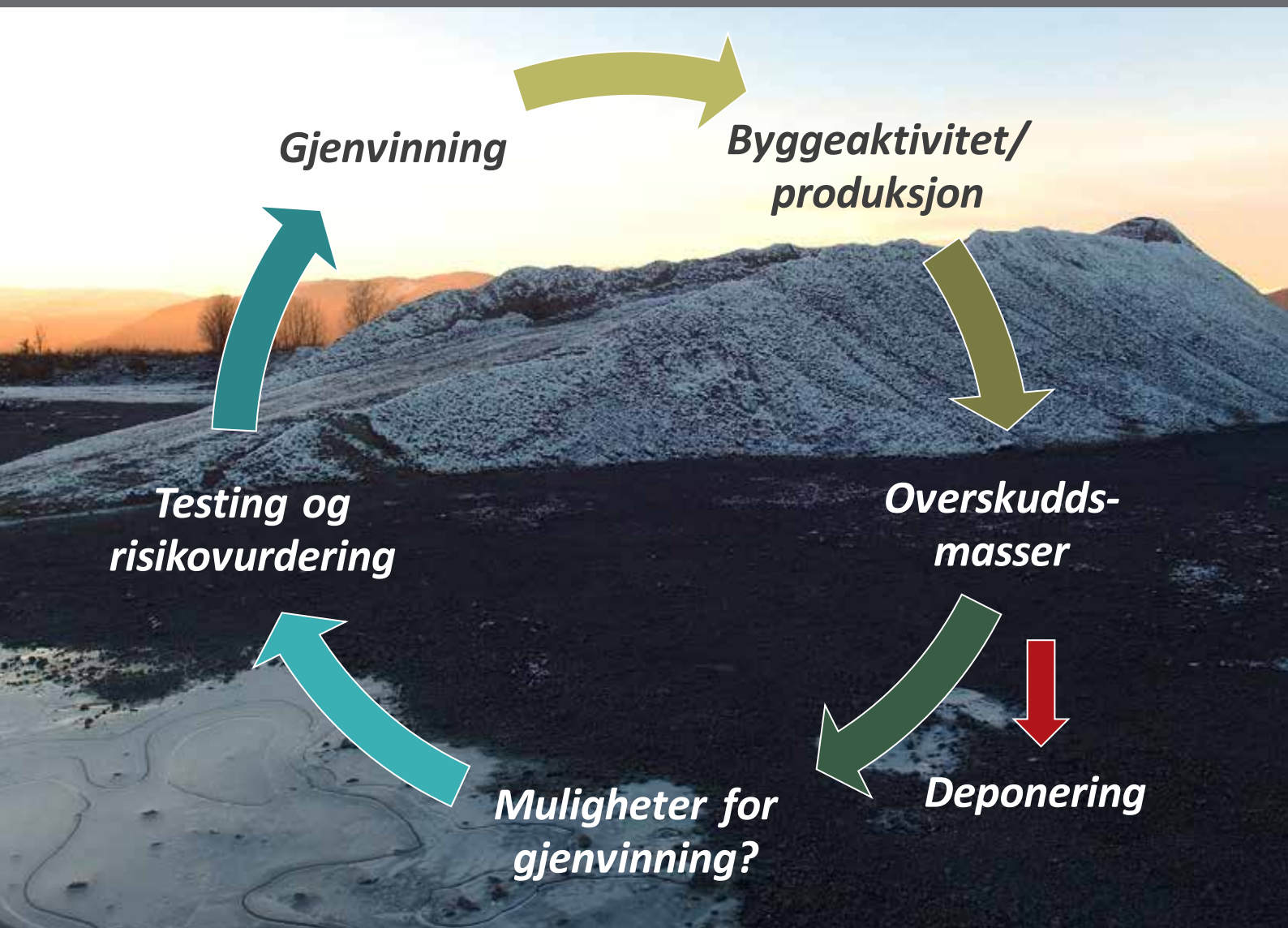


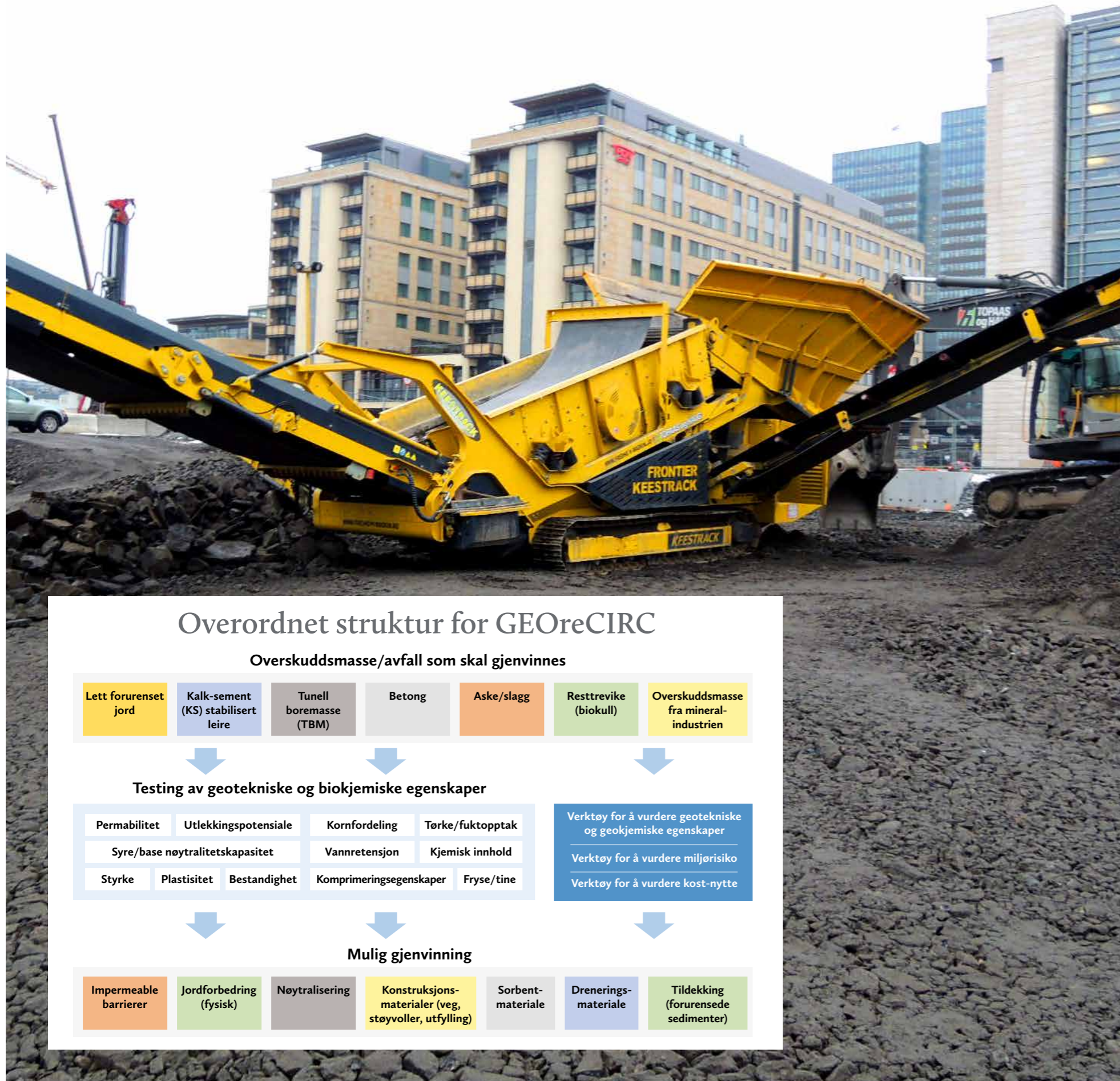
GEOreCIRC

Sluttrapport

NGI rapport 20160794-12-R

GEOreCIRC — GEOressurser i en sirkulær økonomi



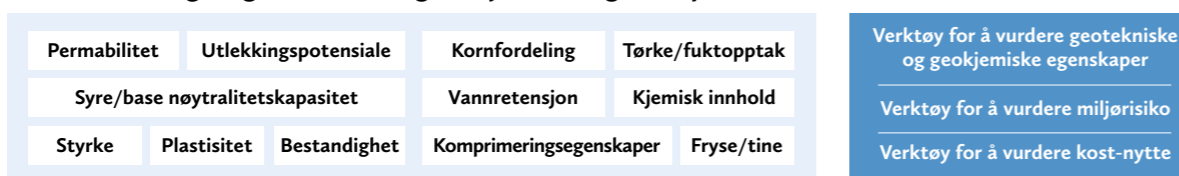


Overordnet struktur for GEOreCIRC

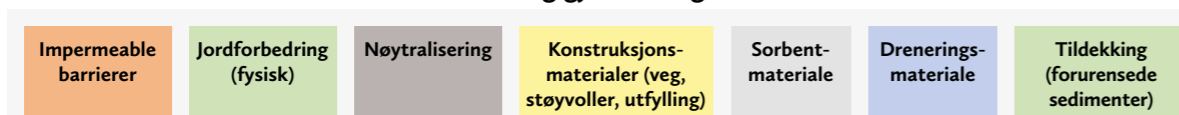
Overskuddsmasse/avfall som skal gjenvinnes



Testing av geotekniske og biokjemiske egenskaper



Mulig gjenvinning



GEOreCIRC prosjektet

GEOreCIRC, Geomaterialer i en sirkulær økonomi, er et strategisk prosjekt ved NGI for perioden 2017-2019. Hovedmålet for GEOreCIRC er å utvikle metoder som danner grunnlag for økt gjenvinning og nyttiggjøring av:

- Restprodukter og overskuddsmasser som er lettere forurenset og som i dag blir ansett som et avfall.
- Overskuddsmasser som blir ansett som rene, og som har et potensial for nyttiggjøring.

Fokus i prosjektet er masser som oppstår i forbindelse med anleggsprosjekter og industriell virksomhet.

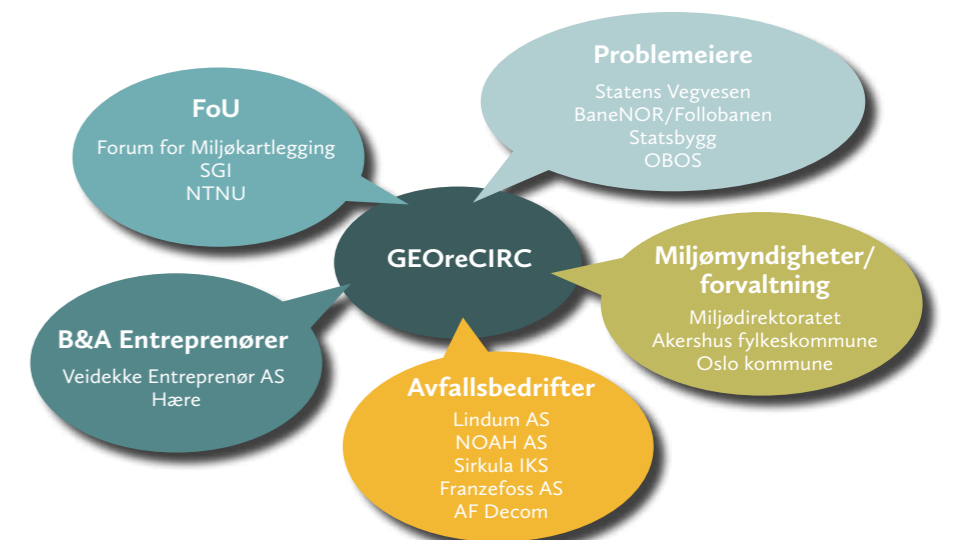
Dette inkluderer overskuddsmasser fra blant annet infrastrukturprosjekter (veg, jernbane) og byggeprosjekter. Både geologisk naturlige masser som lett forurenset jord, kalksement-stabilisert leire (KS-leire) og tunellboremaskin (TBM) masser har vært i fokus. I tillegg er betong/rivemasser, avgangsmasser fra mineralindustri og slagge fra mineralproduserende industri inkludert.

Potensielle bruksområder for gjenvinning spenner alt fra utfylling og terrengarronding, byggematerialer, støvvoller, deponioverdekking og tildekkingsmateriale til forurenset sjøbunn.

Gjennom ulike arbeidspakker har prosjektet tatt for seg flere aspekter knyttet til gjenvinning og nyttiggjøring av overskuddsmasser og avfall:

- Barrierer som hindrer gjenvinning og nyttiggjøring
- Testing og dokumentasjon av geotekniske og geokjemiske egenskaper for gjenvinning av overskuddsmasser og avfall
- Risikovurdering av spredning fra avfall og forurenset jord som gjenbrukes/nyttiggjøres, samt kost-nytte vurderinger

Referansegruppen i prosjektet har bestått av en rekke ulike aktører fra både privat og offentlig sektor.



Utfordringen

Totalt genereres det 2,8 millioner tonn avfall fra bygge- og anleggssektoren i Norge (SSB, 2019). Betong og tegl utgjør ca. 30% av dette, dvs. 0,84 mill. tonn. Det er ikke funnet tall på totale årlig mengder KS-leire eller TBM-masser. Follobane prosjektet alene genererer imidlertid ca. 4,5 millioner m³ TBM-masser (BaneNOR, 2017).

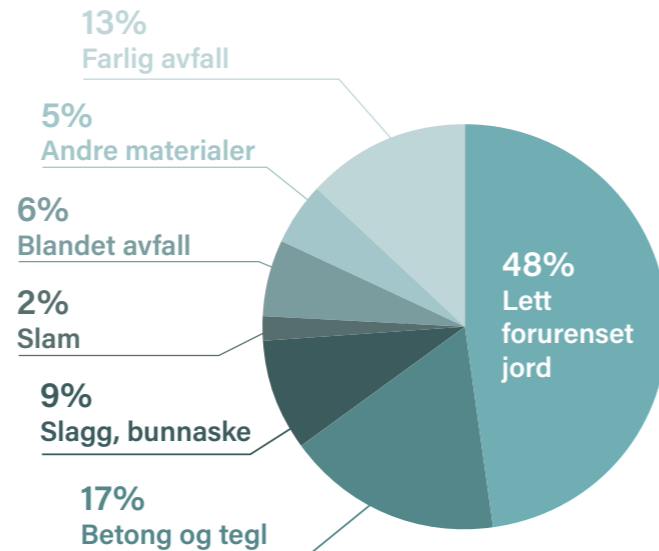
Det foreligger ingen sikre tall om hvor mye overskuddsmasse i form av jord (ren eller forurenset) som genereres i forbindelse med bygg og anleggsprosjekter i Norge. Bare for Jæren regionen er mengden overskuddsmasser estimert til ca. 2,8 millioner m³ per år (Rogaland fylkeskommune, 2017). Tall fra Oslo kommune viser at antall byggesaker er økende og det antas derfor at mengden overskuddsmasser også vil øke. I de fleste prosjektene prøver man å utnytte arealet maksimalt, også i dybde og bredde. Dette fører til store mengder overskuddsmasser.

I tillegg genereres store mengder overskuddsmateriale i mineralindustrien, både som avgangsmasser, og i forbindelse med prosesser i mineralindustrien (eksempelvis slagg).

I dag kjøres en stor del av disse materialene på deponi (lovlig avfallsanlegg) eller massetipp. Lett forurensete masser (i hovedsak jord) utgjør omtrent halvparten av alt avfall som går til deponi, mens andelen betongavfall og tegl ligger på 17% av de totale mengden til deponi (SSB, 2019). Denne håndteringen av massene medfører en dårlig utnyttelse av både ressurser og deponivolum.

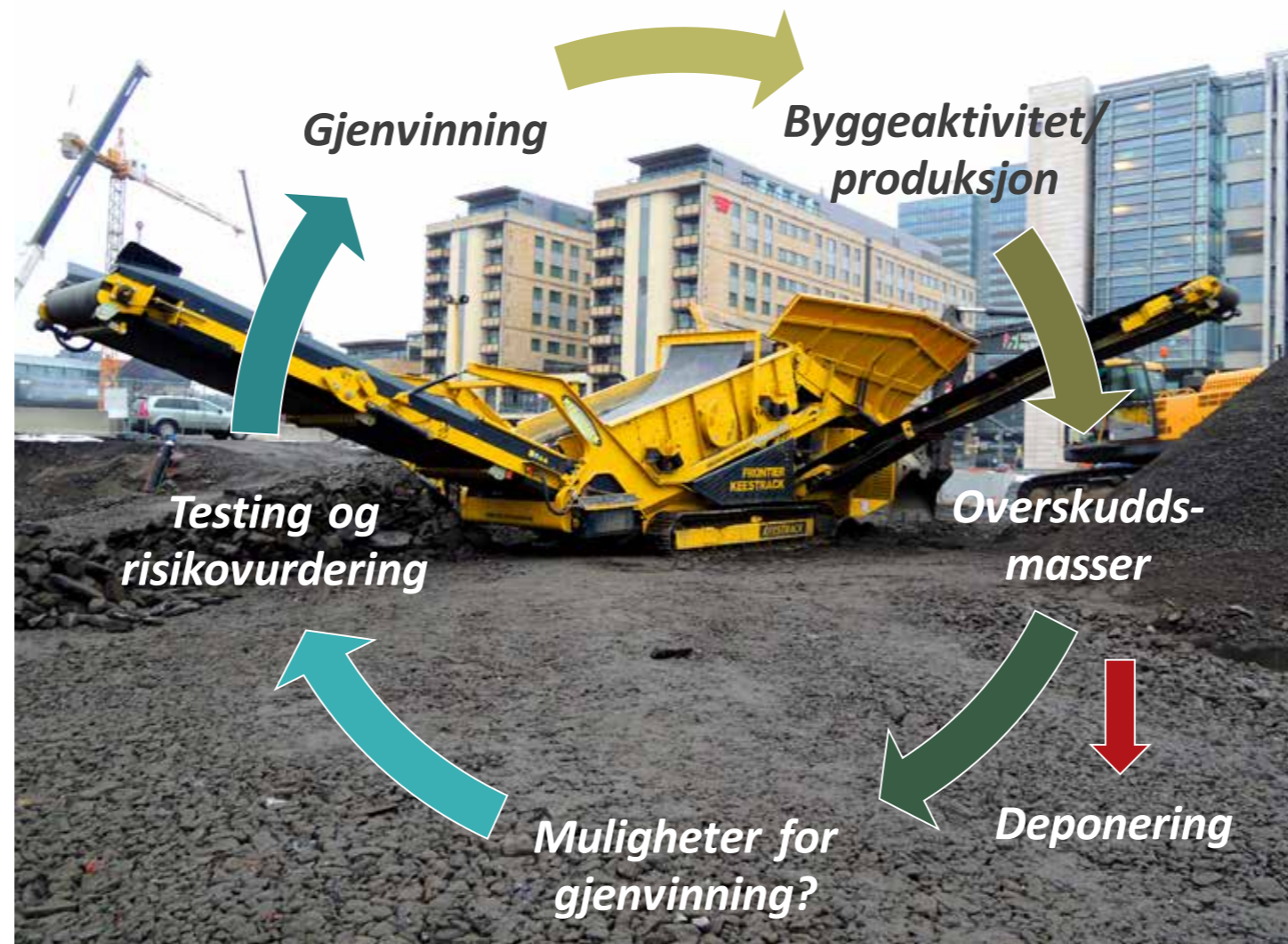
Sirkulær økonomi tankegangen forutsetter at jorda er et system med begrensede ressurser som må utnyttes på en måte som gjør at ressursene forblir i omløp. EU-kommisjonens handlingsplan for sirkulær økonomi inkluderer et lovforslag om avfall og gir langsiktige mål for å redusere deponering og øke resirkulering og gjenbruk. Et av målene som er satt i handlingsplanen er å oppnå 70% gjenvinning av BA-avfall. Norge er bundet til målet om 70% gjenvinning av bygge-, rive- og graveavfall gjennom EØS-avtalen. Dette betyr at gjenvinning av overskuddsmasser som betong, asfalt og jordmasser må økes betydelig for å oppnå dette målet.

Gjenbruk av masser kan bidra til å redusere transportbehov og utgraving/produksjon av nye masser, dvs. redusere behovet for utvinning med potensielt store utslipp. I bygg- og anleggsbransjen er det transport av stein og masser som bidrar mest til direkte utslipp av klimagasser (TØI, 2019).



Mengden avfall til norske deponi i 2017.

Gjenvinning vil si at massene enten materialgjenvinnes (bearbeides til et nytt produkt, f.eks. at sand- og steinmasser brukes som tilslag i produksjon av betong og asfalt) eller at de erstatter masser som ellers ville blitt brukt til formålet (for jord- og steinmasser er bruk som fyllmasser et vanlig eksempel). Massene skal erstatte bruk av annet byggeråstoff, og dermed redusere behovet for å utvinne nytt byggeråstoff.



FAKTA

Kriterier for gjenvinning av overskuddsmasser

Overskuddsmasser fra bygge- og anleggsvirksomhet defineres som næringsavfall (jf. forurensningsloven §27). Dvs. masser som fraktes ut av eiendommen.

For næringsavfall gjelder i hovedsak to håndteringsmuligheter – enten at det leveres til et lovlig avfallsanlegg eller at det gjenvinnes.

Overordnet gjelder det at for at et geomateriale eller avfall skal kunne gjenvinnes må følgende kriterier oppfylles:

1. Materialet erstatter et tradisjonelt konstruksjonsmateriale i et allerede planlagt tiltak
2. Massemengden som skal gjenvinnes tilsvare massebehovet i det planlagte tiltaket
3. Materialet som gjenvinnes har nødvendig kvalitet.
4. Gjenvinningstiltaket fører ikke til spredning av forurensning.

I følge Forurensningsloven skal ingen igangsette et tiltak som kan føre til spredning av forurensning (Forurensningsloven, kap. 2, §7). Dersom et gjenvinningstiltak kan føre til spredning av forurensning skal det søkes Miljødirektoratet om tillatelse.

Det er ikke tillatt å kvitte seg med overskuddsmasser ved å gjøre omfattende terrengtiltak som ikke er en nødvendig del av prosjektet.

Kilder:

Forurensningsloven:

<https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6>

Faktaark M-1243. Mellomlagring og sluttdisponering av jord og steinmasser som ikke er forurenset:

<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2018/desember-2018/mellomlagring-og-slutt-disponering-av-jord-og-steinmasser-som-ikke-er-forurenset/>

Faktaark M-14. Disponering av betongavfall:

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M14/M14.pdf>

Barrierene for gjenvinning og nyttiggjøring

En av arbeidspakkene i GEOreCIRC har hatt som målsetting å identifisere faktorer som hindrer gjenvinning av overskuddsmasser. Fokus var på både praktiske og regulatoriske årsaker. Dette kan være knyttet til materialeegenskaper (som må forbedres), gjeldende regelverk, prosjekt logistikk i B&A sektor eller utfordringer hos mottaker av gjenbruksmateriale.

En kartlegging ble derfor gjennomført blant de ulike aktørene i referansegruppen, gjennom intervju og en workshop med barrierer og hindringer som hovedtema. En oversikt over de mest sentrale barrierer som hindrer gjenvinning av overskuddsmasse og avfall, samt potensielle løsninger er gitt i tabellen på neste side. For nærmere detaljer vises det til GEOreCIRC rapport *Barrierer som hindrer nyttiggjøring* (NGI, 2018).

Det foreligger en rekke barrierer som hindrer gjenvinning og nyttiggjøring av overskuddsmasse og avfall. Barrierene kan være knyttet til både regulatoriske, organisatoriske og kvalitetsmessige forhold.



Strengt krav til totalinnhold av seksverdig krom hindrer gjenvinning av avfallsbetong.

Identifiserte barrierer og mulige løsninger for gjenvinning og nyttiggjøring av overskuddsmasser og geomaterialer

	HINDRINGER/BARRIERER	MULIGE LØSNINGER
REGELVERK OG MYNDIGHETS-FORHOLD	<ul style="list-style-type: none"> • Uoversiktlig regelverk med flere myndigheter involvert • Lang saksbehandlingstid for søknader om gjenvinning/nyttiggjøring • Liten etterspørsel etter overskuddsmasser (det foreligger et overskudd av rene og rimeligere masser) • Overskuddsmasser som tas ut av tiltaksområdet er definert som avfall. Gjenbruk krever søknad etter forurensningsloven. 	<ul style="list-style-type: none"> • Samordning av regelverk og involverte myndigheter. • Redusere saksbehandlingstiden ved etablering av "anerkjente tiltak". Løsningsorientert saksbehandling • Utarbeidelse av veiledningsmateriale • Nyttiggjøringsprosjekter (store mengder masser) utformes som inert deponi • Etablering av større tiltaksområde hvor gjenvinning kan finne sted uten søknad
ORGANISERING OG PLANLEGGING	<ul style="list-style-type: none"> • Manglende insentiver og krav fra byggherre om gjenbruk av masser • Enkelte kontraktsformer (f.eks. totalentreprise) medfører større tidspress mht. søknad til myndigheter • Manglende arealer for håndtering, behandling og mellomlagring 	<ul style="list-style-type: none"> • Massebalanse og gjenvinning som utredningstema i konsekvensutredning. Forvaltningsplan for massene (reguleringsplan, miljøoppfølgingsprogram) • Vektlegge kontraktsformer som stimulerer til gjenvinning/nyttiggjøring. Sette minimumskrav til andel gjenvunnet masse i prosjekter ved anbud/konkurranse. Tidlig involvering av entreprenører. • Tidlig samarbeid med andre prosjekter. God dialog med myndigheter. • Tilrettelegge for mellomlagring og behandling av overskuddsmasser og avfall. Avsetting av nødvendige arealer
LOGISTIKK, MELLOMLAGER	<ul style="list-style-type: none"> • Sted og tidspunkt hvor overskuddsmasser oppstår er ikke sammenfallende med mulig mottaker for nyttiggjøring • Manglende mellomlagringskapasitet på anlegg - nyttiggjøring kommer i konflikt med logistikken i prosjektene • Begrenset tillatt mellomlagringstid (1 år) 	<ul style="list-style-type: none"> • Etablere massehotell/hub for mellomlagring, sortering, behandling og videresalg av masse • Digitale logistikksystem for overskuddsmasse (markeds plass) med registrering og sporing av masser basert på type, sted og kvalitet
DOKUMENTASJON, KVALITET	<ul style="list-style-type: none"> • Usikkerhet rundt kvaliteten på overskuddsmassen og muligheter for gjenvinning og nyttiggjøring. • Rigitte funksjonskrav gitt i standarder • Kun analyser av totalinnhold av forurensningskomponenter. Dette gir ingen informasjon om miljørisiko knyttet til gjenvinning • Usikkerheter rundt akseptabelt forurensningsnivå ved bruk av behandlings-system for å gjenvinne jord- og steinmasser. 	<ul style="list-style-type: none"> • Relevant testing og dokumentasjon i tidlig fase, inklusive tester som gir informasjon om forurensningspotensial (utlekkning) • Vurdere alternative kvalitetskrav til massene hvis forholdene tillater det • Veiledning mht. dokumentasjon og kvalitet • Felles kontrollprogram for masser etter behandling klar for gjenvinning og nyttiggjøring • Verktøy som kan dokumentere miljøeffekten av gjenvinning og nyttiggjøring i et kost/nytte perspektiv

Dokumentasjon av kvalitet: karakterisering av overskuddsmasser og avfall for gjenvinning

En av målsetningene i GEOreCIRC har vært å framskaffe en oversikt over ulike geotekniske og geokjemiske/miljøtekniske testmuligheter som kan være relevante i forbindelse karakterisering av overskuddsmasse og avfall for å vurdere muligheter for gjenvinning. En slik karakterisering vil være nødvendig for å sikre at kravene om egnet kvalitet og spredning av forurensning tilfredsstilles. I hovedsak var det fokus på etablerte og standardiserte testmetoder. For nærmere detaljer vises det til GEOreCIRC rapport *Geokjemiske og geotekniske testmetoder for gjenvinning av overskuddsmasse og restprodukter* (NGI, 2019a).

Geotekniske tester - funksjonskrav

For at et materiale skal kunne nyttiggjøres må et overordnet krav om at materialet er egnet til det planlagte konstruksjonsformålet oppfylles. Ulik bruk / byggeformål har videre spesifikke funksjonskrav. Egnethet må derfor vurderes spesifikt for ønsket bruksformål. Eksempler på spesifikke funksjonskrav er krav til geoteknisk prosjektering ved bygging av veg og jernbane, beskrevet i håndbøker fra Statens vegvesen og BaneNOR.

Eksempler på sentrale geotekniske tester for vurdering av geoteknisk kvalitet er korngradering (bl.a. andelen silt og leire), knusemotstand (mekanisk styrke), skjærfasthet (styrke mot utglidning) og komprimeringsegenskaper (øker styrken og reduserer permeabiliteten).



Skjærfasthet og permeabilitet i et materiale kan testes og dokumenteres i en triaxelle.

Geokjemiske tester - miljøkrav

I følge Forurensingsloven skal ingen igangsette et tiltak som kan føre til spredning av forurensning (Forurensningsloven, kap. 2, §7). For at et materiale skal kunne gjenvinnes må det derfor demonstreres gjennom egnede tester at materialet er rent (ikke forurenset). Dette gjøres iht. relevante krav i forurensningsforskriften eller avfallsforskriften, som for eksempel normverdier for forurenset jord.

En grundig geoteknisk og geokjemisk karakterisering av massene er nødvendig for å kunne vurdere potensialet for gjenvinning og nyttiggjøring.

Dersom materialet er forurenset må det dokumenteres at gjenvinningsformålet ikke vil føre til nevneverdig spredning av forurensning. I så tilfelle er både geokjemiske og geotekniske tester relevante.

Sentrale tester ved vurdering av miljøegenskaper og gjenbruk er vurdering av utlekking. Potensialet for utlekking av forurensningskomponenter fra et materiale er en av de viktigste parameterne når det gjelder potensialet for frigjøring av miljøfarlige komponenter fra materialer som skal deponeres eller nyttiggjøres. Under utlekking går komponenter fra fast materiale som avfall, jord og andre geomaterialer over i løselig form i vann eller vandige løsninger.

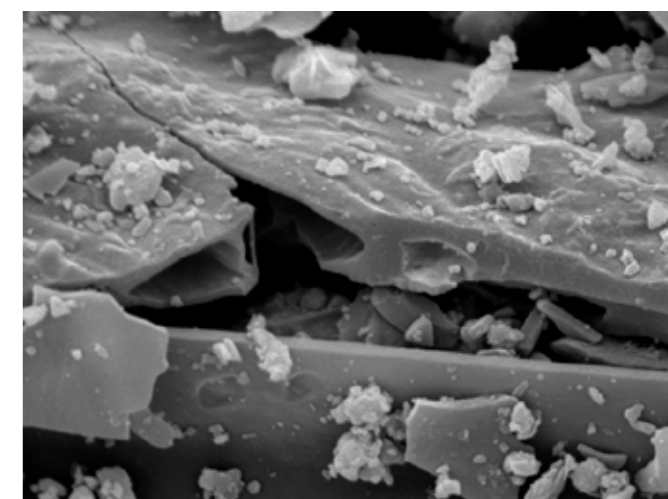
Utlekkingstesting kan gjennomføres i form av kolonne-test, ristetest eller diffusjonstest. I en kolonne-test pakkes materialet (granulært) i en kolonne med definert høyde og diameter. Vann kjøres gjennom kolonnen og prøvetas for kjemisk analyse over tid. I en ristetest ristes granulært prøvemateriale i en definert periode, ofte med ionebyttet vann over 24 timer. Diffusjonstester brukes for å undersøke diffusjonsstyrt utlekking fra monolittisk, solidifisert eller stabilisert materiale. I en diffusjonstest senkes et testlegeme ned i en beholder med vann og vannet byttes ut ved bestemte tidsintervaller. Resultatene gir kumulativ utlekking fra testprøvens overflate.



Eksempler på spesifikke tester som kan gjøres på overskuddsmasser og avfall som skal benyttes til et utvalgt gjenvinningsformål.



Utlekkingsegenskaper av et materiale kan testes i kolonneforsøk.



Scanning elektron mikroskop (SEM) bilde av slagmasser.

Forurensningsspredning og miljørisiko

Dersom et forurenset materiale skal gjenvinnes må det sannsynliggjøres at dette ikke vil føre til nevneverdig spredning av forurensning. Dette kan gjøres ved å gjennomføre en miljørisikovurdering. I dag finnes det ingen offisielle metoder eller retningslinjer for å vurdere spredning av forurensning fra et gjenvinnings-tiltak. Se også GEOreCIRC rapport *Eksisterende veiledere og retningslinjer for risikovurdering av spredning fra avfall og forurensede masser* (NGI, 2019b) for nærmere detaljer.

Dersom de aktuelle massene er å betrakte som rene, iht. til normverdier for forurenset grunn (Forurensningsforskriften) eller bestemmelser i avfallsforskriften, gjelder veiledning i faktaark M-1243 "Mellomlagring og slutt disponering av jord- og steinmasser som ikke er forurenset" (Miljødirektoratet, 2018). Hvis de aktuelle massene derimot er å betrakte som forurensede, skal det gjennom en miljørisikovurdering vises at forurensning ikke vil spres, eller i så tilfelle hvor mye.

Prinsippene for spredning fra forurenset grunn til resipient tilsvarer de som vil gjelde for eventuell spredning fra et gjenvinningsprosjekt.

Hvordan vurdere spredning av forurensning i et gjenvinningstiltak?

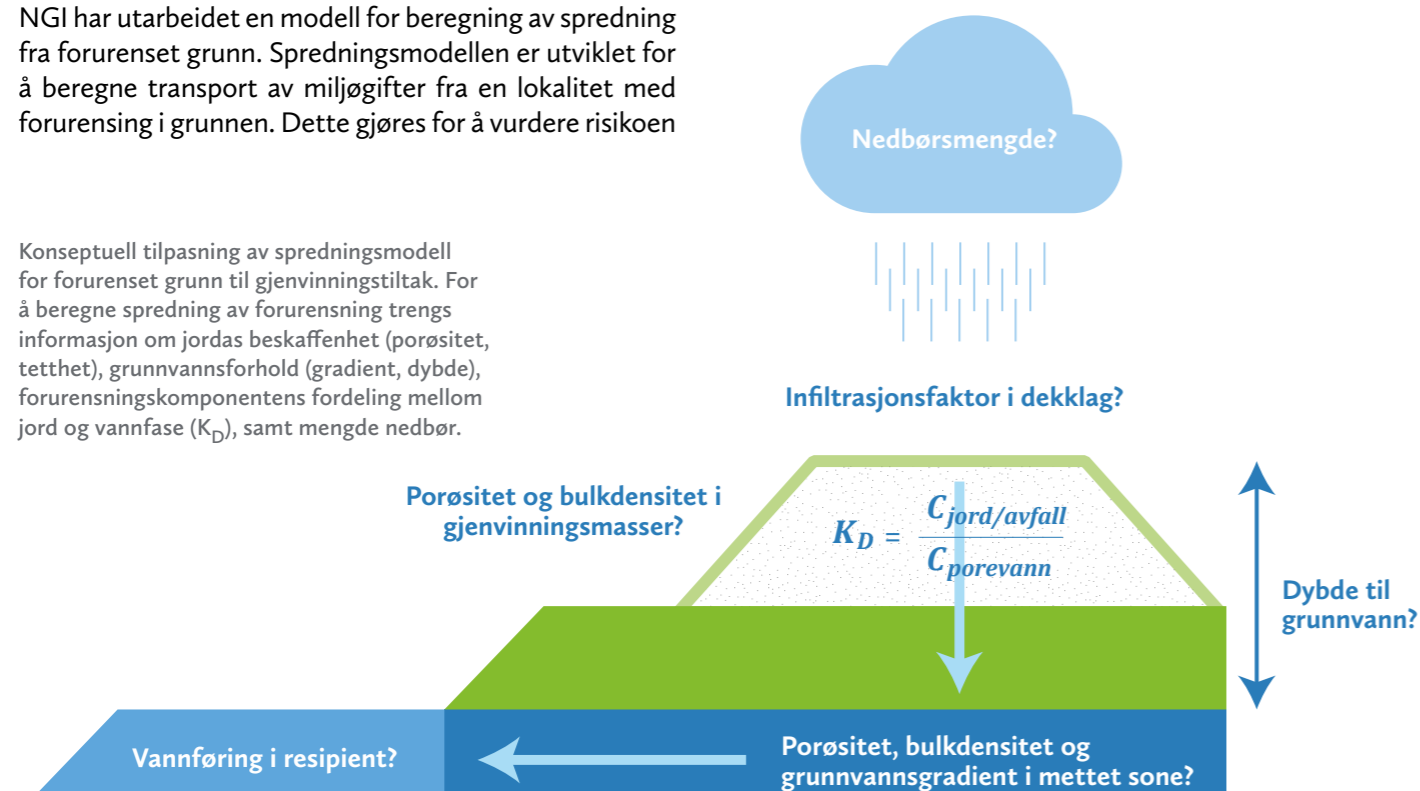
NGI har utarbeidet en modell for beregning av spredning fra forurenset grunn. Spredningsmodellen er utviklet for å beregne transport av miljøgifter fra en lokalitet med forurensning i grunnen. Dette gjøres for å vurdere risikoen

for at grunnforurensningen vil påvirke nærliggende resipienter. Målet med en slik vurdering er ofte å undersøke om det er akseptabelt å la de forurensede massene forbli på lokaliteten, eller om de må fjernes.

En vurdering av spredning i forbindelse med et gjenvinningstiltak vil konseptuelt sett ikke skille seg fra en spredningsvurdering for forurenset grunn. Gjennom GEOreCIRC er det derfor sett nærmere på hvordan denne spredningsmodellen kan tilpasses en situasjon med gjenvinningstiltak som eksempelvis lett forurenset jord og betong.

I et gjenvinningstiltak tilføres forurensede masser til en ren/forurenset lokalitet. En vurdering må gjøres for å vise at massene som ønskes tilført ikke vil påvirke miljøet negativt. En spredningsberegning kan derfor settes opp som et hypotetisk tilfelle hvor de nyttiggjorte, forurensede massene er tilstede på en ny lokalitet. Videre kan det gjøres tilpasninger i modellberegningene som reflekterer tiltak som gjøres i forbindelse med gjenvinningen for å redusere risiko for spredning av forurensning. For mer informasjon om dette se GEOreCIRC rapport *Spredning av miljøgifter ved gjenvinningstiltak* (NGI, 2019c).

Konseptuell tilpasning av spredningsmodell for forurenset grunn til gjenvinningstiltak. For å beregne spredning av forurensning trengs informasjon om jordas beskaffenhet (porøsitet, tetthet), grunnvannsforhold (gradient, dybde), forurensningskomponentens fordeling mellom jord og vannfase (K_D), samt mengde nedbør.



Miljørisiko ved gjenvinning av lett forurenset jord eller avfall vil i stor grad være knyttet til forurensningsspredning med vann, dvs. utlekking.

Behov for bærekraftsvurderinger ved gjenvinning av avfall og overskuddsmasser

Målsetningen med gjenvinning av overskuddsmasser og annet geo-avfall er å gjenvinne ressurser uten at det medfører en uakseptabel påvirkning på miljøet. I tillegg skal gjenvinningen være forsvarlig fra et kostnadsperspektiv. Prosessene i et gjenvinningstiltak bør i sum ikke ha større miljøkostnader og finansielle kostnader enn det bruk av jomfruelige masser ville hatt.

Begrepene “prosesser” og “miljøet” favner vidt. Prosesser i denne sammenhengen inkluderer i grove trekk: Utgraving, transport og avhending av overskuddsmasser og avfall, i tillegg til produksjon, transport og bearbeiding av nye, jomfruelige masser. I begrepet miljø inkluderes både lokalt miljø, som naturressurser i influenssonen til tiltaket, og globalt miljø, som påvirkning på klima ved utslipp av CO₂ og andre klimagasser.

Gjenvinning av masser vil kunne redusere miljøavtrykk til tiltaket ved redusert behov for avhending av overskuddsmasser og redusere produksjon av jomfruelige masser, mens det lokalt kan påvirke miljøet ved for eksempel avrenning av forurensning til resipienter. En bærekraftsvurdering kan gi en systematisk analyse av positive og negative effekter av gjenvinning av overskuddsmasser og avfall. En bærekraftsvurdering bør derfor inngå som en del av beslutningsgrunnlaget for hvordan gjenvinningstiltak kan optimaliseres.

Bærekraft beskriver effekter på miljø og klima, sosiale forhold og økonomiske forhold, og gjør vurderinger både for dagens behov og for effekter på fremtidige generasjoner. En full analyse av bærekraften inkluderer derfor svært mange og ulike aspekter. For tiltak der gjenbruk av overskuddsmasser og avfall skal vurderes, er det hensiktsmessig å avgrense en bærekraftsvurdering til å inkludere effekter på lokalt og globalt miljø og økonomiske forhold.

Det foreligger etablerte metoder, kvantitative, semi-kvantitative og kvalitative, for vurdering av bærekraft som kan produsere grunnlag for beslutningstakere. For eksempel er livsløpsanalyse (LCA) en etablert metode for å kartlegge utslipp av klimagasser fra en konstruksjons levetid. En LCA vil derfor kunne gjøre rede for effekter på globalt klima. Noen LCA metoder gir også mulighet til å inkludere andre miljøpåvirkninger enn de som fører til utslipp av klimagasser og kan dermed også

inkludere lokale miljøpåvirkninger. LCA analyse kan være både kvantitativ og kvalitativ.

Kost-nytte analyser (Cost Benefit Analysis, CBA) er et annet eksempel på en etablert metode som kan brukes til å vurdere aspekter ved bærekraft. I en kost-nytte vurdering inkluderes positive og negative verdier av både prissatte og ikke-prissatte konsekvenser. Metoden krever derfor at størrelser som ikke har monetære (penge-messig) verdi gis dette. I sum bør nytten av gjenbruk av overskuddsmasser og avfall være større enn kostnaden. I tillegg til LCA og kost-nytte analyser finnes det også multi-kriterie beslutningsmetoder som integrerer resultater fra ulike analysemetoder og gjør at ulike størrelser kan sammenlignes direkte ved for eksempel vektning.

Når det gjelder bærekraftsvurderinger for gjenvinning av overskuddsmasser og avfall er eksisterende verktøy mangelfulle. Spesielt er det en utfordring knyttet til forurensede jordmasser da det er vanskelig å gjøre en generell klassifisering av gjenvinningspotensialet på grunn av forurensningsinnholdet. Gjenvinningspotensialet av denne type masser, inklusive behov for behandling, må vurderes stedsspesifikt avhengig av forurensningstype og innhold. Det jobbes imidlertid med utvikling av og forbedring av metoder for bærekraftsvurderinger. NGI har høyt fokus på dette framover for å identifisere gode verktøy som støtte for bærekraftsvurderinger i forbindelse med gjenvinningstiltak for overskuddsmasse og avfall.



Gjenvinning av overskuddsmasser og avfall vil bidra til å løse utfordringer knyttet til FNs bærekraftige utviklingsmål (Sustainable Development Goal, SDG) ved blant annet å bidra til bærekraftig infrastruktur (SDG 9), bærekraftig byutvikling (SDG 11), bærekraftig bruk av jordressurser (SDG 12) og redusere transportbehovet (SDG 13).



Prosessene i et gjenvinningstiltak bør i sum ikke ha større miljøkostnad og finansielle kostnader enn det bruk av jomfruelige masser ville hatt.

Gjenvinning av lett forurenset jord

Fraksjonen "lett forurenset jord" kan omfatte et bredt spekter av jordtyper, fra leirholdig masse (tørreskorpe leire), siltige og sandige masser, til masser med et høyere innhold av grovt materiale, som grus og rester av bygningsmaterialer. Med "lett forurenset" menes et totalinnhold av miljøgifter som ligger over normverdien for ren jord, det vil si tilstandsklasse I (Forurennsningsforskriften), men under totalinnhold som klassifiseres som tilstandsklasse III. Dette er masser som må håndteres som avfall dersom de ikke disponeres innenfor tomtegrensen (såkalt tiltaksområde) uavhengig av forurennsningspotensiale. Som følger av dette, deponeres det store mengder forurenset over-skuddsjord fra byggeprosjekter.

Gjenvinning og nyttiggjøring av lett forurenset jord er i dag begrenset av ulike årsaker. Hovedgrunnene er både mangel på veiledning og entydig regelverk fra myndighetene, samt mangel på hensiktsmessige metoder for vurdering av utlekking og spredning av forurenninger. Forurennsningsforskriften, som gjelder terrenginngrep i forurenset grunn, stiller følgende krav:

"Ved terrenginngrep i forurenset grunn plikter tiltakshaver å gjennomføre de tiltak som er nødvendige for å sikre at forurenset masse ikke medfører forurennsningsspredning eller fare for skade på helse eller miljø"

Å utvikle metoder som kan vise at lett forurenset jord ikke utgjør en risiko for miljøet er sentralt for å komme et steg videre med å oppnå EUs målsetningen om 70% gjenbruk av materialer i bygg- og anleggsprosjekter.

Totalkonsentrasjonen i forurenset jord er den mest brukte metoden for å si noe om fare for miljøpåvirkning. Totalkonsentrasjonene sammenlignes med verdiene satt av Miljødirektoratet for å klassifisere jord i henhold til tilstandsklasser (SFT, 2009). Tidligere erfaring og internasjonal litteratur peker på at måling av utlekkingspotensiale samt biotilgjengelige konsentrasjoner vil kunne gi en bedre indikasjon på fare for skade på helse eller miljøet. Tabellen nedenfor viser metodene som kan brukes til dette formålet. Se også GEOreCIRC rapport *Research findings: Reuse of lightly contaminated building and construction materials* (NGI, 2019d).

Basert på resultatene fra laborarbeidet, kan følgende konkluderes:

- Passiv prøvetaking er en nyttig metode som er egnet til å vurdere risiko for eksponering i mennesker og andre organismer
- Ved å kombinere ristetester og kolonnetester med passive prøvetaking samt bruk av utvidet kolonnetesten, kan risikoen ved gjenvinning og gjenbruk av lett forurensete masser undersøkes grundig

TEST	BESKRIVELSEN	FORMÅL
RISTETEST (STANDARD METODE NS-EN 12457)	Lett forurensete jord ristes i 24 timer med ionebyttet vann i et væske-/tørrestoff-forhold på 10. Etter 24 timer tas det prøve av vannfasen som filtreres før analyse av miljøgifter	Worst case scenario
KOLONNETEST (NS-EN 14405:2017)	Lett forurensete jord pakkes i en kolonne med definert høyde og diameter. Under mettede forhold pumpes det vann fra bunn mot topp. Vannet som kommer ut av kolonnen prøvetas ved ulike væske-/tørrestoff-forhold som filtreres før analyse av miljøgifter	Mer realistisk utlekking på kort og middels sikt
UTVIDET KOLONNETEST	Som testen over, men med mulighet til å måle hydraulisk konduktivitet. Forurennsningspredningen kan vurderes basert på den hydrauliske konduktiviteten både målt i utvidet kolonnetesten og basert på empiriske formler	Å kombinere kjemisk og fysisk karakterisering
PASSIV PRØVETAKING	Lett forurensete jord, vann og en passiv prøvetaker ristes over et tidsrom som er tilpasset prøvetakeren. Miljøgifter ekstraheres fra passive prøvetakeren og relateres til konsentrasjonen i vannfasen gjennom kjente opptakstrater / fordelingskoeffisienter	Å måle biotilgjengelige konsentrasjoner

Totalinnholdet av en forurenning i jord vil ha ulike bindingsformer til jordpartiklene. En stor del vil være irreversibelt bundet og ikke tilgjengelig for organismer (mørk grønn farge), mens noe er reversibelt bundet og kan under gitte forutsetninger bli tilgjengelig for organismer (grønn farge). En liten andel er fritt løst i vannet/porevannet og direkte biotilgjengelig (lys grønn farge).



Kolonnetest for permeabilitet og utlekking

I forbindelse med GEOreCIRC har det blitt utviklet en prototype av en metode til simultan måling av permeabilitet og utlekking fra et granulært materiale i en kolonne. Oppsettet er bygget på standard kolonnetest iht. CEN/TS 14405, men med tilpasninger som gjør det mulig også å måle permeabilitet.

Målet med dette testoppsettet er å kunne spare tid og kostnader ved å gjøre både en permeabilitetsmåling og et utlekkingforsøk samtidig i prøven. Også effekten av økt eller redusert permeabilitet i et materiale på kjemisk utlekking kan måles. Permeabilitet kan reduseres ved komprimering eller ved innblanding av finstoff i et grovt materiale. Dette kan knyttes direkte til tiltak som kan gjøres i forbindelse med gjenvinning for å redusere risiko for spredning av forurensning. Testen er imidlertid ikke egnet til å måle permeabilitet på mer finkornede materialer enn silt eller på grovere materialer som eksempelvis grov sand.



Oppsett av kolonnetest for kombinert måling av permeabilitet og utlekking. Vannet pumpes fra bunn til topp av kolonnen ved hjelp av en peristaltisk pumpe. Eluatet samles opp til analyse. Standrørene gir mulighet til å beregne massenes permeabilitet (hydraulisk konduktivitet). Fra Skjennum (2019).

FAKTA

Biotilgjengelighet og passiv prøvetaking

Totalinnholdet av en miljøgift er assosiert med ulike fraksjoner i massene. Miljøgiften kan være irreversibelt eller reversibelt bundet til fast stoff (f.eks. oksider, leirmineraler, organisk materiale, komplekser) eller fritt løst i vannfasen. Kun visse andeler av miljøgiften forbundet med de ulike fraksjonene vil være tilgjengelige for opptak i organismer (biotilgjengelig) og dermed utgjøre en risiko for miljøet.

Det finnes flere ulike metoder for å bestemme biotilgjengeligheten til stoffer. For eksempel Diffusive Gradients in Thin Films (DGT) er en metode for å måle biotilgjengelig fraksjon av metaller (eksempelvis kadmium, bly, kobber, antimon) i vannfase. Denne prøvetakeren består av en gel som akkumulerer metallene over en definert prøvetakingsperiode med en spesifikk opptakstrate.

Passive prøvetakere for organiske stoffer består av ulike typer plastmateriale som tar de organiske stoffene opp fra vannfasen. Ved å måle konsentrasjonen i plasten og ved bruk av kjente fordelingskoeffisienter, kan det beregnes biotilgjengelige konsentrasjoner i vann. Passive prøvetakere kan i dag benyttes til en rekke forskjellige organiske miljøgifter (PAH, PCB, dioksiner, TBT)



POM (Polyoksymetylen) er en passiv prøvetaker utviklet for blant annet PAH og PCB.



DGT er en passiv prøvetaker for å måle biotilgjengelig fraksjon av metaller i vann og porevann.

Gjenvinning av tunellboremaskin (TBM)-materiale

I Norge ble flertallet av tilløpstunneler for vannkraft-anlegg drevet med tunnelbormaskin (TBM) på 80-tallet. I den senere tid er TBM benyttet i Norge på noen store infrastrukturprosjekt i tettbygde strøk, hvor metoden bl.a. gir færre tverrslag og redusert behov for massetransport.

Miljøgevinstene ved å gjenbruke masse fra TBM-driving vil være betydelige, ettersom tunnel-prosjektene vanligvis er store i omfang og derfor genererer enorme mengder overskuddsmasse. Muligheter for nyttiggjøring av TBM-masse må vurderes i forhold til materialets tekniske egenskaper.

Forskningsprosjektet GEOreCIRC har hatt som målsetning om å tilrettelegge for gjenbruk av overskuddsmasser ved å se på materialets egenskaper og behov for karakterisering. Se også GEOreCIRC rapport *Tunnelborkaks (TBM) – Karakterisering og nyttiggjøring* (NGI, 2019e) og Dahl (2018).

Utfordringer

En utfordring med TBM er at overskuddsmassen som genereres ved driving har en mindre gunstig kornfordeling og kornform sammenlignet med sprengsteinsmasse fra samme bergart. TBM-massen inneholder høyere andel finstoff, som blant annet medfører at massen kan være vannømfintlig og telesensitiv. Tradisjonelt sett har TBM-massen blitt kjørt til godkjente massetipper i tilknytning til prosjektene. Når TBM velges som drivemetode er det essensielt at det tidlig planlegges for hvordan overskuddsmassen skal brukes, sammen med behov for eventuell midlertidig lagring.

Forurensningsnivå

Det er sett på innhold av mulige forurensningskomponenter i massen. Resultater fra totalt 104 prøver fra Ulriken-tunnelen og Follobanetunnelen er innhentet og sammenstilt. De viser at innholdet av forurensning kun er knyttet til bergmassens mineralogiske sammensetning og er under grenseverdier for forurenset masse, massene er med andre ord klassifisert som rene (Forurensningsforeskriften).

Geotekniske egenskaper

Geotekniske egenskaper er sammenstilt fra et flertall prosjekter, datert tilbake til 80-tallet (Statkraft, 1986). Størst datamengde kommer fra Follobanen som er dre-

vet med fire TBM-maskiner gjennom granittisk gneis. Tunnelmassene er nyttiggjort som fylling for å lage byggegrunn for ny bydel Gjersrud-Stensrud for Oslo kommune. I prosjektet har det vært utført omfattende laboratorie- og feltundersøkelser for hvert lag i deponiet, for å karakterisere massen og følge opp utfyllingen. I GEOreCIRC-prosjektet er TBM-masse karakterisert med hensyn til geotekniske egenskaper, blant annet kornfordeling, kornform, sprøhet- og flisighetsindeks, densitet med og uten pakning, permeabilitet, og friksjonsvinkel. TBM-massen kan fysisk sammenlignes med grus, men den har vesentlig høyere skjærfasthet enn en naturgrus.

Fra utførte tester og innhentede data er følgende egenskaper kartlagt (variasjoner forekommer avhengig av geologien og må vurderes for hvert enkelt prosjekt):

- Sandig (siltig) grus: 50-70% av materialet er grusfraksjon og finstoffinnhold (<0,06 mm) på 10-18%
- Friksjonsvinkel $\Phi=45-50^\circ$
- Telefarlighetsklasse T2-T3
- Hydraulisk konduktivitet i størrelsen 10^{-6} til 10^{-5} m/s
- Partikkelformen er flisig og stenglig til meget flisig og meget stenglig



Nyttiggjøring av TBM masser: Oppfylling og tilrettelegging for Gjersrud-Stensrud. Framtidig bydel i Oslo.
Foto: BaneNOR



Foto: BaneNOR

Muligheter for bruk

Massen er en ressurs som vil kunne brukes og er spesielt godt egnet til fyllinger. For å sikre at vanninnholdet ikke er for høyt ved komprimering bør massen håndteres og lagres slik at det ikke tilføres vann før utlegging og at masse med høyt vanninnhold har tid til å selvdrenere. Massen legges ut lagvis og normal komprimering gir høy densitet, god bæreevne og lavt setningspotensiale.

Follobanen er et godt eksempel på hvordan TBM-masse kan nyttiggjøres. I prosjektet har BaneNOR og Oslo kommune inngått en avtale om at overskuddsmassen på nesten 9 millioner tonn (ca. 4,5 millioner m³), fra driving med fire TBM-maskiner, fylles ut i et kupert område ved Åsland, for å etablere byggegrunn for ny bydelen Gjersrud-Stensrud. Massen ble lagt ut lagvis i 0,7 m tykke lag som ble komprimert med normal komprimering (NS 3458:2004). Når massen kan utnyttes så lokalt, reduseres også CO₂ avtrykket vesentlig i forhold til om massen måtte ha blitt transportert lang vei med lastebil.

Et annet godt eksempel på utnyttelse av TBM-masse er fra Ulriken tunnelen i Bergen. Masser fra driving av tunnelen ble benyttet som tildekning av forurenset sjøbunn i Puddefjorden, med svært godt resultat og lite tilslamming av vannet under utleggingen. Totalt ble det brukt ca. 350.000 tonn masse, som ble lagt ut fra lekter med nedføringsrør. Massene ble lagt ut med lagtykkelse på inntil 45 cm.

I Oslo-området pågår planlegging for flere infrastrukturprosjekter med tunneler som vil generere enorme mengder overskuddsmasse. Flere av disse tunnelene vil med stor sannsynlighet bli drevet med TBM. For å kunne utnytte massen som genereres må det parallelt planlegges og reguleres arealer for prosjekter hvor massen kan tas i bruk. Et eksempel på god bruk av overskuddsmasse er utfylling av Kadettangen ved Sandvika Fjordpark, hvor sjøfronten er utvidet med et 16.000 m² publikumsareal, med masser fra ny E16 gjennom Sandvika. TBM-masse vil kunne brukes som en ressurs i et tilsvarende prosjekt.

Grunnet materialets flisighet og stengslighet er det ikke mulig å bruke massene i bære- og forsterkningslag med krav til motstand mot nedknusning som vei og jernbane. I tillegg vil krav til telefarlighet normalt være strenge (T₁) der massene ligger grunt og i kontakt med frost, noe som gjør TBM masse uegnet.

TBM-masse vil ikke nødvendigvis oppfylle krav til mekaniske egenskaper på tilslagsmateriale i betong uten bearbeiding. Det vil som regel være behov for knusing og sikting for å forbedre kornformen og nedknusningsmotstanden. I tillegg må det utføres kjemiske tester for å vurdere blant annet svovelinnhold i bergarten.

Gjenvinning av oppgravd KS-stabilisert leire

KS-stabilisering er et uvurderlig verktøy til å kunne bygge i kvikk og bløt leire, for å øke bæreevnen eller styrken i grunnen. Det kan også være vanskelig å transportere bløt KS-leire, og siden massene ofte er bløte ved utgraving, kan de være vanskelige å få deponert. Stabiliseringen gjennomføres ved at det bores ned til ønsket dybde som skal stabiliseres, og derfra trekkes boret opp samtidig som det blåses inn bindemiddel (kalk og/eller sement). På boret er det montert en visp som brukes til å blande bindemiddel og leire til en sylinder (pel) av forsterket materiale.

Pelene settes i mønster, enten som ribber, gitter eller blokk hvor pelene står tett i tett, eller som enkeltpeler. I alle tilfeller er det leire som ikke er stabilisert rundt pelene. Den normale deknings-graden (andel peler pr. volum leire) er fra 20 til 30%.

I noen tilfeller blir deler av den stabiliserte leira gravd ut. Dette gjelder for eksempel i byggegroper, grøfter og skjæringer. Da graves det ut en blanding av ustabilisert leire og sylindrene stabilisert med bindemiddel. I GEOreCIRC er det sett på mulig nyttgjøring av oppgravd overskuddsmasse av leire med KS-peler; for om mulig å hente ut en resterende stabiliseringseffekt fra bindemiddelet i pelene. Se også Pedroni et al. (2018) og Kristensen (2017).

Forurensningsgrad

CO₂-utslippet ved å produsere bindemidlene kalk og sement er høyt, for når kalk brennes, drives det av CO₂. Volumene som stabiliseres er ofte store og det går med 20 til 35 kg bindemiddel pr løpemeter KS-pel. Massenes innhold av forurensning (stoffer over normverdi for jord) er målt. Selve pelematerialet er testet for innhold av forurensning og ligger under normverdier eller lokale bakgrunnsverdier og kan klassifiseres som rene masser. Ved utgraving blandes av naturlige årsaker pelemateriale med leira rundt pelene, og totalinnhold av kalk og sement pr. m³ blir lavere enn i testene som er utført.

Geotekniske egenskaper

KS-stabiliserte gravemasser av leire får økt plastisitet og blir vesentlig mer formbar og håndterbar enn den opprinnelige leira på stedet. Plastisiteten (Ip) økte fra 17,5 til 23,4 og flytegrensa (wp) økte fra 33 til 39% i de utførte forsøkene. Skjærfastheten økte fra 50 til 170 kPa i forsøkene, noe som tilsvarer en fast til meget fast leire.



Testfelt på NOAH Langøya: Utlegging og komprimering av KS-leire. Foto: NOAH AS

Muligheter for bruk

Det er i prosjektet testet ut om overskuddsmasser med KS-leire kan benyttes til topp- og bunntetting av deponier. Hydraulisk konduktivitet (permeabilitet) tilfredsstillende kravet til bunntetting og topptetting på deponi for inerte masser, dvs. hydraulisk konduktivitet $k < 10^{-7}$ m/s. Det er imidlertid viktig at massene ikke tørker under og etter utlegging, og at de legges ut og komprimeres i tynne lag (20 – 30 cm ferdig komprimert). En del av testene viser at massene tilfredsstillende også kravet til bunn- og topptetting på deponier for ordinært avfall og farlig avfall, dvs. hydraulisk konduktivitet $k < 10^{-9}$ m/s, men her er ikke resultatene entydige.

Arbeider med et testfelt på NOAH Langøya viser at massene blir bearbeidbare og lar seg legge ut og komprimere tilfredsstillende. Utfordringen er å få til en god og etterprøvable innblanding av KS-materiale med leire rundt i stor skala, da det er strenge krav til homogenitet i mineralske tettesjikt. Testen viser imidlertid at massene kan benyttes som f.eks. leirefylling for veg og terrengarronding.



Stabiliseringen etableres ved at det bores ned til ønsket dybde som skal stabiliseres, og derfra trekkes boret opp samtidig som det blåses inn bindemiddel. Pelene settes i mønster (gitter) hvor pelene settes tett i tett.

Gjenvinning av avfallsbetong: Utfordringer med seksverdig krom



Ved rivning og rehabilitering av byggmasser produseres store mengder tunge rivemasser som for eksempel betong. Betong- og teglavfall utgjør 17% av BA-avfallet levert til deponi i Norge i dag (SSB, 2019). Det foreligger en målsetning om 70% materialgjenvinning av BA-avfall innen 2020, og det er derfor fokus på å kunne gjenvinne mest mulig av betongen dersom det er miljømessig forsvarlig.

De siste årene har det når det gjelder gjenvinning blitt betydelig fokus på seksverdig krom i betong. Seksverdig krom er svært giftig selv i lave konsentrasjoner. I faktaarket om disponering av betong- og teglavfall (Miljødirektoratet, 2017) gis det retningslinjer for hvilke konsentrasjoner av forurensningskomponenter betongen kan inneholde for å kunne klassifiseres som ren. For seksverdig krom ligger denne konsentrasjonen på 2 mg/kg. Hvis betongen skal gjenvinnes og forurensningskonsentrasjonen ligger over disse verdiene, må det sendes søknad til Miljødirektoratet.

Analysen av seksverdig krom i betong viser ofte overskridelser av verdien på 2 mg/kg, noe som hindrer gjenvinning av store mengder betong. Det er imidlertid

FAKTA

Hvorfor er det seksverdig krom i betong?

Betong består i hovedsak av sement og tilslagsstoff som sand, grus og stein. Krom foreligger naturlig i både sement og tilslagsstoffer i betongen. Tidligere studier på utlekking av tungmetaller fra sement viste krominnhold i kalkstein på rundt 60 mg/kg krom (SINTEF, 2000).

Sement består av 90% kalkstein og 10% sand og leire. Råmaterialet blir knust og tilsatt ulike tilsetninger som bauxitt, kvarts og kisavbrann, før råmelet går inn i en rotérovn som danner sementklinker. Temperaturen i rotérovnen er 1450 °C og det er her mye av det treverdige kromet i råmaterialet blir oksidert til seksverdig krom. Seksverdig krom kan foreligge i ulike former som eksempelvis som kromtrioksid, kalsiumkromat og sinkkromat. De er sterke oksiderende forbindelser og kan raskt reduseres til treverdige forbindelser.

Det er i dag ikke lov å selge sement med konsentrasjoner høyere enn 2 mg/kg vannløselig seksverdig krom grunnet fare for etseskader på huden. For å redusere innholdet av seksverdig krom tilsettes derfor et reduksjonsmiddel, ofte jernsulfat, for å overholde kravet.

usikkerheter knyttet til dette konsentrasjonsnivået og effekten på human helse og økologisk risiko i forbindelse med gjenvinningstiltak for betong. I samarbeid med Miljødirektoratet og andre aktører i bransjen, er det derfor gjennom prosjektet GEOreCIRC sett nærmere på problemstillinger knyttet til seksverdig krom i betong og miljøeffekt i forbindelse med gjenvinning.

Utlekking av seksverdigkrom fra betong

For å se på mulighetene til å øke betonggjenvinningen har prosjektet sett på utlekkingsfare av heksavalent krom fra ulike typer betong for å se hvor tilgjengelig seksverdig krom vil være ved gjenbruk. Det er gjennomført ulike laborietester for å se på utlekking fra betongen (i ulike fraksjoner), effekt av pH endring og kontakt med organisk materiale, samt effekten av blanding med ulike jordtyper. Videre er det gjennomført tester med utlekkingsvann fra betong og løst organisk materiale (DOC) for å undersøke om det foregår en eventuell reduksjon av seksverdig krom til treverdige krom. I starten av prosjektet ble det utført en ringtest med ulike kjemiske laboratorier for å se om resultater fra samme analytiske metode for bestemmelse av seksverdig krom i betong varierer mellom ulike laboratorier. Se også GEOreCIRC rapport *Utlekking av treverdige og seksverdige krom fra betong* (NGI, 2019f)

Resultatene indikerer at:

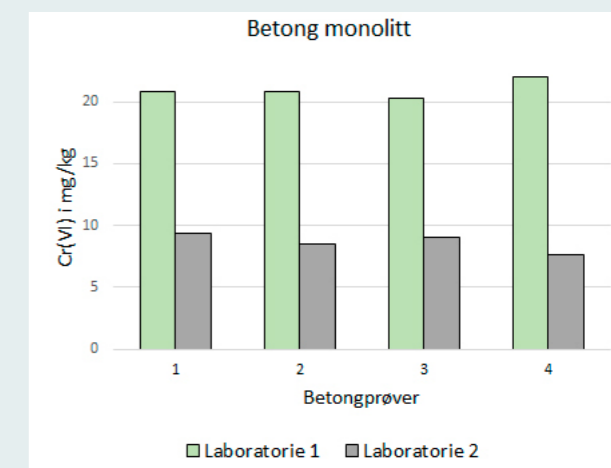
- Det er lav utlekking av krom fra ny betong, og at det som lekker foreligger som treverdige krom.
- Gammel gjenvinningsbetong viser utlekking av krom, som foreligger i seksverdig krom.
- Det er høyere utlekking fra fin fraksjon enn fra grov fraksjon, sannsynligvis som følge av en større overflate.
- Sandig jord med lavt innhold av organisk materiale hadde ingen innvirkning på utlekkingen av krom fra betongen eller på pH i utlekkingsvannet.
- Torvjord med høyt innhold av organisk materiale reduserte utlekkingen av krom fra forurenset betongen med opp til 99,9 % med en pH reduksjon i utlekkingsvannet fra pH 12 til 6. Sorpsjon til fast organisk materiale (TOC) synes å være en viktig immobiliseringsfaktor.
- Løst organisk materiale (DOC) i vannfasen hadde liten effekt på reduksjonen av seksverdig krom til treverdige etter en ukes kontakttid.

Utfordringer med prøvetaking og analyse av betong

Betongens svært heterogene sammensetning gjør det utfordrende å ta representative prøver og således få pålitelige analyseresultater. I tillegg foreligger det ulike metoder for prøvebehandling for analyser av seksverdig krom. De mest brukte metodene har vært ISO EN 15192 og REFLAB 2000.

Ringtester hvor samme prøver fra samme betongmateriale ble sendt til ulike laboratorier viste store forskjeller i målt innhold av seksverdig krom. Laboratoriene fikk tilsendt større klumper betong de skulle knuse før oppslutning og analyse, i tillegg til betongprøver som var knust på forhånd (<0,25 mm) og homogenisert. Oppslutning og analyse ble ved begge laboratorier gjennomført etter standard ISO EN 15192. I begge tilfellene ble det registrert store ulikheter i resultater mellom laboratoriene. For betongprøvene hvor laboratoriet selv skulle knuse prøven var forskjellen på mer enn 100 % (se figur). Dette viser at prøver fra samme betongkonstruksjon kan ha svært ulikt innhold av seksverdig krom. Dette gir store variasjoner i analyseresultatene, noe som gjenspeiler dagens problemstilling ved prøvetaking og analyse av betong.

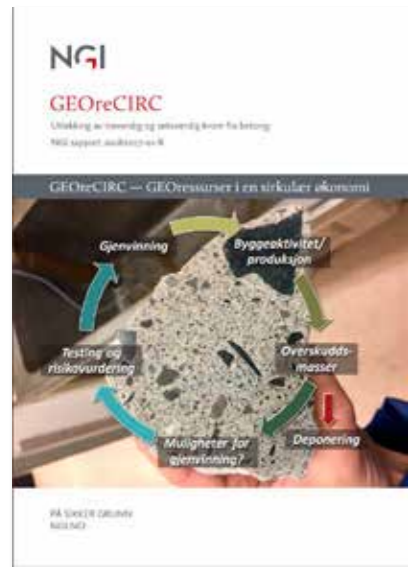
Den internasjonale standarden ISO EN 15192 for bestemmelse av seksverdig krom i fast avfallsmateriale og jord ved baseopplutning og ionekromatografi med spektrofotometrisk deteksjon er den foretrukne metoden. Sammenligning av REFLAB 2000 og ISO EN 15192 metodene viser at førstnevnte gir betydelig lavere konsentrasjon av seksverdig krom enn ISO-metoden.



Videre arbeider med gjenvinning av betong

I samarbeid med en rekke aktører fra myndigheter og industri videreføres arbeidet med å løse utfordringene knyttet til gjenvinning av betong. Det jobbes med å undersøke tilgjengeligheten av seksverdig krom i reelle gjenvinningsscenarier ved bruk av kolonnetester og storskala feltforsøk. Resultater for arbeidet vil danne grunnlag for nytt forslag til grenseverdi i betong i framtidig forskrift om gjenbruk og sanering av betong.

GEORCIRC rapporter



GEORCIRC Sluttrapport:

NGI rapport: 20160794-12-R

Datert: 26-11-2019

Prosjektleder: Gudny Okkenhaug

Forfatter: Gudny Okkenhaug, Erlend Sørmo, Sarah Hale, Jenny Langford, Gunvor Baardvik, Gerard Cornelissen, Cathrine Eckbo, Christian Strømme Ofstad, Ingvild Fladvad Størdal, Hans Peter Arp

Kvalitetssikring: Gijs Breedveld

Finn flere dokumenter på GEORCIRC hjemmeside:
<https://www.ngi.no/eng/Projects/GEORCIRC>

Referanser

Avfallsforskriften: *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)*. Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930.

BaneNOR (2017): *Bruk av tunnelmasser på Follobanen EPC TBM Presentasjon*. Presentasjon på GEORCIRC Workshop 28.11.2017. Ass. Byggeleder Fredrikke Syversen

Dahl, Marianne (2018): *Investigation of Geotechnical Properties of TBM Spoil from the Follo Line Project*. Master Thesis. Institutt for Bygg og Miljøteknikk, NTNU. Datert 08.06.2018

Forurensingsforskriften: *Forskrift om begrensning av forurensing*. FOR-2004-06-01-931. Klima- og miljødepartementet. Ikrafttredelse 01.07.2004.

Forurensningsloven: *Lov om vern mot forurensninger og om avfall (forurensningsloven)*. Klima- og miljødepartementet, LOV-1981-03-13-6.

Kristensen, Emmi Charlotte (2017): *Nyttiggjøring og gjenbruk av kalk- sementstabilisert leire i deponier*. Master Thesis. Institutt for Bygg og Miljøteknikk, NTNU. Datert 08.06.2017

Miljødirektoratet (2018): *Mellomlagring og slutt disponering av jord- og steinmasser som ikke er forurenset*. Faktaark M-1243 fra Miljødirektoratet.
<https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2018/desember-2018/mellomlagring-og-slutt-disponering-av-jord-og-steinmasser-som-ikke-er-forurenset/>

Miljødirektoratet (2017): *Disponering av betong- og teglavfall*. Faktaark M14, oppdatert februar 2017.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M14/M14.pdf>

NGI (2019a) WP2.A: *Geokjemiske og geotekniske testmetoder for gjenvinning av overskuddsmasse og restprodukter*. NGI-rapport 20160794-02-R

NGI (2019b): WP3: *Eksisterende veiledere og retningslinjer for risikovurdering av spredning fra avfall og forurensede masser*. NGI-rapport 20160794-09-R.

NGI (2019c): GEORCIRC. *Spredning av miljøgifter ved gjenvinningstiltak*. NGI-rapport 20160794-10-R

NGI (2019d): GEORCIRC. WP2E: *Research findings: Reuse of lightly contaminated building and construction materials*. NGI-rapport 20160794-06-R

NGI (2019e): GEORCIRC. *Tunnelborkaks (TBM) – Karakterisering og nyttiggjøring*. NGI-rapport 20160794-08-R

NGI (2019f): GEORCIRC. *Utlekking av treverdige og seksverdige krom fra betong*. NGI-rapport 20180207-01-R

NGI (2018): GEORCIRC. *Barrierer som hindrer nyttiggjøring*. NGI-rapport 20160794-03-R

NS 3458: 2004 Komprimering- krav og utførelse.

Pedroni, L., Kristensen, E.C., Okkenhaug, G., Baardvik, G. (2018): *Reuse of excavated lime and cement stabilized soft and quick clay*. WASCON 10th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, Tampere 2018.

Rogaland Fylkeskommune (2017): *Regionalplan for massehåndtering på jæren 2018-2040*. November 2017.

SINTEF (2000): *Utslipp av tungmetaller fra Norcem fabrikk i Brevik og Kjøpsvik*. SINTEF-rapport datert 20. februar 2000.

SFT (2009): *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*. Statens forurensningstilsyn veileder TA 2553/2009.

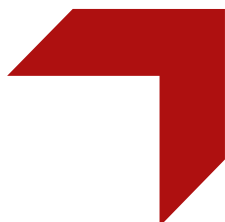
Skjennum, Karen Ane (2019): *Contaminated soil: Waste today, resource tomorrow? Coupling Hydraulic conductivity and leachability in soil characterization – a lab based study*. Master Thesis. Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management, NMBU. Dated 09.05.2019

Statistisk sentralbyrå, SSB (2019): *Avfallsregnskapet for 2017*, <https://www.ssb.no/avfregno>

Statkraft (1986): *Prosjekt fullprofilmasser materialeegenskaper*. NGI-rapport 85607-1. Datert 30.05.1986.

TØI (2019): *Utslipp fra lastebiler knyttet til bygg- og anleggsvirksomhet i Oslo Analyse av utslipp og transport-data for ulike varegrupper*. TØI rapport 1725/2019

SFT (2009): *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*. Veileder TA-2556/2009 fra Statens forurensningstilsyn.



NGI er Norges ledende geotekniske fagmiljø og internasjonalt senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi jobber innen områdene Offshore energi; Bygg, anlegg og samferdsel; Naturfare; og Miljøteknologi. NGI ble formelt opprettet som et forskningsinstitutt 1. januar 1953, og ble i 1985 omgjort til en selvstendig, privat stiftelse.

Vi har hovedkontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim, forskningsstasjon for snøskred på Strynefjellet, kontor og laboratorium i Houston, Texas, USA, og kontor i Perth, Western Australia. I tillegg har vi samarbeidsavtaler med veletablerte selskap og universiteter i store deler av verden.

På NGI driver vi med anvendt forskning. Det betyr at forskningsresultatene skal være relevante og tas i bruk av markedet. Vårt arbeid skal komme samfunnet, næringslivet og industrien til gode. Vi er et internasjonalt anerkjent kompetansesenter og samlingspunkt for fagekspertise og akademia.

Gjennom vår omfattende forskning og ekspertrådgivning er NGI med på å skape fundamentet for at vi alle kan bygge, bo og ferdes på sikker grunn.