



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 30 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Langtidseffekter av flatehogst på nedbrytning av strø

Long-term effects of clear-cutting on litter
decomposition

Halvor Lønnum

Skogfag

Forord

Denne oppgaven er skrevet ved Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA) og markerer en avsluttende epoke av mitt fem år lange studieløp på Skogfag ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

Siden jeg var svært ung har interessen for skogbruk alltid vært til stede, hovedsakelig takket være min far, Svein Tore Lønnum som la grunnsteinene gjennom skogsarbeid og kunnskapsdeling. Jeg vil takke min mor, Hilde Lønnum og far som har bidratt til at det ble praktisk gjennomførbart å kombinere studiene i Ås sammen med ansvaret for gårdsdriften hjemme. Dere har alltid vært en stor inspirasjonskilde og motivator, noe som har ført meg dit jeg er i dag.

En stor takk rettes til hovedveileder og professor Line Nybakken for initiativ til oppgaven, og medveileder samt professor Johan Asplund. En stor takk rettes også til Ph.D student Rieke Lo Madsen for å ha fått lov å ta del i hennes forskningsprosjekt. Deres felles engasjement for oppgaven og tydelige samt gode tilbakemeldinger underveis har gitt motivasjon i seg selv! Det har vært en glede å ta del i deres forskningsprosjekt, læringskurven har vært bratt og jeg har fått utfordret «de små grå», slik man burde. Ikke minst må jeg takke Claus D Kreibich og Mathias Rudolf Amundsen for god hjelp under labarbeidet, samt kjæreste og venner som har tatt seg tid til gjennomlesning av oppgaven.

Til slutt vil jeg takke mine medstudenter på skogfag for et ekstremt godt sosialt- og faglig miljø både på skogbrukersalen, i undervisning og ellers. Ikke minst andre venner som har bidratt til at tiden i Ås har blitt til uforglemmelige minner, tiden på Ås ville ikke vært den samme uten!

Tack psamt Pskaal!

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 14.mai 2023

Halvor Lønnum

Sammendrag

På første halvdel av 1900-tallet i Norge, skjedde en omstilling fra plukkhogst og dimensjonshogst av gran (*Picea abies*), og over til bestandsskogbruk, bestående av flatehogst etterfulgt av planting med foredlet plantemateriale. Tidligere studier har funnet forskjellige økologiske effekter av flatehogst på kort sikt, men langtidseffekter av flatehogst på nedbrytning er det imidlertid forsket lite på. Denne studien er en del av forskningsprosjektet EcoForest, og undersøkte om det fantes forskjeller i nedbrytningshastighet av organisk materiale mellom tidligere flatehogd skog (produksjonsskog) og ikke-flatehogd (nær-naturskog) ved hjelp av et strøposeforsøk. Nedbrytning regnes i denne studien som masse- og nitrogentap fra blader og nåler fra henholdsvis blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og gran. Forsøket inkluderte 10 par av tidligere flatehogd skog og ikke-flatehogd skog på 10 lokaliteter på Østlandet. For å studere påvirkning av forskjellig jordfauna, hadde strøposene to forskjellige maskestørrelser; stor maskestørrelse vs liten maskestørrelse. Halvparten av prøvene ble samlet inn etter 6 måneder mens andre halvdel ble samlet inn etter 12 måneder. Massetap og nitrogentap ble analysert for totalt 960 prøver av blåbærblader og grannåler.

Resultatene indikerer at skogtype alene, hverken påvirket massetap eller nitrogentap. Blåbærblader hadde høyere massetap enn grannåler etter 6 mnd, og det var en økning i nitrogenkonsentrasjon etter både 6 og 12 måneder. Grannåler hadde lavere massetap, og en økning i nitrogenkonsentrasjon etter 6 måneder, men et nitrogentap etter 12 måneder. Strøposene med stor maskestørrelse hadde større massetap enn liten maskestørrelse, noe som trolig skyldes effekter av forskjellig jordfauna, i tillegg til tap av fragmenter mellom maskene. Årsaken til de små eller fraværende forskjellene mellom skogtypene kan tyde på at sammensetningen av nedbrytersamfunnet og andre faktorer som påvirker nedbrytningshastigheten av blåbærblader og grannåler er relativt likt mellom skogtypene 60 til 70 år etter hogst.

Abstract

In the middle of the 20th century, there was a transition in Norway from singletree cutting to clear-cutting of spruce (*Picea abies*) followed by planting. Earlier studies have found different short term ecological effects of clear-cutting, however there is limited research on the long-term effects on litter decomposition. This study is a part of the research project EcoForest, where managed forest is compared with near-nature forests, to see if there are differences in litter decomposition between the forest types through a litter-bag experiment. Decomposition in this study is considered as mass loss and nitrogen loss from leaves from bilberry (*Vaccinium myrtillus*) and needles from spruce. The experiment included 10 pairs of managed forest and near-nature forest on 10 locations in Østlandet (Norway). The litter bags had two different mask size to study the effects of different soil fauna. Half of the samples were collected after 6 months, and the other half after 12 months. Mass loss and nitrogen loss were analyzed on a total of 960 samples of leaves from bilberry and needles from spruce.

The results indicates that forest type neither have effects on mass loss or nitrogen loss. Leaves from bilberry had higher mass loss than needles from spruce after 6 months, and an also increase in the nitrogen contents for both 6 and 12 months. Needles from spruce however had a less mass loss, in addition to nitrogen increase after 6 months, but a nitrogen loss after 12 months. The large mask-size had higher mass loss than the small mask-size, something that probably due to effects of different soil fauna and loss of fragments trough the masks. The reason for the small and absent differences between the forest types indicates that the composition of the decomposer society and other factors who affect the decomposition of bilberry leaves and spruce needles, is relatively similar between the forest types after 60 to 70 years since the clear-cutting.

Innholdsfortegnelse

1.0 INNLEDNING	2
2.0 MATERIAL OG METODE	6
2.1 STUDIEOMRÅDE	6
2.2 FELTDESIGN	8
2.3 PRØVETAKING	8
2.4 INNVEIING.....	9
2.5 KARBON OG NITROGENANALYSE	9
2.6 DATAANALYSE	10
3.0 RESULTATER	11
3.1 SKOGTYPENS PÅVIRKNING PÅ MASSETAP	11
3.2 STRØETS PÅVIRKNING PÅ NITROGENTAP OG MASSETAP.....	13
3.3 MASKESTØRRELSE	16
4.0 DISKUSJON	18
5.0 KONKLUSJON	25
6.0 LITTERATURLISTE	26

1.0 Innledning

Boreale skoger er et av de viktigste karbonlagrene vi har globalt sett, hvor karbon blir lagret i stående biomasse over bakken og som jordkarbon under bakken. Mesteparten av de norske skogene er en del av det boreale barskogbeltet, som strekker seg langs polarsirkelen og dekker omtrent 30% av skogarealet på global skala (Crowther et al., 2015; Kausrud et al., 2022). Nærmere 60-80 prosent av karbon i boreale skoger er lagret i jorden (Bartlett et al., 2020; Pan et al., 2011). Karbonsykluser i skog er kompliserte, og vurderinger av i hvilken grad skogbruk bidrar til netto karbonutslipp eller karbonlagring er blant annet avhengig av forvaltningsregime og substitusjonseffekter (Eriksson et al., 2007). I dag dekker de boreale skogene mer enn halvparten av tømmervolumet på global skala (Gauthier et al., 2015), og innehar i tillegg viktige økosystemtjenester for befolkningen (Mery et al., 2010). Betydningen av et aktivt skogbruk er stor, noe som fører med seg behov for økt kunnskap omkring hvordan skogbruk påvirker økosystemet. Uvissheten om hvordan produksjonsskog påvirker jordsmonnet er intet nytt tema, i 1938 tok Agnar Barth opp problemstillingen og stilte seg kritisk til hvordan ensjiktet skog påvirket jordsmonnet negativt (Nygaard & Øyen, 2020). I ettertid har fokuset på hvordan skogbruk påvirker biologisk mangfold og økosystemet fått mye oppmerksomhet, noe som blant annet gjenspeiles med innføringen av Levende Skog Standarden i 1998 og utviklingen frem til den nyreviderte PEFC Norsk Skogstandard som tredde i kraft 2023 (PEFC-Skogstandard, 2022).

I Norge er 37,7 prosent av arealet til lands dekket av skog, hvorav 67,7 prosent anses som produktiv skog, mens resterende er uproduktiv skog (SSB, 2024). Av det produktive skogarealet regnes 35 prosent som dominert av gran (*Picea abies*), 29 prosent dominert av furu (*Pinus sylvestris*) og resterende som lauvdominert (NIBIO, 2019). Mer eller mindre all skog i Norge har vært påvirket av menneskelig aktivitet i en eller annen form gjennom tiden, slik som skogbruk, beitebruk, lauving, svedjebbruk, skogbrenning, oppdyrking og mineralutvinning (Nygaard & Øyen, 2020; Selsing, 2016). På slutten av 1800-tallet økte avsetning av trelast og massevirke som følge av etablering av treforedlingsindustri og skogene ble dimensjonshogd for å imøtekomme etterspørselen (Storaunet & Rolstad, 2020). Etter perioden med dimensjonshogst, ble plukkhogst vanlig frem til midten av 1900-tallet (Nygaard & Øyen, 2020). Rundt 1940 ble flatehogst med planting av foredlet plantemateriale den dominerende avvirkning- og foryngelsesmetoden og bestandsskogbruk ble en realitet. I dag er disse skogene det vi ofte forbinder med produksjonsskog eller kulturskog.

Skogstrukturen i områdene som ikke er berørt av bestandsskogbruk er kanskje det nærmeste vi kommer naturskog i dag, foruten om de områdene som har vært urørt i all tid. Definisjonen av naturskog har variert gjennom tiden, innad i land og for hvilke treslag det er snakk om. Rolstad et al. (2002) foreslo en generell definisjon av naturskog i Norge som: «*naturskog er skog fremkommet ved naturlig foryngelse av stedegent genmateriale. Menneskelig påvirkning har funnet sted i så liten utstrekning, for så lang tid tilbake, eller utført på en slik måte, at skogens naturlige struktur, sammensetning og økologiske prosesser ikke er endret i vesentlig grad*». Naturskog skiller seg på flere måter fra produksjonsskog, hvor skogstrukturen blir påvirket av skjøtsels- og behandlingsmetoder. Med det blotte øye vil man kunne se at bestandsskogbruk påvirker landskapsbilde og danner romlige mønstre i naturen. Det vi imidlertid ikke kan se like enkelt er forskjeller i miljøforhold mellom naturskog og produksjonsskog. Etter en flatehogst vil man blant annet få større lokale miljøendringer som konsekvens av økt vind- og lyseksposering og endret fuktighetsforhold i jorda (Økland et al., 2003). Viktige livsmiljøer kan forsvinne som direkte konsekvens av treuttaket (Gjerde et al., 2022), men dette er også sterkt avhengig av indirekte faktorer som topografi, tresjikt og klimatiske forhold (Rydgren et al., 1999). Naturskog har i motsetning til produksjonsskog i mange tilfeller utviklet et mer variert tresjikt med aldersforskjeller, hvor små og store forstyrrelsesdynamikker skaper åpne glenner hvor ny skog etableres (Yamamoto, 2000). I tillegg til større andel biologisk viktig død ved og artsdiversitet i feltsjiktet (Asplund et al., 2024). Glennedynamikken fører blant annet til endringer i mikroklima, hvor lys, fuktighet og temperatur kan variere i stor grad innenfor samme område, noe som påvirker økosystemet over og i jorden (Yamamoto, 2000). Strukturelle forskjeller mellom naturskog og produksjonsskog kan med andre ord være betydelige, og påvirker antageligvis de ulike prosessene i økosystemet, slik som nedbrytning.

Mesteparten av organisk materiale i skog tilføres av overjordiske planter som mister blader og tilfører jordnedbrytere næring slik at omdanningen begynner (Gessner et al., 2010).

Nedbrytning av organisk materiale er en tidkrevende prosess hvor både kjemiske og strukturelle sammensetninger endres (Berg, 2000). Nitrogen, en viktig del av næringsstoffene i organisk materiale er essensiell for mikrobers vekst, reproduksjon og overlevelse (Booth et al., 2005). Forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N) er et mål på sammensetningen av karbon- og nitrogenkonsentrasjon i jord. Lavt C/N forhold, som indikerer høy nitrogenkonsentrasjon relativt til karbon (Chapin et al., 2011), fører til høyere nedbrytningshastighet enn ved et høyt C/N forhold (Booth et al., 2005). Denne effekten er

imidlertid avhengig av tid. Tidligere studier har vist at nedbrytningshastigheten akselererer raskere i den tidlige fasen av nedbrytning dersom materialet er nitrogenrikt enn hvis det er nitrogenfattig, men at nedbrytningen ved senere faser går raskere med nitrogenfattig materiale (Berg & McClaugherty, 2008; Enríquez et al., 1993). Videre er nedbrytningshastighet høyest for organisk materiale med høy nitrogenkonsentrasjon og lavt innhold av sekundære forbindelser (Moorhead & Sinsabaugh, 2006). Mikrober som lever av karbon fra strø har evnen til å hente nitrogen fra andre deler av jordmiljøet. Dette kan føre til at nitrogeninnholdet i strøet øker i de innledende delene av nedbrytningsfasen (Berg & Staaf, 1981). I tillegg kan heterotrofe nitrogenfikserende bakterier benytte atmosfærisk nitrogen til fordel for deres reproduksjon, noe som også kan gi økt nitrogeninnhold i strøet (Crews et al., 2000; Purahong et al., 2016). Med økt nitrogentilgang vil det skje en endring i sammensetningen av nedbrytere, hvor bakteriesamfunnet blir styrket på bekostning av sopp (Maaroufi et al., 2018; Shaw et al., 2019; Tonjer et al., 2023). Dette kan resultere i økt akkumulering av organisk materiale og reduksjon i mikrobiell biomasse (Treseder, 2008). Oppsummert, understreker tidligere studier at nitrogeninnhold er essensielt for nedbrytning og påvirker sammensetningen av mikrobielle samfunn og nedbrytningshastighet, noe som er viktig når man skal studere utviklingen av nitrogenkonsentrasjon mellom forskjellige skogtyper.

Nedbrytning av organisk materiale kan deles inn i tre faser; først har man en utvaskingsfase av lettløselige forbindelser, deretter en fragmenteringsfase hvor større deler av organisk materiale blir brutt ned og blandet i jord av jordlevende dyr, og til slutt kjemisk nedbrytning hvor sopp og bakterier bryter ned tyngre nedbrytbare forbindelser (Chapin et al., 2011). Sopp og bakterier er de viktigste driverne for kjemisk nedbrytning av organisk materiale i jord, og kan stå for nærmere 95% av all nedbrytning og respirasjon utført av nedbrytere (Chapin et al., 2011). Sopp har ulike funksjoner, og overordnet skiller man gjerne mellom generalistiske sopper som bryter ned lettløselige forbindelser, og spesialiserte sopper som bryter ned tyngre nedbrytbare forbindelser (Moorhead & Sinsabaugh, 2006).

Nedbrytere av organisk materiale i skog deles gjerne inn etter størrelse. Mikrofauna består av organismer mindre enn 0,1 mm slik som encellede organismer (protozer) og flercellede organismer (nematoder) som livnærer seg på sopp og bakterier (Vickerman, 1992). Mesofauna er jorddyr i størrelsesorden 0,1-2 mm og består blant annet av spretthaler og midd (Chapin et al., 2011). Spretthaler er i størrelsesorden 0,5-4 mm og spiser bakterier, planterester og mikroorganismer, sopp- og sporer (Pommeresche & Fjellberg, 2011;

Walter & Proctor, 1999). Jordlevende midd er i størrelsesordenen 0,2-0,8 mm og bidrar til nærings sirkulasjon mellom planter og andre mikroorganismer, de spiser og flytter sopp- og bakterier rundt i jorden og gjør næringsstoffer tilgjengelig for andre nedbrytere (Walter & Proctor, 1999). Makrofauna er gruppen med nedbryterne større enn 2 mm og omfavner blant annet meitemark, biller, edderkopper og snegler. Makrofaunaen har ulike funksjoner, de hjelper til med fragmentering av organisk materiale slik som de andra faunaene (Lavelle et al., 1997), men kanskje viktigst bedrer de jordstrukturen ved å skape ganger i jorden som er viktige for luft og vannsirkulasjon (Beare et al., 1992; Chapin et al., 2011). For å studere hvordan nedbryterfaunaen påvirker nedbrytning, blir ofte strøposeforsøk med forskjellige maskestørrelser benyttet (Bokhorst & Wardle, 2013; Nanda et al., 2009). Forskjellige maskestørrelser fører til at nedbrytere med kroppsstørrelse større enn maskestørrelsen blir utelukket fra nedbrytningsstudiet, noe som kan bidra til å forstå nedbrytningsprosesser (Bocock, 1964; Bokhorst & Wardle, 2013; Nanda et al., 2009). Med andre ord innehar nedbrytere ulike funksjoner og sammensetningen av disse vil kunne påvirke nedbrytnings hastigheten.

Målet med denne studien var å studere langtidseffekter av flatehogst på nedbrytning av strø, som i dette tilfellet var blader og nåler fra henholdsvis blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og gran. Det ble benyttet to forskjellige maskestørrelser for å se om utelukkelse av enkelte nedbrytere påvirket nedbrytningen. Strøet lå utendørs i felt i 6 og 12 måneder (mnd) før det ble gjort målinger for massetapet og nitrogentap for å undersøke forskjeller i massetap mellom skogtypene. For å undersøke dette satte jeg opp følgende hypoteser:

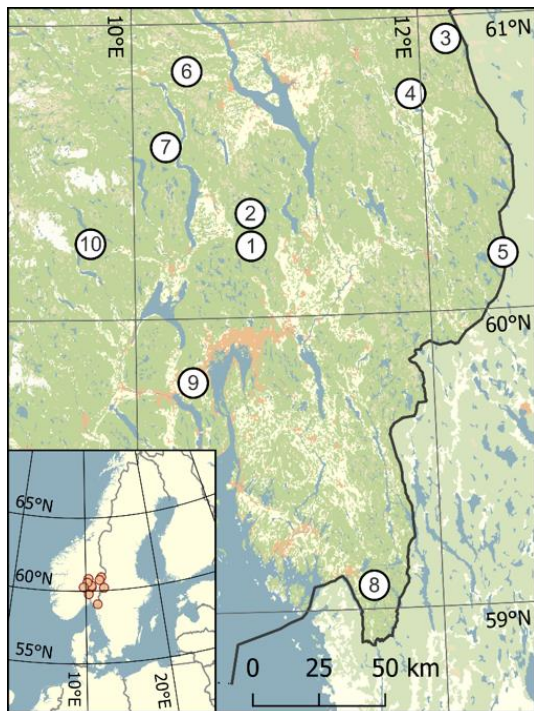
- 1) *Nedbrytning av strø går raskere i skog som ikke er flatehogd (NN), enn i skog som tidligere er flatehogd (CC).*
- 2) *Blåbærblader har høyere massetap og nitrogentap enn grannåler ved 6 mnd.*
- 3) *Strøposer med stor maskestørrelse har høyere massetap enn strøposer med liten maskestørrelse.*

2.0 Material og metode

2.1 Studieområde

Min masteroppgave er gjennomført på prøveflater på det allerede etablerte EcoForest-prosjektet som hadde oppstart i 2021. Prøveflatene er etablert på ti ulike lokaliteter på Østlandet i Norge, hvor hver lokalitet har parvise prøveflater på 225 m² hver (totalt 20 prøveflater). De parvise prøveflatene er delt inn etter skogtilstander som representerer ikke-flatehogd skog (NN), og skog som tidligere er flatehogd (CC) (Tabell 1) etter gjeldende feltinstruks for EcoForest-prosjektet (Asplund et al., 2024). For hver parvise prøveflate ble det satt kriterier for utplukking og plassering av prøveflatene; boniteten skulle være mellom G14-G17 på H40-systemet, det skulle være lik jorddybde, jordtype, vegetasjonstype, hellingsgrad og himmelretning. For lokalitetene som tidligere var flatehogd skulle det ikke være tegn til at det var utført grøfting, tynning eller billeangrep i bestandet, og den siste sluttavirkningen skulle være fra mellom 1950 og 1960 tallet. Skogtilstanden i ikke-flatehogd skog representerte nær-naturskog hvor det ikke var tegn av menneskelig aktivitet fra nyere tid eller uttak av død ved.

Dominerende treslag for alle lokaliteter var gran, med varierende innslag av furu, bjørk (*Betula pendula*) og rogn (*Sorbus aucuparia*). Dominerende vegetasjonstype for alle lokaliteter var blåbærskog, med et bunnsjikt dekket av furumose (*Pleurozium schreberi*), etasjemose (*Hylocomium splendens*) og fjærmose (*Ptilium crista-castrensis*). Prøveflatene ble fordelt over et stort geografisk område, i fylkene Innlandet, Buskerud, Akershus og Østfold. Den nordligste prøveflaten var lokalisert på Hemberget i Våler kommune, mens den sørligste prøveflaten var lokalisert i Halden kommune (Figur 1; Tabell 1).



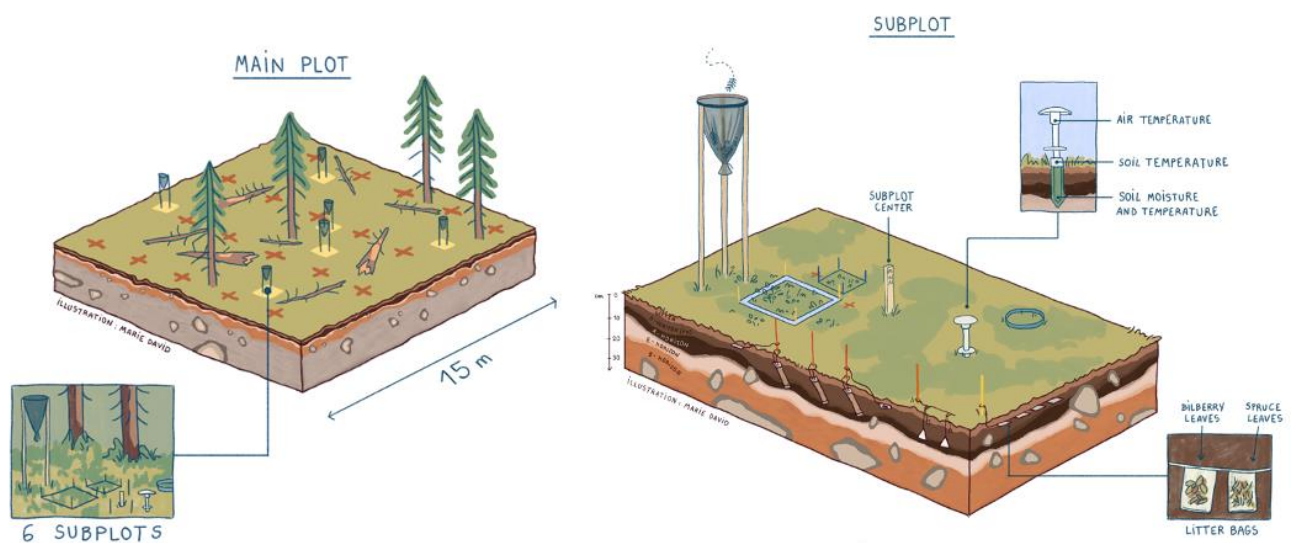
Figur 1: Kart over hvor de parvise prøvofeltene er lokalisert, numrene samsvarer med parnumrene i Tabell 1 (Illustrasjon: Johan Asplund)

Tabell 1: Oversikt over lokaliteter med posisjon (kommune, fylke, breddegrad, lengdegrad og høyde over havet) samt skogtype.

Par	Lokalitet	Kommune (Fylke)	Skogtype	Breddegrad (°N)	Lengdegrad (°Ø)	hoh
1	Skotjernfjell	Lunner (Akershus)	NN	60,2422	10,796	602
	Skotjernfjell	Nannestad (Akershus)	CC	60,2413	10,8084	577
2	Gullenhaugen	Gran (Innlandet)	NN	60,3526	10,7966	668
	Gullenhaugen	Gran (Innlandet)	CC	60,37	10,7872	590
3	Hemberget	Våler (Innlandet)	CC	60,9211	12,1889	580
	Hemberget	Våler (Innlandet)	NN	60,9151	12,2065	580
4	Braskereidfoss	Våler (Innlandet)	NN	60,7398	11,9285	426
	Braskereidfoss	Våler (Innlandet)	CC	60,7476	11,9264	333
5	Särkilampi	Kongsvinger (Innlandet)	NN	60,1877	12,508	360
	Särkilampi	Kongsvinger (Innlandet)	CC	60,2005	12,5281	378
6	Øytjernet	Gjøvik (Innlandet)	NN	60,8389	10,3812	644
	Øytjernet	Gjøvik (Innlandet)	CC	60,8432	10,409	663
7	Tretjerna	Søndre Land (Innlandet)	NN	60,5836	10,2265	469
	Tretjerna	Søndre Land (Innlandet)	CC	60,5773	10,2285	516
8	Halden	Halden (Østfold)	NN	59,0798	11,5465	213
	Halden	Halden (Østfold)	CC	59,0798	11,5595	205
9	Blåfjell	Asker (Akershus)	NN	59,7831	10,3813	290
	Blåfjell	Asker (Akershus)	CC	59,788	10,3865	322
10	Storås	Krødsherad (Buskerud)	NN	60,2591	9,7007	490
	Storås	Krødsherad (Buskerud)	CC	60,2615	9,7091	423

2.2 Feltdesign

Hver prøveflate besto av seks tilfeldige plasserte subplot, og på hvert subplot ble to sett med fire strøposer per sett (n=960) lagt ned (Figur 2). Strøposene som ble benyttet hadde to ulike maskestørrelser hvorav stor maskestørrelse var 1 mm, mens liten maskestørrelse var 50 µm (0,05 mm). Dette for å kunne studere effekten av jordmesofauna opptil 1 mm. Blåbærblader og grannåler ble hentet fra Vardåsen i Ås (Ås kommune) og lufttørket ved romtemperatur. Strøposene ble fylt med henholdsvis et gram blåbærblader (n=480) eller grannåler (n=480). Begge maskestørrelser ble benyttet for begge strøtyper, altså endte jeg opp med fire ulike posetyper; *gran-stor maske*, *gran-liten maske*, *blåbær-stor maske* og *blåbær-liten maske*. Strøposene ble lagt ut i alle subplot mellom 2-13. november 2021. På hver prøveflate ble temperatur registrert med intervaller på 15 min ved hjelp av temperatur-logger (TOMST s.r.o, Praha, Czech Republic). Denne registrer temperatur 8 cm ned i jorda, samt 2 cm og 15 cm over jorda. I denne oppgaven benyttes data fra temperatur registrert 2 cm over bakken ettersom dette er temperaturen nærmest strøposene.



Figur 2: Illustrasjon av oppsett for plot og subplot (Illustrasjon: Marie David)

2.3 Prøvetaking

I min oppgave har jeg analysert innholdet fra strøposene hentet inn ved 6 og 12 mnd. Ved utlegging ble strøposene lagt oppå det organiske strølaget for å simulere en mest mulig naturlig startfase på nedbrytningsprosessen. Ved 6 mnd ble strøposene gravd ned 2 cm i det organiske jordsjiktet for å etterligne den naturlige utviklingen og som beskyttelse mot påvirkninger fra dyr. Mellom 13-24. mai 2022 (ved 6 mnd) ble det samlet inn prøver fra 120 subplot med 2 sett strøposer, mellom 22. oktober til 2. november 2022 (ved 12 mnd) ble

prosessen gjentatt og prøver fra 120 subplot med 2 sett strøposer ble samlet inn på nytt, totalt ble det samlet inn 960 prøver. Etter strøposene var samlet inn ble de fryst i flytende N₂ (nitrogengass) og oppbevart ved -80 °C inntil de ble frysetørket i 48 timer. Prøvene ble så lagt til lagring ved -20 °C og uten lyseksponering.

2.4 Innveiing

Strøposene ble deretter klippet opp og veid parvis for hvert plott i en randomisert rekkefølge for skogtype og strøtype for å sikre seg mot eventuelle systematiske feil som kan påvirke resultatet skjevt. For å ta høyde for endringer av luftfuktighet i rommet under veiing, ble det benyttet fem eksterne kontrollprøver for hver strøtype (n=10). Disse lå i samme rom som veiingen ble gjennomført i, og ble veid daglig før og etter innveiing (råvekt). Etter endt innveiingsøkt ble kontrollprøvene tørket på 70 °C i 48 timer (tørrvekt). Disse to vektene dannet grunnlaget for en kontrollfaktor per strøtype per dag, faktoren var; tørrvekt dividert på råvekt. Etter innveiingen ble prøvene lagt i små papirposer og oppbevart i frysenskap frem til den videre behandling.

2.5 Karbon og nitrogenanalyse

Etter innveiingen ble prøvene hentet fra frysenskapet og akklimatisert i en eksikator før de ble pulverisert ved hjelp av kulemølle (RETSCH Blander Mill MM400). Jeg kjørte blåbærbladene i kulemøllen på 2000 o/min over 3 minutter, mens grannålene ble kjørt på 2000 o/min over 5 minutter for at begge strømassene skulle få tilnærmet lik fraksjonsstørrelse. For å hindre forurensing av prøvene, vasket og rengjorde jeg utstyret med vann og etanol mellom hver rotasjon for oppmaling. De oppmalte prøvene ble deretter oppbevart i frysenskap frem til veiing for nitrogen- og karbonanalyse. Prøvene ble oppbevart i eksikator før 5 mg (± 0.5 mg) av prøvene ble veid opp og plassert i en tinnbåt. Tinnbåten ble brettet sammen og lukket før den ble komprimert for å fjerne eventuell luftbobler inne i prøven. Prøvene på 5 mg ble deretter analysert ved hjelp av *vario Micro Cube elemental analyser* (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Tyskland) der resultatene blir presentert som prosentvist innhold av nitrogen og karbon for hver enkelt prøve.

2.6 Dataanalyse

Jeg testet mine hypoteser i R-studio (Versjon 2023.12.0+369) ved å benytte lme4-pakken, hvor jeg valgte en «mixed effects» logistisk regresjonsmodell gjennom «glmmTMB» pakken i R-studio for å teste hypotese 1 og 3. For hypotese 2 benyttet jeg en lineær blandet modell gjennom «LMM» pakken i R-studio. For å teste hypotese 1 og 3 ble massetap i prosent av startvekt benyttet som responsvariabel. Forklaringsvariablene var skogtype, maskestørrelse, innsamlingstidspunkt, strøtype og temperatursum (growing degree days, GDD).

Temperatursum brukes for å beregne akkumulert temperatur, hvor temperatur over 5 °C for hver dag blir summert for en periode, som i dette tilfellet tilsvarer temperatursum for 6 mnd og 12 mnd. For hypotese 2 testet jeg om blåbærblader har høyere nitrogeninnhold enn grannåler for begge skogtyper. Nitrogentap benyttes som responsvariabel og regnes her som prosent av startvekt. Videre gjennomførte jeg visuell vurdering av residualer for modellene og bekreftet normalfordeling før jeg vurderte signifikansen av alle variabler ved hjelp av en toveis Anova-analyse, nærmere bestemt chi-kvadrat test. Skogtype, strøtype, maskestørrelse, innsamlingstidspunkt og temperatursum benyttes som forklaringsvariabel. Lokaltid, plot-ID og subplot ble benyttet som tilfeldige variabler for alle hypotesene.

3.0 Resultater

3.1 Skogtypens påvirkning på massetap

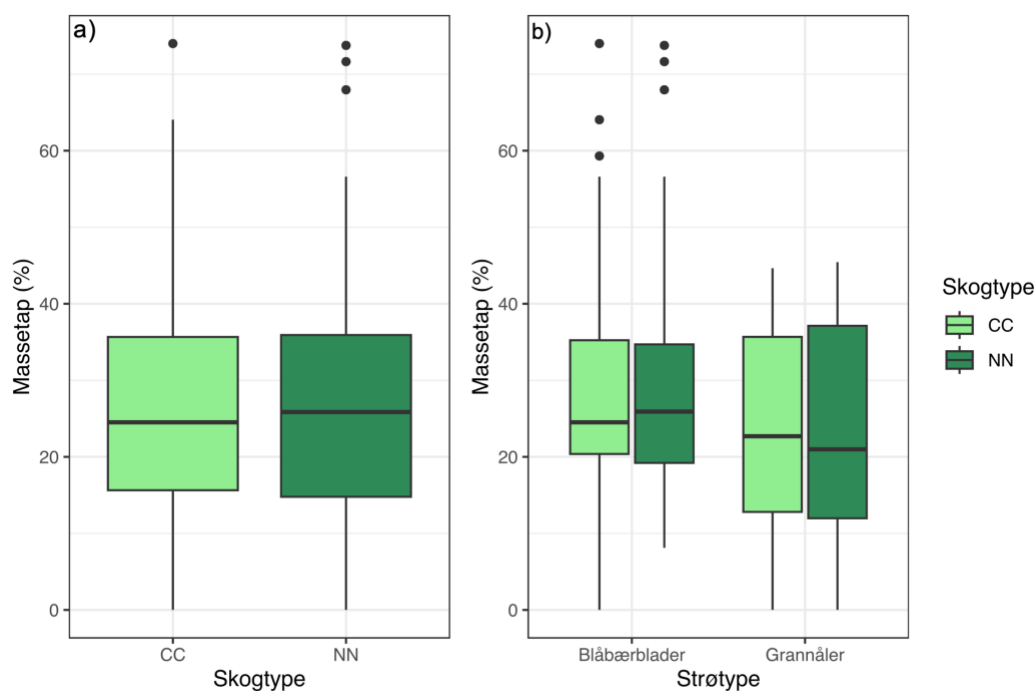
Skogtype alene hadde ingen signifikant effekt på massetap (Tabell 2, Figur 3a), mens maskestørrelse, innsamlingstidspunkt og strøtype alle hadde effekter (Tabell 2).

Temperatursum hadde ingen effekt på massetap.

Tabell 1: Chisq og P-verdier (i parentes) for mixed-effects logistisk regresjonsmodell og lineær blandet modell med henholdsvis massetap og nitrogenetap som responsvariabler, og skogtype, maskestørrelse, innsamlingstidspunkt, strøtype og temperatursum som forklaringsvariabler, lokalitet, plot-ID og subplot er tilfeldig effekter. Signifikante forskjeller (P-verdi < 0,05) er uthevet i fet skrift.

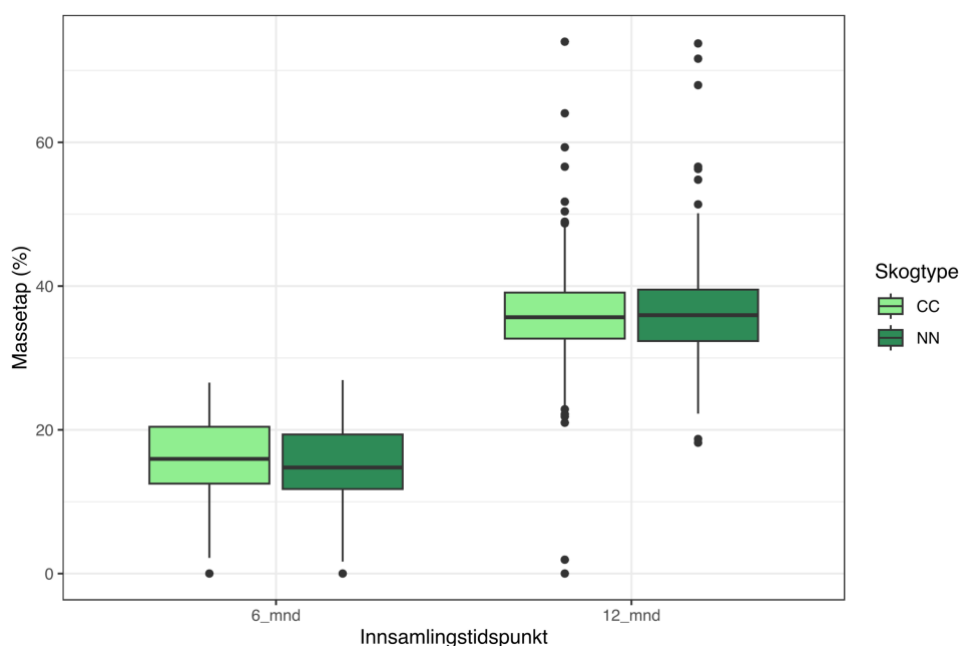
Forklaringsvariabler	Massetap	Nitrogenetap
Skogtype	0.14 (0.712)	0.58 (0.447)
Maskestørrelse	5.72 (0.017)	0.43 (0.511)
Innsamlingstidspunkt	3267.68 (<0.001)	4.13 (0.042)
Strøtype	141.56 (<0.001)	118.61 (<0.001)
Temperatursum	0.37 (0.543)	0.02 (0.878)
Skogtype : Maskestørrelse	2.89 (0.089)	0.49 (0.485)
Skogtype : Innsamlingstidspunkt	5.45 (0.020)	0.08 (0.782)
Skogtype : Strøtype	0.03 (0.863)	7.03 (0.008)
Skogtype : Temperatursum	0.93 (0.336)	0.28 (0.596)
Maskestørrelse : Innsamlingstidspunkt	23.41 (<0.001)	6.71 (0.009)
Maskestørrelse : Strøtype	4.23 (0.040)	5.84 (0.015)
Maskestørrelse : Temperatursum	3.76 (0.053)	4.57 (0.032)
Innsamlingstidspunkt : Strøtype	258.90 (<0.001)	111.31 (<0.001)
Innsamlingstidspunkt: Temperatursum	2.82 (0.093)	3.92 (0.047)
Strøtype : Temperatursum	0.75 (0.386)	4.91 (0.026)

Blåbærblader hadde gjennomsnittlig 4 prosentpoeng høyere massetap enn grannåler (Tabell 2, Figur 3b).



Figur 3: Effekter av (a) skogtype og (b) strøtype på massetap.

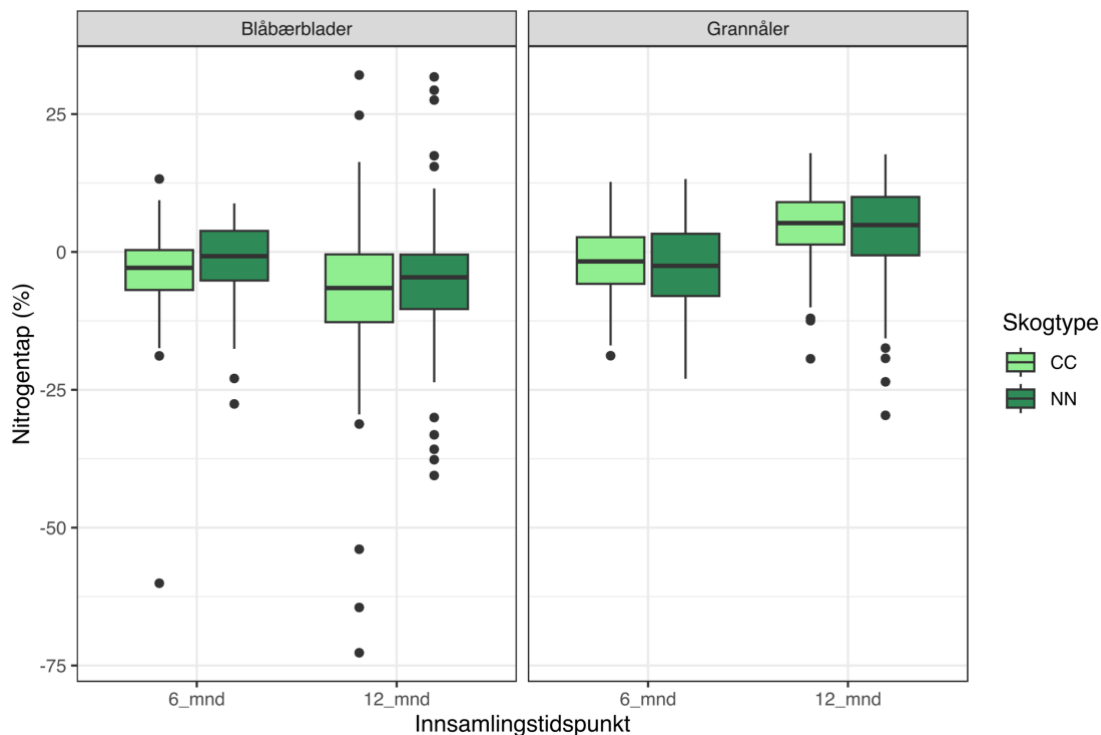
Massetapet var som forventet, høyere etter 12 mnd med et gjennomsnitt på 36,2% sammenlignet med 15,7% etter 6 mnd (Tabell 2, Figur 4). Ved 6 mnd var massetapet 0,75 prosentpoeng større i tidligere flatehogd skog, enn for ikke-flatehogd skog. Ved 12 mnd var forskjellen motsatt og enda mindre (Figur 4). Noe som ga en liten, men signifikant interaksjon mellom skogtype og innsamlingstidspunkt (Tabell 2).



Figur 4: Effekt av innsamlingstidspunkt og interaksjonseffekt mellom skogtype og innsamlingstidspunkt på massetap.

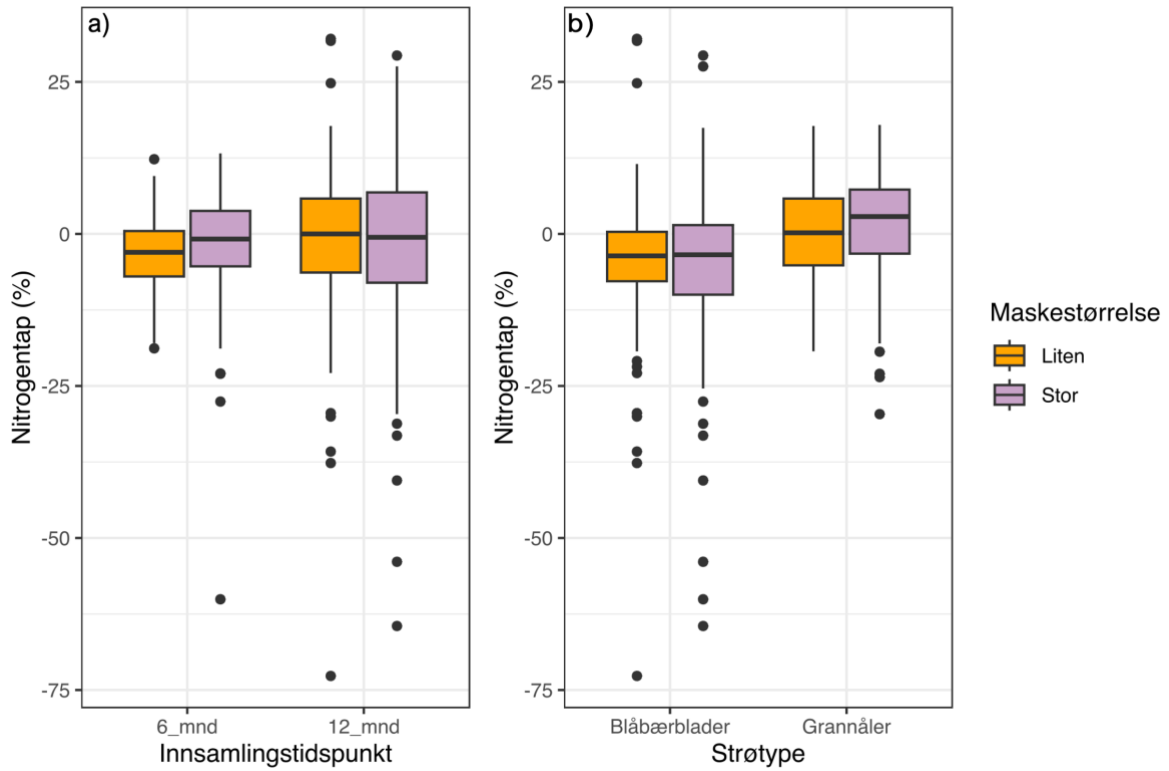
3.2 Strøets påvirkning på nitrogentap og massetap

Ved 6 og 12 mnd hadde det i all hovedsak vært en økning i nitrogenkonsentrasjon for begge strøtyper (et negativt nitrogentap). Det var ingen signifikant effekt av skogtype alene på nitrogentap, men derimot en signifikant interaksjon mellom skogtype og strøtype (Tabell 2, Figur 5). Nitrogenopptaket for blåbærblader i tidligere flatehogd skog var gjennomsnittlig 2,0 prosentpoeng høyere enn i ikke-flatehogd skog og opptaket økte ved 12 mnd. Grannåler hadde imidlertid høyest nitrogenopptak i ikke-flatehogd skog ved 6 mnd, men et nitrogentap ved 12 mnd (Figur 5). Nitrogentapet for grannåler ved 12 mnd var gjennomsnittlig 0,9 prosentpoeng høyere i tidligere flatehogd skog sammenlignet med ikke-flatehogd skog.



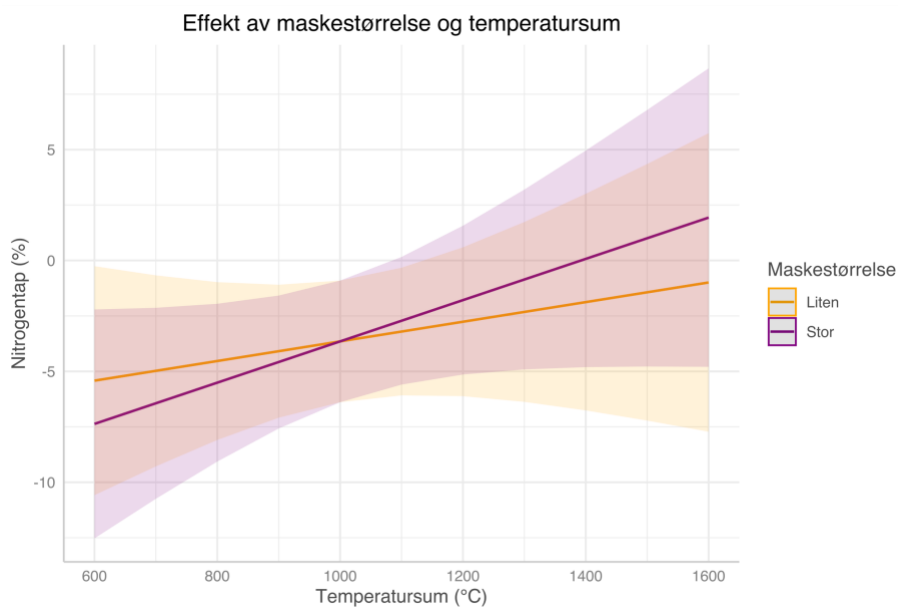
Figur 5: Effekt av innsamlingstidspunkt og strøtype på nitrogentap og interaksjonseffekt mellom skogtype og strøtype på nitrogentap.

Videre viser interaksjonen mellom maskestørrelse og innsamlingstidspunkt at liten maskestørrelse ved 6 mnd ga gjennomsnittlig 1,6 prosentpoeng større nitrogenopptak enn stor maskestørrelse (Figur 6a), mens ved 12 mnd ga stor maskestørrelse gjennomsnittlig 0,9 prosentpoeng større nitrogenopptak enn liten maskestørrelse (Figur 6a). Interaksjonen mellom maskestørrelse og strøtype ga blåbærblader med liten maskestørrelse gjennomsnittlig 0,9 prosentpoeng større nitrogenopptak enn stor maskestørrelse (Figur 6b). Grannåler med stor maskestørrelse førte til gjennomsnittlig 1,55 prosentpoeng høyere nitrogentap enn liten maskestørrelse (Figur 6b).



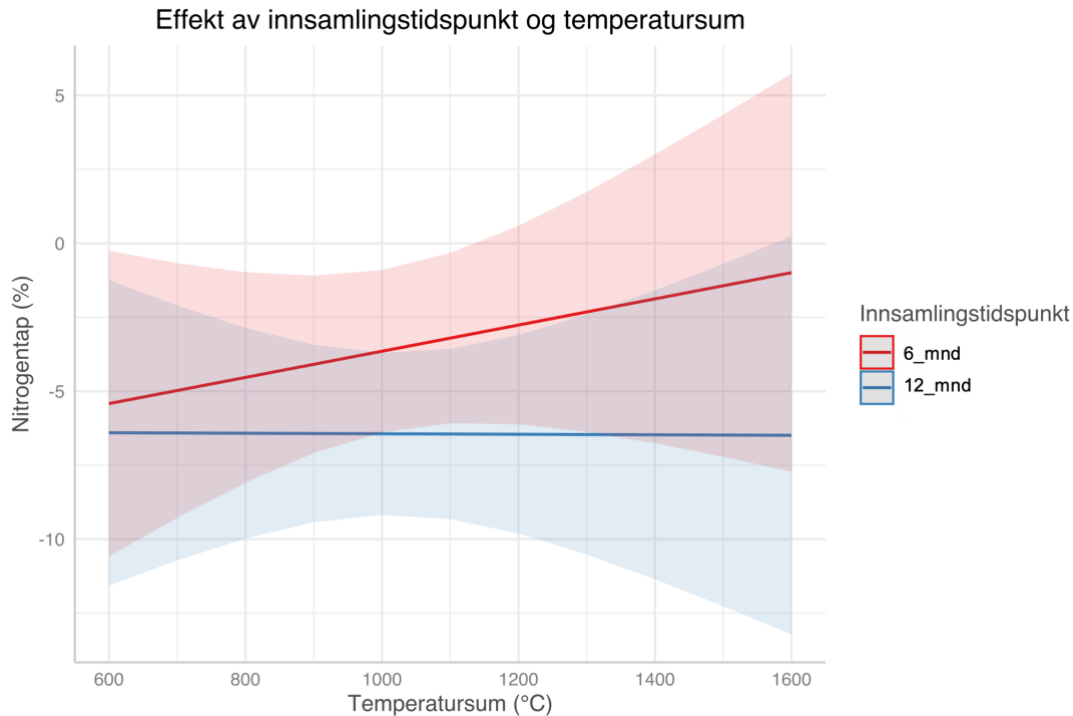
Figur 6: Interaksjonseffekt mellom (a) maskestørrelse og innsamlingstidspunkt og (b) maskestørrelse og strøtype på nitrogentap.

Maskestørrelse og temperatursum hadde en svak, men signifikant interaksjon på nitrogentap. Stor maskestørrelse ga en reduksjon i nitrogenopptak med økt temperatur, mens liten maskestørrelse ga en mindre reduksjon i nitrogenopptak med økt temperatur (Figur 7).



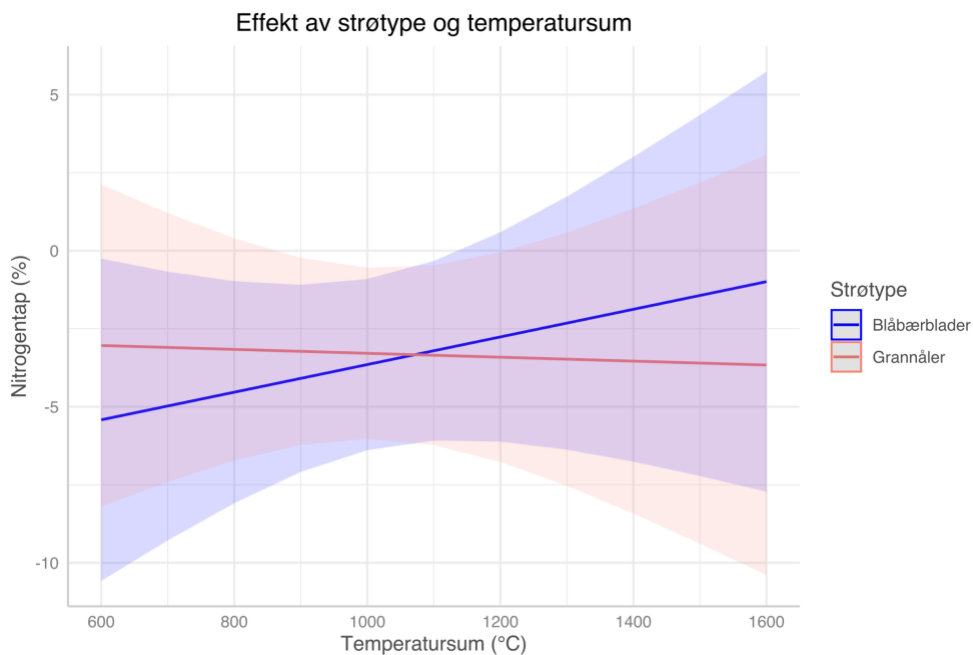
Figur 7: Interaksjonseffekt mellom maskestørrelse og temperatursum på nitrogentap.

Nitrogenopptaket ble redusert med økende temperatur ved 6 mnd, mens nitrogenopptaket økte litt med økende temperatur ved 12 mnd (Figur 8), noe som resulterte i en signifikant interaksjon mellom innsamlingstidspunkt og temperatursum.



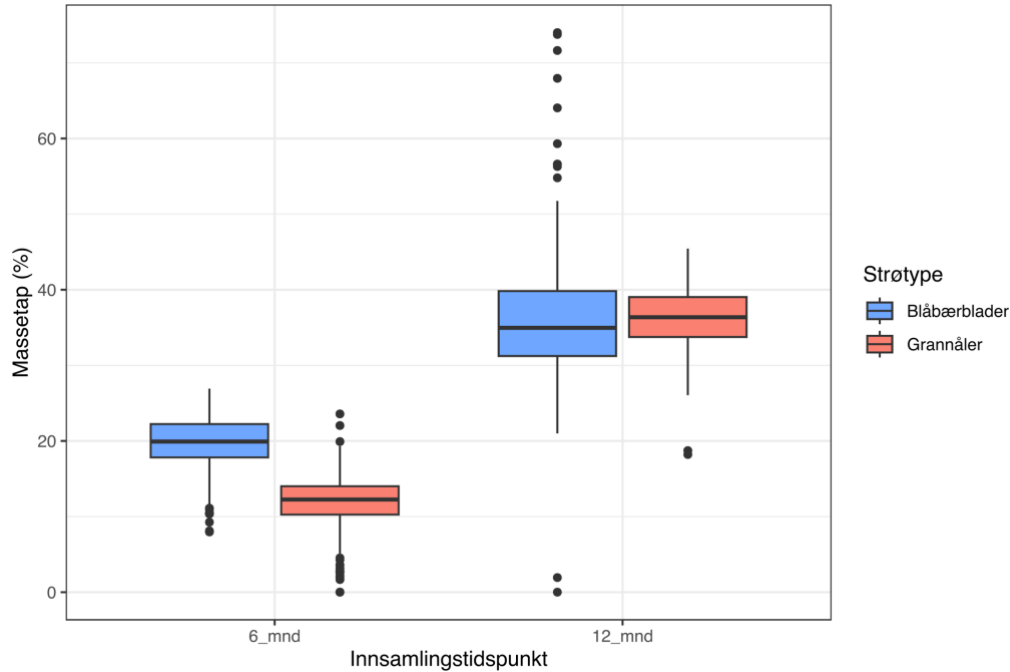
Figur 8: Interaksjonseffekt mellom innsamlingstidspunkt og temperatursum på nitrogentap.

Nitrogenopptaket for blåbærblader ble redusert som følge av økt temperatur, mens for grannåler førte økt temperatur til økt nitrogenopptak (Figur 9), noe som resulterte i en interaksjon mellom strøtype og temperatursum.



Figur 9: Interaksjonseffekt mellom strøtype og temperatursum på nitrogentap.

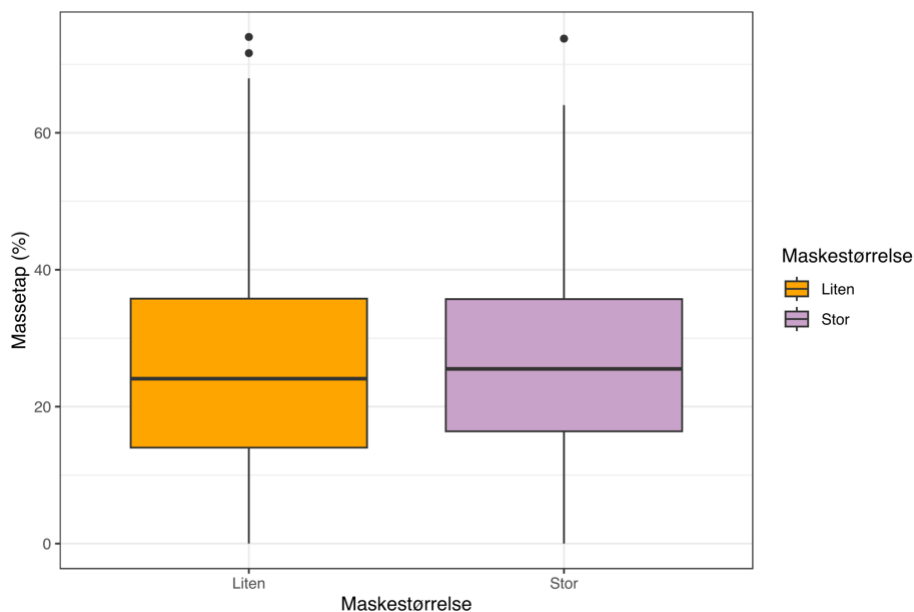
Ved 6 mnd hadde blåbærblader gjennomsnittlig 7,7 prosentpoeng høyere massetap enn grannåler, ved 12 mnd var effekten motsatt og grannåler hadde gjennomsnittlig 0,3 prosentpoeng høyere massetap enn blåbærblader (Tabell 2, Figur 10). Noe som førte til en interaksjon mellom innsamlingstidspunkt og strøtype.



Figur 10: Interaksjonseffekt mellom strøtype og innsamlingstidspunkt på massetap.

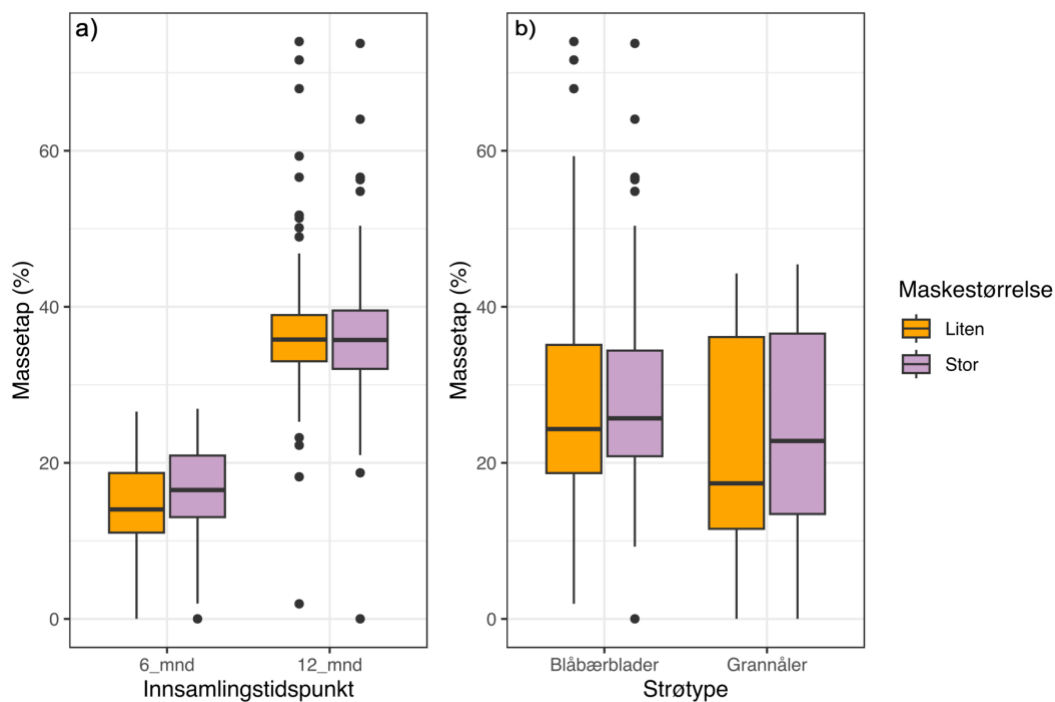
3.3 Maskestørrelse

Stor maskestørrelse ga gjennomsnittlig 0,9 prosentpoeng høyere massetap enn liten maskestørrelse (Figur 11), noe som ga en liten, men signifikant effekt på massetapet (Tabell 2)



Figur 11: Effekt av maskestørrelse på massetap.

Stor maskestørrelse ga gjennomsnittlig 2,2 prosentpoeng høyere massetap enn liten maskestørrelse ved 6 mnd (Figur 12a). Ved 12 mnd var effekten mindre, men liten maskestørrelse ga likevel gjennomsnittlig 0,2 prosentpoeng høyere massetap enn stor maskestørrelse (Figur 12a), noe som førte til en signifikant interaksjon mellom maskestørrelse og innsamlingstidspunkt (Tabell 2). Blåbærblader med stor maskestørrelse hadde gjennomsnittlig 1 prosentpoeng høyere massetap enn liten maskestørrelse (Figur 12b). Grannåler med stor maskestørrelse ga 1,3 prosentpoeng høyere massetap enn med liten maskestørrelse (Figur 12b). Noe som førte til en liten, men signifikant interaksjon mellom maskestørrelse og strøtype (Tabell 2).



Figur 12: Interaksjonseffekter mellom (a) maskestørrelse og innsamlingstidspunkt og (b) maskestørrelse og strøtype på massetap.

4.0 Diskusjon

I denne studien har jeg undersøkt langtidseffekter av flatehogst på strønedbrytning i grandominert skog, ved å studere forskjeller i massetap og nitrogentap for blåbærblader og grannåler i tidligere flatehogd skog og ikke-flatehogd skog. Tidligere studier har funnet forskjellige økologiske effekter av flatehogst på kort sikt, blant annet både positive og negative endringer i flora (Hannerz & Hånell, 1997; Pykälä, 2004), økt karbonutslipp (Vestin et al., 2020), kortsiktige endringer i næringsbalansen (Palviainen et al., 2005; Waldrop et al., 2003) og forskjeller i bunnvegetasjon, miljøforhold, skogstruktur og feltsjikt mellom naturskog og produksjonsskog (Asplund et al., 2024; Gjerde et al., 2022; Økland et al., 2003). I tillegg har det blitt funnet at ektomykorrhizale sopper, en viktig bidragsyter til nedbrytning (Kyaschenko et al., 2017), kan ha omtrent samme tilstedeværelse i produksjonsskog som i naturskog 30-50 år etter hogst (Varenus et al., 2016), mens artsdiversiteten i ektomykorrhizasamfunnet øker med trealder (Kyaschenko et al., 2017). Langtidseffekter av flatehogst på nedbrytning finnes det imidlertid lite forskning på, så min studie kaster lys over temaet og drøfter interessante funn.

I motsetning til min første hypotese, fant jeg ingen forskjell i massetapet mellom tidligere flatehogd skog og ikke-flatehogd skog. En av grunnene til dette kan være at det ikke er spesielt stor variasjon i strømfangfoldet mellom skogtypene og at forskjeller i miljøforhold er små. Begge skogtyper var grandominert med blåbærskog som dominerende vegetasjonstype, hvor en stor andel av naturlig strø består av grannåler, dermed kan forskjeller i dominerende nedbrytersamfunn mellom skogtypene være små. Forskjeller i sammensetning av bakteriesamfunn mellom skogtyper har tidligere blitt funnet å variere. Denne effekten skyldtes i hovedsak forskjellig undervegetasjon snarere enn effekten av skogtype i seg selv (Xiao et al., 2022). Asplund et al. (2024) studerte forskjeller i skogstruktur og andel død ved med samme prøveflater som meg. Forfatterne fant større dekning av karplanter i feltsjiktet, høyere andel biologisk viktig død ved, større variasjon i tresjiktet og større variasjon i lysforhold i den ikke-flatehogde skogen enn i den tidligere flatehogde skogen (Asplund et al., 2024). Dette er effekter man skulle tro bidro til raskere nedbrytning i ikke-flatehogd skog, men de gjenspeiler seg kanskje ikke i et strøposeforsøk. Effekten av «Home field advantage» kan i mitt tilfelle være forklarende. Tidligere studier har vist at nedbrytersamfunnet har evnen til å spesialisere seg på nedbrytning av strø som allerede eksisterer naturlig innenfor samme område (Asplund et al., 2018; Ayres et al., 2009). Dette faktum, og at begge skogtyper i mitt tilfelle er grandominert med blåbærskog som vegetasjonstype kan forklare hvorfor jeg ikke

ser tydeligere forskjeller mellom skogtypene. Mine resultater står i motsetning til et lignende forsøk av Purahong et al. (2014), som fant at produksjonsskog bidro til høyere nedbrytningshastighet av strø enn i urørt skog. I dette tilfellet forklarte imidlertid forfatterne resultatene med et større treslagsmangfold som bidro til bedre strøkvalitet i produksjonsskog. En blanding av bartrær og lauvtrær kan føre til en strøsammensetning med både høyt og lavt C/N-forhold, noe som totalt sett kan gi høyere nedbrytningshastighet. I motsetning til min studie benyttet Purahong et al. (2014) stedegent strømateriale, som kan ha gitt forskjeller i startkonsentrasjon av C/N-forhold og andre næringsforhold som kan ha påvirket resultatene. Dette kan forklare hvorfor jeg ikke oppnådde liknende resultater. Selv om skogtype alene ikke viser effekt på massetapet, kan sammensetningen av nedbrytersamfunnet belyse viktige egenskaper for nedbrytning mellom skogtypene.

Ektomykorrhizale og saprotrofe sopper er viktige drivere for nedbrytning av organisk materiale (Kyaschenko et al., 2017). Tidligere studier har funnet en kortsiktig reduksjon av ektomykorrhiza som direkte konsekvens av flatehogst (Grebenc et al., 2009), og at saprotrofe sopper øker i omfang som følge av økt næringstilgang og mindre konkurranse (Bödeker et al., 2016). Dette skiftet kan føre til økt nedbrytningshastighet (Kyaschenko et al., 2017). Med økende bestandsalder blir imidlertid denne effekten reversert, altså økt omfang av ektomykorrhiza, og redusert omfang av saprotrofe sopper (Kyaschenko et al., 2017). Tidligere studier har funnet at tilstedeværelsen av ektomykorrhizasamfunnet i 30-40 år gammel produksjonsskog kan være den samme som i naturskog (Varenius et al., 2016). I tillegg endres ektomykorrhizasamfunnet med trealder, hovedsakelig med en økning i artsdiversitet, mens artsdiversitet i soppsamfunnet avtar med trealder (Kyaschenko et al., 2017). Etersom jeg ikke har analysert hvilke sopper som var til stede i min studie, kan jeg ikke med sikkerhet fastslå hvordan tilstedeværelsen av sopp og ektomykorrhiza mellom skogtypene påvirket massetapet. Men med hensyn til tidligere funn er det naturlig å tro at ektomykorrhizasamfunnet er høyere i ikke-flatehogd skog enn i den tidligere flatehogde skogen, men at dette kanskje ikke påvirket nedbrytningshastigheten i like stor grad som soppmangfoldet. Selv om artsdiversitet i soppsamfunnet kan avta med økt trealder, ser det ikke ut som om dette har påvirket nedbrytningshastigheten, kanskje kan andre deler av jordsamfunnet forklare sammenhengen.

Toverud (2023) studerte nematoder i de samme feltene som jeg benyttet, og fant at ikke-flatehogd skog hadde et mer komplekst næringsnett enn tidligere flatehogd skog, og at tidligere flatehogd skog hadde høyere forekomst av bakterieetende nematoder enn ikke-flatehogd skog. Sopp var likevel den dominerende driveren for nedbryting av det organiske materiale i begge skogtyper (Toverud, 2023). Nematoder har viktige funksjoner for nærings sirkulasjon i skogsjord (Wilschut & Geisen, 2021) og er blant annet en god indikator på mikrobiell aktivitet i jord (Neher, 2001; Van Den Hoogen et al., 2019). Økologiske indekser for nematodesamfunn er en anerkjent metode for å måle tilstand på økosystemet i jord (Bongers, 1990; Ferris et al., 2001). Funnene til Toverud (2023) gir likevel ikke utslag på nedbrytningshastigheten i min studie, noe jeg hadde forventet ettersom hennes funn viser at det er forskjeller i jordsamfunnet mellom skogtypene. Forklaringen på dette kan kanskje være relatert til tid, det er derfor mulig at jeg ville sett effekt av skogtype dersom forsøket hadde strukket seg over en lengre tidshorison.

Temperatur har viktig betydning for nedbrytning, og flere studier har funnet at økt temperatur øker nedbrytningshastigheten (Kirschbaum, 1995; Philben et al., 2016; Sierra et al., 2017), så jeg forventet en effekt av temperatur på massetapet. Tidligere studier har funnet at økt temperatur øker mikrobiell aktivitet (Kirschbaum, 1995), men at tilstrekkelig tilgang på fuktighet og oksygen er viktig i denne sammenhengen (Sierra et al., 2017). Siden tiden fra inkubasjon til 6 mnd (vinterhalvåret) består av lave temperaturer forventet jeg lite nedbrytning, men at spesielt høye temperaturer om vinteren kunne gi en effekt med økt nedbrytning. I tiden mellom 6 mnd og 12 mnd (sommerhalvåret) burde jeg sett en positiv effekt på massetapet grunnet høye temperaturer. Det er likevel kanskje ikke så overraskende at jeg ikke fant effekt av temperatur på massetapet, ettersom jeg benyttet standardisert strømateriale fremfor stedegent strømateriale. Joly et al. (2023) fant at makroklimatiske forhold som temperatur, først og fremst påvirket strøkvaliteten, snarere enn nedbrytningen i seg selv. Denne effekten førte til høyere nedbrytningshastighet for stedegent strømateriale enn standardisert strømateriale. Videre understreker forfatterne at man mister disse effektene ved å bruke standardisert strømateriale. Hovedsakelig skyldtes dette kompliserte sammenhenger mellom miljøforhold og nedbrytersamfunn, og hvordan nedbryterne reagerer på disse forskjellene (Joly et al., 2023; Vivanco & Austin, 2008). Dette er interessante funn som kan tyde på at det er andre indirekte faktorer som er viktigere for nedbrytningen enn temperaturen i seg selv.

I samsvar med deler av andre hypotese fant jeg at blåbærblader hadde signifikant høyere massetap enn grannåler etter 6 mnd. Effekten av tid var generelt viktig for begge strøtyper, blåbærblader hadde omtrent 8% større massetap enn grannåler ved 6 mnd. Dette kommer sannsynligvis av strøets kjemiske sammensetning og utlekking av lett løselige forbindelser kort tid etter inkubasjon (Bokhorst et al., 2010). Ransedokken et al. (2024) fant blant annet at blåbærblader inneholdt høyere andel lavmolekylære fenolforbindelser enn grannåler, og at lavmolekylære fenolforbindelser utgjorde 48% av massetapet hos blåbærblader etter 14 dager inkubasjon. For grannåler utgjorde dette massetapet 14% etter 14 dager inkubasjon, deretter var det små forskjeller i massetapet mellom strøtypene. Dette er en gruppe fenoler som mikrober effektivt bruker som energikilde og resulterer i økt nedbrytningen i starten av nedbrytningsfasen (Chomel et al., 2016). Oppsummert støtter tidligere studier resultatene mine, og viser at kjemisk sammensetning og endringer i nedbrytersamfunnet kan forklare forskjellene mellom de to strøtypene.

Andre faktorer som påvirker nedbrytning, er forskjeller i bladstruktur og bladseighet mellom strøtypene. En generell regel er at bladfellene arter har høyere nedbrytningshastighet enn arter med eviggrønne blader (Cornelissen, 1996). Dette skyldes blant annet at bladfellende arter har høyere innhold av fosfor og kalium, mindre lignin, lavere C/N-forhold og lav bladseighet (Eichenberg et al., 2015; Krishna & Mohan, 2017; Taylor et al., 1989). Blåbærblader har myke og brede blader med høyt innhold av tanniner, men lavere C/N-forhold enn grannåler (Ransedokken et al., 2024), som er harde og med høyere innhold av lignin (Hättenschwiler & Vitousek, 2000). Tanniner har en negativ effekt på nedbrytere på grunn av dens toksisitet og fordøyelsesenzymmer som kan virke skremmende for nedbrytere (Coq et al., 2010; Coulis et al., 2009). Ved 12 mnd var forskjellene i massetap mellom strøtypene små, dette kan ha sammenheng med at blåbærbladene allerede hadde mistet mye av de lettløselige forbindelsene slik at det var mindre forskjeller i strøkvalitet mellom strøtypene. I tillegg hadde blåbærbladene trolig igjen innhold av tanniner, noe som reduserte nedbrytningshastigheten mellom 6 mnd og 12 mnd. Endringer i sammensetningen av nedbrytersamfunnet kan også ha påvirket denne forskjellen. Fonseca et al. (2014) fant blant annet at soppdiversiteten i temperert skog økte frem til 4-8 mnd inn i forsøket, men at diversiteten etter dette flatet ut. Det totale massetapet på gjennomsnittlig 36% for begge strøtyper ved 12 mnd stemmer imidlertid godt overens med tidligere funn; Purahong et al. (2016) hadde massetapet på nærmere 40% etter 15 mnd, Ransedokken et al. (2024) og (Asplund et al., 2018) hadde

omtrent 30-40% massetap etter 12 mnd for henholdsvis grannåler og blåbærblader, og grannåler.

I motsetning til deler av andre hypotese, fant jeg ikke høyere nitrogentap for blåbærblader enn for grannåler etter 6 mnd. I hovedsak skjedde det en økning i nitrogenkonsentrasjon for blåbærblader ved 6 og 12 mnd, mens grannåler hadde et lite nitrogentap etter 12 mnd. En økning i nitrogenkonsentrasjon for strø er ikke uvanlig (Chen et al., 2014; Staaf & Berg, 1982). Organisk nitrogen er bundet i strø og må frigjøres som uorganisk nitrogen før røtter kan ta det opp og man oppnår nitrogentap (Ashton et al., 2010), noe mikrober bidrar til (Schimel & Bennett, 2004). I denne prosessen binder mikrober selv noe av nitrogenet og benytter det som energikilde til vekst, reproduksjon og overlevelse (Booth et al., 2005). Andre mikrober livnærer seg på karbon fra strøet og henter nitrogen fra andre deler av jordmiljøet (Berg & Staaf, 1981; Purahong et al., 2016). Tidligere studier har vist at bakterier som kan fikse atmosfærisk nitrogen, også kan bidra til økning av nitrogen i strøet (Crews et al., 2000; Purahong et al., 2016). Død mikrobiell biomasse kan øke nitrogen- og karbonkonsentrasjonen i det organiske materialet (Hu et al., 2020; Miltner et al., 2012), som igjen kan øke næringstilgang til andre mikrober. En annen kilde til økning i nitrogenkonsentrasjon kan også skyldes tilføring av nitrogenholdige ekskrementer fra pattedyr. Denne effekten vil i tilfelle være størst frem til strøposene ble gravd ned i det organiske sjiktet ved 6 mnd. Likevel anser jeg den eventuelle påvirkningen som liten ettersom dette gjaldt et fåtall av prøvene. Oppsummert understreker funnene at en økning i nitrogenkonsentrasjon er naturlig i den innledende delen av forsøket.

Den svake interaksjonseffekten mellom skogtype og strøtype på nitrogentapet er det vanskelig å finne en god forklaring på. Dette tror jeg i hovedsak skyldes forskjeller i næringsinnhold og kjemisk forhold mellom strøtypene, samt sammensetningen av nedbrytersamfunn mellom skogtypene. Videre fant jeg ingen direkte effekt av temperatursum på nitrogentap, men flere små interaksjonseffekter mellom temperatursum, maskestørrelse, strøtype og innsamlingstidspunkt. Disse effektene er det imidlertid vanskelig å finne en god forklaring på. En studie av Lükewille og Wright (1997) fant at økt temperatur bidro til økt nitrogentap, og antydte at dette kunne skyldes at økt temperatur bidro til økt mikrobiell aktivitet. Jeg fant i hovedsak en økning i nitrogenkonsentrasjon for blåbærblader ved 6 og 12 mnd, men et nitrogentap ved 12 mnd for grannåler. Forskjellen kan skyldes at mikrobiell aktivitet hos grannåler avtok når det lave innholdet av lavmolekylære fenolforbindelser var brukt opp og

biomassen besto av andre gjenstridige forbindelser. Dette kan være en god forklaring på hvorfor grannåler hadde et nitrogentap ved 12 mnd. Oppsummert viser resultatene at økt massetap ikke nødvendigvis betyr økt nitrogentap, men at det er en sammenheng i utviklingen. En økning i nitrogenkonsentrasjon vil som regel øke nedbrytningshastigheten i starten av forsøket hvis nitrogentilgangen i jordmiljøet ellers er begrenset, men vil ved senere tidspunkt forsinke nedbrytningen (Moorhead & Sinsabaugh, 2006). Dette kan forklare sammenhengen mellom massetapet og økningen i nitrogenkonsentrasjon for blåbærblader.

For å kunne forstå hvordan jordfauna påvirker nedbrytningen i et strøposeforsøk er betydningen av maskestørrelse viktig (Bokhorst & Wardle, 2013). I samsvar med min tredje hypotese, fikk jeg bekreftet at stor maskestørrelse hadde signifikant høyere massetap enn liten maskestørrelse. Dette indikerer at mikro- og mesofauna inntil 1 mm bidro til høyere nedbrytningshastighet enn mikrofauna under 50 μm (0,05 mm) gjorde alene. Tidligere studier har funnet at mesofaunaen alene, ikke hadde signifikant effekt på massetapet hos gran- og bøkestrø (Asplund et al., 2018; Wise & Schaefer, 1994). Selv om det i min studie var effekt av maskestørrelse på massetapet, var effektene små. Dette kan tyde på at den kjemiske nedbrytningen utført av sopp og bakterier utgjør en stor andel av nedbrytningen i min studie, noe som bekreftes av tidligere studier der en har funnet andeler på nærmere 95% (Chapin et al., 2011; Krishna & Mohan, 2017).

En annen forklaring på høyere massetap ved bruk av stor maskestørrelse kan være at fragmenter kan ha forsvunnet ut av strøposen (Bokhorst & Wardle, 2013; Kheirallah, 1990). I tillegg kan det tenkes at lettløselige forbindelser blir lettere utvasket med stor maskestørrelse. Disse effektene er det vanskelig å bekrefte om har påvirket mine resultater, men det kan hende interaksjonen mellom maskestørrelse og innsamlingstidspunkt er et resultat av dette; hvor stor maskestørrelse hadde høyere massetap enn liten maskestørrelse ved 6 mnd, mens forskjellene mellom maskestørrelsene ved 12 mnd var små. Videre kan en annen forklaring være at mesofaunaen har hatt større innflytelse på massetapet ved 6 mnd når strøposene lå over jorden, eller en kombinasjon av effektene med utvasking av lettløselige forbindelser og tap av fragmenter grunnet mikrobiell mineralisering.

I tillegg til mikrobiell påvirkning, fant Bokhorst og Wardle (2013) en liten effekt av økt temperatur og økt vanninntrengning inne i strøposen for liten maskestørrelse. Effekten av temperatur hadde imidlertid kun betydning når strøposene ble direkte eksponert for sollys.

Dette er effekter som potensielt kan øke nedbrytningen. I min studie lå imidlertid strøposene direkte eksponert for klimaforhold frem til 6 mnd før de ble gravd ned 2 cm i det organiske jordsjiktet, noe de ikke gjorde i ovennevnte forsøk. Dette kan ha påvirket massetapet, men på en annen side etterlignet min studie en nærmere naturlig utvikling slik strø ville hatt. Med hensyn til de små effektene som tidligere er funnet, anser jeg derfor effekten av temperaturpåvirkning mellom maskestørrelsene i min studie som ubetydelige. Oppsummert viser funnene at stor maskestørrelse bidro til en beskjeden økning i nedbrytningshastighet, men at forskjellene mellom maskestørrelse er små og trolig kan skyldes tap av fragmenter fremfor effekten av å inkludere mesofauna.

5.0 Konklusjon

Min masteroppgave belyser hvordan forskjellig skogtype kan påvirke nedbrytning av organisk materiale i skogsjord, noe som vil kunne bli viktig i en tid med økt oppmerksomhet på hvordan skogbruk påvirker økologiske funksjoner. Mine funn understreker at nedbrytningshastighet påvirkes av strukturelle- og næringsinnholdige forskjeller mellom ulike strøtyper, men at dette er tilnærmet uavhengig av skogtype. Endringer i sopp- og bakteriesamfunn antas også være forklaringen på dette. Strøposer med forskjellig maskestørrelse påvirket nedbrytningshastigheten, trolig grunnet tap av fragmenter snarere enn effekten av å inkludere mesofauna. Pågående forskning i EcoForest-prosjektet studerer blant annet nedbrytning over en lenger tidshorisont og hvordan sammensetningen av nedbrytere påvirker massetapet mellom skogtypene. Deres funn vil bli interessant å se i sammenheng med mine funn, ettersom dette kan avsløre hittil ukjente økologiske funksjoner som påvirker nedbrytning i skogsjord.

6.0 Litteraturliste

- Ashton, I. W., Miller, A. E., Bowman, W. D. & Suding, K. N. (2010). Niche complementarity due to plasticity in resource use: plant partitioning of chemical N forms. *Ecology*, 91 (11): 3252-3260.
- Asplund, J., Kauserud, H., Bokhorst, S., Lie, M. H., Ohlson, M. & Nybakken, L. (2018). Fungal communities influence decomposition rates of plant litter from two dominant tree species. *Fungal Ecology*, 32: 1-8.
- Asplund, J., Nordén, J., Kjønaas, O. J., Madsen, R. L., Lunde, L. F., Birkemoe, T., Ronold, E. K., Norkute, M., Jansson, K. U. & Karlsen, D. (2024). Long Term Effects of Forest Management on Forest Structure and Dead Wood in Mature Boreal Forests. *Available at SSRN 4772055*.
- Ayres, E., Steltzer, H., Simmons, B. L., Simpson, R. T., Steinweg, J. M., Wallenstein, M. D., Mellor, N., Parton, W. J., Moore, J. C. & Wall, D. H. (2009). Home-field advantage accelerates leaf litter decomposition in forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (3): 606-610.
- Bartlett, J., Rusch, G. M., Kyrkjeeide, M. O., Sandvik, H. & Nordén, J. (2020). Carbon storage in Norwegian ecosystems (revised edition).
- Beare, M. H., Parmelee, R. W., Hendrix, P. F., Cheng, W., Coleman, D. C. & Crossley Jr, D. (1992). Microbial and faunal interactions and effects on litter nitrogen and decomposition in agroecosystems. *Ecological monographs*, 62 (4): 569-591.
- Berg, B. & Staaf, H. (1981). Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter. *Ecological Bulletins*: 163-178.
- Berg, B. (2000). Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest ecology and Management*, 133 (1-2): 13-22.
- Berg, B. & McLaugherty, C. (2008). *Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration*: Springer.
- Bocock, K. (1964). Changes in the amounts of dry matter, nitrogen, carbon and energy in decomposing woodland leaf litter in relation to the activities of the soil fauna. *The Journal of Ecology*: 273-284.
- Bokhorst, S., Bjerke, J., Melillo, J., Callaghan, T. & Phoenix, G. (2010). Impacts of extreme winter warming events on litter decomposition in a sub-Arctic heathland. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (4): 611-617.
- Bokhorst, S. & Wardle, D. A. (2013). Microclimate within litter bags of different mesh size: Implications for the 'arthropod effect' on litter decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 58: 147-152.
- Bongers, T. (1990). The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 83: 14-19.
- Booth, M. S., Stark, J. M. & Rastetter, E. (2005). Controls on nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: a synthetic analysis of literature data. *Ecological monographs*, 75 (2): 139-157.
- Bödeker, I. T., Lindahl, B. D., Olson, Å. & Clemmensen, K. E. (2016). Mycorrhizal and saprotrophic fungal guilds compete for the same organic substrates but affect decomposition differently. *Functional Ecology*, 30 (12): 1967-1978.
- Chapin, F. S., Matson, P. A. & Vitousek, P. M. (2011). Decomposition and Ecosystem Carbon Budgets. I: *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, s. 183-228. New York, NY: Springer New York.
- Chen, X., Page-Dumroese, D., Lv, R., Wang, W., Li, G. & Liu, Y. (2014). Interaction of initial litter quality and thinning intensity on litter decomposition rate, nitrogen accumulation and release in a pine plantation. *Silva Fennica*, 48 (4).

- Chomel, M., Guittonny-Larchevêque, M., Fernandez, C., Gallet, C., DesRochers, A., Paré, D., Jackson, B. G. & Baldy, V. (2016). Plant secondary metabolites: a key driver of litter decomposition and soil nutrient cycling. *Journal of Ecology*, 104 (6): 1527-1541.
- Coq, S., Souquet, J.-M., Meudec, E., Cheynier, V. & Hättenschwiler, S. (2010). Interspecific variation in leaf litter tannins drives decomposition in a tropical rain forest of French Guiana. *Ecology*, 91 (7): 2080-2091.
- Cornelissen, J. (1996). An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of ecology*: 573-582.
- Coulis, M., Hättenschwiler, S., Rapior, S. & Coq, S. (2009). The fate of condensed tannins during litter consumption by soil animals. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (12): 2573-2578.
- Crews, T. E., Farrington, H. & Vitousek, P. M. (2000). Changes in asymbiotic, heterotrophic nitrogen fixation on leaf litter of *Metrosideros polymorpha* with long-term ecosystem development in Hawaii. *Ecosystems*, 3: 386-395.
- Crowther, T. W., Glick, H. B., Covey, K. R., Bettigole, C., Maynard, D. S., Thomas, S. M., Smith, J. R., Hintler, G., Duguid, M. C. & Amatulli, G. (2015). Mapping tree density at a global scale. *Nature*, 525 (7568): 201-205.
- Eichenberg, D., Trogisch, S., Huang, Y., He, J.-S. & Bruelheide, H. (2015). Shifts in community leaf functional traits are related to litter decomposition along a secondary forest succession series in subtropical China. *Journal of Plant Ecology*, 8 (4): 401-410.
- Enríquez, S., Duarte, C. M. & Sand-Jensen, K. (1993). Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C: N: P content. *Oecologia*, 94: 457-471.
- Eriksson, E., Gillespie, A. R., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R. & Stendahl, J. (2007). Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research*, 37 (3): 671-681.
- Ferris, H., Bongers, T. & de Goede, R. G. (2001). A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. *Applied soil ecology*, 18 (1): 13-29.
- Fonseca, A. L. d. S., Bianchini Jr, I., Pimenta, C. M. M., Mangiavacchi, N. & Soares, C. B. P. (2014). Kinetics of aerobic decomposition in the leaching phase of allochthonous plant detritus. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26: 89-97.
- Gauthier, S., Bernier, P., Kuuluvainen, T., Shvidenko, A. Z. & Schepaschenko, D. G. (2015). Boreal forest health and global change. *Science*, 349 (6250): 819-822.
- Gessner, M. O., Swan, C. M., Dang, C. K., McKie, B. G., Bardgett, R. D., Wall, D. H. & Hättenschwiler, S. (2010). Diversity meets decomposition. *Trends in ecology & evolution*, 25 (6): 372-380.
- Gjerde, I., Blom, H. H., Handegard, E., Rolstad, J., Storaunet, K. O. & Sætersdal, M. (2022). *Naturskog og kulturskog: En undersøkelse av artsantall og artssammensetning for karplanter, makrolav, moser og vedboende poresopp*. NIBIO Rapport. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3039573> (lest 06.02).
- Grebenc, T., Christensen, M., Vilhar, U., Čater, M., Martín, M. P., Simončič, P. & Kraigher, H. (2009). Response of ectomycorrhizal community structure to gap opening in natural and managed temperate beech-dominated forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 39 (7): 1375-1386.
- Hannerz, M. & Hånell, B. (1997). Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest ecology and management*, 90 (1): 29-49.
- Hu, Y., Zheng, Q., Noll, L., Zhang, S. & Wanek, W. (2020). Direct measurement of the in situ decomposition of microbial-derived soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 141: 107660.

- Hättenschwiler, S. & Vitousek, P. M. (2000). The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends in ecology & evolution*, 15 (6): 238-243.
- Joly, F.-X., Scherer-Lorenzen, M. & Hättenschwiler, S. (2023). Resolving the intricate role of climate in litter decomposition. *Nature Ecology & Evolution*, 7 (2): 214-223.
- Kausrud, K., Vandvik, V., Flø, D., Geange, S. R., Hegland, S. J., Hermansen, J. S., Hole, L. R., Ims, R. A., Kauserud, H. & Kirkendall, L. R. (2022). *Impacts of climate change on the boreal forest ecosystem*. VKM Report. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3041500> (lest 24.03).
- Kheirallah, A. (1990). Fragmentation of leaf litter by a natural population of the millipede *Julus scandinavicus* (Latzel 1884). *Biology and Fertility of Soils*, 10: 202-206.
- Kirschbaum, M. U. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and biochemistry*, 27 (6): 753-760.
- Krishna, M. & Mohan, M. (2017). Litter decomposition in forest ecosystems: a review. *Energy, Ecology and Environment*, 2: 236-249.
- Kyaschenko, J., Clemmensen, K. E., Hagenbo, A., Karlton, E. & Lindahl, B. D. (2017). Shift in fungal communities and associated enzyme activities along an age gradient of managed *Pinus sylvestris* stands. *The ISME journal*, 11 (4): 863-874.
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O. & Dhillion, S. (1997). Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers.
- Lükewille, A. & Wright, R. (1997). Experimentally increased soil temperature causes release of nitrogen at a boreal forest catchment in southern Norway. *Global Change Biology*, 3 (1): 13-21.
- Mery, G., Katila, P., Galloway, G., Alfaro, R. I., Kanninen, M., Lobovikov, M. & Varjo, J. (2010). *Forests and society-responding to global drivers of change*: IUFRO Vienna.
- Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B. & Kästner, M. (2012). SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*, 111: 41-55.
- Moorhead, D. L. & Sinsabaugh, R. L. (2006). A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecological Monographs*, 76 (2): 151-174.
- Maaroufi, N. I., Palmqvist, K., Bach, L. H., Bokhorst, S., Liess, A., Gundale, M. J., Kardol, P., Nordin, A. & Meunier, C. L. (2018). Nutrient optimization of tree growth alters structure and function of boreal soil food webs. *Forest ecology and management*, 428: 46-56.
- Nanda, A., Asaeda, T., Fujino, T., Siong, K. & Nakajima, T. (2009). Aggregation of Lepidostomatidae in small mesh size litter-bags: implication to the leaf litter decomposition process. *Wetlands ecology and management*, 17: 417-421.
- Neher, D. A. (2001). Role of nematodes in soil health and their use as indicators. *Journal of nematology*, 33 (4): 161.
- NIBIO. (2019). *Nøkkeltall for 2014-2018*. I: Skog (red.). Skog- og miljøinformasjon fra Landsskog-takseringen. Tilgjengelig fra: <https://www.nibio.no/tema/skog/skog-og-miljoinformasjon-fra-landsskogtakseringen/N%C3%B8kkeltall>.
- Nygaard, P. H. & Øyen, B.-H. (2020). *Skoghistorisk tilbakeblikk med vekt på utviklingen av bestandsskogbruket i Norge*. NIBIO rapport. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2654343> (lest 07.03).
- Palviainen, M., Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. (2005). Changes in the above-and below-ground biomass and nutrient pools of ground vegetation after clear-cutting of a mixed boreal forest. *Plant and Soil*, 275: 157-167.

- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L. & Canadell, J. G. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *science*, 333 (6045): 988-993.
- PEFC-Skogstandard. (2022). *Norsk PEFC-Skogstandard*: PEFC Norge. Tilgjengelig fra: <https://pefc.no/vare-standarder/norsk-pefc-skog-standard> (lest 20.04).
- Philben, M., Ziegler, S. E., Edwards, K. A., Kahler, R. & Benner, R. (2016). Soil organic nitrogen cycling increases with temperature and precipitation along a boreal forest latitudinal transect. *Biogeochemistry*, 127: 397-410.
- Pommeresche, R. & Fjellberg, A. (2011). Spretthaler-jordas små kaniner.
- Purahong, W., Kapturska, D., Pecyna, M. J., Schulz, E., Schloter, M., Buscot, F., Hofrichter, M. & Krüger, D. (2014). Influence of different forest system management practices on leaf litter decomposition rates, nutrient dynamics and the activity of ligninolytic enzymes: a case study from Central European forests. *PLoS One*, 9 (4): e93700.
- Purahong, W., Wubet, T., Lentendu, G., Schloter, M., Pecyna, M. J., Kapturska, D., Hofrichter, M., Krüger, D. & Buscot, F. (2016). Life in leaf litter: novel insights into community dynamics of bacteria and fungi during litter decomposition. *Molecular ecology*, 25 (16): 4059-4074.
- Pykälä, J. (2004). Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests. *Applied vegetation science*, 7 (1): 29-34.
- Ransedokken, Y., Asplund, J., Morgado, L. N., Kauserud, H., Mundra, S., Ohlson, M., Halvorsen, R. & Nybakken, L. (2024). Synchronic shifts in phenolic compounds and fungal communities during litter decomposition in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 554: 121696.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K. O. (2002). *Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog-og miljøforvaltning*. Aktuelt fra skogforskningen.
- Rydgren, K., Økland, T., Økland, R. H. & Storaunet, K. O. (1999). Hogstpåvirkning på biologisk mangfold og undervegetasjonens sammensetning i granskog. *NIJOS-rapport*.
- Schimel, J. P. & Bennett, J. (2004). Nitrogen mineralization: challenges of a changing paradigm. *Ecology*, 85 (3): 591-602.
- Selsing, L. (2016). Intentional fire management in the Holocene with emphasis on hunter-gatherers in the Mesolithic in South Norway. *AmS-Skrifter* (25): 1-131.
- Shaw, E. A., Boot, C. M., Moore, J. C., Wall, D. H. & Baron, J. S. (2019). Long-term nitrogen addition shifts the soil nematode community to bacterivore-dominated and reduces its ecological maturity in a subalpine forest. *Soil Biology and Biochemistry*, 130: 177-184.
- Sierra, C. A., Malghani, S. & Loescher, H. W. (2017). Interactions among temperature, moisture, and oxygen concentrations in controlling decomposition rates in a boreal forest soil. *Biogeosciences*, 14 (3): 703-710.
- SSB. (2024). Fakta om skogbruk. Tilgjengelig fra: <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/faktaside/skogbruk>.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. (2020). *Naturskog i Norge. En arealberegning basert på bestandsalder i Landsskogtakseringens takstomdrev fra 1990 til 2016*. NIBIO Rapport. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2650496> (lest 10.03).
- Staaf, H. & Berg, B. (1982). Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest II. *Canadian Journal of Botany*, 60 (8): 1561-1568.
- Taylor, B. R., Parkinson, D. & Parsons, W. F. (1989). Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 70 (1): 97-104.

- Tonjer, L.-R., Nybakken, L., Birkemoe, T., Renčo, M., Ferdous, Z. & Asplund, J. (2023). Condensed tannins mediate the effect of long-term nitrogen addition on soil nematodes in a boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management*, 545: 121248.
- Toverud, I. V. (2023). *Langtidseffekter av flatehgost på nematoder i jord*. Masteroppgave. Ås: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/3125915> (lest 17.04).
- Treseder, K. K. (2008). Nitrogen additions and microbial biomass: A meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology letters*, 11 (10): 1111-1120.
- Van Den Hoogen, J., Geisen, S., Routh, D., Ferris, H., Traunspurger, W., Wardle, D. A., De Goede, R. G., Adams, B. J., Ahmad, W. & Andriuzzi, W. S. (2019). Soil nematode abundance and functional group composition at a global scale. *Nature*, 572 (7768): 194-198.
- Varenus, K., Kårén, O., Lindahl, B. & Dahlberg, A. (2016). Long-term effects of tree harvesting on ectomycorrhizal fungal communities in boreal Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, 380: 41-49.
- Vestin, P., Mölder, M., Kljun, N., Cai, Z., Hasan, A., Holst, J., Klemetsson, L. & Lindroth, A. (2020). Impacts of clear-cutting of a boreal forest on carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes. *Forests*, 11 (9): 961.
- Vickerman, K. (1992). The diversity and ecological significance of Protozoa. *Biodiversity & Conservation*, 1: 334-341.
- Vivanco, L. & Austin, A. T. (2008). Tree species identity alters forest litter decomposition through long-term plant and soil interactions in Patagonia, Argentina. *Journal of Ecology*, 96 (4): 727-736.
- Waldrop, M., McColl, J. & Powers, R. (2003). Effects of forest postharvest management practices on enzyme activities in decomposing litter. *Soil Science Society of America Journal*, 67 (4): 1250-1256.
- Walter, D. E. & Proctor, H. C. (1999). Mites: ecology, evolution and behaviour.
- Wilschut, R. A. & Geisen, S. (2021). Nematodes as drivers of plant performance in natural systems. *Trends in Plant Science*, 26 (3): 237-247.
- Wise, D. H. & Schaefer, M. (1994). Decomposition of leaf litter in a mull beech forest: comparison between canopy and herbaceous species.
- Xiao, R., Man, X., Duan, B., Cai, T., Ge, Z., Li, X. & Vesala, T. (2022). Changes in soil bacterial communities and nitrogen mineralization with understory vegetation in boreal larch forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 166: 108572.
- Yamamoto, S.-I. (2000). Forest gap dynamics and tree regeneration. *Journal of forest research*, 5: 223-229.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R. H., Storaunet, K. O. & Rolstad, J. (2003). Variation in environmental conditions, understory species number, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. *Forest ecology and management*, 177 (1-3): 17-37.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway