



Forbehandling og recirkulering af flisaske PSO 5317

Skov, Simon; Ingerslev, Morten

Publication date:
2011

Citation for published version (APA):
Skov, S., & Ingerslev, M. (2011). *Forbehandling og recirkulering af flisaske PSO 5317*. Skov & Landskab, Københavns Universitet. Arbejdsrapport Skov & Landskab, Nr. 139/2011



Forbehandling og recirkulering af flisaske PSO 5317

ARBEJDSRAPPORT SKOV & LANDSKAB

139 / 2011



Simon Skov og Morten Ingerslev



Titel

Forbehandling og recirkulering af flisaske. PSO 5317

Forfattere

Simon Skov og Morten Ingerslev

Udgiver

Skov & Landskab
Life, Københavns Universitet
Rolighedsvej 23
1958 Frederiksberg C
Tlf. 3533 1500
E-post sl@life.ku.dk

Dtp

Sidsel Lotz Jespersen

Omslag

Karin Kristensen

Fotos

Simon Skov

Serietitel, nr.

Arbejdsrapport Skov & Landskab nr. 139
Rapporten publiceres udelukkende på www.sl.life.ku.dk

ISBN

978-87-7903-549-2

Bedes citeret

Simon Skov og Morten Ingerslev 2011: Forbehandling og recirkulering af flisaske. PSO 5317.
Arbejdsrapport nr. 139, Skov & Landskab, Life, Københavns Universitet, Frederiksberg, 107 s.

Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse

I salgs- eller reklameøjemed er eftertryk og citering af rapporten samt anvendelse af Skov & Landskabs navn kun tilladt efter skriftlig tilladelse.

Indhold

Abstract.....	6
Introduktion.....	8
Flisaske.....	9
Revision af den danske bioaskebekendtgørelse.....	11
Analyse af askers kemiske sammensætning.....	12
Indhold af næringsstoffer.....	13
Indholdsstofferne i flisaske.....	13
Tungmetalindhold.....	15
Grænseværdier i bioaskebekendtgørelsen.....	15
PAH-indhold.....	16
Dioxinindhold.....	17
Referencer.....	18
Hjemmesiden: www.bioaske.dk	20
Indholdet i aske.....	20
Genfinding.....	22
Med askespredning undgår du tilvæksttab.....	23
Referencer.....	24
Beskrivelse af feltforsøg med juletræer.....	24
Forsøg med aske i Hårup Sande.....	30
Hærdning og forbehandling	35
Regler om hærdning.....	35
Hærdning.....	35
Vurdering af hærdningsmetoder.....	37
Hærdningstest med citronsyre.....	41
Aske og gylle.....	48
Referencer.....	49
Stofbalance for Ebeltoftværket.....	50
Reference.....	50
Spredning af askeprodukter i skov.....	51
Danske erfaringer.....	51
Producenter af spredningsudstyr.....	54
Erfaringer fra Sverige.....	54
Askespredning påvirker økosystemet.....	56
Feltforsøg.....	56
Skovøkosystem.....	56
Juletræsøkosystemet.....	61
Referencer.....	64
Døde træer på forsøgsarealet i Hårup Sande.....	65
Fraktionering af aske.....	70
Indledning.....	70
Stoffer i flisaske.....	70
Oplukning.....	71
Fældning.....	73
Filtrering.....	73
Adsorption og absorption af næringsalte til uforbrændt kulstof.....	74
Regenerering af flyveaskefilter.....	75

Forsøg med fraktionering af aske.....	75
Anvendelige stoffer i flisaske.....	77
Adsorption ved kaskade.....	77
Udtag over filter.....	77
Lister over maskinkomponenter.....	78
Budgetter.....	79
Uforbrændt kulstof til lugtreduktion.....	79
Efterskrift.....	81

Bilag 1-4 er vedlagt

Bilag 1: Publikationer og konference-, workshop- og seminarbidrag

Bilag 2: Element budgets of forest biomass combustion and ash
fertilisation - A Danish case-study

Bilag 3: Flow-diagrammer

Bilag 4: Økonomisk budget.



Udtagning af aske til hærdningsforsøg.

Abstract

Harvest of forest biomass for energy production may lead to a significant export of nutrients from the forest. Ash spreading and recycling of nutrients from wood chip combustion to the forest has come into focus as a means for counteracting the nutrient export.

The PSO-project "Forbehandling recirkulering af flisaske" has been carried out at Forest & Landscape Denmark from 2005 to 2011. The objective of the project was to provide the scientific knowledge and background for revising and improving the Danish legislation regarding utilization of wood chip ash as a compensatory fertilizer in forest management. The project ran in parallel to the legislation revision and the revised legislation was introduced in 2008. The work included in this project covers a large area of different subjects. Hence it is difficult to make a short and comprehensive abstract that covers the different aspects.

A study was carried out to examine the retention of various elements in the different ash fractions and utilize the nutrient recovery to evaluate the fertilizer quality of the examined ash. The mass and element flux of wood chips, bottom ash, cyclone fly ash and condensation sludge at Ebeltoft central heating plant was studied over a four-day period in spring 2005. On average, 19 ton wood chips (dry weight) were combusted each day. The combustion of the wood chips produced 0.70 % ash and sludge (dry weight). The ash and sludge dry matter was distributed as 81 % fly ash, 16 % bottom and residual grate ash and 3 % sludge solid phase. Substantial amounts of nutrients were retained in the fly ash (P, Ca, Mg, Mn and Cu have a recovery higher than 60 % and K, S and Fe have a recovery higher than 30 %). The recovery of elements in the bottom ash was smaller. The added recovery of the usable fractions of ashes (both fly ash and bottom ash) exceeded 75 % for the nutrients P, Ca, Mn and Mg. Both these ash fractions should be considered for fertilization. To examine how ash application affects the forest and Christmas tree stand ecosystem and especially the element budget field experiments were established and monitored intensively.

Wood ash is alkaline and by spreading ash in the forest ecosystem, the chemistry of soil water and soil is affected. This introduces a risk of scorching the organisms, eg. mosses but also of root damaging and thereby an impaired water and nutrient uptake as a result. Hence, ash solubility and reactivity plays an essential role in how the ashes affect the forest ecosystem and the surrounding environment (lakes, streams, groundwater, etc.). The ash contains salts. Some of these salts, especially metal chlorides and metal sulfates can be dissolved quickly and causes a pH decrease in soil water. There may be a risk that the geochemical conditions in the soil changed dramatically within a relatively short period. These changes can affect nutrient concentrations in soil water and mineralization of organic matter in soil. This increases the risk of leaching and permanent loss of nutrients. These adverse effects of wood ash application can to some extent be counteracted by hardening and pre-treating the ash before spreading in the forest. The pretreatment can be used to manipulate the ash chemical and physical structure and thus the ash solubility and reactivity. In this project, several hardening techniques were examined and tested. Along with establishment of laboratory methods for testing if the hardening of a given ash is sufficient for spreading in forests with regard to solubility and reactivity. The results show that the connection between different hardening techniques and the results concerning solubility and reactivity, are not easily established and that simple techniques such as self-hardening may be as good as much more sophisticated pelletizing techniques. Concerning the laboratory test of the level of hardening, the result pointed out that the simple method of solely measuring the conductivity in a water-ash-mixture may not be sufficient to describe the alkaline effects of the ash and tests including citric acid may be included in the future.

Experiments were carried out in a Norway spruce stand in Hårup Sande close to Silkeborg, where different ash types and doses were included. The results show that ash application affects the chemical composition of the O-horizon, while it has had a limited impact on the mineral soil, and that it is only the upper part of the mineral soil which may be affected. In the O-horizons, the total and exchangeable amount of Ca, Mg, and Mn increased in all the used ash treatments. The total concentration of Cd and Pb are increased in O-horizon. However, the exchangeable amount of Cd is increased while the concentration of exchangeable amount of Pb is decreased. This indicates that the ash has changed the chemical conditions in O-horizon, making Pb bound harder. All ash types have had a liming effect of the O-horizon. The treatments have thus raised the pH, neutralized a significant part of the free acidity, and more than doubled the ion exchange capacity. The experiments in the forest stand show that increased dosage led to larger changes of the chemical soil conditions and that these effects reach deeper in the soil and include the upper mineral soil. Ash application has generally not affected the concentration of N, P, Ca, Mg, Na, Cl, Al and Mn in the soil water notably, while the concentration of K and SO_4 was increased by all treatments except bottom ash. The element concentrations in the soil water are generally low and under the concentration limits for drinking water in Denmark for Na, Ca, Mg, Cl, SO_4 , NO_3 , NH_4 , Zn, Cu, Cd, Pb, Cr and Ni. However, the concentration in the soil water exceeds the limits for Al, Mn, and P periodically in both treated and control plots. The concentration of K in the soil water exceeds the limits for drinking water in a period of more than a year after ash application.

Experiments were carried out in a Christmas tree stand to examine if a mixture of ash, manure and ammonium nitrate and limestone applied in two of a teen year rotation period could provide the trees with sufficient fertilizer effect to obtain good quality Christmas trees. The experiments showed some of the same chemical trends as were observed in the forest stand. However, the dosages used in the Christmas tree stand were much smaller and thereby also the effect. The treatments only have very limited effects on the soil chemistry. The effects are limited to the O-horizon and the upper 10 cm of the mineral soil. The treatments have affected the element concentration in the soil water. However, the magnitude of the concentration increase is comparable or smaller than that of conventional Christmas tree fertilization. The element concentrations in the soil water are generally low and under the concentration limits for drinking water in Denmark for K, Na, Ca, Mg, Mn, Cl, SO_4 , NO_3 , NH_4 , Zn, Cu, Cd, Pb, Cr and Ni. However, the concentration in the soil water exceeds the limits for Al_3 and P periodically in both treated and control plots. The quality of the treated Christmas trees was sufficient and comparable with trees that had received commercial standard fertilizers.

The project also included examination of different spreading technique and machinery. The conclusion of this work was that wet ash can be spread evenly and precisely dosed with modern disc spreaders.

During the project, experiments were made to see if wood ash could be pelletized by a matrix mill. The conclusion was that it is possible to push the fly ash to hard pellets without additives, but it is laborious.

Introduktion

PSO-projektet ”Forbehandling og recirkulering af flisaske” er udført på Skov & Landskab, KU-LIFE i perioden 2005 til 2011. Den oprindelige baggrund for projektet var ønsket om en videnskabelig argumentationsrække for en revideret bioaskebekendtgørelse. Ganske kort tid efter projektets start blev revisionen iværksat, og projektets resultater var således efterspurgt fra første dag. Dette har medført at projektets indhold blev ændret fra at skulle argumentere for en fremtidig revision af bekendtgørelsen, til at skulle understøtte en aktuel revision. Det var således en milepæl i projektet, da Miljøstyrelsen i september 2008 udgav den reviderede bioaskebekendtgørelse.

Projektet har fra begyndelsen været bredt, for at imødegå de mange udfordringer som spredning af flisaske i skove medfører. Samtidig indeholder projektet to feltarbejder, som er gennemførte efter videnskabelige principper. Formidlingen af projektet har en tilsvarende bredde ved både at omfatte hjemmesiden www.bioaske.dk, denne rapport, artikler i danske fagblade og videnskabelige tidsskrifter.

En liste over produceret litteratur er vedlagt som bilag 1.

Slutrapporteringen består primært af hjemmesiden www.bioaske.dk og tre videnskabelige artikler og sekundært denne rapport. Denne rapport indeholder det projektrelaterede indhold på www.bioaske.dk og en præsentation af de tre videnskabelige artikler. Da både artikel- og hjemmesideformidlingen er medtaget i denne rapport vil der være indholdsmæssige gentagelser, som stammer fra de forskellige formidlingsgenre.

Formålet med denne rapport er at samle projektets væsentligste resultater og konklusioner. Derved kan rapporten understøtte de korte budskaber på www.bioaske.dk. Rapporten er således ment som et dokumentationsbilag i forhold til de resultater, der er fremkommet via dette projekt. Hjemmesiden indeholder også resultater fra andre projekter. Disse emner er ikke medtaget i nærværende rapport.

Jens Østergaard Jensen er forfatter til kapitlet ”Fraktionering af aske” og bilag 3 og 4.

Generelle informationer

- I denne rapport er alle koncentrationer opgivet på tørstofbasis uden korrektion for glødetab.
- Der anvendes overvejende kemiske symboler for atomer og molekyler: kulstof (C), kvælstof (N), fosfor (P), kalium (K), kalcium (Ca), og magnesium (Mg), svovl (S), jern (Fe), mangan (Mn), molybdæn (Mo), zink (Zn), kobber (Cu), natrium (Na) og Silicium (Si), aluminium (Al), klor (Cl), titan (Ti), cadmium (Cd), bly (Pb), cobolt (Co), chrom (Cr), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), arsen (As), nitrat (NO_3^-), ammonium (NH_4^+) og sulfat (SO_4^{2-}).
- Der anvendes et signifikansniveau på 5 % ($P < 0,05$).
- Der henvises flere steder til bioaskebekendtgørelsen. Dermed menes ”Bekendtgørelsen om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål”. BEK nr. 818 af 21/7-2008. Bekendtgørelsen kan findes på retsinfo.dk.
- Der henvises flere gange til metodeblad 1, som er et bilag til bioaskebekendtgørelsen. Metodebladet kan findes på Miljøstyrelsens hjemmeside. www.mst.dk.

Fliskaske

Flisasketyper

Fliskaske er et ord for alle typer rester efter konvertering af flis til energi. Den typiske udnyttelse af flis til energi er forbrænding, hvilket typisk sker på en trapperist. Under forbrændingen omdannes de organiske forbindelser i flisen hovedsageligt til energi, CO_2 , H_2O og aske. Asken består af de uorganiske forbindelser, som opstår under forbrændingen, samt af de stoffer som fordamper men fortættes igen. Desuden består asken af sand, som findes på brændslet, og den del af brændslet, som ikke bliver afbrændt i fyrboxen. Kort sagt er aske uorganiske forbindelser af de indholdsstoffer, som var i flisen, sand og uforbrændt flis.



Trapperist med aske.

Der er meget stor forskel på flisforbrændingsanlæg. Flertallet er mindre varmegærker med trapperist, multicyklon og kondenserende røgvasker. Askerne, som et værk producerer, afspejler værkets konstruktion, brændsel og drift. Herunder gives en række definitioner på ord, som forekommer hyppigt i rapporten. Det skal straks siges, at den store variation på anlæggene også medfører en vis elasticitet i begreberne.

Bundaske

Bundaske er den fraktion af asken, som bliver liggende på risten/ i bunden af fyrboxen efter forbrændingen. Bundasken udtages enten tørt, dvs at den udaskes under befugtning, eller vådt, hvor asken falder ned i et vandfyldt kar, hvorfra asken skræbes op. Bundasken indeholder typisk en del sand og de klumper af sammensmeltet aske, som evt. opstår i fyrboxen

Flyveaske

Flyveaske er den fraktion af asken, som hvirvler med røggassen gennem kedlen og skilles fra gasstrømmen typisk med en multicyklon eller et elfilter. Flyveasken er mere finkornet og lettere end bundasken. Hvis flisen ikke er helt udbrændt i fyrboxen, kan flyveasken indeholde forkullet uforbrændt flis.

Slam

Slam er den del af asken, som hvirvles med røggassen på partikelform, men enten ikke bliver udskilt i multicyklonen, eller som endnu findes på gasform, når røggassen passerer cyklonen. Slammet opstår når røggassen når til røgvaskerne, der er et brusertårn med et varmemæssigt modstrømsprincip. Idet de små partikler møder vandtågen, bliver de opfanget i væsken. Idet gassen afkøles, ændrer visse stoffer tilstand fra gas til partikler. Partiklerne opfanges af tågen. Efter røgvaskeren er væsken altså beriget med stoffer, og farven er typisk sort. Stofferne bliver skiltet ud på forskellig vis, så kondensatvæsken opnår en renhed, der tillades i kloaksystemet. Kondensatlammet, eller bare slammet, udskilles med flokkuleringsmidler og bundfældningskemikalier over et båndfilter, ved forskellige typer bundfældning i kar eller ved

at sive gennem filtrerende materiale som fx træspåner. Det er ikke tilladt at anvende slam som gødningsmiddel på marker eller i skove.

Blandaske

Blandaske er en blanding af flyve- og bundaske, men indeholder ikke slam.

Slagge

Bemærk, at ordet slagge ikke er blandt de definerede asketyper. Slagge er ofte synonymt med bundaske, men bruges også om blandingsaske eller om de sammenbrændte klumper af bundaske, der opstår, når askesmeltepunktet nås ved forbrændingsristen. På grund af ordets forskellige betydninger er det valgt fra i denne sammenhæng.

Revision af den danske bioaskebekendtgørelse

Den 21/7-2008 udkom en revideret udgave af bioaskebekendtgørelsen, som har til formål at regulere anvendelsen af bioasker til jordbrugsformål, så genanvendelsen fremmes, der opstår bedre harmoni i forhold til slambekendtgørelsen, og der tages miljøhensyn.

Skov & Landskab, KU-LIFE sad med i den interessentgruppe, der blev nedsat i forbindelse med revisionen af bekendtgørelsen og bistod Miljøstyrelsen i den efterfølgende proces.

Reguleringen er delt i selve bekendtgørelsen, som kan ses på www.retsinformation.dk (søg efter bioaske), et metodeblad (Metodeblad 1), som findes som bilag til bekendtgørelsen, og en vejledning som mere udførligt gennemgår reglerne (www.mst.dk). Hovedtrækkene i bekendtgørelsen er beskrevet på www.bioaske.dk.

Kort gennemgang af bioaskebekendtgørelsen

Bioaskebekendtgørelsen regulerer brugen af aske fra biobrændsler, så asken kan bruges til gødningsformål på marker og i skove, uden at det medfører uønskede effekter på arealerne.

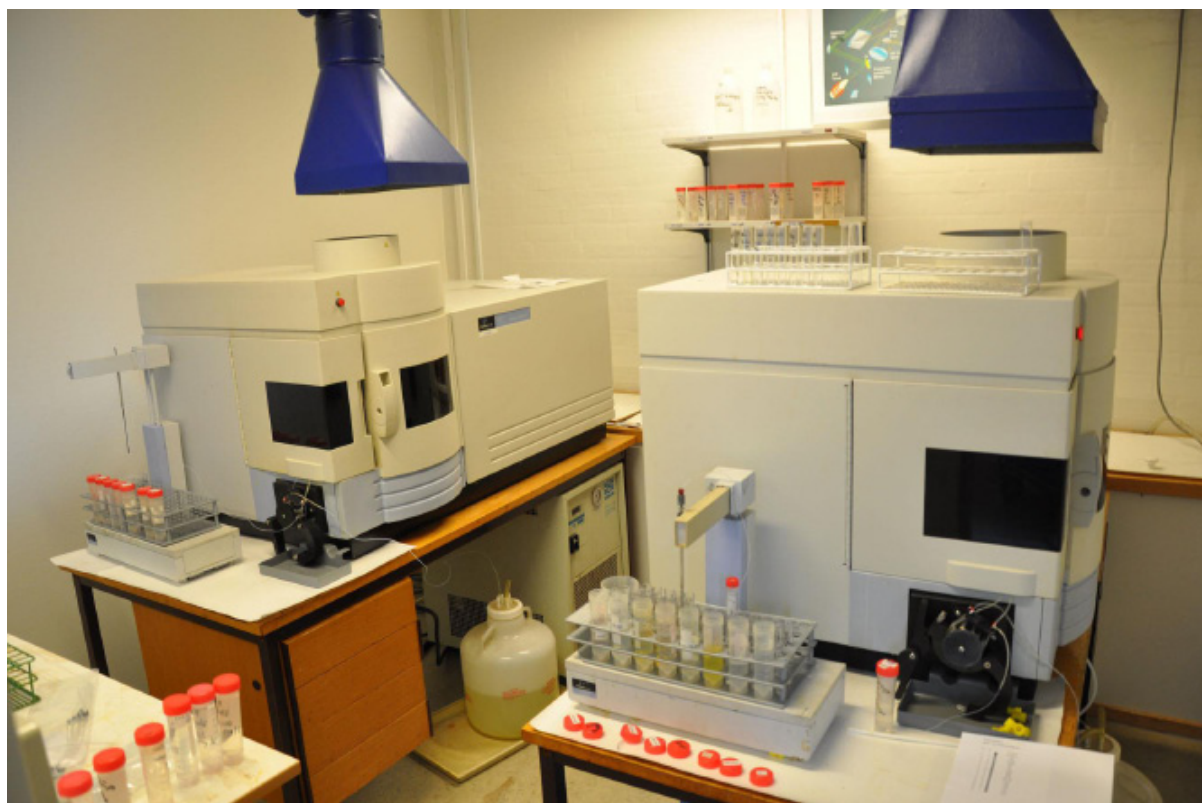
- Asken skal stamme fra godkendte biobrændsler.
- Asken skal analyseres for en række stoffer, herunder tungmetaller, og må kun spredes, hvis niveauerne er inden for rammerne. (Rammerne er beskrevet under "Grænseværdier")
- Aske, der skal spredes i skove, skal overholde kravet til ledningsevne.
- En evt. hærkning afsluttes med en måling af ledningsevnen, som skal være tilstrækkeligt lav.
- Doseringen afhænger af indholdet af cadmium og fosfor.
- Der må maksimalt spredes 3 tons asketørstof pr. hektar tre gange på 75 år i skove.
- Der må maksimalt spredes 5 tons asketørstof pr. hektar pr. 5 år på marker.
- Der skal skiltes med advarsler mod plukning af bær og svampe, hvis spredningen sker i bær/svampe sæsonen.

Bioaskebekendtgørelsens vigtigste elementer gennemgås på hjemmesiden.

Analyse af askers kemiske sammensætning

Flisaske indeholder en lang række stoffer herunder uforbrændt organisk materiale, næringsstoffer, tungmetaller, PAH'er og dioxiner. Stofferne stammer hovedsagelig fra:

1. Træets biomasse.
2. Deposition af sand og andre jordpartikler, havsalt, støv og luftforurening, som i tidens løb har sat sig på træets overflade.
3. Jordpartikler som har sat sig på træets overflade, da træet blev fældet og trukket hen til flishuggeren.
4. Kemiske reaktioner som forløber under selve forbrændingen.
5. Korrosion og afsmitning fra forbrændingsanlægget samt de maskiner, der håndterer flisen og asken.
6. Kemiske reaktioner som forløber, når asken efter forbrændingen reagerer med vand (enten vand fra luften, eller tilsat vand i asken) og luftens bestanddele, herunder særligt CO_2 .



Laborarieudstyr hos Analytech A/S, som har leveret en del af analyserne.

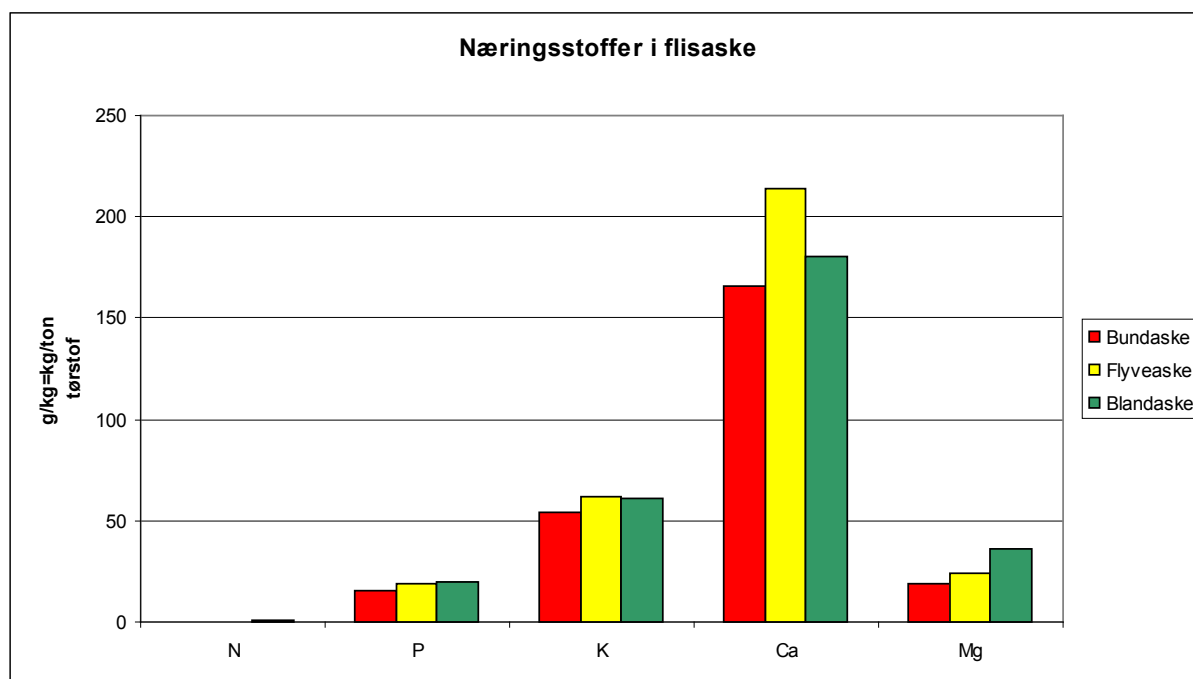
De stoffer, der findes i asken, stammer hovedsageligt fra træernes biomasse og jordpartikler, men der kan være spor fra andre kilder. Nærværende projekt har ikke til formål at karakterisere asker og deres indholdsstoffer.

Holmroos (1993) opstiller en omfattende karakterisering af træasker og konkluderer, at askens kemiske sammensætning og egenskaber kan variere betydeligt, og at brændslets sammensætning, forbrændningsteknikken og driftsbetingelserne spiller en væsentlig rolle for disse variationer. Indholdet og frigivelsen af næringsstoffer samt, i en vis udstrækning, forholdet mellem næringsstofferne i asken taler for, at asken kan benyttes til at kompensere for den mængde næringsstoffer, der bliver blevet fjernet fra skoven ved flisudtaget.

Endvidere reagerer asken mere eller mindre basisk, afhængigt af, hvordan asken er blevet forbehandlet inden spredning. Det gør asken i stand til at neutralisere en del af nedbørens syreindhold. Omvendt kan indholdet af uønskede stoffer som tungmetaller, PAH'er og dioxiner tale imod, at asken skal spredes i skoven.

Indhold af næringsstoffer

Koncentrationerne af makronæringsstofferne er angivet i Figur 1. Koncentrationen af næringsstofferne kan variere betydeligt fra aske til aske. Indholdet af N er lavt, idet N fordamper under forbrændingen. Når asken skal anvendes til gødskning i skov, er det ofte en fordel, at N-indholdet er lavt, da bevoksningerne får tilført væsentlige mængder N fra deposition af den atmosfæriske luftforurening. Hvis det ønskes at tilføre arealet kvælstof, som fx ved juletræsdyrkning, må der tilsættes en kvælstofkilde. Se afsnittet om "Aske og gylle".



Figur 1. Den gennemsnitlige koncentration af makronæringsstoffer i hhv. bund-, flyve- og blandasker.

Indholdsstofferne i flisasker

Datagrundlaget i nedenstående tabel og figurer stammer fra dette projekt, men også fra Kofman (1987), Hansen (2002), Callesen et al. (2004a) og Ingerslev et al. 2012.

Tabel 1. Stofindhold i hhv. bund-, flyve- og blandaske efter afbrænding af flis (skovflis, stammefflis, bark og pil). Stof og enhed, Middelværdien, max og min. af de analyserede asker. ”Stdafv”, standardafvigelsen er beregnet på datagrundlaget. ”Antal”, antallet af analyserede asker bag beregningerne.

	Stof	Middel	Max	Min	Stdafv	Antal	
Bundaske	Al (µg/g)	14,79	17,57	12,00	3,94	2	
	C (mg/g)	6,57	6,57	6,57		1	
	Ca (mg/g)	166,01	350,00	59,00	77,97	18	
	Cd (µg/g)	4,49	16,00	0,12	4,38	24	
	Cr (µg/g)	45,34	127,00	7,70	47,60	6	
	Cu (µg/g)	254,50	2500,00	24,00	534,26	20	
	Fe (mg/g)	11,52	23,50	4,80	5,27	18	
	Hg (µg/g)	0,00	0,00	0,00	0,00	5	
	K (mg/g)	53,75	114,56	8,50	28,80	21	
	Mg (mg/g)	18,60	37,08	4,40	9,72	18	
	Mn (mg/g)	11,04	42,00	0,60	12,03	17	
	N (mg/g)	0,08	0,08	0,08		1	
	Na (mg/g)	7,37	13,30	2,70	3,02	18	
	Ni (µg/g)	29,58	60,50	7,00	17,88	7	
	P (mg/g)	15,35	34,78	3,60	8,06	24	
	Pb (µg/g)	100,58	350,00	3,40	88,30	23	
	S (mg/g)	2,53	4,60	1,40	1,29	5	
	Zn (µg/g)	483,32	1700,00	30,00	510,81	20	
	Flyveaske	Al (µg/g)	26,14	66,69	8,42	27,23	4
		C (mg/g)	33,80	56,81	13,55	21,76	3
Ca (mg/g)		213,68	302,00	102,00	73,12	9	
Cd (µg/g)		19,81	58,00	0,11	17,02	15	
Cr (µg/g)		41,72	107,00	3,70	29,16	9	
Cu (µg/g)		149,80	250,00	69,20	62,10	9	
Fe (mg/g)		12,94	18,80	7,00	4,46	9	
Hg (µg/g)		0,60	1,30	0,15	0,41	9	
K (mg/g)		62,17	96,00	7,82	25,36	14	
Mg (mg/g)		24,16	44,38	11,50	10,58	9	
Mn (mg/g)		10,31	22,94	1,00	8,83	8	
N (mg/g)		0,42	0,92	0,12	0,35	4	
Na (mg/g)		9,36	15,70	4,34	4,04	9	
Ni (µg/g)		38,11	79,30	3,00	20,80	9	
P (mg/g)		18,82	30,86	4,66	7,90	14	
Pb (µg/g)		120,88	450,00	1,60	110,87	14	
S (mg/g)		13,40	28,00	5,72	9,98	4	
Zn (µg/g)	1515,56	2830,00	250,00	878,65	9		

Blandingsaske	Al (µg/g)	16,68	22,07	11,17	3,45	8
	C (mg/g)	79,93	179,50	10,76	59,58	8
	Ca (mg/g)	180,59	241,57	48,00	59,26	9
	Cd (µg/g)	6,34	19,50	0,03	6,36	26
	Cr (µg/g)	23,84	83,00	3,90	18,95	25
	Cu (µg/g)	169,94	264,00	54,00	67,74	9
	Fe (mg/g)	16,01	28,12	6,40	8,78	9
	Hg (µg/g)	0,23	0,38	0,09	0,13	25
	K (mg/g)	59,57	91,32	27,00	18,87	25
	Mg (mg/g)	35,90	52,46	8,90	13,82	9
	Mn (mg/g)	8,43	13,97	1,20	3,40	9
	N (mg/g)	0,71	1,53	0,24	0,48	8
	Na (mg/g)	12,91	18,55	5,01	5,26	9
	Ni (µg/g)	26,21	40,40	7,30	9,70	25
	P (mg/g)	18,99	31,80	8,10	6,56	25
	Pb (µg/g)	114,82	1320,00	0,78	300,58	26
	S (mg/g)	5,96	10,80	2,46	3,02	9
	Zn (µg/g)	461,67	836,00	192,00	224,01	9

Som det ses, er der typisk stor varians mellem askeprøverne og ikke for alle stoffer ses en systematisk forskel mellem asketyperne. Der er ikke udført korrelation mellem brændsel, forbrændingsvilkår og askesystem og askernes indhold.

Tungmetalindhold

Askens indhold af tungmetaller stammer især fra brændslet, men en del kan sandsynligvis også komme fra korrosion og afsmitning fra forbrændingsanlægget (Holmroos, 1993). I en litteraturgennemgang af Karlton et al. 2012 fremgår det, at der kan være forskel på tungmetalkoncentrationerne mellem de forskellige træarter. Eksempelvis har pil ofte høje koncentrationer af tungmetaller. Jordbundens indhold spiller sandsynligvis også en rolle for brændslets indhold af tungmetaller. Indholdet kan være stort i lerrige morænejorde, mens sandjorde normalt har et lavere indhold (Andersen, 2001).

Forbrændingstemperaturen influerer på tungmetalindholdet i askefraktionerne. Ved højere temperaturer fordampes tungmetallerne, hvilket forklarer, hvorfor tungmetalkoncentrationerne ofte er højere i flyveasken og kondensatslammet (slam fra røgvaskeren) end i bundasken. I litteraturgennemgangen af Karlton et al. 2012 er der en oversigt over fordampningstemperaturer for forskellige tungmetaller; Cr fordampes ved 500-700 °C, Cd ved 700-750 °C, Pb ved 600-700 °C, Cu ved temperaturer over 1100 °C og Ni fordampes ikke ved temperaturer under 1450 °C.

Koncentrationerne af tungmetallerne varierer, som for næringsstofferne, meget mellem de forskellige askeprøver.

For Cd er koncentrationerne i flyveaskerne signifikant højere end i bundaskerne, mens koncentrationerne for bundaskerne ikke er signifikant forskellige fra de to andre fraktioner.

Grænseværdier i bioaskebekendtgørelsen

Indholdet af tungmetaller i aske til spredning i skov er begrænset ved tabel A i bilag 2 i bioaskebekendtgørelsen.

Tabel 2. Gengivelse af grænseværdierne for tungmetaller i aske til spredning i skove jf. bioaskebekendtgørelsen. Desuden er gennemsnittet af stofkoncentrationerne i hhv. bund-, flyve- og blandaske anført.

	Kviksølv	Bly	Nikkel	Krom	Cadmium
Grænseværdi	0,80	250,00	60,00	100,00	20,00
Bundaske	0,00	100,58	29,58	45,34	4,49
Flyveaske	0,60	120,88	38,11	41,72	19,81
Blandaske	0,23	127,42	27,81	24,66	6,19
	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g

PAH-indhold

Polyaromatiske hydrocarboner (PAH'er) er en gruppe organiske forbindelser, som kan dannes under forbrænding af eksempelvis flis og træpiller. Nogle af stofferne anses for at være kræftfremkaldende (Karlson et al., 2001).

Analyseresultaterne for indholdet af PAH'er er givet i Tabel 3, og gennemgangen er blandt andet baseret på Callesen et al. (2004a, 2004b). EPA-PAH er en internationalt anvendt samle-parameter for PAH'er og består af summen af 16 PAH'er (Naftalen, Acenaftylen, Acenaften, Fluoren, Fenantren, Antracen, Fluoranten, Pyren, Bens(a)antracen, Krysen, Bens(b)fluoranten, Bens(k)fluoranten, Bens(a)pyren, Dibens(ah)antracen, Benso(ghi)perylen, Indeno(123cd)pyren), jf. standard fra United States Environmental Protection Agency (Karlson et al., 2001). PAH-cancerogene er summen af de 7 EPA-PAH'er, (Bens(a)antracen, Krysen, Bens(b)fluoranten, Bens(k)fluoranten, Bens(a)pyren, Dibens(ah)antracen, Indeno(123cd)pyren), der er kræftfremkaldende.



Fyrboxen hvor flis brænder under dannelse af små mængder PAH og dioxin.

De målte værdier er ofte lave i forhold til Bioaskebekendtgørelsens grænseværdi på maks. 12 mg pr. kg tørstof (grænseværdien omfatter kun en del af de PAH'er, der er medtaget under EPA-PAH). Indholdet af de kræftfremkaldende PAH'er er ofte under detektionsgrænsen (0,05 mg/kg tørstof).

I Sverige foreslår Egnell et al. (1998), at grænseværdien for EPA-PAH i aske, der kan spredes i skoven, fastsættes til 0,5 mg/kg tørstof ud fra en simpel betragtning om, at denne mængde under alle omstændigheder er tilstrækkelig lille til, at uønskede effekter undgås. Den svenske Skogstyrelse (Skogsstyrelsen, 2001) angiver en noget højere grænseværdi på 2 mg/kg tørstof, ud fra en betragtning om, at dette er en acceptabel størrelse, når skovjorden i forvejen tilføres ca. 1 kg PAH/ha/100 år fra deposition af luftforurening og strøfald (Samuelsson og Staaf, 2005). (Med et indhold på 2 mg PAH/kg tørstof og en askedosering på 4 tons/ha/100 år tilføres der 8 g PAH/ha/100 år).

Det er vanskeligt at analysere for PAH'er i askeprøver, da PAH'erne let bindes til de kulpartikler, som findes i asken. Ved sammenligning af PAH-analyser for askeprøver er det derfor vigtigt at kende ekstraktionsmetoden. I Sverige ekstraheres askeprøverne med både acetone og hexan i flere omgange, og ekstraktet tilsættes efterfølgende metanol og analyseres med HPLC med kombineret UV- og Fluorescensdetektor (den samme metode som er anvendt for de her givne askeprøver).

Tabel 3. Antallet af prøver (N), gennemsnitskoncentrationen, min. og maks. koncentrationer samt standardafvigelse (Std. afv.) for EPA-PAH (summen af 16 PAH'er jf. standard fra United States Environmental Protection Agency), PAH-can. (summen af de 7 EPA-PAH'er der er kræftfremkaldende), PAH-andre (summen af de EPA-PAH'er der ikke er kræftfremkaldende). Tabellen er gengivet fra Callesen et al. (2004a). TS=tørstof.

		N	Middel	Min.	Maks.	Std. afv.
EPA-PAH (µg/g TS)	Bundaske	1	<0,24	<0,24	<0,24	-
	Flyveaske	3	4,02	<0,24	7,60	3,78
	Blandaske	8	0,91	<0,24	6,00	2,07
PAH-can. (µg/g TS)	Bundaske	1	<0,05	<0,05	<0,05	-
	Flyveaske	3	1,23	<0,05	3,70	2,14
	Blandaske	8	0,10	<0,05	0,82	0,29
PAH-andre (µg/g TS)	Bundaske	1	<0,2	<0,2	<0,2	-
	Flyveaske	3	2,79	0,07	4,40	2,37
	Blandaske	8	0,81	<0,2	5,20	1,79

Dioxinindhold

Dioxinkoncentrationerne varierer relativt meget mellem de forskellige askeprøver. Koncentrationen af dioxin er givet som hhv. WHO-TEQ og I-TEQ. TEQ står for "toksicitetsækvivalenter" og er en størrelse, der angiver et stofs samlede giftighed i forhold til stoffets indhold af forskellige dioxiner, der hver for sig har forskellig giftighed. WHO-TEQ betegner toksicitetsækvivalenter jf. standard fra World Health Organisation, og I-TEQ betegner "internationale toksicitetsækvivalenter". Forskellen mellem WHO-TEQ og I-TEQ er, at 'giftigheden' er fastsat til forskellige størrelser i de to systemer for nogle af dioxinerne.

Dioxinkoncentrationerne i danske flisaskeprøver er relativt høje sammenlignet med asker fra danske halmfyrede varmekærker. De gennemsnitlige dioxinkoncentrationer er 24 ng/kg I-TEQ (min: 0,02, maks.: 74 ng/kg I-TEQ) for træflisaske og 3,7 ng/kg I-TEQ (min: 0,2, maks.: 12 ng/kg I-TEQ) for halmaske (Hansen et al., 2004).

Til sammenligning er koncentrationen af dioxin i jord uden for byzonen under 1,2 ng/kg I-TEQ, mens den i byzonen, i belastede områder, kan komme op over 10 ng/kg I-TEQ; Ved Nyboder og ved Tiøren på Amager er der f.eks. målt koncentrationer mellem 15 og 20 ng/kg I-TEQ (Vikelsøe, 2003). På urørte jorde (ikke pløjede inden for de sidste ca. 50 år) findes langt det meste dioxin i de øverste jordlag (0 – 10 cm) (Vikelsøe, 2004). Hvis der spredes 4 tons tør ”gennemsnitsflisaske” (med en dioxinkoncentration på 24 ng/kg I-TEQ) pr. ha på en ”urørt” jord (med en dioxin-koncentration på 0,96 ng/kg I-TEQ i de øverste 10 cm jord) uden for byzonen, svarer det til at forøge arealets dioxinmængde med ca. 10 %. Dette tal skal dog ses med store forbehold, da dioxinkoncentrationen i asken kan svinge meget.

Til yderligere sammenligning er den gennemsnitlige koncentration af dioxin i 11 kompostprøver 4,3 ng/kg I-TEQ (min: 0,5, maks.: 16 ng/kg I-TEQ. De 11 prøver var sammensat af 7 prøver af forskellig havekompost, 3 prøver fra forskellig kommunal kompost og 1 kompostprøve fra en jordforbedringsvirksomhed). Dioxinkoncentrationen i spildevandsslam er i samme størrelsesorden som for komposten (Vikelsøe, 2003).

Udenlandske undersøgelser af dioxinkoncentrationen i flisaske (Lavric et al., 2004) viser ligesom de danske undersøgelser, at koncentrationsniveauet svinger meget. Overordnet er dioxinkoncentrationerne i de udenlandske undersøgelser dog af samme størrelsesorden som i de danske undersøgelser (Callesen et. al. 2004a). I Danmark er der en risiko for, at aske, efter afbrænding af biobrændsel fra de vestjyske plantager, giver anledning til forhøjede koncentrationer af dioxin på grund af den store tilførsel af Cl med havsaltdepositionen i disse plantager (Cl er en af bestanddelene i dioxiner).

Der findes ikke på nuværende tidspunkt danske eller svenske grænseværdier for spredning af dioxin med flisaske i skovene. I Østrig er grænseværdien for dioxinkoncentrationen i aske, der skal spredes i skov, sat til 100 ng/kg I-TEQ (Samuelsson og Staaf, 2005).

Tabel 4. WHO-TEQ (toxicitets-ækvivalenter jf. standard fra World Health Organisation) og I-TEQ (Internationale toxicitets-ækvivalenter). Tabellen er gengivet fra Callesen et al. (2004a). TS=tørstof.

Dioxin	Asketype	N	Middel	Min.	Maks.	Std. afv.
WHO-TEQ (ng/g TS)	Bundaske	1	0,02	0,02	0,02	-
	Flyveaske	3	10,23	2,02	26,34	13,96
	Blandaske	8	40,26	0,12	100,43	42,95
I-TEQ (ng/g TS)	Bundaske	1	0,02	0,02	0,02	-
	Flyveaske	3	8,07	1,59	20,91	11,12
	Blandaske	8	30,55	0,12	73,84	31,79

Referencer

Andersen, M. K., 2001. The effects of afforestation on heavy metal retention and mobility in soil. Ph.D.-afhandling. Kemisk Institut, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Callesen, I., Ingerslev, M., Møller, I. S. og Raulund-Rasmussen, K., 2004a. Biomasse til energiformål: Tilbageføring og bevaring af næringsstoffer i skovbrugssystemer – Slutrapport, Energistyrelsens udviklingsprogram for vedvarende energi. Arbejdsrapport nr. 8-2004, Skov & Landskab (kan downloades fra www.SL.kvl.dk). 58 pp.

Callesen, I., Skov, S. og Heding, N., 2004b. Recirkulering af aske i skov. Tekniske, økonomiske og økologiske aspekter. Arbejdsrapport nr. 7-2004, Skov & Landskab (kan downloades fra www.SL.kvl.dk). 52 pp.

Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O., & Örlander, G., 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. 1998:1, Skogsstyrelsen. 169 pp.

Hansen, A. B., Vikelsøe J., Avnskjold, J. og Johansen, E., 2004. Dioxin i bioaske. Dioxinmåleprogram 2001-2003. Viden om kilder og emissioner. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr.464. (<http://faglige-rapporter.dmu.dk>). 43 pp.

Hansen, M. T., 2002. Separation og genanvendelse af aske fra biobrændselsaanlæg, Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. 161 pp.

Holmroos, S., 1993. Karakterisering av vedaska. Vattenfall. Rapport nr. VU-E-93:64.

Ingerslev, M., Pedersen, L. B., Møller, I. S., Nielsen, T. R og Krogh, P. H. 2008 Udbringning af flisaske i dansk skovbrug – økologiske konsekvenser. Arbejdsrapport Skov & Landskab 2012. Rapporten publiceres på www.sl.ku.dk

Karlton, E., Andersson, S., Mandre, M., Saarsalmi, A., Rothpfeffer, C., Ingerslev, M. og Klöseiko, J., 2012. Wood ash - properties and ecological consequences of recycling to forest. Submitted to Scandinavian Journal of Forest Research, expected to be published in 2012.

Karlson, U., Nielsen, M. og Trapp, S., 2001. Fytoremediering af forurening med olie- og tjæreprodukter. Miljøstyrelsen, 2001. Teknologiudviklingsprogrammet for jord- og grundvandsforurening. Miljøprojekt nr. 644, 2001 (udkommer udelukkende på elektronisk form, downloades fra www.mst.dk).

Kofman, D. P., 1987. Aske fra flisfyrede varmekværke – Kemisk sammensætning og anvendelsesmuligheder. Skovteknisk Institut. 3-1987. 20 pp.

Lavric, E. D., Konnov, A. A., og Ruyck, J. D., 2004. Dioxin levels in wood combustion – a review. Biomass & Bioenergy 26: 115-145

Samuelsson, H. og Staaf, H., 2005. Kvalitetskrav för aska som skall återföras till skogsmark. Underlagsrapport. Skogsstyrelsen. 44 pp. (In prep.)

Skogsstyrelsen, 2001. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. (In Swedish.) Meddelande 2 – 2001. Skogsstyrelsen, Sverige. 19 pp.

Vikelsøe J., 2003. Dioxin Måleprogram Statusrapport april 2003, Bilag 1. Dioxinmissioner: Mere viden om kilder og emissioner. Danmarks Miljøundersøgelser (DMU). 32 pp.

Vikelsøe, J., 2004. Dioxin in Danish Soil.. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. National Environmental Research Institute, Denmark (DMU), NERI Technical Report no 486. (<http://technical-reports.dmu.dk>). 52 pp.

Hjemmesiden: www.bioaske.dk

Nærværende projekt har haft fokus på bred formidling og praktisk anvendelige resultater. Af den grund har det været velegnet at formidle korte konkrete resultater og konklusioner på en hjemmeside. Skov & Landskab ejer domænet bioaske.dk og arbejder på at opdatere den, så siden kan fungere som en samlet vidensbank for træaske. Siden indeholder resultater og erfaringer fra en række projekter, hvilket er en synergieffekt. Der er både ny og ældre svenske hjemmesider om aske. Denne hjemmeside er ikke indholdsmæssigt forbundet til andre sider.

Nedenstående afsnit præsenterer de sider på hjemmesiden, der har et indhold eller en form, der ikke er beskrevet andre steder i nærværende rapport. Formålet er, at resultater og konklusioner også findes på papir.

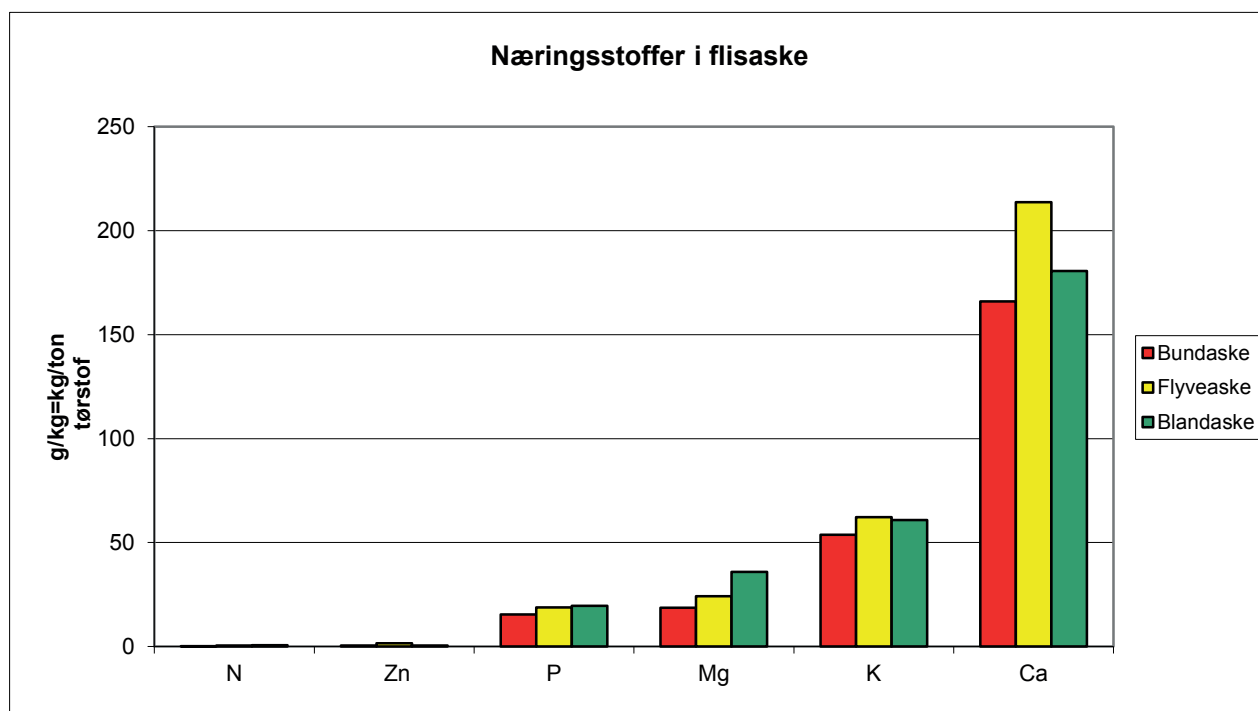
En vigtig del af indholdet på hjemmesiden stammer fra projektets feltforsøg i hhv. Hårup Sande (skov) og Ry (juletræer). På hjemmesiden præsenteres en række resultater. De bagvedliggende forsøg er detaljeret beskrevet i hvert deres afsnit i denne rapport.

Indholdet i aske

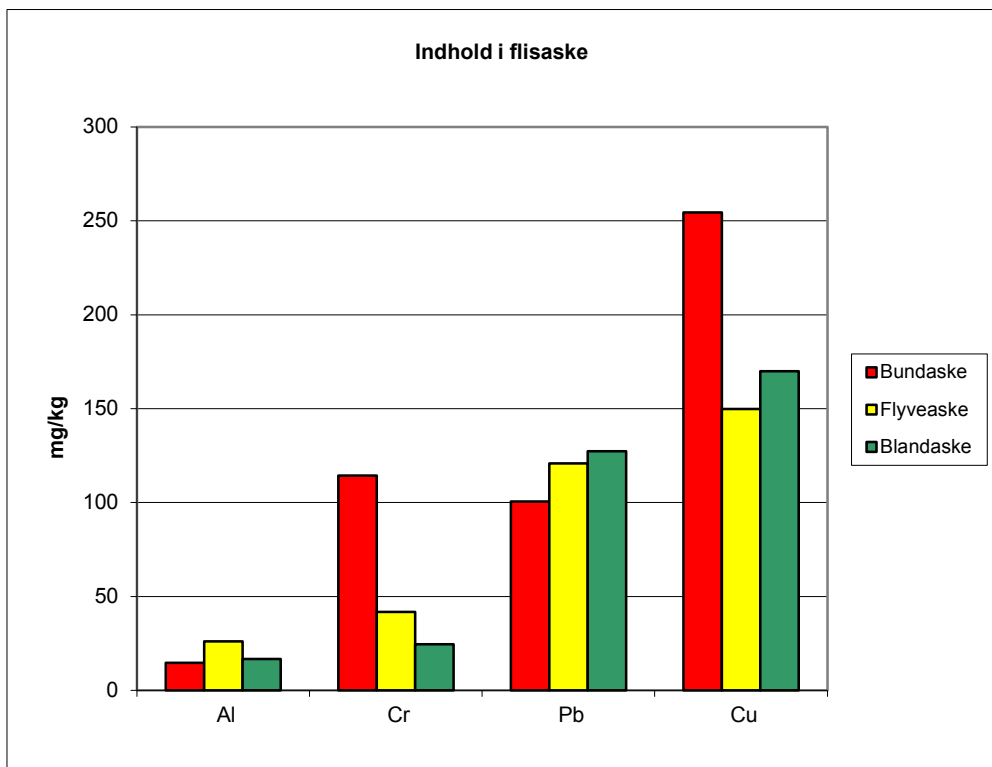
Koncentrationen af stoffer i asken afhænger bl.a. af brændslet, forbrændingstemperaturen og luftgennemstrømningen i fyrboks og kedel.

Både koncentrationsforskelle og mængdeforskelle mellem flyve- og bundaske varierer meget fra værk til værk og fra årstid til årstid. Det er derfor umuligt at give en præcis oplysning om askens indhold. Det eneste rigtige er at indlevere en askeprøve til et laboratorium og få de præcise analyseresultater for den givne aske.

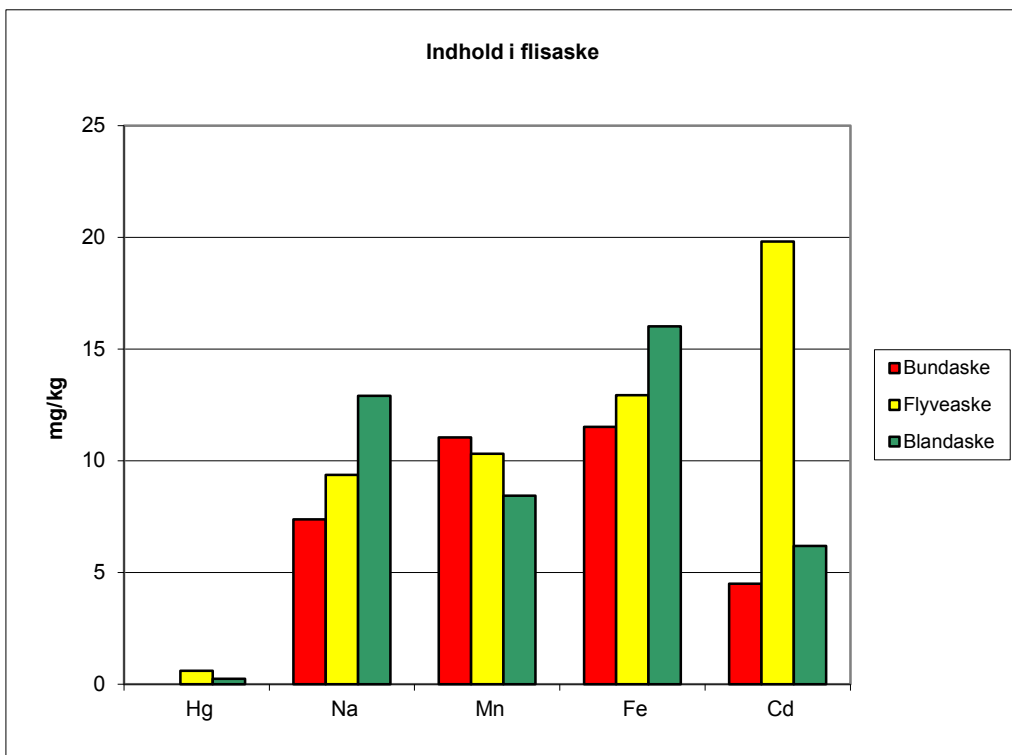
På trods af stor variation har vi forsøgt at give et indtryk af askens gennemsnitlige indhold.



Figur 2. Her ses gennemsnittet af kvælstof, fosfor, kalium, calcium og magnesium i askerne.



Figur 3. Her ses gennemsnittet af tungmetaller, eller det man kunne kalde sporstoffer i askerne. Bemærk, at krom (Cr) og kobber (Cu) er forholdsvist højt repræsenteret i bundasken. Dette skyldes sandsynligvis korrosion af risten på enkelte af de værker, der indgår i datasættet.



Figur 4. Gennemsnittet af kviksølv, natrium, mangan, jern og cadmium i askerne.

Datagrundlaget er dels opnået ved analyser gennem nærværende projekt, ældre analyseresultater og indsamlede analyser. Sidstnævnte er anvendt med forsigtighed, idet resultatblanketterne ofte mangler præcise oplysninger om, hvilken askefraktion resultaterne vedrører. Desuden er mange ældre analyser udført med specifikke individuelle formål og indeholder derfor ikke de parametre, som den nuværende bioaskebekendtgørelse kræver. Af den grund er der et varierende antal analyser bag hver parameter.

Genfinding

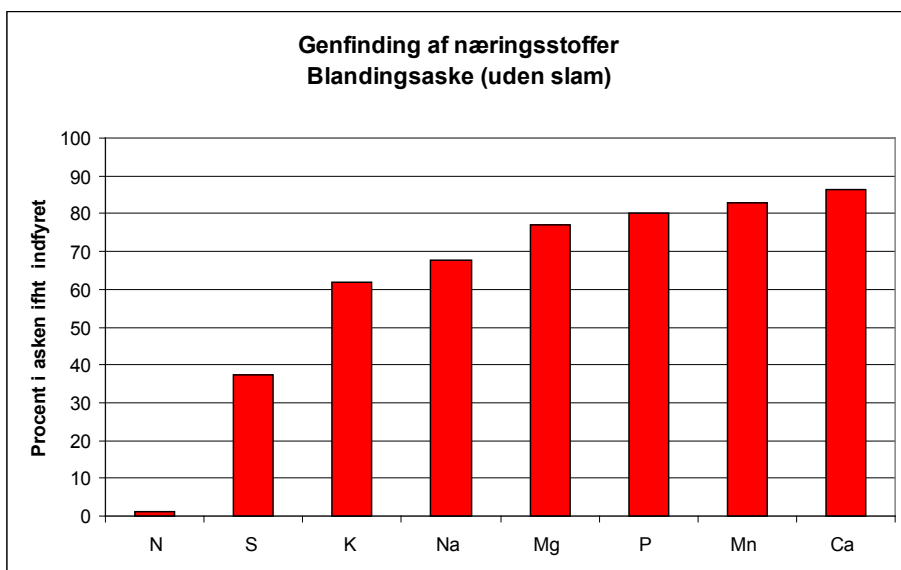
Her beskrives, hvordan tungmetaller og næringsstoffer fra flis ender i asken efter forbrænding. Da slam ikke må spredes med asken, indregnes slammet ikke.

Skov og Landskab har udført et stort forsøg på Ebeltoft Varmeværk, for at undersøge i hvilken grad næringsstofferne fra flisen kan genfindes i asken (forsøget er gengivet i kapitlet "Stofbalance for Ebeltoftværket" i denne rapport og senere publiceres detaljerede resultater i en videnskabelig artikel. Forsøget omfattede prøvetagning og vejning af flisen, der blev brændt på værket. Samtidig blev al flyve- og bundaske vejet og analyseret. Kondensatet blev ligeledes vejet og analyseret. Den eneste fraktion der ikke indgik i forsøget, var røggassen.

Det overordnede resultat var, at størstedelen af næringsstofferne fra flisen kan genfindes i asken. Undtagelsen er de mest vandopløselige stoffer som kalium og svovl, disse findes i kondensatvandet, og kulstof, som forsvinder sammen med kvælstof gennem skorstenen. Fordelingen mellem bund- og flyveaske varierer meget fra værk til værk, men det forventes, at den samlede genfinding er nogenlunde konstant.

Med andre ord: Forsøget har vist, at størstedelen af de næringsstoffer, som tages ud af skoven med flis, ender i askecontaineren. Derfor er spredning af aske på de arealer, som producerer flis, en oplagt form for recirkulering og bidrager til en mere bæredygtig produktion.

I princippet burde asken doseres i skoven, så den mængde stoffer, der blev fjernet med flisen, erstattes. Ved en askeprocent på 2 % og en genfinding på 80 % i gennemsnit, burde der altså spredes aske i en mængde, der svarer til $2\% / 0,8\% = 2,5\%$ af flisproduktionen på et areal. I praksis følges bioaskebekendtgørelsens regler for dosering. En askeprocent på to ved vi er typisk efter en opgørelse på de fleste af landets flisfyrede værker. Normalt angives en askeprocent på en, men det ses kun i praksis på få værker.



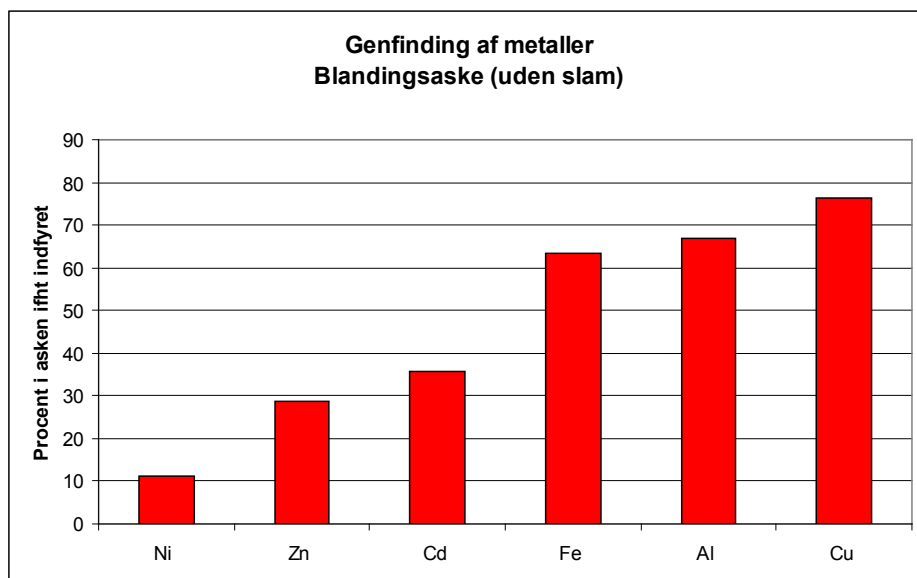
Figur 5. Genfinding af næringsstoffer i blandingsaske. Mængden af næringsstofferne i aske som procent i forhold til mængden i den indfyrede flis.

Der er tungmetaller alle vegne, og de udgør først et problem, når koncentrationerne bliver "unaturligt" høje som ved en tungmetalforurening. Der er tungmetaller i træer (og derfor også i flis), fordi træerne optager tungmetaller fra jorden. Der er også et vist indhold af tungmetal i den jord, der følger med flisen ud af skoven. Koncentrationerne er dog meget små.

Når flis brændes, kommer tungmetallerne til at udgøre en forholdsmeæssig større andel af asken, fordi der kun er ca. 2 procent aske ifht. flis (tør aske/tør flis).

På figuren herunder ses genfindingsprocenterne for tungmetaller. Med genfindingsprocenterne menes, hvor stor andel af det indfyrede, som kan genfindes i asken. Den mængde stoffer vi fandt i hhv. slamtørstof og slamvand er ikke medregnet for asken, idet slammet ikke må blandes med asken.

Vi har set et eksempel på, at krom (Cr) er tilstede i asken med mere end 100 % ifht. det indfyrede. Det kan enten skyldes usikkerhed ved analyse af de meget lave koncentrationer eller korrosion af ristelementerne i fyrboksen. Bly (Pb), silicium (Si) og bor (B) er til stede i flisen i så lave koncentrationer, at analyseresultaterne ikke er pålidelige. Derfor kan der ikke angives en genfindingsprocent for disse stoffer.



Figur 6. Genfinding af (tung)metaller i blandingsaske. Beregnet i procent i forhold til den indfyrede mængde af metallerne i flisen.

Med askespredning undgår du tilvæksttab

Ved gentagne udtag af flis fra skove på næringsfattig jord, vil der opstå et næringsunderskud. I skovloven kaldes det forarmning.

I Danmark er der ikke i nyere tid udført undersøgelser med det formål at påvise tab af tilvækst eller vitalitet. Derfor kan tab hverken på- eller afvises under danske forhold.

I Sverige har man påvist tab af tilvækst ved gentagne flisninger i skove på tørvebund. De har også målt øget tilvækst efter askegødskning af skov på tørvejord. Det er svært at overføre de svenske resultater til Danmark, idet den pågældende type skovbund ikke er udbredt hos os. Resultaterne styrker dog mistanken om, at flisning kan udpine næringsfattige jorde.

I Danmark har man tidligere spredt forskellige typer gødning i vestjyske plantager for at opnå øget tilvækst. Denne praksis er ophørt, idet den øgede tilvækst ikke kunne eftervises.

Man skal således ikke forvente, at askespredning kan øge tilvæksten væsentligt, men asken kan modvirke udpining og derved forhindre tilvækstnedgang på længere sigt. Det er sandsynligt, at tilvæksten kan øges på næringsfattige jorde, men det er endnu ikke bevist.

Beskrivelse af feltforsøg med juletræer

Nedenstående tekst er skrevet på hjemmesiden, mens den detaljerede metodebeskrivelse kan ses i et selvstændigt kapitel i denne rapport. Det må nævnes, at der stedvist refereres til resultater, der ikke er betalt af PSO. Det drejer sig om vurderingen af juletræernes kvalitet. Da askebehandlingen, udvaskningen og juletræskvaliteten er en faglig sammenhæng har vi valgt alligevel at præsentere resultaterne samlet i denne rapport.

Hos en midtjysk juletræsdyrker er der som et led i en større undersøgelse udført forsøg med spredning af aske. Forsøget havde to hovedformål. Dels skulle udvaskningen og jordbundsforholdene dokumenteres, dels skulle juletræernes respons på asken analyseres.

Forsøget er anlagt med fire forskellige aske-behandlinger, som er gentaget i tre forsøgsparceller. Hver parcel er udstyret med tre jordvandsugeceller, der suger vand fra 90 cm dybde op i en flaske. Desuden indsamles data for nedbør, temperatur, gennemdryp, vind og jordfugtighed. Der foretages vurdering af en lang række parametre for at beskrive juletræernes vækst og kvalitet. Endelig udtages prøver af jordbunden i forskellige dybder.

De fire behandlinger er:

-(aske). Ren aske spredes om foråret. Ingen efterårsspredning.

-(aske/gylle 1) Aske og gyllefibre (1200 kg tørstof/ha) spredes om foråret. Der efterårsspredes NPK.

-(aske/gylle 2) Aske og gyllefibre (1500 kg tørstof/ha) spredes om foråret. Der efterårsspredes 1,5 x NPK.

-(aske/gylle +N) Aske og gyllefibre (1500 kg tørstof/ha) spredes om foråret. Der efterårsspredes 1,5 x NPK+1,5 x ekstra N.

Askebehandlingerne blev udført parallelt med behandlinger med binadan og NPK. Her under ses en tabel med de tilførte stoffer i de behandlinger, som omtales her.

For alle behandlinger med aske gælder det, at asken blev tilført de to første år af forsøget. Derefter blev der tilført NPK eller binadan. De tilførte mængder er derfor opgjort efter 2. år.

Tabel 5. Tilførselen af hhv. N, P og K ved de 7 behandlinger. Desuden indgår en kontrolbehandling uden gødskning.

Behandling	NPK	Binadan-1	Binadan-2	Aske	Aske/gylle1	Aske/gylle2	Aske/gylle+N
N (Kg)	166	166	212	1	94	117	148
P (Kg)	20	41	52	12	20	44	48
K (Kg)	39	154	197	26	42	68	77

Koncentrationen af tungmetaller i jordvand under juletræer

Koncentrationen af tungmetaller i jordvand er en vigtig parameter for miljøpåvirkningen. Af samme grund findes der grænseværdier for tungmetalkoncentrationen i drikkevand. Her skal vi sammenligne resultaterne fra jordvandet under en juletræsbevoksning på tidligere agerjord med drikkevandsgrænseværdierne og sammenligne kontrolparcellerne med de parceller, der gødes med hhv. binadan, NPK, aske og aske/gylle.

For cadmium (Cd) er koncentrationen meget lav under kontrollen og betydeligt højere for binadan-, NPK- og askebehandlingerne. Der er dog ingen af tallene, der kommer i nærheden af grænseværdien for drikkevand.

For krom (Cr) ligger kontrollen, binadan og aske på samme niveau, mens NPK og aske/gylle ligger lavere. Alle resultater er meget langt fra grænseværdien.

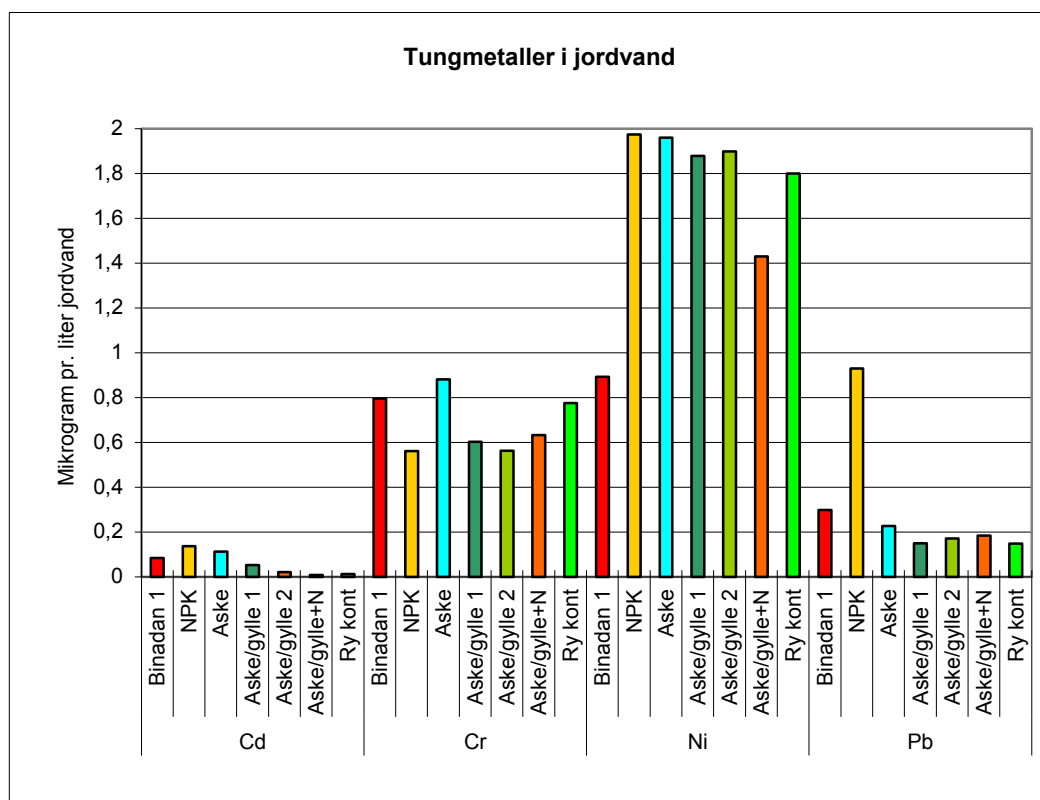
For nikkel (Ni) ligger alle behandlinger på nær aske/gylle+N marginalt højere end kontrollen, men meget langt fra grænseværdien.

For bly (Pb) ligger NPK langt højest, binadan er lidt højere end kontrollen, mens de andre behandlinger ligger på niveau med kontrollen. Alle koncentrationer er langt under grænseværdien.

Tabel 6. Grænseværdier for tungmetaller i drikkevand (tapsteder)

Stof	Cd	Cr	Ni	Pb
Mikrogram pr. liter	5	50	20	10

Konklusionen er, at aske- og aske/gylle-behandlingerne ikke medfører en højere koncentration af tungmetaller i jordvandet end binadan og NPK, snarere tvært i mod. Ingen af koncentrationerne er i nærheden af grænseværdierne for drikkevand.



Figur 7. Jordvandet er analyseret for tungmetaller, så koncentrationerne kan vises for hver behandling.

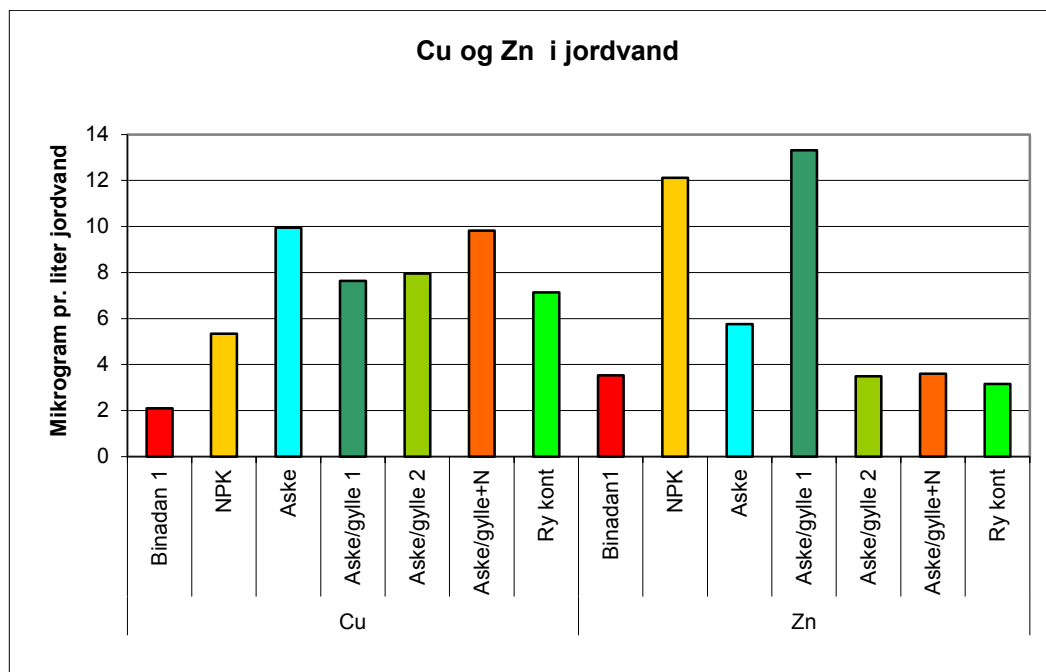
Kobber (Cu) og Zink (Zn) i jordvandet kan sammenlignes mellem de gødningsbehandlinger, der er udført i juletræsbevoksninger og med grænseværdierne for drikkevand.

For kobber (Cu) findes en meget lav koncentration under binadan-parcellerne, en lidt højere under NPK-parcellerne. Aske og aske/gylle ligger omtrent på niveau med kontrollen. Alle koncentrationer er betydeligt under grænseværdien for drikkevand.

For zink (Zn) er der målt samme lave niveau under Binadan, aske, aske/gylle 2, aske/gylle+N og kontrollen, men et noget højere niveau under NPK og aske/gylle1-behandlingerne. Alle koncentrationer er meget langt fra grænseværdierne.

Grænseværdien for kobber (Cu) i drikkevand er 1000 mikrogram pr. liter og for zink (Zn) 3-5000 mikrogram pr. liter.

Konklusionen er, at aske ikke medfører øget koncentration af kobber og zink i jordvandet.



Figur 8. Jordvandet er analyseret for Cu og Zn, så koncentrationerne kan vises for hver behandling.

Træernes farve er vigtig

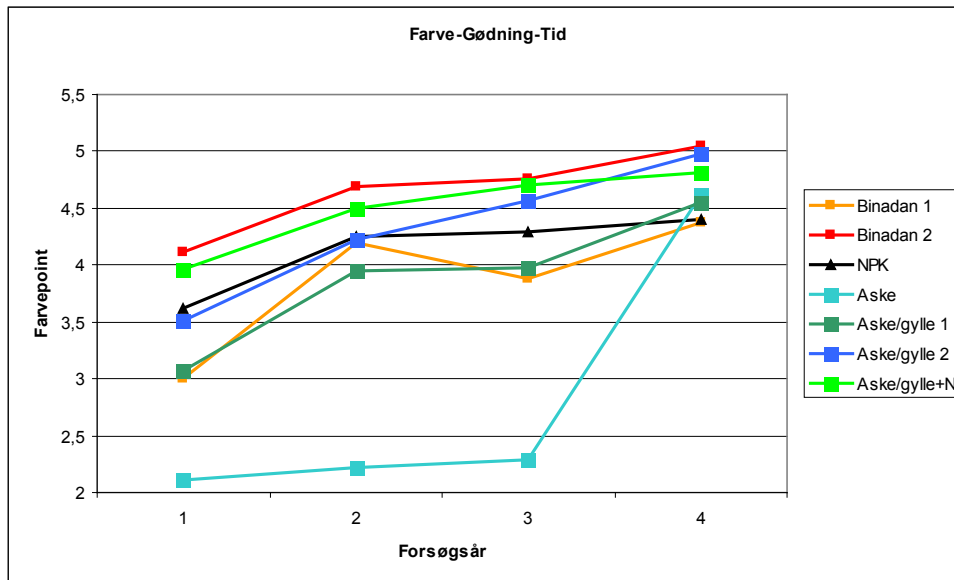
Det er afgørende, at juletræer har den rigtige grønne farve. Kvælstof er en vigtig parameter for farven, men forsøget med askegødning viser, at der er andre parametre.

Farve vurderes på en skala: 0 (rød), 4 (mellem-grøn), 8 (meget mørkegrøn).

Især aske/gylle 1 og 2 overrasker ved at have en fin farve hele forløbet igennem, på trods af at kvælstoftilførslen er betydeligt mindre end binadan 1 og 2 samt NPK.

Den rene aske uden kvælstof ligger ikke overraskende i bunden af farveskalaen. Den overrasker dog i sidste forsøgsår, hvor den igen modtager kvælstofholdig gødning. Træerne ender med at have en grønnere farve end både binadan 1, NPK og aske/gylle 1.

Forsøget viser, at juletræernes farve ikke kun hænger sammen med kvælstoftilførslen, og at en dårlig farve kan rettes op inden salgsåret. Aske/gylle gødningerne viser overraskende gode resultater mht. farve.

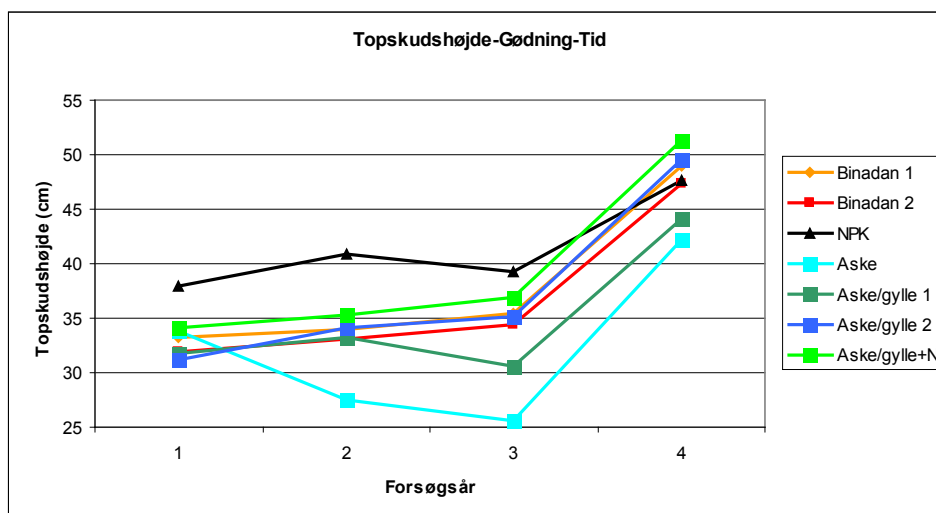


Figur 9. Juletræerne tildeles point efter deres farve. Den tilførte gødning har indflydelse på farven. Ren aske medfører gullige træer.

Topskudshøjden skal være tilpas

Topskuddet viser årets vækst, men må ikke være for højt. Bliver topskuddet for højt betyder det, at knopperne til næste års sidegrene afsættes med for stor afstand til grenkransen neden under. Er der mere end 40 cm mellem grenkransene, deklassificeres træerne. Topskuddet skal altså være "tilpas".

Det overordnede resultat var, at træerne, der blev gødet med NPK, vokser lidt for meget, mens træerne, der får aske uden kvælstof vokser for lidt. Resten af resultaterne ligger meget tæt, og viser en tilpas vækst mellem 30 og 40 cm. Det er bemærkelsesværdigt, at de træer, der voksede mindst de første 3 år af forsøget, viser den største vækstforsøgelse i år 4. Det ser ud til, at træerne i aske/gylle 1-behandlingen vokser relativt lidt i år 3, men da der er tilført traditionel gødning i år 3 og 4 må den ringe vækst skyldes andre ting.



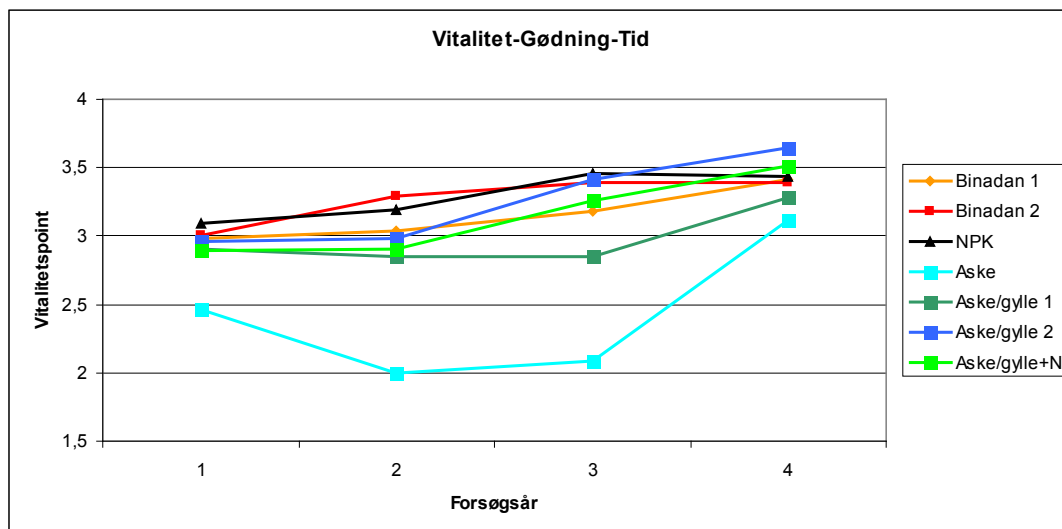
Figur 10. Topskudslængden påvirkes af den tilførte gødning.

Juletræernes vitalitet er en helhedsbetragtning

Asken indeholder en lang række næringsstoffer, dog kun meget lidt kvælstof. Kvælstof er et af de vigtigste næringsstoffer for de hurtigt voksende juletræer.

Vitalitet er en subjektiv vurdering af træernes sundhed ud fra bl.a. knopstørrelse, skudtykkelse, farve mv. Det middelsunde træ får 3 point.

Forsøget viser, at de træer, der gødes med aske uden kvælstof har en langt dårligere vitalitet end de andre træer. Hvis asken gives sammen med gylle, som er kvælstofholdigt, får træerne en bedre vitalitet. De to første forsøgsår, ligger aske/gylle-parcellerne, lige under gennemsnittet mens træer, der gødes med binadan og NPK ligger marginalt højere. Det er dog sådan, at alle parceller har et vitalitetsgennemsnit over 3 i det 4. forsøgsår. De mindre vitale træer på askeparcellerne har altså genvundet vitaliteten efter 2 år med traditionel behandling.



Figur 11. Juletræernes vitalitet er en helhedsvurdering. Kun behandlingen med ren aske adskiller sig væsentligt fra de andre gødningsformer.

Udvaskningen fra juletræsforsøg - kalium

Kalium er et livsvigtigt næringsstof for planter og er et af de tre stoffer i NPK-gødning. Kalium udvaskes nemt til grundvandet, hvor det er uønsket at have for høje stofkoncentrationer.

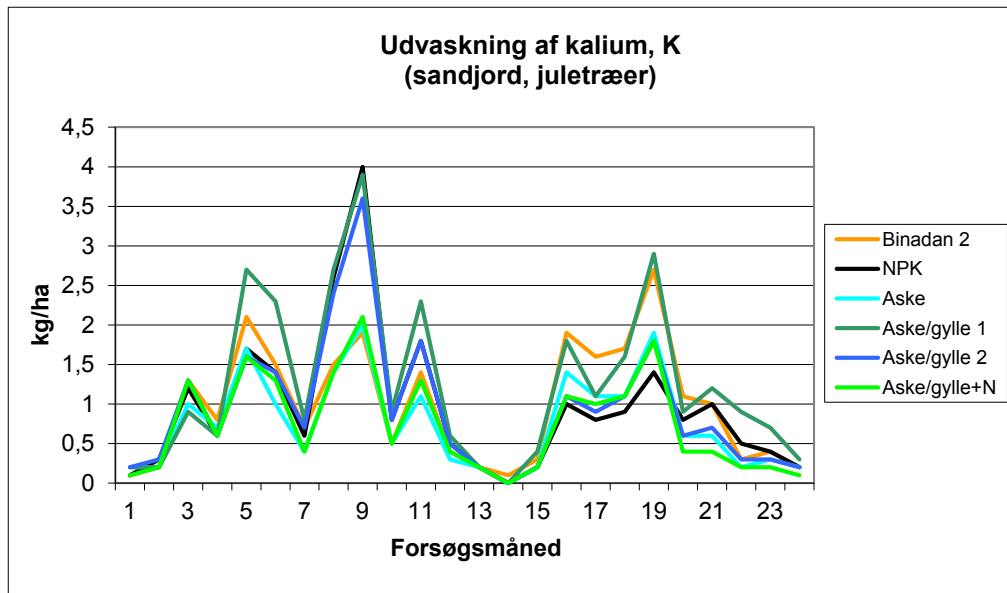
Tabel 7. Den samlede udvaskning over de to år forsøget forløb.

Behandling	Binadan 2	NPK	Aske	Aske/gylle 1	Aske/gylle 2	Aske/gylle+N
Kalium (Kg/ha)	23,9	23	18,3	30,1	22,6	17,9

Det ses, at gylle/aske 1 ligger bemærkelsesværdigt højt, Binadan og NPK ligger lige højt og kun marginalt højere end de resterende tre askebehandlinger.

På nedenstående figur, kan vi se på udvaskningen over tid. Der er store udsving. De to spidser skyldes udvaskningen om vinteren, mens lav-punkterne skyldes sommertørke, hvor transporten med jordvandet er meget begrænset. Forløbet af NPK er ens med aske, aske 2 og aske/gylle+N, aske 2 og binadan er ens og aske og aske/gylle+N er ens. Resten af de parvise sammenligninger er forskellige.

Man kunne godt forvente, at aske medførte en stor udvaskning af kalium. Der ses tendens til det i den første top, hvor Aske/gylle 1 og 2 samt NPK opnår et relativt højt niveau. Ellers beviser forsøget, at udvaskningen af kalium fra arealer, der er gødet med aske, ikke er markant højere end fra arealer, der gødes med binadan eller NPK.



Figur 12. Kalium er vandopløseligt og udvaskes nemt. Her ses den samlede udvaskning af kalium i kg/ha.

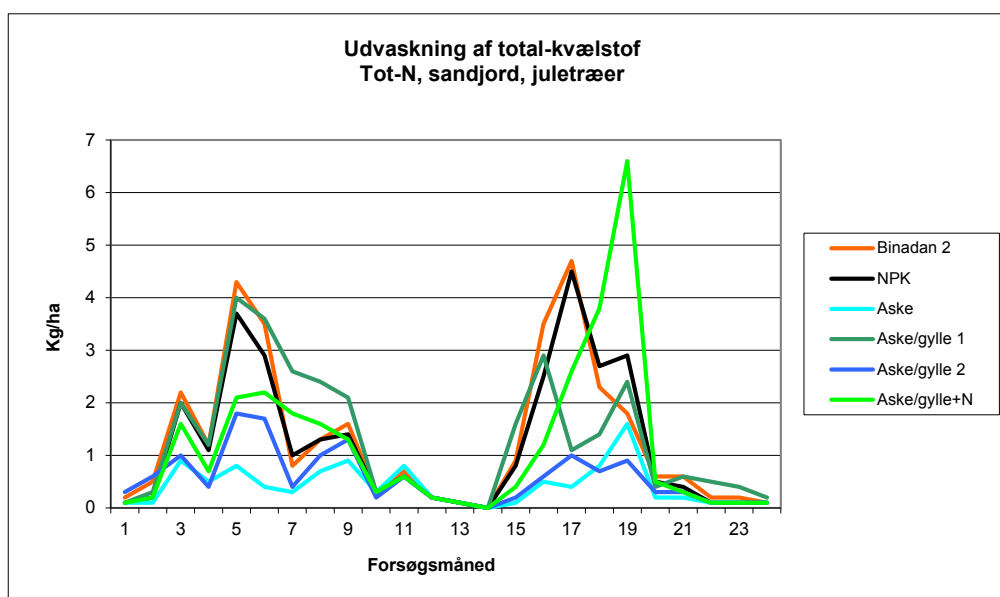
Udvaskningen fra juletræsforsøg - kvælstof

I lighed med resultaterne for udvaskning af Kalium, kan der laves en figur med udvaskningen af Kvælstof, N.

Udvaskningen af stoffer fra dyrkningsarealer er en vigtig miljøparameter. Udvaskningen fra forsøget er beregnet ved at kende koncentrationen af hvert stof i jordvandet, samt mængden af jordvand. Tilsammen giver de to datasæt mulighed for at beregne hvor mange kg stof, der udvaskes.

På figuren her under vises udvaskningen af Kvælstof, N. Nederst ligger det felt, der kun modtog aske uden kvælstof. Øverst, med den største udvaskning, ligger felterne med binadan, NPK eller aske/gylle+ekstra kvælstof.

Bemærk, at feltet Aske/gylle 2, som får tilført en del kvælstof, medfører relativt lidt udvaskning. Udvaskningen kan sammenstilles med juletræskvaliteten, hvorved produktion og miljøeffekt kan vurderes.



Figur 13. Den samlede udvaskning af kvælstof i kg/ha.

Forsøg med aske i Hårup Sande

Her under ses præsentationen af resultaterne fra feltforsøget i Hårup Sande. Den detaljerede metodebeskrivelse findes i separat kapitel.

Hårup Sande er en plantage på sandjord under Naturstyrelsen Søhøjlandet. Vi har anlagt et stort forsøg med spredning af forskellige typer og mængder af aske og installeret et solcelle/ethanol-drevet pumpesystem, der suger jordvand fra 90 cm dybde op i prøveflasker. Med tre sugesteder i hver forsøgsparell får vi et godt billede af jordvæskens kvalitet.

Forsøget består af fem behandlinger: frisk bundaske (BUFR), frisk flyveaske (FLFR), hær-det flyveaske (FH 30), askepilller (FLPI), alle spredt med 3 ton pr. ha, samt hær-det flyveaske spredt med 4,5 t/ha (FH 45). Derudover er der også en kontrolparell uden aske (Kontrol). De 6 forsøgsparelller gentages i tre ens blokke: A, B og C, så hver behandling repræsenteres af 3 forsøgsparelller.

Ud over at suge jordvand op, måles nedbørsmængden under trækronerne (gennemdryp) og frilandsnedbøren på en nærtliggende rydning, og der er indsamlet prøver af skovbunden og jorden.

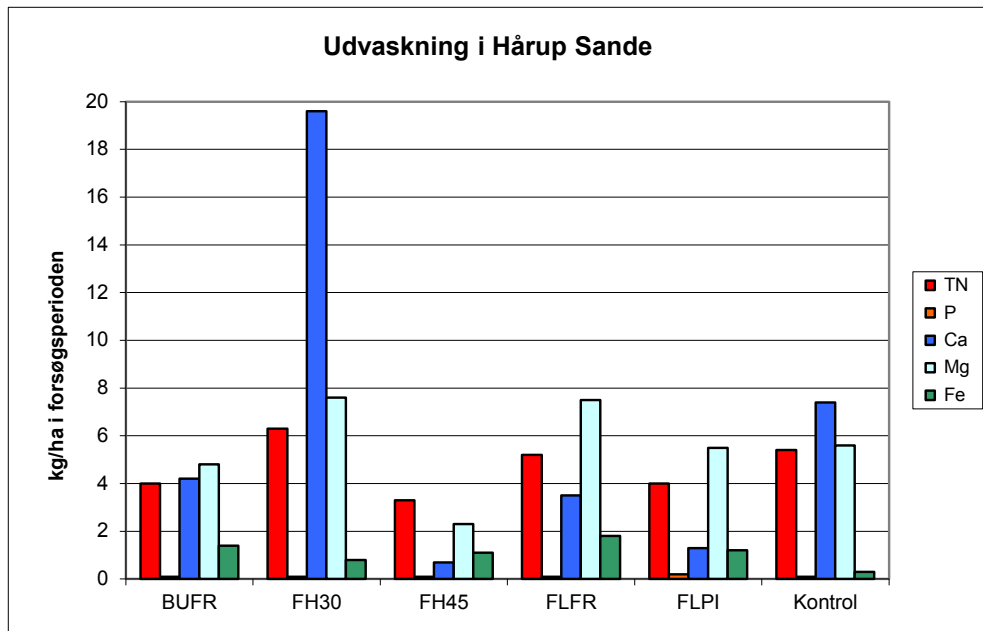
Tilsammen giver målingerne mulighed for at analysere, hvad den tilførte aske betyder for skovbunden og -jorden, samt hvilke stoffer, der vaskes ud til grundvandet. Det har desværre ikke været inden for projektets rammer at måle træernes tilvækst under forsøget.

Udvaskning til grundvandet

Ved at måle stofkoncentrationer og mængder i jordvandet 90 cm under træerne kan udvaskningen beregnes. Her vises udvaskningen i kg/ha i løbet af forsøgsperioden på 30 måneder. Nederst på figuren ses, at udvaskningen er beregnet for hver type aske-spredning. Forsøget er beskrevet under "Feltforsøg".

Ved at sammenligne udvaskningen med "kontrol"-parcellen kan askens betydning vurderes. Det ses, at total-kvælstof (TN), fosfor (P), calcium (Ca), magnesium (Mg) ligger på sammen niveau for alle behandlinger, med undtagelse af calcium under FH 30. Den store udvaskning her er uforklarlig, og kan f.eks. skyldes, at et af prøvetagningspunkterne ligger tæt ved en døende rod eller andet, som afviger fra sandjorden i 90 cm dybde. Generelt har askespredningen ikke medført udvaskning af de viste stoffer.

Forsøget er lavet på en meget næringsfattig sandbund. Lokaliteten er valgt som den værst tænkelige i forhold til udvaskning, idet risikoen for udvaskning er langt større på sandjord end på mere lerholdige jordtyper.



Figur 14. Udvaskningen af hhv. TN, P, Ca, Mg og Fe opgjort i kg/ha for hver behandling.

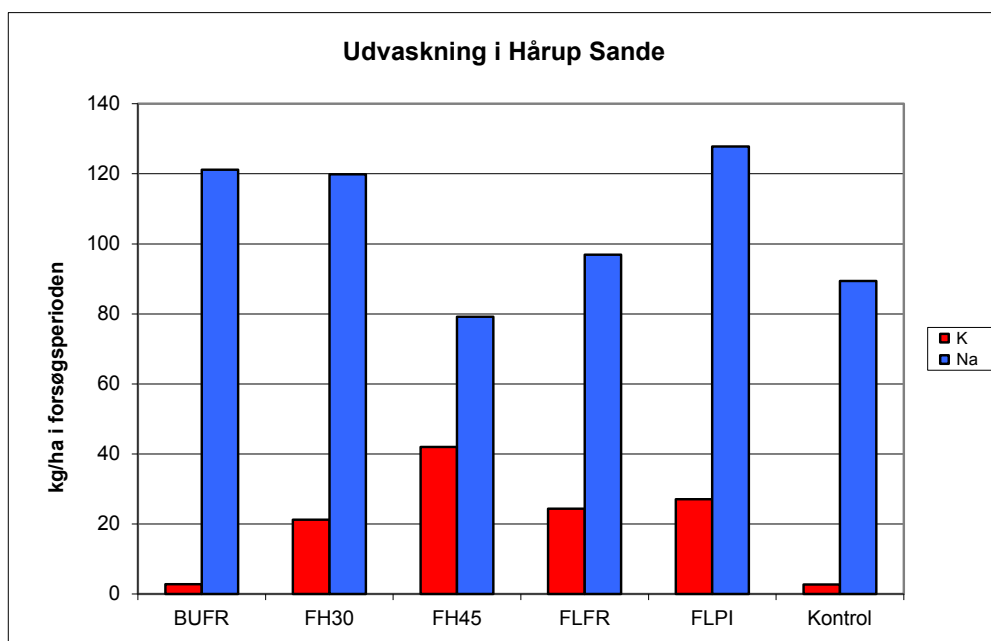
Udvaskning til grundvandet -kalium og natrium.

Som en fortsættelse af ovenstående ses her mængden af udvasket natrium (Na) og kalium (K) under de forskellige forsøgspareller i Hårup Sande. Forsøget er beskrevet under "Feltforsøg".

Udvaskningen fra askeparcellerne kan sammenlignes med udvaskningen fra "kontrol" for at vurdere askens virkning på udvaskningen.

For kalium dannes to grupper (multiple range test): Kontrol og bundaske er signifikant anderledes end FH45. De resterende behandlinger er med i begge grupper. Man kan derfor sige, at spredning af 4,5 tons hærde flyveaske (FH45) medfører en øget kalium-udvaskning, mens de lovlige 3 tons tørstof/ha ikke medfører en signifikant øget udvaskning i forhold til kontrollen.

For Natrium er alle behandlinger statistisk set ens, og man kan derfor sige, at askespredning ikke har medført øget udvaskning af natrium.



Figur 15. Udvaskningen af Na og K i kg/ha for hver behandling.

Balance for næringsstoffer

Stofferne, der tilføres med asken, bliver enten udvasket, bundet i jorden eller optaget af træerne. Udvasningen er et tab for økosystemet mens bundne eller optagne stoffer er et aktiv. I forsøget kendes det tilførte vha. askeanalyser, det udvaskede vha. jordvandsanalyser og det bundne vha. skovbunds- og jordanalyser. Forsøget er beskrevet under "Feltforsøg".

Her er lavet en tabel over tilførte, udvaskede og bundne mængder relativt til kontrolparcellerne. Hver stofmængde er fratrukket det tilsvarende tal fra kontrolparcellerne, så de effekter, der ses i tabellen, kan siges at stamme fra askebehandlingen. De steder, hvor der optræder negative tal er den fundne mængde altså mindre end det tilsvarende tal i kontrolparcellerne.

Ud fra tabellen kan man sige, at udvasningen er ubetydelig i forhold til det tilførte og det bundne, dog med undtagelse af natrium, Na, som viser ret høje udvaskningstal.

Man kan også sige, at en meget stor del af det tilførte calcium, Ca, magnesium, Mg og mangan, Mn bindes i jorden, mens kun en mindre del af kalium, K, og natrium, Na, bindes.

Tabel 8. Oversigt over hhv. den tilførte, den udvaskede og den bundne mængde K, Ca, Mg, Mn og Na. Den ubekendte faktor er træernes optag og måleusikkerhed især ved de meget lave koncentrationer.

	(kg/ha)	K	Ca	Mg	Mn	Na
BUFR	Tilført	139,5	729	90	52,2	22,65
	Udvasket	0,1	-3,3	-0,7	-0,1	34,4
	Bundet	96,2	535	114	54,7	44,5
FLFR	Tilført	148,5	456	90	69	16,74
	Udvasket	23,6	-4,2	2,1	-0,2	7,2
	Bundet	25	443	82,5	75,2	-25,3
FH30	Tilført	110,4	531	99,6	54,3	14,13
	Udvasket	19,9	12,8	2,2	0,5	31,4
	Bundet	24	569	105	73,3	8,6
FH45	Tilført	165,6	796,5	149,4	81,45	21,195
	Udvasket	42	-7,1	-3,5	-0,3	-12,1
	Bundet	63,4	706	172	86,3	44,4
FLPI	Tilført	132	555	71,7	53,1	20,28
	Udvasket	26,5	-6,5	0,1	-0,2	41,7
	Bundet	104	368	66	37,8	37,7

Effekter af askespredning

Ved kemisk analyse af skovbunden (O-horisonten) og jorden i hhv. 0-10, 10-75 og 75-90 cm's dybde kan vi sige noget om, hvor stofferne i asken bliver af, og hvilke andre kemiske effekter askespredningen har haft. Forsøget er beskrevet under "Feltforsøg".

Hovedkonklusionerne er:

- Spredning af aske hæver skovbundens pH-værdi, så den bliver mindre sur. Effekten kan sammenlignes med kalkning, som man gør på landbrugsjord og har gjort i svenske skove. Kalkning modvirker den forsuring, som bl.a. luftforureningen har medført.
- En lidt højere pH-værdi medfører, at evnen til at binde og frigive næringsstoffer i skovbunden forbedres. Når pH-forøgelsen kommer fra aske, vil nogle af askens næringsstoffer blive bundet på de "ledige" pladser.
- Skovbundens indhold af cadmium øges. Dette gælder dog ikke ved spredning af bundaske eller pelleteret aske. Det tilførte cadmium vaskes kun i meget ringe grad længere ned i jorden,

og asken har ikke ændret koncentrationen af cadmium i jordvandet. Betydningen af cadmium-koncentrationen i skovbunden for planter og dyr kendes ikke, men generelt er cadmium et skadeligt tungmetal. Hvor længe cadmium-koncentrationen er om at falde tilbage til det oprindelige niveau vides ikke.

- Bundaske ser ud til at binde Na, Mn og Mg stærkere i askepartiklerne end flyveaske. Derfor frigives flere af disse stoffer i skovbunden i forsøgsparcerne, hvor der er spredt bundaske. I hvilken grad stofferne frigives til gavn for træerne vides ikke.

- Generelt kan det siges, at størstedelen af de tilførte stoffer bindes i det øverste organiske lag/skovbunden. Langt færre stoffer vaskes ned i mineraljorden. Udvaskningen af stoffer er ubetydelig, dog med undtagelse af kalium (K) og natrium (Na), som findes i en letopløselig form i flyveaske.

Koncentrationen af tungmetaller i jordvand

Koncentrationen af Cd, Cr, Ni og Pb i jordvandet under skov-forsøgsparcerne i Hårup Sande. Bemærk, at enheden på figurerne 16 og 17 er forskellig.

Koncentrationen af tungmetaller i jordvandet er en vigtig miljøparameter. Ved at analysere det udtagne jordvand under forsøgsparcer kendes koncentrationen af tungmetaller og kan sammenlignes mellem kontrol og behandlinger og med grænseværdierne for tungmetaller i drikkevand.

Tabel 9. Grænseværdien for tungmetaller i drikkevand (tapsteder).

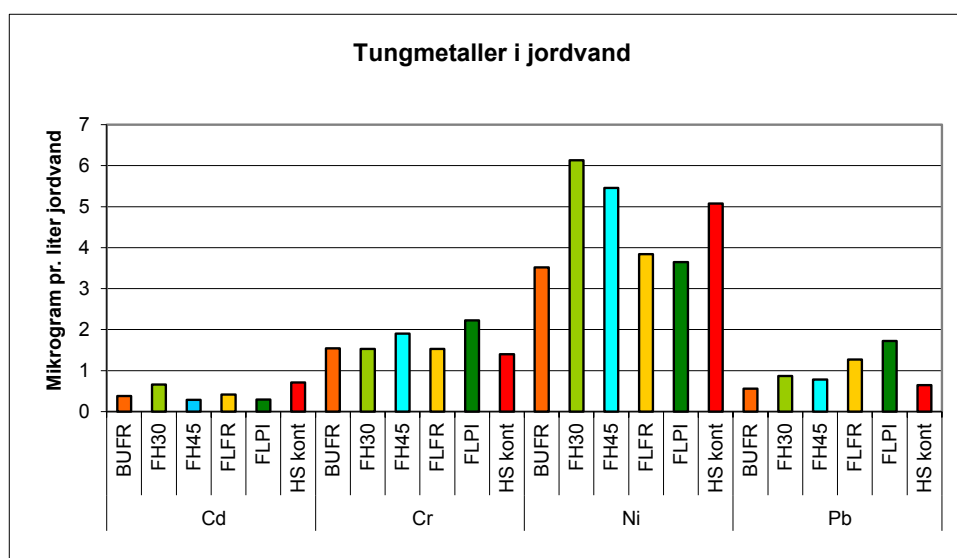
Stof	Cd	Cr	Ni	Pb
Mikrogram pr. liter	5	50	20	10

For cadmium (Cd) ligger koncentrationen marginalt højest i jordvandet under kontrolparcellen, men alle parceller ligger i samme størrelsesorden, og langt under grænseværdien.

For krom (Cr) ligger askeparcellerne lidt over kontrollen med højest koncentration under parcellen, der er gødet med askepillen.

For nikkel (Ni) ligger kontrollen, hærde flyveaske 3 og 4,5 t/ha (FH30/FH45) højest, mens frisk flyveaske (FLFR) og askepillen (FLPI) ligger lidt lavere. Alle ligger langt fra grænseværdien i drikkevand.

For bly (Pb) ligger askepillen (FLPI) højest. Ellers ligger alle behandlinger på niveau med kontrollen og langt fra grænseværdien for drikkevand.



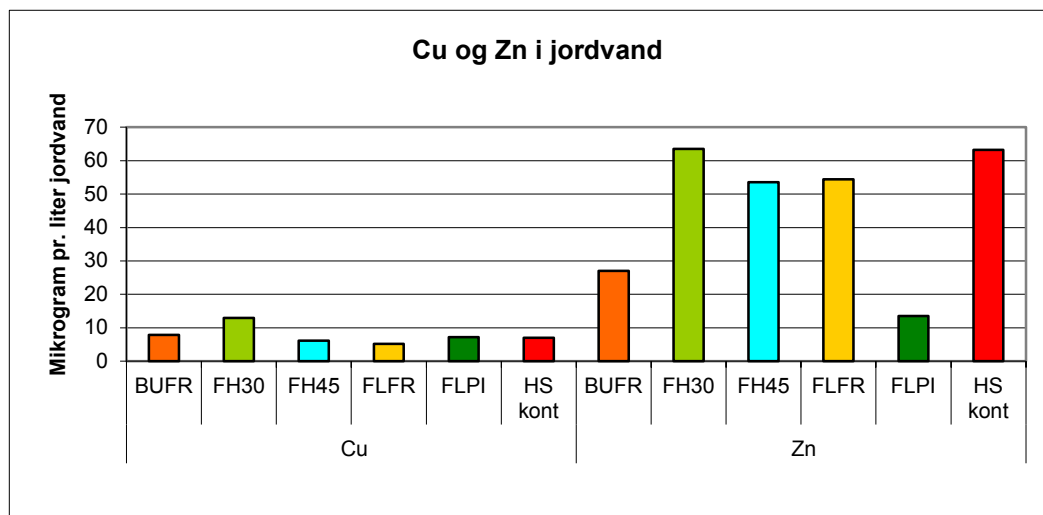
Figur 16. Koncentrationen af tungmetaller i jordvandet under de seks behandlinger. Bemærk at enhederne på figur 16 og 17 er forskellige.

Kobber og zink i jordvandet

Koncentrationen af kobber (Cu) og zink (Zn) i jordvandet under skov-forsøgsparcellerne i Hårup Sande. Bemærk, at enheden på de to figurer er forskellig.

For kobber (Cu) ligger alle behandlinger på niveau med kontrollen, dog ligger hærde flyveaske 3 t/ha (FH30) lidt højere. Alle koncentrationer ligger betydeligt under grænseværdien for drikkevand.

For zink ligger kontrollen og hærde flyveaske 3 tons tørstof/ha (FH30) højest, mens askepillerne (FLPI) og bundaske (BUFR) ligger lavest. Alle koncentrationer ligger langt under grænseværdien for drikkevand.



Figur 17. Koncentrationen af Cu og Zn i jordvandet under behandlingerne. Bemærk at enhederne på figur 16 og 17 er forskellige.

Hærdning og forbehandling

Regler om hærdning

En af de store nyheder i bioaskebekendtgørelsen BEK nr. 818 af 21/7/2008 er kravet om, at aske skal hærdes inden spredning i skov.

Hærdning beskrives som den ledningsevne, som opnås når 1 del aske tilsættes 5 dele vand, og blandingen henstår et døgn. Analysemetoden er nærmere beskrevet i Metodeblad 1. Jo mere hærdet asken er, des lavere ledningsevne opnås i vandet.

Bioaskebekendtgørelsen indeholder tre kategorier for dosering af aske afhængigt af askens hærdningsgrad:

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

Formålet med hærdning er at dæmpe askens basiske virkning og dæmpe udvaskningen af næringsstofferne, som frigives langsommere, hvis asken er hærdet til klumper.

Når man skal se på, hvordan flisaskepredning påvirker skovøkosystemet og det omgivende miljø, så er der flere ting, som gør sig gældende herunder askens indhold af forskellige stoffer samt askens kemiske og fysiske opbygning.

Asken påvirker jorden

Flisaska virker alkalisk på jorden og jordvandet og giver herved risiko for rodsvidning med nedsat vand- og næringsstofoptag til følge. Askens opløselighed og reaktivitet spiller således en væsentlig rolle for, hvordan asken påvirker skovøkosystemet og det omgivende miljø (søer, vandløb, grundvand o.l.). Asken indeholder salte. Nogle af disse salte, specielt metal-klorider og metal-sulfater, kan opløses hurtigt og medfører en pH-sænkning i jordvandet. Der kan således være en risiko for, at de geokemiske forhold i jordbunden ændres drastisk indenfor en relativt kort periode. Disse ændringer kan påvirke næringsstofkoncentrationen i jordvandet samt mineraliseringen af organisk stof i jordbunden. Herved øges risikoen for udvaskning og permanente tab af næringsstoffer.

Hærdning

De uønskede følgevirkninger af flisaskaudbringning kan i en vis udstrækning modvirkes ved, at man forbehandler asken inden spredning i skoven. Ved forbehandlingen kan man manipulere askens kemiske og fysiske opbygning og derved askens opløselighed og reaktivitet.

Der findes mange forskellige typer af forbehandlinger, som kan udnyttes i forbindelse med bioasker. Begrebet hærdning benyttes ofte som et samlet udtryk for flere ting, herunder karbonatisering, fysisk hærdning, regulering af kornstørrelse (herunder sigtning), pelletering, granulering, afbrænding, coatning og udvaskning mm. Resultater fra Eriksson et al. (1998) indikerer, at askens partikelstørrelse spiller en rolle for askens opløselighed.

Egnell et al 1998 og Karlton et al. 2008 og 2012 sammenstiller viden om flisaska og askespredning. De konstaterer, at når asken kommer ud af fyrboksen, findes metallerne ofte

som oxider eller hydroxider, der reagerer markant alkalisk. Frisk dannet aske, der opløses i vand, kan øge vandets pH op til 11 – 12. Ved at lade asken reagere med luftens vand og CO₂ kan asken karbonisere, idet metaloxiderne og hydroxiderne omdannes til karbonater:

Karbonatisering af CaO.



Hvis askens indhold af uforbrændt kulstof samtidig er lavt (< 100 mg/g tørstof), vil asken kunne hærde fysisk på samme måde som brændt kalk. Denne grænse for indholdet af kulstof kan dog i praksis vise sig at være endnu lavere afhængigt af hærtningsproceduren (Karlton et al., 2012). Den karboniserede aske har stadig en alkalisk effekt på jordbunden, men effekten er dæmpet betydeligt og minder en del om effekten af jordbrugskalkning.



Aske vendes og vandes.

Aske frigiver forskellige stoffer med forskellig hastighed. Frigivelsen afhænger hovedsagelig af askens kemiske sammensætning og kornstørrelsesfordeling, men det kemiske miljø, som asken opløses i, spiller også en væsentlig rolle. Der er eksempelvis stor forskel på, hvor hurtigt et næringsstof frigives, afhængigt af om stoffet oprindeligt var bundet i biomassen eller i de jordminerale, der fulgte med flisen. K og Na fra den afbrændte biomasse findes ofte i asken som salte med SO₄²⁻ og Cl⁻ som anioner. Disse salte opløses relativt hurtigt. Karbonaterne opløses langsommere og silikaterne endnu langsommere. Når asken spredes i skoven, er der derfor risiko for, at især saltene med K⁺, Na⁺, SO₄²⁻ og Cl⁻ fra asken opløses hurtigt og udvaskes. Dette kan give en relativt kortvarigt periode, hvor ion-koncentrationen i jordvandet øges og pH sænkes. Denne type ”sur-stød” forårsaget af askespredning er beskrevet i Rumpf et al., 2001, Arvidsson 2001, Arvidsson og Lundkvist 2001, Ludwig et al. 2002 og i Karlton et al. 2012.

En kemisk hærkning (karbonatisering) vil sjældent have en stor effekt på opløseligheden af saltene og særligt ikke påvirke frigivelsen af K (Steenari et al., 1999). Kombinationen af kemisk og fysisk hærkning, hvor asken forarbejdes til større piller eller granulater, kan dog i en vis grad påvirke frigivelsen af K.

Ved at blande asken med den flis, der skal brændes på værket, kan man afbrænde asken igen, og derved fjerne en del af den mængde uforbrændt kulstof (glødetabet), som findes i asken, samt fjerne større eller mindre mængder af tungmetaller og evt. næringsstoffer, afhængigt af forbrændingsproceduren og temperaturen. Denne metode anvendes i praksis som genindfyring af flyveasken. Genindfyringens effekt er ikke systematisk analyseres i nærværende projekt.

Let opløselige askekomponenter, som saltene, kan evt. fjernes fra asken ved at vaske asken inden spredning. Herved kan man fjerne eksempelvis den let opløselige fraktion af K. Det har dog den uheldige effekt, at K ikke recirkuleres til skoven. I Danmark er K et af de næringsstoffer, der er konstateret mangel på i en række gødskningsforsøg i jyske rødgranplantager (Ingerslev et al., 2011).

I den danske bioaskebekendtgørelse (Miljøministeriet, 2008) findes en metode til analyse af askes reaktivitet og grænseværdier for værdierne inden spredning i skov. I Danmark kræver man således at aske, der skal spredes i skov er karbonatiseret og opløses langsomt.

Vurdering af hærkningsmetoder

Denne del af projektet har til formål at vurdere, hvilke metoder, der er relevante at afprøve på dansk aske. Med inspiration fra Sverige er frilandshærkning og granulering oplagte valg. Dog viser det sig at granulering er en proces, der er meget følsom overfor variation i asken bl.a. mht. vandindhold og glødetab. Da dansk aske i høj grad produceres på mindre værker og under varierende forbrændingsforhold, er der ikke store mængder homogen aske til rådighed. Da omkring halvdelen af danske værker desuden har et vådt askesystem, er det umuligt at styre vandindholdet i asken i tilstrækkelig grad. Der er fremstillet et mobilt anlæg til granulering af aske i Sverige. Der har ikke været mulighed for at afprøve dansk aske på anlægget inden for rammerne i dette projekt.

Hærkningsforsøg

Hærkning er forsøgt på pilotplan og efterfølgende demonstreret i større skala.

Der er udført pilotforsøgshærkninger med følgende opstillinger:

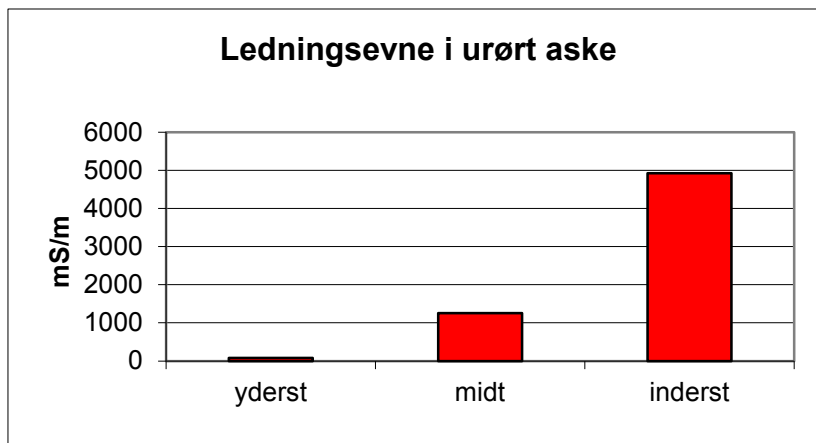
En aske oplagt i stak uden efterfølgende vending. Prøver udtaget med jordspyd.

Dybdeintervallerne er:

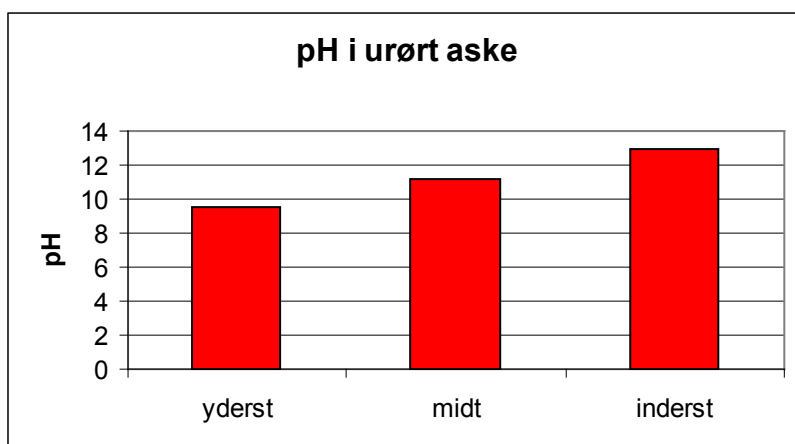
Yderst: 0-10 cm

Midt: 10-40 cm

Inderst: 60-80 cm



Figur 18. Ledningsevnen (mS/m) i tre dybder i en askestak, der ikke er vendt.



Figur 19. Askens pH-værdi i tre dybder i en askestak, der ikke er vendt.

Resultatet viser en tydelig tendens til lav ledningsevne yderst i stakken og stigende ledningsevne længere inde. Resultatet afspejler hærkningens afhængighed af CO_2 fra luften. Når stakken ikke vendes, hærdner de yderste centimeter, mens hærkningen aftager længere inde mod midten af stakken.

Det er forsøgt om fugtig aske kan opvarmes og derved gennemgå en hurtig hærkningsproces. Efter opvarmning til 105 grader i 3 timer var ledningsevnen den samme som før opvarmning. Forsøget indikerer, at tiden, som hærkningen varer, ikke kan begrænses væsentligt af varmepåvirkning.

Der er spredt fugtig aske ud til hurtig soltørring. Laget af aske var tyndt, så både tørring og beluftning kunne forløbe uhindret. I løbet af en dag var asken tør, men ledningsevnen var uændret. Heller ikke en moderat opvarmning, men rigelig adgang til CO_2 kan mindske hærkningstiden.

Det er forsøgt om gennemluftning af fugtig aske var en metode til at opnå hurtigere hærkning. Efter tre dages beluftning var asken tør, men ledningsevnen var uændret. Øget påvirkning med luft og tørring, kan altså ikke mindske hærkningstiden.

Der er i alle tilfælde tale om pilotforsøg anlagt uden variation i asken og uden gentagelser. Blot med det formål at få indikationer om hærkningsmetodens effekt. Resultaterne har derfor ikke videnskabelig sikkerhed, men er blot indikationer.

Selvhærdning

Selvhærdning, også kaldet simpel hærdning, er den simpleste metode til hærdning af aske. Metoden, som også anvendes i Sverige, viser sig også at være egnet under danske forhold.

Asken befugtes til den opleves som jordagtig. Det vil for de fleste asker svare til mellem 20 og 30 % vand. Efter befugtning indledes en tørringsfase, hvor vandindholdet skal reduceres, samtidig med at asken optager CO₂ fra luften. I løbet af processen skal asken vendes, så det nederste aske kommer øverst, både af hensyn til tørringen og CO₂ optagelsen. Der er udført demonstrationshærdninger på den aske, der efterfølgende blev anvendt til feltforsøg.

Pelletering

Frem for den svenske valsepelletering eller granulering, er der udført forsøg med matricepelletering af dansk flyveaske. Metoden blev afprøvet med det formål at afgøre, om der var potentiale i at forarbejde en del af asken til et mere anvendeligt produkt. Både håndteringen og spredningsegenskaberne bliver væsentligt forbedrede ved pelletering.

I samarbejde med det daværende BioTeknologisk Instituts forsøgsstation ved Sdr. Stenderup blev der udført en række forsøg med pelletering. Materialet var dels flyveaske, dels sigtet flyveaske uden større partikler af uforbrændt kulstof.



Askepiller uden tilsætningsstoffer.

Maskinen var en stor matricepresser, der i hovedtræk fungerer ved, at en jernring med koniske huller, en ringmatrice, placeres udenom tre cylindriske valser, som roterer på indersiden af matricen. Når asken tilsættes mellem valserne og matricen, vil de roterende valser presse materialet ind i hullerne. Valsernes pres og hullernes koniske form vil presse materialet sammen. Askens vandindhold er afgørende for pelleteringsprocessen. Vandindholdet har indflydelse på askens glideegenskaber og evne til at beholde pilleformen efter presning. Meget vand giver en nemmere presning, men pillerne slås i stykker efter at have forladt matricen. Lidt vand medfører øget modstand i matricen, men kan asken presses igennem hullerne, vil pillerne holde formen efterfølgende. Der er forsøgt med et spænd af fugtigheder. Ca. 20 % vand er optimalt. For at øge askens evne til at beholde formen efter presning blev det forsøgt at tilsætte rapid-cement. Den høje temperatur og fugtighed gav cementen mulighed for at bidrage til hærdningen.

Desværre havde cementen den samme dårlige glideegenskab som asken. Ved at tilsætte cement blev pelleteringen yderligere problematisk, og da cementen ikke størkner inden pillernes første fald, men først efterfølgende, hjælper cement ikke på det kritiske punkt i pelleteringen.

Det var en nærliggende tanke, at asken skulle blandes med andre materialer, for at få en pelleterbar masse. Vi forsøgte med organiske og gerne fedtholdige materialer som majs, sheanøddeskaller, rapskage, korn, træsmuld, fiskemel, mv. Det var hypotesen, at stoffernes gode glide-egenskaber skulle forbedre askens pelleteringsegenskaber. Generelt var det indtrykket, at tilsætningsstofferne var positive i forhold til askens evne til at blive presset igennem matricen, men negative i forhold til askens evne til at forblive på pilleform efter presning. Biomassens evne til at optage fugt og svulme op er negativ, idet det kan medføre at pillernes sprænges efter presning. Konklusionen var, at alle tilsætningsstoffer havde en negativ total-virkning.

Det var momentært muligt at få askemassen til at glide gennem matricen uden hjælpemidler. Den større friktion medførte høj varmeudvikling. Varmen førtes væk fra matricen sammen med de pressede piller, men når friktionen blev for stor, og den producerede mængde piller blev mindre, indledtes en negativ spiral. Med øget temperatur øges friktionen, idet vandet i pillerne fordampes. Den øgede friktion mindsker pilleproduktionen og dermed bortledningen af varme. Temperaturen og friktionen steg meget hurtigt, indtil hullerne i matricen var fyldt ud af stivnet aske.

Denne negative udvikling skete flere gange. Flere gange kunne hullerne renses ved at tvinge en blanding af olie og sand igennem matricen. En enkelt gang måtte matricen sendes til fabrikanten til udboring.



Lille pladematrixpresse som ikke var velegnet til aske.

Det er desuden forsøgt at presse piller på en meget mindre presse, der kapacitetsmæssigt er bedre egnet til danske værker. Pressen var fremstillet på maskinfabrikken ARP-safe og var en mindre pladematrixpresse. Forsøgene blev udført hos ARP-safe af deres personale og Skov & Landskab. Forsøgene tog udgangspunkt i sigtet flyveaske med et vandindhold på 20 %.

På den kolde maskine var pressemodstanden ikke tilstrækkelig til at forme piller. I et kort interval var temperaturen tilpas høj til, at vandfordampningen medførte en tilpas friktion, og

der blev produceret piller. Umiddelbart efter den positive proces blev temperaturen for høj og friktionen for stor. Processen gik i stå med voldsom varmeudvikling til følge. Hullerne i matricen var stoppet med hærde aske og, begge ruller var ødelagt af temperatur og rullemodstand.

Konklusionen er, at ren flyveaske med ca. 20 % vand uden tilsætningsstoffer, er det optimale til pelletering. Pelletering er yderst vanskelig, og der blev aldrig opnået en stabil drift. Det blev også synliggjort at erfarent personale er vigtigt, ligesom justeringsmuligheder på maskinen er afgørende.

Hærdningstest med citronsyre

I Sverige har man valgt at teste askens hærdningsgrad ud fra ledningsevnen i en aske/vand blanding. Samme metode er valgt i den danske bioaskebekendtgørelse og er beskrevet i metodeblad 1, herefter kaldet ”ledningsevnetesten”. Metoden beskriver hærdningen ud fra ledningsevnen i vandig opløsning. Ulempen ved metoden er, at askens basiske bufferevne ikke beskrives tilstrækkeligt. Det formodes, at bufferevnen er en vigtig egenskab for askens påvirkning af skovbunden.

Der er i forbindelse med dette projekt udviklet et supplement til ledningsevnetesten. Metoden består i, at asken påvirkes med citronsyre, og bufferevnen beskrives med en pH-værdi efter to døgn. Der er udført en række forsøg med den nye metode, som herefter kaldes ”citronsyretesten”. Der er udført en række indledende forsøg for at vælge de rette testforhold (tid og syremængde).

Forsøg med citronsyretesten

Her under beskrives metoden, derefter de indledende forsøg, og til sidst sammenlignes med ledningsevnetesten.

Til de indledende forsøg blev nedenstående metodebeskrivelse anvendt:

Aske afvejes og blandes med citronsyre. pH og ledningsevne måles.

- Tør tre askeprøver a 50 g ved 105 grader i ca. 24 timer og bestem TS %.
- Afvej 25, 50 eller 100 g TS som våd aske.
- Tilsæt citronsyre så koncentrationen bliver 0, 25, 75 eller 150 mmol/l.
- Mål pH i alle prøver og ledningsevnen i prøver uden syre efter 1, 24, 48 og 168 timer.

Vejledning:

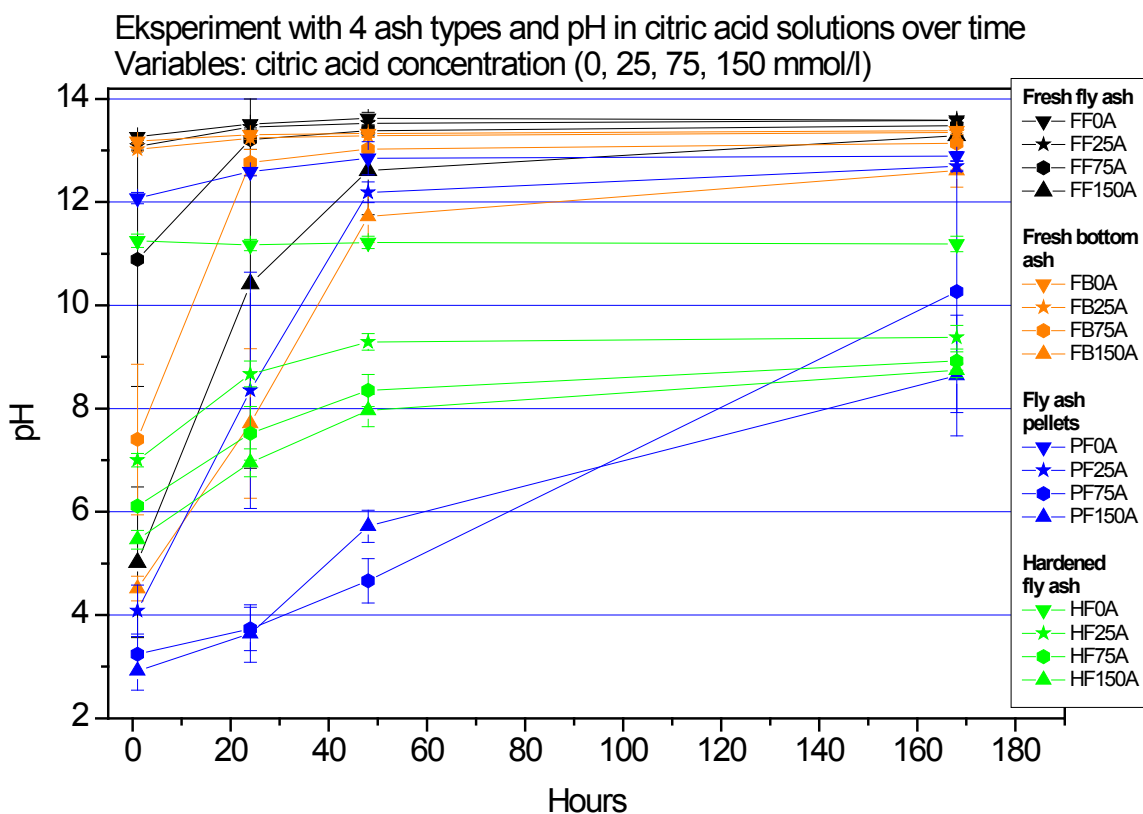
1. Der bestemmes vand/tørstofindhold i asken. 50 g frisk aske tørres i en laboratorieovn ved 105 °C i ca. 24 timer, indtil vægten af den tørrede prøve er konstant. TørStof-indholdet (TS %) bestemmes på aske, der IKKE skal anvendes til selve citronsyretesten, men KUN som prøver til TS-bestemmelse. Tre replikater. (Vådaske, g – vægttabet under tørring, g *100 / vådaske, g = tørstof % (TS %).)
2. Til citronsyretesten anvendes altid et vægtforhold på 1:5 mellem tørstofindholdet i asken og væske. Væsken er summen af det vand, der er i asken, og det der tilsættes.
3. Der afvejes våd aske, så det svarer til hhv. 25, 50 og 100 g tørstof (ref. Temp. 105 °C). Eksempel: hvis TS % = 40 % og der skal afvejes 25 g tørstof, så skal man afveje 25 g / 0,4 = 62,5 g frisk våd aske. Hvis TS % = 55 så afvejes 25 g / 0,55 = 45,45 g våd aske. Der anvendes tre replikater for hver kombination af askevægt og syrekoncentration.
4. Der arbejdes med 4 forskellige koncentrationer af citronsyre i den endelige aske-væskeblanding: 0, 25, 75 og 150 mmol/l. Da den våde aske allerede indeholder vand, vil koncentrationen af den syre, som skal tilsættes, afhænge af askens vandindhold.

(Fakta om citronsyre: 2-hydroxy-propan-1,2,3-tricarboxylsyresyre; $M(\text{citronsyre, ren}) = 192,14 \text{ g/mol}$; $M(\text{citronsyre, monohydrat}) = 210,155 \text{ g/mol}$; $K_s = 0,00741$; $pK_s = 3,13$).

Eksempel: Fremgangsmåde hvis TS % = 40 og der skal afvejes 25 g tørstof, som skal i en aske-væske-blanding med 75 mmol/l citronsyre. Først afvejes 25 g / 0,4 = 62,5 g våd aske, den indeholder 62,5 - 25 = 37,5 g vand. Der skal i alt være 5 gange så meget væske som aske-tørstof => 25 g aske * 5 = 125 g væske. Der er allerede tilsat 37,5 g vand med den friske aske, så der mangler i alt 125 g - 37,5 g = 87,5 g syreopløsning. Syrekoncentrationen i aske-væske-blandingen skal være 75 mmol/l i de 125 g væske => der skal tilsættes 0,125 l * 75 mmol/l = 9,375 mmol citronsyre og 87,5 g vand => der skal fremstilles og tilsættes 87,5 g af en citronsyreopløsning med en koncentration på $9,375 / (87,5 / 1000) = 107,14 \text{ mmol/l}$. Blandingsforholdet for syren bliver $(107,14 / 1000) * 210,155 \text{ g (citronsyre, monohydrat)} = 22,517 \text{ g (citronsyre, monohydrat)}$ til 1 l demineraliseret vand.

1. Syreblandingerne rystes grundigt inden brug. Det er vigtigt, at syren er helt opløst, inden den anvendes.
2. Syre og aske blandes og får lidt tid til at gasse af, inden de lukkes til og opbevares ved stuetemperatur.
3. Der måles pH i aske-syreopløsningen efter 1 time, 24 timer, 48 timer og 168 timer (7 dage).
4. Der måles pH og ledningsevne i askeopløsningerne uden syre (syrekoncentration = 0) efter 1 time, 24 timer, 48 timer og 168 timer (7 dage).
5. Temperaturen i opløsningerne måles og noteres.

Resultaterne af de indledende forsøg ses herunder. Formålet er at vælge de rette testbetingelser.

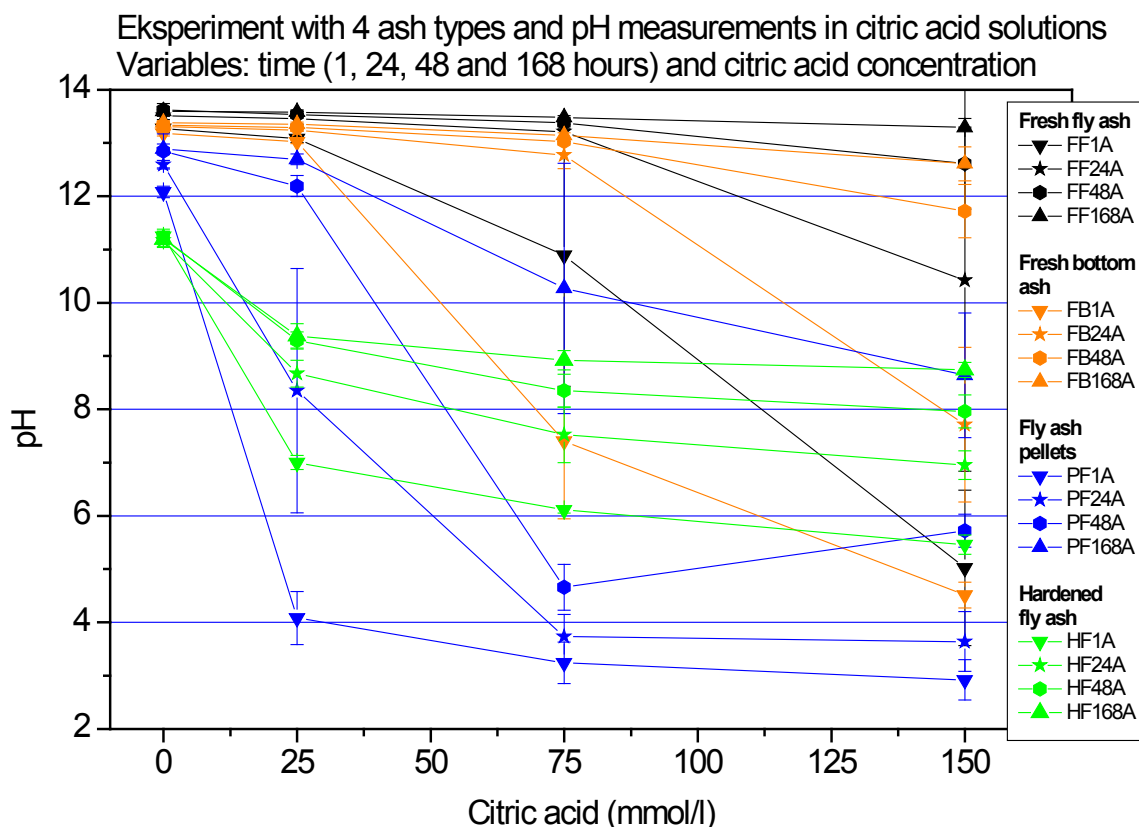


Figur 20. Fire asker hhv. frisk flyveaske (sort), frisk bundaske (orange), askepiller (blå) og hærdet flyveaske (grøn) blev tilsat 4 forskellige styrker af citronsyre hhv. 0, 25, 75 og 150 mmol/l. Der blev målt pH over tid.

Tolkningen af figuren mht. tid er, at den bedste adskillelse af asketyperne sker efter 48 timer. Det er også en faktor, at pH-kurverne flader ud efter 48 timer, mens de stiger betydeligt inden 48 timer. Et målepunkt på den stejle del af kurven vil medføre betydelig øget måleusikkerhed.

Askernes indbyrdes placering på pH-skalaen er som forventet. Det er ikke muligt at tolke syrekonzentrationens effekt på figuren.

Nedenstående figur fokuserer på syrekonzentrationen.

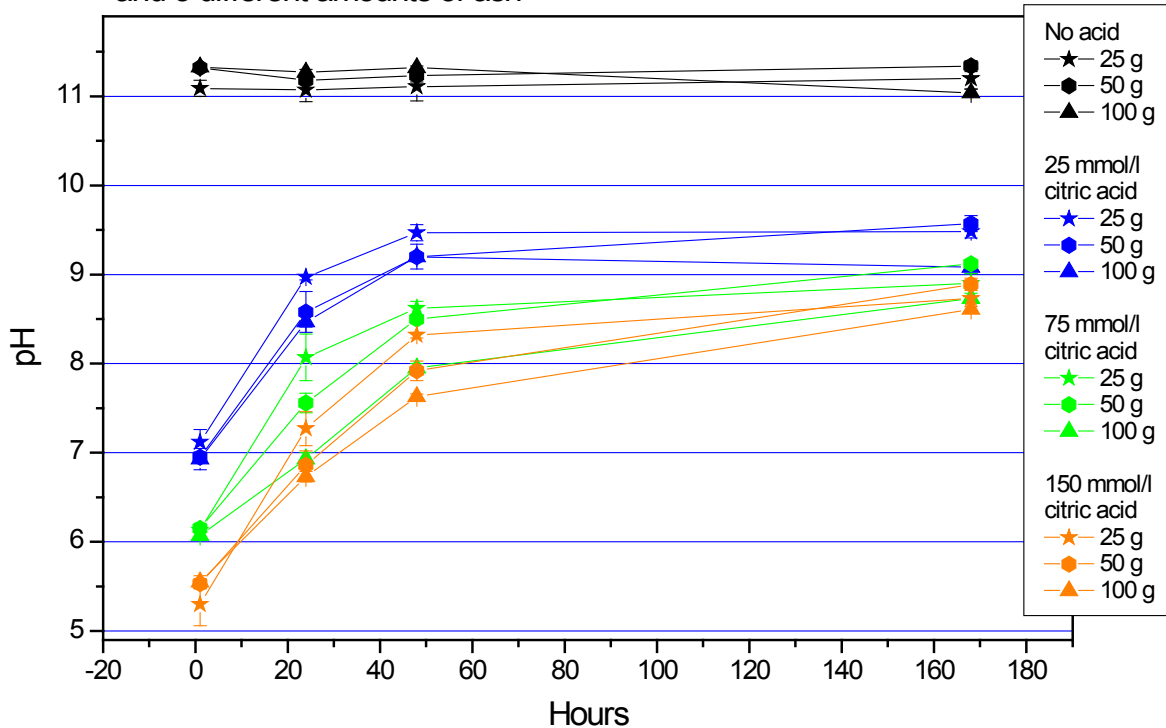


Figur 21. Fire asker fik tilsat varierende koncentrationer af citronsyre (0, 25, 75, 150 mmol/l). For hver aske blev pH målt efter hhv. 1, 24, 48 og 168 timer. Forsøgsopstillingen er det samme som i Figur 4.

Tolkningen af figuren mht. koncentrationen af citronsyre er, at 75 mmol/l er den koncentration, hvor askerne adskilles bedst, og kurverne har en forholdsvis flad hældning.

Mængden af aske har i princippet kun betydning for prøvens størrelse, da blandingsforholdet med vand stadig er 1 aske: 5 vand. Årsagen til at der alligevel er udført forsøg med prøvestørrelsen, er at risikoen for en ikke-repræsentativ prøve stiger med mindsket prøvestørrelse. Hvert askekorn tillægges større værdi, jo mindre prøven er. De udførte forsøg skal vise, hvor lille prøvestørrelsen kan blive, uden at gå på kompromis med resultatets reproducerbarhed.

Experiments with hardened fly ash, 4 different citric acid concentrations and 3 different amounts of ash



Figur 22. Der er udført forsøg med prøvestørrelsens betydning for resultatet. Hærdet flyveaske er doseret med hhv. 25, 50 og 100 gram og behandlet med forskellige koncentrationer af citronsyre.

Tolkningen af denne og tilsvarende figurer for de andre asketyper resulterede i, at 50 g aske blev valgt som prøvestørrelse. Begrundelsen er, at resultaterne fra 25 grams prøvestørrelse, i nogle tilfælde, adskilte sig fra resultaterne fra 50 og 100 grams prøvestørrelse. Generelt ligger 50 og 100 g meget tæt, og af laboratorietekniske årsager er 50 g at foretrække frem for 100 g.

Efter ovenstående indledende forsøg kan der fremlægges et supplement til ledningsevnetesten, som bygger på opløsningen af 50 g aske i 250 g 75 mmol/l citronsyre, henstand i 48 timer og måling af pH. Vejledning følger.

Det er ønskeligt at afprøve om andre syrer kunne være et bedre valg. I nærværende projekt er der kun udført forsøg med citronsyre.

Citronsyretesten

Aske afvejes og blandes med vand (ledningsevne måles) eller citronsyre (pH måles).

- Tør 3 askeprøver a 50 g ved 105 grader i ca. 24 timer og bestem TS %
- Afvej 6 x 50 g TS som våd aske
- Til 3 prøver tilsættes citronsyre (1 del aske: 5 dele væske) så koncentrationen bliver 75 mmol/l. Mål pH efter 48 timer.
- Til 3 prøver tilsættes vand 1:5 og ledningsevnen måles efter 48 timer

Vejledning:

1. Der bestemmes vand/tørstofindhold i asken. 50 g frisk aske tørres i en laboratorieovn ved 105 °C i ca. 24 timer, indtil vægten af den tørrede prøve er konstant. Tørstof-indholdet (TS %) bestemmes på aske, der IKKE skal anvendes til selve citronsyretesten, men KUN som prøver til TS-bestemmelse. Tre replikater. (Vådaske, g – vægttabet under tørring, g * 100 / vådaske, g = tørstof % (TS %)).
2. Til citronsyretesten anvendes altid et vægtforhold på 1:5 mellem tørstofindholdet i asken og væske. Væsken er summen af det vand, der er i asken, og det der tilsættes.
3. Der afvejes våd aske, så det svarer til 50 g tørstof (ref. Temp. 105 °C). Eksempel: hvis TS % = 40 %, og der skal afvejes 50 g tørstof, så skal man afveje $50 \text{ g} / 0,4 = 125 \text{ g}$ frisk våd aske. Hvis TS % = 55, så afvejes $50 \text{ g} / 0,55 = 90,91 \text{ g}$ våd aske. Der anvendes tre replikater.
4. Der beregnes en citronsyre, så der opnås 75 mmol/l i den endelige aske-væske-blanding. Da den våde aske allerede indeholder vand, vil koncentrationen af den syre, som skal tilsættes, afhænge af askens vandindhold.

(Fakta om citronsyre: 2-hydroxy-propan-1,2,3-tricarboxylsyre; $M(\text{citronsyre, ren}) = 192,14 \text{ g/mol}$; $M(\text{citronsyre, monohydrat}) = 210,155 \text{ g/mol}$; $K_s = 0,00741$; $pK_s = 3,13$).

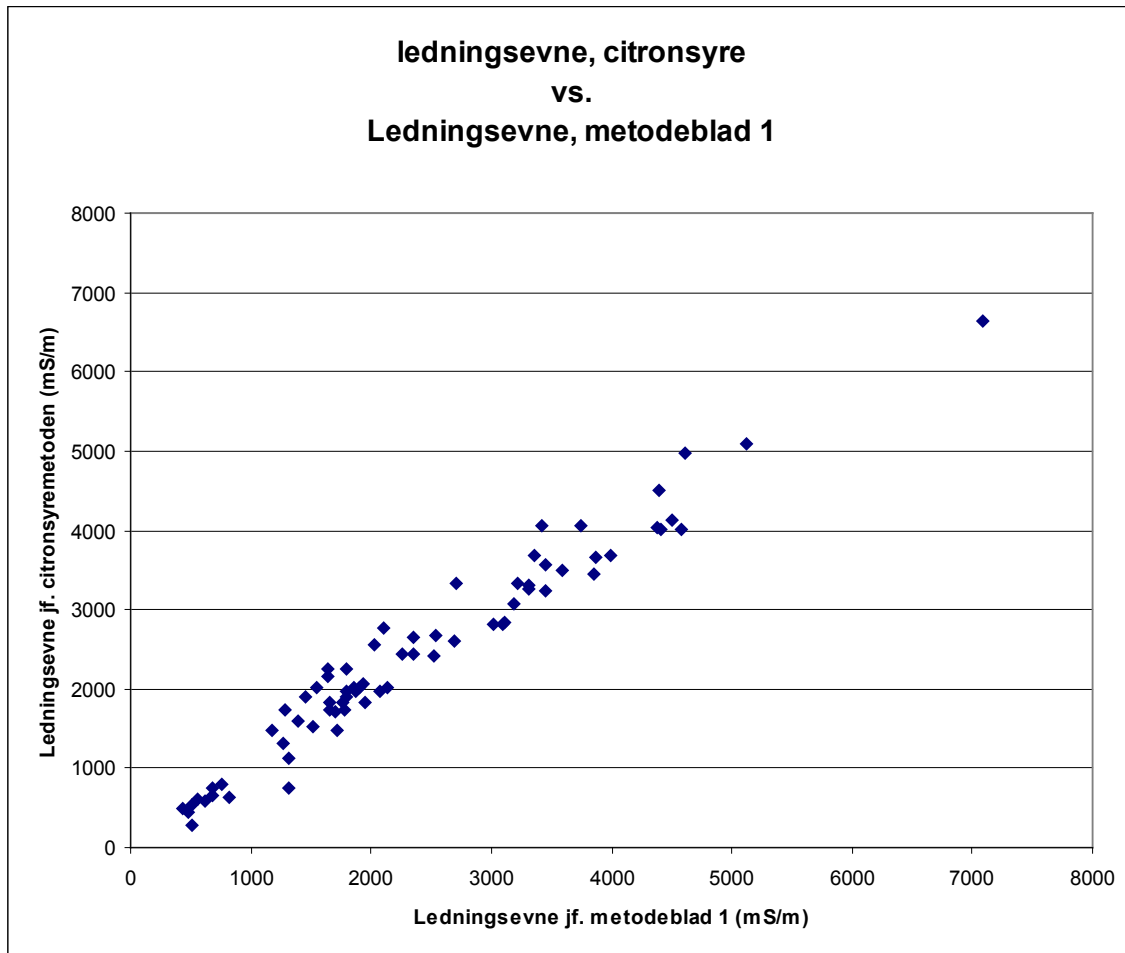
Eksempel: Fremgangsmåde hvis TS % = 40 og der skal afvejes 50 g tørstof, som skal i en aske-væske-blanding med 75 mmol/l citronsyre. Først afvejes 50 g / 0,4 = 125 g våd aske, den indeholder 125 – 50 = 75 g vand. Der skal i alt være 5 gange så meget væske, som aske-tørstof => 50 g aske * 5 = 250 g væske. Der er allerede tilsat 75 g vand med den friske aske, så der mangler i alt 250 g – 75 g = 175 g syreopløsning. Syrekoncentrationen i aske-væske-blandingen skal være 75 mmol/l i de 250 g væske => der skal tilsættes $0,250 \text{ l} * 75 \text{ mmol/l} = 18,75 \text{ mmol}$ citronsyre og 175 g vand => der skal fremstilles og tilsættes 175 g af en citronsyreopløsning med en koncentration på $18,75 / (175/1000) = 107,14 \text{ mmol/l}$. Blandingsforholdet for syren bliver $(107,14/1000) * 210,155 \text{ g}$ (citronsyre, monohydrat) = 22,517 g (citronsyre, monohydrat) til 1 l demineraliseret vand.

5. Syreblandingerne rystes grundigt inden brug. Det er vigtigt, at syren er helt opløst, inden den anvendes.
6. Syre og aske blandes og får lidt tid til at gasse af, inden de lukkes til og opbevares ved stuetemperatur.
7. Der måles pH i aske-syreopløsningen efter 48 timer.
8. Der måles ledningsevne i askeopløsningerne uden syre (syrekoncentration = 0) efter 48 timer.
9. Temperaturen i opløsningerne måles og noteres.

Sammenligning mellem citronsyretesten og ledningsevnetesten

Der er udført både citronsyretest og ledningsevne test jf. metodeblad 1 på 68 asker.

Nedenstående figur viser resultaterne af ledningsevne målingerne efter ledningsevnetesten som er beskrevet i citronsyretesten, hvor ledningsevnen måles i en aske/vand blanding efter 2 døgn, sammen med ledningsevnetesten jf. metodeblad 1, hvor ledningsevnen måles i en aske/vand blanding efter 1 time.

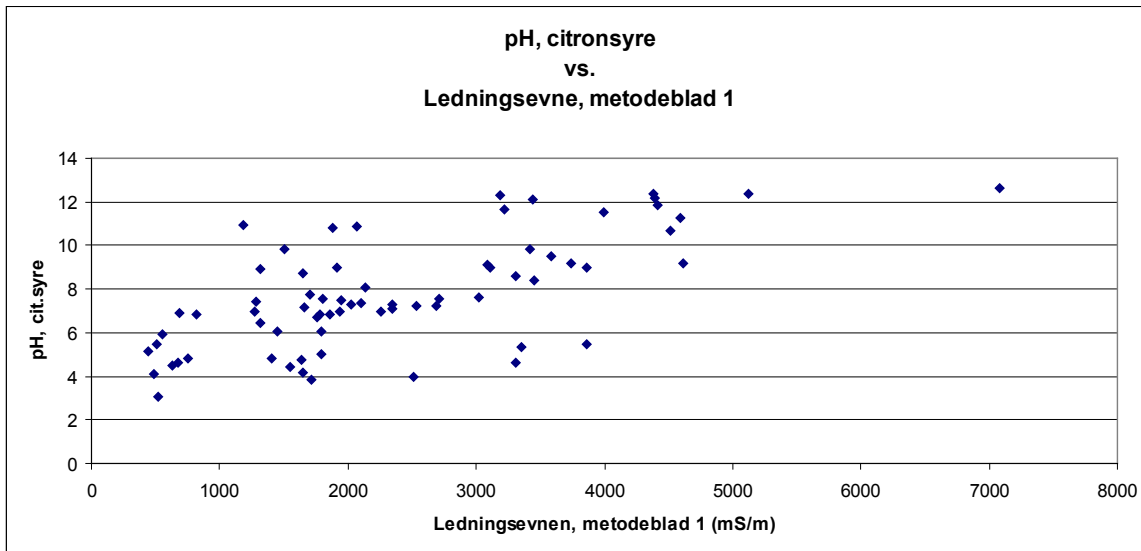


Figur 23. Parvis analyse af ledningsevnen ved citronsyretesten vs. ledningsevnen jf. metodeblad 1.

Sammenhængen mellem de to ledningsevнемålinger kan beskrives som $Cit = 195,26 + 0,9357 \cdot met1$, altså en lineær sammenhæng med en tilnærmelsesvis hældning på én. ($R^2 = 95,35\%$).

Ud fra ovenstående kan vi sige, at prøvegrundlaget er tilnærmelsesvis ens, dvs. at resultaterne er uafhængige af den laboratoriemæssige behandling, og at resultaterne kan sammenlignes.

Den interessante sammenligning er ledningsevnen jf. metodeblad 1 og pH-værdien efter tilsætning af citronsyre jf. citronsyretesten. Altså en sammenligning af de to metoders endelige resultat.



Figur 24. Parvise analyser af ledningsevnen jf. metodeblad 1 og pH jf. citronsyretesten.

De parvise målinger resulterer i en punktsværm, der er lineært afhængige, men med en R^2 på kun 45,84 %. Det vil sige, at ledningsevnen kun forklarer 46 % af variationen i pH-resultaterne. Tolkningen af figuren er, at for hver gruppe af asker, der har en bestemt ledningsevne, kan det tilhørende resultat med citronsyretesten antage værdier inden for et interval på omtrent 8 pH-trin. Der er altså kun ringe sammenhæng mellem ledningsevnen og askens evne til at buffre citronsyre.

Det ses, at resultaterne af citronsyretesten adskiller askerne på en anden måde end ledningsevne-målingen jf. metodeblad 1. Forskelle kan også illustreres ud fra bioaskebekendtgørelsens krav om en ledningsevne under 2800 mS/m for asker, der skal spredes med 3 ton TS/ha. Ud af de testede asker ligger 45 under grænsen og 23 over grænsen på 2800 mS/m. Hvis samme fordeling mellem antallet af godkendte og afviste asker tages som udgangspunkt, og askerne sorteres efter pH-værdien, så er der 6 asker, der tilknyttes en ny kategori. Eller sagt på en anden måde 13,3 % af de tidligere godkendte asker har en pH-værdi blandt de 23 højeste og dermed afviste asker. Det ligger fast, at tilsætning af syre og efterfølgende pH-respons beskriver askens egenskaber anderledes end en ren ledningsevne-måling.

Det foreslås herefter, at der opstilles krav både til ledningsevnen jf. metodeblad 1 og pH-værdien efter citronsyretesten, så asker skal overholde begge grænseværdier for at være spredbare. For at kunne fastsætte disse grænseværdier er det vigtigt, at man ud fra forsøg fastlægger en sammenhæng mellem resultaterne af de to tests (ledningsevnen jf. metodeblad 1 og pH-værdien efter citronsyretesten) og en acceptabel påvirkning af skovbundens flora og fauna. Udførelsen af disse forsøg ligger dog uden for rammerne af dette projekt. Nærværende projekt dokumenterer perspektiverne ved at benytte en kombination af ledningsevnen jf. metodeblad 1 og pH-værdien efter citronsyretesten, da der klart og tydeligt er stor forskel på askens evne til at bufre citronsyren uden, at der nødvendigvis er den store forskel på askens ledningsevnen jf. metodeblad 1.

Hvis man i fremtiden fortsætter med kun at benytte ledningsevnen jf. metodeblad 1, så kan man komme til at sprede asker, der er ganske basiske og sandsynligvis ikke har en acceptabel effekt på skovbundens flora og fauna. Hvis man med en test som eksempelvis citronsyretesten kan tage højde for askernes basiske egenskaber og få stillet krav om, at de mest basiske asker ikke må spredes i skoven, så kan man i en langt større grad end det er tilfældet i dag, hvor det kun er ledningsevnen jf. metodeblad 1, der sætter kravene til askens reaktivitet, undgå at sprede asker, som svider skovbunden.

Aske og gylle

Da aske indeholder en lang række mikro- og makronæringsstoffer uden at indeholde kvælstof, er det i nogle sammenhænge nærliggende at kombinere aske med en kvælstofkilde som fx gylle. I forbindelse med ovennævnte pelleteringsforsøg er kombinationen af aske og fiberfraktionen fra separeret gylle blevet forsøgt. Kemisk set er kombinationen fin, selvom en mere kvælstofholdig kilde havde været optimal. Det gunstige ved fiberfraktionen er, at kvælstoffet er organisk bundet og derfor langsomt opløseligt. Et andet plus er fibrenes pelleteringsegenskaber. Fibrene var ganske vist for fugtige ved levering, men efter tørring var de velegnede til pelletering.

Ammoniakfordampning

Forsuret gylle er forsuret for at holde kvælstof på ammonium-form og derved undgå fordampning. Ved blanding med aske ændres pH i asken fra surt til basisk. I den forbindelse ændres en del af kvælstoffet til ammoniak, der fordamper. Arbejdet med blanding og pelletering kommer derfor til at foregå en i uacceptabel høj koncentration af ammoniakdampe. Fordampningen medfører et væsentligt tab af kvælstof i den endelige gylle/aske-pille. Størstedelen af ammoniakken frigives øjeblikkeligt efter sammenblanding med aske, mens yderligere ammoniak frigives i løbet af pelleteringsprocessen, hvor blandingen opvarmes kraftigt.

Erfaringen er således, at gylle og askefibre supplerer hinanden godt ift. næringsstoffer, men at direkte sammenblanding er uheldig pga. ammoniakfordampning. Det praktiske modtræk ifht. ammoniakfordampningen var at ombygge blandemaskinen, som aske og gylle blev blandet i, så blandeprocessen skete under tætsluttende låg.



Gyllefibre læsses på trailer.

Blandingen af gylle og aske er afprøvet i praksis ved forsøg på en juletræsmark. Resultaterne er skitseret på www.bioaske.dk. Konklusionen er, at gødes træerne alene med aske, bærer de tydeligt præg af kvælstofmangel, dvs. at træerne bliver gule. Gødes træerne med både aske og gylle, har de en vækst og en farve, der er på niveau med træer, der er gødet med tilsvarende mængder næringsstoffer fra andre kilder.

Referencer

- Arvidsson, H., 2001. Wood Ash Application in Spruce Stands – Effects on ground vegetation, tree nutrient status and soil chemistry. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 2001. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 221.
- Arvidsson, H. og Lundkvist, H., 2001. Wood ash application to young Norway spruce stands shortly after clearfelling – Effects on soil water chemistry. In: Arvidsson, H., 2001. Wood Ash Application in Spruce Stands – Effects on ground vegetation, tree nutrient status and soil chemistry. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 2001. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 221.
- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O., & Örlander, G., 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. 1998:1, Skogsstyrelsen. 169 pp.
- Eriksson, H. M., 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 Supplement No. 2: 56-66.
- Evers, F.-H., 1973. Zusammenhang zwischen chemischen Bodeneigenschaften und Kernfäulebefall in Fichtenbeständen. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 22: 65-71.
- Ingerslev, M., Callesen, I., Johannsen, V. K., Clausen, J. T., Vejre, H., Thormann, A. Raulund-Rasmussen, K., 2011. Nåleanalyser til vurdering af gødskningsbehovet i rødgranbevoksninger. Skov & Landskab. Arbejdsrapport. (In prep.)
- Karlton, E., Saarsalmi, A., Ingerslev, M., Mandre, M., Andersson, S., Gaitnieks, T., Ozolincius, R., Varnagiryte-Kabasinskiene, I., 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks. In: Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K., Stupak, I., (ed.), 2008. Sustainable use of forest biomass for energy, A synthesis with focus on the Baltic and Nordic Region. Managing Forest Ecosystems. Springer; 2008, p. 79-108.
- Karlton, E., Andersson, S., Mandre, M., Saarsalmi, A., Rothpfeffer, C., Ingerslev, M. og Klöseiko, J., 2011. Wood ash - properties and ecological consequences of recycling to forest. Submitted to Scandinavian Journal of Forest Research, expected to be published in 2011.
- Ludwig, B., Rumpf, S., Mindrup, M., Meiwes, K.-J. og Khanna, P. K., 2002. Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in Northern Germany. Scandinavian Journal of Forest Research, 17: 225-237.
- Miljøministeriet, 2008. Bekendtgørelse om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål (bioaskebekendtgørelsen). Bekendtgørelse nr. 818 af 21. juli 2008. 10 pp.
- Rumpf, S., Ludwig, B. og Mindrup, M., 2001. Effect of wood ash on soil chemistry of a pine stand in Northern Germany. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164: 569-575.
- Steenari, B.M., Karlsson, L.G. & Lindqvist, O., 1999. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. Biomass and Bioenergy 16: 119-136.

Stofbalance for Ebeltoftværket

Når man undersøger mulighederne for at recirkulere næringsstoffer til skoven ved hjælp af askespredning, er det vigtigt, at man ved, hvor stor en andel af næringsstofferne fra skovens biomasse, der ender i askerne efter forbrændingen. Vi har derfor lavet et studie af stofbalancen på et traditionelt flisfyret varmekværk, Ebeltoft Varmekværk, hvor vi bestemte mængden af stoffer, der føres ind i værket, med den biomasse, der forbrændes, og mængden af stoffer, der føres ud af værket i hhv. bundaske, flyveaske og kondensatslam. På den måde kunne vi bestemme, hvor stor en andel af stofferne fra flisen, der kan genfindes i askerne og kondensatslammet. Der ud fra kan askens kvaliteter som kompensationsgødning vurderes.

Undersøgelsen giver resultater, der repræsenterer en driftsperiode på fire dage i marts 2005 med konstant varmeproduktion. Gennemsnitligt blev der afbrændt 19 tons flisaske (tørstof) pr. dag i forsøgsperioden. Ved afbrændingen blev der dannet 0,70 % (tørvægt) aske og kondensatslam, i forhold til den mængde flis, som blev forbrændt. På vægtbasis fordelte asken sig på denne måde: 81 % flyveaske, 16 % bundaske og 3 % kondensatslam (tørvægt). Betragtelige mængder af stofferne kunne genfindes i flyveasken. I flyveasken kunne man således genfinde 60 % eller mere af stofferne:

P, Ca, Mg, Mn og Cu, mens genfindingen af stofferne K, S og Fe lå mellem 30 og 60 %. Generelt var genfindingen af stoffer i bundasken mindre end i flyveasken. Genfindingen af næringsstofferne P, Ca, Mn og Mg, i flyveaske og bundaske tilsammen, var højere end 75 %. Der er således en relativt stor del af næringsstofferne, som kan genfindes i bund- og flyveasken. Ud fra en stofbalance-betragtning er der derfor god fornuft i at benytte askespredning som kompensationsgødning ved udtag af skovens biomasse til energiformål.

Yderligere detaljer vedr. denne undersøgelse er publiceret som en videnskabelig artikel "Element budgets of forest biomass combustion and ash fertilisation - A Danish case-study" i tidsskriftet Biomass & Bioenergy (Elsevier) i 2011. Artiklen er gengivet i bilag 2.

Artiklen er bragt i henhold til forfatterens rettigheder til ikke-kommerciel gengivelse af artikler publiceret i Biomass & Bioenergy, Elsevier i 2011.



Jørgen fra Ebeltoft Varmekværk overvåger anlægget.

Reference

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

Spredning af askeprodukter i skov

Danske erfaringer

Indenfor det seneste årti begrænser spredningen af aske sig til et enkelt statsskovdistrikt, der leverer flis til to varmekærker og modtager værkernes aske. Asken bliver spredt på egne arealer med traktor og en gammel Bredal tallerkenspreder, oprindeligt brugt til spredning af jordbrugskalk. I forbindelse med nærværende projekt er denne spredning analyseret.

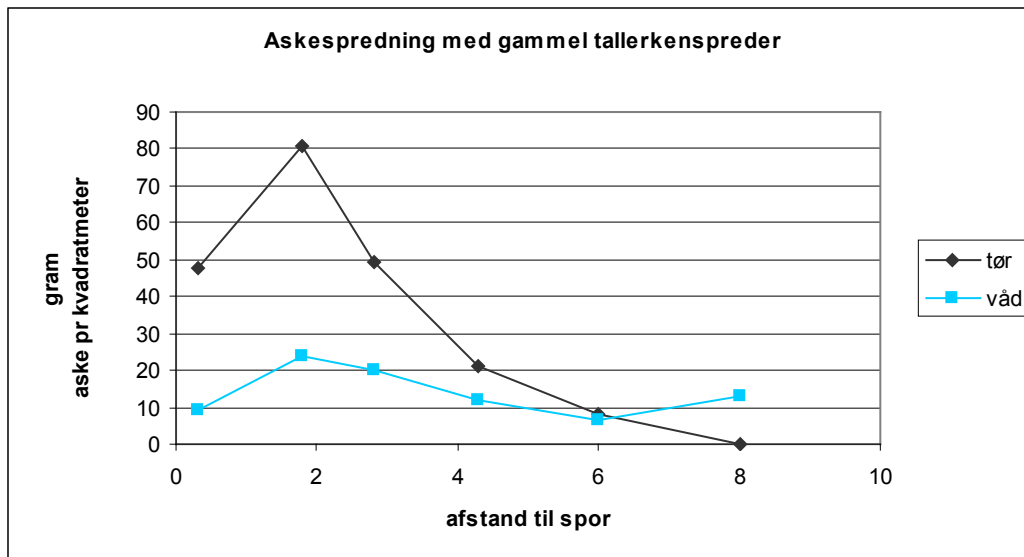
Der bliver leveret fugtig aske fra det ene værk og tør aske fra det andet værk. På forsøgstidspunktet blev askerne leveret direkte til en plads i skoven. Spredningen foregik ved, at traktoren findelte de største klumper af aske og derefter fyldte Bredal-sprederen med asken. Der blev typisk kørt på hvert spor med en sporafstand på 12 meter og 16 meter fra midte til midte af sporene. Doseringen var ikke beregnet, men der var en fornemmelse af, at arealet fik tilført 2-3 ton tør aske pr. ha ud fra svindet i stakken.



Spredning af helt tør aske. Bemærk frisbees.

Spredningsforsøget blev anlagt med tre rækker frisbees på tværs af sporretningen. Hver frisbee havde et areal på 0,1257 kvm og det blev tilstræbt, at hver frisbee lå vandret. Forsøget blev udført i en lysåben bevoksning af sitkagran. Der blev talt træer i tre felter i bevoksningen for at fastslå stammetallet. Stamtallet blev talt til hhv. 844 træer/ha, 755 træer/ha og 711 træer/ha, i gennemsnit 770 træer/ha. Træernes diameter i brysthøjde var i gennemsnit 23 cm. Bevoksningen var almindelig i området og ville sandsynligvis producere flis ved sidste afdrift. Af den grund er askespredning relevant i bevoksningen.

Placeringen af frisbeeerne blev foretaget således, at afstanden fra sporets midte til de forskellige frisbees var hhv. 0,3; 1,8; 2,8; 4,3; 6 og 8 meter. Der var altså placeret frisbees halvvejs gennem beplantningen mod nabosporet, hhv. til højre og venstre side for spredningssporet og fordelt i tre rækker vinkelret på sporet. Hver måling bestod således af, at bestemme vægten af den mængde aske, der ved spredningen ramte ned i de enkelte frisbees.



Figur 9. Spredning af hhv. våd og tør aske med en gammel tallerkenspreder. På figuren er vist den beregnede dosering som funktion af afstanden til sporet. Resultatet fremkommer ved at gange frisbeeernes areal op og beregne gennemsnittet af alle frisbees i samme afstand ($n=6$ for hver afstand). Den forventede dosering af aske var 3 tons pr. ha. Det svarer til 300 g pr. kvadratmeter.

Resultaterne er korrigeret til tørstof for hhv. den våde og tørre asketype. Højre- og venstrespredningen var ens.

Det ses, at spredningen af den fugtige aske er mere jævn end den tørre aske, hvilket skyldes, at en større del af den fugtige aske er klumpet sammen til små partikler. Desuden er det en fordel for spredningen, at den våde aske er tungere end den tørre. Den tørre aske spredes som en støvske, hvor hver lille partikel hurtigt mister farten, og derved ikke når så langt væk fra sporet, mens klumperne af den fugtige aske i højere grad kan slynges af sted fra tallerknerne. Desuden skal det nævnes, at det i bioaskebekendtgørelsen kræves, at asken spredes på en måde, så støv så vidt muligt undgås.

Det ses også, at doseringen ligger langt under de 300 gram pr. kvm (3 ton pr. ha), som er den lovlige maksimale dosering. Den gennemsnitlige dosering af tør aske er 0,34 ton tørstof pr. ha og af våd aske er den 0,14 ton tørstof pr. ha. Det skal bemærkes, at det aske, som blæste udenfor forsøgsarealet, ikke er medregnet, på trods af, at asken ender andre steder i bevoksningen.

Evalueringen af forsøget var, at en frisbee har for meget egenvægt i forhold til fang-areal, så den askemasse, som skulle bestemmes, ofte var relativt lille og derfor gav usikkerhed på vægten. Med den registrerede dosering var den tilførte vægt mellem 0 og 5 gram, hvilket giver stor veje-usikkerhed. Frisbees var dog egnede, hvis doseringen nærmede sig de forventede 3 ton/ha, idet hver frisbee i gennemsnit ville modtage 38 g aske. Spredningsforsøg bør laves i vindstille vejr, dette gælder specielt for tørre asker

Konklusionen er, at den gamle tallerkenspreder ikke spredte tør aske jævnt, mens fugtig aske spredtes tilnærmelsesvist jævnt. Doseringen er langt under den ønskede værdi. Der er behov for en mere aktiv brug af spredersens justeringsmuligheder, men der findes ikke tabeller over indstillinger til spredning af stoffer, der har samme vægtfylde som aske. Justeringen beror derfor i høj grad på praktisk erfaring, som er begrænset af, at den faktiske dosering på arealet ikke tidligere er målt.

Der er tydeligvis behov for yderligere arbejde i forhold til at sprede aske jævnt og dosere korrekt. Skov & Landskab har efterfølgende udført forsøg med to nyere Bredalspredere, som

havde langt bedre egenskaber. De to er vist her under og er hhv. en standart K-spreder og en specialbygget skov-spreder. Forsøgene er betalt af NST's ordning "Praksisnære forsøg" og afrapporteres direkte til NST. Der er dog præsenteret et udpluk af resultaterne på www.bioaske.dk.



Øverst Standard Bredalspreder. Nederst Bredalspreder monteret på skovmaskine.

I løbet af projektperioden er der bygget en egentlig skovspreder hos Bredal. Sprederen er en tallerkenspreder med en traditionel container og traditionelle tallerkner. I stedet for hjul har sprederen en ramme, der kan monteres på en udkørselsmaskine. Der opnås derved en skov-spreder med udkørselsmaskinens egenskaber ift. frihøjde og motorkraft, og maskinens kran ændres nemt til en grab, så maskinføreren selv kan læsse aske i sprederens container. Kombinationen er ideel både praktisk og økonomisk. Økonomisk fordi skoventreprenøren kan opnå en højere belægningsgrad på sin maskine. Praktisk fordi skovsprederne kan køre over alt i skoven.

Producenter af spredningsudstyr

Markedet er undersøgt for producenter af spredningsudstyr til spredning af aske i skov. Der er talt med de enkelte producenter eller producenternes agenter i Danmark. For alle gælder det, at de var overbeviste om, at sprederne kunne anvendes med succes til spredning af aske. Alle producenter eller agenter var meget villige til at stille sprederne til rådighed for forsøg og også foretage eventuelle tilretninger til askespredning. I skrivende stund har Bredal leveret flere askesprederne i ind- og udland, mens vi ikke har kendskab til andre aktører på markedet.

Gennemgang af de enkelte sprederne:

Bredal: Dansk produceret. Har et stort marked i Danmark for spredning af handelsgødning og kalk. Spreddebredde 12-16 m. Fordele: Meget afprøvet og udbredt i Danmark. Ulemper: Er ikke så god til at knuse klumper. Sprederne fra Bredal benyttes til at sprede aske i Sverige, bl.a. af det svenske firma Askungen Vital AB.

Bunning: Tysk produceret. Fordele: Meget stor kapacitet, vil kunne knuse klumper. Ulemper: Er ikke så udbredt.

Universalstreuer VS 22: Tysk produceret. Fordele: Meget stor kapacitet, vil kunne knuse klumper. Godt dansk back-up. Ulemper: Ikke så udbredt i Danmark.

Fliegel Agrartechnik: Tysk produceret. Fordele: Meget stor kapacitet, vil kunne knuse klumper. Godt dansk back-up. Testet af DLG. Må betragtes som et meget godt bud på en ideel løsning.

Samson: Dansk produceret. Fordele: Meget stor og slagkraftig organisation bag. Vil kunne knuse klumper. Meget fin back-up. Ulemper: De er måske ikke interesserede i et begrænset marked. Må betragtes som et meget godt bud på en ideel løsning.

Erfaringer fra Sverige

I Sverige er askespredning etableret som en særlig del af skoventreprenør-branchen. Maskinparken er bl.a. specialbyggede skovmaskiner med grab, container og tallerken, en del af dem er leveret af Bredal. Til spredning på blød bund, tørvejord, benyttes bæltekøretøjer med spreder på en ombygget anhænger. Maskinerne kan have en militær fortid. Endelig er der lavet forsøg med askespredning med helikopter. Det er dog erfaret, at spredningen bliver dyr, hvis flyveafstanden er for lang. Hvis afstanden mellem askestakken og arealet er kort, er helikopteren ikke konkurrencedygtig med landtransport.

I Sverige i 2009 var skønnet, at der blev produceret 300.000 tons spredbar aske, hvoraf de 30.000 tons blev spredt. Størstedelen af det spredte aske var hærdet ved selvhærdning.



Askespredning med helikopter i Sverige.

Omkostningerne ved spredning med skovmaskine i Sverige blev forsigtigt vurderet til:

Spredning: 140 SEK/t

Transport: 140 SEK /t

Knuse/solde: 82 SEK /t

I alt 405 SEK /t

Variationen er stor og afhænger af flere lokale forhold og askens egenskaber. Der er ikke lavet et lignende skøn i Danmark.

Om vi kan drage nytte af de Svenske erfaringer afhænger af den skov, som askespredningen skal ske i. Hvis skovbunden er fremkommelig med en traktor med vogn, så er det en billig løsning, idet tallerkensprederen også kan bruges i landbrugssammenhænge. Hvis skoven er mindre fremkommelig, og man allerede har en skovmaskine, så er erfaringerne med at bygge et tallerkenspreder-modul på skovmaskinen nyttige. Bredal A/S har den fornødne ekspertise. Det forekommer usandsynligt, at spredning med helikopter er realistisk og konkurrencedygtigt i Danmark.

Askespredning påvirker økosystemet

Feltforsøg

For at undersøge, hvordan askespredning påvirker stofbalancerne i hhv. skovøkosystemet og økosystemet i en juletræsbevoksning, er der udført feltforsøg med askespredning i en skov og i en juletræsbevoksning. Forsøgene og resultaterne er beskrevet hver for sig i to manuskripter til videnskabelige artikler: "Effects of wood chip ash fertilization on soil and soil water in a Norway spruce plantation on a nutrient poor soil" og "Effects of combined wood chip ash fertilization on soil and soil water in a Christmas tree plantation" til tidsskrifterne hhv. *Forest Ecology and Management*, Elsevier og *Scandinavian Journal of Forest Research*, Taylor & Francis Group (manuskripterne er vedlagt afrapporteringen af dette projekt og forventes publiceret primo 2012). Endvidere er undersøgelsesernes hovedpunkter indenfor metode, materiale, resultater og konklusionerne gennemgået her samt på www.bioaske.dk.

Skovøkosystem

I Danmark er der kun udført ganske få videnskabelige feltforsøg med spredning af aske i skoven. På Thy Statsskovdistrikt er der udført askespredning for at kompensere næringsstofudtaget ved høst af biomasse til bioenergi. Disse aktiviteter er ikke planlagt til at tilvejebringe videnskabelig dokumentation om askens effekt på skovens økosystem. På Thy Statsskovdistrikt er der dog blevet etableret egentlige forskningsforsøg med spredning af aske i Nystrup og Stenbjerg Klitplantage. Disse forsøg er beskrevet af Ingerselv (Ingerslev et al., 2012). For at udvide vores forståelse af, hvordan askespredningen påvirker skovens økosystem har nærværende projekt etableret og fulgt feltforsøg med askespredning i andre bevoksninger end dem, der indgik i de tidligere feltforsøg.

Der er inden for dette projekts rammer udført forsøg i en rødgranbevoksning i Hårup Sande ved Silkeborg.

Forsøgsarealet ved Hårup Sande

Forsøgsarealet er placeret i Søhøjlandet Statsskovdistrikt i det centrale Jylland (56°10'14"N. bredde; 09°37'34"E. længdegrad, datum: WGS 84), 90 km fra Vesterhavet og 60 km fra Kattégat. Forsøgsarealet ligger 38 m over havets overflade. Topografien er flad og har oprindeligt været et hedeområde. Jordbundens udgangsmateriale består af glacio-fluvial sand. Før der blev plantet plantage var området hedeslette, dækket af lyng og græs, og græsset af husdyr indtil 1963, hvor statsskovbruget overtog ejerskabet af området. I 1963 blev området dybde- pløjet ned til en dybde på 60 - 75 cm i mineraljorden, før der blev plantet rødgran. Jorden består således af en systematisk forstyrret podzol- profil med en afstand mellem plovfurerne på ca. 70 cm. Den oprindelige podzol- profil vender omvendt (på hovedet) ved selve plovfuren. Efter tilplantningen er en ny podzol- profil begyndt at blive dannet, og man kan observere udviklingen af A, E og Bh horisonter inden for de øvre 3 - 5 cm af mineralet jorden. En organisk O-horisont (Mor-humus) på ca. 6 cm dækker mineral jorden. Jorden er næringsfattig og består hovedsageligt af groft veldrænet sand med lavt ler og silt indhold, generelt består mere end 95 % fint og groft sand. Den gennemsnitlige årlige nedbør er 780 mm, hvoraf kun en lille procentdel, falder som sne. Den årlige middeltemperatur er 7,5 °C, med en gennemsnitlig januar temperatur på -0,2 °C og en gennemsnitlig juli temperatur på 15,4 °C. Vestenvind fra Nordsøen er dominerende for vindforholdene på dette sted. Derfor kan gennemdryp fra træerne kroner og jordvandskemien være påvirket af deposition af havsalt. Forsøgslokaliteten ligger i en rødgranplantage med en stammetæthed på ca.

1430 levende træer pr. ha (sporearealet inkluderet). Da forsøget blev anlagt i 2007, bestod bevoksningen således af ensaldrende



Installation af feltudstyr i Hårup Sande.

44-årige rødgraner (alderen er angivet ud fra plantetidspunktet, alderen fra frø er ukendt). Træerne er plantet i rækker, og Søhøjlandet Statsskovdistrikt har siden 1963 drevet bevoksningen med henblik på vedproduktion og for at opretholde skovbevoksningen.

Forsøgsbehandlingerne ved forsøget i Hårup Sande

Forsøget med askespredning blev etableret i 2007 med fire forskellige aske typer: frisk bund (BUFR), frisk flyveaske (FLFR), hærdet flyveaske (FH) og pelleteret flyveaske (FLPI). De anvendte asker kom fra Ebeltoft Fjernvarmeværk. Ebeltoft Fjernvarmeværk leverer varme til byen Ebeltoft, som ligger i den østlige del af Midtjylland. Ebeltoft Fjernvarmeværk har to individuelle flis-fyrede forbrændingssystemer og to oliefyrede backup- kedler. Aske fra den mindste kedel blev udnyttet i dette forsøg. Denne kedel har en maksimal nominal produktion af 5,0 MW fra konvektionsdelen, og 1,0 MW fra kondensationsdelen.

Indenfor rammerne af dette projekt er masse- og element- flux for den benyttede kedel blevet undersøgt og beskrevet i denne rapport samt i forskningsartiklen (Ingerslev et al., 2011). For en mere detaljeret beskrivelse af forbrændingssystemet henvises til (Ingerslev et al., 2011). De anvendte asker stammer fra afbrænding af rent skovflis uden tilsætning af fossile brændstoffer eller andre brændsler. Skovflisen kom fra heltræshøst af gran og fyr fra en plantage nær Ebeltoft (den præcise sammensætning og proveniens er ukendt).

BUFR og FLFR blev indsamlet direkte fra askecontaineren på Ebeltoft Fjernvarmeværk, en uge før spredning i skoven i april 2007. Containerne var udstyret med et vandbrusersystem, der kontinuerligt tilsatte vand til asken i containeren.

FH blev produceret ved afbrænding af træflis ved Ebeltoft fjernvarmeværk i august 2006.

Herefter blev der tilsat vand til et vandindhold på over 65 % (bestemt ved tørvægt ved 55 °C). Aske og vand blev grundigt blandet ved håndkraft og placeret udendørs under tag med fri luft passage mellem askestakken og taget. Asken i stakken blev grundigt vendt med skovle ved to lejligheder i perioden fra august 2006 og april 2007.

FLPI blev produceret i marts 2007 af flyveaske, som aldrig havde fået tilsat vand ved Ebeltoft Fjernvarmeværk. Pilotforsøg med aske- pelletering havde afsløret, at det var vanskeligt at fremstille piller med en tilstrækkelig stabilitet på grund af det relativt høje indhold af uforbrændte kul- partikler. Imidlertid var det let at fjerne en bemærkelsesværdig stor andel af disse partikler ved sigtning gennem en 1,4 mm sigte. Efter sigtning kunne flyveasken lettere pelleteres. FLPI blev således fremstillet ud fra sigtet (1,4 mm sigte) flyveaske, som fik tilsat vand til et vandindhold på 20 % (tørvægt ved 55 °C). Pillerne blev produceret på en cirkulær pladematrix fra Sprout- Matador (Pillediameter= 5 mm, Matrixtykkelse = 50 mm og koniske kanaler: P27).

Prøver af alle fire aske typer blev indsamlet til kemisk analyse på det tidspunkt, hvor asken blev spredt (april 2007). Askeprøverne blev tørret til 55 °C, knust i en teflonmølle og kemisk analyseret.

Undersøgelsen omfatter fem forskellige behandlingsplots og et ubehandlet kontrolplot. Alle behandlingerne blev tilfældigt gentaget i tre blokke. Hver blok er ca. 16 m bred og består af lange træækker mellem traktor spor. De fem behandlinger er: 3 ton/ha (tørvægt, 55 °C) af hhv. BUFR, FLFR, FH (FH 30) og FLPI, og en behandling med 4,5 ton/ha (tørvægt, 55 °C) FH (FH 45). Hvert plot består af et askebehandlet bruttoplot og et mindre nettoplot. For nettoplots antager man, at randeffekten fra naboplots er negligerbare. Undersøgelserne i dette projekt er foretaget i nettoplotsene. Arealet af hvert bruttoplot er 15 * 16 m (240 m²) og nettoplots er 13 * 15 m (195 m²). Bruttoplots indeholder i gennemsnit 43 træer. Asken blev spredt med hånden, ved først at sprede den ene halvdel af askemængden på det samlede bruttoplotareal ved at gå i zigzag mellem træækkerne i én retning og derefter gentage spredningsmønsteret for den anden halvdel af askemængden ved at gå i den modsatte retning i forhold til spredningen af den første halvdel.

Kemiske analyser, prøveudtagning og intensiv overvågning

Prøver af de anvendte asker, jordbundsprøver samt og jordvandsprøver fra hver parcel er blevet udtaget og kemisk analyseret.

Jordprøverne blev indsamlet i november 2009 tre vækstsæsoner efter askespredningen. Jordprøverne blev indsamlet fra tre tilfældigt udvalgte jordprøvetagnings-områder i hver parcel. I hvert prøvetagningsområde blev der udtaget en prøve fra O-horisonten. Prøven af O-horisonten blev udtaget kvantitativt i kvadrater på 25 x 25 cm ved hjælp af prøveudtagningsplader med et kvadratisk hul i midten. Tykkelsen af hver O-horisontprøve blev målt på stedet. O-horisont prøver blev tørret ved 55 °C indtil konstant vægt (21 dage). Efter tørring blev O-horisontprøven formålet til en kornstørrelse på under 2 mm. Massefylden af O-horisontprøverne blev beregnet ud fra hver enkelt prøves tørvægt. Hver af de tre formalede O-horisontsprøver fra samme plot blev blandet grundigt sammen inden en delprøve blev udtaget og formålet til pulver og analyseret kemisk. Prøver af mineraljorden blev udtaget ved hjælp af jordspyd med tre stik i hvert udtagningsområde ned til en dybde på 90 cm (i alt 9 prøver for hvert behandlingsplot). De 9 stik fra ét plot blev adskilt i tre dybdeintervaller: 0-10, 10-75 og 75-90 cm. Prøver fra samme dybdeinterval blev slået sammen til i alt tre mineraljordprøver for hvert plot, således at hver prøve repræsenterede et af de tre dybde intervaller. Jordprøverne blev tørret ved 55 °C, sigtet gennem en 2 mm-sigte og

blandet grundigt, før en delprøve blev udtaget til de kemiske analyser. Mineraljordens vægtfylde blev bestemt ved hjælp af densitetsringe med et volumen på 100 cm³. Prøverne til densitetsbestemmelserne blev udtaget i et jordbundshul og tørret ved 55 °C til konstant vægt og vejet.

Prøverne fra både O-horisont og mineraljorden blev ekstraheret med 1 M NH₄NO₃ (Stuanes *et al.*, 1984). Ekstraktet blev analyseret for koncentrationen af ombyttelige kationer: K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ og Na⁺ ved ICP-OES (Perkin Elmer Optima 2000), og Mn²⁺, kobber Cu²⁺, Cd²⁺ og Pb²⁺ ved ICP-MS (Agilent, 7500ce), og mineraljordsprøverne blev endvidere analyseret for koncentrationen af ombytteligt: Fe³⁺, Al³⁺, Zn²⁺, Cr²⁺ og Ni²⁺ ved ICP-MS (Agilent, 7500ce). Både aske- og O-horisontprøver blev ekstraheret med kongevand (ICP Forests, 2010), og ekstraktet blev analyseret for koncentrationerne af P, K, Ca, Mg, S, Mn, Na, Cd og Pb ved ICP-OES (Perkin Elmer Optima 2000) og askeprøverne blev desuden analyseret for koncentrationen af Fe, Al, Zn, Cr og Ni ved ICP-OES (Perkin Elmer Optima 2000). Koncentration af totalindholdet af C og N blev målt for prøver af asken, O-horisonten og mineraljorden ved Skalar-CN-analysator (C / N analysator, SNCPrimacs). Koncentrationen af KCl (1 M) ekstraherbart ammonium-N (NH₄-N) blev målt ved Thermo (Multianalyzer). Glødetab (LOI) blev målt til 400 °C i prøver af O-horisonten og mineraljorden. Prøver af O-horisonten og mineraljorden blev analyseret for pH (H₂O) og pH (CaCl₂) (ICP Forests, 2010) med Meterlab, PHM standard pH-meter (elektrode: Radiometer analytisk, type Kombineret pH-elektrode Red Rod pHC2401-8). Den frie aciditet (EA) (METLER Toledo, T50), og basemætningsgraden (BS) og kationbytterkapaciteten (CEC) blev bestemt i henhold til (ICP Forests, 2010). Askeprøverne blev analyseret for koncentrationen af citrat-ekstraherbart P, og vandopløseligt P. Koncentrationen af 10 soxhelet ekstraherbare polycykliske aromatiske kulbrinter (EPA-PAH, ΣPAH = ΣAcenaphthen, phenanthren, Fluoren, Fluoranthren, pyren, Benz (b + j + k) fluoranthren, benzo (a) pyren, Benz (ghi) perylen, indeno (1, 2,3-cd) pyren), (Sarenbo, 2009;. plakat et al, 2006) blev analyseret for askeprøverne ved hjælp af GC-MS (Agilent, GC / MS, GC7890A / MS5975C) i henhold til bioaskebekendtgørelsen (Miljøstyrelsen 2008). Alle kemiske analyser blev udført på laboratorierne hos AnalyTech, Miljølaboratorium A/S, Nørresundby, bortset fra analyserne af EPA-PAH, der blev foretaget på DMU (Danmarks Miljøundersøgelser).



Flasker til opsamling af jordvand

Jordvandsprøver blev udtaget hver måned med tre sugeceller pr. plot (type: PRENART; porestørrelse: 5-10 μm ; materiale: poly (tetrafluoroethene) / glas). Jordvandet blev suget gennem sugecellen ved hjælp af et kontinuert undertryk. En detaljeret beskrivelse af sugecellerne og denne prøveudtagningsteknik er givet af Beier (Beier et al., 1992). Sugecellerne blev installeret i 90 cms dybde i mineraljorden under dybdepløjelaget og rodzonen. Sugecellerne blev installeret systematisk for at repræsentere plottet bedst muligt i forhold til trææthed. Til dette formål blev alle plots delt op i tre arealtyper efter trææthed: meget tæt, medium, og mere åbent trædække. I hvert af disse tre delområder, der havde ca. samme størrelse, blev der installeret én sugecelle. I alt 54 sugeceller i hele forsøget. For at undgå mikrobiel aktivitet i prøverne i løbet af prøvetagningsperioden var opsamlingsflaskerne med jordvandsprøverne nedgravet i termokasser i jorden på forsøgsarealet.

Jordvandsprøverne blev analyseret for koncentrationen af Cl^- , nitrat (NO_3^- -N) og sulfat (SO_4^{2-} -S) ved hjælp af væskrokromatografi (HPLC, Shimadzu: LC-10AD, SCL-10Avp, CDD-10Avp). Koncentrationen af K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} , Na^+ og P ved ICP-OES (Perkin Elmer Optima 3000) og NH_4^+ ved FIA kolorimetrisk bestemmelse (Perkin Elmer, FIAS 300, Perkin Elmer UV / VIS Spectrometer, Lambda 2). Elektrisk ledningsevne og pH i jordvandsprøverne blev målt via elektroder (Radiometer PHM 85 og CDM 83 henholdsvis). En delmængde af jordvandsprøverne fra indsamlingen i december 2009 blev tilsat salpetersyre for at opnå en forsuring af prøverne svarende til en koncentrationsforøgelse af NO_3^- på 0,4 mol/l. Herefter blev jordvandsprøverne analyseret for koncentrationen af udvalgte tungmetaller: Cr^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} og Pb^{2+} ved ICP-MS (Agilent 7500 Ce).

Statistiske test blev udført ved hjælp af variansanalyse ((SAS Institute Inc., 2008): PROC ANOVA og PROC GLM, og OriginLab V. 8.1: ANOVA) for at bestemme signifikante effekter på de målte koncentrationer af askespredningen og dybden for prøverne af mineraljorden.

Resultater og konklusioner fra forsøget på Hårup Sande

De sammenskrevne resultater og konklusioner er refereret i dette afsnit og i ovennævnte manuskripter til videnskabelige artikler. Endvidere er udvalgte dele af resultaterne og konklusionerne gengivet på projektets hjemmeside. Hjemmesidens tekster og figurer er vist i kapitlet "www.bioaske.dk" i denne rapport.

Resultaterne viser, at askespredningen har påvirket den kemiske sammensætning af O-horisonten, mens den har haft en begrænset effekt på mineraljorden, og at det kun er den øverste del af mineraljorden, som er påvirket. I O-horisonterne er den samlede og ombyttelige mængde Ca^{2+} , Mg^{2+} , og Mn^{2+} øget ved alle de anvendte askebehandlinger. Koncentrationen af kongevandsopløseligt Cd og Pb er forøget i O-horisonten, hvor ombytteligt Cd^{2+} er øget, mens koncentrationen af ombytteligt Pb^{2+} er faldet. Dette peger på, at asken har ændret de kemiske forhold i O-horisonten, så Pb er blevet hårdere bundet, og derfor ikke er ombytteligt. Generelt har den pelleterede aske og bundasken haft en mindre påvirkning af jordbundskemien end de andre behandlinger. Bundasken har dog øget koncentration af den samlede pulje af K og Na i O-horisonten mere end de andre behandlinger.

Alle asketyper har haft en kalkningseffekt i O-horisonten. Behandlingerne har således hævet pH, neutraliseret en betydelig del af den frie aciditet, mere end fordoblet ionbytterkapaciteten samt øget basemætningsgraden væsentligt. Generelt har de tilførte asker påvirket jordbundskemien på den samme måde. Der er dog enkelte forskelle, bl.a. har den høje dosis hærde flyveaske påvirket den øverste del af mineraljorden kraftigere end de andre behandlinger.

Askespredningen har generelt ikke påvirket koncentrationen af NO_3^- , P, Ca_2^+ , Mg^{2+} , Na^+ , Cl, Al^{3+} og Mn^{2+} i jordvandet i nævneværdig grad, mens udvaskningen K^+ og SO_4^{2-} er forøget ved alle askebehandlinger undtagen bundasken. Koncentrationen af Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl, SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Cr^{2+} and Ni^{2+} i jordvandet er alle under kravene for drikkevand ved tæppestedet. Koncentrationerne af Al^{3+} , Mn^{2+} og P oversteg i perioder disse grænseværdier i både behandlede og ubehandlede felter. Koncentrationen af K^+ i askebehandlede felter overstiger kravene til drikkevand i mere end et år efter behandling.

Når vi sammenligner vores undersøgelser med de undersøgelser, der er udført på Thy Statsskovdistrikt og litteraturen for nordiske forsøg med askespredning, så er det oftest de samme påvirkninger som observeres efter askespredningen. Resultaterne viser, således at aske spredning påvirker den kemiske sammensætning af O-horisonten, mens det har haft en begrænset indvirkning på mineraljorden. Hvis mineraljorden er blevet påvirket, så at det kun er den øverste del af den, som påvirkes. Denne effekt er mest udtalt, når askedosis er høj. Ligeledes er effekten på udvaskningen af stoffer under rodzonen yderst begrænset i mængde og hovedsageligt begrænset til stofferne K^+ og SO_4^{2-} . Det svarer godt overens med de andre resultater fra undersøgelserne af spredning af aske og kalk (Ring et al., 1998; Karlton et al., 2012; Egnell et al., 1998; Ingerslev et al., 2012). Man kan diskutere, hvorvidt disse effekter er acceptable, og hvorvidt askespredningen har bragt økosystemet tilbage til den tilstand, som systemet var i før høsten af biomassen, samt hvorvidt asken på længere sigt vil forvitte og frigive de bundne næringsstoffer med en hastighed, der svarer til træernes behov for næringsstofoptag. Dette er spørgsmål som igangværende og fremtidens forskning må svare på. Det vi kan sige med denne og flere andre undersøgelser er, at ved askespredning kan man bringe en betydelig del af de næringsstoffer, som oprindeligt blev høstet til bioenergiproduktion, tilbage til skovøkosystemet med de konsekvenser for O-horisonten, mineraljorden og jordvandet, som er beskrevet her over.

Juletræsøkosystemet

Der er udført feltforsøg i en juletræsbevoksning med nordmannsgran ved Ry, hvor der er udført de samme prøveudtagninger og kemiske analyser som ved forsøget i rødgranbevoksningen ved Hårup Sande beskrevet ovenfor. I juletræsbevoksninger på landbrugsjord er kravene til askespredning anderledes, jf. bioaskebekendtgørelsen, end i en skovbevoksning. Desuden er behovet for kvælstof højere i juletræsbevoksningen for at sikre den nødvendige kvalitet af de dyrkede juletræer.

Forsøgsarealet ved Ry

Forsøgsarealet ligger tæt på Ry i det centrale Jylland, Danmark (56°04'54"N. bredde; 09°44'18"E. længdegrad, datum: WGS 84), 100 km fra Vesterhavet og 50 km fra Kattegat. Arealet ligger 65 m over havets overflade. Topografien er flad, og jordbundens udgangsmateriale består af ekstramarginal smeltevandsaflejring. Jorden er relativt næringsfattigt og består hovedsageligt af groft veldrænet sand med lavt indhold af ler og silt. De øverste 75 cm af mineraljorden består af mere end 95 % fint eller groft sand. Under 75 cm dybde i mineraljorden stiger indholdet af silt og ler (> 15%). Her skifter jordbunden til en dybereliggende moræneaflejring. Den gennemsnitlige årlige nedbør er 780 mm, kun en lille procentdel heraf falder som sne. Den årlige middeltemperatur er 7,5 °C, med en gennemsnitlig januar temperatur på -0,2 °C og en gennemsnitlig juli temperatur på 15,4 °C. Vestenvind fra Nordsøen, dominerer vindforholdene på dette sted. Således kan den kemiske sammensætning af gennemdryp fra træernes trækroner og jordvandet være påvirket af deposition af havsalt.

Forsøgsarealet er placeret i juletræsbevoksning med nordmannsgran (*Abies normanniána*). Bevoksningen blev etableret med frøplanter i rækker i 2003. Planterne blev plantet med en indbyrdes afstand på 1,1*1,15 m, som giver en stammetæthed på 7900 træer pr. ha (uden medregning af spor, som normalt udgør ca. 20 % af arealerne)

Forsøgsbehandlingerne ved forsøget i Ry

Forsøget blev etableret i 2007 med fire forskellige behandlinger og ubehandlede kontrol plots. Asken indeholder Cd og den danske Bioaskebekendtgørelse omhandler anvendelsen af træaske til gødningsformål (Miljøministeriet, 2008), og fastsætter grænseværdier for udbringningen af Cd. Med udgangspunkt i Bioaskebekendtgørelsen og hvad der er praktisk muligt, blev askespredningen gennemført om foråret i to år (hhv. 2007 og 2008) med 250 kg aske ha⁻¹ i to behandlinger og 300 kg aske ha⁻¹. Et juletræ er ca. 10 år om at blive salgsklart fra det bliver plantet. Juletræer bliver ofte også gødet om efteråret og i denne undersøgelse er efterårsgødningen medtaget i tre af de fire behandlinger. Efterårsgødningen blev gennemført med almindelig handelsgødning, der indeholdt N (23 % tørstofbasis), fosfor (P, 3 % tørstofbasis) og kalium (K, 7 % tørstofbasis), benævnt NPK 23-3-7. Stigende mængder af efterårsgødning blev brugt til at imødekomme det stigende næringsstofbehov hos de stadigt voksende træer.

Asken, som blev udnyttet i dette forsøg kom fra Ebeltoft Fjernvarmeværk. Det er den samme aske, som blev brugt i forsøget i skovøkosystemet på Hårup Sande (se ovenfor). Indenfor rammerne af dette projekt er masse- og elementflux for den benyttede kedel blevet undersøgt og beskrevet i denne rapport samt i forskningsartiklen (Ingerslev et al., 2011). For en mere detaljeret beskrivelse af dette forbrændingssystem henvises til Ingerslev (Ingerslev et al., 2011). De anvendte asker stammer fra afbrænding af rent skovflis, og der var ingen tilsætning af fossile brændstoffer eller andre brændsler. Skovflisen kom fra heletræshøst af gran og fyr fra en plantage nær Ebeltoft fjernvarmeværk på Djursland (den præcise sammensætning og proveniens er ukendt).



Gult juletræ med kvælstofmangel pga. askegødning.

Behandlingerne består af:

- PlFl ("Pl" står for pelleteret og "Fl" står for flyveaske). Pelleteret flyveaske, som spredes om foråret i begge år (2007 og 2008). Der spredes (250 kg ha⁻¹) om foråret. Disse parceller modtager ingen gødning om efteråret. I 2009 blev der disse parceller ikke gødet.

- Asma I ("As" står for aske og "ma" står for manure, som betyder gylle). Pelleteret gødning, der på arealbasis består af en blanding af: flyveaske (250 kg ha⁻¹), gyllefibre (760 kg ha⁻¹) og Norge salpeter (215 kg ha⁻¹). Gødningspillerne blev spredt om foråret hvert år i hhv. 2007 og

2008. Om efteråret blev der i disse parceller spredt mineralsk landbrugsgødning: NPK 23-3-7 (86 kg ha⁻¹ i 2007 og 130 kg ha⁻¹ i 2008). I foråret 2009 blev disse parceller gødet med 802 kg ha⁻¹ organisk gødning (firmanavn: Binadan), der indeholdt (på vægtbasis) 10 % N, 3 % P og 13 % K og i efteråret 154 kg ha⁻¹ NPK 23-3-7.

- Asma II. Hvor der benyttes de samme gødningspiller som ved behandling Asma I, men med en 20 % højere dosering i foråret: flyveaske (300 kg ha⁻¹), gyllefibre (910 kg ha⁻¹) og kalkkammonsalpeter (260 kg ha⁻¹). Gødningspillerne blev spredt om foråret hvert år i hhv. 2007 og 2008. Om efteråret blev der også her givet en højere dosering i forhold til Asma I, således var doseringen i efteråret 2007 40 % højere og i efteråret 2008 var den 20 % højere. Der blev benyttet NPK 23-3-7 om efteråret (120 kg ha⁻¹ i 2007 og 156 kg ha⁻¹ i 2008). I foråret 2009 blev disse parceller gødet med 1155 kg ha⁻¹ organisk gødning (firmanavn: Binadan), der indeholdt (på vægtbasis) 10 % N, 3 % P og 13 % K og i efteråret 154 kg ha⁻¹ NPK 23-3-7.

-Asma III. Her benyttes de samme behandlinger om foråret som ved Asma II om foråret, men om efteråret blev doseringen øget med 50 %. Doseringen om foråret var således: flyveaske (300 kg ha⁻¹), gyllefibre (910 kg ha⁻¹) og kalkkammonsalpeter (260 kg ha⁻¹). Gødningspillerne blev spredt om foråret hvert år i hhv. 2007 og 2008. Om efteråret 2007 blev der givet 180 kg ha⁻¹, og i 2008: 234 kg ha⁻¹ (NPK 23-3-7). I foråret 2009 blev disse parceller gødet på samme måde som ved Asma II: 1155 kg ha⁻¹ organisk gødning (firmanavn: Binadan), der indeholdt (på vægtbasis) 10 % N, 3 % P og 13 % K og i efteråret 154 kg ha⁻¹ NPK 23-3-7.

Gødningspillerne blev fremstillet af en blanding af flyveaske, gyllefibre, kalkkammonsalpeter og vand. Pillerne blev produceret på en cirkulær matrix fra Sprout- Matador (Pillediameter = 5 mm, Matrix ring tykkelse = 50 mm og koniske kanaler: P27). Forskellige piller blev fremstillet hvert år fra aske, der blev produceret i løbet af vinteren forud for spredning. Således kan piller, der er spredt i forskellige år, have forskellig kemisk sammensætning. Prøver af alle de anvendte gødninger blev indsamlet på det tidspunkt, de blev spredt. Askeprøverne blev tørret til 55 °C, knust i en teflon mølle og kemisk analyseret.

Undersøgelsen omfatter de fire forskellige behandling plots, der er beskrevet her over og et ubehandlet kontrol plot, hver af disse plots gentages tilfældigt i tre blokke. Arealet af hvert plot er 6,7 * 7,5 m (50 m²). Asken blev spredt med hånden, ved at sprede den ene halvdel af askemængden på det samlede plotareal ved at gå i zigzag mellem trærækkerne i én retning og derefter gentage spredningsmønstret for den anden halvdel af askemængden ved at gå i den modsatte retning i forhold til spredningen af den første halvdel.

Kemiske analyser, prøveudtagning og intensiv overvågning af forsøget ved Ry

Udtagning af prøver samt de kemiske analyser er foretaget på præcis den samme måde som er beskrevet i ovenstående afsnit om forsøget på Hårup Sande. For at få en detaljeret gennemgang af disse forhold henvises til dette afsnit.

Resultater og konklusioner fra forsøget ved Ry

De sammenskrevne resultater og konklusioner er refereret i dette afsnit og i ovennævnte manuskripter til videnskabelige artikler. Endvidere er udvalgte dele af resultaterne og konklusionerne gengivet på projektets hjemmeside. Hjemmesidens tekster og figurer er vist i kapitlet "www.bioaske.dk" i denne rapport.

Alle behandlingerne havde kun en meget begrænset påvirkning på jordbundskemien. Når man ser på den kongevandsopløselige del af O-horisonten, var der ingen af stofkoncentrationerne, der var signifikant påvirkede. I O-horisonten i de to behandlinger

med de største doser blandet aske, gyllefibre og kalkkammonsalpeter (300 kg tør aske) blev der generelt observeret en kalkeffekt, som dog kun i få tilfælde var signifikant ($P < 0,05$) mht. øget pH, sænket aciditet og øget basemætningsgrad. CEC var ikke påvirket. Behandlingerne har generelt påvirket koncentrationen af K, Na, Ca, Mg, SO_4 i jordvandet. Denne påvirkning er dog ikke større end, hvad der ses ved brug af konventionel gødning. Koncentrationen i jordvandet er generelt lave og koncentrationerne af K, Na, Ca, Mg, Mn, Cl, SO_4 , NO_3 , NH_4 , Zn, Cu, Cd, Pb, Cr and Ni er alle under kravene for drikkevand ved tæppetstedet. Koncentrationerne af Al og P i perioder oversteg grænseværdierne i både behandlede og ubehandlede felter. Kvaliteten af juletræerne blev undersøgt ved at se på træernes form og farve. Den rene askebehandling medførte en kvælstofmangel, der resulterede i gule og ikke-salgbare træer. De gule træer blev dog normalt-farvede igen efter tilførsel af traditionel gødning. De øvrige behandlinger gav et fint produkt, som efter de to år var på niveau med traditionelt gødskede træer. Gylle/aske gødning til juletræer ser altså ud til at have perspektiv.

Referencer

Beier,C., Gundersen,P., Rasmussen,L., 1992. A new method for estimation of dry deposition of particles based on throughfall measurements in a forest edge. *Atmospheric. Environment* 26A, 1553-1559.

Miljøministeriet, 2008. Bekendtgørelse om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål (Bioaskebekendtgørelsen). 1-10. 2008. Miljøministeriet.

Egnell,G., Nohrstedt,H.-Ö., Westling,O., Örlander,G.. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation (In Swedish). [1998:1]. 1998. Swedish Forest Agency.

ICP Forests, 2010. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, Part X Sampling and Analysis of Soil. Updated: 05/2010. In: ICP Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests), pp. 1-208.

Ingerslev,M., Pedersen,L.B., Stupak,I., Raulund-Rasmussen,K., Riis-Nielsen,T., Krogh,P.H.. Udbringning af flisaske i dansk skovbrug-økologiske konsekvenser. 2008. Miljøministeriet, Skov-og Naturstyrelsen.

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

Karltun,E., Saarsalmi,A., Ingerslev,M., Mandre,M., Andersson,S., Gaitnieks,T., Ozolincius,R., Varnagiryte-Kabasinskiene,I., 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks. In: Röser,D., Asikainen,A., Raulund-Rasmussen,K., Stupak,I. (Eds.), Sustainable use of forest biomass for energy, A synthesis with focus on the Baltic and Nordic Region. Springer, Dordrecht, pp. 79-108.

Poster,D.L., Schantz,M.M., Sander,L.C., Wise,S.A., 2006. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in environmental samples: a critical review of gas chromatographic (GC) methods. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 386, 859-881.

Ring,E., Jacobson,S., Nohrstedt,H.-Ö., 1998. Självhärdad trädaska påverkade markvegetation och markvattenkemi. *Skogforsk Resultat* 1-2.

Sarenbo,S., 2009. Wood ash dilemma-reduced quality due to poor combustion performance. Biomass & Bioenergy 33, 1212-1220.

SAS Institute Inc.2008. SAS® 9.2 Software. Copyright (c) 2002-2008 by SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Stuanes,A.O., Ogner,G., Opem,M., 1984. Ammonium nitrate as extractant for soil exchangeable cations, exchangeable acidity and aluminum. Communications in Soil Science and Plant Analysis 15, 773-778.

Døde træer på forsøgsarealet i Hårup Sande

Umiddelbart efter etableringen af feltforsøget i Hårup Sande i 2007 blev der konstateret angreb af typograf- og jættebarkbiller. Billerne gnaver et hul i barken på grantræerne og lægger æg under barken. Æggene klækker, og larverne fordeler sig under barken, og gør stor skade på træerne. Er antallet af larver tilstrækkelig højt, vil træet dø som følge af skaderne. Når larverne har forpuppet sig og metamorfoserer til biller, gnaver de sig ud gennem barken, efterlader et flyvehul og flyver ud efter egnede træer til at lægge nye æg. Antallet af generationer på en sommer afhænger af vejret. Billeangreb i nåleskov bliver taget yderst alvorligt. Den almindelige respons er at fælde de angrebne træer og fjerne dem fra skoven, inden flyvningen sker. Desuden opsættes pheromonfælder, der med et duftende hormonstof tiltrækker de flyvende biller og fanger dem på en lim-overflade. Fælderne sættes på bunker af solbeskinnede døde stammer.



Barkbiller har slået træet ihjel.

Skovdistriktet satte ind med både fældning og pheromonfælder i bevoksningerne omkring forsøgsarealet. Vi skulle beslutte, om der skulle foretages fældninger i forsøgsarealet. Man risikerer, at billeangrebet øges, når fældningerne ikke foretages. På den anden side ville fældningerne efterlade mange døde rodsystemer, som ville påvirke resultatet af jordvandskemien. Risikoen var, at billeangrebet ville medføre, at bevoksningen gik i opløsning, dvs. at så mange træer ville dø, at der ikke længere var tale om en skovbevoksning.

Det ville være yderst uheldigt efter den meget store investering i feltudstyr og installation af nedgravede slanger og sugesonder m.m.

Døde træer påvirker stoftransporten i skovbunden. Et levende træ optager stoffer, mens et dødt træ afgiver stoffer. Dette gælder også for det døde rodnet, der efterlades, når et træ bliver fældet. Der udvaskes stoffer fra et dødt træ både over og under jorden. Begge dele påvirker vores feltforsøg, som netop har til formål at beskrive stoffernes placering og transport. Vores variabel er spredning af forskellige mængder og typer af aske. En omfattende træ-død vil forstyrre billedet af askens effekt, og der vil opstå en risiko for, at effekten af vores forsøgsvariabler ville forsvinde i forstyrrelser fra træ-døden.

Ved at undlade fældninger i forsøgsarealet og opsætte pheromonfælder uden for arealet kunne vi undgå tung trafik på skovbunden, undgå døde rodnet efter fældning og samtidig håbe på, at billerne blev fanget uden for arealet. Desuden var det en faktor i beslutningen, at træ-døden ville foregå løbende og forhåbentlig langsomt, mens fældning ville efterlade mange døde rodnet samtidigt. Den langsomme påvirkning ville være mindre skadelig for vores data end en stor puls af stoffer. Vi iværksatte et system til overvågning af træ-døden, så vi havde mulighed for at korrelere skaderne med måleresultaterne. Dette ville være relevant hvis træ-døden blev omfattende eller uens i blokkene eller behandlingerne.

Der er blevet udført to optællinger af alle levende og døde træer i 2007, disse benævnes hhv. 2007-1 (maj) og 2007-2 (okt.). Derudover blev der også udført årlige tællinger fra 2008 til 2010. Hver forsøgsparell er 15x13 meter og opdelt i 3 blokke benævnt A, B og C. I hver blok er der 6 parceller, A1-6 osv., som er behandlet forskelligt mht. tilførsel af aske. Arealet er udvalgt, så stamtallet (antallet af træer) så vidt muligt er ens i alle parceller.

Tabel 10. Stamtallet i forsøgsparellerne i 2007-1.

Parcel	Stamtal i 2007-1
A1	45
A2	36
A3	44
A4	51
A5	44
A6	47
B1	40
B2	40
B3	42
B4	42
B5	41
B6	37
C1	44
C2	46
C3	43
C4	41
C5	39
C6	43
Total	765

Max og min er hhv. 51 og 36. Middelværdien er 42,5 træ pr. parcel, medianen er ligeledes 42,5. Standartafvigelsen er 3,6015 og talrækken er normalfordelt.

Analyseres stamtallet for parcellerne i hhv. blok A, B og C med en ANOVA-test (variensanalyse) fås resultatet $F = 2,33$; $P = 0,1311$. Resultatet viser, at der ikke er signifikant forskel ($P < 0,05$) på stamtallet i de tre blokke.

Tabel 11. *Stamtallet i blokkene A, B og C.*

Blok	A	B	C	total
Stamtal	267	242	256	765

Optællingerne blev udført så samtlige træer i hver parcel blev talt og placeret i kategorien: levende gran (lg), død gran (dg), levende fyr (lf), og død fyr (df). Definitionen på et dødt træ er, at det ikke bærer grønne nåle. Et træ med få grønne nåle er altså ikke dødt men døende.

Tabel 12. *Den samlede status ved første tælling i 2007-1. (lg: levende gran, dg: død gran, lf: levende fyr, df: død fyr).*

Type	lg	dg	lf	df	total
Antal	689	48	28	0	765

Som det ses var der allerede døde grantræer ved første tælling. En ukendt andel af dem har været døde allerede før angrebet af biller.

Tabel 13. *Den samlede status ved sidste tælling i 2010 (lg: levende gran, dg: død gran, lf: levende fyr, df: død fyr).*

Type	lg	dg	lf	df	total
Antal	624	113	26	2	765

Vi kan altså konstatere, at der i 2007-1 var der 7 % døde grantræer, mens der i 2010 var 18 %. Situationen er altså langt fra det sammenbrud vi frygtede, men stadig en væsentlig påvirkning af bevoksningen.

Vi kan analysere, om fordelingen af døde træer er jævn over hele forsøget. Ved at udregne procentdelen af døde træer i forhold til levende træer fordelt på blokkene, kan vi sammenligne de tre blokke.

Tabel 14. *Procentdelen af døde træer i forhold til levende træer i 2007-1.*

Parcelnr./blok	A	B	C
1	12,50	5,26	2,33
2	9,09	14,29	9,52
3	10,26	16,67	5,13
4	2,04	8,57	5,41
5	4,88	8,82	3,03

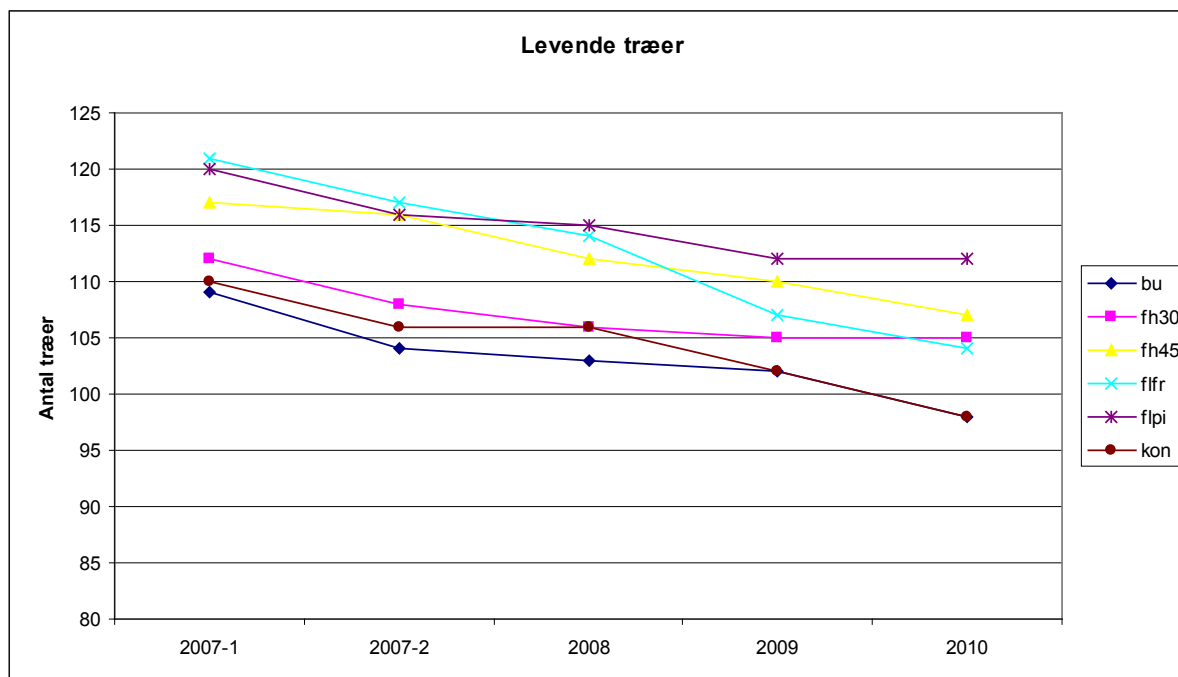
En ANOVA-analyse ($F = 1,57$; $P = 0,2412$) viser, at der ikke er signifikant ($P < 0,05$) forskel på andelen af døde træer i de tre blokke i 2007.

Tabel 15. Procentdelen af døde træer i forhold til levende træer i 2010.

Parcelnr./blok	A	B	C
1	18,42	25,00	22,22
2	20,00	25,00	21,05
3	34,38	27,27	7,89
4	19,05	15,15	11,43
5	26,47	15,63	6,25
6	12,20	9,38	11,76

En ANOVA-analyse ($F = 2,16$; $P = 0,1500$) viser, at der heller ikke er signifikant forskel ($P < 0,05$) på andelen af døde træer i de tre blokke i 2010.

Det næste interessante spørgsmål er, om askebehandlingerne påvirkede træ-døden. Det statistiske grundlag til at belyse dette spørgsmål er forholdsvis svagt, idet behandlingerne kun er gentaget tre gange.



Figur 25. Antallet af levende træer opdelt efter de 5 askebehandlinger + kontrollen. Hvert punkt angiver gennemsnittet af de tre gentagne behandlingen.

Det overordnede indtryk er, at faldet af levende træer er jævnt fordelt.

Tabel 16. Gennemsnittet af træ-dødsprocenten i hhv. 2007-1 og 2010. Bag hvert gennemsnit er tre gentagelser af behandlingen.

År/behandling	bufr	Fh30	fh45	flfr	Flpi	kon
2007-1	8,26	10,71	4,27	6,61	7,50	4,55
2010	20,41	18,10	14,02	24,04	15,18	17,35

Med en ANOVA-test kan det afgøres, om der er forskel på træ-døden i de forskellige behandlinger. En ANOVA-test på tallene fra 2007-1 giver $F = 0,83$; $P = 0,5543$ og viser, at der ikke er statistisk forskel på træ-dødsprocenten fordelt efter behandling.

Gentages analysen på tallene fra 2010 giver resultatet $F = 0,64$; $P = 0,6713$ og viser ligeledes, at der ikke er forskel på træ-dødsprocenten fordelt efter behandling.

Man kan altså sige, at askebehandlingen, hverken i begyndelsen eller slutningen af forsøget, har medført forskelle i billeangrebets omfang.

Konklusionen er, at forsøgsarealet har en jævn bevoksning af træer. Billeangrebet medførte en del døde træer, så der ved slutningen af forsøget var 18 % døde træer i bevoksningen. Vi kender ikke antallet af døde træer før billeangrebet. Andelen af døde træer er jævnt fordelt over blokkene og over behandlingerne. Som følge af disse resultater er der ingen grund til at udføre korrektioner af data for jord eller jordvand.

Fraktionering af aske

Af Jens Østergaard Jensen

Indledning

I slutningen af året 2003 var Staring Maskinfabrik A/S interesseret i at finde og teste et affalds-produkt, der kunne anvendes til absorptions- og adsorptions formål i forbindelse med separation af gylle. Der var tidligere lavet forsøg med de kommercielle produkter bentonit til adsorption og zeolit til absorption. Begge havde en god virkning, men til formålet var indkøbsprisen for høj. Der opstod derfor den tanke, at flisaske eventuelt kunne anvendes til en kombineret absorption og adsorption.

I organisationen Skov & Landskab var man samtidig interesseret i at finde alternative afsætningskanaler for flisasken. Tilbageførelse til skovene var problematisk på grund af for højt tungmetallindhold, og deponi var dyrt og problematisk. Ved løbende deponi fandt en ophobning i naturen sted. Samtidig tydede et direktiv fra EU på, at et fortsat deponi kunne blive forbudt.

Efter kontakt mellem Staring Maskinfabrik A/S og Simon Skov, Skov & Landskab fik Staring Maskinfabrik A/S et parti flyveaske stillet til rådighed. Der gennemførtes en række forsøg med flyveasken. Forsøgene indledtes i laboratorium og fortsattes efterfølgende med en række forskellige pilotanlæg. Forsøgene viste, at anvendt som filter og påført anionisk polymer, var det uforbrændte kulstof fra flyveasken meget anvendelig som adsorptionsmiddel. Imidlertid lå der et problem med at udbringe tungmetaltholdigt materiale til landbrugsjorden.

Fra april 2004 indledtes et samarbejde mellem Staring Maskinfabrik A/S og Skov & Landskab om projektet: PSO-projekt nr. 5317, "Forbehandling og recirkulering af flisaske".

Samarbejdet indeholdt tre hovedelementer:

- 1: at anvende flyve- og bundaske fra flis i forbindelse med gylleseparering.
- 2: at udvikle en praktisk anvendelig proces til udvaskning af tungmetaller fra aske.
- 3: at deltage i tilpasning af spredningsudstyr til askeprodukter i skove.

De stillede overordnede mål er nået, men som det vil fremgå af rapporten, er der visse ændringer i den endelige udførelse og anvendelse. Disse er begrundet i, at mange parametre er ændret i den tid, som projektet har forløbet. Af hensyn til vurderingen af mulighederne for anvendelse af projektet i praksis, er der, udover det oprindelige projekt, medtaget en økonomi- og maskinbeskrivelse. Da PSO arbejdet blev integreret i en helhed forekommer der elementer i denne rapport, der ikke er finansieret af PSO. Udviklingsarbejdet angående separation af gylle var meget omfattende og asken kun en mindre del. Der medtages resultater fra ikke-PSO arbejde for at opnå en helhed.

Stoffer i flisaske

I flisaske, både bund-, flyve- og blandingsaske, findes både værdistoffer og uønskede stoffer. Denne del af projektet går ud på at få stofferne adskilt ved at bringe dem på ion-form, så værdistofferne kan udnyttes, og de uønskede stoffer kan håndteres bedst muligt. For visse stoffer er bindingen så kraftig, at en opløsning ikke er mulig med relevant teknologi. For disse gælder, at selvom de optræder som en del af et eller flere værdistoffer, vil deres binding være så kraftig, at en uønsket miljøpåvirkning, vil kunne udelukkes.

Værdistoffer i flisaske:

Uforbrændt kulstof: C

Kvælstof: N

Fosfor: P

Kalium: K

Calcium: Ca

Magnesium: Mg

Jern: Fe

Mangan: Mn

Svovl: S

Natrium: Na

Aluminium: Al

Silicium: Si

Titan: Ti

Uønskede stoffer:

Cadmium: Cd

Zink: Zn

Bly: Pb

Kobber: Cu

Cobalt: Co

Chrom: Cr

Oplukning

Tungmetallerne i flisaske er bundet som meget tungtopløselige oxidforbindelser f.eks. cadmiumoxid (CdO), blyoxid (PbO), og Zinkoxid (ZnO). Opløseligheden i vand er meget lille. Opløseligheden er for: CdO = ikke opløselig, for PbO = 0,0017 g pr. 100 ml, og for ZnO = 0,0002 g pr. 100 ml.

Under sure forhold, pH ca. 1, er opløseligheden langt større. Grunden hertil er at ved pH omkring 1, er brintionkoncentrationen tilstrækkelig høj til, at brintionen erstatter tungmetalionen i oxidforbindelsen.

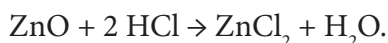
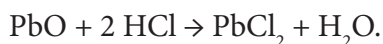
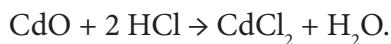
Eksempel ved brug af salpetersyre: $\text{CdO} + 2 \text{HNO}_3 \rightarrow \text{Cd}(\text{NO}_3)_2 + \text{H}_2\text{O}$, $\text{PbO} + 2 \text{HNO}_3 \rightarrow \text{Pb}(\text{NO}_3)_2 + \text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnO} + 2 \text{HNO}_3 \rightarrow \text{Zn}(\text{NO}_3)_2 + \text{H}_2\text{O}$. Langt de fleste af salpetersyrens salte er letopløselige. I dette tilfælde gælder det for tungmetalsaltene.

Svovlsyre vil også være anvendelig til at bibringe sure forhold med en pH på ca. 1 og dermed opløse tungmetalloxiderne. For cadmium- og zinkoxid forløber processen udmærket, som følger: $\text{CdO} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{CdSO}_4 + \text{H}_2\text{O}$; $\text{ZnO} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{ZnSO}_4 + \text{H}_2\text{O}$. Svovlsyrens cadmium- og zinksalte (sulfater) er letopløselige.

Noget andet gælder svovlsyrens bly salt (sulfat). Den er tungt opløselig og navnlig under sure forhold bibragt af svovlsyre. Processen forløber, som følger: $\text{PbO} + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow \text{PbSO}_4 + \text{H}_2\text{O}$, men en stor del af PbSO_4 udfældes igen.

Saltsyre vil også være anvendelig til at bibringe sure forhold med en pH på ca. 1 og dermed opløse tungmetalloxiderne. Alle saltsyrens tungmetalsalte er letopløselige (chlorider).

Eksempler ved brug af saltsyre:



Herunder salpetersyre, svovlsyre og saltsyres opløsningspotentiale for tungmetaloxider ved pH 1. Der er anvendt samme askeprodukt: soldseparatoreret flyveaske fra Ebeltoft.

Salpetersyre: % af total opløst.

Cd: 81 %

Pb: 34 %

Zn: 79 %

Svovlsyre: % af total opløst.

Cd: 56 %

Pb: 19 %

Zn: 57 %

Saltsyre: % af total opløst.

Cd: 34 %

Pb: 37 %

Zn: 47 %

Saltsyrens syrerest, chlorid, er uønsket på såvel landbrugs- som skovbrugsjord, og behandles ikke yderligere her.

Som det ses af ovenstående tabeller, er salpetersyre at foretrække, hvad angår opløsningspotentiale.

Salpetersyre er også at foretrække, hvad angår efterfølgende udnyttelse af syreresten, da nitrat er en eftertragtet kvælstofgødning.

Svovlsyrens syrerest, sulfat, har dog også en gødningsmæssig værdi til landbrugsjord, da landbrugsjorden mangler svovl. Anvendt til gødskning i skov vil værdien af sulfat være minimal, da skovbunden normalt er sur.

Salpetersyren og svovlsyren er de bedst anvendelige syre til opløsning af tungmetaller, alt taget i betragtning.

Hvilken af de to der anvendes, diskuteres i efterfølgende afsnit af rapporten.

Visse af tungmetaloxiderne opløses også under basiske forhold. Det gælder for bly og zink, men ikke cadmium. Derfor bør en opløsning under sure forhold foretrækkes.

I flyveaske opløses i gennemsnit, ifølge de udførte laboratorieforsøg, ved brug af salpetersyre som opløsningsmiddel: cadmium 71 %, bly 25 % og zink 66 %. I bundaske opløses i gennemsnit, ifølge de udførte laboratorieforsøg, ved brug af salpetersyre som opløsningsmiddel: cadmium 82 %, bly 47 % og zink 64 %.

Det må formodes, at de ikke opløste tungmetaller, efter brug af en så kraftig proces, som er anvendt i forsøgene, ikke kan opløses i naturen.

Fældning

Efter opløsning (grundstoffer og radikaler bragt på ion-form) er det projektets mål at udfælde de uønskede stoffer, så værdistofferne kan anvendes. Fældning af stoffer finder væsentligst sted under basiske forhold. Under basiske forhold, pH over 7, er mængden af hydroxyl-ioner (OH^-) større end mængden af brintioner (H^+). Ved en tilstrækkelig høj koncentration af hydroxyl-ioner (OH^-) erstattes syreresten fra opløsningen under sure forhold med hydroxyl-ionen. Hvornår denne reaktion indtræder, varierer fra stof til stof ved de stoffer, som er relevante i dette projekt, dog væsentligst ved pH 8 - 9,5.

Som pH-hævende stof anvendes natriumhydroxid (NaOH) 27,7 % opløsning. Natriumhydroxyd er et relativt billigt produkt, og det er nemt at anvende. Det har ringe tendens til kompleksdannelse. Natrium (Na) danner som kation væsentligst letopløselige forbindelser med anioner. Calciumhydroxid $\text{Ca}(\text{OH})_2$ er billigere, men optræder ofte som kompleksdanner. Som kation dannes ofte tungtopløselige forbindelser med anioner.

Antages opløsningen at være sket med salpetersyre (HNO_3) vil reaktionen være følgende:
For cadmium: $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 + 2 \text{NaOH} \rightarrow \text{Cd}(\text{OH})_2 + 2 \text{NaNO}_3$. For bly: $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2 + 2 \text{NaOH} \rightarrow \text{Pb}(\text{OH})_2 + 2 \text{NaNO}_3$. For zink: $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2 + 2 \text{NaOH} \rightarrow \text{Zn}(\text{OH})_2 + 2 \text{NaNO}_3$.

Det er vigtigt, at pH ikke overstiger 9,5, da en genudfældning af navnlig bly og zink, så kan finde sted. For blys vedkommende ved efterfølgende reaktion: $\text{Pb}(\text{OH})_2 + \text{OH}^- \rightarrow \text{PbO} + \text{H}_2\text{O} + \text{OH}^- \rightarrow \text{Pb} + \text{O} + \text{H}_2\text{O}$.

En anden fældningsreaktion sker ved medrivning. Denne sker ofte ved lavere pH end 9,5. Den kan forekomme helt ned ved pH 3,0 til 3,5. Fældningen sker i forbindelse med udfældning af f.eks. calcium og magnesium. Som det senere skal vises sker denne reaktion i dette projekt. Det anbefales dog, at hæve pH til omkring 9,5 for at gøre udfældningen total. Forbruget af natriumhydroxid er begrænset ved en hævnings fra pH 3,5 til pH 9,5.

Ifølge de udførte laboratorieforsøg er fældningen, af det opløste fra såvel flyveaske som bundaske, lig 100 %.

Filtrering

En anden mulighed end fældning er membranfiltrering. Fældning er en enkel og sikker proces, men med visse begrænsninger for separat udtag af produkter. Membranfiltrering er en mere avanceret og sikker proces med større muligheder for individuelt udtag. Med membranfiltrering kan adskillelsen af stofferne i væske ske ved en relativt lavt pH, man undgår altså en kraftig pH-hævning.

I fældningssituationen vil der, som det senere skal vises, være problemer med at udtage et af værdistofferne, nemlig fosfor. Dette problem kan løses med filtreringen. Der er ikke lavet forsøg med filtrering, men muligheden for at udtage fosfor, som et gødningsmiddel til flydende gødning, er tilstede

Anvendes membranfiltrering, hæves pH fra ca. pH 1 til pH 2.

Ved membranfiltrering anvendes såvel salpetersyre som svovlsyre til pH-sænkning. Mængden af svovlsyre udregnes med baggrund i kationer.

Første trin af en filtrering er et selvrensende filter, med en hulstørrelse på ca. 40 μ . Ved pH 2 vil calcium og magnesium udfælde som sulfater. Det selvrensende filter vil herefter fjerne urenhederne calciumsulfat og magnesiumsulfat. Dette produkt kan herefter sælges til jordbrugsformål.

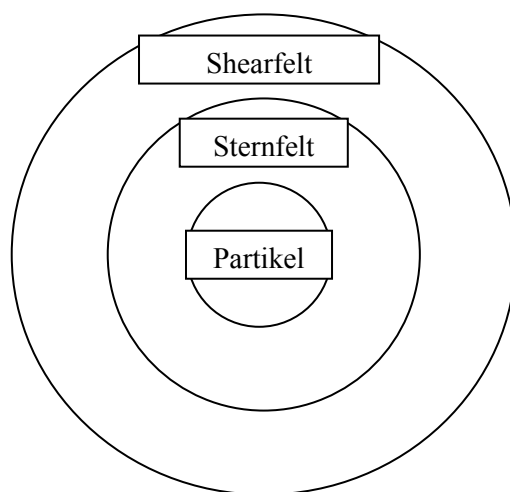
Andet trin er et Nano-membranfilter, der væsentligst vil udtage divalente og trivalente kationer (Fe, Mn, Al, Cd, Zn, Pb, Co, Cr, Hg, Ni og As), med elektrokemisk binding til den divalente anion (SO_4). Monovalente kationer som (K, Na og Cu) vil passere igennem med elektrokemisk binding til den monovalente anion (NO_3). På grund af salpetersyrens oxiderende virkning passerer denne særligt nemt igennem. Fosfor optræder som fosforsyre. Ved pH 2 vil fosforsyren optræde dels som molekylet (H_3PO_4), dels som den monovalente ion (H_2PO_4). Begge vil passere Nano-membranen. De tilbageholdte kationer og anioner kan herefter opkoncentreres og sendes til destruktion.

Sidste trin er en RO-membran, som kun lader vand passere. På den opkoncentreres P, K, N, Na og Cu, der herefter kan sælges som gødning til landbrug og skovbrug. Rejectvandet kan genbruges i processen.

Adsorption og absorption af næringsalte til uforbrændt kulstof

Staring Maskinfabrik A/S har udviklet en metode (patenteret), hvorved man er i stand til at absorbere næringsalte (N, P, K, Mg, Ca, m.v.). Processen virker, som følger:

Gyllepartiklen, som er negativt ladet, påføres en positivt ladet kationisk polymer f.eks. 77118 eller Cytex. Både lineære og integrerede polymerer kan anvendes. I sternfeltet adsorberes sulfationen, som er negativt ladet, til den positive polymer. Herved opstår der mellem sternfeltet og shearfeltet en meget kraftig negativ ladning, som i shearfeltet tiltrækker de positivt ladede næringskationer (NH_4 , K, Ca, Mg mv.). P optræder som anion på linje med sulfat og bindes som denne til partiklen. Ved gyllens aktuelle pH 5,5 optræder fosfaten som H_2PO_4^- og HPO_4^{2-} .



Figur 26. Illustration af partikel stern- og shearfelt.

Processen er kun mulig i forsuret gylle (pH < 6).

Ved forhold, hvor indholdet af N ligger på eller under 4 g pr. L, er ovennævnte proces i stand til at optage 70 % - 80 % af gyllens N. Resten kan optages på RO- membran.

Efterhånden som Staring Miljø A/S's NH_4^+ -anlæg kommer til at virke effektivt, stiger indholdet af N i gyllen helt op til 7 g pr. liter. Sulfaten fra svovlsyren er herefter den begrænsende faktor for optag. Da der af mange årsager, bl.a. korrosion, ikke kan tilføres mere svovlsyre, ligger optaget typisk på 35 % -40 %. Dette er af hensyn til lovgivning, men også af hensyn til størrelsen på RO-membranen, for lavt.

Der ledes herefter efter andre muligheder for produkter til enten absorption eller adsorption af de positivt ladede nærings salt-ioner. Der forsøges med bentonit og zeolit. Begge produkter er anvendelige, men af økonomiske årsager må begge fravælges.

Efter en grundig research besluttes det at prøve flisaske. Problematikken med tungmetaller søges løst særskilt.

Der forsøges påført en negativ ladet anionisk polymer bl.a. 77176. Polymeren påføres enten ved kaskade eller den påtrykkes.

Processens formål er, ved hjælp af den negativt ladede overflade fra den polymerbelagte flyveaske, at tiltrække de positivt ladede nærings salt-ioner (NH_4 , K, Ca, Mg m.v.).

Processen prøves først med kaskade. Resultatet er for dårligt.

Processen prøves herefter som filter. Her er resultaterne lovende. Forsøgene refereres senere i rapporten.

Regenerering af flyveaskefilter

For at undgå at filtermassen skal udskiftes for tit, er den prøvet regenereret med 85 grader varmt vand, ethanol, og brintperoxyd. Virkningen var langt bedst med varmt vand. Ydermere skulle vand under alle omstændigheder bruges, som optag for de uddrevne ioner.

Filtermassen blev herefter påtrykt en ny negativ ladning i form af en anionisk polymer.

Forsøg med fraktionering af aske

Indledende forsøg, analyseret med Staring Maskinfabrik A/S' analyseapparat Dr. Lange-ion 500 samt en prøve serie analyseret på AnalyTech Miljølaboratorium, indikerede at opløsning var forholdsvis uproblematisk. Samme forhold gjorde sig gældende ved efterfølgende fældning, på nær ved et enkelt punkt, nemlig fældning eller opløsning af fosfor, så det kunne nyttiggøres. Problemet med fosfor er, at fosfat ved pH 9,5 optræder som HPO_4^{2-} og PO_4^{3-} , der med calcium og magnesium danner meget tungtopløselige forbindelser. Opløseligheden for forbindelser med henholdsvis calcium er 0,02 og 0,002 g pr. 100 ml vand, og magnesium 0,3 g og uopløseligt pr. 100 ml vand. Optræder natrium derimod som kation, er forholdet et ganske andet. Her er den tilsvarende opløselighed 3,7 og 1,5 g pr. 100 ml vand. I de her skitserede forsøg er der prøvet at udfælde henholdsvis calcium og magnesium ved forholdsvis lave pH værdier. Som det fremgår af efterfølgende resultater, er det ikke muligt ved de prøvede pH niveauer. Når calcium og magnesium fældes, river de tungmetaller med sig. Enten må man acceptere tabet af fosfor, eller også må man anvende filtrering.

Efterfølgende analyseresultater er gennemsnit af 5 forsøg pr. analyse.

Flyveaske I:

Udtag af første faste fraktion ved pH 4,0. Reduktion af tungmetal Cd: 20 %, Pb: 4,0 %, Zn: 26,4 %. Opløst, men efterfølgende udfældet.

Flyveaske V:

Udtag af første faste fraktion ved pH 4,8. Reduktion af tungmetal Cd: 11,9 %, Pb: 5,4 %, Zn: 1,3 %. Opløst, men efterfølgende udfældet.

Flyveaske VI:

Udtag af første faste fraktion ved pH 5,0. Reduktion af tungmetal Cd: 8,0 %, Pb: 0,8 %, Zn: 1,1 %. Opløst, men efterfølgende udfældet.

Flyveaske VII:

Udtag af første faste fraktion ved pH 5,5. Reduktion af tungmetal Cd: 7,1 %, Pb: 0,3 %, Zn: 1,0 %. Opløst, men efterfølgende udfældet.

Flyveaske, Ebeltoft:

11/3-07. Der er udført 1*10 forsøg. Reduktioner for tungmetaller er følgende: I væske: Cd: 60,5 %, Pb: 15,6 %, Zn: 52,9 %. Udtaget i fast fraktion: Cd: 62 %, Pb: 27 %, Zn: 58 %. I fast fraktion er der endvidere analyseret for P. Denne indeholder: 63 % af P. Rejectvand: P: 1,08 %, N: 77,7 %, K: 62 %. Massereduktion: Fra 100 g til genbrug 30 g + til destruktion 29,8 g = 40,2 g
Glødetab-masse til genbrug: 69,4 % Flyveaske og bundaske fra flis i forbindelse med gylleseparering.

Bundaske II:

Der er udført 1*10 og 1*5 forsøg med bundaske II for at sammenligne pH virkning for første fældning. I forsøg II er første fældning foretaget ved pH 3,6 og ved forsøg II + er første fældning foretaget ved pH 1,0. Den optimerede fældning er II +. Reduktionerne for tungmetaller er følgende: I væske. Cd: 81,8 % (43,8 %) Pb: 46,5 % (43,5 %), Zn: 63,5 % (46,3 %). Udtaget i fast fraktion: Cd: 100 % (53,6 %), Pb: 100 % (30,7 %), Zn: 68 % (51,3 %)
Opløst i rejectvand: P: 1,1 % (1,25 %), N: 64,1 % (70,9 %), K: 35,5 % (45,2 %).
Massereduktion: Fra 100 g til genbrug 29,8 g + til destruktion 31,2 g = 39 g
Glødetab-masse til genbrug: 6,44 %.

Bundaske III Assens:

Udtag af første faste fraktion ved pH 3,6. Reduktion af tungmetal Cd: 52,3 %, Pb: 15,3 %, Zn: 19,3 %. Opløst, men efterfølgende udfældet.

Bundaske IV:

Udtag af første faste fraktion ved pH 4,6. Reduktion af tungmetal Cd: 17 %, Pb: 3,8 %, Zn: 4,0 %. Opløst, men efterfølgende udfældet.

Bundaske VIII:

Udtag af første faste fraktion ved pH 4,4. Reduktion af tungmetal. Cd: 19 %, Pb: 3,9 %, Zn: 4,3 %. Opløst, men efterfølgende udfældet.

Diagrammer over forsøgene findes i bilag 3

Anvendelige stoffer i flisaske

Flyveaske

Indhold pr. tons flyveaske i gennemsnit:

Uforbrændt kulstof: 100 kg.

Kvælstof N: 88 kg.

Kalium K: 21 kg.

Fosfor P: < 1 kg.

Sand (tørt): 430 kg.

Fast fraktion til destruktion (tørt): 74 kg.

Bundaske

Indhold pr. tons bundaske i gennemsnit:

Uforbrændt kulstof: 50 kg.

Kvælstof N: 87,1 kg

Kalium K: 24,2 kg.

Fosfor P: < 1 kg

Sand (tørt): 42 kg.

Fast fraktion til destruktion: 7,3 kg. En fraktion på 58,3 kg er urealistisk på grund af meget kalk.

Opløsning af begge asker resulterer i en sandfraktion. Selvom denne fraktion ikke er helt fri for tungmetaller, kan den formodentlig anvendes til afdækningsformål, da den anvendte opløsningsproces er langt kraftigere end opløsningsprocesser i naturen. Almindeligt sand fra opgravning indeholder også tungmetaller.

Adsorption ved kaskade

Staring Maskinfabrik A/S havde, i forbindelse med sit separationsanlæg – NPK, et ønske om at finde et billigt produkt til adsorption af kationiske ioner (NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} mv.). Det valgte produkt var uforbrændt kulstof fra flyveaske fra flis.

Der gennemførtes en række forsøg såvel i laboratorium som på pilotanlæg. Metoden var følgende: Først udtages det uforbrændte kulstof fra flyveasken ved separation over et 2 mm sold. Herefter sænkes pH i produktet til ca. 5,5. (Valget af pH 5,5 hænger sammen med forholdet mellem ammonium på ion-form og gasform $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$. Ved pH 5,5 er stort set ammonium på ion-form). PH-sænkningen gennemføres først ved vask i vand, herefter vask i svovlsyre. Det pH-sænkede uforbrændte kulstof indblandes herefter ved kaskade i forsuret gylle (pH 5,5). Der tilsættes en anionisk polymer 77176 opblandet i vand (0,5 % polymer til vand) og tilsat gyllen med 7,5 %. Metoden gav dårlige resultater.

Udtag over filter

Der forsøgte herefter et udtag af kationiske ioner over et filter. Størrelsessortering og pH sænkning var samme fremgangsmåde som ved kaskade. Det uforbrændte kulstof sættes herefter op i et rør, hvorved der dannedes et filter. Filteret påtrykkes herefter polymer 77176 (0,5 % til vand til mætning af filter). Påtrykningen udføres med 0,5 bar. Herefter ledes under tryk rejectvand fra kaskade udtag over filteret. Der opnås en fin reduktion i indhold af N. Fra 77 % til 96 % i et forsøg og fra 80 % til 90 % i et andet. Analyser er vedlagt som bilag.

Det blev herefter prøvet at regenerere filteret med forskellige stoffer. Det mest anvendelige og hensigtsmæssige var 85 grader varmt vand. Mest anvendeligt ift. forsøgsresultater og hensigtsmæssigt da ionerne skal optages i vand. Det varme vand trykkes igennem ved 0,5 bar. Resultaterne var lovende. Der påtrykkes herefter en ny polymer som skitseredes tidligere.

Staring Maskinfabrik A/S ændrede imidlertid sit separationsanlæg – NPK, fra at være et Anlæg, der separerer kemisk, til at være et mekanisk separationsanlæg. Dette anlæg er betydeligt billigere og bruger ikke polymer, men kunne ikke anvende uforbrændt kulstof. Dette skete dels af økonomiske årsager, men væsentligst fordi miljømyndighederne i Holland og Tyskland forbød separationsprodukter med indhold af polymer spredt på marken.

Lister over maskinkomponenter

Listerne er baseret på 2 anlæg til behandling af hver 7.500 tons flisaske. Listerne må kun betragtes som meget foreløbige. Ved en egentlig opbygning skal der naturligvis foretages en endelig projektering. Kapacitet pr. time: 2 tons aske.

Fældning

Komponenter:

- A: Påslag.
- B: Sneglerende.
- C: Sigte (2 mm sold).
- D: Opløsningskar (20 m³. Rustfri stål eller plastik).
- E: Snekkepresse.
- F: Opløsningskar (20 m³. Syrefast stål eller plastik).
- G: Snekkepresse.
- H: Fældningskar (35 m³. Rustfri stål eller plastik).
- I: Vibrationssigte (hulstørrelse 40 µ).
- J: Selvrensende filter (hulstørrelse 10 µ).
- K: RO-filter.
- L: Tank til natriumhydroxid (plastik).
- M: Tank til salpetersyre (plastik).
- N: Rørføringer til vand.
- O: Rørføringer til salpetersyre.
- P: Rørføringer til natriumhydroxid.
- Q: Udtag til uforbrændt kulstof.
- R: Udtag til sandfraktion.
- S: Udtag til fraktion til destruktion.
- T: Udtag til flydende gødning.

Filtrering

Komponenter:

- A: Påslag.
- B: Sneglerende.
- C: Sigte (2 mm sold).
- D: Opløsningskar (20 m³. Rustfri stål eller plastik).
- E: Snekkepresse.
- F: Opløsningskar (20 m³. Syrefast stål eller plastik).
- G: Snekkepresse.

I: Vibrationssigte. (hulstørrelse 40 μ).
J: Selvrensende filter (hulstørrelse 10 μ).
K: RO-filter.
L: Tank til natriumhydroxid.
M: Tank til salpetersyre.
N: Rørføringer til vand.
O: Rørføringer til salpetersyre.
P: Rørføringer til natriumhydroxid.
Q: Udtag til uforbrændt kulstof.
R: Udtag til sandfraktion.
S: Udtag til fraktion til destruktion.
T: Udtag til flydende gødning.

Budgetter

Som vurderingsgrundlag for et videre forløb, og med baggrund i de gennemførte laboratorieforsøg, er der lavet et økonomisk budget. Budgettet bygger naturligvis på et spinkelt grundlag. Hvis projektet skal nyde fremme, bør der først laves et mindre pilot-anlæg. Erfaringerne fra dette kan efterfølgende danne grundlag for et mere detaljeret budget. Det økonomiske budget er gengivet i bilag 4.

Uforbrændt kulstof til lugtreduktion

Lugt, i form af sure og basiske gasser, er et stort problem fra landbrugets stalde, fortanke og gyllebeholdere.

Staring Miljø A/S' NH_4^+ -anlæg reducerer ammoniakfordampning med ca. 80 %. I forbindelse med processen udvikles dog nogle sure dampe navnlig fra procestanken.

Til afhjælpning af dette problem er der med succes anvendt aktivt kul.

I forbindelse med dette projekt er det konstateret, at det uforbrændte kulstof i asken, på mange måder minder om aktivt kul. De temperaturforhold, som aktivt kul fremstilles under, afviger ikke væsentligt fra temperaturforholdene i en kedel. Ydermere har det uforbrændte kulstof et højt indhold af basisk materiale $\text{pH} > 12$. Dette burde gøre det meget anvendeligt for eliminering af lugtstoffer fra sure gasser.

Der er lavet et forsøg med sure gasser fra forsuret gylle, hvor luft blev blæst op gennem forsuret gylle. I et tilfælde passerede afgangsluften et vatfilter (for at lave modtryk). I et andet tilfælde passerede afgangsluften et filter bygget op af uforbrændt kulstof fra flyveaske (sorteret over et 2 mm sold).

Et lugtpanel på 10 personer indåndede herefter afgangsluften fra begge filtre. Der konstateredes kraftig og ubehagelig lugt fra vatfilteret, og der konstateredes overhovedet ingen lugt fra filteret bygget op af sorteret uforbrændt kulstof. Panelet blev bedt om at vurdere lugten fra de to filtre på en skala fra 0 til 10, hvor 0 var ingen lugt og ingen gene, mens 10 var kraftig, generende luft. Gennemsnittet af vurderingerne var 7,3 for vatfilteret og 0 for det uforbrændte kulfilter.

Staring Maskinfabrik A/S er interesseret i produktet, hvis det svarer til resultaterne for de gennemførte forsøg. I forbindelse med gennemførelse af et lugtreduktionsforsøg i 2006 er Staring Maskinfabrik A/S indstillet på at få gennemført egentlige olfaktometriske målinger. Produktet vil sandsynligvis også i andre sammenhænge kunne anvendes til lugtreduktion, navnlig ved sure gasser. Egentlige aktive kulprodukter er meget dyre, de koster omkring 50 kr. pr. kg. Hvis produktet holder, hvad det ser ud til, må en pris på 10 - 20 kr. være opnåelig. Indholdet af uforbrændt kulstof i flyveaske varierer en del, og er ikke nærmere undersøgt.

Efterskrift

Projektet har været af den alt-favnende slags, som indeholdte mulighed for at justere arbejdet efter de opnåede resultater og de henvendelser og ønsker, der har været utallige af fra erhvervet. Fra start til slut har bioenergisektoren været aktive spørgere og forskningsresultaterne er derved i meget høj grad blevet udmøntet i praksis. Det er således en glæde at kunne sige, at både store og små aktører har, efter dette projekt, fået et nyt syn på bioaske og flere er i gang med at recirkulere asken frem for at deponere den.

Tak til Jens Østergaard Jensen, som er arbejdsprojektleder for ”Fraktionering af aske”.

Tak til følgegruppen som ved projektets afslutning er: Henrik Andersen (Dansk Fjernvarme), Linda Bagge (MST), Peter Simonsen (DONG), Niels Ole Knudsen (Vattenfall), Berit Land Nielsen (NST) og Karsten Frisk (NST).

Også tak til Inge Werther, Viktor Jensen, Lars Bo Pedersen, Lars Geil og Søhøjlandet/ NST.

Projektet er finansieret af PSO/Eltra og Skov & Landskab.



Følgegruppemøde med fremvisning af hærtningsforsøg.

Vedlagt fire bilag:

Bilag 1: Litteratur produceret under projektet.

Bilag 2: Videnskabelig artikel om genfindning af stoffer i asken.

Bilag 3: Forsøgsdiagrammer ang. udvaskning af tungmetaller og næringsstoffer.

Bilag 4: Estimeret budget for separation af aske.

Bilag 1

Publikationer med peer review

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

Mandre, M., Pärn, H., Klöseiko, J., Ingerslev, M., Stupak, I., Kört, M., and Paasrand, K. 2010. Use of bio-fuel for fertilisation of *Betula* seedlings on nutrient-poor peat soil. *Biomass and Bioenergy*. 34: 1384-1392.

Callesen, I., Ingerslev, M. and Raulund-Rasmussen, K., 2007. Dissolution of granulated wood ash examined by in situ incubation: Effects of tree species and soil type. *Biomass and Bioenergy*. 31: 693-699.

Stupak, I., Asikainen, A., Jonsell, M., Karlton, E., Lunnan, A., Mizarete, D., Pasanen, K., Pärn, H., Raulund-Rasmussen, K., Röser, D., Schröder, M., Varnagiryte, I., Vilkryste, L., Callesen, I., Clarke, N., Gaitnieks, T., Ingerslev, M., Mandre, M., Ozolincius, R., Saarsalmi, A., Armolaitis, K., Helmisaari, H. S., Indriksons, A., Kairiukstis, L., Katzensteiner, K., Kukkola, M., Ots, K., Ravn, H.P., Tamminen, P., 2007. Sustainable utilisation of forest biomass for energy – possibilities and problems: policy, legislation, certification, recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic and other European countries. *Biomass & Bioenergy*. 31: 666-684.

Publikationer uden peer review

Skov, S. 2011. Spredning af flisaske. FiB. nr 37. (29)

Skov, S. and Ingerslev, M., 2010. Anvendelse af træaske som gødning i skove. *Videnblade Skov og Natur. Skov & Landskab, Københavns Universitet*. 4.9-4, 2010. 2 pp.

Skov S. og Ingerslev M. 2009. Flisaske skal analyseres, hærdes og spredes. *Fjernvarmen* 10 (30-31)

Ingerslev, M., and Skov, S., 2008. Klippegrønt og juletræer kan fodres med flisaske. *Pressemeddelelse fra Skov & Landskab*, 27-11-2008.

Karlton, E., Saarsalmi, A., Ingerslev, M., Mandre, M., Andersson, S., Gaitnieks, T., Ozolincius, R., Varnagiryte-Kabasinskiene, I., 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks. In: Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K., Stupak, I., (ed.), 2008. Sustainable use of forest biomass for energy, A synthesis with focus on the Baltic and Nordic Region. *Managing Forest Ecosystems*. Springer; 2008, p. 79-108.

Ingerslev, M., Skov, S., Pedersen, L. B., and Christensen, C. J., 2008. Ny bioaskebekendtgørelse – Perspektiver for klippegrønt- og juletræsproduktion. *Videnblade, Pyntegrønt. Skov & Landskab, Hørsholm*. 9.4-5, 2008. 2 pp.

Ingerslev, M., Skov S., Stupak I. Rasmussen K. 2008. Ny bioaskebekendtgørelse til et bæredygtigt skovbrug. *SKOVEN* 10 (434-437)

Skov S. og Ingerslev M. 2008. Den nye bioaskebekendtgørelse er trådt i kraft. *Fjernvarmen* 10 (53)

Ingerslev, M., Pedersen, L. B., Møller, I. S., Raulund-Rasmussen, K., Nielsen, T. R., Krogh, P. H., 2008. Udbringning af flisaske i dansk skovbrug – økologiske konsekvenser. *Skov- og Naturstyrelsen. Produktudviklingsordningen. Årsrapport 2007*: 3-5.

Skov S., Ingerslev M., Pedersen L. B., Christensen C. J. 2008. Ny bioaskebekendtgørelse – Recirkulering af næringsstoffer. Perspektiver for askeanvendelse i klippe- og juletræsproduktion. *Nåledrys* 66 (43-45)

- Hansen, K., Ingerslev, M., Felby, C., Hirsmark, J., Helynen, S., Bruzgulis, A., Larsson, L.-E., Asikainen, A., Budreiko, A., Pärn, H., Nyström, K. and Vinterbäck, J., 2006. Bioenergy in the Nordic-Baltic-NW Russian Region, Status, barriers and future. Nordic Council of Ministers. TemaNord 2006:553. 66 pp.
- Ingerslev, M., Pedersen, L. B., Skov, S. and Christensen, C. J., 2006. Nyt projekt om gødskning med flisaske og forarbejdet gylle i juletræer. Dansk Juletræsdyrkerforening. Nåledrys, 58: 20-21.
- Skov S. & Ingerslev M.: 2006. Forskning i flisaske og skimmelsvampe på flisfyrede varmeværker. Fjernvarmen 3 (41)
- Møller, I. and Ingerslev, M., 2005. Biobrændsel fra skov. In Olesen, J. E. (Ed.). Drivhusgasser fra jordbruget – reduktionsmuligheder. Ministeriet for fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks JordbrugsForskning, DJF rapport Markbrug nr. 113, januar: 153-159.
- Skov, S. og Ingerslev, M., 2005. Flisaske skal ikke deponeres. Fjernvarmen (3: 26-28)
- Konference-, workshop- og seminarbidrag (foredrag, poster og abstrakts)**
- Skov, S., 2011. Askeoverblik. Dansk Fjernvarmes flis og træpillegruppe. 31. maj.
- Skov, S., Ingerslev, M., 2011. Bæredygtig biomasseproduktion. Nyttiggørelse af bioaske. Energistyrelsen. 2. maj. Kbh
- Skov, S., Ingerslev, M., 2011. Hærdning af aske. DONG. 5. nov. Skærbæk
- Ingerslev, M., Stupak, I., Skov, S., Pedersen, L. B., Raulund-Ramussen, K., To what extent can ash application (recycling) ensure sustainability? (oral presentation). SNS network workshop on 'Longterm effects of intensified harvesting for bioenergy - what can we learn from established experiments?'. 10-12. August, 2010. Drøbak, Norway.
- Raulund-Rasmussen, K., Stupak, I., Clarke, N., and Ingerslev, M. (2010) Sustainability assessment of intensified forest biomass harvesting - nutrients and wood production. (oral presentation). International Workshop: Forests Under Pressure?! Bioenergy – Forest Industry – The Public. IEA Bioenergy Task 31: Biomass Production for Energy from Sustainable Forestry. 5-8 October 2009. Wershofen (Eifel), Germany,
- Skov, S., 2010. Bioaske. Danskjernvarmes biokedelpasseruddannelse. 16. nov. Nakskov
- Skov, S., 2010. Bioaske. Vattenfalls biobrændselskonference. 30. sep. Kbh.
- Stupak, I., Ingerslev, M., Skov, S., and Raulund-Rasmussen, K., 2010. Nutrient budgets of sustainable forest biomass production for energy. (oral presentation). The Nordic Forest Research Cooperation Committee (SNS) CAR-ES meeting on bio-fuel, 17.-18. Marts 2010, Jaunmoku Pils, Latvia.
- Kirsch, M. M. N., Andersen, E., Ingerslev, M., 2008. Bioenergi og naturforvaltning – Potentiale og perspektiver (oral presentation). Skov & Landskabskonferencen 2008. Onsdag den 6. februar 2008, Odense.
- Ingerslev, M., 2008. Wood ash hardening and nutrient recycling in a forest ecosystem (oral presentation). Sustainable bioenergy from agriculture and forestry. Seminar, 10 – 11 March 2008. Jönköping, Sweden.
- Ingerslev, M. and Skov, S., 2008. Spreading of wood chip ashes – fertilization by recycling of nutrients or spreading of pollutants in the nature (Poster presentation and abstract in proceedings). Abstract book. Gaps in pollution sciences. A workshop at KU-Life, 17.-18. November, 2008. University of Copenhagen: 29.

- Ingerslev, M., Stupak, I., Skov, S., Pedersen, L. B., Raulund-Ramussen, K., and Sevel, L. 2008. Wood ash hardening and nutrient recycling in a forest ecosystem (oral presentation). The Nordic Forest Research Cooperation Committee (SNS) CAR-ES meeting on bio-fuel, 27.-29. May, 2008, Norberg, Sweden.
- Skov, S., 2008. Den nye bioaskebekendtgørelse. Dansk Fjernvarmes flis og træpillegruppe. 17. nov.
- Ingerslev, M. 2007. Sustainable utilisation of forest fuel (oral presentation). Is bioenergy a threat to the ecosystem ?. 4th monthly scientific seminar on bioenergy: Ecosystems. 31. October, Faculty of Life Sciences, Frederiksberg, University of Copenhagen.
- Ingerslev, M., Stupak, I., Skov, S., Pedersen, L. B., Raulund, K. and Sevel, L., 2007. Sustainable biomass production in forests - The ecosystem perspective (oral presentation). Producing biomass for energy 2nd monthly scientific seminar on bioenergy: Production systems. 21. March, Faculty of Life Sciences, Frederiksberg, University of Copenhagen.
- Skov, S., 2007. Bioaske. Danskfjernvarmes biokedelpasseruddannelse. 16. maj. Hover
- Ingerslev, M., 2006. Energi fra træ (Presentation of research findings at the exhibition stand no. 16). Skovens dag, Skovens Energi. 7. May, 2006. Skov & Landskab. Frederiksborg Statsskovdistrikt, Valby Hegn.
- Ingerslev, M., Skov, S., Pedersen, L. B. and Møller, I. S., 2006. Element budget - from tree uptake in the forest to ash recycling (oral presentation and abstract in proceedings). RecAsh 2'nd International Seminar, From Extraction of Forest Fuels to Recycling of Wood Ash. Karlstadt, Sweden. 26.-28. September 2006. www.recash.info
- Nord-Larsen, T., Ingerslev, M. and Stupak, I., 2006. Kan intensiv flisproduktion forringe dyrkningsgrundlaget og tilvæksten – og kan flisaskespredning kompensere næringsstofudtaget (oral presentation). Kyoto, bioenergi og skovene. Kig ind i fremtiden på Skov & Landskabs symposium om træ til energi. 22. november, 2006. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole (KVL), Frederiksberg.
- Møller, I.S., Asikainen, A., Jonsell, M., Karlton, E., Lunnan, A., Mizaraité, D., Pasanen, K., Pärn, H., Raulund-Rasmussen, K., Röser, D., Schröder, M., Varnagirytė, I. Vilkriste, L., Callesen, I., Clarke, N., Gaitnieks, T., Ingerslev, M., Mandre, M., Ozolincius, R., Saarsalmi, A., Armolaitis, K. Helmisaari, H.-S., Indriksons, A., Kairiukstis, L., Katzensteiner, K., Kukkola, K., Ots, K., Ravn, H.- P., & Tamminen, P. 2006. Criteria and indicators for sustainable utilisation of forest biomass for energy, - Forest legislation, forest certification standards, and recommendations and guidelines for forest fuel extraction (presentation and abstract). IEA Bioenergy EXCO58 Meeting, Stockholm, Sweden, 3-5 October 2006.
- Skov, S. and Ingerslev, M., 2006. Flis, Flammer og Farer, Flis skal produceres med omtanke - og asken skal tilbage til skoven (Presentation of research findings at the exhibition stand no. 41). Skov & Teknik 2006. Danmarks største skovbrugsfaglige maskinudstilling. 4.-5. maj 2006. Wedellsborg Gods, Fyn
- Callesen, I., Ingerslev, M., and Raulund-Rasmussen, K., 2005. Dissolution of granulated wood ash examined by in situ incubation – effects of tree species and soil type (oral presentation). Bioenergy 2005 (Norwegian Bioenergy Association). Nordic Bioenergy Conference, 25.-27. October, 2005, Radisson SAS, Royal Garden Hotel, Trondheim, Norway.
- Hansen, K., Budreiko, A., Bruzgulis, A., Felby, C., Helynen, S., Hirsmark, J., Ingerslev, M., Larsson, L.-E., Lunnan, A., Nyström, K., 2006. Bioenergy as an environmental factor in the Nordic-Baltic-NW Russian Region (Overview and seminar discussion paper). Seminar at The Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, September 27'th 2005.

Ingerslev, M., Skov, S. and Raulund-Rasmussen, K., 2005. Element budget of biomass combustion - a Danish case study (oral presentation). Bioenergy 2005 (Norwegian Bioenergy Association). Nordic Bioenergy Conference, 25.-27. October, 2005, Radisson SAS, Royal Garden Hotel, Trondheim, Norway.

Ingerslev, M., Pedersen, L. B., Møller, I. S. and Karlton, E. 2005. Ecological effects of ash application in a Sitka spruce stand in Denmark – a WOOD-EN-MAN experiment (abstract). In: Regular Recycling of Wood Ash to Prevent Waste Production. RecAsh - A Life-environment demonstration project. RecAsh International Seminar, 8-10 November, Prague, Czech Republic: 93.

Ingerslev, M., Pedersen, L. B., Møller, I. S., Skov, S., Nielsen, T. R. and Krogh, P. H., 2005. Ecological effects of ash application in a Sitka spruce stand in Denmark - a WOOD-EN-MAN experiment (oral presentation). RecAsh International Seminar (Forests of the Czech Republic, Czech Republic and Regional Forestry Board of Värmland – Örebro, Sweden). 8.-9. November, 2005, Hotel Olympic, Prague.

Ingerslev, M., Møller, I. S. and Raulund-Rasmussen, K., 2005. Forestry for energy: ecosystems and sustainability (oral presentation). The third seminar in Danish Center for Biofuels. 03-02-2005. The Royal Veterinarian and Agricultural University, Copenhagen.

Ingerslev, M., Pedersen, L. B., Møller, I. S., Skov, S., Nielsen, T. R. and Krogh, P. H., 2005. Element budget of biomass combustion and ecological effects of ash application in spruce forest and a Sitka spruce stand in Denmark (oral presentation). Møde I Bioaskegruppen, 12. December 2005, Miljøministeriet, Copenhagen, Denmark

Ingerslev, M., Skov, S. and Raulund-Rasmussen, K., 2005. Element budget of biomass combustion - a Danish case study (oral presentation). RecAsh International Seminar (Forests of the Czech Republic, Czech Republic and Regional Forestry Board of Värmland – Örebro, Sweden). 8.-9. November, 2005, Hotel Olympic, Prague.

Møller, I.S., Raulund-Rasmussen, K, Asikainen, A., Röser, D., Lunnan, A., Karlton, E., Jonsell, M., Schrøder, M., Ozolincius, R., Mandre, M., Gaitnieks, T., Callesen, I., Clarke, N., Helmisaari, H.S., Indriksons, A., Ingerslev, M., Kairiukstis, L., Kukkola, M., Mizarete, D., Ots, K., Pärn, H., Pasanen, K., Ravn, H.P., Saarsalmi, A., Tamminen, P., Varnagyrite, I., Vilkryste, L., 2005. Sustainable use of forest biomass for energy. In: Regular Recycling of Wood Ash to Prevent Waste Production (oral presentation and abstract in proceedings). RecAsh - A Life-environment demonstration project. RecAsh International Seminar, 8-10 November, Prague, Czech Republic, 63-65.

Møller, I.S., Raulund-Rasmussen, K, Asikainen, A., Röser, D., Lunnan, A., Karlton, E., Jonsell, M., Schrøder, M., Ozolincius, R., Mandre, M., Gaitnieks, T., Callesen, I., Clarke, N., Helmisaari, H.S., Indriksons, A., Ingerslev, M., Kairiukstis, L., Kukkola, M., Mizarete, D., Ots, K., Pärn, H., Pasanen, K., Ravn, H.P., Saarsalmi, A., Tamminen, P., Varnagyrite, I., Vilkryste, L., 2005. Sustainable use of forest biomass for energy (oral presentation). Bioenergy 2005 (Norwegian Bioenergy Association). Nordic Bioenergy Conference, 25.-27. October, 2005, Radisson SAS, Royal Garden Hotel, Trondheim, Norway.

Raulund-Rasmussen, K., Callesen, I., Møller, I. S., Clarke, N. and Ingerslev, M., 2005. Can intensive biomass export be sustainable from a nutritional point of view? (oral presentation). Bioenergy 2005 (Norwegian Bioenergy Association). Nordic Bioenergy Conference, 25.-27. October, 2005, Radisson SAS, Royal Garden Hotel, Trondheim, Norway.

Skov, S. and Ingerslev, M., 2005. Forbehandling og recirkulering af flisaske (poster). Informationsmøde om PSO-finansieret Forskning og Udvikling. Energinet.dk., 17-08-2005, Fredericia, Denmark.

Available at www.sciencedirect.com<http://www.elsevier.com/locate/biombioe>

Element budgets of forest biomass combustion and ash fertilisation – A Danish case-study

Morten Ingerslev*, Simon Skov¹, Lisbeth Sevel¹, Lars Bo Pedersen¹

Forest and Landscape Denmark, University of Copenhagen, Hørsholm Kongevej 11, DK-2970 Hørsholm, Denmark

ARTICLE INFO

Article history:

Received 30 December 2009

Received in revised form

3 March 2011

Accepted 4 March 2011

Available online 1 April 2011

Keywords:

Bioenergy

Wood combustion

Wood ash

Nutrient recycling

ABSTRACT

Harvest of forest biomass for energy production may lead to a significant export of nutrients from the forest. Ash spreading and recycling of nutrients from wood chip combustion to the forest has come into focus as a means for counteracting the nutrient export. This study was carried out to examine the retention of various elements in the different ash fractions and utilise the nutrient recovery to evaluate the fertiliser quality of the examined ash. The mass and element flux of wood chips, bottom ash, cyclone fly ash and condensation sludge at Ebeltoft central heating plant was studied over a four day period in spring 2005. On average, 19 ton wood chips (dry weight) were combusted each day. The combustion of the wood chips produced 0.70% ash and sludge (dry weight). The ash and sludge dry matter was distributed as 81% fly ash, 16% bottom and residual grate ash and 3% sludge solid phase. Substantial amounts of nutrients were retained in the fly ash (P, Ca, Mg, Mn and Cu have a recovery higher than 60% and K, S and Fe have a recovery higher than 30%). The recovery of elements in the bottom ash was smaller. The added recovery of the usable fractions of ashes (both fly ash and bottom ash) exceeded 75% for the nutrients P, Ca, Mn and Mg. Both these ash fractions should be considered for fertilisation.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Sustainable forest management implies a balanced ecosystem in terms of nutrient input and output to insure the fertility of the forest ecosystem. Harvesting of forest biomass, such as utilisation of whole-tree biomass and harvest residues for energy production, intensifies the removal of nutrients from the forest ecosystem [1–3].

Decreased tree growth following intensified biomass harvesting has been observed in field experiments and suggested in several studies [2,4–7]. However, the results are often contradictory or the decrease in tree growth is not significant. Fertilisation has been suggested as a means for counteracting decreased tree growth. Recirculation of nutrients, by spreading

the ashes from combustion of forest biomass in heat and power plants, has come into focus as a method for fertilisation [2,5,8,9].

An important question is to what extent the nutrients from the forest biomass are retained in the ash. A prerequisite for making ash act as a fertiliser, that can counteract the nutrient export from a certain area, is that the nutrients are retained in the ash in an amount and combination sufficiently equal to what was exported from that area. If the nutrient retention is relatively low, the ash dosage may be increased. If the different nutrients are not retained equally in the ash, application of ash, may introduce nutrient imbalances in the forest. In the last case, addition of the nutrients that are less retained in the ash may be necessary to avoid imbalanced plant nutrition. These considerations are made by disregarding the nutrient deposition of

* Corresponding author. Tel.: +45 35331676; fax: +45 35331517.

E-mail addresses: moi@life.ku.dk (M. Ingerslev), ssk@life.ku.dk (S. Skov), lsev@life.ku.dk (L. Sevel), lbp@life.ku.dk (L.B. Pedersen).

¹ Tel.: +45 35331500; fax: +45 35331517.

e.g. nitrogen (N) and sulfur (S) thus, the deposition needs to be taken into account when regarding the nutrient budget.

Nitrogen (N) and to some degree sulfur (S) evaporate during combustion, thus the concentrations of these components are often negligible in the ash. However, the biomass ash often have a notable concentration of other macro nutrients e.g. potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), phosphor (P) and micronutrients e.g. iron (Fe), manganese (Mn), zink (Zn), copper (Cu), boron (B) and molybdenum (Mo). The ash also contain ecotoxic components such as heavy metals e.g. arsenic (As), cadmium (Cd), lead (Pb), chromium (Cr), nickel (Ni), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and dioxins [2,5,8,10–12].

Deposition of acidifying air pollution compounds has been observed to affect the forest ecosystem and especially the soil conditions, in undesirable ways [13–18]. Hence, liming of the acidified forest soils has been suggested and in some cases carried out [13,19–23]. Biomass ash react alkaline and can neutralise acidity. Application of biomass ash has thus been suggested as a means of counteracting the acidification of forest soils [2,24–29].

Furthermore, forest biomass ashes are often deposited on waste disposal sites with high costs. Recirculation of ash nutrients back to the forest may thus, solve several problems; counteracting the intensified nutrient removal during harvesting of forest biomass fuel, counteracting the acidification of the forest soil, and diminishing the amount of waste for deposit.

This study was carried out to get an overview of the element budget of a wood chip fired Danish heating plant and thus examined the retention of various components in the different ash fractions. The first hypothesis was that relatively large amounts of the various nutrients were retained in the ashes with exception from N. The second hypothesis was that ash spreading can be applied to counteract the nutrient export due to harvesting. Hence, the aim of this study was to utilise the nutrient retention to evaluate the fertiliser quality of the examined ash, with respect to the applicable amount of nutrients.

2. Materials and methods

The mass and element flux at Ebeltoft district heating plant (DH) system was studied over a period of four days in spring 2005, from March 14th, 09:00 am to March 18th, 09:00 am (here referred to as the study period). Ebeltoft DH delivers heat to the city of Ebeltoft, which is situated in the eastern part of mid Jutland.

2.1. Forest biomass fuel supply

In the study period Ebeltoft DH was supplied with wood chips from whole fresh tree harvesting (including green needles but excluding roots) of a 52 years old Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stand. The trees were harvested in Valeurs Plantage, located approximately 5 km NNW of Ebeltoft DH (the centre of the harvested area is situated at UTM, zone 32 (West): 601.96 E; 6.234.39 N). The time span between harvesting and combustion was less than two days (in cold periods at the end of the winter, where most of the pre-dried biomass have been used, there will often be a period where freshly harvested biomass is the only available source).

2.2. Ebeltoft central heating plant (DH)

Ebeltoft DH has two individual wood chip fired combustion systems and two oil fired back up boilers. Only one of the wood chip fired systems was examined in this study. The production in the examined combustion system was kept relatively constant already three days prior to the start of the study as well as during the study to ensure stable conditions in the boiler from the beginning of the study period. The wood chip source was also the same throughout the start up period and during the study period. At the same time the other wood chip fired system was continually adjusted to ensure that the combined production from the two systems met the fluctuating demand for heat.

The boiler at Ebeltoft DH was produced by Vølund Varmeteknik and started to produce heat in 1994. It consists of a fixed bed combustion system with a hydraulic fuel feeder and a 5 m long combustion chamber. The grate furnace system consists of three sections with inclined moving grates. Each section is managed individually with respect to air supply rate and air composition regarding the mixture of fresh and recirculated air. The management of the sections reflects the needs in each of the three different stages of combustion; drying, gasification and charcoal combustion. In the drying section, only recycled air with approximately 6% oxygen and a temperature of 300 °C is applied, in the gasification section a mixture of recycled air and primary air is applied and no air is applied in the charcoal combustion section.

The examined system has a maximum nominal production of 5.0 MW from the convection unit, and 1.0 MW from the condensation unit. The heat production from the combustion unit was aimed at being constant and approximately 3.8 MW (75% of maximum). During the study, the average production was 3.7 MW and in 85% of the time, the production was within the target limits of $\pm 10\%$ of 3.8 MW. However, during the study the heat production from the combustion unit varied from a minimum of 2.9 MW to a maximum of 4.7 MW. The heat production from the condensation unit was kept constant at 0.6 MW. The average combustion temperature was 709 °C and varied only within the limits of $\pm 10\%$. The oxygen concentration in the boiler after combustion was on average 6.1%, varying from 4.5% to 8.2% during the study.

2.3. Measuring the mass flux and sampling of wood chips, ashes and sludge

Fig. 1 presents a flow chart of the examined mass fluxes. The experiment was started at 09:00 am on March 14th, by emptying all ash transporters and ash containers. The study also terminated by emptying all ash systems at 09:00 am on March 18th. During this study period, the mass flux of chips, bottom ash, and fly ash was measured by weighing the total mass that either entered or left the combustion chamber. The mass flux of the condensation sludge was not measured directly for all the sludge due to the large amount, but another method, which is described below, was applied. The combustion smoke that left the chimney was the only mass flux leaving the combustion chamber that was not measured in this study.

The mass flux of wood chips into the combustion chamber was measured by weighing each batch in the feeder crane bucket during the four days. The weighing cell in the feeder

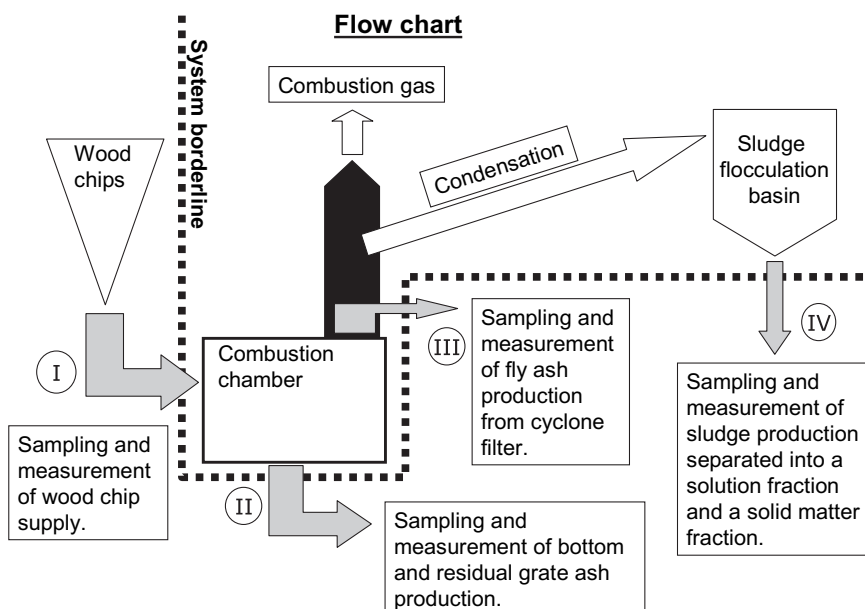


Fig. 1 – Flow chart of Ebeltoft DH. All four mass fluxes that cross the system borderline were examined both with respect to mass flux rate and chemical composition. These mass fluxes are indicated by grey arrows and encircled roman numbers, I: wood chips, II: bottom and residual grate ash, III: fly ash, and IV: condensation sludge.

crane was calibrated before the experiment started. After the experiment, the calibration was checked, and the difference was less than 2%. A representative chip sample of approximately 2 kg was collected directly from the stock pile twice a day, at 09:00 am and at 02:00 pm during the study (total: 8 wood chip samples).

All the bottom ash and fly ash that were produced since the beginning of the study were measured and sampled for chemical analyses twice a day, at 09:00 am and at 02:00 pm during the period from two 02:00 pm of March 14th till 09:00 am on March 18th (one sample of each ash type at each sampling occasion, giving a total of eight fly ash samples and eight bottom ash samples). The weight of the bottom ash samples was approximately 2 kg each, and the weight of the fly ash samples was approximately 1 kg each. Some of the ash falls through the grates and ends up in the bottom of the boiler. This ash fraction is referred to as 'residual grate ash'. The residual grate ash that was produced during the four days study period was measured and sampled for chemical analyses once at the end of the period (one representative sample of approximately 2 kg).

The sludge flocculation basin was flushed through the bottom valve on average 55 times each day (55, 52, 53 and 60 times per day respectively during the study period). No flocculation agent was added during the period. The volume of the flushed sludge was estimated by measuring the volume of one flush twice a day, at 09:00 am and at 02:00 pm during the study period. Representative sludge samples of approximately 2 l each were also taken on these occasions. The sludge samples were taken from a sampling container immediately after a sludge flush had entered the empty container. At this point in time the sludge solid and liquid phase was mixed well in the sampling container and it was possible to take a representative sample of the sludge.

2.4. Chemical analysis

The water content and dry weight (55 °C) was measured for wood chips, bottom and fly ash samples by weighing before and after drying at 55 °C for minimum two days (until constant weight). The sludge samples were filtered through a 0.45 µm filter, and the dry weight of the filter cake was measured by drying at 55 °C until constant weight.

The wood chip samples were ground before sampling subsamples for chemical analyses and combustion experiments. Fly ash and bottom ash samples were crushed in a mortar before sampling subsamples for chemical analysis.

The concentration of N and carbon (C) was determined for 0.2 g wood chip subsamples or 0.5 g ash subsamples by infrared absorption spectroscopy (IR) after dry combustion in an oven (LECO-CNS 2000). From each sample, 150 mg was digested in nitric acid (HNO₃) in PTFE bombs in a microwave oven (CEM, DMS-2000). After digestion the concentration of P, K, Ca, Mg, S, Fe, Mn, B, Zn, Cu, aluminium (Al), sodium (Na), Cd, Pb, Cr, Ni and silicon (Si) was measured by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy ICP-AES (Perkin–Elmer, optima 3000 XL). All concentrations of solid material refer to dry weight at 55 °C.

2.5. Calculations and statistics

The mass and element flux was calculated for a period of four days, from 09:00 am of March 14th till 09:00 am of March 18th. The flux of elements was calculated by multiplying the element concentrations with the corresponding mass flux of wood chips, fly ash, bottom ash, residual grate ash, sludge solid phase or sludge liquid phase. When calculating the element and mass flux of the ashes, residual grate ash was

regarded as being a part of the bottom ash. Hence, in the element and mass flux budgets, the residual grate ash production, that was measured by the end of the period, was divided into four study days and added to the measured daily bottom ash production and element flux.

The recovery (%) of the elements was calculated by (1)

$$\text{Recovery} = m_{\text{element,out}}/m_{\text{element,in}} \times 100, \quad (1)$$

where $m_{\text{element,out}}$ is the element mass flux out of the combustion chamber in a given ash or sludge fraction (kg d^{-1}), and $m_{\text{element,in}}$ is the flux of the same element that entered the combustion chamber as a part of the biomass fuel (kg d^{-1}).

The differences in element concentration between the different ash and sludge fractions were tested by use of the General Linea Model Procedure (SAS 9.1.3 Service Pack 4, 2002–2003). In this test, the concentration of a specific element in a given ash or sludge fraction from the various times of sampling was used as replicates, as the effect of the time of sampling was found to be negligible compared to the effect of difference in ash or sludge fraction.

3. Results

On average, 39.1 ton wood chips (fresh weight) were combusted each day of the study (minimum: 35.5 ton d^{-1} , maximum: 41.6 ton d^{-1}). The sludge was on average flushed from the flocculation basin by 55 flushes per day varying from 52 flushes to 60 flushes per day during the study, and each flush consisted on average of 272l sludge (+/–5l).

For most element concentrations in the wood chips the standard error (SE) is relatively small (Table 1), except for Mn, Fe, Zn and Cr where the SE is more pronounced.

Table 2 presents the element concentration in fly, bottom and residual grate ash, and in sludge solid phase. The concentration of a number of elements; both nutrients and heavy metals, are significantly higher in the sludge solid phase fraction (C, N, P, B, Mn, Fe, Zn, Cu, Cd, Pb, Ni and Al) compared to the fly ash and bottom ash, this effect is especially pronounced for the concentration of B, Zn, Cu, Cd and Pb. The highest concentrations of K, Mg, Cr, Na and Si, and at the same time the lowest concentration of C, N, S, B and Zn are found in the bottom ash. In the bottom ash, the element concentration of P, Ca, Fe, Ni and Al is intermediate compared to the other ash and sludge fractions. The element concentration in the fly ash is most often intermediate (C, N, K, Mg, B, Zn, Cd, Cr, Pb, Na and Si) or low (P, Ca, Mn, Fe, Ni and Al) compared to the other ash and sludge fractions. The concentration of elements in the residual grate ash is often of the same magnitude as in the bottom ash, with the exception of Pb that is notably higher and Fe that is somewhat higher. For most elements, the SE is relative small. However, in the sludge solid phase the SE is for P, Ca, S, B, Fe, Zn and Cd is somewhat higher compared to the SE for the other elements in the other ash fractions.

The mass and element budget is shown in Table 3. The mass budget for dry matter shows that the combustion of wood chips gives 0.70% ash and sludge. The ash and sludge dry matter is distributed as 81% fly ash, 16% bottom and residual grate ash, and 3% sludge solid phase. The fresh wood

Table 1 – Water contents in fresh wood chips (dried to 55 °C) and element concentration mean and standard error (SE) in eight wood chip samples (dry weight at 55 °C).

	Mean (n = 8)	SE
Water (55 °C) %	52.0	0.90
C (mg g^{-1})	489	0.78
N (mg g^{-1})	1.73	0.12
P (mg g^{-1})	0.149	0.011
K (mg g^{-1})	0.509	0.020
Ca (mg g^{-1})	1.07	0.099
Mg (mg g^{-1})	0.232	0.014
S (mg g^{-1})	0.212	0.014
B ($\mu\text{g g}^{-1}$)	n.d.	n.d.
Mn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	146	17
Fe ($\mu\text{g g}^{-1}$)	36.9	3.9
Zn ($\mu\text{g g}^{-1}$)	11.1	1.5
Cu ($\mu\text{g g}^{-1}$)	0.997	0.083
Cd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	0.217	0.018
Cr ($\mu\text{g g}^{-1}$)	0.910	0.098
Pb ($\mu\text{g g}^{-1}$)	n.d.	n.d.
Ni ($\mu\text{g g}^{-1}$)	1.32	0.076
Na ($\mu\text{g g}^{-1}$)	66.5	5.5
Si ($\mu\text{g g}^{-1}$)	n.d.	n.d.
Al ($\mu\text{g g}^{-1}$)	120	11

n.d.: not detected, the detection limits are B: $14 \mu\text{g g}^{-1}$, Pb: $4 \mu\text{g g}^{-1}$ and Si: $7 \mu\text{g g}^{-1}$. n: number of observations.

chips contain 52% water and water is also produced in the combustion process; 38% of the wood chip fresh weight ends up in the sludge liquid phase and the rest of the water ends up as steam from the chimney.

The recovery of the elements is presented in Fig. 2. The total recovery in ashes and sludge of important nutrients are relatively high; over 80% for P, K, Ca, Mg, Mn and Cu, and over 50% for S and Fe. On the contrary, the total recovery of N is very low; less than 3%. The total recovery of the Cd is approximately 60% where the recovery of Ni is notably lower. The recovery of Cd in bottom and residual ash is notably lower than what is found for fly ash. The recovery in fly ash is generally higher than in bottom and residual grate ash and sludge. The recovery of essential nutrients in the fly ash are higher than 60% for P, Ca, Mg, Mn and Cu and higher than 30% for K, S and Fe. The recovery in bottom and residual ash of essential nutrients such as P, K, Ca, Mg, Mn, Fe and Cu is within the range of 12–22%. In the sludge solid phase, the recovery of the heavy metals Zn, Cu and Cd is notably higher than for the other examined elements. K, S and Na have a relative high recovery in the sludge liquid phase. The output of Cr is larger than the input.

4. Discussion and conclusions

4.1. Element budget of forest wood chip combustion

In this study we found the ash proportion to be 0.7% of the dry weight of the wood chip fuel. In a review, Karlton et al. [8] found that the amount of ash produced from woody biomass was around 3% of the dry weight of the fuel, and Egnell et al. [5] stated that this proportion was approximately 1–1.5%. Werkelin et al. [30] found that the wood tissue gives a lower amount

Table 2 – Element concentration mean and standard error (SE) in eight samples of fly ash, bottom ash, sludge solid phase and one sample of residual grate ash (dry weight at 55 °C).

	Fly ash (n = 8)		Bottom ash (n = 8)		Sludge solid phase (n = 8)		Residual grate ash (n = 1)
	Mean	SE	Mean	SE	Mean	SE	Mean
C (mg g ⁻¹)	137 ^b	12	11.1 ^c	0.79	183 ^a	4.1	12.1
N (mg g ⁻¹)	3.15 ^b	0.11	0.0976 ^c	0.012	3.61 ^a	0.14	0.0924
P (mg g ⁻¹)	16.8 ^c	0.57	22.3 ^b	0.59	45.8 ^a	0.30	23.0
K (mg g ⁻¹)	43.5 ^b	1.4	70.0 ^a	2.0	4.65 ^c	0.18	58.7
Ca (mg g ⁻¹)	129 ^b	5.4	178 ^a	4.9	169 ^a	2.4	191
Mg (mg g ⁻¹)	25.0 ^b	0.66	31.7 ^a	1.0	11.4 ^c	0.76	31.2
S (mg g ⁻¹)	13.0 ^a	0.47	5.26 ^c	0.12	6.86 ^b	0.095	5.78
B (µg g ⁻¹)	240 ^b	8.2	166 ^c	4.8	734 ^a	7.2	143
Mn (mg g ⁻¹)	15.9 ^c	0.74	21.5 ^b	0.76	42.0 ^a	1.4	20.8
Fe (mg g ⁻¹)	2.72 ^c	0.092	5.43 ^b	0.11	6.38 ^a	0.089	7.65
Zn (mg g ⁻¹)	0.530 ^b	0.023	0.0556 ^c	0.0039	10.7 ^a	0.21	0.0815
Cu (µg g ⁻¹)	110 ^b	4.3	108 ^b	3.8	981 ^a	20	93.2
Cd (µg g ⁻¹)	14.6 ^b	0.56	n.d.	n.d.	217 ^a	2.7	n.d.
Cr (µg g ⁻¹)	159 ^b	7.2	505 ^a	26	204 ^b	7.0	601
Pb (µg g ⁻¹)	19.3 ^b	1.3	3.93 ^b	1.6	479 ^a	15	73.4
Ni (µg g ⁻¹)	18.8 ^c	1.1	32.3 ^b	1.3	53.2 ^a	2.2	36.8
Na (mg g ⁻¹)	5.97 ^b	0.22	9.52 ^a	0.44	1.80 ^c	0.062	9.43
Si (mg g ⁻¹)	1.40 ^b	0.059	2.10 ^a	0.13	0.932 ^c	0.10	2.47
Al (mg g ⁻¹)	10.4 ^c	0.65	18.0 ^b	1.3	29.3 ^a	2.3	19.9

n.d.: not detected, the detection limit of Cd is 1 µg g⁻¹. Different index letters indicate significant ($P \leq 0.05$) different concentrations between ash type or sludge. n: number of observations.

of ash (0.2–0.7% of the dry wood) compared to bark tissue (1.9–6.4% of the dry bark) and foliage (2.4–7.7% of the dry foliage). In this study we found the ash proportion to be low compared to Karlitun et al. [8] but somewhat closer to ash proportion reported by Egnell et al. [5]. The reason for the

relatively low ash proportion found in this study is presumably that the wood chips were made only from whole trees and not just from harvest residues and thus contained a relative high proportion of stem wood. Furthermore, the wood chips presumably had a lower content of soil and dirt, as it was

Table 3 – Mass and element budget for an average day of the four day study period. The elements enter Ebeltoft DH in the wood chips and leave the chamber in fly, bottom or residual grate ash or in sludge solid or liquid phase. The combustion smoke was not included in this study.

	In		Out			Sum of ash and sludge
	Wood chips	Fly ash	Bottom and residual grate ash	Sludge solid phase	Sludge liquid phase	
Mass (dry) (kg)	18742	107	21	3.4	14892	
C (kg)	9170	14	0.25	0.62	0.011	15
N (kg)	33	0.34	0.0018	0.012	0.59	0.95
P (kg)	2.8	1.8	0.48	0.16	0.061	2.5
K (kg)	9.6	4.6	1.4	0.016	2.2	8.1
Ca (kg)	20	14	3.9	0.58	0.58	19
Mg (kg)	4.3	2.6	0.67	0.037	0.21	3.6
S (kg)	4.0	1.4	0.12	0.024	0.66	2.2
B (g)	n.d.	25	3.2	2.5	17	48
Mn (g)	2578	1687	454	144	28	2313
Fe (g)	666	287	136	22	0.47	445
Zn (g)	200	56	1.4	36	3.1	97
Cu (g)	18	12	2.1	3.3	0.19	17
Cd (g)	4.3	1.5	n.d.	0.74	0.21	2.5
Cr (g)	17	17	12	0.68	0.56	30
Pb (g)	n.d.	2.0	0.71	1.6	0.056	4.4
Ni (g)	25	2.0	0.73	0.18	0.74	3.7
Na (g)	1223	629	199	6.1	234	1067
Si (g)	n.d.	148	51	3.3	29	231
Al (g)	2229	1090	398	97	1.6	1587

For wood chips, fly ash, bottom and residual grate ash, and sludge solid phase the mass refer to dry weight at 55 °C, n.d.: not detected, the detection limit of Cd is 1 µg g⁻¹, B: 14 µg g⁻¹, Pb: 4 µg g⁻¹ and Si: 7 µg g⁻¹.

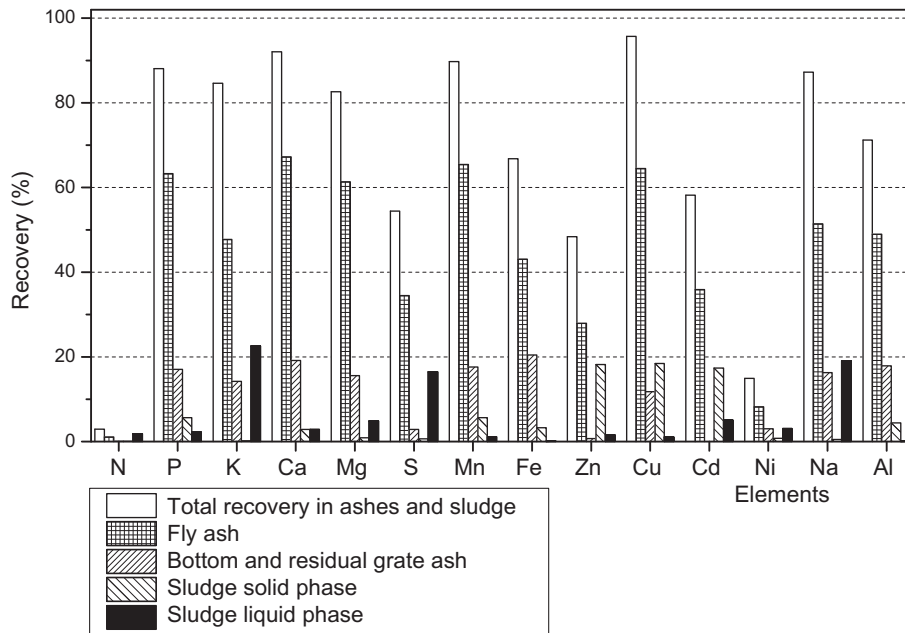


Fig. 2 – Recovery in the various ash and sludge fractions for chosen elements. The recovery was calculated for the four day study period by dividing the element mass flux out of the combustion chamber in a given ash or sludge fraction with the flux of the same element that entered the combustion chamber.

transported directly to the indoor storage facility, avoiding outdoor storage directly on the ground.

In this study the major part of the ashes was generated as fly ash and only a minor part as bottom ash, residual grate ash and sludge solid phase. However this combination may vary strongly between the different DH's and between the different seasons. When utilising the findings from this study, it is thus important to keep in mind that the presented results only provide a snapshot of the element budget under the given conditions at this particular DH.

The concentrations of elements in the presented ashes are within the range of what is generally found in wood biomass ashes [5,8,10,31]. One exception is the concentration of Cr that is higher in the bottom ash (approximately two times higher) and especially in the fly ash (approximately six and seven times higher) in this study compared to the reported levels. The element budget for Cr also shows that the output is larger than the input. This is most likely an effect of corrosion of the grate system which is enriched in Cr. The element concentration may vary notably between e.g. ashes, power plants, relative production capacity [5,8,10,31] and often depends on the volatilisation conditions e.g. the local temperature, the chemical composition of the fuel, and the surrounding gas atmosphere [32–34]. Hence, the distribution of a given element between the different ash fractions is linked to the volatilisation conditions for that given element. When we compare fly ash and bottom ash, the general rule is that the concentration of elements that have a high volatility is higher in the fly ash compared to the bottom ash and the concentration of elements that have a low volatility is higher in the bottom ash compared to the fly ash [32–34]. This is in agreement with the differences in nutrient concentrations between fly ash and bottom ash, found in this study (the concentrations of B, Zn, Cd are higher in the fly ash compared to the bottom ash and vice versa for K, Ca, Mg, Mn,

Fe, Cr, Ni, Na, Si and S). The high element concentrations in the sludge solid phase of many elements and especially B and the heavy metals Zn, Cu, Cd and Pb that is found in this and other studies, are an effect of the different temperatures in smoke exhaust system and especially the specific aerosol particle size that is caught in the condenser [32,35]. The formation of small particles leads to a high concentration of these elements. Carbon and N reacts with oxygen and form oxides that end up in the smoke that leaves the chimney.

For most of the elements the recovery are relatively large. However, more than 80% of the Ni, more than 50% of the Zn, and more than 40% of the S and Cd leave the plant in the combustion smoke. For the rest of the examined elements it is less than 35% of the elements that ends up in the wisp of smoke. During combustion S forms mainly gaseous SO₂ and alkali sulfates [32]. A part of the SO₂ will not be fixated in the ash, but may leave the plant in the smoke, which can explain the recovery of approximately 55%. The low recovery of Zn and Cd has also been observed in other studies and is explained by the volatility and relatively low evaporation temperature of these metals [10,32,36]. However, the low recovery of Ni is difficult to explain. The evaporation temperature for Ni is high and the literature concerning recovery of Ni in bio fuel ashes is sparse.

Substantial amounts of nutrients are retained in the fly ash (P, Ca, Mg, Mn and Cu have a recovery higher than 60% and K, S and Fe have a recovery higher than 30%). The recovery of elements in the bottom ash is smaller, but the concentration of nutrients is notable. The added recovery of the usable fractions of ashes (both fly ash and bottom ash) exceeds 75% for the nutrients P, Ca, Mn and Mg. Both these ash fractions should be considered for fertilisation. Obernberger et al. [32] reported recovery of bottom ash and fly ash from biomass combustion that was a little higher but of the same magnitude, between 85% and 95% for Ca, Mg, K and P.

4.2. Ash fertilisation and nutrient cycling

The recovery of the different nutrients are not equal and additional application of S, K, Zn and Fe could be suggested if a more balanced nutrient composition is desirable. Sulfur and Zn is only poorly retained in the bottom and residual grate ash, thus additional application of these nutrients may be suggested especially for application of this ash fraction. Nitrogen leaves the DH in the combustion smoke and is thus not available in the ashes for fertilisation purposes. Hence, if the trees need N fertilisation, additional N must be applied. However, in Denmark the N deposition is often notable and the N deposition can be of the same magnitude as what is taken up by a mature spruce stand [9,37]. Hence, ash fertilisation could often be made without additional N application in Denmark.

The nutrient retention is lower than 100% for fly ash and notably lower than 100% for bottom and residual grate ash. Hence the ash dosage to the forest area need to be higher than the amount of ash that was produced from combustion of biomass from that area, to insure that the nutrient export is counteracted. As an example, we can estimate the total removal of biomass in the case where we make intensive harvest for bioenergy production of whole trees in all thinnings and final felling. In this case we can estimate the total removal of biomass to e.g. 200 ton ha⁻¹ (dry matter) over a rotation of 75 years [38]. The dosage of ash application needed to counteract this nutrient export depends on which nutrient we consider. In the case where we want to compensate the removal of P, Ca, Mg and Mn, that has a recovery of approximately 65%, by applying the given fly ash, we should apply 2.2 ton ha⁻¹ of the fly ash per rotation. If we instead want to compensate for the removal of K, that has a lower recovery (48%), we should apply 2.9 ton ha⁻¹ of the fly ash per rotation.

According to the legislation it is often the Cd concentration that limits or prohibits fertilisation with ash [39]. In Denmark the maximum threshold value for the Cd concentration is 20 µg Cd g⁻¹ [39] and in Sweden the maximum threshold value for the Cd concentration is 30 µg Cd g⁻¹ [40]. The concentration of Cd in the presented fly ash and bottom ash is below these threshold values.

The sludge phases are not suitable for fertilisation; the sludge liquid phase has only a low concentration of nutrients. The relative high heavy metal concentration and especially the high Cd concentration in the sludge solid phase (217 µg Cd g⁻¹, Table 2) makes this fraction useless for fertilisation [39]. Furthermore, Danish legislation prohibits mixing of the sludge solid phase and other ash fraction for production fertilisers. However, the positive effect of the heavy metal accumulation in the sludge phase is that it removes a part of the heavy metals from the fly ash. In Denmark, the local municipality decides the fate of the sludge solid phase and it is often treated as chemical waste.

The Cr budget is an example of how corrosion of the DH parts can increase the concentration of elements depending on the chemical composition and the corrosion resistance of the DH parts. In both Denmark and Sweden the maximum threshold value for the Cr concentration is 100 µg Cr g⁻¹ [39,40]. Hence, neither the presented fly ash nor the bottom ash may be spread in Danish forests.

With regard to the nutrient budget, both fly ash and bottom ash can be applied to counteract the nutrient export due to harvesting.

Acknowledgements

Financial support was obtained from the Public Service Obligations (PSO) under the Energinet.dk and from Forest and Landscape Denmark, University of Copenhagen. The experiment and sampling was done in close collaboration with Ebeltoft DH, without their skilled efforts this study would not have been carried out. We also thank Inge Stupak, Karsten Raulund Rasmussen, and Niels Heding for valuable discussions and comments, and especially Preben Frederiksen but also other technicians at Forest and Landscape Denmark for their work in the laboratory.

REFERENCES

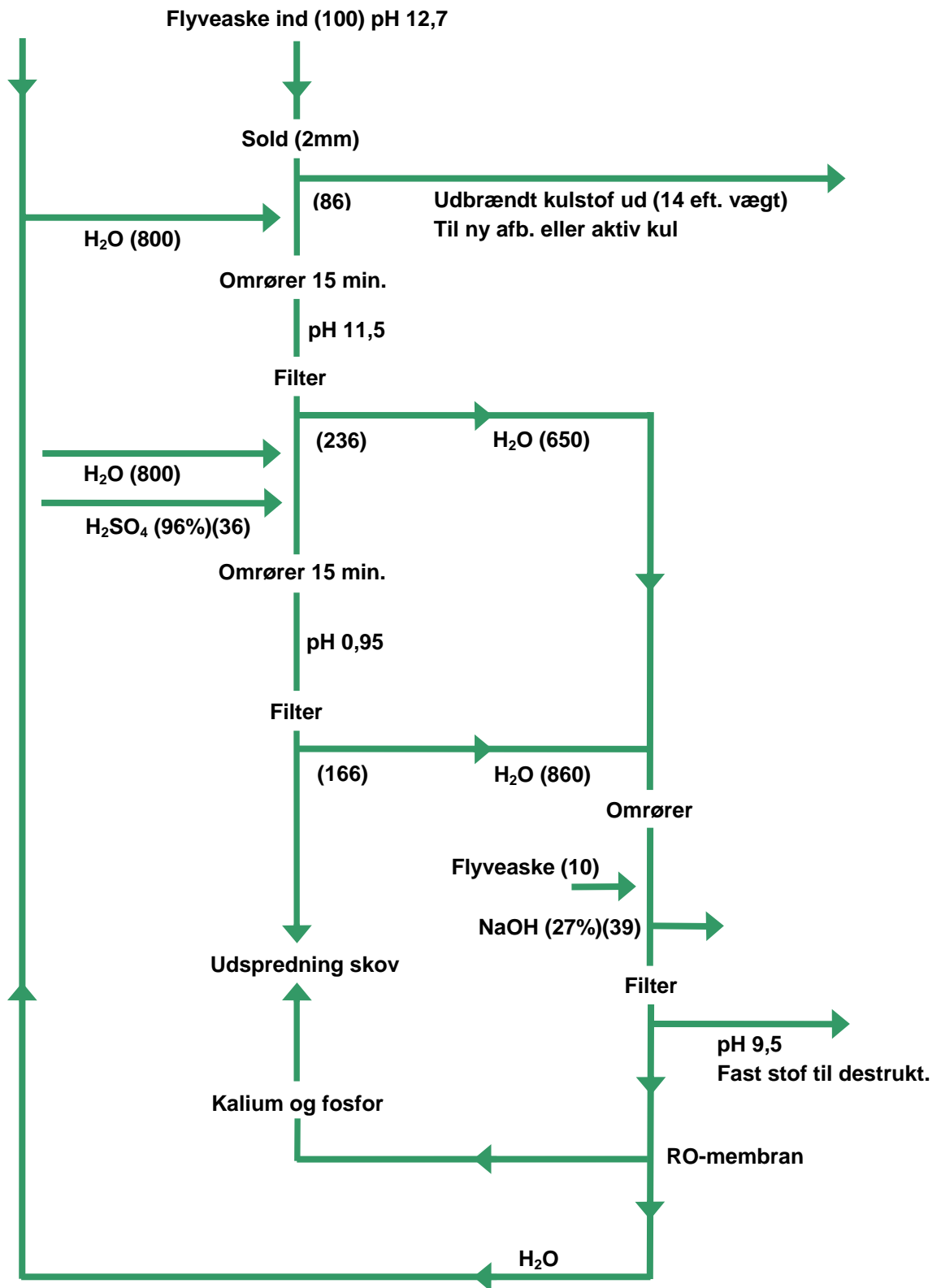
- [1] Raulund-Rasmussen K, Stupak I, Clarke N, Callesen I, Helmissaari H-S, Karlton E, et al. Effects of very intensive forest biomass harvesting on short and long term site productivity. In: Röser D, Asikainen A, Raulund-Rasmussen K, Stupak M, editors. Sustainable use of forest biomass for energy, a synthesis with focus on the Baltic and Nordic region. Dordrecht: Springer; 2008. p. 29–78.
- [2] Swedish Energy Agency. Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige (in Swedish) (ER2006:44). Swedish Energy Agency; 2006.
- [3] Møller IS. Calculation of biomass and nutrient removal for different harvesting intensities. *N Z J For Sci* 2000;30(1/2):29–45.
- [4] Jacobson S, Kukkola M, Malkonen E, Tveite B. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *For Ecol Manage* 2000; 129(1–3):41–51.
- [5] Egnell G, H-Ö Nohrstedt, Westling O, Örlander G. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation (in Swedish) (1998:1). Swedish Forest Agency; 1998.
- [6] Egnell G, Leijon B. Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* stands. *Scand J For Res* 1997;12(1): 17–26.
- [7] Egnell G, Valinger E. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *For Ecol Manage* 2003;177(1–3):65–74.
- [8] Karlton E, Saarsalmi A, Ingerslev M, Mandre M, Andersson S, Gaitnieks T, et al. Wood ash recycling – possibilities and risks. In: Röser D, Asikainen A, Raulund-Rasmussen K, Stupak I, editors. Sustainable use of forest biomass for energy, a synthesis with focus on the Baltic and Nordic region. Dordrecht: Springer; 2008. p. 79–108.
- [9] Ingerslev M, Mälkönen E, Nilsen P, H-Ö Nohrstedt, Ostendorf DW, Raulund-Rasmussen K. Main findings and future challenges in forest nutritional research and management in the Nordic countries. *Scand J For Res* 2001;6: 488–501.
- [10] Obernberger I. In: Obernberger I, editor. Ashes and particulate emissions from biomass combustion – formation, characterisation, evaluation, treatment, vol. 3; 2008. p. 1–212. dbv-Druck-, Beratungs-und

- Verlagsgesellschaft mbH, Graz, Technische Universität Graz. Thermal Biomass Utilization. Obernberger, I.
- [11] Steenari B-M, Karlsson LG, Lindqvist O. Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration. *Biomass Bioenergy* 1999;16:119–36.
- [12] Arvidsson H. Wood ash application in spruce stands – effects on ground vegetation, tree nutrient status and soil chemistry (doctoral thesis), vol. 221. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences Service/Repro. *Silvestria, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*; 2001. 1–105.
- [13] Huettl RF. New type forest declines and restabilization/revitalization strategies. A programmatic focus. *Water Air and Soil Pollut* 1988;41:95–111.
- [14] Abrahamsen G. Acid precipitation, plant nutrient and forest growth. Proceedings of an International Conference of Ecological Impacts of Acid Precipitation, Norway 1980, SNSF-Project; 1980. 58–63.
- [15] Katzensteiner K, Glatzel G, Kazda. Nitrogen-induced nutritional imbalances – a contributing factor to Norway spruce decline in the Bohemian forest (Austria). *For Ecol Manage* 1992;51:29–42.
- [16] Van Breemen N, Driscoll CT, Mulder J. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 1984;307:599–604.
- [17] Nihlgård B. Skogsskador genom lokal ammoniak/ammoniumbelastning; 1988. 16–253.
- [18] National Swedish Environment Protection Board. Ecological effects of acid deposition; report and background papers 1982 Stockholm conference on the acidification of the environment; Expert Meet 1; 1982. 622.
- [19] Huettl RF. Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystems. *Water Air and Soil Pollut* 1989;44:93–118.
- [20] Derome J, Kukkola M, Mäliköinen E. Forest liming on mineral soils. Reportnr: 3094; 1986. 107–151.
- [21] Hultberg H, Grennfelt P. Gårdsjön project: lake acidification, chemistry in catchment runoff, lake liming and microcatchment manipulations. *Water Air and Soil Pollut* 1986;30:31–46.
- [22] Ingerslev M. Vitalization of mature Norway spruce stands by fertilization and liming. The Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen and Danish Forest and Landscape Institute; 1998.
- [23] Svenson T, Dickson W, Hellberg J, Moberg G, Munthe N. The Swedish liming programme. *Water Air and Soil Pollut* 1995;85:1003–8.
- [24] Brunner I, Zimmermann S, Zingg A, Blaser P. Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. *Plant Soil* 2004;267(1–2):61–71.
- [25] Eriksson HM. Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scand J For Res*; 1998:43–55.
- [26] Ohno T. Neutralization of soil acidity and release of phosphorus and potassium by wood ash. *J Environ Qual* 1992;21:433–8.
- [27] Lundström US, Bain DC, Taylor AFS, Van Hees PAW, Geibe CE, Holmström SJM, et al. Effects of acidification and its mitigation with Lime and wood ash on forest soil processes in southern Sweden. A joint multidisciplinary study. *Water Air Soil Pollut Focus* 2003;3(4):167–88.
- [28] Rumpf S, Ludwig B, Mindrup M. Effect of wood ash on soil chemistry and the nutritional state of a pine stand on a podzol in northern Germany; 2000.
- [29] Saarsalmi A, Malkonen E, Piirainen S. Effects of wood ash fertilization on forest soil chemical properties. *Silva Fennica* 2001;35(3):355–68.
- [30] Werkelin J, Skrifvars BJ, Hupa M. Ash-forming elements in four Scandinavian wood species. Part 1: summer harvest. *Biomass Bioenergy* 2005;29(6):451–66.
- [31] Kofman P. Aske fra flisfyrede varmegæsker: Kemisk sammensætning og anvendelsesmuligheder (wood-ashes from chip fuelled heating plants: chemical composition, possibilities of application) (in Danish with summary in English). Skovteknisk Institut (The Danish Institute of Forest Technology); 1987. 3-1987.
- [32] Obernberger I, Brunner T, Bärnthaler G. Chemical properties of solid biofuels – significance and impact. *Biomass Bioenergy* 2006;30(11):973–82.
- [33] Holmroos S. Karakterisering av vedaska – Et projekt utført av Vattenfall Utveckling AB på uppdrag av Vattenfall Research Bioenergi (in Swedish); 1993 (VU-E 93:64). Elkraftteknik VU-EC.
- [34] Bjurström H. De minerogena näringsämnenas flöden genom pannorna – Underlagsrapport till Energimyndigheten inför syntesarbetet för programmet "Biobränslen och miljön". Svenska Energiaskor AB; 2005. 1–76.
- [35] Narodoslawsky M, Obernberger I. From waste to raw material – the route from biomass to wood ash for cadmium and other heavy metals. *J Hazard Mater* 1996;50(2–3):157–68.
- [36] Obernberger I, Biedermann F, Widmann W, Riedl R. Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions. *Biomass Bioenergy* 1997;12(3):211–24.
- [37] Ingerslev M, Hallbäcken L. Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part II. Accumulation of biomass and nutrients. *For Ecol Manage* 1999;119:21–38.
- [38] Stupak I. Biomass and nutrient removals in sustainable forest fuel harvesting. A site and stand specific approach to risk evaluation and governance. PhD-dissertation (submitted and accepted but unpublished) Forest and Landscape Denmark, University of Copenhagen; 2008.
- [39] Danish Ministry of the Environment. Bekendtgørelse om anvendelse af bioaske til jordbrugsformål (Bioaskebekendtgørelsen). Danish Ministry of the Environment; 2008. 1–10.
- [40] Skogsstyrelsen. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring, vol. 2. Meddelande: SJV, Jönköping, Skogsstyrelsens förlag; 2008. 1–29.

Flow-Diagram

Behandling af flyveaske Ebeltoft

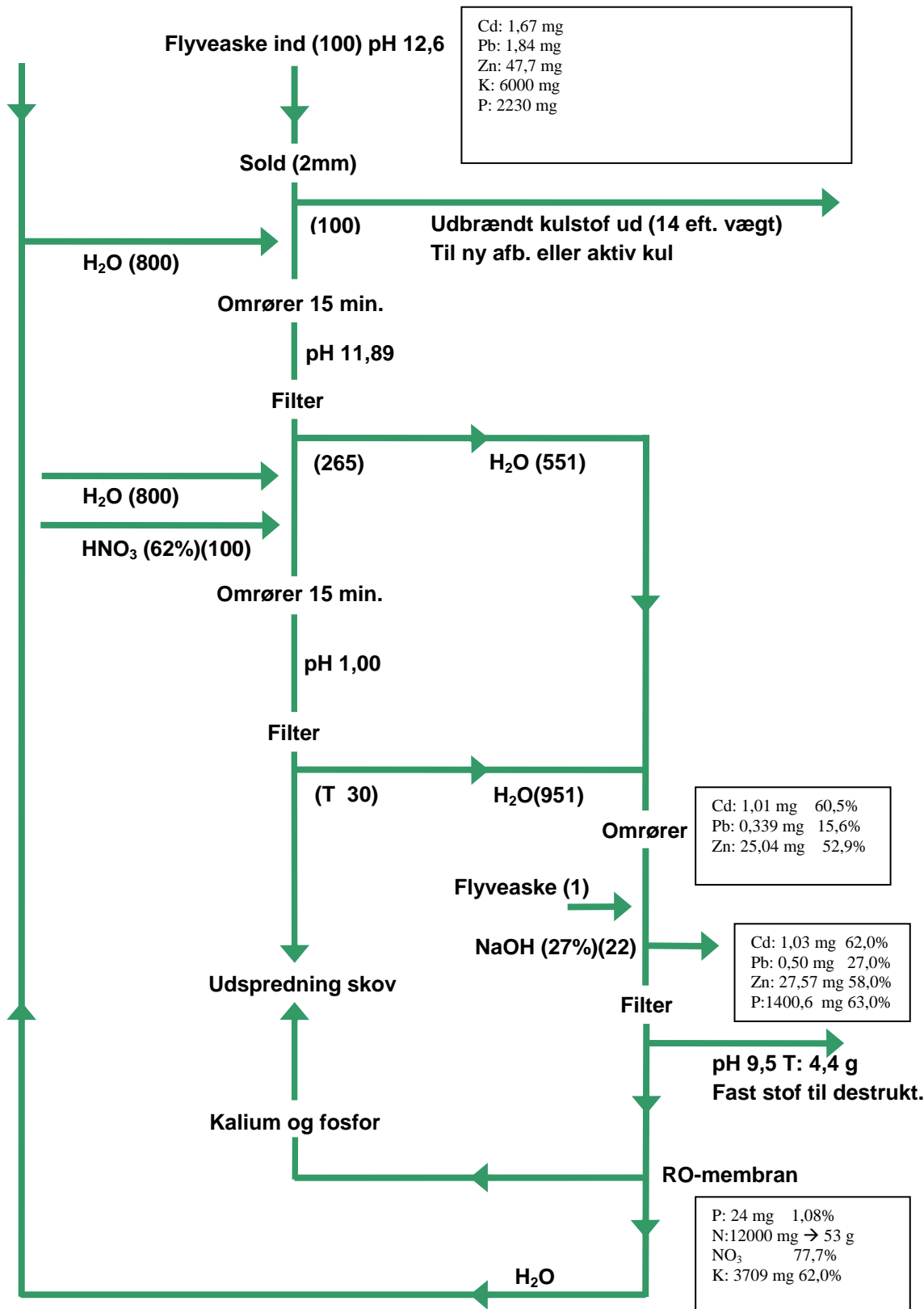
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af flyveaske I

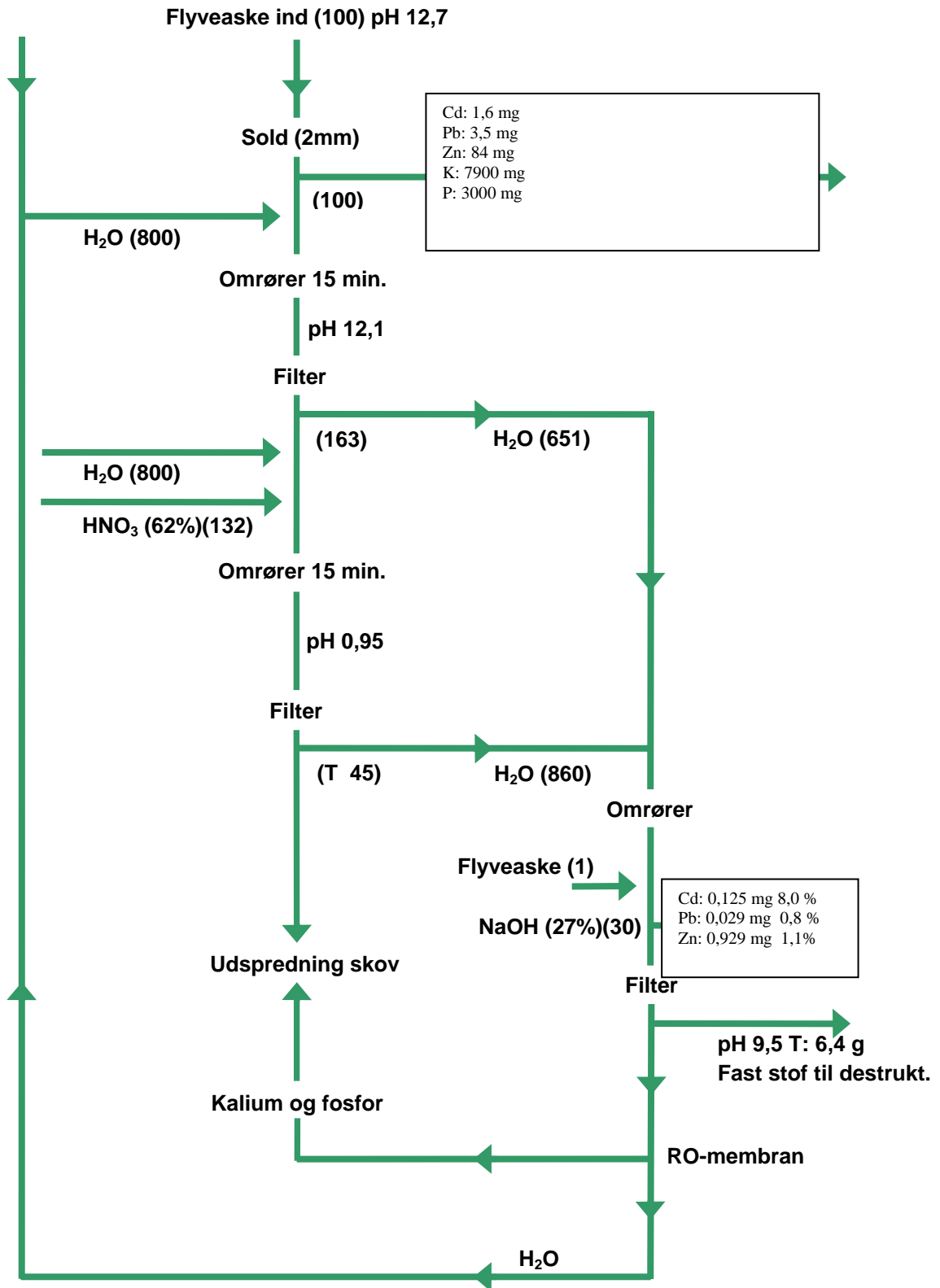
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af flyveaske VI

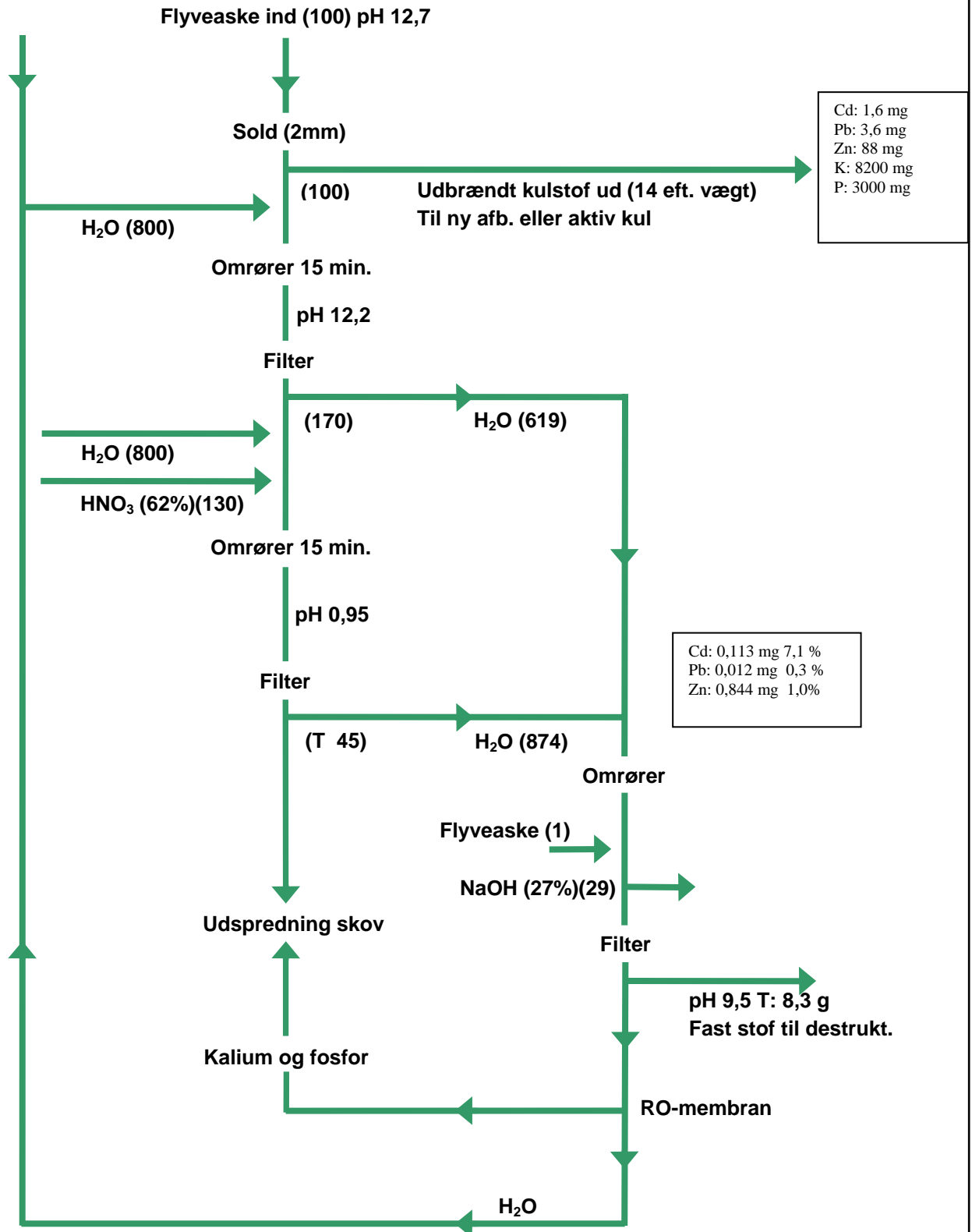
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af flyveaske Ebeltoft

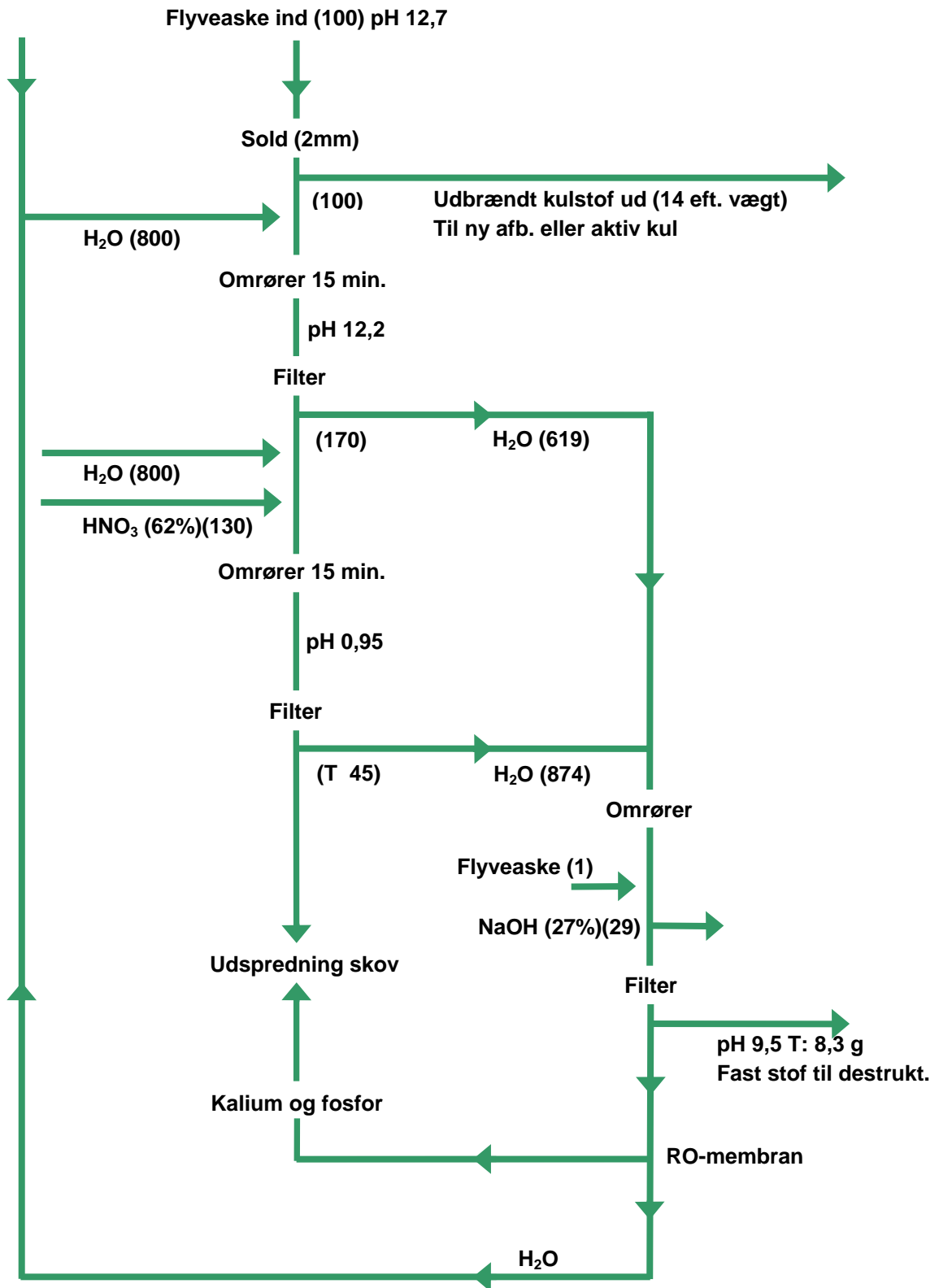
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af flyveaske VII

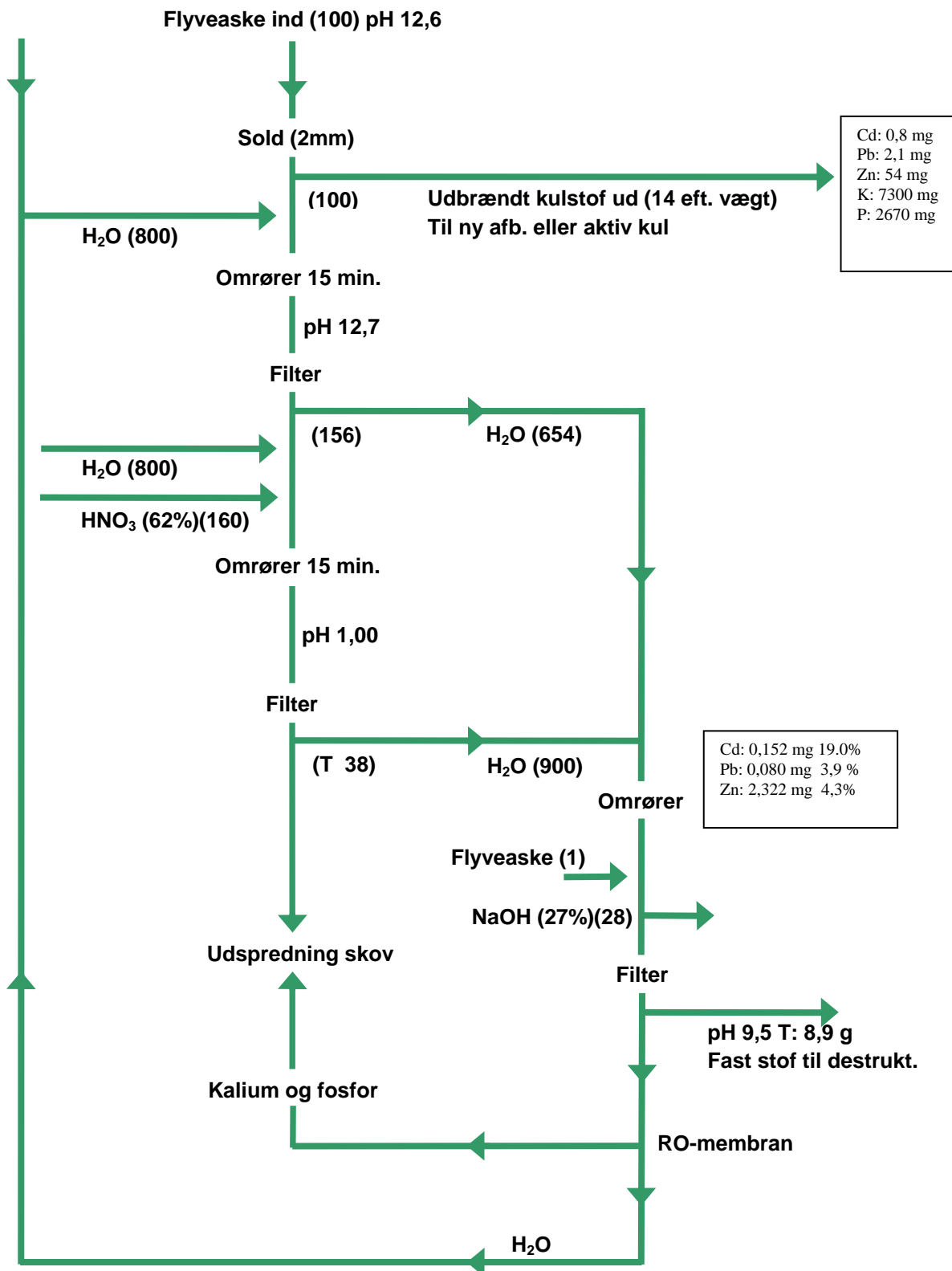
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af flyveaske VIII

Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S

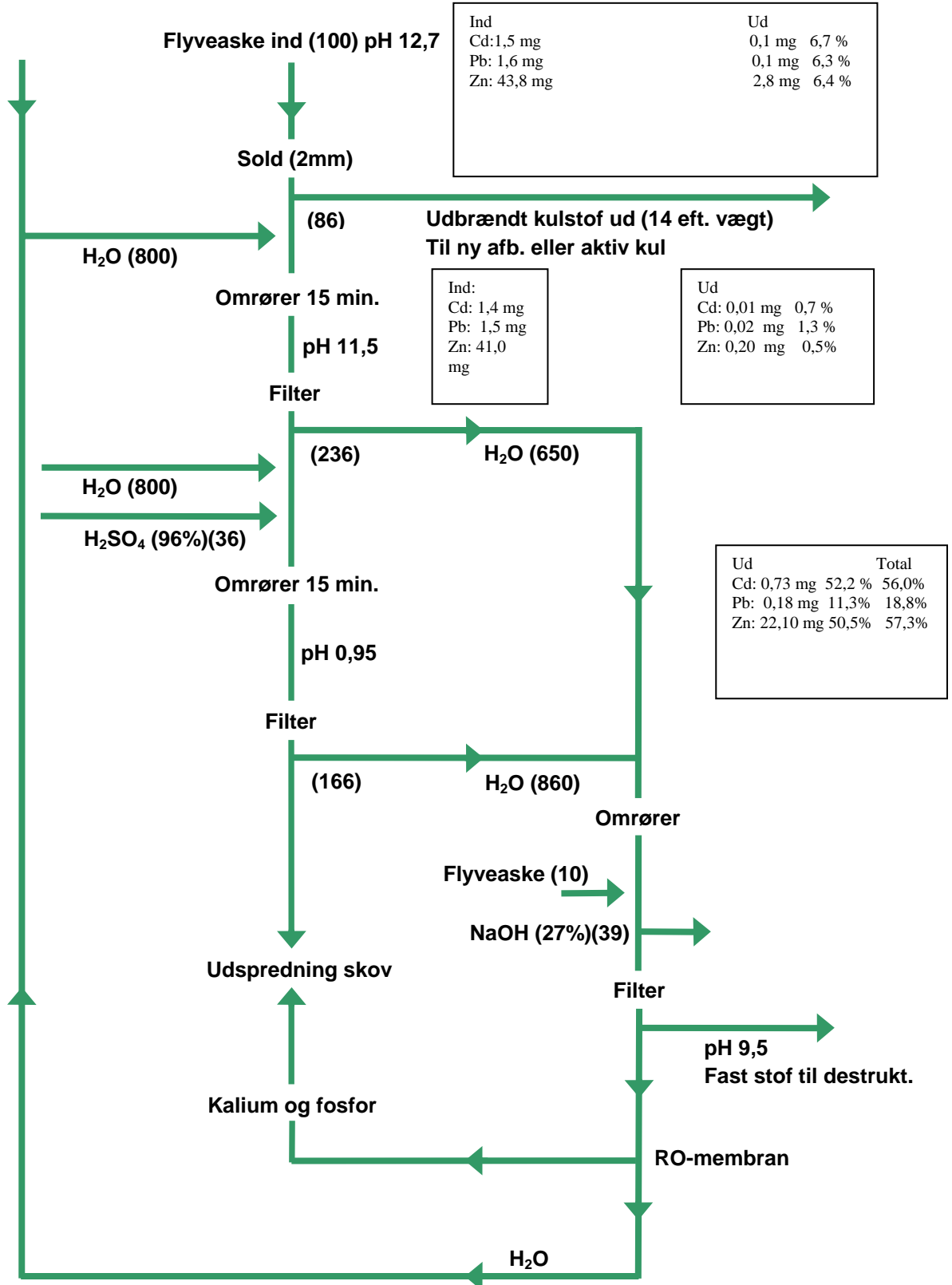


Flow-Diagram

Behandling af flyveaske Ebeltoft

Svovlsyre

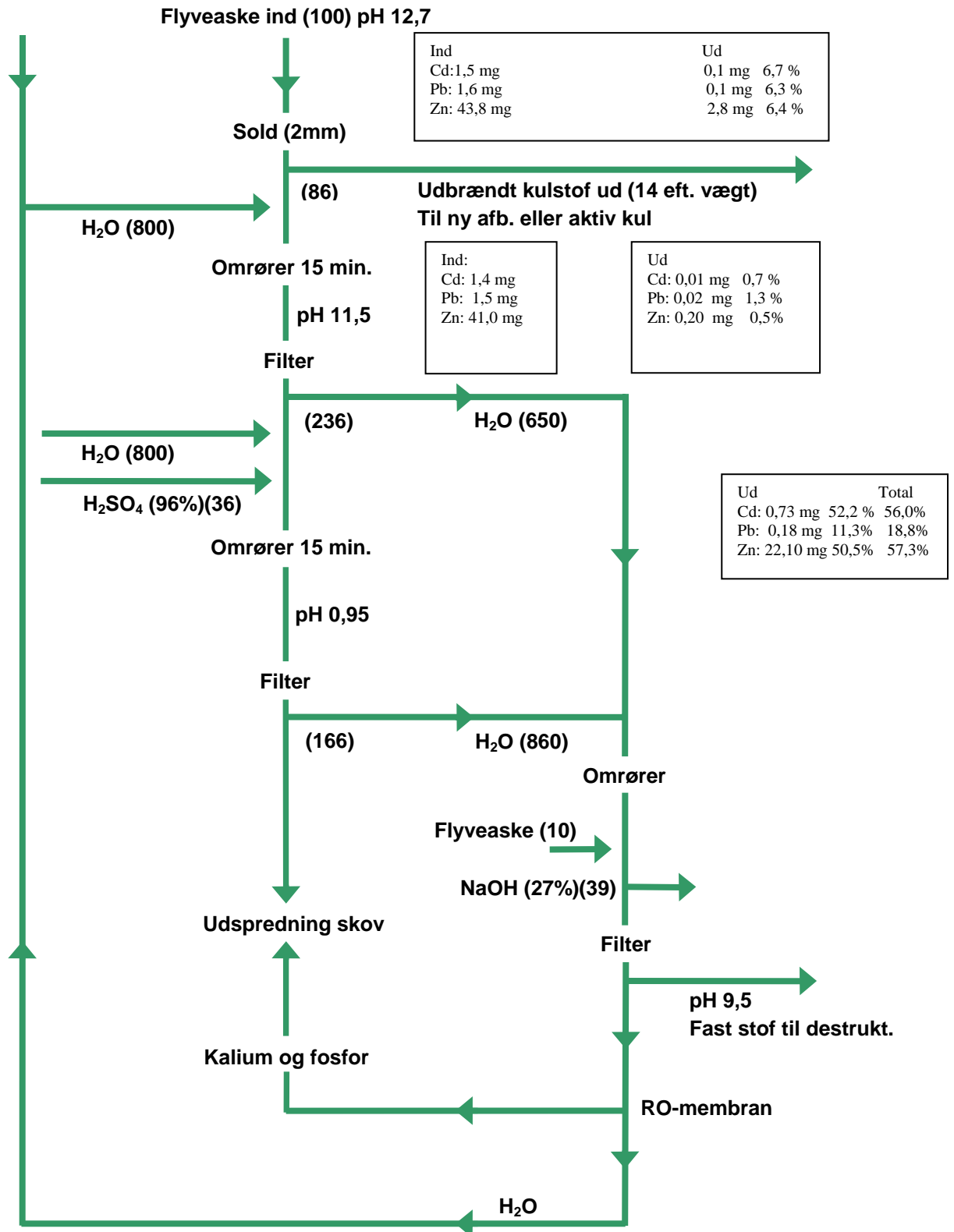
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af flyveaske Ebeltoft

Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



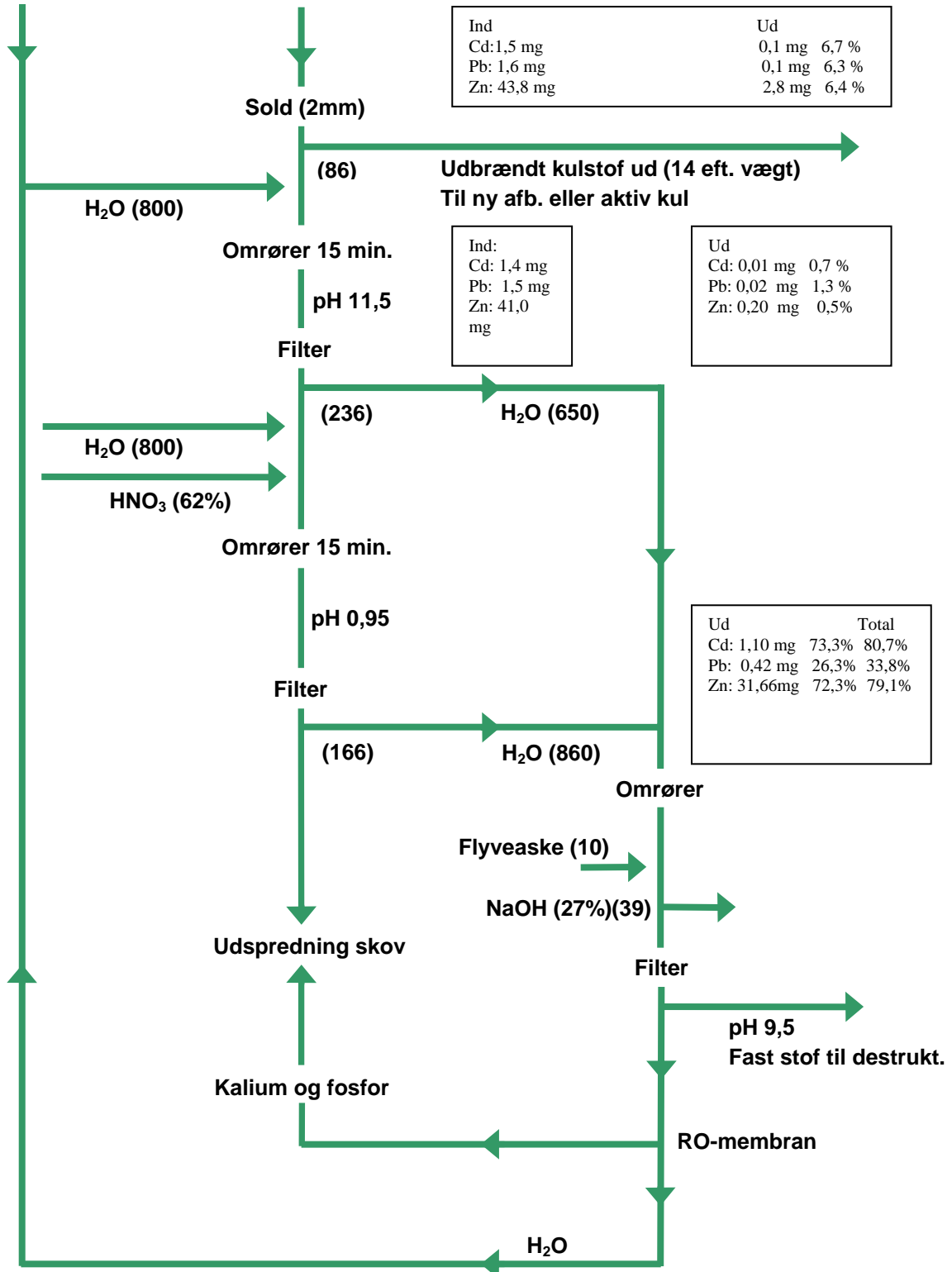
Flow-Diagram

Behandling af flyveaske Ebeltoft

Salpetersyre

Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S

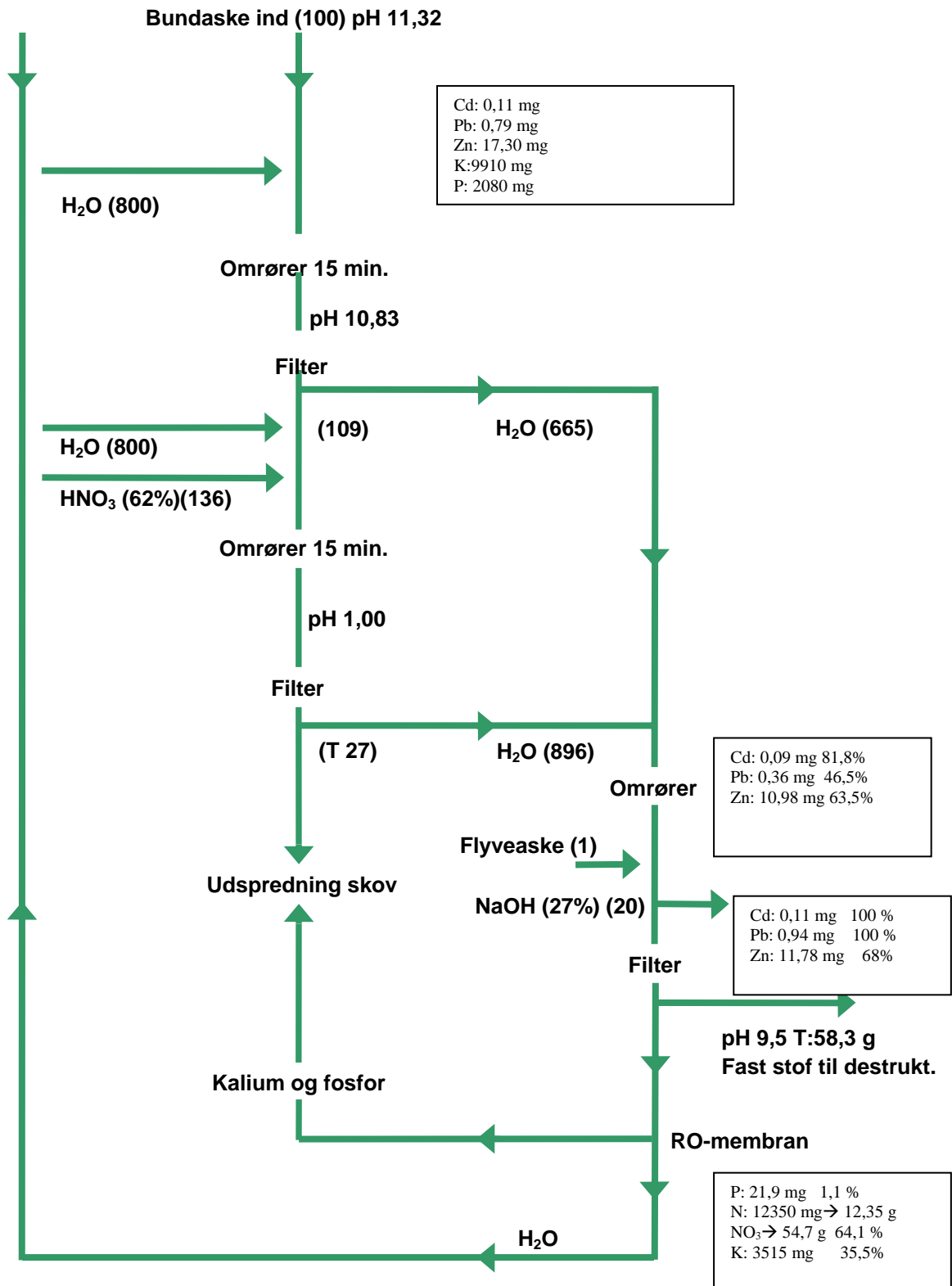
Flyveaske ind (100) pH 12,7



Flow-Diagram

Behandling af bundaske II+

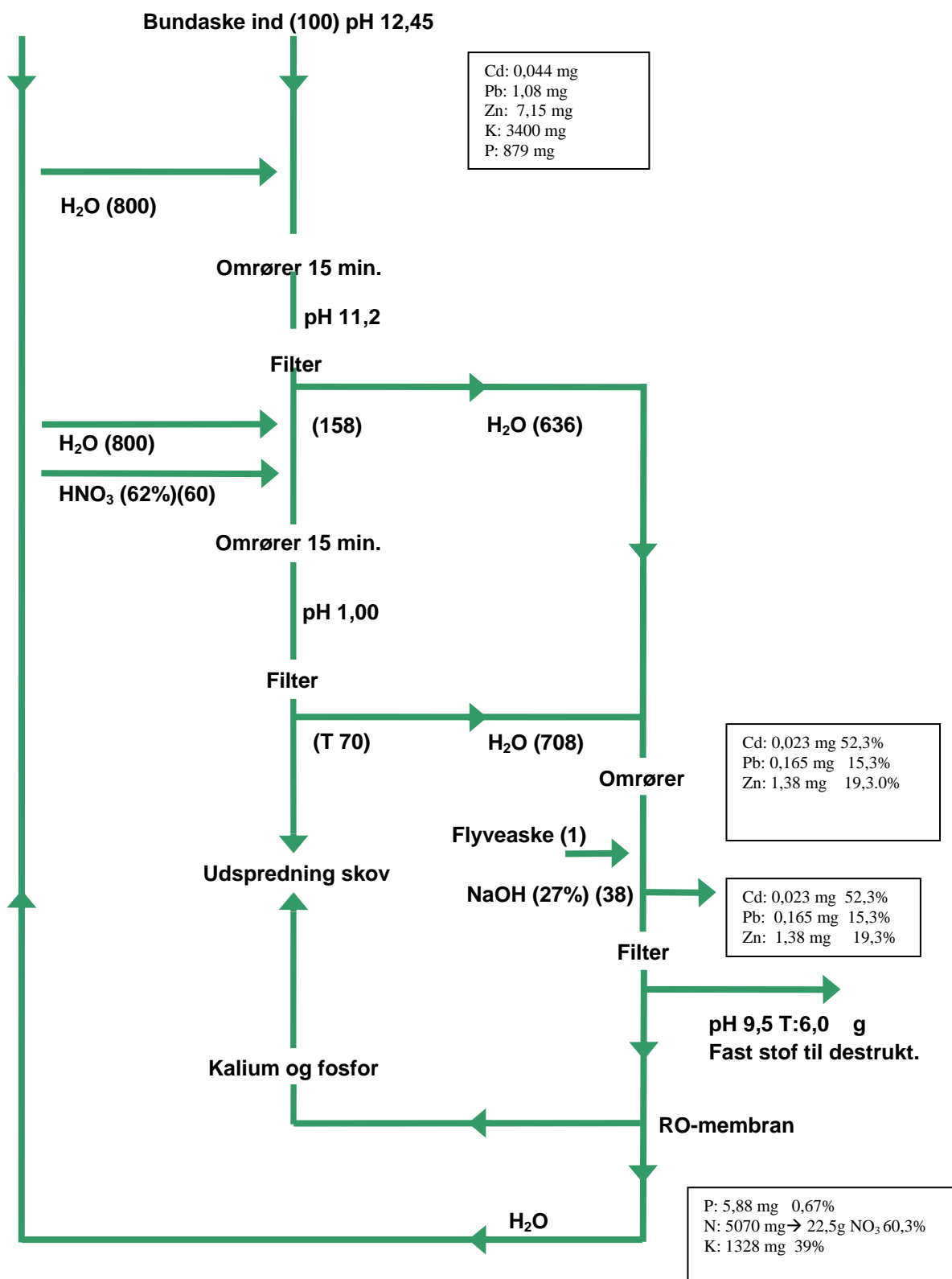
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af bundaske III Assens

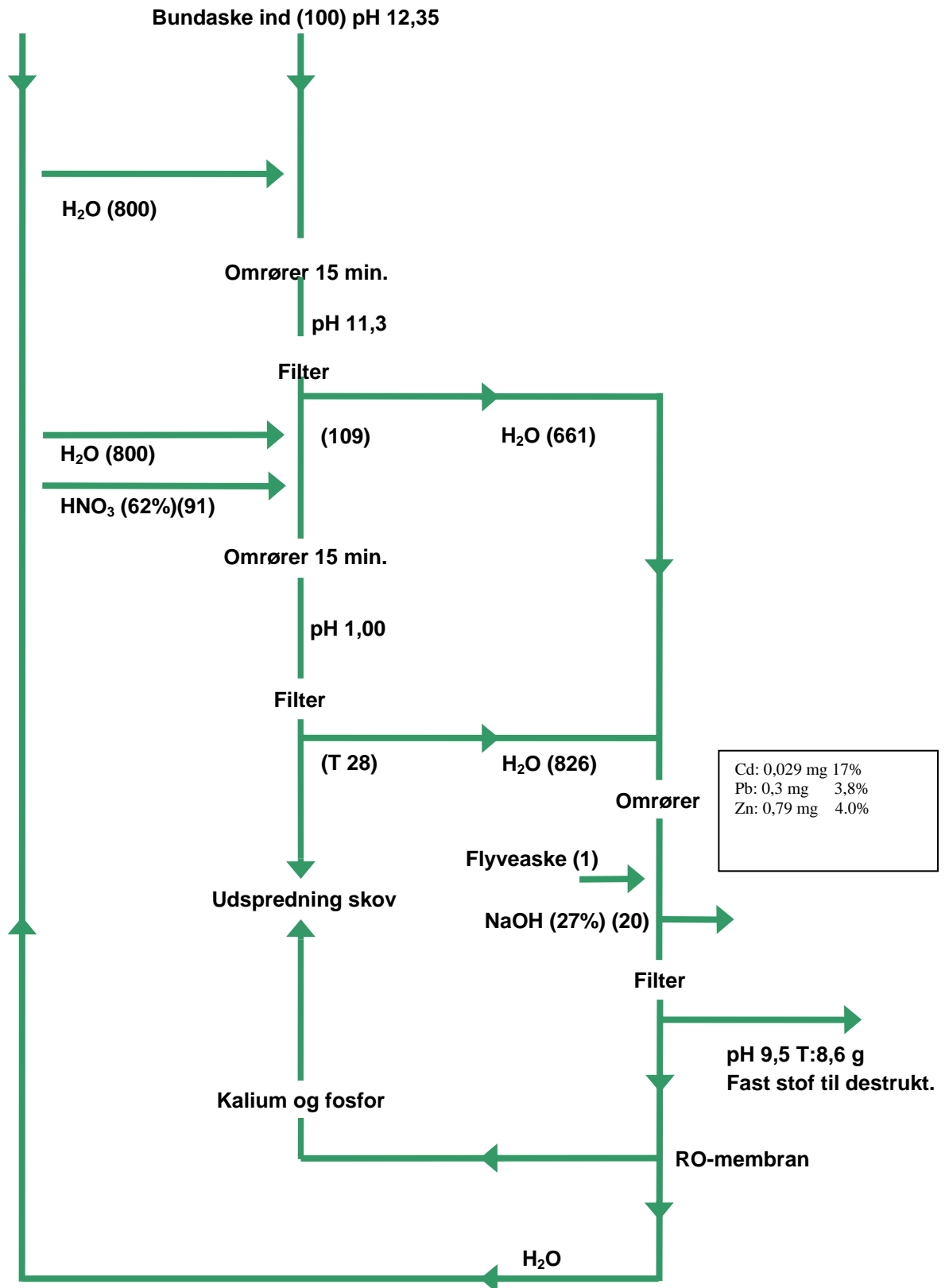
Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Flow-Diagram

Behandling af bundaske IV

Af Jens Østergaard Jensen, Staring Maskinfabrik A/S



Bilag 4

Økonomisk budget for scenario oplukning og fældning.

Der er naturligvis stor usikkerhed med et budget bygget på laboratorieforsøg.

Forudsætningerne er følgende:

Resultater og analyser fra laboratorieforsøg danner grundlag.

Indkøbspriser:

Salpetersyre 66 % ved leverance i tankvogn: (Kemira Grow-How	1,30kr./kg
Natriumhydroxid 27 % ved leverance i tankvogn: (Kemira Grow-How)	1,73kr./kg
El:	0,55kr./kwh

Salgspriser:

Kvælstof til flydende gødning:	3,50kr./kg
Kalium til flydende gødning:	2,50kr./kg
Uforbrændt kulstof. Aktiv kul= 50 kr./kg. Ca. værdi= 10kr.-20kr.	10,00kr./kg
Fyldsand til vejfundering:	28 kr./ton

Flyveaske pr. tons

Indkøb: Værdierne er gennemsnit af laboratorieforsøgene.

Salpetersyre: 1000 kg à 1,30 kr.	1300,00kr.
Natriumhydroxid: 26 kg à 1,73 kr.	45,00 kr.
El 39,3 KWH à 0,55 kr.	21,60kr.
Arbejdsløn: 200 kr.: 2	100,00kr.
Ialt	1466 kr.

Salg: Værdierne er gennemsnit af laboratorieforsøgene.

Uforbrændt kul: 100 kg à 10,00 kr	1000,00kr.
Kvælstof: 176 kg*90%* 3,50 kr	554,40kr.
Kalium: 21 kg * 90% * 2,50 kr	47,25kr.
Sand: 430 kg * 90% * 0,45 kr	1,75kr.
	1603,4kr.
Dækningsbidrag I	137,40kr.

Et anlæg til 7.500 t flyveaske kan her efter (ved 1000kr. pr.t deponiafg.)

koste:

(1000kr+158,40kr)* 7500* 100: 15,5. 37,40kr* 7500* 100: 15,5

I de 15,5 % er indregnet 3% pr. år til vedligehold.

Bundaske pr. tons

Indkøb: Værdierne er gennemsnit af laboratorieforsøgene. El dog skøn

Salpetersyre: 950 kg à 1,30 kr.	1235,00 kr
Natriumhydroxid: 26 kg à 1,73 kr.	45,00 kr
El: 39,3 KWH à 0,55 kr	21,60 kr
Arbejdsløn: 200 kr./t. est. ½time	100 kr

Salg: Værdierne er gennemsnit af laboratorieforsøgene.

Kvælstof: 87,1 kg * 3,50 kr

304,85kr

Kalium: 24,2 kg * 2,50 kr

60,50kr

Sand: 42 kg * 4,50 kr/ t

0,20kr

Dækningsbidrag I

1036,00kr

Et anlæg til 7.500 t bundaske kan ikke etableres, uden højere afgift end 1000 kr/t.

Der er ikke foretaget beregninger for økonomi i en filtreringssituation.

Begrundelse: Der er ikke lavet laboratorieforsøg til belysning af data.

Et skøn vil være, at økonomien vil forbedres med filtrering.