



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp
Fakultet for biovitenskap

Termisk behandling om vinteren som ledd i bekjempelsesstrategi av parkslirekne (*Reynoutria japonica*)

Thermic treatment in winter as part of an integrated control strategy of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*)

Majken Steffensen Sundli
Naturforvaltning

Forord

Med denne oppgaven avslutter jeg mine fem år ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet – med en master i naturforvaltning. Jeg valgte å skrive denne oppgaven for et annet fakultet enn jeg egentlig hører til, da fremmede arter er noe som engasjerer meg sterkt. Tusen takk til Norsk institutt for bioøkonomi for at jeg fikk være en del av dette spennende prosjektet! Takk også til Moss kommune for økonomisk bidrag, disposisjon av område og «lån» av forsøksplanter. En stor takk til Tim C. Bech Larsen v/Moss kommune for engasjement og arbeid med vinterforsøkene!

En spesielt stor takk til mine to veiledere Lars Olav Brandsæter og Inger Sundheim Fløistad. Jeg setter stor pris på all hjelp, støtte og raske tilbakemeldinger. Takk til Torfinn Torp (NIBIO) for hjelp med de statistiske analysene. Takk til studenter Kristian Nikolai Jæger Hansen og Øystein Skagestad for arbeidet med etablering av forsøksfelt sommer 2021 – da jeg selv var høygravid. En takk rettes også til Senter for klimaregulert planteforskning for lån av tørkeskap sommeren 2022.

Takk til mamma for mange timer og uker med barnevakt, uten deg hadde de første studieårene ikke vært mulig å få til.

Sammendrag

Fremmede invaderende arter er en av de største truslene mot biologisk mangfold, og gir store økologiske og økonomiske konsekvenser. Parkslirekne (*Reynoutria japonica*) er en av de verste fremmede artene verden over, og den er vanskelig å bekjempe uten bruk av kjemiske plantevernmidler og praktisk talt umulig å totalbekjempe. Det er vist at det er nødvendig å kombinere flere behandlinger for best mulig bekjempelse av parkslirekne, og metoden i dette studiet er tiltenkt å være et ledd i en slik kombinasjonsbehandling.

Hovedformålet med denne studien var å se om det var mulig å manipulere vekstrytmen til parkslirekne om vinteren for slik å svekke planten. Følgende hypoteser ble satt opp: (I) Parkslirekne som har fått varmebehandling om vinteren får redusert vekst påfølgende vekstsesong, i form av færre skudd, redusert biomasse eller begge deler.

(II) Parkslirekne som har fått varmebehandling i to uker har større vekstreduksjon enn de som har fått behandling i én uke. (III) Andre arter på stedet, eksisterende som frøbank, jordstengler o.l., vil påvirkes i liten grad av varmebehandlingen, og påvirkes positivt der hvor parkslirekne får redusert vekst.

Et feltområde med parkslirekne ble kappet ned i juni 2021 og dekket med vevd plastduk. Vinteren 2022 ble forsøksruter etablert, det ble benyttet varmematter (for teletining) og ruter ble varmet i henholdsvis én eller to uker. I alle behandlede ruter ble det ved avdekking av mattene funnet skudd av parkslirekne, etter varmebehandling i en og to uke(r) var det i gjennomsnitt henholdsvis 18,5 og 48 skudd. Påfølgende vekstsesong ble det registrert antall skudd, høyde og biomasse (gram tørrstoff m⁻²) av parkslirekne, i tillegg til dekningsgrad av andre plantearter.

Resultatene viste at varmebehandlingen vinterstid hadde en påvirkning på vekst av parkslirekne i form av redusert biomasse, men det var ingen signifikant forskjell om varmemattene hadde ligget på i én eller to uker. Dekningsgrad av andre plantearter varierte, muligens på grunn av varierende mengde og påvirkning av parkslirekne. Påvirkning fra behandlingen på andre plantearter ble antatt å være minimal, da ingen andre arter spirte under varmebehandlingen.

Det bør utføres ytterligere forsøk med denne behandlingen hvor man også kan undersøke påvirkningen av rotsystemet, kombinere med andre behandlinger og gjentatte behandlinger samme vinter.

Abstract

Alien invasive species are one of the biggest threats to biodiversity and cause major ecological and economic impacts. Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) is one of the worst alien species worldwide, and it is difficult to control without the use of chemical herbicides and practically impossible to eradicate. It has been shown that a strategy i.e. a combination of treatments are necessary for the best possible control of Japanese knotweed, and the method in this study is intended to be part of a combination treatment.

The main purpose of this study was to see if it was possible to manipulate the growth rhythm of Japanese knotweed in winter to weaken the plant. The following hypotheses were set up:

(I) Japanese knotweed that has received heat treatment in wintertime experience reduced growth the following growing season, in the form of fewer shoots, reduced biomass or both. (II) Japanese knotweed that has received heat treatment for two weeks have a greater growth reduction than those that has received treatment for one week. (III) Other species on the site, existing as seed banks, rhizomes etc., will be affected to a small extent by the heat treatment, and will be affected positively where Japanese knotweed has reduced growth.

A field area with Japanese knotweed was cut down in June 2021 and covered with geotextile (woven plastic). In the winter of 2022, trial plots were established, heating mats (for thawing of frozen ground) were used, and plots were heated for one or two weeks respectively. In all treated plots, when the mats were uncovered, shoots of Japanese knotweed were found. After heat treatment for one and two week(s), there were on average 18.5 and 48 shoots respectively. In the following growing season, the number of shoots, height, and biomass (grams of dry matter m⁻²) of Japanese knotweed were recorded, in addition to the degree of coverage of other plant species.

The results showed that the heat treatment in the winter had an impact on the growth of the Japanese knotweed in the form of reduced biomass the subsequent summer, but there was no significant difference if the heating mats had been left on for one or two weeks. The degree of coverage of other plant species varied, possibly due to the varying amount and influence of Japanese knotweed. Influence from the treatment on other plant species was assumed to be minimal, as no other species germinated during the heat treatment.

Further trials should be carried out with this treatment where the effect on the root system can also be investigated, combination with other treatments and repeated treatments in the same winter.

Innholdsfortegnelse

Forord.....	I
Sammendrag	II
Abstract	III
1. Introduksjon	1
2. Metode og materialer	5
<i>2.1. Studieområde</i>	<i>5</i>
<i>2.2. Feltforsøk.....</i>	<i>6</i>
2.2.1. Forberedelser	6
2.2.2. Utarbeiding og oppsett av forsøksområde	6
2.2.3 Oppvarming og registrering vinter	6
2.2.4. Registrering sommer	7
2.3. Statistikk.....	8
3. Resultater	9
3.1. Vinterskudd av parkslirekne	9
3.2. Antall skudd gjennom sommeren	9
3.3. Bestandshøyde gjennom sommeren.....	10
3.4. Dekningsgrad andre plantearter	11
3.5. Biomasse av parkslirekne	12
3.6. ANOVA-analyse av biomasse og antall skudd av parkslirekne ved sluttregistrering	12
4. Diskusjon.....	14
5. Konklusjon.....	18
Litteraturliste.....	19
Vedlegg 1	22
Vedlegg 2	23
Vedlegg 3	24
Vedlegg 4	25

1. Introduksjon

Fremmede invaderende arter er verden over ansett som en av de største truslene mot biologisk mangfold (IUCN, 2000). En fremmed art er definert av IUCN (2000) som en art som ikke tidligere har forekommet naturlig i området og er ført dit, bevisst eller ubevisst, av mennesker. For at en fremmed art skal betraktes som problematisk (invaderende) og at det kanskje settes inn organiserte tiltak mot den, må den i tillegg utgjøre en trussel mot biologisk mangfold (Convention on Biological Diversity, 2010). Globalisering i form av varehandel og turisme har ført til at nær sagt alle steder på jorda, i større eller mindre grad, er påvirket av fremmede arter (IUCN, 2000; Miljødirektoratet, u.å.). Kostnadene knyttet til fremmede arter er enorme, både økologisk og økonomisk (IUCN, 2000; Magnussen et al., 2021). Først og fremst er dette i form av irreversible påvirkninger på økosystemer og tap av biologisk mangfold. I tillegg kommer det økonomiske aspektet som inkluderer tap og økte kostnader knyttet til landbruk, forringelse av ferskvannssystemer og direkte kostnader ved bekjempelse - globalt tilsvarer dette flere milliarder kroner årlig (IUCN, 2000).

Regjeringen i Norge lanserte i 2007 for første gang en nasjonal strategi mot fremmede skadelige (invaderende) arter, dette skulle være starten på en «mer aktiv, målrettet og samordnet innsats» i kampen mot disse artene (Miljøverndepartementet, 2007). Samme år lanserte Artsdatabanken «Norsk svarteliste» som inneholdt risikovurderinger av rundt 220 fremmede arter i Norge (Miljøverndepartementet, 2007). Denne listen blir oppdatert omtrent hvert femte år og går nå under navnet «Norsk fremmedartsliste» (Artsdatabanken, 2023). Artsdatabanken kaller dette selv en «bred og verdinøytral kunnskapssammenstilling», hvor artene blir vurdert etter hvilken økologisk risiko de utgjør. Risikoen vurderes etter den objektive metoden *Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species* (GEIAA), og kategorien arten havner i bestemmes på grunnlag av en rekke kriterier som til sammen angir en matrise av invasjonsspotensial og økologisk effekt (Artsdatabanken, 2018). En høy score på begge disse gjør at arter havner i kategorien «høy risiko» eller «svært høy risiko». De store slirekneartene, parkslirekneslekta (*Reynoutria spp*), er alle vurdert til den øverste kategorien «svært høy risiko» på grunnlag av et stort invasjonsspotensial kombinert med stor negativ økologisk effekt (Elven et al., 2018a; Elven et al., 2018b; Elven et al., 2018c). Artene inkluderer parkslirekne (*Reynoutria japonica*), kjempeslirekne (*Reynoutria sachalinensis*) og hybridslirekne (*Reynoutria x bohemica*). Parkslirekne er også på IUCNs Invasive Species

Specialist Group (ISSG) liste over de hundre verste fremmede artene i verden (Lowe et al., 2000).

Parkslirekne kommer opprinnelig fra østlige deler av Asia, ble innført til Europa i 1825 og kom noen år senere til Norge. Så tidlig som i 1940 var den på god vei til å etablere seg her (Elven et al., 2018a). Den er nå utbredt over store deler av landet, hovedsakelig ved kyst og fjordområder i Sør-Norge med spredte observasjoner så langt nord som til Vardø i Troms og Finnmark (Elven et al., 2018a). I innlandsstrøk er den sjelden og dette kan muligens skyldes klimatiske årsaker som tørre somre (Grundt & Fremstad, 2012). Parkslirekne kan vokse nær sagt over alt, men er vanligst å finne på ulike typer skrotemark, i skogkanter, i flommark langs bekker, elver og vann og sjøstrender like over flomålet (Elven et al., 2018a). I Norge vil spredning av arten hovedsakelig skje vegetativt med krypende jordstengler, og ved fragmentering og flytting av masser og med utstyr. Langs vann og vassdrag spres den lett videre med vannstrømmer (Fløistad et al., 2022). Arten har et omfattende rotsystem som kan strekke seg opp mot fire meter utenfor forekomsten av overjordiske skudd og tre meter ned i jorda (Fennell et al., 2018). Små biter av rotstengler kan gi opphav til en ny plante, så lite som 0,5 g (inkludert et nodium) er tilstrekkelig (Lawson et al., 2021). Når parkslirekne først er etablert et sted kan den påvirke arter og naturtyper negativt. Dette gjør den ved å danne omfangsrike, tette bestand (Aguilera et al., 2010), produsere enormt med strøfall som kveler annen vegetasjon (Elven et al., 2018a) og skille ut allelopatiske stoffer som hindrer spiring og vekst av andre planter (Fan et al., 2010; Kato-Noguchi, 2022). Parkslirekne har ingen kjent symbiose med mykorrhiza (Barney et al., 2006), dette kan gjøre reetablering av stedegen vegetasjon mer problematisk etter en vellykket bekjempelse (Tanner & Gange, 2013). Flere studier av de store slirekneartene viser en nedgang i plantearter motsatt korrelert med mengde slirekne i områder som er infisert med disse artene (Gerber et al., 2008; Stoll et al., 2012; Tokarska-Guzik et al., 2006). Andre livsformer som er knyttet til spesielle habitater eller plantearter vil også kunne lide under monokulturen slirekneartene fører til. Dette gjelder eksempelvis gastropoder (Stoll et al., 2012), invertebrater (Gerber et al., 2008) og fugler (Hajzlerova & Reif, 2014). Langs vassdrag vil bestander av slirekne føre til mer erosjon, da planten visner ned om høsten og etterlater jorden blottlagt (Matte et al., 2022).

Bekjempelse av parkslirekne er antatt å gi de høyeste kostnadene av alle vurderte fremmede plantearter i Norge grunnet stor utbredelse over hele landet, men også på grunn av høye kostnader ved tiltak (Magnussen et al., 2021). De anslår mellom 300.000 - 3.000.000. NOK pr

dekar avhengig av bekjempelsesmetode. I samme rapport vurderes det som lite sannsynlig å fjerne arten fra hele landet, og det viktigste tiltaket vil være å hindre videre spredning. Forekomsten av arten er forventet å øke med 50 prosent innen 50 år (f.o.m. 2018) hvis det ikke blir satt i gang noen aktive tiltak. (Magnussen et al., 2021). De vanligste bekjempelsesmetoder som er brukt i Norge pr dags dato inkluderer nedkapping, lusing, tildekking, oppgraving og flytting av masser, kjemisk behandling eller kombinasjoner av disse (Fløistad et al., 2022). Ved bruk av kjemiske plantevernmidler er det glyfosat som er oftest anbefalt (Delbart et al., 2012; Kadlecova et al., 2022). Bruk av herbicider som glyfosat er derimot ikke ønskelig i stor utstrekning av hensyn til omgivelsene og spesielt ikke ved sårbare naturtyper eller ved vann (Magnussen et al., 2021). Tildekking er en anbefalt metode som kan benyttes der hvor man ikke ønsker bruk av herbicider, det må dekkes med en holdbar, syntetisk duk minst 2,5 meter utenfor plantens omkrets (Dusz et al., 2021). Bruk av varmtvann er også anbefalt av Fløistad et al. (2020), denne metoden gir en fordel ved at man ikke nødvendigvis trenger å kappe ned plantene først og man reduserer dermed faren for å spre plantematerialet. En kombinasjon av flere metoder er nødvendig dersom målet er å bekjempe parkslirekne totalt (Fløistad et al., 2020; Gover et al., 2005) og ofte anbefalt er nedkapping med bruk av glyfosat som hoveddelen av behandlingen (Gover et al., 2007; Soll, 2004). For best mulig påvirkning av rotsystemet er det ved nedkapping og bruk av glyfosat nødvendig å gjøre det til riktig tid. Nedkapping bør gjøres mens rotsystemet er på et minimumspunkt *før* transport av ressurser til røttene starter (Ringselle et al., 2021), og minst fire ganger i løpet av en vekstsesong (Seiger & Merchant, 1997). Påføring av glyfosat må gjøres *etter* at assimilert-transporten til røttene er i gang (Gover et al., 2007).

For å utvikle gode strategier for bekjempelse av plantearter er det viktig å kjenne deres livsstrategi og dermed kjenne til deres sterke og svake sider. Der hvor parkslirekne opprinnelig hører til er den en typisk pionérart i vulkanske ørkenlandskap (Yoshioka, 1974, referert i Beerling et al., 1994) hvor lite annen vegetasjon kan vokse. Arten har flere egenskaper som gjør det mulig å leve under slike forhold. Effektiv lagring og remobilisering av biomasse og fotoassimilater fremheves av Price et al. (2001) som en av de fremste egenskapene til planten i dens suksess med å kolonisere en rekke ulike habitater. En egenskap som tidligere er tenkt å være spesielt viktig ved nyetablering og kolonisering av vulkanske landskap på Mt. Fuji (Suzuki, 1994, referert i Price et al., 2001)

Vekstmønsteret som beskrives av Price et al. (2001) med hurtig remobilisering av opplagsnæring gjør at parkslirekne kan skyte skudd tidlig om våren. Dette er en del av

plantens *fenologiske mønster*. Fenologi beskriver planter og dyrs mønster for vekst og utvikling gjennom og året og miljøets innvirkning på dette, for planter innebærer dette blant annet tidspunkt for vekststart og -avslutning, blomstring og bladfelling. Parkslirekne skyter skudd tidlig om våren, men er sensitiv for frost og det er observert hvordan en sen vårfrøst kan føre til såkalt «cut-back» av de overjordiske delene (Beerling et al., 1994), den visner også ned om høsten ved første frost og overvintrer ved jordstengler under bakken (Soll, 2004). Parkslirekne vokser best på solrike steder (Beerling et al., 1994), på skyggefulle steder er det vist hvordan den blir noe svekket og andre arter kan få et fortrinn (Dommanget et al., 2013).

I denne oppgaven har jeg ønsket å se på om det er mulig å manipulere vekstrytmen til parkslirekne for slik å svekke planten. Jeg ønsket å gjøre dette ved oppvarming av jorden vinterstid for å se om dette kunne få knopper på jordstenglene til å skyte skudd. Ved fjerning av den kunstige varmen ville det som eventuelt hadde vokst frem fryse ved normal vintertemperatur. Videre ønsket jeg å se om dette ville ha en innvirkning på plantens vitalitet i påfølgende vekstsesong. Jeg satte opp følgende hypoteser:

Hypotese I: Parkslirekne som har fått varmebehandling om vinteren får redusert vekst påfølgende vekstsesong, i form av færre skudd, redusert biomasse eller begge deler.

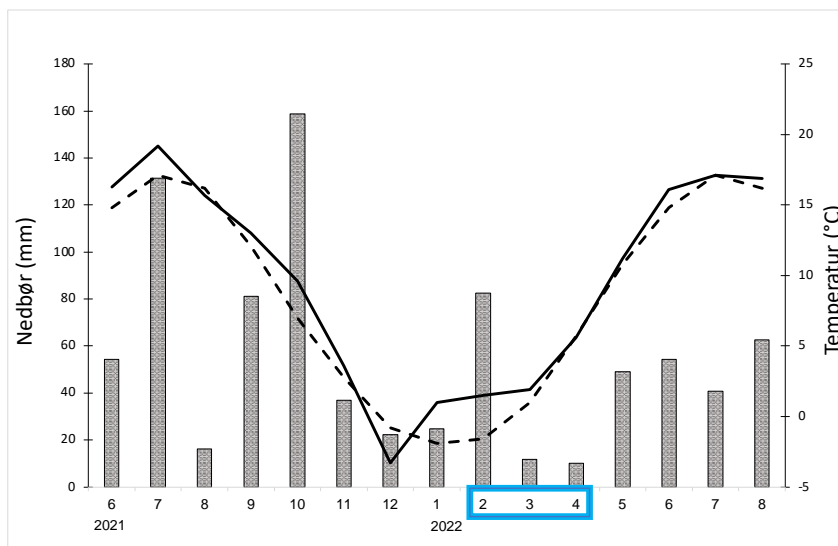
Hypotese II: Parkslirekne som har fått varmebehandling i to uker har større vekstreduksjon enn de som har fått behandling i én uke.

Hypotese III: Andre arter på stedet, eksisterende som frøbank, jordstengler o.l., vil påvirkes i liten grad av varmebehandlingen, og påvirkes positivt der hvor parkslirekne får redusert vekst.

2. Metode og materialer

2.1. Studieområde

Området hvor feltforsøket ble utført ligger ved Mosseskogen vel-hus, Tiurveien 18, 1534 Moss, Viken fylke (6598106.86 N, 255240.55 Ø.). Plantefeltene er lokalisert i et skogholt på hver sin side av en gruslagt parkeringsplass, det ene på nordsiden og det andre på sørøstlig side av plassen. Feltene kalles heretter «felt nord» og «felt sør». Felt nord er omsluttet av trær unntatt i sørlig retning, og har tilnærmet full sol hele dagen. Felt sør ligger i skyggen av høye trær og får lite direkte sollys unntatt helt i ytterkant ved blokk B. Bergrunnen består av en kvartsdiorittisk gneis (Norges Geologiske Undersøkelse, u.å.-a) og løsmassene i området er registrert som torv og myr (Norges Geologiske Undersøkelse, u.å.-b), men dette stemmer nok ikke og var så vidt jeg kunne se trolig en antropogen fyllmasse av noe slag. Området generelt kan betegnes som tidligere ruderatmark i gjengroing og består av blandingskog i ytterkanter og gras/urter med flere bestander av parkslirekne i innerkant mot grusplassen. Området har et typisk mildt kystklima med nedbør i alle årets måneder. Nærmeste målestasjon for temperatur og nedbør ligger i Rygge (Huggenes), Moss kommune, ca 9 km fra forsøksfeltene. Lufttemperatur for en del av perioden hvor varmebehandlingen ble utført var noe høyere enn normalen (Figur 1), nedbør for hele perioden (836 mm) var noe lavere enn normalnedbøren (1359 mm) (Vedlegg 2).



Figur 1: Månedlig nedbør (stolper) og gjennomsnittlig lufttemperatur (linje) for hele perioden forsøket og registreringene ble gjennomført. Normaltall for lufttemperatur (1991-2020) er vist ved stiplet linje. Tidsrommet varmebehandlingen ble utført i er markert med blå rute (feb.-apr. 22). (Data hentet fra Norsk klimaservicesenter).

2.2. Feltforsøk

2.2.1. Forberedelser

For oppvarming av jorden vinterstid ble det planlagt å benytte varmematter som ellers brukes til teletining ved grave/byggearbeid om vinteren. Tre aktuelle lokaliteter for forsøket ble vurdert, og den valgte lokaliteten ble foretrukket grunnet nærhet til strømmnett (det ble montert midlertidig strømtilgang) og dermed mulighet for tilkobling for drift av varmematter.

2.2.2. Utarbeiding og oppsett av forsøksområde

I slutten av juni 2021 ble to bestander av parkslirekne på valgt lokalitet kappet ned, plantematerialet ble fjernet og feltene ble dekket til med en svart, vanngjennomtrengelig, vevd polypropylen-duk med egenvekt 100 g m^{-2} (Juta, Dvůr Králové nad Labem, Czeck Republic). Stein og sandsekker ble plassert i kantene av duken så den skulle bli liggende på plass. I midten av februar 2022 ble de to feltene inndelt i blokker (A – D), fire blokker totalt. Blokk A og B i felt sør, og C og D i felt nord. Innenfor hver blokk ble det målt opp og skåret ut ruter (1 x 3,5 m) av plastduken, tilfeldig nummerert med 1, 2 eller 3. Rutene ble gitt ID navn av typen A1, B2 osv.

2.2.3 Oppvarming og registrering vinter

Arbeidet med å varme opp de ulike forsøksrutene strakk seg over en tidsperiode på totalt syv uker. Varmematter ble leid inn fra Cramo Moss, det var to matter á 1x3,5 m av typen «VARMEMATTE 3,5m² 230V <1,1kW SATEMA 3010». De første rutene ble varmet opp fra 17.02.22 og de siste frem til og med 07.04.22. Omtrent ett døgn etter at varmematten ble lagt på en rute, ble det ryddet vekk gammelt plantemateriale, stein etc. under den for at matten skulle få bedre kontakt med underlaget og dermed bedre effekt. Innenfor hver blokk ble én rute varmet opp i en uke og én i to uker (Tabell 1). Da varmemattene ble fjernet fra en rute ble det registrert antall skudd innenfor to ulike kategorier; 0-5 cm og >5 cm (Tabell 1). Minimumstemperatur for hele perioden varmemattforsøkene pågikk ble hentet fra Norsk klimaservicesenter i ettertid (Vedlegg 1).

Tabell 1: Vinter 2022. Type behandling, dato for behandling og antall skudd registrert i de ulike forsøksrutene.

Rute ID	Behandling	Varme fra dato	Varme til dato	Antall skudd 0 - 5 cm	Antall skudd > 5 cm
A1	0				
A2	1	17.feb	03.mar	53	7
A3	2	03.mar	10.mar	14	0
B1	2	10.mar	17.mar	6	1
B2	0				
B3	1	03.mar	17.mar	43	13
C1	0				
C2	1	31.mar	07.apr	15	0
C3	2	17.mar	31.mar	48	4
D1	2	17.mar	31.mar	21	3
D2	0				
D3	1	31.mar	07.apr	34	4

2.2.4. Registrering sommer

Sektorinndeling, indre og ytre del

Etter varmebehandlingene ble det foretatt registreringer av forsøksrutene ved tre tidspunkter sommer 2022. Registreringene ble utført 9.-10. juni, 9.-11. juli og 7.-8. og 10. august. Rutene ble inndelt i henholdsvis ytre og indre sektor ettersom vi forventet størst effekt av varmemattene inn mot midten og for å redusere innvirkning av planter voksende inn fra yttersiden. Kontrollrutene ble inndelt på samme måte. Det ble målt 20 cm inn fra kanten av ruten og for å lettere holde oversikt ved registrering ble det lagt ned fire stenger for å markere hva som var indre og ytre rute.

Alle registreringer ble gjort både i ytre og indre sektorer av forsøksrutene.

Antall skudd og høyde

Antall skudd av parkslirekne ble telt, det ble målt lengde (høyde) på både de to korteste og de to lengste skuddene. Lengden ble også målt på to skudd som på øyemål ble antatt å være representative som gjennomsnittshøyde/bestandshøyde.

Dekningsgrad

Videre ble det visuelt registrert dekningsgrad (prosent) av andre plantearter. Dette ble gjort for enfrøblada arter, tofrøblada arter og lignoser.

Biomasseregistrering

Etter siste registrering i august ble alt av parkslirekne i rutene kappet ned for å kunne registrere biomasse. Skuddene ble klippet helt nede ved bakken, klippet opp i mindre deler, lagt i plastnettposer og markert med rute ID. Arbeidet med dette ble utført blokkvis over flere dager i tidsrommet 9. til 12. august. Posene med plantemateriale ble etter endt dag lagt i tørkeskap og tørket ved 60 C ° i 5 døgn. Da posene ble tatt ut av tørkeskapet ble de veid umiddelbart for å unngå at plantematerialet trakk til seg fuktighet igjen. Ved registrering av vekt ble vekten av posen trukket fra.

2.3. Statistikk

Innsamlet data ble lagt inn i Excel og klargjort. Enkle grafer ble laget i Excel, tidsserie-plot og statistiske analyser ble laget og utført i Minitab Statistical Software 21.3.1.0 (Web App versjon).

Det ble foretatt en ANOVA «mixed effects model» analyse av innsamlet data hvor responsvariabel ble satt til (1) biomasse eller (2) antall skudd, tilfeldig faktor var blokk og fast faktor var behandling. Forskjeller mellom de ulike gruppene ble testet ved en «Tukey pairwise comparisons» (Tukey-test).

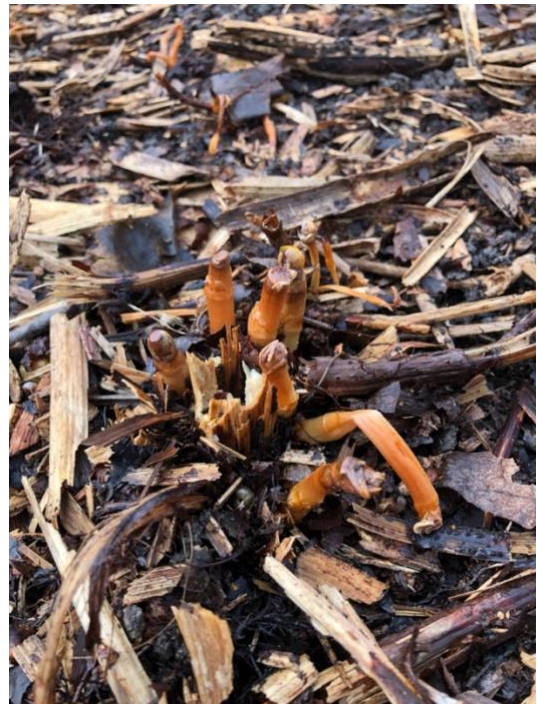
Resultater ble vurdert som statistisk signifikante ved $p\text{-verdi} \leq 0,05$.

3. Resultater

Merk at resultatene er basert på data fra indre sektor av forsøksrutene, bortsett fra i avsnitt 3.1., da registreringer av vinterskudd ble utført før jeg avgjorde å definere en ytre og indre sektor.

3.1. Vinterskudd av parkslirekne

Vinterskudd ble registrert i tidsrommet februar – april 2022 kort tid etter avdekking av varmemattene. I alle ruter som fikk varmebehandling ble det funnet skudd av parkslirekne, og det ble observert hvordan disse frøs og visnet i løpet av noen dager (Figur 2). I rutene som fikk varmebehandling i to uker (behandling 1) ble det registrert 24 til 60 skudd, med et gjennomsnitt på 48. I rutene som fikk varmebehandling i én uke (behandling 2) ble det registrert 7 til 38 skudd, med et gjennomsnitt på 18,5.

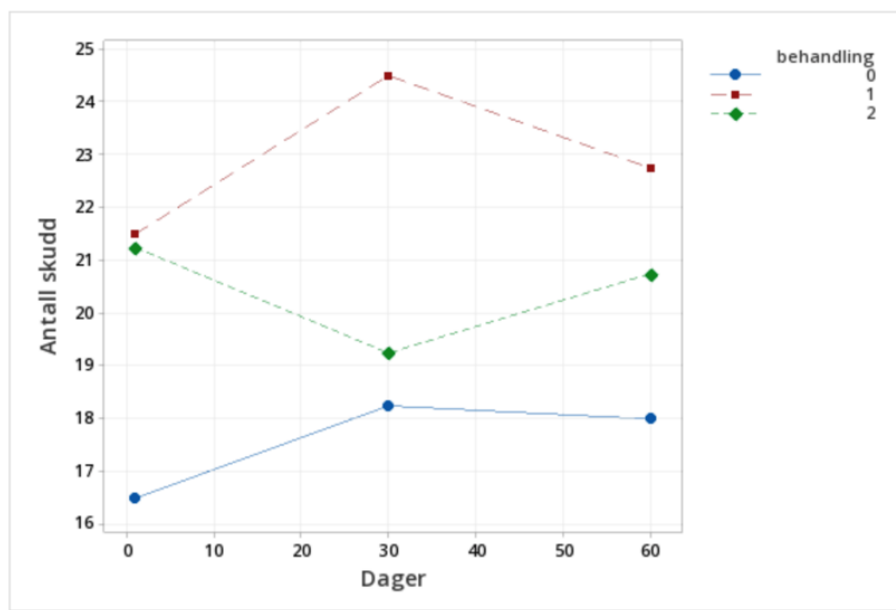


Figur 2: Fryste skudd av parkslirekne. Bildene er tatt 05.03.22 (til venstre), to døgn etter avdekking av varmematte, og 04.04.22 (til høyre), fire døgn etter avdekking av varmematte (Foto: Majken Sundli).

3.2. Antall skudd gjennom sommeren

Antall skudd ble registrert ved tre tidspunkter gjennom sommeren; 09. juni, 09. juli og 08. august. Forsøksruter som hadde fått varmebehandling i to uker (behandling 1) og en uke (behandling 2) hadde et høyere antall skudd ved første gangs registrering enn kontrollgruppen

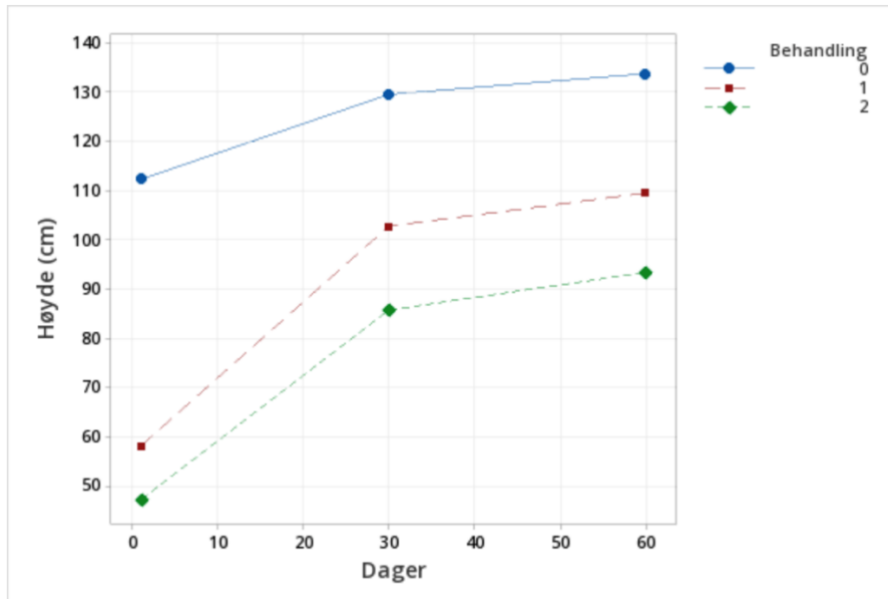
(behandling 0) (Figur 3). For lang varmemattebehandling ser vi deretter en liten nedgang, før det igjen er registrert en økning ved siste gangs registrering. For kort varmemattebehandling er det motsatt, en økning med påfølgende nedgang. Kontrollrutene hadde færre skudd ved starten av forsøket med en økning mellom første og andre registrering og ingen betydelig endring ved siste registrering.



Figur 3: Antall skudd av parkslirekne gjennom sommeren for de ulike behandlingene. (Dag 0 = 09.06., dag 30 = 09.07. og dag 60 = 08.08.). Merk at Y-aksens laveste verdi er 16.

3.3. Bestandshøyde gjennom sommeren

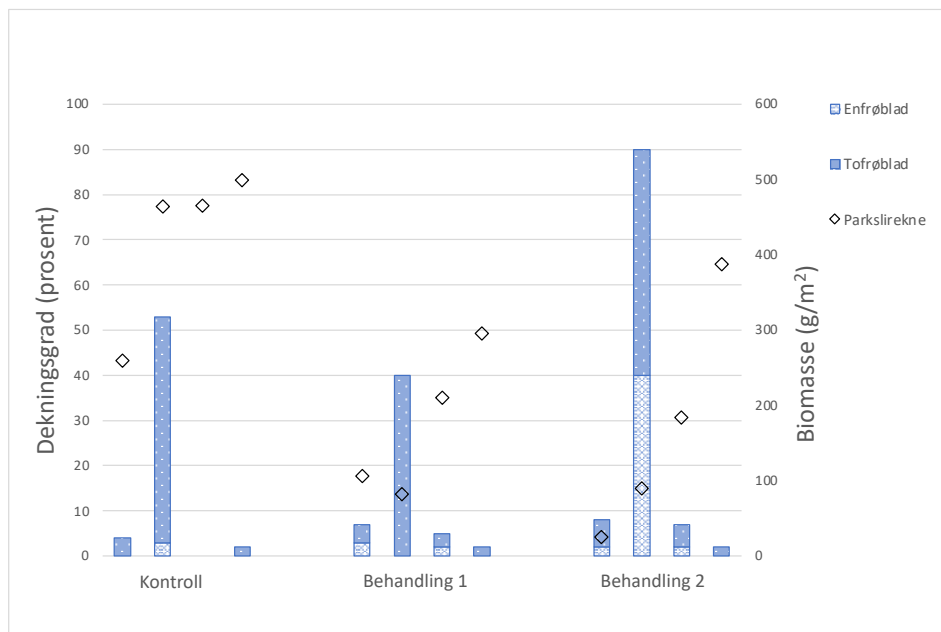
Bestandshøyde ble registrert ved tre tidspunkter gjennom sommeren; 10. juni, 10. juli og 09. august. Forsøksruter som hadde fått varmebehandling (behandling 1, behandling 2) hadde en gjennomsnittlig lavere høyde ved første registrering enn kontrollrutene uten varmebehandling (behandling 0) (Figur 4). Ved neste registrering hadde både behandling 1 og 2 doblet sin høyde, før veksten avtok noe mot siste registrering. De hadde da en gjennomsnittlig høyde på 93,5 cm (behandling 2) og 109 cm (behandling 1). Ubehandlet (behandling 0) har ved første registrering en gjennomsnittlig høyde på 112,4 cm og har en flatere vekstkurve enn de som har vært varmebehandlet. Ved siste registrering er høyden 133,8 cm for ubehandlet.



Figur 4: Utviklingen av bestandshøyde gjennom sommeren for de ulike behandlingene. (Dag 0 = 10.06., dag 30 = 10.07. og dag 60 = 09.08.) Merk Y-aksens laveste verdi er 50.

3.4. Dekningsgrad andre plantearter

Det ble registrert dekningsgrad av andre plantearter ved tre tidspunkter i perioden juni-august 2022, gruppert i enfrøblada, tofrøblada og lignoser. Dekningsgraden endret seg lite i denne perioden og resultatene er basert på data fra registrering 09. august. Lignoser forekom sjelden og ved dekningsgrad kun opp til 1-2 prosent, så de er utelatt fra resultater. Det er stor variasjon mellom behandlinger for andre plantearter. Blokk B skiller seg mest ut (søyle nr to innenfor hver behandlingsgruppe, Figur 5). Her er det relativt høy dekningsgrad av tofrøbladete arter og for en av forsøksrutene også av enfrøblada. For alle de andre forsøksrutene var det lite dekning av andre plantearter, aldri over ti prosent (Figur 5) uavhengig av behandlingsgruppe.



Figur 5: Registrert dekningsgrad i prosent av andre arter vist for hver forsøksrute (data fra sluttregistrering 09.08.) Enfrøblad (lyse søyler) og tofrøblad (mørke søyler). Data er sortert etter behandling og innenfor hver behandling etter blokk (A –D). Merk at for kontroll mangler det en søyle for blokk C, da det ikke fantes andre plantearter her.

Biomasse (g m^{-2}) av parkslirekne (indre sektor) vises som punkter.

3.5. Biomasse av parkslirekne

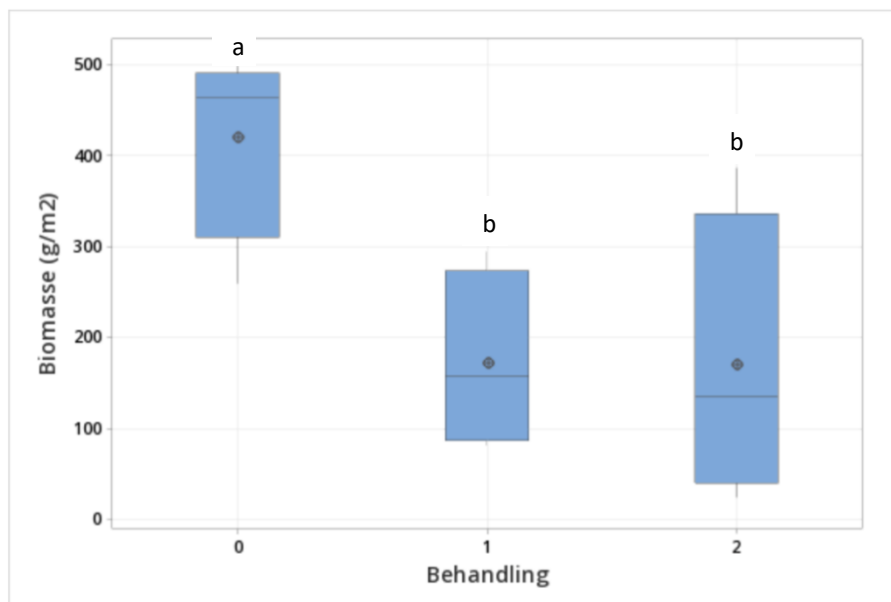
Biomasse av parkslirekne (indre sektor) ser ut til å variere uavhengig av tilstedeværelsen av andre arter (Figur 5), men det er ikke utført statistisk analyse av dette.

Det er ulikheter i forholdet mellom biomasse av indre og ytre sektor for de forskjellige behandlingene (Vedlegg 4). Kontrollrutene (behandling 0) har 25 % mer biomasse i ytre sektor enn i indre sektor. Ruter som har fått varmebehandling i to uker (behandling 1) har 297 % mer biomasse i ytre sektor enn i indre sektor, mens rutene som har fått varmebehandling i en uke (behandling 2) har 163 % mer biomasse i ytre sektor enn i indre sektor.

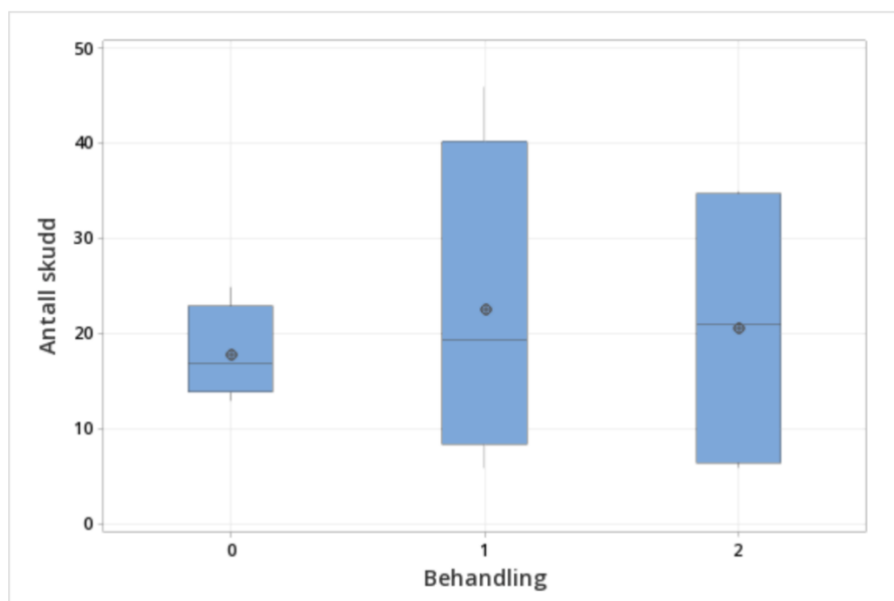
3.6. ANOVA-analyse av biomasse og antall skudd av parkslirekne ved sluttregistrering

For biomasse ved sluttregistrering viste ANOVA analysen en signifikant effekt av behandling ($f = 18,6$, $p = 0,003$). Tukey-testen viste at det var mer biomasse på forsøksruter uten varmematter ($422 \text{ g m}^{-2} = 100\%$), med en reduksjon i biomasse etter varmebehandling på 59%. Det var ingen signifikant forskjell om mattene hadde ligget på en uke ($171,7 \text{ g m}^{-2}$) eller to uker ($173,5 \text{ g m}^{-2}$) (Figur 6).

For antall skudd viste ANOVA analysen ingen signifikant effekt av behandling ($f = 0,31$, $p = 0,743$) (Figur 7).



Figur 6: Biomasse av parkslirekne (gram tørrstoff m^{-2}) for behandling 0 (kontroll, ingen varmebehandling), behandling 1 (to uker varmebehandling) og behandling 2 (én uke varmebehandling). $N = 4$. Ulike bokstaver viser signifikante forskjeller (Tukey-test). Median verdiene er vist som en tverrstrek i stolpene og gjennomsnittsverdien er vist med en prikk.



Figur 7: Antall skudd av parkslirekne for behandling 0 (kontroll, ingen varmebehandling), behandling 1 (to uker varmebehandling) og behandling 2 (én uke varmebehandling). $N = 4$. Median verdiene er vist som en tverrstrek i stolpene og gjennomsnittsverdien er vist med en prikk.

4. Diskusjon

Parkslirekne er en av de mest problematiske fremmede artene vi har – da den har svært stor negativ påvirkning på arter og naturtyper. Den er vanskelig å bekjempe og ingen av metodene man hittil har forsøkt har vist seg å være effektive for total bekjempelse av arten med kun én gangs behandling. For øvrig er det vist hvordan kombinasjonsmetoder som inkluderer bruk av glyfosat har hatt ganske god effekt (Gover et al., 2007; Soll, 2004), men dette er det ikke ønskelig å benytte i stor utstrekning og heller ikke i sårbare naturtyper eller ved vann (Magnussen et al., 2021). Forekomsten av parkslirekne er forventet å øke og risikoen for selvspreidning langs vassdrag er stor, det er derfor viktig å finne nye effektive metoder for total bekjempelse uten bruk av glyfosat. Resultatene fra dette forsøket, som er ment som et ledd i en bekjempelsesstrategi, er dermed viktige i denne sammenheng, da det i alle tilfeller (med eller uten glyfosat) er vist at det er nødvendig å kombinere flere tiltak for å bekjempe arten (Fløistad et al., 2020; Soll, 2004).

Varmebehandlingen av parkslirekne vinterstid satte i gang veksten av skuddene og dette hadde en påvirkning på plantenes vekst den påfølgende vekstsesongen. Min første hypotese støttes for mengden biomasse, men ikke antall skudd. Det var en signifikant forskjell i biomasse i de behandlede (behandling 1 og 2) sammenlignet med de ubehandlede rutene (kontroll) (Figur 6). Det var derimot ingen signifikant forskjell i antall skudd mellom behandlede og ubehandlede ruter (Figur 7). Et forsøk av Rouifed et al. (2011) så på hvilken effekt det å kappe ned parkslirekne hadde på gjenveksten av antall skudd, høyde og antall blad i tillegg til påvirkning på rotsystemet. De fant en relativt stor effekt på rottørrvekt og -lengde ved nedkapping. Hos Rouifed et al. (2011) hadde de behandlede plantene 66,9 % mindre rottørrvekt og også noe kortere røtter enn kontrollplantene. Det ble derimot ikke funnet en signifikant forskjell mellom antall skudd på plantene som ble kappet ned mot de som ikke ble det. Rouifed et al. (2011) registrerte ikke biomasse av de overjordiske plantedelene, men studien kan allikevel belyse hvordan planten tydelig påvirkes av en behandling uten at det nødvendigvis vises ved en nedgang i mengde skudd.

Behandlingen kan ha ulik effekt om den utføres til ulik tid gjennom vinteren. Jeg utførte varmebehandlingen i tidsrommet medio februar til tidlig i april. De siste behandlingene kan ha blitt utført i seneste laget. Dette vet vi ikke, men kanskje er det slik at behandling «midtvinters» i desember – januar med en god frostperiode etterpå, ville virket enda bedre.

Flerårige planter som er tilpasset til å tåle kulde og frost ved en herdingsprosess er mer sensitive for frostperioder tidlig om høsten og om våren. Parkslirekne er derimot ikke tilpasset å tåle frost, den overvintrer under bakken mens de overjordiske delene dør om høsten ved første frost (Soll, 2004). Rotsystemet kan likevel være styrt av en indre årsrytme og det kan påvirke planten mer negativt å bli aktivert (varmebehandlet) midvinters enn det gjør nærmere våren.

Jeg har benyttet ORIA og Web Of Science i søkeprosessen etter litteratur, men ikke funnet litteratur eller studier av vinterfysiologi hos parkslirekne. For en plante av stor samfunnsøkonomisk betydning, er dens fysiologi og fenologi etter min oppfatning understudert. Det er, så vidt jeg vet, heller ikke utført lignende studier av parkslirekne til dags dato og diskusjonen baserer seg derfor på tidligere studier av andre kontroll- og bekjempelsesmetoder som er utført på arten.

Seiger og Merchant (1997) viste i et forsøk viktigheten av tidspunktet for nedkapping med tanke på hvordan mengden biomasse under og over bakken endres gjennom sesongen. Nedkapping relativt tidlig i sesongen før transport av ressurser til røttene begynner hadde størst effekt på utarming av plantens rotsystem. I en lignende studie av Ringselle et al. (2021) ble det undersøkt etter det optimale tidspunktet for nedkapping av blant annet parkslirekne. Tidspunktet de fant for parkslirekne omtales i undersøkelsen som «bladstadie 4» og viser til hvor mange blader som var produsert når rotvekten var på sitt aller laveste – rett før transport av biomasse til rotsystemet begynte. Dette vil nok ikke være like relevant for forsøk som blir utført om vinteren, da det ikke transporteres noe ned til røttene når de overjordiske plantedelene har visnet ned. Det Ringselle et al. (2021) fant kan derimot ha betydning for eventuelle forsøk videre med varmebehandling om vinteren, hvis det skal forsøkes som en del av en kombinasjonsbehandling. Etter en vinterbehandling og svekkelse av planten, kan det være at det optimale tidspunktet for nedkapping, «bladstadie 4» har endret seg. Det påpekes for øvrig av Seiger & Merchant (1997) hvordan deres forsøk muligens ikke direkte kan sammenlignes med studier eller behandlinger av store bestander i felt. Dette fordi et stort bestand av slirekne vil ha tilgang på et større reservoar av ressurser i rotnettverket.

Forsøksrutene som hadde den lengste varmebehandlingen (to uker) hadde flere vinterskudd etter avdekking av mattene enn de som fikk den noe kortere behandlingen (én uke); i gjennomsnitt 48 mot 18,5. Alle de behandlede rutene viste derimot en relativt lik respons

påfølgende vekstsesong med en gjennomsnittlig biomasse på 171,7 g m⁻² (behandling 1) og 173,5 g m⁻² (behandling 2). Jeg fant dermed ikke støtte for min andre hypotese i mine resultater. Likevel er det positivt med like resultater for de to ulike behandlingstidene, da dette betyr at man kan bruke minimalt med tid og energi/kostnader for videre forsøk og bruk av denne metoden.

Etter varmebehandlingen vinterstid registrerte jeg fra 7 til 60 skudd av parkslirekne innenfor en rute. Det ble ikke funnet skudd eller spirer av andre plantearter i noen av de behandlede rutene. Jeg vil da anta at de heller ikke ble påvirket negativt av denne behandlingen, da vekstrytmen ikke ble forstyrret. Når det kommer til positiv påvirkning på andre arter, der hvor parkslirekne fikk redusert sin vekst, er det varierende resultater innad i forsøksarealet. Et av gjentakene (Figur 5) skiller seg ut med en høy dekningsgrad av andre plantearter (40-90%), uavhengig av om rutene har mye eller lite parkslirekne. For de andre tre gjentakene er det varierende, men gjennomgående lav, dekningsgrad av andre planter. Det er rimelig å anta at denne variasjonen skyldes noe annet enn behandlingen. Felt nord hadde tilnærmet full sol hele dagen. Her er det lite annen vegetasjon (0-8%, Vedlegg 4). Felt sør hadde mer skyggefulle forhold, med noe ettermiddagssol i ytterkant. Parkslirekne er lyskrevende og kan bli noe svekket av mangel på lys (Dommanget et al., 2013). Ved optimale lysforhold er den derimot en sterk konkurrent, og den negative påvirkningen på andre arter er stor (Dommanget et al., 2013; Martin et al., 2020). Jeg fant også en stor variasjon innad i de ulike behandlingene for biomasse og antall skudd av parkslirekne (Figur 6, Figur 7), noe som kan tyde på at det i utgangspunktet var en varierende vekst av parkslirekne på de ulike feltene. Likevel så ikke det ut til å ha påvirket annen vegetasjon. Min tredje hypotese støttes delvis, da ingen andre plantearter ble aktivert vinterstid, men ved registrering sommer var det sprikende resultater og det er ikke mulig å trekke noen konklusjoner om positiv påvirkning på disse artene.

Forsøkene mine ble etablert sommeren 2021 ved nedkapping og tildekking av eksisterende bestand av parkslirekne. Det ble ikke foretatt noen pre-registreringer av parkslirekne eller andre plantearter på dette tidspunktet. Dette er noe som bør tas med ved planleggingen av eventuelle nye forsøk slik at man kan se utviklingen av rutene over tid.

Det kan i alle tilfeller være for tidlig å se en positiv påvirkning på andre plantearter i området, da det i flere av forsøksrutene var tykke lag av gamle rester av parkslirekne og det kan tenkes å være forhold i jordsmonnet som ikke er fordelaktig for andre plantearter. Parkslirekne, og de

andre store slirekneartene, produserer og frigjør stoffer med allelopatiske egenskaper som hemmer spiring og vekst av andre plantearter (Fan et al., 2010; Kato-Noguchi, 2022). I sitt studie av de store slirekneartene fant Kato-Noguchi (2022) flere allelopatiske stoffer i alle plantedelene til parkslirekne, han viste hvordan det ikke bare er aktiv utskillelse av stoffer, men også hvordan disse frigjøres ved nedbrytning av gammelt plantemateriale. Kato-Noguchi (2022) vurderer videre i sitt studie at disse stoffene sannsynligvis også har en negativ påvirkning på arbuskulær mykorrhiza (AMF), dette støttes av funnene til Tanner & Gange (2013) og hvordan det ble sett lavere nivåer av AMF under forekomster av parkslirekne. Tanner & Gange (2013) viste også hvordan stedegne planter som ble satt i jord fra lokaliteter med slirekne fikk en redusert kolonisering av AMF på sine røtter. Både de allelopatiske stoffene og mangel på mykorrhiza vil føre til dårligere etablering og vekst av andre plantearter, samtidig som optimale solforhold for parkslirekne vil gjøre den til en sterkere konkurrent.

Tidligere forsøk på å bekjempe parkslirekne har vist at dette krever tid og oppfølging. Det har vært sett suksess med bekjempelse av små bestander (25 planter) etter 17 nedkappinger over tre år av Soll (2004), men dette er ikke anbefalt for større og mer etablerte forekomster. Bruk av glyfosat har tilsynelatende best effekt, men dette krever også oppfølging i minst tre år etter endt behandling, da jordstenglene kan overleve lenge og gjenoppta skuddproduksjonen (Fløistad et al., 2022). Ved dekking med duk må det kontrolleres at ingen skudd skyter opp rundt eller gjennom duken, den må dekke minst 2,5 m utenfor bestandet og må ligge på i minst seks år (Dusz et al., 2021). Selv om dekking kan være en effektiv og relativt lite arbeidskrevende metode, er den best egnet for små bestander som vokser på jevne overflater (Fløistad et al., 2020). Ved bruk av kombinasjonsmetoder er tanken at hvert tiltak skal øke effekten av det tidligere tiltaket (Gover et al., 2005). Metoden med varmebehandling om vinteren kan tilføre en ekstra effekt til andre metoder, og dette til en tid av året da det normalt sett ikke utføres (aktive) bekjempelsestiltak. En svakhet ved denne behandlingen er at den kun kan utføres i de deler av verden som har vinterklima. Likevel vil denne metoden være et godt tilskudd til de områder hvor dette er mulig.

5. Konklusjon

Arter og naturtyper er under press over hele verden og det er forventet ytterligere press fremover i tid med en økt befolkningsvekst og klimaendringer. Parkslirekne er en av de fremmede artene som påvirker arter svært negativt, den brer seg ut i store deler av verden og fører til en økt global homogenisering av biodiversitet. Behovet for nye bekjempelsesmetoder av denne arten er stort.

Forsøket med varmebehandling av parkslirekne om vinteren hadde en effekt på plantens vekst påfølgende vekstsesong, men det var ingen signifikant forskjell om varmebehandlingen varte i én eller to uker. Dette er positivt med tanke på å minimere energikostnadene.

Parkslirekne er en sterk konkurrent og har egenskaper som gjør at andre plantearter har vanskelig for å spire og vokse. Den har også en negativ påvirkning på mykorrhiza som reduseres der hvor parkslirekne vokser. I mer skyggefulle forhold kan det se ut til at den negative påvirkningen på andre arter blir noe redusert.

Videre arbeid med forsøk av metoden med varmebehandling om vinteren bør inkludere kontrollerte forsøk hvor man også har mulighet til å undersøke hvordan behandlingen påvirker roten, gjentatte varmebehandlinger på samme felt/plante innenfor en vinter og kombinasjonsbehandlinger.

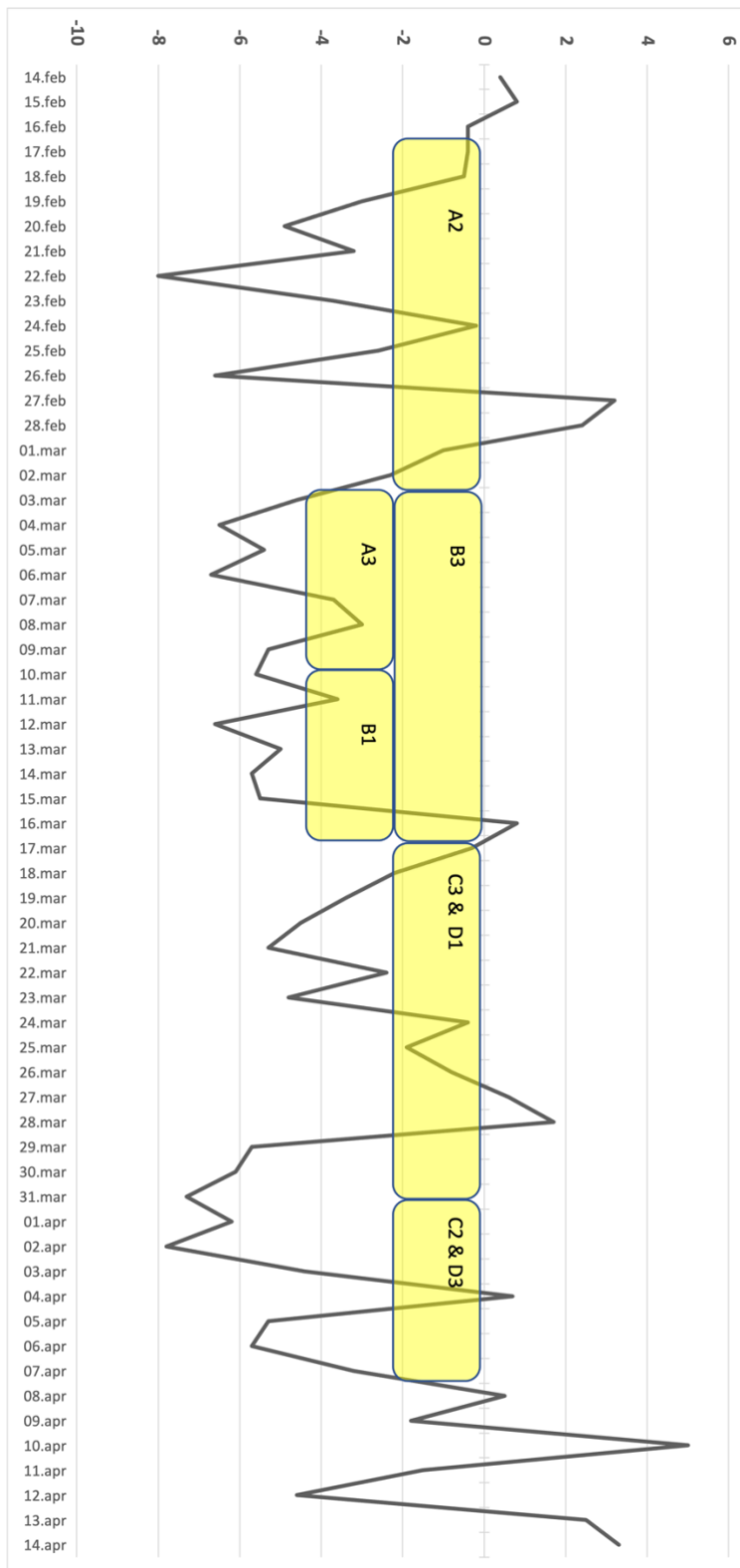
Litteraturliste

- Aguilera, A. G., Alpert, P., Dukes, J. S. & Harrington, R. (2010). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions*, 12 (5): 1243-1252. doi: 10.1007/s10530-009-9543-z.
- Artsdatabanken. (2018). *Slik foregår en risikovurdering*. Tilgjengelig fra: https://artsdatabanken.no/Pages/239658/Slik_foregaar_en_risikovurdering (lest 24.04.23).
- Artsdatabanken. (2023). *Hva er fremmedartslista?* Tilgjengelig fra: https://artsdatabanken.no/Pages/340881/Hva_er_fremmedartslista (lest 24.04.23).
- Barney, J. N., Tharayil, N., DiTommaso, A. & Bhowmik, P. C. (2006). The Biology of Invasive Alien Plants in Canada. 5. *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. [= *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]. *Canadian Journal of Plant Science*, 86 (3): 887-906. doi: 10.4141/p05-170.
- Beerling, D. J., Bailey, J. P. & Conolly, A. P. (1994). *Fallopia Japonica* (Houtt.) Ronse Decraene. *Journal of Ecology*, 82 (4): 959-979. doi: 10.2307/2261459.
- Convention on Biological Diversity. (2010). *What are Invasive Alien Species?* Tilgjengelig fra: <https://www.cbd.int/invasive/WhatareIAS.shtml> (lest 09.03.23).
- Delbart, E., Mahy, G., Weickmans, B., Henriët, F., Cremer, S., Pieret, N., Vanderhoeven, S. & Monty, A. (2012). Can Land Managers Control Japanese Knotweed? Lessons from Control Tests in Belgium. *Environmental Management*, 50 (6): 1089-1097. doi: 10.1007/s00267-012-9945-z.
- Dommanget, F., Spiegelberger, T., Cavaille, P. & Evette, A. (2013). Light Availability Prevails Over Soil Fertility and Structure in the Performance of Asian Knotweeds on Riverbanks: New Management Perspectives. *Environmental Management*, 52 (6): 1453-1462. doi: 10.1007/s00267-013-0160-3.
- Dusz, M. A., Martin, F. M., Dommanget, F., Petit, A., Dechaume-Moncharmont, C. & Evette, A. (2021). Review of Existing Knowledge and Practices of Tarping for the Control of Invasive Knotweeds. *Plants-Basel*, 10 (10). doi: 10.3390/plants10102152.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A. & Vandvik, V. (2018a). *Reynoutria japonica*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/fab2018/N/1130> (lest 28.04.23).
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A. & Vandvik, V. (2018b). *Reynoutria sachalinensis*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/fremmedarter/2018/N/1131> (lest 28.04.23).
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P. A., Åsen, P. A. & Vandvik, V. (2018c). *Reynoutria x bohemica*, vurdering av økologisk risiko. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/fab2018/N/1127> (lest 28.04.23).
- Fan, P., Hostettmann, K. & Lou, H. (2010). Allelochemicals of the invasive neophyte *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc. (Polygonaceae). *Chemoecology*, 20 (3): 223-227. doi: 10.1007/s00049-010-0052-4.

- Fennell, M., Wade, M. & Bacon, K. L. (2018). Japanese knotweed (*Fallopia japonica*): an analysis of capacity to cause structural damage (compared to other plants) and typical rhizome extension. *Peerj*, 6. doi: 10.7717/peerj.5246.
- Fløistad, I. S., Kaczmarek-Derda, W. & Oliver, B. W. (2020). *Tiltak mot parkslirekne*. Tilgjengelig fra: https://fagus.no/wp-content/uploads/2017/08/FAGUS_Faktaark_Parkslirekne.pdf (lest 09.05.23).
- Fløistad, I. S., Holm, A.-K. & Kaczmarek-Derda, W. (2022). *Plantevernleksikonet: Parkslirekne (Reynoutria japonica)*. Tilgjengelig fra: <https://www.plantevernleksikonet.no/l/oppslag/1627/> (lest 09.05.23).
- Gerber, E., Krebs, C., Murrell, C., Moretti, M., Rocklin, R. & Schaffner, U. (2008). Exotic invasive knotweeds (*Fallopia* spp.) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, 141: 646-654. doi: 10.1016/j.biocon.2007.12.009.
- Gover, A., Johnson, J. & Kuhns, L. (2005). *Managing Japanese Knotweed and Giant Knotweed on Roadsides*. Tilgjengelig fra: <https://plantscience.psu.edu/research/projects/vegetation-management/publications> (lest 12.05.23).
- Gover, A., Johnson, J. & Sellmer, J. (2007). *Managing Japanese Knotweed*. Tilgjengelig fra: <https://plantscience.psu.edu/research/projects/vegetation-management/publications> (lest 09.05.23).
- Grundt, H. H. & Fremstad, E. (2012). *Artsdatabankens faktaark. Parkslirekne (Reynoutria japonica (tidl. Fallopia japonica))*. Tilgjengelig fra: <http://www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark246.pdf> (lest 09.05.23).
- Hajzlerova, L. & Reif, J. (2014). Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. *Biologia*, 69 (2): 247-253. doi: 10.2478/s11756-013-0296-x.
- IUCN. (2000). *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. Tilgjengelig fra: <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/Rep-2000-052.pdf> (lest 09.03.2023).
- Kadlecova, M., Vojtik, M., Kutlvasr, J. & Berchova-Bimova, K. (2022). Time to kill the beast - Importance of taxa, concentration and timing during application of glyphosate to knotweeds. *Weed Research*, 62 (3): 215-223. doi: 10.1111/wre.12528.
- Kato-Noguchi, H. (2022). Allelopathy of Knotweeds as Invasive Plants. *Plants-Basel*, 11 (1). doi: 10.3390/plants11010003.
- Lawson, J. W., Fennell, M., Smith, M. W. & Bacon, K. L. (2021). Regeneration and growth in crowns and rhizome fragments of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) and desiccation as a potential control strategy. *Peerj*, 9. doi: 10.7717/peerj.11783.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & De Poorter, M. (2000). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database*. Tilgjengelig fra: <http://www.iucngisd.org/gisd/pdf/100English.pdf> (lest 28.04.23).
- Magnussen, K., Westberg, N. B., Grieg, E., Rød, M. K., Tingstad, L., Skrindo, A. B., Often, A. & Vassvik, L. (2021). *Bekjempelse av fremmede karplanter: Kostnader og nytte ved tiltak mot 65 arter*. Menon-publikasjon nr. 133/2021.

- Martin, F. M., Dommanget, F., Lavalley, F. & Evette, A. (2020). Clonal growth strategies of *Reynoutria japonica* in response to light, shade, and mowing, and perspectives for management. *Neobiota* (56): 89-110. doi: 10.3897/neobiota.56.47511.
- Matte, R., Boivin, M. & Lavoie, C. (2022). Japanese knotweed increases soil erosion on riverbanks. *River Research and Applications*, 38 (3): 561-572. doi: <https://doi.org/10.1002/rra.3918>.
- Miljødirektoratet. (u.å.). *Fremmede arter*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/fremmede-arter> (lest 24.04.23).
- Miljøverndepartementet. (2007). *Første nasjonale strategi mot fremmede skadelige arter*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumentarkiv/stoltenberg-ii/md/Nyheter-og-pressemeldinger/pressemeldinger/2007/forste-nasjonale-strategi-mot-fremmede-s/id468787/> (lest 24.04.23).
- Norges Geologiske Undersøkelse. (u.å.-a). *Berggrunn - Nasjonal berggrunnsdatabase*. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/ (lest 03.05.23).
- Norges Geologiske Undersøkelse. (u.å.-b). *Løsmasser - Nasjonal løsmassedatabase*. Tilgjengelig fra: https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/ (lest 03.05.23).
- Price, E. A. C., Gamble, R., Williams, G. G. & Marshall, C. (2001). Seasonal patterns of partitioning and remobilization of ¹⁴C in the invasive rhizomatous perennial Japanese knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene). *Evolutionary Ecology*, 15 (4): 347-362. doi: 10.1023/A:1016036916017.
- Ringselle, B., Oliver, B. W., Berge, T. W., Floistad, I. S., Berge, L., Brandsaeter, L. O. & Fried, G. (2021). Dry weight minimum in the underground storage and proliferation organs of six creeping perennial weeds. *Weed Research*, 61 (3): 231-241. doi: 10.1111/wre.12476.
- Rouifed, S., Bornette, G., Mistler, L. & Piola, F. (2011). Contrasting response to clipping in the Asian knotweeds *Fallopia japonica* and *Fallopia x bohemica*. *Ecoscience*, 18 (2): 110-114. doi: 10.2980/18-2-3408.
- Seiger, L. A. & Merchant, H. C. (1997). Mechanical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* Houtt. Ronse Decraene): Effects of cutting regime on rhizomatous reserves. *Natural Areas Journal*, 17 (4): 341-345.
- Soll, J. (2004). *Controlling Knotweed (Polygonum cuspidatum, P. sachalinense, P. polystachyum and hybrids) in the Pacific Northwest*. Tilgjengelig fra: <https://www.invasive.org/gist/moredocs/polspp01.pdf> (lest 09.05.23).
- Stoll, P., Gatzsch, K., Rusterholz, H. P. & Baur, B. (2012). Response of plant and gastropod species to knotweed invasion. *Basic and Applied Ecology*, 13 (3): 232-240. doi: 10.1016/j.baae.2012.03.004.
- Tanner, R. A. & Gange, A. C. (2013). The impact of two non-native plant species on native flora performance: potential implications for habitat restoration. *Plant Ecology*, 214 (3): 423-432. doi: 10.1007/s11258-013-0179-9.
- Tokarska-Guzik, B., Bzdęga, K., Knapik, D. & Jenczała, G. (2006). Changes in plant species richness in some riparian plant communities as a result of their colonisation by taxa of *Reynoutria* (*Fallopia*). 1.

Vedlegg 1



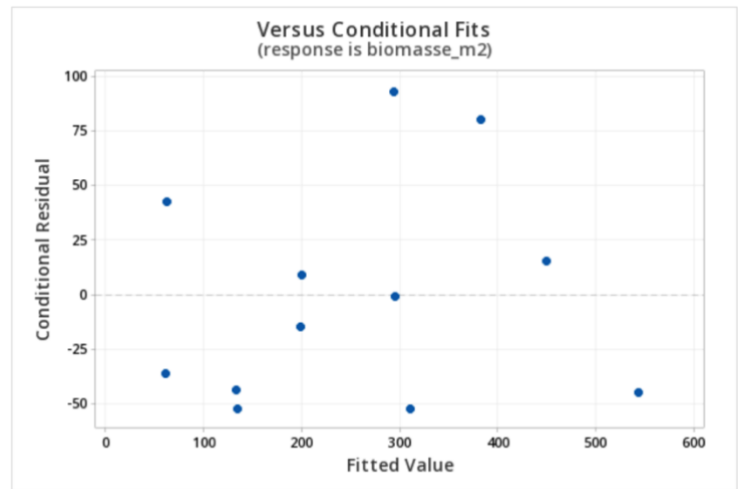
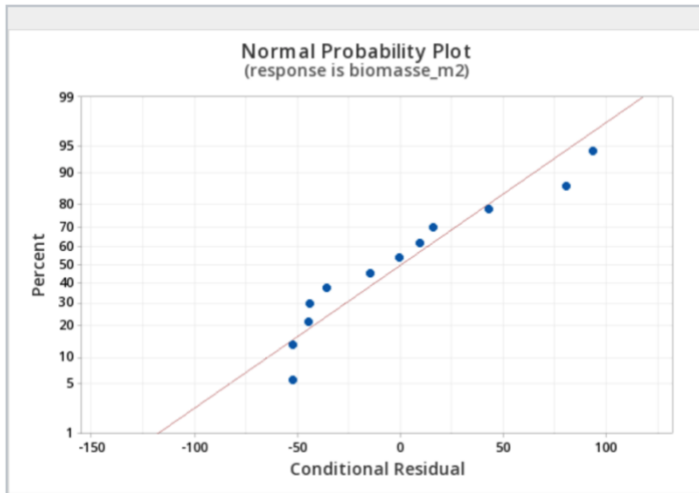
Vedlegg Figur 1: Minimumstemperatur for perioden hvor varmemattebehandling ble utført. Tidsrommet som de individuelle forsøksrutene ble behandlet er illustrert med gule felt.

Vedlegg 2

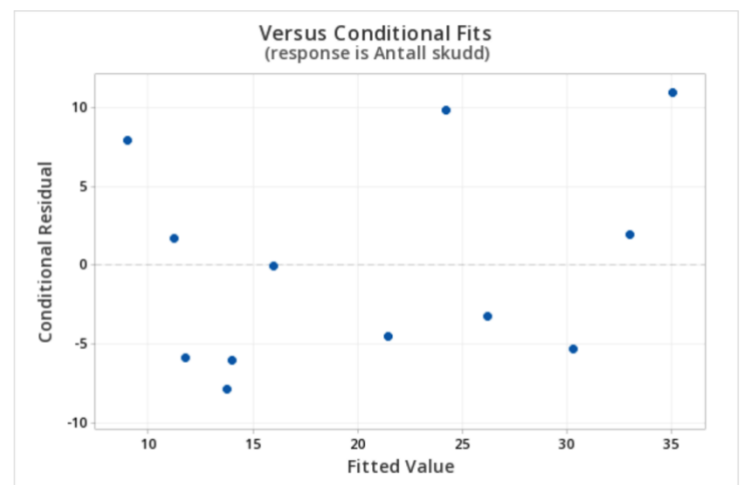
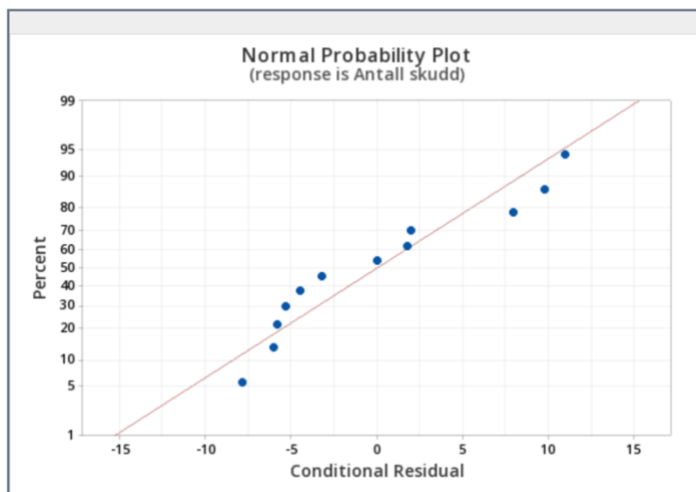
Vedlegg Tabell 1: Nedbør og normalnedbør for studieområdet i perioden forsøket pågikk (Hentet fra Norsk Klimaservicesenter, normalnedbør er utregnet fra avvik fra normalnedbør).

Måned	Nedbør (mm)	Normalnedbør (mm)
Juni (2021)	54,2	79,36
Juli	131,3	116,92
August	16,3	93,14
September	72,8	110,98
Oktober	166,2	131,80
November	36,9	95,35
Desember	22,4	88,89
Januar (2022)	24,7	104,66
Februar	82,5	54,85
Mars	11,7	48,75
April	10,1	59,06
Mai	38,1	57,12
Juni	65,3	103,16
Juli	36,7	75,36
August	66,8	139,46

Vedlegg 3



Vedlegg Figur 2: Normalfordelingsplott og residualplott for ANOVA-analysen med responsvariabel «biomasse pr m2».



Vedlegg Figur 3: Normalfordelingsplott og residualplott for ANOVA-analysen med responsvariabel «antall skudd».

Vedlegg 4

Vedlegg Tabell 2: Oppsummeringstabell

Behandling	Rute ID	Parkslirekne: Vinterskudd	Parkslirekne: Biomasse g/m² (indre sektor)	Parkslirekne: Biomasse g/m² (ytre sektor)	Enfrøblad (prosent)	Tofrøblad (prosent)
0	A1	0	259,6	765,6	0	4
0	B2	0	464,1	693,5	3	50
0	C1	0	464,8	275,9	0	0
0	D2	0	499,6	365,7	0	2
1	C3	52	210	769,8	2	3
1	B3	56	82,7	1037,9	0	40
1	D1	24	295,2	248,2	0	2
1	A2	60	106,2	695,6	3	4
2	A3	14	25,6	629,8	40	50
2	B1	7	89,5	109,7	2	5
2	C2	15	184,5	650	2	6
2	D3	38	387,3	417,7	0	2



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway