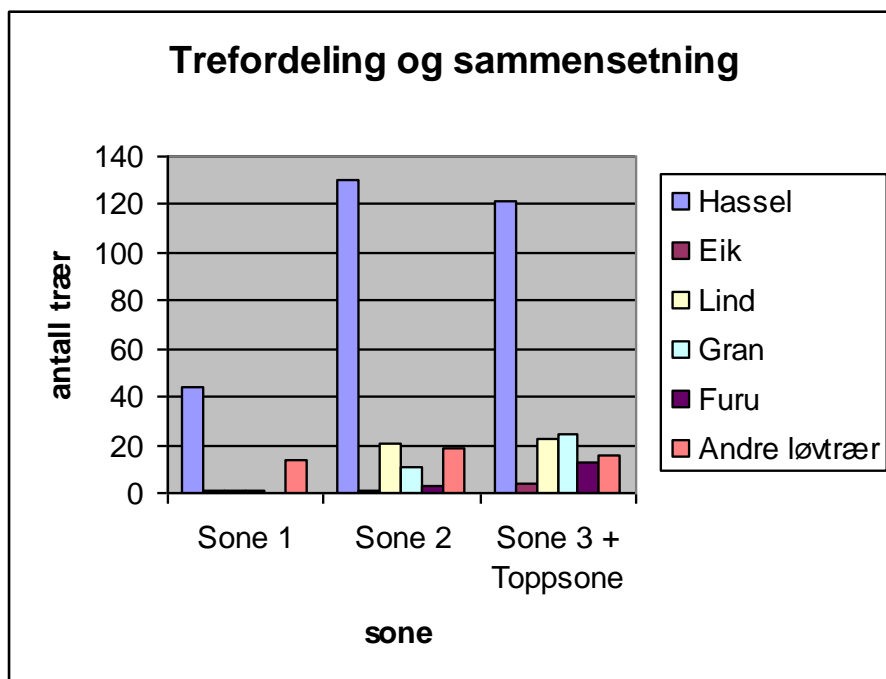


**Figur 53: Lind ved bergrota i øst viset eksempel på hvordan den vegetative formeringen foregår.**



### 7.2.2. Trefordeling

Hassel var det dominerende treslaget i samtlige soner. I forhold til antall trær av ulike arter per sone, så man en økning fra sone 1 til 2. Fra sone 2 til 3 og toppsone gikk antallet hasselindivider ned noe, antall lindeindivider lå relativt stabilt mens antallet gran og furu økte (Figur 54). Flest gran ble funnet i sone 3, seksjon øst.



Figur 54: Treforedling og sammensetning i og mellom sonene målt i antall registrerte trær.

### 7.2.3. Gjennomsnitt्सindivider og gjennomsnittskarakter

Gjennomsnittutregninger av innsamlede stammedata for sone 1, 2 og 3 fordelte seg i henhold til Tabell 5.

Tabell 5: Stammedata for gjennomsnitt्सindividet i hver av sonene

ART:	HASSEL			LIND		
	Levende stammer (st)	Døde stammer (st)	Diameter største stamme (cm)	Levende stammer (st)	Døde stammer (st)	Diameter største stamme (cm)
Sone 1	<u>12,5</u>	<u>2,9</u>	<u>7,1</u>			
Sone 2	<u>9,2</u>	<u>2,5</u>	<u>6,6</u>	<u>4,3</u>	<u>0,5</u>	<u>19,4</u>
Sone 3	<u>10</u>	<u>2,8</u>	<u>6,1</u>	<u>4,7</u>	<u>1,1</u>	<u>17,1</u>

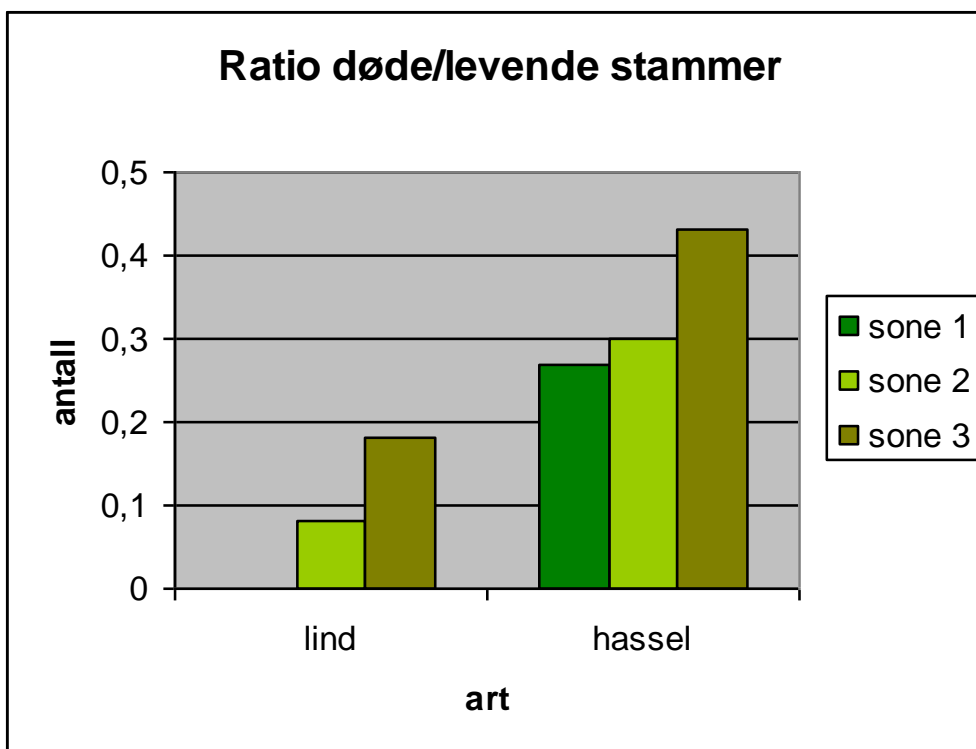
Den parameter der gjennomsnittstallene for hassel skilte seg størst mellom sonene lå i antall levende stammer. Analyse av datamaterialet ga p-verdi 0,03 hvilket ikke utelukket

## Resultat

at det forelå soneforskjeller. For lind kunne ikke forskjeller i antall stammer mellom sonene verifiseres statistisk da den samme analysen ga p-verdi 0,65.

Forskjellen i diameterstørrelse på største stamme var for lind det gjennomsnittlige tall som skilte seg mest mellom sonene. Bare en lind ble registrert i sone 1 så gjennomsnitt ble ikke tatt med i den statistiske analysen. Statistisk analyse mellom sone 2 og 3 viste p-verdi 0,45 så en eventuell forskjell mellom sonene kunne ikke verifiseres statistisk. For hassel viste analysen p-verdi 0,01 hvilket til gjengjeld betyr at forskjeller mellom sonene i forhold til stammediameter ikke bør utelukkes.

Gjennomsnittlig ratio døde/levende stammer var høyest i sone 3 og lavere i de nedre sonene for begge treslag (Figur 55).

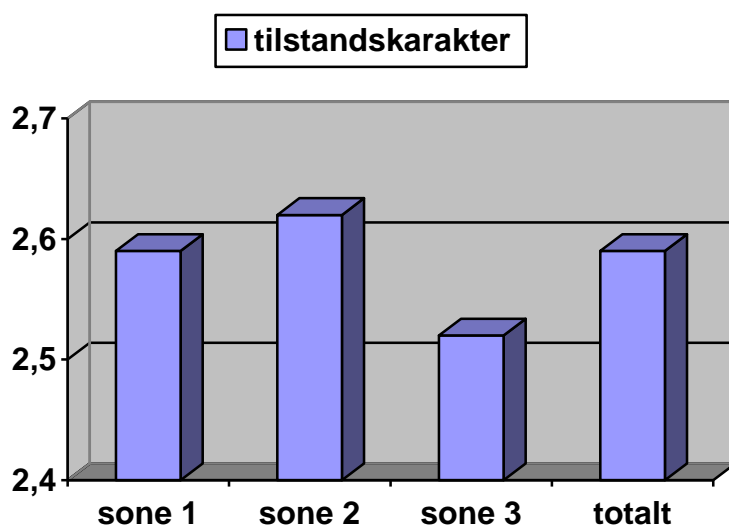


Figur 55: Gjennomsnittlig ratio døde/levende stammer for hver av sonene per art målt i antall stammer

Analyse av tallmaterialet ratio døde/levende stammer mellom de tre sonene viset for hassel p-verdi 0,03. For lind viste den samme statistiske analysen p-verdi 0,09 hvilket betyr at signifikante forskjeller ikke kan verifiseres for linden i de forskjellige sonene, men at det kan foreligge forskjeller for hassel selv om indikasjonen var mindre enn for antall levende stammer.

REGW Q utført i SAS viste for hassel at det forelå sannsynlighet for at det var sone 1 som var forskjellig fra de andre i forhold til antall levende stammer og at det for død/levende ratio ikke kunne utelukkes forskjeller mellom sone 1 og 3, men at sone 2 kunne tilhøre begge grupper. Det samme gjaldt for stammediameter. Antall døde stammer som enkeltparameter viste ingen signifikante forskjeller statistisk mellom sonene for hassel.

Tilstandskarakteren varierte noe mellom sonene men forskjellen lå her på desimalnivå og ble bedømt som liten (Figur 56). Da dette er en karakter som savner referansepunkter og skala ble denne ikke testet statistisk.



Figur 56: Gjennomsnittlig tilstandskarakter for hver av sonene og for området totalt, der sone 1 = 2,59, sone 2= 2,62, sone 3= 2,52 og totalt = 2,59.

Utefra enkeltmålingen her ser det ut til at det er sone 2 som har mest av naturtypekarakteristikken intakt.

## Resultat

### 7.2.4. Toppjord

Plass 1: (sone 1, seksjon vest, i representativt jordsmonn for naturtypen) Et tynt lag av blader dekket jorden og forhold uten sjiktninger til 30 cm ned i bakken ble registrert. Substratet inneholdt noe omdannet organisk materiale, men mineralfraksjonen dominerte. Her ble det påvist mørkt mycel (Figur 57).



**Figur 57:** Graving 1 i representativt jordsmonn viste jord uten sjiktninger og høyt innslag av forvitret mineralmateriale.

Plass 2: (sone 2, seksjon vest under gran med ca 5 cm strølag av granbar) Barene blandet seg med det øverste jordlaget slik at det ble dannet et diffust O- sjikt med mineraljord under (Figur 58).



**Figur 58:** Graving 2 viste at nedbrutte og ikke nedbrutte bar blandet seg inn i de øverste centimeterne og gjorde at det dannet seg et skille i utseende og struktur.



Plass 3: (seksjon vest i overgangen mellom sone 2 og 3 under eik og lind)

Strølag besto av et tykt dekke med blader. Her var jorden homogen uten sjiktninger ned til gravde 20 cm. Innhold av godt omdannet organisk materiale ble bedømt som noe høyere, men skillete seg ikke vesentlig fra plass 1. Mye hvitt mycel ble funnet i jorden (Figur 59).



**Figur 59:** Graving 3 viste homogene jordforhold med godt omdannet organisk materiale. Hvitt mycel (i midten av bildet) ble funnet.



## Resultat

Plass 4: Gravd under grantre i sone 2, seksjon øst med ca 30 cm tykt teppeaktig strølag bestående av granbar som dekket mineraljorden. Mellom strølag og jord var et markant skille der barene ikke blandet seg på samme måte inn i jorden som ved plass 2, og der nedbrytingen virket å gå langsommere. Mineraljorden under ble opplevd som tørr og kompakt (Figur 60).



**Figur 60: Graving 4, under gran. Mineraljorden starter ved den sorte gummien på pennen. Skille mellom mineraljord og strølag var markant.**

Jorden skilte seg noe i utseende, sjiktning og tekstur mellom de valgte graveområdene, men det var strølaget som utgjorde størst visuell forskjell. Som fremgår av bildene, var det forskjell mellom jorden under gran med tynt og tykt strølag. Der hvor strølaget var tynt under gran så det ut til at dette ble brutt ned mer effektivt enn der hvor strølaget var tykt (Figur 58 og Figur 60). Det nedbrutte materialet fra gran ble uansett tykkelse på

strølag, ikke innblandet på samme måte i jorden som det organiske materiale som stammet fra blader (Figur 57, Figur 58 og Figur 59 ). Under gravingen ble det funnet meitemark på plass 1, 2 og 3, men ingen ble registrert i jorden ved plass 4.

#### 7.2.5. Påvirkningsfaktorer, generativ formering og vegetasjonstilstand

Tilgroing av gran, arter ikke hjemmehørende i naturtypen, fremmede arter med høyt spredningspotensial og forsøpling ble observert som påvirkningsfaktorer i vegetasjonsregistreringsområdet. Området var også utsatt for fragmentering på mindre skala.

I overgangen mellom sone 2 og 3, seksjon øst, var det bygd en trehytte i noen av granene. Tomflasker og to sykler lå slengt i området, men menneskelig besøk så ikke ut å være frekvent og ble ikke oppfattet å ha stor påvirkning på området.

Etablering av gran ble registrert over alle soner, og individer ble funnet helt opp til toppsonen i kalkfuruskogen. I sone 1, under en hassel, hadde en koloni av skogsmaur (*Formica*) etablert seg. De hadde bygget en tue av granbar, og bidro på denne måte til sekundær spredning og opphoping av granbar også i andre deler av området. Granen bidro generelt til å skape skyggefulle forhold i skogen (Figur 61), og så i toppsonen ut til å ha fremtidig domineringspotensial.



Figur 61: Oppslag av gran skapte skyggefulle forhold i området og arten hadde potensial til fremtidig dominans i sone 3.



## Resultat

Flere forekomster av arter ikke hjemmehørende i naturtypen ble notert i seksjon vest. I forhold til fremmede arter med høyt spredningspotensial i felt- og busksjikt ble kanadagullris registrert i veikantsonen og skvallerkål ble registrert i seksjon vest (Figur 62).



**Figur 62:** Frodig feltsjikt hvor skvallerkålen vokste i seksjon vest, ga stor kontrast til skogbunnen i øvrig.

Det ble registrert få nøtteinlegg hengende på hasseltrærne. Flere hasselnøtter som ble sanket inn fra bakken var tomme. Det ble kun funnet et fåtall eikenøtter på bakken og kronedekket var for høyt opp for inspeksjon.

Eiketrærne i og rundt området mot toppsonen var rammet av ukjent skadegjørere. Løvverket var missfarget og kronedekket tynt. Hos de høye trærne var skadeomfang umulig å inspisere, men sykdom/ skadegjørere ble også funnet på de lavere og nedklipte trærne i kraftgaten (Figur 63). Et lindetre i sone 2, seksjon vest var blitt angrepet av noe som så ut som rød lindefiltmidd (Figur 64) og gnagskade (Figur 65). Ellers var det lite sykdom og skader å observere på trærne i området.



Figur 63: Skade på eik fra ukjent skadegjører.



Figur 64: Bladangrep på lind – sannsynlig rød lindefiltmidd



Figur 65: Gnag på lind fra ukjent skadegjører

I kraftgaten ble store mengder kappet ris og greiner liggende på stedet, feltsjikt var fraværende, og jorden var meget tørr.



## 7.3. Stiklingsformering

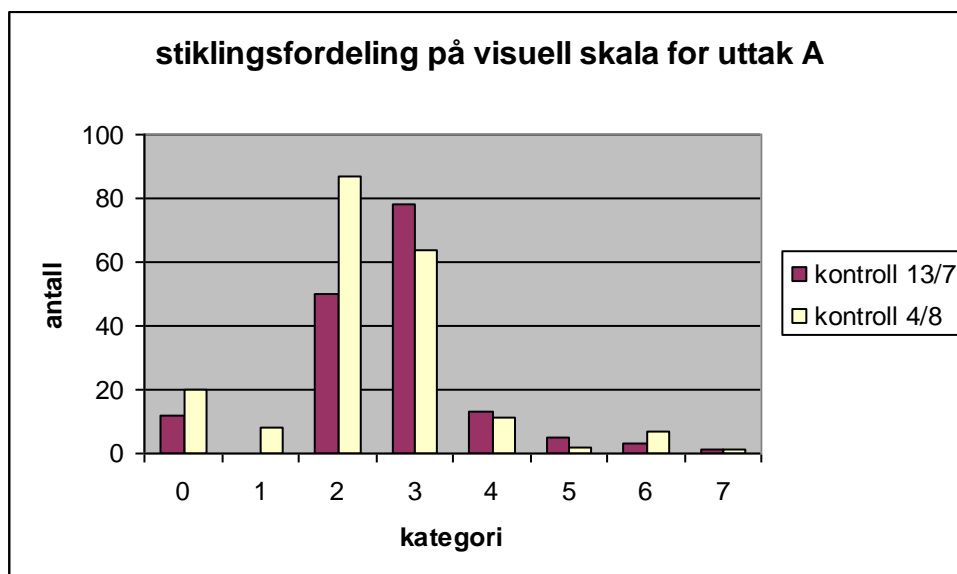
### 7.3.1. Hassel

Uttak A (6/6): Totalt var det 38 stiklinger som rotet seg (fra liten til velutviklet rot i kategori 4 -7) og ble omplantet. Ved avsluttende kontroll av de omplantede stiklingene (28/9) hadde 8 av de 38 gått ut og totalt var det 30 stiklinger fra det første uttaket som hadde satt rot og overlevd omplanting.

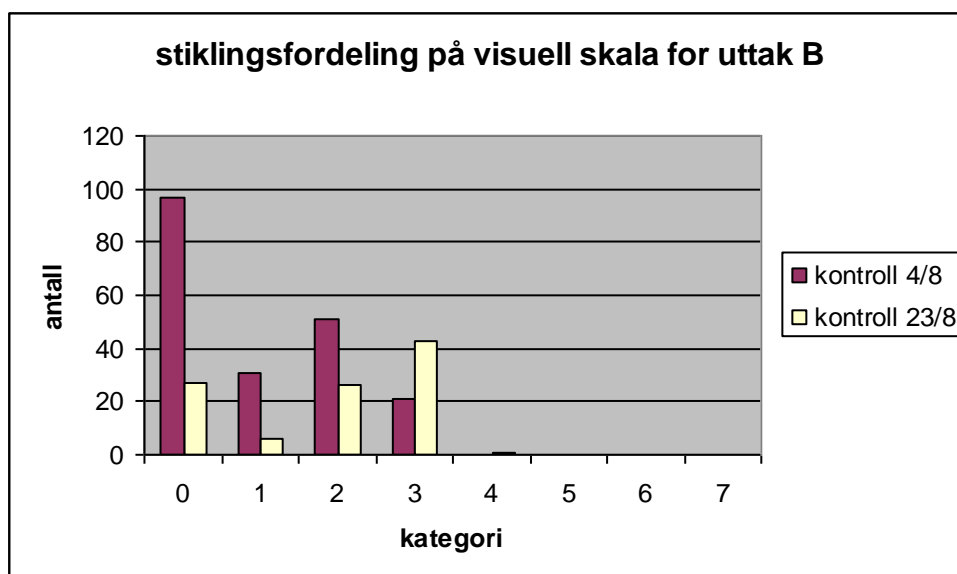
Uttak B (27/6): 1 stikling utviklet en meget liten rot og ble omplantet. Ved avsluttende kontroll etter omplanting (28/9) hadde også denne gått ut.

Dette betydde at når stiklingene ble satt i jordkjeller var det 30 av de 400 stiklingene tatt ut som hadde satt rot og overlevd. To stiklinger fra kategori 5 (en fra mortre 9 og en fra mortre 10) hadde ved avsluttende kontroll gått ut, men ellers var det bare omplantede stiklinger fra kategori 4 (lite utviklet rot) som ble registrert døde etter omplanting.

Ved de to kontrollene for hvert av uttakene fordelte stiklingene seg på den visuelle skalaen i henhold til Figur 66 og Figur 67. En sammenlikning av distribusjonen viste forskjeller mellom uttakene, der stiklingene samlet seg i de nedre kategoriene i uttak B, mens de fordelte seg mer i uttak A.



Figur 66: Fordelingen av hasselstiklinger mellom kategoriene ved de to kontrolldatoene i uttak A



Figur 67: Fordelingen av hasselstiklinger mellom kategoriene ved de to kontrolldatoene i uttak B

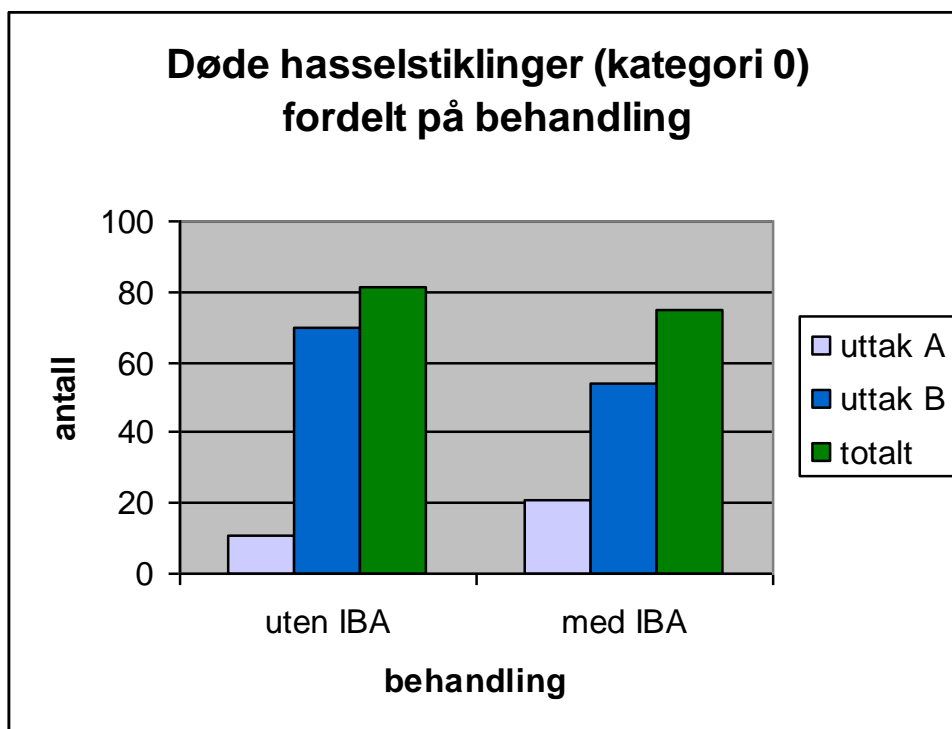
I uttak A var det flest stiklinger som ble registrert døde (kategori 0) ved andre kontroll, sammenliknet med første kontroll. For uttak B var det omvendt, der hele 98 stiklinger, det vil si nesten halvparten av stiklingsmaterialet, hadde dødd en eller annen gang mellom stikking og første kontroll.

## Resultat

### Rotning og død i forhold til behandling

Med unntak av 4 stiklinger (to fra mortre 7, en fra mortre 6 og en fra mortre 3) var det kun stiklinger som hadde blitt behandlet med IBA som dannet røtter hos hassel, hvilket viset stor sammenheng mellom behandling og roting.

Totalt antall døde stiklinger (kategori 0) for uttak A ble registrert til 32 og for uttaksdato B var antallet 124. Når kontroll 1 og 2 ble slått sammen og gruppert for behandling, var der i uttak A 11 stiklinger som ikke hadde fått IBA og 21 stiklinger som hadde fått IBA som hadde dødd. I uttak B var trenden omvendt, der 70 døde stiklinger ikke hadde fått behandling med IBA og 54 stiklinger hadde fått det. Sammenlagt ga dette 81 stiklinger som hadde dødd fra gruppen uten IBA behandling og 75 fra den med (Figur 68), og det så derved ikke ut som behandling hadde innvirkning på hvorvidt stiklingene døde eller ikke og ingen forskjeller kunne heller bekreftes statistisk.



**Figur 68: Antall døde hasselstiklinger per behandling for hvert av uttakene og totalt for begge uttak.**

### Rotning og død i forhold til individ

Totalt antall planter som ble registrert døde (kategori 0) og som ble omplantet (kategori 4-7) samt hvor mange av disse igjen som døde etter omplanting for hver av morplantene fordelte seg i henhold til Tabell 6. Flest omplantede stiklinger kom fra morplante 7 og



ingen fra mortre 8 ble omplantet. Statistisk sammenlikning mellom mortræerne for uttak A ga p-verdi 0,04 hvilket ikke utelukker forskjeller.

**Tabell 6: Antall døde og omplantede stiklinger per morplante totalt, begge kontroller og uttak summert**

MOR-PLANTE	ANTALL DØDE (KATEGORI 0)	ANTALL OMPLANTET (KATEGORI 4-7)	DØDE VED AVSLUTTENDE KONTROLL	ANTALL SATT I JORD-KJELLER
1	26	2	1	1
2	18	3	0	3
3	12	6	1	5
4	16	2	1	1
5	9	2	0	2
6	18	6	0	6
7	15	8	2	6
8	13	0	-	0
9	14	6	3	3
10	15	4	1	3
sum	156	39	9	30

I forhold til hvor mange stiklinger som ble registrert døde for hver morplante var det også her variasjon. Statistisk analyse indikerte at forskjellene lå i uttak B (p-verdi 0,001) og at ingen signifikante forskjeller forelå i uttak A (p-verdi= 0,07). For uttak B hadde mortre 1 20 stiklinger som døde, hvilket var det høyeste tallet og mortre 5 representerte det tre hvor færrest døde fra med 5 stiklinger for uttak B.

## Resultat

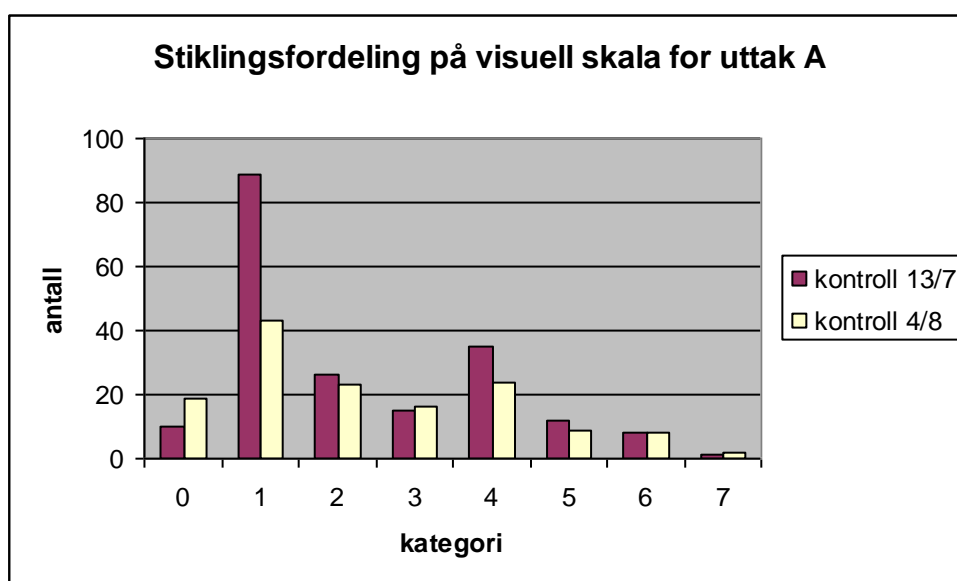
### 7.3.2. Lind

Uttak A (6/6): Totalt var det 83 stiklinger som rotet seg (kategori 4-7) og ble omplantet. Ved avsluttende kontroll (28/9) av de omplantede stiklingene hadde 7 gått ut, hvilket ga 76 stiklinger som ble satt i jordkjeller fra dette uttak.

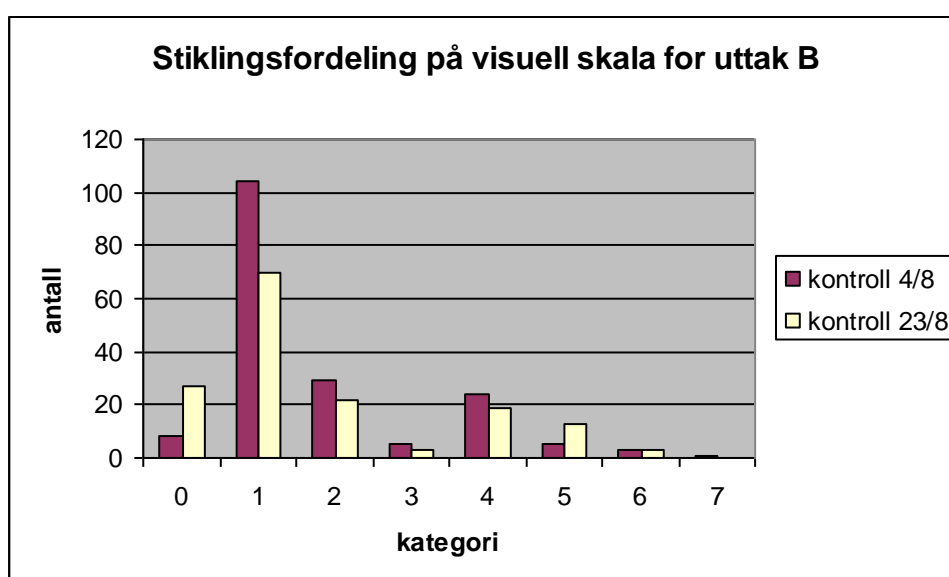
Uttak B (27/6): 52 stiklinger ble omplantet totalt. Avsluttende kontroll (28/9) viste at 3 av de omplantede stiklingene hadde gått ut, hvilket ga 49 stiklinger som hadde rotet seg, overlevd omplanting og blitt satt i jordkjeller fra dette uttak.

Resultatet ga totalt 125 av 400 stiklinger som ble satt i jordkjeller. Av de stiklinger som ble registrert som døde ved siste kontroll (28/9) viste samtlige, både fra uttak 1 og 2, en rotutvikling tilsvarende kategori 4.

Ved de to kontrollene for hvert av uttakene fordelte stiklingene seg på den visuelle skalaen i henhold til Figur 69 og Figur 70. Distribusjonen til stiklingene i en sammenlikning mellom uttakene viste ganske lik fordeling, der hovedvekten for begge uttak lå i kategori 1. For begge uttak gjaldt at det var flere stiklinger som hadde dødd ved kontroll 2 enn kontroll 1. Andelen stiklinger som rakk å oppnå roting tilsvarende kategori 4 – 7 i uttak A var større enn for uttak B, og de som hadde oppnådd roting allerede ved kontroll 1, var flere i uttak A enn for den samme kontrollen i uttak B (42 i uttak A og 15 i uttak B).



Figur 69: Fordelingen av lindestiklinger i kategoriene ved de to kontrolldatoene i uttak A



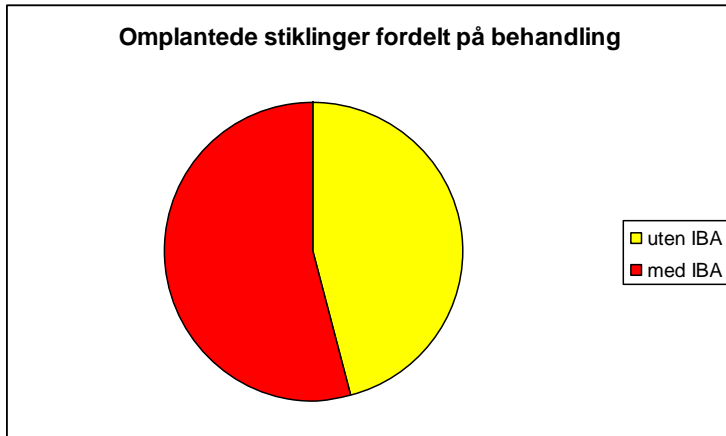
Figur 70: Fordelingen av lindestiklinger i kategoriene ved de to kontrolldatoene i uttak B



## Resultat

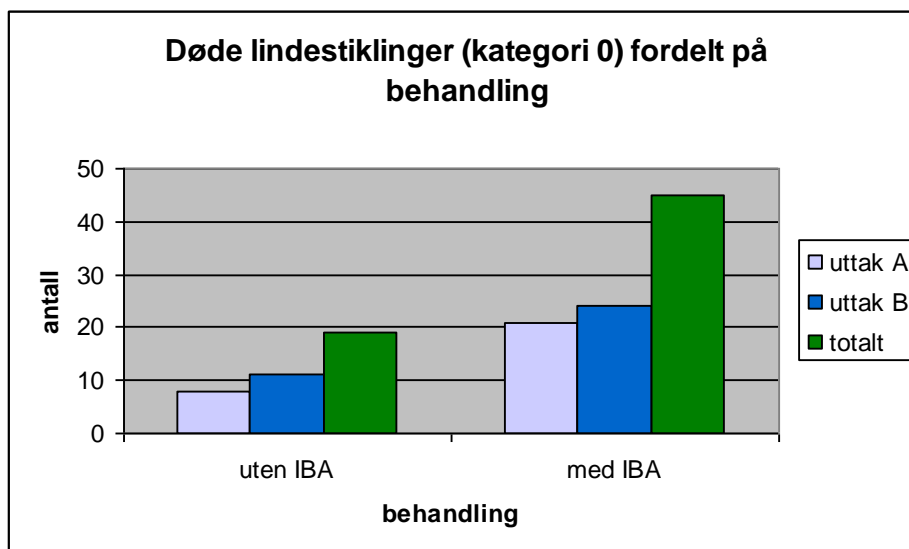
### Roting og død i forhold til behandling:

Hos lind var det både ubehandlede stiklinger og stiklinger behandlet med IBA som satte rot i temmelig lik fordeling. Summert for begge uttak og kontroller, fordelte antall rotede stiklinger seg i henhold til Figur 71. Statistisk analyse viste her p-verdi 0,42 hvilket gjør at det er sannsynlighet for at behandling ikke har hatt innvirkning på rotingen.



Figur 71: Omplantede stiklinger fra hver av behandlingene for begge uttak, alle fire kontroller summert og gruppert for behandling.

29 stiklinger ble registrert i kategori 0 sammenlagt for kontrollene i uttak A, og 35 totalt i uttak B. For begge uttak gjaldt at det var flere stiklinger som hadde dødd ved kontroll 2 enn ved kontroll 1. Døde stiklinger fordelte seg på behandling i henhold til Figur 72. Trenden gjennomgående viste at det var flere stiklinger som hadde fått hormonbehandling som gikk ut for begge uttak, og p-verdi mellom behandlinger på 0,002 bekreftet statistiske forskjeller.



Figur 72: Antall døde stiklinger per uttak (summert for begge kontroller) samt totalt for begge uttak.

Roting og død i forhold til individ:

Totalt antall planter som ble registrert døde (kategori 0), og de som ble omplantet (kategori 4-7) samt hvor mange av disse igjen som døde etter omplanting for hver av morplantene er synliggjort i Tabell 7. For lind så det ut til at det forelå forskjeller i hvor god rotning det var for de forskjellige mortrærne. Statistisk analyse indikerte signifikans, da p-verdi var 0,0001 for begge uttak. For sammenlikning av døde stiklinger (kategori 0) per mortre ga analysen 0,02 hvilket også kan antyde at forskjeller ikke går å utelukke.

**Tabell 7: Antall døde og omplantede stiklinger per morplante totalt, begge kontroller og uttak summert**

MOR-PLANTE	ANTALL DØDE (KATEGORI 0)	ANTALL OMPLANTET (KATEGORI 4-7)	DØDE VED AV-SLUTTENDE KONTROLL	ANTALL SATT I JORD-KJELLER
1	10	13	2	11
2	10	11	2	9
3	10	16	0	16
4	4	7	0	7
5	2	29	2	27
6	8	17	2	15
7	11	3	0	3
8	6	5	1	4
9	1	11	0	11
10	2	22	1	21
Sum:	64	135	10	125

## 8. Diskusjon

### 8.1. Anleggsarbeider

#### 8.1.1. Intensjoner og mål

Ved utarbeiding av planer for bevaring og restaurering, ble området verdier på alle nivåer tatt hensyn til. Å begrense inngrepsonen til et minimum ville innebære større muligheter for bevaring av de gamle lindene, soppen og eiken i overgangen mellom sone 1 og 2. Tilbakelegging av stedsegne masser ville gi soppen en sjanse å komme tilbake til plassen. Stiklingsformeringen av hassel og lind ville sikre verdifullt genetisk materiale.

De beste intensjoner til tross var det i den innledende anleggsfasen en del som ikke gikk etter planen. Det at gravesonen måtte utvides ved to anledninger for at man skulle nå ned til fjell, var ikke bare uheldig for den vegetasjon man konkret hadde håpet å bevare, men det skapte også en ad hoc tilnærming i forhold til oppfølgingsfasen, der forandring og evaluering av den grønne bevaringsplanen ble kantet av en stor grad av uforutsigbarhet. Hovedmålet gjennom hele prosessen var å få bygget en tunnel og bevaringsmålet til vegetasjonen la på mange måter restriksjoner og begrensinger. Når målene så kom i direkte konflikt med hverandre måtte de opprinnelige bevaringsplanene forandres uten at man hadde mulighet å fastsette nye mål grunnet usikkerheten til hvor stor inngrepsonen egentlig måtte bli.

#### 8.1.2. Hogst og rydding

Plan og praksis divergerte også på områder som ikke skyltes motstridende målsetninger. Kappingen av trær kom til å omfatte et større område enn planlagt. Dette avdekket noen viktige feil i merkingssystemet. Tanken med merkingen var at den skulle fungere som beskyttelse av utsatt vegetasjon og at den skulle være tydelig, synlig og lett forståelig, men i dette tilfelle var det som ble gjort ikke tilfredsstillende. Trærne som var ønsket bevart ble fargemarkert, og i tillegg markert med bånd. Det samme båndet ble brukt til å markere grensen mellom det sted hvor man skulle og ikke skulle kappe i overgangen mellom sone 1 og 2. Her burde det for tydelighetens skyld blitt brukt forskjellige farger på båndene eller så kunne et annet system ha blitt brukt, for eksempel avskjerming og innhegning. Toppjorden og røttene ble heldigvis beholdt intakt for større delen av området. Da både lind og hassel har en god evne til vegetativ regenerering vil dette forhåpentligvis gjøre at vegetasjonen har mulighet til å erstatte



seg selv. For ectomykorrhiza er det vist at artssammensetninger forandres i områder hvor trærne blir hogget (Jones et al. 2003). I det aktuelle området er det med grunnlag i tidligere undersøkelser antatt at forekomstene av sjelden sopp i utgangspunktet er få (Brandrud 2011) så hvorvidt hogsten i seg vil være av betydning i mykorrhiza sammenheng er uvisst. I øvrig vil den direkte konsekvensen av kappingen innebære at et større område enn planlagt må vurderes inkludert i restaureringsområdet.

### 8.1.3. Jordlagring og jordhåndtering

Det tredje området med kollisjon mellom plan og praksis, var i forhold til jordhåndteringen. Toppjorden burde ha blitt fjernet og lagret litt etter litt under arbeidets gang for å sikre kvaliteten, men her ble mye av toppjorden lagt i bunn av bakken før den ble lagret på duk og dekket med duk. Massene ble i tillegg brukt delvis som anleggsvei. De største forandringene i jorden, herunder "økt densitet, nedgang i kapasitet til å holde på vann, kjemiske forandringer, redusert næringsresirkulering og redusert mikrobiell aktivitet" ser ut til å inntre i det øyeblikk jorden fjernes (Strohmayer 1999). Selve jordfjerningen og hvordan jorden håndteres i forbindelse med fjerning er derved av stor betydning for det kommende resultatet, og dette kan ikke anses som tilfredsstillende i Løkkeåsen.

Et viktig moment i lagringsprosessen er å lagre jorden på en måte som minimerer komprimering og der man unngår en blanding av toppjord og undergrunnsjord (Abdul-Kareem & McRae 1984). Dette hjelper imidlertid lite hvis massene allerede før lagring er blitt blandet og kjørt på. Organisk materiale er mest følsomt for kompresjon, og mineraljord med fin kornstruktur er mer utsatt enn sandjord igjen (Brady & Weil 2010). Jorden i Løkkeåsen kjennetegnes generelt av et høyt innhold mineralmateriale der det organiske materialet er godt innblandet, men selv om andelen forvitningsgrus oppgis å være høyt, ble det tydelig ved gravingen under vegetasjonsregistreringen at andelen materiale av finere kornstruktur var betydelig. Dette kan i sin tur innebære at jorden har en tendens til å pakke seg hvis den blir utsatt for komprimering. Effekten av jordpakking i ikke lagret jord er at porøsiteten nedsettes og jordens kapasitet til å holde på vann minker. I lagret jord går kompresjonen ut over jordens mikrofauna som er avhengig av vann for å leve, men dette ser ikke ut til å påvirke nedbrytingen etter tilbakelegging (Visser et al. 1984). Et tiltak for å minimere risikoen for at jorden pakker seg kan under lagringsprosessen for eksempel være at arbeidet foregår når jorden er tørr (Barry

## Diskusjon

Phelps & Holland 1987). Primært for å forhindre kontaminering av problemarter lagres og dekkes jorden med duk, men dette bidrar samtidig i en viss grad til å holde fuktighet ute. Etter at jorden hadde blitt lagt til lagring ble det observert at duken ikke dekket fullstendig. Resultater fra vegetasjonsregistreringen viste at det i umiddelbart nærområdet kun var kanadagullris av fremmede arter med stort invasjonspotensial og den til dels ufullstendige dekkingen av jordhaugen ble ikke forventet å gi økt risiko for etablering av andre problemarter. Hullene i duken ble også bedømt så pass begrensede, og tiden uten tildekking så kort at det neppe ville påvirke vannpotensialet i haugen som helhet, men igjen at toppjorden ble liggende åpen før den ble lagret på planlagt måte, gjør at negative konsekvenser for de spredningselementene det var ønskelig å ivareta ikke kan utelukkes. Miller et al (1985) studerte overlevelse og infeksjonsevne til spredningselementer for ectomykorrhiza i relasjon til fuktighet og lagringstid. Her viset de til at infeksjonspotensialet etter utspredning til toppjord lagret under tørre forhold var større enn for toppjord lagret med høyere innhold av fukt, og videre at tørre masser kunne lagres lengre enn fuktige før infeksjonspotensialet gikk ned. Dette relaterte de igjen tilbake til muligheten for økt spiring av sporer i lagringshaug med høyt vannpotensial som ville dø da de ikke fikk kontakt med vertsplante, og at spiring i mange tilfeller ble redusert under tørrere forhold der sporene først spirte etter utlegging. Det er imidlertid også vist at sporer fra ECM dannende sopper har evne til selvstendig spiring, men at spiringen forbedres i nærvær av røtter til vertsplanten (Ali & Jackson 1988; Fries 1990; Ishida et al. 2008). Forhåpentligvis vil dette innebære at fuktighetsforholdene ikke trenger å være den avgjørende faktoren for spredningselementene.

Mykorrhiza kan i fungerende økosystem ha en gunstig innvirkning i forhold til å og redusere effekten av jordpakking for planter i form av bedret næringsopptak og bedre rotutvikling (f.eks. Miransari et al. 2008). Selv om sammenpakking kan redusere rotutvikling og næringsopptak i planter, så det i flere studier som omhandlet endomykorrhiza (mykorrhiza som trenger inn i rotcellene) ut som infeksjon og mengde mykorrhizainfiserte røtter ikke ble påvirket av komprimering i fungerende systemer (f.eks Entry et al. 1996; Nadian et al. 1997). Hvordan spredningselementene til ectomykorrhiza blir påvirket av lagring i sammenpakket jord gikk ikke å finne informasjon om.

Det faktum at deler av toppjorden ble borttransportert, gjør at det må tas høyde for at jorden som ligger til lagring ikke inneholder en så stor grad av spredningselementer som den kunne ha gjort. Da den borttransporterte jorden ikke kan tilbakeføres til området ved Engervannet, grunnet risikoen for spredning av fremmede arter, må den anses som tapt.

Den måte jorden ble behandlet på før lagring, må dessverre karakteriseres som feilhåndtering. Feilhåndteringen kan så tvil om kvaliteten til den jord som ligger på lager, og dette er veldig uheldig da god kvalitet på toppjorden er et av de viktigste momentene for en vellykket rehabilitering.

Et annet moment som kan innvirke på jordkvaliteten kan være hvordan man velger å lagre jorden. Her bør det etterstrebtes å lage lave ranker istedenfor i høye hauger, da det ellers foreligger en risiko for at anaerobe forhold vil oppstå inne i jordhaugen. Harris, et al. (1989) kunne konstatere at en lagringshaug ikke trengte å være høyere enn 1 meter før abiotiske forandringer i jorden kunne observeres, og det ble funnet at slike forandringer kunne ses høyere opp i en lagringshaug med leirholdig- kontra sandholdig jord. Opplysninger som omhandlet lagringsdyp og påvirkning på spredningselementer til ectomykorrhiza dannende sopp gikk ikke å innhente. Det er derved ukjent hvor stort lagringsdyp og hvor komprimert jord disse tåler. Det foreligger imidlertid rekommandasjoner om at dypet på ranken ikke bør overstige dypet til rotsystemet på den vegetasjon de danner mykorrhiza med (Tate & Klem 1985 sitert i Strohmayer 1999). Høyden på haugen i Løkkeåsen ble anslått til litt over to meter, men dette var samtidig en faktor med begrensede muligheter til alternativ. For å minke risikoen for spredning av uønskede arter inn til området var det nedfelt skriftlig i grøntanleggsbeskrivelsen at jorden skulle lagres i ranker i veikantsonen ved Engervannsveien. Dårlig med lagringsplass innebar at lagringen måtte foretas i en haug, og dette var det lite å gjøre med. Tilleggsfaktoren lagringstid vil kunne være av betydning for hvorvidt lagringsmåten vil innvirke på kvaliteten til den lagrede jorden.

I Løkkeåsen er massene planlagt å legges tilbake i juni 2012, hvilket innebærer total lagringstid på 9 måneder. De fleste studier gjengitt i avsnittet, som tar for seg forringelse av jordkvalitet, overlevelse av mikrober og levedyktighet til spredningselementer i jord lagret i haug omhandler lengre lagringstider, og i den



## Diskusjon

forstand burde lagringstiden isolert sett ikke innebære at jordkvaliteten forringes som konsekvens av lagringsmåte.

I de masser som lå lagret, kunne det ved inspeksjon 29/9 - 11 ikke observeres strø i det øvre jordlaget. Et ikke ubetydelig innslag ble imidlertid grunnet hogst og oppflising dokumentert i toppjorden nederst i bakken før lagringen, og her foreligger det derfor en stor mulighet for at dette kan ha kommet med toppjorden i større eller mindre mengde.

I kalklindeskog beskrives jordsmonnet som "*... tynt, nesten manglende, med mineralrik moldjord til nesten rein mineralgrus. På grunn av høyt kalkinnhold, meget rask omsetning og ofte ustabil skredjord, er strølaget ofte helt manglende*" (Direktoratet for naturforvaltning 2009).

Denne beskrivelse rimer i utgangspunktet dårlig med en toppjord som inneholder mye flis og greiner og den umiddelbare tanken er at materialet ikke burde ha blitt med i toppjorden. Tilførsel av organisk materiale i jord kan ha gunstig effekt for infeksjon og utbredelse til ECM i områder der jorden er næringsfattig og har dårlig struktur grunnet blandning av toppjord og undergrunnsmasser (Lunt & Hedger 2003). Et flertall studier har samtidig kunnet påvise at ectomykorrhiza sopp produserer organiske syrer som kan løse opp mineraler og den veien gi tilgang til næring (f. eks. Landeweert et al. 2001; van Schöll et al. 2008). For et kalkrikt jordsmonn som det i Løkkeåsen vil derved tilførsel av organisk materiale som et element for å øke næringsstatus være av mindre betydning enn i mer næringsfattige områder, selv om massene har blitt blandet.

Hvorvidt tilførsel av organisk materiale kan ha innvirkning på jorden og jordprosessene under lagringstiden og i så fall hvordan, er det vanskelig å finne informasjon om, da de fleste studier konsentrerer seg om nedbrytingsprosesser i toppjord i fungerende økosystemer. Grunnet komprimeringsproblematikken, anaerobe forhold og redusert mikrobiell aktivitet vil mye av det organiske materialet trolig kunne foreligge relativt uforandret i lagringshaugen over tid, og i så tilfelle vil nedbrytingen først komme i gang på alvor ved utlegging av massene. Siden materialet så ut å bestå til største delen av flis har det et høyere innhold av lignin og derved høyere C/N (karbon/nitrogen) forhold enn for eksempel strø fra blader. Hvis organisk materiale med C/N forhold høyere enn 25 tilføres til jord i et fungerende økosystem vil aktiviteten til nedbrytere øke, og de vil øke i antall. Nedbryternes behov for nitrogen gjør at de i den første fasen bruker all tilgjengelig nitrogen til seg selv og lite eller ingenting av næringsstoffet vil bli tilgjengelig

for plantene. Denne fase av nitrogendepresjon kan vare i alt fra noen dager til flere måneder og planting under denne periode frarådes (Brady & Weil 2010). Nitrogen i jorden utgjør den største begrensende faktor for plantevekst i terrestriske system, og det er også det næringsstoff der de biologiske prosessene i jord er mest avgjørende for plantetilgjengelighet. Det er funnet at mengde karbon i forhold til nitrogen i organisk materiale er en av de faktorer som kan fremskynde suksesjon og alternere artsforekomster fordi høy grad av mineralisering og mye plantetilgjengelig nitrogen stimulerer vekst av tidlige ikke-mycorrhizadannende planter (Blumenthal et al. 2003; McLendon & Redente 1992) Török et al. (2000) foreslo at tilsetning av karbon i jord kunne brukes som restaureringsverktøy der hvor man ønsker å alternere suksesjonen. I forsøket hadde administrering av sagmugg og sukrose i sandholdig jord høyest effekt når områdene var veldrenerte med lite organisk materiale. Studien ble fulgt opp av et langsiktig forsøk der mikrobiell masse og nitrogen inkorporasjon ble studert og her ble det understreket at resultatet var avhengig av miljøfaktorer (Szili-Kovács et al. 2007). Hvis resonnementet om alternert suksesjon er gyldig for det jordsmonn som foreligger i Løkkeåsen bør det ikke utelukkes at et visst innslag av flis fra stedseget materiale kan virke begunstigende for de mål man ønsker å oppnå. Forskning som kobler sammen restaurering og karbontilskudd i jord ser imidlertid ut å være av nyere dato, det foreligger få studier og resultatene virker langt fra konkluderende.

## 8.2. Vegetasjonsregistrering

Gjennomsnittlig mange levende stammer og lav gjennomsnittlig stammediameter i en sone kunne indikere krattaktig voksemåte til de individer som vokset der. Datamaterialet ble bekreftet av inntrykket ved observasjoner i felt, der den generelle opplevelsen var at jo høyere opp i området hasselindividene ble registrert, desto større tendens til lav og krattaktig vekst hadde de. Individene i sone 1 ble som kontrast oppfattet som omfangsrike og vitale, men avgrensede. Dette mønster ble observert særlig i seksjon øst, men også i deler av seksjon vest. Helningsgraden ble bedømt som en faktor av betydning for den registrerte voksemåten. Bratt helningsgrad kan bidra til økt avrenning av regnvann før dette rekker å infiltreres i jorden, og bidra til at jordsmonnet blir mindre utviklet (Brady & Weil 2010). Det er også vist at en bratt helningsgrad kan alternere trekk hos trær i form av endret xylemstruktur og forandret rotutvikling (Barij et al. 2007; Chiatante et al. 2002; Di Iorio et al. 2005). Sammenlikning mellom sone 1 og 3 i seksjon øst, viste imidlertid ingen større forskjell i helningsgrad, og gravinger i

## Diskusjon

seksjon vest (plass 1 og 3) viste at jordsmonnet var ganske likt for sone 1 og 3 til tross for at helningsgraden var forskjellig. Dette tilsier at også andre forhold virket inn på det som ble registrert. Tørre jordforhold kan generelt bidra til nedsatt trivsel hos hassel da denne foretrekker et ikke alt for tørt voksesubstrat (Billing-Hansen 2008). I seksjon øst, sone 1, besto jordsmonnet av fint åpent substrat og i sone 3, særlig i rasskaret der forskjellene ble opplevd som størst, var den dekket av et lag med større stein som i kombinasjon med høy helningsgrad kunne fungere som borttransportør av regnvann. Trærne i sone 1 hadde gode lysforhold under større delen av dagen der det i sone 3, fremst seksjon vest, var mer skyggefullt. Dette var sannsynligvis også en viktig tilleggsfaktor da hassel utvikles best under solrike forhold (Treveven u.å-a).

Selv om det forelå forskjeller i tallmaterialet i forhold til ratio mellom sonene både for hassel og lind, var forskjeller hos lind ikke et inntrykk ved observasjoner i felt, og kunne ikke bekreftes statistisk. Diameterstørrelse på stamme ga den største divergensen for gjennomsnittsindividet hos lind mellom sone 1 og 2, men ved observasjoner i felt ble lindetrærne ved foten av bergnabben i øst opplevd som noen av de største og groveste, hvilket ikke stemmer overens med tallene. Her er det derfor trolig at målene til lindekjempen i sone 2 har spillet en rolle for diameterresultatet. Fra Tabell 5 fremgår at gjennomsnittsindividet hos lind i sone 2 hadde færre døde stammer enn gjennomsnittsindividet i sone 3, og også færre levende. En plausibel forklaring er at lind ser ut til å stimuleres til å skyte stubbeskudd hvis den vokser på berg. (Mong 2005).

For treslagene lind og hassel kunne det se ut som populasjonsdensiteten var høyest i sone 2 basert på antall trær registrert i sonene. Da trærne hadde en tendens til å fordele seg ujevnt over områdene var dette vanskelig å få inntrykk av ved observasjon i felt. Ideelt burde arealet i hver sone ha blitt nøye målt opp for å kunne si noe mer eksakt i forhold til dette punkt.

Bratt helningsgrad og tett kronedekke gjorde at posisjonsmarkeringene fra GPS fikk en stor grad av unøyaktighet som pendlet mellom 4 til 18 meter i løpet av en arbeidsdag. Referansepunkter som ble registrert hver dag arbeidet ble påbegynt viste avvik på i snitt 5 m rundt det virkelige punktet og selv om dette er normal forventning til GPS markering i skog var avvikene så pass store at markeringene ikke egnert seg til å finne tilbake til enkelt-trær. To referansepunkter lå 33 respektive 22 meter bort fra det virkelige referansepunktet, hvilket kan karakteriseres som et stort avvik. Her ble morplanter registrert den ene dagen (20 markeringer), og 30 markeringer ble utført ved



det andre tilfellet hvilket ikke utgjør en stor mengde av materialet. Statens veivesen hadde utført sonemarkeringer som jeg forholdt meg til i det daglige arbeidet, men trærnes soneplassering i datamaterialet baserte seg på de koordinater som ble registrert i felt og unøyaktigheten ga seg derved utslag i resultatredogjørelsen, hvilket for eksempel forklarer hvorfor det i Figur 34 så ut som noen trær vokste oppå hverandre og det i andre deler så ut som områder hadde blitt oversett i registreringen.

Løkkeåsen rommer et flertall verdier på flere mangfoldsnivåer som er ønskelig å bevare. Å fine relevante vurderingskriterier til områdets trær var derved en utfordring, da verdiene for noen arter så som lind var knyttet til alle mangfoldsnivåer (økologisk-, art-, individ- og genetisk nivå), og i andre eksempler, som hos hassel, i stor grad lå i evnen å danne mykorrhiza (dvs. økologisk nivå). Et stort tre har et stort rotsystem med stor sannsynlighet for kolonisering av mykorrhiza, men da mykorrhiza forekommer som et nett i jorden, er det ikke absolutt gitt at et tre som er omfangsrikt har større betydning enn et mindre tre eller at et gammelt tre danner mer mykorrhiza enn et ungt. Noen av de sjeldne artene, for eksempel lindepraktbillen, lever i død lindeved (Brandrud et al. 2011). Det at skogen består utelukkende av friske og vitale trær trenger derfor heller ikke å være en god ting i seg for naturtypen. Et sett med kriterier som baserte seg på utseende, alder, størrelse og/eller vitalitet kunne derved ikke brukes da dette ikke fanget opp den økologiske faktoren. Valget av verdikategori utefra hvor prioritert en art er i naturtypen ble bedømt som den mest helhetlige og hensiktsmessige måten å fange naturtypen lokalt i området. Det samme vurderingssystemet kan bli lagt til grunn for registreringer av sopp og fauna, og det vil da være mulig å registrere forandringer i sammensetning av kategorier på tvers av artsgrupper, der karakterens utvikling over tid i området totalt vil kunne gi indikasjoner på naturtypens tilstand. Et økende innslag av svært prioriterte og høyt prioriterte arter vil på sikt gi en langsiktig positiv trendkurve og gjenspeile at naturtypens økologiske karakteristika er blitt opprettholdt eller forbedret. Likeledes vil et økende innslag av uønskede arter gi en nedadgående kurve og indikere at naturtypen i området kanskje er på vei å utvikles i retning av en annen naturtype.

Flere eksempler på metoder som er utviklet for å måle områders artsdiversitet foreligger, der Shannons diversitets indeks og Simpson's indeks er to av de mest brukte (Krebs 2009). På en større skala som omhandler natursystemer er det blitt utviklet en

## Diskusjon

naturtypeindeks for Norge (Direktoratet for naturforvaltning 2010), men metoder for å kvantifisere et begrenset områdes tilstand gikk ikke å finne i litteraturen. Det foreligger derfor ikke sammenliknende grunnlag som kan si hvorvidt en slik inndeling som er foreslått her kan være hensiktsmessig eller ikke. I oppgaven ble bare trærne kategorisert og dette gjorde at karakteren ga lite informasjon så som den ble presentert. Informasjonen kunne til dels også bli missforstått når den ble vist som engangsmåling og delt opp for sonene. Dette gjaldt for eksempel sone 3 der et høyt innslag av svært høyt prioriterte arter forekom samtidig som det høye antallet uønskede arter utliknet en god "poengsum" og fikk det til å se ut som området inneholdt lite verdier, når det i virkeligheten er bedømt som den mest verdifulle sonen.

### 8.2.1. Påvirkningsfaktorer, generativ formering og tilstand

Området fremsto ved registrering som fragmentert av kraftgaten, der det pågikk jevnlig forstyrrelser av nok så gjennomgripende karakter i form av hogst. I litteratur som omhandler landskapsfragmentering foreligger det et ønske om å skille konseptet fragmentering fra konseptet tap av habitat, da tap av habitat bestandig har negative konsekvenser for biodiversitet og konsekvensene av fragmentering i stor grad er avhengig av hvilken art som tilsiktes og hvilken romlig utforming fragmenteringen har (f.eks Collinge 2009; Fahrig 2003). Ulike arter har i tillegg ulik oppfattelse av hva som er en barriere og hva som ikke er det (Collinge 2009). I kraftgaten ble ingen vegetasjon fra feltsjikt registrert, men både hassel og lind som hadde blitt hogget så ut til å komme seg og trives utmerket, hvilket illustrerte at kraftgaten burde betraktes som et fragmenterende element og ikke tap av habitat per se. Kraftgaten strakk seg gjennom hele området i vertikal retning og bidro derved på en mindre skala til at seksjon vest ble avskåret fra den andre delen av skogen med liknende karakter. Isoleringseffekter av et område måles som regel på landskapsnivå og avgjøres i stor grad av hvor mye liknende habitat det finnes i det omkringliggende landskapet (Fahrig 2003). Da Løkkeåsen som helhet allerede er isolert fra liknende natur, og fragmenteringen var på så pass liten skala, ble det vanskelig å knytte observasjoner gjort i seksjonen til det som står beskrevet om isolasjon i litteraturen. Det som derimot ble registrert for seksjon vest, var at områdets grenser var utelukkende skarpe og kontrastfylte mot omgivelsene. Grenser kan generelt enten legge til rette for eller gjøre det vanskelig for arter å spre seg og kan alternere sammensetningen til de arter som virker sammen i et område mellom annet gjennom økt dødelighet og/eller gjennom å legge tilrette for interaksjonen som ikke ville

ha forekommet hvis grensen ikke var der (Fagan et al. 1999). I tillegg er det vist at den fysiske utformingen i stor grad påvirker hvordan arter oppfatter grensen, der skarpe grenser og grenser som inneholder store kontraster avhengig av hvilken art som tilsiktes kan ha positive eller negative konsekvenser (Collinge 2009). Seksjon vest grenset i sør til asfalt og bilforretning, i vest lå boliger med hageanlegg som avvek sterkt i vegetasjonssammensetning og i nord skar en sti gjennom området. Kraftgaten gjorde at det også i øst, ble store kontraster mellom forhold innenfor og utenfor grensen. I seksjon vest ble det funnet flere planter ikke hjemmehørende i naturtypen. Felles for artene var plastisitet i habitatpreferanser, og at de derved var relativt uanhengige av grensenes utforming og abrupte endringer i miljøforhold. For noen av artene, for eksempel gullregn som liker mye sol og godt drenert kalkholdig jord, ble grensen og kraftgaten antatt å ha en utelukkende positiv effekt. Som kontrast, primært grunnet de abiotiske forandringene som ble observert, ble grensen og kraftgaten antatt å ha negative konsekvenser for spredningen av soppen. Studier som omhandler hvordan arter oppfatter grenser er til stor del basert på observasjoner i forbindelse med fauna, men i området like innenfor kraftgaten i seksjon vest forekom sopp knyttet til lind og på den andre siden i øst der lind var en av de dominerende treslagene langs hele kraftgaten fantes ingen registrerte forekomster (jmf Figur 13 etter Brandrud 2001) hvilket muligens kan underbygge antagelsen.

Den art som utmerket seg mest i seksjon vest var skvallerkål. Skvallerkål er en skjermplante som hører til under ugrasgruppen flerårige vandrende ugras med krypende jordstengler og har sitt trivselsområde i halvskygge på næringsrik jord. De planter som får stå i ro vil blomstre og sette frø det tredje året etter spiring. Jordstenglene brytes lett og stengelbitene danner lysskudd fra knoppfestene (Fløistad & Billing-Hansen 2005). Nilsson og D'Hertefeldt (2008) kunne i sin studie vise at rameter som vokste i skog med varierende lys og fuktighetsforhold i stor grad delte resurser seg imellom og at de rameter som vokste skyggefullt utviklet større rotsystem enn de som vokste i sol. I en studie av Tamm et al. (2001) ble det vist at skvallerkål, som har stor vegetativ mobilitet også har rameter som overlever lenge, og derved har planten stor evne til å persistere over lang tid i et område. Den bestand av skvallerkål som ble funnet så ut til å ha gode levevilkår og utbredelsespotensial. Planten kan derved bli vaskelig å



## Diskusjon

bekjempe der hvor den befinner seg og vil kunne utgjøre en stor påvirkningsfaktor for den øvrige vegetasjonen i feltsjikt.

En av de største påvirkningsfaktorene registrert i Løkkeåsen var det ikke ubetydelige innslaget av gran som ble observert. For skogdannende arter generelt gjelder at de grunnet sin livslengde, størrelse og dekningsgrad i stor utstrekning er med på legge grunnlaget for de økologiske prosessene. Avhengig av art utvikler trærne jordsmonnet forskjellig og påvirker mikroklima og lys (Øyen et al. 2009). Dette i sin tur er med på å påvirke artssammensetninger og artsforekomster. I handlingsplan for kalklindeskog (Direktoratet for naturforvaltning 2009) står det beskrevet at "granen forringer habitatkvaliteten i naturtypen gjennom å senke pH og øke humusinnhold i jordsmonnet slik at omfanget av lindemykorrhiza reduseres". Resultatet ved graving i toppjorden på plass nr 2 viste forhold det er normalt å observere under gran i blandingsskog, der det nedbrutte organiske materialet i form av tidligere granbar, ikke så ut til å blande seg i så stor grad med resten av jorden som materiale brutt ned fra løv. Meitemark er den nedbryter som står for den største omblendingen av de øverste jordlaget, og selv om meitemark ble funnet i jorden også i tilknytning til plass nr 2, foretrekker denne materiale med lavt C/N forhold (Pommeresche & Meisingset 2005). Mangelen på aktivitet fra meitemark kan derved være en av årsakene til den observerte lagdelingen. Under de to granene var forskjellen mellom hvor mye strø som ble brutt ned og akkumulert temmelig uttalt. Den gran i seksjon vest (plass 2) som gravingen ble utført under, ble bedømt som noe mindre enn granen i øst (plass 4). Imidlertid var det ikke så stor forskjell dem imellom at dette kunne forklare de store forskjellen i opphoping av organisk materiale. Det råder fremdeles noe usikkerhet kring hvilke mekanismer som er avgjørende for akkumuleringen av granbar under grantrær, og mekanismene ved nedbryting av organisk materiale innefatter kompleks prosesser som avhenger av en mengde faktorer så som det organiske materialets sammensetning, hvilke nedbrytere som finnes i jorden og tilgang på nitrogen til nedbryterne, samt de abiotiske faktorene pH, temperatur og fuktighet i jorden (Berg & McClaugherty 2008). Albers et al (2004) kunne konstatere at den beste nedbrytingen ble oppnådd i jord hvor tresjiktet besto av en blanding mellom bøk og gran, fulgt av ren bøkeskog, og i ren granskog ble nedbrytingen dårligst. På plass nummer 2 var innslaget av løv sammen med bar større i strølaget enn på plass 4. På plass nr 4 ble strølaget og mineraljorden under dette i tillegg bedømt som ekstremt tørt, og dette kan utgjøre to faktorer for det observerte.

Spesielt i seksjon øst var det en tendens til at innslaget av gran var økende oppover i sonene, hvilket så ut til å ha en negativ innvirkning på kalkfuruslogen i toppsonen. Furu og gran skiller seg vesentlig i forhold til hvor mye lys de trenger i etableringsfasen, der granen tåler betydelig mer skyggefulle forhold (Øyen et al. 2009). Gran er et skyggetålig tre i skog (Billing-Hansen 2008), og når denne har fått etablert seg innebærer det at en negativ spiral dannes der færre furu finner etableringsrom og flere gran tar over. Denne uønskede trend ble illustrert i toppsonen hvor oppslag av ny gran forekom men ingen nyetablert furu var å se.

Funnet av skogsmaurtuen indikerte at granen også påvirket naturtypen på en mer indirekte måte. Maurene ble bestemt til slekten *Formica*, men ikke artsbestemt. Det faktum at maurene lagde tue av granbar fortalte imidlertid at de ikke var hjemmehørende i naturtypen. Maur er kjente for sine komplekse sosiale mønstre og for utstrakt interaksjon med andre dyrearter (f.eks Buckley 1987; Floate & Whitham 1994; Reznikova & Dorosheva 2004), og det kan derfor ikke utelukkes at tilstedeværelsen av maur også kan ha spillet en rolle for faunaen hjemmehørende i naturtypen. I forhold til vegetasjon er det kjent at maur kan fungere som frøspredere, da noen planter danner elaiosomer som vedheng på sine frø, mellom annet blåveis. Dette er noe som attraherer også *Formica* artene (Hågvar 1998), og funnet av maur kunne ha hatt en positiv effekt på spredningen av blåveis. Under registreringen ble det imidlertid ikke observert flere forekomster av denne plante i området rundt tuen enn i andre deler av skogen.

Som beskrevet i metode var ikke søk etter nøtter i området målrettet og funn ble ikke tallfestet. Et jordsmonn med mye stein og permeabelt grus kan lett skjule nøtter, og det kan tilsynelatende se ut som de ikke er der hvis søket ikke er grundig. Hassel trenger mye lys for å danne nøtter (Treveven u.å-a), og de trær hvor det var mulig å inspisere kronedekket var de lavere trærne som levde i skygge/halvskygge fra andre trær. Eiken forekom sparsomt i området. Den bruker 50-60 år på å bli moden nok til å sette spiredyktige nøtter og det kan gå 4-6 år mellom hvert godt nøtteår (Treveven u.å-b). Disse faktorer kan ha vært med på å gi et falskt negativt resultat, men utefra det som ble observert kunne det virke som om det generative formeringspotensialet i skogen generelt var lavt hos de "viktige" trærne. Det forelå en mulighet for at hasseltrærne hadde flere forekomster av nøtteanlegg høyere opp i kronedekket som ikke ble fanget ved observasjon, men dette forklarte ikke at nøttene som ble sanket på bakken var

## Diskusjon

tomme. Da fruktsetting krever fremmedbestøving hos hassel (Billing-Hansen 2008), og Løkkeåsen er et lite og isolert område med stor sannsynlighet for liten genetisk variasjon, kunne dette kanskje forklare en del av det registrerte, men da arbeidet ikke var systematisert kunne heller ikke ren tilfeldighet utelukkes. For å fastslå generativ formeringsevne trengs det derfor et mer målrettet tilleggsarbeid.

Skadegjøreren på eik opp mot toppsonen hadde rammet trærne hardt. Eksakt skadegjører var vanskelig å identifisere og det er usikkert om skaden vil ha noen fremtidig betydning eller ikke. Skadegjører på lind ble identifisert til rød lindefiltmidd. Det gikk ikke å innhente informasjon om hvor stort skadeomfang det kan forventes i naturlige økosystemer eller hvor stor sannsynlighet det er at midden kommer til å spre seg også til andre trær i området.

### 8.3. Stiklingsformering

Grunnet det faktum at Løkkeåsen var ukjent ved første uttak kom morplantene ikke til å fordele seg jevnt over området. For hassel ble trærne valgt så spredt at ingen av dem tilhørte samme individ, men for lind var det sannsynligvis samme mortre for individ 4 og 7. Generelt var det vanskelig å finne egnede lindetrær og utvelgelsen begrenset seg til individer med ny vekst. Mange av lindeskuddene hadde i tillegg for liten vekst til å egne seg som stiklingsmateriale. De beste stiklingene hos både hassel og lind ble høstet fra de hogde trærne i kraftgaten der skuddene var lange. For hassel ga også noen av de eldre, vitale individene som sto solrikt fine stiklinger (Vedlegg 1). Ved andre høsting hadde årsskuddene på de kappede plantene i kraftgaten begynt å bli forvedet. Ved uttak B gikk morplante 9 ikke å gjenfinne og materialet ble således mindre enn planlagt. I sluttresultatet ble det nok av stiklinger som rotet seg til å dekke restaureringsområdet og genetisk materiale ble ivaretatt, men ideelt burde utvelgelsen ha vært basert på forundersøkelser og bevist morplantevalg.

Rotingsevne ved stiklingsformering er et samspill mellom kjemiske faktorer, egenskaper til stiklingene, miljøfaktorer og andre ytre faktorer så som rotingsmedium (Couvillon 1987). I tillegg er det stor variasjon mellom treslagene i forhold til evnen å slå rot fra stiklinger. Hassel er beskrevet som et av de vanskeligere treslagene for stiklingsformering (Contessa et al. 2011) og at bare totalt 30 hasselstiklinger av 400 rotet seg og overlevde omplantning (der det samme tallet for lind lå på 125), ga de samme indikasjoner.



Hovedmål med stiklingsarbeidet var å få formert opp nok planter til å dekke det kommende restaureringsområdet. For å tydeliggjøre hvordan data levde opp til dette mål ble det fokusert på omplantede stiklinger (kategori 4 -7) summert, og på hvor mange som døde (kategori 0) i resultatet. Detaljert resultatregjørelse av kategoriene 1-3 ble valgt bort da det er vist at kallusutvikling ikke nødvendigvis er sammenfallende med god rotutvikling (Spethmann & Hamzah 1987; Tajbakhsh et al. 2009). Dette ga i utgangspunktet et lite tallmateriale. At bare 1 hasselstikling fra uttak B rotet seg og senere døde, gjorde i tillegg at tallmaterialet som skulle tolkes ble betydelig mindre for hassel enn for lind.

Selv om det ble roting for lind også i uttak B var det en minking i antall (83 i uttak A og 52 i uttak B). Nedgangen så derved ut å være en gjennomgående trend for begge treslag. Da de samme morplantene ble brukt både i uttak A og B, var dette en faktor som ikke kunne forklare forskjellen mellom uttakene. Det er foreslått at hvor på skuddet stiklingene blir tatt fra kan være av betydning for hvor godt de roter seg. Messeguer & Mele (1985) unngikk i sitt vevsformeringsforsøk av hassel deler fra apikal og subapikal del, da disse hadde en tendens å dø. Bhardwaj & Mishra (2005) og Ughini & Roversi (2004) fant at de nedre delene av skuddet ga den mest vellykkede rotingen. I forsøket ble det ikke registrert hvilke stiklinger som kom fra hvilken del av skuddet, og faktoren bør således ikke utelukkes. Roting og død virket imidlertid å være mer knyttet til andre faktorer, da man ellers her ville ha sett en gjennomgående trend av jevnere roting mellom individer der noen utvalgte stiklinger rotet seg for hvert individ.

### **8.3.1. Uttakstidspunkt**

For å gi et definitivt svar på hvorvidt tidspunkt for uttak var avgjørende for rotingsevne hadde det krevds en studie der stiklinger tatt ut på forskjellige datoer fikk den samme behandlingen, ble stukket på den samme måten samt ble oppbevart i samme kontrollerte og regulerte klima etter stikking. Dette var ikke tilfelle i forsøket da behandling sto i hovedfokus og ingen av miljøparametrene ble regulert. Ingen slik studie ble heller funnet i litteraturen. For hassel ble tidspunkt og roting satt i sammenheng i studier som omhandlet andre aspekter. Cameron et al (2003) fant i sin sammenliknede studie av rotingsevne til stiklinger fra beskårne og ikke beskårne individer at tidspunkt for høsting ikke var så avgjørende for selve rotingen, men at stiklinger høstet sent utviklet flere røtter. Cristofori et al. (2010) hevdet som kontrast i sin studie av roting hos

## Diskusjon

hasselstiklinger som resultat av hormonbehandling, at høstingstidspunkt hadde betydning, der unge stiklinger tatt i juni og september rotet seg best, og de tatt i juli rotet seg dårligst. Kantarci og Ayfer (1992) mente juni og juli var de beste tidspunktene for å ta ut stiklinger fra årsskudd, og DaWei et al (2009) oppga likeledes juli. I forhold til sistnevnte studie forelå imidlertid bare sammendrag i engelsk form, slik at metode og resultater ikke gikk å kontrollere. Studiene over illustrerte dog at resultater i forhold til beste høstingstidspunkt for hassel og hvorvidt denne er av betydning eller ikke, var sprikende. Av de studier som ble funnet omhandlet så godt som ingen hassel som art, men fokuserte på kultivarer, og ingen studier fra norske forhold var å finne. Dette utgjorde en kompliserende tolkingsfaktor som i sin tur gjorde det vanskelig å avgjøre hvilken litteratur resultatet burde støtte seg til. Stiklingene ble imidlertid høstet med bare 21 dagers mellomrom, hvilket betyr at hvis tidsaspektet var den avgjørende faktoren for den dårlige rotingen i uttak B, har hassel et meget snevert tidsområde hvor det er mulig å oppnå god roting. Dette ble på mange måter motsagt av resultatene i ovennevnte studier. I en studie som omhandlet effekt av IBA på roting av forskjellige genotyper av hassel ble tidspunkt for høsting oppgitt som en variabel for roting på linje med IBA konsentrasjon (Ercisli & Read 2000). Sammenligning mellom variablene var ikke fokus for studien og ble ikke diskutert, men her tolket jeg resultatet som at rotingsprosent var sterkere knyttet til genotype enn uttaksdato. Da resultatet for uttak B gikk som det gikk var ikke sammenlikning i roting hensiktsmessig mellom uttakene i forhold til tidsaspektet.

Lind er følsom i forhold til tidspunkt og roting, og her ble mai, juni samt begynnelsen av juli angitt som de beste månedene for uttak (Klahr & Still 1979; Radoglou et al. 2008). Da høstingen av stiklinger i forsøket foregikk i juni for begge uttak burde tidspunkt således ikke hatt stor innvirkning på resultatet. Funnet av at stiklingene både rotet seg raskere og i større antall for uttak A sammenliknet med uttak B, kunne imidlertid peke i en annen retning. Parametrene dyrkingsmedium og morplante satt likt for begge uttak ble det da enten endogene faktorer eller miljøfaktorer som primært kunne være avgjørende.

### 8.3.2. Miljø

At så mange stiklinger hos hassel ble registrert døde for uttak B, kontroll 1 kan tyde på en sterk påvirkning fra eksogene faktorer enten i form av feil håndtering og/eller at stiklingene ble utsatt for ugunstig mikroklima.

Før stiklingene har utviklet røtter er det viktig med høy luftfuktighet, da de ellers er utsatt for uttørking, og det er i denne forbindelse også viktig å skygge plantene for å unngå at lufttemperaturen blir for høy (Bævre & Gislerød 1999). Samtidig er det viktig å holde temperaturen i rotingsmediet oppe da dette er med på å stimulere til økt dannelse av adventivrøtter (Hartmann og Kester 1990 sitert i Rosner et al. 1988). Når temperaturen faller om natten leder dette til økt luftfuktighet med kondensering og nedslag av fukt på plantene hvilket kan gi grobunn for skadelige organismer så som sopp (Bævre & Gislerød 1999). Drivhuset hvor planten sto plassert hadde ikke oppvarming og drivbenken hadde ikke oppvarmingssystem for røttene, hvilket innebar at temperaturen til stor del fulgte temperaturen til utemiljøet og stiklingene kan derved ha vært utsatt luft- og rottemperatur fluktuasjoner samt fluktuasjon i luftfuktighet. Ugunstige miljøforhold eventuelt i samspill med tidsfaktoren bør derfor ikke utelukkes å ha bidratt til resultatet. Disse forhold var dog de samme for både uttak A og B. Det ble mellom kontrollene for begge uttak registrert at været var varmt, og stiklingene ble luftet med jevne mellomrom for å unngå overoppheting, men det ble ikke gjort temperaturregistreringer som kunne ha synliggjort forskjeller i forhold stiklingene i uttak A og B ble utsatt for.

Ved stikkingen i første uttak fikk jeg assistanse av Ellen Zakariassen som er meget erfaren med å håndtere stiklinger. Den andre stikkingen utførte jeg alene. Dette kan ha innebåret en feilhåndtering, til tross for at de samme prosedyrene og metodene ble fulgt for begge uttak, og sannsynligvis var dette en stor årsak til dødeligheten hos hassel i uttak B.

Et interessant fenomen som ble observert for lind var, at av de stiklinger som ble registrert i kategori 0 for uttak A kunne 6 stiklinger ikke gjenfinnes i mediet ved første kontroll, og det ble antatt at disse hadde råtnet bort nok så umiddelbart etter stikking. Dette var stiklinger som kom både fra den gruppe som hadde blitt behandlet med IBA og den som ikke hadde det. Videre hadde lengde og tykkelse på stiklingene ved uttak blitt bedømt som både bra og mindre bra for de trær de ble tatt fra. Ved andre kontroll for



## Diskusjon

uttak A manglet en stikling og for uttak B var ingen registrert som manglende. Det er mulighet for at mikroklima og høy fuktighet i rotingsmediet spilte en rolle i at stiklingene råtnet, men i studie av Rein et al (1991) ble det påpekt at høyt vanninnhold i standard 1:1 torv og perlite var gunstig for utvikling av adventivrøtter og at råtning av stiklinger i stor grad så ut til å være knyttet til utviklingsstadium. Dette virket å stemme med observasjonene i forsøket mitt, der stiklingene ved høstingstidspunkt i uttak A fremdeles kunne ha vært litt for umodne. Fenomenet med de "forsvunne" stiklingene kombinert med den raske rotutviklingen i det samme uttaket, samme kontroll pekte på to vidt forskjellige muligheter for hvordan mikroklima egentlig kunne ha blitt opplevd av stiklingene. Det er derfor rimelig å anta at endogene prosesser har hatt stor innvirkning på den raskere rotingen til lind uttak A, kontroll 1, da en miljøfaktor ikke kan være både gunstig og ugunstig til samme tid.

I tillegg ble det ved uttak B kontroll 1, registrert det laveste antallet døde stiklinger for alle kontroller hos lind (8 stiklinger), der samtidig dødstallet hos hassel i den samme kontrollen for samme uttak var den høyeste (97 stiklinger). Få døde stiklinger hos et treslag og et høyt antall hos det andre i samme uttak gir motstridende opplysninger i forhold til et ekstremt ugunstig mikroklima, og taler mot at det skulle ha vært noe med miljøet som utgjorde forskjellene mellom uttakene.

### 8.3.3. Behandling

Rotingssevne som respons på IBA behandling er doseavhengig og varierer fra art til art og til og med fra kultivar til kultivar. Tilførsel av rotingshormoner og vekststimulerende stoffer ble i så godt som alle forsøk bestemt til å være en avgjørende faktor for rotdannelse hos hassel (f.eks Rodriguez et al. 1988; Ughini & Roversi 2004). Cristofori et al (2010) konkluderte i sin studie med at høyere doser av IBA i samvirking med putrescine var gunstig for to av de tre testede kultivarene hos hassel. Kantarci & Ayfer (1992) fant at optimal dose varierte mellom kultivarer, og at tidspunkt for uttak også var en viktig faktor for beste dosering, men at det generelt var best respons på de høyeste dosene av IBA. Det faktum at så godt som bare stiklinger som hadde blitt behandlet med IBA rotet seg i forsøket hos hassel, harmonerte med det som sto beskrevet om hassel og stikking.

For arten småbladlind (*T. cordata*) ble det i litteraturen oppgitt at dosering av IBA ikke hadde innvirkning på rotdannelse (Klahr & Still 1979) samtidig som det også andre

steder ble hevdet at IBA ga signifikant forskjell i roting (Magherini & Nin 1992). I dette forsøk så det ikke ut som hormonbehandling hadde innvirkning da fordelingen i rotede stiklinger var nesten lik mellom de som hadde respektive ikke hadde fått IBA.

Dosering av IBA innebærer en balansegang fordi auxin initialt kan stimulere til rotdannelse men kort etter kan fungere som inhibitor for videre rotvekst (De Klerk et al. 1997). Det ble gjort forsøk på å følge stiklingenes utvikling fra kategori 4 i databehandlingsprosessen, og av de stiklinger som med sikkerhet kunne faststilles hvor kom fra og hva hadde utviklets til, ble det særlig for lind funnet en god del som hadde stagnert i kategori 4 og ikke hadde utviklet seg videre fra kontroll 1 til kontroll 2 hos de som hadde fått IBA. Her var det imidlertid umulig å følge alle stiklinger grunnet forsøkets utforming der stiklingene ikke var individuelt merket, og funnene kunde derfor ikke tallfestes og analyseres statistisk for å avgjøre om det forelå forskjeller mellom gruppen som hadde fått og ikke hadde fått hormon i forhold til stagnasjon.

Den store antallet stiklinger i kategori 0 for hassel i uttak B, gjorde at det forelå et behov for å etterforske materialet med hensyn på en eventuell sammenheng mellom død og behandling, og død og individ. Her viste de to uttakene hos hassel sprikende trend i forhold til behandling og stiklingsdød, der majoriteten av døde stiklinger i uttak A ble registrert hos de stiklinger som hadde fått hormon og i uttak B hos de som ikke hadde fått det. Statistiske forskjeller mellom gruppene totalt kunne ikke verifiseres, hvilket umiddelbart kunne tyde på at det ikke var noen sammenheng mellom behandling og død hos hassel.

Hos lind så det derimot ut som det var en større sammenheng mellom behandling og død, der det var flere som ble registrert døde i gruppen som hadde fått behandling enn den som ikke hadde det. Trenden var her lik for begge uttak (Figur 72), hvilket kan indikere at behandlingen på en eller annen måte ble for "sterk" for lindestiklingene. Det er kjent at noen grupper av auxiner kan brukes som herbicid, da de stimulerer til etylenproduksjon (Grossmann 1998) og det som kjennetegner disse gruppene er at stoffet holder seg stabilt inne i planten under lengre tid enn den gruppen som IAA og IBA tilhører. Disse brytes ned raskt i planten og rekker derved ikke oppnå skadelig effekt, men hvis stoffet blir presentert i høy dose kan det ha den samme dødelige effekten som herbicidgruppen (Grossmann 2010). Da stiklingene ble dyppet i et produkt

## Diskusjon

som er laget for å fremme rotutvikling er det imidlertid lite trolig at for høy dosering skal ha vært grunnen til at lindestiklingene døde.

Resultatene i forhold til behandling og død bør også ses i sammenheng med gjentak. I forsøket ble det ikke lagt vekt ved å sammenlikne gjentak, men tilfeldig noterte jeg meg for uttak A, kontroll 1 hos hassel at de hormonbehandlede individene 6, 7, 8, 9 og 10 i gjentak 2 sto i det samme brettet. Med unntak av individ 8 ble flere stiklinger i kategori 0 registrert i dette Brett sammenliknet med gjentak 1 samme morplanter og samme behandling. Da begge hadde fått hormon kan resultatet tyde på at det hadde skjedd noe med selve brettet som har bidratt til resultatet, for eksempel sviing. Et økt antall døde stiklinger i behandling med IBA som resultat av hvilket Brett stiklingene var plassert i kan derved ha bidratt til falskt resultat for behandling og ideelt burde denne faktor ha blitt grundigere undersøkt.

### 8.3.4. Morplante

For mange vedaktige planter er det vist at fysiologiske egenskaper hos morplanten kan være avgjørende for rotingsevne, der materiale fra unge planter ofte roter seg bedre enn det tatt fra modne trær (f.eks Andreu & Marín 2005; Bhardwaj & Mishra 2005; Graves 2002). Ved sterk nedklipping opprettholdes mange av de begunstigende juvenile trekkene for roting (Cameron et al. 2003) og dette kan i sin tur bidra til bedre rotutvikling. Utvelgelse av morplanter til forsøket var tilfeldig, men med mål om at flere typer av vokseforhold skulle bli representert. Begrensingen i å finne godt materiale og liten kjennskap til området, gjorde at trærne i kraftgaten også ble brukt og det ble derved en blandning av trær med juvenile og modne trekk representert.

Ved sammenlikning av lengde og tykkelse på stiklingene for uttakene (Vedlegg 1) var den gjennomgående trenden hos hassel at lys i tillegg til klipping var avgjørende for lengde på stiklinger og hvor grove de var, der materialet ikke skilte seg stort fra uttak A og B. Kun de stiklinger som ble høstet fra nedklippede trær viste forskjeller mellom uttakene, der de hadde blitt mer vedaktige ved andre uttak. For hassel gjaldt dette morplante 5, 6 og 10. Da ingen stiklinger fra uttak B hos hassel overlevde kunne ikke rotingsforskjeller mellom uttakene sammenliknes for morplantene. Selv om rotingsforskjeller mellom morplantene hos hassel ikke kunne utelukkes statistisk i uttak A, ble tallmaterialet bedømt som så lite at det ikke gikk å trekke en konklusjon om det

virkelig forelå sammenheng mellom mortre og roting. Grunnet den dårlige rotingen i uttak B ble ikke statistiske analyser på roting utført her.

Et overraskende funn var at det så ut å finnes sammenheng mellom morplante og død for andre uttak av hassel, men det gikk ikke å finne relevante litteratur som skulle kunne forklare hvorfor stiklinger fra noen trær skulle ha større tendens til å dø enn de fra andre. At det samme sammenhengen ikke kunne bekreftes for uttak 1 ble et tilleggsmysterium som ikke gikk å forklare. Ingen fellestrekk så ut til å foreligge for de mortrær som viset flest respektive færrest antall døde stiklinger i uttak B (for eksempel at alle i en gruppe hadde blitt beskåret etc.) så statistikken kan være utslag av ren tilfeldighet. Et annen overraskelse var at mortre 1 fikk flest stiklinger som døde under forsøkets gang, og der veldig få stiklinger slo rot. Dette tre ga både grove og fine stiklinger, var vitalt og sto i full sol, hvilket gjorde at jeg ved høsting gjettest på at treet ville ha gode forutsetninger for roting. Mortre 7 som kontrast ga flest omplantede stiklinger, men var et av de trær som sto mer skyggefullt plassert og ble bedømt til å ikke ha gitt stiklinger av spesielt god kvalitet ved uttak. Resultatet kunne ikke knyttes opp mot juvenilt respektive ikke juvenilt stadium, da ingen av disse trær var nedklippet, og det hadde således vært interessant å undersøke materialet i forhold til hvorvidt miljøfaktorer for morplanten er av betydning for roting til stiklinger. Dette så imidlertid ikke ut å være et stort forskningstema og ingen litteratur ble funnet.

For lind så det ut til at de individer som sto solrikt og hadde stiklinger av grov kvalitet (morplante 5, 9 og 10) generelt gjorde det godt med få døde stiklinger og mange stiklinger som rotet seg tilsvarende kategori 4 og opp. Morplante 9, som ikke var klippet men sto i full sol ga i første uttak mange omplantede stiklinger og få døde. Dette tre kunne ikke gjenfinnes ved uttak B så sluttresultatet ble umulig å sammenlikne, men for morplante 4 og 7 som ble observert å ha liknende vokseforhold som mortre 9 ble det samme vellykkede resultatet ikke registrert og dette kunne indikere at miljøforhold hvor morplanten vokset ikke var avgjørende.

For lind er det blitt oppgitt at materiale fra de basale delene av skuddet gir bedre rotingsresultat enn de øvre og at juvenilt materiale gir bedre resultat i in vitro kulturer (Kunneman 1991). Ingen studier som omhandlet sammenhengen beskjæring og roting hos stiklinger spesifikt for lind ble funnet, men utefra det som sto beskrevet i studien om hassel og syrin (*Syringa vulgaris*) der beskjæring ga mer roting (Cameron et al. 2003) er



## Diskusjon

det nærliggende å anta at beskjæringen til mortre 5 og 10 kan ha hatt innvirkning på det gode resultatet.

En interessant observasjon for lind var at mortre 4 og mortre 7 som ble bedømt å tilhøre det samme individet viset forskjeller i roting og død seg imellom. Dette kan svekke teorien om at mortre og roting hadde noen sammenheng. I resultatet for mortre og roting, gjelder imidlertid så som i resultatet for behandling og roting den samme argumentasjonen om at gjentak som tilfeldig variabel kan ha hatt innvirkning på resultatet.

Når forsøket startet hadde jeg et ønske om å sammenlikne roting og rotutvikling mellom kontrolldatoene i uttakene for å avdekke hvor lang tid stiklingene krevde for å sette rot, og når stiklingene ble kontrollert første gang hadde jeg i utgangspunktet bestemt at alle stiklinger registrert i kategori 4 og opp skulle plantes om. Imidlertid ble det tydelig underveis at en god del av stiklingene fra kategori 4 hadde så liten rotutvikling at de sannsynligvis ikke ville klare en omplanting. Disse fikk derved bli i formeringsbrettet for å sikre bedre sjanser til overlevelse, hvilket i sin tur ledet til en inkonsekvens i hvorvidt stiklinger i gruppe 4 ble omplantet eller ble igjen til kontroll 2. Dette gjaldt både lind og hassel. Tall fra overlevelse etter omplanting viset at det til største delen var planter fra kategori 4 som gikk ut etter omplanting. For å kalle det roting med reelle overlevelsesmuligheter burde stiklingene derfor ikke ha blitt plantet om før de hadde nådd utvikling fra kategori 5, og alle stiklinger fra kategori 4 burde ha fått stå igjen i brettet. For statistiske utregninger på rotutvikling ble problemet løst gjennom valget om å fokusere på de stiklinger som ble omplantet isteden for de som ble igjen, men valget innebar samtidig at tallmaterialet ble mindre med økt grad av statistisk usikkerhet. Den store konsekvensen av at noen stiklinger ble omplantet og andre fikk stå kvar fra kategori 4 ble at sammenlikning av roting mellom kontrollene måtte utgå og at det ikke gikk å finne rekommandasjoner i forhold til hvor lang tid man bør vente etter stikking før man kan forvente god roting.

## 9. Videre arbeid

### 9.1. Restaurering og revegetering

Ved befaring 11/4 -12 hadde området mellom den betongsprøytede åssiden og tunellportalen grunnet utvidelsen blitt stort og her var tunellen trukket ut som en ca 5 meter lang betongkonstruksjon. Området var i utgangspunktet vurdert for revegetering, men da det grunnet belastningsbegrensinger måtte fylles med lette masser (leca) rundt tunellkonstruksjonen, og da lagrede masser var begrensede ble det ved befaringen besluttet å ikke la området inngå i restaureringsområdet. Sikringstiltak mot ras i form av betong som hadde blitt sprøytet langs kanten på inngrepsonen, innebar at restaureringsområdet ble begrenset også sideveis i østlig retning. Det område som gjensto til restaurering var således primært området over nederste sognemur (mur som forhindrer utrasing av masser) (jmf Figur 73), hvilket er betraktelig mindre enn det som opprinnelig var planlagt.



**Figur 73: Anleggsområde anno mars 2012. Betong er sprøytet langs åssiden og stålkonstruksjonen danner forarbeid til et kommende tunell løp i betong ut mot rundkjøringen.**

Det kommende tunellpårugget har per se innebåret tap av habitat for både flora, fauna og sopp, da så godt som hele sone 1 i seksjon øst, og store deler av sone 2 har forsvunnet her.

Grunnet arealforandringen burde 30 hassel og 125 lind være tilstrekkelig for å dekke området, og målsetningen om å få nok stedseget materiale til utplantning kan anses som

## Videre arbeid

oppfylt. Det er dog viktig å ta høyde for at noen av stiklingene ikke har overlevd lagringen og at andre igjen risikerer å gå ut ved neste omplanting. Dette betyr at det kan finnes et behov for at ytterligere stiklinger må bli høstet og formert opp. Den dårlige rotingen til hassel gjør i så tilfelle at det er viktig å se til at man plukker ut en god del mer materiale enn det man trenger for å sikre nok overlevende stiklinger av denne art. Hvis den samme rotingsprosenten, som lå på 13 % i forsøket, skal legges til grunn for det nye uttaket må man derved høste ca 100 stiklinger for å sikre seg 10 planter. I stiklingsforsøket forelå det for hassel svake indikasjoner på at det fantes sammenheng mellom morplante og roting, men da tallmaterialet ble så lite, er det ikke enkelt å konkludere med om valg av morplanter har betydning. Det bør imidlertid etterstrebtes å legge uttak til den tidspunkt som fikk best resultat i forsøket, dvs. rundt begynnelsen av juni, og det er utenom tvil at hormonbehandling må til for å sikre et godt resultat. For lind så det ut som morplante hadde mer å si for roting enn det behandling hadde, og fra resultatet kan det ut som mortrær som har blitt sterkt beskåret kan være et godt valg hvis det er behov for flere stiklinger. Behandling med hormon så i dette forsøk ut til å være frarådet, tatt i betraktning at det var stor sammenheng mellom stiklinger i kategori 0 og behandling med IBA. Likeledes her som for hassel foreligger det indikasjoner på at uttaksdato i begynnelsen av juni kan gi det beste resultatet.

Delen øst for inngrepsonen og kanten her opp mot de høyereliggende delene av området ser ut til å ha mye intakt toppjord der også røtter kan antas å være intakte. Dette betyr at hvis plantene i randsonen mellom eksisterende og ødelagt område tåler den nedstøving betongsprøytingen har innebåret har de en god mulighet for overlevelse. De planter som ble kappet i sone 2 der jorden ikke ble rørt vurderes å ha gode muligheter for å regenerere seg selve, med en kompletterende planting av trær hvis nødvendig. Her kan man således avvente en eventuell planting til regenereringsevnen er fastslått. Da utplanting er foreslått til 2013 eller 2014 avhengig av plantenes størrelse, bør ikke dette innebære noen problemer eller forsinkelser i revegeteringsprosessen. Hvorvidt hogsten har virket inn negativt på diversiteten i ECM samfunnet vil overvåkingen av soppen eventuelt kunne avdekke.

Å bruke deler av den lagrede toppjorden i den østre delen av området ser ikke ut å være nødvendig da det som beskrevet ligger mye intakt toppjord her. Mengden av lagrede masser er liten, og området over inngrepsonen har blitt rensket for jord. Hvis dette

område skal få ønskede grunnforutsetninger for revegetering bør all den jord man har lagret og vel så det brukes i denne del. Området over tunellinnhugget ligger plassert i bratt terreng med liten fremkommelighet, og det er vanskelig å se for seg noen annen måte å få lagt ut jorden enn ved maskinell hjelp hvis arbeidet skal bli effektivt. Den største utfordringen i forbindelse med utlegging av toppjorden vil derved være knyttet til det praktiske arbeidet med å få jorden opp til det aktuelle området og å få spredd den riktig uten å skade det omkringliggende miljøet.

Med tanke på den korte tid jorden har ligget til lagring er det som beskrevet usannsynlig at selve lagringsmåten skal ha påvirket jordkvaliteten og de regenerative elementene negativt. Ikke heller de huller i duken som dekket jorden eller en eventuell innblanding av organisk materiale i form av flis burde være problematisk for toppjordens kvalitet. At massene ble lagt udekket i veikantsonen, ble kjørt på, transportert vekk og at toppjord og undergrunnsmasser sannsynligvis ble blandet i forbindelse med anleggsarbeidet kan ha hatt størst forringende effekt og gjort at antallet spredningselementer har blitt færre i den lagrede jorden. Ved siste befaring (11/4-12) ble det notert at bygningsmateriale ble lagt oppå haugen med lagret toppjord, hvilket ikke hjelper på komprimeringsproblematikken. Ved utlegging blir det således ekstra viktig å legge massene løst ut og ikke pakke dem etterpå.

Da jordsmonnet i Løkkeåsen består av kalkrik forvittringsjord med homogen profil som sannsynligvis strekker seg langt ned i jordlaget, trenger ikke næringsinnholdet i undergrunnsjorden å være stort forskjellig fra toppjorden. At massene i utgangspunktet var meget tørkesvake og at området ligger meget soleksponert til, gjør økt risiko for uttørking til en faktor som derimot bør bli fulgt opp nøye. Revegeteringen innebærer utplanting av trær, og i etterkant av at disse blir satt ut i et område med de beskrevne abiotiske forhold, må det påregnes skjøtsel på linje med skjøtsel for områdets grøntanlegg hvis etableringen skal bli vellykket, herunder vanning og eventuell tildekning. Kombinasjonen av gunstig lokalklima og næringsrikt jordsmonn vil sannsynligvis bidra til at arter ikke typiske for naturtypen slår seg ned der hvor toppjorden blir spredd ut. Da veikantsonen inneholdt en god del villige arter med stor spredningspotensial er det rimelig å forvente at mange av disse inngår i frøbanken i den lagrede toppjorden. Samtidig som gjenvekst fra eksisterende frøbank er vanskelig å forhindre uten intensiv skjøtsel, må man være selektiv slik at ekstra brydsomme arter



## Videre arbeid

ikke får sjansen til å etablere seg i så stor grad at de kan utgjøre en trussel. I veikantsonen ble det registrert stor forekomst av kanadagullris (*Solidago canadensis*) og dette er en plante man bør holde under overvåking. Kanadagullris har en enorm frøproduksjon der en eneste plante kan produsere over 10 000 frø. Vind blir brukt som spredningsvektor, der frøene grunnet sin lave vekt kan spres over store områder (Fløistad 2010). Planten foretrekker åpne, solrike, ikke alt for tørre vokseplasser som ikke blir forstyrret i form av graving eller pløying. I tillegg til frøformering har planten stor evne til vegetativ formering gjennom rhizomer (Patricia et al. 1980), der den etter hvert danner tette kratt som konkurrerer ut lavere vegetasjon, muligens også ved hjelp av allelopatiske stoffer (Abhilasha et al. 2008; Sun et al. 2006). Den tette vegetasjonen i sone 1 har sannsynligvis fungert som en barriere for videre spredning av kanadagullris, men når denne barriere er blitt fjernet og jorden blir liggendes åpen og uforstyrret kan dette å innebære gode spiringsforhold for de frø som har fulgt med frøbanken. Da planten etablerer seg dårlig i skygge, og der jorden er dekket av organisk strømateriale (Goldberg & Werner 1983) utgjør den liten trussel mot den tettere, etablerte vegetasjonen inne i kjerneområdet, men for småplantene i de mer åpne delene og i skogkanten vil det være vanskelig å konkurrere alene. Da kanadagullris har et grunt jordsystem er det enkelt å luke vekk små forekomster og fjerne dem fra stedet. Hvis planten har etablert større bestander er klipping og slått samt fjerning av materialet før blomstring den anbefalte metoden (Fløistad 2010). Dette må da følges opp under gjentatte år, så det finnes ingen grunn til å vente med tiltak hvis planten blir observert i restaureringsområdet, og forekomster må lukes vekk jevnlig.

Det er vist en sammenheng mellom nærvær av vertsvegetasjon og vellykket infeksjon av ectomykorrhiza. Hvis vertsvegetasjonen mangler når sporene spirer, risikerer de ellers å dø før de får kontakt med egnete røtter. Med utgangspunkt i dette argument ville en korrelering mellom tilbakelegging av jord og utplanting ha vært riktig. Samtidig er så kort lagringstid av jorden som mulig viktig, og plantene vil ikke være store nok til overleve utplanting på det tidspunkt toppjorden blir lagt ut. Beste utplantingstidspunkt i Løkkeåsen er i tillegg være høsten, da vårplanting grunnet de tørkesvake massene gir økt fare for uttørking (Brandrud pers. mel. 1/11-2011). Et mål om å samkjøre utlegging av jord og utplanting av planter kan derved ikke oppnås. Til plantene er klare for å plantes ut, vil det bli gjort forsøk med tilførsel av stedegen jord ved neste omplanting for å se om dette kan ha en positiv innvirkning på vekst og utvikling.

Da stiklingsmaterialet for hassel risikerer å bli begrenset og målsetningen om reetablering og bevaring av mycorrhiza fremdeles ligger til grunn for arbeidet bør utplantingsprosessen drøftes. Herunder er det viktig å presisere, at den generelle kunnskapsbasen i forhold til rekommandasjoner for hvordan reetableringsstrategier bør utformes ved revegetering med stedegen jord, i stor grad er bygget opp kring selve vegetasjonsetableringen og det foreligger lite informasjon om hvordan et område legges best til rette for å fremme dannelse av ectomykorrhiza (ECM). Dette kan ha sin forklaring i at det tradisjonelt har funnets få metoder for å studere ECM i felt, og de fleste forsøk er utført under kontrollerte former i laboratorier og liknende. Som ytterligere kompliserende faktor har de vanligst forekommende slektene, for eksempel *Cortinarius*, vært vanskelige å isolere og dyrke in vitro (Courty et al. 2010). Det av informasjon som foreligger blir derved i mange tilfeller vanskelig å knytte til naturlige prosesser i fungerende økosystem. Sopparter som danner ECM har ofte preferanse for de planter som forekommer i senere suksesjonsstadier enn de som danner ectomykorrhiza, og ECM er også ofte mer spesifikke i forhold til vertsplante (Ishida et al. 2007). Tidsspenn og spesialisering gjør således at resultatkoblingen mellom den første delen av en restaureringsfase (dvs. lagring og tilbakelegging av toppjord) og ECM (herunder infeksjonsrater og vegetasjonsetablering) inneholder stor grad av usikkerhet som i sin tur gjør det vanskelig å fastsette gode retningslinjer.

ECM danner nettverk mellom trær og det er vist at nettverkene fra ulike sopparter påvirker etablering av stiklinger og derved vegetasjonssammensetningen forskjellig (Nara 2006). Hvis småplanter blir plassert med stor avstand til modne trær kan dette virke negativt inn på både vegetasjonsetablering og reetablering av mykorrhiza (Cline et al. 2005). Planting av trær i tilknytning til intakte skogområder gir større diversitet i mycorrhiza (Hagerman et al. 1999) og for ECM i fungerende økosystemer er det vist at mycel fra eksisterende vegetasjon sannsynligvis er det som koloniserer unge planter i nærheten (Nara & Hogetsu 2004). Sporer er i tillegg avhengig av vertsplante for god spiring (Ishida et al. 2008). Sannsynligvis vil det finnes nok stiklingsmateriale til å dekke hele restaureringsområdet i Løkkeåsen og det vil da ikke være nødvendig å prioritere utplantingsområde i så stor grad. Sammenlagte vurderingen basert på funnene over, indikerer imidlertid at hvis prioritering blir nødvendig, bør randsonen i prioriteres ved utlegging av jord og utplanting, særlig da det under overvåking av soppen for sesongen 2011 ble det registrert flere forekomster av sopp i randsonen mellom intakt og ødelagt

## Videre arbeid

område (Brandrud 2011) og da planter som planteres på avstand til eksisterende vegetasjon i større grad vil bli avhengig av nok spredningselementer i form av sporer, hvilket i toppjorden mulig forekommer i reduserte mengder. Planting i randsonen vil samtidig bidra til å flytte ned skogkanten, hvilket kan være gunstig for de sopparter lenger inn i området som foretrekker det indre av habitater fremfor kanter.

Fra vegetasjonsregistreringsarbeidet ble det notert at trærne ikke fordelte seg jevnt utover området men at de gjerne sto plassert i forbindelse med hverandre. Dette har sin naturlige forklaring i de vegetative regenereringsstrategiene, og det kan innebære at mye av de vertsspesifikke soppene og deres mycel er konsentrert rundt de områder hvor mengden av vertsplanter tidligere var høy. Å plante lind sammen med lind og hassel sammen med hassel i randsonen kan derfor være en strategi som sikrer mest naturlig og effektiv spredning samtidig som det gjenskaper noe av de tidligere forholdene observert. I resultatpresentasjonen ble området over tunellen dessverre ikke synliggjort godt nok grunnet GPS problematikken, men ved registrering ble det notert en dominans av lindetrær her. Det kan derfor være et forslag at det er denne art som til største delen videreføres ned i restaureringsområdet, ikke minst med hensyn på at jordsmonnet her kommer å bli grunt grunnet begrensinger i mengden lagret toppjord. Under vegetasjonsregistreringen ble det notert at hassel var dominerende i området i øst, og hvis vegetasjonen ikke regenerer seg selv som antatt kan denne art kanskje med fordel brukes her.

## 9.2. Evaluering

Da restaureringen i Løkkeåsen ikke er ferdig, er det for tidlig å bedømme det endelige resultatet. En evaluering av den innledende arbeidet avdekket både styrker og svakheter i prosessen. Jeg opplevde generelt at det var interesse og vilje til oppfølging av den kommende restaureringen, hvilket utgjør selve fundamentet for et vellykket restaureringsarbeid. Et stort fortrinn i planleggingsarbeidet var videre at det siden tidligere forelå grundig kartlegging og dokumentasjon over områdets verdier. Dette gjorde at man ikke trengte å bruke tid på denne del av arbeidet og at også grunnforutsetningene for å velge riktig restaureringsmetode, samt å sette realistiske og gjennomførbare mål var tilstede. Da området allikevel ble planlagt som et grøntanlegg, kan det i utgangspunktet virke som det ikke ble lagt vekt på dokumentasjonen, hvilket

kan ha hatt som konsekvens at planene om økologisk restaurering kom inn i bildet på et senere tidspunkt enn det som hadde vært ideelt.

Muligens fordi området i utgangspunktet ikke var planlagt for restaurering, fikk jeg i Løkkeåsen inntrykk av at organisering, arbeids- og ansvarsfordeling i forhold til restaureringen fulgte den til en tradisjonell etablering av grøntanlegg i forbindelse med vei. Her ble anlegg først tegnet av konsulent, tiltak ble siden foreslått og planlagt under stor medvirkning av fag- og resurspersoner, gjennomføring ble så lagt til prosjektets aktører og oppfølging ble igjen til sist tilbakeført til resurspersoner i SVV. Under en byggeprosess er det prosjektledelsen som naturlig nok har det overgripende ansvaret for arbeidene, men lenge fremsto ansvarsfordelingen for restaureringen som uklar for meg. Personlig, i tilfellet Løkkeåsen, gjorde det at jeg var noe usikker på hvem jeg skulle forholde meg til i forhold til forskjellige problemstillinger, men viktigere kan en slik tilnærming, særlig i store prosjekter med mange aktører, muligens innebære at resultatet ikke blir så optimalt som det kunne ha blitt. Her ville jeg konkludere med at det for et vellykket resultat kunne være en stor gevinst i å ha en resursperson med den faglige kompetansen som får et spesifikt ansvar for restaureringen gjennom hele prosessen.

Grønt langs vei er tradisjonelt forbundet med anlegg og bevist beplanting, og praksis innen området har utviklet seg både hensiktsmessig og velfungerende. Økologisk restaurering er ikke pålagt og fremdeles lite brukt, hvilket gjør organisering og ansvarsfordeling mer uklar enn for grøntanlegg. Det kan være fristende å se restaurering og bevist beplanting som to sider av "det samme grønne mynt" som burde kunne likestilles, men her foreligger imidlertid noen forskjeller.

Et grøntanlegg er noe som planlegges på lik linje med økologisk restaurering, men som oftest er målsetningen for et grøntanlegg eller beplanting å utgjøre et element som kompenserer inngrepet estetisk etter utførelse. Grøntanlegget blir derved tilpasset til inngrepet og det foreligger ingen motstridende interesser mellom de to. For økologisk restaurering i etterkant av anleggsarbeid vil det motsatte gjelde. Her vil målsetningen i stor grad ligge i å bevare så mye som mulig av området intakt, og å tilrettelegge for at berørte arealer i så stor grad som mulig beskyttes og tilbakeføres til sin naturlige tilstand. Dette betyr at det er inngrepet som i stor grad må anpasses til restaureringen,



## Videre arbeid

og i mange tilfeller kan dette innebære motstridende interesser som det må finnes klare strategier for å løse.

Et godt resultat i grøntanlegg avgjøres som oftest av kunnskapen til de "hjelpemidler" man har til rådighet for eksempel hvilken jord som kan tilføres, hvilken næring som er hensiktsmessig, hvilket plantevalg som passer best til området samt de mest riktige skjøtselstiltakene. For restaurering å sin side, er det selve planleggingen og gjennomføringen av planene som er helt avgjørende for et vellykket resultat og tiltakene baserer seg hovedsakelig på økologisk kunnskap (Hagen & Skrindo 2010). Dette gjelder særlig for metoden med naturlig gjenvekst fra stedlige toppmasser. Her arbeider man med og tilpasser seg til de føringer naturen har gitt med mindre valgfrihet og liten slingringsmonn. Dette betyr at hvis tiltakene ikke går etter planen eller hvis tiltakene utføres feil finnes det få måter for kompensasjon.

Fordi etablering av grøntanlegg og restaurering skiller seg så som beskrevet, og fordi oppfølging og evaluering krever kompetanse som må innhentes, og der evalueringen i mange tilfeller vil foregå lagt lenger enn et ordinært 3-årig etableringsskjøtelskontrakt kan en resursperson med delegert ansvar kunne bidra til å sikre at mål og planer blir realistiske og gjennomførbare, at tiltakene blir fulgt så som bestemt og at oppfølging blir godt ivaretatt. Å ha en person med de faglige kunnskapene knyttet til restaureringen som ansvarshavende kan også bidra til å avverge missforståelser og feil under veis i prosessen, som for eksempel det man så i forbindelse med jordhåndteringen i Løkkeåsen.

Naturmangfoldsloven og foreskriften om utvalgte naturtyper er av nyere dato og per i dag foreligger det ingen krav fra myndighetenes side om at områder som blir ødelagt gjennom inngrep restaureres tilbake til sin opprinnelige tilstand, ikke heller for de naturtyper som dekkes av forskriften. Statens veivesen har et selvstendig ansvar for å sikre at de hensyn som skal tas blir tatt (Skrindo pers.med. 24/2-12). Hvis de forpliktelser Norge har inngått gjennom ratifiseringen av CBD skal kunne overholdes, og hvis forskriften om utvalgte naturtyper skal gi mening, finnes det imidlertid gode muligheter for at dette er pålegg som vil komme. For den enkelte bedrift og samfunnsaktør som driver virksomhet der naturinngrep inngår som en uunngåelig del av arbeidet blir det her viktig å ligge i forkant, da dette i så tilfelle kommer å innebære

nye arbeids- og ansvarsområder, med behov for endrede rutiner og retningslinjer som følge.

## 10. Kilder

- Abdul-Kareem, A. & McRae, S. (1984). The effects on topsoil of long-term storage in stockpiles. *Plant and Soil*, 76 (1): 357-363.
- Abhilasha, D., Quintana, N., Vivanco, J. & Joshi, J. (2008). Do allelopathic compounds in invasive *Solidago canadensis* sl restrain the native European flora? *Journal of Ecology*, 96 (5): 993-1001.
- Albers, D., Migge, S., Schaefer, M. & Scheu, S. (2004). Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biology and Biochemistry*, 36 (1): 155-164.
- Ali, N. A. & Jackson, R. M. (1988). Effects of plant roots and their exudates on germination of spores of ectomycorrhizal fungi. *Transactions of the British Mycological Society*, 91 (2): 253-260.
- Andreu, P. & Marín, J. A. (2005). In vitro culture establishment and multiplication of the *Prunus* rootstock 'Adesoto 101' (*P. insititia* L.) as affected by the type of propagation of the donor plant and by the culture medium composition. *Scientia Horticulturae*, 106 (2): 258-267.
- Artsportalen. (2010). *Lamprodila rutilans*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/#/Rodliste2010/Vurdering/Lamprodila+rutilans/30757> (lest 23.07.2011).
- Artsportalen. (2011). *Kalklindeskog*: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/#/RodlisteNaturtyper/Vurdering/Kalklindeskog/287> (lest 20.06.2011).
- Barij, N., Stokes, A., Bogaard, T. & van Beek, R. (2007). Does growing on a slope affect tree xylem structure and water relations? *Tree physiology*, 27 (5): 757-764.
- Barry Phelps, L. & Holland, L. (1987). Soil compaction in topsoil replacement during mining reclamation. *Environmental Geochemistry and Health*, 9 (1): 8-11.
- Berg, B. & McClaugherty, C. (2008). *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration*: Springer Verlag.
- Bhardwaj, D. & Mishra, V. (2005). Vegetative propagation of *Ulmus villosa*: effects of plant growth regulators, collection time, type of donor and position of shoot on adventitious root formation in stem cuttings. *New Forests*, 29 (2): 105-116.
- Billing-Hansen, O. (2008). *Landskapsplanter Lignoser i emnet PHG213* 2. utg. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap., 406 s.
- Blumenthal, D. M., Jordan, N. R. & Russelle, M. P. (2003). Soil carbon addition controls weeds and facilitates prairie restoration. *Ecological Applications*, 13 (3): 605-615.
- Brady, N. & Weil, R. (2010). *Elements of the nature and properties of soil*. 3. utg. Upper saddle river: Pearson Education, Inc. 614 s.
- Brandrud pers. mel. (1/11-2011). *mailkorrespondanse*.
- Brandrud, T. E. (2001). Soppflora og rødlistearter i Løkkeåsen i Bærum, og konsekvenser av planlagt tunnelpåhugg for E18-tilførselsvei, NINA notat.,

- Brandrud, T. E. (2011). Tunellinnslag Løkkeåsen ved Sandvika, Bærum: overvåking av kalklindesopp 2011. Oslo: NINA. 6 s.
- Brandrud, T. E., Hansen, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. (2011). Kalklindeskog - et hotspothabitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. *NINA Rapport 711*. Oslo. 50 s.
- Brundrett, M. (1991). Mycorrhizas in natural ecosystems. *Advances in ecological research*, 21: 171-313.
- Buckley, R. C. (1987). Interactions Involving Plants, Homoptera, and Ants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18: 111-135.
- Bævre, O. A. & Gislerød, H. R. (1999). *Plantedyrking i regulert klima*. Ås: Landbruksforlaget,. 156 s.
- Cameron, R., Harrison-Murray, R., Fordham, M., Judd, H., Ford, Y., Marks, T. & Edmondson, R. (2003). Rooting cuttings of *Syringa vulgaris* cv. Charles Joly and *Corylus avellana* cv. Aurea: the influence of stock plant pruning and shoot growth. *Trees - Structure and Function*, 17 (5): 451-462.
- Chiatante, D., Scippa, S., Di Iorio, A. & Sarnataro, M. (2002). The Influence of Steep Slopes on Root System Development. *Journal of Plant Growth Regulation*, 21 (4): 247-260.
- Cline, E. T., Ammirati, J. F. & Edmonds, R. L. (2005). Does proximity to mature trees influence ectomycorrhizal fungus communities of Douglas-fir seedlings? *New Phytologist*, 166 (3): 993-1009.
- Collinge, S. K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*. Baltimore: The John Hopkins University Press.
- Contessa, C., Valentini, N. & Botta, R. (2011). Decreasing the concentration of IBA or combination with ethylene inhibitors improve bud retention in semi-hardwood cuttings of hazelnut cultivar 'Tonda Gentile delle Langhe'. *Scientia Horticulturae*, 131 (0): 103-106.
- Convention on Biological Diversity. (2012). *History of the convention*. Tilgjengelig fra: <http://www.cbd.int/history/> (lest 03.01.2012).
- Courty, P.-E., Buée, M., Diedhiou, A. G., Frey-Klett, P., Le Tacon, F., Rineau, F., Turpault, M.-P., Uroz, S. & Garbaye, J. (2010). The role of ectomycorrhizal communities in forest ecosystem processes: New perspectives and emerging concepts. *Soil Biology and Biochemistry*, 42 (5): 679-698.
- Couvillon, G. A. (1987). *Rooting responses to different treatments*. International Symposium on Vegetative Propagation of Woody Species 187-196 s.
- Cristofori, V., Roupshael, Y. & Rugini, E. (2010). Collection time, cutting age, IBA and putrescine effects on root formation in *Corylus avellana* L. cuttings. *Scientia Horticulturae*, 124 (2): 189-194.
- DaWei, L., SuJuan, G. & MingPu, Z. (2009). Establishing root cuttings of *Corylus heterophylla* × *Corylus avellana* and *Corylus avellana* 'Barcelona'. *Journal of Zhejiang Forestry College*, 26 (1): 89-94.



## Kilder

- De Klerk, G.-J., Brugge, J. & Marinova, S. (1997). Effectiveness of indoleacetic acid, indolebutyric acid and naphthaleneacetic acid during adventitious root formation in vitro in *Malus*; 'Jork 9'. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture*, 49 (1): 39-44.
- Di Iorio, A., Lasserre, B., Scippa, G. S. & Chiatante, D. (2005). Root system architecture of *Quercus pubescens* trees growing on different sloping conditions. *Annals of Botany*, 95 (2): 351-361.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2009). Handlingsplan for kalklindeskog. *DN rapport 2009-Y*. Oslo. 67 s.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2010). *Naturindeks for Norge*. Tilgjengelig fra: [www.dirnat.no/attachment.ap?id=1622](http://www.dirnat.no/attachment.ap?id=1622) (lest 12.04.12).
- Direktoratet for naturforvaltning. (2011a). *Faggrunnlag for Høstingsskoger i Norge - med sikte på utvelgning til Utvalgt naturtype*. Tilgjengelig fra: <http://www.dirnat.no/multimedia/51112/Hostingsskog-faggrunnlag-19-des-2011.pdf&contentdisposition=attachment> (lest 08.01.2012).
- Direktoratet for naturforvaltning. (2011b). *Konvensjonen om biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: <http://www.miljostatus.no/Tema/Naturmangfold/Internasjonale-konvensjoner/Konvensjonen-om-biologisk-mangfold/> (lest 03.01.2012).
- Entry, J., Reeves, D. W., Mudd, E., Lee, W., Guertal, E. & Raper, R. (1996). Influence of compaction from wheel traffic and tillage on arbuscular mycorrhizae infection and nutrient uptake by *Zea mays*. *Plant and Soil*, 180 (1): 139-146.
- Ercisli, S. & Read, P. (2000). *Propagation of hazelnut by softwood and semi-hardwood cuttings under Nebraska conditions*. V International Congress on Hazelnut 275-280 s.
- Fagan, W. F., Cantrell, R. S. & Cosner, C. (1999). How habitat edges change species interactions. *The American Naturalist*, 153 (2): 165-182.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Floate, K. D. & Whitham, T. G. (1994). Aphid-ant interaction reduces chrysomelid herbivory in a cottonwood hybrid zone. *Oecologia*, 97 (2): 215-221.
- Fløistad, I. (2010). Bekjempelse av kanadagullris. *Fagus rådgivning nr 06/2010*. Oslo: Fagus fakta,.
- Fløistad, I. S. & Billing-Hansen, O. (2005). *Flerårige vandrende ugras med krypende jordstengler*. Hefte utvalgte artikler fra park og anlegg. Oslo: Norsk gartnerforbund.
- FN-sambandet. (2011). *Biologisk mangfold*. Tilgjengelig fra: <http://www.fn.no/naturmangfold> (lest 18.01.2012).
- Foslie, M. (1983). Terminologi for trelastbransjen. Oslo: Norsk Treteknisk institutt. 42 s.
- Fremstad, E. (1997). *Vegetasjonstyper i Norge*. 2. utg. NINA Temahefte 12. Trondheim. 279 s.
- Fries, N. (1990). The influence of tree roots on spore germination of ectomycorrhizal fungi. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 28 (1-4): 139-144.

- Germain, E. (1992). *The reproduction of hazelnut (Corylus avellana L.): a review*. III International congress on hazelnut. 195-210 s.
- Goldberg, D. E. & Werner, P. A. (1983). The effects of size of opening in vegetation and litter cover on seedling establishment of goldenrods (*Solidago* spp.). *Oecologia*, 60 (2): 149-155.
- Graves, W. R. (2002). IBA, juvenility, and position on ortets influence propagation of Carolina buckthorn from softwood cuttings. *Journal of Environmental Horticulture*, 20 (1): 57-61.
- Grossmann, K. (1998). Quinclorac belongs to a new class of highly selective auxin herbicides. *Weed science*: 707-716.
- Grossmann, K. (2010). Auxin herbicides: current status of mechanism and mode of action. *Pest management science*, 66 (2): 113-120.
- Gurevitch, J., Scheiner, S. & Fox, G. (2006). *The Ecology of plants*. 2. utg. Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. 92 - 96 s.
- Hagen, D. & Skrindo, A. B. (red.). (2010). *Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng.*: Forsvarsbygg. 95 s.
- Hagerman, S. M., Jones, M. D., Bradfield, G. E. & Sakakibara, S. M. (1999). Ectomycorrhizal colonization of *Picea engelmannii* x *Picea glauca* seedlings planted across cut blocks of different sizes. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 29 (12): 1856-1870.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Garder, G., Moen, A., Mortensen, P., Nordenhaug, A., et al. (red.). (2009). *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0*. Trondheim.
- Harris, J., Birch, P. & Short, K. (1989). Changes in the microbial community and physico-chemical characteristics of topsoils stockpiled during opencast mining. *Soil Use and Management*, 5 (4): 161-168.
- Hartmann, H.T & Kester, D.E. (1990). *Plant propagation*, Prentice – Hall, Engelwood cliffs, New Jersey.
- Hågvar, S. (1998). Norske maurs forunderlige liv. *Insektsnytt* (2/3/1998).
- Ishida, T. A., Nara, K. & Hogetsu, T. (2007). Host effects on ectomycorrhizal fungal communities: insight from eight host species in mixed conifer–broadleaf forests. *New Phytologist*, 174 (2): 430-440.
- Ishida, T. A., Nara, K., Tanaka, M., Kinoshita, A. & Hogetsu, T. (2008). Germination and infectivity of ectomycorrhizal fungal spores in relation to their ecological traits during primary succession. *New Phytologist*, 180 (2): 491-500.
- Jones, M. D., Durall, D. M. & Cairney, J. W. G. (2003). Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist*, 157 (3): 399-422.
- Kantarci, M. & Ayfer, M. (1992). *Propagation of some important Turkish hazelnut varieties by cuttings*. III International Congress on Hazelnut, 353-360 s.
- Klahr, M. & Still, S. (1979). Effect of indolebutyric acid and sampling-dates on the rooting of four *Tilia* taxa. *Scientia Horticulturae*, 11 (4): 391-397.

## Kilder

- Krebs, C. J. (2009). *Ecology*. 6. utg. San Francisco: Pearson Education, Inc. 568-569 s.
- Kunneman, B. (1991). 1.9 Linden Trees (*Tilia* spp.). I: Bajaj, Y. P. S. (red.) b. 3 *Trees III*, s. 152-163. Berlin: Springer verlag.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Bakken, T. (red.). (2006). *Norsk rødliste for arter 2006*. Artsdatabanken, Norge.
- Landeweert, R., Hoffland, E., Finlay, R. D., Kuyper, T. W. & van Breemen, N. (2001). Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 (5): 248-254.
- Langeland, K. & Asdal, Å. (2004). *Ta vare på plantene. Veileder i plantebevaring* Grimstad: Genresursutvalget for kulturplanter.
- Lid, J. & Lid, T. (2005). *Norsk flora*. 7. utgåva, Oslo: Det Norske samlaget.
- Lovdata. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold av 19 juni 2009*: Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra: <http://lovdata.no/all/tl-20090619-100-002.html#4> (lest 18.01.2012).
- Lunt, P. H. & Hedger, J. N. (2003). Effects of organic enrichment of mine spoil on growth and nutrient uptake in oak seedlings inoculated with selected ectomycorrhizal fungi. *Restoration Ecology*, 11 (2): 125-130.
- Magherini, R. & Nin, S. (1992). *Research on rooting of selected Tilia spp.* WOCMAP I - Medicinal and Aromatic Plants Conference: part 3 of 4. 259-264 s.
- McLendon, T. & Redente, E. F. (1992). Effects of nitrogen limitation on species replacement dynamics during early secondary succession on a semiarid sagebrush site. *Oecologia*, 91 (3): 312-317.
- Messeguer, J. & Mele, E. (1985). *In vitro propagation of adult material and seedlings of Corylus avellana*. 499-504 s.
- Miljøverndepartementet. (2011). *Kalklindeskog - velkommen til vår urnatur*. Tilgjengelig fra: [http://www.dirnat.no/multimedia/48626/Kalklindeskog\\_velkommen-til-var-urnatur.pdf&contentdisposition=attachment](http://www.dirnat.no/multimedia/48626/Kalklindeskog_velkommen-til-var-urnatur.pdf&contentdisposition=attachment) (lest 25.05.2011).
- Miller, R., Carnes, B. & Moorman, T. (1985). Factors influencing survival of vesicular-arbuscular mycorrhiza propagules during topsoil storage. *Journal of Applied Ecology*: 259-266.
- Miransari, M., Bahrami, H. A., Rejali, F. & Malakouti, M. J. (2008). Using arbuscular mycorrhiza to alleviate the stress of soil compaction on wheat (*Triticum aestivum* L.) growth. *Soil Biology and Biochemistry*, 40 (5): 1197-1206.
- Mong, C. E. (2005). Foryngelse hos lind *Tilia cordata* i Sør-Norge. *Aktuelt fra skogforskningen*, 4/05. Ås: Norsk Institutt for Skogforskning. 17 s.
- Mossberg, B. & Stenberg, L. (2007). *Gyldendals store nordiske flora*. Oslo: Gyldendal Norske forlag. 928 s.
- Nadian, H., Smith, S. E., Alston, A. M. & Murray, R. S. (1997). Effects of Soil Compaction on Plant Growth, Phosphorus Uptake and Morphological Characteristics of Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Colonization of *Trifolium subterraneum*. *New Phytologist*, 135 (2): 303-311.

- Nara, K. & Hogetsu, T. (2004). Ectomycorrhizal fungi on established shrubs facilitate subsequent seedling establishment of successional plant species. *Ecology*, 85 (6): 1700-1707.
- Nara, K. (2006). Ectomycorrhizal networks and seedling establishment during early primary succession. *New Phytologist*, 169 (1): 169-178.
- Nilsson, J. & D'Hertefeldt, T. (2008). Origin matters for level of resource sharing in the clonal herb *Aegopodium podagraria*. *Evolutionary Ecology*, 22 (3): 437-448.
- Patricia, A. W., Ronald, S. G. & Bradbury, I. A. N. K. (1980). The biology of canadian weeds: 45. *Solidago canadensis* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 60 (4): 1393-1409.
- Peintner, U., Moncalvo, J. M. & Vilgalys, R. (2004). Toward a better understanding of the infrageneric relationships in *Cortinarius* (Agaricales, Basidiomycota). *Mycologia*, 96 (5): 1042.
- Pigott, C. D. (1991). *Tilia Cordata* Miller. *Journal of Ecology*, 79 (4): 1147-1207.
- Pommeresche, R. & Meisingset, E. L. (2005). Meitemarkens rolle i omdanning av planterester. *Grønn kunnskap*, 9 (3): 129-138.
- Ponchia, G. & Howard, B. (1987). *Chestnut and hazel propagation by leafy summer cuttings*. International Symposium on Vegetative Propagation of Woody Species. 236-241 s.
- Radoglou, K., Dobrowolska, D., Spyroglou, G. & Nicolescu, V. N. (2008). A review on the ecology and silviculture of limes (*Tilia cordata* Mill., *Tilia platyphyllos* Scop. and *Tilia tomentosa* Moench.) in Europe. *Romania*, 15: 16.
- Raven, P. H., Evert, R. F. & Eichhorn, S. E. (2005). *Biology of plants* 7. utg. Madison, St Louis: WH Freeman. 686 s.
- Rein, W. H., Wright, R. D. & Seiler, J. R. (1991). Propagation medium moisture level influences adventitious rooting of woody stem cuttings. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 116 (4): 632-636.
- Reznikova, Z. & Dorosheva, H. (2004). Impacts of red wood ants *Formica polyctena* on the spatial distribution and behavioural patterns of ground beetles (Carabidae). *Pedobiologia*, 48 (1): 15-21.
- Rodriguez, A., Albuerne, M. & Tamés, R. S. (1988). Rooting ability of *Corylus avellana* L.: Macromorphological and histological study. *Scientia Horticulturae*, 35 (1-2): 131-142.
- Rosner, L., Harrington, J. & Dreesen, D. (1988). Preliminary evaluation on adventitious rooting hardwood stem cuttings of *Symphoricarpos oreophilius*, *Ribes cereum* and *Cercocarpus montanus* from throughout New Mexico.
- Skrindo pers.med. (24/2-12).
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tilgjengelig fra: [http://www.ser.org/content/ecological\\_restoration\\_primer.asp](http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp) (lest 11.01.2012).



## Kilder

- Solheim, E. (2009). *Historisk lov for naturen*: Miljøverndepartementet. Tilgjengelig fra: [http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/aktuelt/taler\\_artikler/ministeren/erik\\_solheim/2009/historisk-lov-for-naturen.html?id=565356](http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/aktuelt/taler_artikler/ministeren/erik_solheim/2009/historisk-lov-for-naturen.html?id=565356) (lest 03.01.2012).
- Sopp og nyttevekstforbundet. (2010). *Slørsopper (Cortinarius)*. Tilgjengelig fra: <http://www.soppognyttevekster.no/default.aspx?id=1229> (lest 26.05.11).
- Spethmann, W. & Hamzah, A. (1987). *Growth hormone induced root system types in cuttings of some broad leaved tree species*. International Symposium on Propagation of Ornamental Plants, 601-606 s.
- Store norske leksikon. (2009). *Naturvernloven* Tilgjengelig fra: <http://snl.no/naturvernloven> (lest 19.01.2012).
- Store norske leksikon. (2011). *Slørsopp*. Tilgjengelig fra: <http://snl.no/slørsopp> (lest 20.01.12).
- Strohmayr, P. (1999). Soil stockpiling for reclamation and restoration activities after mining and construction. *Restoration and Reclamation Review*, 4 (7).
- Sun, B., Tan, J., Wan, Z., Gu, F. & Zhu, M. (2006). Allelopathic effects of extracts from *Solidago canadensis* L. against seed germination and seedling growth of some plants. *Journal of Environmental Sciences*, 18 (2): 304-309.
- Szili-Kovács, T., Török, K., Tilston, E. & Hopkins, D. (2007). Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields by organic additions. *Biology and Fertility of Soils*, 43 (6): 823-828.
- Sæbø, A. (2009). *Lind - hellig tre med mange egenskaper*. Skogtrær. Ås: skog og landskap. Tilgjengelig fra: <http://www.skogoglandskap.no/Artsbeskrivelser/lind> (lest 20.01.12).
- Tajbakhsh, M., Korkan, M. & Ghiyasi, M. (2009). Effect of timing on callus formation and rooting ability in IBA-treated hardwood stem cuttings of persian walnut, hazelnut and apple. *Not. Bot. Hort. Agrobot. Cluj-Napoca*, 37: 103-107.
- Tamm, A., Kull, K. & Sammul, M. (2001). Classifying clonal growth forms based on vegetative mobility and ramet longevity: a whole community analysis. *Evolutionary Ecology*, 15 (4): 383-401.
- Tate, R. L. & Klem, D. A. (red.). (1985). *Soil reclamation processes: Microbiological analyses and applications*. New York: Marcel Dekker Inc.
- Tollefsrud, M. M. (2010a). Eik- symbol for styrke, livskraft og utholdenhet. Ås: Institutt for skog og landskap, UMB.
- Tollefsrud, M. M. (2010b). *Hassel - en tidlig og høyt skattet innvandrer*. Ås: Skog og landskap. Tilgjengelig fra: <http://www.skogoglandskap.no/Artsbeskrivelser/hassel> (lest 03.01.2012).
- Treveven. (u.å-a). *Corylus avellana*. Tilgjengelig fra: [http://www.treveven.no/leksikon/article.asp?Data\\_ID\\_Article=86&Data\\_ID\\_Channel=2](http://www.treveven.no/leksikon/article.asp?Data_ID_Article=86&Data_ID_Channel=2) (lest 07.01.12).
- Treveven. (u.å-b). *Eik*. Tilgjengelig fra: [http://www.treveven.no/leksikon/article.asp?Data\\_ID\\_Article=81&Data\\_ID\\_Channel=2](http://www.treveven.no/leksikon/article.asp?Data_ID_Article=81&Data_ID_Channel=2) (lest 30.09.11).

- Török, K., Szili-Kovács, T., Halassy, M., Tóth, T., Hayek, Z., Paschke, M. W. & Wardell, L. J. (2000). Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science*, 3 (1): 7-14.
- Ughini, V. & Roversi, A. (2004). *Adventitious root formation course in hazelnut hardwood cuttings as a consequence of forcing treatments*. VI International Congress on Hazelnut, 227-235 s.
- van Schöll, L., Kuyper, T. W., Smits, M. M., Landeweert, R., Hoffland, E. & Breemen, N. (2008). Rock-eating mycorrhizas: their role in plant nutrition and biogeochemical cycles. *Plant and Soil*, 303 (1): 35-47.
- Visser, S., Fujikawa, J., Griffiths, C. & Parkinson, D. (1984). Effect of topsoil storage on microbial activity, primary production and decomposition potential. *Plant and Soil*, 82 (1): 41-50.
- Øyen, B.-H., Andersen, H. L., Myking, T., Nygaard, P. H. & Stabbetorp, O. E. (2009). Økologiske egenskaper for noen utvalgte introduserte bartreslag i Norge. *Viten fra skog og landskap*, 1/2009.

## 11. Vedlegg

### 11.1. Vedlegg 1: Morplantenes utseende og fordeling

#### Hassel



#### Morplante 1:

Soleksponert i sone 1 lengst ned mot veikantsonen. Meget vitalt tre med mange tykke levende stammer og få døde. Treet ga mange kraftige, lange stiklinger ved begge uttak.



#### Morplante 2:

Skyggefullt plassert under et større løvtre i sone 2. Mindre individ som ga korte tynne stiklinger ved begge uttak.



#### Morplante 3:

Plassert ovenfor morplante 1 i sone 1. Soleksponert fra den ene siden og skyggefulle forhold fra den andre. Uttaks kvalitet på stiklingene varierte i tykkelse og lengde avhengig av sol- og skyggesiden, der de tatt fra solsiden var lengre og grovere.



#### Morplante 4:

Skyggefullt plassert midt i sone 2 nært opptil morplante 2. Middels omfangsrikt individ der stiklingene ble korte og tynne for begge uttak.





**Morplante 5:**

Full sol i kraftgaten sone 2. Individet hadde vært hogget og ga lange kraftige stiklinger. I uttak B var de grove.



**Morplante 6:**

Plassert i sol og halvskygge ved kraftgaten i sone 3. Tidligere hogget, med mange nye tynne skudd og ingen grove stammer. Ga blanding av grove og tynnere stiklinger. Ved uttak B generelt mer grove enn tynne.



**Morplante 7:**

Halvskygge - skygge i sone 3 like ved kraftgaten. Lite omfangsrikt individ som ga relativt spinkle stiklinger ved begge uttak.



**Morplante 8:**

Solrikt plassert i sone 1 øst for morplante 3. Vitalt med omtrent samme uttaks kvalitet som på solsiden av mortre 3. Ved uttak A små tynne stiklinger, som ved uttak B var grovere og men ikke så mye lengre.





**Morplante 9:**

Solrikt på toppen av åsen rett utenfor valgt vegetasjonsregistreringsområde. Ga stiklinger av god kvalitet ved begge uttak.



**Morplante 10:**

Plassert meget solrikt i midten av kraftgaten på toppen av åsen. Hadde vært hogget og ga de groveste stiklingene av alle morplantene for begge uttak hos hassel.

## Lind



**Morplante 1:**

Stor individ med mange grove stammer i sone 3. Stiklinger ble høstet fra lavere yngre greinskudd som vokset i skyggen hvilket ga kort, tynt materiale ved begge uttak.



**Morplante 2:**

Plassert i sone 3. Stiklinger måtte tas av greinskudd i skygge. Noen lengre stiklinger i uttak A, meget korte i uttak B.



**Morplante 3:**

Halvskygge i sone 2. Lite greinskudd. Mange stiklinger tatt fra greiner på hovedstammer som fikk sol, men disse ble korte og tynne ved begge uttak.



**Morplante 4:**

Solrikt i overgang mellom sone 1 og 2. Greinskudd ga stiklinger av tilfredsstillende størrelse og lengde ved begge uttak. Rød filtmidd ble registrert ved uttak B.





**Morplante 5:**

Meget solrikt plassert ute i kraftgaten i sone 3. Dette individ hadde blitt hogget og var ikke høyere enn 50 - 100 cm, men ga mange grove stiklinger ved begge uttak.



**Morplante 6:**

Halvskygge i sone 3 under bergnabbe i seksjon øst nært kraftgaten, øst for morplante 3. Omfangsrik, middels høy individ der stiklingene til største delen ble hentet fra lavere greinskudd. God kvalitet på stiklinger i begge uttak.



**Morplante 7:**

Plassert solrikt - halvskygge i sone 2, øst for kraftledning. Ga stiklinger av tilfredsstillende lengde ved uttak A. Ved uttak B vanskeligere å finne godt materiale grunnet Rød lindefiltmidd.



**Morplante 8:**

Solrikt til halvskygge i sone 2 ved kraftgate. Ungt individ. Ga stiklinger av blandet kvalitet ved begge uttak.

**Morplante 9:**

Solrikt i kanten av kraftgaten sone 2. Stiklinger ble høstet fra greinskudd. Bra lengde og tykkelse ved uttak A. Ved uttak B kunne ikke individet gjenfinnes.

**Morplante 10:**

Solrikt i sone 3. Hadde vært hogget. Ga mange grove stiklinger ved begge uttak. Ved uttak B muligens litt for grove.

## 11.2. Vedlegg 2: Arts- og dominansfordeling i felt- og busksjikt

art	Latins navn	veikant	sone 1	sone 2	sone 3	toppsone
Ask småplanter	<i>Fraxinus excelcior</i>	1	3	1		2
Balderbrå	<i>Tripleurospermum inodorum</i>	2				
Berberis	<i>Berberis vulgaris</i>				1	1
Blåklokke	<i>Campanula rotundifolia</i>				1	
Blåveis	<i>Hepatica nobilis</i>	1	1	1		1
Borre	<i>Arctium sp.</i>	2				
Burot	<i>Artemisia vulgaris</i>	2				
Buskmure	<i>Dasiphoria fruticosa</i>	1				
Dvergmispel	<i>Cotoneaster scandinavicus</i>		1			1
Då	<i>Galeopsis sp.</i>				1	
Eik småplanter	<i>Quercus robur</i>					1
Engknoppurt	<i>Centaurea jacea</i>	1				
Gran småplanter	<i>Picea abies</i>					1
Groblad	<i>Plantago major</i>	2				
Gullregn småplante	<i>Laburnum anagyroides</i>	1	1			



## Vedlegg

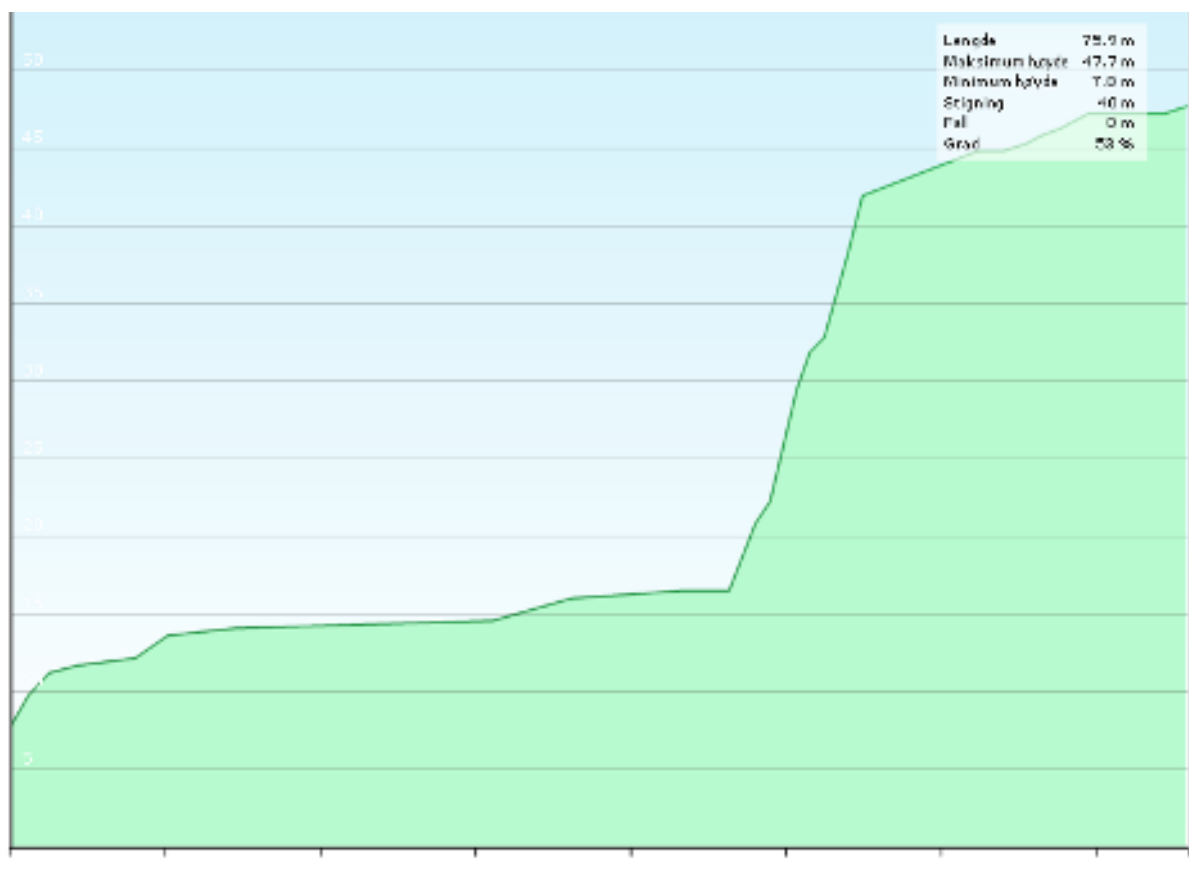
art	Latins navn	veikant	sone 1	sone 2	sone 3	toppsone
Gullris	<i>Solidago viragurea</i>				1	1
Gulskolm	<i>Lathyrus pratensis</i>	1				
Hagepastinakk	<i>Pastinaca sativa</i>	1				
Hassel småplante	<i>Corylus avellana</i>		3			
Hengeaks	<i>Melica nutans</i>				1	3
Hestehov	<i>Tussilago farfara</i>	2	1			
Hestekastanje	<i>Aesculus hippocastanum</i>				1	
Hundekjeks	<i>Anthriscus sylvestris</i>					1
Hvitmaure	<i>Galeum boreale</i>					1
Hvitsteinkløver	<i>Melilotus albus</i>	3				
Kanadagullris	<i>Solidago canadensis</i>	3				
Kantkonvall	<i>Polygonatum odoratum</i>				1	2
Kratthumleblom	<i>Geum urbanum</i>				1	
Krossved	<i>Viburnum opulus</i>		2	2		
Krusetistel	<i>Carduus crispus</i>	1				
Lakrismjelt	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	2				
Leddved	<i>Lonicera xylosterum</i>		1	1		
Legesteinkløver	<i>Melilotus officinalis</i>	3				
Liljekonvall	<i>Convallaria majalis</i>		2	3	3	3
Lønn småplanter	<i>Acer platanoides</i>	1				
Løvetann	<i>Taraxacum sp.</i>	2	1			
Markjordbær	<i>Fragaria vesca</i>		1			2
Maure	<i>Galium sp.</i>				1	
Mørkkongslys	<i>Verbascum nigrum</i>	1				
Osp småplanter	<i>Populus tremula</i>		1			
Prikkperikum	<i>Hypericum perforatum</i>	2				
Rogn småplanter	<i>Sorbus aucuparia</i>					1
Ryllik	<i>Achillea millefolium</i>	1				
Rynkerose	<i>Rosa rugosa</i>	1				

art	Latins navn	veikant	sone 1	sone 2	sone 3	toppsone
Rødflangre	<i>Epipactis atrorubens</i>		1			
Rødhyll småplanter	<i>Sambucus racemosa</i>			1		
Rødkløver	<i>Trifolium pratense</i>	1				
Sauesvingel	<i>Festuca ovina</i>					2
Skogskolm	<i>Lathyrus sylvestris</i>	2				
Skogsveve	<i>Hieracium sp.</i>	2				
Skvallerkål	<i>Aegopodium podagraria</i>	2				3
Slyngsøtvier	<i>Solanum dulcamara</i>	1				
Smørbukk	<i>Hylotelephium maximum</i>				1	
Sneglebelg	<i>Medicago lupulina</i>	2				
Stornesle	<i>Urticaria dioica</i>	1				
Sveve	<i>Hieracium sp.</i>		2		1	3
Teiebær	<i>Rubus saxatilis</i>		3		1	3
Trollhegg	<i>Frangula alnus</i>		1	1		1
Tysbast	<i>Daphne mezereum</i>				1	
Ugrasklokke	<i>Campanula rapunculoides</i>	2				
Valurt	<i>Symphytum officinale</i>	2				
Vaniljerot	<i>Monotropa hypopitys</i>					1
Vegkarse	<i>Rorippa sylvestris</i>	1				
Vikke	<i>Vicia sp.</i>		1			
Villrose	<i>Rosa sp.</i>	2				2
Åkersvineblom	<i>Senecio vulgaris</i>	2				
Åkertistel	<i>Cirsium arvense</i>	2				
Åkervindel	<i>Convolvus arvensis</i>	2				

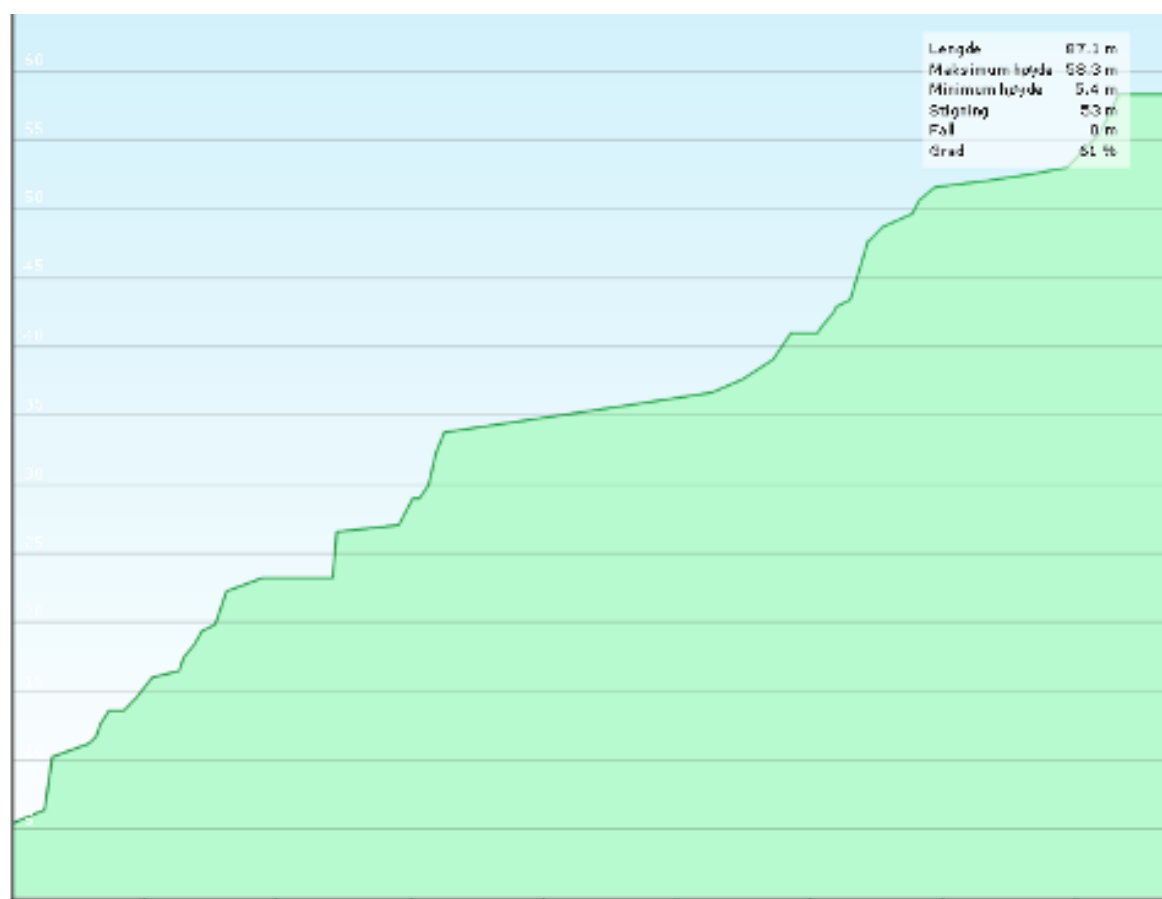
### 11.3. Vedlegg 3: Høydeprofiler

Høydeprofiler for seksjon vest og øst ble foretatt gjennom at GPS ble kalibrert for høyde i veikantsonen og siden gikk jeg sakte opp seksjonene til øvre grense i en så rett linje som mulig. Dataspoet ble importert til og behandlet av dataprogrammet Basecamp, et program som brukes til å behandle spor og veipunkter fra GPS.

## Vedlegg



**Figur 74: Høydeprofil i seksjon vest fra den vestre delen av sone 1 opp til øvre grense. I sone 3 er det gått øst for bergnabben.**



Figur 75: Høydeprofil i seksjon øst fra den midtre delen av sone 1 og opp til øvre grense gjennom rasskaret i sone 3.