



**Biomasse til energiformål  
tilbageføring og bevaring af næringsstoffer i skovbrugssystemer - slutrapport**

Callesen, Ingeborg; Ingerslev, Morten; Stupak, Inge; Raulund-Rasmussen, Karsten

*Publication date:*  
2004

*Document version*  
Også kaldet Forlagets PDF

*Citation for published version (APA):*  
Callesen, I., Ingerslev, M., Stupak, I., & Raulund-Rasmussen, K. (2004). *Biomasse til energiformål: tilbageføring og bevaring af næringsstoffer i skovbrugssystemer - slutrapport*. Center for Skov, Landskab og Planlægning, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Arbejdsrapport / Skov & Landskab Nr. 8-2004



Skov & Landskab

Center for Skov,  
Landskab og  
Planlægning • KVL

# ***Biomasse til energiformål - tilbageføring og bevaring af nærings- stoffer i skovbrugssystemer***

*I. Callesen, Morten Ingerslev, Inge Stupak Møller og Karsten Raulund Rasmussen*

***Arbejdsrapport Skov & Landskab nr. 8-2004***

**Rapportens titel**

Biomasse til energiformål: tilbageføring og bevaring af næringsstoffer i skovbrugssystemer - slutrapport

**Forfatter**

Ingeborg Callesen, Morten Ingerslev, Inge Stupak Møller og Karsten Raulund-Rasmussen

**Serie**

Arbejdsrapport *Skov & Landskab* Nr. 8-2004  
Rapporten publiceres på [www.SL.kvl.dk](http://www.SL.kvl.dk)

**Projektet**

Energistyrelsens udviklingsprogram for vedvarende energi  
Projekt journalnr.: 51161

**Bedes citeret**

Ingeborg Callesen, Morten Ingerslev, Inge Stupak Møller, og Karsten Raulund-Rasmussen (2004): Biomasse til energiformål: Tilbageføring og bevaring af næringsstoffer i skovbrugssystemer – Slutrapport, Energistyrelsens udviklingsprogram for vedvarende energi, Projekt journalnr.: 51161. *Skov & Landskab*

**ISBN**

87-7903-190-0

**Udgiver**

*Skov & Landskab*  
Hørsholm Kongevej 11  
2970 Hørsholm  
Tlf. 35281500  
E-post: [sl@kvl.dk](mailto:sl@kvl.dk)

**Gengivelse er tilladt med tydelig kildeangivelse**

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

**Skov & Landskab** er et selvstændigt center for forskning, undervisning, formidling og rådgivning vedr. skov, landskab og planlægning ved Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole (KVL)

<b>1. FORORD</b> .....	<b>4</b>
<b>2. SUMMARY (IN ENGLISH)</b> .....	<b>6</b>
<b>3. SAMMENDRAG</b> .....	<b>7</b>
<b>4. PROJEKTETS BAGGRUND OG PROBLEMSTILLING</b> .....	<b>9</b>
<b>5. AKTIVITETER</b> .....	<b>9</b>
<b>6. TRÆASKES KEMISKE SAMMENSÆTNING</b> .....	<b>10</b>
NÆRINGSSTOFFER .....	11
TUNGMETALLER.....	13
ORGANISKE FORBINDELSER; PAH'ER OG DIOXINER.....	15
<b>7. FORBEHANDLING AF ASKE OG EFFEKTER PÅ OPLØSELIGHED</b> .....	<b>17</b>
<b>8. EFFEKTER PÅ SKOVØKOSYSTEMET VED ASKEUDBRINGNING</b> .....	<b>18</b>
JORDBUNDENS pH, ACIDITET OG KATIONBYTNINGSKAPACITET.....	18
NÆRINGSSTOFFTILGÆNGELIGHED I JORD OG VÆKSTRESPONS.....	19
JORDVAND OG UDVASKNING AF NÆRINGSSTOFFER OG TUNGMETALLER .....	20
VIRKNING PÅ MOSSER OG LAVER.....	20
<b>9. FORSØG MED UDLÆGNING AF ASKE I POSER PÅ TO LOKALITETER I DANMARK: EFFEKTER AF JORDTYPE OG TRÆART</b> .....	<b>20</b>
<b>10. FORSØG MED SPREDNING AF ASKE PÅ THY STATSSKOVDISTRIKT</b> .....	<b>21</b>
<b>11. BEREGNING AF ASKENS KOMPENSATIONSEVNE VED FORSKELLIGE SCENARIER FOR BIOMASSEUDNYTTELSE</b> .....	<b>23</b>
KOMPENSATIONSGØDSKNING SOM PRINCIP .....	23
BEREGNINGER AF NÆRINGSSTOFFFJERNELSE .....	24
BEREGNINGER AF ASKEKOMPENSATIONSMÆNGDER.....	24
SCENARIER FOR HUGST OG TILBAGEFØRSEL AF ASKE .....	25
<b>12. KONKLUSION</b> .....	<b>28</b>
<b>13. PERSPEKTIVER</b> .....	<b>30</b>
<b>14. PUBLIKATIONER</b> .....	<b>32</b>
PUBLICEREDE ARTIKLER MED RELATION TIL PROJEKTET .....	32
UPUBLICEREDE RAPPORTER OG ARTIKLER.....	32
<b>15. REFERENCER</b> .....	<b>33</b>
<b>16. BILAG I FRIGIVELSE AF NÆRINGSSTOFFER FRA GRANULERET FLISASKE EFTER 7 ÅR I JORDMILJØET</b> .....	<b>46</b>
<b>17. BILAG II ASKEANALYSERESULTATER</b> .....	<b>48</b>
<b>18. ANDRE PUBLIKATIONER MED RELATION TIL EMNET</b> .....	<b>53</b>

# 1. Forord

Projektet er udført i Afdeling for Skovøkologi, Forskningscentret for Skov & Landskab (pr. 1. januar 2004 fusioneret ind i Center for Skov, Landskab og Planlægning, KVL) i perioden 1999 til 2003 for Energistyrelsens udviklingsprogram for vedvarende energi ”Biomasse til energiformål”. Den oprindelige projektperiode løb til udgangen af 2001, men skiftende bemanning og analyseproblemer har ført til en endelig afrapportering med udgangen af 2003. Bioaskeområdet har i den mellemliggende periode fået øget fokus i kraft af prognoser om stigende askemængder fra fjernvarme og kraft-varmeværker. *Skov & Landskab* har flere projekter om bioenergi og askerecirkulering, bl.a. EU projektet ”Wood-en-man”, som løber i perioden 2001-2005, under programmet Quality of life.

Projektgruppen har bestået af seniorforsker, Ph.d. Morten Ingerslev, som har forestået forsøgsarbejdet siden 1999, data indsamling og litteratursøgning, herunder en undersøgelse af askeegenskaber fra forskellige biobrændselsanlæg og analyser af økotoksikologiske elementer. Undersøgelser af økotoksikologiske forbindelser er en udvidelse af det oprindelige projekt udsprunget af debatten om askerecirkulering og bioaskebekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2000). Morten Ingerslev har endvidere fungeret som projektleder siden udgangen af 1999. Laboratoriarbejdet er udført af laborant Merete Møller (KVL) og laboranter ved Forskningslaboratoriet ved Skov & Landskab (FSL). på Forsker Inge Stupak Møller har udviklet og udført massebalanceberegninger for næringsstoffer i excel-programmet ESBEN. Stud. silv Lars Ravn-Jonsen udførte et bachelorprojekt om mykorrhizaindvækst i askeposer udlagt i to træartsforsøg ved Institut for Økologi, KVL. Projektforsker, Ph.d. Ingeborg Callesen har bearbejdet og afrapporteret kemiske analysedata fra samme forsøg i samarbejde med Morten Ingerslev og Karsten Raulund-Rasmussen og udarbejdet denne slutrapport i samarbejde de øvrige forfattere. Projektet er koordineret med følgende sideløbende projekter:

*Udbringning af flisaske i dansk skovbrug – Økologiske konsekvenser.*

(Produktudviklingsfonden i skovbruget og træindustrien). Projektleder er Morten Ingerslev.

*Forbehandling og udbringning af træaske i skov. (Energistyrelsens udviklingsprogram for vedvarende energi ). Projektleder er Niels Heding, Afdeling for skovdrift, FSL. Projektet afsluttes ved udgangen af januar 2004.*

*I denne rapport er alle koncentrationer i analyser af aske opgivet på tørstofbasis. Der korrigeres ikke for glødetab.*

*Skov & Landskab, 9. januar 2004*

Karsten Raulund-Rasmussen

Morten Ingerslev

Afdelingsleder

Projektleder

## 2. Summary (in english)

Ecological aspects of wood ash recycling to forests were investigated and included: a) ash concentrations of nutrients, heavy metals and toxic organic compounds (PAH's and dioxin), b) effects on forest soils by application of different doses of untreated and hardened wood ash, c) nutrient release of in-situ incubated granulated fly ash, and d) nutrient release in relation to harvest scenarios and nutrient uptake in a typical spruce forest stand.

Wood ash properties were investigated by literature studies and analyses of wood ash samples from power- and heat-plants in Denmark and paper mills in Sweden. Wood ash contains calcium, potassium, magnesium and phosphorus in significant concentrations, and micro-nutrients. The concentration of cadmium and other heavy metals is variable. Cadmium concentrations often exceed legal limits for wood ash to be spread on soils. In general, PAH and dioxin concentrations are lower than legal limits.

The effects of wood ash application on soil chemistry and leaching were extracted from a large number of Swedish and Finnish experiments, and one Danish experiment. Generally, pH and nutrient concentrations increase, and acidity decrease in soils. These effects are most commonly seen in the organic layer. Increased leaching of calcium, magnesium and potassium has been observed, especially by application of high doses ( $>7.5 \text{ t ha}^{-1}$ ) of untreated wood ash. In comparison, application of hardened ash produce only small effects.

Nutrient release was investigated by incubation of hardened, granulated fly ash in the forest floor under four tree species at two sites. In 1999, after seven years, 19% (w/w) of the ash was dissolved. About 35% of the calcium, potassium and magnesium and about 19% of the phosphorus was dissolved. There was no significant effect of tree species (oak, beech, Norway spruce and Douglas-fir) or site on the nutrient release. A PC-program for nutrient balance calculations in Norway spruce forests including options for nutrient removals and wood ash compensation, ESBEN, was developed being a major result of the project. In a theoretical calculation of a harvest scenario of including stems only, application of  $3 \text{ t ha}^{-1}$  of wood ash could compensate the removal of calcium, magnesium and potassium, but not phosphorus. To compensate whole-tree harvest in thinnings and slash removal after clear-cut higher doses were required. The nutrient release from the ash during the seven growing seasons corresponded well with seven years' nutrient uptake in a 60-year-old Norway-spruce stand.

### 3. Sammendrag

Aske fra skovflis indeholder næringsstoffer, men også tungmetaller og toksiske organiske stoffer. Af praktiske årsager og pga. hensyntagen til miljøet, recirkuleres asken ikke til skoven, selvom mange skovøkosystemer bør kompenseres for udtaget af næringsstoffer ud fra en massebalancebetragtning. Det gælder i særlig grad ved flishugst, hvor heltræer eller hugstaffald fjernes.

Projektets formål var at undersøge økologiske aspekter af askerecirkulering, herunder a) askens indhold af næringsstoffer, b) askens virkning på jordbundskemi og flora ved spredning i forskellige doser, c) opløsningshastigheden af hærdet, coated aske, og d) frigivelsen af næringsstoffer i relation til næringsbehovet i en typisk rødgranbevoksning på næringsfattig jord. Projektet er udvidet med en undersøgelse af tungmetaller og toksiske organiske forbindelser i aske.

Askens egenskaber blev undersøgt ved indsamling af analyser fra litteraturen, og analyser af aske fra anlæg i Danmark og i Sverige, fx kraft-varmeværker og papirfabrikker. De næringsstoffer, der findes i størst koncentration i aske, er kalcium, kalium, magnesium og fosfor. Indholdet af kadmium er variabelt, men overstiger ofte tilladte værdier for bioaske. Indholdet af PAH'er og dioxin er variabelt, men oftest lavere end gældende grænseværdier. Ubehandlet aske reagerer stærkt basisk, og oxider, hydroxider og karbonater af kalium, calcium og magnesium opløses hurtigt. Ved hærkning og granulering eller pellettering kan askens opløsningshastighed sænkes og den basiske virkning dæmpes.

Askens virkning på jordbundskemi og flora er behandlet med baggrund i publicerede og upublicerede resultater fra talrige svenske og finske forsøg og et enkelt nyt dansk forsøg. Generelt ses en stigning i pH i jordens organiske lag, forøgelse af næringskoncentrationer og reduceret aciditet. Forøget udvaskning af kalcium, magnesium og kalium observeres i nogle tilfælde, men mest udtalt, når der spredes større doser uhærdet aske (fx  $> 7,5 \text{ t ha}^{-1}$ ). Udvasning af kadmium er ikke observeret. Spredning af uhærdet aske kan også medføre farveændringer hos mosser og laver i en kort årrække. Virkningerne er størst, når der spredes uhærdet aske, idet hærdet aske giver langt færre og mindre effekter. Spredning af  $4 \text{ t ha}^{-1}$  selvhærdet aske førte ikke til øgede koncentrationer af dioxin og PAH'er i jordbunden i det danske forsøg.

Opløsningshastigheden blev undersøgt ved udlægning af askeposer i skovbunden under fire træarter på to lokaliteter i 1991. Der var tale om granuleret. Efter syv år blev poserne taget op og analyseret. Da var 19% af asken opløst. Omtrent 35% af næringsstofferne kalcium, kalium



og magnesium, og 19% af fosforindholdet var opløst. Træart og lokalitet havde ingen indflydelse på frigivelsen af næringsstoffer.

Frigivelsen blev sammenholdt med forskellige scenarier for næringsstoffjernelse ved hugst. Scenarierne blev beregnet i PC-programmet ESBEN. Ved tilførsel af tre tons aske kunne udtaget af calcium, magnesium og kalium kompenseres ved hugst af stammer, men ikke ved hugst, der inkluderer fortørrede heltræer og hugstaffald. I begge tilfælde var denne dosis utilstrækkelig til at kompensere for fosforudtaget. I en teoretisk beregning svarede frigivelsen af næringsstoffer i de syv vækstsæsoner, forsøget varede, godt til optaget i en 60-årig rødgranbevoksning i samme periode ved en aske dosis på 3 t ha<sup>-1</sup>.

## 4. Projektets baggrund og problemstilling

Aske fra biobrændsler deponeres med omkostning for kraft- og varmeproducenter. Asken har en gødningsværdi, som ikke udnyttes, når asken behandles som et affaldsprodukt. I år 2000 blev der produceret 32.300 ton aske per år fra biobrændselsanlæg, hvoraf 3.100 ton var træaske (Hansen, 2002). Dette tal ventes at stige frem til år 2030. Hvis asken opfylder kvalitetskriterier for indhold af tungmetaller og fx har et tilstrækkeligt lavt kadmium indhold, kan den bruges som gødning jf. Bioaskebekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2000). Ved at sprede asken fra flisfyrede værker i skoven vil det være muligt at kompensere for de næringsstoffer, som er fjernet ved hugst. Mange jorde, særligt sandjorde i Vestjylland, har et meget lavt potentiale for næringsstoffrigivelse ved forvitring af jordens mineraler. Intensiv biomasseudnyttelse vil derfor kunne udpine økosystemets næringsstofkapital. Kompensation af næringsstoffer støtter sig til et forsigtighedsprincip, idet der ikke er vist en sammenhæng mellem næringsmangel og nedsat trævækst i Danmark. Imidlertid kan de fjernede mængder udgøre en betragtelig del af økosystemets næringsstofkapital på næringsfattige sandjorde. Stort udtag af næringsstoffer har midlertidigt ført til vækstnedgang i svenske forsøg, hvor kvælstofmangel blev angivet som årsag (Jacobson *et al.*, 2000). I Danmark bør man i særlig grad fokusere på næringsstofferne fosfor og kalium, fordi luftbåren deposition i nogen grad kan kompensere for de øvrige næringsstoffer.

Værkerne har store omkostninger til deponering af aske. Såvel askens indhold af næringsstoffer som værkernes omkostninger til deponering peger på, at askerecirkulering er økonomisk attraktivt og økologisk fornuftigt.

I dette projekt undersøges det, om spredning af bioaske kan kompensere for udtaget af næringsstoffer. Askens gødningsværdi og indhold af økotoksikologiske forbindelser undersøges. Asken kan forbehandles på forskellige måder for at lette spredning og dæmpe påvirkningen af skovøkosystemet. I den forbindelse undersøges det eksperimentelt, hvor hurtigt granuleret flyveaske frigiver næringsstoffer, når de lægges ud i skovbunden. Frigivelsen sættes i relation til forskellige scenarier for flishugst og til træernes optag af næringsstoffer. Askehåndtering rummer også arbejdsmiljømæssige aspekter, som ikke behandles i dette projekt.

## 5. Aktiviteter

Aktiviteterne i projektperioden har omfattet egne eksperimenter og studier er publicerede undersøgelser fra lande, hvor problemstillingen har været i fokus i mange år, fx Sverige og Finland.

Der er udført mange forsøg med askespredning i skoven i de nordiske lande siden 1950'erne. Derfor er der publiceret resultater fra talrige videnskabelige undersøgelser af effekter på vækst, vandkvalitet, vegetation og fauna, og rapporter med anbefalinger fra myndighederne. De tidlige forsøg er udført i Finland, mens der har været stor aktivitet i Sverige i 1990'erne, som har resulteret i Ph.d. afhandlinger af Eva Ring, Mahmoud El Make, Staffan Jacobson, Ulf Sikstrøm og Thorbjørn Nilsson. I en række forskellige forsøg, som er sammenstillet af Karlton et al. (2003), er uhærdet, hærdet og forbehandlet aske i doser fra 1 t ha<sup>-1</sup> til 20 t ha<sup>-1</sup> afprøvet i nåleskove med forskellige vækstbetingelser, hvad angår klima og jordbund. Arbejdet i Sverige har medført, at der foreligger svenske anbefalinger til askeudbringning (Skogsstyrelsen, 2002), som sætter standarder for krav til askens gødningsværdi og maksimale indhold af tungmetaller. Udover litteraturstudier bygger rapporten på følgende aktiviteter:

- 1) I Danmark blev der i 1991 etableret et forsøg med opløsningshastighed af granuleret aske i skovbunden. Formålet var at undersøge, hvordan denne type forbehandlet aske omdannes og opløses over tid. To forskellige jordtyper, en næringsrig og en næringsfattig og fire forskellige træarter indgår i forsøget. Forsøget og dets resultater er beskrevet i afsnit 9 og vedlagt som manuskript (bilag I).
- 2) Kofman (1987) udførte et arbejde med at karakterisere træaskes indhold af næringsstoffer. Hans tal er vist sammen med nyere danske tal indsamlet i dette projekt i afsnit 6.
- 3) Et forsøg med spredning af flisaske i yngre sitkagranbevoksninger på Thy Statsskovdistrikt blev startet i år 2000 (Ingerslev 2001a,b). Resultater af undersøgelser af effekter på jordbundens kemiske egenskaber foreligger og refereres kort her (afsnit 10).

## 6. Træaskes kemiske sammensætning

Kemiske analyser af 12 træasker fra forskellige kraft-varmeværker (herunder to svenske) er udført indenfor dette projekt og sammenstillet med allerede udførte sammenlignelige analyser fra andre kilder (Kofman, 1987: 22 asker og Hansen, 2002: 5 asker) for at få et overblik over askernes indhold af næringsstoffer, tungmetaller og div. organiske forbindelser. Formålet med denne undersøgelse har også været at få et overblik over variationen af indholdet af disse stoffer mellem forskellige askeprøver. Datamaterialet indeholder bundasker, flyveasker og blandasker (blandet flyve- og bundaske) fra afbrænding af løv- og nåletræer samt én aske fra afbrænding af en blanding af nåletræ og halm og én aske fra afbrænding af en blanding af papir og nåletræ. Der er ikke observeret tydelige forskelle i næringsstof- eller tungmetalkoncentrationerne mellem asker fra forskellige brændsler. Der er dog en tendens til at koncentrationerne af zink, kadmium

og bly er lavere i aske fra afbrænding af flis fra løvtræer i forhold til nåltræer (data er ikke vist her).

De her anvendte koncentrationer angiver askernes samlede indhold af stoffer. Data for udvalgte resultater er vist i tabel 1 – 3 og i bilag 2. Endvidere indeholder PC-programmet ESBEN (i den udvidede version, som endnu ikke er offentliggjort, men sendt til Energistyrelsen ved afslutningen af dette projekt) disse data samt hyppighedsfordelinger for udvalgte stoffer (ESBEN er beskrevet senere i denne rapport). Ud af de i alt 39 analyserede askeprøver var det kun 10 af askerne, der overholdt miljøkravene til udspredning i skoven, og kun to af dem kunne spredes med den store dosering (7,5 ton tør aske pr ha.) jf. Bioaskebekendtgørelsen.

### **Næringsstoffer**

Undersøgelser af aske fra danske værker viser, at indholdet af næringsstoffer og tungmetaller (tabel 1 og bilag 2) varierer relativt meget fra aske til aske, og at det er svært at generalisere vedr. indholdet i bund-, flyve- eller blandasker. Der er dog en tendens til at koncentrationerne ofte er lavere i bundaskerne i forhold til flyve- og blandaskerne. Indholdet af kvælstof er altid meget lavt, og asken skal derfor betragtes som uegnet til kvælstof-gødning. Der er fundet en relativ god sammenhæng mellem koncentrationen af kalium og fosfor, og en noget dårligere sammenhæng mellem koncentrationen af kalium og calcium samt kalium og magnesium (bilag 2). Der er ikke i øvrigt fundet tydelige sammenhænge mellem indholdet af forskellige næringsstoffer.

Kulstofindholdet i askerne varierer forholdsvis meget, og det tyder på, at der er relativ stor forskel på, hvor effektivt biomassen er blevet afbrændt. Kulstofindholdet er i nogle tilfælde højere i blandaskerne i forhold til flyve- og bundaskerne, hvilket kunne hænge sammen med, at blandaskerne ofte kommer fra mindre værker, der muligvis kan have en mindre effektiv forbrænding. Denne sammenhæng kan dog på ingen måde bevises med det forhåndenværende materiale. Indholdet af kulstof spiller en væsentlig rolle for askens evne til at hærde uden brug af tilsætningsstoffer. Hvis askens indhold af kulstof er lavt (< 100 mg pr g tørstof, denne grænse kan dog i praksis være endnu lavere afhængigt af hærtningsproceduren) vil asken kunne hærde på samme måde som brændt kalk. Denne proces er vigtig for forbehandlingen af aske inden spredning i skoven, da det ofte vil være ønskeligt at sænke askens reaktivitet og opløselighed i skovbunden ved brug af en hærtningsproces.

**Tabel 1. Gennemsnitskoncentrationen, antallet af prøver (N), min. og max. koncentrationer samt standardafvigelse (Stdaf.) for kulstof, udvalgte næringsstoffer, natrium, aluminium, silicium og titanium. Datamaterialet indeholder en del ekstraordinært høje observationer, som kan ses i bilag 2. Datakilder: Kofman (1987), Hansen (2002) og askeanalyser fra dette projekt.**

		N	Middel	Min.	Max.	Stdaf.
		-----	-----	(mg/g TS)	-----	-----
Kulstof	Bundaske	1	6,6	6,6	6,6	-
	Flyveaske	3	33,8	13,6	56,8	21,8
	Blandaske	8	79,9	10,8	179,5	59,6
Kvælstof	Bundaske	1	0,08	0,08	0,08	-
	Flyveaske	3	0,52	0,24	0,92	0,35
	Blandaske	8	0,71	0,24	1,53	0,48
Fosfor	Bundaske	19	15,5	3,6	34,8	8,7
	Flyveaske	10	20,7	7,9	30,9	7,8
	Blandaske	9	20,4	8,1	27,9	6,8
Kalium	Bundaske	19	54,1	8,5	114,6	30,2
	Flyveaske	10	61,7	35,9	91,0	21,0
	Blandaske	9	65,4	41,9	91,3	18,4
Kalcium	Bundaske	17	166	59	350	80
	Flyveaske	8	222	102	302	74
	Blandaske	9	181	48	242	59
Magnesium	Bundaske	17	17,8	4,4	37,1	9,4
	Flyveaske	8	23,8	11,5	44,4	11,3
	Blandaske	9	35,9	8,9	52,5	13,8
Jern	Bundaske	17	11,8	4,8	23,5	5,3
	Flyveaske	8	13,7	7,8	18,8	4,1
	Blandaske	9	16,0	6,4	28,1	8,8
Mangan	Bundaske	17	11,0	0,6	42,0	12,0
	Flyveaske	8	10,3	1,0	22,9	8,8
	Blandaske	9	8,4	1,2	14,0	3,4
Svovl	Bundaske	1	1,6	1,6	1,6	-
	Flyveaske	3	8,5	5,7	11,1	2,7
	Blandaske	8	6,2	2,5	10,8	3,1
Natrium	Bundaske	17	7,5	2,7	13,3	3,1
	Flyveaske	8	9,0	4,3	15,7	4,2
	Blandaske	9	12,9	5,0	18,5	5,3
Aluminium	Bundaske	1	17,6	17,6	17,6	-
	Flyveaske	3	30,5	8,4	66,7	31,6
	Blandaske	8	16,7	11,2	22,1	3,5
Silicium	Bundaske	1	106	106	106	-
	Flyveaske	3	95	37	193	86
	Blandaske	8	122	102	161	19
Titanium	Bundaske	1	0,50	0,50	0,50	-
	Flyveaske	3	2,94	0,29	6,54	3,23
	Blandaske	8	0,64	0,49	0,92	0,15

## ***Tungmetaller***

Indholdet af tungmetaller varierer også relativt meget fra aske til aske (tabel 2 og bilag 2) og det er igen svært at generalisere vedr. indholdet i bund-, flyve- eller blandasker. Der er dog en tendens til, at der er flere bund- og blandasker med en relativ lav koncentration af kadmium og kviksølv i forhold til flyveaskerne. Ifølge Bioaskebekendtgørelsen må man sprede hhv. 0,5, 1,0 eller 7,5 ton tør aske pr. ha over en periode på 10 år afhængig af askens indhold af først og fremmest kadmium (hhv. 15, 8 og 0,5 mg kadmium pr. kg tørstof, som modsvarer askekategoriene hhv. T1, T2 og T3 i Bioaskebekendtgørelsen). Derfor spiller koncentrationen af kadmium en central rolle for mulighederne for at anvende askespredning i skovbruget. Flyveaske kan sjældent opfylde bioaskebekendtgørelsens to laveste grænseværdier for tungmetalindhold, hvorimod bundaske oftere ligger i området for de to laveste grænseværdier. Tungmetallerne stammer først og fremmest fra den afbrændte biomasses indhold af tungmetaller. Indholdet i biomassen varierer formodentlig med bevoksningens afstand til punktkilder samt jordens naturlige indhold af tungmetaller, som er også meget variabel. Indholdet kan være stort i kalkrig morænelerjord, mens sandjorde normalt har et lavere indhold (Andersen, 2001).

**Tabel 2. Gennemsnitskoncentrationen, antallet af prøver (N), min. og max. koncentrationer samt standardafvigelse (Stdaf.) for udvalgte tungmetaller. Datamaterialet indeholder en del høje observationer som kan ses i bilag 2. Datakilder: Kofman (1987), Hansen (2002) og askeanalyser fra dette projekt.**

		N	Middel	Min.	Max.	Stdaf.
		-----	-----	(µg/g TS)	-----	-----
Kadmium	Bundaske	19	4,7	<0,1	16,0	4,4
	Flyveaske	10	22,4	5,0	58,0	17,1
	Blandaske	9	9,0	0,1	19,5	7,3
Zink	Bundaske	17	539	45	1700	534
	Flyveaske	8	1355	250	2830	786
	Blandaske	9	462	192	836	224
Bly	Bundaske	19	89	3	220	71
	Flyveaske	10	147	50	450	117
	Blandaske	9	228	15	1320	419
Kobber	Bundaske	17	147	24	250	78
	Flyveaske	8	149	69	250	66
	Blandaske	9	170	54	264	68
Kobolt	Bundaske	17	15,9	6,0	27,0	6,4
	Flyveaske	8	16,6	7,2	26,0	6,8
	Blandaske	9	7,5	5,9	10,4	1,4
Krom	Bundaske	3	58	20	127	60
	Flyveaske	5	53	22	107	32
	Blandaske	8	24	12	35	8
Kviksølv	Bundaske	3	<0,1	<0,1	<0,1	-
	Flyveaske	5	0,37	<0,1	0,83	0,32
	Blandaske	8	0,13	<0,1	0,38	0,16
Nikkel	Bundaske	3	36	22	61	22
	Flyveaske	5	48	26	79	20
	Blandaske	8	34	29	40	4
Arsen	Bundaske	1	<3	<3	<3	-
	Flyveaske	3	6,5	3,9	8,9	2,5
	Blandaske	8	5,7	3,7	10,5	2,2

## **Organiske forbindelser; PAH'er og dioxiner**

Data for analyseresultaterne vedr. indholdet af Polyaromatiske hydrocarboner (PAH'er) i aske er givet i tabel 3 og i bilag 2. EPA-PAH er den oftest anvendte samle-parameter for PAH'er i international sammenhæng. Den 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)perylene, Indeno(123cd)pyren) jf. standard fra United States Environmental Protection Agency. PAH-can 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 cancerogene. Generelt er de målte værdier relativt lave i forhold til Bioaskebekendtgørelsens grænseværdi på max 3 mg pr. kg tørstof, selvom grænseværdien kun omfatter en del af de PAH'er, der er medtaget under EPA-PAH. Der er dog tre af de 12 målte prøver, der overstiger denne grænseværdi. Det skal her bemærkes, at de to flyveasker, der har det højeste indhold af PAH'er, er de to svenske asker (bilag 2). Indholdet af de cancerogene PAH'er er ofte under detektionsgrænsen (0,05 mg pr. kg tørstof).

Ved forbrænding af klorholdig biomasse er der risiko for dannelse af dioxiner. Klor tilføres skovøkosystemet som nedfald af havsalt, og problemet kan være specielt aktuelt for flis fra kystnære skove. Askeprøvernes indhold af dioxin er givet i tabel 3 og bilag 2. Koncentrationen af dioxin er givet som hhv. WHO-TEQ og I-TEQ. TEQ står for "toxicitets-ækvivalenter", som 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 toxicitets-ækvivalenter jf. standard fra World Health Organisation og I-TEQ betegner "internationale toxicitets-ækvivalenter".

Indholdet af dioxiner varierer relativt meget fra aske til aske (tabel 3 og bilag 2) og det er svært at generalisere vedr. indholdet i bund-, flyve- eller blandasker. Gennemsnitskoncentrationen for alle askeprøverne er 22 ng per kg TS (I-TEQ), hvilket er højere end det, der er fundet i halmasker (3,7 ng per kg TS I-TEQ) (Hansen et al. 2003). Der findes ingen offentliggjorte analyser af dioxinindholdet i danske skovjorde, men indholdet kan formodentlig skønnes til ca. 100 ng per m<sup>2</sup> (I-TEQ) (DMU, personlig kommunikation). Spredning af 4 tons aske med et



dioxinindhold på 22 ng per kg TS (I-TEQ) på en skovjord svarer således til en forøgelse af skovjordens dioxinindhold på ca. 9 %.

**Tabel 3. PAH'er og dioxiner. Gennemsnitskoncentrationen, antallet af prøver (N), min. og max. koncentrationer samt standardafvigelse (Stdaf.) 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 cancerogene), PAH-andre (summen af de EPA-PAH'er der ikke er cancerogene), WHO-TEQ (toxicitets-ækvivalenter jf. standard fra World Health Organisation), I-TEQ (Internationale toxicitets-ækvivalenter). (Se teksten for en mere uddybende forklaring af disse parametre.) Datamaterialet indeholder en del ekstraordinært høje observationer, som kan ses i bilag 2.**

		N	Middel	Min.	Max.	Stdaf.
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
WHO-TEQ (ng/kg 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/kg 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

## 7. Forbehandling af aske og effekter på opløselighed

Askens opløselighed afhænger bl.a. af de mineraler, den består af. Aske indeholder både reaktive og forholdsvis resistente mineraler. Partikelstørrelsen, som er en anden vigtig parameter, varierer fra støv til store, meget hårde, slaggeklumper på størrelse med tennisbolde. Undersøgelser af partikelstørrelsesfordeling, samt typen af mineraler i forskellige størrelsesfraktioner og asketyper er meget ufuldstændige. Forurening af brændslet med sand og jord vil betyde, at forskellige silikatmineraler, hvoraf nogle er meget tungtopløselige, genfindes i asken. De øvrige krystallinske mineraler, man kan identificere, er oxider, hydroxider, karbonater, sulfater og klorider, hvor kationen i mineralerne ofte er calcium, magnesium og kalium (Karlton *et al.* 2003). Disse, ofte reaktive forbindelser, reagerer med vand og kuldioxid i atmosfæren i en hærdningsproces. Derved siges asken at aggregere eller danne agglomerater, som får varierende stabilitet fra stærkt cementeret til let knusbar. Ved knusning kan man opnå en mere ensartet størrelsesfordeling. Hærdning ved vanding og opbevaring i fri luft efterfulgt af knusning er den mest primitive form for forbehandling af asken.

Formålet med forbehandlingen er at gøre størrelsesfordelingen mere ensartet, lette håndteringen ved spredningen og reducere reaktivitet og opløsningshastighed. Derved bliver støvgenerne fra den alkaliske aske også reduceret. Asken kan også hærdes til piller eller granulat ved at iblande vand og evt. bindemiddel. Bindemiddel er påkrævet, hvis kulindholdet er højere end 10%. Praktisk erfaring har vist, at denne grænse måske nærmere bør være maksimalt 5% kulstof. Massen presses derpå gennem et anlæg, og produktet bliver piller med en ensartet partikelstørrelse end uhærdet aske. Metoden er blevet til gennem et svensk udviklingsarbejde. Man opnåede, at ca. 75% af de producerede piller var større end 2 mm, og kun ca. 10% var mindre end 0,5 mm i en partikelstørrelsesanalyse (Lövgren *et al.*, 200x). Granulering foregår på en anden type anlæg, og produktionen er lidt dyrere.

Selvhærdning og knusning er den billigste metode, men giver ikke ensartet størrelsesfordeling og stabiliteten bliver dårlig, hvis restkulindholdet i asken er højt. Undersøgelser af opløseligheden af piller og granuleret aske i sammenligning med uhærdet aske er gennemført ved laboratorieforsøg og feltforsøg. Pelleteret og granuleret aske opløses meget langsommere end ubehandlet aske og langsommere end selvhærdet knust aske (Ring *et al.*, 1999). Frigivelseshastigheden af de enkelte næringsstoffer bliver mere ensartet ved pellettering eller granulering. Den store variation i restkulindhold i træaske kræver, at indholdet kendes ved

forbehandlingen af asken for at sikre, at askepillerne får så ensartede opløsningsegenskaber som muligt.

## 8. Effekter på skovøkosystemet ved askeudbringning

Dette afsnit er baseret på et upubliceret review af (Karlton *et al.*, 2003). Spredning af aske på skovbunden kan påvirke vegetation og fauna direkte ved, at planterne dækkes med aske, som reagerer basisk ved kontakt med vand og medfører svidning. Samme effekt kan skyldes en høj saltkoncentration ved opløsning af aske, der udtørre både blade og finrødder. Jordbundens og jordvandets kemiske egenskaber påvirkes også ved tilførsel af askens letopløselige forbindelser. Indirekte kan dette ændre både træernes næringsstofoptag og de mikrobielle processer i jordbunden. Effekterne på jordbunden undersøges ved at analysere jordprøver 1- 10 år efter spredning af aske og ved sammenligning med tilsvarende egenskaber i kontrolparceller.

Generelt afhænger størrelsen af effekterne på skovøkosystemet af den udbragte mængde aske og af askens reaktivitet. De største effekter ses ved spredning af store doser, fx over 7,5 t ha<sup>-1</sup> uhærdet aske, mens spredning af hærdet, knust aske og granuleret og pelleteret aske giver langt færre og mindre virkninger på skovøkosystemet. I forbindelse med askerecirkulering spiller askens reaktivitet en central rolle, fordi denne egenskab kan manipuleres ved forbehandling.

### **Jordbundens pH, aciditet og kationbytningskapacitet**

Effekterne på jordbunden undersøges ved at analysere jordprøver 1 - 20 år efter spredning af aske og ved sammenligning med tilsvarende jordegenskaber i kontrolparceller. På en sur skovjord, som typisk har pH 3-4 i humuslaget, virker aske som et kalkningsmiddel på samme måde som jordbrugskalk. I mange forsøg er der registreret stigning i pH i det organiske lag med typisk 0,5 –1 enhed i årene efter spredning, og effekten kan ofte registreres mere end 10 år efter askespredning. Denne virkning er størst hos uhærdet aske. pH stigningen ved spredning af granuleret aske er i intervallet 0-0,5 enheder.

I mineraljordens øverste lag er ændringerne små, pH stiger typisk 0-0,3 enheder. pH stigningen vil reducere aktiviteten af aluminium og mangan, der begge kan virke som plantegift. Aciditeten, som bestemmes ved titrering af jord og jordvæske til neutralitet (ofte pH 6,5), udgøres af surt reagerende metalkationer og protoner. Aciditeten sænkes ved askespredning, idet opløseligheden af aluminium falder. Kationbytningskapaciteten (CEC) i jordens organiske

bestanddele er pH-afhængig. Hævet pH ledsages ofte af øget CEC, fordi organiske forbindelser fraspalter protoner. Derved forbedres jordens bufferegenskaber.

### ***Næringsstofftilgængelighed i jord og vækstrespons***

Når askens indhold af plantenæringsstoffer opløses, bliver de tilgængelige for planter og mikroorganismer. Kationerne kan blive optaget i biomasse, adsorberet til jordens faste partikler, genudfældes i nye forbindelser eller tabes ved udvaskning ved nedadgående vandtransport. I det organiske lag er der efter spredning af 3 t ha<sup>-1</sup> uhærdet aske registreret øgede koncentrationer i jorden af tilgængelige næringsstoffer som calcium og magnesium, mens kaliumkoncentrationer kun øges marginalt, eller slet ikke har kunnet registreres. Derimod er øgede kaliumkoncentrationer observeret i mineralske horisonter i jordbunden, hvilket tyder på at kalium er transporteret længere ned i jorden. Det tidsrum, der går, fra asken er spredt, til ændringerne i jordbundskemien måles, er derfor af betydning, når det gælder kalium. Fosfortilgængeligheden afhænger af biologiske og kemiske processer i jordbunden, som gør det vanskeligt at bruge en kemisk ekstraktionsprocedure til at vurdere tilgængeligheden. Hævet pH reducerer bindingen af fosfor til amorfe og krystallinske forbindelser af aluminium og jern og kan dermed øge tilgængeligheden af fosfor i jorden. Tilgængeligheden af det fosfor, som tilføres med asken, afhænger af opløseligheden af de fosforforbindelser, som findes i asken. Opløseligheden er i høj grad pH-afhængig. Ved højt pH i aske er fosforforbindelser meget tungtopløselige. Mineralogien i aske er generelt dårligt kendt, men ved anvendelse af ekstraktionsmetoder, der bruges til at bestemme plantetilgængelige næringsstoffer, frigives fosfor fra asken. Frigivelsen af fosfor er dog mindre end den mængde calcium, magnesium og kalium, der frigives.

Asken indeholder stort set ikke kvælstof, som generelt er vækstbegrænsende hos planter, og vækstøgning som følge af askespredning vil derfor formodentlig afhænge af tilgængeligheden af kvælstof fra andre kilder. I det sydlige Sverige på gode jorde er der set små vækstøgninger i rødgranbevoksninger efter askespredning. I Mellem- og Nordsverige på dårligere lokaliteter var der ingen eller svagt negativt vækstrespons på askespredning. Forskellen kan skyldes, at en relativt høj kvælstofdeposition i Sydsverige sikrer, at næringsstofferne i asken kan udnyttes i en balanceret ernæring. Forsøgsresultaterne var dog ikke så entydige, at resultatet kan generaliseres. Kvælstoftilførsel før eller i forbindelse med askespredning i nåleskov har ført til vækstøgning, som kan udligne vækstnedgangen på de dårlige jorde. Under danske forhold vil en tilførsel af

aske på næringsfattige jorde kunne sikre en bedre udnyttelse af den luftbårne kvælstofdeposition på 15-40 kg ha<sup>-1</sup> per år.

### ***Jordvand og udvaskning af næringsstoffer og tungmetaller***

Virkninger på jordvandet undersøges fx ved kontinuert sugning af jordvand ved brug af lysimetre i jordbunden. I større dybde end 30 cm nede i mineraljorden ses der generelt ingen eller meget begrænsede ændringer i jordvandets pH. Stigninger i pH i jordvandet er kun set ved doser på over 10 t aske ha<sup>-1</sup>.

Udvaskningen af næringsstoffer afhænger igen af askedosis og reaktivitet, der afhænger af forbehandlingen. Uhærdet aske giver de største umiddelbare effekter. Efter askespredning øges udvaskningen af calcium, magnesium og kalium. Udvaskningen aftager først for kalium, mens forhøjede calcium koncentrationer i jordvandet varer længere.

Mobiliteten af tungmetaller sænkes, når pH hæves, som det ofte ses i det organiske lag. Udvaskning af tungmetaller efter askespredning i niveauer, der overstiger krav til rent drikkevand, er ikke registreret, idet tilførte tungmetaller synes at være bundet i det organiske lag. For nogle tungmetaller, fx kadmium, er bindingen elektrostatisk, mens den for andre fx kobber kan være specifikt knyttet til organisk stof.

### ***Virkning på mosser og laver***

Ved spredning af aske reagerer mosser og laver ofte med misfarvning. Virkningen ses dog kun, når der er tale om uhærdet aske. Efter nogle år aftager virkningen. I almindelighed er virkningerne, udover de helt kortvarige, begrænsede, når der er tale om normale askedoser i intervallet 2-4 t ha<sup>-1</sup>.

## **9. Forsøg med udlægning af aske i poser på to lokaliteter i Danmark: effekter af jordtype og træart**

Afsnittet bygger på artikelmanuskriptet i bilag I, hvor undersøgelsen uddybes. Granuleret aske i finmaskede net af polyethylen blev inkuberet i jordbunden på en næringsrig og en næringsfattig skovlokalitet under træarterne bøg, eg, douglasgran og rødgran. Formålet var at undersøge, hvor hurtigt næringsstofferne i asken blev frigivet fra askeposerne. Efter syv år blev askens kemiske ændringer analyseret og intensiteten af mykorrhizasvampe bestemt. Efter syv år var askens masse kun reduceret med 19%, mens en større andel af næringsstofferne var forsvundet fra

askeposerne: for calcium, magnesium og kalium ca. 35%, og for fosfor ca. 19%. Mængderne repræsenterer nettoændringer i perioden, og det kan ikke udelukkes, at nogle poser midlertidigt har optaget næringsstoffer under inkuberingen.

Nedbrydningsmiljøet på de to jordtyper og under de fire forskellige træarter havde ikke indflydelse på opløsningshastigheden af flisasken. Forsøget var ikke anlagt for at undersøge effekter af askens forbehandling, og derfor indgik kun en enkelt type aske i forsøget. I fremtidige forsøg vil det være relevant at teste reaktiviteten af forskellige typer forbehandlede aske på samme lokalitet.

Intensiteten af mykorrhizasvampe efter 7 års inkubering var generelt større på den næringsfattige lokalitet i sammenligning med den næringsrige. Rødgranparcellen på den næringsrige lokalitet var dog en undtagelse, idet intensiteten var på højde med den næringsfattige lokalitet. Resultatet peger på, at mykorrhizasvampe spiller en relativt større rolle i nedbrydningen på næringsfattige lokaliteter end på næringsrige lokaliteter. Det var dog uden betydning for askens opløsningshastighed, idet poserne indeholdt de samme mængder på begge lokaliteter efter 7 år.

## 10. Forsøg med spredning af aske på Thy Statsskovdistrikt

Virksomheder på jordbunden og jordvandskvaliteten ved spredning af flisaske blev undersøgt i to sitkagranbevoksninger på Thy statsskovdistrikt. Forsøget er så vidt vides den eneste danske undersøgelse af økologiske virkninger af askespredning til dato. I maj 2000 spredtes ca. 4 t ha<sup>-1</sup> flisaske af fyr og sitkagran på i en sitkagranbevoksning i Nystryp plantage. Behandlingerne blev gentaget i tre blokke. Den anvendte aske fra Hurup Varmeværk var delvis selvhærdet ved opbevaring i skoven inden udbringning. Asken fra Vestervig Varmeværk var vådudasket og dårligt hærdet under afvandingen, der foregik ved udspredning på et åbent areal i skoven. I den forbindelse kan en del letopløselige næringsstoffer være tabt.

På et forsøgsareal i Stenbjerg plantage blev der spredt 2 ton aske per ha i 1991 (Ingerslev, 2001b). Jordene, som i begge forsøg er udviklet på flyvesand, har lavt pH (3-4,5) og et lavt indhold af tilgængelige næringsstoffer. Kulstof og kvælstofpuljen er hovedsageligt bundet i morlaget ovenpå mineraljorden (Callesen & Ingerslev, 200x).

Askebehandlingerne ændrede de kemiske egenskaber i det organiske lag, mens mineraljorden var upåvirket. I det organiske lag steg pH med 1 enhed fra ca. 3 til ca. 4. Koncentrationerne af ombytteligt calcium var mere end fordoblet fra 26,2 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> til 78,8

mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> i Hurup og 92,8 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> i Vestervig. Tilsvarende koncentrationsstigninger sås for magnesium. Aciditeten faldt, og CEC (kationbytningskapacitet) og basemætning steg i sammenligning med de ubehandlede kontrolparceller. Koncentrationen af ombytteligt kalium i O-horisonten øgedes svagt fra 6,7 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> til 7,6 – 8 mmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. Koncentrationen af ekstraherbart fosfor steg ligeledes. I den øverste del af mineraljorden var stigningen i fosforkoncentration tydelig i de behandlede parceller, hvorimod kaliumkoncentrationen i parceller, behandlet med aske fra Vestervig, kun var marginalt højere end kontrollen. I parceller behandlet med aske fra Hurup sås ingen tendens til øget kaliumkoncentration.

Asken fra de to varmeværker havde en ensartet effekt på pH og aciditet. Undersøgelsen skulle bl.a. vise, om der var belæg for et mere intensivt analyseprogram, der også inddrager blokeffekt og tillader statistisk analyse. Ved prøvetagning blev 5 delprøver per parcel derfor slået sammen med prøver fra samme behandling i de to andre blokke til kemisk analyse. Effekterne på pH og aciditet i det organiske lag er så tydelige, at separate analyser af hver forsøgsenhed (behandling og blok) formodentlig ville vise statistisk signifikante ændringer i pH og aciditet i det organiske lag. Ændringerne i pH og basemætning i det organiske lag svarer godt til erfaringer, der er gjort i tilsvarende svenske og finske forsøg med spredning af uhærdet aske i doser mellem 1 til 7 t ha<sup>-1</sup>, hvor effekterne er undersøgt op til 19 år efter udspredding. pH stigninger på 0,5 – 2 enheder er observeret i 14 forskellige publikationer fra feltforsøg (Karlton *et al.*, 2003).

Tungmetaller, PAH'er og dioxin blev analyseret, og resultaterne for Nystryp forsøget refereres her. Koncentrationer af ombyttelige tungmetaller i mineraljorden var under bestemmelsesgrænsen, som er 0,05 mg kg<sup>-1</sup> tørstof (TS) for kadmium. I det organiske lag var koncentrationerne meget lave, omkring 0,1 mg kadmium kg<sup>-1</sup> TS. Lave blykoncentrationer blev fundet i den øverste del af mineraljorden, men var i det organiske lag lavere end bestemmelsesgrænsen på 0,5 mg kg<sup>-1</sup> TS. Jordkvalitetskriteriet (Miljøstyrelsen, 2003) for tungmetaller baseres på ekstraktion i 7 molær salpetersyre<sup>1</sup>. Denne ekstraktion frigør en større fraktion, end den, der er umiddelbart tilgængelig i en sur skovjord. Undersøgelsen af den ombyttelige fraktion kan derfor ikke sammenlignes med jordkvalitetskriteriernes grænseværdi på 0,5 mg kg<sup>-1</sup> TS for kadmium. Det konkluderes, at askespredningen ikke har ført til en målbar forøgelse i koncentrationen af tungmetaller i sammenligning med kontrolparcellerne.

---

<sup>1</sup> Metoden er beskrevet i Dansk Standard 259

PAH'er i målelige niveauer blev fundet i det organiske lag på begge lokaliteter, og ikke i de øverste 5 cm af mineraljorden. Sum-PAH koncentrationerne lå i intervallet 0,27 – 0,44 mg kg<sup>-1</sup> TS og dermed under grænseværdien på 1,5 mg kg<sup>-1</sup> TS (Miljøstyrelsen, 2000). De askebehandlede parceller havde ikke forhøjede niveauer i sammenligning med kontrollen.

Dioxinforbindelser blev kun fundet i det organiske lag og ikke i prøver fra de øverste 5 cm af mineraljorden. Koncentrationen i kontrolparceller og behandlede parceller adskilte sig tilsyneladende ikke fra hinanden. De dioxinforbindelser, som blev fundet, var 1,2,3,4,6,7,8 hepta CDD (polychloreret dibenzodioxin) med koncentrationer på 35 til 39 ng kg<sup>-1</sup> TS, 1,2,3,4,6,7,8 hepta CDF (polychloreret dibenzofuran) med 20 til 49 ng kg<sup>-1</sup> TS, oktaclordibensdioxin med ca 120 ng kg<sup>-1</sup> TS og oktaclordibensfuran med 38 til 62 ng kg<sup>-1</sup> TS. Dioxiner figurerer ikke på Miljøstyrelsens liste over jordkvalitetskriterier.

På basis af forsøget kan det konkluderes, at spredning af 4 t ha<sup>-1</sup> delvis hærdet aske tilsyneladende ikke har øget koncentrationerne af tungmetaller, PAH'er og dioxiner. Stigningen i pH i det organiske lag svarer til, hvad man har set i udenlandske undersøgelser ved tilsvarende doser uhærdet aske.

## 11. Beregning af askens compensationsevne ved forskellige scenarier for biomasseudnyttelse

### ***Kompensationsgødsning som princip***

Den flis, der i Danmark produceres til energiformål, stammer hovedsageligt fra nåletræsbevoksninger. Primært udnyttes heltræer fra tidlige tyndinger eller hugstaffald fra renafdrifter. Herved øges det samlede udtag af biomasse i forhold til udtag af stammer alene og dermed også udtaget af næringsstoffer. Udtaget af næringsstoffer øges forholdsvis mere end udtaget af biomasse, idet næringsstofkoncentrationerne i grene og nåle er højere end i stammer. Spørgsmålet er, hvor meget man kan intensivere udnyttelsen uden at forringe dyrkningsgrundlaget. Intensiteten af udnyttelsen må sættes i forhold til jordens naturlige evne til at frigøre næringsstoffer. Størrelsen af næringsstofudtaget kan forholdsvis let estimeres. Det er vanskeligere at måle jordens evne til at frigive næringsstoffer, men man kan give visse estimater. Systemet er dog så komplekst, at det forbliver vanskeligt at udtale sig konkret om den langsigtede bæredygtighed og dyrkningspotentialet ved en given udnyttelsesintensitet på en given jord. I stedet har man i Sverige og Danmark valgt en praktisk tilgang til problemet



(Skogsstyrelsen 2002, Skov- og Naturstyrelsen 1998). Man anbefaler, på visse særligt udsatte lokaliteter, at der kompenseres med den mængde næringsstoffer, der fjernes med træbiomassen fra et givet areal.

### ***Beregninger af næringsstoffjernelse***

Simple EXCEL programmer kan anvendes til at estimere næringsstoffjernelsen. I Sverige benyttes programmet SNURRAN (Jakobson & Mattsson 1998) og i Danmark ESBEN (Møller & Ingerslev 2001, Møller 2001). For ESBEN er der udarbejdet en detaljeret dokumentation for beregningsmetode og anvendte modeller (Møller 2001c). Her gives blot et overblik: ESBEN indeholder en vækstmodel (Skovsgaard 1995) for rødgran på vestjyske lokaliteter baseret på data fra West-Nielsen (1950). Denne vækstmodel fremskriver en bevoksningsudvikling over en omdrift med plantetal, omdriftsalder og tyndingsintensitet (relativ træafstand) som input, og fx stamtal, middeldiametre og tilsvarende –højder for alle tyndinger og renafdrift som output. Bevoksningsdiametre og –højder anvendes som input i biomasseligninger (Ingerslev & Hallbäck 1999), der som output giver tørstofudtaget per træ opdelt på nåle, grene, stammeved og stammebark. Målinger af næringsstofkoncentrationer i disse biomassefraktioner ganges med biomassen, så man får næringsstofudtaget pr. gennemsnitstræ. Der kan tages højde for, om træerne/hugstaffaldet fortørres i bevoksningen, samt en brugerbestemt maksimumsdiameter for udnyttelse af heltræer til flisning. Ved at gange med stamtallet i de enkelt udtag og herefter summe op over alle udtag, får man et estimat for udtaget af biomasse og næringsstoffer over en omdrift.

### ***Beregninger af askekomponentsmængder***

I Sverige har man fokuseret på forsuringen og kompensation af den forsurende virkning af næringsstofudtaget (Jakobson & Mattsson 1998). I Danmark er det mest interessant at kigge på kompensation af fosfor og kalium udtaget, eftersom puljerne af disse to næringsstoffer er små på sandjorde (Callesen & Raulund-Rasmussen, 2004). I ESBEN kan man dog vælge at kompensere for den forsurende effekt eller for én af de makronæringsstoffer, man kan genfinde i asken, dvs. fosfor, kalium, kalcium og magnesium. Mængden,  $U_X$ , af det næringsstof,  $X$ , man ønsker at føre tilbage sættes lig med udtaget over en omdrift, og med koncentrationen af  $X$  i en given målt aske,  $c_X$ , jf. afsnit 6, beregnes den kompenserende askemængde som  $U_X/c_X$ .

### ***Scenarier for hugst og tilbageførsel af aske***

ESBEN kan således beregne scenarier for udtaget af næringsstoffer og den tilsvarende kompenserende mængde aske. Niveauet af næringsstofkoncentrationer i biomassen kan vælges med reference til målte koncentrationer på forskellige lokaliteter, og koncentrationer af næringsstoffer og tungmetaller i asken ud fra målte værdier i udvalgte asker, se afsnit 6. I Møller (2001) gennemregnes et scenarie ved en ”guided tour”, så man kan se, hvordan programmet skal bruges. Resultaterne af det samme og 3 andre scenarier er gennemgået i Møller & Ingerslev (2001), hvoraf de to refereres her: stammehugst og heltræudnyttelse af tyndingstræer efter fortørring i tabel 4.

**Tabel 4 Næringspuljer i granuleret flyveaske ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) ved to doser i Ulborg træartsforsøget (bilag I) sammenholdt med to scenarier for flishugst i rødgran, produktionsklasse 10 (Møller & Ingerslev 2001). Akkumulering af næringsstoffer i 60-årig rødgran (Ingerslev & Hallbäcken, 1999).**

Element	Udbragt 1991	Tilbage 1999	Reduktion 1991-1999	Akk. af nærings stoffer	Flishugst af rødgran i 60- årig omdrift	
					A: kun stammer	B: fortørrede heltræer i tyndinger samt hugstaffald efter renafdrift
		$\text{kg ha}^{-1}$		$\text{kg ha}^{-1}$ pr 7 år	$\text{kg ha}^{-1}$	$\text{kg ha}^{-1}$
<i>Kalcium</i>						
Ved 3 t aske pr ha	363	242	121	105	280	400
Ved 7 t aske pr ha	909	605	304			
<i>Magnesium</i>						
Ved 3 t aske pr ha	42	28	14	19	50	80
Ved 7 t aske pr ha	105	69	36			
<i>Kalium</i>						
Ved 3 t aske pr ha	120	78	42	66	110	220
Ved 7 t aske pr ha	299	195	105			
<i>Fosfor</i>						
Ved 3 t aske pr ha	9	7	2	16	20	40
Ved 7 t aske pr ha	22	18	4			

Over en 60-årig omdrift, produktionsklasse 10, varierer udtaget af kalcium med biomassen fra 280  $\text{kg/ha}$ , når kun stammer fjernes, til 400  $\text{kg/ha}$  når de to første tyndinger og hugstaffaldet efter renafdrift udnyttes til flis efter fortørring i bevoksningen. De tilsvarende tal for magnesium, kalium og fosfor er 50/80  $\text{kg/ha}$ , 110/220  $\text{kg/ha}$  og 20/40  $\text{kg/ha}$  (tabel 4). Sammenlignes med indholdet af næringsstoffer i den træaske, der blev benyttet i et eksperiment med udlægning af granuleret flisaske (refereret i afsnit 9 og mere detaljeret i bilag I), kan 3 tons aske kompensere for udtaget af næringsstoffer med stammer alene for kalcium, magnesium og kalium. For fosfor skal man op omkring den maksimalt tilladte dosis på 7,5  $\text{t ha}^{-1}$  per 100 år for at kompensere for udtaget af stammer alene. Ved udtag af flis efter fortørring, som nævnt ovenfor, er den

maksimalt tilladte dosis på  $7,5 \text{ t ha}^{-1}$  nødvendig for at kompensere for udtaget af kalcium, magnesium og kalium, mens det ikke er tilstrækkeligt for at kunne kompensere for udtaget af fosfor. For en aske fra Kofman (1987) er den kompenserende mængde aske i Møller & Ingerslev (2001) dog beregnet til at ligge i intervallet  $2,2\text{-}3,1 \text{ t ha}^{-1}$  tør råaske per omdrift, når kun stammer udtages, og i intervallet  $4,8\text{-}6,9 \text{ t ha}^{-1}$  tør råaske per omdrift, når de to første tyndinger og hugstaffaldet efter renafdrift udnyttes til flis efter fortørring i bevoksningen. Dvs. også fosfor kan i dette tilfælde kompenseres med de maksimalt tilladte  $7,5 \text{ t ha}^{-1}$  tør råaske per omdrift. I ESBEN kan flere scenarier gennemregnes, og askekoncentrationer og kompensationsmængder kan sammenholdes med dele af gældende lovgivning på området, bl.a. den maksimale tilladte dosis, og den mængde der må spredes per gang. For T1 aske er det  $0,5 \text{ t/ha}$  per 10 år og for T2 aske  $1,0 \text{ t/ha}$  per 10 år. Sidstnævnte afhænger af kadmium indholdet i asken. I T1 asken skal indholdet være lavere end  $15 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$  og i T2 asken skal indholdet være lavere end  $8 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$  (Miljøstyrelsen, 2000).

Beregning af massebalancer for udtag af næringsstoffer og kompensationsgødning over en omdrift, bør følges op af betragtninger om dynamikken i næringsstofkredsløbet. Den granulerede aske, som blev brugt i forsøget (afsnit 9), frigav 35% af næringsstofferne kalcium, magnesium og kalium i løbet af de syv år, forsøget varede. For kalium svarer den frigivne mængde efter 7 år til, hvad der fjernes med stammer i en hel omdrift (tabel 4).

Ideelt bør den maksimale frigivelseshastighed for næringsstofferne i asken være langsommere eller lig med bevoksningens næringsstofbehov. Bevoksningens årlige næringsstofbehov kan estimeres som de totale årlige ændringer i bevoksningens næringsstofbeholdning i stammer, krone og rødder samt indhold i strøfalds- og rodomsætning. En sådan estimering kræver detaljerede målinger af næringsstofpuljer og omsætningsrater. Ingerslev og Hallbäcken (1999) har dog bestemt den årlige akkumulerede næringstofmængde i overjordisk biomasse for en 60-årig rødgran bevoksning på Klosterheden Statsskovdistrikt. Den årlige akkumulering er bestemt til  $15 \text{ kg}$  kalcium,  $2,7 \text{ kg}$  magnesium,  $9,4 \text{ kg}$  kalium, og  $2,3 \text{ kg}$  fosfor per ha per år. Antages behovet fx at være nogenlunde konstant over 7 år kan frigivelseshastigheden sammenlignes med et estimeret behov (den årlige akkumulering gange 7, se tabel 4). Akkumulering og omsætning i underjordisk biomasse samt overjordisk omsætning ikke er indregnet, og dette vil øge behovet. Hvordan tallene i tabel 4 påvirkes af forskellene i behovet fra år til år afhænger af bevoksningsstadiet, dvs. af om den samlede tilvækst i træet er stigende eller faldende. Normalt vil tilvæksten være stigende ca. indtil kron Slutning, hvorefter den aftager igen. For rødgran, produktionsklasse 10, opnås den maksimale årlige løbende

stammetilvækst ved en bevoksningsalder på ca. 65 år (West-Nielsen 1950). Behovet de foregående 7 år har derfor sandsynligvis være mindre eller lig med det af Ingerslev & Hallbäck (1999) bestemte. Ved spredning af 7 tons granuleret flyveaske synes frigivelsen af calcium, magnesium og kalium, alt andet lige, således at ske med stor hastighed i forhold til behovet, mens frigivelseshastigheden synes mere balanceret i forhold til behovet ved spredning af 3 tons per ha. Frigivelsen af fosfor fra den granulerede aske synes at ske betydelig langsommere end optaget af fosfor i bevoksningen.

Frigivne næringsstoffer kan også optages af flora og fauna i jordbunden, som ikke er indregnet. Tab af næringsstoffer vil kunne måles som udvaskning. Et forsøg med udspredning af granuleret aske i en dosis på  $2 \text{ t ha}^{-1}$  i en 70-årig fyrrebevoksning viste ingen signifikant forøgede koncentrationer af kalium i nedsivningsvandet i de fire år, forsøget blev fulgt (Ring *et al.*, 1999). Ved udspredning af uhærdet aske ses ofte en forøget kaliumkoncentration, som hurtigt aftager (Karlun *et al.*, 2003). Forbehandling af asken sikrer en langsom frigivelse af næringsstoffer, og reducerer dermed en eventuel udvaskning.

## 12. Konklusion

Askens indehold af næringsstoffer varierer og svarer ikke til næringsindholdet i biomasse. Calcium, magnesium, kalium og fosfor forekommer i størst mængde. Eksperimentelt arbejde med granuleret aske udlagt i poser viser, at forbehandlingen sikrer en ensartet frigivelse af næringsstoffer. Efter syv år i jorden er ca. 35% af næringsstofferne opløst, dog kun 19% af fosformængden. Tre tons aske per ha kan kompensere udtaget af calcium, magnesium og kalium ved udnyttelsen af stammer til flis over en omdrift i 60-årig rødgran, produktionsklasse 10. Fosforindholdet i aske er variabelt, og i det her benyttede eksempel skal der nærmere 7 tons aske per ha til at erstatte fosforudtaget. Ved hugst af fortørrede heltræer incl. grene og kviste, kræves op mod 7 tons aske per ha for at kompensere udtaget. Negative virkninger på skovbundsflora, og tab af næringsstoffer er markant lavere, når asken er forbehandlet.

Askens forbehandling har stor indflydelse på reaktiviteten, og det anbefales derfor, at aske forbehandles ved hærkning og granulering eller pellettering inden spredning. Derved undgås også spredning af store slaggeklumper, der er visuelt skæmmende i skovbilledet. Risikoen for opkoncentrering af tungmetaller, PAH'er og dioxiner i jordmiljøet og udvaskning til grundvandet ved spredning af moderate askemængder må betragtes som meget lav.

Spredning af uhærdet aske og reaktiv aske fører til udvaskning af næringsstoffer på kort sigt. Ved forbehandling kan risikoen for udvaskning nedsættes, fordi opløsningen bliver langsommere.

## 13. Perspektiver

I de seneste år er en stadig større mængde skovflis blevet benyttet i de danske kraft-varmeværker og denne udvikling må forventes at fortsætte jf. "Energi 21". I Gødskningsstrategien for Skov- og Naturstyrelsens skovarealer m.m. står der, at man så vidt muligt skal anvende gødskningsstyper, som fremmer en recirkulering af næringsstoffer, og herunder nævnes aske i forbindelse med kompensationsgødsning. Behovet for kompensation er størst på de næringsfattige jorde i Jylland. Det er også på disse lokaliteter, at der er blevet peget på en sammenhæng mellem næringsstofmangel og en svækket sundhedstilstand. Ved tilbageførsel af flisasken bliver dette affaldsprodukt et vigtigt element i det bæredygtige skovbrug.

På trods af vedtagelsen af Bioaskebekendtgørelsen er aske fra flisforbrænding stadig et affaldsprodukt, som kun i ringe grad udnyttes i Danmark. Bioaskebekendtgørelsen har således ikke gjort det attraktivt at recirkulere asken til skoven.

En af de væsentligste årsager til, at asken ikke recirkuleres, er, at det er uhensigtsmæssigt i praksis. Endvidere kan der være risiko for at skade miljøet ved spredning af den største dosering aske, som Bioaskebekendtgørelsen giver mulighed for, såfremt asken ikke hærdes tilstrækkeligt. Ifølge Bioaskebekendtgørelsen må man sprede hhv. 0,5, 1,0 eller 7,5 ton tør aske pr. ha over en periode på 10 år afhængig af askens indhold af først og fremmest kadmium og fosfor (dog maksimalt 7,5 ton pr. ha over en periode på 100 år). Mængden af aske, der skal spredes for at kompensere for de udtagne næringsstoffer, ligger typisk på 3-5 ton tør aske pr. omdrift. Ofte må der, ifølge den nuværende Bioaskebekendtgørelse, kun spredes 0,5 eller 1 ton tør aske pr. ha over en periode på 10 år. Det betyder, at der skal spredes aske 3-10 gange for at dække næringsbehovet. Denne praksis er dyr og medfører, at asken i praksis ikke bliver spredt.

Svenske undersøgelser viser endvidere, at når 7,5 ton frisk ubehandlet aske spredes på en gang, risikerer man udvaskning af næringsstoffer fra jorden, svidning af planter og rødder samt nedgang i områdets biodiversitet. Ved udbringning af store doser ubehandlet aske er problemet, at asken påvirker systemet for kraftigt. Der er altså både problemer med at udbringe små og store doser aske. Dette kan løses ved at nedsætte askens reaktivitet.

Askens reaktivitet og dermed påvirkningen af skovøkosystemet og det omgivende miljø kan dæmpes ved at forbehandle/hærde asken inden spredning. Dette giver mulighed for at sprede asken, så doseringen i højere grad tager højde for behovet, samtidig med at man undgår uheldige effekter på skovøkosystemet og det omgivende miljø. Den nuværende Bioaskebekendtgørelse omhandler ikke aske, der er forbehandlet/hærdet. Hvis Bioaskebekendtgørelsen skal revideres, så

den kommer til at medtage disse asketyper, bør redigeringen baseres på veldokumenteret viden om samspillet mellem forbehandling/hærdning af aske og askens effekt i skoven. Det er specielt følgende spørgsmål, der bør belyses:

- Hvordan påvirker forbehandling/hærdning askens reaktivitet, opløselighed samt effekten på udvaskningen af næringsstoffer mm. ?
- Hvilke praktisk anvendelige metoder kan benyttes til dokumentation af at asken er tilstrækkeligt forbehandlet/hærdet,
- Kan bær og svampe spises i områder hvor man har spredt forbehandlet/hærdet aske?
- Hvor hurtigt frigiver forbehandlet/hærdet aske økotoksikologiske komponenter?
- Kan man med en tilstrækkelig forbehandling/hærdning af asken opnå et askeprodukt der ad én gang kan spredes i doseringer på 3-5 tons tør aske pr. omdrift så skovøkosystemets kompensationsbehov dækkes, samtidig med at effekten på skovøkosystemet samt det omgivende miljø er acceptabelt?



## 14. Publikationer

### **Publicerede artikler med relation til projektet**

Møller, I. S. og Ingerslev, M., 2000. The need for, and effect of, wood ash application in Danish forests. In: Högbom, L. and Nohrstedt, H.-Ö. (ed.), 2001. Environmental consequences of recycling of wood-ash to forests – Extended abstracts from the SNS workshop at Grimsö, Sweden, 22-25 May 2000. (lecture and abstract in English). SkogForsk, Uppsala, Sweden: 6-8.

Møller, I. S. og Ingerslev, M. (2001) ESBEN - et EXCEL-program til estimering af biomasse- og næringsstofudtag ved udnyttelse af heltræer i rødgran. Videnblade Skovbrug 8.5-16

Møller, I. S. (2001) ESBEN - guided tour. Videnblade Skovbrug 8.5-17

Møller, I.S., Ingerslev, M. Raulund-Rasmussen, K., 2002: Bæredygtig udnyttelse af flis. Dansk BioEnergi nr. 65. BioPress, Risskov. pp. 10-11.

Møller, I. S., Callesen, I., Dreyer, T., Heding, N., Ingerslev, M., Raulund-Rasmussen, K. and Ravn, H. P., 2002: Bæredygtig udnyttelse af træ til energi - nyt internationalt projekt (In Danish). I: Skov & Landskabskonferencen 2002. Center for Skov, Landskab og Planlægning, Hørsholm. pp. 197-198.

Nord-Larsen, T., Ingerslev, M., Møller, I. S., 2001. Udspredning af pelleteret aske i skov. Skoven 9/01: 418-421

Nord-Larsen, T., Ingerslev, M. og Møller, I. S., 2001. Udspredning af pelleteret aske i skov. Fjernvarmen, Danske Fjernvarmeværkers Forening. Nr. 8, 2001: 32-37.

### **Upublicerede rapporter og artikler**

Callesen, I., M. Ingerslev, og K. Raulund-Rasmussen (2003). Frigivelse af næringsstoffer fra granuleret flisasse efter 7 år i jordmiljøet. Upubliceret. Skov & Landskab (FSL). 15 pp. *Vedlagt som Bilag I.*

Ingerslev, M. (2001a) Anlægsrapport nr 597, forsøgsnummer 1506. Thy Statsskovdistrikt, Nystrup klitplantage, afd. 452a.

Ingerslev, M. (2001b) Anlægsrapport nr 598, forsøgsnummer 1507. Thy Statsskovdistrikt, Stenbjerg klitplantage, afd. 259c.

Ravn-Jonsen, L. (2001). Sammenhæng mellem træart, forvittringsmiljø og mængden af mykorrhiza-hyfer. Bachelor projektrapport. Den Kongelige Veterinær og Landbohøjskole, Institut for Økologi. 94 pp. Upubliceret.

## 15. 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., 200x. Udbringning af flisaske i dansk skovbrug. Rapport over jordbundsundersøgelser og - analyser. Forsøg nr 1506 og 1507. Upubliceret rapport. p. 1-25.

Callesen,I., Raulund-Rasmussen,K., 2004. Base cation, aluminium and phosphorus release potential in Danish forest soils. Journal of soil science and plant nutrition. 167: 169 – 176.

Hansen, A. B., Vikelsøe, J., Avnskjold, J. og Johansen, E., 2003. Dioxin i bioaske, Dioxinmåleprogrammet 2001-2003. Viden om kilder og emissioner, DMU (Upubliceret)

Hansen,M.T., 2002. Separation og genanvendelse af aske fra biobrændselsanlæg. Miljøstyrelsen, Miljø- og Energiministeriet. Upubliceret rapport. p. 7-115.

Ingerslev, M., Hallbäck, L., 1999. Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part II. Accumulation of biomass and nutrients. Forest Ecology and Management, 119, 21-38.

Ingerslev, M. (2001a) Anlægsrapport nr 597, forsøgsnummer 1506. Thy Statsskovdistrikt, Nystrup klitplantage, afd. 452a.

Ingerslev, M. (2001b) Anlægsrapport nr 598, forsøgsnummer 1507. Thy Statsskovdistrikt, Stenbjerg klitplantage, afd. 259c.

Jacobson,S., Kukkola,M., Malkonen,E., Tveite,B., 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. For. Ecol. Manag. 129, 41-51.

Jacobson, S., Mattsson, S., 1998. “Snurran” - ett EXCEL-program som beräknar näringsuttag vid skörd av trädrester. Resultat, 1, SkogForsk, 4 pp.

Karlton,E., Andersson,S., Mandre,M., Saarsalmi,A., Rothpfeffer,C., Ingerslev,M., Klöseiko,J., 200x.Wood ash - properties and ecological consequences of recycling to forest. *Submitted*.

- Kofman, P., 1987: Aske fra flisfyrede varmekraftværker. Rapport 3-1987, Skovteknisk Institut, 20 sider.
- Lövgren,L., Lundmark,J.E., Jansson,C. 200x. Kretsloppsanpassning af bioaskor. Utvärdering av ny teknik för pelletering av bioaska med avseende på dels driftsegenskaper, dels miljöeffekter i skogen av askåterföring. *Upubliceret rapport*.
- Miljøstyrelsen, 2000. Bekendtgørelse om anvendelse af aske fra forgasning og forbrænding af biomasse og biomasseaffald til jordbrugsformål. Bek. nr 39. 10 sider.
- Miljøstyrelsen, 2003. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord. URL: [www.mst.dk](http://www.mst.dk). Jordforureningskontoret.
- Møller, I.S., og Ingerslev, M., 2001. ESBEN - et EXCEL-program til estimering af biomasse- og næringsstofudtag ved udnyttelse af heltræer i rødgran. Videnblad, Skovbrug, 8.5-16, Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.
- Møller, I.S., 2001. ESBEN – guided tour. Videnblad, Skovbrug., 8.5-17, Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.
- Møller, I.S., 2001c. ESBEN - dokumentation, Skov & Landskab.
- Ring,E., Lövgren,L., Nohrstedt,H.-Ö., Jansson,G., 1999. Ash fertilisation in a clearcut and in a Scots pine stand in Central Sweden - effects on soil-water and soil chemistry coupled to laboratory leachings of six ash products. Skogforsk Report 2, 1-51. Oskarshamn, The Forestry Research Institute of Sweden.
- Skogsstyrelsen, 2002. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning. Meddelande 3-2002, Skogsstyrelsen, Sverige.
- Skov- og Naturstyrelsen, 1998. Gødskningsstrategi for Skov- og Naturstyrelsens skovarealer m.m. Miljø og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen: 21 pp.
- Skovsgaard, J. P., 1995. Developing a Variable-Density Growth Model Based on a Normal Yield Table for Norway Spruce on Former Atlantic Heathland in Denmark. *Forest & Landscape Research* 1(3): 255-247.
- West-Nielsen, G., 1950. Rødgranens produktionsforhold på den midtjyske hede. *Hedeselskabets Tidsskrift* 71, 118-135.

## 16. Bilag I Frigivelse af næringsstoffer fra granuleret flisaske efter 7 år i jordmiljøet

Af Ingeborg Callesen, Morten Ingerslev og Karsten Raulund-Rasmussen

### 1. Resume

Granuleret flisaske sigtet til 2-4 mm størrelse fra et svensk anlæg blev placeret i jordbunden under fire træarter på en næringsrig og en næringsfattig lokalitet i 1991. I 1999 blev poserne taget op og analyseret. Da var 33,4 % - 37,7 % af næringsstofferne kalcium, magnesium og kalium opløst, og ca. 19% af fosforen var opløst. Der var ikke nogen forskelle mellem træarter og lokaliteter. Andre undersøgelser viser, at askens forbehandling, partikelstørrelsen og restkulindhold har stor indflydelse på opløsningsdynamikken. Resultatet gælder derfor ikke andre asketyper, som fx uhardet og selvhærdet aske.

### 2. Introduktion

Intensiv biomasseudnyttelse ved heltræudnyttelse til bioenergi kan reducere økosystemets næringsstofkapital, som er bundet i jord og biomasse. På fattige sandjorde er muligheden for mineralforvitring stærkt begrænset pga. udgangsmaterialets ringe indhold af forvitterbare mineraler (Callesen & Raulund-Rasmussen, *unpubl.*). Atmosfærisk nedfald sikrer i et vist omfang forsyningen med kvælstof, kalcium, magnesium, kalium og sporstoffer (Andersen *et al.*, 2003). Det gælder ikke fosfor, som kan blive begrænsende for træernes vækst (Vejre *et al.*, 2001). Hvis asken recirkuleres ved spredning i skoven, tilnærmes det naturligt kredsløb, som bl.a. kendes fra urørte skove. Her sørger mineralisering af de næringsstoffer, som bindes i humus og biomasse, for at de bliver recirkuleret til planterne. I urørte skove på vore breddegrader sker mineralisering af litter fortrinsvis ved biologisk nedbrydning, mens brand er en faktor, som indgår i boreale skovøkosystemer.

I forbindelse med tilbageførsel af aske til skoven er det interessant at undersøge, hvor hurtigt asken opløses. Hvis store doser aske opløses hurtigt, kan rødder og bundflora svides som følge af salteffekt og pH ændring (Karlton *et al.*, 2003). Samtidig kan næringsstofferne bliver udvasket fremfor at blive optaget i ny biomasse.

Opløsningshastigheden afhænger af askepartiklernes overflade, hårdhed og kemiske egenskaber. Opløsningsmediets pH og indhold af organiske ligander har også indflydelse,

ligesom temperatur og tid. Disse faktorer kan undersøges i laboratorieforsøg, hvor de enkelte faktorer kan overvåges. Ved feltforsøg er miljøet mindre velkendt, men reaktiviteten her afspejler i større grad, hvad der vil ske ved spredning af aske. Aske kan forbehandles for at lette håndteringen og reducere reaktiviteten. Hærdning og knusning, eller granulering og pelletering, evt. med tilsættelse af bindemidler kan skabe håndterbare produkter, som opløses langsommere og er mindre reaktive end ubehandlet aske (Ring *et al.*, 1999). Derved bliver asken et produkt på linie med handelsgødning. Indholdet af tungmetaller og økotoxikologiske forbindelser skal dog overholde afskæringsværdier for aske, som er fastsat i bioaskebekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2000).

Forskellige træarter, som plantes på den samme jord, giver forskelle i pH i det organiske lag (Vesterdal & Raulund-Rasmussen, 1998, Augusto *et al.*, 2002), forskelle i koncentrationen af opløst organisk stof (Strobel *et al.*, 2001), forskelligt indfald af lys og nedbør, bundflora, træproduktion (Callesen *et al.*, *unpubl.*), og svampeflora (Lange, 1993). Generelt skaber nåltræer, som dyrkes på næringsfattig jord, lav pH (i intervallet 3-4), mørke bevoksninger, stort interceptionstab, mange mykorrhizasvampe og en relativt høj træproduktion (Augusto *et al.*, 2002). Løvtræer på næringsfattig jord har lavere produktion og en mindre fordampning end nåltræerne. På næringsrig jord er stofomsætningen hurtigere og den relative forskel i produktion mellem løv og nål mindre (Thomsen *et al.*, 2003). I Danmark skaber jordbunden og forskellige træarter de væsentligste miljøgradienter. Derfor er det forventeligt, at også nedbrydningsmiljøet i skovbunden påvirkes af jordtypen og træarten. Her er det undersøgt, hvordan granuleret aske reagerer på ophold i jordbunden, hvor en væsentlig del af stofomsætningen i økosystemet sker. Virkningen af nedbrydningsmiljø på opløsning af asken er undersøgt ved udlægning af granuleret træaske på en næringsrig og en næringsfattig jord under fire forskellige træarter.

### 3. Materialer og metoder

#### **Forsøgslokaliteter**

En kalkrig morænelerjord på Lolland (Christianssæde) og en sandjord i Vestjylland (Ulborg) blev udvalgt som forsøgslokaliteter. Lokaliteterne indgår i et træartsforsøg fra 1964-65, hvor 10 nåltræarter, bøg og eg blev plantet på 13 lokaliteter i Danmark i naboparceller af størrelsen 0.25 - 0.4 ha (Holmsgaard & Bang, 1977).

Ulborg er en næringsfattig, sur podsoleret jord udviklet på grovsandet Saale moræne i Vestjylland. Forsøgsarealet var lyngbevokset, før der blev plantet skov. Christianssæde er en tidligere landbrugsjord på sandblandet ler, udviklet på stærkt kalkholdig bundmoræne. Tilgængeligheden af kvælstof og mineraler er lav på Ulborg i sammenligning med Christianssæde, når man ser på puljer af tilgængeligt fosfor, kalium og calcium og magnesium, og kulstof:kvælstof forholdet i de øverste 15 cm mineraljord (tabel 1). Kvælstofpuljen er  $0,54 \text{ kg m}^{-2}$  på Ulborg og  $0,79 \text{ kg m}^{-2}$  på Christianssæde til 50 cm's dybde beregnet på baggrund af koncentrationer, horisonttykkelse (tabel 2) og estimerede volumenvægte. Omsætningen er, bedømt ved det lave kulstof:kvælstof forhold, meget større på Christianssæde og planternes kvælstofforsyning er derfor bedre.

Klimaet er også forskelligt. Ulborg er lidt koldere end Christianssæde som årsgennemsnit. I Ulborg er der nedbørsoverskud i vækstsæsonen, mens Christianssæde har en potentiel fordampning, der er 147 mm større end gennemsnitsnedbøren (tabel 1).

**Tabel 1 Jordprofiler fra Ulborg (ULB) og Christianssæde (CHR). Klimanormaler 1961-1990. Årlig gennemsnitstemperatur og nedbørsoverskud i vækstsæsonen. Tekstur og pH i dybden 50 -100 cm. Næringsstofpuljer i 0-100 cm dybde. Ler 0-2  $\mu\text{m}$ , silt 2-20  $\mu\text{m}$ , finsand 20-200  $\mu\text{m}$ .**

Lok	T	P-Ep	Ler	Silt	Fin-sand	pH	P	K	Ca	Mg	N	C:N 0-15 cm
	[°C]	[mm]	[% (w)]				[kg ha <sup>-1</sup> ], 0-100 cm				[kg m <sup>-2</sup> ], 0-50 cm	
ULB	7,5	37	2	2	31	4,6	147	103	109	82	0,54	33
CHR	8,1	-147	13	18	46	7,7	2518	660	29041	789	0,79	10

**Tabel 2 Jordbundskemiske egenskaber i jordprofiler gravet i forsøgene (Raulund-Rasmussen & Vejre, 1995).**

Horisont	Dybde	cm	volv.	pH	Ca	Mg	K	P	N	C
			g cm <sup>-3</sup>			$\mu\text{mol}_c \text{g}^{-1}$		mg kg <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>
<b>Ulborg</b>										
O lfh	-8	0	0,08	3,2	52,2	44,4	7,6	58	14,9	409,2
A	0	18	0,51	2,7	3,9	6,7	2,3	22	3,3	107,4
E	18	30	1,39	3,4	0,3	0,1	0,0	6	0,1	3,6
B h	30	34	0,72	3,5	2,0	1,3	0,9	24	2,4	69,8
B hs	34	40	0,96	4,1	0,6	0,4	0,4	20	1,3	36,2
B s	40	60	1,48	4,4	0,2	0,0	0,1	16	0,1	1,2
B	60	100	1,53	4,5	0,1	0,0	0,0	10		0,3
C	100	130	1,65	4,6	0,1	0,0	0,0	11		0,1
<b>Christianssæde</b>										
O	-2	0	0,12	4,42					15,1	385,2
A 1	0	5	1,14	3,8	46,0	6,0	1,2	110	2,1	28,0
A 2	5	25	1,32	5,2	93,0	4,0	1,0	110	1,7	15,0
B t	25	50	1,57	6,2	122,0	6,0	1,8	240	0,5	4,0
B tg*	50	73		7,5	(217,0)	5,0	1,2	380		
C gk*	73	110		7,7		3,0	0,7			

volumenvægt: Estimeteret jf. Vejre et al., 2003

pH: 0,01 M CaCl<sub>2</sub>

Ombyttelige kationer: mineraljord NH<sub>4</sub>-Ac ved pH 7, organisk lag: 1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>

P: Ekstraktion i to timer i 0,1 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

\* indeholder 1% CaCO<sub>3</sub>, \*\* indeholder 28% CaCO<sub>3</sub>.

## Udlægning af askeposer, forsøgsdesign

Nabobevoksninger af bøg, rødgran, douglasgran og stilkeg indgik i forsøget. Poser af bioresistent polyamid med maskevidden 53  $\mu\text{m}$  og dimensionen 5x10 cm blev fyldt med 10,00 gram aske. Askegranula var fremstillet af det samme parti aske fra et varmekværk i Eskilstuna, Sverige. Asken var forbehandlet for at sikre en langsommere opløsning. Der er tale om granuleret flyveaske, fremstillet i en mekanisk proces, hvor asken opfugtes, hærdes og agglomererer. Ved knusning og sigtning to gange, blev 2-4 mm fraktionen frasepareret og anvendt i forsøget. Asken blev fremstillet i to forskellige batches, men fra samme parti, da der ikke var tilstrækkelig prøvemængde i første batch. Poserne blev placeret i jordbunden i september 1991 ved nedgravning i skovbunden i otte delplots per bevoksning (El Make, 2000). Der var otte poser per træart, således at fire kunne tages op efter to år og fire poser efter 7 år. Poserne blev placeret i det jordlag, hvor der er megen biologisk aktivitet og dermed stofomsætning. På Ulborg lå askeposerne i overgangen mellem morlaget og mineraljorden i et surt miljø. På Christianssæde lå poserne begravet 5 cm nede i den humusholdige mineraljord. Den lave pH på 3,8 på Christianssæde skyldes formodentlig, at det organiske lag er dannet af den rødgranbevoksning, som profilen er gravet i (tabel 2).

Efter 2 år og 6 måneder, i marts 1994, blev de første poser indsamlet, tørret ved 105 °C og vejjet. Der var ingen synlig indvækst af mykorrhiza i poserne. Koncentrationen af elementer i det tilbageværende materiale blev bestemt ved oplukning med lithiumborat og salpetersyre på et svensk laboratorium (El Make, 2000).

I juni 1999 blev de sidste poser indsamlet, tørret ved 105 °C og vejjet. Ved denne lejlighed var der tydelig indvækst af mykorrhiza. Graden af indvækst observeret med det blotte øje og ved mikroskopering og intensiteten blev bedømt på en nominal skala (Ravn-Jensen, 2001). Askegranula blev frigjort for pose og nummerskilt og vejjet.

Prøverne blev analyseret på Kemisk Institut, Den Kongelige Veterinær- og Landbohøjskole og på Forskningscentret for Skov & Landskab. Asken blev opløst i fluss-syre (HF) og elementindholdet (fosfor, kalium, calcium og magnesium) bestemt på ICP-AES. Glødetabet (LOI), som repræsenterer organisk stof og evt. krystalbundet vand, blev bestemt på de tørrede prøver. Elementindholdet er opgivet på basis af den tørre prøve og er ikke justeret for glødetab. Ombyttelige kationer blev ekstraheret i ammoniumnitrat (1 M  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) og bestemt på



ICP, og pH blev bestemt i ekstraktet. En kontrolprøve af den udlagte aske blev analyseret som reference til askens kemiske egenskaber efter opholdet i jorden.

## Beregninger og statistisk analyse

Med to forskellige oplukningsmetoder, henholdsvis lithiumborat og fluss-syre, bør analyseresultater efter 2 år og 7 år ikke sammenlignes. Resultatbehandlingen beskæftiger sig derfor kun med ændringer efter 7 år og 9 måneder, herefter betegnet 7 år.

Ændringen i massen af næringsstofferne kalcium (Ca), magnesium (Mg), fosfor (P) og kalium (K) i asken blev bestemt ved at beregne massen ved udlægning ( $\text{vægt}_{\text{år } 0} \times C_{\text{kontrol}}$ ) og fratække massen ved optagning ( $\text{vægt}_{\text{år } 7} \times C_{\text{år } 7}$ ), jf. 1, under antagelse af, at kontrolprøvens koncentration er gældende for askens koncentrationer ved udlægning.

$$(1) \quad \Delta Ca, Mg, K, P(g) = (\text{vægt}_{\text{år } 0}, g \times C_{\text{kontrol}}, mg / g) - (\text{vægt}_{\text{år } 7}, g \times C_{\text{år } 7}, mg / g)$$

Ændringer i koncentrationer og masser blev analyseret ved hjælp af Student's t-test med en enkelt kontrolprøves koncentration som reference, efter at det var testet om hver variabel fulgte normalfordelingen i en Shapiro-Wilk test (Proc Univariate, SAS) for at identificere afvigende observationer. I variansanalyse er de fire enkeltobservationer fra hver træart betragtet som ægte gentagelser, hvilket strengt taget ikke er korrekt. Et plot med en træart indenfor lokaliteten er forsøgshed. Envejs variansanalyse af virkningen af træart indenfor lokalitet er udført, mens vekselvirkningen mellem træart og lokalitet ikke testes statistisk.

## 4. Resultater

### **Næringsstoffrigivelse, ændring i koncentrationer**

pH i asken var faldet fra 7.6 til 7.3 på begge lokaliteter. Det viser, at der er tale om hærdet aske, hvor oxider og hydroxider har reageret med vand og luftens kuldioxid, idet uhærdet aske ved opløsning har en pH i intervallet 10-13 (Karlton *et al.*, 2003).

Ombyttelige næringsstoffer og totalindholdet af næringsstoffer i asken blev sammenlignet med kontrolprøven af den oprindelige aske. Forholdet mellem de ombyttelige elementer og totalkoncentrationen viser, om næringsstoffet adsorberes til ombytningskomplekset på overflader i askegranula i samme grad, som det frigives ved opløsning. Den gennemsnitlige koncentration af elementerne Ca, Mg, P, K for hver lokalitet samt for kontrollen er vist i tabel 3.

I forhold til kontrollen var koncentrationen af ombytteligt calcium faldet fra 18,4 mg g<sup>-1</sup> til 13,7 mg g<sup>-1</sup>, mens totalindholdet var faldet fra 120,4 mg g<sup>-1</sup> til 93,7 – 98,3 mg g<sup>-1</sup>. Ændringerne i koncentration var signifikante, mens forholdet mellem ombytteligt calcium og totalindhold (ombytteligt:totalt) var uændret 14-15%. Koncentrationen af ombytteligt magnesium faldt fra 1,6 mg g<sup>-1</sup> til 0,5-0,6 mg g<sup>-1</sup>, og totalkoncentrationen fra 13,9 mg g<sup>-1</sup> til 11,3 mg g<sup>-1</sup>. Forholdet ombytteligt:totalt faldt fra 11% til 4-6%.

Kalium havde den højeste ombyttelige koncentration. Kalium koncentrationen faldt fra 14,0 mg g<sup>-1</sup> i kontrollen til 2,1 – 2,5 mg g<sup>-1</sup> efter syv år i jordmiljøet. Relativt var faldet i totalelementindholdet mindre; fra 39,6 mg g<sup>-1</sup> til 31,9 mg g<sup>-1</sup> (CHR) og 31,7 mg g<sup>-1</sup> (ULB), og derfor faldt forholdet ombytteligt:totalt fra 35% i kontrollen til 7-8% efter 7 år. Det viser, at den mængde kalium, der opløses, kun i ringe grad adsorberes til asken.

Totalindholdet af fosfor var næsten konstant, 2,9 mg g<sup>-1</sup> i kontrollen og 2,9 – 3,0 mg g<sup>-1</sup> efter syv år. Fosforkoncentrationen var steget på Christianssæde og ændringen var signifikant forskellig fra kontrollen. Forholdet mellem ombytteligt fosfor og totalindholdet faldt en smule fra 9% til 7%. Ammoniumekstraktionen frigav 0,2 mg g<sup>-1</sup> fosfor.

**Tabel 3 Koncentrationer af ombyttelige elementer og totalkemisk elementindhold, år 7. Gennemsnit af pH, calcium, magnesium, kalium og fosfor. Student's t-test af H<sub>0</sub>: μ=kontrol. Gennemsnittet for hver lokalitet er sammenlignet med en kontrolprøve. pH i ekstrakt (1 M NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>), ombyttelige ioner og total element indhold. Alle variable er testet for afvigelse fra normalfordelingen ved Shapiro-Wilk test, Proc Univariate, SAS V12. T-test værdien er angivet i parentes, når kravet om normalfordeling ikke er opfyldt.**

Lokalitet	pH	N	Ca			Mg			K			P		
			omb.	tot.	omb. tot. %	omb.	tot.	omb. tot. %	omb.	tot.	omb. tot. %	omb.	tot.	omb. tot. %
			mg g <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>		mg g <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>		mg g <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>		mg g <sup>-1</sup>	mg g <sup>-1</sup>	
Chr.	7,3	13	13,7	93,7	15	0,46	11,3	4	2,11	31,9	7	0,22	2,99	7
	***		***	***		***	(***)		***	***		**	*	
Ulborg	7,3	16	13,7	98,3	14	0,63	11,3	6	2,46	31,7	8	0,20	2,86	7
	***		***	***		***	(***)		***	(***)		***	NS	
Kontrol	7,6	1	18,4	120,4	15	1,59	13,9	11	14,0	39,6	35	0,27	2,88	9

### Næringsstoffrigivelse, ændring i masse efter 7 år

Inkubering af askeposer i jordbunden medførte ændringer i koncentrationer og i den tilbageværende masse af de enkelte elementer. Det typiske billede var nedgang i både mængde og koncentration i totalelementer. Massen af aske blev reduceret signifikant med 19,8 % i

gennemsnit, svarende til et tab på 2 g per pose. Tabet var lige stort på begge lokaliteter. Askens glødetab var uændret 10,9%.

Efter syv år var 37,7% calcium, 35,1% magnesium, 36,5% kalium og 17,8% fosfor forsvundet fra asken på Christianssæde (tabel 4). På Ulborg var der forsvundet stort set den samme andel: 33,4% calcium, 33,9% magnesium, 35,0% kalium og 19,2% fosfor.

**Tabel 4 Procentdel af næringsstoffer i asken opløst fra 1991-1999.**

Lokalitet	Ca	Mg	K	P
	%			
Chr.sæde	37,7	35,1	36,5	17,8
Ulborg	33,4	33,9	35,0	19,2

**Tabel 5 Ændring i mængden af næringsstoffer fra 1991 til 1999 (gram).**

Træart	N	Calcium				Magnesium				Kalium				Fosfor			
		1991	1999	Ændr.		1991	1999	Ændr.		1991	1999	Ændr.		1991	1999	Ændr.	
		g	g	g	%	g	g	g	%	g	g	g	%	g	g	g	%
<b>Chr.sæde</b>																	
BØG	3	1,21	0,76	0,45	37,5	0,14	0,08	0,06	40,0	0,40	0,25	0,15	36,6	0,029	0,023	0,006	20,6
DGR	4	1,20	0,80	0,41	33,7	0,14	0,10	0,04	31,6	0,40	0,26	0,14	34,5	0,029	0,024	0,005	17,5
EG	2	1,21	0,58	0,63	52,0	0,14	0,08	0,06	44,0	0,40	0,24	0,16	39,8	0,029	0,024	0,005	17,2
RGR	4	1,21	0,80	0,41	33,8	0,14	0,10	0,04	29,7	0,40	0,25	0,14	36,4	0,029	0,024	0,005	16,1
Gns.	13	1,21	0,75	0,46	37,7	0,14	0,09	0,05	35,1	0,40	0,25	0,15	36,5	0,03	0,02	0,01	17,8
<b>Ulborg</b>																	
BØG	4	1,22	0,81	0,40	33,0	0,14	0,10	0,04	30,8	0,40	0,27	0,13	32,6	0,029	0,025	0,004	13,4
DGR	4	1,21	0,78	0,43	35,5	0,14	0,09	0,05	36,2	0,40	0,25	0,15	37,0	0,029	0,022	0,006	22,3
EG	4	1,21	0,81	0,41	33,4	0,14	0,09	0,05	34,4	0,40	0,26	0,14	35,0	0,029	0,024	0,005	17,4
RGR	4	1,21	0,83	0,38	31,3	0,14	0,09	0,05	34,5	0,40	0,26	0,14	35,4	0,029	0,022	0,007	25,2
Gns.	16	1,21	0,81	0,40	33,4	0,14	0,09	0,05	33,9	0,40	0,26	0,14	35,0	0,03	0,02	0,01	19,2

### **Effekt af jordbund og træart på næringskoncentrationer, massetab og glødetab**

Kontrasten mellem den meget næringsrige lokalitet Christianssæde og den næringsfattige lokalitet Ulborg afspejlede sig ikke i askens massetab efter 7 år (tabel 5).

Der var stort set ingen effekter af træart og lokalitet på total koncentrationer. Dog havde aske fra bøgeparcellen på Ulborg en kalium koncentration på 32,9 mg g<sup>-1</sup>, hvilket var signifikant

højere end i rødgran (31,4 mg g<sup>-1</sup>) og i douglasgran (31,0 mg g<sup>-1</sup>). Den samme forskel sås ikke på Christianssæde (Tabel 6).

**Tabel 6 Gennemsnit af total elementanalyse for hver lokalitet og træart (7år). Træartseffekt er testet indenfor lokalitet.**

Lokalitet	Træart	N	Ca	Mg	K	P	Al	Fe	Si	Mn	Na	Massetab 1991-1999
			mg g <sup>-1</sup>									g
Chr. sæde	BØG	3	98,3	10,8	32,8	3,0	50,3	23,9	200,4	0,7	8,8	2,3
	DGR	4	94,7	11,4	32,2	2,9	51,7	28,6	211,3	0,7	9,3	1,9
	EG	2	76,4	10,3	31,7	3,2	53,1	46,3	187,3	0,8	9,0	2,5
	RGR	4	98,0	12,0	31,0	3,0	50,9	30,6	203,7	0,7	9,3	1,9
Kontrol		1	120,4	13,9	39,6	2,9	47,7	14,0	226,0	0,7	10,1	
Ulborg	BØG	4	99,0	11,8	32,9 a	3,1	51,7	24,8	203,2	0,7	9,4	1,9
	DGR	4	96,4	11,0	31,0 b	2,8	49,5	36,0	215,1	0,7	9,2	1,9
	EG	4	98,8	11,2	31,7 ab	2,9	49,8	26,8	217,3	0,7	9,1	1,9
	RGR	4	98,8	11,1	31,4 b	2,7	49,9	27,6	220,1	0,7	9,5	1,9

### ***Effekt af jordbund og træart på intensiteten af mykorrhizaindvækst***

Intensiteten af mykorrhizasvampe efter 7 års inkubering var generelt større på den næringsfattige lokalitet i sammenligning med den næringsrige lokalitet. Rødgranparcellen på den næringsrige lokalitet var dog en undtagelse, idet intensiteten var på højde med den næringsfattige lokalitet. Resultatet peger på, at mykorrhizasvampe spiller en relativt større rolle i nedbrydningen på den næringsfattige lokalitet end på næringsrige lokalitet. Det var dog uden betydning for askens opløsningshastighed, idet poserne indeholdt de samme mængder på begge lokaliteter efter 7 år.

## **5. Diskussion**

### ***Frigivelse af næringsstoffer fra granuleret flyveaske***

Det er kun nettoændringer i elementmasser og koncentrationer, der er registreret efter syv år i jordmiljøet. Der kan både være fluxe ud af poserne og ind i poserne, der ikke ses i en nettoopgørelse. Fortolkningerne er underlagt dette forbehold. Den anvendte aske var hærdet og granuleret. Derfor kan kuldioxid, som er optaget ved neutralisering af oxiderne eller indvækst af rødder og mykorrhiza, ikke være årsag til øget procentuelt glødetab, som også sås at være

konstant, samtidig med at askens masse var reduceret. Den anvendte oplukningsmetode har ikke kunnet opløse prøverne 100%, idet kun 90,7% procent af prøverne (spredning 5.0%) er ”recovered”, mens det gælder 96,4% af kontrolprøven. Organisk stof går ofte ikke i opløsning ved oplukning med syre.

Opløsningen af kalcium, magnesium og kalium var proportional på observationstidspunktet, men det siger ikke noget om opløsningsdynamikken i den forløbne periode. Den samme aske blev udlagt i et svensk forsøg. Her fandt man, at opløsningen af kalium i sammenligning med calcium og magnesium relativt set var størst i de første to år. Kaliumforbindelserne er tilsyneladende mere mobile end de øvrige næringsstoffer i de første år. Den opløste fosformængde svarer til massetabet. Fosfor må derfor være bundet i forholdsvis stabile mineraler i asken. Placeringen i poser har sandsynligvis beskyttet asken mod opløsning, og udspredding ville formodentlig øge opløsningen efter 7 år.

Flisaske kan bruges til gødningsformål, og kan i skov doseres som et gennemsnit over 10 år jf. Bioaskebekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2000). På skovarealer må der maksimalt tilføres 7,5 tons tørstof pr. ha pr. omdrift (100 år). I tabel 7 er koncentrationer og tab i den granulerede flyveaske skaleret op til to valgte doser på 3 ton ha<sup>-1</sup> og 7 ton ha<sup>-1</sup>. Kalium blev frigivet langsomt fra asken, idet 64 % var tilbage efter 7 år og 9 måneder. Ved en asketilførsel på 3 ton per ha svarer dette til en frigivelse på 42-44 kg kalium ha<sup>-1</sup> i perioden. Den frigivne mængde fra asken overstiger ikke bevoksningens behov, som er beregnet til 66 kg på baggrund af biomassetal fra Ingerslev & Hallbäck (1999). Det konkluderes ud fra dette forsøg, at en askemængde på 3 ton ha<sup>-1</sup> vil indgå i skovens næringsstofkredsløb. Doseringen af fosfor må ikke overstige 30 kg pr. ha pr. år. Ved en askedosis på 3 tons tilføres der 9 kg fosfor, hvoraf 81% er tilbage efter 7 år, og denne dosering overholder bekendtgørelsen.

**Tabel 7 Næringspuljer i granuleret flyveaske (kg ha<sup>-1</sup>) ved to doser.**

Element		Udbragt 1991	Tilbage 1999	Opløst 1991-1999
<b>Kalcium</b>		kg ha <sup>-1</sup>		
Ved 3 t aske pr ha	CHR	362	226	137
	UL	363	242	121
Ved 7 t aske pr ha	CHR	906	565	342
	UL	909	605	304
<b>Magnesium</b>				
Ved 3 t aske pr ha	CHR	42	27	15
	UL	42	28	14
Ved 7 t aske pr ha	CHR	104	68	37
	UL	105	69	36
<b>Kalium</b>				
Ved 3 t aske pr ha	CHR	119	76	44
	UL	120	78	42
Ved 7 t aske pr ha	CHR	298	190	109
	UL	299	195	105
<b>Fosfor</b>				
Ved 3 t aske pr ha	CHR	9	7	2
	UL	9	7	2
Ved 7 t aske pr ha	CHR	22	18	4
	UL	22	18	4

Askens reaktivitet afhænger af, om den er forbehandlet, af partikelstørrelsen, af restkulindholdet og typen af forbehandling. Resultaterne for den granulerede aske i den her anvendte partikelstørrelse gælder ikke ubehandlet aske, som vil være mere reaktivt (Ring *et al.*, 1999). Forsøg med forbehandling og opløsningsdynamik in situ eller i laboratorieforsøg er påkrævet med henblik på at afprøve egnede forbehandlingsmetoder.

## 6. Konklusion

Nedbrydningsmiljøet på de to lokaliteter under fire forskellige træarter påvirkede ikke opløsningen af flisasken forskelligt, selvom intensiteten af mykorrhizasvampe var større på Ulborg end på Christianssæde. Asken mistede 19% masse, men ca. 35% af næringsstofferne kalcium, magnesium og kalium efter syv år i jorden. Opløsningen af fosfor svarede til massetabet på 19%.

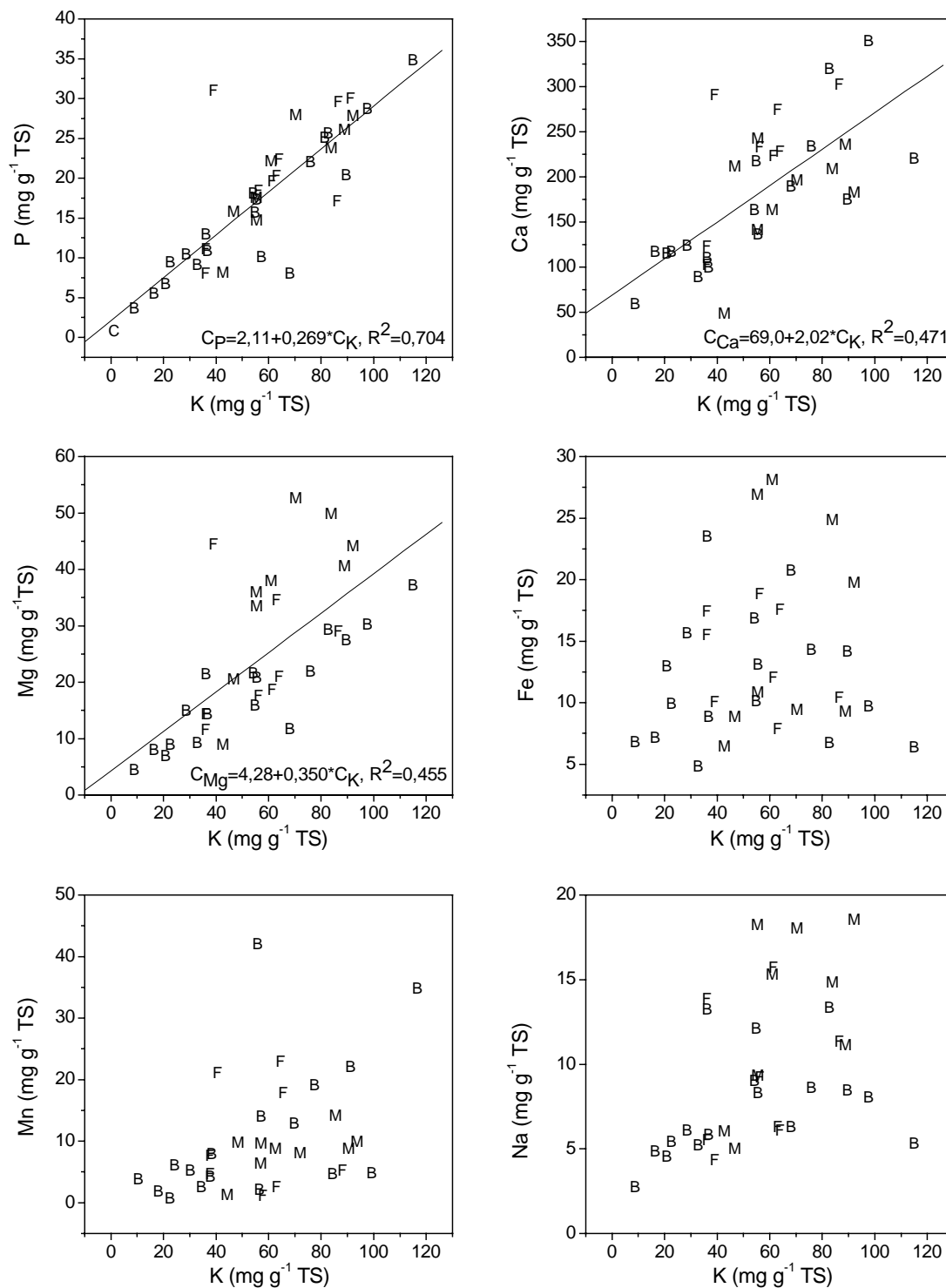
## 7. Referencer

- Andersen,H.V., Hovmand,M., Ro-Poulsen,H., Hansen,K., Pilegård,K., Mikkelsen,T.N., Hummelshøj,P., Jensen,N.O., Stenholt,C., 2003. Atmosfærisk deposition til skove. I: Hansen,K. (Ed.), Næringsstofkredsløb i skove - Ionbalanceprojektet. Skov & Landskab, pp. 33-67.
- Augusto,L., Ranger,J., Binkley,D., Rothe,A., 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science* 59, 233-253.
- Callesen,I., Raulund-Rasmussen,K.. Base cation, aluminium and phosphorus release potential in Danish forest soils. 200. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 167: 169-176.
- Callesen,I., Raulund-Rasmussen,K., Johannsen,V.K., Jørgensen,B.B. Compared growth of two broadleaved and four conifer species along a gradient in soil nutrient availability. 2003. Unpublished manuscript
- El Make, M, 2000. Base cations in relation to weathering of phyllosilicates and forest mngement in Swedish forest ecosystems. Ph.D. thesis, Swedish University of agricultural sciences. 35 pp.
- Holmsgaard,E., Bang,C., 1977. Et træartsforsøg med nåletræer, bøg og eg; de første 10 år. (A species trial with conifers, beech and oak; the first ten years). *Det Forstlige Forsøgsvæsen, Danmark* 35, 159-196.
- Ingerslev, M., Hallbäck, L., 1999. Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies*) plantation. Part II. Accumulation of biomass and nutrients. *Forest Ecology and Management*, 119, 21-38.
- Karlton,E., Andersson,S., Mandre,M., Saarsalmi,A., Rothpfeffer,C., Ingerslev,M., Klöseiko,J.. Wood ash - properties and ecological consequences of recycling to forest, *submitted*.
- Lange,M., 1993. Macromycetes under twelve tree species in ten planatations on various soil types in Denmark. *Opera Bot.* 120, 5-53.
- Miljøstyrelsen, 2000. Bekendtgørelse om anvendelse af aske fra forgasning og forbrænding af biomasseaffald til jordbrugsformål. Nr. 39.
- Raulund-Rasmussen,K., Vejre,H., 1995. Effect of tree species and soil properties on nutrient immobilization in the forest floor. *Plant Soil* 168-69, 345-352.
- Ravn-Jonsen,L.J. 2001. Sammenhæng mellem træart, forvitningsmiljø og mængden af mycorrhiza-hyfer. pp 1-94. Bachelorprojekt. Frederiksberg, Institut for Økologi, KVL.
- Ring,E., Lövgren,L., Nohrstedt,H.-Ö., Jansson,G. 1999. Ash fertilisation in a clearcut and in a Scots pine stand in Central Sweden - effects on soil-water and soil chemistry coupled to laboratory leachings of six ash products. Report no. 2. Skogforsk, The Forestry Research Institute of Sweden. 51 pp.

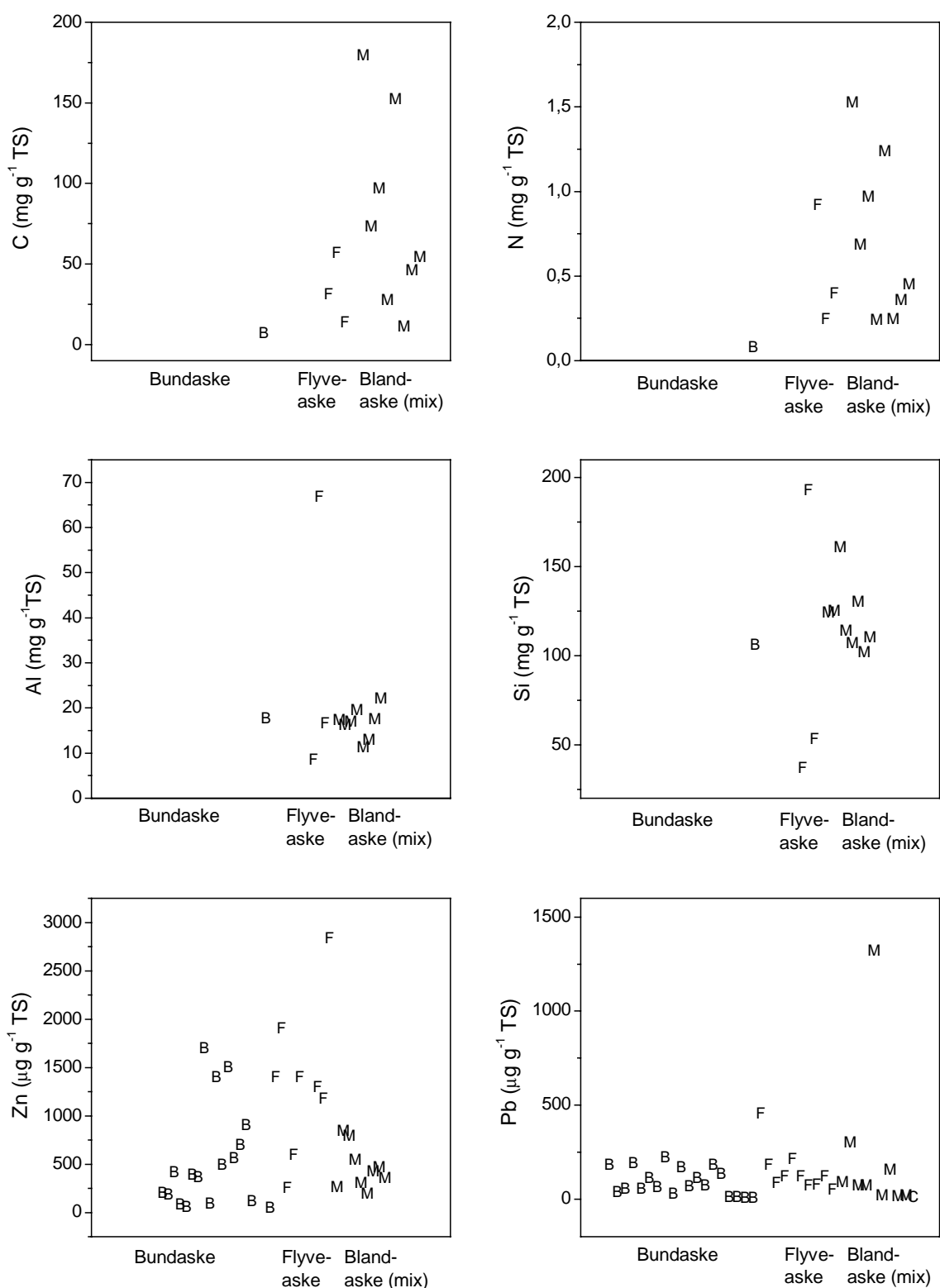
- Strobel, B.W., Hansen, H.C.B., Borggaard, O.K., Andersen, M.K., Raulund-Rasmussen, K., 2001. Composition and reactivity of DOC in forest floor soil solutions in relation to tree species and soil type. *Biogeochem.* 56, 1-26.
- Thomsen, A., Bastrup-Birk, A., Ro-Poulsen, H., Bille-Hansen, J., Hansen, K., 2003. Vandkredsløb i skove. I: Hansen, K. (Ed.), *Næringsstofkredsløb i skove - Ionbalanceprojektet*. Skov & Landskab, København, pp. 97-112.
- Vejre, H., Ingerslev, M., Raulund-Rasmussen, K., 2001. Fertilization of Danish forests: A review of experiments. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16, 502-513.
- Vejre, H., Callesen, I., Vesterdal, L., Raulund-Rasmussen, K., 2003. Carbon and Nitrogen in Danish Forest Soils - Contents and Distribution Determined by Soil Order. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 335-343.
- Vesterdal, L., Raulund-Rasmussen, K., 1998. Forest floor chemistry under seven tree species along a soil fertility gradient. *Can. J. For. Res.* 28, 1636-1647.



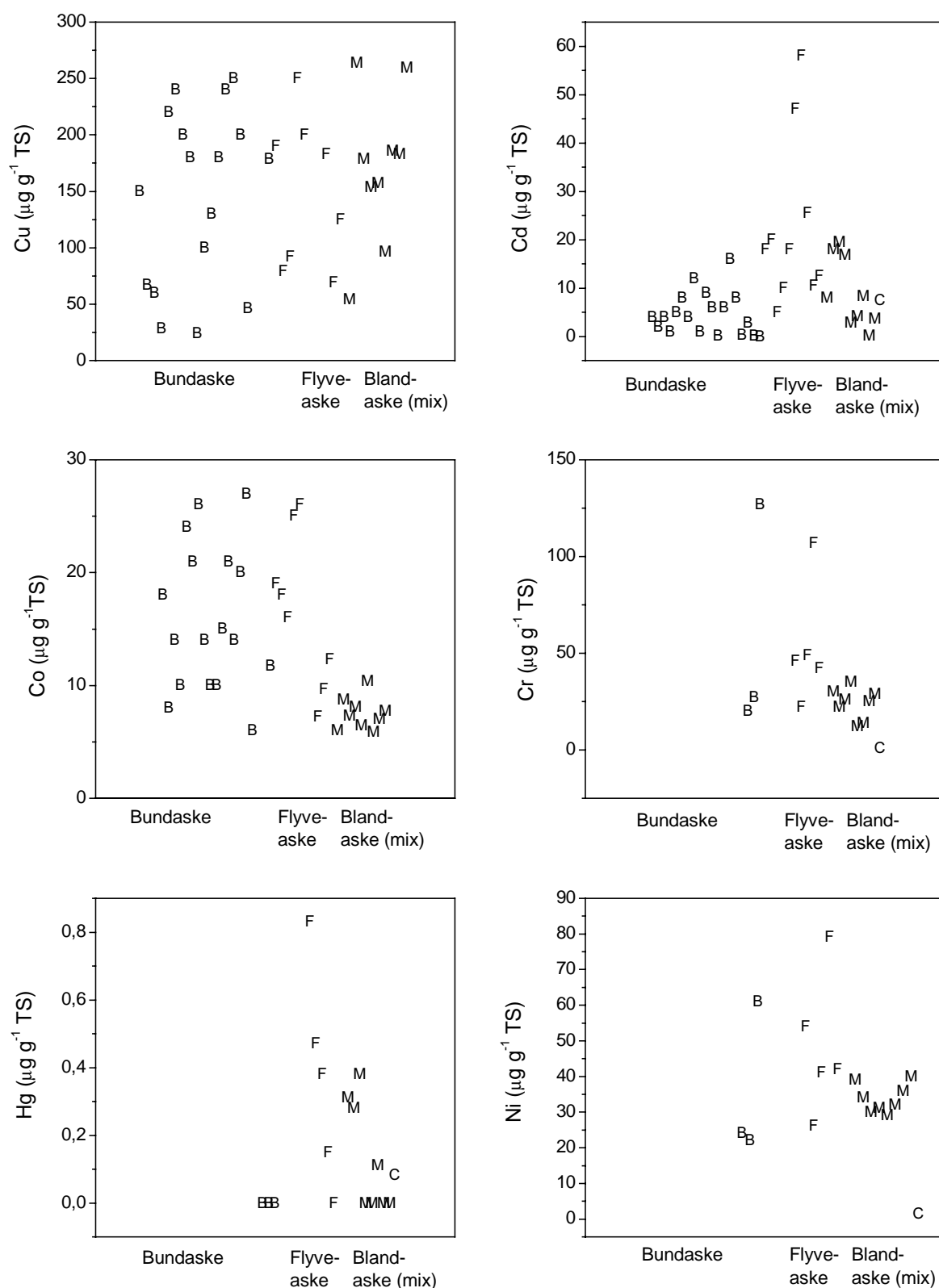
## 17. Bilag II Askeanalyseresultater



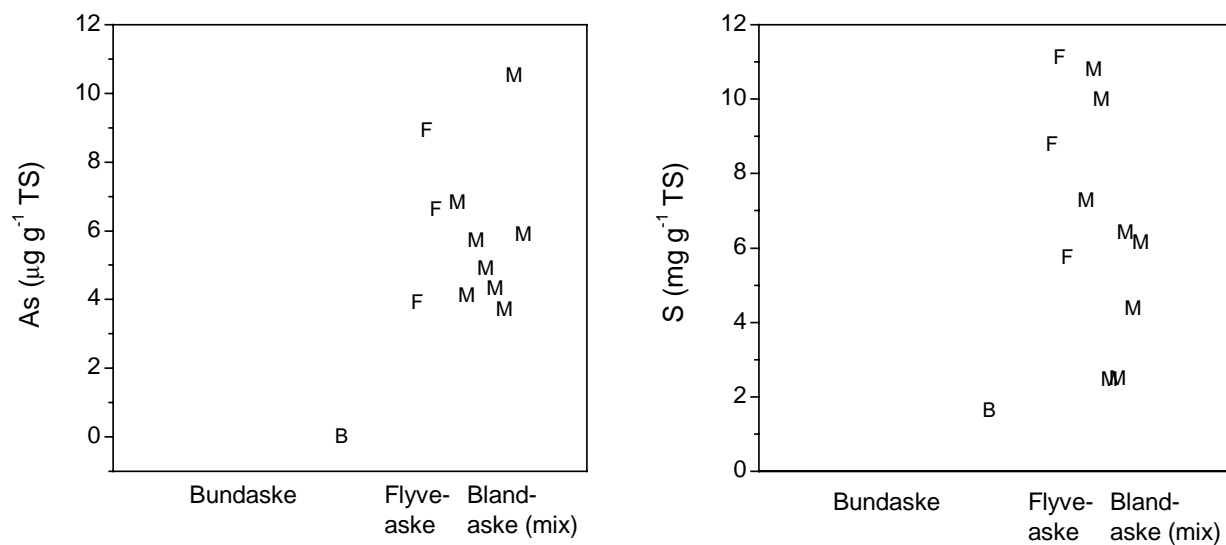
Figur 1. Koncentrationen af fosfor (P), calcium (Ca), magnesium (Mg), jern (Fe), mangan (Mn) og natrium (Na) som funktion af kaliumkoncentrationen (K). B=bundaske, F=flyveaske og M=blandaske (Mix). For fosfor, calcium og magnesium er nøgletallene for den lineære korrelation angivet.



Figur 2. Koncentrationen af kulstof (C), kvælstof (N), aluminium (Al), silicium (Si), zink (Zn) og bly (Pb). X-aksen angiver hhv. bund- (B), flyve- (F) og blandaske (M=mix). C=kondensatslam fra ét flisfyret værk (ellers ikke medtaget i rapporten).



Figur 3. Koncentrationen af kobber (Cu), kadmium (Cd), kobolt, (Co), krom (Cr), kviksølv (Hg) og nikkel (Ni). X-aksen angiver hhv. bund- (B), flyve- (F) og blandaske (M=mix). C=kondensatslam fra ét flisfyret værk (ellers ikke medtaget i rapporten).



Figur 4. Koncentrationen af arsen (As) og svovl (S). X-aksen angiver hhv. bund- (B), flyve- (F) og blandaske (M=mix).



## 18. Andre publikationer med relation til emnet

Møller, I.S. og Ingerslev, M., 2001. ESBEN - et EXCEL-program til estimering af biomasse- og næringsstofudtag ved udnyttelse af heltræer i rødgran. Videnblad, Skovbrug, 8.5-16, Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp. *Programmet er indsendt på CD til Energistyrelsen.*

Møller, I.S., 2001. ESBEN – guided tour. Videnblad, Skovbrug., 8.5-17, Skov & Landskab, Hørsholm, 2 pp.

## Tidligere titler - Arbejdsrapporter *Skov & Landskab*

Nr. 1 · 2004 Etablering af løvtræ på marginale landbrugsjorder

Nr. 2 · 2004 Sekventiel udbringning af gødning til nordmannsgran juletræer

Nr. 3 · 2004 Metroens effekt på ansattes transportadfærd

Nr. 4 · 2004 Æstetisk satsning og naturvidenskabelig naturforståelse

Nr. 5 · 2004 endnu ikke trykt

Nr. 6 · 2004 endnu ikke trykt

Nr. 7 · 2004 Recirkulation af aske i skov