Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 52, 40–59, 2010
DOI: 10.2478/v10132-011-0082-x

Bioenergeetikas tekkivate jäätmete kasutamine metsanduses

Henn Pärn*, Malle Mandre, Katri Ots, Jaan Klõšeiko, Aljona Lukjanova ja Tatjana Kuznetsova

Pärn, H., Mandre, M., Ots, K., Klõšeiko, J., Lukjanova, A., Kuznetsova, T. 2010. Use of biofuel ashes in forestry. – Forestry Studies | Metsanduslikud Uurimused 52, 40–59. ISSN 1406-9954.

Abstract. Negative environmental impacts of fossil fuel combustion have increased the use of biomass for energy production. As a consequence of the increased use of biofuels, the production of ashes will increase greatly in the near future. Because of relatively high contents of plant nutrients, biofuel ashes can be recycled as mineral fertilisers to compensate for the loss of nutrients resulting from tree harvesting. The present review aims to summarise the available information on factors affecting the quality of the wood and peat ash and the implications arising from ash application as fertiliser in the forest ecosystems. The understanding of the wood ash as fertiliser originates from the traditional slash-and-burn agriculture. During combustion most elements in wood are retained in the ash. The quality and chemical composition of ashes depends on many factors. The major elements in the ashes are calcium, potassium, magnesium, manganese, sodium, iron, phosphorus and sulphur. Trace elements found in different ash include barium, boron, cadmium, copper, mercury and zinc. The most abundant elements in peat ash are silicon, iron and aluminium. Ashes are characterised by high alkalinity with pH in the range from 11 to 13. Ashes raise the pH and reduce the total acidity in the humus layer and in the top of the mineral soil. The addition of wood ash does not result in a significant growth increase on mineral soils but increases the tree growth on peat soils. The Cd in wood ash did not become bioavailable and harmful to forest biota. The application of wood ash did not change or even decreased the ^{137}Cs activity within forest soil. Wood ash application increased the coverage of the ground vegetation in upland forests and on peatland. Increase in microbial activity and growth rate after ash treatment was observed.

Key words: biofuels, ashes, growth, forest biota, environment.

Authors' address: Institute of Forestry and Rural Engineering, Estonian University of Life Sciences, Viljandi mnt. 18B, 11216 Tallinn, Estonia, *e-mail: henn.parn@emu.ee

Sissejuhatus

Taimetoitainete tasakaalustatud biogeokeemiline ringe on põhiline mehhanism, mis tagab metsade produktiivsuse. Mineraalse toitumise olulisus metsade produktiivsuse reguleerimisel on üldtunnustatud (Waring & Schlesinger, 1985; McMurtrie, 1991; Cropper & Gholz, 1994).

Maavarade säästlikust majandamisest ja keskkonnakaitselistest aspektidest tingitult on viimastel aastatel eriti Skandinaaviamaades, aga ka Eestis, suurenenud taastuvate ressursside kasutamine energia tootmiseks. Võrreldes 1990. aastaga oli

küttepuidu tarbimine Eestis energia saamiseks 2008. aastal üle 3 korra suurem, moodustades 3 294 000 tihumeetrit (Eesti statistika…, 2002, 2009). Turba tarbimine energeetikas on olnud ajavahemikul 2004–2008 kõikuv, kuid 2008. a. kasutatud kogus – 294 tuhat t – on jäänud enam-vähem 2004. a. tasemele. Turbabriketi tarbimine sama perioodi jooksul on veidi tõusnud, moodustades 2008. a. 17 000 t (Eesti statistika …, 2009). Muudest potentsiaalsetest biokütustest - õlgedest, energiaheinast, pilliroost – tahkete biokütuste tootmine ja praktiline rakendamine ning tekkivate tuhkade kasutamisvõimaluste uurimine on alles katsetuste staadiumis. Seetõttu käsitletakse käesolevas ülevates ainult puu- ja turbatuha kasutamisvõimalusi metsade väetamiseks.

Võttes meil enamlevinud puuliikide (mänd, kuusk, kask) kogu puu keskmiseks tuhasisalduseks 1% (Hakkila & Kalaja, 1983), tekib meil energiatootmise jäägina praegu kasutatavate puidukoguste juures üle 20 000 t puutuhka aastas. Kütteturba keskmise tuhasisalduse 5% (Alakangas, 2000) juures tekib lisaks puutuhale aastas umbes 15 000 t turbatuhka. Seoses nii suurte tuhakoguste tekkimisega kerkivad üles ja muutuvad tõsiseks tuhkade utiliseerimisega seotud probleemid. Vältimaks põlevkivituha mägede kõrvale ka puu- ja turbatuha mägede tekkimist, tuleb leida alternatiivseid võimalusi tuhkade kasutamiseks.

Energia tootmiseks kasutatavate puidukoguste suurenemisega on kaasnenud raiejäätmete massiline koristamine raielankidelt, eriti aga metsa ülestöötamisel nn. kogupuu meetodil. Raiejäätmete massilisel koristamisel viiakse metsaökosüsteemidest välja suur hulk puude kasvuks vajalikke toitaineid, mille tagajärjeks on puude optimaalsete toitumistingimuste häired ning metsamuldade viljakuse langus ja hapestumine. Lisaks looduslikule muldade hapestumisele suureneb hapestumine õhus esinevate saasteainete, peamiselt lämmastiku- ja väävliühendite depositsiooni tagajärjel. Nende ühendite kõrge depositsiooni määraga (20–40 kg N ja S hektari kohta aastas) piirkondades (näit. Kesk-Euroopa, Rootsi lõunapoolsed alad) on täheldatud muldade pH väärtuse langust ning kergesti lahustuvate aluseliste katioonide väljaleostumist muldadest (Tamm & Hallbäcken, 1986; Zoettl & Huettl, 1986).Taoliste antropogeensete tegurite metsaökosüsteemidele kahjulike mõjude leevendamiseks peetakse sobivaks metsamuldade lupjamist kombineerituna mitmesuguste väetistega (Huettl, 1989; Naylor & Schmidt, 1989; Persson *et al*., 1989). Peale lubja soovitatakse metsamuldade kaitseks hapestumise vastu ja väetamiseks mitmesuguseid tööstusheitmeid ning tööstuslikke jääkprodukte, nagu tuhad ja reoveesetted (Terasmaa & Sepp, 1994; Bramryd & Fransman, 1995; Eriksson, 1998).

Kuna biokütuste tuhk sisaldab taimedele vajalikke toitaineid enam-vähem samades vahekordades, kui esineb kasvavates puudes, oleks tekkivat tuhka otstarbekas kasutada raiejäätmete eemaldamisega kaasneva taimetoitainete kao kompenseerimiseks metsaökosüsteemides (Olsson *et al*., 1996; Sander, 1997). Seega oleks üks lahendus tekkivatele probleemidele viia puutuhk tagasi metsa. Niiviisi kompenseeritaks metsamuldades raiejäätmetega eemaldatavad taimetoitained ja tuhk utiliseeritaks.

Metsade väetamine puutuhaga on praktiline metsamajanduslik võte, millele pööratakse maailmas, eriti Skandinaaviamaades, seoses biokütuste suureneva tarvitamisega ning tuha ladustamise kallinemisega üha suuremat tähelepanu. Näiteks Rootsis, kus aastal 2000 tekkis ca 300 000 t taaskasutamiseks kõlblikku puutuhka, kasutati sellest samal aastal ligikaudu 11 tuhat t metsade väetamiseks 4400 hektaril (Eriksson, 2003). Samas ollakse seal tuhkade metsade väetamiseks kasutamisel äraootaval seisukohal seetõttu, et puuduvad teadmised väetamise kasumlikkuse kohta, kuna selleks tehtavad kulutused on suured. Teisest küljest leitakse, et metsamajandus aasta-aastalt suurenevate kogu puu meetodil tehtavate raiemahtude tõttu ei ole tulevikus

ilma puutuhaga väetamiseta jätkusuutlik (Eriksson, 2003). Rootsi Metsavalitsuse eesmärk oli jõuda aastaks 2010 olukorrani, kus puutuhaga väetatakse aastas metsaala pindala, mis võrdub uuendusraiete pindalaga, millelt raiejäätmed koristatakse (Wigrup, 2007).

Soome tselluloositööstus ja elektrijaamad toodavad aastas erinevatel andmetel 100 000 t (Piirainen, 2001; Vesterinen, 2003) kuni 150 000 t puu- ja kooretuhka ning umbes 350 000 t turbatuhka (Makkonen, 2008). Sajandivahetusel kasutati aastas tekkinud puutuha kogusest metsade, peamiselt soometsade väetamiseks umbes 14%, millega väetati umbes 3000 ha metsamaad (Piirainen, 2001). Soome metsanduse arengukavas (Kansallinen metsäohjelma…, 2008) prognoositav puiduhakke aastane kasutus sooja- ja elektrienergia tootmiseks peaks suurenema 8–12 miljoni kuupmeetrini aastaks 2015. Võrdluseks: aastal 2006 kasutati selleks otstarbeks 3,4 miljonit kuupmeetrit hakkepuitu. Peale selle toodetakse aastas umbes 350 000 t puidugraanuleid, millest viiendik osa kasutatakse kodumaal. Sellest tulenevalt prognoositakse tekkivate puutuhakoguste kuni kolmekordset suurenemist (Makkonen, 2008). Kuna samas dokumendis prognoositakse väetatavate metsamaade pindala peaaegu neljakordset suurenemist ilma olulise riigipoolse toetuseta, suureneb ilmselt oluliselt lähitulevikus ka tuhkade kasutamine metsade väetamiseks.

Metsamuldade neutraliseerimiseks ja puude toitesubstraadi rikastamiseks Eestis puutuhka seni kasutatud ei ole ning seega puuduvad kogemused metsade kasvu ja produktsiooni mõjutamiseks puutuha kasutamisega. On tehtud üksikuid teaduslikke eksperimente (Pärn, 2004, 2005; Mandre *et al*., 2005, 2010), mille käigus uuriti puutuha mõju kanarbiku kasvukohatüübi noore männiku kasvule, okaste ligniinisisaldusele ning mullaomaduste (pH, makroelemendid) muutustele. Eestis on erinevatel hinnangutel (Paal *et al*., 1999; Ilomets, 2005) 10 000 kuni 15 000 ha turbavarumisega ammendatud jääksoid, mille taaskasutusse võtmine vähendaks oluliselt süsihappegaasi vabanemist turba lagunemisel ja suurendaks selle sidumist taastuva taimkatte poolt. Kuigi jääksood taimestuvad pikkamööda ka looduslikult, peetakse siiski kõige efektiivsemaks jääksoode metsastamist, sealjuures eriti lehtpuudega (Saarmets, 1999). Ammendatud jääksoode muldades valitseb toitainete puudus, mis takistab puude kasvu. Soome eksperimentide tulemused näitasid, et soomuldade väetamisel puutuhaga võib saavutada olulist efekti puude kasvus. Sealjuures ei ole aga andmeid ökoloogiliste kõrvalmõjude osas.

Tuhkadega väetamise katsete ajaloost

Tuha väetava mõju avastamine ei ole kaasaegse teaduse saavutus. Juba mõned tuhanded aastad tagasi märgati, et pärast metsapõlenguid tekkis põlenud metsa alla tihe rohurinne, mis soodustas loomade karjatamist. Nendest tähelepanekutest arenes pikkamööda välja maakasutusviis, mida me tunneme alepõllundusena. Levinud oli see küll peamiselt põhjamaades, eriti Soomes, kus alepõllundust on praktiseeritud ligikaudu 4 miljonil metsamaa hektaril (Lovén & Äänismaa, 2006), kuid on olnud kasutusel ka Kesk-Euroopas ja Venemaal. Sellele viitavad vastavad sõnad nende piirkondade maade keeltes. Soomes oli alepõllundus levinud maaviljelusviis kuni 19. sajandi alguseni, kuid mõnel pool praktiseeriti seda vähesel määral veel 20. sajandi algul.

Aletamisel raiutakse kasvav mets, lastakse raiutud puud kuivada ning siis põletatakse. Eesmärgiks oli saada võimalikult palju tuhka. Kuigi põlevast orgaanilisest ainest lämmastik küll lendub atmosfääri, intensiivistub aletamisel, nagu ka kulupõ-

letamisel, lämmastiku mineraliseerumine, mistõttu suureneb põlengute tagajärjel taimede poolt omastatava lämmastiku hulk mullas. Aletatud ala mulla pH ja olulisemate taimetoitainete nagu üldlämmastiku, kaltsiumi, kaaliumi, fosfori aga ka boorisisaldus on märgatavalt suurem kui vanas metsas (Lovén & Äänismaa, 2006).

Tuha soodsat mõju metsa kasvule märgati metsaga kattunud alepõldudel. Enamvähem sel ajal, kui lõppes aletamine, algas ka tuha kasutamisvõimaluste teaduslik uurimine metsade väetamiseks. Eelmise sajandi algul, 1918. aastal, alustati puutuhaga väetamise katsetusi metsakasvatuslikel eesmärkidel Põhja-Rootsis Hallmyreni ümbruse soodel. Eksperimente laiendati 1926. aastal. Soomes rajati esimesed puutuhakatsed metsade kasvu parandamiseks kuivendatud soodel 1937. aastal Soome metsainstituudi sookuivenduse katsealadele Vilppula soodes (Lukkala, 1951). Lisaks sellele eksperimendile rajati II maailmasõja järgsetel aastatel (1946–1958) arvukalt katsealasid (Silfverberg & Huikari, 1985). Umbes samal ajal rajati analoogseid katseid ka Lõuna-Norras Åsmyras (Thurman-Moe, 1956). Need eksperimendid on muutunud klassikalisteks ja pakuvad piisavalt uurimisainet veel käesoleval ajalgi.

Laiem huvi puutuha utiliseerimisvõimaluste uurimise vastu tekkis 1970ndate aastate algul. Seoses õlikriisiga kerkis päevakorrale vajadus suurendada taastuvate energiaallikate, sealhulgas biokütuste kasutamist energia tootmiseks (Hakkila, 1984). Biokütuste põletamine tekitab suuri tuhakoguseid, mille ladustamine toob endaga kaasa majanduslikke ja ökoloogilisi probleeme. Teisest küljest sundis fossiilsete kütuste põletamisest tulenev happeliste ühendite depositsioon ja sellega kaasnev muldade ja veekogude hapestumine otsima võimalusi hapestumise neutraliseerimiseks ja mullaviljakuse taastamiseks. Samal ajal kujunes probleemiks ka üha laiemalt kasutatava metsa ülestöötamisega nn kogupuumeetodil kaasnev metsaökosüsteemidest väljaviidava taimetoitainete kompenseerimine. Puutuha keemiliste omaduste tõttu nähti võimalust tema kasutamiseks nende probleemide lahendusena.

Niisuguses olukorras tekkis vajadus põhjalikumate teaduslike uuringute järele, eriti puu- ja turbatuha väetavate omaduste ja ökoloogiliste kõrvalmõjude osas ning efektiivse ja keskkonnasõbraliku väetamise tehnoloogia väljatöötamiseks. Intensiivsemalt kulgesid uuringud Skandinaaviamaades, kus olid olemas juba varasemad kogemused. Üha suurenev puidu kasutamine energia tootmiseks ja sellega kaasnevate ökoloogiliste probleemide mõju säästlikule ja jätkusuutlikule metsandusele olid ajendiks mahuka rahvusvahelise uurimisprojekti "WOOD FOR ENERGY – a contribution to the development of sustainable forest management (WOOD-EN-MAN)" algatamiseks Euroopa Liidu 5. raamprogrammis 2000. aastal. Projekti initsiaatoriteks olid peamiselt Skandinaaviamaad, kuid täitjateks kaasati ka Balti riigid. Eestist osales projektis tolleaegse Eesti Põllumajandusülikooli metsandusliku uurimisinstituudi, nüüdse Eesti Maaülikooli metsandus- ja maaehitusinstituudi ökofüsioloogia osakond. Projekt oli jaotatud uurimiseesmärkide järgi 11 allteemaks, millest ühes keskenduti puutuha kasutamisvõimaluste uurimisele. Kui Skandinaaviamaad kasutasid projekti täitmiseks suures osas varem saadud teaduslikke tulemusi, siis Baltimaades tuli käivitada täiesti uued eksperimendid. Selle projekti raames algasid ka puutuhaga väetamise alased katsetused Eestis.

Projekt lõppes aastal 2005. Projekti tulemused tervikuna avaldati kirjastuse Springer poolt mahukas teoses (Röser *et al*., 2008), milles tuhkade taaskasutamise võimalustele ja sellega seonduvatele riskidele on pühendatud omaette peatükk (Karltun *et al*., 2008). Eestis tehtud eksperimentide seniseid tulemusi on avaldatud nii teaduslikes kui ka populaarteaduslikes väljaannetes. Kuigi nimetatud projekt lõppes, jätkub sellealane aktiivne uurimistöö kogu maailmas. Uurimistemaatikasse on

tekkinud uued aspektid, näiteks mõjud metsaökosüsteemi teistele komponentidele, radioaktiivsete isotoopide ja raskmetallidega seotud probleemid ja tuhkade kasutamine jääksoode metsastamisel.

Tuhkade koostis ja omadused

Biokütuste põletamisel tekkiva tuha koostis oleneb paljudest teguritest, peamiselt kasutatavast biomassist, põletamise tehnoloogiast ja tuha tekkimise asukohast (lendtuhk, põhjatuhk). Otse metsast saadavate puitkütuste tuhkade koostis ja omadused olenevad eelkõige puidus sisalduvate tuhka moodustavate elementide koosseisust, need aga omakorda puuliigist, puu fraktsioonist, puude kasvutingimustest (kliima, kasvukoht) ja kütuse väärindamise astmest. Soomes tehtud uuringud peamiste kodumaiste kütuseks kasutatavate puuliikide kuuse, männi, haava ja sookase erinevate osade tuhka moodustavate elementide sisalduse kohta näitasid et puud on selles osas väga heterogeensed organismid (Werkelin *et al*., 2005). Tuha sisaldus tüvepuidus ei erinenud oluliselt puuliikide vahel kuid oli veidi madalam (0,3–0,4%) kui okste puidus (0,4–0,6%). Koore tuhasisaldus oli märksa kõrgem: okaspuude ja kase tüvekoores 2,4–2,6%, haava tüvekoores 4,1%, okste koores okaspuudel 3,3–4,1% ja haava koores 6,1%. Kuuse okkad andsid üle kahe korra rohkem tuhka kui männi okkad, vastavalt 5,2% ja 2,5%. Peamiste tuhka moodustavate elementide, kaltsiumi, kaaliumi, magneesiumi, fosfori ja mangaani sisaldus oli kõikide liikide koores kordi kõrgem kui puidus. Leppade tüvepuidu tuhas on leitud üle kahe korra rohkem fosforit kui haava, kuuse ja männi tüvepuidu tuhas, kuuse ja männi tüvepuidu tuhas aga oluliselt rohkem mangaani kui lehtpuude tuhas (Taipale, 1996). On täheldatud, et kõvade lehtpuude tuhk sisaldab oluliselt rohkem fosforit ja kaaliumi kui pehmete lehtpuude tuhk, kuid viimases on rohkem kaltsiumi (Hakkila & Kalaja, 1983)

Isegi ühe ja sama puuliigi puhul on täheldatud puude puidu ja koore keemiliste elementide sisalduse regionaalset varieeruvust (Saarela *et al*., 2005). Tuhasisaldus ning kaaliumi kontsentratsioon olid peaaegu ühesugused Turu saarestikus ja Vaasa piirkonnas kasvanud mändide puidus. Ligikaudu kahekordsed erinevused esinesid aga fosfori, väävli, kaltsiumi ja mangaani puhul. Põhjapoolsete, Vaasa ümbruse mändide koore tuhasisaldus ja samade elementide kontsentratsioonid olid ligikaudu kaks korda kõrgemad kui Turu saarestiku mändidel. Täheldati ka tunduvalt kõrgemaid nikli ja vase kontsentratsioone vasesulatustehase läheduses kasvanud mändide koores.

Korduvkasutusega puitkütuste (lammutuspuit, ehituspuit, raudteeliiprid) tuhkade omadusi mõjutab nende eelnenud töötlemine (Vares *et al*., 2005). Niisugune puit on juba saastatud mitmesuguste immutusainetega, värvide ja lakkidega ning võib sisaldada metalle ja plastmasse (Bockelmann *et al*., 1995). Nende põlemisel tekkivate polüaromaatsete süsivesinike (PAH) kogused puutuhkades on üldiselt väikesed, kuid nende kontsentratsioonid võivad olla väga varieeruvad (Johansson & van Bavel, 2003).

Võtmetegur, mis määrab tuha lõpliku koostise, on kütuse põlemistemperatuur koldes. Puidu põletamisel koduahjudes ning põletamisel tööstuslikes katlamajades, kus põlemistemperatuurid on vastavalt alla 1200 ^{o}C ja üle 2000 ^{o}C, tekkinud tuhkade kogused ja omadused erinevad oluliselt (Naylor & Schmidt, 1986). Etiégni ja Campbell (1991) leidsid et keerdmänni puidu põlemistemperatuuri tõstmisel 538 ^{o}-st kuni 1093 ^{o}-ni vähenes tekkiv tuhakogus 45% võrra. On täheldatud, et põlemistemperatuuri mõju tuha omadustele on aga puuliigiti erinev (Misra *et al*., 1993). Nimetatud

uurimustes selgus, et põlemistemperatuuri suurenemisel väheneb tuhas kaaliumi, väävli ja vase, vähemal määral naatriumi ja tsingi sisaldus. Tuhkade magneesiumi, fosfori, mangaani, alumiiniumi ja raua sisaldus ei muutunud oluliselt põlemistemperatuuri tõstmisel. Leiti ka, et tuhkade koostis sõltub mõnede elementide, näiteks räni, mangaani, raua ja alumiiniumi esinemisest või puudumisest. Need elemendid on omavahelistes sünergistilistes seostes mõjutades mitmesuguste ühendite teket tuhas.

Omaette küsimus on kütuse mittetäielikul põlemisel tekkiv ning peamiselt põhjatuhka jääv mittepõlenud süsinik. Näiteks USA tööstuslikes kateldes tekkinud tuha kogusest moodustas see keskmiselt 26% (Someshwar, 1996). Liigne süsiniku kogus tuhas raskendab tuha keemilist kõvendamist, mis on tuhagraanulite ja –pelletite valmistamisel oluliselt vajalik protseduur. Rootsis kasutatakse selleks otstarbeks just kevadel ja suvel tekkinud tuhka. Sel perioodil katlamajad ei tööta täisvõimsusel, põlemine toimub aeglasemalt ning tuhka jääb suhteliselt vähe mittepõlenud materjali (Sarenbo *et al*., 2005).

Puidu põletamisel säilib valdav osa puidus sisalduvatest anorgaanilistest elementidest tuhas. Kuigi mineraalelemendid esinevad tuhkades suures osas oksiidide või hüdroksiidide kujul, analüüsitakse laboratooriumides siiski nende elementide kontsentratsioonid. Tabelis 1 on toodud näitena tavaliselt määratavate elementide kontsentratsioonid väikeses valikus teadusuuringuteks kasutatud tuhkades. Võrdluseks on toodud Rootsi Põllumajandusülikooli (SLU) tuhkade andmebaasis (Wood Ash…) esitatavad Balti mere regioonist kogutud arvukate puutuhaproovide analüüsil saadud elementide keskmised kontsentratsioonid. Selles andmebaasis on andmed tuh-

Tabel 1. Keemiliste elementide kontsentratsioonid (g/kg) mõnedes uurimistöödes kasutatud puutuhkades ja Rootsi Põllumajandusülikooli (SLU) tuhkade andmebaasis Wood Ash Database.

Table 1. Concentrations (g kg^{-1}) of chemical elements in wood ashes used in some studies and in Wood Ash Database of the Swedish Agricultural University (SLU).

Element *Chemical element*	Allikas / *Source*											
	Silfverberg, 1996	Bramryd & Fransman, 1995	Hytönen, 2003	Jacobson, 2003	Päm *et al.*, 2009	Mandre *et al.*, 2005	Steenari *et al.*, 1999	Ozolinčius *et al.*, 2007	Saarsalmi *et al.*, 2004	SLU		
										Lend-tuhk *Fly ash*	Põh-jatuhk *Bottom ash*	Segu *Mixed fly/bottom*
Ca	226	249	196	137	155	123	120	72	232	202,6	130,39	140,83
K	47,8	74	38,6	64	29,7	48,0	47	5,29	18,2	59,51	43,88	51,2
Mg	32,7	29	19	14	15,6	19,4	12,4	9,45	14,4	20,23	15,39	18,24
Mn	14,9	13	9,1	8	2,72	9,85	9,1		8,4	10,47	6,97	9,14
Fe	22,9		4,1		19,1	0,10	31,6		9,1	26,02	13,37	12,15
Na		5				19,9	6,9			9,34	9,72	5,76
Al		6,8		19		3,3	30,3		50,1	29	26,24	20,28
S		10		11		0,010	40,1		15,2	15,56	0,55	11,98
P	15,5	23	16,6	8	6,14	15,5		1,15	6,8	13,74	9,04	11,14
N				0,1	0,23	0,25				1,0		2,022
Pb		0,099		0,108	0,157	0,076		0,004	0,027	0,183	0,041	0,078
Cu		0,148		0,108	0,069	0,197	0,12	0,013	0,08	0,146	0,087	0,114
B	0,27	0,3	0,2	0,304		1,56				0,283	0,078	0,22
Cd		0,012		0,012	0,012		0,014	0,001	0,006	0,023	0,002	0,007
Cr		0,016		0,056	0,068		0,036	0,01		0,083	0,076	0,068
Si				56			137			127,36	252,94	150,15

kades sisalduvate elementide ja mõnede ühendite kohta esitatud olenevalt kasutatavast põletustehnoloogiast ning kütuse ja tuha liigist. Mõnede elementide suurt varieeruvust võib teataval määral põhjustada peale ülaltoodud põhjuste ka erinevate meetodite kasutamine tuhkades sisalduvate elementide kontsentratsioonide määramisel tabeli koostamisel kasutatud uuringutes. Pealegi ei ole mitmes töös analüüsimetoodikat kirjeldatud. See kehtib ka turbatuhkade kohta tabelis 2. Sellest hoolimata annavad tabelites toodud andmed ettekujutuse tuhkades enamesinevate elementide kontsentratsioonide suurusjärkude kohta.

Peale tabelis toodud elementide sisaldub tuhkades arvukalt teisi, vähemlevinud ja väikese kontsentratsiooniga elemente ja ühendeid. SLU andmebaasidest selgub, et kõikidest tuhkadest on kokku määratud ligikaudu 50 keemilist elementi ja ühendit, puutuhast (lendtuhk ja põhjatuhk) on määratud üle 30 elemendi, sealhulgas mitmed haruldased mikroelemendid nagu nioobium, lantaan, seleen, tsirkoonium ja vanaadium.

Tabelist 1 nähtub, et valdava osa puutuha koostisest moodustavad makroelemendid kaltsium, kaalium, magneesium, väävel ja fosfor. Väävli kontsentratsioonide kohta on andmeid vähe, kuna selle elemendi kontsentratsioone tuhas tavaliselt ei määrata, eeldades et suurem osa väävlist lendub põlemisgaasidega. Siiski on mõned uuringud (Obernberger, 1998) näidanud, et biokütuste tuhas säilib kuni 90% väävlist ja ülejäänud osa lendub SO_2 ja SO_3 kujul. Süsinikku ja lämmastikku säilib tuhas minimaalselt, kuna põlemise käigus nad oksüdeeruvad gaasilisteks ühenditeks ja lenduvad. Siiski võib tuhas leiduda puidusöena kütuse mittetäieliku põlemise tulemusena põlemata ehk nn. jääksüsinikku.

Raskmetallidest leidub puutuhas enamasti mangaani, rauda, alumiiniumi, vaske, naatriumi, pliid, kroomi ja kaadmiumi. Kuigi raskmetallide sisaldused tuhkades on võrreldes makroelementidega suhteliselt väikesed, on nad keskkonnale ohtlikud. Selles suhtes pööratakse erilist tähelepanu kaadmiumi sisaldusele, kuna tema lahustuvad vormid on mullas liikuvad, taimede poolt kergesti omastatavad ning kõrgete kontsentratsioonide puhul toksilised nii taimedele kui ka mikroorganismidele (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

Turvas tekib soos kasvavate sammalde, rohttaimede ja puidu jäänuste mittetäielikul lagunemisel niiskes ja õhuvaeses keskkonnas ja ladestumisel koos mineraalainetega. Üheks turvasmulla viljakust iseloomustavaks näitajaks peetakse turba mineraalainete sisaldust ehk tuhasust (Valk, 1988). Turba toitainete sisaldus oleneb paljudest teguritest: turba botaanilisest koosseisust, turba lagunemisastmest, sademete ja tuule kaudu levivate ja turbasse ladestuvate mineraalainete koosseisust ja hulgast. (Davis, 1981). Tuleb silmas pidada, et viimastest moodustab suurema osa liiv, mis võib peale sademete ja tuule abil levimise turbasse sattuda ka turba töötlemise ja transpordi käigus (Alakangas, 2000). Eesti rabade turvasmulla tuhasisaldus jääb vahemikku 1,3–6,2%, sõltudes rabatüübist, turba lagunemisastmest, botaanilisest koosseisust, paiknemiskohast rabas, kuivendamisest ja turbasse sattunud lisandite kogustest ja omadustest (Valk, 1988). Kütteturba tuhasisaldus on keskmiselt 4–6% (Taipale, 1996).

Turbatuha keemiline koosseis erineb oluliselt puidutuhast ning varieerub suurtes piirides sõltuvalt kasutatud turba liigist, turba varumise paikkonnast ning tuha liigist (põhjatuhk, lendtuhk). Mõningaid kirjanduses esinevaid andmeid turbatuha keemilise koostise kohta on toodud tabelis 2. Tabelites 1 ja 2 toodud andmete võrdlemisel selgub, et puutuhkadega võrreldes sisaldab turbatuhk oluliselt vähem mineraalaineid. Tuha koostisest moodustavad suurema osa räni, raud ja alumiinium, nen-

Tabel 2. Keemiliste elementide kontsentratsioonid (g/kg) mõnedes uurimistöödes kasutatud turbatuhkades ja Rootsi Põllumajandusülikooli (SLU) tuhkade andmebaasis Wood Ash Database.
Table 2. Concentrations (g kg–1) of chemical elements in peat ashes used in some studies and in Wood Ash Database of the Swedish Agricultural University (SLU).

Element *Chemical element*	Allikas / *Source*								
	Steenari *et al.*, 1999	Nieminen *et al.*, 2005	Hytönen, 1998	Hytönen, 2003	Taipale, 1996	Huttunen & Kujala, 2001	Pärn *et al.*, 2009	SLU	
								Lendtuhk *Fly ash*	Tüüp teadmata *Unknown*
Ca	67,8	74,5	43,9	67	40–120	106	238	57,3	52,4
K	7,2	3,9	1,5	3,7	8–58	1,41	5,2	4,2	2,6
Mg	6,0	10,9	5,2	9	6–24	12,5	18	38,2	6,3
Mn	4,8	1,6	1,25	1,3	0,8–2,3	1,7	3,07	4,2	1,1
Fe	74,4	60,4	61,5	47	70–250	244	44,9	176,3	67,8
Na	3,1	2,4			7–22	1,09			0,16
Al	112	29			30–150	47,5			20,7
S	7,9	3,7			1,6–16	9,45			3,35
P		6,9	8,8	12,7	4–57	13,2	2,01	13,9	9,4
N							1,39		22
Pb		0,063			0,075–0,97	0,035	0,073		0,073
Cu	0,031	0,066	0,026		0,06–0,16	0,086	0,031	0,094	0,05
B		0,037		0,02				0,075	0,052
Cd	0,008	<0,002			0,003–0,041	0,004	0,003		0,003
Cr	0,017	0,08			0,04–0,13	0,212	0,015		0,08
Si	186				150–240				13,4

dest kahte viimast isegi rohkem kui puutuhas. Just nende elementide suur sisaldus põhjustab kõrgel temperatuuril tuhkade sulamisel raua-aluminosilikaatide ja kaltsium-raua-aluminosilikaatide teket, mis sadestuvad šlakina katelseadmete seintele (Heikkinen *et al*., 1998). Kuigi turbamullad on üldiselt kaltsiumivaesed, on mõnedes tuhkades võrreldes teiste elementidega täheldatud kõrgeid kaltsiumisisaldusi. Väikese mineraalainete sisalduse tõttu ei peeta turbatuha kasutamist metsa ja põldude väetamiseks otstarbekaks. Tehnilistest ja keskkonnakaitselistest aspektidest lähtuvalt oleks turbatuhk kasutatav näiteks tee-ehitusel täitepinnasena ja asfaldi valmistamisel täiteainena (Huttunen & Kujala, 2001). Siiski on saadud positiivseid tulemusi ka turbatuha väetisena kasutamisel, näiteks ammendatud turbakarjääride metsastamisel (Hytönen, 1998).

Tuhkade iseloomulikuks omaduseks on nende kõrge leeliselisus (pH_{H2O} = 11–13) (Mandre *et al*., 2005; Pärn *et al*., 2009). Mulda viimisel omavad tuhad mulla happesusele neutraliseerivat mõju. Tuha kõrge leeliselisuse mõjul võivad otsese kontakti korral kahjustuda taimekoed, eriti kui kasutatakse lahtist, tolmukujulist tuhka (Kellner & Weibull, 1998). Lahtise tuha külvamine võib selle hea lenduvuse tõttu sattuda sissehingamisel seda teostavate inimestele hingamisteedesse (Juntunen, 1982). On täheldatud külviseadmete osade kiiret kulumist (Hakkila & Kalaja, 1983; Hakkila, 1989). Nende kahjulike mõjude vältimiseks või vähendamiseks soovitatakse tuhad enne kasutamist stabiliseerida (Steenari & Lindqvist, 1997). Stabiliseerimine toimub tuhkade isekõvenemisena ladustamiskohtades, tuhagraanulite või -pelletite valmistamisena. Kõigi nende tehnoloogiate puhul segatakse tuhk veega, granuleerimisel või pelletite valmistamisel lisatakse kõvendajat (näit. dolomiiti). Kõvenemisprotsessis moodustuvad hüdroksiidid, mis omakorda karboniseeruvad (näiteks kaltsiumhüdroksiid muutub kaltsiumkarbonaadiks ehk kaltsiidiks). Tekkinud produktid lahustuvad vees tunduvalt aeglasemalt ja on vähem reaktiivsed kui töötlemata tuhk.

Tuhkade mõju mullaomadustele

Väetamiskatsed tuhkadega on enamikel juhtudel näidanud, et väetamise tagajärjel mulla reaktsioon muutub neutraalsuse suunas. Turvasmuldadel ilmneb tuhkade mõju mulla pH suurenemisele varsti pärast väetamist (Hytönen, 1998; Klemedtsson *et al*., 2010) ja kestab kauem. Soome soode väetamiskatsete puhul oli 30 aastat pärast puutuhaga väetamist mulla ülemise kihi pH kahe ühiku võrra kõrgem kui väetamata aladel (Silfverberg & Hotanen, 1989). Turbatuhaga väetamisel suurenes turvasmulla pH oluliselt just suuremate tuhakoguste korral: tuhakogus 640 t/ha muutis mulla praktiliselt neutraalseks (pH = 7,4) (Hytönen, 1998). Mineraalmuldade puhul täheldatakse üldiselt mulla pH tõusu 1–1,5 ühiku võrra, kuid üldist reeglipärasust ilmselt ei esine. Suurem on tõus tavaliselt mulla ülemises – huumushorisondis – ja suuremate tuhakoguste korral. Mineraalhorisontides on muutused väiksemad. Sarnased tulemused saadi ka Eesti Maaülikooli metsandus- ja maaehitusinstituudi ökofüsioloogia osakonna poolt 20-aastases männinoorendikus tehtud puutuhatuhaga väetamise katsetel (Pärn, 2004). Tuhaga väetatud katsealade mineraalmulla (B horisont) pH suurenes juba väetamise aasta sügiseks keskmiselt ühe ühiku võrra. Järgnevatel aastatel täheldati küll nende muldade pH vähenemist, kuid jäi siiski kõrgemaks enne väetamist olnud tasemest.

Mulla neutraliseerumise määr oleneb ilmselt kasutatud tuhkade ja mulla omadustest. Soomes tehtud tuhaga väetamise katsetel (Saarsalmi *et al*., 2001), milles *Calluna*-, *Vaccinium*- ja *Myrtillus*-tüübi noori kuuse- ja männikultuure väetati puutuha kogusega 3 t/ha, selgus, et mulla huumushorisondi pH tõusis oluliselt (1,1–1,5 ühiku võrra), kuid kõige enam madalaima esialgse pH väärtusega *Calluna*-tüübi proovialal. Uuringud on näidanud, et mulla mineraalhorisontide puhul kulub teatud aeg, enne kui puutuha neutraliseeriv mõju algab. Ka antud katse puhul mineraalhorisontide pH siiski oluliselt ei suurenenud. Rootsis tehtud katsed (Eriksson *et al*., 1998) näitasid, et võrreldes granuleeritud puutuha ja puu- ning turbatuha seguga omas suurimat mõju lahtine puutuhk. Nagu soomuldadel, kestab ka mineraalmuldade puhul puutuha neutraliseeriv mõju pikka aega: eelpool tsiteeritud Soome katse muldadel täheldati 16 aastat pärast tuhaga väetamist 0,6–1,0 ühiku võrra suuremaid huumushorisondi pH väärtusi võrreldes nende katse-eelsete väärtustega, kusjuures mõnevõrra oli suurenenud ka huumushorisondi all asuva mineraalmulla vastav näitaja. Mõnedel juhtudel on märgatud pH teatavat vähenemist vahetult peale tuha lisamist ning selle suurenemist umbes aasta pärast.

Tuhkade suure mineraalainete sisalduse tõttu suurenevad mullas peamiste taimetoitainete, kaltsiumi, magneesiumi ja kaaliumi kontsentratsioonid (Eriksson *et al*., 1998; Saarsalmi *et al*., 2001, 2005). Mineraalmuldade puhul ilmneb kontsentratsioonide suurenemine selgemini ja kiiremini huumushorisondis. Siiski on mõnede elementide, näiteks kaaliumi ja magneesiumi puhul nende sisalduse suurenemist huumushorisondis täheldatud alles mitme aasta pärast (Saarsalmi *et al*., 2001). Mullaprofiili mineraalhorisontidesse jõuavad tuhkadega manustatud taimetoitained hiljem ning nende kontsentratsioonide suurenemine on tuntav suuremate tuhakoguste kasutamise korral. Tuhkade, eriti puutuha fosforisisaldus on suhteliselt kõrge. Seega võiks oodata tema kontsentratsioonide olulist suurenemist mullas. Uurimistulemused näitavad siiski, et tuhkadega väetamine mineraalmuldade fosforisisaldust oluliselt ei suurenda või toimub see ainult suuremate tuhakoguste kasutamise korral ning tuntavalt ainult mulla ülemises kihis (Saarsalmi *et al*., 2005). Tuhkade lämmastikusisaldus on väike, kuna lämmastikuühendid lenduvad põlemisel. Seetõttu tuhka-

dega väetamisel mulla lämmastikusisalduse suurenemist üldiselt ei ole täheldatud. Mõningatel juhtudel on täheldatud, et mulla lämmastikusisaldus on pärast väetamist hoopis vähenenud. Põhjusteks võivad olla lämmastiku suurem tarbimine taimede poolt väetamise tagajärjel hoogustunud kasvu tõttu, lämmastiku sidumine suurenenud mikroobsesse biomassi ning lämmastikühendite (ammoniaagi) lendumine atmosfääri metsakõdu lagunemisel.

Soomuldade (v.a. rabamuldade) lämmastikuvarud on üldiselt märkimisväärsed. Soomuldades on lämmastik peamiselt orgaaniliste ühendite koosseisus, seega enamasti taimede poolt mitteomastataval kujul. Tuhkade väetav mõju soodustab taimede kasvu. Selle käigus seotakse omastatavat lämmastikku taimedesse rohkem. Seega oleks oodata tuhkadega väetamisel sarnaselt mineraalmuldadega ka soomuldade lämmastikusisalduse vähenemist. Uuringute tulemusena nii puu- kui ka turbatuhaga väetamisel seda siiski ei tuvastatud (Silfverberg & Huikari, 1985; Silfverberg & Hotanen, 1989; Hytönen, 1998). Põhjuseks on ilmselt turbas leiduva orgaanilise lämmastiku mineraliseerumise intensiivistumine. See tuleneb omakorda mikroorganismide elutegevuse aktiviseerumisest tuhkadest põhjustatud mulla happesuse vähenemisel (Weber *et al*., 1985; Perkiömäki & Fritze, 2002; Zimmerman & Frey, 2002).

Tuhad sisaldavad mikroelemente, mõningaid neist (mangaan, vask, raud, tsink) suhteliselt suures koguses. Tuhkade manustamisega mulda kaasneb nende elementide kontsentratsioonide suurenemine mullas, eriti huumushorisondis ja enam-vähem proportsionaalselt kasutatud tuhakogustega (Saarsalmi *et al*., 2005). Statistiliselt olulised muutused esinevad siiski suuremate tuhakoguste (2,5–5,0 t/ha) kasutamise korral. Soode turvasmuldade väetamisel puutuhaga olid mulla ülemises 10 cm tüseduses kihis mangaani, raua, tsingi vase ja boori kontsentratsioonid suurenenud vähe, kuigi väetamisest oli möödunud üle viiekümne aasta (Moilanen *et al*., 2002).

Puude kasvu muutused tuhkadega väetamisel

Mitmesugustes mullatingimustes läbi viidud väetamiskatsed tuhkadega on andnud puude juurdekasvude osas erinevaid, nii positiivseid kui ka negatiivseid tulemusi. Häid tulemusi on saadud soode väetamisel. Näitena olgu siinkohal ülalmainitud Soome soode väetamiskatsete tulemused (Silfverberg & Hotanen, 1989; Silfverberg & Issakainen 1996.). Nimetatud katsealasid väetati 1947. aastal puutuha kogustega 8 t/ha ja 16 t/ha. Katsealal kasvava puistu tagavara väetamisaastal oli 4 tm/ha. 1987. aastal, 41 aastat pärast väetamist, oli puistute tagavara vastavalt 304 tm/ha ja 387 tm/ha, väetamata kontrollalal ainult 8 tm/ha. Keskmine aastane juurdekasv oli seega 7,3 tm/ha ja 9,4 tm/ha aastas, kontrollalal 0,2 tm/ha aastas. Parimatel aastatel ületas juurdekasv tuhakogusega 16 t/ha väetatud alal isegi 15 tm/ha aastas. Samadel proovialadel 1994. aastal tehtud kordusmõõtmised andsid keskmise aastase juurdekasvu veelgi paremad tulemused: 7,5 tm/ha ja 9,8 tm/ha aastas (Moilanen *et al*., 2002).

Autorid näevad niisuguse juurdekasvu peamiste põhjustena mineraalsete taimetoitainete sisalduse olulist suurenemist mullas, aga samuti ka mulla lämmastikusisalduse suurenemist mullas mikroorganismide elutegevuse aktiviseerumise tulemusena.

Turvasmuldade väetamine tuhkadega andis häid tulemusi ka Eesti Maaülikooli metsandus- ja maaehitusinstituudi ökofüsioloogia osakonna poolt tehtud eksperimendis, milles turbapottidesse istutatud arukase ja sanglepa seemikuid väetati puu-

tuhaga, turbatuhaga ja nende seguga (75% turbatuhka + 25% puutuhka) (Pärn *et al.*, 2009; Mandre *et al.*, 2010). Kasutatud tuhakogused olid 0,25 kg/m^2 ja 1,0 kg/m^2. Kaseseemikute keskmine kõrgus eksperimendi algul oli 26,0 cm ja keskmine juurekaela läbimõõt 0,31 cm, sanglepa seemikute samad näitajad olid vastavalt 25,3 cm ja 0,58 cm. Teise vegetatsiooniperioodi lõpuks olid kased, mis olid istutatud turbatuha ja puutuha-turbatuha seguga väetatud turbasse, kasvanud vastavalt 4,4 ja 4,1 korda kõrgemaks, võrreldes nende kõrgusega eksperimendi algul. Sealjuures täheldati intensiivsemat kõrguskasvu suuremate tuhakoguste kasutamisel. Väetamata turbal ja ainult puutuhaga väetatud turbal kasvanud kaskede kõrgus suurenes vähem kui 4 korda. Sanglepa seemikuid väetati ainult puutuhaga, kuid samasuguste kogustega. Esimese vegetatsiooniperioodi lõpul olid kõikide väetatud variantide seemikute kõrgus ja juurekaela diameeter suuremad kui väetamata kontrollvariandi seemikutel, kuid erinevused ei olnud olulised. Parimat kasvu näitasid tuhakogusega 0,5 kg/m^2 väetatud seemikud. Turbavarumisega ammendatud jääksoode väetamine puu- ja turbatuhaga Põhja-Soomes soodustas nii kaseseemne idanemist ja looduslikku uuenemist kui ka seemikute kasvu (Huotari *et al.*, 2008). Saadud tulemused näitasid, et ka turbatuhka võib, eriti segus puutuhaga, edukalt kasutada turvasmuldade väetamiseks.

Mineraalmuldade puhul ei ole tuhaga väetamisel olulist juurdekasvu suurenemist üldiselt saavutatud ning tulemused on olnud ka tihti vasturääkivad (Moilanen & Issakainen, 2000; Jacobson, 2003; Saarsalmi *et al.*, 2005). Eesti Maaülikooli metsandus- ja maaehitusinstituudi ökofüsioloogia osakonna ülalmainitud tuhaga väetamise katsel männinoorendikus selgus, et puude rinnasdiameeter ja kõrgus on eksperimendi jooksul suurenenud kõige enam tuhakogusega 2,5 t/ha väetatud variandis (Mandre *et al.*, 2005). Tuhakogusega 5,0 t/ha väetatud katsevariandi puude jämeduskasvu suurenemine on olnud aeglasem ja kõrguskasvu suurenemine enam-vähem võrdne väetamata kontrollvariandi puudega.

Mineraalmuldadel on teatavasti puude kasvu limiteerivaks teguriks lämmastikuvaru mullas. Kuni lämmastik jääb kasvu limiteerivaks taimetoitaineks, ei mõjuta teiste väetiste lisamine puude kasvu oluliselt. Kuna puutuhk sisaldab lämmastikku vähe, on tema väetav mõju mineraalmuldadel ootuspäraselt väike. Kombineeritud väetamiskatsetes Soome nõmme- ja palumännikutes ja -kuusikutes, kus väetati lämmastikuga ning lämmastiku ja puutuha seguga (120–150 kg N ha ja 3 t tuhka ha), ei saadud tulemusi, mis oleks viidanud puutuha positiivsele mõjule puude kasvule (Saarsalmi *et al.*, 2004). Teises samasuguses katses (180 kg N ha ja 4,5 t tuhka ha) ilmnes puutuha positiivne mõju puude kasvule alles 10 aasta pärast, s.t. siis, kui lämmastik ei limiteerinud enam puude kasvu (Moilanen & Issakainen, 2000). Üldiselt on kujunenud arusaam, et mineraalmuldadel ei ole puutuhaga väetamise eesmärk saavutada kiiresti puude juurdekasvu paranemist, vaid pigem tuleb puutuhka käsitleda kui arvestatavat taimetoitainete allikat mullas, millest toitained vabanevad pika aja jooksul (Jacobson, 2003).

Ökoloogilised kõrvalmõjud tuhkade väetisena kasutamisel

Tuhkade väetisena kasutamise kõrvalmõjud seisnevad peamiselt tuhkades sisalduvate toksiliste ainete sattumises aineringesse ning lõpuks ladestumises elusorganismide, sh inimeste kudedesse. Puidu põletamisel kontsentreeruvad tuhka puidus leiduvad raskmetallid ja radioaktiivsed osised ning polüaromaatsed süsivesikud (PAH).

Raskmetallid. Paljud raskmetallid, näiteks mangaan, raud, boor, vask, nikkel ja tsink on taimedele vajalikud toitained, kuid taimed kasutavad neid oma elutegevuseks ja kasvamiseks väga väikestes kogustes. Kõrgete kontsentratsioonide puhul mullas muutuvad need elemendid taimedele toksilisteks (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Samuti satuvad tuhkadega mulda inimese tervisele ohtlikud elemendid, nagu arseen, kaadmium, elavhõbe ja plii. Mulda sattuvate raskmetallide hulk sõltub oluliselt kasutatavate tuhkade omadustest ja kogustest. Ameerika Ühendriikides tehtud uuringud on näidanud, et tuhakoguste kuni 10 t/ha kasutamise puhul jäävad raskmetallide kontsentratsioonid mullas kuni kaks korda madalamaks USA Keskkonnakaitse agentuuri poolt lubatavatest piirmääradest (Vance, 1996). Metsaökosüsteemide puhul peitub tuhas sisalduvate raskmetallide oht esiteks nende sattumises toiduahelatesse seentesse ja marjadesse ladestumise tagajärjel. Teiseks võivad raskmetallid häirida mükoriisa moodustumist puujuurtel (Ohtonen & Tuohenmaa, 1999) ja mulla mikroorganismide elutegevust, mõjutades seega kaudselt ka puu kasvu.

Puutuhas sisalduvate raskmetallide seas peetakse tema suure toksilisuse ja liikuvuse tõttu kõige ohtlikumaks kaadmiumi. Kaadmiumi sisaldus on suurem puutuha peenemates fraktsioonides, seega kontsentreerub ta peamiselt lendtuhas. Põhjatuhas on tema sisaldus nullilähedane. Moodsates küttesüsteemides tekib suurem osa tuhast just lendtuhana. Seda tuhaliiki kasutataksegi peamiselt metsade väetamisel Skandinaaviamaades (Eriksson *et al*., 1998). Keskkonna kaadmiumiga saastamise risk tuhkade väetisena kasutamisel ei olene ainult kaadmiumi üldisest kontsentratsioonist puutuhkades, vaid ka tema ühendite lahustuvusest. Mullalahuses lahustudes muutuvad paljud nendest taimede poolt hästi omastatavaks, sattudes niiviisi toiduahelatesse (Kabata-Pendias & Pendias, 1992). Käesolevaks ajaks ei ole veel piisavalt andmeid kaadmiumi (samuti ka teiste raskmetallide) liikumise teede ja mõjude kohta metsaökosüsteemidele, selleks et anda soovitusi kasutatavate tuhkade piirnormide kohta. Tuha kaadmiumisisaldus varieerub piirides 1–30 mg tuha kilogrammi kohta (Steenari & Lindqvist, 1997). Sellest suurema kontsentratsiooniga tuhkasid ei soovitata, vähemalt Skandinaaviamaades, metsade ja põldude väetamiseks kasutada (Haglund & Expert group, 2008). Mõned seni tehtud uuringud (Perkiömäki, 2004; Kepanen *et al*., 2005) on näidanud, et puutuha kasutamisel koguses kuni 10 t/ha ei suurene omastatava kaadmiumi hulk muldades taimedele ja mulla mikrofloorale ohtliku kontsentratsioonini. Sealjuures ilmnes ka, et stabiliseeritud tuhkade kasutamisel väheneb kaadmiumi liikuvus mullas isegi juhul, kui tema kontsentratsioonid on küllaltki kõrged. Pikaajaliste (13–52 aastat) väetamiskatsete puhul on täheldatud isegi raskmetallide kontsentratsioonide vähenemist marjades ja seentes võrreldes kontrollaladega (Moilanen *et al*., 2006).

Raskmetallide omastamine seente poolt on liigispetsiifiline. Puitulagundavates ja mükoriisaseentes on raskmetallide sisaldus suhteliselt väiksem, võrreldes muude seentega (Lodenius *et al*., 1981), kuid ka nende hulgas suure varieeruvusega. Lodenius *et al*. (2002) leidsid, et puutuhaga, milles kaadmiumi kontsentratsioon oli 9,2 mg/kg, väetamisel (4,8 t/ha) suurenes kaadmiumi sisaldus makroseentes esimese kahe aasta jooksul, kuid stabiliseerus hiljem. Väetamiskatses, mille puhul kasutati tavalist puutuhka ja kaadmiumiga rikastatud (400 mg/kg) puutuhka külvikoguses 3 t/ha, ei täheldatud kaadmiumi kontsentratsioonide suurenemist männiriisikas ja musta kukemarja marjades tavalise puutuhaga väetamisel, küll aga kaadmiumiga rikastatud puutuha kasutamise puhul 4-aastase katseperioodi jooksul (Perkiömäki *et al*., 2003).

Ülalpool mainitud Eestis tehtud tuhakatsetes kasutati põhjatuhka, mille kaadmiumi kontsentratsioon oli alla 1 mg/kg. Mullas jäi tema kontsentratsioon allapoole määramispiiri.

Radioaktiivsus. Igale piirkonnale on omane looduslik radioaktiivne foon, mille allikaks on kosmiline kiirgus ja maakoores esinevatest radioaktiivsetest mineraalidest pärinev kiirgus. Mulla radioaktiivsuse looduslik nivoo oleneb aluspõhja ja mulla lähtekivimi füüsikalistest ja keemilistest omadustest (UNSCEAR, 2000). Keskkonna antropogeenset radioaktiivset saastatust põhjustavad radioaktiivsete jäätmete puudulik käitlemine, radioaktiivsete maakide kaevandamine ja töötlemine, fossiilsete kütuste põletamine, tuumakatsetused ja katastroofid tuumaelektrijaamades.

Radioaktiivsete isotoopide sisaldus saastamata aladelt varutud biokütuste tuhas ei kujuta endast tõsist probleemi. Rootsis ja Soomes on täheldatud radioaktiivsete osiste depositsiooni suurenemist metsaökosüsteemidesse 1986. a. Tšernobõli tuumakatastroofi tagajärjel (Ravila & Holm, 1996; Högbom & Nohrstedt, 2001a, b; Rantavaara & Aro, 2009). Sadenenud isotoopide hulgas oli kõige rohkem radioaktiivset tseesiumi ^{137}Cs, mille pooldumisaeg on 30 aastat. Suur osa sellest sadenes puude võrastikku, kuid kanti sealt varisega ja sademete poolt mahapestuna järk-järgult mulda. Uuringud näitasid, et 1–5 aastat pärast sadenemist säilis puude maapealses osas 3–8% sadenenud radioaktiivse tseesiumi kogusest (Nylen & Grip, 1997). Puude biomassis sisalduv ^{137}Cs kontsentreerub põletamisel puutuhas. Radioaktiivselt saastatud puutuha kasutamine puhta keskkonnaga metsade väetamisel mõjutab selle ala radioaktiivsuse taset ning radioaktiivsed isotoobid võivad kontsentreeruda seentesse ja marjadesse (Bakken & Olsen, 1990). Radioaktiivsete ainete liikumise teed ja mõjud metsaökosüsteemidele ning puutuha osa selles ei ole veel siiski selged. Rootsis tehtud uuringud andsid selles osas vastandlikke tulemusi. Ühe testi puhul ei muutnud radioaktiivse tseesiumiga saastatud puutuha (3 t/ha) lisamine mulla radioaktiivsuse taset ning ühe prooviala mullas see isegi vähenes (Högbom & Nohrstedt, 2001b), teise puhul (Ravila & Holm, 1996) täheldati aga osa radioaktiivse tseesiumi leostumist mulda ning mulla kaudu puudesse 5 aasta jooksul pärast tuha külvi. Puutuha mulda lisamise tulemusena vähenes ^{137}Cs kontsentratsioon pohla marjades, sõltudes selgelt tuhaga mulda lisanduvate magneesiumi, kaltsiumi, kaaliumi ja fosfori kontsentratsioonidest (Levula *et al*., 2000).

Rootsi Radiatsiooni Kaitse Instituut soovitab mitte kasutada metsade väetamiseks tuhkasid, mille radioaktiivsus ületab 5 kBq/kg (Ravila & Holm, 1996). Väetamiseks ei soovitata samuti kasutada tuhka, mis on saadud radioaktiivsete saasteallikate lähedusest või geoloogiliselt kõrge radioaktiivsuse fooniga aladelt varutud puidu põletamisel. Seniste teadmiste põhjal ei ole alust väita, et tuhkadega väetamisest põhjustatud metsamuldade radioaktiivsus oleks suurem kui looduslik foon või depositsioon atmosfäärist. Tänu kaaliumi, mida sisaldub puutuhas palju, ja tseesiumi antagonismile võib mullas puude juurte tsoonis selle sisaldus ja seega ka omastatavus puude poolt pikkamööda väheneda (Högbom & Nohrstedt, 2001a).

Mõju alustaimestikule. Tuhkade mõju puistute alustaimestikule on mitmekesine ja sõltub puistu vanusest ja arenguklassist (Pihlström *et al*., 2000), kasvukoha viljakusest (Arvidsson *et al*., 2002) ning kasutatava tuha kogusest ja vormist (Kellner & Weibull, 1998; Jacobson & Gustafsson, 2001). Arvukate sellealaste tööde tulemuste kokkuvõttena võib üldistada, et puutuhaga väetamise korral metsarohttaimede katvus suureneb. Puhmastaimede osas on täheldatud mõnedes uuringutes katvuse suurenemist (Levula *et al*., 2000; Jacobson & Gustafsson, 2001), teistes aga samade liikide katvuse vähenemist (Pihlström *et al*., 2000). Samasugune olukord esi-

neb ka pohla ja mustika marjasaakide suuruse osas (Silfverberg & Issakainen, 1991; Moilanen & Issakainen, 2000) Sammalde ja samblike puhul võib esineda kõrvetuskahjustusi ning nende katvuse vähenemist (Kellner & Weibull, 1998), kuid neid nähtusi pole ilmnenud kõikides uuringutes (Kellner& Weibull, 1998; Levula *et al*., 2000). Mineraalmuldadel kasvavate metsade alustaimestikus on ülalnimetatud muutused suhteliselt väikesed ning piirduvad ainult liikide ohtruse muutustega. Olulisi muutusi vegetatsiooni liigilises koosseisus ei ole toimunud. Soodes on muutused drastilisemad. Tuha pikaajalise mõju tulemusena on suurenenud rohundite ja kõrreliste katvus ja nitrofiilsete taimede, näiteks ahtalehise põdrakanepi sissetung kooslustesse (Silfverberg & Hotanen, 1989; Moilanen *et al*., 2002) ning toimub turbasammalde asendumine metsasammaldega (Silfverberg & Huikari, 1985).

Mõju faunale. Teaduslikke andmeid tuhkade mõjust faunale on vähe. Tuha olulisem mõju seisneb raskmetallide ja radionukliidide sisalduse muutustes loomade, peamiselt meso- ja mikrofauna organismis. M. Lodenius koos kolleegidega (2002) leidsid, et puutuhaga (4,8 t/ha) väetatud alalt püütud taimetoiduliste uruhiirte lihastes, maksas ja neerudes oli oluliselt vähem kaadmiumi kui väetamata alal elutsenud loomade samades organites. Putuktoiduliste karihiirte puhul oli olukord vastupidine. Erinevusi selgitati nende loomakeste erinevate toitumistavadega. Kuklaste kehas sisalduva kaadmiumi kontsentratsioonid ei erinenud oluliselt puutuhaga väetatud kui ka väetamata aladel (Lodenius *et al*., 2009).

H. Lundkvist´i uuringust (1998) selgus, et Rootsi okaspuumetsades mulla mesofaunasse kuuluva kõdulagundaja, valgeliimuklaste sugukonda kuuluva *Cognettia sphagnetorum´*i arvukus ei vähenenud oluliselt puutuhaga väetamisel (3,2 t/ha), võrreldes väetamata kontrollalaga. Suurema koguse (8 t/ha) kasutamisel oli märgata nende ümberasumist ülemisest 0–1 cm tüsedusest kihist allapoole. Vihmausside populatsioon isegi suurenes mõnevõrra. Lõpptulemusena järeldati, et puutuha kogused, mis on soovitatud raiejäätmete koristamisest tingitud metsamuldade taimetoitainete varude kao taastamiseks, ei põhjusta mulla faunale olulist kahju.

Palju rohkem on uuritud tuhkade mõju mulla mikroorganismidele. Üldine seisukoht on, et mulla pH tõus on peamine tegur, mis põhjustab bakterite populatsiooni tunduvat suurenemist ning metsakõdu lagunemise intensiivistumist selle tagajärjel (Weber *et al*., 1985; Fritze *et al*., 1994; Zimmermann & Frey, 2002). Kuigi mikroobide biomass ei pruugi alati suureneda, on suurem osa boreaalsetes metsades tehtud uuringuid tuvastanud nende elutegevuse intensiivistumist (näit. Raison & McGarity, 1980; Bååth & Arnebrant, 1994; Fritze *et al*., 2000; Hagerberg & Wallander, 2002; Mahmood *et al*., 2003). Tuhaga väetamise tagajärjel suureneb mulla hingamine, lämmastiku mobiliseerumine ja tselluloossete ainete lagunemise intensiivsus (Karsisto, 1979; Bååth & Arnebrant, 1994). Vastupidiselt mineraalmuldadele vähenes oligotroofsete turvasmuldade väetamisel tuhakogustega kuni 3,3 t/ha mikroobne biomass ja lämmastiku mineraliseerumine (Björk *et al*., 2010). Uuringud ei ole tuvastanud ka puitu lagundavate seente maa-aluse osa biomassi vähenemist, võrreldes kontrollalaga isegi tuhakoguse 5 t/ha korral (Frostegård *et al*., 1993). Turvasmuldade puhul on täheldatud puutuha samasugust mõju mikroorganismidele: suurenes hingamise aktiivsus (Silvola *et al*., 1985), okaste (Silfverberg & Hotanen, 1989) ja tselluloosi (Moilanen *et al*., 2002) lagunemisaste. Karsisto (1979) täheldas suuremat bakterite arvukust soomullas isegi 53 aastat pärast puutuhaga väetamist. Huumuse mikroorganismide kahjustusi ei täheldatud Perkiömäki *et al*. (2003) uuringu tulemusena.

Kokkuvõte

Biokütuste põletamisel energeetikaettevõtetes koguneb suurtes kogustes tuhka, mis vajab utiliseerimist. Arvukates uurimistöödes, mis käsitlevad tuhkade kasutamisvõimalusi metsamaade väetamiseks, on saadud valdavalt positiivseid tulemusi, kuid on täheldatud ka kahjulikke mõjusid. Vaatamata mõningal määral negatiivsetele keskkonnamõjudele on metsade väetamine puutuhaga kujunenud metsamajanduslikuks võtteks, mille kasutamine kaasajal üha laieneb. Eestis on tuhkade kasutamisega seonduv piirdunud katsetöödega, kuid saadud esialgsed tulemused näitavad, et on täiesti võimalik ja põhjendatud energiatootmisel tekkinud tuhkasid taaskasutada kasvõi näiteks jääksoode metsastamisel energiametsade rajamisel.

Tänuavaldus. Käesolev töö on valminud Eesti Vabariigi Haridus- ja Teadusministeeriumi rahalisel toetusel sihtfinantseeritava teema 0170021s08 raames.

Kasutatud kirjandus

Alakangas, E. 2000. Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia. (Properties of Fuels Used in Finland). VTT tiedotteita, 2045. Espoo, Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus. 196 pp. (In Finnish).

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

Bååth, E., Arnebrant, K. 1994. Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. – Soil Biology and Biochemistry, 26, 995–1001.

Bakken, L.R., Olsen, R.A. 1990. Accumulation of radiocaesium in fungi. – Canadian Journal of Microbiology, 36, 704–710.

Björk, R. G., Ernfors, M., Sikström, U., Nilsson, M. B., Andersson, M. X., Rütting, T., Klemedtsson, L. 2010. Contrasting effects of wood ash application on microbial community structure, biomass and processes in drained forested peatlands. – FEMS Microbiology Ecology, 73, 550–562.

Bockelmann, C., Pohlandt, K., Marutzki, R. 1995. Concentrations of selected elements in assortments of wood: chlorine, fluorine and heavy metals. – Holz als Roch and Werkstoff, 53, 377–383.

Bramryd, T., Fransman, B.O. 1995. Silvicultural use of wood ashes – effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris* L.) forest soil. – Water, Air, and Soil Pollution, 85, 1039–1044.

Cropper, W.P. Jr., Gholz, H.L. 1994. Evaluating potential response mechanisms of a forest stand to fertilization and night temperature: a case study using *Pinus elliottii*. – Ecological Bulletins (Copenhagen), 43, 154–160.

Davis, T.N. 1981. Burning peat. Article #513. Alaska Science Forum [WWW document] – URL http://www.gi.alaska.edu/ScienceForum/ASF5/513.html. [Accessed 18 October 2010].

Eesti statistika aastaraamat (Statistical Yearbook of Estonia). 2009. Tallinn, Statistikaamet. 500 pp. (In Estonian and in English).

Eesti statistika aastaraamat. (Statistical Yearbook of Estonia). 2002. Tallinn, Statistikaamet. 464 pp. (In Estonian and in English).

Eriksson, H. 2003. Ash issues, studies and solutions in Sweden. – Vesterinen, P. (Ed.) Seminar Report. Regular Recycling of Wood Ash to Prevent Waste Production – RecAsh a Life Environment Demonstration Project. State of the Art Seminar, Jyväskylä, 1.9.2003, 3–5.

Eriksson, H.M. 1998. Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. – Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement, 2, 43–55.

Eriksson, H.M., Nilsson, T., Nordin, A. 1998. Early effects of lime and hardened and non-hardened ashes on pH and electrical conductivity of the forest floor, and relations to some ash and lime qualities. – Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement, 2, 56–66.

Etiégni, L., Campbell, A.G. 1991. Physical and chemical characteristics of wood ash. – Bioresource Technology, 37, 173–178.

Fritze, H. Perkiömäki, J., Saarela, U., Katainen, R., Tikka, P., Yrjälä, K., Karp, M., Haimi, J., Romantschuk, M. 2000. Effect od Cd-containing wood ash on the microflora of coniferous forest humus. – FEMS Microbiology Ecology, 32, 43–51.

Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V., Mälkönen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. – Biology and Fertility of Soils, 17, 57–63.

Frostegård, Å., Bååth, E., Tunlid, A. 1993. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. – Soil Biology and Biochemistry, 25, 723–730.

Hagerberg, D., Wallander, H. 2002.The impact of forest residue removal and wood ash amendment on the growth of the ectomycorrhizal external mycelium. – FEMS Microbiology Ecology, 39, 139–146.

Haglund, N. and Expert group. 2008. Guideline for Classification of Ash From Solid Biofuels and Peat Utilised for Recycling and Fertilizing in Forestry and Agriculture. NT Technical Report TR 613. Oslo, Nordic Innovation Centre. 34 pp.

Hakkila, P. 1984. Forest chips as fuel for heating plants in Finland. – Folia Forestalia Polonica, 586, 1–62.

Hakkila, P. 1989. Utilisation of Residual Forest Biomass. Berlin, Springer Verlag. 568 pp.

Hakkila, P., Kalaja, H. 1983. The technique of recycling wood and bark ash. – Folia Forestalia, 552. 37 pp.

Heikkinen, R., Laitinen, R.-S., Patrikainen, T., Tiainen, M., Virtanen, M. 1998. Slagging tendency of peat ash. – Fuel Processing Technology, 56, 69–80.

Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö. 2001a. ^{137}Cs in different conifer forest compartments following wood-ash addition. – Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö. (Eds.). Environmental Consequences of Recycling Wood-Ash to Forests. Extended Abstracts from the SNS Workshop, Grimsö, Sweden, 22–25 May 2000. SkogForsk Report, 2, 17–18.

Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö. 2001b. The fate of ^{137}Cs in coniferous forests following the applicatioin of wood-ash. –Science of the Total Environment, 280, 133–141**.**

Huettl, R.F. 1989. Liming and fertilization as mitigation tools in declining forest ecosystems. – Water, Air, and Soil Pollution, 44, 93–118.

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

Huttunen, E., Kujala, K. 2001. The use of peat ash in earth construction. – Special Paper, 32. Geological Survey of Finland, 83–90.

Hytönen, J. 1998. Effect of peat ash fertilization on the nutrient status and biomass production of short-rotation willow on cut-away peatland area. – Biomass and Bioenergy, 15, 83–92.

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

Ilomets, M. 2005. Eesti soode taastamine – vajadused, printsiibid, hetkeseis. (Restoration of Estonian mires - needs, principles and present state). – Sammul, M., Lõhmus, A. (Eds.). Eesti Loodusuurijate Seltsi aastaraamat, 83. Tartu, Eesti Loodusuurijate Selts, 72–95. (In Estonian with English summary).

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

Jacobson, S., Gustafsson, L. 2001. Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand. – Basic and Applied Ecology, 2, 233-241.

Johansson, I., van Bavel, B. 2003. Levels and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons in incineration ashes. – Science of the Total Environment, 311, 221–231.

Juntunen, M.-L. 1982. Tuhkan levityksen terveydellisten haittojen arviointi. (Evaluation of health risks in ash spreading). – Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja, 62. 17 pp. (In Finnish with English summary).

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. Boca Raton, Ann Arbor, London, CRC Press. 365 pp.

Kansallinen metsäohjelma 2015. (Finland´s National Forest Programme 2015). 2008. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja, 3. 44 pp. (In Finnish).

Karltun, E., Saarsalmi, A., Ingerslev, M., Mandre, M., Andersson, S., Gaitnieks, T., Ozolinčius, R., Varnagiryte-Kabasinskiene, I. 2008. Wood ash recycling – possibilities and risks. – In: Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K., Stupak, I. (Eds.). Sustainable Use of Forest Biomass for Energy. A. Synthesis with Focus on the Baltic and Nordic Region. Springer. Managing Forest Ecosystems, Vol. 12, 79–108.

Karsisto, M. 1979. Maanparannustoimenpiteiden vaikutuksia orgaanista ainetta hajottavien mikrobien aktiivisuuteen suometsissä. II. Tuhkalannoituksen vaikutus. (Effect of forest improvement measures on activity of organic matter decomposing micro-organisms in forested peatlands. II. Effect of ash fertilization). – Suo / Mires and Peat, 30, 81–91. (In Finnish with English summary).

Kellner, O., Weibull, H. 1998. Effects of wood ash on bryophytes and lichens in Swedish pine forest. – Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement, 2, 76–85.

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

Klemedtsson, L., Ernfors, M., Björk, R. G., Weslien, P., Rütting, T., Crill, P., Sikström, U. 2010. Reduction of greenhouse gas emissions by wood ash application to a *Picea abies* (L.) Karst. forest on a drainaged organic soil. – European Journal of Soil Science, 61(5), 734–744.

Levula, T., Saarsalmi, A., Rantavaara, A. 2000. Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ^{137}Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*). – Forest Ecology and Management, 126, 269–277.

Lodenius, M., Josefsson, J., Heliövaara, K., Tulisalo, E., Nummelin, M. 2009. Cadmium in insects after ash fertilization. – Insect Science, 16, 93–98.

Lodenius, M., Kuusi T., Laaksovirta, K., Liukkonen-Lilja, H., Piepponen, S. 1981. Lead, cadmium and mercury content of fungi in Mikkeli, SE Finland. – Annales Botanici Fennici, 18, 183–186.

Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E., Henttonen, H. 2002. Effects of ash application on cadmium concentration in small mammals. – Journal of Environmental Quality, 31, 188–192.

Lovén, L., Äänismaa, P. 2006. Kolin kaskiopas. (Guidebook). Vammala, Metsäntutkimuslaitos, Joensuun toimintayksikkö, Kolin kansallispuisto. 76 pp. (In Finnish).

Lukkala, O.J. 1951. Kokemuksia Jaakkoinsuon koeojitusalueelta. (Experiences from Jaakkoinsuo experimental drainage area). Communicationes Instituti Forestalis Fenniae, 39, 1–53. (In Finnish with English summary).

Lundkvist, H. 1998. Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. – Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement, 2, 86–95.

Mahmood, S., Finlay, R., Fransson, A.-M., Wallander, H. 2003. Effects of hardened wood ash on microbial activity, plant growth and nutrient uptake by ectomycorrhizal spruce seedlings. – FEMS Microbiology Ecology, 43, 121–131.

Makkonen, T. (Ed.). 2008. Tuhkalannoitus. (Wood Ash Fertilization). Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio. 31 pp. (In Finnish).

Mandre, M., Pärn, H., Klõšeiko, J., Ingerslev, M., Stupak, I., Kört, M., Paasrand, K. 2010. Use of biofuel ashes for fertilisation of *Betula pendula* seedlings on nutrient-poor peat soil. – Biomass and Bioenergy, 34, 1384–1392.

Mandre, M., Pärn, H., Ots, K. 2005. Short-term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus sylvestris* L. – Forest Ecology and Management, 223. 349–357.

McMurtrie, R.E. 1991. Relationship of forest productivity to nutrient and carbon supply – a modeling analysis. – Tree Physiology, 9, 87–99.

Misra, M., Raglund, K., Baker, A. 1993. Wood ash composition as a function of furnace temperature. – Biomass and Bioenergy, 4, 103–116.

Moilanen, M., Fritze, H., Nieminen, M., Piirainen, S., Isakainen, J., Piispanen, J. 2006. Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? – Forest Ecology and Management, 226, 153–160.

Moilanen, M., Issakainen, J. 2000. Tuhkalannoituksen metsävaikutukset. (Effects of Wood Ash on Forests). Metsätehon raportti, 93. 18 pp. (In Finnish).

Moilanen, M., Silfverberg, K., Hokkanen, T.J. 2002. Effects of wood-ash on the growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study. – Forest Ecology and Management, 171, 321–338.

Naylor, L.M., Schmidt, E. 1986. Agricultural use of wood ash as a fertilizer and liming material. – Tappi Journal, 69, 114–119.

Naylor, L.M., Schmidt, E. 1989. Paper mill wood ash as a fertilizer and liming material: field trials. – Tappi Journal, 72, 199–206.

Nieminen, M., Piirainen, S., Moilanen, M. 2005. Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: field studies in Finnish forest soils. – Scandinavian Journal of Forest Research, 20, 146–153.

Nylen,T., Grip, H. 1997. The origin and dynamics of ^{137}Cs discharge from a coniferous forest catchment. – Journal of Hydrology, 192, 338–354.

Obernberger, I. 1998. Decentralized biomass combustion: state of the art and future development. – Biomass and Bioenergy, 14, 33–56.

Ohtonen, R., Tuohenmaa, H. 1999. Tuhkalannoituksen vaikutus männyn ektomykorritsasymbioosiin kangasmaalla. (Effects of ash fertilization on ectomycorrhizal symbiosis of pine). – Metsätehon raportti, 84. Helsinki. 18 pp. (In Finnish).

Olsson, B., Bengtsson, J., Lundkvist, H. 1996. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. – Forest Ecology and Management, 84, 135–147.

Ozolinčius, R., Varnagirytė-Kabašinskienė, I., Stakėnas, V., Mikšys, V. 2007. Effects of wood ash and nitrogen fertilization on Scots pine crown biomass. – Biomass and Bioenergy, 31, 700–709.

Paal, J., Ilomets, M., Fremstad, E., Moen, A., Børset, E., Kuusemets, V., Truus, L., Leibak, E. 1999. Eesti märgalade inventeerimine 1997. a. Projekti "Eesti märgalade kaitse ja majandamise strateegia" aruanne. (Estonian Wetland Inventory 1977. Publication of the project "Estonian Wetlands Conservation and Management"). Tartu, Eesti Loodusfoto. 177 pp. (In Estonian).

Pärn, H. 2004. The effect of wood ash application on litter decomposition in a Scots pine stand. – Metsanduslikud Uurimused / Forestry Studies, 41, 35–41.

Pärn, H. 2005. Effect of wood ash application on radial and height growth of young Scots pines (*Pinus sylvestris* L.). – Metsanduslikud Uurimused / Forestry Studies, 42, 48–57.

Pärn, H., Mandre, M., Tilk, M. 2009. Changes in the growth of silver birch (*Betula pendula* Roth) and black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) seedlings on peat soils fertilised with wood and peat ashes. – Baltic Forestry, 15, 168–176.

Perkiömäki, J. 2004. Wood ash use in coniferous forests: a soil microbiological study into the potential risk of cadmium release. – Finnish Forest Research Institute, Research Papers, 917. 54 pp.

Perkiömäki, J., Fritze, H. 2002. Short and long-term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community. – Soil Biology and Biochemistry, 34, 1343–1353.

Perkiömäki, J., Kiikilä, O., Moilanen, M., Issakainen, J., Tervahauta, A., Fritze, H. 2003. Cadmium-containing wood ash in a pine forest: effects on humus microflora and cadmium concentrations in mushrooms, berries, and needles. – Canadian Journal of Forest Research, 33, 2443–2451.

Persson, T., Lundkvist, H., Wirén, A., Hyvönen, R., Wessén, B. 1989. Effects of acidification and liming on carbon and nitrogen mineralization and soil organisms in mor humus. – Water, Air, and Soil Pollution, 45, 77–96.

Pihlström, M., Rummukainen, P., Mäkinen, A. 2000. Tuhkalannoitusprojektin kasvillisuus- ja maaperätutkimukset Evolla 1997–1999. (Studies of vegetation and soils in the ash fertilisation project in Evo 1997–1999). – Metsätehon raportti, 89, 53 pp. (In Finnish).

Piirainen, S. 2001. Ash fertilization and leaching of nutrients from drained peatland. –In: Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö. (Eds.). Environmental Consequences of Recycling Wood-Ash to Forests. Extended Abstracts from the SNS Workshop, Grimsö, Sweden, 22–25 May 2000. SkogForsk Report, 2, 21–24.

Raison, R.J., McGarity, J.W. 1980. Effects of ash, heat, and the ash-heat interaction on biological activities in two contrasting soils. – Plant and Soil 55, 363–376.

Rantavaara, A.H., Aro, L.J. 2009. Radiological impact of using forest tree biomass for energy and recycling the ash. – Radioprotection, 44, 927–932.

Ravila, A., Holm, E. 1996. Assessment of the radiation field from radioactive elements in a wood-ash-treated coniferous forest in southwest Sweden. – Journal of Environmental Radioactivity, 32, 135–156.

Röser, D., Asikainen, A., Raulund-Rasmussen, K., Stupak, I. (Eds.). 2008. Sustainable Use of Forest Biomass for Energy. A Synthesis with Focus on the Baltic and Nordic Region. Managing Forest Ecosystems, 12. Springer. 262 pp.

Saarela, K.-E., Harju, L., Rajander, J., Lill, J.-O., Heselius, S.-J., Lindroos, A., Mattsson, K. 2005. Elemental analyses of pine bark and wood in an environmental study. – Science of the Total Environment, 343, 231–241.

Saarmets, T. 1999. Ammendatud turbamaardlate taastamine (Restoration of harvested peatlands) – Eesti Turvas, 4, 5–7. (In Estonian).

Saarsalmi, A., Derome, J., Levula, T. 2005. Effect of wood ash on stand growth, soil, water, and needle chemistry, and berry yields of lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) in a Scots pine stand in Finland. – Metsanduslikud Uurimused / Forestry Studies, 42, 13–33.

Saarsalmi, A., Mälkönen, E., Kukkola, M. 2004. Effect of wood ash fertilization on soil chemical properties and stand nutrient status and growth of some coniferous stands in Finland. – Scandinavian Journal of Forest Research, 19, 217–233.

Saarsalmi, A., Mälkönen, E., Piirainen, S. 2001. Effects of wood ash fertilization on forest soil chemical properties. – Silva Fennica, 35, 355–368.

Sander, M.-L. 1997. Biofuel Ash Use in *Salix* Plantations. Biomass Production, Nutrient Uptake and Heavy Metal Circulation. Doctoral Thesis. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria, 83. 30 pp.

Sarenbo, S., Svantesson, T., Claesson, T. 2005. Solidification of biomass fuel combustion residues for recycling: Experiences from a 5-year research project. – Pechová, J., Karas, J. (Eds.). Regular Recycling of Wood Ash to Prevent Waste Production. Proceedings of the RECASH – International Seminar, Prague, Czech Republic, Nov. 2005, 72–82.

Silfverberg, K. 1996. Nutrient Status and Development of Tree Stands and Vegetation on Ash-Fertilized Drained Peatlands in Finland. PhD Thesis. University of Helsinki, Faculty of Science. Finnish Forest Research Papers, 588. 27 pp.

Silfverberg, K., Hotanen, J.-P. 1989. Puuntuhkan pitkäaikaisvaikutukset ojitetulla mesotrofisella kalvakkanevalla Pohjois-Pohjanmaalla. (Long-term effects of wood-ash on a drained mesotrophic *Sphagnum papillosum* fen in Oulu district, Finland). – Folia Forestalia, 742, 1–23. (In Finnish with English summary).

Silfverberg, K., Huikari, O. 1985. Tuhkalannoitus metsäojitetuilla turvemailla. (Wood-ash fertilization on drained peatlands). – Folia Forestalia, 633, 1–25. (In Finnish with English summary).

Silfverberg, K., Issakainen, J. 1991. Tuhkalannoituksen vaikutukset metsämarjoihin. (Effects of ash fertilization on forest berries). – Folia Forestalia, 769, 1–23. (In Finnish with English summary).

Silfverberg, K., Issakainen, J. 1996. Skogstillväxt på en askgödslad, nordfinsk kalmyr – 40-årigt perspektiv på asktillförsel i praktisk skala (Forest growth on an ash-fertilized oligotrophic fen in northern Finland). – Suo / Mires and Peat, 47, 137–139. (In Swedish with English summary).

Silvola, J., Välijoki, J., Aaltonen, H. 1985. Effect of draining and fertilization on soil respiration at three ameliorated peatland sites. – Acta Forestalia Fennica, 191. 32 pp.

Someshwar, A.V. 1996. Wood and combination wood-fired boiler ash characterization. – Journal of Environmental Quality, 25, 962–972.

Steenari, B.-M., Lindqvist, O. 1997. Stabilisation of biofuel ashes for recycling to forest soil. – Biomass and Bioenergy, 13, 39–50.

Steenari, B.-M., Schelander, S., Lindqvist, O. 1999. Chemical and leaching characteristics of ash from combustion of coal, peat and wood in a 12 MW CFB – a comparative study. – Fuel, 78, 249–258.

Taipale, R. 1996. Kiinteiden polttoaineiden ominaisuudet. (Characteristics of solid fuels). MSc Thesis, University of Jyväskylä. 138 pp. (In Finnish).

Tamm, C.-O., Hallbäcken, L. 1986. Changes in soil pH over a 50-year period under different canopies in SW Sweden. – Water, Air, and Soil Pollution, 31, 331–334.

Terasmaa, T., Sepp, R. 1994. Liming with powdered oil-shale ash in a heavily damaged forest ecosystem. I. The effect on forest soils in a pine stand. – Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Ecology, 4, 101–108.

Thurman-Moe, P. 1956. Eldre og nyere skogskultur – og gjödslingsförsök på Åsmyra. Norsk Skogbruk. (Fertilization experiments on drained mire in Åsmyra–presentation and results). – Norsk Skogbruk, 8–9, 309–316. (In Norwegian).

UNSCEAR. 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Vol. 1. Report to the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. 17 pp.

Valk, U. 1988. Mullastik, veestik, mikrokliima. (Soils, waters, microclimate). – Valk, U. (Koost..). Eesti sood. (Estonian peatlands). Tallinn, Valgus, 158–187. (In Estonian with Russian and English summary).

Vance, E.D. 1996. Land application of wood-fired and combination boiler ashes: an overview. – Journal of Environmental Quality, 25, 937–944.

Vares, V., Kask, Ü., Muiste, P., Pihu, T., Soosaar, S. 2005. Biokütuste kasutaja käsiraamat.(Manual for Biofuel Users). Tallinn, Tallinn University of Technology Press. 178 pp.

Vesterinen, P. 2003. Wood Ash Recycling – State of the Art in Finland and Sweden. – VTT Processes, Research Report PRO2/6107/03. 52 pp.

Waring, R.H., Schlesinger, W.H. 1985. Forest Ecosystems: Concepts and Management. Orlando, Academic Press. 340 pp.

Weber, A., Karsisto, M., Leppänen, R., Sundman, V., Skujiņš, J. 1985. Microbial activities in a histosol: effects of wood ash and NPK fertilizers. – Soil Biology and Biochemistry, 17, 291–296.

Werkelin, J., Skrifvars, B.-J., Hupa, M. 2005. Ash-forming elements in four Scandinavian wood species. Part 1: Summer harvest. – Biomass and Bioenergy, 29, 451–466.

Wigrup, I. (Ed.). 2007. Forest for the Benefit of All. Swedish Forest Agency. 28 pp. [WWW document]. – URL http://www.skogsstyrelsen.se/episerver4/dokument/sks/engelska/Swedish%20Forest%20Agency.pdf. [Accessed 18 October 2010].

Wood Ash Database. Wood for Energy. [WWW document]. – URL http://woodash.slu.se. [Accessed 18 October 2010].

Zimmermann, S., Frey, B. 2002. Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash. – Soil Biology and Biochemistry, 34, 1727–1737.

Zoettl, H.W., Huettl, R.F. 1986. Nutrient supply and forest decline in southwest Germany. – Water, Air, and Soil Pollution, 31, 257–265.

Use of biofuel ashes in forestry

Henn Pärn, Malle Mandre, Katri Ots, Jaan Klõšeiko, Aljona Lukjanova and Tatjana Kuznetsova

Summary

The positive effect of wood ash on plant growth was understood long ago as better growth of grasses on areas burnt by natural fires was noticed. Scientific study of the effects of ashes began in the first half of the 20th century when the fertilisation experiments with wood ash were started in Sweden (1918) and in Finland (1937). Experiments of fertilisation with wood ash of drained peatlands in Finland are classical and the plots are used for studies up to now.

The quality and chemical composition of ashes depends on many factors, including type of the fuel, tree species, type of the plant tissue, degree of the processing of the fuel before combustion, type of the burner and incineration conditions, and proportion of bottom and fly ash in the end product. The major elements in the ashes are calcium, potassium, magnesium, manganese, sodium, iron, phosphorus and sulphur. Ash is generally low on nitrogen because it is vaporises during combustion. Trace elements found in different types of ash include barium, boron, cadmium, copper, mercury and zinc. Compared to wood ash, peat ash contains essentially less mineral elements. The most abundant elements in peat ash are silicon, iron and aluminium. Ashes are characterised by high alkalinity with the pH ranging from 11 to 13.

When applied to a soil, ashes will raise its pH and reduce the total acidity in the humus layer and in the top of the mineral soil. A rise in the concentration of base cations has been reported. Wood ash application has been found to increase the levels of extractable phosphorus in humus layer when higher ash doses are used and has little impact on total nitrogen concentrations in soil due to its low levels in the ash.

The addition of wood ash does not result in a significant growth increase of trees on mineral soils. The limiting factor for tree growth on mineral soils is in most cases the availability of nitrogen. Wood ash promotes the growth of trees and improves the growth conditions on peat soils, and these positive effects are long lasting. Application of low peat ash doses did not increase the biomass production of trees but has a positive effect when larger amounts are applied.

The effects of cadmium on ecosystems and a hazard to human health are of particular concern. There is currently not enough scientific knowledge available to recommend restrictions on the wood ash use as forest fertilizer due to high cadmium concentrations. Generally, the cadmium in wood ash did not become bioavailable and harmful to forest biota. Radionuclide content of forest biomass harvested for energy is related with wood ash application. Results based on experiments show that the application of wood ash does not change or even decreases the ^{137}Cs activity within forest soil and vegetation. On peatlands an increase in the coverage of herbs and grasses and colonisation by nitrophiles has been observed. In addition, sphagnum mosses are substituted by forest mosses. However, wood ash may cause burn damages to bryophytes and lichens.

According to some published data, the effect of wood ash on fauna consists in changes in the concentrations of heavy metals and radionuclides in body tissues. In most wood ash studies increased microbial activity and growth rate after ash treatment are reported.

Received October 29, 2010, revised October 17, 2010, accepted November 25, 2010