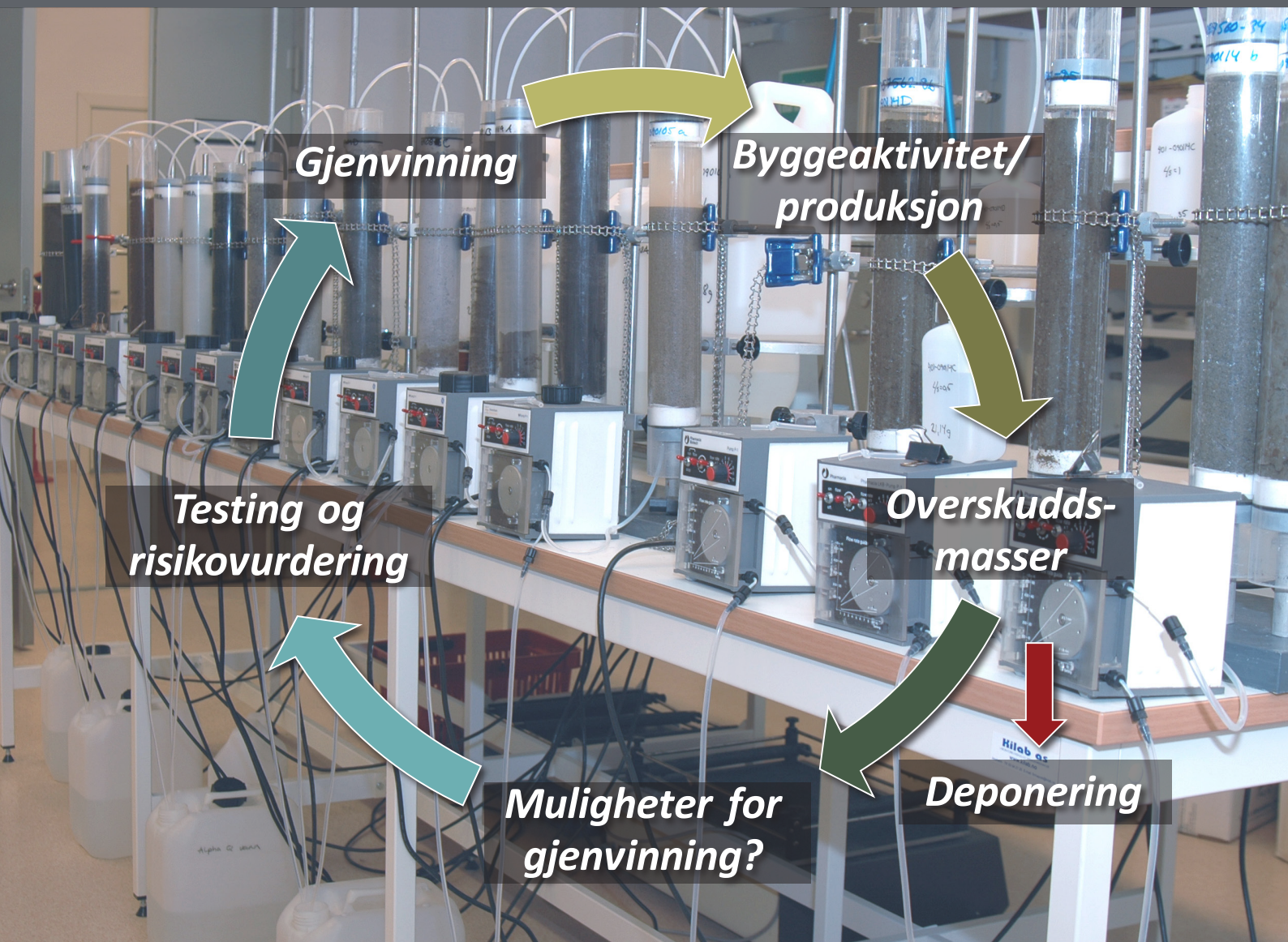


NGI SP10 GEOreCIRC

WP2.A: Geokjemiske og geotekniske testmetoder for gjenvinning av overskuddsmasse og restprodukter

NGI rapport 20160794-02-R

GEOreCIRC — GEOressurser i en sirkulær økonomi



Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Prosjekt

Prosjekttittel: NGI SP10 GEOreCIRC
Dokumenttittel: Testing og karakterisering av materialer til gjenvinning
Dokumentnr.: 20160794-02-R
Dato: 2019-02-27
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: NGI
Kontaktperson: James M. Stout
Kontraktreferanse: SP10

for NGI

Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Utarbeidet av: Erlend Sørmo, Gudny Okkenhaug, Sarah Hale, Christian Strømme
Ofstad, Jenny Langford
Kontrollert av: Gijs D. Breedveld, Pasquale Carotenuto

Sammendrag

Hovedmålet for GEOreCIRC er å utvikle metoder som danner grunnlag for økt gjenvinning av overskuddsmasser som oppstår i forbindelse med anleggsprosjekter og i industrielle prosesser. Dette kan eksempelvis være jordmasser, masser fra tunneldriving, avgangsmasser fra mineralindustri, betong/rivemasser, slagg og askerester fra forbrenning og kalksementstabilisert (KS)-leire.

Med gjenvinning menes det at masser/avfall anvendes til et nyttig formål, som for eksempel i en konstruksjon, i stedet for å bli sendt til et godkjent mottak (deponi / behandlingsanlegg). Dette konseptet ble tidligere beskrevet som *nyttiggjøring*, men som følger av endring i ordlyden til § 32 i forurensingsloven (med ikrafttredelse 01.01.18) brukes nå begrepet *gjenvinning*.

For å kunne nyttiggjøre denne type masser er det viktig å kjenne de geotekniske og geokjemiske egenskapene. Dette krever at det gjennomføres tester for å karakterisere materialet.

Denne rapporten oppsummerer testmetoder som ansees relevante for karakterisering av masser som skal gjenvinnes. Testmetodene er valgt ut på bakgrunn av hva NGI har kjennskap til og erfaring med. Rapporten inneholder på ingen måte en fullstendig oversikt over alle relevante tester som finnes. Blant testmetodene er både geotekniske og geokjemiske metoder beskrevet.

Testene beskrevet i denne rapporten kan benyttes til å beskrive et vidt spekter av materialeegenskaper. Enkelte egenskaper er relevante i alle tilfeller, mens en rekke andre egenskaper er kun relevante i spesifikke tilfeller. Utvalget av tester må derfor tilpasses hvert enkelt gjenvinningsformål og materiale som ønskes brukt.

Under vises en figur med en oversikt over spesifikke tester som kan være aktuelle i forbindelse med ulike gjenvinningsformål. For masser som skal benyttes til spesielle formål som sorbenter eller nøytraliseringsmateriale forutsettes det at forurensningsgrad ikke er et problem.



Innhold

1	Innledning	6
1.1	Bakgrunn og målsetting	6
1.2	Metode	7
2	Krav til egenskaper - funksjonskrav	8
2.1	Generelt	8
2.2	Geoteknisk prosjektering i bygg- og anlegg	8
2.3	Byggteknisk forskrift (TEK 17)	10
2.4	Krav til topp-, bunn- og sidetetting av deponier.	10
2.5	Gjenvinning av betong	13
2.6	Tildekking av forurensede sedimenter	14
2.7	Tilslagsmaterialer	15
3	Prøvetaking	16
3.1	Prøvetaking – miljø	16
3.2	Prøvetaking – geoteknikk	20
3.3	Prøveredusering	20
4	Geotekniske testmetoder	23
4.1	Identifisering og klassifisering av jord og berg	23
4.2	Korngradering	23
4.3	Knusemotstand	27
4.4	Korndensitet	27
4.5	Naturlig Vanninnhold	27
4.6	Skjærfasthet	28
4.7	Konsistensgrenser	30
4.8	Krympeegenskaper	32
4.9	Komprimeringsegenskaper	32
4.10	Vannretensjon	34
4.11	Hydraulisk konduktivitet – permeabilitet	35
4.12	Fryse-tine test	36
5	Geokjemiske testmetoder	38
5.1	Innhold av organisk materiale	38
5.2	Kjemisk og mineralogisk sammensetning	39
5.3	Nøytraliseringskapasitet	41
5.4	Utlekkingspotensiale	43
5.5	Spesielle ekstraksjoner	49
5.6	Potensial for syredannelse	50
5.7	Sorpsjonsevne	51
5.8	Biotilgjengelig fraksjon	52
6	Oppsummerende prosedyrer for testing	58
7	Referanser	60

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og målsetting

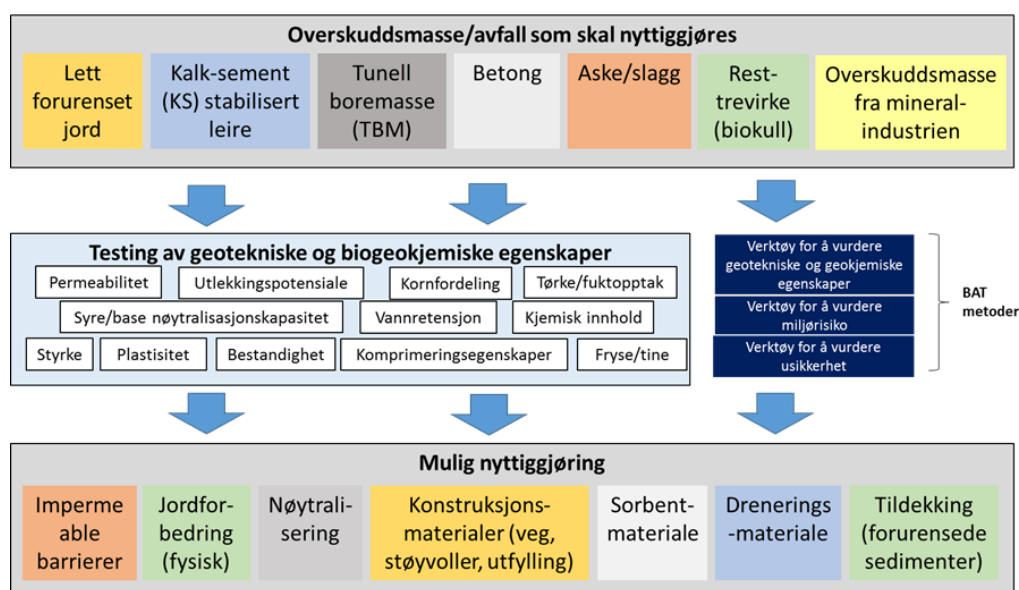
Hovedmålet for GEOreCIRC er å utvikle metoder som danner grunnlag for økt gjenvinning av

- a) restprodukter og overskuddsmasse som er lettere forurenset og som i dag blir ansett som et avfall
- b) overskuddsmasse som blir ansett som rene, og som har et potensial for gjenvinning.

Med gjenvinning menes det at masser/avfall anvendes til et nyttig formål, som for eksempel i en konstruksjon, i stedet for å bli sendt til et godkjent mottak (deponi / behandlingsanlegg). Dette konseptet ble tidligere beskrevet som *nyttiggjøring*, men som følger av endring i ordlyden til § 32 i forurensingsloven (med ikrafttredelse 01.01.18) brukes nå begrepet *gjenvinning*.

Fokus i prosjektet er overskuddsmasser som oppstår i forbindelse med anleggsprosjekter og i industrielle prosesser, dette kan eksempelvis være jordmasser, masser fra tunnel-driving, avgangsmasser fra mineralindustri, betong/rivemasser, slagg og askerester fra forbrenning og kalksementstabilisert (KS)-leire.

For å kunne nyttiggjøre denne type masser er det viktig å kjenne de geotekniske og geokjemiske egenskapene. Dette krever at det gjennomføres tester for å karakterisere materialet. En oversikt over overordnet idé og struktur i prosjektet er vist i Figur 1.



Figur 1 Overordnet ide og struktur i GEOreCIRC

Målsettingen i delprosjekt WP2.A er å framskaffe en oversikt over ulike geotekniske og geokjemiske/miljøtekniske testmuligheter som kan være relevante i forbindelse karakterisering av overskuddsmasse/restprodukter for å vurdere muligheter for gjenvinning. I hovedsak vil dette være etablerte og standardiserte testmetoder.

En aktivitet innenfor delprosjektet vil være å utvikle en metode for testing av både permeabilitet og utlekking av forurensningskomponenter (kombinert utlekkingstest). I dag er det kun mulig å gjennomføre dette separat i to ulike tester. En slik kombinert metode vil gjøre det mulig å undersøke geokjemisk og hydrogeologisk effekt av eksempelvis komprimering av massene. Testen er utviklet ved NGIs geotekniske laboratorium og bygger på erfaringer med permeabilitetstesting på restprodukter. Testen videreutvikles nå og prøves ut gjennom en masteroppgave og resultatene vil bli publisert.

Denne rapporten oppsummerer testmetoder som NGI anser relevante for karakterisering av masser som skal nyttiggjøres. Testmetodene er valgt ut på bakgrunn av hva NGI har kjennskap til og erfaring med. Rapporten inneholder på ingen måte en fullstendig oversikt over alle relevante tester som finnes.

1.2 Metode

Arbeidspakke 2 er basert på litteratursøk både nasjonalt og internasjonalt. For en rekke bruksområder foreligger spesifikke funksjonskrav (eksempelvis vegbygging, bunn / sidetetting deponier). Disse funksjonskravene krever standardiserte tester. Tabell 1 oppsummerer ulike lovverk, forskrifter, veiledere, bransjespesifikke krav og standarder som er benyttet til å beskrive funksjonskrav for gjenvinning.

Tabell 1 Oversikt over ulike kilder benyttet til beskrivelse av funksjonskrav for gjenvinning

Lovverk/forskrifter	Veiledere	Bransjespesifikke krav	Standarder
<ul style="list-style-type: none"> - Avfallsforskriften - Forurensningsforskriften - Byggteknisk forskrift (Tek 17) 	<ul style="list-style-type: none"> - Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn TA 2553/2009 - Testprogram for tildekkingsmasser til forurenset sjøbunn M-411 - Betongveilederen/Faktaark M-14 - Veileder til deponiforskriften TA-1951/2003 - Deponering av syredannende bergarter M-385 	<ul style="list-style-type: none"> - Tilslag i betong - Statens vegvesens håndbøker - Bane NORs tekniske regelverk 	<ul style="list-style-type: none"> - ISO - NS - CEN - DIN - ASTM - USEPA

2 Krav til egenskaper - funksjonskrav

2.1 Generelt

For at et materiale skal kunne nyttiggjøres må et overordnet krav om at materialet er egnet til det planlagte konstruksjonsformålet oppfylles (NGI, 2018a). Ulik bruk / byggeformål har videre ulike funksjonskrav. Egnethet må derfor vurderes spesifikt for ønsket bruksformål.

Massenes egenskaper (eksempelvis kornfordeling, setningsegenskaper og forurensningsgrad) er viktig med hensyn til hvilken bruk/gjenvinning materialet kan få.

I følge Forurensingsloven skal ingen igangsette et tiltak som kan føre til spredning av forurensing (Forurensningsloven, kap. 2, §7). For at et materiale skal kunne nyttiggjøres må det derfor demonstreres gjennom egnede tester at materialet er rent (ikke forurenset). Dersom materialet er forurenset må det vises/sannsynliggjøres at gjenvinningsformålet ikke vil føre til nevneverdig spredning av forurensing (NGI, 2018a). Dette undersøkes vanligvis gjennom en miljørisikovurdering. Verktøy for vurdering av miljørisiko er beskrevet i NGI (2018b). Denne rapporten beskriver grunnleggende tester som er nødvendige som grunnlag til en slik vurdering.

I det følgende er regelverk og veiledere med krav til materialeegenskaper hvor gjenvinning av materialer kan være relevant (konstruksjonsmateriale, barrieremateriale, tilslag, dremsmateriale etc.).

2.2 Geoteknisk prosjektering i bygg- og anlegg

Ved gjenvinning av overskuddsmasser må massenes egnethet vurderes i forhold til det aktuelle bruksformålet. Det er generelt strenge krav til materialer i bære- og forsterkningslag for veg og jernbane, gitt i Statens vegvesens håndbok N200 og Bane NORs tekniske regelverk. Det vil være mer aktuelt/enklere å bruke overskuddsmasser i fyllinger, motfyllinger og andre terrengjusteringer.

2.2.1 Krav ved vegbygging

I Statens vegvesen håndbok N200 kapittel 52 (SVV, 2014a) er det gitt krav og anbefalinger til materialer og utførelse.

Alle materialer i bære- og forsterkningslag skal være ikke-telefarlige (T1-materialer). I tillegg må krav til bæreevne tilfredsstilles.

I Statens vegvesen håndbok V221 (SVV, 2014b) fremgår det at egnetheten til løsmasser som skal benyttes i fyllinger skal undersøkes gjennom prøvetaking og en geoteknisk

vurdering. Det gis videre en rekke anbefalinger og krav til løsmasser tenkt brukt i vegfyllinger.

Før bruk av leirmasser i vegfyllinger, stilles det krav til en rekke laboratorieundersøkelser av massenes egenskaper. Det bør gjennomføres uforstyrret prøvetaking fra massenes opprinnelige lokalitet. Prøvene analyseres for å bestemme vanninnhold, konsistensgrenser, skjærstyrke og korngradering. Humusinnholdet må også undersøkes, da masser med et glødetap >3 % ikke skal benyttes i vegfyllinger grunnet fare for senere setninger i massene.

Som følge av de strenge kravene til spesielt massenes vanninnhold, er det hovedsakelig tørrskorpeleire som er egnet til vegfyllinger. Grunnet uttørking og andre kjemiske endringer er leirens egenskaper endret, noe som typisk har resultert i høyere skjærstyrke og lavere vanninnhold. Tørrskorpe med et leirinnhold 10-40 % og et naturlig vanninnhold mellom 15-30 % kan typisk brukes i vegfyllinger. Skjærstyrken bør være over 50 kPa for uomrørt leire og 10 kPa for omrørt leire.

For å ta hensyn til eventuelle lokale variasjoner i materialeegenskaper er det gitt minstekrav til prøveomfang i håndbok V221 (SVV, 2014b). Etter utlegging av massene skal det tas nye prøver der både kornfordelingen og vanninnholdet undersøkes. Disse prøvene skal sammenstilles med prøvene tatt av de uforstyrrede massene for å kontrollere eventuelle endringer i materialeegenskapene som følge av utlegging og komprimering.

Før bruk av sprengstein i vegfyllinger må det gjennomføres en samlet vurdering av massenes mineralogi. Sterkt forskifrede, forvitrede eller bergarter med et høyt glimmerinnhold har vist seg å være mindre egnet til bruk som fyllingsmaterialet. Sulfidholdige skiferbergarter kan for eksempel føre til setninger grunnet forvitningsreaksjoner. I tillegg må materialets kornfordeling undersøkes. Steinmasser fra tunnelboremaskiner vil typisk ha en kornfordeling ganske lik grus og sandmasser.

2.2.2 Krav ved jernbanebygging

Høyhastighetsjernbane er meget sensitiv til både endringer i kurvatur, stigningsforhold og mindre ujevnheter i banelegemet. Det tekniske regelverket til BaneNOR baserer seg på at geoteknisk prosjektering oppfyller krav gitt i NS-EN 1997-1 Eurokode 7.

De strengeste kravene stilles til ballasten. Det eksisterer også strenge krav til både frostsikrings- og forsterkningslaget, men her kan de fleste norske bergarter benyttes.

Teknisk regelverk stiller også krav til utførelse og kontroll ved bruk av forskjellige materialer i fyllinger. I utgangspunktet skal det brukes friksjonsmasser i fyllinger, men det kan benyttes tørrskorpeleire som legges ut i tynne lag med komprimering og mellomliggende drenerende sandlag.

2.3 Byggteknisk forskrift (TEK 17)

Forskrift om tekniske krav til byggverk spesifiserer minimumskravene et byggverk må ha for å være lovlig oppført i Norge. Overordnet formål med TEK 17 (DiBK, 2017) er at tiltak skal planlegges, prosjekteres og utføres slik at tekniske krav til sikkerhet, miljø, helse og energi er oppfylt. I tillegg legges det vekt på god visuell kvalitet og universell utforming.

I §10-2 presiseres det at materialer og produkter i byggverk skal ha egenskaper som sikrer at grunnleggende krav til mekaniske motstandsevne og stabilitet er tilfredsstillt. Kravene i forskriften er oppfylt dersom metoder og utførelse følger NS-EN 1990: Grunnlag for prosjektering av konstruksjoner og underliggende standarder, med tilhørende nasjonale tillegg.

2.4 Krav til topp-, bunn- og sidetetting av deponier.

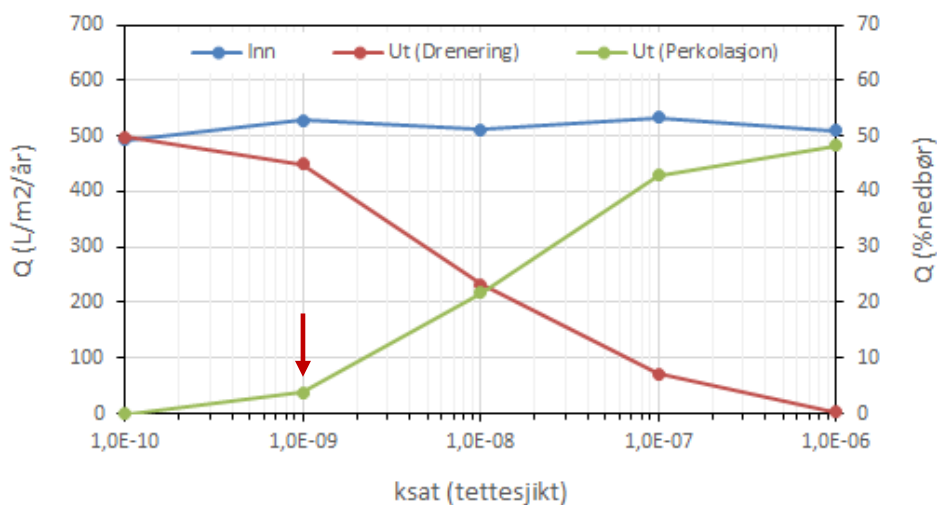
I avfallsforskriftens kapittel 9, vedlegg I, settes spesifikke krav til tetthet og mektighet av bunn- og sidetetting for deponier. Funksjonskravene er oppsummert i Tabell 2. Kravene er etablert for å sikre at forurensning fra deponerte masser ikke skal lekke ut i grunnen og forurense grunn- og overflatevann. En står fritt til å velge materiale så lenge disse kravene oppfylles.

Tabell 2 Funksjonskrav for geologisk barriere i ulike avfallsdeponier, iht. avfallsforskriftens kapittel 9, vedlegg I.

Deponitype	Hydraulisk konduktivitet, K (m/s)	Mektighet (m)
Deponi for farlig avfall	$\leq 1,0 \cdot 10^{-9}$	≥ 5
Deponi for ordinært avfall	$\leq 1,0 \cdot 10^{-9}$	≥ 1
Deponi for inert avfall	$\leq 1,0 \cdot 10^{-7}$	≥ 1

Det foreligger ingen konkrete krav til tettheten (permeabiliteten) i det mineralske tette-sjiktet i toppettingen. Generelt har toppettingen til et avfallsdeponi flere funksjoner (SFT, 2003). Det skal hindre nedbør å trenge ned i avfallet for på den måten sikre at mengden sigevann fra deponiet holdes til et minimum. Det skal også sørge for minst mulig oksygentilførsel som kan nære nedbrytnings- eller omdanningsprosesser i avfalls-massene, slik at forholdene i deponiet ikke endres over tid. Topptettingen skal også kunne lede gass til oppsamling, i deponier hvor dette er nødvendig. Topptettingen hindrer direkte kontakt med avfallet, og visuelt er toppdekket en del av den synlige delen av et deponi i all framtid.

Simulering av infiltrasjonen gjennom et topptettingssjikt med impermeabelt sjikt på 0,6 m viser at ved en permeabilitet (hydraulisk konduktivitet, k_{sat}) i tettesjiktet i størrelsesorden $1 \cdot 10^{-9}$ m/s oppnås en infiltrasjon på < 50 L/m²/år (Figur 2). Et infiltrasjonskrav på < 50 L/m², benyttes i svensk regelverk for avslutning av deponier (Förordning om deponering av avfall §22). Dersom dette kravet skal tilfredsstilles, er leire, enkelte typer morene og ikke-oppsprukket berg de mest egnede naturlige materialene.



Figur 2 Gjennomsnittlig vannstrømning inn og ut av et tettesjikt ved varierende k_{sat} (hydraulisk konduktivitet under vannmettede forhold). Resultatene presenteres i L/m²·år og i prosent av årsnedbør (Kilde: NGI). Rød pil indikerer infiltrasjon ved $k_{sat} = 10^{-9}$ m/s.

Kvaliteten på leirmaterialer er ømfintlig for frost og uttørking, noe som kan ha en effekt på tettheten og dermed også den hydrauliske konduktiviteten. Dette gjelder også bentonitt-leire. Utsettes materialet for frost, trekker vannet seg sammen i linser eller tynne sjikt og det dannes etter hvert små sprekker der vannet har vært, når materialet tiner.

Ved bruk av denne type materialer som tettesjikt i topptettingskonstruksjoner er det derfor viktig at dette sjiktet beskyttes tilstrekkelig både under utlegging og som endelig konstruksjon. Utlegging av leire bør derfor skje i frostfrie perioder og materialet må tildekkes ved fare for frost/uttørking.

For tildekking av sulfidholdige avgangsmasser fra gruveindustrien eller syredannende bergarter som svarte leirskifre eller sulfidholdig gneis er det viktigste funksjonskravet å hindre inntrengning av oksygen (se kapittel 5.6). Et tradisjonelt tettesjikt av leire kan benyttes til dette formålet så lenge mektigheten av leirlaget er stort nok til å redusere oksygeninntrengning i tilstrekkelig grad (MDir, 2015a).

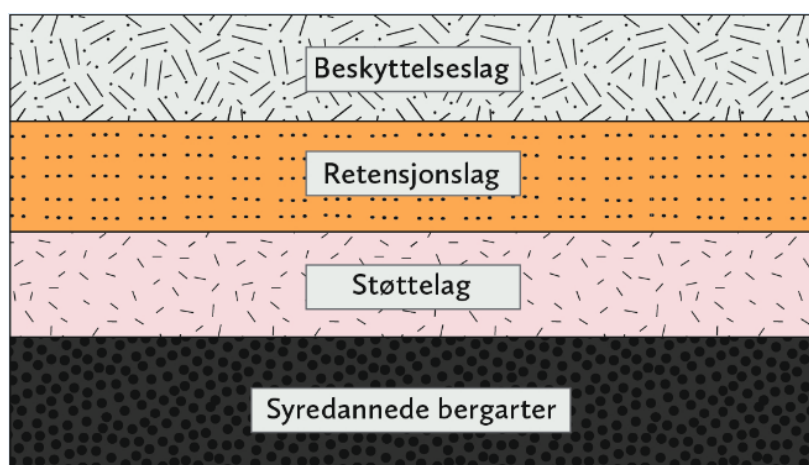
En multilagstildekking (Cover with Capillary Barrier Effects – CCBE) er en annen løsning for oksygenbarriere som er utviklet og dokumentert av Aubertin et al. (1995, 1997 og 1999) og Bussi re et al (2006). Løsningen er også beskrevet i Miljødirektoratets veileder M-385 (MDir, 2015a). En skjematisk fremstilling av en slik tildekking er vist i Figur 3. Effekten av løsningen er avhengig av kontrasten i vannretensjonsegenskapene til de ulike lagene. Hvilke masser som benyttes og mektigheten av de ulike lagene i tildekkingen, vurderes spesifikt for hver deponilokalitet.

Det midtre retensjonslaget konstrueres vanligvis av 0,5 – 1 m av et finkornet materiale, for eksempel silt, som holdes mettet med vann. Vannmetningen og mektigheten av dette laget hindrer inntrengning av oksygen ned i de deponerte massene under, slik at retensjonslaget virker som et sperresjikt.

Det  vre beskyttelseslaget konstrueres ofte av rundt 0,3 – 0,5 m av et grovere materiale enn retensjonslaget, for eksempel sand. Dette laget skal beskytte og hindre fordamping av vann fra retensjonslaget, samtidig som det skal tillate transport av noe nedbør ned til retensjonslaget for å opprettholde tilnærmet full vannmetning.

Som følge av kapillær kreftene vil bare små mengder vann drenerer nedover fra retensjonslaget dersom støttelaget under består av rundt 0,5 m av et mer grovkornet materiale enn retensjonslaget. Dette materialet kan for eksempel komponeres av alkaliske avfalls-materialer, forutsatt at massene har riktig kornstørrelse. Vann som dreneres nedover fra retensjonslaget vil erstattes av nedbør, slik at retensjonslaget holder seg vannmettet.

Denne løsningen forutsetter et relativt fuktig klima. Tørke i 2 – 3 måneder vil kunne betydelig redusere retensjonslagets effekt.



Figur 3 Skjematisk oppbygging av en multilagstildekking (CCBE). Hentet fra Miljødirektoratets veileder M-385 (NGI, 2015a).

2.5 Gjenvinning av betong

Miljødirektoratets faktaark M-14 (MDir, 2013) redegjør for krav som stilles ved ønske om gjenvinning av betong og tegl. Med bakgrunn i dette faktaarket har Forum for miljøkartlegging og -sanering utarbeidet en utvidet veileder, Betongveilederen, som beskriver prøvetakingsstrategi, regelverk, tolking av analyseresultater og søknad om nyttiggjøring av betongavfall (FMS, 2017).

I faktaarket (MDir, 2013) legges det vekt på at en gjenvinning kun er aktuell dersom en erstatter tradisjonelle bygningsmaterialer i en konstruksjon som tjener et formål.

Råbetong og tegl er å betrakte som ren og nyttiggjøres uten tillatelse dersom innholdet av ulike elementer ikke overskrider grenseverdiene i Tabell 3. Dette forutsetter at betongen/tegl ikke er forurenset med stoffer som ikke er inkludert i listen. Disse grenseverdiene tilsvarer normverdier/tilstandsklasse 1 i *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn* (SFT, 2009, se også kapittel 3.2).

Dersom disse kravene ikke tilfredsstilles må en søke aktuell forurensningsmyndighet om tillatelse til gjenvinning av betong og tegl. En slik søknad skal inneholde en tiltaksbeskrivelse, informasjon om resipientforhold og en risikovurdering av potensiell miljøbelastning ved gjennomføring av et slikt tiltak. Det forventes at en slik risikovurdering gjøres i tråd med det som er beskrevet i Miljødirektoratets veileder *Risikovurdering av forurenset grunn* (SFT, 1999a).

Testing av betong iht. faktaark M-14 (MDir, 2013) gir ofte overskridelser av grenseverdi for Cr (VI). Gjenvinning av betong vil derfor ofte kreve at risikoaspekter relatert til Cr (VI) undersøkes og beskrives i en eventuell søknad til Miljødirektoratet. NGI jobber per i dag med denne problemstillingen og de vises til NGI (2018c) for mer informasjon.

Tabell 3 Grenseverdier for gjenvinning av betong og tegl (MDir, 2013).

Metaller	Arsen	Bly (uorganisk)	Kadmium	Kvikksølv	Kobber	Sink	Krom (III)	Krom (VI)	Nikkel
Konsentrasjonsgrense (mg/kg)	8	60	1,5	1	100	200	50	2	60
Organiske miljøgifter	ΣPCB-7	ΣPAH-16	Benzo(a)pyren	Alifater C₅-C₆	Alifater C₆-C₈	Alifater C₈-C₁₀	Alifater C₁₀-C₁₂	Alifater C₁₂-C₃₅	
Konsentrasjonsgrense (mg/kg)	0,01	2	0,1	7	7	10	50	100	

2.6 Tildekking av forurensede sedimenter

Miljødirektoratets veileder M-411 – Testprogram for tildekkingsmasser (MDir, 2017), beskriver hvordan en skal teste og vurdere ulike geologiske materialer til bruk som tildekkingsmasser for forurenset sjøbunn. Testprogrammet er designet for å vurdere risiko for spredning i vannmiljøet og mulige effekter på akvatisk biota.

Vurderingen av tildekkingsmasser for forurenset sediment er delt inn i et fire-trinns testprogram. Kompleksiteten til vurderingen øker med hvert trinn og er delt inn på følgende måte:

Trinn 1: Generell karakterisering

Trinn 2: Kjemisk stabilitet

Trinn 3: Virkning på biota

Trinn 4: Stedsspesifikke vurderinger

I trinn 1 skal det gjøres kjemiske analyser av totalinnholdet til en rekke prioriterte miljøgifter, samt innhold av organisk karbon. Innholdet av organisk karbon skal ikke være høyere enn 1 % og konsentrasjonene av ulike miljøgifter sammenlignes med grenseverdier beskrevet i veilederen. Grenseverdiene i veilederen er basert på normverdier, tilstandsklasse I og tilstandsklasse II for forurensede sedimenter.

Det skilles mellom tre typer masser i trinn 1: mudrede masser, løsmasser og brytningsmasser, og prosesserte masser. Dersom mudrede masser overskrider grenseverdiene vurderes de som ikke egnet. Hvis brytningsmasser overskrider grenseverdiene må de undersøkes videre i trinn 2 og 3. Prosesserte masser skal alltid undersøkes videre i trinn 2 og 3, selv om grenseverdiene i trinn 1 er oppfylt.

I trinn 2 undersøkes utlekkingsegenskapene til massene gjennom standard ristetest og kolonnetest (se kapittel 5.4.2 og 5.4.3). Ristetesten representerer initielle utlekkingsegenskaper, mens kolonnetesten representerer utlekking over tid. Resultatene fra utlekkingsstestene sammenlignes med grenseverdier beskrevet i veilederen. Disse grenseverdiene er basert på tilstandsklasse II og III for vannmasser, som igjen representerer miljøkvalitetsstandardene AA-EQS og MAC-EQS. Dersom grenseverdiene overskrides regnes massene som uegnede.

Trinn 3 er kun aktuelt for masser som ikke overskrider tilstandsklasse III for forurensede sedimenter, samt ikke overskrider utlekkingskriteriene i trinn 2. Trinn 3 omfatter hovedsakelig testing av akutt-toksisitet, men hvis det er mistanke om mulige kroniske virkninger på akvatisk biota, skal dette også undersøkes. Resultatene fra de økotoksikologiske testene sammenlignes med grenseverdier i veilederen for risikovurdering av forurenset sediment, M-409 (MDir, 2016).

2.7 Tilslagsmaterialer

2.7.1 Betong

Tilslag i betong er ofte sand og stein og utgjør 60 – 70 % av det totale volumet. Ettersom tilslagsmaterialene utgjør den dominerende fraksjonen i betong har de stor innvirkning på betongens egenskaper, som:

- Bestandighet (alkalireaktivitet, syreløselig sulfat, svovelinnhold, frostbestandighet og kloridinnhold),
- Fasthet
- Støpelighet (kornform og korngradering)
- Vann/sement-behov

Tilslag skal produseres iht. NS-EN 12620 med CE-merking. Det stilles i tillegg ekstra krav til slaminnhold (andel partikler $\leq 20 - 30 \mu\text{m}$) på maks 15 % i SVVs Håndbok R210 (SVV, 2016). SVVs håndbok R762 (SVV, 2018a) stiller også krav til største nominelle kornstørrelse, som aldri skal være mindre enn 16 mm eller større enn 32 mm. Det stilles i tillegg krav til maksimalt kloridinnhold i tilslag på 0,01 % og totalt svovelinnhold på ≤ 1 %. Dersom det er påvist magnetkis er grenseverdien for totalt svovel $\leq 0,1$ %. Tilslag er videre underlagt Norges attestasjonssystem 2+ (EUs byggevareforordning).

NS-EN 12620 beskriver videre krav til egenskaper for naturlige tilslag fra løsmasser eller fra nedknust berg, samt lettilslag 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 lettilslag etter NS-EN 13055.

Av egenskapene som må testes er materialets kornfordeling, kornform (flisighet og stenglighet), korndensitet, vannabsorpsjonsevne og kjemiske egenskaper (innhold av svovel, organisk karbon, klorid og glimmer, samt alkalireaksjoner).

2.7.2 Asfalt

Tilslagsmaterialer i asfalt er avgjørende for egenskaper som slitestyrke, friksjon og lys-het. Krav til egenskaper for asfalttilslag er beskrevet i NS-EN 13043. Videre spesifiseres krav til produksjon og resirkulering av asfalt i NS-EN 13108-serien.

3 Prøvetaking

3.1 Prøvetaking – miljø

Et overordnet mål for prøvetaking er at enhver del av et matris som prøvetas skal ha like stor sannsynlighet for å bli prøvetatt.

Prøvetaking av utgravde løsmasser eller oppsamlet avfall for geokjemisk testing krever ikke dedikert utstyr så lenge det tas hensyn til mulighet for krysskontaminering. Krysskontaminering unngås ved å bruke ren prøvetakingsemballasje, engangshansker og ved rengjøring av utstyr mellom hver prøve som tas. Retningslinjer for miljøprøvetaking er beskrevet i NS-ISO 10381-5.

Løsmasser som graves ut og flyttes ut av et tiltaksområde er per definisjon avfall (jfr. forurensingsforskriftens kapittel 2 og avfallsforskriftens kapittel 9). Slike masser kan kartlegges før utgraving og eventuell gjenvinning. Det finnes ulike metoder for prøvetaking av løsmasser i grunnen som tilpasses massetype, ønsket prøvetype eller andre behov.

Det eksisterer en rekke ulike standarder som beskriver strategier for prøvetaking av jord / løsmasser eller avfall. De mest brukte metodene er oppsummert i Tabell 4

Tabell 4 Oversikt over standarder/veileder for prøvetaking av avfall, jord og sedimenter

Metode	Bruksområde	Referanse
Prøvetaking av tilslag til betong	Metoden er designet for prøvetaking til bestemmelse av generelle egenskaper for tilslag til betong, men er overførbar til prøvetaking av lignende avfallsfraksjoner/overskuddsmasser	NS-EN 932-1
Prøvetaking av avfall	Rammeverk for utarbeiding og bruk av en prøvetakingsplan for avfall	NS-EN 14899
Prøvetaking av avfallshauger	Metoden beskriver en tilnærming for prøvetaking av ukjent avfall som ligger i hauger.	ASTM D6009-12
Prøvetaking av forurenset grunn	Prøvetakingsmetodikk til kartlegging av områder med forurenset jord eller andre løsmasser med diffuse kilder eller punktkilder	TA 2553/2009 og NS-ISO 10381-5
Multi Increment (MI) prøvetaking	Prøvetakingsmetodikk basert på en statistisk tilnærming til kartlegging av områder med forurenset grunn. Hovedsakelig utviklet for petroleums hydrokarboner, men også brukt til andre organiske kilder og på skytebaner.	Pitard (1993), DEC (2009), DHH (2016)

3.1.1 Prøvetakingsmetode for tilslagsmaterialer til betong

Prøvetaking av mulige tilslagsmaterialer til betong kan gjøres iht. standard NS-EN 932-1. Målsettingen med denne metodikken er uttak av en representativ blandprøve fra en ansamling av det aktuelle materialet. En blandprøve deles inn i et bestemt antall delprøver. Antall delprøver bestemmes med bakgrunn i den totale massemengden blandprøven skal representere. Delprøvene skal tas fra tilfeldig valgte punkter og skal ha ca. like stort volum/mengde. Volum/mengde til hver delprøve tilpasses ønsket totalt volum / mengde til blandprøven. Størrelsen til blandprøven skal bestemmes basert på massebehovet til analysene som skal gjøres, samt tetthet og kornfordeling til materialet som prøvetas. En stor blandprøve kan også reduseres ved hjelp av spesifikke metoder beskrevet i kapittel 3.2. Minimum prøvemengde i en blandprøve kan beregnes med følgende formel:

$$M = 6 \times \sqrt{D} \times \rho_b \quad (1)$$

hvor M er prøvemengde (kg), D er maksimal kornstørrelse (mm) og ρ_b er bulk tettheten til materialet (tonn/m³).

NS-EN 932-1 beskriver separate prosedyrer for prøvetaking av masser som ligger blant annet i ranker, i lastebiler/jernbanevogner/skip, i silo og på transportbånd.

For masser samlet i ranker kan det for eksempel tas ut én blandprøve fra hver ranke. Prøvene skal ikke tas fra overflaten for å unngå segregering. Blandprøvene komponeres så av en rekke delprøver tatt på vilkårlig plass i ranken. I hvert prøvepunkt skal det graves ned til ulike dybder før prøven tas.

Spesifikasjoner for ulike typer prøvetakingsutstyr (skje, spade, rør, spyd etc.) er også beskrevet i NS-EN 932-1.

3.1.2 Prøvetaking av avfall

Prøvetaking av avfall kan gjennomføres iht. standard NS-EN 14899. Avfall er som oftest heterogent og det er derfor viktig å benytte en prøvetakingsmetodikk som gir representative prøver. En prøvetakingsplan legges opp med bakgrunn i grunnleggende informasjon om avfallet som skal prøvetas. Opprinnelsen til avfallet er relevant for hvilke parametere som skal teste, men også for å beskrive sammensetningen og eventuelle heterogeniteter som kan påvirke representativiteten til prøvene. Et eksempel på dette er prøvetaking av betong som kan inneholde større biter av andre materialer. En representativ prøve skal inneholde tilnærmet den samme fordelingen av underkomponenter som selve avfallet. Den totale mengden avfall som skal representeres av prøvene er også viktig for å avgjøre hvor mange prøver som er nødvendig. En prøvetakingsplan skal også tilpasses eventuelle bestemmelse i lokale regelverk/retningslinjer.

Videre skilles det mellom to typer prøveutvelgelse:

Sannsynlighetsbasert prøvetaking (*probabilistic sampling*): overordnet skal det da være like stor sannsynlighet for at enhver del av massene som prøvetas blir valgt ut. Dette kan enten gjøres ved å ta en rekke prøver som alle ligger i like stor avstand fra hverandre (for eksempel i et rutenett), eller å generere et fullstendig tilfeldig utvalg prøvepunkter.

Vurderingsbasert prøvetaking (*judgemental sampling*): denne tilnærmingen er i stor grad et kompromiss, og er i beste fall delvis sannsynlighetsbasert og i verstefall ikke-sannsynlighetsbasert. Denne tilnærmingen burde kun velges dersom det ikke er mulig å benytte en fullstendig sannsynlighetsbasert tilnærming.

Et prøvetakingsprogram kan legges opp med et utvalg individuelle prøver, eller med et utvalg av blandprøver som hver inneholder et visst antall delprøver.

3.1.3 Prøvetaking av avfallshauger

ASTM D6009-12 beskriver strategier for å oppnå representativ prøvetaking av avfallshauger. En prøvetakingsplan skal legges opp med bakgrunn i tilgjengelig informasjon om historikk, kornfordeling, forurensningsgrad, stabilitet og eventuell grad av heterogenitet i avfallshaugen. Dersom det dreier seg om et homogent avfall kan prøvetakingsomfang reduseres. Det er også viktig å identifisere eventuelle strata/områder hvor avfallet er mer/mindre homogent, eller såkalte "hot spots" for forurensning.

Prøvetakingsstrategi skal være stedsspesifikk og kan legges opp etter følgende tilnærminger:

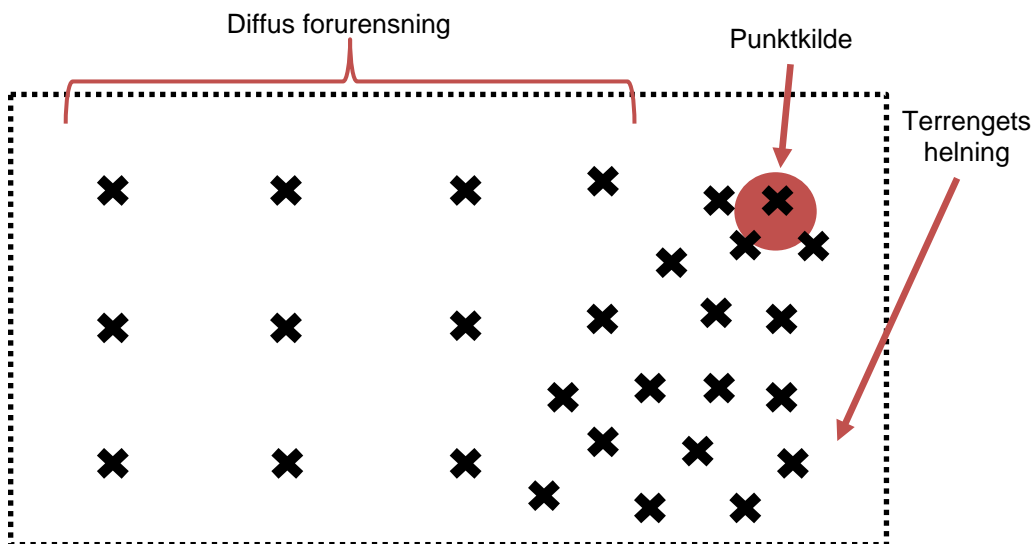
- Vurderingsbasert prøvetaking (*judgemental sampling*)
- Tilfeldig prøvetaking (*simple random sampling*)
- Stratifisert tilfeldig prøvetaking (*stratified random sampling*)
- Systematisk prøvetaking i grid/rutenett (*systematic grid sampling*)
- Systematisk prøvetaking over tid (*systematic sampling over time*)

Prøveantall skal bestemmes med bakgrunn i målet for undersøkelsen, egenskapene til avfallet, graden av nøyaktighet som kreves og eventuelle kostnadsrelaterte begrensninger.

3.1.4 Prøvetaking av forurenset jord og løsmasser i grunnen

Prøvetaking av mulig forurenset grunn (jord og andre løsmasser i grunnen) gjøres vanligvis i form av en miljøteknisk grunnundersøkelse iht. Norsk Standards NS-ISO 10381-5, som det også henvises til i Miljødirektoratets veileder for prøvetaking og klassifisering av forurenset grunn – TA-2553/2009 (SFT, 2009). Standarden beskriver hvilke forhold som skal vurderes og hvordan man utformer en prøvetakingsstrategi på bakgrunn av funn i en innledende skrivebordundersøkelse.

TA-2553/2009 gir anbefalinger for antall prøvepunkter for en lokalitet som skal undersøkes, med bakgrunn i størrelse (antall m²), arealbruk og antatt forurensnings situasjon. Det presiseres at den miljøtekniske grunnundersøkelsen skal inkludere både toppjord (0 – 1 m) og dypereliggende jord (potensielt forurensede masser fra 1 m under terreng ned til berg eller rene, stedeagne masser). Dersom en diffus forurensningskilde forventes legges prøvetakingspunktene opp som et rutenett hvor hvert prøvepunkt skal representere et like stort område. For områder med en kjent forurensningskilde skal det i tillegg til rutenettet legges til ekstra prøvepunkter i området hvor kilden er. For kartlegging av punktkilden er det nyttig å vurdere sannsynlig spredningsretning, for eksempel i henhold til fall i terrenget, og plassere prøvepunktene i en vifte ut fra kilden. Dette er demonstrert i Figur 4.



Figur 4 Prøvetakingsstrategi for område med diffus/homogen forurensning og punktkilde (adaptert fra TA-2553/2009).

3.1.5 Multi Increment prøvetaking

Multi Increment prøvetaking (MI) er en metodikk med en statistisk tilnærming for prøvetaking av, og preparering av prøver fra et forurenset område. Den statistiske tilnærmingen har som mål å oppnå gode gjennomsnittskonsentrasjoner av målte parametere for et spesifikt område, på bakgrunn av statistisk riktig prøvetaking i felt og uttak av prøve for analyse.

Feilkilder knyttet til prøvetaking oppstår oftest som følger av: 1) Heterogenitet i prøvens komposisjon (HiK) – forurensningen er ulikt distribuert over de ulike partikkelstørrelsene i jorda og at prøven som tas ikke representerer denne kornfordeling og dermed heller

ikke forurensningsmengden. 2) Heterogenitet i distribusjon av forurensning på et område (HiD).

Det er antatt at prøvetaking har en usikkerhet på opp mot 1000 % og preparering av prøver før analyse en usikkerhet på 100-300 %.

HiK (%) kan kontrolleres ved å beregne feilen som oppstår ved å analysere en viss massemengde (m, kg) av en prøve med maksimum partikkelstørrelse (d, mm):

$$HiK = \sqrt{\frac{20d^3}{m}} \quad (2)$$

Det anbefales at HiK ikke overstiger 15 % (DEC, 2009).

Metoden går ut på å ta ut et stort nok antall (30-100) like store delprøver fra et grid (decision unit, DI) med lik avstand mellom prøvene. Bestemmelse av riktig størrelse på DI er en viktig innledende vurdering, som gjøres på bakgrunn av formålet med undersøkelsen, historikk, utbredelse og type forurensning. Delprøvene blandes til én samleprøve. Prøvepreparering gjøres ved å tørke, knuse og sikte prøven, og deretter ta ut 30-50 like store delprøver (ca. 1 gram), som samles til én prøve og analyseres. Bruk av sikting forutsetter at en ikke sikter bort relevante fraksjoner hvor forurensningen kan være bundet.

For mer detaljert informasjon se DHH (2016), DEC (2013) eller Pitard (1993).

3.2 Prøvetaking – geoteknikk

Prosedyrer og utstyr for geoteknisk prøvetaking er dekket av NS-EN ISO 22475-1 *Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser. Prøvetakingsmetoder og grunnvannsmålinger. Del 1: Tekniske utførelsesprinsipper*. Prosedyrer og utstyr for norske metoder er beskrevet i Norsk geoteknisk forenings melding nr. 11 *Veiledning for prøvetaking*. Denne skal sikre kvalitet av prøvetaking er oppfylt i henhold til krav i NS-EN 1997-1 *Geoteknisk prosjektering. Del 1: Allmenne regler*. Meldingen gir anbefaling om prøvetakingsmetoder avhengig av krav til kvalitet og jordart som skal prøvetas.

Norsk prøvetakingspraksis er også omhandlet i Statens vegvesens håndbøker: R211 – Feltundersøkelser (SVV, 2018b) og V222 – Geoteknisk felthåndbok (SVV, 2014c).

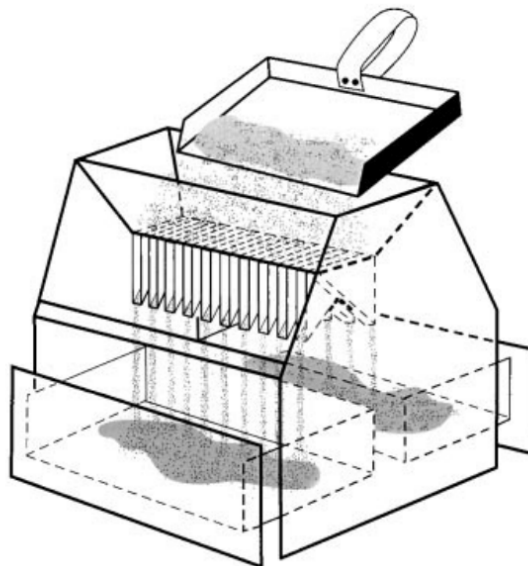
3.3 Prøveredusering

Uttak av representative prøver er utfordrende, spesielt når det tas blandprøver av store volum masser. En representativ blandprøve kan ofte veie flere kilo, mens laboratoriene kun trenger 100 – 300 g til analyse. For store prøver kan det derfor være nødvendig å redusere volum. Dette må imidlertid gjøres på en slik måte at den reduserte prøven er representativ for hele det originale prøvevolumet. Det vises til standard NS-EN 932-2 som beskriver metoder for deling av laboratorieprøver ved testing av egenskaper til

tilslag i betong. Det vises for øvrig til standard CEN/TR 15310-3 som beskriver metoder for å redusere en prøve av avfall i felt før transport til laboratoriet. Gerlach et al. (2002) gjorde en vurdering av ulike metoder for prøvesplitting. Under er to av metodene som ga best resultater beskrevet i nærmere detalj.

Riffelsplitter:

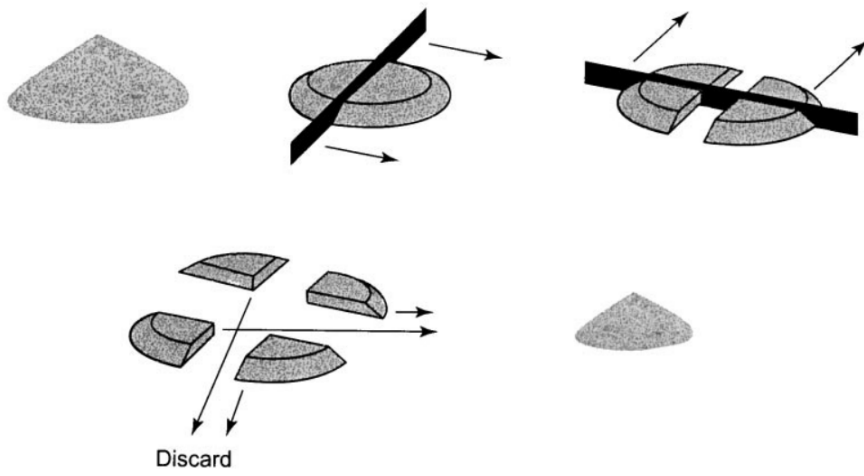
En Riffelsplitter er en form for trakt med en rekke små sjakter som splitter en prøve i to like store fraksjoner (se Figur 5). Den ene halvdel av prøven forkastes, mens splittingen gjentas med den andre halvdel. Dette gjentas til ønsket prøvevolum er oppnådd. Riffelsplittene finnes i ulike størrelser som setter øvre grense for kornstørrelse i prøven (Gerlach et al., 2002).



Figur 5 Skjematisk fremstilling av en Riffelsplitter til prøvereduksjon (figur fra Gerlach et al., 2002).

Cone and Quartering:

Cone and Quartering er en metode for volumreduksjon som innebærer at prøven først helles i en kjegleformet haug. Haugen klappes så flat og deles vertikalt langs to diametrale linjer vinkelrett på hverandre, dvs. i fire like "kakestykker." To diametralt motstående fjerdedeler blandes sammen til en prøve. Denne rutinen gjentas til prøven er av ønsket størrelse. Det har blitt vist at denne metoden ikke resulterer i en like god prøvereduksjon som ved bruk av en Riffelsplitter. Cone and Quartering metoden er sensitiv for en eventuell skeivfordeling som kan oppstå ved første inndeling (Gerlach et al., 2002).



Figur 6 Prosedyre for prøvereduksjon med "Coning and Quartering" metoden (figur fra Gerlach et al., 2002).

4 Geotekniske testmetoder

Hansen et al. (2016) gir en oppsummering av standarder og metoder for laboratoriearbeid i prosjektet Nasjonale Geoforsøksfelt (NGTS).

4.1 Identifisering og klassifisering av jord og berg

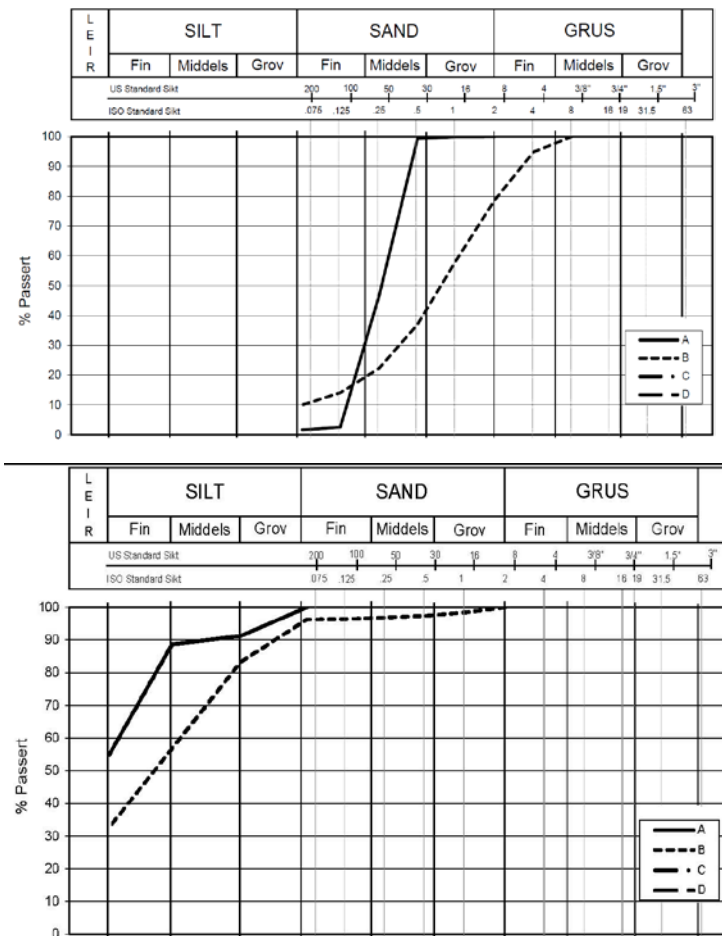
Identifisering og klassifisering av jord er viktig for å kunne gjøre en nærmere vurdering av både jordmassenes egenskaper og hva de eventuelt kan benyttes til. Ved identifisering og klassifisering av jord brukes NS-EN ISO 14688-1 og NS-EN ISO 14688-2 (Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Identifisering og klassifisering av jord - Del 1 og 2).

4.2 Korngradering

Fordelingen av kornstørrelsen for et materiale har stor betydning for dets egenskaper. Kornfordelingen gir indirekte informasjon om flere andre egenskaper, eksempelvis hvor lett det er å pakke materialet, hvor telefarlig materialet er, hvor drenerende etc.

Finnstoffinnholdet (partikler $< 63 \mu\text{m}$) har en direkte effekt på egenskaper som skjærfasthet og hydraulisk konduktivitet (permeabilitet). Normalt vil et materiale med høyt leirinnhold ($< 2 \mu\text{m}$) gi lav permeabilitet. Materialer som skal benyttes til å konstruere impermeable barrierer må ha et høyt finstoffinnhold. Eksempelvis bør materialer som skal benyttes som impermeable sjikt i deponier inneha et leirinnhold på $> 30\%$.

Eksempler på kornfordelingskurver for ulike materialer er vist i Figur 7.



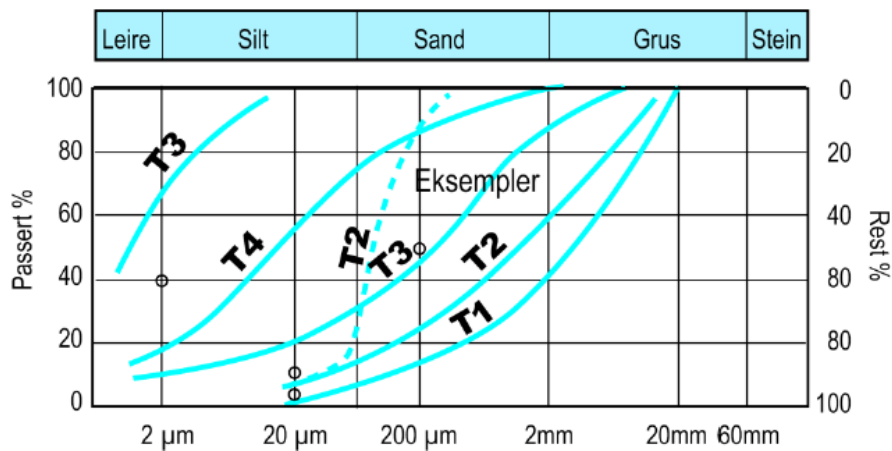
Figur 7 Eksempel på kornfordelingskurver for (a) støpesand (gjennomgående linje) og knust betong (stiplet linje) og (b) typiske tørrskorpeleirer med høyt innhold av leire for gjenvinning som tildekkingsjikt på deponi

Statens vegvesen definerer ulike klasser for telefarlighet avhengig av finstoffinnhold og leirinnhold (Tabell 5). Et ikke telefarlig materiale har <3% (vektprosent) materiale < 20 µm (finstoff). Finstoffholdig jord (dvs. >40% vektprosent finstoff) er middels telefarlig hvis leirinnholdet er >40%, men svært telefarlig hvis leirinnholdet er <40% (SVV, 2014a). Eksempel på telefarlighetsklassifisering for ulike korngraderingskurver er vist i Figur 8.

Tabell 5 Inndeling av undergrunnen i telefarlighets- og bæreevnegrupper (SVV, 2014a).

Telefarlighetsklassifisering				
Telefarlighetsgruppe		Av materiale < 22,4 mm		
		Masse- %		
		< 2 µm	< 20 µm	< 200 µm
Ikke telefarlig	T1		< 3	
Litt telefarlig	T2		3 – 12	
Middels telefarlig	T3	¹⁾	> 12	< 50
Meget telefarlig	T4	< 40	> 12	> 50
Bakgrunnsklassifisering				
Undergrunn		Bæreevnegruppe		
Fjellskjæring, steinfylling	T1	1		
Grus, Cu ≥ 15	T1	2		
Grus, Cu ≤ 15	T1	3		
Fjellskjæring, steinfylling	T2	3		
Sand, Cu ≥ 15	T1	3		
Sand, Cu ≤ 15	T1	4		
Grus, sand, morene	T2	4		
Grus, sand, morene	T3	5		
Leire, silt, morene	T4	6		
Myr ²⁾		7		
Andre materialer				
Lettklinker, skumglass		4		
Ekstrudert polystyren (XPS)		4		
Ekspandert polystyren (EPS-blokker)		6		

- 1) Også jordarter med mer enn 40 % < 2 µm regnes som middels telefarlig T3
- 2) Bæreevnegruppe 7 Myr inngår ikke i de forskjellige dimensjoneringstabellene og må behandles spesielt. Ofte vil tiltak bestå i forsterkning av grunnen, se kap. 2



Figur 8 Eksempel på telefarlighetsklassifisering fra korngrederingskurver (SVV, 2014a)

Graderingstallet, C_U (d_{60}/d_{10}) er et mål for kornfordelingskurvens helning. Materialet betegnes som ensgradert hvis C_U er lavt (< 6) og velgradert hvis det er høyt (> 15) (Tabell 6).

Tabell 6 Graderingstall basert på form på korngrederingskurven (NGF, 2011)

Betegnelse	C_U (-)	C_C (-)
Velgradert	> 15	$1 < C_C < 3$
Middels gradert	6 til 15	< 1
Ensgadert	< 6	< 1
Spranggradert	Vanligvis høy	Alle verdier (vanligvis $< 0,5$)

Tabell 7 gir en oversikt over testmetoder for kornfordeling, bruksområde og angir referanser til standardiserte testmetoder.

Tabell 7 Testmetoder for kornfordeling

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
Tørrsikt, våtsikt	Separasjon med standard sikt for grovere fraksjoner ($> 0,63 \mu\text{m}$)	NS-EN ISO 17892-4, ISO 3310-1, ISO 3310-2
Falling drop analyse	Separasjon med sedimentering for finere fraksjoner ($< 0,63 \mu\text{m}$)	NGI internprosedyre (Moum, 1965), NS 8005

4.3 Knusemotstand

Materialets motstand mot knusing som følge av mekanisk påvirkning er en viktig egenskap hvis det skal benyttes som byggende materialer (veg/flater). Materialer som lett knuses ned kan endre kornfordeling over tid og således tilhørende egenskaper. Tabell 8 viser ulike testmetoder for mekanisk styrke.

Tabell 8 Testmetoder for mekanisk styrke

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
<i>Micro-Deval</i>	Prøvmingsmetoder for mekaniske og fysiske egenskaper for tilslag. Bestemmelse av motstand mot slitasje.	NS-EN 1097-1, det vises også til SVV håndbok R210 (SVV, 2016)
<i>Los Angeles test</i>	Prøvmingsmetoder for mekaniske og fysiske egenskaper for tilslag. Metoder for bestemmelse av motstand mot knusing	NS-EN 1097-2, det vises også til SVV håndbok R210 (SVV, 2016)

4.4 Korndensitet

Korndensiteten (kg/m^3) er tettheten av kornene i materialet (ikke bulk tettheten). Informasjon av korndensiteten benyttes ofte i forbindelse med vurdering av resultater av andre geotekniske tester, blant annet for å vurdere porøsitet av materialet.

Målingen gjennomføres ved hjelp av et pyknometer etter metode standardisert i ISO 17892-3.

4.5 Naturlig Vanninnhold

Naturlig vanninnhold er massen av det vann i jorda som kan fjernes ved uttørking. Vanninnholdet i en prøve fra felt gir informasjon om hvor bløtt materialet er i naturlig tilstand. Dette er av spesiell interesse i forbindelse med finkornede materialer, da det gir informasjon om håndterbarheten. Høyt vanninnhold vanskeliggjør håndtering av massene.

Vanninnholdet bestemmes ved at prøven tørkes i tørkeskap (105°C) i 16-24 timer etter standard metode beskrevet i ISO17892-1.

Det er viktig å være oppmerksom på at vanninnholdet beregnes etter ulike metoder, geoteknisk vanninnhold og miljøteknisk vanninnhold, se Tabell 9.

Tabell 9 Testmetoder for vanninnhold

Vanninnhold	Beregningsmåte	Formel
Geoteknisk vanninnhold (w_g)	Prosent av vekt tørr masse	$w_g = m_w / m_s$
Miljøteknisk vanninnhold (w_m)	Prosent av vekt total prøve	$w_m = m_w / m_{tot}$

For norske marine leirer ligger vanninnholdet ofte i området w_g 25-55%. For å kunne arbeide med leira (legge ut, komprimere) bør vanninnholdet ligge i området $20\% < w_g < 30\%$ (SVV, 2014b). Tilsettes kalk/semest eller andre bindemidler vil dette øke styrken i materialet/forbruke overskuddsvannet og bedre muligheten for bearbeiding.

4.6 Skjærfasthet

Skjærfasthet er et mål for styrken i materialet til å motstå brudd (utglidning). Skjærfastheten er viktig med tanke på bearbeiding, komprimering og stabilitet av materialer med høyt innhold av finstoff, eksempelvis leirmateriale. Den er også viktig for å kunne forutsi helningen materialet kan legges ut med.

Drenert skjærfasthet:

En jordarts skjærfasthet (τ) avhenger av jordas effektivspenning på bruddplanet (σ') og jordas kohesjon (c) og friksjonsvinkel (ϕ), ved $\tau = c + \sigma' \tan \phi$. Parameterne c og ϕ bestemmes ved treksialforsøk i laboratoriet.

Udrenert skjærfasthet:

Udrenert skjærfasthet (c_u) i finkornige jordarter kan bestemmes ved enaksialt trykkforsøk (NS-EN 17892-7) eller konusforsøk i lab (NS-EN 17892-6). Udrenert skjærfasthet er operasjonelt definert, dvs. resultatet avhenger av hvilken test som benyttes. Basert på udrenert skjærstyrke kan leira betegnes som bløt til fast (Tabell 10). For utlegging og bearbeiding av leire er skjærfastheten etter omrøring ($c_{u,omr}$) viktig.

Tabell 10 Betegnelser på leire avhengig av udrenert skjærfasthet (NGF, 2011).

Betegnelse av leire	Betegnelse skjærfast	c_u (kPa)
Meget bløt	Svært lav	< 10
Bløt	Lav	10 – 25
Middels fast	Middels	15 – 50
Fast	Høy	> 50

Forholdet mellom udrenert skjærfasthet for leire i uomrørt (c_u) og omrørt ($c_{u,omr}$) tilstand er et uttrykk for leiras sensitivitet og benevnes $S_t = c_u / c_{u,omr}$. En oversikt over klasser for sensitivitet er gitt i Tabell 11.

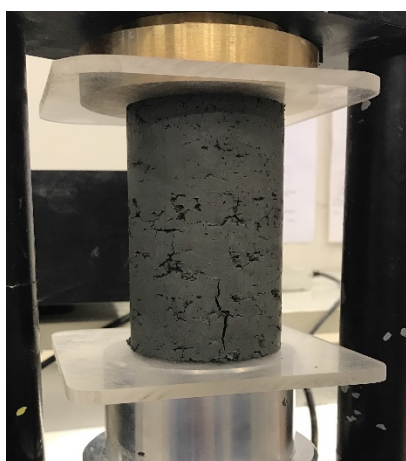
Tabell 11 Betegnelse for sensitivitet (S_t) (NGF, 2011).

Betegnelse	Sensitivitet S_t (-)
Lite sensitiv	< 8
Middels sensitiv	8 - 30
Meget sensitiv	> 30

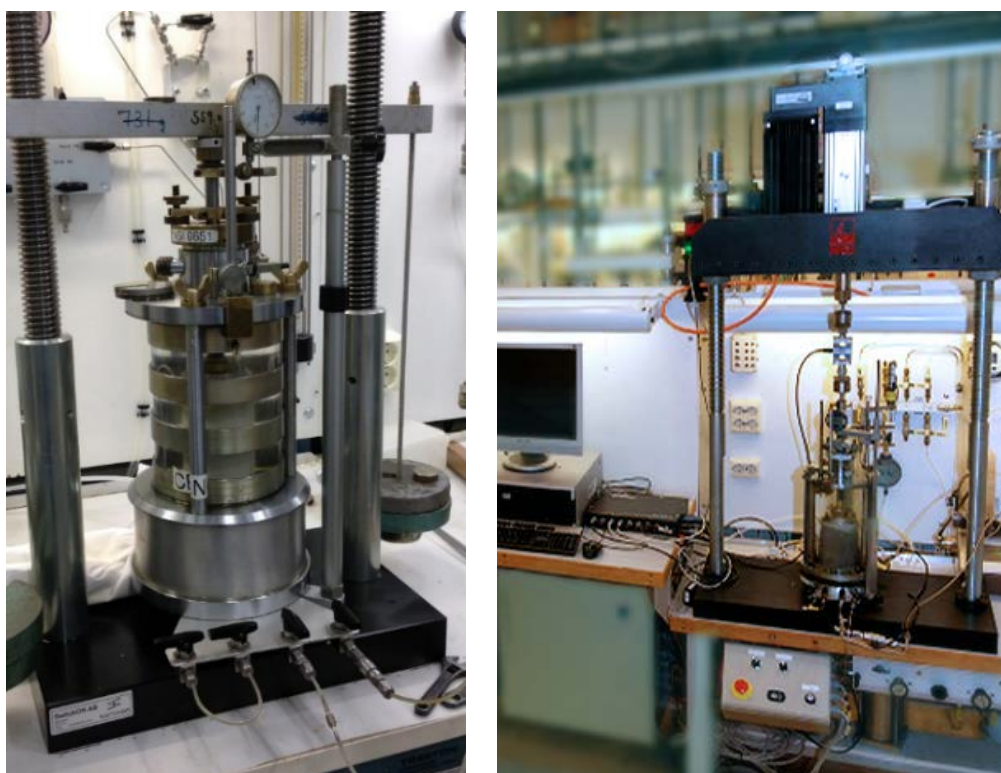
En oversikt over ulike testmetoder for skjærfasthet er gitt i Tabell 12. Udrenert skjærfasthet kan også bestemmes med treaksialforsøk. Dette forsøket utføres normalt kun på uforstyrrede prøver.

Tabell 12 Testmetoder for skjærfasthet

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
<i>Konus</i>	Rask klassifiseringsmetode for bestemmelse av udrenert skjærfasthet.	NS 8015 (tilbaketrukket), NS-EN ISO 17892-6
<i>Enaksielt trykkforsøk</i>	Rask klassifiseringsmetode for bestemmelse av udrenert skjærfasthet.	NS 8016, NS-EN ISO 17892-7
<i>Triaksialforsøk</i>	Skjærfasthet i langtidstilstand i et materialet. Kan også bestemme aktiv og passiv udrenert skjærfasthet.	NS-EN ISO 17892-8 og NS-EN ISO 17892-9



Figur 9 Kalk-sementstabilisert prøve i enaksielt forsøk: Trimmet prøve (venstre) og prøve i trykkapparat (Kristensen, 2017).



Figur 10 Testing av materialer triaksialtest (Foto: NGI).

4.7 Konsistensgrenser

Innholdet av finstoff i materialet er avgjørende for konsistensen. Konsistensgrenser gir informasjon om hvordan materiale reagerer på vann (Atterberg-grensene). Plastisitetsgrensen (w_p) angir det vanninnholdet hvor materialet er plastisk (utrullingsgrense). Ved materialets flytegrense i omrørt tilstand (w_L) går det fra plastisk til flytende (omrørt skjærfasthet på $<2,5 \text{ kN/m}^2$). Hvis vanninnholdet i et materiale ligger over flytegrensen vet man at massen er bløt i omrørt tilstand. Konsistensgrensene gir således viktig anleggsteknisk informasjon og bestemmes gjerne etter standardisert metode gjengitt i ISO 17892-12. I NGIs laboratorium brukes metoder gitt av Norsk Standard. En oversikt over de ulike standardiserte metodene er gitt i Tabell 13.

Tabell 13 Oversikt over standardiserte metoder for konsistensgrenser.

Test	Standardisert testmetode NGIs laboratorium	Standardisert testmetode Eurokode
Støtflytegrense	NS 8001	
Konusflytegrense	NS 8002	ISO 17892-12
Plastisitetsgrense	NS 8003	

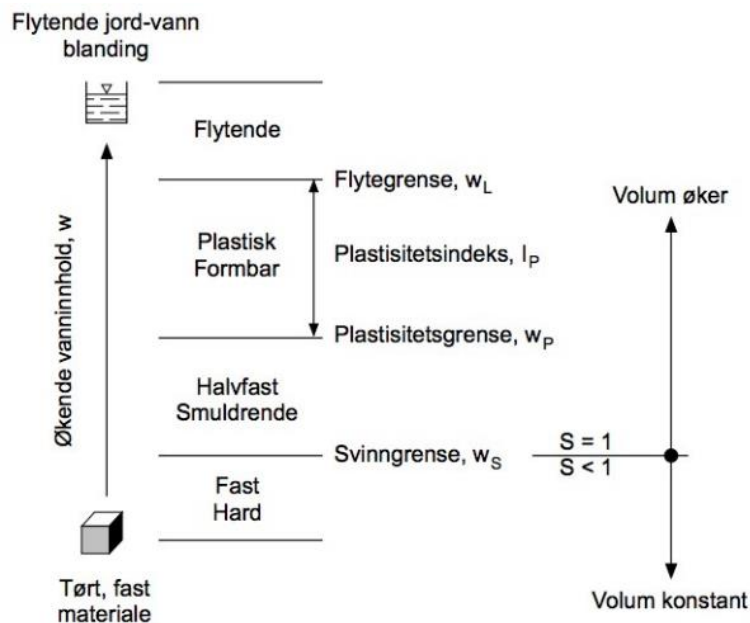
Flytegrensen (w_L) kan bestemmes ved hjelp av to ulike metoder. I Casagrandes metode slippes en skål med leire mot en treplate et gitt antall ganger, flytegrensen tas for å være vanninnholdet i prøven når akkurat 25 slag er nødvendig for å lukke en 2,0 mm bred kløft i leireprøven. Alternativt kan flytegrensen bestemmes gjennom konusforsøket. Bestemmelse av plastisitetsgrensen (w_p) gjennomføres ved at prøven rulles på glatt overflate samtidig som materialet tørker opp. Plastisitetstallet (I_p) er definert som $I_p = w_L - w_p$.

I tabellen nedenfor er kriteriene for inndelingen etter plastisitet oppgitt (NGF 2011):

Tabell 14 Kriterier for inndeling etter plastisitet (NGF 2011).

Test	Flytegrense (w_L)	Plastisitetstall (I_p)
Ikke-plastisk	<15%	-
Lav plastisitet	15-30	<10
Middels plastisitet	30-50	10-20
Høy plastisitet	50-80%	>20

Figur 11 viser oversikt over Atterbergs konsistensgrenser (Emdal, 2014).



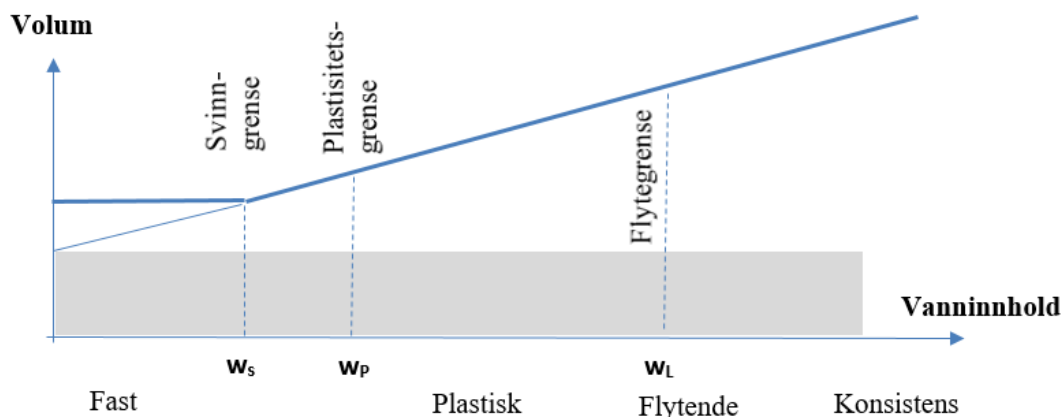
Figur 11 Atterbergs konsistensgrenser (figur fra Emdal, 2014).

4.8 Krympeegenskaper

For materialer som skal benyttes som impermeable sjikt (eksempelvis leirmaterialer), er materialets tilbøyelighet til å krympe en viktig egenskap som må testes. Krymping medfører volumreduksjon i materialet, dvs. oppsprekking, noe som skjer når vanninnholdet oppnår en kritisk lav verdi hvor materialets strekkstyrke overskrides. Risiko for oppsprekking i eksempelvis et tettesjikt kan foreligge hvis vanninnholdet i leirmaterialet reduseres til under nivået massene hadde under utlegging og komprimering. (LANUV, 2010).

Svinngrensen (krympegrense) er overgangen mellom halvfast til fast tilstand og er nådd når prøven ikke krymper mere ved fortsatt uttørking, dvs. ingen ytterligere volumreduksjon. Figur 12 viser forholdet mellom svinngrense, plastisitetsgrense og flytegrense.

Bestemmelse av svinngrensen gjøres etter angivelse i standard NS 8004.



Figur 12 Forholdet mellom svinngrense (også kalt krympegrense) (w_s), plastisitetsgrense (w_p) og flytegrense (w_l). I_p =plastisitetsindeks.

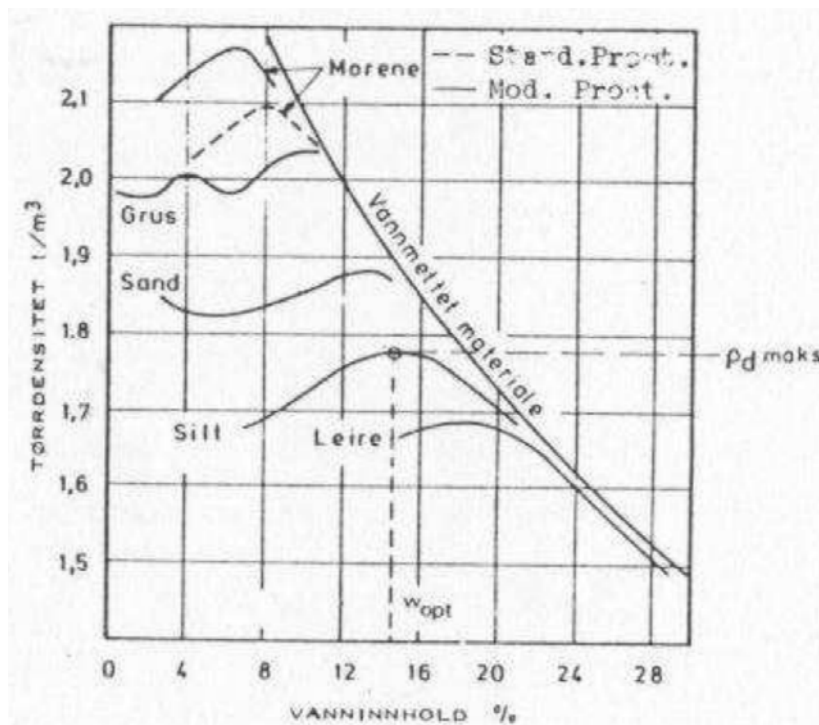
4.9 Komprimeringsegenskaper

Komprimering er en tilsiktet pakning av et materiale for å forbedre de mekaniske egenskapene. Således øker styrken, samtidig som både kompressibilitet og permeabilitet reduseres.

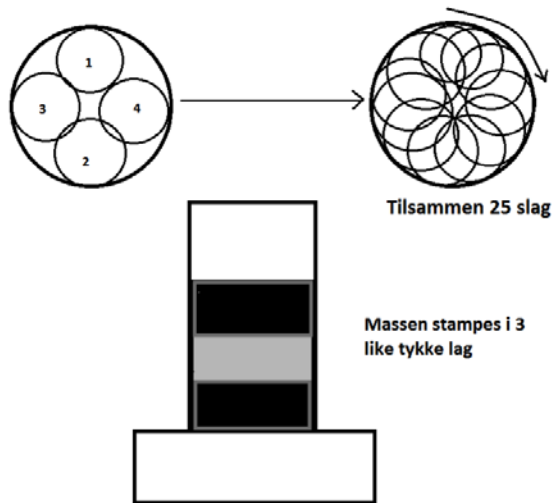
Laboratorieforsøk med Standard Proctor gjøres iht. AASHTO T 99 og AASHTO T 224, samt metodebeskrivelse i SVV håndbok R211 (SVV, 2018b), og benyttes som referanse for å bestemme materialets komprimeringsegenskaper. I denne testen tilsettes økende

mengder vann og materialet stemples inn i en stålsylinder med kjent energimengde. Resultatene uttrykkes som densitet ved ulikt vanninnhold. Betingelsene som gir best komprimeringsresultat uttrykkes som maksimal tørrdensitet (ρ_{dmax}) ved optimalt vanninnhold (w_{opt}) (Figur 13).

Testen er aktuell når man skal bedømme hvilket vanninnhold massene bør ha for å utføre det mest effektive komprimeringsarbeidet. Eksempelvis ved komprimering av tørrskorpeleire for mineralisk tettesjikt for deponi har det blitt benyttet et krav på $\gamma_{opt} > 2,0$ tonn/m³ i Proctor-test.



Figur 13 Eksempel på resultater fra standard Proctor-test, sammenheng mellom vanninnhold og tørrdensitet (NGF, 2011).



Figur 14 Utførelse av Standard Proctor test: Innstampingsprosedyre (figur til venstre) og utstyr (bilde til høyre) (Kristensen, 2017).

4.10 Vannretensjon

Vannholdekapasiteten gir informasjon om massenes evne til å holde på vann avhengig av hvilket sug som opptrer i jorda. Kapasiteten er i hovedsak avhengig av jordteksturen (kornfordeling, organisk material), og normalt holder masser med høyere finstoffinnhold (silt, leire) bedre på vannet sammenlignet med grovere masser.

For et materiale som skal benyttes i et vannretensjonssjikt/tettesjikt vil vannholdekapasiteten være viktig med tanke på at sjiktet holder seg fuktig for å hindre uttørking og sprekkdannelse og opprettholde en lav permeabilitet.

Vannholdekapasiteten testes i et Pressure Plate apparat, se Figur 15. Delprøver settes her på en keramisk plate i en lukket beholder i vannmettet tilstand. Deretter økes suget (undertrykk) over tid. Under testen tas det ut delprøver for måling av vanninnhold ved ulike sug. Vannholdekapasiteten blir så bestemt ved hjelp av det resterende vanninnholdet i prøven vs. prøvens tørrvekt.

Testen kan gjøres iht. ASTM D6836.



Figur 15 Pressure Plate apparat (venstre) med keramiske plater og prøvekopper (høyre) (Foto: NGI).

4.11 Hydraulisk konduktivitet – permeabilitet

Hydraulisk konduktivitet (k) er definert som vannets strømningshastighet gjennom et materiale ved en gradient på 1. Permeabiliteten er definert som evnen et porøst medium har til å lede væske eller gass. Dette er et mål på hvor åpent eller tett materialet er. Hydraulisk konduktivitet oppgis i m/s (m/år).

Skal materialet fungere som et tettesjikt bør den hydrauliske konduktiviteten ligge i størrelsesorden rundt 10^{-9} m/s eller lavere. Variasjonsområde for hydraulisk konduktivitet for ulike jordarter er gitt i Tabell 15.

Tabell 15 Hydraulisk konduktivitet for ulike jordarter (Schwartz & Zhang, 2003).

Jordart	k (m/s)
Leire	$10^{-13} - 10^{-9}$
Morene	$10^{-12} - 10^{-6}$
Silt	$10^{-9} - 10^{-5}$
Sand	$10^{-7} - 10^{-3}$
Grus	$10^{-4} - 10^{-2}$

Hydraulisk konduktivitet og permeabilitet kan bestemmes indirekte basert på kornfordeling eller direkte på prøver i laboratoriet. Tabell 16 gir en oversikt over de ulike metodene.

Tabell 16 Oversikt over metoder for beregning (kornfordeling) eller måling (permeameter, ødometer, triaks) av hydraulisk konduktivitet

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
<i>Kornfordeling</i>	Hydraulisk konduktivitet beregnes ved hjelp av empiriske formler (Bla. Gustavsson (1986), Hazen (1911), Kozeny-Carman (Chapuis & Aubertin, 2003)) Stor usikkerhet for materialer med høyt finstoffinnhold	NS-EN ISO 17892-4
<i>Permeameter</i>	Bestemmelse av permeabilitet i sylinder. Ikke egnet for finkornig materiale med høyt finstoffinnhold.	ISO 17892-11
<i>Ødometer test</i>	Bestemmelse av permeabilitet i ødometer celle. Egnet for finkornig materiale.	ISO 17892-11
<i>Triaks</i>	Bestemmelse av permeabilitet i triakscelle. Ikke egnet for grovkornig materiale.	ISO 17892-11

4.12 Fryse-tine test

Dersom et finkornig materiale utsettes for frost, vil vannet trekke seg sammen og danne is-linser eller tynne sjikt som ekspanderer når vannet fryser. Ved opptining dannes det små sprekker i områder som tidligere var fylt med vann, og slike gjentatte frost-tine prosesser kan øke materialets vannledningsevne betydelig. Samtidig reduseres massenes tettegenskaper, noe som kan være utfordrende dersom massene er tenkt brukt som topptetting for deponier. Det er derfor av stor interesse å undersøke hvordan ulike løsmasser påvirkes av slike frost-tine prosesser.

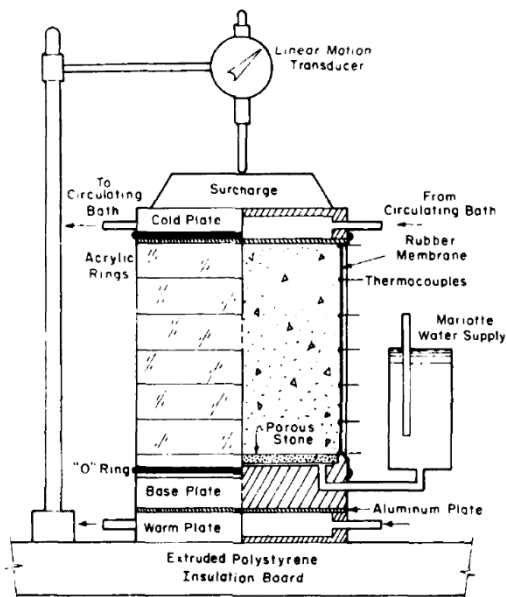
En rekke materialegenskaper er med på å påvirke i hvilken grad et materialet er utsatt for frostinntrengning. Økt vanninnhold i et finkornig materialet vil generelt bremse frostinntrengningen, da vannet har høyere frysemotstand. Videre vil frostdybden øke med god komprimering fordi dette medfører redusert porøsitet og mer kontakt mellom kornene. Økt kontakt mellom kornene bidrar også til at varmeledningsevnen til et material øker.

At gater, veier og annen infrastruktur påvirkes av temperaturendringer gjennom året er et utbredt problem i en rekke land. Som en konsekvens av dette er det utført mye og variert forskning på ulike metoder for å undersøke frost-tine egenskapene til ulike

materialer. Det finnes imidlertid ikke en standard metode for å utføre frost-tine-forsøk i laboratorium.

Chamberlain (1987) utviklet en fem dagers test som representerer en videre utvikling av en mer omfattende test utviklet på 1950-tallet. Denne testen er standardisert gjennom ASTM D5918-96 og kan brukes for å vurdere den relative frosttilbøyeligheten til ulike jordmaterialer. Gjennom testen sammenliknes hivraten og tint California bæreratio (California Bearing Ratio) med verdier i et standardisert klassifiseringssystem.

Testen gjennomføres innenfor en femdagers periode ved at det påføres to fryse-tine-sykluser på en komprimert jordprøve i en pleksiglassylinder. Jordprøven fylles i sylindern i totalt seks lag, som hver komprimeres før det neste tilføres. Kjøleplater legges i direkte kontakt med massene på toppen og under en porøs membran i bunn. En blanding av etyl-glykol og vann sirkuleres gjennom kjøleplatene. Frysing og tining gjøres ved å endre temperaturen i denne væskeblandingen. Last fra et tenkt asfaltdekke kan deretter påføres på toppen av forsøksoppsettet, som er vist i figur 10. Etter den andre syklusen bestemmes bæreratioen ved hjelp av standardisert metode.



Figur 16 Forsøksoppsett for Chamberlains fryse-tine test. Figur fra Chamberlain (1987) (t.v.). Frostcelle i NGIs laboratorium (t.h.).

5 Geokjemiske testmetoder

5.1 Innhold av organisk materiale

Humus er sterkt omvandlet/nedbrutt organisk materiale (plante- og dyrerester) som består av kompliserte forbindelser. Innhold av humus kan gjøre materialet plastisk (formbart). Samtidig kan organisk material brytes ned over tid og kan gi opphav til gassdannelse og setninger. Videre har organisk materiale gode sorpsjonsegenskaper for både organiske forbindelser/miljøgifter og metaller, og er derfor avgjørende for fordelingskoeffisienter (K_d) som beskriver forholdet mellom miljøgiftinnholdet i jord og porevann. Innholdet i porevann er videre avgjørende for utlekkingen av miljøgifter.

Humusinnholdet i faststoff kan bestemmes ved analyse av totalt organisk karbon (TOC) eller glødetap. TOC er elementanalyser hvor prøven forbrennes ved 1050 °C og karboninnholdet bestemmes ved analyse av mengden CO₂ som frigjøres. Glødetapsanalysen vil i tillegg til TOC inkludere uorganisk karbon, dvs. karbonater i prøven, og krystallvann. Metoden er derfor mindre egnet for kalkholdige materialer (eksempelvis kalkstabilisert leire) og i prøve med lavt karboninnhold. Materiale som skal benyttes til impermeabelt tettesjikt bør eksempelvis være humusfritt (<2%).

Organisk materiale forekommer også i vann, enten som TOC eller som løst organisk karbon (dissolved organic carbon, DOC). Normal filtreres en prøve på 0,45 µm før analyse av DOC. På grunn av god sorpsjon av både organiske forbindelser og metaller kan mobilt TOC og DOC fungere som et transportmedium for miljøgifter. Samtidig vil forbindelser i vann assosiert til DOC være mindre biotilgjengelige sammenlignet med vann uten DOC.

Bestemmelse av TOC i faststoff er viktig både i geotekniske- og miljøtekniske-/geokjemiske vurderinger. Bestemmelse av DOC i vann er viktig miljøtekniske-/geokjemiske vurderinger.

Tabell 17 Oversikt over metoder for analyse av organisk innhold i faststoff og vann

Matrix	Metode	Standard
Faststoff	TOC-analyse	ISO 10694
	Glødetap	NS-EN 15935
Vann	TOC-analyse	ISO 20236
	DOC-analyse	ISO 20236

Deponier har grenseverdier for TOC i avfall som deponeres for å hindre problematikk knyttet til gassdannelse som følger av nedbrytning av organisk materiale. En høy TOC-verdi trenger ikke bety at et materiale inneholder biologisk nedbrytbare forbindelser, siden TOC-analysen også omfatter ikke-nedbrytbart karbon som steinkull og trekull,

som begge er former av elementært karbon. Videre testing for elementært karbon kan derfor benyttes til å vise at et material ikke vil skape gassdannelsesproblematikk tross et høyt TOC-innhold. Elementært karbon måles som en utvidelse av TOC-analysen i ISO 10694. Etter bestemmelse av TOC pyrolyseres prøven ved 850 °C. Dette fjerner organisk karbon, slik at kun elementært karbon er igjen.

NGI anbefaler imidlertid å benytte en lavere temperatur til pyrolyse ettersom en ved høy pyrolysetemperatur risikerer å miste de mer labile delene av det elementære karbonet og dermed underestimere denne fraksjonen. NGI benytter en operasjonelt definert metode som er dokumentert i hundrevis av vitenskapelige publikasjoner, hvor prøven tørkes i ett døgn på 110 °C og så pyrolyseres på 375 °C i 16 timer. Den delen av karbonet som overlever varmebehandlingen er ikke-nedbrytbar, og vil ikke gi opphav til gassdannelse.

5.2 Kjemisk og mineralogisk sammensetning

Den totale konsentrasjonen av elementer i faststoff (ofte oppgitt som mg/kg faststoff på tørrvektbasis) gir opplysninger om materialets egenskaper og potensielle miljøfarer. Analyser av totalinnhold av metaller blir typisk utført gjennom opplutning av prøven med syre og etterfølgende analyse av grunnstoffer i opplutningsvæsken med enten ICP-AES eller ICP-MS. Opplutning med sterk syre blir ofte ansett som totalinnhold, men andelen av elementene som går i løsning vil være avhengig av elementet, mineralsk form den foreligger i og hvilken syre som benyttes.

Totalinnhold av organiske forbindelser bestemmes ofte gjennom ekstraksjon til en organisk fase som så blir analysert for de aktuelle forbindelsene med et massespektrometer, som HPLC-MS eller GC-MS.

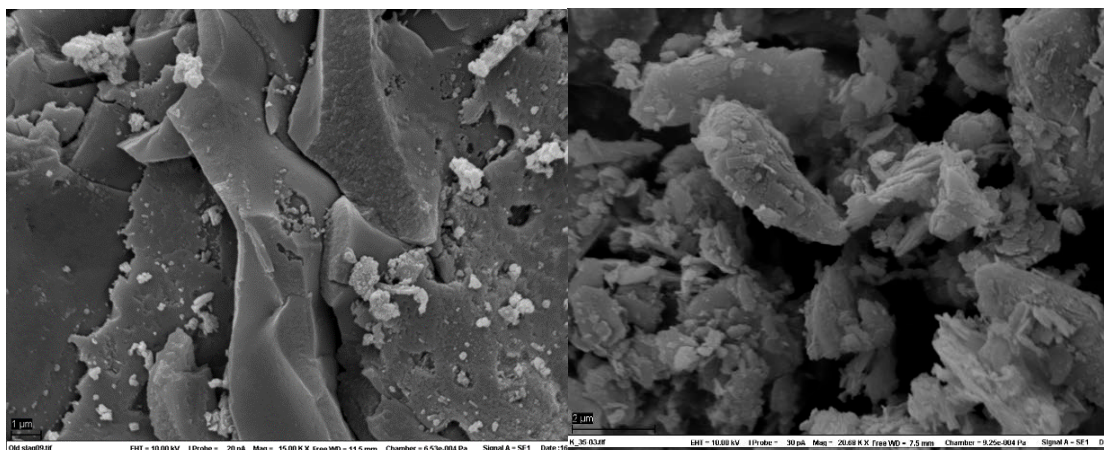
Totalanalyse av grunnstoffer i faststoffprøver kan også gjøres ved hjelp av røntgenfluorescens (XRF). Et XRF-instrument bestråler en prøve med røntgenstråler slik at elektroner fra laveliggende orbitaler i grunnstoffene frigjøres. Dette gjør at elektroner fra orbitaler med høyere energinivå faller ned til "ledige plasser" i de lavere nivåene og da frigjøres energi i form av fluorescens. Bølgelengden til fluorescensen er elementspesifikk og intensiteten kan relateres til elementkonsentrasjonen. Denne metoden er imidlertid begrenset til elementer med atomnummer større enn eller lik natrium (≥ 11). Metoden registrerer videre kun hva som er i de øvre 2-3 mm av en prøve. For å få et representativt resultat må derfor heterogene prøver males og presses til tabletter. Analysen gjøres direkte på tablett.

Informasjon om mineralsammensetning gjøres ved hjelp av røntgendiffraksjon (XRD). I denne metoden identifiseres mineralene i et materiale ved at en monokromatisk røntgenstråle rettes mot en krystallflate med flere ulike innfallsvinkler. Strålen brytes av gitterstrukturen til krystallflaten og reflekteres tilbake med spesifikke vinkler som reflekterer krystallstrukturen. Refleksjonsvinklene blir registrert av en detektor og sammenstilt i et diffraktogram. Hvert mineral har en krystallstruktur som gir opphav til

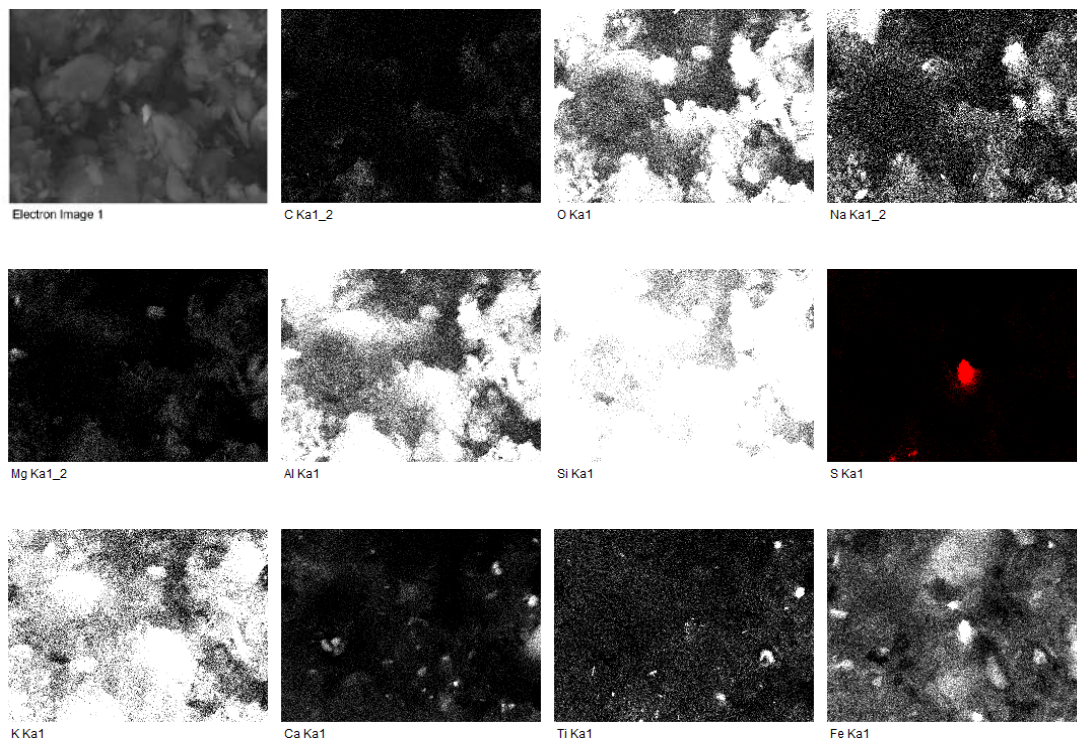
et unikt mønster som kan identifiseres ved hjelp av spektre fra kjente mineraler. Merk at denne metoden kun identifiserer krystallinske og ikke amorfe forbindelser.

Materialets morfologi og topografi kan undersøkes ved hjelp av et skannende elektronmikroskop (SEM), se eksempel på SEM-bilder i Figur 17. Metoden er basert på at en prøve bombarderes av en elektronstråle. En detektor registrerer så elektroner som reflekteres direkte tilbake til detektoren fra atomkjernene (Back Scattered Electrons, BSE) og sekundære elektroner (Secondary Electrons, SE) som frigis som følge av kollisioner med atomkjernene. Tunge atomkjerner reflekterer elektroner sterkere enn lette atomkjerner og BSE gir derfor SEM-bildet en elementær kontrast. SE oppstår nær overflaten av prøven og gir derfor SEM-bildet bedre topografisk kontrast.

SEM kan kombineres med en EDX-skanning (Energy dispersive X-Ray analysis), hvor den kjemiske sammensetningen i prøveoverflaten kan analyseres i ett enkelt punkt eller kartlegges ("mappes") over en større del av prøveoverflaten på mikrometerskala, se eksempel i Figur 18. Dette er en røntgenbasert teknikk som ligner XRF.



Figur 17 SEM bilde av slagg (15k forstørret) og kalksementstabilisert-leire (20k forstørret) (Kilde: NGI).



Figur 18 Eksempel på element- "mapping" for KS-stabilisert leire. Øverst til venstre er SEM-utsnittet som "mappes". Lys farge viser hvor elementene er lokalisert. For svovel (S) er dette angitt som rød farge. (Kilde: NGI)

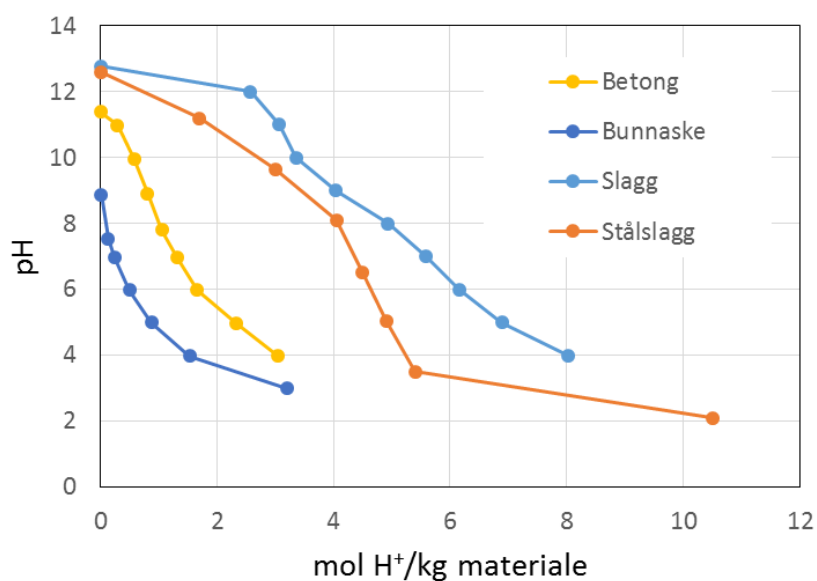
5.3 Nøytraliseringskapasitet

Syrenøytraliseringskapasiteten (bufferkapasiteten) er et mål på hvordan pH endres som følge av tilsats av syre til et materiale, dvs. hvor godt et materiale motstår endringer i pH som følger av syretilsats. Basenøytraliseringskapasiteten er det motsatte, dvs. hvor godt materialet motstår pH-enderinger som følge av tilsats av base (OH^-). Dette er nyttig informasjon til å vurdere hvordan et materiale vil oppføre seg hvis det for eksempel blir blandet med et basisk materiale eller utsatt for vann med lav pH. Endringer i pH i et materiale kan ha stor betydning for mobiliteten til eksempelvis metaller.

Bufferkapasiteten kan bestemmes i henhold til en tilgjengelighetstest (NGI internprosedyre – MLP 425) der pH blir holdt konstant i én time per pH-enhet etter tilsats av syre/base, basert på anbefalingene i NT ENVIR 003. Det registreres hvor mange mol syre/base som må tilsettes for å senke/øke pH per enhet over et visst spenn (for eksempel fra pH 9 til 4), som et mål for bufringskapasiteten i prøven. Et eksempel på målt syrenøytraliseringskapasitet i ulike alkaliske avfallstyper er vist i Figur 20.



Figur 19 Titrator for å bestemme pH-titreringskurver. Prøven suspenderes i vann med kontinuerlig omrøring (magnetrorer). Syre (HNO_3) tilsettes for syrenøytraleringstest. Baser (NaOH) tilsettes for basenøytraleringstest. (Foto: NGI)



Figur 20 Eksempel på syrenøytraliseringskapasitet for ulike materialer. Ved økende tilsats av syre (H^+) reduseres pH, avhengig av materialets nøytraliseringskapasitet. (Kilde: NGI)

5.4 Utlekkingspotensiale

5.4.1 Generelt

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 ved hjelp av vann/vandige løsninger. Løselighet er avhengig av mange faktorer og totalinnholdet av forbindelser korrelerer derfor ikke nødvendigvis med utlekket mengde.

Utlekkingen er styrt av ulike mekanismer:

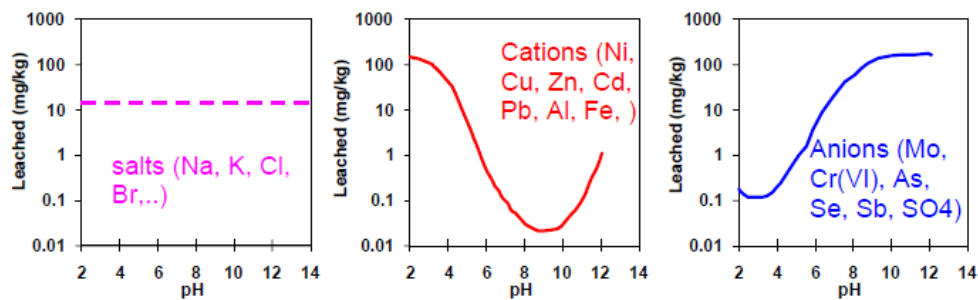
- 1) Totalinnhold og bindingsform (tilgjengelighet)
- 2) Oppløsning av mineraler (løselighet)
- 3) Sorpsjonsprosesser
- 4) Kompleksring
- 5) Elektrokjemisk nedbrytning/endring av selve forbindelsen eller matriks (oksidasjon)

En oversikt og forståelse av hvilke kjemiske prosesser som fører til utlekking fra avfall / materialer er viktig for å forstå utlekking under ulike fysisk-kjemiske forhold (pH, redoks-potensial, temperatur, vannkontakt). Utlekkingen er styrt av mange faktorer, men noen av de viktigste er pH, samt størrelsesforholdet mellom vannfase og fast fase, såkalt liquid-solid (L/S) forholdet.

En oversikt over kjemiske prosesser som kontrollerer utlekking av forurensningskomponenter er vist i Tabell 18.

Tabell 18 Kjemiske prosesser som kontrollerer utlekking av forurensningskomponenter (van der Sloot & Kosson, 2010).

<i>Totalinnhold</i>	Utlekkingen er et resultat av geokjemiske mekanismer og fysikalske faktorer, totalinnholdet korrelerer derfor i liten grad med utlekket mengde. Unntaket er hvis det dreier seg om lettløselige salter. Totalinnholdet setter imidlertid en øvre grense for hva som kan mobiliseres.
<i>pH</i>	pH i selve materialet og miljøet rundt er en svært viktig parameter mht. utlekking. Dette skyldes at både løseligheten til de fleste mineraler og sorpsjon er pH avhengig. Normalt har hvert element en egen utlekkingskurve avhengig av pH, se Figur 21. Protolyse av funksjonelle grupper som følger av endring i pH kan også påvirke løseligheten til organiske forbindelser.
<i>Redoks-forhold</i>	For en rekke metaller vil en oksidering av et opprinnelig redusert materiale medføre økt utlekking. Dette kan skje når reduserte forbindelser forbrennes eller ved tilførsel av luft og/eller vann med innhold av oksygen eller andre elektronakseptorer. Oksidasjon av organiske forbindelser kan føre til endring av funksjonelle grupper eller delvis nedbrytning som øker løseligheten til forbindelsen/nedbrytningsproduktet.
<i>Kjemisk form</i>	Kompleksering i vannfasen med uorganiske anioner (klorid, sulfat, bikarbonat etc.) og organiske forbindelser (DOC) kan øke løseligheten av forurensningskomponentene.
<i>Syre-base bufring</i>	Bufringen er viktig mht. hvordan et materiale kan motvirke endring i pH og dermed endring i løselighet.
<i>Organisk material og DOC</i>	Organisk materiale (både faststoff og løst som DOC), som for eksempel humus, inneholder aktive funksjonelle grupper som har høy affinitet til kationiske forurensningskomponenter (metaller) og organiske miljøgifter.
<i>Vannsammensetning, ionestyrke</i>	Økt ionestyrke (økt saltinnhold) i vannet øker normalt utlekkingen (økt kompleksering, konkurranse om sorpsjonsplasser)
<i>Temperatur</i>	Normalt øker løseligheten av forbindelser proporsjonalt med temperaturen. I tillegg til økte kjemiske reaksjonsrater ettersom økt temperatur bidrar til å senke aktiviseringsenergien som er nødvendig for en kjemisk reaksjon.
<i>Tid</i>	Tid er en viktig faktor hvis materialeegenskapene eller miljøforholdene endres over tid (f.eks. nedbrytning av organisk materiale, karbonatisering, endringer i permeabilitet). Noen reaksjoner (løselighet, oksidasjon) har trege reaksjonsrater og vil dermed skje langsomt over tid.



Figur 21 Generell utlekkingsoppførsel for ulike grupper av forurensningskomponenter (figur fra Van der Sloot & Kosson, 2010)

5.4.2 Ristetest

En ristetest kan utføres i henhold til standard NS-EN 12457. I denne testen ristes granulært prøvemateriale i 24 timer med ionebyttet vann i et væske-/tørrestoff-forhold på 10 (L/S = 10, dvs. 10 liter vann per kilo faststoff). Etter 24 timer tas det prøve av vannfasen (eluatet) som filtreres (0,45 µm filter) før analyse av metaller og uorganiske anioner.

Testen representerer en "worst case scenario" ettersom det benyttes en stor mengde vann og en maksimal kornstørrelse på 4 mm. Dersom deler av prøven har en kornstørrelse >4 mm skal dette siktes ut, knuses ned og blandes sammen med resten av prøven.

Det er også mulig å bestemme organiske miljøgifter i eluat fra en ristetest, men det finnes per dags dato ingen etablert standard for en slik test. Problemet er ofte at konsentrasjonen av hydrofobe organiske forbindelser (dvs. PAH, PCB, bromerte flammehemmere, dioksiner og klorerte pesticider, men ikke PFAS) er lav i vann sammenlignet med jord, og at analysemetodene derfor ikke nødvendigvis vil kunne påvise disse forbindelsene. I en utlekkingsstest er det også viktig at det er den løste fraksjonen som måles (jf. filtrering før analyse for uorganiske miljøgifter), men filtrering av eluatet kan være problematisk på grunn av retensjon / sorpsjon av organiske miljøgifter i filteret.

Det anbefales derfor at ristetester for å bestemme hydrofobe organiske miljøgifter gjøres med passive prøvetakere i vannfasen. Prøvematerialet, passiv prøvetaker og vann, ristes da over et tidsrom som er tilpasset prøvetakingstiden for den passive prøvetakeren som benyttes (se kapittel 5.8 for mer informasjon om passive prøvetakere). Miljøgifter ekstraheres så fra den passive prøvetakeren og relateres til konsentrasjonen i vannfasen gjennom kjente opptaksrater / fordelingskoeffisienter. Metoden er blant annet beskrevet i Jonker et al. (2018).

En ristetest kan også modifiseres for å simulere et spesifikt utlekkingsmiljø, for eksempel ved å justere pH. Metaller og andre miljøgifter kan få økt mobilitet ved høy eller lav

pH. Det kan derfor for eksempel knyttes økt risiko til utlekking fra masser som eksponeres for naturlig surt myr vann. Dette kan simuleres i en ristetest ved å senke pH til 4 i vannfasen før testen settes i gang. Det kan også gjøres parallelle ristetester ved ulike pH for å identifisere risikoområder for utlekking. En slik test kan gjøres iht. SW-846 USEPA Method 1313. Ulike L/S forhold, dvs. ulike forhold av prøve og vannmengde det ristes med, kan også benyttes til å beskrive innvirkningen varierende vannkontakt vil kunne ha på utlekking. Dette testoppsettet er beskrevet i SW-846 USEPA Method 1316.

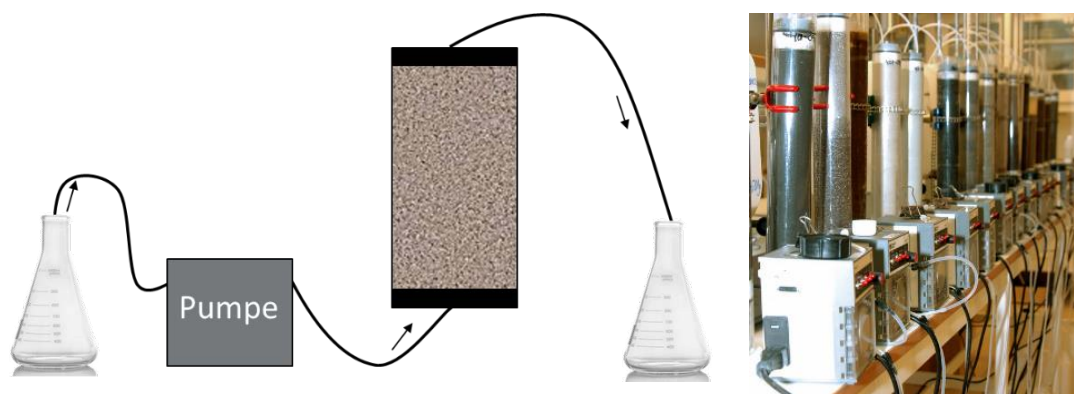
Standarden NT ENVIR 003 beskriver videre et testoppsett hvor både nedknusning av prøven, ekstra høyt L/S forhold (L/S 100) og gradvis surgjøring av vannet benyttes til å beskrive en situasjon for maksimal utlekking. Dette kan relateres til situasjoner hvor nøytraliseringskapasiteten til et materiale brukes opp samtidig som at materialet brytes fullstendig ned etter langt tid med vannkontakt, slik at store deler av totalinnholdet av metaller frigjøres.

5.4.3 Kolonnetest

Kolonnetester gjennomføres på granulært eller knust materiale. Generelt bør ikke kornstørrelsen være større enn omtrent 1/10 av indre diameter av kolonnen. Dersom maksimal kornstørrelse er for stor skal det enten benyttes en større kolonne, eller så skal fraksjonen som er over maksimal kornstørrelse knuses ned til den utgjør $\leq 5\%$. Knuses materialet vil dette normalt øke utlekkingen da overflatearealet øker og nye flater eksponeres. I mange tilfeller vil derfor en slik test representere et "worst case scenario".

I en kolonnetest pakkes materialet (granulært) i en kolonne med definert høyde og diameter (volum). I standardisert kolonnetest kjøres i vannmettet med vannstrømning fra bunn og mot topp, se Figur 22. Dette reduserer risiko for "preferential flow," dvs. at vannet følger sprekker og større kanaler i prøvematrix. Eluatet (vannet) som kommer ut av kolonnen kan prøvetas ved ulike L/S forhold. L/S er forholdet mellom vann (L) og fast stoff (S), så for en kolonnetest betyr L/S 10 at det har strømmet 10 ganger så mye vann som det er fast stoff gjennom kolonnen. Mest vanlig er å ta ut prøve til analyse ved L/S forhold 0,1 (like etter oppstart), L/S 2 og L/S 10. Dette tilsvarer da en utlekking på kort, mellomlang- og lang sikt. I noen tilfeller kreves det fem uttak (totalt syv) av prøve mellom L/S 0,1 og L/S 10. Mange uttak vil gi en bedre beskrivelse av utviklingen av utlekking over tid.

Standard kolonnetest gjelder for analyse av metaller. Det må gjøres spesielle vurderinger i hvert enkelt tilfelle om det er mulig å gjøre analyser av organiske miljøgifter på eluat fra kolonnetest.



Figur 22 Prinsippskisse for mettet kolonnetest med vanntilførsel fra bunn til topp (venstre figur) og kolonnetester gjennomført i NGIs miljølaboratorium (høyre bilde) (Foto: NGI).

Tabell 19 Oversikt over ulike standardiserte kolonnetester for testing av utlekking fra avfall/materialer.

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
Kolonnetest	Kriterier for utlekking for avfall som deponeres på deponi for inert og farlig avfall i avfallsforskriften. Grenseverdi for L/S 0,1 I veileder for testing av tildekkingsmaterialer for forurenset sjøbunn benyttes L/S 10, med flere uttak underveis, for å beskrive utvikling av utlekking over tid	CEN/TS 14405 (iht. Avfallsforskriften) SW-846, USEPA Method 1314
Kolonnetest L/S 2	Bottom up kolonneforøk opp til L/S 2. Angitt som standard test i tysk forslag til regelverk for gjenvinning av geomaterialer (EBV, 2017)	DIN 19528

Resultater fra en kolonnetest kan presenteres som en funksjon av L/S forholdet, hvor L/S kan knyttes til en tidsskala. Ved hjelp av en empirisk formel kan en benytte L/S forholdet til å beregne tiden det tar før massene er eksponert for like mye vann i naturen som ble brukt ved kolonnetesten (van der Sloot, 1984, GRACOS 2003):

$$L/S = (N \times t) / (d \times h) \quad (3)$$

I likningen tilsvarer L/S væske-faststoff-forholdet ($L/kg = dm^3/kg$), N infiltrasjonen i mm/år ($= dm^3/m^2/år$), t tiden i år, d romvekten (tørr bulkdensitet $= kg/m^3$) og h høyden av massene i felt (m).

For å beregne tiden det vil ta før massene er eksponert for like mye vann i naturen som ved kolonnetesten, kan det eksempelvis antas en infiltrasjon av nedbør i grunnen på 500 mm/år, en romvekt på 1 800 kg/m³ og en mektighet på 2 m for massene i naturen. Et væske-faststoff-forhold på 0,1 vil da tilsvare 8 måneder, L/S 2 vil tilsvare 14 år og L/S 10 vil tilsvare 72 år. Det påpekes imidlertid at dette er en grov tilnærming, og geokjemisk endring over så lang tid blir ikke tatt hensyn til i forsøkene.

5.4.4 Kolonnetest for permeabilitet og utlekking

I forbindelse med GEORCIRC har det blitt utviklet en prototype av et instrument til simultan måling av permeabilitet og utlekking fra et granulært materiale (< 4 mm) i en kolonne. Testen er ikke egnet til å måle permeabilitet på mer finkornede materialer enn silt. Oppsettet er bygger på standard kolonnetest iht. CEN/TS 14405, men med tilpasninger som gjør det mulig også å måle permeabilitet (Figur 23).

Målet med dette testoppsettet er å kunne spare tid og kostnader ved å gjøre både en permeabilitetsmåling og et utlekkingsforsøk samtidig i samme prøven, men også å kunne måle effekten av økt eller redusert permeabilitet i et materiale på kjemisk utlekking. Permeabilitet kan reduseres ved kompaktering 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 forurensing.



Figur 23 NGI-utviklet kolonnetestoppsett for testing av både permeabilitet og utlekkingspotensiale i samme prøve (Foto: NGI).

5.4.5 Tank-test/monolittisk test (diffusjonstest)

Diffusjonstester brukes for å undersøke diffusjonsstyrt utlekking fra monolittisk, solidifisert eller stabilisert materiale. Resultatene gir kumulativ utlekking fra testprøvens overflate (mg/m^2). En slik test kan gjøres iht. CEN/TS 15863, eller SW-846 USEPA Method 1315.

I denne prosedyren senkes et testlegeme ned i en beholder med vann og vannet byttes ut ved bestemte tidsintervaller, for eksempel ved ni ulike intervaller (2 timer; 1, 2, 7, 14, 28, 42, 49 og 63 dager). Utlekkings mengde bestemmes for hver prøvetakingspunkt. Resultatene gir informasjon om utlekkingsmekanismen (diffusjonsstyrt eller avvasking av overflaten), samt utlekkingsmengde som en funksjon av tid – utlekkingsraten til en komponent.

5.5 Spesielle ekstraksjoner

En totalkonsentrasjon forteller hvor mye av en miljøgift som er tilstede i et materiale, men det sier ikke noe om hvor miljøgiften er bundet og dermed hvor tilgjengelig den er for utlekking eller opptak i organismer. Spesielle ekstraksjoner kan gjøres for å undersøke hvor i et materiale en miljøgift sitter bundet og dermed hvor mobilt det kan bli under spesifikke forhold. Forsøkene kan settes opp som standard ristetest (se kapittel 5.4.4) hvor det i tillegg tilsettes ulike "løsemiddel" som er kjent for å kunne frigjøre miljøgifter bundet i spesifikke fraksjoner av et materiale. Disse tester blir ofte utført med å tilsette ulike ekstraksjonsmidler etter hverandre, såkalt sekvensiell ekstraksjon (*sequential extraction*).

Det påpekes at disse testene er operasjonelt betingede, dvs. at ekstraksjonsmidlene som brukes må betraktes som tilnærming/proxy for de fraksjonene som en ønsker å ekstrahere. Det vil alltid være usikkerheter knyttet til resultatet som oppnås på grunn av materialspesifikke matriks-effekter, samt forstyrrelse av naturlige likevekter som følger av refordeling av forbindelsene etter at ekstraksjonsmiddel tilsettes.

Tabell 21 gir en oversikt over de mest brukte ekstraksjonsmetodene og formål.

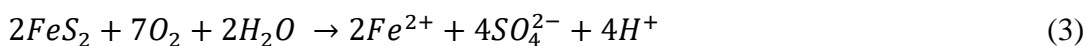
Det påpekes at disse testene er operasjonelt betingede, dvs. at ekstraksjonsmidlene som brukes må betraktes som tilnærming/proxy for de fraksjonene som en ønsker å ekstrahere. Det vil alltid være usikkerheter knyttet til resultatet som oppnås på grunn av materialspesifikke matriks-effekter, samt forstyrrelse av naturlige likevekter som følger av refordeling av forbindelsene etter at ekstraksjonsmiddel tilsettes.

Tabell 20 Oversikt over et utvalg ekstraksjonsmetoder

Ekstraksjonsmiddel	Kommentar	Standard
Kalsiumklorid (0,01 M)	Proxy for lettløselige, plantetilgjengelige salter og uorganiske forbindelser	Houba et al. (2008)
Ammonium nitrat (1 M)	Proxy for lettløselige, plantetilgjengelige spormetaller.	ISO 19730
Magnesiumklorid (1 M) eller natriumacetat (1 M)	Proxy for utbyttbare spormetaller	Tessier et al. (1979)
Natriumacetat (1M) justert til pH 5 med eddiksyre	Proxy for spormetaller bundet til karbonater	Tessier et al. (1979)
Natriumditionitt (0,3 M) og sitronsyre (0,175 M/0,025 M) eller hydroksylammoniumklorid (0,04 M) og eddiksyre (25 %)	Proxy for spormetaller bundet til jern- og manganoksider	Tessier et al. (1979)
Salpetersyre (0,02 M), hydrogenperoksid (30 %) og ammoniumacetat (3,2 M)	Proxy for spormetaller bundet til organisk materiale	Tessier et al. (1979)
Askorbinsyre	Ekstraherer amorfe jernoksider og -hydroksider	ISO 12782-1
Ditionitt	Ekstraherer krystallinske jernoksider og -hydroksider	ISO 12782-2
Ammoniumoksalat og oksalsyre	Ekstraherer aluminiumoksider og -hydroksider	ISO 12782-3
Syre/base og DAX-8 resin	Ekstraherer humusforbindelser fra fast stoff	ISO 12782-4

5.6 Potensial for syredannelse

Mineralske masser som inneholder sulfidmineraler, som for eksempel pyritt (FeS_2) og pyrrhotitt ($\text{Fe}_{(1-x)}\text{S}$, $x = 0 - 0,2$), kan ha et potensial for syredannelse. Svovelsyre (H_2SO_4) produseres når disse mineralene kommer i kontakt med vann og luft (likning 3).



Sur avrenning kan føre til skade på bygg og infrastruktur i tillegg til store miljømessige problemer. Dette er beskrevet nærmere i Miljødirektoratets veileder M-310 (MDir, 2015b).

For å unngå sur avrenning fra sulfidholdige, mineralske masser i forbindelse med gjenvinningstiltak burde potensial for syredannelse vurderes. En statistisk test basert på totalt innhold av svovel og innhold av totalt uorganisk karbon (TIC) er beskrevet i M-310 (MDir, 2015b) og er per dags dato standard testoppsett i Norge.

Det finnes også grenseverdier for total svovel i materialer som skal brukes som tilslag i betong (se kapittel 2.7.1). Grenseverdiene er satt for å beskytte betongen mot eventuelle syredannende reaksjoner.

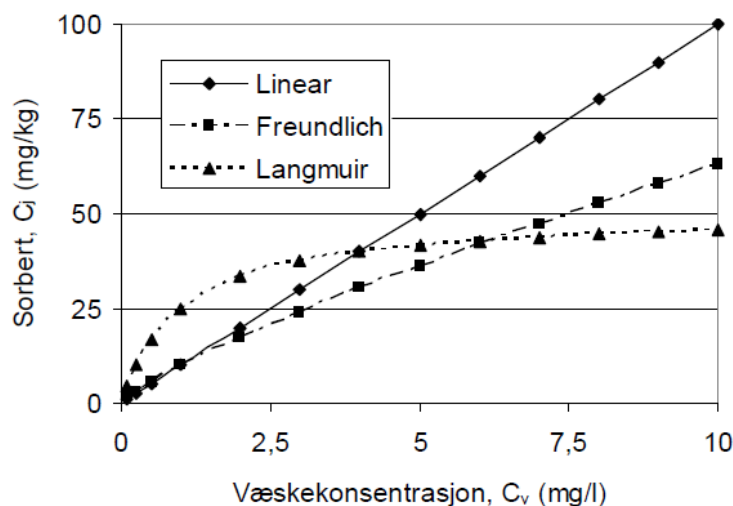
Standard BS PD CEN/TR 16363 beskriver en kinetisk test for å vurdere syredannende potensial i avgangsmasser fra gruveindustri. Dette testoppsettet er basert på en "humidity cell test" (HCT), hvor det pumpes luft med høy fuktighet gjennom en kolonne med nedknust materiale. Det måles så pH og metallinnhold i avrenningen fra kolonnen.

For øvrige testmetoder for syredannende potensial vises det til MEND (1991).

5.7 Sorpsjonsevne

Sorpsjonsevne beskriver et materiales evne til å sorbere/binde forbindelser (metaller / organiske miljøgifter). Dette er en materialegenskap som kan benyttes ved stabilisering av forurensing i et gjenvinningstiltak. Aktivt kull er et godt eksempel på et materiale som har høy sorpsjonsevne for en rekke ulike miljøgifter. Materialer med høyt innhold av hydroksider og oksider kan også ha evne til å sorbere ulike metaller.

Sorpsjon er ofte en ikke-lineær prosess, dvs. at bindingen som regel blir svakere ved høyere konsentrasjon. Det kan derfor være ønskelig å bestemme maksimal konsentrasjon av en miljøgift som gir tilstrekkelig sorpsjon for ønsket bruksformål. Forholdet mellom sorpsjon og konsentrasjon av en miljøgift illustreres ofte med en sorpsjonsisoterm – se Figur 24.



Figur 24 Eksempel på tre sorpsjonsisotemer (Lineær, Freundlich og Langmuir), som viser sorbert konsentrasjon – C_j (mg/kg) som funksjon av væskkonsentrasjon – C_v (mg/l).

En sorpsjonsisoterm kan bestemmes gjennom et forsøk hvor en blander materialet en ønsker å studere i løsninger med varierende konsentrasjoner av den aktuelle miljøgiften. Dette kan for eksempel gjøres som en standard ristetest (se kapittel 5.4.4) hvor vannfasen tilsettes en kjent mengde forurensning. Test-tiden må ofte være lengere enn for en standard ristetest for å oppnå likevekt mellom vannfasen og fast stoff.

5.8 Biotilgjengelig fraksjon

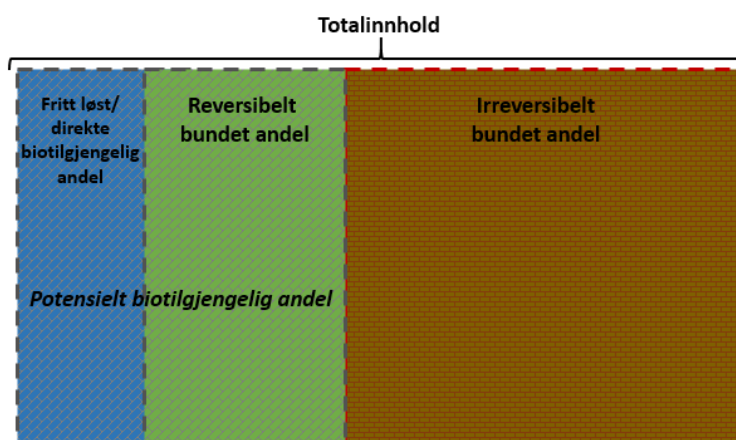
5.8.1 Generelt om biotilgjengelighet

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 (Figur 25). 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.

For den biotilgjengelige andelen av en miljøgift er det videre viktig å skille mellom to underkategorier (Reichenberg & Mayer, 2005):

1. **Potensielt biotilgjengelig (bioaccessible):** Andelen av en forbindelse som er og vil kunne bli tilgjengelig for opptak i organismer over et gitt tidsrom og under visse forhold. Nedbrytning av organisk materiale vil for eksempel kunne føre til at en større andel av en forbindelse vil bli tilgjengelig for opptak over tid.
2. **Direkte biotilgjengelig (bioavailable):** Andelen av en forbindelse som ved ett øyeblikk i tid er umiddelbart tilgjengelig for opptak i en organisme.

Hvordan disse to underkategoriene av biotilgjengelighet relaterer til de ulike fraksjonene av totalinnholdet er illustrert i Figur 25.



Figur 25 Forholdet mellom totalinnhold, irreversibelt- og reversibelt bundet andel, fritt løst (biotilgjengelig) andel og potensielt biotilgjengelig andel av en miljøgift i vann eller porevann.

Bestemmelse av biotilgjengeligheten til miljøgifter som lekker fra forurensede masser / avfall vil kunne være et viktig ledd i en risikovurdering av et gjenvinningstiltak. Les mer om dette i NGI (2018b).

5.8.2 Metoder for måling av biotilgjengelighet av metaller

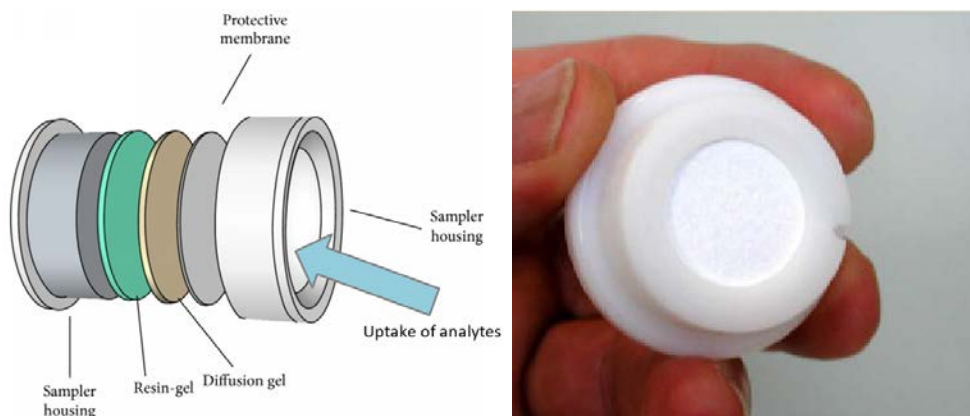
Det finnes flere ulike metoder for å bestemme biotilgjengeligheten til metaller. De kan deles inn i fire hovedgrupper (FFI, 2017):

1. Direkte kjemiske analysemetoder (f.eks. ioneselektive elektroder og ekstraksjoner) (direkte- og potensiell biotilgjengelighet)
2. Passive prøvetakere (direkte- og potensiell biotilgjengelighet)
3. Filtrering og ionebytte (direkte biotilgjengelighet)
4. Teoretiske beregningsmodeller (for eksempel Biotic Ligand Model – BLM) (direkte- og potensiell biotilgjengelighet)

En ioneselektiv elektrode måler innhold av fritt løste metaller i en væskefase. Dette er altså en metode for å måle direkte biotilgjengelighet. Den ioneselektive elektroden er spesifikk for hvert metall, noe som betyr at en trenger én elektrode for hvert metall som ønskes målt. Prinsippet for metoden er at elektroden er fylt av en løsning av ionet en ønsker å måle. Den resulterende spenningen mellom ionen i væskefasen og inne i elektroden måles så relativt til en referanseelektrode. Per i dag finnes det kun kommersielle elektroder for et lite utvalg metaller (f.eks. Ca, Na, K, Pb og Cu). Disse har relativt høye deteksjonsgrenser og er utsatt for matriseinterferens fra andre metaller som begrenser bruksområdet (FFI, 2017).

Gjennom ulike ekstraksjonsmetoder kan en frigjøre metaller som er bundet til forskjellige deler av prøvematriksen. Slike ekstraksjoner kan benyttes til å måle andelen metaller som vil være tilgjengelige for opptak under spesifikke forhold, altså et uttrykk for potensiell biotilgjengelighet. Flere aktuelle ekstraksjonsmetoder er beskrevet i kapittel 5.5. Ett eksempel på dette er å ekstrahere metaller bundet til organisk materiale som potensielt vil kunne frigjøres over tid hvis det organiske materialet brytes ned under oksiske forhold. Det påpekes at disse metodene er operasjonelt betingede (avhengig av metode).

Det finnes en rekke ulike passive prøvetakere som for eksempel *Diffusive Gradients in Thin Films* (DGT) (se Figur 26), *porewater peepers*, *Chemcatcher*, og *Sorbisense*. Peijnenburg et al (2014) beskriver flere av disse samt fordeler og ulemper for bruk. For info om *Sorbisense* se de Jonge et al. (2005).



Figur 26 Prinsippskisse for DGT adaptert fra Knutsson et al. (2014) (t.v.). Foto av DGT (Foto: NGI) (t.h.).

Passive prøvetakere vil under de aller fleste omstendigheter måle konsentrasjoner av fritt løste metaller og i vann og porevann, som samsvarer med direkte biotilgjengelighet. Majoriteten av disse prøvetakerne av typen *infinite sink*, som betyr at prøvetakeren akkumulerer en analytt over hele prøvetakingsperioden med en spesifikk opptaksrate. Dersom en benytter en *infinite sink* prøvetaker i porevann er det mulig at prøvetakeren tømmer omkringliggende vann for analytten (depletive sampler) slik at det frigjøres mer analytt fra den faste fasen. I så tilfelle måler passive prøvetakeren en potensiell biotilgjengelighet som er avhengig av varigheten til prøvetakingsperioden (Reichenberg & Mayer, 2005). Noen typer passive prøvetakere, som for eksempel Sorbisense, måler en totalkonsentrasjon i vann. Et slikt resultat representerer ikke direkte biotilgjengelighet, men heller en form for potensiell biotilgjengelighet.

Filtrering kan benyttes til å skille ut visse fraksjoner av metaller i vann. For eksempel definerer en fraksjonen som passerer et filter med 0,45 µm porestørrelse å representere løste metaller i vann. Dette inkluderer imidlertid både den fritt løste-, den kolloidebunne- og den komplekserte fraksjonen, og dermed ikke direkte biotilgjengelighet. Det finnes videre ulike ultrafiltreringsteknikker som kan skille ut større, løste komplekser, men uten bruk av en ionebytter er det ikke mulig å isolere den fritt løste fraksjonen gjennom filtrering. En ionebytter inneholder et materiale som sterkt kompleksbinder fritt løste kationer eller anioner (FFI, 2017). Ved å kombinere filtrering med ionebytte er det mulig å måle en fritt løst fraksjon som representerer en direkte biotilgjengelighet. Dette forutsetter imidlertid at ionebytteren som benyttes ikke binder analytten så sterkt at den frigjør og binder kompleksbunne metaller. I så tilfelle måles heller en form for potensiell biotilgjengelighet.

Biotic Ligand Model (BLM) er en metode for å modellere fraksjonene av metaller i vann under naturlige forhold, som har som mål å beskrive metallenes potensial for opptak og toksisitet. Modellen benytter geokjemiske likevektsprinsipper til å beregne konsentrasjonen av ioner og ionekomplekser som representerer den biotilgjengelige andelen. Den

biotilgjengelige andelen regnes om til en resulterende dose som relateres videre til en toksisitetsvurdering (FFI, 2017). Den biotilgjengelige andelen som modelleres tilsvarer den fritt løste konsentrasjonen av metallet og metallkomplekser, og dermed en direkte biotilgjengelighet. Det er imidlertid mulig å modellere ulike forhold som representerer forandring over tid, f.eks. høyere/lavere pH, noe som heller vil gi en vurdering av potensiell biotilgjengelighet. I tillegg til å beregne biotilgjengelighet tar denne metoden skrittet videre og gjør en toksisitetsvurdering. Dette er nyttig ettersom målet med å vurdere biotilgjengelighet ofte er å kunne si noe om reell eksponering og dermed toksisitet. Det må imidlertid bemerkes at gode modellberegninger er avhengige av gode inngangsdata. De geokjemiske likevektsberegningene som gjøres påvirkes av en rekke ulike parametere, så for at disse beregningene skal bli reelle må helst et bredt utvalg kjemiske bakgrunnsdata foreligge.

5.8.3 Metoder for måling av biotilgjengelighet av organiske forbindelser

Det finnes en rekke ulike metoder for å bestemme biotilgjengeligheten til organiske forbindelser. De kan deles inn i to hovedgrupper:

1. Ekstraksjonsmetoder (potensiell biotilgjengelighet)
2. Passive prøvetakere (direkte biotilgjengelighet)

Felles for ekstraksjonsmetodene er at de alle måler en potensiell biotilgjengelighet som er operasjonelt definert. Videre er disse metodene hovedsakelig benyttet for hydrofobe organiske forbindelser. Hydrofob/hydrofil defineres av en verdi av fordelingskoeffisienten mellom vann og organisk karbon (K_{oc}) som er høyere eller lavere enn overgangssonen mellom 1000 og 10 000 (Swartzenbach et al., 2017).

Ekstraksjon med et mildt løsemiddel (mild solvent extraction) er en metode som lenge har vært i bruk. Typisk benyttes da et polart organisk løsemiddel alene eller sammen med vann. Løsemiddel og prøve blandes, den organiske fasen skilles av og analyseres for hydrofobe organiske forbindelser. Begrensninger for denne metoden er imidlertid at løsemiddelet må være spesifikt tilpasset matrise (f.eks. jordart) og forbindelse som ønskes målt (Cui et al., 2013). Resultatet er dermed at hver enkel tilnærming måler en egen form for potensiell biotilgjengelighet som ikke det er mulig å sammenligne på tvers av eller med kvalitetsstandarder for vann.

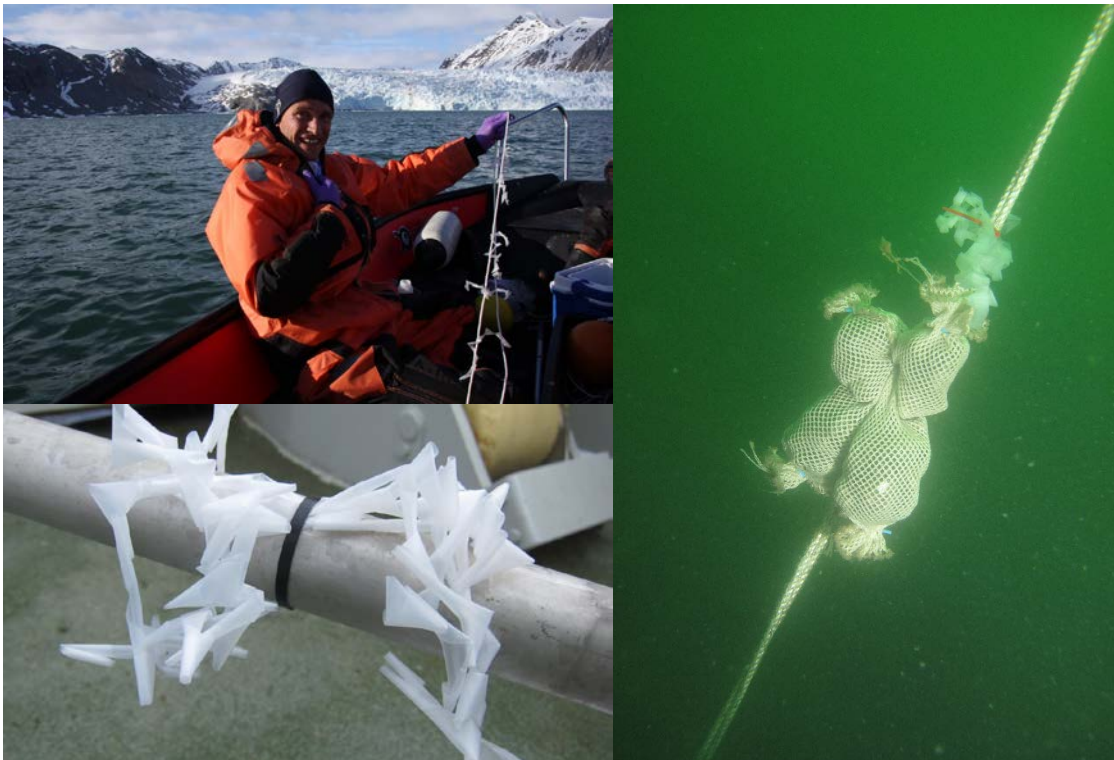
Ekstraksjon med en Tenax-sorbent er en annen mye benyttet metode til å måle potensiell biotilgjengelighet. Tenax sorbenten har høy affinitet for hydrofobe organiske miljøgifter og vil akkumulere disse med spesifikke opptaksrater (Cornelissen et al., 1997). Akkumuleringen i Tenaxmaterialet er så sterk at forbindelser som er reversibelt bundet i den faste fasen over tid frigjøres og tas opp. Dersom en blander Tenaxperler i en sedimentslurry vil en kunne med ulik eksponeringstid måle hydrofobe organiske miljøgifter som i ulik grad er bundet til sedimentet, altså ulike grader av potensiell biotilgjengelighet (Cui et al., 2013). Ettersom dette er en standardisert tilnærming er det mulig å sammenligne resultater for målinger som har blitt gjort med denne metoden, men det

er imidlertid ikke riktig å sammenligne resultater fra Tenax-ekstraksjon med grenseverdier for biotilgjengelig andel i vann.

Det finnes en rekke ulike passive prøvetakere for organiske miljøgifter. Under de fleste forhold måler passive prøvetakere en fritt løst konsentrasjon og er derfor et mål for direkte biotilgjengelighet. Det skilles mellom passive prøvetakere til å måle hydrofobe og hydrofile organiske miljøgifter. Lydy et al (2014) gir en god oversikt over ulike typer passive prøvetakere for organiske miljøgifter, samt fordeler og ulemper.

Hydrofobe organiske miljøgifter, som for eksempel polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenylar (PCB) og dioksiner, kan måles med en polymerbasert prøvetaker, som for eksempel polyoxymetylen (POM) (se Figur 27) og polyetylen (PE), eller med en silikonbasert prøvetaker. Disse prøvetakerne er såkalte likevektsprøvetakere, hvor analytten absorberes i prøvetakeren inntil likevekt mellom vannfasen og prøvetakeren er oppnådd. Likevektsprøvetakere måler en fritt løst konsentrasjon som er et mål for direkte biotilgjengelighet. Bruk av slike prøvetakere forutsetter at fordelingskoeffisienten mellom vann og prøvetakeren ved likevekt er kjent for den aktuelle analytten ($K_{\text{passiv prøvetaker}}$) og at likevekt oppnås i løpet av prøvetakingstiden. Dersom en ikke kjenner til hvor lang tid som kreves for å oppnå likevekt, må det dokumenteres eksperimentelt at prøvetakeren har oppnådd likevekt ved endt prøvetakingstid. Ved å bestemme konsentrasjonen i prøvetakeren ($C_{\text{passiv prøvetaker}}$) kan fritt løst konsentrasjon i vann beregnes med følgende likning:

$$C_{\text{vann}} = \frac{C_{\text{passiv prøvetaker}}}{K_{\text{passiv prøvetaker}}} \quad (4)$$



Figur 27 Polyoxymetylen (POM) for passiv prøvetaking av PAH og PCB (Foto: NGI)

Passive prøvetakere for polare, organiske forbindelser er mindre brukt og i stor grad fortsatt under utvikling, men per dags dato finnes det ulike alternativer som for eksempel SPMD, Chemcatcher, POCIS (Hale et al., 2016) og Sorbisense (de Jonge et al., 2005). I likhet med prøvetakerne for metaller er flere av disse såkalte "infinite sink" prøvetakere. Opptaksraten i disse prøvetakerne påvirkes av den stedsspesifikke vannkjemien, og de må derfor kalibreres for lokale forhold, noe som kompliserer rutinemessig bruk. Generelt gjelder det at for sterkt polare forbindelser er det en utfordring å finne et prøvetakingsmateriale som er polart nok til å akkumulere de aktuelle forbindelsene i vann, som i seg selv er et sterkt polart løsemiddel.

6 Oppsummerende prosedyrer for testing

Testene beskrevet i denne rapporten kan benyttes til å beskrive et vidt spekter av materialegenskaper. Enkelte egenskaper er relevante i alle tilfeller, mens en rekke andre egenskaper er kun relevante i spesifikke tilfeller. Utvalget av tester må derfor tilpasses hvert enkelt gjenvinningsformål og materiale som ønskes brukt.

Under følger noen eksempler som gir en oversikt over spesifikke tester som kan gjøres i forbindelse med gjenvinning (Figur 29). For masser som skal benyttes til spesielle formål som sorbenter eller nøytraliseringsmateriale forutsettes det at forurensningsgrad ikke er et problem.



Figur 28 Eksempler på spesifikke tester som kan gjøres på masser som skal benyttes til et utvalg gjenvinningsformål.

For betong finnes det spesifikke retningslinjer for testing i forbindelse med gjenvinning (se kapittel 2.5). Dersom betongen inneholder forurensning som overskrider gitte grenseverdier kan det imidlertid gjøres en risikovurdering hvor potensialet for spredning og miljøbelastning vurderes. I et slikt tilfelle vil et utvidet geokjemisk testprogram være relevant.

Testprogram for materialer som ønskes nyttiggjort som tilslag i betong og asfalt er også beskrevet i eget regelverk (se kapittel 2.7).

Testing av masser som skal nyttiggjøres til tildekking av forurensede sedimenter er detaljert beskrevet i veileder M-411 (MDir, 2017, se også kapittel 2.6). Veilederen fokuserer kun på miljørisiko. Geoteknisk testing av materialets egnethet forutsettes gjort i forbindelse med prosjektering av tildekkingslag.

7 Referanser

AASHTO T 224 2010: Standard Method of Test for Correction for Coarse Particles in the Soil Compaction test.

AASHTO T 99 2018: Standard Method of Test for Moisture–Density Relations of Soils Using a 2.5-kg (5.5-lb) Rammer and a 305-mm (12-in.) Drop.

Aubertin, M. et al. (1999): Etude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II, Essais en place. Rapport de Recherche, Projet CDT P1899. NEDEM/MEND 2.22.2c.

Aubertin, M. et al. (1997): Etude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Canadian Mine Environment Neutral Drainage, MEND Report 2.22.2b

Aubertin, M. et al. (1995): Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Ecole Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a.

ASTM D5918-96 (2001) Standard Test Methods for Frost Heave and Thaw Weakening Susceptibility of Soils

ASTM D6009-12 Standard Guide for Sampling Waste Piles

ASTM D6836-16 Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column, Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge

Avfallsforskriften: Forskrift om begrensning av forurensning. Ikrafttredelse 01.07.2004. Klima- og miljødepartementet.

BS PD CEN/TR 16363: 2012 Characterization of waste. Kinetic testing for assessing acid generation potential of sulfidic waste from extractive industries.

Bussière, B. et al. (2006): Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. CIM Bulletin, 1 (6), 1-11.

CEN/TS 15863: 2012 Characterisation of waste - Leaching behaviour test for basic characterisation - Dynamic monolithic leaching test with periodic leachant renewal, under fixed test conditions.

CEN/TR 15310-3: 2006 Characterization of waste - Sampling of waste materials - Part 3: Guidance on procedures for sub-sampling in the field

CEN/TS 14405 Karakterisering av avfall - Prøving av utlekkingssegenskaper - Oppstrøms kolonneprøving (under spesielle betingelser).

Chamberlain, E. J. (1987): A freeze-thaw test to determine the frost susceptibility of soils. CRREL-SR-87-1

Chapuis, R.P., & Aubertin, M. (2003): On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. Canadian Geotechnical Journal, 40(3): 616-628.

Cornelissen, G. et al. (1997): Desorption kinetics of chlorobenzenes, polycyclic aromatic hydrocarbons, and polychlorinated biphenyls: sediment extraction with Tenax and effects of contact time and solute hydrophobicity. Environmental Toxicology and Chemistry 16, 1351-1357.

- Cui et al. (2013): Methods to assess bioavailability of hydrophobic organic contaminants: Principles, operations and limitations. *Environmental Pollution*, 172, 233-234.
- de Jonge et al. (2005): New Device and Method for Flux-Proportional Sampling of Mobile Solutes in Soil and Groundwater. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (1), 274-282.
- DEC (2009): Draft Guidance on Multi Increment Soil Sampling. Department of Environmental Conservation, State of Alaska.
- DHH (2016): Department of Health, Hawaii. Use of Multi Increment Samples to Characterize DU's. Hentet fra: <http://www.hawaiiidoh.org/tgm.aspx>
- DiBK (2017): Byggeteknisk forskrift (TEK17). Veiledning om tekniske krav til byggverk. Direktoratet for byggkvalitet
- DIN 19528 Leaching of solid materials - Percolation method for the joint examination of the leaching behaviour of inorganic and organic substances.
- EBV (2017): Verordnung über Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technische Bauwerke. WR III 3 – 73103-1/0, Ersatzbaustoff-verordnung (EBV), Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. Datert 2017-02-06.
- Emdal, A. (2014). Introduksjon til geoteknikk. Faggruppe for geoteknikk. NTNU.
- FFI (2017): Metoder for å måle og modellere biotilgjengelighet av ammunisjonsrelaterte metaller i jord og vann i skyte- og øvningsfelt. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) rapport 16/02335-1.
- FMS (2017): Betongveilederen. Prøvetakingsstrategi, regelverk, tolkning av analyseresultater, miljøkartlegging, og søknad om nyttiggjøring av betongavfall. Rapport 00-2017. Forum for miljøkartlegging og –sanering.
- Forurensingsforskriften: forskrift om begrensning av forurensing. Ikrafttredelse 2004-07-01. Klima- og miljødepartementet.
- Förordning (2001:512) om deponering av avfall. Miljö- och energidepartementet, Sverige.
- Gerlach et al. (2002): Gy sampling theory in environmental studies. 1. Assessing soil splitting protocols. *Journal of Chemometrics*, 16: 321-328.
- GRACOS (2003): Guideline for groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites (GRACOS) – Recommendations for the assessment of a potential risk of groundwater pollution originating from soil contaminated in the unsaturated zone. Utgitt av GRACOS-prosjektet, ledet av Prof. Peter Grathwohl ved Eberhard Karls University of Tübingen.
- Gustafson, G. (1986): Geohydrologiska förundersökningar i berg. Bakgrund–metodik–användning. Stiftelsen Bergteknisk Forskning BeFo, 84:1/86, Stockholm
- Hale et al. (2016): The role of passive sampling in monitoring the environmental impacts of produced water discharges from the Norwegian oil and gas industry. *Marine Pollution Bulletin*, 11, 33-40.
- Hansen, R. C. med flere (2016): Laboratory procedures and standards for the NGTS project. NGTS report 20160154-01

Hattaway (2013): Recommended Guidelines for the Use and Application of the Leaching Environmental Assessment Framework (LEAF) for Coal Combustion Residuals.

Hawthorne, S. B., Miller, D. J. & Grabanski, C. B. (2009). Measuring Low Picogram Per Liter Concentrations of Freely Dissolved Polychlorinated Biphenyls in Sediment Pore Water Using Passive Sampling with Polyoxymethylene. *Anal. Chem.*, 81, 9472–9480

Hazen, A. (1911): Discussion of dams on sand foundations, Transactions, American Society of Civil Engineers, 73: 199–203.

Houba et al. (2008): Soil analysis procedures using 0.01 M calcium chloride as extraction agent. Communications in Soil Science and Plant Analysis. Volume 31, 200 – Issue 9-10, 1299-1396.

ISO 20236: 2018 Water quality — Determination of total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC), total bound nitrogen (TNb) and dissolved bound nitrogen (DNb) after high temperature catalytic oxidative combustion.

ISO 17892-12: 2018 Geotechnical investigation and testing — Laboratory testing of soil — Part 12: Determination of liquid and plastic limits.

ISO/TS 17892-11: 2004 Geotechnical investigation and testing — Laboratory testing of soil — Part 11: Determination of permeability by constant and falling head.

ISO 17892-3: 2015 Geotechnical investigation and testing – Laboratory testing of soil – Part 3: Determination of particle density

ISO 17892-1: 2014 Geotechnical investigation and testing - Laboratory testing of soil - Part 1: Determination of water content

ISO 12782-1: 2012 Soil quality - Parameters for geochemical modelling of leaching and speciation of constituents in soils and materials - Part 1: Extraction of amorphous iron oxides and hydroxides with ascorbic acid.

ISO 12782-2: 2012 Soil quality - Parameters for geochemical modelling of leaching and speciation of constituents in soils and materials - Part 2: Extraction of crystalline iron oxides and hydroxides with dithionite.

ISO 12782-3: 2012 Soil quality - Parameters for geochemical modelling of leaching and speciation of constituents in soils and materials - Part 3: Extraction of aluminium oxides and hydroxides with ammonium oxalate/oxalic acid.

ISO 12782-4: 2012 Soil quality - Parameters for geochemical modelling of leaching and speciation of constituents in soils and materials - Part 4: Extraction of humic substances from solid samples.

ISO 10694: 1995 Soil quality — Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis)

ISO 3310-1:2016 Test sieves - Technical requirements and testing - Part 1: Test sieves of metal wire cloth.

ISO 3310-2:2013 Test sieves - Technical requirements and testing - Part 2: Test sieves of perforated metal plate.

Jonker, M. T. et al. (2018). Advancing the Use of Passive Sampling in Risk Assessment and Management of Sediments Contaminated with Hydrophobic Organic Chemicals: Results of an International Ex Situ Passive Sampling Interlaboratory Comparison. *Environ. Sci. Technol.*

Knutsson et al. (2014): Estimation of Pore Water Concentrations from DGT Profiles: A Modelling Approach. *Aquatic Geochemistry*, 5(4), 337-355.

Kristensen, E. (2017): Nyttiggjøring og gjenbruk av kalk-/sementstabilisert leire I deponier. Masteroppgave, Institutt for bygg- og miljøteknikk, NTNU. Datert juni, 2017.

LANUV (2010): Langzeitbeständigkeit mineralischer Deponieabdichtungen. LANUV-Fachbericht 25, Recklinghausen 2010. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV).

Lydy et al. (2014): Passive sampling methods for contaminated sediments: State of the science for organic contaminants. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10 (2): 167-178.

MDir (2017): Veileder M411/2015. Testprogram for tildekkingsmasser. Forurenset sjøbunn. Oppdatert pr. august 2017. Miljødirektoratet.

MDir (2016): Veileder M409/2016. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment.

MDir (2015a): Rapport M385/2015. Deponering av syredannende bergarter. grunnlag for veileder. NGI-rapport 20140693-01-R, datert 2015-05-12.

MDir (2015b): Veileder M310/2015. Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter. NGI-rapport 20120842-01-R, datert 2015-02-09.

MDir (2013): Faktaark M-14/2013, Disponering av betong- og teglavfall. Miljødirektoratet.

MEND (1991): Acid Rock Drainage Prediction Manual. MEND Project 1.16.1b, March 1991. Department of Energy, Mines and Resources, Canada.

Morin, N., Arp, H. P. & Hale, S. (2015). Bisphenol A in Solid Waste Materials, Leachate Water, Air Particles from Norwegian Waste-Handling Facilities: Presence and Partitioning Behavior. *Environ. Sci. Technol.*, 49 (13), pp 7675–7683.

Moum, J. (1965): Falling drop used for grain-size analysis of fine-grained materials. *Sedimentology*, 5(4), 343-347.

NGF (2011): Veiledning for symboler og definisjoner I geoteknikk. Identifisering og klassifisering av jord. Melding nr. 2. Utgitt 1982. Revidert 2011. Norsk Geoteknisk Forening.

NGI (2018a): Barrierer som hindrer nyttiggjøring. NGI-rapport 20160794-03, datert 2018-09-28

NGI (2018b): Eksisterende verktøy for risikovurdering av avfall og forurensete masser. NGI-rapport 20160794-09-R, datert 2019-02-25.

NGI (2018c): Utlekking av treverdige og seksverdige krom fra betong. NGI-notat 20180207-01TN, datert 2018-10-03.

NGI (2016): Frostnedtrengning i kalkstein, teknisk notat 20110171-45-TN, 16.07.2016.

NS 8016: 1988 Geoteknisk prøving - Laboratoriemetoder - Bestemmelse av udrenert skjærstyrke ved enaksial trykkprøving.

NS 8015: 1988 Geoteknisk prøving - Laboratoriemetoder - Bestemmelse av udrenert skjærstyrke ved konusprøving (tilbaketrukket).

NS 8005: 1990 Geoteknisk prøving - Laboratoriemetoder - Kornfordelingsanalyse av jordprøver.

NS 8004: 1982 Geoteknisk prøving - Laboratoriemetoder – Svinggrensen.

NS 8003: 1982 Geoteknisk prøving - Laboratoriemetoder – Plastisitetsgrensen.

NS 8002: 1982 Geoteknisk prøving - Laboratoriemetoder – Konusflytegrensen.

NS 8001: 1982 Geoteknisk prøving - Laboratoriemetoder – Støtflytegrensen.

NS-EN ISO 22475-1: 2006 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Prøvetakingsmetoder og grunnvannsmålinger - Del 1: Tekniske utførelsesprinsipper.

NS-EN ISO 17892-9: 2018 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Laboratorieprøving av jord - Del 9: Konsolidert treaksial trykkprøving av mettet jord.

NS-EN ISO 17892-8: 2018 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Laboratorieprøving av jord - Del 8: Ukonsolidert udrenert treaksialprøving.

NS-EN ISO 17892-7: 2018 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Laboratorieprøving av jord - Del 7: Enaksial trykkprøving.

NS-EN ISO 17892-6: 2017 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Laboratorieprøving av jord - Del 6: Konusprøving.

NS-EN ISO 17892-4: 2016 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Laboratorieprøving av jord - Del 4: Bestemmelse av kornstørrelsesfordeling.

NS-EN 15935: 2012 Slam, behandlet organisk avfall, jord og avfall - Bestemmelse av glødetap.

NS-EN 14899: 2005 Karakterisering av avfall - Prøvetaking av avfall - Rammeverk for utarbeiding og bruk av en prøvetakingsplan.

NS-EN ISO 14688-1: 2018 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Identifisering og klassifisering av jord - Del 1: Identifisering og beskrivelse.

NS-EN ISO 14688-2: 2018 Geotekniske felt- og laboratorieundersøkelser - Identifisering og klassifisering av jord - Del 2: Klassifiseringsprinsipper.

NS-EN 13108-serien for asfalt (ti delstandarder i 2006-utgaven).

NS-EN 13055: 2016 Lett tilslag.

NS-EN 13043: 2002+NA: 2008 Tilslag for bituminøse masser og overflatebehandlinger for veger, flyplasser og andre trafikkarealer.

NS-EN 12620: 2002 + A1: 2008 + NA: 2016 Tilslag for betong.

NS-EN 12457-2: 2002 Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam - Del 2: Ettrinnspartiprøving ved et væske/faststofforhold på 10 l/kg med partikkelstørrelse under 4 mm (med eller uten størrelsesreduksjon).

NS-EN 1997-1 Eurokode 7: Geoteknisk prosjektering.

NS-EN 1990: Grunnlag for prosjektering av konstruksjoner.

NS-EN 1097-1: 2011 Prøvningsmetoder for mekaniske og fysiske egenskaper for tilslag - Del 1: Bestemmelse av motstand mot slitasje (micro-Deval).

NS-EN 1097-2: 2010 Prøvningsmetoder for mekaniske og fysiske egenskaper for tilslag - Del 2: Metoder for bestemmelse av motstand mot knusing.

NS-EN 932-1: 1996 Prøvningsmetoder for generelle egenskaper for tilslag - Del 1: Metoder for prøvetaking.

NS-EN 932-2: 1999 Prøvningsmetoder for generelle egenskaper for tilslag - Del 2: Metoder for deling av laboratorieprøver.

NS-ISO 10381-5: 2005 Jordkvalitet - Prøvetaking - Del 5: Veiledning for fremgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokaliteter.

NT ENVIR 003 – Solid waste, granular inorganic material: Availability test.

OECD (2016): Guidance on the incorporation of bioavailability concepts for assessing the chemical ecological risk and/or environmental threshold values of metals and inorganic metal compounds. Series on Testing & Assessment. No. 259. ENV/JM/MONO (2016)66.

Peijnenburg et al. (2014): Passive sampling methods for contaminated sediments: State of the science for metals. Integrated Environmental Assessment and Management, 10 (2): 179-196.

Pitard, F. F. (1993): Pierre Gy's Sampling Theory and Sampling Practice: Heterogeneity, Sampling Correctness, and Statistical Process Control. CRC Press, 2nd edition.

SGI (2016): Schaktmassor – klassifisering föredling och användning. Optimass Vägledning, version 15. april, 2016. SGI 15103, 15379.

SFT (2003): TA-1951/2003. Veileder til deponiforskriften. Statens forurensingstilsyn.

SFT (1999a): Veiledning 99:01a. Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. Statens forurensingstilsyn.

SFT (1999b): Bruk av utlekkings tester for klassifisering av avfall og forurenset masse. Krav til dokumentasjon og testing. Veileder nr. 99:03. TA-1644/99.

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

SVV (2018b): Håndbok R211 – Feltundersøkelser. Statens vegvesen.

SVV (2016): Håndbok R210 – Laboratorieundersøkelser. Statens vegvesen.

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

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

SVV (2014c): Håndbok V222 – Geoteknisk felthåndbok – råd og metodebeskrivelser. Statens vegvesen.

SVV (2014d): Håndbok V220 – Geoteknikk i vegbygging. Statens vegvesen.

Tessier et al. (1979): Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. Analytical Chemistry, 51(7), 844-851.

SW-846 USEPA: The SW-846 Compendium – Hazardous Waste Test Methods. Hentet fra: <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium>

Schwarzenback et al. (2017): Environmental Organic Chemistry. John Wiley & Sons, 3rd edition.

Van der Sloot & Kosson D. S. (2010): Leaching assessment methodologies for disposal and use of bauxite residues. Alumina Technology Roadmap – Bauxite Residue Research. Project 4.3: Evaluation of a risk-based by-product assessment methodology.

Van Der Sloot et al. (1984): A standard leaching test for combustion residues. SOSUV report BEOP-31. Netherlands Energy Research Foundation, Petten.

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Identifisering og karakterisering av overskuddsmasse		Dokumentnr./Document no. 20160794-02-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Oppdragsgiver/Client NGI	Dato/Date 2019-02-27
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ Proprietary rights to the document according to contract NGI		Rev.nr.&dato/Rev.no.&date 0 /
Distribusjon/Distribution BEGRENSET: Distribueres til oppdragsgiver og er tilgjengelig for NGIs ansatte / LIMITED: Distributed to client and available for NGI employees		
Emneord/Keywords nyttiggjøring, gjenvinning overskuddsmasse, restprodukt,		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality	Feltnavn/Field name
Sted/Location	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, bloknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: Øst: Nord:	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns- kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter- disciplinary review by:
0	Originaldokument	2019-02-27 Erlend Sørmo	2019-02-27 Gudny Okkenhaug	2018-10-26 Gijs Breedveld	
		2018-06-27 Sarah Hale	2018-10-02 Jenny Langford	2018-10-29 Pasquale Carotenuto	
		2018-11-01 Christian Strømme Ofstad			

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 27. februar 2019	Prosjektleder/Project Manager Gudny Okkenhaug
--	--------------------------------------	---

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

