



Flisaske i praksis

Skov, Simon; Ingerslev, Morten

Publication date:
2013

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Citation for published version (APA):
Skov, S., & Ingerslev, M. (2013). *Flisaske i praksis*. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.



Flisaske i praksis

Simon Skov
Morten Ingerslev

IGN Rapport
November 2013

Titel

Flisaske i praksis

Forfattere

Simon Skov og Morten Ingerslev

Bedes citeret

Skov, S., Ingerslev, M. (2013): Flisaske i praksis. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet, Frederiksberg. 45 s. ill.

Udgiver

Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning
Københavns Universitet
Rølighedsvej 23
1958 Frederiksberg C
Tlf. 3533 1500
ign@ign.ku.dk
www.ign.ku.dk

Ansvarshavende redaktør

Niels Elers Koch

ISBN

978-87-7903-639-0

Grafisk arbejde

Sidsel Jespersen og Sissel Geyti

Omslag

Karin Kristensen

Forsidefoto

Simon Skov

Publicering

Rapporten er publiceret på www.bioaske.dk og 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.

Indhold

Forord	4
Askeoverblik	5
1) Forbrug af flis/piller	6
Flis	6
Piller	7
2) Vandprocenten i brændslet	8
3) Energiproduktionen	8
4) Askeproduktionen	9
5) Askeprocenten	10
7) Omkostningen til transport og deponi	13
Hærdning	14
Frisk vs. containerlagret	14
Våd vs. tørudasket flisaske	15
Bund- vs. flyveaske	16
Aktiv hærdning	17
Storskala	17
Baljeforsøg	21
Citronsyretest	29
Miljø, Æstetik	34
Spredning	35
Konklusion	40
Hjemmeside	41
Referenceliste og uddybende litteratur	42

Forord

Projektet ”Aske i praksis” ligger naturligt i forlængelse af det langt større PSO-projekt ”Forbehandling og recirkulering af flisaske”, og sætter fokus på de praktiske udfordringer ved genanvendelse af flisaske.

Projektgruppen er: DONG, Dansk Fjernvarme, Naturstyrelsen, HedeDanmark og Verdo. Projektdeltagerne, der i forskellig grad har bidraget til finansieringen, har godkendt projektets indhold og prioriteret emnerne, men har ikke haft nogen indflydelse på resultaterne eller formidlingen af dem. Projektets arbejdsplaner svarer til afsnit-overskrifterne i nærværende rapport. Desuden har ”Kanalisering af asken” og ”Hærdningspris” været på projektplanen, men disse emner er nedprioriteret under vejs til fordel for udførelsen af flere hærdningsforsøg.

Formidlingen af projektets resultater sker dels ved denne rapport, dels på hjemmesiden www.bioaske.dk, dels ved publikationen ”Bioaske i praksis”, der kan downloades fra bioaske.dk. ”Bioaske i praksis” er en kortfattet oversigt over de centrale resultater og konklusioner.

Hvor intet andet er nævnt, er alle vægtangivelser baseret på tørstof. I forbindelse med vægt af brændsler bruges ordet ”frisk” om ikke-tørret materiale.



Billede: Simon skovler flyveaske til forsøg. (Sidsel Jespersen)

Askeoverblik

Formålet med arbejds pakken er at danne et overblik over den danske produktion af flis- og træpilleaske. Undersøgelsen er udført i 2010. Der findes ingen officielle registreringer, der omfatter askeproduktionen. Dataindsamlingen er udført ved henvendelse til de flisfyrede varmekærker og kraftvarmekærker, der kendes, og nogle få virksomheder der fyrer med flis. Der er kun få askeproducenter, der kender detaljerne omkring askeproduktionen. Asken udaskes enten våd eller tør. Tør aske befugtes oftest i containeren. Både våd- og befugtet tøraske har et ukendt vandindhold. Ofte er den eneste information, som producenten kender, antallet af containere som en vognmand skal betales for at hente pr. år.

Det viste sig derfor yderst vanskeligt at indhente de ønskede informationer. En betragtelig del af de indhentede data er gæt eller vurderinger fra værkerne. Nedenstående resultater må altså læses med forventning om en vis usikkerhed, men afspejler samtidig det bedste skøn, der kan tilvejebringes.

For at minimere usikkerheden er der indhentet informationer om både askeproduktionen og de mere sikre informationer om energiproduktion og flisforbrug. De forskellige parametre er krydskontrolleret for at kvalitetssikre tallene og estimere manglende tal fra værker, som har leveret mangelfulde svar.

Ud fra medlemslisten for ”Flis og brændselspillegruppen” hos Dansk Fjernvarme er der rettet henvendelse til værkerne. Der er 111 medlemmer på listen, hvoraf 10 ikke fyrer med flis eller træpiller men med affald, gas eller halm. To værker var ikke sat i drift. Ud over pille- eller flisværkerne på listen er en række værker/industrier med i undersøgelsen. Det er Herningværket (DONG), Randersværket (Verdo) og Dalum Papir. Flere andre ikke-medlemmer er kontaktet, uden at det resulterede i svar til undersøgelsen.

Der er gjort en meget stor indsats for at indhente svar fra så mange som muligt. Der er rettet henvendelse pr. mail i to runder og derefter utallige telefonopkald til værker, der endnu ikke havde svaret. Desuden er der refereret til undersøgelsen ved erfa-møder og i FJERNVARMEN.

Kun få har returneret et komplet udfyldt svarkema. Langt de fleste har udfyldt deres flisforbrug og energiproduktion samt angivet om de udasker våd eller tør aske. Mange kender også deres udgifter til deponi inkl. transport. I videst mulig omfang er de manglende oplysninger estimeret. Spørgeskemaet findes som Bilag 1 bagerst i rapporten.

Spørgeskemaet er besvaret af:

Flisfyrede værker:	70
Pillefyrede værker:	17
Pille/flisfyrede værker:	7
I alt:	94

De centrale emner i undersøgelsen er:

- 1) Forbrug af flis/piller
- 2) Vandprocenten i brændslet
- 3) Energiproduktionen
- 4) Askeproduktionen
- 5) Askeprocenten
- 6) Fordeling mellem bund- og flyveaske
- 7) Omkostningen til transport og deponi

Punkterne behandles enkeltvis herunder.

1) Forbrug af flis/piller

Flis

Der indgår et forbrug på 840.000 ton tør flis og 140.000 ton tørre piller. Flisforbruget opgives normalt i friskvægt, i alt 1,2 mio. tons frisk flis med 45 % vand. De største forbrugere i undersøgelsen er Herningværket, Randersværket og Dalum Papir.

Af store forbrugere, der ikke er i undersøgelsen, kan nævnes Akzo Nobel (Saltfabrik) og Novopan (spånpladefabrik), samt et mindre antal flisfyrede varmekærker.

Der findes ikke præcise data for det danske flisforbrug, men HedeDanmark, der er en stor og central aktør på det danske flismarked, har estimeret flisforbruget i 2009 (året før denne opgørelse) til 1,4 mio. tons frisk flis. (Kilde: Markedet for træflis i Danmark. Af HedeDanmark. <http://www.ft.dk/samling/20091/almdel/flf/bilag/89/773861>.) De kendte værker, der ikke indgår i undersøgelsen, kan overslagsmæssigt godt aftage de 0,2 mio. tons frisk flis, der er i difference mellem denne opgørelse og HedeDanmarks forbrugsestimat. Man må således antages, at undersøgelsen er temmelig dækkende i forhold til forbruget i 2010.



Billede: Skovflis er en stor og vigtig vare i dansk skovbrug. (Simon Skov)

Jf. Energistatistikken 2010 produceres der i alt 21451 TJ ud fra skovflis, træpiller og træaffald. Med en anslået gennemsnitslig energiproduktion på 17 GJ/ton giver det 1,26 mio. ton brændsel, hvilket er i fin overensstemmelse med brændsestimatet her over.

Ved en opdatering af resultaterne i 2012 sammen med HedeDanmark og ved henvendelse til udvalgte værker er der udarbejdet et kvalificeret estimat på årsforbruget af flis. I estimatet indgår alle kendte flisforbrugende energiværker samt et skøn over et samlet forbrug hos institutioner, godser og lignende store private anlæg. Det samlede resultat er et årsforbrug på 1,8 mio. tons frisk flis inkl. stammefflis. Dertil kommer et begrænset forbrug af bark og industriflis, som hovedsageligt anvendes til procesenergi.

Det er intentionen, at Simon Skov i årene frem over løbende ajourfører opgørelsen over dansk flisforbrug.

Piller

Der indgår 151.000 ton piller (frisk vægt) i undersøgelsen. Vandindholdet varierer mellem 5,5 og 10 %. Omregnet til tørstof for hvert værk svarer pilleforbruget til ca. 142.000 ton piller (tør).

De største forbrugere i undersøgelsen er Herningværket, Randersværket og Skive Fjernvarme. Det danske forbrug af træpiller er ikke dækket af undersøgelsen. Der er dels kommet flere storforbrugere til, siden undersøgelsen blev afsluttet, dels er hele det private og institutionelle forbrug ikke medtaget.



Billede: Træpiller, der også ender som bioaske. (Simon Skov)

En stor del af pilleforbrugerne er ikke-relevante i forhold til genanvendelse af asken. Enten brændes pillerne sammen med ikke-biomasse, og asken er derfor ikke klassificeret som bio-aske, eller askeproduktionen er så lille, at logistikken forhindrer/fordyrer genanvendelse. Alle de pilleforbrugere, der indgår i undersøgelsen, er relevante i forhold til genanvendelse af asken.

Af de deltagende pilleforbrugere bliver der brugt 78.000 ton piller (tør) til samfyring med flis, mens 64.000 ton piller (tør) brændes som enebrændsel. Asken efter samfyring af flis og piller er klassificeret som bioaske og må genanvendes efter reglerne i Bioaskebekendtgørelsen.

2) Vandprocenten i brændslet

For driften af et varmeværk er vandprocenten i hvert enkelt læs afgørende for brændværdien, mens den statistiske interesse kan dækkes med et årsgennemsnit. Vandprocenten i det enkelte læs kan være interessant i forhold til ændret drift fx samfyring eller blæserhastighed, men gennemsnit over længere perioder er interessante fx ved projektering af nye anlæg.

De indhentede data er hvert værks skøn over årsgennemsnittet. De viste maksimale/minimale værdier er altså årsgennemsnittet på specifikke værker og dækker over en stor årsvariation.

Tabel 1. Opgørelse af vandprocenten i de brændsler der indgår i undersøgelsen. Hvert værk indsender en gennemsnitlig vandprocent i de anvendte brændsler. Tallene er derfor årsgennemsnit.

Vandprocent	Gennemsnit	Minimum	Maksimum
Skovflis	42	27	48
Industriflis	24	8	42
Stammeflis	38	30	43
Bark	38	5	58
Træpiller	7	5	10

3) Energiproduktionen

Værkerne er bedt om at oplyse energiproduktionen ab. værk og således ikke indregne ledningstabet, men alene oplyse den producerede energi. Det er uvist, om nogle værker har svaret ud fra solgt energi, men det er vores erfaring, at værkerne kender produktion inden ledningstabet.



Billede: Et kig ind i en flisovn. Brændslet og forholdene i ovnen er afgørende for askens form. (Simon Skov)

For hvert værk oplyses eller beregnes forbruget af flis-tørstof sammen med energiproduktionen. Når al forbrugt flis, og den samlede energiproduktion sammenregnes, er den gennemsnitlige energiproduktion på værker, der kun fyrer med flis, 5,14 MWh (18,5 GJ)/ton tør flis. Det teoretiske energiindhold er 5,3 MWh/ton tør flis. Flisens vandindhold medfører, at energiindholdet er betydeligt mindre ved direkte afbrænding, hvor der til eksempel kun leveres 2,8 MWh/ton frisk flis med 42 % vand (nedre brændværdi). Den resterende energi er brugt til fordampning af vandet. Denne fordampningsvarme genindvindes på flisfyrede varmekrøgere ved røggaskondensering. Ved afbrænding og efterfølgende røggaskondensering opnås en energiproduktion, der nærmer sig den, der kunne opnås ved afbrænding af helt tørt flis. Energiproduktionen svarer altså tilnærmelsesvist til flisens øvre brændværdi. Det har været nødvendigt at omregne alle brændsler til tørstof for at håndtere de forskellige brændsler i undersøgelsen. Der kondenseres mere vand, end det der svarer til vandindholdet i brændet, da brændets brint reagerer med luftens ilt og danner vand.

Ved afbrænding af piller indgår i gennemsnit 7 % vand. Den fordampningsvarme, der bruges til at fordampe vandet, genindvindes normalt ikke på anlæg, der kun fyrer med piller. Energiindholdet i tørre piller er 5,3 MWh/ton eller 19,2 GJ/ton piller. Indregnes 7 % vand er energiindholdet 4,9 MWh/ton eller 17,7 GJ/ton. Når pilleforbruget (tørstof) og energiproduktionen på de pillefyrede anlæg sammenregnes, giver det en produktion på 4,35 MWh/ton. Energiproduktion baseret på træpiller er altså knap så effektiv som på flis.

Tabel 2. Brændværdier og gennemsnitlig energiproduktion på hhv. træpiller og flis.

MWh/ton tørstof	Øvre Brændværdi	Nedre Brændværdi	Produktion (gns.)	Vandindhold (%)
Træpiller	5,3	4,9	4,4	7,0
Flis	5,3	2,8	5,1	42,0

4) Askeproduktionen

Udbredelsen af hhv. våde og tørre askesystemer har hidtil været ukendt. Askesystemet er afgørende for askens form, når den forlader værket. I et vådt askesystem skubbes bundasken og ofte også flyveasken ned i et bundkar, der fungerer som vandlås under fyret. Asken er derfor vandmættet, når den skræbes fra bundkaret og over i askecontaineren. Et tørt askesystem mangler bundkaret, og asken flyttes i tør form over i askecontaineren, hvor den typisk befugtes med en ukendt mængde vand, for at sænke risikoen for brand i containeren og dæmpe støvgener ved aflæsning. På nogle værker befugtes asken under transporten til containeren.

Tabel 3. På baggrund af svarene fra de deltagende værker kan nedenstående tabel opstilles.

Askesystem	Tør	Våd
Værker (antal)	43	21
Flis (tør ton)	200000	367000
Aske (tør ton)	4400	7700

Den samlede askeproduktion, som indgår i undersøgelsen, er 12.100 tons (tør aske). Den fremkommer ved afbrænding af 567.000 ton tør flis. Hvis resultaterne er repræsentative, hvilket vi mener, så kan askemængden ved afbrænding af 840.000 tons tør flis (samlet flisforbrug i undersøgelsen) beregnes til ca. 18.000 ton tør aske.

Den samlede estimerede mængde tør aske efter afbrænding af 1,8 mio. ton frisk flis (42 % vand), som er det estimerede totale flisforbrug i 2012, er 22.300 ton tør aske.



Billede: Kæder trækker skraberne, der bringer asken op af vandkaret i et vådt askesystem. (Simon Skov)

5) Askeprocenten

Den almindeligt anerkendte tommelfingerregel er, at flisafbrænding resulterer i ca. 1 procent aske beregnet som $[(\text{våd aske} / \text{frisk flis}) * 100]$. Stort set ingen værker kender vandprocenten i asken, når den køres fra værket. Oftest er kun den samlede vægt, der afleveres til deponi, kendt. Det er derfor vanskeligt at sammenregne befugtet aske fra værker med tørt askesystem og vådt aske fra værker med vådt askesystem.

Når askeprocenten beregnes på sædvanlig basis, dvs. baseret på frisk flis og fugtig aske (som angivet i ovenstående), fremkommer nedenstående resultater.

Tabel 4. Askeprocenten på hhv. tør- og vådudaskede flisfyrede værker. Beregnet på basis af frisk flis og fugtig aske.

Askesystem	Tør	Våd
Middel	1,1 %	1,6 %
Max	3,5 %	5,5 %
Min	0,3 %	0,6 %

Det er langt mere korrekt at regne med en askeprocent på tørstofbasis, hvor de varierende og ofte ukendte vandprocenter tages ud af beregningen. I øvrigt omhandler bioaskebekendtgørelsens mængdeangivelser altid tørstof. Vandindholdet er bare en ekstra omkostning i forhold til transport og deponi. Afbrænding af rent træ producerer 0,4-1,8 % aske (på tørstofbasis) afhængigt af træarten.

Forskellige størrelsesfraktioner af rødgranflis af hele træer har forskellige askeprocenter fra 11 % for fraktionen under 3 mm til 0,7 % for fraktionen over 16 mm. Den totale askeprocent ved rødgranflis af hele træer er 2,1 %. Alle tal er tørstofbaserede. (Callesen, Skov og Heding Recirkulering af aske i skov. SLrapport 7-2004)

I en undersøgelse af Morten Ingerslev og Simon Skov (Ingerslev et al. 2011) udført ved Ebeltoft Fjernvarmeværk blev samtlige massestrømme ind og ud fra værket i fire døgn, vejret. Røggassen indgik dog ikke i undersøgelsen. Her blev der til sammenligning dagligt brændt 19 ton tør skovflis fra hugst af fyrretræer og produceret 0,76 % tør aske (bund- og flyveaske samt røgvaskerslam-tørstof). Der kan således være en relativt stor variation på forskellige askeprocenter jf. tabel 4.



Billede: Ebeltoft Varmeværk, der har deltaget i flere undersøgelser. (Simon Skov)

Et af de alvorlige problemer ved at omregne askeproduktionen til tørstofbasis er, at kun relativt få værker kender vandprocenten i deres aske. I denne undersøgelse har data, fra de få værker der har opgivet en vandprocent på deres aske, dannet baggrund for et gennemsnit, der er benyttet til at estimere

andre værkers produktion af aske-tørstof. I de videre beregninger er der anvendt et gennemsnit for vandprocenten i vådudasket aske på 35 % og en vandprocent på 0 % i tørudasket aske. Selv om tørudasket aske oftest befugtes i containeren, er vandprocenten ofte under 5 %, og i denne sammenhæng sat til 0 %, hvorved askeproduktionen overestimeres en smule.

I det nedenstående er den gennemsnitlige fugtighedsprocent for de forskellige brændsler, der anvendes på hvert værk, brugt til at beregne det indfyrede tørstof.

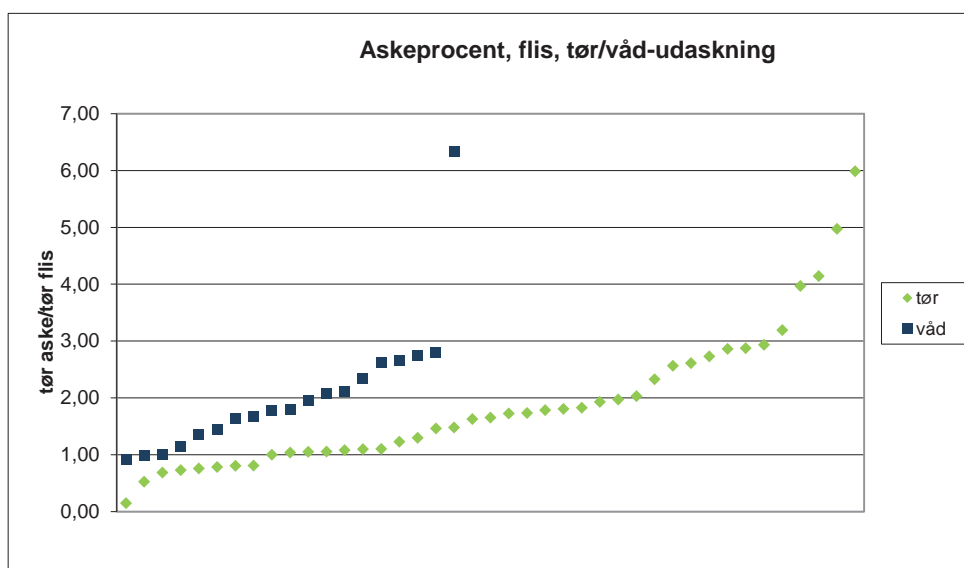
På tørstofbasis er de gennemsnitlige askeprocenter på hhv. flisfyrede, samfyrede med flis og piller samt pillefyrede anlæg vist her under. Svarene er delt i våd- og tørudaskede anlæg.

Tabel 5. Askeprocenten på tørstofbasis, tørt flis/tør aske. Opdelt på hhv. tør- og vådudaskede værker, fyret med hhv. flis, samfyret flis og piller og rene pillefyre.

Brændsel	Askesystem	
	Tør	Våd
Flis	1,92	2,17
Flis/Piller	1,62	2,16
Piller	0,77	0,92

Ud fra resultaterne i tabellen er det en ny ”tommelfingerregel”, at flisafbrænding giver 2 % aske på basis af tør flis og tør aske.

Nedenstående figur illustrerer spredningen i askeprocenten på værkerne. Det ses, at langt hovedparten af flisfyrede værker producerer mellem 1 og 3 % aske på tørstofbasis. Det må forventes, at askeprocenten varierer over året og afhænger af brændslet og lastprocenten.



Figur 1. Askeprocenten beregnet ud fra tørt flis og tør aske. Hvert mærke er indberetningen fra et værk. Grønne mærker er tørudaskede værker, mens blå mærker er vådudaskede værker.

Det afvigende blå mærke er et værk, der brænder træødder, og derfor må forventes at have en ualmindelig høj askeprocent pga. det medfølgende sand. De afvigende grønne mærker kendes der ingen forklaring på.

7) Omkostningen til transport og deponi

Omkostningerne er i lighed med alle andre spørgsmål om aske vanskelige at svare på. Det er bl.a. vanskeligt for de fleste at adskille udgifterne til transport og deponi. Da de fleste har oplyst udgifterne til transport og deponi som et samlet beløb, behandles de også her som en samlet udgift. Resultaterne skal læses med forbehold for undersøgelsens usikkerhed.

Undersøgelsen omfatter samlede udgifter til transport og deponi for i alt 23 mio. kr. pr. år. Nøgletallet i forhold til udgifterne til bortskaffelse af aske er prisen pr. ton.

Opgøres omkostningerne på baggrund af den våde aske fra våd-udaskede værker og den befugtede aske fra tør-udaskede værker, er gennemsnitsprisen 866 kr. pr. ton våd aske. I dette tal er både flis- og pilleaske indregnet. To værker afviger markant fra gennemsnittet med en betydelig lavere pris. Det drejer sig om to værker, der genanvender asken via flisleverandøren. Når disse to værker skilles ud, er den gennemsnitslige omkostning til deponi og transport på 890 kr. pr. ton.

En del af ovenstående udgift drejer sig om håndtering af vand. Da vand ikke indgår i doseringen af aske ved spredning, er beregningen af udgift pr. ton tør aske også interessant. Beregningen indeholder den fejl, at udgiften pr. ton til transporten af aske vil stige, når hvert læs er lettere. Denne faktor kan ikke beregnes med de oplyste tal. Når de våd-udaskede værkers aske omregnes til tør aske, hvilket er det relevante for spredning, stiger gennemsnitsprisen til 1350 kr. pr. ton for flisaske og 1440 kr. pr. ton for træpilleaske.

I forbindelse med spredning var det oplagt at afregne pr. tørstof, idet dosering i skove kun afhænger af tørstoffet og ikke af vandindholdet. Den relevante omkostning er derfor beregnet på tørstofbasis. Ved konkrete forhandlinger angående spredning i skov, må parterne derfor være omhyggelig med at regne med eller uden vand, og sammenligne med de relevante alternative løsninger og priser.



Billede: En fuld askecontainer tømmes under stort besvær, da asken var stivnet omkring sneglen. (Simon Skov)

Hærdning

Ordet ”hærdning” bruges om processen, der ændrer askens kemiske egenskaber. Hærdning indeholder flere processer herunder reaktion med vand (hydrolyse) og efterfølgende reaktion med luftens kuldioxid (carbonatisering).



Formålet med hærdning er at stabilisere asken og nedbringe askens pH-værdi. I Bioaskebekendtgørelsen stilles krav om hærdningsgraden inden spredning på skovjord. Hærdningen beskrives ved måling af ledningsevnen jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. Reglerne om ledningsevne anviser en maksimal dosering i skov afhængigt af ledningsevnen.

Table 6. Reglerne for maksimal dosering af aske ved forskellige niveauer af ledningsevne.

Indtil 2800 mS/m: maks. 3 tons tørstof/ha/10 år
2800-3200 mS/m: maks. 2 tons tørstof/ha/10 år
3200-3600 mS/m: maks. 1 tons tørstof/ha/10 år

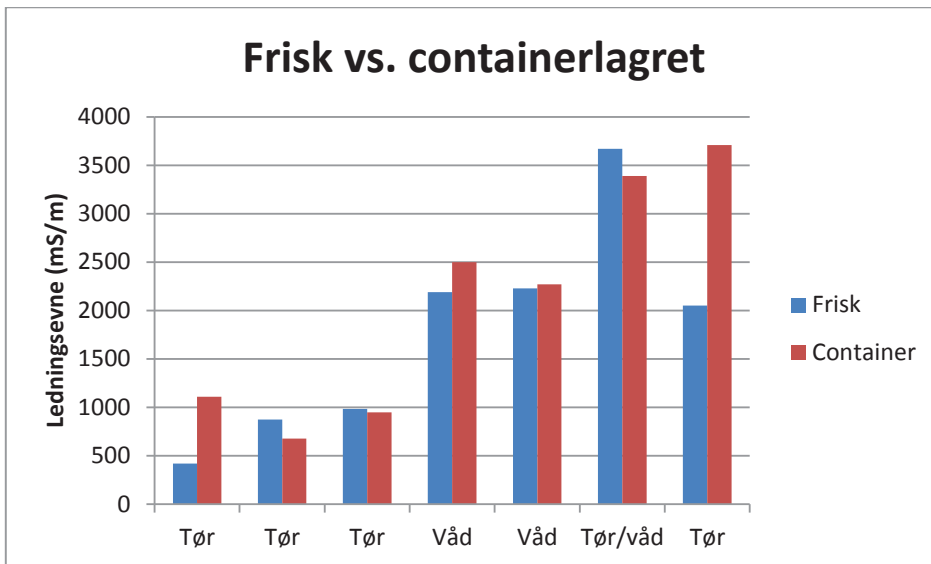
Analyserne i de følgende forsøg er udført på Århus Universitet, Institut for Folkesundhed, hvor de via et langt samarbejde med Skov & Landskab har stor erfaring med analyse af askers hærdning. Ledningsevneanalyserne laves efter forskrifterne i Bioaskebekendtgørelsens Metodeblad 1 Udvalgte asker er også er analyseret med den nye citronsyre-metode, der beskrives senere.

Der er udført en række forsøg med hærdning. Forsøgene præsenteres emneopdelt her under.

Frisk vs. containerlagret

Efter det blev konstateret, at en del asker har en ledningsevne under 2800 mS/m allerede i askecontaineren, blev det undersøgt, hvorvidt asken ændrer sig væsentligt, fra den bliver produceret, til den ligger i en fuld askecontainer eller asken produceres med lav ledningsevne. Spørgsmålet er vigtigt, da en eventuel hærdning i containeren er en meget stor fordel i forhold til anvendelsen af aske til gødskningsformål. Desuden er det vigtigt at undersøge variationen i ledningsevne fra forskellige værker.

Nedenstående figur viser resultaterne af parvise askeprøver. Udvalgte værker udtog dels en askeprøve, inden asken landede i containeren, dels en askeprøve der repræsenterede asken i hele containeren. Sidstnævnte bestod altså af aske, der har ligget mellem tre uger og få timer i containeren. Alle containere er forsynet med en vanddyse, der befugter asken. Værkerne deltager anonymt. Et værk har tørudaskning og har udtaget tør frisk aske, men har så meget vand i containeren, at det ikke bare kan kaldes en befugtning, men i stedet er et vandbad, der svarer til en vådudaskning. Derfor benævnes værket tør/våd.



Figur 2. På syv værker er der udtaget parvise askeprøver: én prøve direkte fra transportsystemet efter ovnen, og én prøve der repræsenterer den lagrede aske i askecontaineren

Asken fra de syv værker giver grundlag for at antage, at lagring i en askecontainer ikke påvirker askers ledningsevne i nævneværdig grad. Der er ikke en entydig tendens i de forskelle, der er målt mellem frisk og containerlagret aske.

Våd vs. tørudasket flisaske

De ubehandlede asker, som vi i tidens løb har analyseret for ledningsevne, giver mulighed for at sammenligne friske vådudaskede asker med friske tørudaskede asker. Alle asker er blandingsasker.

Tabel 7. Ledningsevnen blandt ubehandlede friske asker hhv. tør- og vådudaskede. Enheden for gennemsnittet (gns.), minimum (min) og maksimum (max) er milli-siemens pr. meter (mS/m). Antallet (n) er 14 for begge asketyper.

Askesystem	Tør	Våd
Gns. (mS/m)	2405	2409
Min (mS/m)	421	824
Max (mS/m)	4187	4250
n	14	14

Gennemsnittene af ledningsevnerne for hhv. de vådudaskede asker og de tørudaskede asker er statistisk set ens ($t = 0,011$ og $P = 0,9915$).

Fordelingen af måleresultaterne ses af følgende figur.



Figur 3. Ledningsevnen af hhv. tør- og vådudasket flisaske.

Analysen af de 28 asker tyder altså på, at der ikke er systematisk forskel på askers ledningsevne, afhængig af om de er produceret med hhv. tørt eller vådt askesystem.

Bund- vs. flyveaske

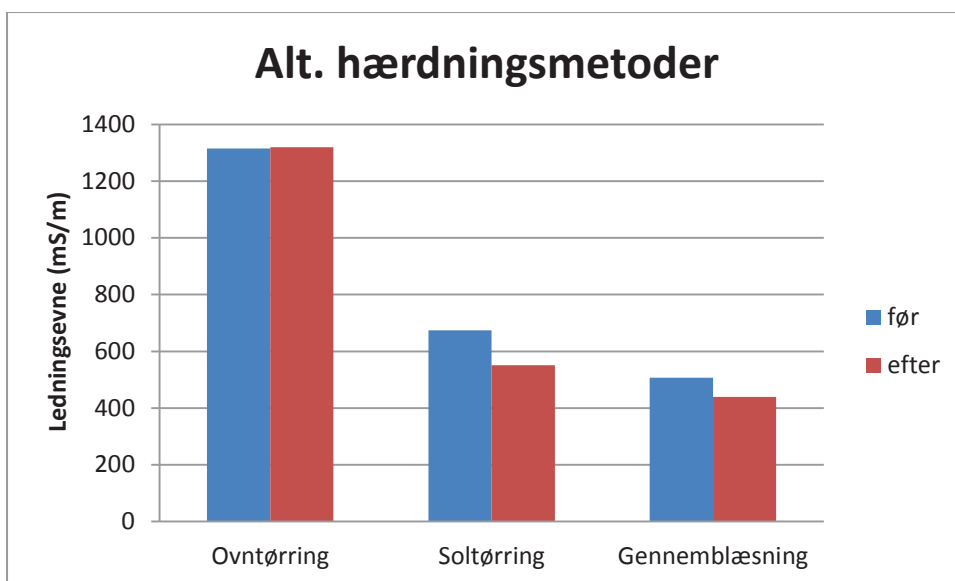
Der er ikke lavet systematisk indsamling af data til at belyse forskellen mellem flyve- og bundaske. Forskellen mellem flyve- og bundaske er varierende og afhænger blandt andet af, hvor meget primær-luft der bruges på anlægget. Langt de fleste værker producerer blandasker, hvilket anses for at være det mest realistiske produkt i forhold til genanvendelse.



Billede: Ebeltoft Varmeværk hjælper med udtag af flyveaske. (Simon Skov)

Aktiv hærkning

Det er en nærliggende tanke, at befugtning, tørring og beluftning kan foretages hurtigere ved hjælp af energiinput f.eks. i form af opvarmning, beluftning eller/og hyppig vending af askestakken. Der er udført pilotforsøg med tre forskellige asker, der blev behandlet med hhv. ovntørring, soltørring og gennemblæsning. Ovntørring foregik ved 105 °C i 24 timer fra 20 % til 0 % vandindhold. Soltørring skete en sommerdag, hvor asken blev spredt tyndt ud på en presenning i solen. På 5 timer blev asken tørret fra 20 til 3 % vandindhold. Gennemblæsning foregik i en kasse med finmasket net i bunden, hvorpå asken lå. En blæser over asken sugede luft gennem asken i 48 timer, hvorved asken tørrede fra 20 til 4 % vandindhold. Efter tørringen blev ”før”- og ”efter”-prøverne sendt til analyse. Resultaterne ses på nedenstående figur og viser, at der ikke er opnået reduceret ledningsevne ved aktiv hærkning.



Figur 4. Tre forskellige asker med et vandindhold på 20 procent blev tørret ved hhv. i ovn, ved sol og gennemblæsning. Askerne blev analyseret jf. Metodeblad 1.

Der blev ikke opnået nævneværdig reduktion af ledningsevnen i de tre forsøg. Alle tre forsøg viste sig at indeholde den uheldige omstændighed, at askerne havde en forholdsvis lav ledningsevne, allerede inden forsøgene blev gennemført, på trods af, at alle tre asker var friske. Der er risiko for, at det lave udgangspunkt har haft indflydelse på askernes evne til yderligere reduktion af ledningsevnen.

Storskala

Der er arbejdet i stor skala i en lade med ca. 100 ton aske, der er leveret fra to varmegærker. Langt hovedparten af asken er tørudasket blandingsaske fra det største værk, mens en mindre del er vådudasket blandingsaske fra det mindste værk. Det gennemsnitlige start-vandindhold i askerne var 20 %. Lagring og behandling er udviklet af og koordineret tidsmæssigt med projektet.

Den overordnede strategi er, at lagre asken under tag og et par gange hen over en sommer vende og vande asken. Denne håndtering skyldes, at asken skal bringes fra oxidform til carbonatform, hvilket kræver hydrolyse med vand og derefter carbonatisering med kuldioxid fra luften (se ovenstående formler).

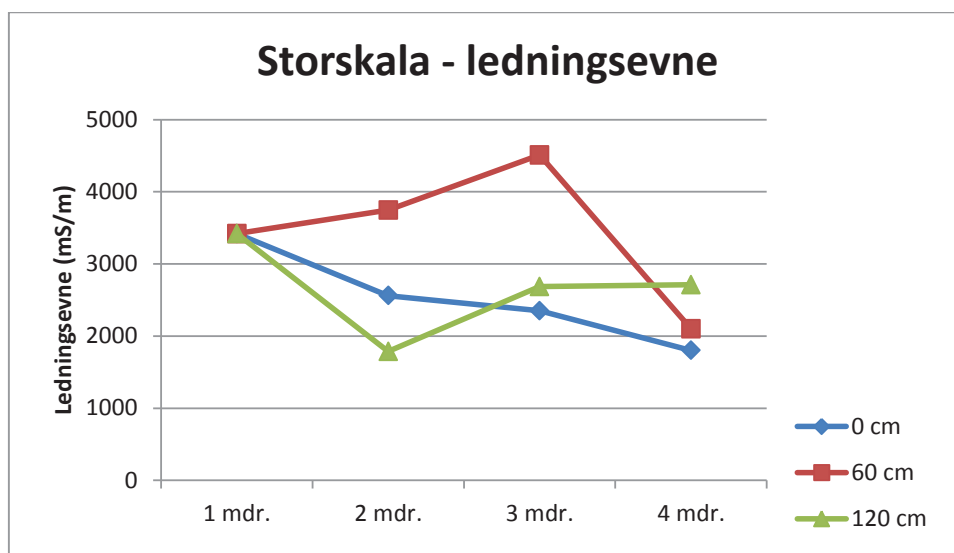
Denne metode til hærkning kendes fra Sverige, med den forskel, at svenskerne ikke opbevarer askerne under tag men i det fri. Ulempen ved at undvære tag er, at asken antageligt ikke hærder så godt i våde somre, hvor reaktionen med luftens kuldioxid kan hæmmes af for meget vand.



Billede: Her forsøges med hærkning under tag. (Simon skov)

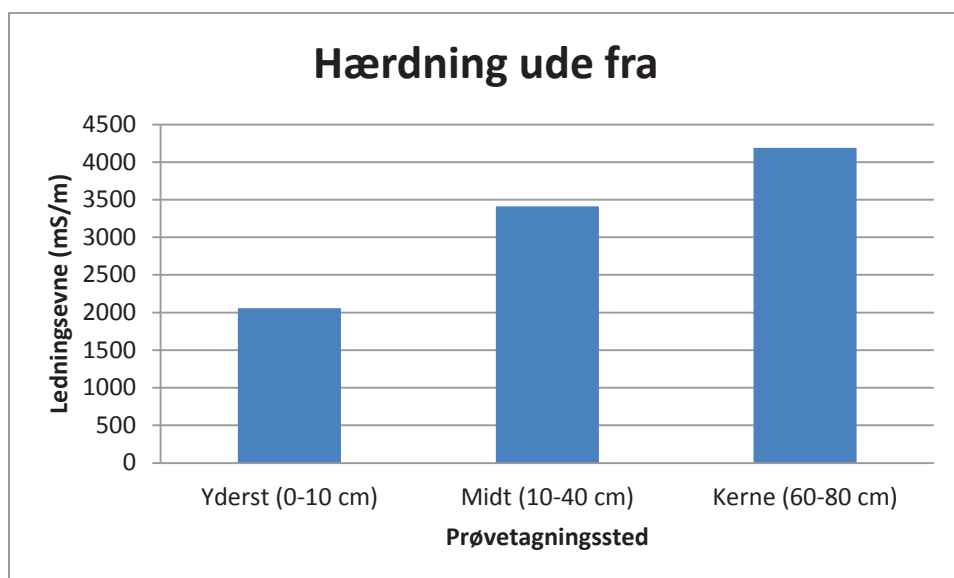
Praktisk foregik arbejdet ved at flytte aske med en gummiged, så asken blev vendt og blandet, mens en mand sprøjtede vand på asken. Målet for befugtningen var, at der tidligt i hærkningsforløbet skulle opnås en jordfugtig konsistens i asken. Vandingen betød også, at asken ikke støvede under arbejdet, hvilket er vigtigt for arbejdsmiljøet. Da vi forventede, at konsistensen var tilfredsstillende, ophørte vandingen, mens vandingen fortsatte. Carbonatiseringen kræver, at asken reagerer med kuldioxid enten fra luften eller vandet. Det forventes, at overdreven vanding i hærkningens sidste fase kan forsinke processen.

Første forsøg blev udført med ca. 100 ton aske i en hal. Målestrategien var, at følge asken med målinger hhv. i overfladen, 60 cm under overfladen og 120 cm under overfladen. Prøverne blev udtaget inden vendingerne. Hver prøve er en blanding af mindst 10 delprøver, der udtages forskellige steder og blandes grundigt sammen. Efter blanding halveres prøvestakken og blandes igen. Proceduren gentages til prøvestørrelsen er ca. en liter. Prøver fra dybere lag udtages ved at grave et hul i askestakken eller udtage prøverne i de ”vægge”, der fremkommer, når gummigeden graver asken væk. Det forventede resultat var, at det kunne vises, at hærkningen sker fra overfladen og aftager nedefter.



Figur 5. Hærtningsforsøg i storskala. Der indgår ca. 100 tons under tag. Prøvetagning i tre dybder. Vandning og vending sker månedligt. Forsøget etableres i juli 2010.

Der er naturligvis risiko for, at dybdeprøverne bliver forurenede med aske fra overliggende lag, og hele behandlingsstrategien med vandning og vending medfører, at lagene bliver blandet sammen ved hver behandling. Tidligere forsøg har vist, at hærtningen sker fra overfladen og aftager kraftigt med stigende dybde. Her vist resultater fra hærtning i en stak uden vending over 3 måneder. (Skov, S. og Ingerslev, M. 2011. Forbehandling og recirkulering af flisaske).



Figur 6. Hærtning uden vending.

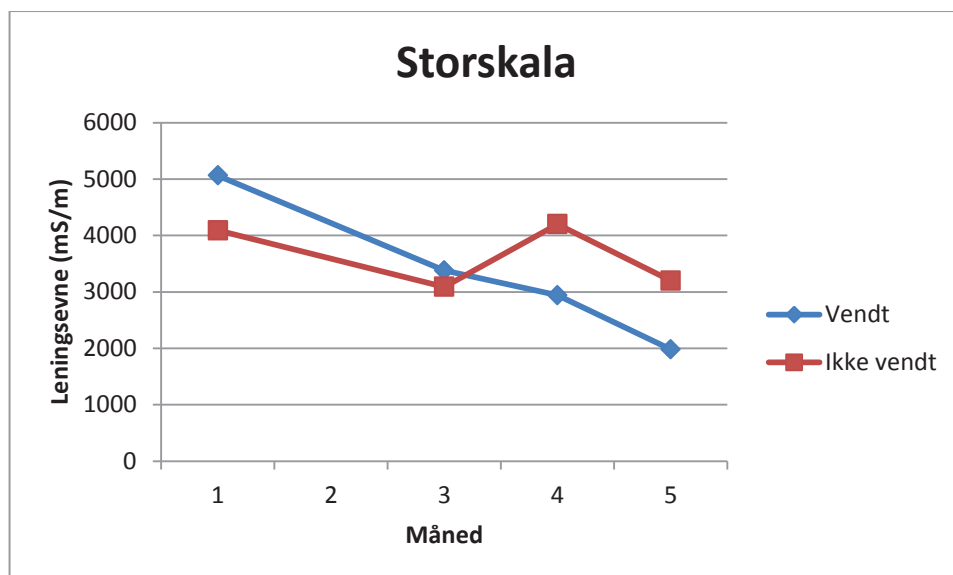
Prøverne i storskalaforsoget er udtaget inden vending, men naturligvis efter forrige vending. Det er muligt, at resultaterne er pavirket af en ikke helt komplet opblanding af lagene. Der ses spor af denne effekt i den afsluttende

prøve, hvor ledningsevnen er marginalt højest i 120 cm, middel i 60 cm og lavest i overfladen.

Resultatet forventes også at være påvirket af salt-udfældning. Udfældet salt ses som hvide krystaller i bånd hen over en tværprofil. Det er formodentlig saltudfældninger, der er årsagen til den høje ledningsevne i 60 cm dybde. Det overordnede resultat er, at asken i løbet af fire måneder ved vanding og vending får reduceret ledningsevnen ned under de 2800 mS/m, der er grænsen for højeste dosering i skov.

Ved et efterfølgende forsøg skete en kraftig selvopvarmning efter første vanding/vending. Varmen er ikke opstået som følge af ulmende gløder fra varmeværket, men fra en exothermisk kemisk proces i asken. Varmen var ikke jævnt fordelt i asken, men koncentreret i lommer. Det er uvist, hvorfor netop denne aske udviklede varme, mens andre asker ikke udvikler varme, eller i hvert fald ikke udvikler varme i en grad, så det opleves i praksis. En forklarings-hypotese kunne være, at lommerne var af helt tør aske, der ved tilførsel af vand, kan blive opvarmet af den energi, der udvikles, når saltene går i opløsning.

Inden vendingerne udtog vi repræsentative prøver, ved at udtage 10 delprøver der blev blandet grundigt og reduceret til den endelige prøvestørrelse på ca. en liter. Til sammenligning blev der udtaget prøver fra en askestak, der hverken blev vendt eller vandet. Hærdningsgraden (ledningsevnen) blev bestemt jf. Bioaskebekendtgørelsens metodeblad 1.



Figur 7. Her vises ledningsevnen fra asken leveret fra varmeværket i måned 1 (august 2011) og fem måneder frem. Der indgår en portion på ca. 100 tons, der vandes og vendes efter hver prøvetagning. En portion på ca. 1 ton, der ikke vandes/vendes, tjener som reference.

Måleresultaterne viser, at asken med høj ledningsevne hærder i løbet af 5 måneder med to vendinger/vandinger. Ledningsevnen nedbringes fra ca. 5000 mS/m til 2000 mS/m, hvilket vil sige fra et ikke-spredbart niveau til under de 2800 mS/m, der er grænsen for spredning med maksimal dosering i skov. Hærdningen er sket med to vendinger og to vandinger.

Sammenlignes de to asker bemærker man, at reference-stakken som udgangspunkt har ca. 1000 mS/m lavere ledningsevne. Dette skyldes, at den lille referencestak er en tilfældig delmængde af hele askemængden, men den er ikke en sum af delprøver. Den er bare den ene ende af den samlede leverance, som er friholdt for vending og vanding. Der må altså forventes en mindre forskel mellem referencestakken og resten af asken. Desuden bidrager både prøvetagning og analyse med en usikkerhedsfaktor. Fra oktober og frem viser der sig en tydelig forskel mellem den vendte/vandede aske og referencen. Forskellen formodes at hænge sammen med vendingerne og vandingerne.

Storskalaforsøget tyder på, at opbevaring under tag kombineret med vending og vanding to gange i perioden fra august til december, resulterer i en hærkning, der bringer askens ledningsevne under 2800 mS/M, der er et af kravene for at måtte sprede 3 ton/ha.

Baljeforsøg

Der er udført baljeforsøg over flere omgange med forskellige asker og forskellige variationer af tid, vending og vand. Forsøgsrammerne er fyldte 90 liters murerbaljer, der står ved udetemperatur under tag. Prøvetagningen er gjort omhyggeligt ved at vende hele baljens indhold ud på gulvet, blande asken grundigt sammen mens asken løbende skovles op i baljen igen, indtil der er ca. 10 liter på gulvet. De 10 liter blandes sammen, og klumperne knuses. Prøven blandes og reduceres til ca. 1 liter, der afleveres til analyse.



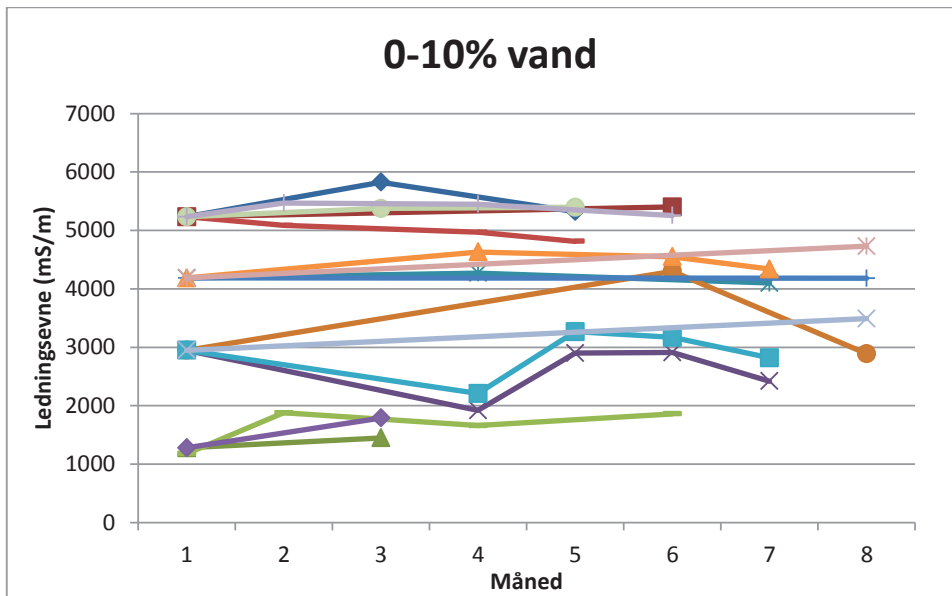
Billede: Talrige kombinationer af aske, vand og vending afprøves i 90 liter baljer. (Simon Skov)

Tabel 8. Oversigt over hærtningsforsøg i baljer. Vandprocenten ved start, vendingstidspunkter og hærtningsens varighed er markeret med X. Der udtages prøver til analyse ved start og hver vending. Der indgår forsøg fra 2010 og 2011 i skemaet.

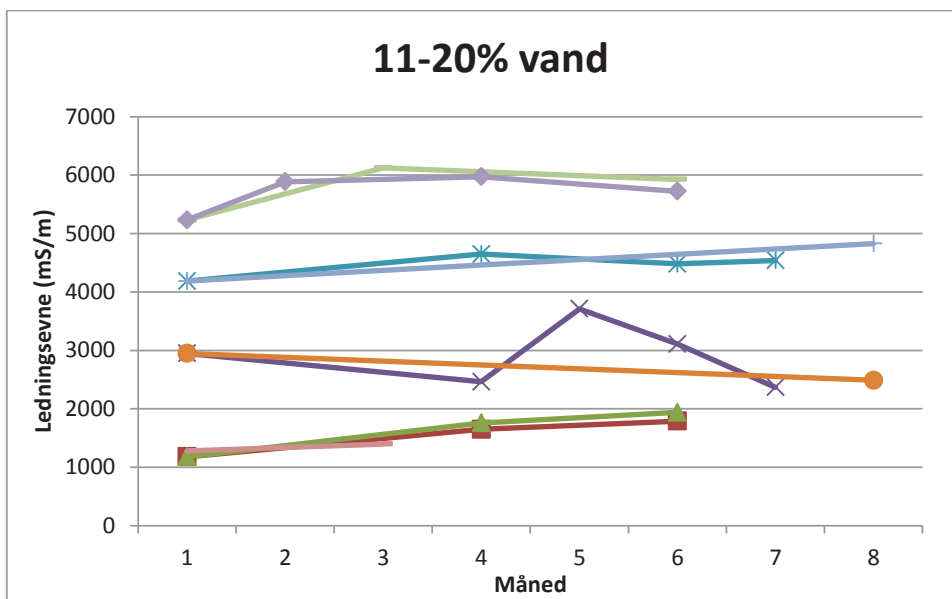
Værk	Vandprocent	Marts	April	Maj	Juni	Juli	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dec.	Jan.
Værk 1	5 %				X			X	X	X	X	
Værk 1	5 %				X					X		X
Værk 1	10 %				X			X	X	X	X	
Værk 1	10 %				X							X
Værk 1	15 %				X			X	X	X	X	
Værk 1	15 %				X							X
Værk 2	5 %				X			X			X	
Værk 2	5 %				X							X
Værk 2	10 %				X			X		X	X	
Værk 2	10 %				X							X
Værk 2	15 %				X			X		X	X	
Værk 2	15 %				X							X
Værk 3	50 %				X							
Værk 3	50 %				X					X	X	
Værk 3	50 %				X					X	X	
Værk 3	50 %				X					X		X
Værk 3	50 %				X					X		
Værk 4	5 %				X		X					
Værk 4	9 %	X	X		X		X					
Værk 4	9 %				X		X					
Værk 4	11 %	X			X		X					
Værk 4	11 %	X			X		X					
Værk 4	18 %				X		X					
Værk 5	65 %	X	X		X		X	X				
Værk 5	65 %	X	X		X		X	X				
Værk 5	65 %	X						X				
Værk 6	5 %						X		X		X	
Værk 6	5 %						X	X		X	X	
Værk 6	10 %						X		X		X	
Værk 6	10 %						X	X		X		X
Værk 6	20 %						X		X			X
Værk 6	20 %						X	X		X		X
Værk 6	0 %						X					X

Hærtningen af aske forventes at forløbe ved en kombination af vanding og vending. Derfor er parametrene vandprocent og vendingshyppighed centrale i undersøgelserne. Som det ses i ovenstående tabel, indgår der aske fra 6 forskellige værker. Alle resultater indgår i nedenstående figurer.

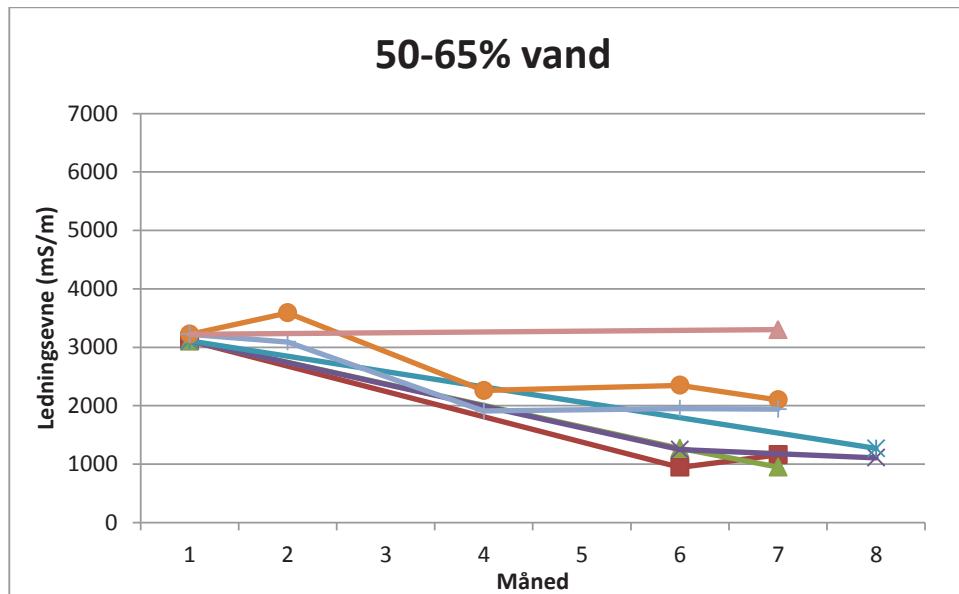
Nedenstående figurer repræsenterer alle hærtningsforsøg opdelt efter vandprocenten i tre intervaller.



Figur 8. Askehærdningsforsøgene med en vandprocent på 0-10 % som udgangspunkt. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" angiver forsøgs måneden.



Figur 9. Askehærdningsforsøgene med en vandprocent på 11-20 % som udgangspunkt. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" angiver forsøgs måneden.



Figur 10. Askehærdningsforsøgene med en vandprocent på 50-65 % som udgangspunkt. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" angiver forsøgs måneden.

De tre ovenstående figurer, der viser hver sin andel af hærdningsforsøgene sorteret efter vandprocenten i begyndelsen af forsøgsperioden, giver et overblik over udviklingen i ledningsevne. Forskellige ledningsevner i 1. måned skyldes, at der indgår forskellige asker i datagrundlaget. Vandprocentens betydning kan evalueres ved at sammenligne kurveforløbene i de tre figurer. De første to figurer viser omtrent vandrette linjer, hvilket betyder, at askens ledningsevne, i løbet af forsøgsperioden, ikke er reduceret, og asken ikke hærdet. Resultatet viser altså, at en vandprocent på 0-10 og 11-20 ikke er tilstrækkelig til, at hærdningen sker. På den tredje figur med en udgangsfugtighed på 50-65 % ses generelt et fald i ledningsevne i løbet af forsøgsperioden. Det ser altså ud til, at der skal mere vand til at reducere ledningsevnen end først antaget.

Statistisk set kan der beregnes tre talrækker, der består af differencen mellem ledningsevnen ved start og slut af forsøget. Disse talrækker kan testes for statistiske forskelle.

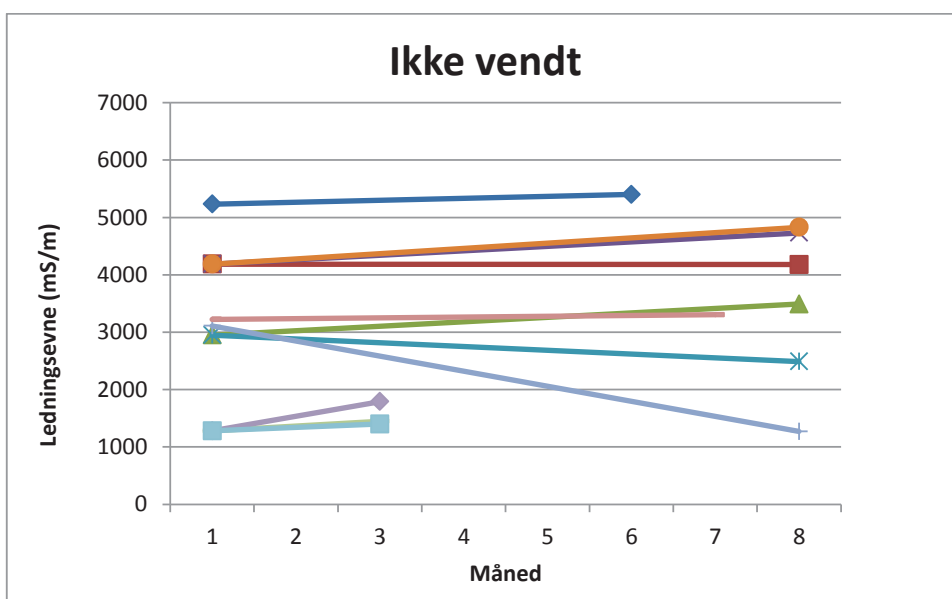
Tabel 9. "Gr." er en gruppering, der svarer til figur 8-10. "Fugt" er vandprocenten ved forsøgets begyndelse. "Gns." er den gennemsnitlige udvikling i ledningsevne (mS/m) fra forsøgets start til slut. Positive tal betyder, at ledningsevnen er steget, mens negative tal betyder, at ledningsevnen er reduceret. "n" er antallet af forsøg i hver gruppe. "Stat. gr." angiver, om der er statistiske forskelle mellem grupperne. Ens grupper er markeret med ens bogstav.

Gr.	Fugt (%)	Gns.	n	Stat. gr.
1	0-10	113	16	a
2	11-20	314	9	a
3	50-65	-1468	7	b

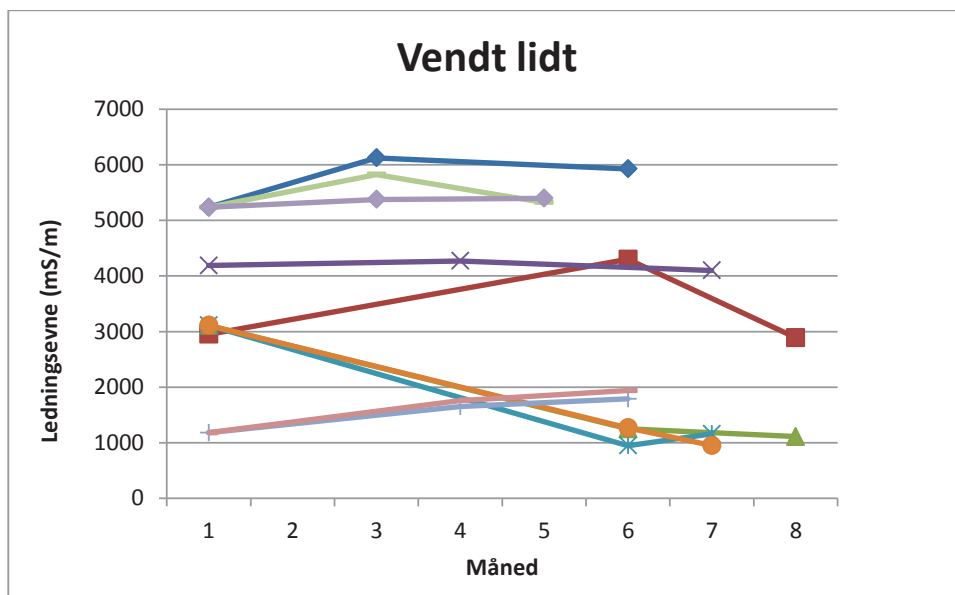
Det ses, at gruppe tre med højest fugtighed i gennemsnit har reduceret ledningsevnen med knap 1500 mS/m, hvilket er statistisk anderledes end gruppe 1 og 2, der har haft stort set uændret ledningsevne.

Konklusionen er altså, at der ikke foregår en hærkning, hvis vandprocenten er under 20, mens der sker en hærkning, når vandprocenten er mellem 50 og 65.

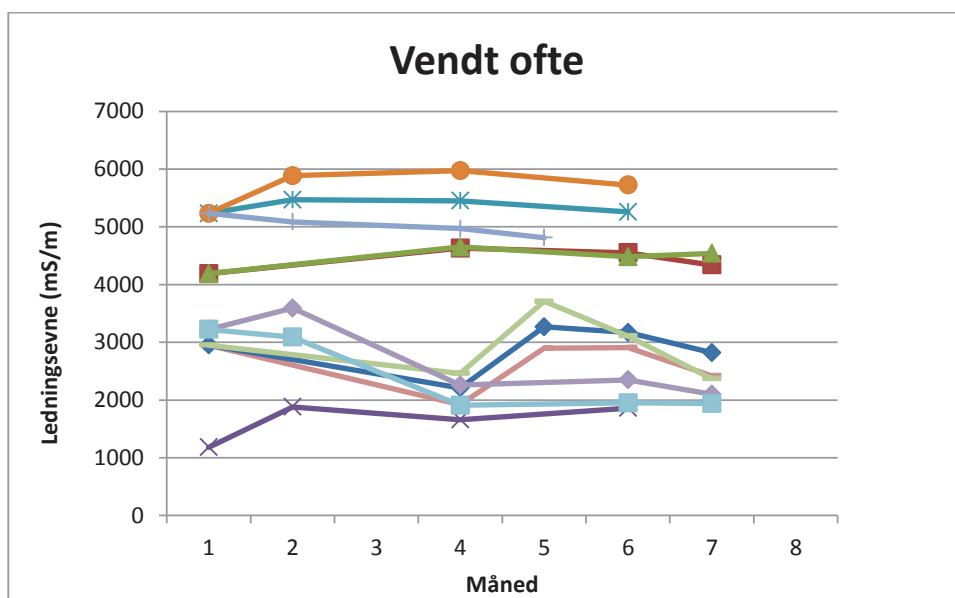
I forsøgsrækken indgår et varierende antal af vendinger. I lighed med vandprocenten kan data sorteres på baggrund af vendingshyppigheden. Hyppigheden er beregnet som antallet af vendinger divideret med antallet af måneder, som forsøget har forløbet. Opdelingen giver tre grupper, der er vendt hhv. 0, 1 og 2 eller 3 gange i løbet af hærkningsforsøget, der typisk varer 6-9 måneder.



Figur 11. Asker der ikke er vendt i løbet af hærkningsforsøget. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" er forsøgsmåned.



Figur 12. Asker der er vendt én gang i løbet af hærtningsforsøget. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" er forsøgsmåned.



Figur 13. Asker der er vendt 2-3 gange i løbet af hærtningsforsøget. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" er forsøgsmåned.

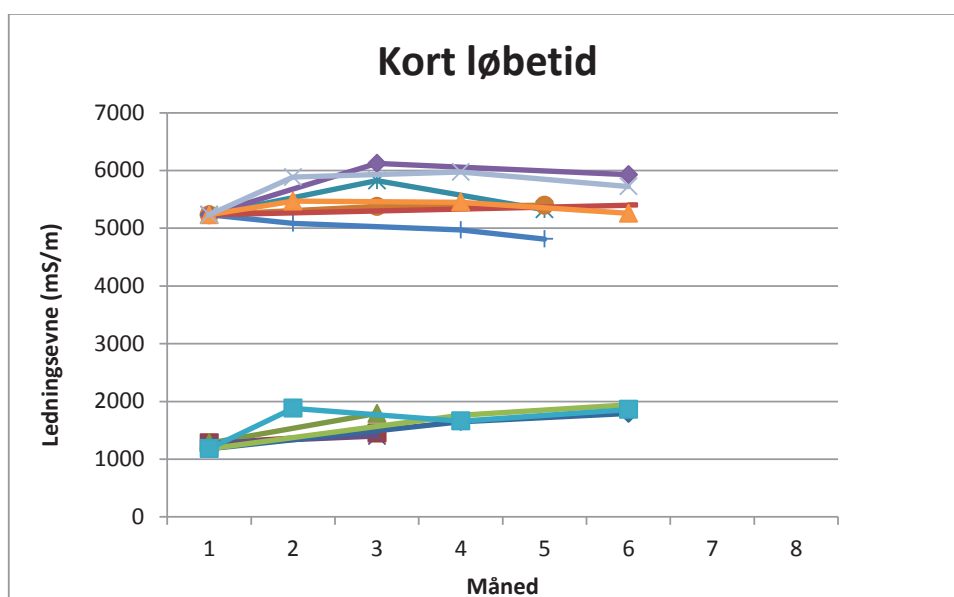
En visuel sammenligning af de tre figurer giver det indtryk, at kurverne generelt er vandrette og omtrent ens på de tre figurer. Nedenstående tabel viser de statistiske data.

Tabel 10. "Gr." svarer til figur 11-13. "Vendinger" er antallet af vendinger i løbet af hærtningsforsøget. "Gns." er den gennemsnitlige udvikling i ledningsevne (mS/m) fra forsøgets start til slut. Positive tal betyder, at ledningsevnen er steget, mens negative tal betyder, at ledningsevnen er reduceret. "n" er antallet af forsøg i hver gruppe. "Stat. gr." markerer signifikant forskellige grupper med forskellige bogstaver.

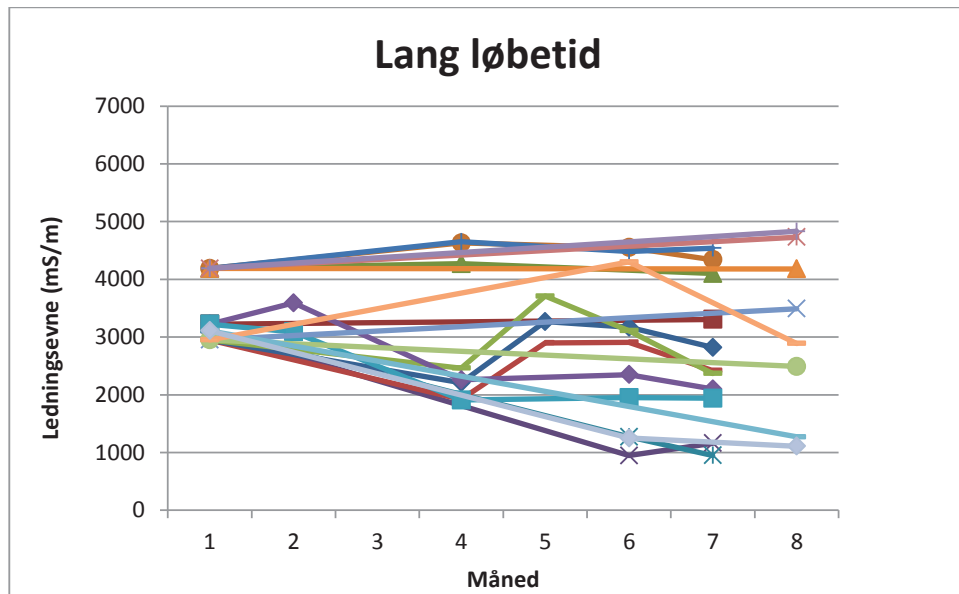
Gr.	Vendinger	Gns.	n	Stat. gr.
1	0	43	11	a
2	1	-395	10	a
3	2-3	-215	11	a

Resultaterne viser, at der er tendens til en uændret ledningsevne, hvis der ikke foretages vendinger (gr. 1), mens der i gennemsnit sker en mindre reduktion ved 1-flere vendinger (gr. 2 og 3). Tendensen er dog ikke så sikker, at der er signifikant forskel på grupperne.

Selve tiden forventes at være en vigtig faktor i hærtningen. I hærtningsforsøgene indgår tre forsøg, der kun løb i tre måneder, ellers løb forsøgene i seks til ni måneder. Da spændet er forholdsvist begrænset, sorteres forsøgene efter løbetid og deles i to grupper hhv. 3-6 måneder og 7-8 måneder.



Figur 14. Askehærtningsforsøgene med en løbetid på 3-7 måneder. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" angiver forsøgs måneden.



Figur 15. Askehærdningsforsøgene med en løbetid på 7-8 måneder. "Ledningsevnen" er målt jf. Metodeblad 1 i Bioaskebekendtgørelsen. "Måned" angiver forsøgs måneden.

Det visuelle indtryk af de to ovenstående figurer er, at kurverne på figur 14 med kort løbetid er omtrent vandrette, mens kurverne på figur 15 med lang løbetid er vandrette til let faldene.

Tabel 11. "Gr." svarer til figur 14-15. "Løbetid" er antallet af måneder, som hærdningsforsøgene løb i. "Gns." er den gennemsnitlige udvikling i ledningsevne (mS/m) fra forsøgets start til slut. Positive tal betyder, at ledningsevnen er steget, mens negative tal betyder at ledningsevnen er reduceret. "n" er antallet af forsøg i hver gruppe. "Stat. gr." markerer signifikant forskellige grupper med forskellige bogstaver.

Gr.	Løbetid	Gns.	n	Stat. gr.
1	3-6	312	13	a
2	7-9	-520	19	a

Der er ikke statistisk forskel på resultaterne af korte og lange hærdningsforløb. Der er tendens til uændret ledningsevne blandt de korte forsøg, mens der er tendens til reduceret ledningsevne blandt de lange forsøg.

Hærdningen af aske i baljer har vist sig at være mere komplekst end blot kombinationen af tid, vanding og vending. Resultaterne viser ikke den forventede reduktion af ledningsevne, som er den gængse måde at måle hærdning på. Det eneste signifikante resultat er, at startfugtigheder på under 20 % vand ikke fører til mindsket ledningsevne. Kun asker med 50-65 % vand får reduceret ledningsevnen ved beluftning. Vi har ikke tilsvarende viden om asker med startfugtighed mellem 20 og 50 %.

Der er tendens til, at askerne, der ikke blev vendt, heller ikke opnåede reduktion af ledningsevnen. Hvorimod asker, der blev vendt mindst én gang i løbet af en sommer, tilsyneladende opnåede reduceret ledningsevne, hvilket dog ikke er et statistisk sikkert resultat.

Baljeforsøgene giver et mere broget resultat end storskalaforsøgene, der alle sammen viser en reduktion i ledningsevne fra over til under grænseværdien på 2800 mS/m. De tre storskalaforsøg indikerer altså, at vanding og vending i praksis har den ønskede effekt. Vandindholdet fra starten i storskalaforsøgene er 20%, hvilket iflg. baljeforsøgene er for lidt til, at hærdningen forløber effektivt. Det tilførte vand i forbindelse med vendingerne, kan være forklaringen på, at hærdningen på trods af det lave start-vandindhold forløber tilfredsstillende.

Citronsyretest

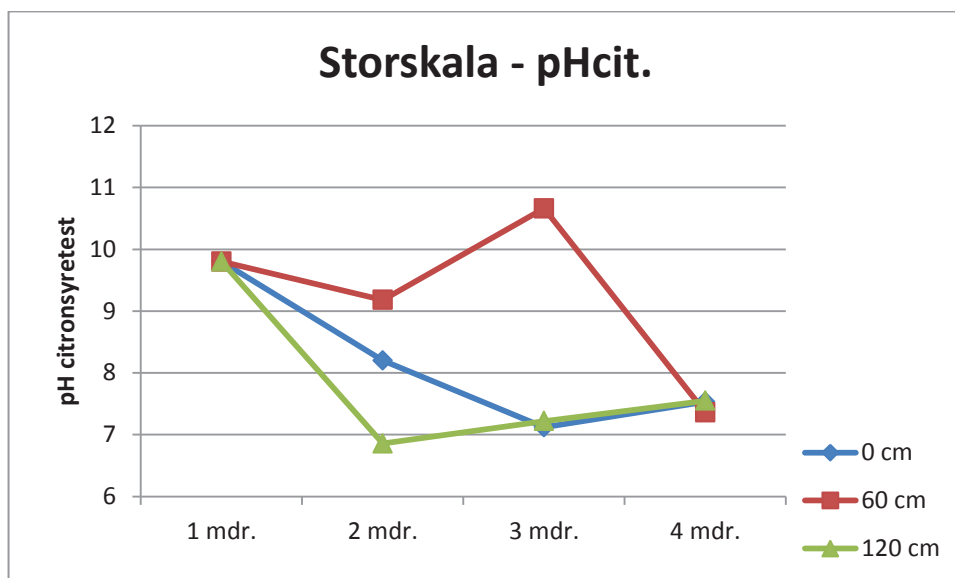
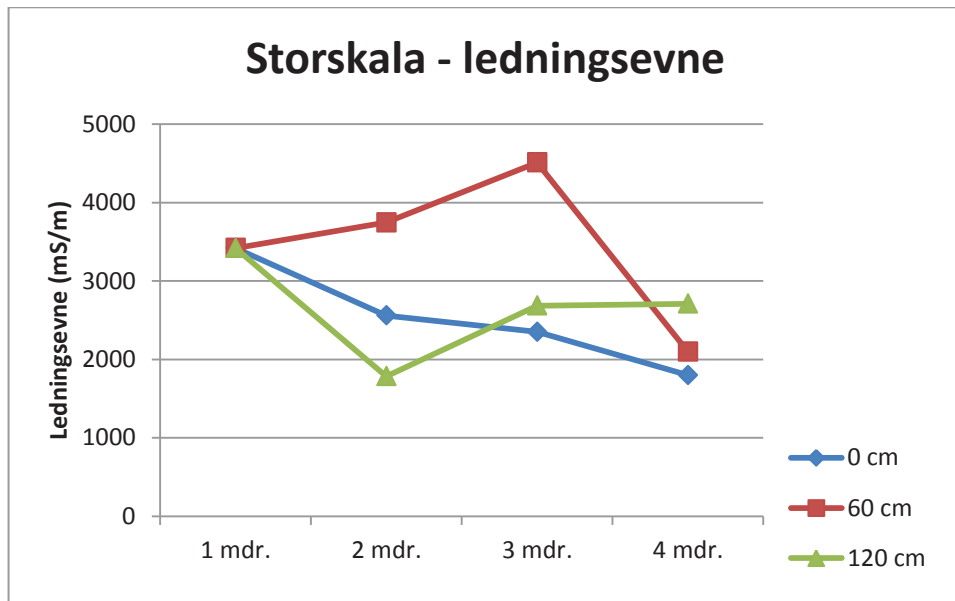
Når resultater og forventninger til hærdningsforsøgene stemmer dårligt overens, kunne det hænge sammen med, at ledningsevnen muligvis er en dårlig indikator for hærdningen. Ledningsevnen påvirkes hovedsageligt af materialets ion-indhold.

Salte er sammensat af ioner (positivt ladede kationer og negativt ladede anioner) som kan opløses i vand. En af de anioner, som asken indeholder og som indgår i hærdningsprocesserne, er hydroxid-ionen, der er afgørende for pH i aske-vandblandingen. Er indholdet af hydroxid-ioner højt, så er asken meget basisk (alkalisk). Alkaliniteten reduceres ved carbonatisering.

Når man måler ledningsevnen i aske-vandblandingen får man et mål for blandingens samlede indhold af ioner, hvoraf nogle er hydroxid-ioner. Men ledningsevnen siger ikke noget direkte om blandingens pH, som spiller en væsentlig rolle for, hvordan asken påvirker økosystemets organismer, herunder først og fremmest mosser, laver og jordlevende mikroorganismer. Ledningsevnen er således et resultat af to kemiske faktorer: pH og andre salte. Dette forhold er sandsynligvis forklaringen på, at sammenhængen mellem behandlingen af asken og askens ledningsevne kun nogle gange, men ikke altid, er god.

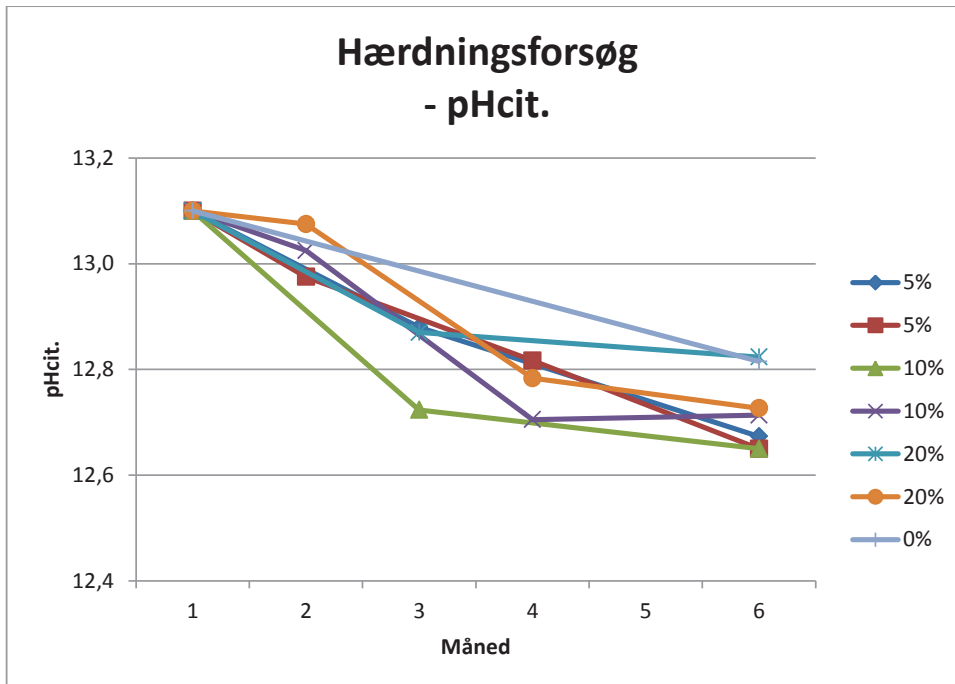
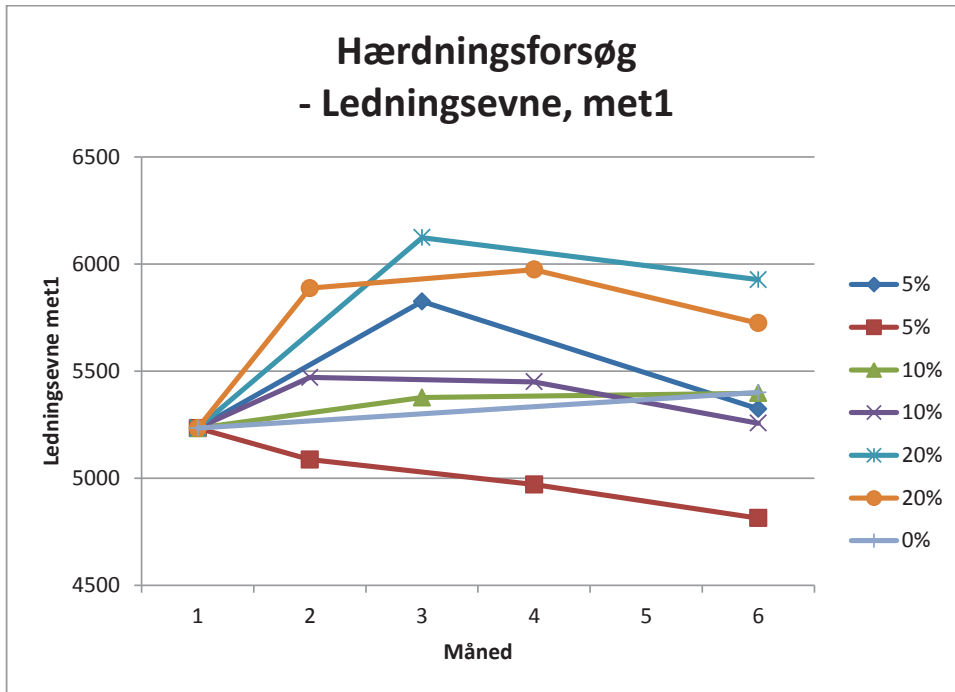
Det er nærliggende at afprøve alternative analysemetoder til at beskrive hærdningen og askens alkalinitet. Vi har valgt at afprøve en metode, der bygger på askens evne til at bufre citronsyre. Efter blanding af aske og citronsyre måles pH i opløsningen. Jo flere ikke-carbonatiserede hydroxid-ioner eller metaloxider, der findes i asken, jo højere bliver pH. Af økonomiske årsager er der et begrænset antal askeprøver, der både er analyseret for ledningsevne jf. Metodeblad 1 og den nye citronsyremetode. Antallet af parallelanalyser er 100.

I det følgende præsenteres først to hærdningsforsøg, der både er beskrevet med ledningsevne og citronsyretest (pHcit). Derefter vises en opgørelse over alle asker, som er analyseret med begge metoder.



Figur 16. Øverste (Storskala – ledningsevne) figur er tidligere vist som figur 5, men vises her som sammenligningsgrundlag for nederste figur (Storskala – pHcit.). De to figurer viser samme hærtningsforløb. Askeprøverne er både analyseret for ledningsevne og med citronsyretesten.

Ved at sammenligne de to målemetoder ses det, at det generelle forløb er det samme. Mens ledningsevnen reduceres fra ca. 3400 til ca. 2000 mS/m, så reduceres pHcit. fra ca. 10 til ca. 7,5. Tolkningen af figurerne er, at de to hærtningsstests virker parallelt. Nedenstående sammenligning modsiger dog denne tolkning.



Figur 17. Øverste figur (Hærdningsforsøg – ledningsevne) er tidligere vist som figur 8 og 9, men vises her som sammenligningsgrundlag for nederste figur (Hærdningsforsøg – pHcit.).

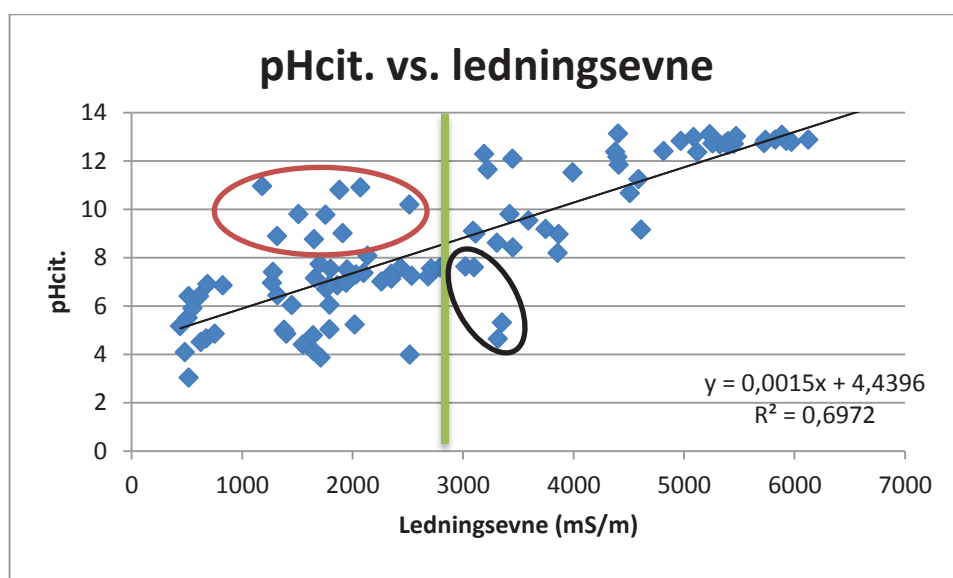
De to ovenstående figurer viser samme hærdningsforløb mht. hærdningsperioden og prøveudtagninger. Askeprøverne er både analyseret for ledningsevne og med citronsyretesten.

Ved sammenligning af de to figurer ses det, at ledningsevnen i de forskellige forsøgsasker enten stiger eller falder marginalt, mens pHcit. i alle tilfælde falder. Det kunne pege på, at carbonatiseringen ikke fører til lavere ledningsevne, men er konsekvent (svagt) udslagsgivende på pHcit.

Faldet er stort set ens i alle asker, men pH-reduktionen er forholdsvis begrænset (fra 13,1 til mellem 12,6 og 12,8). Resultaterne tyder på, at de to analysemetoder bliver påvirket forskelligt i de 7 hærdsningsituationer. Der sker således en kemisk hærdsning, der ikke reducerer ledningsevnen, men kun bufferevnen (pHcit.).

En forklaring på forløbet kunne være, at askernes start-fugtighed fra 0 til 20 % er utilstrækkelig til en god hærdsning. På pHcit.-kurverne ses den første del af hærdsningen, mens ledningsevnen ikke ændres. Det er uvist om yderligere vanding eller længere tid kunne medføre yderligere reduktion af pHcit.

Med udgangspunkt i ledningsevnen og med fokus på de 2800 mS/m, der er grænseværdien for den maksimale dosering i skov, kan alle asker, der er analyseret for både ledningsevne og pHcit. opdeles i grupper, der ligger hhv. over eller under grænseværdien.



Figur 18. pH efter citronsyretesten vs. ledningsevnen efter Metodeblad 1. Den grønne lodrette streg markerer 2800 mS/m, der er grænseværdien for højeste dosering i skov. Den røde ring indeholder de måleresultater, der har en ledningsevne under 2800 mS/m, men en pHcit. over 8. Den sorte ring indeholder de måleresultater, der har en ledningsevne over 2800 mS/m, men en pHcit. under 8. Linær regressionslinie (sort) samt formel og R2 er indsat.

Figuren viser de 100 asker, der er analyseret for både ledningsevne og pHcit. Det viser sig, at der er en forholdsvis god korrelation mellem pHcit. og ledningsevnen ($R^2=0,697$). Det fortæller os, at for mange asker er hærdsningen beskrevet ved ledningsevnen. Vores egne hærdsningsforsøg viser dog, at der er undtagelser. Der er uvist, om det på forhånd kan afgøres, hvordan askerne reagerer på hærdsningen.

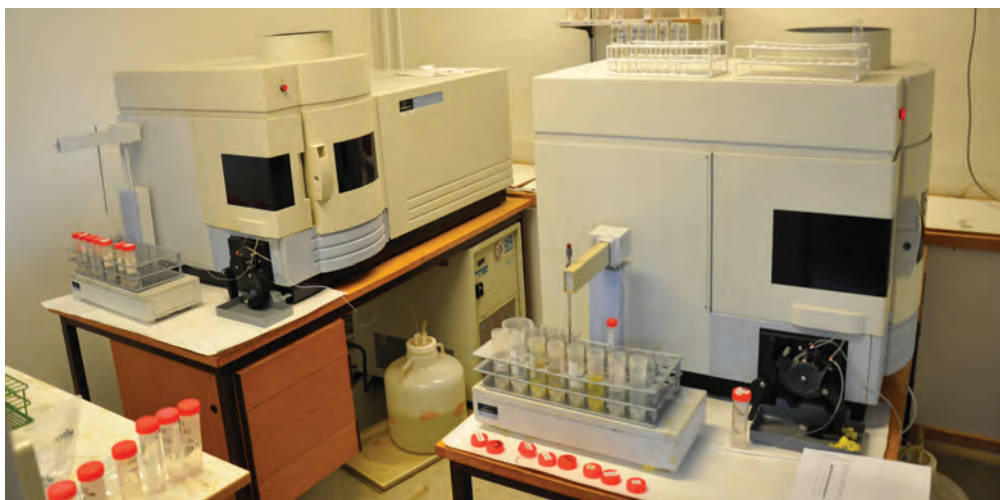
Opdeles data hhv. under og over 2800 mS/m fremkommer to delmængder. Der er 55 asker under og 45 asker over 2800 mS/m. Af de 55 asker med laveste ledningsevne, har 9 en pHcit. over 8. Af disse 8 er de 5 fra samme hærtningsforsøg og udtaget samtidigt på samme værk. Det er derfor mest reelt at regne med 4 asker i den afvigende gruppe. Af de 45 asker med ledningsevne over 2800 mS/m, er der 4 asker med en pH under 8. Af de 4 er de to mest afvigende to analyser af samme pelleterede aske. Der er altså tilsammen 13 askeanalyser og 7 forskellige asker ud af 100, der afviger fra den korrelation, at 2800 mS/m svarer til pHcit. 8.

Hvis man anvender ledningsevnen under 2800 mS/m som afskæringsværdi i forhold til spredning af aske, så er der i denne pulje på 100 analyser i værste fald godkendt spredning af asker med en pHcit. på op til 10,95, hvilket er en ganske kraftig base. Hvis man i stedet anvendte pHcit. 8 som grænseværdi, er der ud af de 100 asker kun fire eksempler på asker med en ledningsevne over 2800mS/m, hvoraf de mest afvigende er to askepillen med en ledningsevne på hhv. 3313 og 3353 mS/m.

Det er formodentlig langt værre at overskride pHcit.-grænsen fra 8 til 10 end ledningsevnegrænsen fra 2800 mS/m til 3353 mS/m. Vær opmærksom på, at pHcit. = 10 er pH efter tilsætning af citronsyre. pH værdien i en aske-vand-blanding (uden citronsyre) er altså endnu mere basisk.

De 100 dobbeltanalyserede asker giver basis for at anbefale, at ledningsevнемåling til vurdering af hærtningsgraden suppleres med eller erstattes af en pH-måling efter tilsætning af med citronsyre.

Forfatterne til denne rapport har udført forsøg med askers biologiske effekt på mosser i skovbunden. Der indgik desværre ikke pHcit.-måling i analysen af askerne. Der viste sig en god overensstemmelse mellem askernes ledningsevne og skaderne på mosserne. Der bør udføres lignende forsøg til afdækning af sammenhængen mellem pHcit. og de biologiske konsekvenser ved spredning.



Billede: Indholdsanalyserne laves på Analytechs laboratorium i Nørresundby. (Simon Skov)

Miljø, Æstetik

Formålet med denne lille arbejdsmappe er, via fotos, at give et indtryk af askespredning ud fra et miljø-æstetisk perspektiv. På hjemmesiden www.bioaske.dk findes billeder af skov efter spredning af aske. Nedenstående fotos giver ligeledes et indtryk.



Billede: Skovbunden bliver sort efter spredning af 3 tons aske pr ha. Efter kort tid og regn ses asken ikke. (Simon Skov)



Billede: Pelleteret aske ses ikke så tydeligt i skovbunden. Askepillerne er vanskelige at fremstille. (Simon Skov)

Spredning

Arbejdet med spredning er betalt af NSTs ordning for praksisnære forsøg. Arbejdet fortsætter til og med 2013, så herunder præsenteres resultaterne kun i kort form. Senere udarbejdes en rapport om emnet.

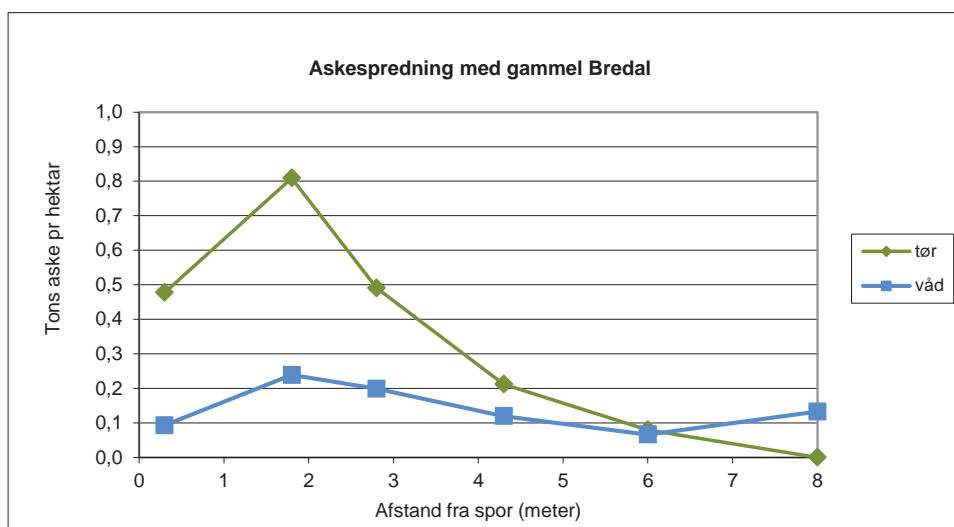
Den spredte aske analyseres ved at sætte rækker af baljer ud på tværs af det spor, hvor sprederen kører.

Der er udført forsøg med tre typer spredere hhv. en gammel bredalvogn (gl. Bredal), en ny bredalvogn (ny Bredal) og et bredalmodul monteret på en skovningsmaskine (Bredal på skovmaskine). De tre typer tallerkenspredere er valgt for at fokusere undersøgelsen på den mest realistiske maskinpark. Både i Sverige og Danmark er Bredal tallerkenspredere i forskellige modeller dominerende.

Der er foretaget flere kontrollerede spredninger med en gammel Bredal tallerkenspreder-vogn. Fremføringsbåndet i bunden af vognen blev trukket af dækket og skulle således være farttilpasset. Doseringsreguleringen sker desuden ved en hæve/sænke-lem bagerst i vognen. Doseringen blev ikke justeret, idet man forventede, at den sædvanlige indstilling svarede til 3 ton/ha. Der blev målt spredning i en sitkabevoksning uden bundgrene, med 787 træer pr. ha i gennemsnit og en diameter i brysthøjde på 23 cm. Træhøjden var ca. ti meter.

Der blev anvendt to asker. Den ene var en tørudasket blandaske, der blev leveret direkte fra varmeværket, den anden var en vådudasket blandaske, der havde ligget i stak i skoven. Askerne benævnes hhv. tør og våd.

Resultatet af gentagne spredninger med hhv. tør og våd aske ses på nedenstående figurer.



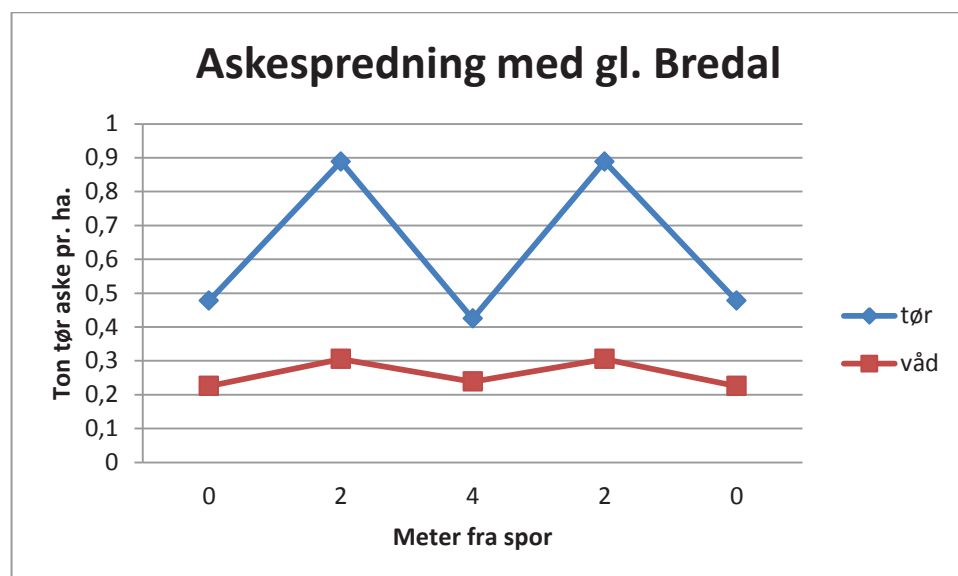
Figur 19. Spredning med gammel Bredal. De målte mængder aske ved kørsel i sporet, der svarer til "0 meter". Der er 8 meters sporafstand.

Det ses, at især den tørre aske spredes i højeste dosis på sporet og de nærmeste 3 meter ind i bevoksningen. Den fugtige aske spredes mere jævnt. Ingen af askerne spredes med 3 ton pr. ha som skovejeren forventede, men langt mindre. Den meget lave dosering har stor betydning for spredningsøkonomien, idet den medgåede tid øges.



Billede: Spredning af tørt aske med gammel Bredal tallerkenspreader. (Simon Skov)

Nedenstående figur er lavet ud fra samme data som ovenstående figur, men doseringen ved kørsel i alle spor er beregnet.



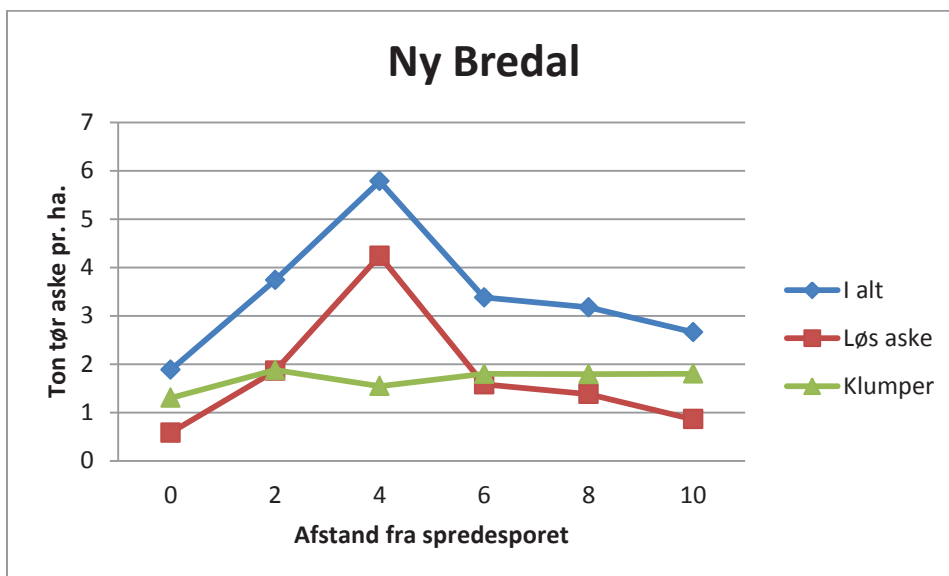
Figur 20. Beregnet spredning ved kørsel i begge spor med 8 meters sporafstand.

Som det ses, bliver vådt aske spredt ganske jævnt, mens tør aske spredes ujævnt. Det er meget tydeligt, at tør aske kun i mindre grad bliver spredt 4 meter ind fra sporet. For begge asker gælder det, at der bliver spredt langt mindre end de forventede 3 ton/ha. For både våd og tør aske er den doserede mængde omregnet til tørstof.

Nedenstående resultat stammer fra forsøg med en ny og computerstyret Bredal K-spreder. Kurverne er fremkommet ved at sortere det spredte aske, så fraktionerne "Løs aske" og fraktionen "Klumper" kunne vejes hver for sig. Klumper er defineret som større end 1 cm i diameter.



Billede: Aske spredes i tæt bevoksning. Der er talrige muligheder for indstillinger af spredebilledet på en ny Bredal tallerkenspreder. (Simon Skov)



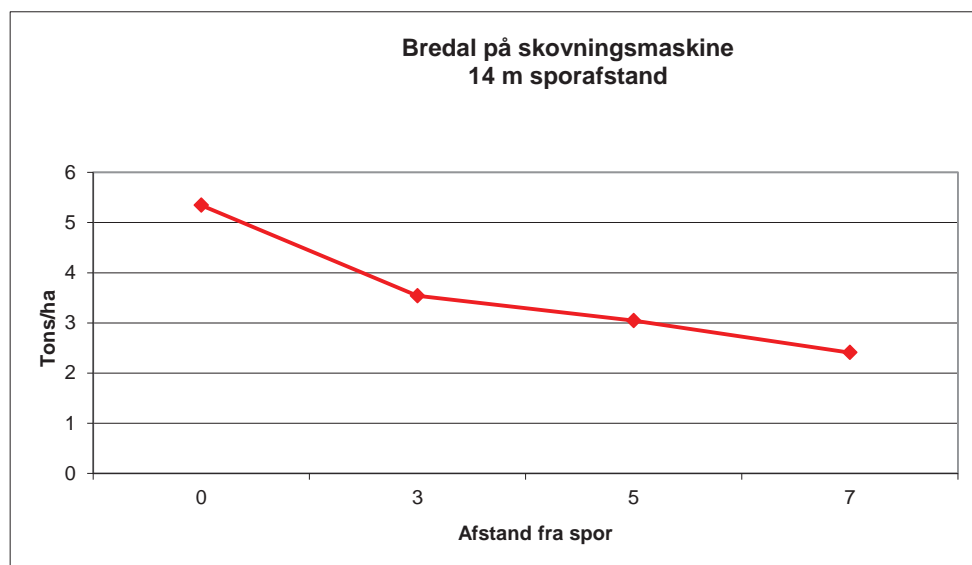
Figur 21. Tons aske-tørstof pr. ha målt i baljer på en kvart kvadratmeter. Sporet svarer til afstand 0. Den spredte aske er sorteret, så klumper over 1 cm i diameter og løs aske er vejet hver for sig. Der er spredt aske i afstand 0.

Ovenstående figur bekræfter, at løs og klumpet aske har forskellige spredningsegenskaber. Det viser sig, at klumperne bliver spredt jævnt 10 meter ind i bevoksningen, mens løs aske spredes mindre jævnt. Den løse aske har i dette tilfælde en gennemsnitslig dosering på 1,7 ton/ha, mens klumperne doseres med 1,6 ton/ha i gennemsnit. I alt medfører det, at løs aske og klumper tilsammen bliver doseret med 2,7 til 5,7 ton/ha og et gennemsnit på 3,4 ton/ha.



Billede: Udkørselsmaskine med Bredal tallerkenspreder på stellet i stedet for lad. (Simon Skov)

Der er også udført forsøg med en ny Bredal-spreder monteret på en skovningsmaskine. Sprederen er den samme som i ovenstående forsøg, men fremkommeligheden er betydeligt forbedret, idet sprederen, inkl. lad til asken, er monteret på en terrængående skovningsmaskine. Nedenstående figur er resultatet af flere spredninger/opsamlinger i en åben rødgranbevoksning med 14 meters sporafstand. Alle forsøg med den nye bredal-vogn er medtaget i nedenstående gennemsnitsværdier, der beskriver spredningen 0-7 meter fra sporet til midten af bevoksningen mellem sporene.



Figur 22. Spredning med Bredal monteret på skovmaskine.

Som det ses på ovenstående figur, så er doseringen ikke helt jævn fra 0 til 7 meter i bevoksningen. Gennemsnittet er 3,6 ton/ha. Asken var fugtig, jordagtig og forholdsvis homogen. Sprederen kørte med fabriksindstilling, der ikke var justeret til aske. Det er overvejende sandsynligt, at der kunne opnås en mere jævn spredning ved justering af sprederen, ligesom doseringen bestemt kan mindskes ned til de ønskede 3 ton aske/ha.

Efter disse resultater er opgjort, er sprederen justeret, så den kun spreder en meget begrænset mængde aske i sporet. Denne indstilling er endnu ikke dokumenteret.

Konklusion

- Gamle Bredal-vogne skal enten justeres specifikt til aske eller egner sig ikke til spredning af aske.
- Nye Bredal-vogne har flere justeringsmuligheder og kan indstilles til jævn spredning og korrekt dosering. Måling af doseringen og efterfølgende justering af sprederen er vigtig for at få et jævnt spredningsbillede.
- Asken bør være så homogen som muligt, da spredningen af hhv. løs og klumpet aske er forskellig.
- Fabriksindstillinger bør ændres, så asken spredes jævnt og doseres korrekt.
- Bredalspreder på skovmaskine er meget velegnet både mht. kapacitet og fremkommelighed i skoven.

Hjemmeside

Der er udarbejdet en hjemmeside om hærkning og genanvendelse af flisaske. Adressen er www.bioaske.dk.

Indholdet er fordelt under fanebladene: kemi, regler, hærkning, spredning, skov, juletræer og diverse. Under hvert faneblad findes en række sider, der beskriver relevante emner, herunder resultater af Skov & Landskabs undersøgelser. Siden er betalt af PSO-projektet ”Forbehandling og recirkulering af flisaske”, men formidler også resultater, der stammer fra nærværende projekt.

På siden kan man downloade dokumentet ”Flisaske i praksis”, der er en kort introduktion til askespredning rettet mod varmekærker og skovejere.

Det er intentionen med hjemmesiden, at nye resultater eller evt. ændringer i bekendtgørelsen vil blive indarbejdet på siden.

Referenceliste og uddybende litteratur

Adler A, Dimitriou I, Aronsson P, Verwijst T, Weiha M (2008) Wood fuel quality of two *Salix viminalis* stands fertilised with sludge, ash and sludge-ash mixtures. *Biomass & Bioenergy*, 32, 914-925.

Andersohn C (1996) Phosphate cycles in energy crop systems with emphasis on the availability of different phosphate fractions in the soil. *Plant and Soil*, 184, 11-21.

Aronsson KA, Ekelund NGA (2004) Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 33, 1595-1605.

Arvidsson H (2001) Wood ash application in spruce stands - effects on ground vegetation, tree nutrient status and soil chemistry (doctoral thesis). pp. 1-105. Swedish University of Agricultural Sciences Service/Repro, Uppsala, Sweden.

Arvidsson H, Vestin T, Lundkvist H (2002) Effects of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 161, 75-87.

Augusto L, Bakker MR, Meredieu C (2008) Wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil*, 306, 181-198.

Baerenthaler G, Zischka M, Haraldsson C, Obernberger I (2006) Determination of major and minor ash-forming elements in solid biofuels. *Biomass and Bioenergy*, 30, 983-997.

Bjurström H (2005) De minerogena näringsämnenas flöden genom pannorna - Underlagsrapport till Energimyndigheten inför syntesarbetet för programmet "Biobränslen och miljön". pp. 1-76. Svenska Energiaskor AB.

Brunner I, Zimmermann S, Zingg A, Blaser P (2004) Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. *Plant and Soil*, 267, 61-71.

BS/ELSAMPROJEKT A/S (1994) Kemisk brændselsdata for dansk træflis, Biomassekarakteriseringsprojekt (In Danish). pp. 1-13. BS/ELSAMPROJEKT A/S.

Bundt M, Krauss M, Blaser P, Wilcke W (2001) Forest fertilization with wood ash: effects on the distribution and storage of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs). *Journal of Environmental Quality*, 30, 1296-1304.

Bungart R, Huttl RF (2001) Production of biomass for energy in post-mining landscapes and nutrient dynamics. *Biomass & Bioenergy*, 20, 181-187.

- Callesen, I, Skov, S & Heding, N (2004) Recirkulering af aske i skov: tekniske, økonomiske og økologiske aspekter . Center for Skov, Landskab og Planlægning, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Arbejdsrapport / Skov & Landskab, 7-2004.
- Callesen I, Ingerslev M, Raulund-Rasmussen K (2007a) Dissolution of granulated wood ash examined by in situ incubation: Effects of tree species and soil type. *Biomass and Bioenergy*, 31, 693-699.
- Callesen I, Ingerslev M, Raulund-Rasmussen K (2007b) Dissolution of granulated wood ash examined by in situ incubation: Effects of tree species and soil type. *Biomass & Bioenergy*, 31, 693-699.
- Chirenje T, Ma LQ (1999) Heavy metals in the environment. Effects of acidification on metal mobility in a papermill-ash amended soil. *Journal of Environmental Quality*, 28, 760-766.
- Clarholm M (1994) Granulated wood ash and a 'N-free' fertilizer to a forest soil - effects on P availability. *Forest Ecology and Management*, 66, 127-136.
- Codling EE, Chaney RL, Sherwell J (2002) Poultry litter ash as a potential phosphorus source for agricultural crops. *Journal of Environmental Quality*, 31, 954-961.
- Demeyer A, Nkana JCV, Verloo MG (2001) Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology*, 77, 287-295.
- Dimitriou I, Eriksson J, Adler A, Aronsson P, Verwijst I (2006) Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environmental Pollution*, 142, 160-169.
- Eriksson HM (1998) Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 43-55.
- Eriksson HM (2005) Metod för att mäta reaktivitet hos aska samt gränsvärde för maximal reaktivitet hos en askprodukt som ska spridas i skogsmark (Draft notet in swedish). (ed Miljöenheten S).
- Eriksson HM, Nilsson T, Nordin A (1998) Early effects of lime and hardened and non-hardened ashes on pH and electrical conductivity of the forest floor, and relations to some ash and lime qualities. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 56-66.
- Ferreiro A, Merino A, Diaz N, Pineiro J (2011) Improving the effectiveness of wood-ash fertilization in mixed mountain pastures. *Grass and Forage Science*, 66, 337-350.

Frandsen FJ, van Lith SC, Korbee R, et al (2007) Quantification of the release of inorganic elements from biofuels. *Fuel Processing Technology*, 88, 1118-1128.

Fritze H, Perkiömäki J, Saarela U, et al (2000) Effect of Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. *FEMS Microbiology Ecology*, 32, 43-51.

Gangloff WJ, Ghodrati M, Sims JT, Vasilas BL (2000) Impact of fly ash amendment and incorporation method on hydraulic properties of a sandy soil. *Water Air and Soil Pollution*, 119, 231-245.

Haimi J, Fritze H, Moilanen P (2000) Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilisation and burning in a coniferous forest stand. *Forest Ecology and Management*, 129, 53-61.

Hallenbarter D, Landolt W (2002) Chancen und risiken des holzasche-recyclings im wald. *Inf.bl.Forsch.bereich Landsch.*, 1-2.

Hallenbarter D, Landolt W, Bucher JB, Schütz J-P (2002) Effects of wood ash and liquid fertilization on the nutritional status and growth of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forstw.Cbl.*, 121, 240-249.

Hanell B, Magnusson T (2005) An evaluation of land suitability for forest fertilization with biofuel ash on organic soils in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 209, 43-55.

Hansen HK, Pedersen AJ, Ottosen LM, Villumsen A (2001) Speciation and mobility of cadmium in straw and wood combustion fly ash. *Chemosphere*, 45, 123-128.

Högbom L, Nohrstedt H-Ö, Nordlund S (2000) Förvånande resultat från ett försök i Halland: Tillförsel av vedaska gav surare och mer kväverikt markvattnen. *Skogforsk Resultat*, 6, 1-2.

Högbom L, Nohrstedt H-Ö, Nordlund S (2001) Effects of wood-ash addition on soil-solution chemistry and soil N dynamics at a *Picea abies* (L.) Karst. site in southwest Sweden. *Skogforsk Report*, 1-20.

Holmberg S, Claesson T (2002) Wood ash - a natural nutrient source for compensation of nutrient deficiency in forest soils caused by acidification, Paper no. 376 (poster presentation). pp. 376-1-376-8.

Holmberg SL, Lind BB, Claesson T (2000) Chemical composition and leaching characteristics of granules made of wood ash and dolomite. *Environmental Geology*, 40, 1-10.

Huotari N, Tillman-Sutela E, Kubin E (2009) Ground vegetation exceeds tree seedlings in early biomass production and carbon stock on an ash-fertilized cut-away peatland. *Biomass & Bioenergy*, 33, 1108-1115.

Huotari N, Tillman-Sutela E, Kubin E (2011) Ground vegetation has a major role in element dynamics in an ash-fertilized cut-away peatland. *Forest Ecology and Management*, 261, 2081-2088.

Huotari N, Tillman-Sutela E, Pasanen J, Kubin E (2008) Ash-fertilization improves germination and early establishment of birch (*Betula pubescens* Ehrh.) seedlings on a cut-away peatland. *Forest Ecology and Management*, 255, 2870-2875.

Hytonen J (2003) Effects of wood, peat and coal ash fertilization on Scots pine foliar nutrient concentrations and growth on afforested former agricultural peat soils. *Silva Fennica*, 37, 219-234.

Ingerslev M, Pedersen LB, Skov S (2011a) Effects of wood chip ash fertilization on soil and soil water in a Norway spruce plantation on nutrient poor soil (In Prep). *Scand.J.For.Res.*.

Ingerslev M, Skov S, Sevel L, Pedersen LB (2011b) Element budgets of forest biomass combustion and ash fertilisation - A Danish case-study. *Biomass & Bioenergy*, 35, 2697-2704.

Jacobson S (1997) Återföring av aska kan ge tillväxtförluster. *Skogforsk Resultat*, 1-4.

Jacobson S (2003) Addition of stabilized wood ashes to Swedish coniferous stands on mineral soils - Effects on stem growth and needle nutrient concentrations. *Silva Fennica*, 37, 437-450.

Jacobson S, Ring E (1995) Askan åt skogen - deponeringslösning eller markvård? *Skogforsk Resultat*, 1-4.

Kepanen A, Lodenius M, Tulisao E, Hartikainen H (2005) Effects of different wood ashes on the solubility of cadmium in two boreal forest soils. *Boreal Environment Research*, 10, 135-143.

Klose S, Makeschin F (2004) Chemical properties of forest soils along a fly-ash deposition gradient in eastern Germany. *European Journal of Forest Research*, 123, 3-11.

INSTITUT FOR GEOVIDENSKAB
OG NATURFORVALTNING
KØBENHAVNS UNIVERSITET

ROLIGHEDSVEJ 23
1958 FREDERIKSBERG C

TLF. 3533 1500
WWW.IGN.KU.DK