



**Bunnaske fra
avfallsforbrenning:
Dagens status og grunnlag
for gjenvinning**

Desember 2022



Senter for
forskingsdrevet
innovasjon

Norges forskningsråd

earthresQue

REDIGERT: Gudny Okkenhaug, NGI



Bunnaske fra avfallsforbrenning: Dagens status og grunnlag for gjenvinning

earthresQue Report no. 2

ISBN: 978-82-575-2975-8

RCN project 310042

Illustration front cover, header and end page: earthresQue

Photo front cover: NGI

Publisher: NMBU – Norwegian University of Life Sciences

earthresQue,

Rescue of earth materials and wastes in the circular economy,

Centre for Research-based Innovation

www.earthresQue.no

www.earthresQue.com

Rapportbeskrivelse

Rapporttittel:	Bunnaske fra avfallsforbrenning: Dagens status og grunnlag for gjenvinning
earthresQue report no.:	2
ISBN:	978-82-575-2975-8
Dato:	1. februar 2023
Rev.nr./ Rev.dato:	0 / [Dato]
Utarbeidet av:	Gudny Okkenhaug

FORSKNING



PRIVAT SEKTOR



OFFENTLIG SEKTOR



Sammendrag

Ved forbrenning av avfall oppstår det askerester som bunnaske og flyveaske. Mengden bunnaske som produseres i Norge i dag ligger på ca. 250 - 300 000 tonn per år. De fleste forbrenningsanleggene har en etterfølgende mellomlagring og sortering av bunnasken før deponering. Som et minimum tas det ut store elementer og jern, mens de mest avanserte anleggene tar ut flere metaller og sorterer etter størrelse.

Fram til nylig har bunnaske blitt klassifisert som ordinært avfall, og i all hovedsak har behandlet aske blitt deponert på deponi for ordinært avfall. Som følge av endring i EUs regelverk for klassifisering av farlig avfall forventes det at bunnaske fra avfallsforbrenning er en avfallsfraksjon som kan bidra til mer farlig avfall fremover. Bunnaske som kan karakteriseres som stabil og ikke-reaktiv, vil kunne deponeres i deponier for ordinært avfall som har tillatelse til det.

Bunnaske fra avfallsforbrenning er svært heterogent, avhengig av avfallet som opprinnelig ble forbrent, samt prosessen og driftssituasjon ved det enkelte anlegg. I tillegg til faser dannet under smelting og avkjøling inneholder bunnasken også større rester etter ikke-brennbare fraksjoner, som keramisk materiale som stein, glass, jern og ikke-jernmetall, samt noe organisk uforbrent materiale. I hovedsak består asken av silisium, kalsium, jern og aluminium med varierende konsentrasjoner innenfor ulike størrelsesfraksjoner. Høyt innhold av metallisk aluminium kan gi produksjon av hydrogengass (H_2) i alkalisk miljø. Utlekkingstester på norske bunnasker viser at enkelte parametere overskrider kravene for inert avfallsdeponi, men ligger innenfor kravene for ordinært avfallsdeponi.

Bunnaske ser ut som sandig grus og har lignende fysikalske og geotekniske egenskaper, og tester på bunnaske viser at den har gode komprimeringsegenskaper. I Norge gjenvinnes bunnaske i all hovedsak på deponi til oppbygging av deponiet (vegkonstruksjoner, tettesjikt, drenslag) og behandling av avfall (stabilisering, nøytralisering). I Europa er det flere land hvor en gjenvinning og bruk av bunnasken utenfor deponi er godkjent. Dette gjelder spesielt innenfor vegkonstruksjoner pga. bunnaskens lette og porøse, samt isolerende egenskaper.

Det er flere eksempler fra litteraturen på at bunnaske fra avfallsforbrenning kan benyttes som tilslagsmateriale i betong. Forhøyet innhold av elementært aluminium (gassdannelse), klorid (korrosjon), samt alkalireaksjoner kan imidlertid være begrensende for bruken. I tillegg kan askens høye porøsitet gi høyere vannabsorpsjon med risiko for redusert motstand mot frysing og tining.

Bunnaske fra avfallsforbrenning inneholder store mengder kalsiumoksid, silika, aluminium og jernoksid, som også er viktige innholdsstoffer i sement. I litteraturen er det en økende interesse for å gjenvinne bunnaske som tilslag i sement hvor askens pozzolane egenskaper utnyttes. I likhet med masovnslagg og flyveaske fra kullkraftverk, kan bunnasken således fungere som en alkaliaktivert material (AAM) som er et grønnere alternativ til portlandsement.

Innhold

1	Bakgrunn og målsetting	5
2	Dagens håndtering av bunnaske	5
2.1	Type avfallsforbrenning og bunnaskemengder	5
2.2	Dagens håndtering av bunnaske i Norge.....	6
2.3	Dagens regelverk - klassifisering.....	8
2.3.1	Klassifisering av bunnaske fra avfallsforbrenning.....	8
2.3.2	Mulighet for gjenvinning – end of waste	9
2.4	Gjenvinning av bunnaske i Europa	10
3	Bunnaskens egenskaper	11
3.1	Geoteknisk karakterisering	11
3.1.1	Kornfordeling	11
3.1.2	Komprimeringsegenskaper	11
3.1.3	Skjærfasthet.....	12
3.1.4	Stivhet (elastisk modul) og deformasjoner	12
3.1.5	Hydraulisk konduktivitet (permeabilitet).....	12
3.2	Mineralsk sammensetning.....	13
3.2.1	Generelt.....	13
3.2.2	Sammensetning og utlekkingssegenskaper for bunnaske fra avfallsforbrenning i Norge.....	16
3.3	Generering av gass	18
4	Potensiale for gjenvinning av bunnaske	18
4.1	Veikonstruksjoner	18
4.2	Tilslagsmateriale i sement.....	19
4.3	Tilslagsmateriale i betong	19
4.4	Avfallsdeponi	21
5	Oppsummering	21
6	Referanser	23

1 Bakgrunn og målsetting

SFI-earthresQue er et Senter for Forskningsdrevet Innovasjon (SFI) finansiert av Norges forskningsråd. Senteret vil utvikle teknologier og systemer for bærekraftig håndtering og behandling av avfall og overskuddsmasser. Bunnaske fra avfallsforbrenning er en av fraksjonene som senteret fokuserer på. På grunn av forhøyede konsentrasjoner av forurensningskomponenter kan ikke bunnaske uten videre erstatte jomfruelige byggematerialer, og i dag deponeres all bunnaske som produseres i Norge. Bunnasken har imidlertid egenskaper som gjør den egnet til gjenvinning. For å kunne utnytte bunnaskens egenskaper må den imidlertid behandles med tanke på optimal utnyttelse og immobilisering av forurensning.

Gjennom en egen arbeidsgruppe kartlegges felles interesser knyttet til gjenvinning av bunnaske blant senterets brukerpartnere. Dette inkluderer Stena Recycling, Lindum, NOAH, Perpetuum, Borregaard og Eydeklyngen. Som grunnlag for utvikling av case med videre arbeid og mulige aktiviteter, er det gjort en gjennomgang av status for dagens håndtering av bunnaske fra avfallsforbrenning, samt potensiale for gjenvinning. Arbeidet er oppsummert i foreliggende rapport.

2 Dagens håndtering av bunnaske

2.1 Type avfallsforbrenning og bunnaskemengder

I underkant av 2 millioner tonn avfall går årlig til forbrenning i Norge. I all hovedsak benyttes det forbrenningsovn av ristforbrenning i Norge. Brenselet blir matet inn på en rist og forbrenningsluft tilføres gjennom risten. Brenselet tørkes, forkalles og brenner ut på risten. Asken faller så ned gjennom risten og ned i et vannbad, og føres bort som bunnaske.



Den andre askefraksjonen som oppstår under avfallsforbrenning er flyveaske, dvs. aske som oppstår i forbindelse med rensing av avgasser fra forbrenningen. Flyveaske er ikke omhandlet i denne rapporten.

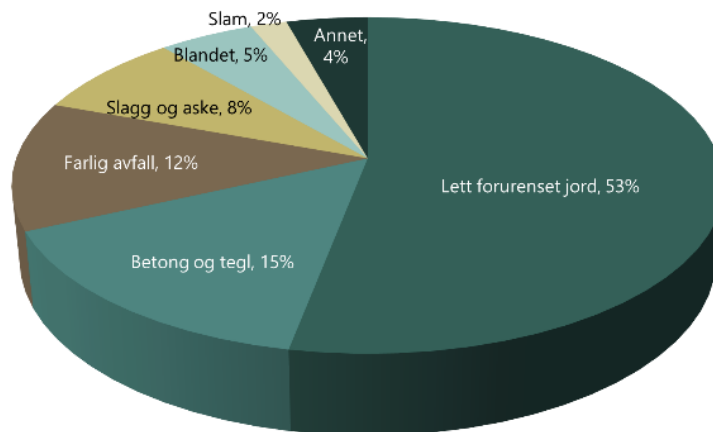
Figur 1 Binge med bunnaske ved Klemensrud avfallsforbrenningsanlegg (foto: NGI)

Innenfor EU skjer omtrent 90% av avfallsforbrenningen ved ristforbrenning (Joseph et al. 2018; Tiberg et al. 2008). Den andre typen anlegg i Norge består av fluidisert sjiktforbrenning (fluidized bed).

Mengde bunnaske som oppstår ved forbrenning ligger i størrelsesorden 15-25% av avfallet som går inn i forbrenningsprosessen (ISWA, 2017). Total mengde bunnaske produsert i Norge i 2018 ligger på rundt 250-300 000 tonn (Avfall Norge, 2019a).

2.2 Dagens håndtering av bunnaske i Norge

I dag (tall fra 2020) går det omtrent 5,3 mill tonn avfall til deponi i Norge (SSB, 2022). Slagg og aske, inklusive bunnaske fra avfallsforbrenning utgjør ca. 8 % av dette avfallet, se Figur 2.

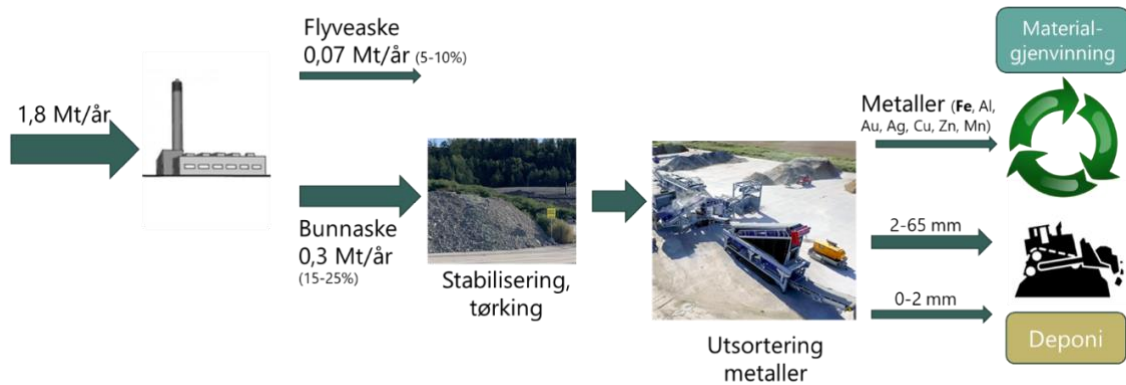


Figur 2 Avfall til deponi i Norge 2020 (SSB, 2022)

Etter at bunnasken oppstår ved forbrenning, blir den videre behandlet våt eller tørr. Ved våt behandling kjøres asken gjennom et vannbad for å kjøle ned asken for å lette håndteringen og redusere støvproblematikk (ISWA 2017).

De fleste forbrenningsanleggene har en etterfølgende mellomlagring og sortering av bunnasken før deponering. Som et minimum tas det ut store elementer og jern, mens de mest avanserte anleggene tar ut flere metaller og sorterer etter størrelse. Som regel lagres asken i en periode på noen uker eller måneder før sortering. Figur 3 viser et flytskjema over generell håndtering av bunnaske i Norge. En oversikt over ulike behandlingsteknikker for bunnaske er gitt i Tabell 1.

Under lagring av bunnasken skjer det modningsreaksjoner som karbonatisering (bunnasken reagerer med CO₂ i atmosfæren og det dannes karbonater) og hydratisering (reaksjon med vann). Begge disse reaksjonene vil normalt stabilisere asken og redusere potensialet for utlekking av forurensningskomponenter. Modningsprosessene vil medføre en reduksjon av pH fra sterkt basisk ned mot mer nøytralt nivå.



Figur 3 Flytskjema og mengder for avfall til forbrenning i Norge, behandling og ulike fraksjoner til materialgjenvinning (metaller) og deponi (0-2 mm sikt-fraksjon og 2-65 mm sikt-fraksjon). (Data basert på Avfall Norge, 2019a og opplysninger fra Stena Recycling).

Tabell 1 Oversikt over behandlingsmetoder for bunnaske (Joseph et al. 2018; ISWA 2017)

Bunnaske behandling	Beskrivelse
Magnetisk separasjon	<ul style="list-style-type: none"> Materialer med magnetiske egenskaper tas ut vha. magnet Høy grad av separasjon av jernholdige materialer (57-83%) Magnetisk tetthetsseparasjon: Separere aluminium fra andre ikke-jern fraksjoner
Eddy Current-separasjon	<ul style="list-style-type: none"> Eddy current-separasjon er den mest brukte teknologien for å separere ut ikke-Fe metaller som aluminium fra bunnaske. Svært effektiv (nær 100%) for større partikler (>20 mm), ca. 0% for partikler < 5 mm). I gjennomsnitt ligger sorteringsgraden for bunnaske på rundt 30%
Mellomlagring (ageing/aldring)	<ul style="list-style-type: none"> Aldring av bunnasken: hydrering, karbonatisering (opptak av CO₂ fra atmosfæren) og oksidering. Eksoterm reaksjon, temperaturen kan øke til 70-80 °C. pH reduseres fra rundt pH11-12 til pH8-10 Dannelse av mer av mineraler som ettringitt, hydrocalumitt, C-S-H og karbonater. Medfører binding av metaller og redusert utlekking. Andelen tilgjengelige organiske forbindelser reduseres gjennom evaporasjon, utlekking, endring i bindingskapasitet, samt utlekking av lett løselige salter.
Vasking	<ul style="list-style-type: none"> Fjerner komponenter som gjør det utfordrende å gjenbruke asken. Alkalisk miljø: hydrering av elementært aluminium og fjerner enkelte tungmetaller. Surt miljø: andre tungmetaller fjernes, klorider og sulfater. Vasking av bunnaske benyttes foreløpig ikke som forbehandlingsteknikk i Norge.

Videre finnes det teknikker basert på tetthetsseparasjon (ristebord, jig head-separasjon) som separerer partikler som inneholder tungmetaller fra andre lettere partikler. Dette gir mulighet for gjenvinning av metaller som tinn, kobber, gull, bly, sink etc.

2.3 Dagens regelverk - klassifisering

I Norge blir bunnaske fra avfallsforbrenning (etter behandling) i hovedsak ansett som ordinært avfall og deponeres i all hovedsak på deponier for ordinært avfall. Det foreligger tilnærmet ingen gjenbruk av bunnaske.

Som følge av endring i EUs regelverk for klassifisering av farlig avfall forventes det at bunnaske fra avfallsforbrenning er en avfallsfraksjon som kan bidra til mer farlig avfall fremover. Bunnaske som kan karakteriseres som stabil og ikke-reaktiv, vil kunne deponeres i deponier for ordinært avfall som har tillatelse til det.

2.3.1 Klassifisering av bunnaske fra avfallsforbrenning

Generelt skal avfall klassifiseres som enten *farlig* eller *ikke-farlig* avfall. Dette har vært et krav i EU siden 2002. Klassifiseringen baseres på en plassering av avfallet i EUs avfallsstoffliste (EAL), og i enkelte tilfeller baseres vurderingen på konsentrasjoner av helse- og miljøfarlige stoffer. I EAL listen kan bunnaske fra avfallsforbrenning ha to ulike avfallsnummer, dvs. innganger:

19 01 11: Bunnaske og slagg som inneholder farlige stoffer.*

19 01 12: Annen bunnaske og slagg enn dem nevnt i 19 01 11.

Stjernemerket "*" ved EAL koden 19 01 11 indikerer at bunnasken har en såkalt speilinngang. Dette betyr at askerestene i prinsippet må undersøkes nærmere for å kunne klassifiseres. I regi av Avfall Norge ble det i 2015 gjennomført en felles kartlegging av bunnaskene fra 18 forbrenningsanlegg i Norge. Basert på disse resultatene ble det konkludert med at bunnaske kan klassifiseres som ikke-farlig avfall. I Norge har derfor bunnasken i all hovedsak blitt deponert på deponi for ordinært avfall. (Avfall Norge 2015).

I 2018 innførte EU nytt regelverk for klassifisering av farlig avfall, som også er gjeldende for Norge. Det nye regelverket bygger på EUs system for klassifisering og merking av kjemiske produkter (CLP) og medførte en betydelig endring i hvordan avfallet klassifiseres og vurdering av farlige egenskaper. De nye kravene tar utgangspunkt i den kjemiske sammensetningen til avfallet, og krever at nivåene av farlige stoffer i avfallet sammenlignes med generiske konsentrasjonsgrenser som følger av faresetningskoder som stoffene er forbundet med. Faresetningskodene for ulike stoffer er angitt i EUs stoffdatabase C&L-inventory.

Bunnaske er et heterogent materiale, og det er utfordrende å få en nøyaktig beskrivelse av sammensetningen over ulike farlige stoffer. Sammensetningen er avhengig av avfallet som opprinnelig ble forbrent, samt prosessen og driftssituasjon ved det enkelte anlegg. Stoffene foreligger i ulike metallforbindelser som kan ha store forskjeller i risiko og miljøeffekt. Ved analyse får man kun oversikt over konsentrasjonene av selve metallene, ikke konsentrasjonen av metallforbindelser.

Avfall Norge utgav i 2019 rapporten *Metode for enklere fastsettelse av FA-grenser for utvalgte avfallsfraksjoner – flyveaske, bunnaske og shredderfines* (Avfall Norge 2019b). Basert på gjennomsnittskonsentrasjoner i bunnaske ble det funnet at sinkkoksid og kobberoksid overskred gjeldende grenseverdier (faresetningskode H410, summeringsregelen for H14). Det ble imidlertid konkludert med at dette var et worst case scenario, hvor en betydelig andel kobber og i mindre grad sink forekommer i metallisk form i bunnasken, og dermed kan trekkes fra i beregningene (Avfall Norge, 2019b). Senere anbefalinger fra Avfall Norge er å følge metoden beskrevet i Avfall Sverige rapport 2018:03 (Avfall Sverige, 2018). Her gjøres egne vurderinger av sannsynlig kjemisk sammensetning.

Fersk aske vil typisk ha høyere pH, større andel av skadelige stoffer og høyere utlekkingspotensiale enn modnet aske. Avhengig av hvilket tidspunkt asken testes vil man derfor kunne komme til forskjellig konklusjon med tanke på hvorvidt asken er å anse som farlig avfall. Bunnaske vil normalt gjennomgå forbehandling før endelig deponering som i praksis medfører økt stabilitet og lavere andel skadelige forbindelser. Det er derfor vanlig praksis å teste bunnaske etter at forbehandling og mellomlagring er gjennomført (flere måneder), men før endelig deponering.

2.3.2 Mulighet for gjenvinning – end of waste

Når det gjelder muligheten for bruk av bunnaske som fyllmasse i stedet for å legges på deponi, samtidig som miljøhensyn ivaretas, gjorde Miljødirektoratet en vurdering av dette i 2018 (Miljødirektoratet, 2020). Det ble konkludert med at dagens regelverk ikke er til hinder for slik bruk, men tilgangen på blant annet ikke-forurenset gjenvunnet masse er god, noe som gjør at aske ikke er ettertraktet som fyllmasse. En gjenvinning av bunnasken til utfyllingsformål krever søknad etter forurensningsloven, hvor Miljødirektoratet er myndighet.

For at bunnasken skal opphøre å være avfall (jf. forurensningsloven §27 tredje ledd) må den

1. ha gjennomgått gjenvinning,
2. være alminnelig brukt til bestemte formål,
3. kan omsettes i et marked eller er gjenstand for etterspørsel,
4. innfri de tekniske kravene som følger av de aktuelle bruksområdene og eventuelle produktkrav og -standarder, og
5. ikke medfører nevneverdig høyere risiko for helseskade eller miljøforstyrrelse enn tilsvarende gjenstander og stoffer som ellers kunne blitt brukt.

For punkt 5 ovenfor (miljømessig vurdering) har enkelte EU land (blant annet Spania, Italia, Tyskland, Frankrike, Finland) etablert særskilte "end of waste"-utlekkingskriterier for sekundært råmateriale (Technalia, 2021). For ubunden bruk benyttes ristetest (EN12457) og kriteriene er oppgitt for L/S10 i mg/kg TS. Kriteriene samsvarer i all hovedsak med utlekkingskriteriene gitt i EUs deponidirektiv og avfallsforskriften for inerte avfallsdeponier. Enkelte land, blant annet Sverige, har krav til totalinnhold i materialet av uorganiske og organiske miljøskadelige stoffer. Det er foreløpig ikke utarbeidet særskilte "end of waste"-kriterier i Norge.

Generelt gjelder at det er avfallsbesitteren som skal gjøre vurderingen om avfallet kan anses for å ha opphørt å være avfall. Vurderingen kan bli fulgt opp ved tilsyn av forurensningsmyndigheten (Miljødirektoratet, 2022; Bratteng, 2020).

2.4 Gjenvinning av bunnaske i Europa

I Europa er det flere land hvor en gjenvinning og bruk av bunnasken utenfor deponi er godkjent. Tabell 2 gir en oversikt over hvilke anvendelsesområder bunnasken er godkjent for og hvilke krav som gjelder. Oversikten er basert på en studie gjennomført av Blasenbauer et al. (2020). I stor grad omfatter bruksområdene vegbygging og konstruksjonsmateriale med krav til kjemisk sammensetning (totalinnhold) og utlekking. Danmark og Finland har også krav om at asken skal være klassifisert som ikke-farlig avfall. I Danmark, Nederland og Storbritannia foreligger en tilnærmet 100% gjenvinning av bunnasken.

I enkelte land som Danmark og Nederland, med knapphet på naturlige geo-ressurser, er det åpnet for gjenvinning av bunnaske i "lukkede" konstruksjoner.

Tabell 2 Oversikt over gjenvinning av bunnaske fra avfallsforbrenning i utvalgte land i Europa (Blasenbauer et al. 2020).

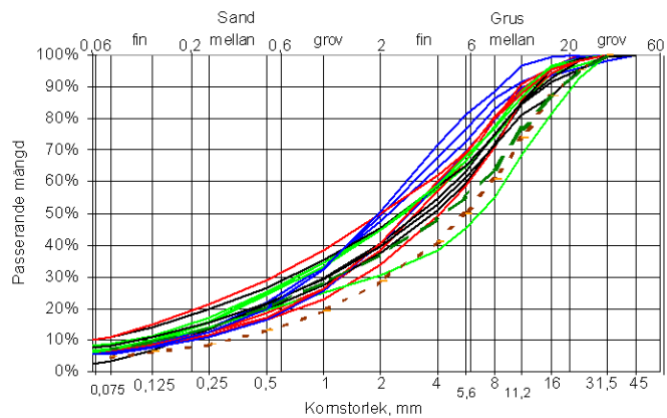
	Bunnaske (Mt/år)	Godkjent bruk utenfor deponi	Krav	Mengde brukt utenfor deponi (vekt-%)
Norge	0,25	Nei		0
Sverige	0,99	Generell bruk, ubundet material	Totalinnhold Utlekking	0
Danmark	0,6	Vegbygging (bærelag, forsterkningslag)	Totalinnhold Utlekking Ikke-farlig avfall	99
Finland	0,3	Vegbygging (overdekket, asfaltet) Dypere utfyllinger (industri/lager)	Utlekking Ikke-farlig avfall <50 mm	20
Tyskland	4,8	Vegbygging (bunden, ubunden) Støy/innsynsvoller	Totalinnhold Utlekking Modning>3 mnd	30
Østerrike	0,53	Vegbygging, bærelag (bunden, ubunden) Sekundært råmateriale sement	Totalinnhold Utlekking Fe/ikke-Fe innhold	0
Nederland	1,9	Pålagt gjenbruk Konstruksjonsmaterialer (bunden, ubunden)	Totalinnhold Utlekking	100
Storbritannia	1,5	Vegbygging Structural platforms Rørbedding	Stedsspesifikk avgjørelse	99

3 Bunnaskens egenskaper

3.1 Geoteknisk karakterisering

3.1.1 Kornfordeling

Bunnaske ser ut som sandig grus og har lignende fysiske og geotekniske egenskaper. Materialet er noe lettere enn grus og har bedre isolerende egenskaper på grunn av sitt lave varmeledningstall (Rihm et al. 2009; SGI 2006). Typiske korngraderingskurver for bunnaske fra avfallsforbrenning er vist i Figur 4.



Figur 4 Eksempler på kornfordelingskurver for bunnaske fra avfallsforbrenning (SGI, 2006)

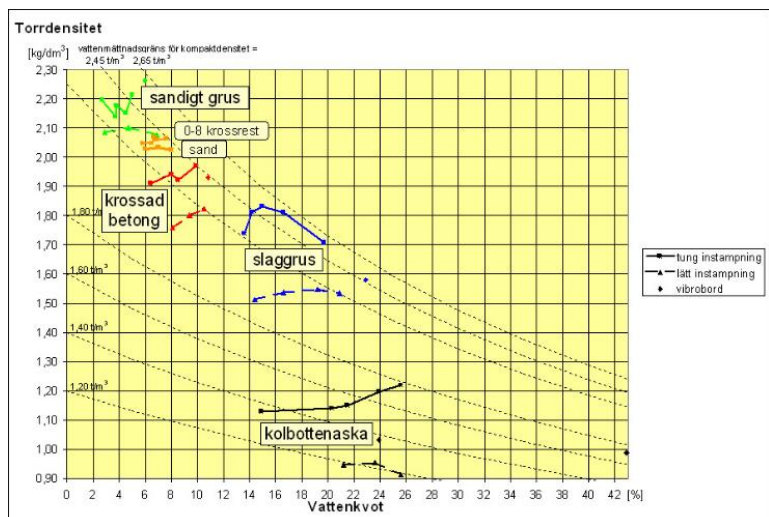
Analyser av bunnaske med fraksjoner 2–40 mm og 0–40 mm viser at bunnasken kan karakteriseres som ikke telefarlig (telefarlighetsklasse 1). Bunnaske-fraksjon 0–2 mm er middels telefarlig (klasse 2) (Arm, 2016).

Bunnaskens tørrdensitet er oppgitt å ligge på mellom 0,95–1,75 kg/dm³ med en spesifikk egenvekt på 1,1–2,7 kg/dm³ (Joseph et al., 2018). Løst pakket svensk bunnaske er oppgitt å ligge mellom 1,2–1,8 kg/dm³ (Arm 2016; SGI 2006).

3.1.2 Komprimeringsegenskaper

Ved komprimering økes tettheten til materialet ved at partiklene pakkes tettere sammen og volumet reduseres. Ved en høyere grad av komprimering øker vanligvis også skjærstyrken i materialet. Tettheten måles i tørr densitet per volum jord/materiale.

Tester på bunnaske viser at den har gode komprimeringsegenskaper. Optimalt geoteknisk vanninnhold varierer mellom 12% og 19%, med maksimum tørrdensitet på 1200 – 1800 kg/m³ (1,2 - 1,8 kg/dm³, modifisert proktor). Dette ligger i størrelsesorden siltig sand/tyngre leire, men lavere enn naturlig sand



Figur 5 Eksempel på pakningskurver (proktorkurver) for bunnaske fra avfallsforbrenning (slaggrus) sammenlignet med andre materialer. Figuren viser oppnådd tørrdensitet ved pakning avhengig av vanninnhold (SGI 2006)

og grus. Tilsvarende verdier for grus ligger på rundt $2,2 \text{ kg/dm}^3$, se også Figur 5 (Tommik et al. 2019; SGI 2006).

Den porøse karakteren gjør imidlertid at bunnasken knuses lettere ved bruk av tyngre utstyr ved utlegging. For å utnytte bunnaskens bæreegenskaper og stivhet må den først pakkes/komprimeres til et stabilt sjikt. Dette krever et stabilt underlag, et tilstrekkelig vanninnhold, samt tilstrekkelig komprimeringsutstyr.

3.1.3 Skjærfasthet

Skjærfasthet er et mål for styrken i materialet til å motstå skjærspenninger som kan føre til brudd (utglidning), og er et resultat av friksjon og sammenkobling mellom partiklene. Skjærfastheten gjør det mulig å vurdere materialets bæreevne for å kunne benyttes som bærelag, stabilitet i støttemurkonstruksjoner, utfyllinger/fyllinger og skråningsstabilitet. Skjærfastheten for bunnaske fra avfallsforbrenning har blitt testet ved hjelp av direkte skjærforsøk (direct shear) og triaksiell testing. Variasjon i friksjonsvinkel til materialet er rapportert fra 24° opp til 59° , med gjennomsnitt rundt 45° , noe som kan karakteriseres som høyt. Høy skjærstyrke i bunnasken kan sannsynligvis knyttes til partiklenes kantete form (Tommik et al. 2019; Arm 2016).

3.1.4 Stivhet (elastisk modul) og deformasjoner

Elastisk modul er et mål for materialets stivhet og er definert som forholdet mellom spenning langs en akse over belastning langs samme akse. Elastisk modul benyttes for å vurdere potensiale for setninger i materialet. I henhold til Tommik et al. (2019) bør man begrense vertikalbelastningen til ca. 80 kPa, 110 kPa og 250 kPa for henholdsvis bunnaskefraksjon 0-2 mm, 0-40 mm og 2-40 mm hvis man vil begrense setningene i et bunnaskesjikt til 2%.

Bunnaske fra avfallsforbrenning er lettere enn sand og grus, noe som reduserer deformasjoner som følge av egenvekt. Verdier for elastisk modulus gitt i litteraturen varierer betydelig, avhengig av om testen er gjennomført på drenert eller udrenerte materiale, og spenninger som er påført prøven. Ved et spenningsnivå (confining pressure) på 100 kPa oppnås resultater elastisk modul (stivhet) på 60 MPa, 90 MPa og 35 MPa. Ved lavere spenningsnivå har bunnaske oppnådd stivhet som tilsvarende siltig sand (10-20 MPa), mens ved høyere last oppnås en stivhet som kan sammenlignes med tett sand (100-200 MPa) (Tommik et al. 2019).

3.1.5 Hydraulisk konduktivitet (permeabilitet)

Det er store variasjoner i verdier for hydraulisk konduktivitet for bunnaske oppgitt i litteraturen. Verdiene vil være avhengig av kornfordeling og komprimeringsgrad, og varierer mellom 2×10^{-9} til $6,8 \times 10^{-4} \text{ m/s}$. Dette tilsvarer hydraulisk konduktivitet for naturlig materiale på mellom leire/silt til sand og grusblandinger (Tommik et al. 2019). Verdier på hydraulisk konduktivitet for svensk bunnaske er oppgitt å ligge på $10^{-7} - 10^{-4} \text{ m/s}$. Dette er hydraulisk konduktivitet bestemt i laboratoriet på vannmettede prøver med standard pakning (standard proctor). Hydraulisk konduktivitet varierer med lagringstetthet og vannmetningsgrad (SGI 2006; Arm 2016).

3.2 Mineralsk sammensetning

3.2.1 Generelt

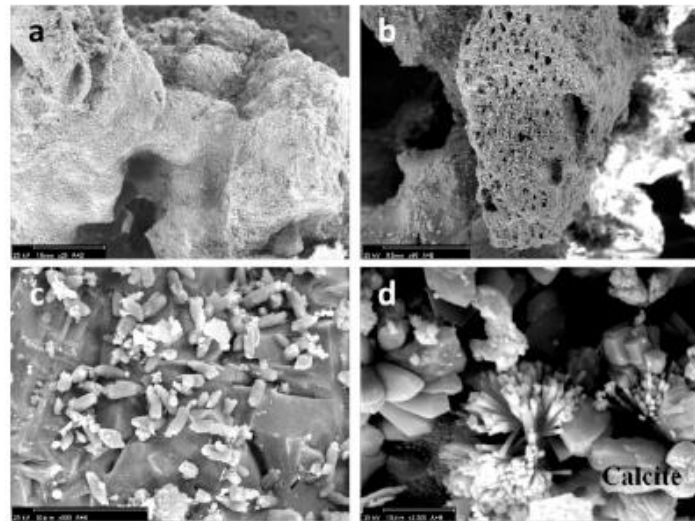
Bunnaske fra avfallsforbrenning er svært heterogent med uregelmessig form som følge av smelte- og avkjølingsprosesser, se Figur 6.

Bunnasken kan deles inn i en smeltet fase (amorfe glass-faser) og løse fragmenterte faser fra avkjøling med vann. Avkjølingsproduktene består av amorfe og mikrokrySTALLINE kalsium-silisium-hydrat faser, portlanditt, hydrocalumitt og friedels salt (ved høyere kloridinnhold).

Typiske mineraler identifisert i bunnaske er kvarts (SiO_2), kalsitt (CaCO_3), gehlenitt ($\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$), hematitt (Fe_2O_3), magnetitt og ettringitt, portlanditt ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), anhydritt (CaSO_4) (Joseph et al. 2018; Zhu et al. 2019). I tillegg til faser dannet under smelting og avkjøling inneholder bunnasken også større rester etter ikke-brennbare fraksjoner, som keramisk materiale som stein, glass, jern og ikke-jernmetall, samt noe organisk uforbrent materiale.

Bunnaske fra avfallsforbrenning består i hovedsak av silisium (Si), kalsium (Ca), jern (Fe), aluminium (Al) og natrium (Na) (Joseph et al. 2018; ISWA 2017; Tiberger et al. 2008). En oversikt over de viktigste elementene i bunnaske og konsentrasjonsnivå er gitt i [Tabell 3](#).

Undersøkelser gjennomført av Zhu et al. (2019) viser at det er store konsentrasjonsvariasjoner for ulike størrelsesfraksjoner i bunnasken. I studien fra 2019 ble bunnaske siktet i størrelsesfraksjonene <0,3 mm, 0,3-1,8 mm, 1,8-6,3 mm og >6,3 mm. Deretter ble det gjennomført en klassifisering i typene glass-BA (Bottom ash), Fe-BA og ikke-Fe-BA (se Figur 7). Analyser av de ulike fraksjonene og typene viste store forskjeller i konsentrasjoner, spesielt mht. Si og Ca. Bunnaskens egenskaper vil derfor være avhengig av siktefraksjon.



Figur 6 Skanning Elektron Mikrosopi (SEM) bilde av bunnaske fra avfallsforbrenning. (a) og (b) viser bunnaskepartiklenes irregulære og porøse form. (c) viser krystallisert anhydritt eller gips på overflaten av bunnaskepartiklene. (d) viser kalsittkrystaller eller andre kalsiumbaserte mineraler (Joseph et al. 2018)

Typiske mineraler i bunnaske:

- Kvarts (SiO_2)
- Kalsitt (CaCO_3)
- Gehlenitt ($\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$)
- Hematitt (Fe_2O_3)
- Magnetitt (Fe_2O_3)
- Ettringitt ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$)
- Portlanditt $\text{Ca}(\text{OH})_2$
- Anhydritt (CaSO_4)

Tabell 3 Typisk sammensetning av bunnaske fra avfallsforbrenning i Sverige i vekt-%.
Kilde: All-Aska databasen fra Energiforsk (Avfall Norge, 2019b).

Elementer sortert etter vekt-%	Median	Gjennomsnitt	Min.	Maks.
SiO2	37,00	38,90	0,06	73,00
CaO	12,40	15,00	4,29	133,00
Al2O3	10,30	9,74	2,88	18,10
Fe2O3	3,85	6,28	2,26	17,50
Na2O	4,04	3,94	0,27	8,53
K2O	1,68	2,00	0,96	5,63
MgO	1,94	1,93	0,93	3,63
TiO2	1,05	1,10	0,14	3,20
S	0,46	0,88	0,00	4,75
Cl	0,33	0,58	0,01	3,10
P	0,53	0,45	0,00	0,81
Zn	0,33	0,42	0,06	1,13
Cu	0,27	0,37	0,01	1,42
MnO2	0,30	0,23	0,10	0,30
MnO	0,12	0,21	0,07	1,36
Pb	0,089	0,116	0,026	0,667
Cr	0,0377	0,0443	0,0053	0,2180
Sr	0,0302	0,0341	0,0222	0,0632
Zr	0,0204	0,0242	0,0018	0,1230
B	0,0120	0,0211	0,0047	0,2740
Sn	0,0130	0,0143	0,0020	0,0636
Ni	0,0093	0,0128	0,0013	0,0630
V	0,0048	0,0125	0,0027	0,5640
Sb	0,0083	0,0106	0,0001	0,0393
W	0,0060	0,0082	0,0050	0,0210
As	0,0081	0,0038	0,0055	0,0017
Co	0,0025	0,0028	0,0007	0,0097
Mo	0,0020	0,0023	0,0003	0,0079
Tl	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020
La	0,0016	0,0020	0,0007	0,0039
Y	0,0018	0,0019	0,0013	0,0027
Li	0,0012	0,0012	0,0010	0,0013
Nb	0,0008	0,0010	0,0005	0,0026
Cd	0,0004	0,0006	0,0000	0,0043
Se	0,0000	0,0005	0,0000	0,0020
Sc	0,0004	0,0004	0,0002	0,0024
Be	0,0002	0,0002	0,0001	0,0003
Hg	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001












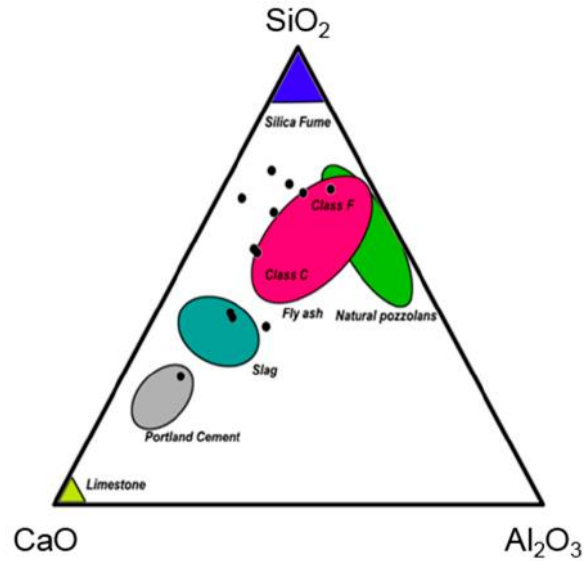
	Glass IBA (39.0 %)	Ferrous IBA (12.6 %)	Nonferrous IBA (48.1 %)
< 0.3 mm	X		
23.1%	-	1.6%	21.5%
0.3-1.18 mm			
21.6%	7.0%	3.4%	11.2%
1.18-6.3 mm			
26.7%	11.2%	5.3%	10.2%
> 6.3 mm			
28.3%	20.8%	2.3%	5.2%

Table 1
Chemical composition (in wt.%) of classified IBA and original IBA.

	Glass IBA (mm)			Ferrous IBA (mm)				Nonferrous IBA (mm)				IBA unsorted
	0.3–1.18	1.18–6.3	> 6.3	< 0.3	0.3–1.18	1.18–6.3	> 6.3	< 0.3	0.3–1.18	1.18–6.3	> 6.3	
SiO ₂	68.75	68.04	69.05	8.67	21.16	23.42	22.14	8.24	38.96	30.50	40.22	43.90
Al ₂ O ₃	1.77	1.96	1.71	6.75	7.76	8.80	4.33	6.50	7.82	10.00	8.87	6.55
Fe ₂ O ₃	1.90	2.05	1.76	6.42	43.35	38.20	45.95	1.85	3.21	3.70	5.28	10.13
CaO	10.42	9.59	10.02	53.02	13.05	13.89	13.43	57.67	28.09	30.01	24.16	25.89
Na ₂ O	14.24	14.70	14.62	2.42	3.63	4.20	5.21	2.42	3.69	3.42	6.02	4.61
MgO	1.25	1.35	1.28	2.37	1.28	1.26	1.06	2.30	1.67	1.82	1.75	1.76
P ₂ O ₅	0.05	0.07	0.04	4.51	2.22	2.64	2.07	4.80	8.59	12.35	5.52	3.96
K ₂ O	0.46	0.71	0.44	1.32	1.08	1.39	1.03	1.24	1.24	1.29	1.38	1.08
TiO ₂	0.07	0.08	0.05	1.72	0.80	0.67	0.55	1.94	1.18	0.80	0.62	0.99
Cr ₂ O ₃	0.49	0.49	0.46	0.09	1.87	0.88	0.44	0.05	0.55	0.71	0.63	0.22
MnO	0.04	0.05	0.04	0.19	0.32	0.25	0.19	0.12	0.08	0.10	0.11	0.12
NiO	0.16	0.16	0.16	0.03	0.12	0.28	0.14	0.01	0.15	0.21	0.18	0.06
CuO	0.01	0.02	0.01	0.35	0.13	0.22	0.18	0.31	0.32	0.69	0.36	0.21
ZnO	0.01	0.04	0.01	0.72	0.42	0.24	0.17	0.78	0.56	0.73	0.35	0.36
SrO	0.01	0.16	0.01	0.08	0.03	0.09	0.02	0.08	0.05	0.06	0.04	–
ZrO ₂	0.01	0.04	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	–	0.02	–
SnO ₂	–	–	–	0.06	0.07	0.06	0.10	0.05	0.03	0.02	0.01	–
BaO	0.08	0.24	0.07	0.23	0.13	0.21	0.08	0.25	0.14	0.15	0.11	–
PbO	0.01	0.01	0.01	0.11	0.03	0.07	0.05	0.10	0.05	0.02	0.46	0.13

Figur 7 Øverst: Foto og fordeling av ulike fraksjoner i bunnaske fra avfallsforbrenning (Glass-IBA; Ferrous IBA; Nonferrous IBA. IBA=Incinerator Bottom Ash). Nederst: Sammensetning av bunnaske fra avfallsforbrenning for ulike typer og størrelsesfraksjoner (fra Zhu et al. 2019)

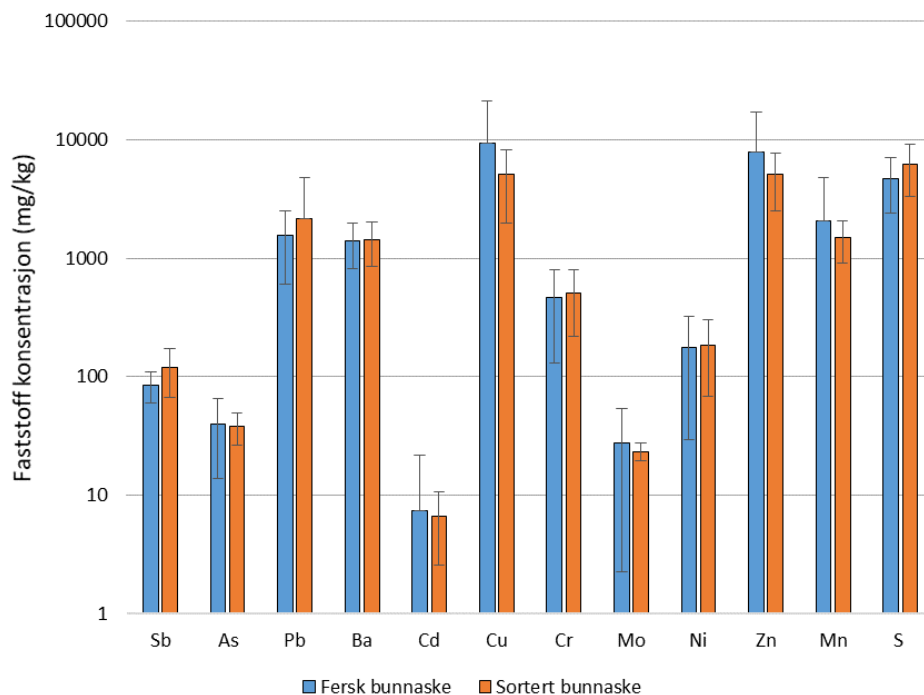
Figur 8 viser er Ca-Si-Al-diagram, hvor typiske bunnasker fra avfallsforbrenning er sammenlignet med andre materialer. Figuren viser at sammensetningen av disse tre elementene i bunnaske fra avfallsforbrenning ligger nærmest ovnslag (eksempelvis masovnslag) og flyveaske fra kullforbrenning. Begge disse sistnevnte fraksjonene benyttes som tilsatsstoff i sement.



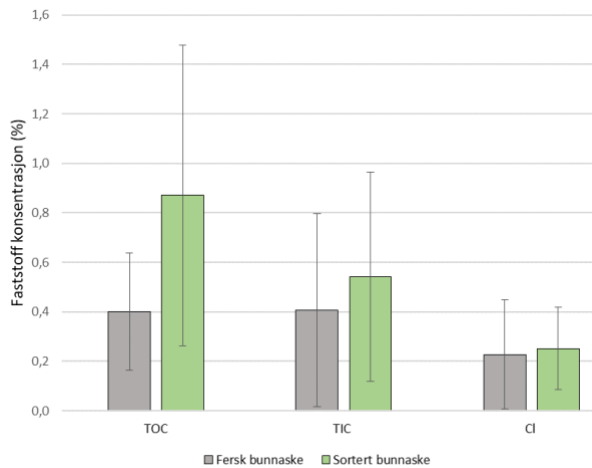
Figur 8 Sammensetning av bunnaske fra avfallsforbrenning (svarte sirkler) sammenlignet med andre materialer som normalt benyttes i konstruksjonsmaterialer (Joseph et al. 2018).

3.2.2 Sammensetning og utlekkelseegenskaper for bunnaske fra avfallsforbrenning i Norge

Resultater fra kjemisk faststoff-analyse av usortert (fersk) og sortert (behandlet) norsk bunnaske er gitt i Figur 9 (Avfall Norge 2015). Resultatene viser et høyt innhold av kobber, sink og bly, på nivå med tall fra Sverige (Tabell 3).



Figur 9 Sammensetning av fersk og sortert bunnaske fra avfallsforbrenning i Norge (Basert på data fra Avfall Norge, 2015)

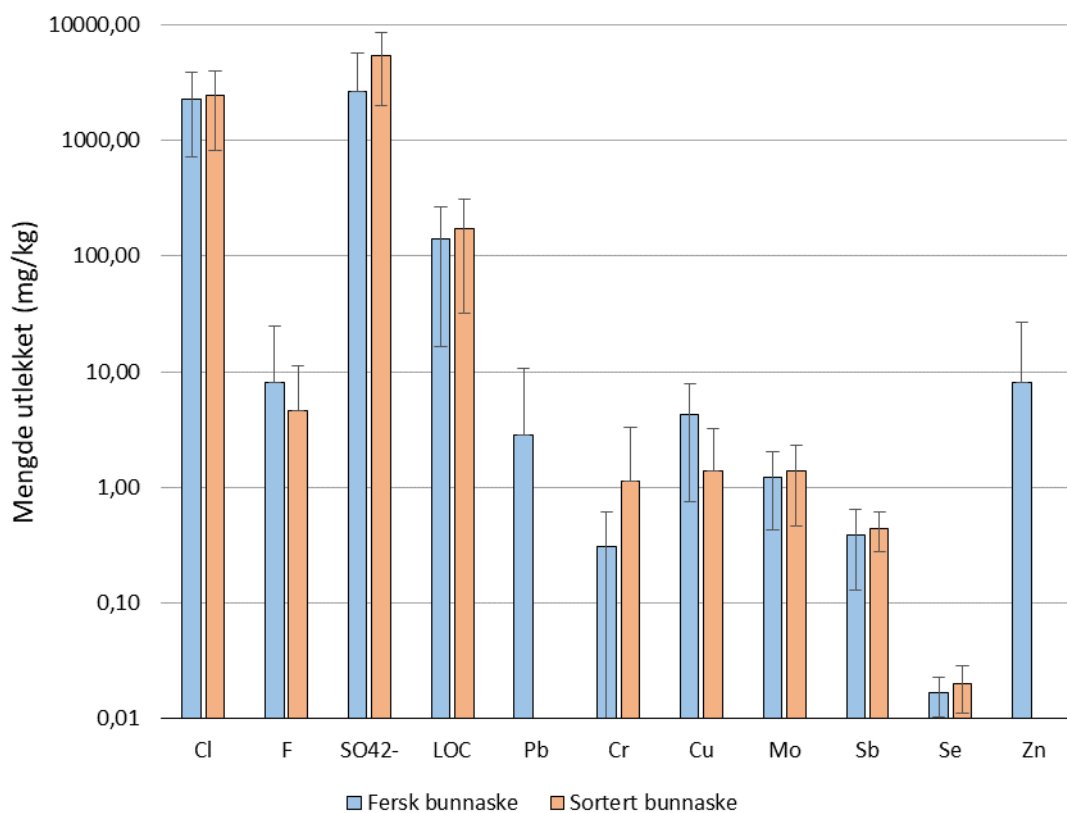


Figur 10 Innhold av totalt organisk karbon (TOC), totalt uorganisk karbon (TIC) og klorid i norsk bunnaske fra avfallsforbrenning (Avfall Norge, 2015).

Gjennomsnitt TOC målt i norske asker ligger på $0,87 \pm 0,61\%$ (Figur 10). Tidligere studier har vist et organisk innhold som varierer mellom 1% til 15%, med en gjennomsnittsverdi på 5% (målt som loss on ignition, LOI). Mesteparten av TOC i askeresten er inert karbon.

EU har satt et krav på 5% for bunnaske fra avfallsforbrenning (Directive 2010/75/EU of The European Parliament and of the Council, 2010). Det er ofte krav i Norge om ikke høyere enn 3-5 % uforbrent materiale.

Resultater fra utlekkings tester på bunnaske fra avfallsforbrenning viser at asken har en alkalisk pH (9-11) med lav utlekking av elementer som As, Cd, Hg, Ni, Pb og Zn. Utlekkingen overskrider kravene for inert avfallsdeponi, men ligger innenfor kravene for ordinært avfallsdeponi.



Figur 11 Utlekking (mg/kg) av ulike elementer, sulfat (SO_4^{2-}) og løst organisk karbon (LOC) fra fersk og sortert bunnaske fra avfallsforbrenning i Norge (Basert på data fra Avfall Norge, 2015). NB! Logaritmisk y-akse.

3.3 Generering av gass

Bunnaske fra avfallsforbrenning kan inneholde store mengder metallisk aluminium. Dette kan utsorteres ved hjelp av Eddy current-teknologi (se Tabell 1), men avhengig av utsorteringsgrad vil sortert bunnaske også inneholde metallisk aluminium. Metallisk aluminium i bunnaske fra avfallsforbrenning kan produsere hydrogengass (H_2) i alkalisk miljø.

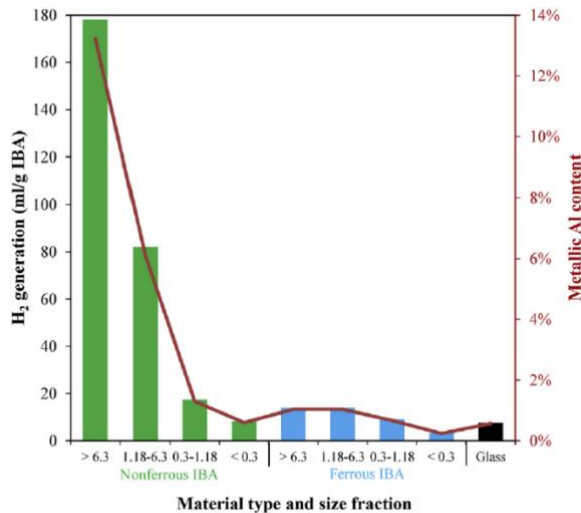


Fig. 3. Gas generation and metallic Al content of classified IBA.

Figur 12 Gassdannelse (H_2) i ulike fraksjoner av bunnaske fra avfallsforbrenning (Zhu et al. 2019)

Zhu et al. (2019) testet gassdannelsen for ulike fraksjoner i alkaliske løsninger (se fraksjoner gitt i Figur 7). Testene ble gjennomført for å se på potensialet for å benytte bunnaskefraksjoner for gassdannelse for å produsere porøse materialer. Resultatene viser at størsteparten av metallisk Al, og høyest H_2 produksjon forekommer i de grovere ikke-Fe fraksjonene, se Figur 12. Noe gassdannelse ble også registrert i de ulike Fe-fraksjonene, samt i glass-fraksjonen. Dette ble antatt å være en følge av at aluminium har smeltet rundt partiklene i disse fraksjonene.

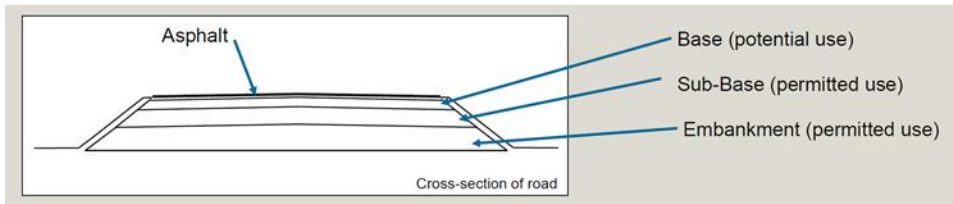
Ved gjenbruk av bunnaske i sement vil det kunne dannes H_2 gass som kan medføre utvidelse og sprekkdannelse i sementen/betongen.

4 Potensiale for gjenvinning av bunnaske

4.1 Veikonstruksjoner

Bunnaske fra avfallsforbrenning er lett og porøs med isolerende egenskaper som gjør at det er gunstig å bruke i veikonstruksjoner. Bunnaske kan derfor benyttes til ubunden bruk som fundament, sub-base, utfylling og som toppsjikt i ulike vegkonstruksjoner (se kapittel 2.4). Normalt er det krav om minimal hydraulisk kontakt mellom bunnasken og overflaten for å unngå avrenning /utlekking.

Som det framgår av Tabell 2 er det en rekke europeiske land som godkjenner bruk av bunnaske i veibygging under gitte forhold. Det er imidlertid kun Danmark og Nederland hvor en større del av asken benyttes til dette formålet. I Danmark har eksempelvis bunnaske blitt benyttet som erstatning for lavere kvalitetsmasser i sub-base (som erstatning for sand). Langtidstester gjennomført i Danmark viser høy bæreevne for bunnaske ubunden bruk.



Figur 13 Eksempler på bruk av bunnaske i vegkonstruksjon fra Danmark (Afatek, 2019).

Bunnasken har også potensiale for bunden bruk, som en del av asfaltdekke. Videre kan sementforsterket bunnaske i forsterkningslag (base), gi redusert behov for tett dekke (Tarmac/asfalt) (Afatek 2019).

4.2 Tilslagsmateriale i sement

Bunnaske fra avfallsforbrenning inneholder store mengder kalsiumoksid, silika, aluminium og jernoksid, som også er viktige innholdsstoffer i sement. Eksempelvis kan finmalt kvarts (SiO_2), i bunnasken inngå som filler med pozzolane egenskaper som erstatning til portlandsement. Kalsitt (CaCO_3) og gehlenitt ($\text{Ca}_2\text{Al}_2\text{SiO}_7$) vil også bidra positivt. I likhet med masovnslagg og flyveaske fra kullkraftverk, kan bunnasken således fungere som en alkali-aktivert material (alkali activated material, AAM) som er et grønnere alternativ til portlandsement (Maldonado-Alameda et al., 2021; Maldonado-Alameda et al., 2020). AAM er materialer som har et silisium- og aluminium-innhold som reagerer med en alkali-kilde. AAM innehar sammenlignbar oppførsel som herdet portlandsement (Zhu et al. 2019).

Analyser gjennomført av Zhu et al. viser at CaO i hovedsak foreligger i finstoffdelen ($<0,3$ mm) av Fe- og ikke-Fe-fraksjonene, mens silika foreligger i ikke-Fe-glassfraksjonen, se Figur 7.

4.3 Tilslagsmateriale i betong

Fra litteraturen er det flere eksempler på at bunnaske fra avfallsforbrenning kan benyttes som tilslagsmateriale i betong (Zhu et al., 2019), og i flere land i Europa tillater bruk av bunnaske til bunden bruk som tilslag i betong (Tabell 2). Tilslagsmaterialene utgjør den dominerende fraksjonen i betong (60-70 % av totalt volum) og har stor innvirkning på betongens egenskaper (bestandighet, fasthet, støpelighet (kornform, korngradering) og vann/sementbehov.

På grunn av innhold av metallisk aluminium kan gjenbruk i betong være utfordrende pga. hydrogengassdannelse og etterfølgende ekspansjon av materialet (se kapittel 3.3). Høy porøsitet kan også gi høyt vannopptak som kan gi redusert motstand mot frysing og tining. I Belgia er det derfor anbefalt at innhold av aluminium bør ligge på $<1\%$.

Bunnaske kan reagere med alkaliske hydroksider i porevæsken i betong hvor reaksjon oppstår mellom alkalier og visse former for silika (alkali-silika-reaksjon) eller karbonat (alkali-karbonat-reaksjon). Under ugunstige betingelser og ved forekomst av fukt kan dette føre til at betongen utvider seg og deretter sprekker eller nedbrytes. Dette kan motvirkes ved ulike tiltak

(bruk av sement med et lavt alkaliinnhold; bruk av ikke-reaktiv tilslagskombinasjon; begrense vannmetningsgraden av betongen).

Klorid medfører økt risiko for at innstøpt metall korroderer. For å redusere risikoen så mye som mulig for at innstøpt metall korroderer, er det vanlig å begrense den totale mengden av kloridioner som alle bestanddelene i betongen bidrar med. Bunnaske har et forhøyet innhold av klorid, kan således gi økt risiko for korrosjon.

Svovelbestanddeler i tilslag kan oksidere i betongen og danne sulfater, noe som kan forårsake utvidelse og oppsprekking av betongen. Spesielt gjelder dette innholdet av magnetkis (FeS). Analyser av bunnaske indikerer lavt innhold av svovel, og det er lite sannsynlig at asken inneholder FeS. Videre kan organisk karbon (humus) i tilslag innvirke negativt på hydratiseringshastigeten for sement og endre størknings- og herdningstiden for betong. TOC-innholdet i bunnaske kan være forhøyet, avhengig av forbrenningsprosess. Norske bunnasker har imidlertid lavt innhold av TOC.

Skal bunnasken benyttes i betong må den tilfredsstillende NS-EN 12620 med CE-merking. NS-EN 12620 beskriver videre krav til egenskaper for naturlige tilslag fra løsmasser eller fra nedknust berg, samt lett-tilslag og resirkulert tilslag. Anvisningen omtaler kort hvilke tilslagssegenskaper for naturlig, knust og resirkulert tilslag som skal deklarerer etter NS-EN 12620, og hvilke egenskaper som skal deklarerer for letttilslag etter NS-EN 13055. Statens Vegvesen stiller i tillegg ekstra krav til egenskaper.

En oversikt over utvalgte kvalitetskrav som kan være begrensende mht. bruk av bunnaske som tilslag i betong er gitt i Tabell 4.

Tabell 4 Oversikt over enkelte kvalitetskrav til tilslag i betong, vurdering av bunnaskens kvalitet.

Egenskap, tilslag	Krav (NS-EN 12620, SVV håndbok R 762)	Sammenligning med bunnaske fra avfallsforbrenning
Finstoffinnhold	partikler $\leq 20 - 30 \mu\text{m}$ på maks 15 %	Bunnaske kan ha et høyere finstoffinnhold, avhengig av behandling (sikting).
Vannabsorpsjon	< 8 mm: ikke over 1,5 % > 8 mm: ikke over 1,2 %	Bunnaske er porøs og kan ha en viss vannabsorpsjon.
Maksimalt kloridinnhold	0,01 %	Totalt innhold av klorid i bunnaske overskrider kravet (se kapittel 3.2.2)
Totalt svovelinnhold	$\leq 1 \%$ Dersom det er påvist magnetkis (FeS) er grenseverdien for totalt svovel $\leq 0,1 \%$.	Totalt innhold av svovel ligger innenfor kravet (se kapittel 3.2.2). Lite sannsynlig at det forekommer magnetkis i bunnaske.
Alkalireaksjoner	Begrenset mengde	Bunnasken kan ha bestanddeler som gir alkalireaksjoner, og som påvirker egenskapene i betongen.
Organisk karbon	Begrenset mengde	Lavt innhold av organisk karbon i norske bunnasker (Figur 10)

4.4 Avfallsdeponi

Ved deponier rapporteres det om en rekke bruksområder for bunnaske fra avfallsforbrenning. Her utnyttes bunnaskens fysiske, geotekniske og kjemiske kvaliteter, samtidig som eventuelle miljømessige utfordringer (spredning av miljøgifter) ivaretas av deponiets barrierer. Tabell 5 gir en oversikt over bruksområder for bunnasken på deponi.

Tabell 5 *Oversikt over bruk av bunnaske fra avfallsforbrenning inne på avfallsdeponi.*

Bunnaske, bruk på deponi	Beskrivelse
Vegkonstruksjoner	<ul style="list-style-type: none"> • Utnyttelse av gode egenskaper som byggemateriale • Interne vegkonstruksjoner • Terrassering, utfylling for fast underlag
Deponidesign	<ul style="list-style-type: none"> • Utnyttelse av egenskaper som god stabilitet, lav permeabilitet • Bunnasken kan benyttes til utjevningssjikt • Beskyttelse av membraner • Impermeabelt sjikt (topptetting), innblanding med bentonitt, flyveaske; Puma et al. 2013; Travar et al. 2009) • Topptetningslag for lavpermeabelt sjikt (gitt tilfredsstillende kornfordeling)
Skråningsstabilitet	<ul style="list-style-type: none"> • Utnyttelse av gode friksjonsegenskaper • Arrondering for hensiktsmessige skråningshelninger
Drenslag	<ul style="list-style-type: none"> • Utnyttelse av stabilt materiale (grove masser, finstoff siktes ut) • Sigevann • Gassdrenering
Nøytralisering, stabilisering	<ul style="list-style-type: none"> • Utnyttelse av bunnaskens alkalitet (høy pH) og pozzolan effekt • Nøytralisering av sulfidholdig avfall (svartskifer, sur gneis, gruveavfall), hindrer sur og tungmetallholdig avrenning. • Stabilisering, solidifisering av flyveaske fra avfallsforbrenning, betonglignende materiale (erstatning for sement)

5 Oppsummering

Bunnaske fra avfallsforbrenning er svært heterogent, avhengig av avfallet som opprinnelig ble forbrent, samt prosessen og driftssituasjon ved det enkelte anlegg. I tillegg til faser dannet under smelting og avkjøling inneholder bunnasken også større rester etter ikke-brennbare fraksjoner, som keramisk materiale som stein, glass, jern og ikke-jernmetall, samt noe organisk uforbrent materiale. I hovedsak består asken av silisium, kalsium, jern og aluminium med varierende konsentrasjoner innenfor ulike fraksjoner. Høyt innhold av metallisk aluminium kan gi produksjon av hydrogengass (H_2) i alkalisk miljø.

Fram til nylig har bunnaske blitt klassifisert som ordinært avfall, og i all hovedsak har behandlet aske blitt deponert på deponi for ordinært avfall. Som følge av endring i EUs regelverk for klassifisering av farlig avfall forventes det at bunnaske fra avfallsforbrenning er en

avfallsfraksjon som kan bidra til mer farlig avfall fremover. Bunnaske som kan karakteriseres som stabil og ikke-reaktiv, vil kunne deponeres i deponier for ordinært avfall som har tillatelse til det.

I Norges gjenvinnes bunnaske i all hovedsak på deponi til oppbygging av deponiet (vegkonstruksjoner, tettesjikt, drenslag) og behandling av avfall (stabilisering, nøytralisering). I Europa er det flere land hvor en gjenvinning og bruk av bunnasken utenfor deponi er godkjent. Det gjelder spesielt innenfor vegkonstruksjoner pga. bunnaskens lette og porøse, samt isolerende egenskaper.

Det er flere eksempler fra litteraturen på at bunnaske fra avfallsforbrenning kan benyttes som tilslagsmateriale i betong. Forhøyet innhold av elementært aluminium (gassdannelse), klorid (korrosjon), samt alkalireaksjoner kan imidlertid være begrensende for bruken. I tillegg kan askens høye porøsitet gi høyere vannabsorpsjon med risiko for redusert motstand mot frysing og tining.

Bunnaske fra avfallsforbrenning inneholder store mengder kalsiumoksid, silika, aluminium og jernoksid, som også er viktige innholdsstoffer i sement. I litteraturen er det en økende interesse for å gjenvinne bunnaske som tilslag i sement hvor askens pozzolane egenskaper utnyttes. I likhet med masovnslegg og flyveaske fra kullkraftverk, kan bunnasken således fungere som en alkali-aktivert material (AAM) som er et grønnere alternativ til portlandsement.

6 Referanser

Afatek (2019): Gjenvinding af metaller og slaggegrus. Dakofa seminar, "Håndtering og genanvendelse af restprodukter", 5. september 2019. Jens Kallesøe, Afatek AS.

Arm, M. (2016): Anvendning och modifiering av metallseparatorat slaggrus. Rapport 2016:331. Energiforsk.

Avfall Norge (2019a): Metode for basiskarakterisering av bunnaske. Rapport nr. 05/2019.

Avfall Norge (2019b): Metode for enklere fastsettelse av FA-grenser for utvalgte avfallsfraksjoner – flyveaske, bunnaske og shredderfines. Rapport nr. 3-2019.

Avfall Norge (2015): Basiskarakterisering av bunnaske fra forbrenning av avfall i Norge. Avfall Norge-rapport nr. 7/2015.

Avfall Sverige (2018): Vägledning för klassificering av förbränningsrester med beräkningsmetoder. Avfall Sverige rapport 2018:13.

Blasenbauer D., Huber F., Lederer J., Quina M.J., Blanc-Biscarat D., Bogush A., Bontempi E., Blondeau J., Chimenos J.M., Dahlbo H., et al. (2020): Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. *Waste Manag.* 2020;102:868–883.

Bratteng, Einar (2020): Avfallsrett. Håndtering og behandling av avfall.

Technalia (2021): Cinderella, New Circular Economy Business Model for More Sustainable Urban Construction: End of Waste criteria protocol for waste used as aggregates. D5.5 May 2021 (M36). EU Horizon grant agreement No 776751.

ISWA, International Solid Waste Association (2017): Bottom ash from WTE plants. Metal recovery and utilization. Rapport 2015.

Joseph, A.M., Snellings, R., Van den Heede, P., Matthys, S, De Belie, N. (2018): The Use of Municipal Solid Waste Incineration Ash in Various Building Materials: A Belgian Point of View. *Materials* 2018 Vol. 11 Issue 1

Maldonado-Alameda, A., Manosa, J., Giro-Paloma, J., Formosa, J., Chimenos J.M. (2021): Alkali-Activated Binders Using Bottom Ash from Waste-to-Energy Plants and Aluminium Recycling Waste. *Applied Sciences-Basel* 2021 Vol. 11 Issue 9 Pages 15

Maldonado-Alameda, J. Giro-Paloma, A. Alfocea-Roig, J. Formosa, J. M. Chimenos (2020): Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash as Sole Precursor in the Alkali-Activated Binder Formulation. *Applied Sciences-Basel* 2020 Vol. 10 Issue 12 Pages 15.

Miljødirektoratet (2020): Oppfølging av ekspertutvalgets rapport om farlig avfall – Miljødirektoratets vurdering av mulige tiltak og virkemidler for økt materialgjenvinning av uorganisk farlig avfall og behovet for nye målsetninger. Vedlegg 1 – Vurdering av tiltak, virkemiddel og behov for nye målsetninger. Brev ref. 2019/14180.

Puma, S., Marchese, F., Dominijanni, A., Manassero, M. (2013): Reuse of MSWI bottom ash mixed with natural sodium bentonite as landfill cover material. Waste Management & Research 2013 Vol. 31 Issue 6 Pages 577-584

Rihm, T., Rogbeck, Y., Svedberg, B., Eriksson, M. (2009): Alternativa konstruksjonsmaterial på deponier. Vägledning. Miljöriktig användning av askor. Värmeforsk-rapport nr 1097.

SIGI (2006): Handbok Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten. Information 18:5

Statistisk Sentralbyrå, SSB (2022): Avfallsregnskapet (<https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfallsregnskapet>; besøkt januar 2022)

SVV (2018): Håndbok R762 – Prosesskode 2, Standard beskrivelse for bruer og kaier. Hovedprosess 8. Statens vegvesen.

SVV (2014a): Håndbok N200 – Vegbygging. Statens vegvesen.

SVV (2014b): Håndbok V221 – Grunnforsterkning, fyllinger og skråninger. Statens vegvesen.

Tiberg, C., Olsson, S., Thelin, G., Egnell, G., Hånell, B. (2008): Miljöbedömning av askor – Kursutveckling av SIGI och SLU i samarbete. Miljöriktig användning av askor. Värmeforsk-rapport nr 1061.

Tommik, K. (2019): Investigation Methods of MSWI Bottom Ash Properties for Use in Embankments. Report 2019:592. Askprogrammet. Energiforsk.

Travar, I., Lidelow, S., Andreas, L., Tham, G., Lagerkvist, A. (2009): Assessing the environmental impact of ashes used in a landfill cover construction. Waste Management. Waste Management 29 (2009) 1336–1346

Verbinnen, B., Billen, P., Van Caneghem, J., Vandecasteele, C., 2017. Recycling of MSWI Bottom Ash: A Review of Chemical Barriers, Engineering Applications and Treatment Technologies. Waste and Biomass Valorization, Volume 8, pp 1453–1466.

Zhu, W. P., Teoh, P. J., Liu, Y. Q., Chen Z. T., Yang, E. H. (2019): Strategic utilization of municipal solid waste incineration bottom ash for the synthesis of lightweight aerated alkali-activated materials. Journal of Cleaner Production 2019 Vol. 235 Pages 603-612.

FORSKNING



PRIVAT SEKTOR



OFFENTLIG SEKTOR



The earthresQue centre is a Centre for Research-based Innovation (SFI) funded by the Research Council of Norway. The centre will develop technologies and systems for sustainable handling and treatment of waste and surplus masses.



Norges forskningsråd

