



Suserup Skov 2023 - Genmåling og dynamisk analyse af kulstoflagring i Danmarks mest kendte naturskov

Nord-Larsen, Thomas; Vesterdal, Lars

Publication date:
2024

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Nord-Larsen, T., & Vesterdal, L. (2024). *Suserup Skov 2023 - Genmåling og dynamisk analyse af kulstoflagring i Danmarks mest kendte naturskov*. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet. IGN Rapport Nr. december 2024



Suserup Skov 2023

– Genmåling og dynamisk analyse af kulstoflagring
i Danmarks mest kendte naturskov

Thomas Nord-Larsen og Lars Vesterdal

Titel

Suserup Skov 2023 – Genmåling og dynamisk analyse af kulstoflagring i Danmarks mest kendte naturskov

Forfattere

Thomas Nord-Larsen og Lars Vesterdal

Bedes citeret

Nord-Larsen, T. og Vesterdal, L. (2024): Suserup Skov 2023 – Genmåling og dynamisk analyse af kulstoflagring i Danmarks mest kendte naturskov, IGN Rapport, december 2024, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg. 36 s. ill.

Udgiver

Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning
Københavns Universitet
Rolighedsvej 23
1958 Frederiksberg C
ign@ign.ku.dk
www.ign.ku.dk

Ansvarshavende redaktør

Vivian Kvist Johannsen

Faglig kvalitetssikring

Lektor Inge Stupak, Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning,
Københavns Universitet

Lektor Jacob Heilmann-Clausen, Globe Institute,
Københavns Universitet

Ansvar for udgivelsens indhold er alene forfatternes

ISBN

978-87-7903-937-7 (web)

Layout

Thomas Nord-Larsen

Omslagslayout

Jette Alsing Larsen

Forsidefoto

Thomas Nord-Larsen

Publicering

Rapporten er publiceret på www.ign.ku.dk

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

Skriftlig tilladelse kræves, hvis man vil bruge instituttets navn og/eller dele af denne rapport i sammenhæng med salg og reklame

Finansiering

Denne rapport og målingerne, der ligger bag rapporten, er finansieret gennem forskningsbevillinger fra Gluds Legat og Heilmanns Fond

Forord

Skovene er et af de mest betydningsfulde økosystemer, når det gælder om at opretholde balancen i klodens kulstofcyklus. De har en unik evne til at optage og lagre kulstof og som verdens største terrestriske lager af kulstof, har de afgørende betydning for atmosfærens indhold af CO₂. Samtidig leverer de råmaterialer og energiformer, der kan bidrage til den grønne omstilling. Herved er skovens funktion dobbelt, men også kontrastfyldt. På den ene side kan opbygning af kulstof i skovøkosystemet medvirke til at nedbringe atmosfærens CO₂-indhold. Omvendt kan hugst og anvendelse af træer medvirke til at nedbringe skadelige og irreversible udledninger af fossilt kulstof i form af CO₂ til atmosfæren. Et samfundsmæssigt relevant spørgsmål til forskningen er derfor: Hvor ligger den rigtige balance mellem beskyttelse og benyttelse af skovressourcen? I denne sammenhæng er den urørte skovs kulstofdynamik vigtig og har været omdrejningspunkt for en omfattende videnskabelig diskussion.

Denne rapport fokuserer på Suserup Skov, et af de sjældne eksempler på urørt naturskov i Danmark, og den videnskabelige undersøgelse af skovens kulstofdynamik over tre årtier. Gennem systematiske målinger har vi opnået værdifuld indsigt i skovens langsigtede dynamik, kulstoflagring og biodiversitet. Disse data er ikke blot vigtige for at forstå skovens rolle i klimaet, men også for at kunne forvalte skovene på en måde, der bedst muligt understøtter den grønne omstilling og målet om at reducere klimaaftrykket.

Vi håber, at denne rapport vil tjene som et værdifuldt redskab for forskere, skovforvaltere og politikere, der arbejder for at fremme en bæredygtig forvaltning af vores skovressourcer. Rapporten tjener som endelig rapportering af et projekt om genmåling af Suserup Skov bevilget af Gluds Legat og som delrapportering på et projekt, der vedrører analyser af den urørte skovs kulstofdynamik bevilget af Heilmanns Fond. Vi vil gerne takke Gluds Legat og Heilmanns Fond for deres støtte til dette projekt og de mange forskere, der har bidraget til de data og analyser, der ligger til grund for denne rapport. Deres indsats har været uvurderlig i vores stræben efter at forstå skovens komplekse dynamikker og deres potentiale for at bidrage til løsningen af en af vores tids største udfordringer.

God læselyst.

Indhold

1	INDLEDNING	5
2	MATERIALER OG METODER	7
2.1	Måling af levende træer	7
2.2	Måling af dødt ved	9
2.3	Måling af kulstof i jordens organiske lag og mineraljorden.....	12
2.4	Beregninger	13
3	RESULTATER.....	15
3.1	Biomassens kulstoflager	17
3.2	Dødt ved.....	22
3.3	Kulstof i jord.....	25
3.4	Diskussion.....	25
4	UDVALGTE PERSPEKTIVER	29
4.1	Analyser af kulstofdynamik	29
4.2	Måling af dødt ved med LiDAR.....	29
4.3	Muligheder for måling af skovstruktur med terrestrisk laser scanning.....	31
5	REFERENCER.....	33

1 Indledning

Skovene udgør verdens største terrestriske lager af kulstof og spiller en afgørende rolle i forhold til den globale kulstofcyklus gennem deres unikke evne til at optage og lagre kulstof i træernes ved, grene og rødder og ved at erstatte produkter og energiformer, der medfører udledning af fossilt CO₂ til atmosfæren [1]. Men skovens lagre af kulstof kan også være med til at accelerere problemerne, når de ryddes for eksempelvis at give plads til landbrug, og kulstoffet frigives til atmosfæren i form af CO₂ [2].

Skovens dobbelte rolle gennem deres evne til både at lagre kulstof i økosystemet og levere produkter til den grønne omstilling og det biobaserede samfund har medført intens videnskabelig diskussion om, hvordan skovene bedst forvaltes for at imødegå klimaforandringer [3,4]. Den naturlige reference i disse studier er den urørte skov, som over lange tidsspænd typisk repræsenterer den maksimale kulstoflagring som økosystemet kan præstere [5]. Viden om den urørte skov som reference er således nødvendig for at kvalificere diskussioner om, hvordan skovene bedst forvaltes med tanke på at mindske vores globale klimaaftryk [6,7].

Selvom de urørte skove udgør en vigtig reference for vores forståelse af skovøkosystemernes naturlige dynamikker og er en hjørnesteen i europæisk skov- og klimapolitik, er de langt fra almindelige og sjældent særligt velundersøgte [8]. I særdeleshed er der få urørte skove, for hvilke der findes gentagne og konsistente målinger, der muliggør undersøgelser af skovens udvikling over tid. Én af de få undtagelser er Suserup Skov syd for Sorø.

Suserup Skov er én af Danmarks fineste naturskove efter den i generationer har været undtaget forstlige og andre indgreb. Også set i et europæisk perspektiv er den enestående, idet skoven repræsenterer et af de meget få eksempler på urørt bøgedomineret lavlandsskov, hvor det gennem pollenstudier er dokumenteret, at arealet i varierende grad har været skovbevokset i mere end 6.000 år [9]. Endnu vigtigere er, at skoven har været genstand for systematiske videnskabelige undersøgelser, der startede med en opmåling af skovens struktur i 1992/93 med henblik på at opnå en forståelse af de naturlige dynamiske processer efterfulgt af genopmålinger i 2002/03 og 2012/13 (alle tidsangivelser henviser fremadrettet til forårsstatus, således at målinger af træer f.eks. i efteråret 1992 svarer til måleåret 1993). Disse undersøgelser har givet et unikt indblik i naturskovens dynamik [10,11], kulstoflagring [12,13] og biodiversitet [14,15], men har også bidraget til en bredere forståelse af skovens mulige rolle i forhold til at imødegå klimaforandringer [16].

Træer er blandt de længst levende organismer på jorden, og studier af skovens dynamik kræver derfor, at de observeres over lang tid. I dette perspektiv repræsenterer de tidligere målinger i Suserup Skov, der dækker 20 år, kun en lille del af den langsigtede dynamik. Eksempelvis vil kun få træer være døde og kun få nye vokset frem over en tyveårig tidsperiode. Den videnskabelige forståelse af skovens dynamik, og i sidste ende viden om skovens udveksling af kulstof med atmosfæren, afhænger derfor af målinger i lange tidsserier, som ikke kan opnås gennem studier af forskellige skove i forskellige udviklingstrin, dvs. såkaldte "kronosekvenser" [17].

Dette studie blev muliggjort af projektmidler fra hhv. Gluds Legat og Heilmanns Fond, der havde til formål at gentage målingen af kulstofpuljerne i Suserup Skov. På baggrund af den samlede tidsserie var det projektets formål at analysere naturskovens langsigtede kulstofdynamik og herunder dennes muligheder og begrænsninger i forhold til at afbøde klimaændringerne gennem lagring af kulstof i træernes biomasse, dødt ved og jord. Det ansøgte projekt havde som målsætning at besvare tre spørgsmål, der er centrale for vores forståelse af skovens kulstofdynamik og betydningen af skovens forvaltning for at opnå en række socioøkonomiske goder som eksempelvis kulstofbinding mhp. at imødegå klimaforandringer:

- I hvilket omfang foregår udvekslingen af kulstof mellem den urørte skovs fem principielle kulstofpuljer: overjordisk biomasse (stamme, grene), underjordisk biomasse (rødder), dødt ved, skovjordens organiske lag og mineraljorden?
- I hvor høj grad kan vi forvente, at udviklingen i kulstofpuljerne i tidsserien af målinger fra Suserup Skov kan overføres til produktionsskov, der udlægges til urørt skov?
- Hvilken rolle kan skovens forvaltning spille for imødegåelsen af klimaforandringer?

Denne delrapport skal tjene som afrapportering af de gennemførte målinger og tilhørende analyser for Suserup Skov og skal således søge at give svar på særligt det første spørgsmål.

2 Materialer og metoder

2.1 Måling af levende træer

Ved den første måling af Suserup Skov i 1993, blev skoven opdelt i tre dele (Part A, B og C, Figur 2.1), som afspejler forskelle i skovens historik og topografi. Part A er domineret af ældre bøgetræer og bærer præg af lang tids urørthed. Part B har flere store og gamle egetræer, som antyder en anden historik med græsning af dyr, samtidig med, at der er indvandret en del ær fra skovens østlige side. Part C ligger ned til søbredden der i højere grad er præget af et højtstående vandspejl og udsivende vand fra de højereliggende part A og B og er domineret af vandtålende arter som rød-el og ask.

Som grundlag for målingerne i 1993, blev skoven inddelt i et regelmæssigt net på 50×50 m (Figur 2.1). Gitterets krydspunkter blev markeret med jernrør. Inden for hver 0,25 ha gittercelle (ved skovkanten var nogle gitterceller mindre end 0,25 ha) blev alle træer med en brysthøjdediameter (*dbh*) større end 29 cm målt og individuelle træpositioner fastlagt ved at måle træernes afstand vinkelret på gitterlinjerne med et stålmålebånd. Træer med *dbh* <29 cm, men >3 cm, blev målt i brysthøjde og registreret i 2 cm diameterklasser for hver art.

Måling af træhøjder blev foretaget på et tilfældigt udvalg af træer fra hele skoven, herunder 482 højdemålinger af bøg, 214 af ask, 31 af eg og 215 af forskellige andre arter. Målingerne blev gentaget i 2003 med brug af de samme procedurer som beskrevet ovenfor, herunder positionering af indvækst med *dbh* ≥ 29 cm siden 1993. I 2003 blev højdemålinger ikke udført, og træer med *dbh* <29 cm blev kun målt i tre 100×100 m blokke af det oprindelige gitter.

Da målingerne blev gentaget i 2013, blev det oprindelige gitter opretholdt som en praktisk inddeling af arealet, men træpositionerne blev målt med en Trimble GPS Pathfinder Pro XRS-modtager monteret med en Trimble Hurricane-antenne og en Trimble Geo Beacon til realtids differentiell korrektion, monteret i en rygsæk. Udstyret havde en forventet præcision på <1 m selv under lukket kronetag. Alle stående levende eller døde træer med *dbh* >5 cm blev krydskluppet i brysthøjde, og der blev målt højde på 290 tilfældigt udvalgte træer. Dødt ved blev målt ved udlægning af transekter som ved målingerne 2003 [18,19].

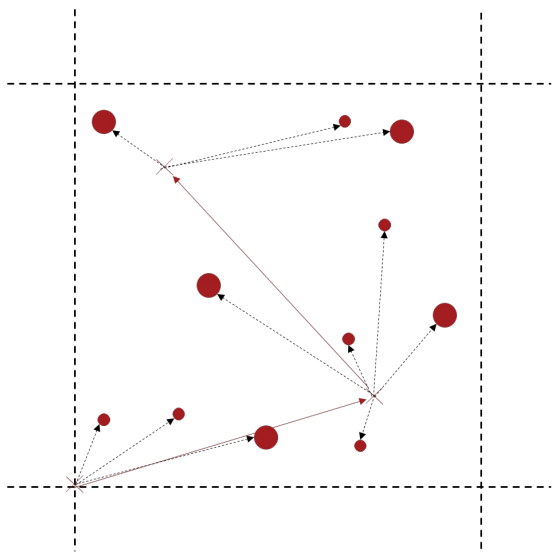
Ved målingerne i 2023 blev alle træer med *dbh* >5 cm positioneret ved brug af FieldMap [20] og målt ved enkelt klupning. Systemet bygger på en laser-afstandsmåler med indbygget kompas, der præcist måler afstanden og vinklen til hvert træ fra et kendt referencepunkt.



Figur 2.1. Suserup Skov blev ved den første måling i 1993 inddelt i tre dele (Part A, B og C), der afspejler forskelle i skovens historie og geografi. Som grundlag for målingerne blev skoven yderligere inddelt i et 50x50 m net. Kortet er baseret på en mere præcis genindmåling af det oprindelige net i 2023.

Man peger simpelthen laseren på træet i 1,3 meters højde (brysthøjde) og registrerer afstanden og retningen. FieldMap-softwaren omdanner disse data til koordinater, som placerer træets nøjagtige position i et lokalt koordinatsystem. Systemet muliggør endvidere, at man flytter udgangspunktet for målingerne ved at ”skyde” tilbage mod et tidligere udgangspunkt, således at man også kan positionere træer, der skygges af andre træer (Figur 2.2). Systemet blev indført i den danske skovstatistik i 2022 [21] og blev anvendt for første gang i relation til langsigtede skovforsøg disse målinger i Suserup Skov. I forbindelse med målingerne blev hjørnerne i det oprindelige gitter etableret i 1993 positioneret med en GPS med meget høj præcision (få centimeter), hvorved der opnås en meget høj præcision i omsætningen af det lokale koordinatsystem til globale koordinater og herved i kortlægningen af hvert enkelt træ. Dette muliggør kombination med andre datakilder som eksempelvis laser scanning (LiDAR).

Ved genmålingen i 2023 blev der tilfældigt udvalgt 6 prøvetræer til måling af højde i hver af de 92 gitterceller.



Figur 2.2. Illustration af målingerne med FieldMap. Cirklerne illustrerer træer, krydser illustrerer referencepunkter, der successivt flyttes fra udgangspunktet i hjørnet af det oprindelige 50x50 m gitter.

2.2 Måling af dødt ved

I 1993 blev dødt ved indtegnet på feltkort med registrering af *dbh* og længde samt nedbrydningsstadium. Det har ikke i skrivende stund været muligt at finde og genskabe disse data som grundlag for at beregne kulstofmængderne i dødt ved til denne rapport.

I 2003 blev mængden af liggende og stående dødt ved målt ved udlæg af femten 50 m lange og 10 m brede transekter i den vestlige del af skoven (Part A). Stående dødt ved blev målt i hele transektets bredde ved at registrere diameter i brysthøjde, træets højde samt højden af eventuelt brudsted for knækkede træer. Det var i forbindelse med dette studie ikke muligt fuldstændigt at genskabe målingerne af det stående døde ved, hvorved mængderne er ansat for lavt. Diameteren af liggende dødt ved blev målt, hvor det skæres af transekt-linjen og vinkelret på det døde ved (Figur 2.3). Ved målingerne registrerede man endvidere arten af det døde ved, det døde veds stilling (stående, hældende eller liggende) samt nedbrydningsgraden vurderet efter samme principper som i Danmark Skovstatistik [22]:

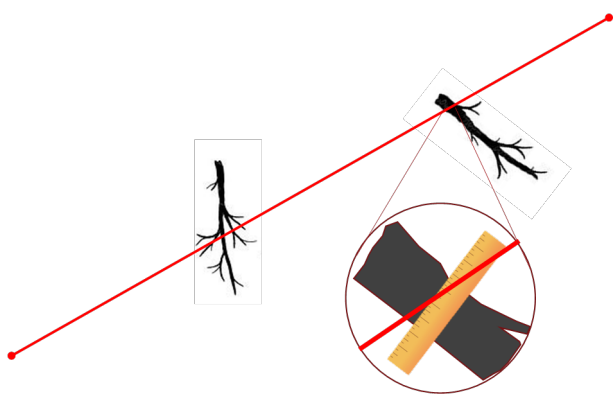
Fast ved. Under 10 % af træet har ændret struktur pga. nedbrydning, og veddet er fast på overfladen. Veddet er kun lidt angrebet af vednedbrydende organismer.

Lettere nedbrydning. 10-25 % af veddet har ændret struktur pga. nedbrydning. Dette kan undersøges ved at stikke i veddet med en skarp genstand.

Nedbrudt ved. 26-75 % af veddet er blevet blødt eller meget blødt (frønnet).

Meget nedbrudt ved. 76-100 % af veddet er blødt eller meget blødt (frønnet). Man kan stikke en skarp genstand gennem veddet. Dog kan der stadig være en fast kerne i træet.

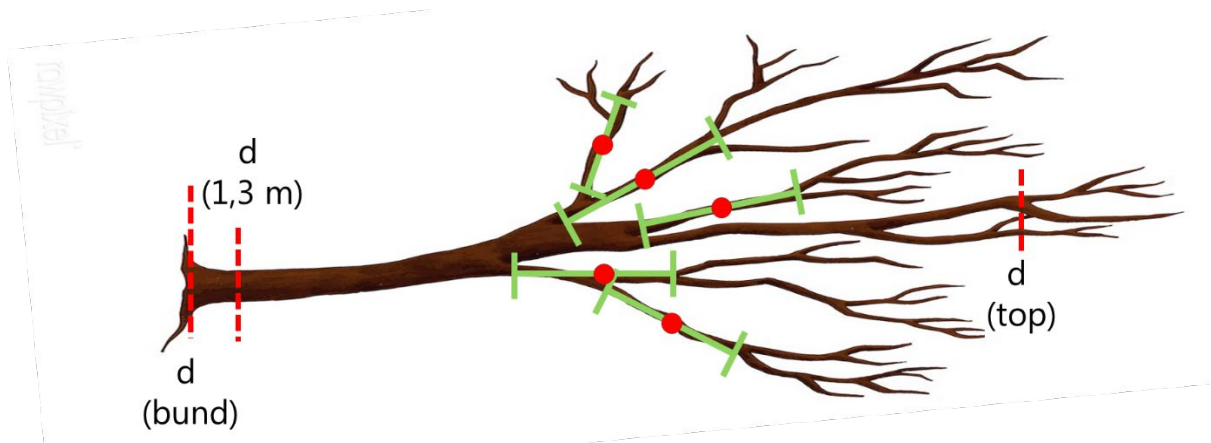
Ved genmålingen i 2013 blev målingerne fra 2003 gentaget, idet der blev udlagt 35 transekter, der omfattede både den østlige og vestlige del af skoven (Part A og Part B).



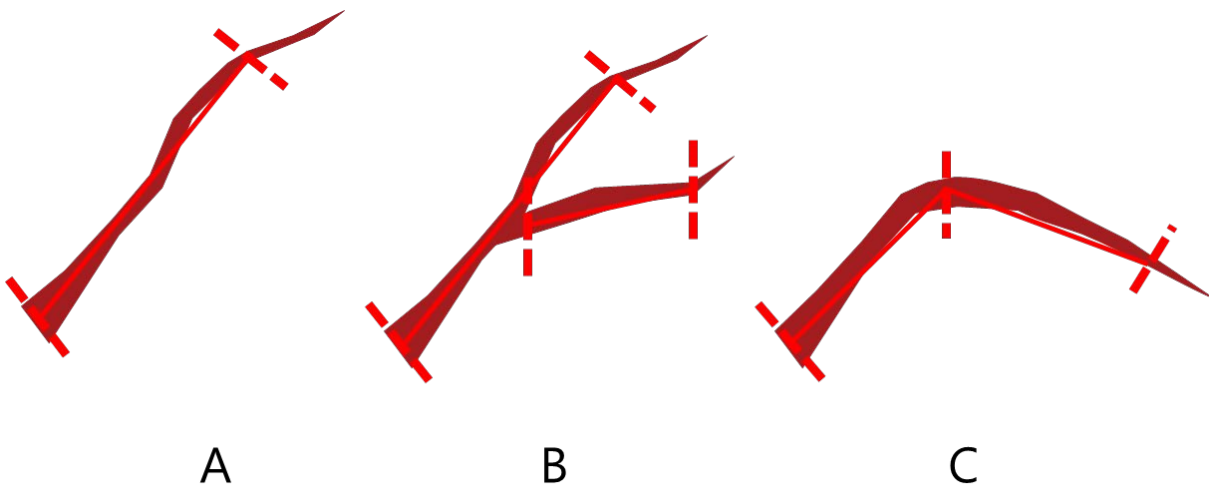
Figur 2.3. Måling af liggende dødt ved i transekter. Det døde veds diameter måles, hvor transektlinjen skærer det døde ved, vinkelret på det døde ved.

I 2023 blev FieldMap systemet anvendt til at måle både det stående og liggende døde ved, hvorved der blev opnået en betydeligt større præcision og detaljeringsgrad. Stående dødt ved blev positioneret på samme vis som for de levende træer og diameter i brysthøjde, træets højde samt højden af eventuelt brudsted for knækkede træer blev målt. Som for stående dødt ved blev liggende dødt ved positioneret og diameteren samt nedbrydningsgraden målt ved stammebasis, 1,3 m fra stammebasis (brysthøjde) og i træets top, hvor stammens diameter bliver mindre end 10 cm (Figur 2.4). Afhængig af stammens form blev der tilføjet yderligere målepunkter langs stammen (Figur 2.5).

For at nedbringe arbejdsbyrden blev grene på liggende døde træer positioneret og målt på midten, og deres længde blev målt (Figur 2.4). Liggende stykker af dødt ved, der ikke havde kontakt til træets rodende, blev målt som døde træer, men ikke 1,3 m fra træstykkets basis (Figur 2.5).



Figur 2.4. Opmåling af liggende dødt ved hvor træet har kontakt til dets rodende. Stammens hovedakse positioneres med laser range finder ved træets basis, i 1,3 m's højde og hvor stammen kommer ned under 10 cm i diameter (røde, stiplede linjer). Der blev indført flere målepunkter, hvor stammen bøjer kraftigt ($>5^\circ$). Diameteren og nedbrydningsgraden af stammen måles de steder hvor stammen positioneres. For grene og andre kronedele måles længden af det dødt ved med en diameter på under 10 cm (grøn streg). Diameteren og nedbrydningsgraden vurderes på midten af dette træestykke (rød prik).



Figur 2.5. Opmåling af dødt ved, der ikke har rodkontakt. Træstykket positioneres med laser range finder som minimum i den tykkeste ende og hvor stykket bliver mindre end 10 cm i diameter (A, de stiplede linjer). Hvor træstykket tveger (B) positioneres delingspunktet og tvegedelene hver for sig. Hvor træet bøjer betydeligt ($>5^\circ$) indsættes et ekstra målepunkt (C). Der måles diameter og vurderes nedbrydningsgrad alle steder hvor træstykket positioneres.

2.3 Måling af kulstof i jordens organiske lag og mineraljorden

Prøvetagningen af jordens organiske lag og mineraljorden fulgte samme fremgangsmåde som ved målingerne i 2013 [12]. Dog blev prøveområdet udvidet til også at omfatte arealerne i den sydlige og vådere del af skoven ned mod Tystrup Sø (part C).

Jordprøvetagningen tog udgangspunkt i 50x50 m nettet, der dannede baggrund for de oprindelige målinger i Suserup Skov. Der blev udtaget prøver fra fem jordlag i hver anden kolonne af 50 x 50 m felterne i prøvefladenettet svarende til i alt 40 felter (33 i Part A og B og 7 i Part C). I hvert felt blev der udtaget prøver i centrum af feltet samt 2 m syd, nord, øst og vest for centrum. Prøverne blev udtaget af det organiske jordlag samt i fire dybder af mineraljorden (0–10, 10–25, 25–50 og 50–75 cm).

Prøverne af det organiske lag blev taget indenfor en 25×25 cm ramme og inkluderede alt dødt materiale, der lå ovenpå mineraljorden. De fem prøver blev vejjet og blandet sammen i felten, hvorefter der blev udtaget en prøve til videre analyse i laboratoriet.

Efter at det organiske lag var fjernet fra de 25 x 25 cm store felter, blev prøverne af mineraljorden taget på samme sted ved at bore ned til 75 cm med et Pürckhauer jordbor. Der blev taget jordprøver i hver af dybderne 0–10, 10–25, 25–50 og 50–75 cm. De fem prøver fra hver af de fire dybder blev mixet sammen i felten og der blev udtaget en prøve til videre analyse i laboratoriet.

Mineraljordens rumtæthed og indhold af sten og rødder blev målt i fire parceller i henholdsvis Part A og Part B. Prøver blev udtaget fra mini-jordbundsprofiler ved hjælp af volumenvægtsringe (100 cm³) i lagene 0-10, 10-25 og 25-50 cm. Rumtætheden i laget 50-75 cm blev estimeret ved brug af en pedotransferfunktion baseret på kulstofkoncentration og jordtype [23].

I laboratoriet blev prøverne af det organiske lag tørret ved 55°C og vejjet. En delprøve blev tørret ved 105°C for at korrigere for vandindholdet ved 55°C. Prøven blev derefter formalet i en kuglemølle efter at være blevet findelt i en skæremølle (Retsch SM2000 og Retsch MM2, Retsch, Tyskland). Mineraljorden blev sigtet (2 mm si), og fine fraktion <2mm blev formalet i en elektrisk morter (Retsch RM100, Retsch, Tyskland). Vi korrigerede for indholdet af uorganisk kulstof (CaCO₃) hvis pH var ≥6.0 (42% af alle prøver). Karbonater blev fjernet ved tilsætning af saltsyre (HCl) før total C-analyse i henhold til ISO10694. Koncentrationer af total organisk C og organisk N blev bestemt på de ovntørrede (55°C) formalede prøver ved tørforbrænding, baseret på Dumas-

metoden [24] ved brug af en FLASH 2000 EA NC Analyzer (Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA).

2.4 Beregninger

Beregningen af stående vedmasse og kulstofpuljerne i den levende biomasse blev baseret på eksisterende vedmasse- og biomassefunktioner med træernes diameter og højde som inputvariable. Baseret på de parvise målinger af diameter og højde blev artsspecifikke diameter-højde relationer estimeret ved hjælp af almindelig ikke-lineær regression for at estimere højden af træer, der ikke var målt for højde. Ved beregningerne anvendte vi en modificeret Näslund-ligning:

$$h_{ij} = \left(\frac{dbh_{ij}}{1 + \alpha_1 \times dbh_{ij}} \right)^{\alpha_2} + 13,$$

hvor h_{ij} og dbh_{ij} er højden og diameteren af det i 'te træ af den j 'te art.

Da det forventes, at sammenhængen mellem diameter og højde kan variere mellem forskellige dele af skoven, blev der designet en algoritme, som anvender de 30 nærmeste højdemålte træer som grundlag for at estimere lokale relationer.

Vedmassen blev efterfølgende estimeret ved brug af artsspecifikke vedmasseligninger [25] med den målte dbh og (estimerede) træhøjde som inputvariable. For træarter, hvor der ikke findes en vedmassefunktion, anvendte vi efter bedste skøn vedmassefunktioner for andre træarter med en lignende arkitektur.

Træernes over- og underjordiske biomasse blev estimeret ved brug af nationale, artsspecifikke biomasseligninger for de mest udbredte arter (for Suserup Skov omfatter disse bøg, stilkeg, ask, ær, rød-el og lind) [26] med den målte dbh og målte eller estimerede træhøjde som inputvariable. Ligningerne indeholder kun funktioner for underjordisk biomasse for bøg, rødgran og sitkgran. For arter, hvor der findes biomassefunktioner for den overjordiske biomasse blev den underjordiske biomasse efterfølgende bestemt ved brug af ekspansionsfaktorfunktioner udviklet for bøg [27]. For arter, hvor der ikke var nationale biomasseligninger tilgængelige, blev vedmassen først estimeret ved hjælp af artsspecifikke vedmassefunktioner [25]. Den over- og underjordisk biomasse blev derefter estimeret ved hjælp af artsspecifikke rumtætheder [28] og ekspansionsfaktorer for bøg [27]. Fremgangsmåden er identisk med den, der anvendtes i Danmarks Skovstatistik [22].

Ud fra transektmålingerne i 2003 og 2013 blev vedmassen af det stående døde ved beregnet på samme måde som for levende træer. For knækkede døde træer blev vedmassen op til højden af brudstedet beregnet med træartsspecifikke stammesidelinjefunktioner [29]. Vedmassen per hektar blev efterfølgende beregnet som summen af det stående døde veds vedmasse divideret med transektets areal, dvs. produktet af transektets længde (50 m) og bredde (10 m). For det liggende døde ved blev den gennemsnitlige døde vedmasse (V_L) bestemt som [18]:

$$V_{L,j} = \frac{\pi^2}{8M} \sum_{t=0}^m d_{i,tj}^2$$

hvor M er længden af transektet knyttet til den j 'te prøveflade, og d_i er diameteren, målt hvor linjetransektet krydser det t 'te træstykke.

Som for transektmålingerne blev den stående døde vedmasse i 2023 bestemt som for den levende vedmasse, igen med en korrektion for knækkede træer bestemt ved hjælp af stammesidelinjefunktioner. Til forskel fra de tidligere målinger blev det stående døde ved positioneret og kan derfor henføres til den enkelte 50x50 m gittercelle fremfor til en transekt.

For det liggende døde stammeved blev vedmassen bestemt ud fra koordinaterne $(x_1y_1, x_2y_2, \dots, x_ny_n)$ for målingerne langs stammen. Længden (l) af hver sektion blev bestemt ved den almindelige afstandsformel ($l = \sqrt{(x_1 - x_2)^2 + (y_1 - y_2)^2}$) og vedmassen blev bestemt ud fra Smalians formel:

$$v = l \times \frac{\frac{\pi}{4} d_1^2 + \frac{\pi}{4} d_2^2}{2}$$

Vedmassen af liggende grene og træstykker blev bestemt ud fra Hubers formel med træstykkernes længde (l) og midt-diameter (d_m) som inputvariable:

$$v = l \times \frac{\pi}{4} d_m^2$$

Tørstofindholdet i den døde vedmasse blev bestemt ved at gange vedmassen (rumfanget) med den artsspecifikke rumtæthed ved den observerede nedbrydningsgrad. Denne er tidligere er bestemt bl.a. med prøver af dødt ved fra Suserup Skov [13]. Endelig blev kulstoflagret bestemt ved at gange tørstofindholdet med kulstofkoncentrationen på $0,47 \text{ gC g}^{-1}$ [30].

Kulstofmængderne per hektar i skovjordens øverste lag af organisk materiale (O-horisonten) for den *i*'te prøveflade blev beregnet som:

$$SOC_{O,i} = \frac{W_{105^{\circ}C,i} \times C_i}{A_i}$$

hvor SOC_O er kulstofmængden per hektar i den organiske jordhorisont, $W_{105^{\circ}C,i}$ er tørvægten af den samlede organiske horisont (ovntør vægt angivet i Mg (ton) ved 105°C, dvs. efter korrektion fra tørvægt bestemt ved 55°C), C_i er kulstofkoncentrationen i prøven og A_i er størrelsen af arealet (angivet i hektar) hvorfra prøven blev udtaget (25 x 25 cm).

Volumenvægten for hver af mineraljordens fire horisonter/dybder (0-10, 10-25, 25-50 og 50-75 cm) blev beregnet som:

$$\rho_{i,h} = \frac{W_{<2\text{ mm},i,h}}{V_{ring} - V_{>2\text{ mm}} - V_{rødder}}$$

hvor ρ_i er volumenvægten for finjorden (<2 mm) i g cm⁻³ for den *i*'te prøve i den *h*'te horisont, $W_{<2\text{ mm},i,h}$ er tørvægten af finjorden i gram og V_{ring} , $V_{>2\text{ mm}}$, og $V_{rødder}$, er volumen (cm³) af hhv. volumenvægtsringen, sten- og grusfraktionen og rødder.

Mineraljordens lager af organisk kulstof (Soil Organic Carbon, SOC) i den *i*'te prøve og den *h*'te horisont/dybde ($SOC_{i,h}$, Mg ha⁻¹) blev derefter beregnet som:

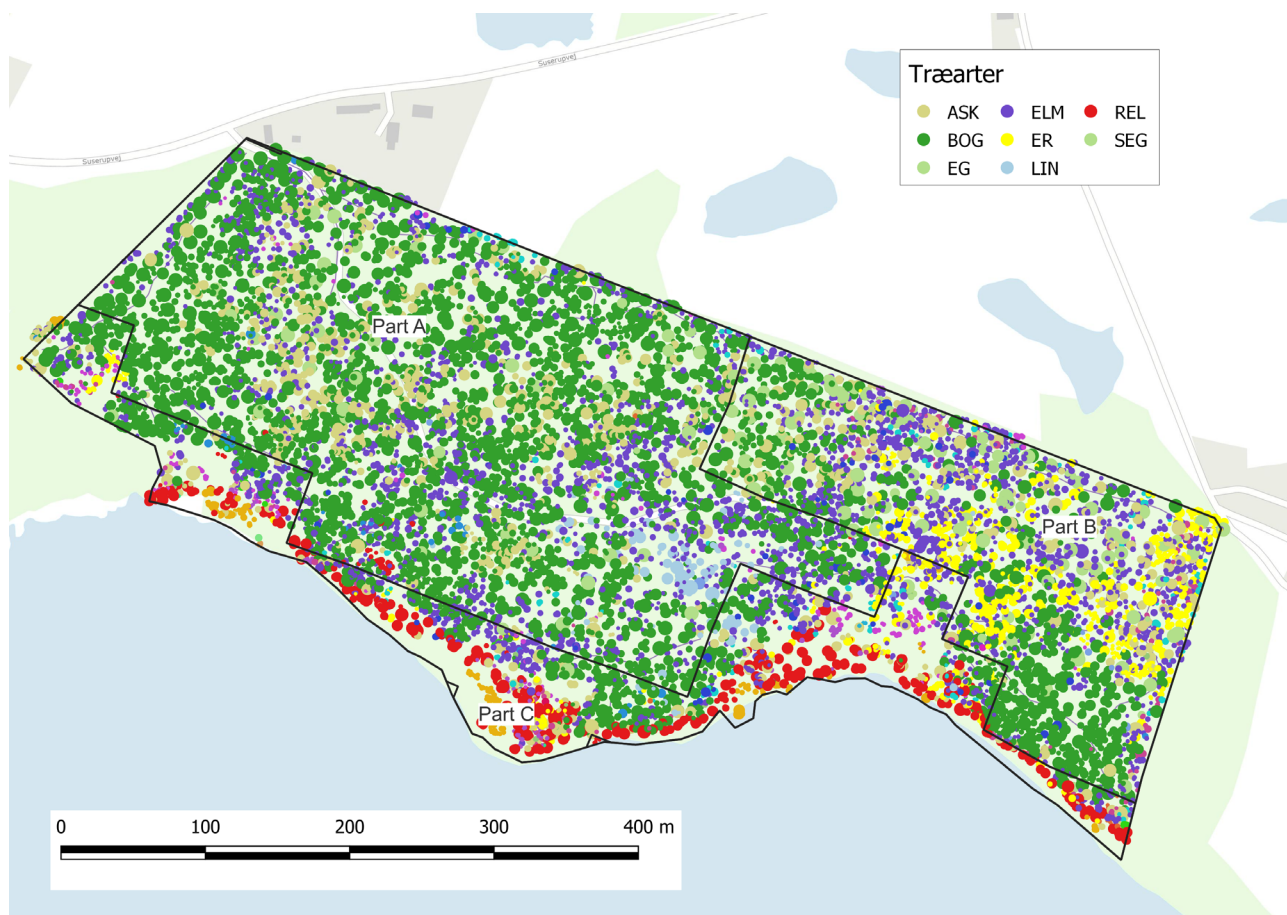
$$SOC_{i,h} = \rho_{i,h} \times \left(1 - \left(1/100 \times \delta_{>2\text{ mm},i,h}\right)\right) \times d_{i,h} \times C_{i,h}$$

hvor ρ_i er volumenvægten af laget i g cm⁻³, $\delta_{>2\text{ mm},i}$ er det relative volumen af grus- og stenfraktionen samt rødder (%), d_i er dybden af jordlaget i cm og C_i er kulstofkoncentrationen i mg g⁻¹.

3 Resultater

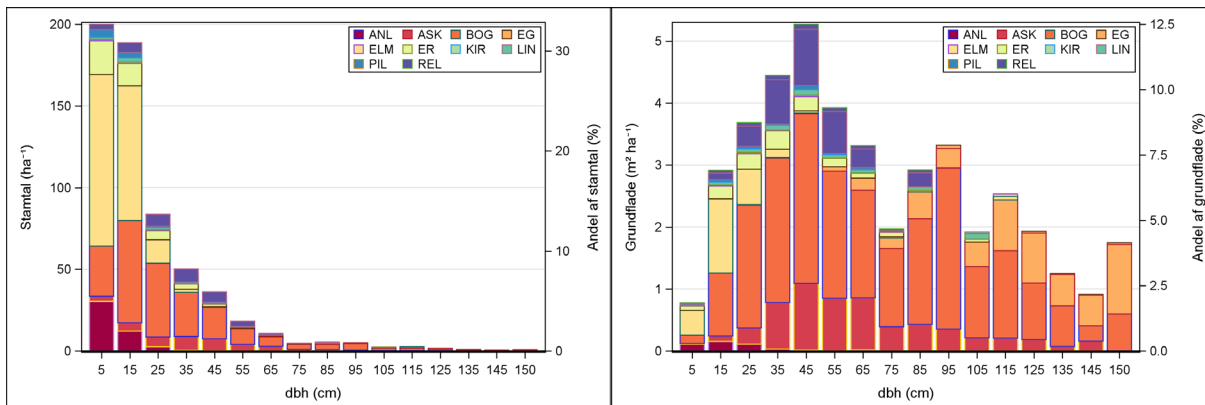
Ved målingerne i 2023 blev der positioneret og målt 11.200 levende træer med en diameter på 4,7-203,7 cm og 503 træhøjder på mellem 3,7 og 43,5 m. Der blev i alt registreret 25 træ- og buskarter.

Træerne i Suserup Skov fordeler sig over arealet i overensstemmelse med såvel de naturgivne som de historiske vilkår. Således er der mest eg og ær i den østlige del af skoven, der historisk blev græsset, mest bøg i den oprindelige del af skoven mod vest og mest rød-el langs kysten mod Tystrup-Bavelse Sø (Figur 3.1)



Figur 3.1. Levende træer positioneret i Suserup Skov. Cirklernes diameter er proportional med træernes diameter. Figuren viser tydelige forskelle i træartssammensætningen afhængig af skovens tidligere anvendelse og topografi. Kun farverne af de væsentligste træarter er gengivet i signaturforklaringen. Der er derfor farver på kortet som ikke findes i signaturforklaringen.

Stamtallet aftager med stigende diameter målt i brysthøjde (Figur 3.2), på en måde, der minder om den inverse eksponentielfordeling, som ofte observeres i naturskove [31]. De mest hyppigt forekommende træarter i Suserup Skov (antal stammer) er bøg (3934 træer), elm (3722 træer), ær (845 træer), ask (732 træer) og rød-el (648 træer). Elm ses mest i de mindre diameterklasser, mens der alene forekommer ege i de større diameterklasser. Betragter man i stedet fordelingen af træernes grundflade (Figur 3.2, højre) findes den største andel i klassen af træer med en diameter på 40-50 cm, hvor særligt bøg dominerer.

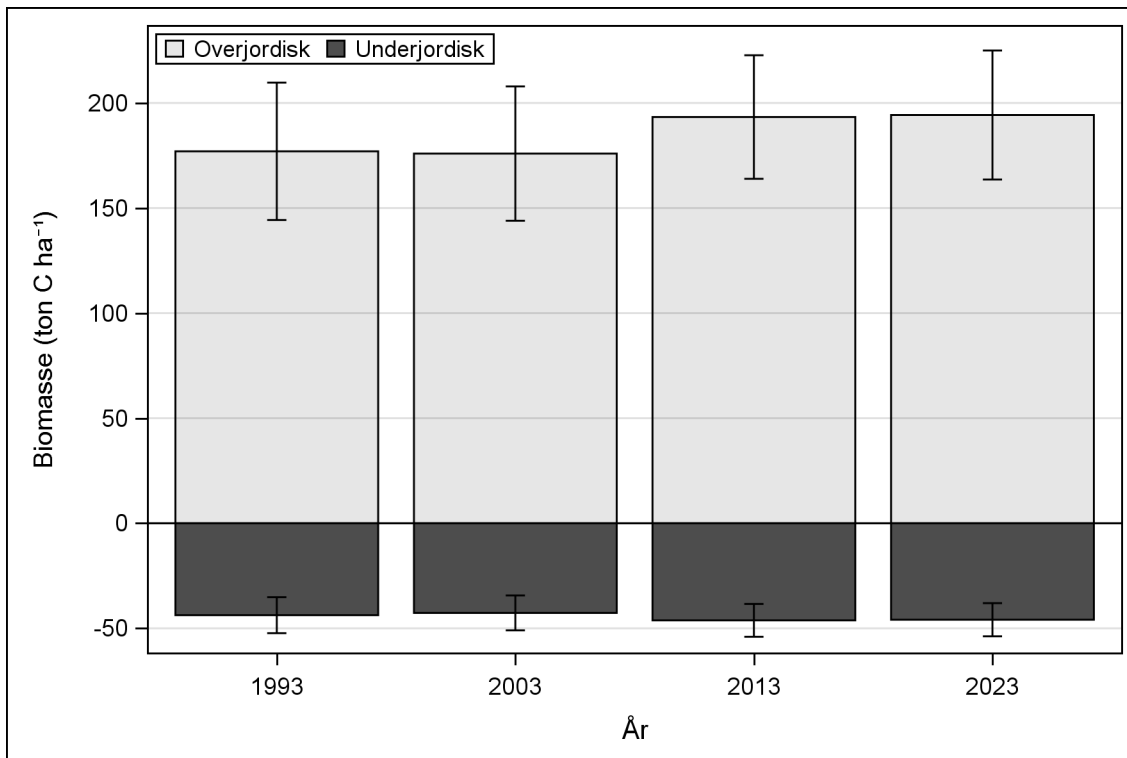


Figur 3.2. Fordeling af stamtal (venstre) og grundflade (højre) til arter og diameterklasser ved genmålingen af Suserup Skov i 2023.

3.1 Biomassens kulstoflager

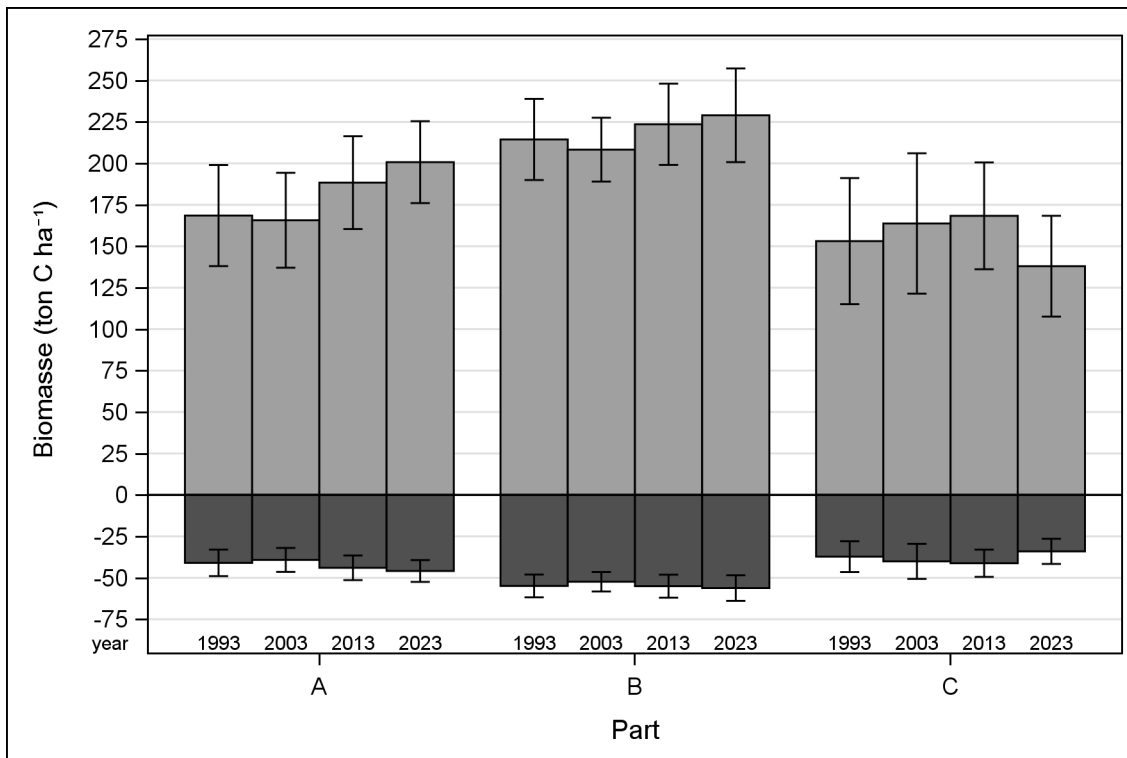
Den samlede vedmasse i Suserup Skov blev i 2023 estimeret til $735 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ svarende til 240 tons C ha^{-1} i levende overjordisk og underjordisk biomasse. Estimatet af vedmassen er en smule højere end ved den forrige opmåling ti år tidligere ($722 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), mens mængden af kulstof i skovens levende biomasse er uændret fra forrige måling (240 t C ha^{-1}). At vedmassen ændres, uden at det kommer til udtryk i mængden af kulstof skyldes sandsynligvis mindre ændringer i træartssammensætningen.

Der har gennem de 30 år, hvor Suserup Skov har været målt, kun været meget begrænsede ændringer i træbiomassens kulstofpuljer (Figur 3.3). Der skete et mindre skift i kulstofpuljerne fra målingerne i 2003 og 2013 til målingerne i 2013 og 2023, der sandsynligvis skyldes metodeændringer. Særligt blev træer med $dbh < 30 \text{ cm}$ kun målt på tre 1-ha store prøveflader ved målingerne i 2013 og resultatet hviler derfor delvis på interpolationer, mens alle træer blev målt enkeltvis i 2023.



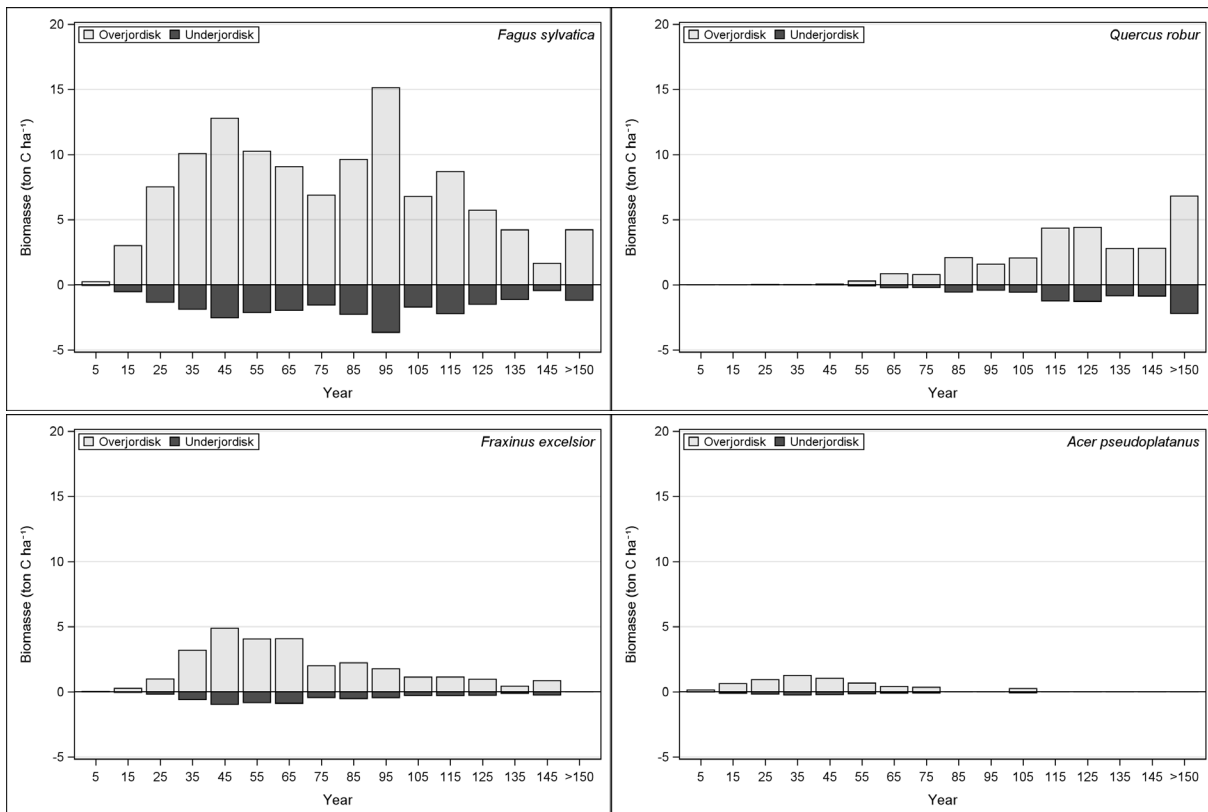
Figur 3.3. Udviklingen i træbiomassens kulstofpuljer i Suserup Skov fordelt på over- og underjordisk biomasse.

Vedmasser og kulstofpuljer varierer indenfor Suserup Skov. På linje med resultaterne fra tidligere opgørelser [32] er biomassen i den vestlige del af skoven (Part A) og i området langs søen (Part C) lavere end i den østlige Part B, der mere udpræget afspejler den tidligere anvendelse som græsningsskov (Figur 3.4, Tabel 3.1). Mens det er naturligt, at der opbygges et mindre kulstoflager i træernes biomasse i Part C, hvor skoven er tydeligt påvirket af højtstående vand og hvor en stor del kun har været under tilgroning siden 1925, er det mindre klart, hvorfor den østlige del af skoven (Part B) har et større kulstoflager i biomassen. En forklaring kan være, at de gamle ege i området lukker mere lys ned gennem kronetaget og derved tillader en mere etageret skov, hvor der opbygges større kulstoflagre, fordi tilstedeværelse af både over- og underetage gør skoven i stand til bedre at udnytte solens lys til fotosyntese og nettoprimærproduktion, dvs. optag og binding af atmosfærens CO₂ i skovens biomasse. En anden forklaring kunne være at skovens centrale og vestlige del blev hårdere ramt af stormfaldet 3. december 1999 og derfor tabte en del af træbiomassens kulstoflagre. Dog var kulstofpuljerne i træbiomassen også størst i Part B i 1993 før stormen.



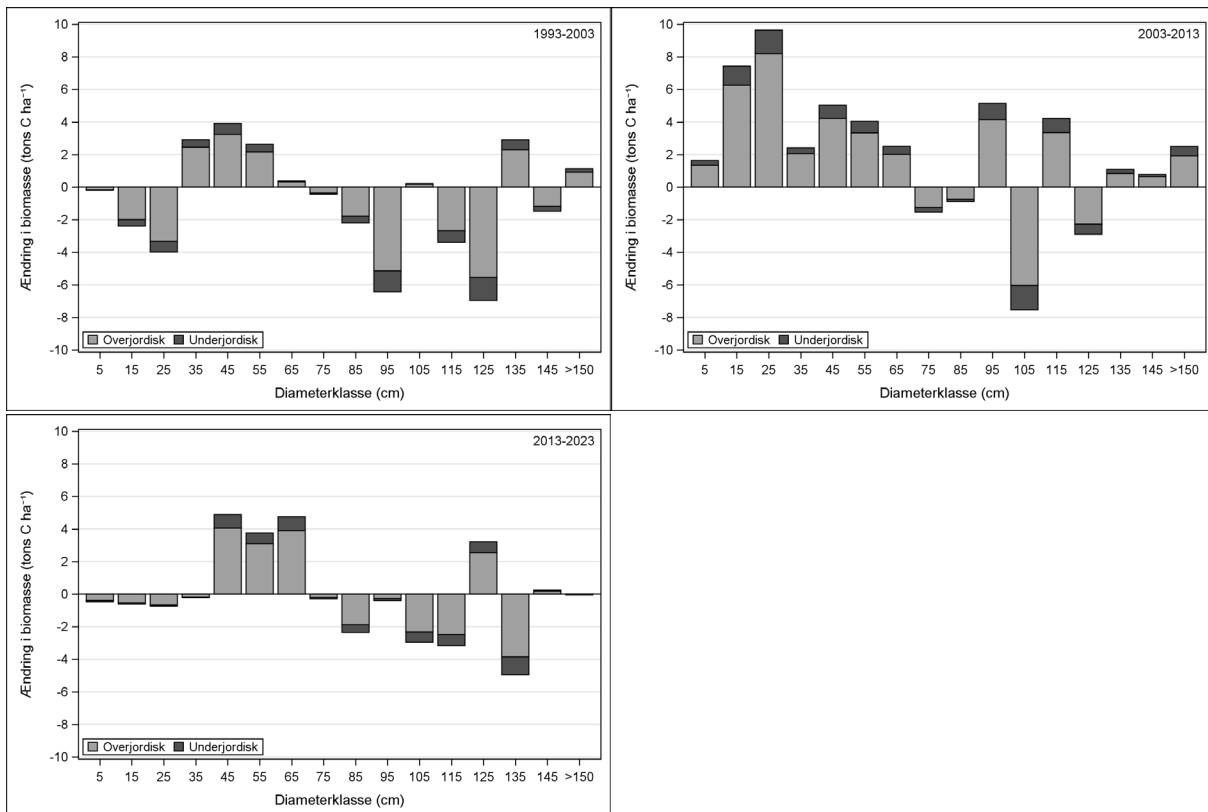
Figur 3.4. Udviklingen i træbiomassens kulstofpuljer i Suserup Skov fordelt på de tre forskellige dele af skoven. Part A repræsenterer den vestlige, Part B den østlige del af skoven, der bærer mere præg af den tidligere skovgræsning og Part C den sydlige og mere lavtliggende og vandpåvirkede del af skoven ned mod Tystrup Sø, der for en stor dels vedkommende har været under tilgroning siden 1925.

Der er meget store forskelle på biomassen og dermed kulstoflagrene for de forskellige træarter i skoven (Figur 3.5). Den langt største kulstofpulje ligger i bøg. Kulstofpuljerne i eg er betydelige, men er koncentreret i de store træer med en *dbh* på over 60 cm, hvilket afspejler at eg har meget svært ved at forynge sig i den tætte skov. Derimod findes størstedelen af kulstofpuljen i ær i de mindre diameterklasser, hvilket afspejler at ær indvandrer i skovens østlige og nordlige del.



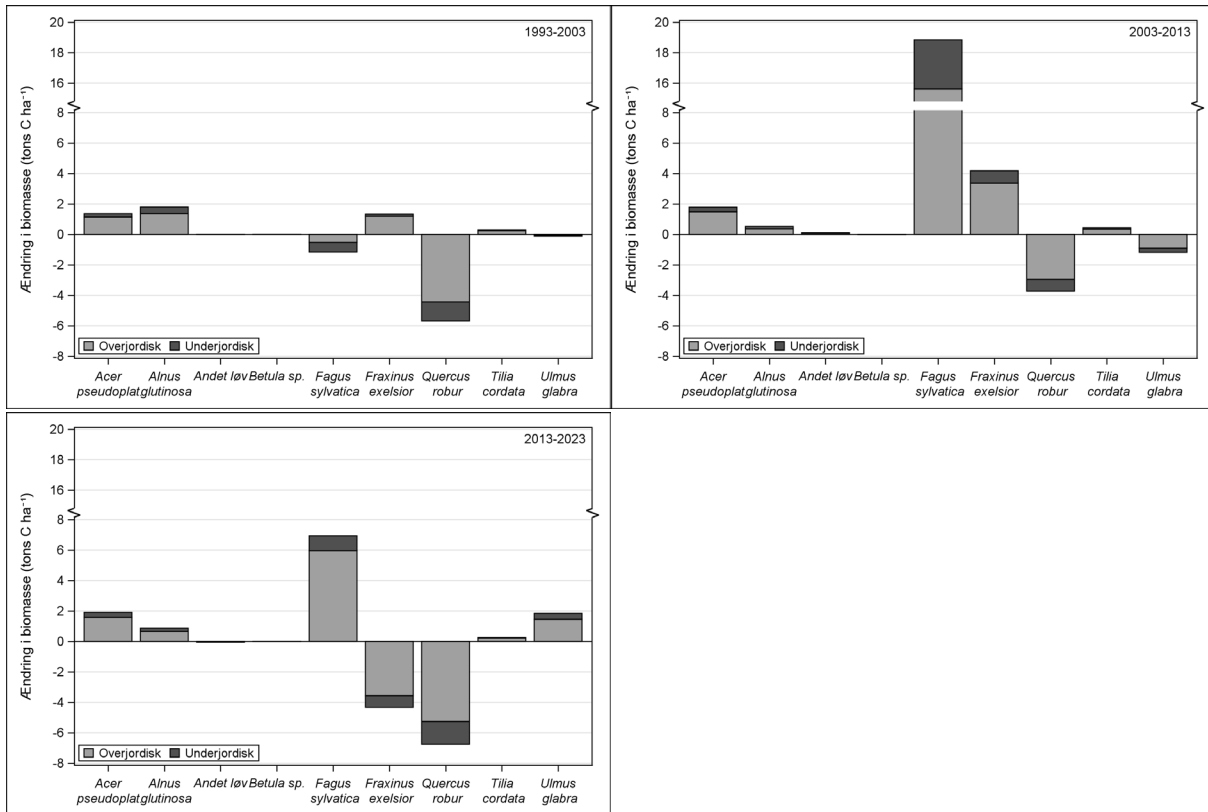
Figur 3.5. Kulstofpuljer fordelt på diameterklasser hos fire udvalgte træarter: bøg, eg, ask og ær.

Den samlede kulstofpulje i skovens levende træbiomasse har ikke ændret sig væsentligt gennem de tre tiårsperioder, hvor skoven har været målt. Der har imidlertid været forskydninger af i hvilke diameterklasser, der opbygges kulstof, og i hvilke, der tabes kulstof (Figur 3.6). I perioden 1993-2003 blev kulstofmængden i overretagetræerne reduceret, sandsynligvis som følge af stormen 3. december 1999, hvilket gav lys til den efterfølgende opbygning af kulstof i skovbiomassen blandt de mindre diameterklasser, der observeres i 2003-2013. I den seneste periode skete der ikke en opbygning af kulstof i de mindre diameterklasser, mens der blev opbygget kulstof i de mellemstore træer, som udgør en del af rekrutteringen efter stormfaldet i den foregående periode. Samtidig forsvandt en del kulstof i de store træers over- og underjordiske dele i forbindelse med at en del gamle træer er døde.



Figur 3.6. Ændringer i kulstofpuljerne i den samlede over- og underjordiske biomasse afhængigt af trædiameter i de tre tiårsperioder, hvor skoven har været målt.

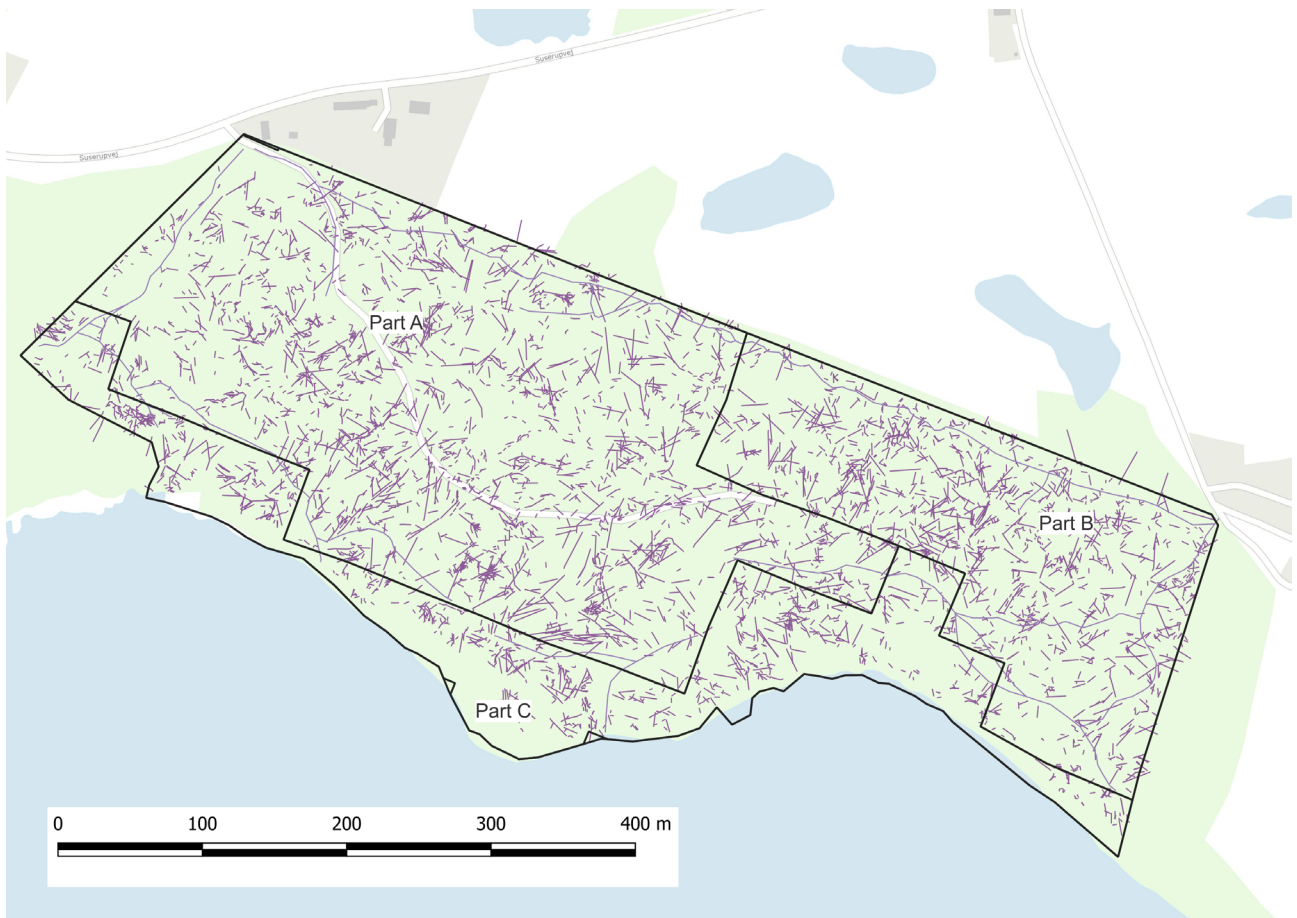
Selvom den samlede kulstofpulje ikke har ændret sig nævneværdigt over de 30 år, hvor der er blevet foretaget målinger i Suserup Skov (Tabel 3.1), er der større ændringer i fordelingen af kulstof mellem de forskellige træarter (Figur 3.7). I de sidste to årtier er der sket en betydelig opbygning af kulstofpuljerne i bøg, mens der gennem de sidste 30 år er sket et betydeligt og konsekvent tab af kulstof i særlig eg. Dette afspejler, at mange af de gamle ege, som er fremspirt i den mere lysåbne græsningsskov, nu er gamle og dør, mens der ikke sker en fremspiring af nye træer i den mørke skov. Ligeledes er der sket et tab af kulstof i ask i den seneste tiårsperiode, sandsynligvis overvejende som følge af, at asketræerne er døde af sygdommen asketoptørre (*Hymenoscyphus pseudoalbidus*). Tilsvarende skete der i perioden 2003-2013 et tab af kulstof i biomassen hos elm som følge af elmesygens ankomst til Suserup Skov. Gennem de sidste 30 år er der sket en mindre, men konsekvent opbygning af kulstof i både ær, rød-el og lind. Indvandringen af ær sker overvejende i den østlige del af skoven (Part B) og i områder, hvor ask forsvinder som følge af asketoptørre.



Figur 3.7. Ændringer i de mest udbredte træarters kulstofpuljer i Suserup Skov i de tre tiårsperioder fra 1993 til 2023. Kulstofpuljerne er stigende for de fleste arter, men har været konsekvent faldende for eg. I den seneste tiårsperiode er der sket et fald i kulstofpuljen for ask som følge af sygdommen asketoptørre.

3.2 Dødt ved

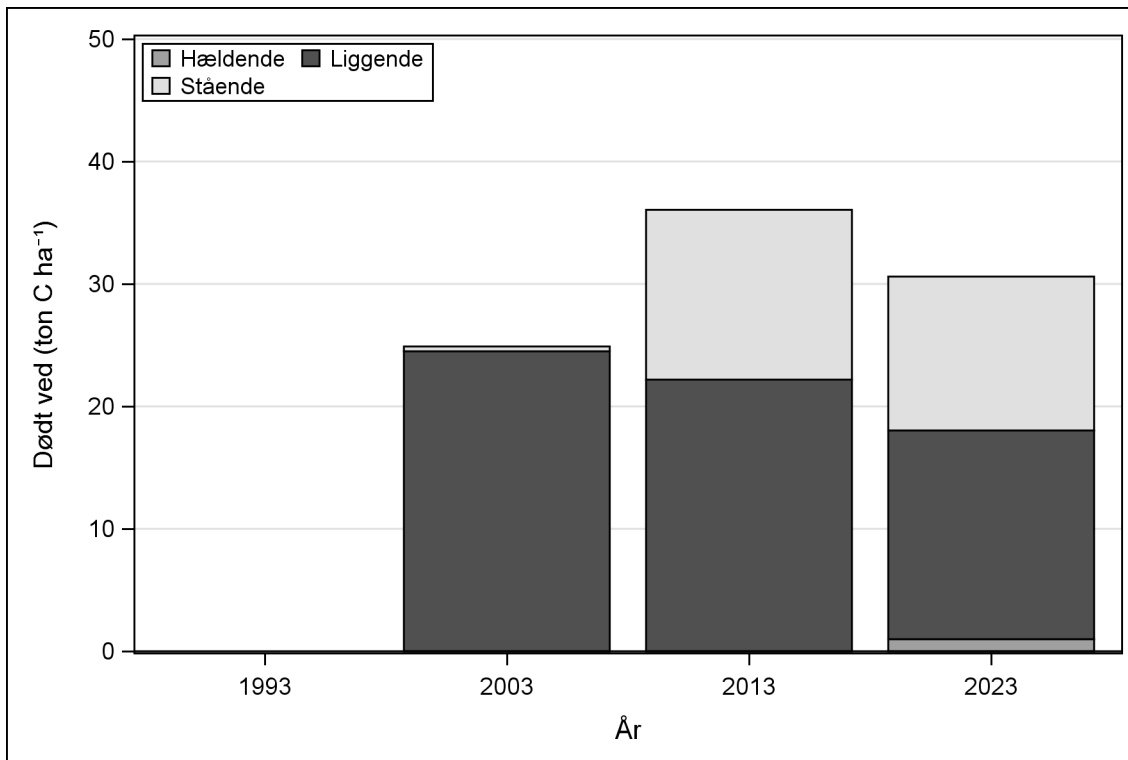
Der blev ved målingerne i 2023 positioneret og målt i alt 4700 stammer og andre liggende stykker dødt ved i Suserup Skov (Figur 3.8). Hertil kommer, at der blev målt 940 stående døde træer. De samlede mængder dødt ved blev opgjort til $211 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, hvilket kun er omkring $2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ mere end ved målingen i 2013.



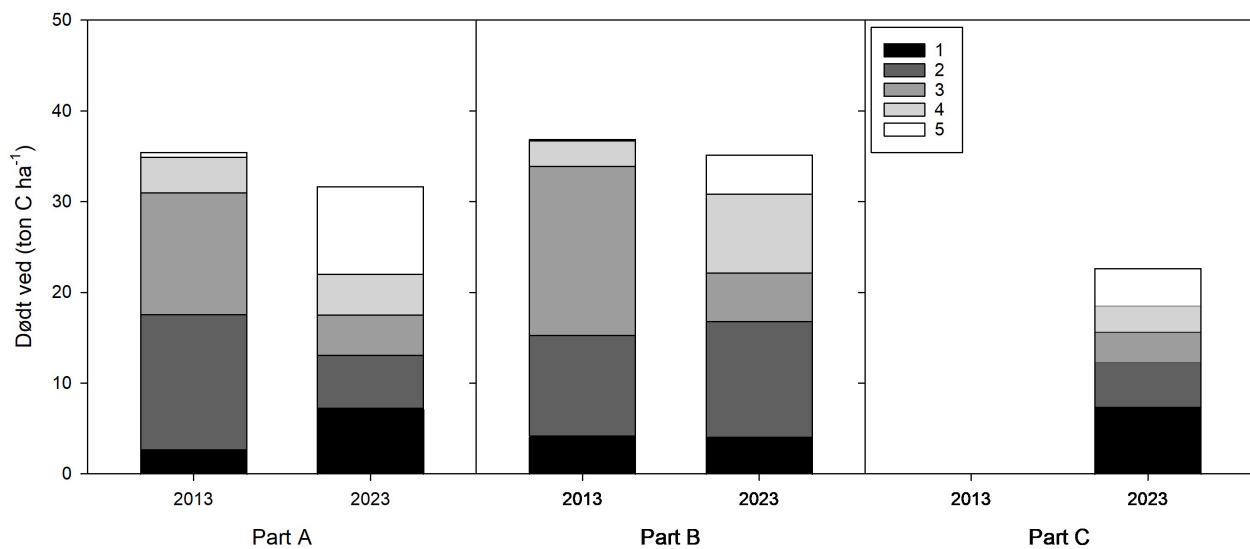
Figur 3.8. Dødt ved i Suserup Skov i 2023. Stregerne repræsenterer liggende dødt ved med en diameter >10 cm

Puljen af kulstof i dødt ved blev i 2023 opgjort til $30,6 \text{ ton C ha}^{-1}$ (Figur 3.9). Som beskrevet var det ikke muligt genskabe en del af de tidligere målinger og herudfra at beregne kulstofmængderne i liggende og stående dødt ved i 1993 eller for det stående døde ved i 2003. Mængden af kulstof i liggende dødt ved faldt fra dog fra 2003 til 2013. Mængden af kulstof i stående og liggende dødt ved faldt fra 2013 til 2023, sandsynligvis som følge af, at dødt ved fra tidligere stormfald (særligt i 1967 og 1999) gradvis omsættes. Den øjensynlige kontrast til at vedmassen (volumen) af det døde ved i samme periode steg en smule ($2 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$) hænger sammen med at nedbrydningsgraden af det døde ved gennemsnitligt er steget hvorved kulstofkoncentrationen gennemsnitligt er faldet.

Særligt er mængden af kulstof i liggende dødt ved mindsket gennem de sidste 20 år. Den tilsyneladende inkonsistens mellem stigningen i vedmassen (volumen) af dødt ved og faldet i kulstof bundet i det døde ved dækker over, at den gennemsnitlige densitet af det døde ved er faldet som følge af en større mængde af dødt ved i de senere nedbrydningsstadier (Figur 3.10).



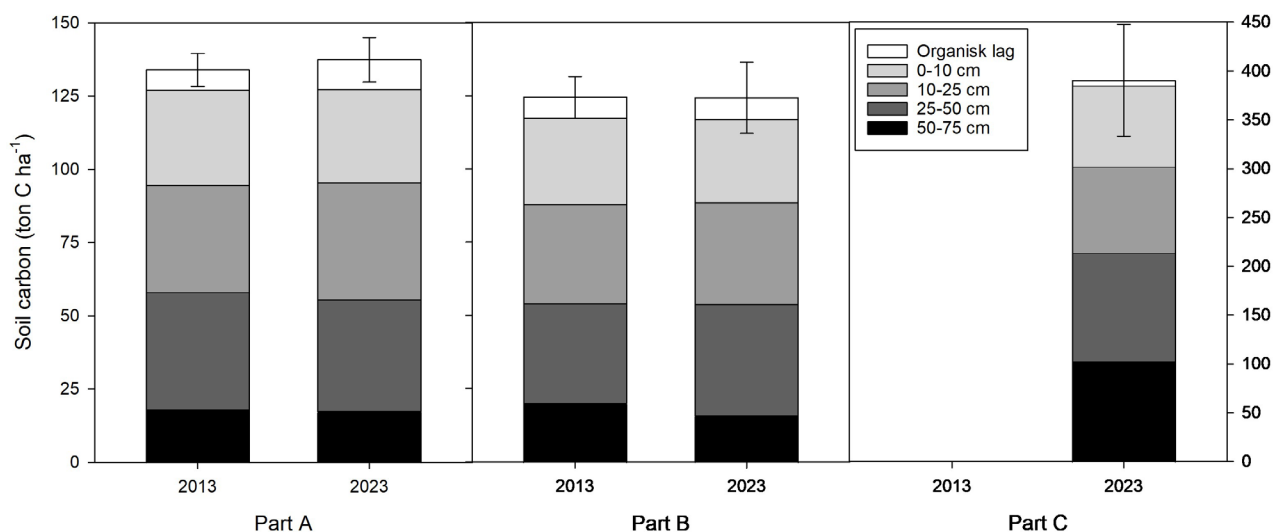
Figur 3.9. Udviklingen i kulstofpuljen i dødt ved fordelt på liggende, hældende og stående dødt ved. Det har i forbindelse med denne rapport ikke været muligt at genskabe målingerne af stående og liggende dødt ved i 1993 eller målingerne af stående dødt ved i 2003, hvorved målingerne af stående dødt ved i 2003 ikke er sammenlignelige med målingerne i 2013 og 2023.



Figur 3.10. Udviklingen i kulstofpuljerne af dødt ved fordelt på nedbrydningsklasser (1-5).

3.3 Kulstof i jord

Mængderne af kulstof i hhv. jordens organiske lag og mineraljorden er stort set uændrede mellem målingerne i 2013 og 2023, med observerede forskelle i middelværdi, der ligger inden for den statistiske usikkerhed (Figur 3.11). Der ser ud til at være lidt mindre kulstof i jorden i den østlige del af skoven, der er mest synligt påvirket af den tidligere græsning (Part B), mens der i den vådere del af skoven ned mod Tystrup Sø (Part C) er opbygget et betydeligt større kulstoflager. Dog blev der i denne del af skoven ikke målt kulstof i jorden i 2013, hvorfor udviklingen ikke kendes her. Jordens puljer af kulstof i Part A og B er meget sammenlignelige med puljerne i nærliggende bøgedominerede kulturskove [12], mens jordbundens kulstoflager i part C (385 tons C ha⁻¹) er på linje med niveauet i danske skove på lavbund [33,34].



Figur 3.11. Kulstofpuljerne i jordens organiske lag og mineraljordslagene i Suserup Skov fordelt på de tre dele af skoven. Bemærk at den højre figur anvender en anden akse end de to andre figurer for at sikre læsbarheden.

3.4 Diskussion

Det samlede kulstoflager i levende og dødt ved har langt overvejende været konstant over de 30 år hvor skoven har været målt. Det var i forbindelse med dette studie ikke muligt at genskabe målingerne af stående og liggende dødt ved i 1993 og af stående dødt ved i 2003 i en form, der understøtter beregning af kulstofmængderne. Ikke desto mindre er der en meget begrænset udvikling i kulstofpuljerne i levende og dødt ved med et lille fald fra 2013 til 2023 baseret på målinger, som er metodemæssigt sammenlignelige.

Kulstoflageret i over- og underjordisk biomasse i Suserup Skov ligger inden for intervallet observeret i den urørte skov i Nationalpark Hainich (Tyskland) [8, 212,7-285,0 tons/ha]. Ligeledes er kulstofpuljerne den overjordiske biomasse i Suserup sammenlignelige med gennemsnittet af kulstofpuljerne i 64 bøgeskove på tværs af Tyskland [35], der havde ligget urørt i mere end 100 år. Undersøgelserne i de tyske studier anvendte sammenlignelige metoder til måling og beregning af kulstofpuljerne i træernes biomasse, idet den nedre *dbh* ved måling af træerne dog var 7 cm til sammenligning med hhv. 3 og 5 cm ved målingerne i Suserup Skov. Målingerne i studiet af Nagel, Meyer, Blaschke and Feldmann [35] blev endvidere gennemført på ni cirkulære prøveflader ($r=12,65$ m) i hver skovbevoksning, men vi vurderer ikke, at denne forskel har betydning for resultatet.

Kulstoflageret i dødt ved i Suserup Skov er større end observeret i de urørte bøgeskove i Nationalpark Hainich [8, 3,1-9,3 ton/ha]. Kulstoflageret er dog sammenligneligt med de tilsvarende lagre i gamle bøge-ege skove i Bayern, hvor kulstoflageret i dødt ved med en diameter over 7 cm var 23,2-30,4 tons ha^{-1} [36] og med det gennemsnitlige lager i dødt ved i 64 urørte bøgedominerede skove i Tyskland [35]. Forskellen i nedre diameter af det døde ved (10 cm i Suserup Skov) vurderes kun at have en mindre betydning for resultatet af de forskellige studier.

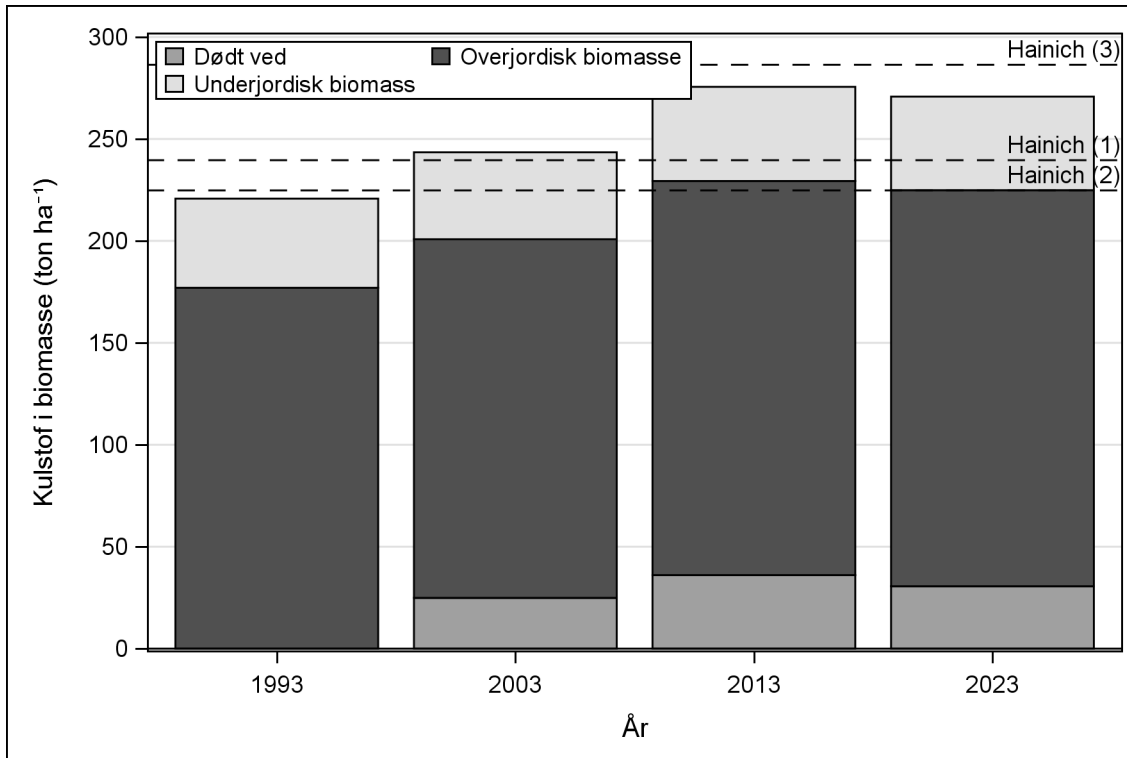
Samlet set var kulstoflageret i levende og dødt ved i Suserup sammenligneligt med de tre forsøgsområder i den urørte Nationalpark Hainich, hvor der i to ud af tre forsøgsområder var et mindre kulstoflager end i Suserup Skov (Figur 3.12). Forskellen skyldes i høj grad forskelle i mængderne af dødt ved, hvor det ser ud som om større dele af Suserup Skov befinder sig i den sene biostatistiske fase og nedbrudsfasen [11] med ganske høje niveauer af dødt ved. Denne konklusion understøttes af resultaterne fra undersøgelsen af 64 urørte bøgedominerede skove i Tyskland, hvor nogle havde været urørt i mere end 100 år og havde kulstofpuljer i levende og død biomasse, der er mindre end men sammenlignelige med resultaterne fra Suserup [35, 190,7 t C/ha i levende og død overjordisk vedmasse].

Målingerne i Suserup Skov viser, at der er store puljer af kulstof i skovjordens organiske lag og i mineraljorden (Tabel 3.1), sammenlignet med de øvrige puljer af levende og dødt ved. For de to dele af Suserup, hvor jordens kulstofpuljer tidligere var blevet målt (Part A og B), er der ikke statistisk sikre forskelle mellem de to målinger foretaget med 10 års mellemrum. En sammenligning af skovjordens kulstofpuljer i Suserup Skov med målinger fra 19 prøveflader i forvaltede bøgeskove på Sjælland viste hverken forskelle mellem gennemsnittene af de samlede kulstofpuljer eller

mellem kulstofpuljerne i de forskellige horisonter [12]. Ved målingerne af skovjordens kulstofindhold gik prøvetagningen ned til en dybde på 75 cm, og erfaringer fra lignende studier viser, at de organiske kulstofpuljer på veldrænede jorde aftager markant ved større dybder [23]. På baggrund af en kulstofpuljernes dybdeprofil til 75 cm og viden om kulstofindholdet ned til 100 cm for danske skovjorde [23], er der ikke grund til at antage, at der er betydelige kulstoflagre i dybere jordlag, eller at der vil være forskel på kulstofpuljerne i dybere jordlag mellem forvaltede og urørte skove.

Inddragelsen af Part C i målingerne af jordens kulstof illustrerer betydningen af de hydrologiske forhold for jordens kulstoflager. Mens der ikke var stor forskel på puljerne i Suserup Skovs part A og B og forvaltede bøgeskove på veldrænede jorde, viser forskellen i kulstoflager mellem part A og B (gennemsnitligt 132 tons C ha⁻¹) og Part C (gennemsnitligt 390 tons C ha⁻¹) det potentiale for opbygning af kulstof i skovjorden, der kan være ved at retablere de oprindelige hydrologiske forhold i drænede skove. Opbygningen sker først og fremmest pga. mindsket nedbrydning af jordens organiske materiale, når der er vand, men ikke længere ilt i jorden. Potentialet for kulstoflagring i jorden er dermed langt større på lavbundsarealer, såfremt vedligeholdelsen af dræn og grøfter ophører, eller vandstrømningen gennem dem blokeres aktivt. Tidsperspektivet for opbygning af jordens kulstofpulje på lavbundsarealer i skov er imidlertid meget usikker, og der mangler konkret viden om den forventede kulstofbindingsrate.

Samlet set peger undersøgelsen i Suserup Skov på, at den urørte skov udgør et stort lager af kulstof, men ikke bidrager til yderligere at modvirke klimaforandringer gennem kulstofbinding, fordi der opstår en ligevægt mellem udledninger og optag af CO₂ til og fra atmosfæren. Ganske vist gennemgår mindre områder af den urørte skov forskellige faser, der skifter mellem netto-binding og -udledning af CO₂, men disse fasers kulstofbalance udlignes for den samlede Suserup Skov, så der ikke kan detekteres en langsigtet tendens i udviklingen af kulstofpuljerne [35,37]. Selvom undersøgelsen kun bygger på 30 års observationer af en enkelt skov med sine særlige vækstvilkår og omgivelser, er konklusionen i tråd med eksisterende teorier [5] og tidligere undersøgelser [8,38].



Figur 3.12. Kulstofpuljer i levende og død vedmasse i Suserup Skov. Kulstofpuljerne er her sammenlignet med puljerne i urørt skov i Nationalpark Hainich i Tyskland.

Tabel 3.1. Bevoksningparametre og kulstofpuljer for de tre delområder af Suserup Skov. Opgørelserne i Part C er blevet udvidet ved målingerne i 2023.

Part	År	Overhøjde	Grundflade	Vedmasse	Overjordisk biomasse	Underjordisk biomasse	Dødt ved	Dødt ved	Organisk lag	Mineral jord
		dm	m ² ha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	t Cha ⁻¹	t Cha ⁻¹	m ³ ha ⁻¹	t Cha ⁻¹	t Cha ⁻¹	t Cha ⁻¹
A	1993	27,6	39,0	670,0	168,5	41,0				
A	2003	28,2	37,4	641,4	165,7	39,2	157,2	24,9		
A	2013	28,8	39,4	693,2	188,4	44,0	210,1	35,4	6,9	127,0
A	2023	29,7	41,7	751,4	200,7	45,9	232,3	31,7	10,2	127,2
B	1993	27,2	53,0	831,2	214,4	54,9				
B	2003	27,5	48,7	776,3	208,3	52,4				
B	2013	28,3	48,0	812,0	223,6	55,1	207,9	36,9	7,1	117,4
B	2023	28,7	48,7	836,4	229,0	56,2	215,3	35,1	7,3	117,0
C	1993	24,9	44,9	659,3	153,1	37,2				
C	2003	25,0	46,1	689,7	163,7	40,1				
C	2013	25,1	44,5	688,3	168,4	41,2				
C	2023	24,3	38,8	575,3	138,0	34,0	150,5	22,7	5,2	385,2

4 Udvalgte perspektiver

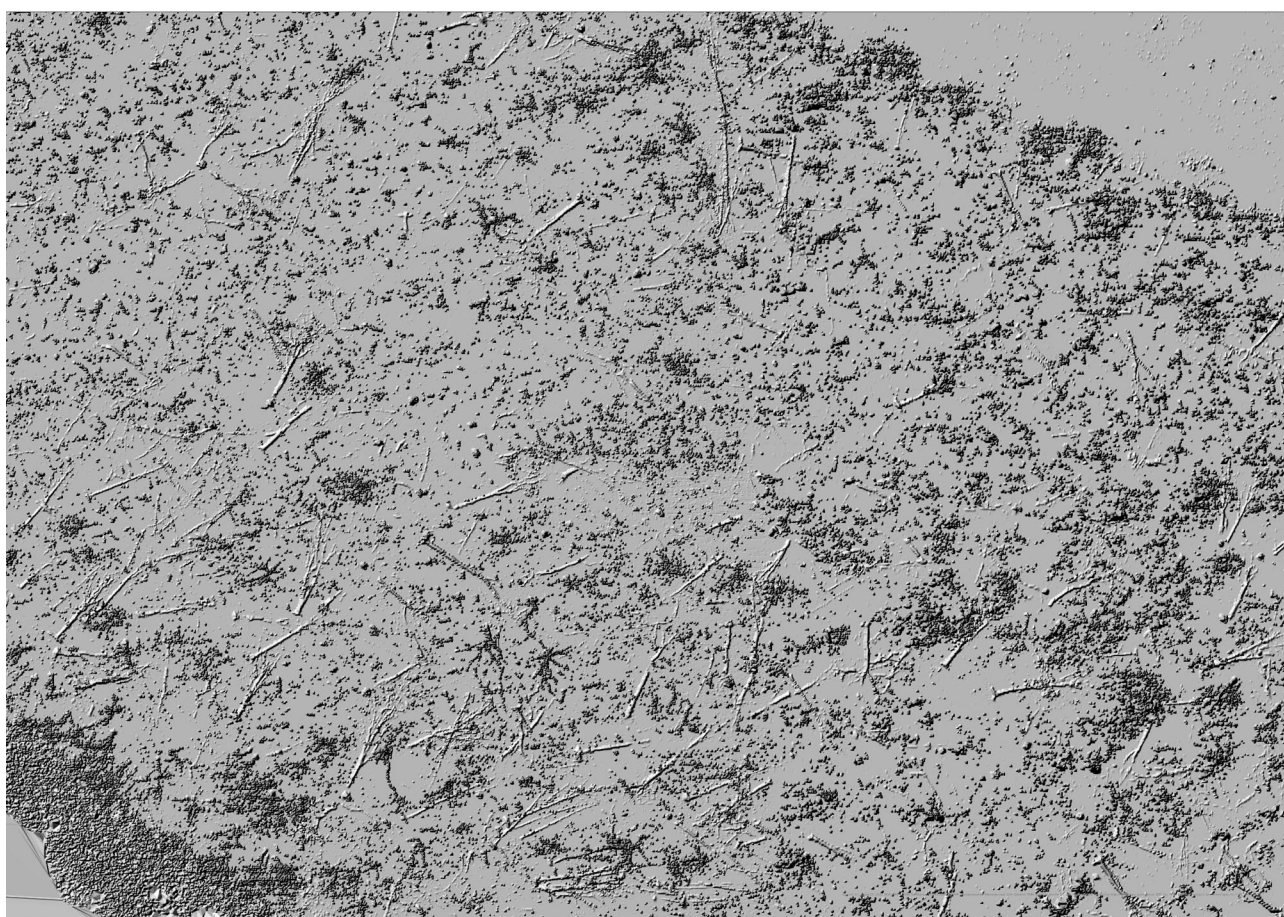
4.1 Analyser af kulstofdynamik

Genmålingen af Suserup Skov har muliggjort en fornyet analyse af udviklingen i skovens kulstofpuljer og sikret konsistent viden om skovens kapacitet som kulstoflager over en længere periode. Samtidig har genmålingen at kulstofmængderne i de fem principielle puljer (over- og underjordisk biomasse, dødt ved, organisk lag og mineraljord) muliggjort en sammenligning med ikke endnu ikke analyserede data fra lignende målinger af kulstofpuljer gennemført i projektet ”Biologisk mangfoldighed i Østdanske Naturskove” [15,39], målinger i Draved Skov og ved at inddrage data fra en unik database med data fra langsigtede skovforsøg med urørt skov på tværs af Europa [40]. Dette forventes at give ny viden om i hvilket omfang niveauerne og ændringerne af kulstofpuljerne målt i Suserup Skov også gælder for andre lokaliteter, om eventuelle forskelle og ligheder i hastigheden, hvormed skovens kulstoflager opbygges, samt om hvorvidt og hvor hurtigt, der opnås ligevægt mellem skovens optag og udledning af CO₂. Viden fra en sådan syntese vil blandt andet kunne indgå i udviklingen af principper for bæredygtig skovdrift, der tager hensyn til både kulstoflagring og bevarelse af habitater for biodiversitet. Den samme viden kan også danne basis for opdatering af modeller for skovens klimaeffekt, hvor den urørte skovs opbygning af kulstofpuljer i reglen anvendes som baseline. Syntesen vil således kunne føre til en opdatering og forbedring af kvantitative modeller for skovens klimaeffekt tidligere udviklet på IGN [16]. Desuden kan syntesen indgå i udmøntningen af dansk og international miljøpolitik som eksempelvis Klimaloven [41], Lov om etablering af nationalparker [42], EU’s klima- og miljøpolitik [43] og Paris-aftalen [44].

4.2 Måling af dødt ved med LiDAR

Liggende dødt ved spiller en kritisk rolle i skovøkosystemer som levested for en række arter, som et ikke-ubetydeligt kulstoflager og som en del af det samlede kulstof- og næringsstofkredsløb [45-50]. De nye metoder, der blev anvendt til at positionere og bestemme mængderne af dødt ved i Suserup Skov rummer en række interessante perspektiver i forhold til at udvikle metoder til at bestemme mængderne af dødt ved i skove ud fra luftbåren laser scanning (LiDAR). En sådan udvikling vil være ressourcebesparende i forhold til traditionelle feltmålinger og muliggøre opgørelser over større, sammenhængende områder. LiDAR-teknologi, som benytter laserlys til at måle afstande, har

vist sig at være en effektiv metode til at indsamle tredimensionelle data i høj rumlig opløsning over store arealer [51-53]. En central udfordring i forhold til at udvikle metoder til bestemmelse af mængderne og størrelsesfordelingen af liggende død vedmasse ud fra LiDAR-data er differentieringen mellem liggende dødt ved og andre skovstrukturer, såsom levende træer, buske, og terræn. Avancerede algoritmer og maskinlæringsteknikker, såsom neurale netværk, kan trænes til at genkende mønstre i LiDAR-data, som korresponderer med liggende dødt ved (Figur 4.1). Ved at anvende eksisterende feltdata fra specifikke områder, såsom Suserup Skov, hvor position og dimensioner af liggende dødt ved med en diameter over 10 cm er kendt, kan disse algoritmer anvendes til at måle mængderne af dødt ved i andre skovområder, hvor der findes LiDAR-data men ingen feltmålinger.



Figur 4.1. Lidar punktsky optaget i Suserup Skov. Punktskyen er normaliseret og indeholder alene retursignaler fra 0-2 meter over terræn. Herved bliver dødt ved synligt som aflange strukturer i billedet. Venligst udlånt af Giorgio Sandre, (tidligere MSc studerende, Københavns Universitet).

Forskning har allerede demonstreret potentialet i at anvende luftbåren LiDAR til skovstruktur- og biomasseestimering [52,53]. Disse studier understøtter ideen om, at teknologien kan tilpasses til

specifikt at identificere og kvantificere liggende dødt ved. Videreudvikling af disse metoder vil kræve omfattende valideringsstudier, der sammenligner LiDAR-afledte estimater med detaljerede opgørelser af dødt ved baseret på feltmålinger. I forbindelse med genmålingen af Suserup Skov er en specialestuderende og en PhD-studerende i gang med at analysere de nye feltdata for at de kan indgå i netop en sådan udvikling.

Potentialet for anvendelse af LiDAR-baserede metoder til at bestemme liggende død vedmasse strækker sig vidt. I skovforvaltningen kan det give mere præcise data til at overvåge skovens sundhed og biodiversitet. For klimaforskningen kan det bidrage til mere nøjagtige beregninger af skovøkosystemers kapacitet for kulstoflagring. Endelig, for forvaltning med biodiversitetsbevarelse som mål, kan det give afgørende indsigt i habitatetkvalitet og -dynamik, hvilket er afgørende for udvikling af effektive bevaringsstrategier for biodiversitet og truede arter.

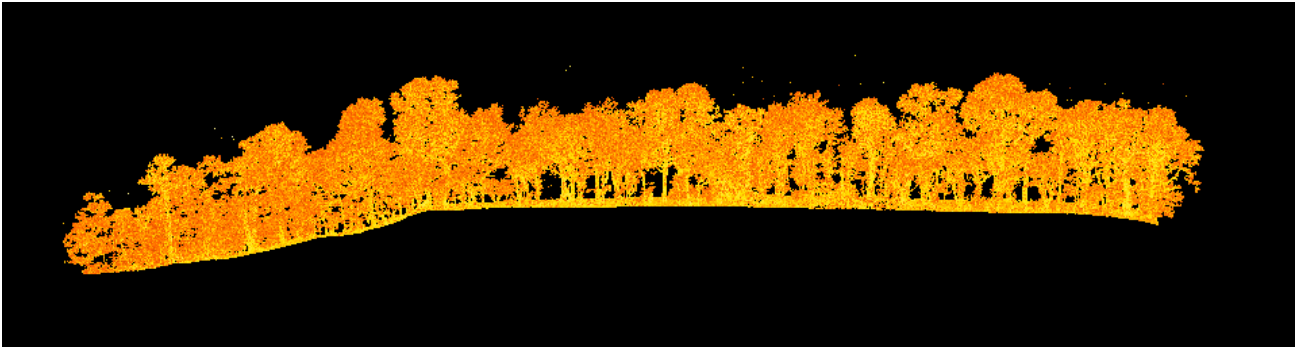
4.3 Muligheder for måling af skovstruktur med terrestrisk laser scanning

Med de meget præcise målinger af træerne og deres position i Suserup Skov, som blev opnået med brugen af FieldMap, kan skoven danne reference for en række nye målemetoder, som blandt andet omfatter terrestrisk laser scanning. En terrestrisk laserscanner (TLS) er en type af avanceret fjernmålingsteknologi, der bruges til at skabe tredimensionelle modeller af omgivelserne omkring den. En TLS fungerer ved at udsende laserimpulser og registrere, hvordan disse impulser reflekteres tilbage fra overflader som træer, jord, bygninger og andre objekter i landskabet. Ved at måle den tid, det tager for hver laserimpuls at blive reflekteret tilbage til scanneren, kan den bestemme afstanden til overfladen meget præcist. Dette giver et detaljeret 3D-punktsky, hvor hvert punkt repræsenterer en målt position i rummet (Figur 4.2).

Teknologien er den samme som anvendes til at lave blandt andet Danmarks Højdemodel [54], hvor punktskyen optages fra fly (Airborne Laser Scanning, ALS). Til forskel fra ALS optages TLS "fra siden" og fra en stationær platform som giver overordentligt detaljerede og nøjagtige data om skovens sammensætning og struktur, hvilket giver en unik mulighed for at analysere eksempelvis skovens vedmasse, biomasse, habitater og sundhed.

I vinteren 2024 indgik IGN i et samarbejde med Lunds Universitet om at måle Suserup Skov med TLS. Omkring en tredjedel af skoven blev scannet over 5 dage. Arbejdet forventes at kunne gøres hurtigere, da der var en del tekniske udfordringer med batteri-levetid mv. Dette arbejde forventes i

fremtiden at indgå som en ny metode til hurtigere og mere præcist end hidtil at give viden om skoven og dens udvikling.



Figur 4.2. Punksky-data fra terrestrisk laser scanning (TLS) fra Suserup Skov. Laser scanningen blev foretaget af forskere fra Lund Universitet i samarbejde med Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.

5 Referencer

1. Eriksson, E.; R.Gillespie, A.; Gustavsson, L.; Langvall, O.; Olsson, M.; Sathre, R.; Stendahl, J. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. *Canadian Journal of Forest Research* **2007**, *37*, 671-681, doi:10.1139/x06-257.
2. Woodwell, G.M.; Hobbie, J.; Houghton, R.; Melillo, J.; Moore, B.; Peterson, B.; Shaver, G. Global deforestation: contribution to atmospheric carbon dioxide. *Science* **1983**, *222*, 1081-1086.
3. Luysaert, S.; Schulze, E.D.; Börner, A.; Knohl, A.; Hessenmöller, D.; Law, B.E.; Ciais, P.; Grace, J. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* **2008**, *455*, 213-215, doi:10.1038/nature07276.
4. Gundersen, P.; Thybring, E.E.; Nord-Larsen, T.; Vesterdal, L.; Nadelhoffer, K.J.; Johannsen, V.K. Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* **2021**, *591*, E21-E23, doi:10.1038/s41586-021-03266-z.
5. Odum, E.P. The Strategy of Ecosystem Development. *Science* **1969**, *164*, 262-270, doi:doi:10.1126/science.164.3877.262.
6. Canadell, J.G.; Raupach, M.R. Managing forests for climate change mitigation. *science* **2008**, *320*, 1456-1457.
7. Canadell, J.G.; Schulze, E.D. Global potential of biospheric carbon management for climate mitigation. *Nature Communications* **2014**, *5*, 5282, doi:10.1038/ncomms6282.
8. Mund, M. Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Forschungszentrum Waldökosysteme, Göttingen* **2004**, *Reihe A*, 189, 263 pp.
9. Heilmann-Clausen, J.; Bradshaw, R.H.W.; Emborg, J.; Hannon, G. The history of Suserup Skov – a nemoral, deciduous forest reserve in a cultural landscape. *Ecological Bulletins* **2007**, *52*, 7-17.
10. Hahn, K.; Christensen, M. Dead wood in European forest reserves - a reference for forest management. In Proceedings of the EFI proceedings, 2004; pp. 181-191.
11. Larsen, J.B.; Hahn, K.; J., E. Forest reserve studies as inspiration for sustainable forest management – Lesson learned from Suserup Skov in Denmark. *Forstarchiv* **2010**, *81*, 28-33.
12. Nord-Larsen, T.; Vesterdal, L.; Bentsen, N.S.; Larsen, J.B. Ecosystem carbon stocks and their temporal resilience in a semi-natural beech-dominated forest. *Forest Ecology and Management* **2019**, *447*, 67-76, doi:<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.038>.
13. Vesterdal, L.; Christensen, M. The carbon pools in a Danish semi-natural forest. *Ecological Bulletins* **2007**, *52*, 113-122.

14. Christensen, M.; Heilmann-Clausen, J.; Walley, R.; Adamcik, S. Wood-inhabiting fungi as indicators of nature value in European beech forests. In Proceedings of the Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe—From Ideas to Operationality, 2004.
15. Møller, P.F. Projekt ”Biologisk mangfoldighed i naturskov – en sammenligning mellem østdanske natur- og kulturskove”. Baggrund og formål. *Flora og Fauna* **2017**, *123*, 35-46.
16. Nielsen, A.T.; Nord-Larsen, T.; Bentsen, N.S. CO₂ emission mitigation through fuel transition on Danish CHP and district heating plants. *GCB Bioenergy* **2021**, *13*, 1162-1178, doi:<https://doi.org/10.1111/gcbb.12836>.
17. Damgaard, C. A Critique of the Space-for-Time Substitution Practice in Community Ecology. *Trends in Ecology & Evolution* **2019**, *34*, doi:10.1016/j.tree.2019.01.013.
18. Marshall, P.L.; Davis, H.; LeMay, V.M. *Using line intersect sampling for coarse woody debris*; Vancouver, 2000.
19. Nord-Larsen, T.; Johannsen, V.K.; Nielsen, A.T. *Kvantificering/taksering af dødt ved*; Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet: Frederiksberg, 2021.
20. IFER. FieldMap. Available online: <https://www.fieldmap.cz/?page=fmsoftware> (accessed on 28-11-2024).
21. Nord-Larsen, T.; Østergaard, M.J.; Riis-Nielsen, T.; Thomsen, I.M.; Bentsen, N.S.; Jørgensen, B.B. *Skovstatistik 2022*; Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet: Frederiksberg, 2023; p. 64.
22. Nord-Larsen, T.; Johannsen, V.K. *Danish National Forest Inventory: Design and calculations*; Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet: 2016.
23. Vejre, H.; Callesen, I.; Vesterdal, L.; Raulund-Rasmussen, K. Carbon and Nitrogen in Danish Forest Soils—Contents and Distribution Determined by Soil Order. **2003**, *67*, 335-343, doi:<https://doi.org/10.2136/sssaj2003.3350>.
24. Matejovic, I. Determination of carbon, hydrogen, and nitrogen in soils by automated elemental analysis (dry combustion method). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **1993**, *24*, 2213-2222, doi:10.1080/00103629309368950.
25. Madsen, S.F. Vedmassefunktioner ved forskellige aflægningsgrænser og nøjagtighedskrav for nogle vigtige danske skovtræarter. *Det Forstlige Forsøgsvæsen* **1987**, *41*, 41-242.
26. Nord-Larsen, T.; Meilby, H.; Skovsgaard, J.P. Simultaneous estimation of biomass models for 13 tree species: effects of compatible additivity requirements. *Canadian Journal of Forest Research* **2017**, *47*, 765-776, doi:10.1139/cjfr-2016-0430.
27. Skovsgaard, J.P.; Nord-Larsen, T. Biomass, basic density and biomass expansion factor functions for European beech (*Fagus sylvatica* L.) in Denmark. *European Journal of Forest Research* **2012**, *131*, 1035-1053, doi:10.1007/s10342-011-0575-4.

28. Moltesen, P. *Skovtræernes ved og dets anvendelse*; Skovteknisk Institut: 1988; p. 132.
29. Madsen, S.F. Overensstemmende stammeside- og vedmassefunktioner for fem forskellige nåletræarter (Compatible Tree Taper and Volume Functions for five Different Conifers). *Det Forstlige Forsøgsvæsen* **1988**, *41*, 95-140.
30. IPCC. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Chapter 2 Stationary Combustion*; 2006.
31. Picard, N.; Gasparotto, D. Liocourt's law for tree diameter distribution in forest stands. *Annals of Forest Science* **2016**, *73*, 751-755, doi:10.1007/s13595-016-0563-4.
32. Emborg, J.; Heilmann-Clausen, J. The structure of Suserup Skov, 2002: the first re-measurement of a long-term permanent plot study of forest dynamics started in 1992. *Ecological Bulletins* **2007**, *52*, 19-32.
33. Krogh, L.; Noergaard, A.; Hermansen, M.; Greve, M.H.; Balstroem, T.; Breuning-Madsen, H. Preliminary estimates of contemporary soil organic carbon stocks in Denmark using multiple datasets and four scaling-up methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **2003**, *96*, 19-28, doi:[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00016-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00016-1).
34. Callesen, I.; Stupak, I.; Georgiadis, P.; Johannsen, V.K.; Østergaard, H.S.; Vesterdal, L. Soil carbon stock change in the forests of Denmark between 1990 and 2008. *Geoderma Regional* **2015**, *5*, 169-180, doi:<https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.06.003>.
35. Nagel, R.; Meyer, P.; Blaschke, M.; Feldmann, E. Strict forest protection: A meaningful contribution to Climate-Smart Forestry? An evaluation of temporal trends in the carbon balance of unmanaged forests in Germany. **2023**, *6*, doi:10.3389/ffgc.2023.1099558.
36. Krüger, I.; Schulz, C.; Borcken, W. Stocks and dynamics of soil organic carbon and coarse woody debris in three managed and unmanaged temperate forests. *European Journal of Forest Research* **2017**, *136*, 123-137.
37. Schulze, E.D.; Sierra, C.A.; Egenolf, V.; Woerdehoff, R.; Irslinger, R.; Baldamus, C.; Stupak, I.; Spellmann, H. The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. *GCB Bioenergy* **2020**, *12*, 186-197, doi:<https://doi.org/10.1111/gcbb.12672>.
38. Meyer, P.; Nagel, R.; Feldmann, E. Limited sink but large storage: Biomass dynamics in naturally developing beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus robur*, *Quercus petraea*) forests of north-western Germany. *Journal of Ecology* **2021**, *109*, 3602-3616.
39. Kepfer Rojas, S.; Riis-Nielsen, T.; Schmidt, I.K.; Byriel, D.B.; Justesen, M.J.; Nielsen, A.O.; Knudsen, M.A.; Johannsen, V.K. Skovstruktur i urørt og forstligt drevet skov. *Flora og Fauna* **2017**, *123*, 47-53.
40. Pretzsch, H.; del Río, M.; Biber, P.; Arcangeli, C.; Bielak, K.; Brang, P.; Dudzinska, M.; Forrester, D.I.; Klädtke, J.; Kohnle, U.; et al. Maintenance of long-term experiments for unique insights into forest growth dynamics and trends: review and perspectives. *European Journal of Forest Research* **2019**, *138*, 165-185, doi:10.1007/s10342-018-1151-y.

41. Klima- Energi- og Forsyningsministeriet. Lov om klima. *LOV nr 965 af 26/06/2020* **2020**.
42. Miljøministeriet. Lov om ændring af lov om naturbeskyttelse, lov om skove, dyrevelfærdsloven, lov om mark- og vejfred og færdselsloven. **2021**, *1177 af 08/06/2021*.
43. European Commission. New EU Forest Strategy for 2030. **2021**, *COM(2021) 572*.
44. UNFCCC. Paris Agreement. **2015**.
45. Hart, S.C. NITROGEN TRANSFORMATIONS IN FALLEN TREE BOLES AND MINERAL SOIL OF AN OLD-GROWTH FOREST. *Ecology* **1999**, *80*, 1385-1394, doi:[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1385:NTIFTB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1385:NTIFTB]2.0.CO;2).
46. Keenan, R.J.; Prescott, C.E.; Kimmins, J.P.H. Mass and nutrient content of woody debris and forest floor in western red cedar and western hemlock forests on northern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research* **1993**, *23*, 1052-1059, doi:10.1139/x93-134.
47. Krankina, O.N.; Harmon, M.E. Dynamics of the dead wood carbon pool in northwestern Russian boreal forests. *Water, Air, and Soil Pollution* **1995**, *82*, 227-238, doi:10.1007/BF01182836.
48. Krankina, O.N.; Harmon, M.E.; Griazkin, A.V. Nutrient stores and dynamics of woody detritus in a boreal forest: modeling potential implications at the stand level. *Canadian Journal of Forest Research* **1999**, *29*, 20-32, doi:10.1139/x98-162.
49. Laiho, R.; Prescott, C.E. The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen, and phosphorus cycles in three Rocky Mountain coniferous forests. *Canadian Journal of Forest Research* **1999**, *29*, 1592-1603, doi:10.1139/x99-132.
50. Laiho, R.; Prescott, C.E. Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: a synthesis. *Canadian Journal of Forest Research* **2004**, *34*, 763-777, doi:10.1139/x03-241.
51. Nord-Larsen, T.; Riis-Nielsen, T. Developing an airborne laser scanning dominant height model from a countrywide scanning survey and national forest inventory data. *Scandinavian Journal of Forest Research* **2010**, *25*, 262-272.
52. Oehmcke, S.; Li, L.; Trepikli, K.; Revenga, J.C.; Nord-Larsen, T.; Gieseke, F.; Igel, C. Deep point cloud regression for above-ground forest biomass estimation from airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment* **2024**, *302*, 113968.
53. Schumacher, J.; Nord-Larsen, T. Wall-to-wall tree type classification using airborne lidar data and CIR images. *International Journal of Remote Sensing* **2014**, *35*, 3057-3073.
54. Klimadastyrelsen. Danmarks Højdemodel. Available online: <https://www.klimadastyrelsen.dk/data-om-danmark/vores-data/danmarks-hoejdemodel> (accessed on 08-12).

KØBENHAVNS UNIVERSITET

INSTITUT FOR GEOVIDENSKAB
OG NATURFORVALTNING

ROLIGHEDSVEJ 23
1958 FREDERIKSBERG

TLF. 35 33 15 00
IGN@IGN.KU.DK
WWW.IGN.KU.DK