



**Vurdering av
spredningsfare for
forurensning ved ombruk
og gjenvinning av masser**

April, 2025



Senter for
forskningsdrevet
innovasjon

Vurdering av spredningsfare for forurensning ved ombruk og gjenvinning av masser

earthresQue Report no. 13

ISBN: 978-82-575-2994-9

RCN project 310042

Illustration front cover, header and end page: earthresQue

Publisher: NMBU – Norwegian University of Life Sciences

earthresQue,

Rescue of earth materials and wastes in the circular economy,

Centre for Research-based Innovation

www.earthresQue.no

www.earthresQue.com

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autenticiteten 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 endres uten samtykke fra earthresQue.

Rapportbeskrivelse

Rapporttittel:	Vurdering av spredningsfare for forurensning ved ombruk og gjenvinning av masser
earthresQue report no.:	13
ISBN:	978-82-575-2994-9
Dato:	2024-08-16
Rev.nr./ Rev.dato:	0 /
Utarbeidet av:	Andreas Botnen Smebye, NGI; Gudny Okkenhaug, NGI; Thomas Henriksen, AF Decom; Andreas Olaus Harstad, Skanska

Forskning



Privat sektor



Offentlig sektor



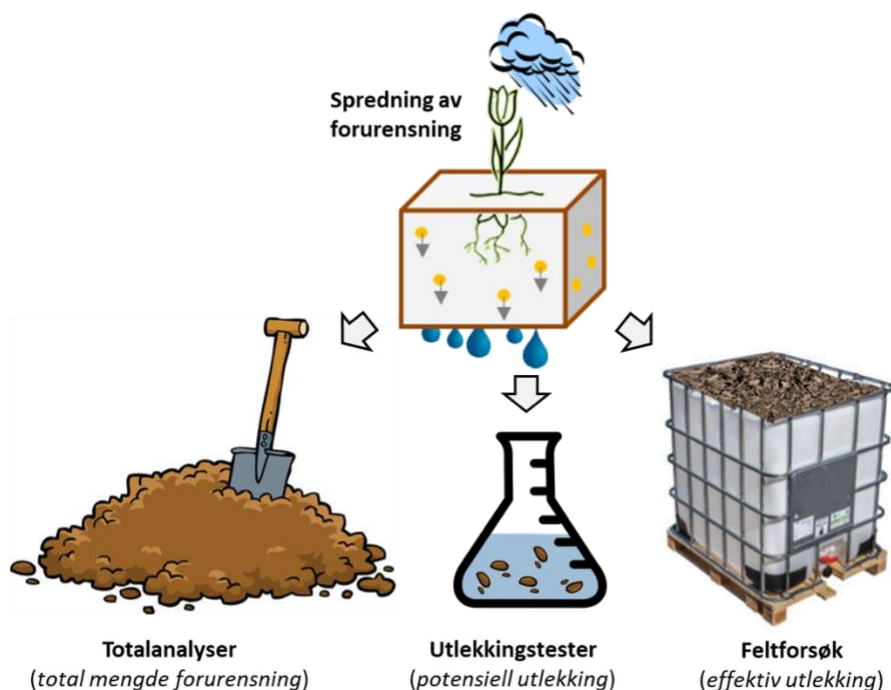
Sammendrag

Foreliggende studie skal gi relevante erfaringer og kunnskap om hvordan man kan vurdere spredningsfare og kvantifisere miljøgevinster ved ombruk og gjenvinning av masser. Spredningsfaren for forurensning i ulike masseflyt i bygg- og anleggsprosjekter er derfor vurdert og sammenliknet med totalanalyser, utlekkings tester i lab og faktisk utlekking observert i felttester. En slik sammenlikning gir innsikt i hvilke spredningsmekanismer som bør undersøkes og hvordan de kan tallfestes for å sikre dokumentasjon for ombruk og gjenvinning av masser. Studien er utført i samarbeid mellom earthresQue partnerne; Skanska, AF Decom, NMBU og NGI, og EU-prosjektet GeoRes (Geomaterials: from waste to resource).

Rapporten kan oppsummeres med tre hovedfunn:

- Standardverdier gitt i Miljødirektoratets spredningsveileder for forurenset grunn, gir ikke nødvendigvis en konservativ tilnærming dersom forutsetningene ikke beskriver materialet eller bindingen av forurensning overestimeres.
- Ristetester fanger ikke nødvendigvis spredningen fra materialer som forandres under påvirkning fra omgivelsene (eksempelvis bearbeiding eller forvitring).
- Kolloidal transport kan være betydelig og kan beskrives ved hjelp av Miljødirektoratets spredningsmodell dersom den kalibreres med stedspesifikke data.

Grafisk sammendrag



Ulike tilnærminger benyttes for å vurdere fare for spredning av forurensning, gjennom henholdsvis vurdering av totalanalyser (som blant annet kan brukes i spredningsvurderinger med standardverdier), kartlegging av potensiell utlekking ved utlekkings tester i laboratorium (for eksempel ristetester), eller ved feltforsøk under naturlige forhold.

Innhold

1	Innledning.....	5
1.1	Masseflyten i bygg- og anleggsprosjekter	7
1.2	Barrierer for nyttiggjøring.....	6
1.3	Studiens målsetting	6
2	Material og metode.....	7
2.1	Materialer	7
2.1.1	Masser fra anlegg for ombruk	8
2.1.2	Gjenvunnet masser	9
2.1.3	Pukkverks masser	9
2.2	Utelekkingsforsøk i lab	9
2.3	Felttester under naturlige forhold.....	9
2.4	Kjemiske analyser og siktekurver	10
2.5	Dataanalyse og spredningsvurderinger	11
3	Resultater	12
3.1	Vurdering av forurensningspotensial fra totalanalyser	12
3.2	Utelekkingspotensialet bestemt ved ristetest	14
3.3	Effektiv utlekking observert i feltforsøk.....	16
3.4	Sammenlikning av ulike metodikk for å vurdere spredningsfare	20
4	Konklusjon.....	23
5	Referanser.....	23

Vedlegg

Vedlegg A	Hydrogeologiske beregninger
Vedlegg B	Supplerende resultater fra ristetester og feltforsøk

1 Innledning

1.1 Masseflyten i bygg- og anleggsprosjekter

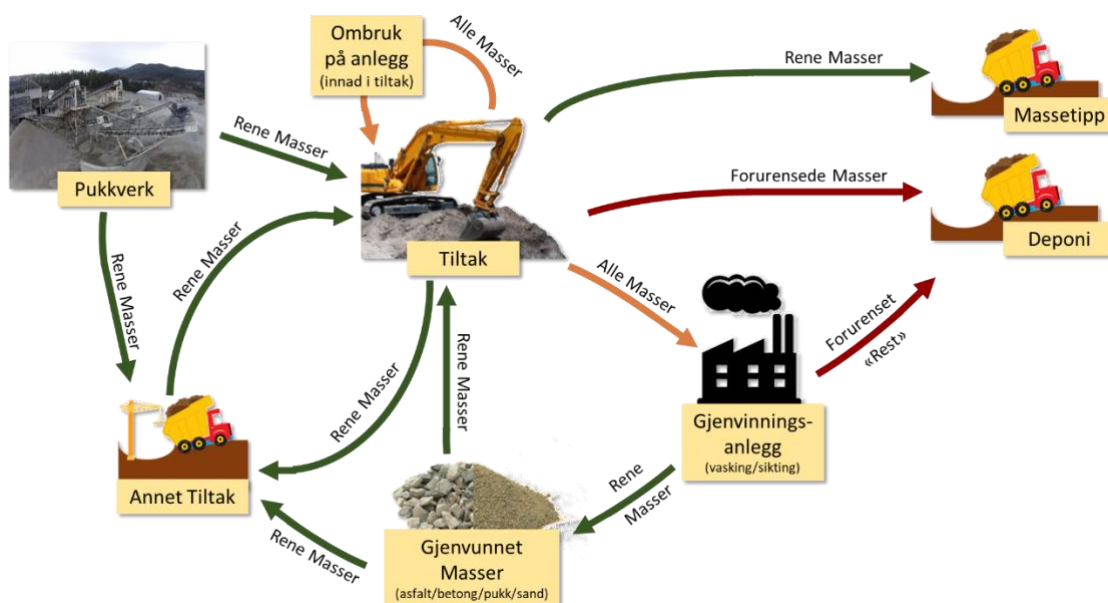
Forurenset jord er en av de største avfallsstrømmene til norske deponier. Håndteringen av forurenset jord har stor påvirkning på både økonomi og miljøbelastningen i spesielt bygg- og anleggsprosjekter. Deponering av forurensede masser vil redusere eksponering og spredning av miljøgifter, men arealendringer ved deponietableringer, gravearbeider og transport av forurenset jord medfører samtidig en belastning på klima og miljø.

Sikting og vasking (fraksjonering) av forurenset jord er en behandlingsmetode som kan redusere økonomiske kostnader og belastningen på miljøet ved å oppkonsentrere forurensning i finfraksjoner. Disse finfraksjonene kan håndteres separat fra de andre grovere siktefraksjonene som har potensial for nyttiggjøring. Typiske bruksområder for disse siktefraksjonene er byggeråstoff (pukk, sand), tilslag i produkter (betong, asfalt), barriermaterialer (tettesjikt ved deponier etc.) og landskapselementer (voller, figur 1).



Figur 1 Fraksjoner fra sikting og vasking av forurenset masse kan nyttiggjøres til ulike formål

Figur 2 gir en overordnet beskrivelse av masseflyten av både forurensede og ikke-forurensede masser i bygg og anleggsprosjekter.



Figur 2 Skisse som viser masseflyten for forurensede og ikke-forurensede masser i bygge og anleggsprosjekt. Illustrasjon: NGI

Masser fra tiltaket kan enten

- Gjenvinnes/ombrukes innenfor tiltaket (forurensede og ikke-forurensede masser)
- Leveres til godkjent deponi (forurensede masser) eller massetipp (ikke-forurensede masser)
- Leveres til gjenvinningsanlegg

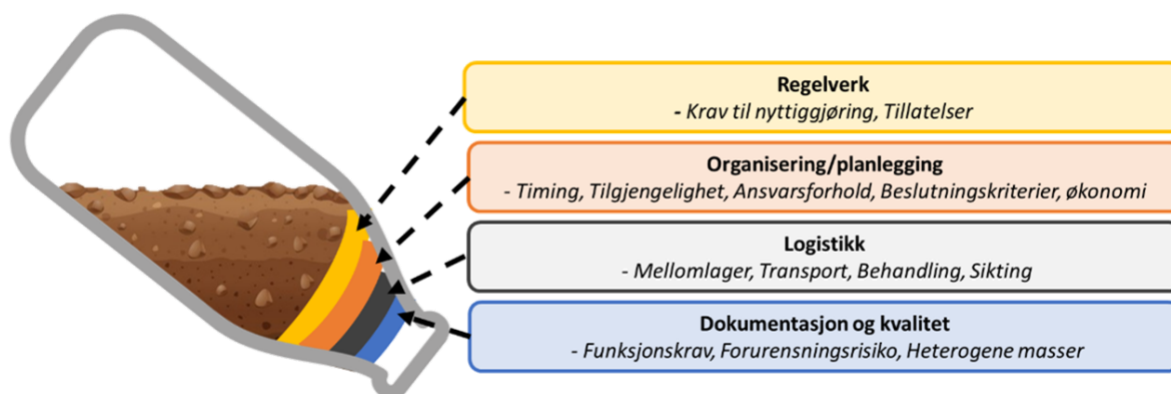
Nye masser inn i tiltaket kan leveres enten fra

- pukkverk (jomfruelige masser)
- gjenvinningsanlegg for masser
- andre tiltak

En generell målsetning med arbeidet i SFI-earthresQue er å innhente kunnskap som kan benyttes til å tilfredsstille miljømyndighetenes krav til nyttiggjøring, samt utarbeide produktspesifikasjon for mottakere av slike masser.

1.2 Barrierer for nyttiggjøring

Barrierer for nyttiggjøring omtales gjerne som "flaskehalser" hvorav de viktigste for nyttiggjøring av forurenset jord er regelverk, organisering/planlegging, logistikk, miljørisiko og dokumentasjon og kvalitet (Figur 3). I denne sammenheng benyttes begrepet kvalitet både med tanke på forurensningsgrad og mekaniske/geotekniske egenskaper. Alle disse flaskehalsene påvirker sikting av letter forurenset jord, men fokuset i denne studien vil være rettet mot hvordan man håndterer forurensningsrisiko i ulike siktefraksjoner (dokumentasjon og kvalitet).

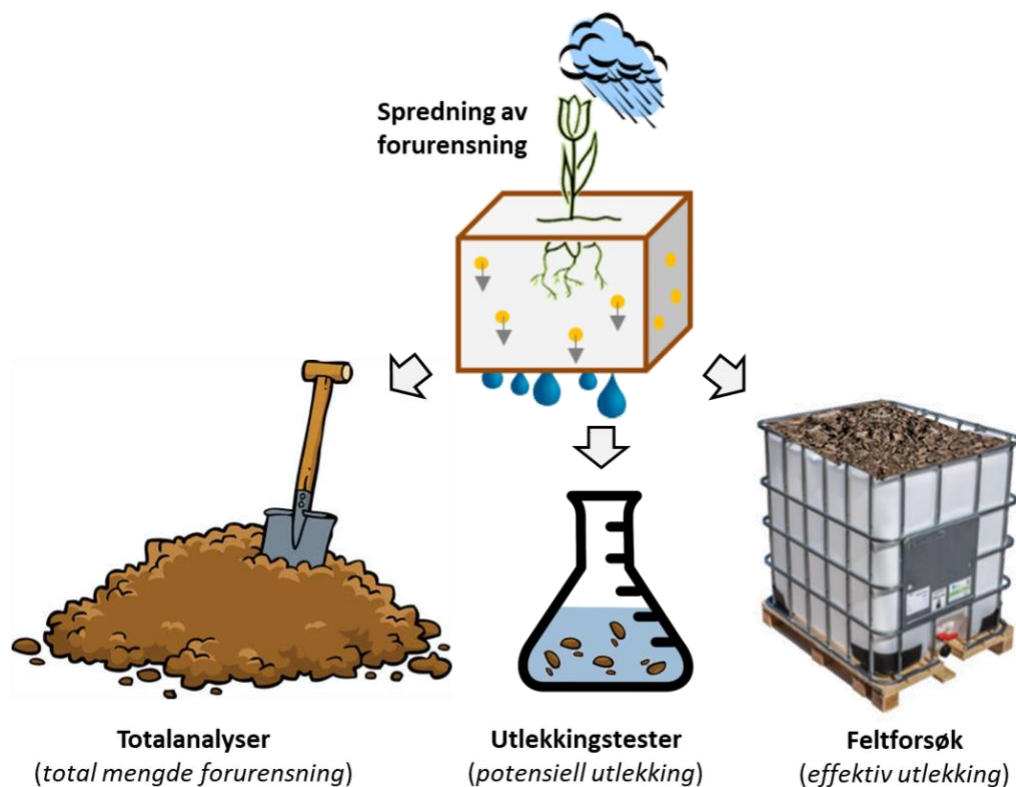


Figur 3 Oversikt over mulige barrierer (flaskehalser) i forbindelse med gjenvinning og nyttiggjøring av overskuddsmasser

1.3 Studiens målsetting

Denne studien skal gi relevante erfaringer og kunnskap om hvordan man kan vurdere spredningsfare ved ombruk og gjenvinning av masser. Spredningsfaren for forurensning i ulike masseflyter i bygg- og anleggsprosjekter er derfor vurdert og sammenliknet med totalanalyser, utlekkings tester i lab og faktisk utlekkings observer i felttester (Figur 4). En slik sammenlikning

gir innsikt i hvilke spredningsmekanismer som bør undersøkes og hvordan de kan tallfestes for å sikre dokumentasjon for ombruk og gjenvinning av masser. Studien er utført i samarbeid mellom earthresQue partnerene; Skanska, AF Decom, NMBU og NGI, og EU-prosjektet GeoRes (Geomaterials: from waste to resource).



Figur 4 Grafisk framstilling av delstudien med testing og dokumentasjon ved hjelp av laboratorie tester og feltforsøk.

2 Material og metode

2.1 Materialer

Det ble benyttet tre ulike typer masse for å representere ulike masseflyter i bygge- og anleggsprosjekter:

- masser fra anlegg for ombruk
- gjenvunnet masse fra vaskeanlegg
- pukkverks masser fra ordinær pukkverksdrift.

Det ble tatt ut en blandprøve av de ulike massetypene i forbindelse med fyllingen av kontainerne som siden ble benyttet for tester og analyser på lab. Dette ble gjort for å sikre sammenliknbare og representative resultater.

2.1.1 Masser fra anlegg for ombruk

For å skaffe representative masser som potensielt kan gjenbrukes på anlegg ble det hentet forurensede masser innfor anleggsområdet for utbyggingen av ny E18 i Oslo og Bærum, Vestkorridoren prosjektet. Forurensningsgraden i de forurensede massene ble bestemt ved analyse av blandprøver i tripliket. Blandprøvetakingen ble utført ved å legge masser fra ti ulike stikk av løsmasser (0 – 0,5 m dybde) fra et område på ca 3 x 3 meter i en kjele som deretter ble splittet for å redusere prøvemengden (coning and quartering method, for detaljer vedrørende kjemiske analyser se senere avsnitt). Tabell 1 gir en oversikt innhold av metaller og organiske miljøgifter, samt total organisk karbon (TOC). Massene er forurenset av metaller (kobber og sink i tilstandsklasse 3) og organiske forurensninger (Sum PAH-16 og benzo(a)pyren i tilstandsklasse 2). Lokalteten for utgravingen var Kveldsrosvingen 4, der det tidligere hadde oppbevart gamle kjøretøy, som også hadde blitt modifisert og vedlikeholdt samme sted.

Tabell 1 Totalanalyser for masser fra lokaliteten der det senere ble hentet ut masser for ombruk på anlegg.

Parameter	Enhet	Prøvetaking av masser for ombruk på anlegg før behandling		
		KB1	KB2	KB3
Arsen (As)	mg/kg	9.05	7.7	7.36
Bly (Pb)	mg/kg	55.7	56.5	59.2
Kadmium (Cd)	mg/kg	1.16	1.1	0.96
Kobber (Cu)	mg/kg	181	239	181
Krom (Cr)	mg/kg	37.9	38.7	30.6
Kvikksølv (Hg)	mg/kg	< 0.2	< 0.2	< 0.2
Nikkel (Ni)	mg/kg	66.6	69.9	53.1
Sink (Zn)	mg/kg	744	514	493
Acenaften	mg/kg	< 0.01	< 0.01	0.011
Acenaftylen	mg/kg	< 0.01	< 0.01	0.022
Sum BTEX	mg/kg	< 0.27	< 0.27	< 0.27
Alifater C10-C12	mg/kg	< 3	< 3	< 3
Alifater C12-C35	mg/kg	11.9	< 6.5	19.3
Benzo(a)pyren	mg/kg	0.127	0.18	0.286
Sum PAH-16	mg/kg	1.62	2.29	4.17
Sum PCB-7	mg/kg	< 0.007	< 0.007	< 0.007
Totalt Organisk Karbon (TOC)	%	1.73	1.98	2.85
Tørrstoff	%	72.1	75.4	72.8

Etter at det var bekreftet at massene ved lokaliteten var forurenset ble de gravd opp og kjørt til tørrsikt på anlegget. Tørrsikten hadde rister (keestrack-maskin) som i praksis ga en finfraksjon på 0 – 16 mm, og en grov fraksjon på 16 – 63 mm (utført 2. juni 2022 av Skanska og Vimas i samarbeid). Ettersom det var mye finstoff igjen i grovfraksjonen etter første runde med sikting, ble grovfraksjonen siktet to ganger.

2.1.2 Gjenvunnet masser

Gjenvunnet maser ble hentet fra AF Decom sitt anlegg på Nes, der de mottar og vasker/fraksjonerer forurensede masser fra hele østlandsområdet. Anlegget tar både imot inerte og ordinære masser. Det ble hentet både en finfraksjon på $63\ \mu\text{m} - 2\ \text{mm}$, og en grov fraksjon på $16 - 90$.

2.1.3 Pukkverks masser

Masser fra pukkverk ble hentet fra Skanskas pukkverksdrift ved anlegget for ny E18 på Bjørum-Skaret parsellen. Berggrunnen i området er av rombeporfyr som gir pukk og liknende med høy kvalitet. Det ble hentet en finfraksjon på $0 - 20\ \text{mm}$ og en grovfraksjon på $20 - 80\ \text{mm}$.

2.2 Utelekkingsforsøk i lab

Utlekkingen i lab ble bestemt ved ristetest i triplikat med væske-fast-stoff-forhold (LS-forhold) på 10 ved miljølabben ved NGI. Prøvematerialet ble veiet inn vått og væskemengden tilsatt for å oppnå ønsket LS-forhold ble deretter justert for tørrstoffinnholdet. Ristetestene ble tilpasset grove massefraksjoner ved å benytte beholdere på 5 liter for prøver av grovfraksjoner og 2 liter for prøver av finfraksjoner, som tillater en større prøvemengde. Dette sikrer økt representativitet i forsøk med grovere fraksjoner. Prøvene ble ristet i 24 timer på ristebord med 110 rpm (rounds per minute) horisontal rotasjon ved romtemperatur. Prøver for metallanalyser ble filtrert på $0,45\ \mu\text{m}$. Det ble benyttet ionebyttet vann under prøveopparbeidelsen. Metoden er en modifisert av ristetestene beskrevet i avfallsforskriften for å kunne teste grovere fraksjoner.

2.3 Felttester under naturlige forhold

Feltforsøket for å kartlegge utlekking under naturlige forhold ble gjennomført ved bruk av ett kubikk (1000 L) store plastkontainere med kran i bunnen (IBC-kontainere). Forsøket ble startet opp i juni 2022 og avsluttet juni 2024. Det ble kjøpt inn nye plastbeholdere til kontainerne for å hindre kontaminering fra tidligere bruk. Toppen ble skåret av for at nedbør skulle kunne infiltrere. Massene ble fylt i kontainerne ved hjelp av hjullaster og senere plassert ved VIMAS sitt anlegg på Fornebu. Det var enkelte kontainere som gikk i stykker underveis (IBC6, IBC7 og IBC8) på grunn av lekkasjer. Nedbørsstatistikk for felttestene ble hentet ut fra NVE sin GTS-tjeneste (UTM33, 254986 øst, 6648703 nord).

Krana i bunnen av kontainerne ble holdt stengt under forsøket. Under prøvetaking ble kontainerne drenert og mengden avrenning bestemt enten ved bøttemålinger eller ved å peile grunnvannstanden (senere korrigert for porøsitet). Det ble både tatt ufiltrerte og filtrerte vannprøver. Infiltrasjonsfaktoren for kontainerne ble beregnet ved å bestemme mengden vann som ble drenert under prøvetaking opp mot mengden nedbør siden forrige prøvetaking. Ved å stenge krana i bunnen av kontainerne vil den vekslende vannstanden blant annet kunne gi reduserende forhold og variasjoner i fordampning. Disse naturlige prosessene ble ansett å representere forhold av relevans for ombruk og gjenbruk av masser.

Tabell 2 Oversikt over de ulike massetypene benyttet i feltforsøket med masser i kontainere; oppstartsdato, mektighet og mengde masse.

		IBC-nummerering	Oppstarts-dato	Mektighet av masse (cm)	Mengde masser (kg)	Kommentar
Ombruk på anlegg	Ubehandlet	1	02.06.22	47	693	Mye begroing av gress og planter under forsøket
	Fin over Grov*	2	02.06.22	67	657	
	Grov (Rep 2)	3	02.06.22	57	760	
	Fin (Rep 1)	4	02.06.22	59	780	
	Fin (Rep 2)	5	02.06.22	62	742	
Gjenvunnet Masser	Fin	9	28.09-22	70	962	Svært lite begroing
	Grov	10	28.09-22	56	1018	
Pukkverks masser	Fin	11	24.10.22	70	1035	Svært lite begroing
	Grov	12	24.10.22	59	907	

*Fin over grov var en blanding av to størrelsesfraksjonen der finfraksjonen ble lagt opp grovfraksjonen

Ved avslutning av feltforsøket ble massene vannet med slange med spredningsdyse og deretter drenert nærmere beskrevet i vedlegg A. Målingene fra vanningen og dreneringen ga estimerer for massenes porøsitet og hydraulisk konduktivitet.

2.4 Kjemiske analyser og siktekurver

Alle kjemiske analyser ble utført ved akkreditert laboratorium av ALS Global. Jordprøver ble oppsluttet med salpetersyre for totalanalyser av metaller. Vannprøver for metaller ble filtrert ved ankomst i prøvemottak på lab. Prøvene ble analysert for metaller, organiske forurensninger (PCB, PAH, olje), næringssalter (nitrogen) og støtteparametere (organisk materiale, pH etc.). I tillegg til kjemiske analyser ble det også bestemt siktekurver for prøver av finstoff sendt til lab. Siktekurvene for fraksjoner >2 mm, samt korntetthet, ble bestemt ved sikting på NGI sin miljølab.

For å beregne overflatearealet ble det antatt sfæriske partikler ved å benytte gjennomsnitts radius for hvert intervall i siktekurven. For å beregne gjennomsnittlig diameter (d_{est}) for minste størrelsesintervall i siktekurven (d_{min}), som normalt har svært høy overflate, ble følgende empiriske likning hentet fra Aubertin et. al (2003):

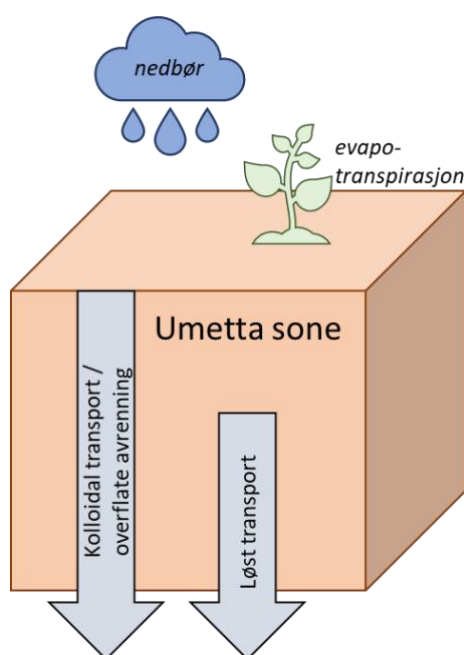
$$(1) d_{est}^2 = \frac{d_{min}^2}{3}$$

Massenes hydrauliske konduktivitet og porøsitet ble estimert fra siktekurvene ved hjelp av simuleringsverktøyet HydrogeoSieveXL. Avhengig av formen på siktekurven kjøres ulike modeller som Slichter, Terzaghi, Sauerbrei, Kruger, Zamarin, Barr og Alyamani and Sen. I simuleringene ble siktekurvene tilpasset ("smoothing") og effektiv kornstørrelse ble beregnet ved Vukovic and Soro metode. Modeller der forutsetningene ble tilfredsstillende ble benyttet videre

for å beregne et geometrisk gjennomsnitt for hydraulisk konduktivitet. Et geometrisk gjennomsnitt ble brukt videre for å unngå høy påvirkning av potensielle ekstremverdier fra enkelt modeller.

2.5 Dataanalyse og spredningsvurderinger

Miljødirektoratets spredningsveileder (NGI, 2021) ble benyttet for å kunne sammenlikne de ulike metodenes estimer for spredning. For å kunne simulere spredning basert på totalanalyser ble standardverdier for bindingsstyrke (sorpsjonskoeffisienter) i Miljødirektoratets modell benyttet. Det ble beregnet egne sorpsjonskoeffisienter fra resultatene fra ristetestene, som videre kunne benyttes i prediksjoner med spredningsmodellen. For å beskrive trenden i feltforsøket ble sorpsjonskoeffisienten estimert ved å minimere differanse mellom de predikerte og observerte verdiene (RMSE) for utlekking. Denne optimaliseringen ved utført ved hjelp av statistisk programmering i R. Resultater hvor konsentrasjonene lå under rapporteringsgrensen, ble satt til rapporteringsgrense som en konservativ tilnærming for videre analyser. ChatGPT 3.5 ble benyttet for å utvikle og optimalisere skript. Figur 5 viser en skjematisk illustrasjon av løst og kolloidal spredning i umettet sone som legges til grunn i spredningsmodellen.



Figur 5 Skjematisk illustrasjon av løst og kolloidal spredning i umettet sone.

Følgende ordinære differensial likning fra Miljødirektoratets spredningsveileder ble benyttet for modelleringen:

$$(1) M(t) = M(t_0) * e^{-(k_{\text{løst}} + k_{\text{kolloidal}}) * t}$$

Der M indikerer mengden forurensning i umettet sone i kg ved tiden t i år (ev. ved oppstart der $t = 0$). Forurensningens transporthastighet ut av umettet sone er angitt med to koeffisienter for enten løst transport ($k_{\text{løst}}$) eller kolloidal transport og overflateavrenning ($k_{\text{kolloidal}}$).

Hastighetskoeffisientene beregnes ved å justere vannets hastighet gjennom systemet i antall porevolum per år (k_{vann}) med forurensningens retardasjonsfaktor (R):

$$(2) k_{\text{løst}} = \frac{k_{\text{vann}}}{R}$$

Retardasjonsfaktoren angir hvor mange ganger saktere én spesifikk forurensning beveger seg gjennom umettet sone enn vann. Vannet strømmer gjennom modellen ved adveksjon og er utledet fra vannbalansen ved å sammenlikne nedbør inn og vann ut av kontainerne, som tidligere omtalt. Modellen tar ikke høyde for diffusjon da transporten i all hovedsak vil være styrt av adveksjon. Retardasjonskoeffisienten kan utledes direkte fra koeffisienten for bindingsestimatet (sorpsjonskoeffisienten justert for enheter, dvs. dimensjonsløs k'_d):

$$(3) R = 1 + k'_d$$

Kolloidal og overflate avrenning kan være betydelig og bør vurderes for masser som skal ombrukes eller gjenvinnes. All kolloidal og overflate avrenning vil ikke nødvendigvis infiltreres gjennom umettet sone, som forutsatt for løst transport, men heller renne på overflaten ut av umettet sone. Imidlertid kan det antas at denne transporten vil være korrelert med hastighet av vannet gjennom umettet sone. Samme forutsetninger og likninger som for løst transport kan derfor benyttes for å estimere kolloidal og overflate avrenning ($k_{\text{kolloidal}}$) dersom man bruker observerte data for å bestemme modellens parametere. Dersom man bruker observasjoner fra avrenning eller resipient er det imidlertid ikke mulig å skille hva som er kolloidal transport. Det er imidlertid utviklet hydrogeologiske verktøy der overflate avrenning kan simuleres fra blant annet terrengets helning og massenes siktekurver. For feltforsøket i denne studien antas det at overflate avrenningen er minimal ettersom massene ligger flatt i kontainere. Optimalisering av retardasjonsfaktoren med observasjoner vil derfor gi en retardasjonsfaktor som primært representerer kolloidal transport uten nevneverdig overflate avrenning. Verdien for retardasjonsfaktoren beskriver likevel ikke noe annet enn en empirisk sammenheng som kan benyttes for å beskrive transporten ut av umetta sone. For å lettere kunne optimalisere data fra feltforsøket ble kun prøver med et væske-fast-stoff-forhold under 0.8 benyttet i optimaliseringen, da den kolloidale transporten var størst her.

3 Resultater

3.1 Vurdering av forurensningspotensial fra totalanalyser

Totalanalysene og massenes siktekurver viser variasjoner i de ulike masenes egenskaper og forurensningspotensial. Innholdet av metaller var generelt lavt, men sink og kobber var forhøyet i massene fra ombruk på anlegg. Konsentrasjonen i grovfraksjonen i disse masse var imidlertid langt lavere enn i de ubehandlede, henholdsvis lå kobber 83% og sink 79% lavere i grovfraksjonen enn i de ubehandlede massene. Selv om konsentrasjonene ligger lavere er det også noe forhøyede verdier av kobber, sink og krom i gjenvunnet masser og pukkverksmasser.

Tabell 3 Totalinnhold av metaller i massene, samt ulike støtteparameter i massene som har blitt benyttet i lab og feltforsøk

Parameter	Enhet	Ombruk på anlegg			Gjenvunnet Masser		Pukkverks Masser		Normverdi
		Ubehand.	Fin	Grov	Fin	Grov	Fin	Grov	
Arsen (As)	mg/kg	8.9*	9.1*	8.3*	3.3	1.0	1.0	1.0	8
Bly (Pb)	mg/kg	56.6	59.3	19.2	16.5	3.6	11.9	8.5	60
Kadmium (Cd)	mg/kg	1.8*	1.8*	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	1.5
Kobber (Cu)	mg/kg	463.0*	494.3*	79.5	18.7	14.4	5.1	8.6	100
Kobolt (Co)	mg/kg	17.5	17.1	29.3	8.0	6.7	3.4	2.5	
Krom (Cr)	mg/kg	40.0	38.1	74.9*	22.8	9.5	0.9	0.4	50
Krom VI (Cr6+)	mg/kg	0.13	0.08	0.23	0.13	0.08	0.09	0.06	2
Kvikksølv (Hg)	mg/kg	0.20	0.69	0.20	0.20	0.20	0.20	0.20	1
Nikkel (Ni)	mg/kg	76.6*	76.2*	177.3*	33.6	14.3	5.0	5.0	60
Sink (Zn)	mg/kg	872.0*	889.3*	180.3	50.2	38.8	67.5	61.3	200
Totalt Organisk Karbon (TOC)	%	1.60	1.91	0.55	0.53	0.10	0.14	0.10	
Tørrestoff	%	83.0	82.2	94.1	93.1	99.5	90.9	99.1	

*overskrider normverdi

Finfraksjonene består av sand, mens grovfraksjonene primært inneholder grus (Tabell 4). Massene fra ombruk på anlegg hadde et langt høyere overflateareal enn de øvrige, som følger av massene høyere innhold av finstoff (Tabell 5). Grove masser bidrar i svært liten grad til overflatearealet. For innhold av miljøgifter og bindingskapasiteten har dette stor betydning.

Tabell 4 Ulike størrelsesfraksjoner for massene som viser variasjonene i massenes jordart.

		Fraksjoner fra siktekurver			Jordart
		<2 mm	2 - 8 mm	>8 mm	
Ombruk på anlegg	Ubehandla	46 %	31 %	24 %	Sandig grus
	Fin	55 %	37 %	7 %	Sand med grus
	Grov	12 %	3 %	85 %	Grus
Gjenvunnet Masser	Fin	74 %	26 %	0 %	Sand
	Grov	0 %	0 %	100 %	Grus
Pukkverks masser	Fin	24 %	40 %	35 %	Sand med grus
	Grov	3 %	0 %	97 %	Grus

Tabell 5 *Massenes overflateareal estimert fra siktekurver.*

		Overflateareal (m ² /kg)			
		<2 mm	2 - 8 mm	>8 mm	Total
Ombruk på anlegg	Ubehandla	79.44	0.26	0.00	79.70
	Fin	95.94	0.32	0.00	96.26
	Grov	21.02	0.03	0.00	21.05
Gjenvunnet Masser	Fin	0.50	0.34	0.00	0.83
	Grov	0.06	0.00	0.00	0.06
Pukkverks masser	Fin	5.35	0.29	0.00	5.63
	Grov	0.08	0.00	0.05	0.13

Bransjepraksis har vært å sammenlikne totalanalyser med normverdi for å vurdere forurensningspotensialet ved gjenbruk og ombruk av masser. En slik vurdering ville i vårt tilfelle indikere lav risiko for bruk av gjenvunnet og pukkverks masser, men gitt overskridelser for masser fra ombruk på anlegg. Konsentrasjonen av blant annet sink, kobber og krom overskrider normverdi i disse massene. Imidlertid er det verdt å merke seg at ved utarbeidelsen av normverdiene legges egenskaper for jord til grunn. De undersøkte massene har imidlertid egenskaper som avviker betraktelig fra jord. Massene kan blant annet ha ett langt lavere innhold av organisk materiale enn standard verdien på 1% som vanligvis legges til grunn for jord. Massenes bindingsegenskaper for forurensning og surhetsgrad (pH) kan også gi store avvik fra standardverdiene for jord.

3.2 Utlekkingspotensialet bestemt ved ristetest

Resultater fra ristetestene viste generelt lave verdier for de undersøkte metallene (Tabell 6), noe som indikerer at massene har potensielt lav utlekking. Den høyeste utlekkingen ble observert for masser fra ombruk på anlegg, i hovedsak for sink. Samtlige konsentrasjoner lå innenfor grenseverdier for inert avfallsdeponi. Nikkel og kobber, som overskred normverdiene, viste kun ubetydelig utlekking. Selv om grenseverdien for deponering av inert avfall er utviklet for avfall kan grenseverdiene har også grenseverdiene relevans for å vurdere gjenbruk og ombruk av masser ettersom de er utarbeidet for å blant annet beskytte grunnvann mot avrenning. Utlekking fra gjenvunnet masse og pukkverksmasser kan overordnet karakteriseres som lav i ristetesten.

Differansen mellom de ulike størrelsesfraksjonene for ombruk på anlegg var mindre enn forventet fra forskjellene i siktekurver for massene. Utlekkingen lå 25% høyere for finfraksjonen enn for den ubehandlede fraksjonen, mens grovfraksjonen lå 32% lavere enn den ubehandlet masse. Det er vanlig å anta at det meste av forurensningen følger finstoffet i massene. Den fine fraksjonen hadde 19% mer masse <2 mm enn ubehandlet masse, mens grovfraksjonen hadde 73% mindre. Dette indikerer at forurensningen på overflaten i grovfraksjonen er mer tilgjengelig for utlekking enn i finfraksjonen, (se vedlegg B for ytterligere detaljer). Det må likevel understrekes at per kubikk vil det normalt være langt mer forurensning i finfraksjon enn i grovfraksjonen, og en høyere utlekking. Å fjerne finstoff ved

for eksempel sikting vil derfor redusere faren for spredning av forurensning. For sink i masser fra ombruk på anlegg hadde finfraksjonen 1,1 kg/m³ sink i massene som ga en utlekking på 45.9 mg/m³, mens grovfraksjonen hadde 80% mindre sink i massene (0,2 kg/m³) og en nær halvert utlekking på 26.4 mg/m³.

Tabell 6 Utlekking av metaller og støtteparameter i ristetest (væske-fat-stoff-forhold på 10) i µg/l. Verdiene sammenlignes med utlekkingskriterier for avfall til inert avfallsdeponi (omregnet fra mg/kg til µg/l)

Parameter	Enhet	Ombruk på anlegg			Gjenvunnet Produkt		Pukkverk		Inert Deponi*
		Ubehand	Fin	Grov	Fin	Grov	Fin	Grov	
Arsen (As)	µg/l	1.40	1.32	1.40	0.68	0.50	0.50	0.50	50
Barium (Ba)	µg/l	76	89	54	13	3	34	28	2 000
Bly (Pb)	µg/l	18.06	21.13	15.32	0.22	0.20	3.13	1.77	50
Kadmium (Cd)	µg/l	0.52	0.61	0.35	0.05	0.11	0.05	0.05	4
Kobber (Cu)	µg/l	107.7	125.6	72.7	1.3	1.0	2.2	1.3	200
Kobolt (Co)	µg/l	2.03	2.23	2.59	0.07	0.05	0.28	0.16	
Krom (Cr)	µg/l	2.19	2.63	2.15	0.50	0.50	0.50	0.50	50
Krom VI (Cr6+)	µg/l	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	0.40	
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0.05	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	1
Molybden (Mo)	µg/l	0.5	0.8	0.5	6.8	0.5	9.1	2.6	50
Nikkel (Ni)	µg/l	4.4	5.3	5.0	0.5	0.5	0.5	0.5	40
Sink (Zn)	µg/l	288	361	196	2	2	4	3	400
Fluorid (F-)	µg/l	120	230	350	110	30	120	73	1000
Klorid (Cl-)	µg/l	2000	3000	1000	3000	1000	1000	1000	80 000
Nitrat (NO ₃ -N)	µg/l	1940	3180	954	6	15	398	361	
Sulfat (SO ₄ 2-)	µg/l	9700	9600	1400	36000	1300	1300	850	100 000
Total Nitrogen	µg/l	3800	5000	3200	260	20	810	520	
Løst organisk karbon (DOC)	µg/l	3733	5833	3233	1467	607	2200	1077	50 000

*Omregnet fra mg/kg til µg/l.

Ristetest antas å vise forurensningspotensialet og ikke nødvendigvis den faktiske utlekkingen man vil observere ved bruk av massene. Dette skyldes at testen utføres med et relativt høyt væske-fast-stoff forhold og ved risting som mobiliserer mer forurensning enn dersom massene hadde blitt eksponert for vær og vind (Grathwohl et al., 2009). Ettersom den partikulære fraksjonen filtreres ut fra eluatet fra en ristetest gir metode kun et mål på løst transport. Bindingsestimatene fra ristetesten viser at massene har stor variasjon mellom massene (Tabell 7). For sink ligger sorpsjonskoeffisientene fra ristetesten lavere enn standardverdiene i spredningsmodellen, mens de for kobber ligger i samme størrelsesorden. Litteraturverdier for jord viser svært stor spredning for både sink og kobber, noe som blant annet skyldes

avhengighet av finstoffinnhold, surhetsgrad og mengden organisk materiale i jorda. Ristetester gir normalt et konservativt estimat på mengden løst utlekking, men gir ingen innsikt i kolloidal transport eller overflate avrenning.

Tabell 7 Sorpsjonskoeffisienter beregnet fra ristetester i denne studien sammenliknet med standardverdier i Miljødirektoratets spredningsveileder og litteraturverdier.

		K _d -verdier for Sink			K _d -verdier for Kobber		
		Ristetest (±sd)	Spred.- Modell*	Litt.** (min – max)	Ristetest	Spred.- Modell*	Litt.** (min – max)
Ombruk på anlegg	Ubehandla	4 326 (±2 903)	64 000	1 – 200 000	5 438 (±3 062)	8 934	10 – 100 000
	Fin	2 567 (±710)			4 235 (±1 533)		
	Grov	1 522 (±1 573)			1 609 (±1 402)		
Gjenvunnet Masser	Fin	25 100 (±1 609)			14 490 (±3 004)		
	Grov	19 383 (±9 665)			14 377 (±8 639)		
Pukkverks masser	Fin	17 928 (±9 785)			3 155 (±2 412)		
	Grov	23 453 (±11 207)			7 792 (±10 070)		

*Sorpsjonskoeffisienter hentet fra Miljødirektoratets spredningmodell (NGI, 2021)

**Variasjoner i K_d for ulike jordtyper er hentet fra Carrillo-González et. al. (2006)

3.3 Effektiv utlekking observert i feltforsøk

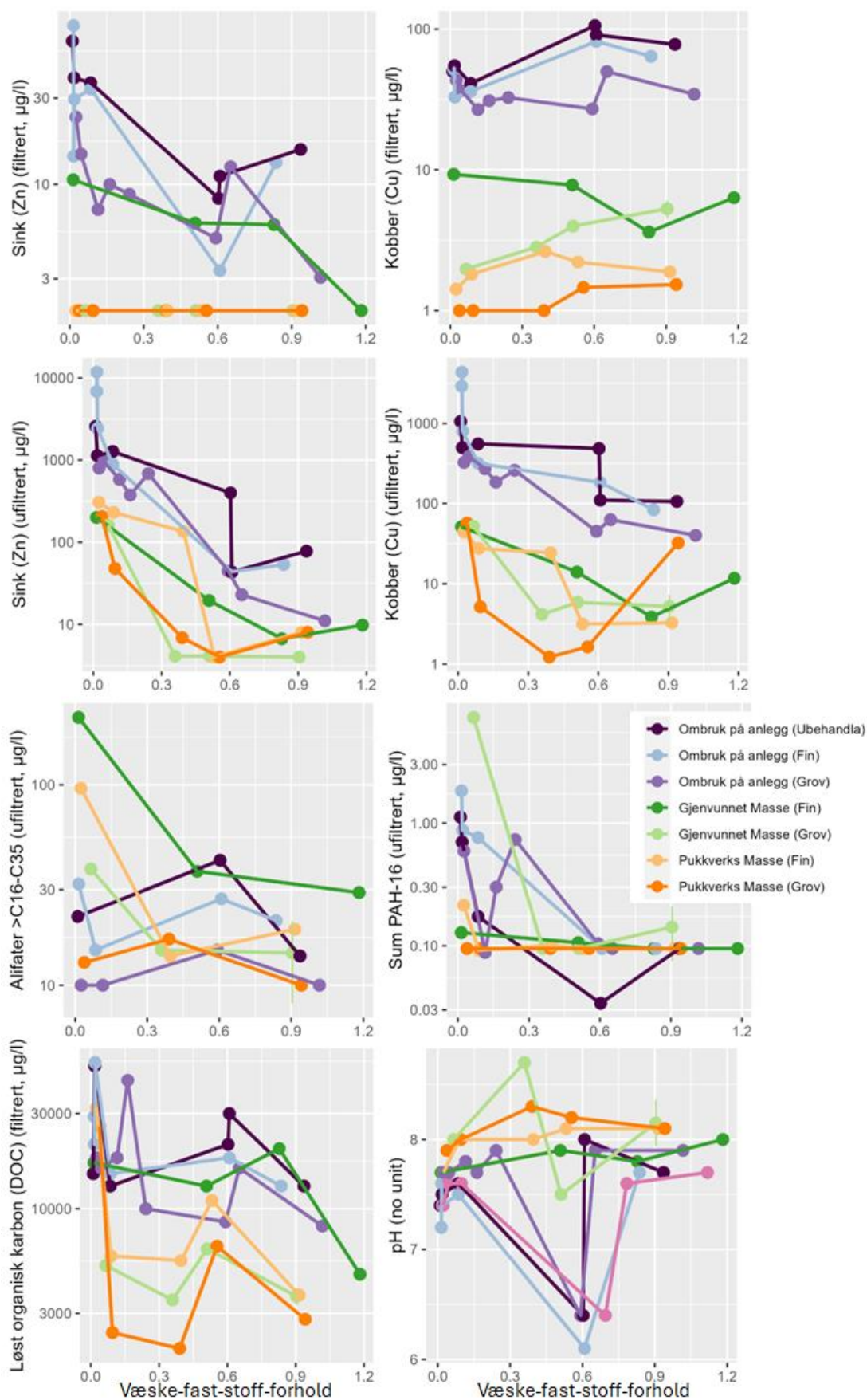
3.3.1 Konsentrasjoner målt i felt

Feltforsøket i containere kartla den effektive utlekkingen fra massene under naturlige forhold over cirka to år (Tabell 8). Mens sinkverdiene viste en avtakende trend over tid for alle masser, var kobberkonsentrasjonene i samme konsentrasjonsintervall gjennom hele perioden. Mengden metaller var 10 til 100 ganger høyere i de ufiltrede enn de filtrerte prøvene av avrenningen, som forventet da metaller bindes til partikler og organisk materiale. De store variasjonene for metaller observert rundt et væske-fast-stoff-forhold på 0,6 skyldes at dette sammenfaller med at containerne smeltet etter vinteren i juni (2023) for deretter å bli eksponert mot ekstremværet Hans i august (2023), som også ga svingninger i pH og mengden løst organisk materiale. Det ble kun observerte mulig reduserende forhold for grovfraksjonen for pukkverks masser, indikert ved forhøyede mangankonsentrasjoner i filtrerte prøver.

Figur 6 viser variasjoner i konsentrasjoner for pH, DOC, sink (filtrert, ufiltrert), kobber (filtrert, ufiltrert), alifater (ufiltrert) og PAH (ufiltrert).

Tabell 8 Median for utvalgte parametere i avrenningen fra kontainerforsøket (tall i parentes angir henholdsvis min og maks).

Parameter	Enhet	Ombruk på anlegg			Gjenvunnet Produkt		Pukkverk	
		Ubehand.	Fin	Grov	Fin	Grov	Fin	Grov
pH	-	7.5 (6.4 - 8)	7.4 (6.1 - 7.6)	7.7 (6.4 - 7.9)	7.6 (6.4 - 7.6)	7.8 (7.7 - 7.9)	8 (7.5 - 8.7)	8 (7.7 - 8.1)
Konduktivitet	ms/m	115 (44 - 173)	143 (45 - 252)	68 (12 - 132)	125 (20 - 167)	302 (22 - 531)	52 (20 - 156)	37 (23 - 150)
Arsen (As) (filtrert)	µg/l	1.1 (0.6 - 2.4)	0.9 (0.6 - 2.0)	0.9 (0.6 - 1.7)	1.1 (0.7 - 2.4)	1.5 (1.3 - 1.9)	1.1 (0.5 - 1.8)	0.5 (0.5 - 0.6)
Arsen (As) (ufiltrert)	µg/l	7.2 (1.4 - 22.5)	12.9 (1.6 - 106)	5.5 (1.1 - 13.5)	3.0 (1.7 - 4.6)	2.3 (2.1 - 11.3)	1.3 (1.2 - 9.6)	2.9 (0.6 - 4.7)
Kobber (Cu) (filtrert)	µg/l	66 (41 - 106)	52 (32 - 81)	34 (27 - 50)	52 (31 - 117)	7 (4 - 9)	4 (2 - 6)	2 (1 - 3)
Kobber (Cu) (ufiltrert)	µg/l	491 (106 - 1060)	560 (83 - 4370)	222 (40 - 386)	126 (92 - 190)	12 (4 - 51)	6 (4 - 52)	24 (3 - 44)
Krom (Cr) (filtrert)	µg/l	0.7 (0.5 - 5.1)	0.6 (0.5 - 1)	0.5 (0.5 - 1)	0.5 (0.5 - 1)	0.5 (0.5 - 1)	1 (0.5 - 1.9)	0.5 (0.5 - 1)
Krom (Cr) (ufiltrert)	µg/l	24 (1 - 108)	52 (1 - 448)	22 (1 - 46)	9 (1 - 19)	2 (1 - 49)	2 (1 - 81)	6 (1 - 14)
Krom VI (Cr6+) (filtrert)	µg/l	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	1.3 (0.6 - 1.8)	0.6 (0.6 - 0.6)
Krom VI (Cr6+) (ufiltrert)	µg/l	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	0.4 (0.4 - 0.4)	1.2 (0.7 - 1.6)	0.5 (0.5 - 0.5)
Mangan (Mn) (filtrert)	µg/l	1.8 (0.9 - 3.9)	0.8 (0.2 - 5.7)	1.7 (0.3 - 269)	4 (1 - 653)	655 (0 - 1500)	2 (0.2 - 93)	59 (4 - 118)
Nikkel (Ni) (filtrert)	µg/l	4 (2 - 6)	3 (3 - 5)	3 (2 - 5)	5 (4 - 10)	10 (1 - 13)	2 (1 - 3)	0.5 (0.5 - 0.5)
Nikkel (Ni) (ufiltrert)	µg/l	43 (6 - 164)	92 (6 - 736)	41 (3 - 82)	19 (7 - 32)	13 (4 - 63)	3 (2 - 97)	5 (0.6 - 12.3)
Sink (Zn) (filtrert)	µg/l	26 (8 - 62)	22 (3 - 76)	9 (3 - 24)	31 (5 - 54)	6 (2 - 10)	2 (2 - 2)	2 (2 - 2)
Sink (Zn) (ufiltrert)	µg/l	764 (43 - 2580)	1660 (43 - 11800)	478 (11 - 961)	140 (28 - 318)	15 (7 - 200)	4 (4 - 161)	135 (4 - 306)
Alifater >C12-C16 (ufiltrert)	µg/l	10 (10 - 10)	10 (10 - 10)	10 (10 - 10)	10 (10 - 10)	10 (10 - 10)	10 (10 - 10)	10 (10 - 17)
Alifater >C16-C35 (ufiltrert)	µg/l	22 (14 - 42)	24 (15 - 32)	10 (10 - 15)	14 (10 - 22)	37 (29 - 217)	17 (10 - 38)	19 (14 - 96)
Sum PAH-16 (ufiltrert)	µg/l	0.2 (0.03 - 1.1)	0.8 (0.1 - 1.8)	0.1 (0.1 - 0.7)	0.1 (0.1 - 0.2)	0.1 (0.1 - 0.1)	0.1 (0.1 - 7)	0.1 (0.1 - 0.2)
Total Nitrogen (ufiltrert)	mg/l	10 (1.9 - 78)	27 (2 - 88)	4 (1 - 52)	1 (1 - 66)	1 (1 - 6)	1 (0.3 - 5)	4 (0.7 - 130)
Totalt Organisk Karbon (TOC) (ufiltrert)	mg/l	27 (14 - 77)	25 (14 - 76)	17 (9 - 62)	21 (13 - 28)	16 (6 - 19)	5 (4 - 18)	9 (4 - 180)
Løst organisk karbon (DOC) (filtrert)	mg/l	18 (13 - 52)	19.5 (13 - 54)	16 (8 - 44)	17 (12 - 27)	15 (5 - 20)	4 (3 - 6)	6 (4 - 32)
Suspendert stoff (ufiltrert)	mg/l	260 (5 - 1900)	490 (18 - 3500)	260 (2.4 - 810)	160 (6 - 320)	66.5 (5 - 280)	19 (1 - 730)	1000 (19 - 2000)



Figur 6 Konsentrasjonen for utvalgte parametre ved ulike væske-fast-stoff-forhold i feltforsøket med containere (merk at y-aksen er logaritmisk).

Massene viste også noe utlekking av organiske forurensninger som PAH og alifater. PAH-forurensning ble primært observert for masser fra ombruk på anlegg, men også i én enkelt prøve av gjenvunnet masser. Dekantering av prøvene ga 95% - 99% lavere PAH-konsentrasjon enn ufiltrerte prøver (vedlegg B), noe som viser at forurensningen primært transporteres partikulært. Det ble også observert noe avrenning av alifater i spesielt finfraksjonene. Både konsentrasjonen av PAH og alifater avtok med tid og følgelig økende væske-fast-stoff-forhold.

3.3.2 Modellering av spredning

Optimaliseringen av spredningsmodellen mot avrenningen i feltforsøket ga mål på løst og kolloidal transport. Bindingskoeffisientene for løst transport for sink i masser fra ombruk på anlegg var alle langt høyere enn koeffisientene funnet i ristetester (Tabell 9). Dette indikerer at en del av forurensningen som løses i ristetest ikke ble løst i feltforsøket. For kobber var koeffisientene enten tilsvarende eller noe høyere. For gjenvunnet og pukkverksmasser lå koeffisientene for løst transport både for sink og kobber lavere enn i ristetest. Dette derimot indikerer at massene kan være påvirket av endringer i omgivelsene som endringer i jordfuktighet som medfører mobilisering av forurensning som ikke ble kartlagt i ristetest. Feilestimatene for optimaliseringen viser at usikkerheten i de estimerte sorpsjonskoeffisienten for løst transport er noe høy. Feilestimatet angir usikkerheten i predikert avrenning og utgjør 12% til 43% av gjennomsnittlig avrenning for de ulike massene.

Tabell 9 Sorpsjonskoeffisienter (K_d) for løst transport og retensjonsfaktor for kolloidal transport beregnet ved optimalisering av spredningsmodellen med resultatene fra feltforsøket.

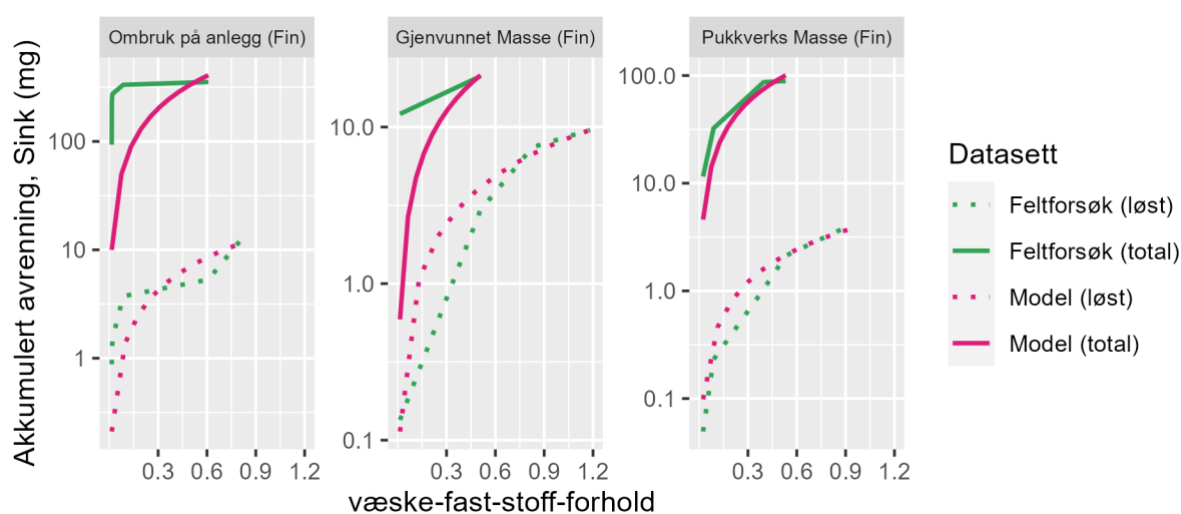
		Ombruk på anlegg			Gjenvunnet Masser		Pukkverks Masser	
	Parameter	Ubehand	Fin	Grov	Fin	Grov	Fin	Grov
Løst Transport for Sink	$K_{d, \text{løst}} \text{ (l/kg)}$	31 428	49 059	8 820	5 615	8 230	16 972	15 295
	Feilestimat* _{masse}	28%	33%	17%	14%	33%	15%	14%
Kolloidal Transport for Sink	$R_{\text{kolloidal}} \text{ (-)}$	4 722	3 356	715	5 997	4 382	2 440	4 528
	Feilestimat* _{masse}	29%	97%	36%	49%	62%	23%	61%
Løst transport for Kobber	$K_{d, \text{løst}} \text{ (l/kg)}$	2 478	4 265	864	1 738	1 376	1 182	3 259
	Feilestimat* _{masse}	24%	17%	18%	23%	43%	12%	21%
Kolloidal transport for Kobber	$R_{\text{kolloidal}} \text{ (-)}$	2 192	2 737	490	2 704	1 822	954	2 211
	Feilestimat* _{masse}	49%	83%	47%	63%	59%	29%	71%

* Ettersom modellen er optimalisert på differansen mellom mengden forurensning observert og predikert i avrenningen, er feilestimatet (RMSE) angitt relativ til gjennomsnittlig avrenning. Ved å normalisere feilestimatene på gjennomsnittlig avrenning kan de sammenliknes opp mot hverandre.

Feltforsøket ga også retensjonsfaktorer som viser hvor fort kolloidal (og partikulær) transport beveger seg sammenliknet med infiltrasjonen i massene. Variasjonen i retensjonsfaktor mellom de ulike massene var betraktelig lavere enn for sorpsjonskoeffisienten for løst transport. Imidlertid er usikkerheten høyere enn for løst transport da modellen underestimerer spesielt tidlig kolloidal avrenningen (first-flush; feilestimat på 23% til 97% av gjennomsnittlig avrenning). De laveste retensjonsfaktorene, og dermed den høyeste transporten, ble observert

for grovfraksjonen av masser fra ombruk på anlegg. Dette indikerer at kombinasjonen at gjenværende finstoff i massene etter sikting kombinert med en høy porøsitet til sammen gir potensial for høyere kolloidal transport. En høy retensjonsfaktor for de øvrige grovfraksjonene kan tyde på at de hadde lite partikulært materiale som kunne spres. Spesielt gjenvunnet masser som tidligere er våtsiktet i et vaskeanlegg viser lav partikulær spredning med høye retensjonsfaktorer.

Figur 7 visert akkumulert avrenning observert i feltforsøket for løst (grønn stiplet linje) og total (grønn heltrukken linje) kobber sammenlignet med modellert akkumulert avrenning (røde linjer). For samtlige finfraksjoner fra ombruk på anlegg, gjenvunnet masse og pukkverksmasse beskriver modellen forløpet relativt bra.



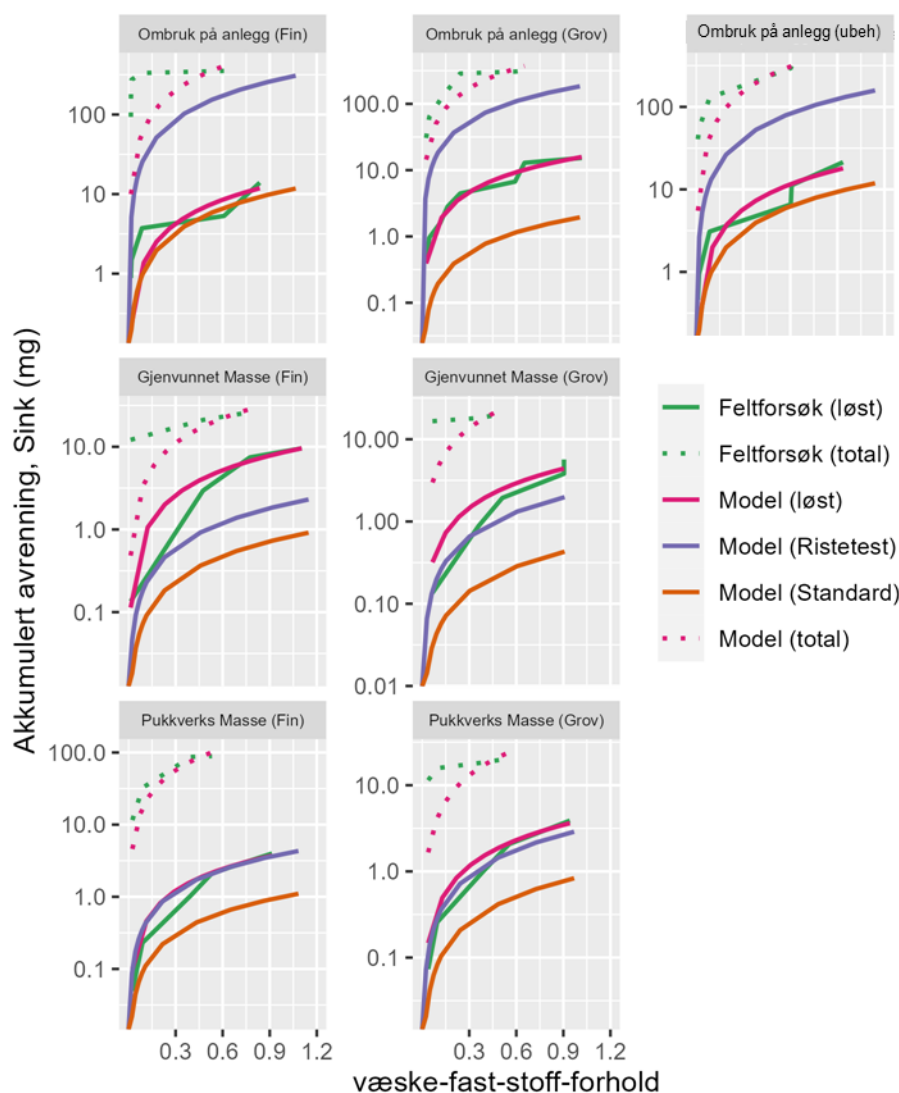
Figur 7 Sammenlikning av observert avrenning av sink i ufiltrerte prøver (total) og filtrerte prøver (løst) i feltforsøket og den predikerte avrenningen fra optimaliseringen av spredningsmodellen basert på resultatene fra feltforsøket (merk at y-aksen er logaritmisk).

3.4 Sammenlikning av ulike metodikk for å vurdere spredningsfare

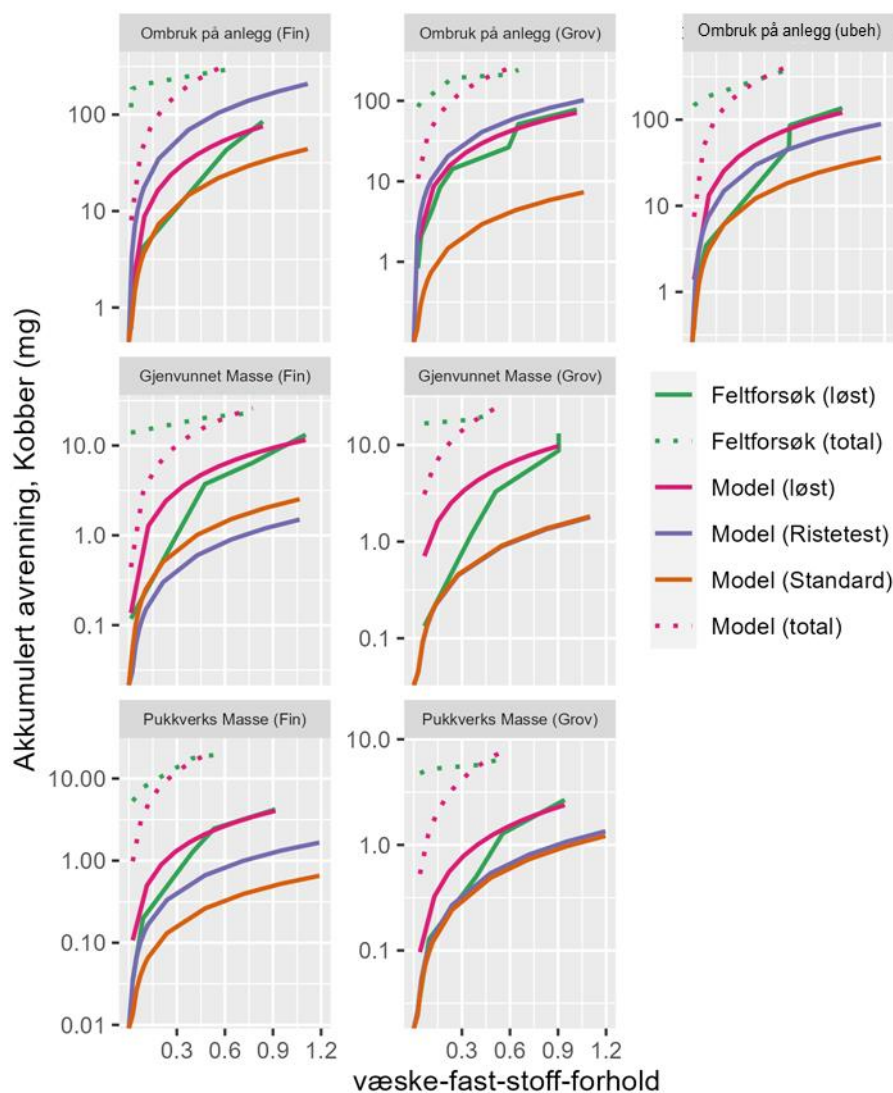
Ved å benytte Miljødirektoratets spredningsmodell kan man sammenlikne ulike metoder for å vurdere spredningsfare for forurensninger for ulike typer masse. Ved å benytte totalanalyser som utgangspunkt må man enten benytte standardverdier eller litteraturverdier for å kunne predikere spredning av forurensning. En stor svakhet blir da at det ikke tas høyde for massenes evne til å binde forurensning eller hydrogeologiske forhold, slik at usikkerheten blir høy.

Avrenningen av løst sink og kobber i den ubehandlede og finfraksjonen for ombruk på anlegg i feltforsøket ligger nær den predikerte avrenningen fra totalanalyser med standard modell (Figur 8; Figur 9). Mens standard modellen for de øvrige massene med egenskaper som skiller seg vesentlig fra jord underestimerer imidlertid avrenningen. Dette skyldes at det antas høyere binding av sink i massene enn hva som er tilfelle i feltforsøket. Det er utfordrende å bedre presisjonen med litteraturverdier da de høyeste estimatene for sorpsjonskoeffisienter ligger 100

000 ganger høyere enn de lavest. Modellering med totalanalyser og standardverdier utarbeidet for jord gir lav presisjon og kan således bidra til at man underestimerer avrenningen av løst forurensning.



Figur 8 Sammenlikning av observert avrenning av sink i feltforsøk med ulike typer masser opp mot modellert avrenning fra modeller basert på standardverdier fra Miljødirektoratets spredningsmodell (standard), ristetester, filtrerte prøver fra feltforsøk (løst) og ufiltrerte prøver fra feltforsøk (total; merk at y-aksen er logaritmisk).



Figur 9 Sammenlikning av observert avrenning av kobber i feltforsøk med ulike typer masser opp mot modellert avrenning fra modeller basert på standardverdier fra Miljødirektoratets spredningsmodell (standard), ristetester, filtrerte prøver fra feltforsøk (løst) og ufiltrerte prøver fra feltforsøk (total; merk at y-aksen er logaritmisk).

Resultatene viser at potensiell utlekking kartlagt i ristetest ikke nødvendigvis gir et konservativt estimat på utlekkingen av løst forurensning. Dette kan observeres ved at avrenningen predikert fra ristetester ligger under avrenningen observert i feltforsøk for både sink og kobber for gjenvunnet og pukkverks masser. For masser som potensielt gjennomgår forandringer når de påvirkes av omgivelsene, bør testingen reflektere denne påvirkningen. Trenden for masser fra ombruk på anlegg viser imidlertid en vanligere trend som for jord (Gratwohl et. al., 2006) der ristetesten mobiliserer mer forurensning enn det som observeres i feltforsøk.

Optimaliseringen av spredningsmodellen til den totale avrenningen fra feltforsøket viser at den kolloidale (og partikulære) transporten er betraktelig høyere enn den løste transporten. Dersom man ønsker å vurdere mengden forurensning som transporteres ut av umettet sone er den kolloidale transporten den viktigste.

4 Konklusjon

Den gjennomførte undersøkelsen viser at standardverdier gitt i spredningsveileder for forurenset grunn, ikke nødvendigvis gir en konservativ tilnærming når forutsetningene ikke beskriver materialet, enten ved overestimert binding.

Resultater fra ristetester viser at disse ikke nødvendigvis fanger opp spredningen fra materialer som forandres under påvirkning fra omgivelsene (eksempelvis bearbeiding).

Videre indikerer undersøkelsene at kolloidal transport kan være betydelig. Denne transporten kan beskrives ved hjelp av spredningsmodellen gitt i veileder for forurenset grunn.

5 Referanser

Standard verdier porøsitet etc. <https://publications.anl.gov/anlpubs/2015/10/121481.pdf>

Devlin, J.F. 2015. HydrogeoSieveXL: an Excel-based tool to estimate hydraulic conductivity from grain size analysis. Hydrogeology Journal, DOI 10.1007/s10040-015-1255-0

Chapuis, R. P. og Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny–Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. Canadian Geotechnical Journal, 40.
<https://doi.org/10.1139/t03-013>

Carrillo-González, R., Simunek, J., Sauvé, S. og Adriano, D. (2006). Mechanisms and Pathways of Trace Element Mobility in Soils. Advances in Agronomy, Volume 91. DOI: 10.1016/S0065-2113(06)91003-7.

NGI (2021). Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. NGI-rapport 20200490-03-R og Miljødirektoratet-rapport M-2172.

Grathwohl, P., Susset, B. (2009). Comparison of percolation to batch and sequential leaching tests: Theory and data. Waste management, Volume 29. doi:10.1016/j.wasman.2009.05.016

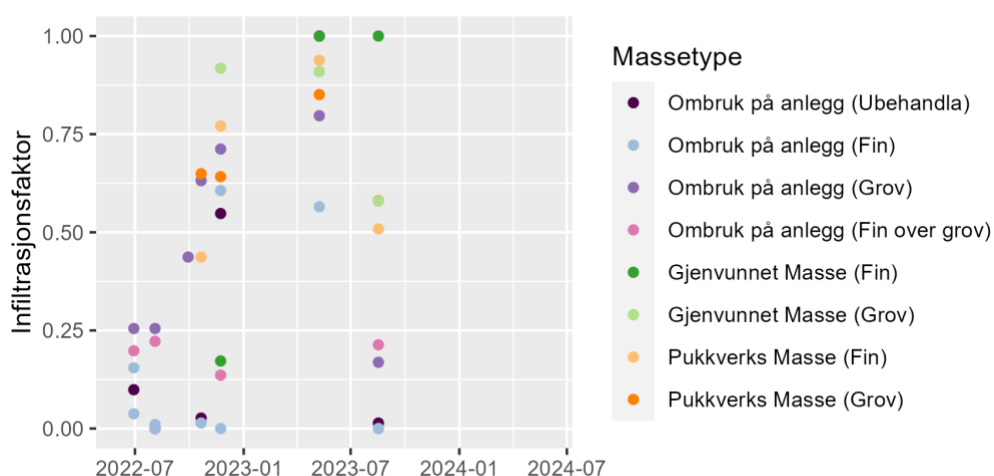
Vedlegg A – Hydrogeologiske beregninger

A.1 Bestemmelse av infiltrasjonsfaktor fra feltforsøk

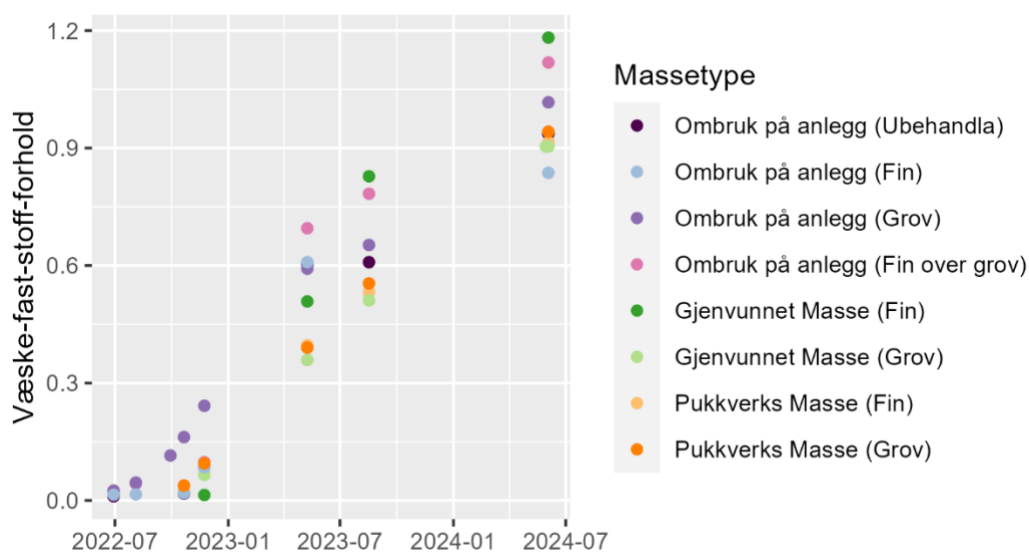
Massenes infiltrasjonsfaktor ble bestemt ved å relatere mengden nedbør til avrenning i feltforsøket med containere:

$$(A1) \text{ Infiltrasjonsfaktor} = \frac{\text{Nedbør}}{\text{Avrenning}}$$

Det ble bestemt én infiltrasjonsfaktor per prøvetaking per kontainer som viste stor variasjon i forbindelse med blant annet vårmelting rundt juni og ekstremværet Hans (august, 2023; figur X).



Figur 10 Enkeltmålinger av infiltrasjonsfaktor for de ulike massene.



Figur 11 Dato for de ulike prøvetakingene og væske-fast-stoff-forhold for prøvene, på grunn av lekkasjer og frist etc. er det estimert væske-fast-stoff-forhold fra nedbør og

gjennomsnittlig infiltrasjonsfaktor for de prøvetakingene der det ikke var mulig å måle avrenningen.a

Enkeltmålingene av infiltrasjonsfaktor under prøvetakingene ble sammenstilt for å gi et vektet gjennomsnittsmål for infiltrasjonsfaktoren. Varighet av perioden for de enkelte infiltrasjonsfaktorene ble benyttet for vekting.

Tabell 10 Vektet gjennomsnitts infiltrasjonsfaktor for de ulike massene (varigheten for hver enkelt måling av infiltrasjonsfaktor ble lagt til grunn for vektingen i gjennomsnittet).

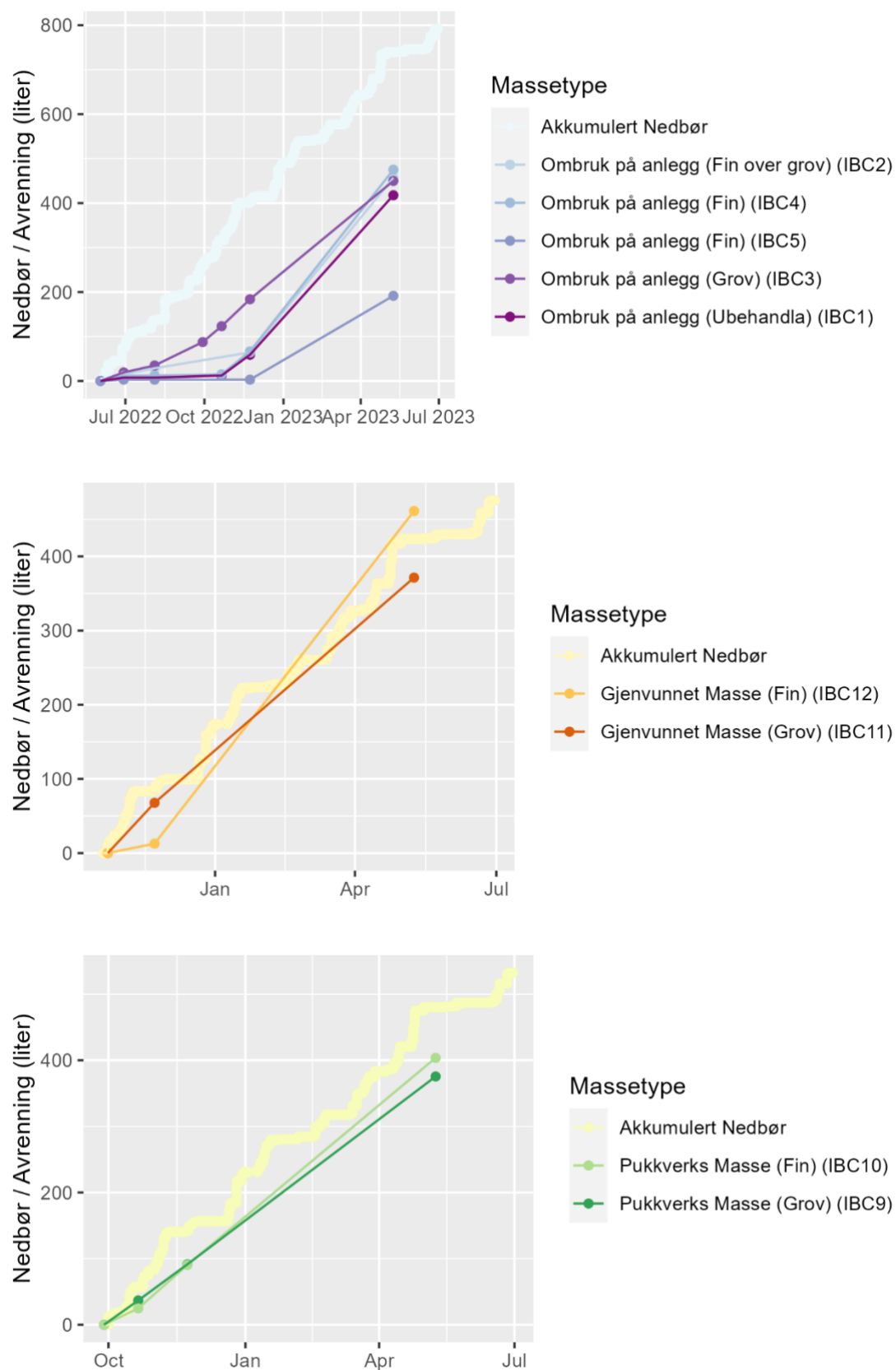
		IBC-nummer	Infiltrasjonsfaktor	Porøsitet	Romvekt (kg/m ³)	Korntetthet (kg/dm ³)	Vegetasjon
Ombruk på anlegg	Ubehandla	1	0.43	0.38	1488	2.42	Mye begroing av gress og planter under forsøket
	Fin over Grov*	2	0.49	0.59	1344	2.41	
	Grov (Rep 2)	3	0.51	0.46	1347	2.51	
	Fin (Rep 1)	4	0.44	0.42	1337	2.31	
	Fin (Rep 2)	5	*	0.48	*	2.31	
Gjenvunnet Masser	Fin	9	0.73	0.46	1388	2.55	Svært lite begroing
	Grov	10	0.75	0.28	1838	2.55	
Pukkverks masser	Fin	11	0.8	0.43	1493	2.62	Svært lite begroing
	Grov	12	0.92	0.30	1663	2.39	

*Kontaineren fikk en lekkasje som gjorde det umulig å bestemme infiltrasjonsfaktor

Begroingen i kontainerne med masser fra ombruk på anlegg ga en langt lavere infiltrasjonsfaktor enn for de øvrige massene store deler av året (Figur X og X).



Figur 12 Bilder av begroing i finfraksjonen av de ulike massetypene.



Figur 13 Sammenlikning av akkumulert nedbør og avrenning fra de ulike massene.

A.2 Hydraulisk konduktivitet bestemt fra siktekurver og felttester

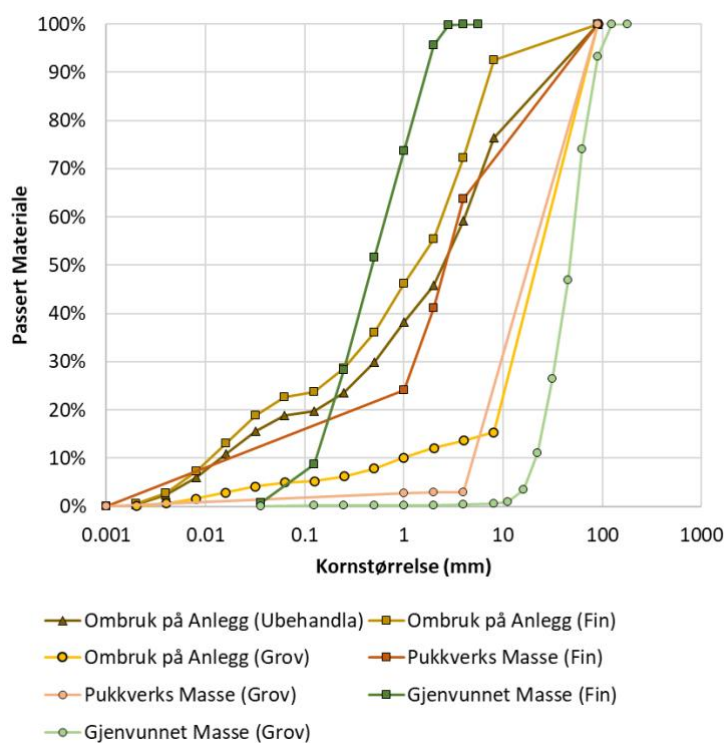
Massenes siktekurver (Figur X) ble benyttet for modellering av massenes hydrauliske ledningsevne ved hjelp av hydrogeosieve programvaren (Tabell X).

Tabell 11 *Hydraulisk konduktivitet bestemt ved modellering eller ved infiltrasjon eller drenering i felttester.*

				Modell (cm/s)		Felttester (cm/s)		
		Jordart	IBC-nr.	Gj.sn.	Geo.sn.*	Vann- Ing**	Innfilt- rasjon	Dren- ering
Ombruk på anlegg	Ubehandla	Sandig grus	1	0.10	0.0005	0.03	0.03	-0.02
	Fin	Sand med grus	4	0.02	0.0003	0.04	0.05	-0.01
	Grov	Grus	3	20	0.25	0.13	0.13	-0.04
Gjenvunnet Masser	Fin	Sand	12	0.03	0.026	i.a.	i.a.	i.a.
	Grov	Grus	11	528	506	0.04	0.04	i.a.
Pukkverks masser	Fin	Sand med grus	10	2.6	0.27	0.06	0.05	-0.04
	Grov	Grus	9	110	54	0.14	0.15	i.a.

*Ettersom de ulike modellene gir relativt stor variasjon i estimatene ble det også beregnet geometrisk gjennomsnitt for å redusere påvirkningen fra ekstremverdier

**Vanningshastigheten under infiltrasjonstesten ble bestemt ved å justere strømningshastigheten (m^3/s) for overflatearealet (m^2) og massenes porøsitet



Figur 14 *Siktekurver fra de ulike massene benyttet i lab- og feltforsøk..*

Det ble utført felttester der hydraulisk konduktivitet ble bestemt ved infiltrasjon og drenering. Disse felttestene gir imidlertid kun indikasjoner da massene som ble benyttet inneholder mye grove masser som grus og stein som gir en svært høy infiltrasjonskapasitet og hydraulisk ledningsevne. Oppsettet som ble benyttet i felttestene var ikke egnet for å bestemme maksimal hydraulisk ledningsevne for grove masser. Imidlertid vil grove masser ha en svært høy hydraulisk ledningsevne som ikke engang vil begrense infiltrasjonen under ekstremvær. Testen er derfor egnet til å bekrefte at den hydrauliske ledningsevnen ikke er begrensende for infiltrasjon selv under ekstremvær.

Felttestene for å måle massenes infiltrasjon ble utført ved å vanne massene ved hjelp av en vannslange med kjent vannføring. Parallelt med vanningen ble vannstanden i kontainerne logget både ved å observere vannstanden i kontainer gjennom den gjennomsiktige veggen fra utsiden, eller ved å benytte en grunnvannspeiler i plastrør som stod ned i massene som en grunnvannsbrønn. Dette ga en tidsserie som viste hvordan vannstanden i massene økte med tid under vanning.

Drenering av massene i mettet tilstand ble observert ved å åpne kranene plassert i bunnen på kontainerne mens vannstanden ble kontinuerlig logget. Under forsøket ble det observert en del finstoff i vannet som strømmet ut av kontainerne. Dette kan tyde på at det har akkumulert seg finstoff rundt krana i løpet av tiden utlekkingen i kontainerne har blitt overvåket i månedene i forkant av testene. Dette finstoffet og kranas dimensjon kan potensielt virke begrense på dreneringen av kontainerne og dermed introdusere en uønsket feilkilde.

Generelt ligger den modellert hydrauliske ledningsevnen langt over den målt i feltforsøket. Dette bekrefter at infiltrasjonen målt i feltforsøket ble begrenset av vanningen, som tilsvarer ekstremnedbør. Den liknende hastigheten observert for vanningen og infiltrasjonen bekrefter dette. Den hydrauliske konduktiviteten målt ved drenering lå lavere enn ved infiltrasjon, noe som indikerer at vannet ble begrenset av åpningen brukt under dreneringen og ikke massenes hydrauliske konduktivitet. De største avvikene av betydning ble observert for den ubehandla fraksjonen for ombruk på anlegg, der den målte hydrauliske ledningsevnen lå høyere enn den modellerte. Dette kan skyldes ulike antakelser i porøsitet, som var høy i feltforsøket ettersom massene ikke ble komprimert.

Vedlegg B – Supplerende resultater fra ristetester og feltforsøk

B.1 Bestemmelse av utlekking i ristetest per overflateareal

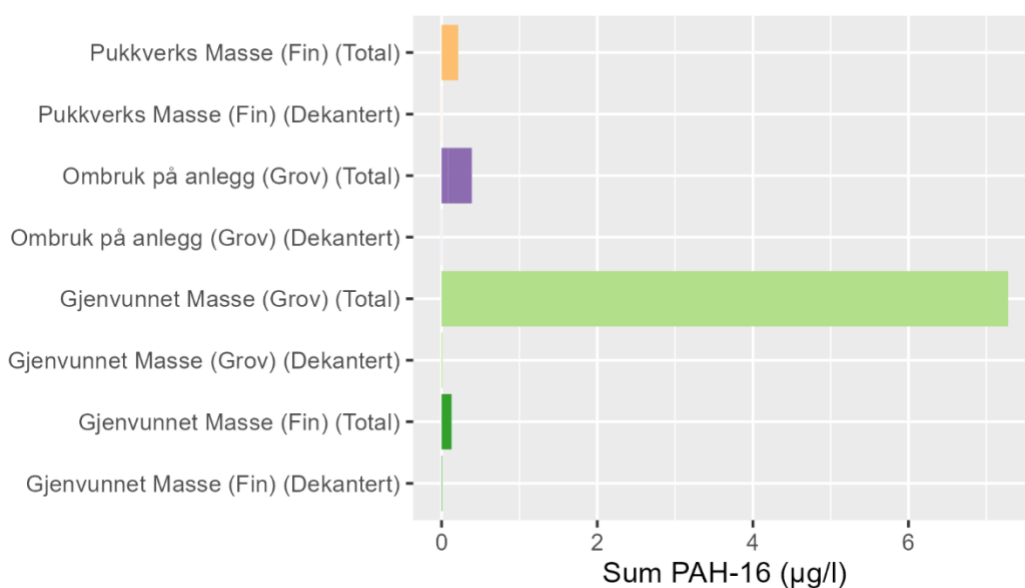
For å sammenlikne trender i utlekkingen i ristetest på tvers av størrelsesfraksjoner ble utlekkingen justert for overflateareal beregnet. Denne sammenstillingen viser at overflaten i de grove størrelsesfraksjonene gir høyere utlekkingen enn de fine fraksjonene. Dette må imidlertid ikke forveksles med trend for utlekking per masse eller kubikk. Dette vil gi motsatt trend da totalt overflateareal er betydelig mindre i de grovere fraksjonene.

Tabell 12 Utlekking i ristetest justert for overflateareal for utvalgte metaller.

Parameter	Enhet	Ombruk på anlegg			Gjenvunnet Produkt		Pukkverk	
		Ubehand.	Fin	Grov	Fin	Grov	Fin	Grov
Kobber (Cu)	µg/m ²	14	13	35	2	77	27	222
Krom (Cr)	µg/m ²	0.28	0.27	1.02	0.89	38.46	6.02	83.33
Sink (Zn)	µg/m ²	36	38	93	4	154	53	548
Overflateareal	m ² /kg	79.70	96.26	21.05	5.63	0.13	0.83	0.06

B.2 Partikkelbundet organisk forurensning i avrenning fra feltforsøk

For å undersøke spredningsmekanismene for organiske forurensninger i feltforsøket med containere ble prøver fra avrenningen fra utvalgte containere der det ble påvist utlekking av PAH også analyser etter dekantering. Dekanteringen ga en 95% - 99% reduksjon i konsentrasjonen av sum PAH-16. Dette indikerer at organiske forurensninger som PAH-er transporteres partikulært i det studerte systemet.



Figur 15 Sum PAH-16 konsentrasjonen i ufiltrerte total prøver og dekanterte prøver av avrenningen fra utvalgte containere der forurensningen ble påvist.

Forskning



Privat sektor



Offentlig sektor



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



Senter for
forskningsdrevet
innovasjon

earthresQue