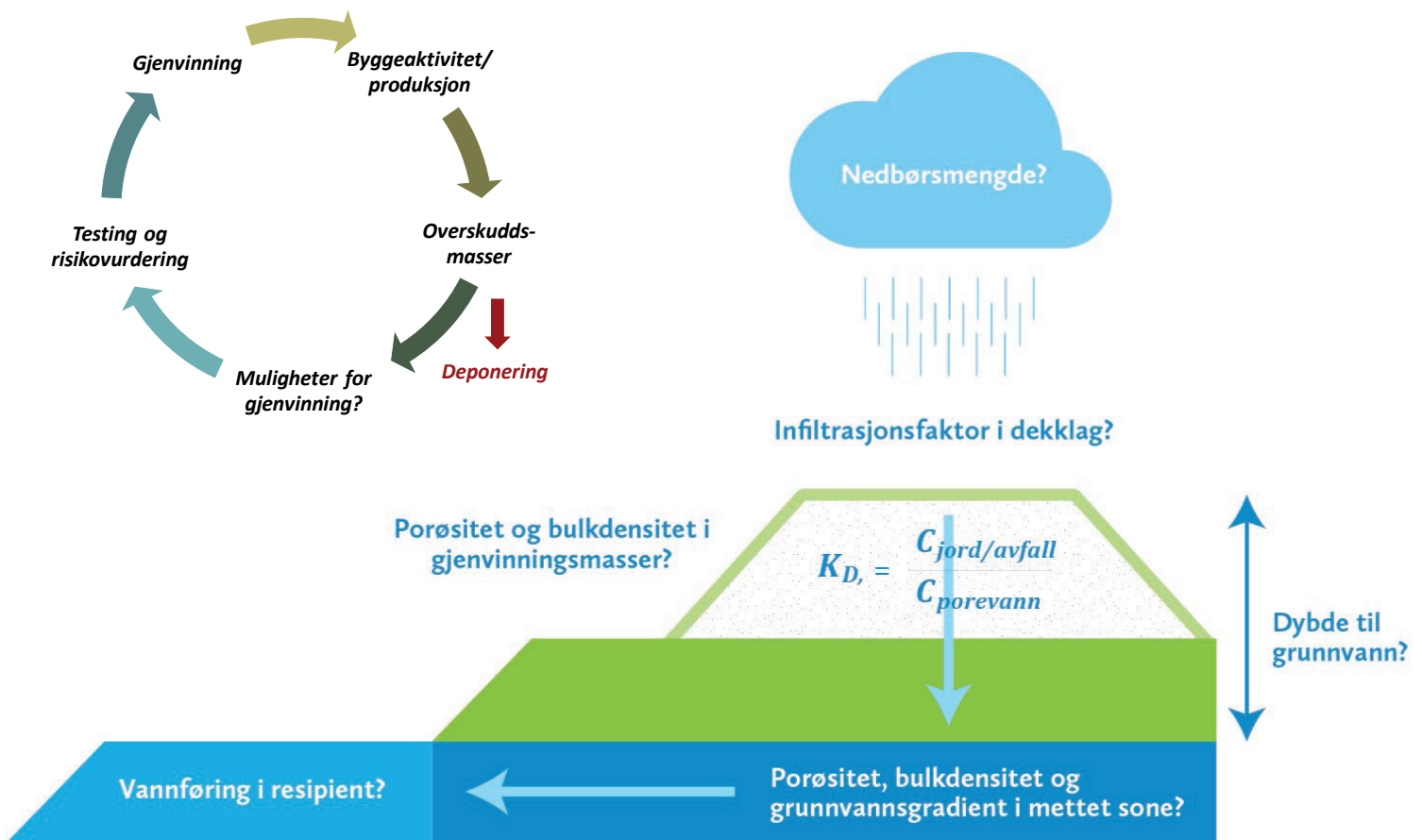


GEOreCIRC

Spredning av miljøgifter ved gjenvinningsstiltak

NGI rapport 20160794-10-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: GEOreCIRC
Dokumenttittel: Spredningsberegninger for gjenvinningstiltak
Dokumentnr.: 20160794-10-R
Dato: 2019-12-13
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /

Oppdragsgiver

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

for NGI

Prosjektleder: Gudny Okkenhaug
Utarbeidet av: Erlend Sørmo, Hans Peter Arp
Kontrollert av: Gudny Okkenhaug, Gijs Breedveld

Sammendrag

Denne rapporten beskriver en enkel, NGI-utviklet boksmodell for vurdering av spredning av miljøgifter via grunnvann til en resipient og hvordan den kan brukes til å beregne forventet spredning av miljøgifter når forurensede masser gjenvinnes. Rapporten inneholder en generell beskrivelse av modellen i tillegg til to hypotetiske eksempler på gjenvinning hvor modellen er brukt til å estimere spredning.

En vurdering av spredning i forbindelse med et gjenvinningstiltak vil konseptuelt sett ikke skille seg fra en spredningsvurdering for forurenset grunn. I et gjenvinningstiltak vil det tilføres forurensede masser til en ren/forurenset lokalitet. En vurdering må gjøres for å vise at massene som ønskes tilført ikke vil påvirke miljøet negativt. En spredningsberegning kan derfor settes opp som et hypotetisk tilfelle hvor de gjenvunne, forurensede massene er tilstede på en ny lokalitet som forurenset grunn.

De to hypotetiske eksemplene på gjenvinning er: 1) Gjenvinning av lett forurenset jord til bygging av en støyvoll, og 2) Gjenvinning av avfallsbetong til etablering av byggegrunn under en parkeringsplass.

Bruken av modellverktøyet har demonstrert at spredningen fra jordmasser med lave konsentrasjoner av hydrofobe organiske miljøgifter og tungmetaller (tilsvarende lett forurenset jord), som gjenvinnes til konstruksjonsformål i de gitte eksemplene vil være neglisjerbar dersom det ikke skjer partikkelspredning via overflateerosjon eller partikkel- og/eller kolloidtransport via foretrukne spredningsveier i grunnen. Hvis spredningen skjer via fritt løste metaller eller hydrofobe organiske miljøgifter vil adsorpsjon til jordmasser i både umettet og mettet sone være den viktigste faktoren som gjør at spredningen går svært langsomt. I slike tilfeller er det ikke nødvendig å gjøre ekstra tiltak for å redusere spredningen. For metaller er det imidlertid viktig å bestemme steds-spesifikke fordelingskoeffisienter (K_D -verdier), ettersom disse er sterkt avhengige av jordart og pH. Tross dette anbefales det at det gjøres en enkel stedsspesifikk spredningsvurdering, tilsvarende en trinn 1 spredningsvurdering (NGI, 2018) for å sikre at typen- og grad av forurensning i gjenvinningsmasser i kombinasjon med lokale grunn- og resipientforhold ikke resulterer i en uønsket risiko for miljøet.

Bruken av modellverktøyet har vist at spredning fra betong som gjenvinnes til konstruksjonsformål ikke vil være et problem for overflateresipient dersom overflateerosjon ikke forekommer og/eller at det finnes foretrukne spredningsveier for kolloider/partikler i grunnen. Årsaken til dette er at tilbakeholdelsen (adsorpsjon) av fritt løst krom i mettet sone er høy. Eksempelet i denne rapporten har imidlertid vist at grunnvann kan bli sterkt påvirket av krom når betong benyttes til å etablere byggegrunn i direkte kontakt med mettet sone. Et impermeabelt dekklag reduserer infiltrasjonen av vann i massene, dette minsker spredningen av krom, men det er nødvendig med ytterligere tiltak dersom en ønsker å beskytte grunnvann fra negativ påvirkning.

I Tabell S1 er faktorer som er avgjørende for spredning beskrevet i tillegg til mulige tiltak for å redusere spredningen.

Tabell S1 Avgjørende faktorer som påvirker spredning, hvordan omfang av problemet kan identifiseres og mulige tiltak for å redusere spredning ved gjenvinningstiltak

Avgjørende faktorer for spredning	Hvordan identifisere omfanget av problemet?	Mulig tiltak for å redusere effekt
Foretrukne spredningsveier som tillater partikkel-/kolloidetransport	<ul style="list-style-type: none"> - Kvantærgeologiske kart: består grunnen består av permeable masser (sand, grus)? -Finnes det konstruerte spredningsveier som grøfter eller rørtraséer? -Forventes det overflateerosjon? 	<ul style="list-style-type: none"> -Unngå å plassere forurensede masser i områder med slike masser i grunnen. -Forsegle permeable områder med impermeable masser -Dekke til massene med vegetasjonslag/rene masser for å hindre overflateerosjon
Utlekking fra massene som gjenvinnes	<ul style="list-style-type: none"> -Bestem fordelingskoeffisienter (K_D) for massene gjennom labforsøk/feltforsøk 	<ul style="list-style-type: none"> -Tiltak er ikke nødvendige dersom utlekkingen i utgangspunktet er lav. -Tilsett sorbenter til massene som gjenvinnes for å redusere utlekkingen. -Konstruer en aktiv barriere med høy sorpsjonskapasitet under massene som gjenvinnes.
Infiltrasjon av vann i massene	<ul style="list-style-type: none"> -Hvilket dekklag/overflate planlegges for massene? -Hva er forventet porøsitet og densitet i massene? 	<ul style="list-style-type: none"> -Vegetasjonsdekke (evapotranspirasjon reduserer infiltrasjon) -Impermeabelt dekke (avrenning reduserer infiltrasjon) -Komprimering av massene
Vannføring i resipient	<ul style="list-style-type: none"> -Lav vannføring gir lav fortykning -Skaff til veie stedsspesifikke data for vannføring ved å: -Beregne forventet vannføring med online verktøy (NEVINA) -Måle vannføring i resipient 	<ul style="list-style-type: none"> -Dersom påvirkning av resipient er uakseptabel må det vurderes tiltak som reduserer utlekking fra massene og/eller infiltrasjon av vann i massene

Innhold

1	Innledning	7
2	Bakgrunn	8
3	Tilpasning av modellen til vurdering av spredning fra nyttiggjøringstiltak	9
3.1	Konseptuell tilpasning	9
3.2	Spesifikke tilpasninger	10
3.3	Komprimering	12
4	Eksempler på beregnet spredning fra hypotetiske gjenvinningstiltak	13
4.1	Gjenvinning av lett forurenset jord i konstruksjon av støyvoll	13
4.2	Gjenvinning av avfallsbetong til etablering av byggegrunn	24
5	Konklusjon	33
5.1	Gjenvinning av lett forurenset jord	33
5.2	Gjenvinning av avfallsbetong	33
5.3	Generelle vurderinger	33
6	Referanser	35

Vedlegg

Vedlegg A	Beskrivelse av matematisk konsept for spredningsmodell
Vedlegg B	Nedbørsfeltdata fra NEVINA

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

GEOreCIRC, *Geomaterialer i en sirkulær økonomi*, er et internt strategisk prosjekt ved NGI for perioden 2017-2019. Hovedmålet for GEOreCIRC er å utvikle metoder som danner grunnlag for økt gjenvinning av restprodukter og overskuddsmasse, som er lettere forurenset og som i dag blir ansett som et avfall, og problemfraksjoner, som blir ansett som rene, og som har et potensial for gjenvinning.

Målet med arbeidspakke 3 (WP3) i GEOreCIRC er å beskrive måter en kan vurdere risiko og kost/nytte verdi knyttet til et potensielt gjenvinningstiltak. Gjenvinning av masser vil kunne kreve at det søkes Miljødirektoratet om tillatelse og i en slik søknad vil disse vurderingene være aktuelle. Ettersom en rekke massetyper som har potensial for gjenvinning i utgangspunktet ikke er å betrakte som rene masser, siden de overskrider normverdi (FOR-2019-11-07-1490), vil det kunne være en miljørisiko forbundet med gjenvinning. Miljørisikovurdering av materialene og tiltaket vil derfor være sentralt i en overordnet vurdering av et gjenvinningstiltak (NGI, 2019a). I en miljørisikovurdering er risiko knyttet til spredning, som videre kan føre til eksponering av mennesker eller miljø (SFT, 1999).

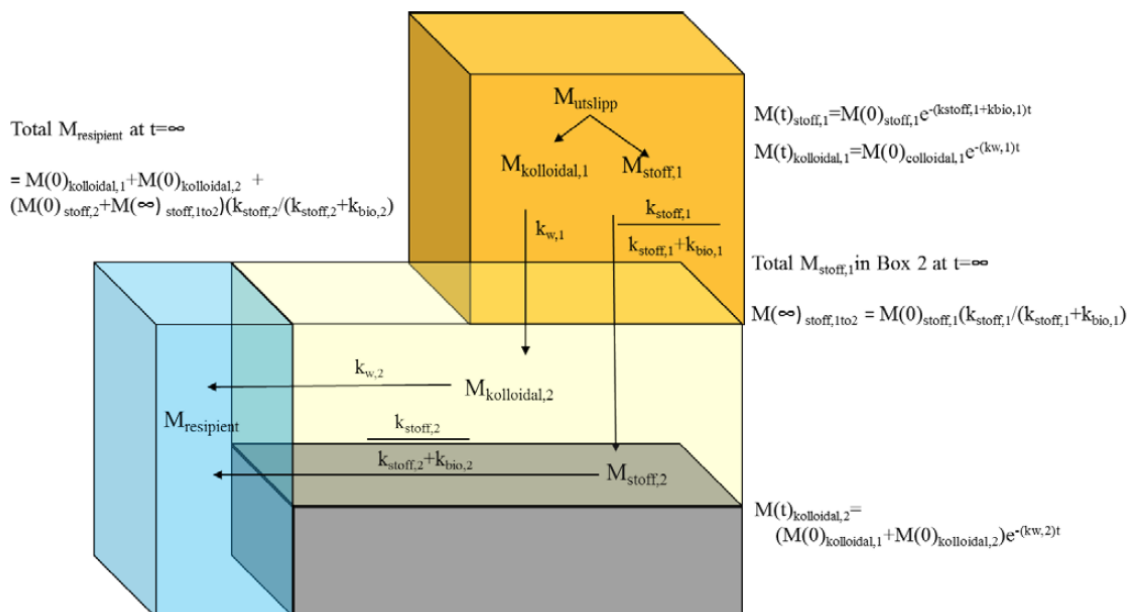
Denne rapporten beskriver en relativt enkel, NGI-utviklet boksmoell for vurdering av spredning via grunnvann til en resipient og hvordan den kan brukes til å beregne forventet spredning av miljøgifter når forurensede masser gjenvinnes. Rapporten inneholder en generell beskrivelse av modellen i tillegg til eksempler for hvordan den kan tilpasses gjenvinningstiltak. Dette er beskrevet gjennom to hypotetiske eksempler på gjenvinning av 1) lett forurenset jord og 2) avfallsbetong.

2 Bakgrunn

NGI utarbeidet i 2017-2018 et grunnlag til veileder for spredning fra forurenset grunn med en ny beregningsmodell (NGI, 2018, Figur 1). Arbeidet bygget på eksisterende veiledere og lovverk og målet var å lage en enkel boksmodeLL hvor begrensninger/feil i det gamle verktøyet (SFT, 1999) var forbedret/tatt hånd om, samtidig som foretrukne spredningsveier og partikkeltransport var inkludert. Hovedforskjellene mellom disse modellene er at den nye inkluderer en masseballanse for forurensningen og en utvikling av denne over tid, som manglet i den gamle. Den nye modellen viser dermed hvordan spredning av ulike miljøgifter endrer konsentrasjonene i grunnvann og overflateresipient over tid, samtidig som det er mulig å beregne mengder som spres over tid. En annen fordel med denne modellen er at en forenklet spredningsberegning kan gjøres ved å legge inn totalkonsentrasjoner i jord, avstand til resipient og lokale nedbørsdata. For mer avanserte beregninger kan modellen kalibreres med mer stedsspesifikke data.

De matematiske bereningene knyttet til geokjemi og hydrogeologi i modellen er oppsummert i Figur 1 og dokumentert i detalj i Vedlegg A.

Kapittel 3 beskriver hvordan modellen kan benyttes, med små tilpasninger, i et nyttiggjøringsperspektiv. Kapittel 4 viser med konkrete eksempler hvordan spredning beregnes i et nyttiggjøringstiltak.



Figur 1 Skjematisk oversikt over spredningsberegning ved hjelp av ny modell utarbeidet av NGI (NGI, 2018).

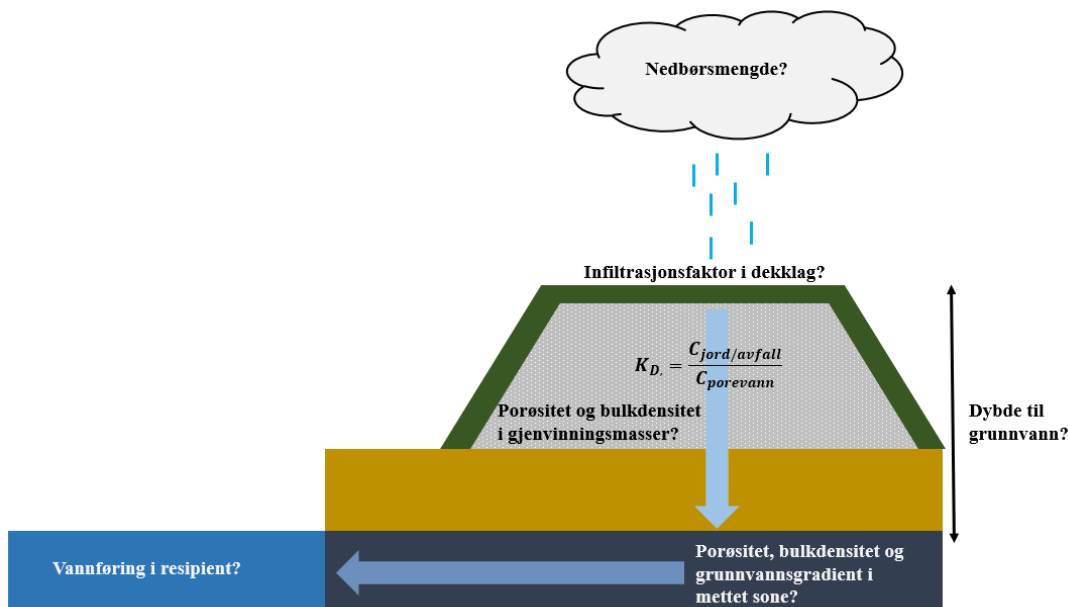
3 Tilpasning av modellen til vurdering av spredning fra nyttiggjøringstiltak

3.1 Konseptuell tilpasning

Spredningsmodellen er utviklet for å beregne transport av miljøgifter fra en lokalitet med forurensing i grunnen. Dette gjøres for å vurdere risikoen for at grunnforurensingen vil påvirke nærliggende resipienter. Målet med en slik vurdering er ofte å undersøke om det er akseptabelt å la de forurensede massene forbli på lokaliteten, eller om de må fjernes.

En vurdering av spredning i forbindelse med et gjenvinningstiltak vil konseptuelt sett ikke skille seg fra en spredningsvurdering for forurenset grunn. I et gjenvinningstiltak vil det tilføres forurensede masser til en ren/forurenset lokalitet. En vurdering må gjøres for å vise at massene som ønskes tilført ikke vil påvirke miljøet negativt. En spredningsberegning kan derfor settes opp for å estimere hva som kan skje dersom forurensede massene tilføres en konstruksjon på en ny lokalitet.

Videre kan det gjøres tilpasninger i modellberegningene som reflekterer tiltak som gjøres i forbindelse med nyttiggjøringen for å redusere risiko for spredning av forurensing. Figur 2 viser hvordan et gjenvinningstiltak kan inkluderes i boksmodellen for spredning (Figur 1) på et konseptuelt vis, og hvilke spørsmål en må ta stilling til for å si noe om den potensielle spredningssituasjonen.



Figur 2 Konseptuell tilpasning av spredningsmodell for forurenset grunn til gjenvinningstiltak.

3.2 Spesifikke tilpasninger

3.2.1 Utlekking fra jord vs. avfall

Spredning av forurensing fra umettet sone er basert på fordeling av forurensing mellom jord og porevann. Denne fordelingen beregnes med bakgrunn i kjente fordelingskoeffisienter, K_D . Hver miljøgift har en unik K_D . I tillegg varierer K_D mellom ulike jordarter, ettersom jordas innhold av organisk materiale, leirmineraler og oksider påvirker sorpsjon av miljøgifter. K_D -verdier kan måles direkte (likning 1) eller estimeres teoretisk for organiske miljøgifter gjennom fordelingskoeffisienten mellom organisk karbon og vann (K_{OC}) og mengde organisk karbon i jorda (f_{OC}) (likning 2).

$$K_{D-jord} = \frac{C_{jord}}{C_{porevann}} \quad (1)$$

$$K_{D-jord} = K_{OC} \times f_{OC} = K_{OC} \times f_{OM} \times 0.6 \quad (2)$$

Hvor:

K_{D-jord} = fordelingskoeffisienten til en miljøgift mellom jord og porevann,

K_{OC} = fordelingskoeffisienten til en miljøgift mellom organisk karbon og vann

f_{OC} = fraksjonen av organisk karbon i jord

f_{OM} = fraksjonen av organisk materiale i jord

I den eksisterende spredningsmodellen ligger det K_D -verdier fra litteraturen for alle relevante miljøgifter. Det kan derfor gjøres en enkel spredningsvurdering basert på total-konsentrasjoner av miljøgifter i umettet sone. En mer nøyaktig spredningsvurdering kan også gjøres dersom en bestemmer en stedsspesifikk K_D -verdi gjennom analyse av total-konsentrasjon i jord og porevann (likning 1). Denne tilnærmingen kan benyttes direkte for masser av lett forurenset jord som ønskes nyttiggjort.

For avfallsmasser, som for eksempel betong eller slagg, kan ikke modellen benyttes direkte, ettersom K_D -verdiene for jord ikke vil kunne gi et realistisk bilde av fasefordeling mellom porevann og avfall. For å beregne potensiell spredning fra gjenvinning av betong må det beregnes en stedsspesifikk K_D -verdi. Dette kan beregnes med bakgrunn i en totalkonsentrasjon i faststoff og konsentrasjon i eluat fra en utlekkingsstest (likning 3).

$$K_{D-avfall} = \frac{C_{avfall}}{C_{eluat}} \quad (3)$$

Hvor:

$K_{D-avfall}$ = fordelingskoeffisient mellom avfall og porevann (l/kg)

C_{avfall} = konsentrasjonen av en miljøgift i avfall (mg/kg TS)

C_{eluat} = konsentrasjonen av en miljøgift i eluat fra en utlekkingsstest (mg/l)

En K_D forutsetter imidlertid at fordelingen mellom fast stoff og vann er basert på en lineær sorpsjonsmodell hvor det etableres en likevekt mellom det som er sobert til den faste fasen og det som løses ut til vannfasen. Denne modellen gjelder ikke nødvendigvis for betong, hvor det i tillegg til en adsorpsjon/desorpsjon skjer en gradvis oppløsning av hele betongmatrisen. En K_D -tilnærming vil derfor i mange tilfeller være mangelfull for avfall. Dette blir nærmere drøftet i kapittel 4.2.

3.2.2 Innblanding av sorbenter i masser som gjenvinnes

Forurensningen i jord/avfall kan potensielt stabiliseres ved å blande inn en egnet sorbent, som for eksempel biokull (Lehman & Joseph, 2015). En egnet sorbent vil binde til seg miljøgifter, noe som fører til en redusert utlekking av miljøgifter og følgelig mindre spredning. En sorbent vil altså føre til at jord-/avfallsmasser får en høyere K_D -verdi (likning 1).

I litteraturen er fordelingskoeffisienter for en rekke forbindelser mellom en biokull-sorbent og vann (K_{BC}) dokumentert. Under visse forhold kan en benytte disse litteraturverdiene til å beregne en forventet K_D for en blanding av jord/avfall med en sorbent (likning 4). Sorpsjon til biokull forventes imidlertid ikke å være like sterk når biokull blandes i jord, som når biokull blandes i vann. Ved høye konsentrasjoner av miljøgifter eller organisk materiale i jorda vil det heller ikke være en lineær sammenheng mellom sorpsjonen av en miljøgift til jorda og sorpsjonen av en miljøgift til biokullet i jorda (Cornelissen et al., 2005). Det anbefales derfor at denne tilnærming kun benyttes for jord med lave konsentrasjoner av miljøgifter (tilsvarende lett forurenset jord – TA 2553) og at det i slike tilfeller også benyttes en sikkerhetsfaktor på 10, dersom en benytter litteraturverdier for K_{BC} målt i vann til å beregne forventet K_D i jord (Hale et al., 2011).

$$K_{D-total} = K_{D-jord} + f_{BC} \times \frac{K_{BC}}{10} \quad (4)$$

Hvor:

$K_{D-total}$ = fordelingskoeffisienten til en miljøgift mellom en blanding av jord/avfall og sorbent, og porevann (l/kg)

K_{D-jord} = fordelingskoeffisienten til en miljøgift mellom jord og porevann (l/kg)

K_{BC} = fordelingskoeffisienten til en miljøgift mellom en biokull-sorbent og vann (l/kg)

f_{BC} = fraksjonen av biokull-sorbent i jord (-)

I alle tilfeller vil den beste tilnærmingen være å måle utlekkingen av en spesifikk forbindelse fra en blanding av jord/avfall og sorbent, for så å bruke dette som grunnlag til å bestemme K_D -verdien for blandingen direkte (likning 5).

$$K_{D-total} = \frac{C_{avfall/jord+sorbent}}{C_{eluat}} \quad (5)$$

Hvor:

$K_{D-total}$ = fordelingskoeffisient mellom avfall/jord og sorbent, og porevann (l/kg)

$C_{avfall/jord+srbent}$ = konsentrasjonen av en miljøgift i avfall (mg/kg TS)

C_{eluat} = konsentrasjonen av en miljøgift i eluat fra en utlekkingsstest (mg/l)

3.2.3 Barrierer som reduserer/hindrer infiltrasjon i nyttiggjorte masser

Vanngjennomstrømning er en viktig faktor som bidrar til spredning fra forurensete masser. I masser som nyttiggjøres kan vanngjennomstrømning begrenses ved å konstruere en impermeabel barriere som reduserer infiltrasjon av overflatevann.

Infiltrasjon er en parameter i spredningsmodellen som beskriver hvor mye av nedbørsvannet som vil infiltrere i bakken og hvor mye som vil renne av på overflaten eller fordampe. Permeable masser, som grus og sand, vil ha en høyere infiltrasjonsfaktor enn mindre permeable dekker som asfalt og betong. I tillegg bidrar vegetasjon til å redusere infiltrasjon gjennom evapotranspirasjon. Effekten av en impermeabel barriere kan derfor reflekteres i en modifisert infiltrasjonsfaktor.

Miljødirektoratets M-293/2015 (MDir, 2015) inneholder en sammenstilling av avrenningsfaktorer for ulike typer overflater. Det er her tatt utgangspunkt i disse avrenningsfaktorene og antatt at infiltrasjon kan beskrives som den resterende fraksjonen (Likning 6). For overflater med vegetasjon korrigeres den beregnede infiltrasjonsfaktoren for evapotranspirasjon og dermed en reduksjon av beregnet infiltrasjonsfaktor. Avrenningsfaktorer fra M-293 (MDir, 2015) og beregnede infiltrasjonsfaktorer er vist i Tabell 1.

$$\text{Infiltrasjonsfaktor} = 1 - \text{Avrenningsfaktor} \quad (6)$$

Tabell 1 Infiltrasjonsfaktorer for ulike typer masser og dekker (fra NGI, 2018).

Massetype/dekke	Avrenningsfaktor (M-293/2015)	Infiltrasjonsfaktor (likning 6)
Betong	0,8	0,2
Asfalt	0,8	0,2
Grus og sand	0,2	0,8
Skogsområder	0,2	0,5*
Jord med rik vegetasjon og jordbruksområder	0,1	0,5*

*Korrigert for evapotranspirasjon

3.3 Komprimering

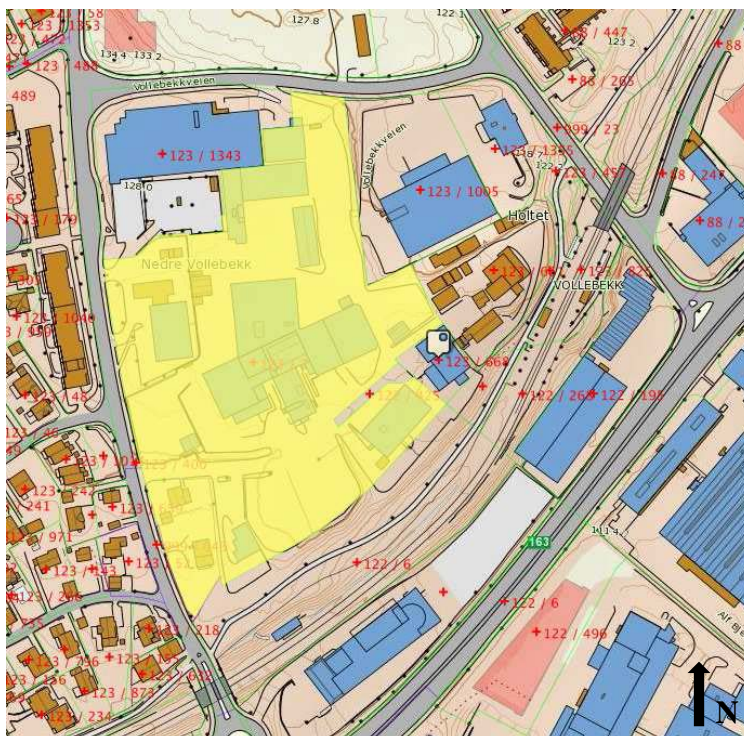
Når masser legges ut gjøres det ofte et arbeid for å komprimere massene slik at en oppnår en stabil overflate og unngår setninger i ettertid. Standard komprimering gjøres som regel iht. krav i standarder og retningslinjer iht. NS-3458:2004, og beskrives i nærmere detalj i f.eks. SVV (2014). Slike krav representerer som regel et minstemål for det som er nødvendig i tillegg til en sikkerhetsfaktor. Det er derfor, i mange tilfeller, mulig å oppnå en høyere grad av komprimering dersom en gjør et utvidet komprimeringsarbeid, f.eks. med tyngre utstyr og flere overfarer.

Komprimering reduserer porøsiteten i massene og dermed økes massenes tetthet og effektive hulrom, som luft og vann kan strømme igjennom, minskes. Dette kan bidra til å redusere infiltrasjonen i, og forsinke vanntransporten gjennom, de forurensede massene og dermed redusere utlekkingsraten. En lavere utlekkingsrate, mindre forurensing per tidsenhet, bidrar til å gjøre fortynningsfaktoren i grunnvann og resipient større.

4 Eksempler på beregnet spredning fra hypotetiske gjenvinningstiltak

4.1 Gjenvinning av lett forurenset jord i konstruksjon av støyvoll

Dette eksempelet tar utgangspunkt i masser fra et OBOS-byggeprosjekt på Vollebekk (Figur 3) hvor NGI samlet inn prøver av lett forurenset jord som ble karakterisert i forbindelse med GEORCIRC WP2 for å vurdere gjenvinningspotensialet for slike gravemasser (NGI, 2019b).



Figur 3 OBOS' byggeprosjekt på Vollebekk med overskudd av lett forurenset jordmasser.

Geokjemiske data for massene som ønskes brukt i et det hypotetiske gjenvinningstiltaket er vist i Tabell 2. Her er totalinnhold i jord dokumentert i tillegg til utlekking med ristettest (L/S = 10), og følgelig beregnede K_D -verdier for fasefordelingen mellom jord og vann. Det understrekes at det i et reelt tilfelle vil være nødvendig med betydelig flere prøver og analyser. Det har ikke blitt gjort en geoteknisk karakterisering av massene og det antas derfor at jordmassene tilsvarer sandig grus med en porøsitet på 0,4, med vannfylt porøsitet på 0,2, en bulkdensitet på 1,7 (kg/l) og en hydraulisk konduktivitet på 10^{-3} m/s (NGI, 2018). Disse parameterne representerer konservative antagelser som kan benyttes når målte data ikke foreligger.

Tabell 2 Påvist innhold av metaller og organiske forbindelser i jordprøve, faststoff (mg/kg TS) og utlekking fra ristettest (L/S = 10; mg/L eluat og mg/kg) med beregnede K_D -verdier (l/kg). Normverdier for jord iht. SFT (2009) også vist. i.p. = ikke påvist.

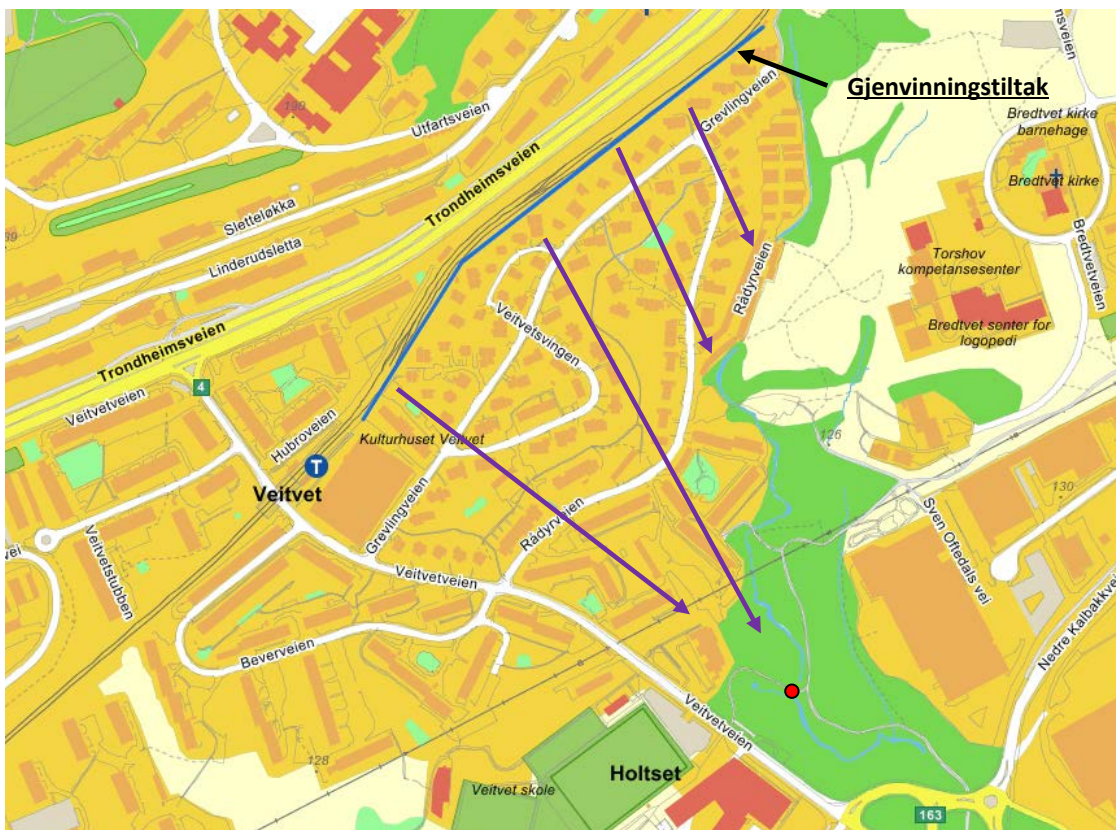
Parameter	Totalinnhold	Normverdi	Utlekking ristettest (L/S = 10)		K_D
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/l	mg/kg	l/kg
As	4,0	8	0,0034	0,034	1184
Cd	0,29	1,5	0,000019	0,00019	15173
Cr	28	50	0,0043	0,043	6563
Cu	23	100	0,0087	0,087	2640
Hg	0,03	1	0,000011	0,00011	2657
Ni	29	60	0,0018	0,018	16467
Pb	14	60	0,00091	0,0091	15375
Zn	66	200	0,0050	0,050	13230
∑PCB-7	0,0064	0,01	i.p.	i.p.	-
Benso(a)pyren	0,38	0,1	0,000019	0,00019	20531
∑PAH-16	5,9	2	0,00067	0,0067	8847
Alifater >C12-C35	44	100	<30	<0,300	-

Forurensningsgraden i massene er relativt lav, det er kun overskridelse av normverdi for PAH-16 (5,9 mg/kg, normverdi 2 mg/kg), og benso(a)pyren (0,38 mg/kg, normverdi 0,1 mg/kg). Noe som betyr at massene representerer tilstandsklasse 2 iht. veileder TA 2553 (SFT, 2009). I tillegg er det påvist PCB-7 (0,0064 m/kg) like under normverdi (0,01 mg/kg). Tungmetallene er alle påvist i konsentrasjoner under respektive normverdier og tilsvarer således bakgrunnskonsentrasjoner i ren jord. Det er relevant å beregne spredning av forbindelsene som er påvist over normverdi, men også de andre forbindelsene som er påvist ettersom det skal gjøres en vurdering av om tiltaket i sin helhet vil kunne føre til spredning av forurensning (MDir, 2018).

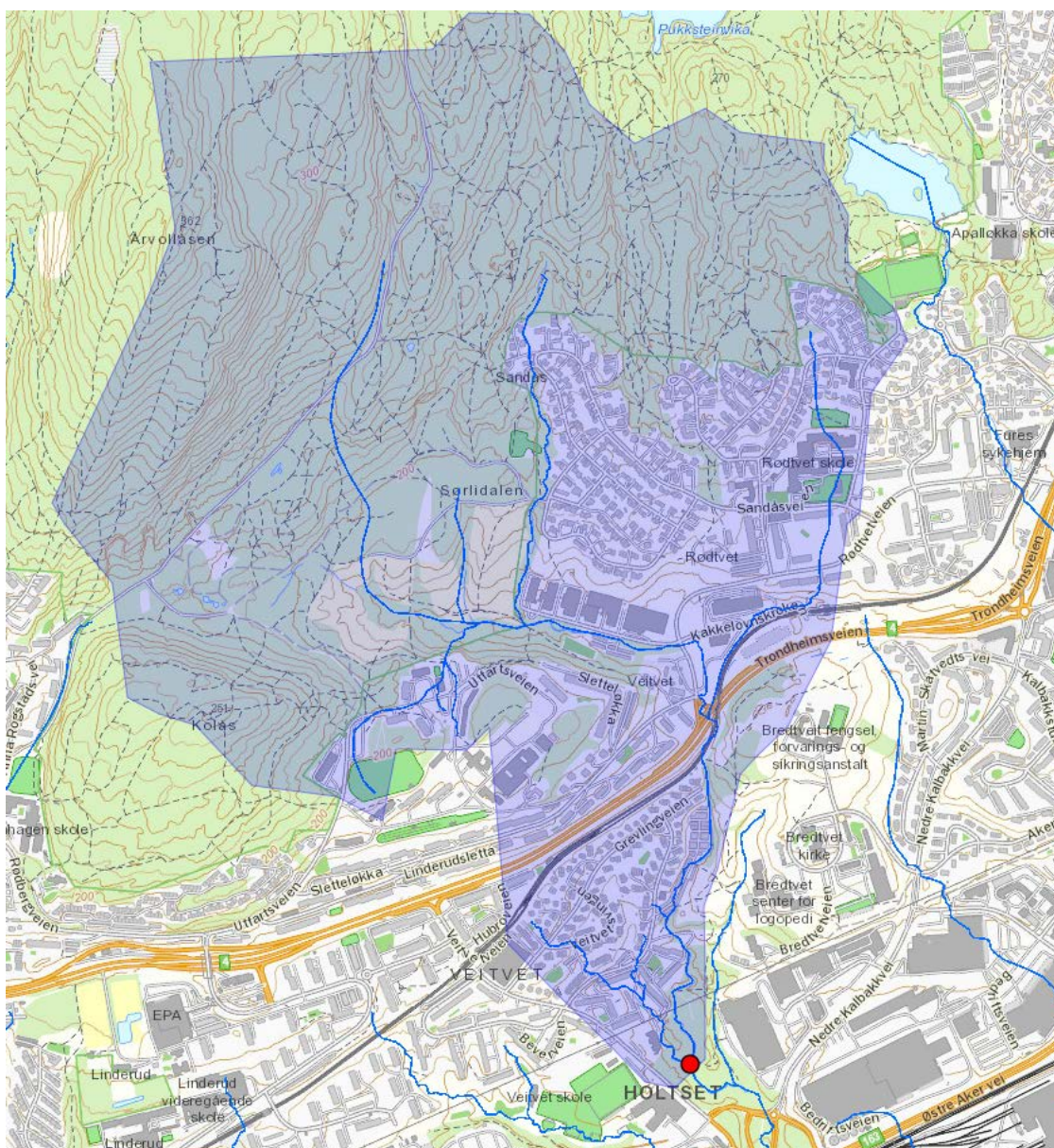
De lett forurensede jordmassene ønskes benyttet til å erstatte rene masser i en planlagt støyvoll som skal bygges for å skjerme husene i Grevlingveien for støy fra T-banen (Figur 4), Støyvullen skal være 500 m lang, 10 m bred og 4 m høy, noe som gir et samlet volum på 20 000 m³ og et areal på 5000 m². Det antas at data fra Tabell 2 er representativ

for innhold av forurensning i jord og porevann, og følgelig stedsspesifikke K_D -verdier som beregnet her. I tillegg til dette dekkes de forurensede massene til med et lag av ren matjord på 0,1 m, som legger til rette for vegetasjon (gressdekke).

Terrenget faller på tvers av lengderetningen til støyvollen mot en bekk, som samler grunnvann og overflatevann fra hele bekkens nedbørsfelt. Grunnvannsretning er indikert i Figur 4 i tillegg til et nedstrøms punkt hvor overflateavrenning og grunnvann som følger terrenget fra området hvor støyvollen skal settes opp antas å drenere til. Dette representerer altså et nedstrøms samlepunkt for forurensning som eventuelt vil spres fra støyvollen. Avstanden fra midten av støyvollen til dette punktet er 470 m. Figur 5 viser det samlede nedbørsfeltet til dette punktet, hentet fra NVEs nasjonale database. NEVINA-rapport for dette nedbørsfeltet er vist i Vedlegg B.



Figur 4 Kart over hypotetisk gjenvinningstiltak. Oppmerket område for planlagt støyvoll (blå strek). Lilla piler indikerer grunnvannsretning og rød sirkel samlepunkt for overflatevann og grunnvann nedstrøms gjenvinningstiltaket.



Figur 5 Nedbørsfelt for punkt i resipient som ligger nedstrøms gjenvinningstiltaket. Rødt punkt markerer nedstrøms samlepunkt for all grunnvannsavrenning fra støyvollen. Blått transparent område indikerer nedbørsfeltet til samlepunktet.

Nedbørsfelt-data hentet fra NEVINA er benyttet til å beregne middelvannføring og lavvannsføring for punktet nedstrøms gjenvinningstiltaket. Vannføringen er viktig for å kunne beskrive i hvilken grad forurensningen fortynnes når den lekker via grunnvannet ut i bekken. I følge NEVINA er årsmiddel nedbørsmengde i dette området omtrent 860 mm og med et nedbørsfeltsareal på 2,5 km² gir dette en middelvannføring på 0,05 m³/s. Oppholdstid i resipient antas å være 1 år.

Grunnvannsnivå i området har ikke blitt målt. Umettet sone blir derfor antatt å representere høyden av støyvollen (4 m) i tillegg til et sjikt av fyllmasser i grunnen på 1 m. Fyllmassene i grunnen antas å ha samme forurensningsgrad som massene i støyvollen. Total dybde til grunnvann vil da i modellberegningene være 5 m.

Massene i mettet sone antas å være stedlige, naturlige masser, som ikke er forurensede. I følge kvartærgeologiske kart fra området (NGU) består de naturlige massene i området (mettet sone) av "finkornige, mariene avsetninger". Dette antas i beregningene å bety at massene i mettet sone består av silt med en hydraulisk konduktivitet på 10^{-6} m/s (NGI, 2018). Videre antas det en grunnvannsgradient på 0,02 m/m og en porøsitet på 0,4, noe som gir en strømningshastighet på 2,1 m/år.

Det antas at det ikke finnes noen foretrukne spredningsveier, som f.eks. en grøftetrasé. Spredning via kolloider/DOC forventes heller ikke ettersom TOC i massene er lav (1 %) og siden mettet sone består av silt, som vil være et effektivt filter for kolloider.

De generelle beskrivelsene av massene som skal gjenvinnes, området og nedbørsfelt danner grunnlaget for spredningsberegningene. Men i tillegg til denne generelle beskrivelsen skilles det mellom tre mulige alternativer for oppbygging av støyvollen. Disse tre alternativene representerer ulike typer tiltak for å begrense spredning av forurensing og er følgende:

1. Standard – Forurensede masser dekket til med et vekstlag med gress.
2. Komprimering – Komprimerte forurensede masser dekket til med et vekstlag med gress.
3. Stabilisering – Forurensede masser iblandet en biokullorbent og dekkes til med et vekstlag med gress

4.1.1 Alternativ 1 – Standard

Porøsitet i jordmassene (sandig grus) antas å være 0,4, med vannfylt porevolum på 0,2, noe som er en konservativ antagelse for et slikt materiale. Ettersom massene skal ha et vekstlag av matjord og gressdekke forventes det at infiltrasjonsfaktor for nedbør da vil være 0,5 (Tabell 1, Jord med rik vegetasjon). Alle inngangsparametere til spredningsberegningen er vist i Tabell 3.

K_D -verdier som beregnet i Tabell 2 blir benyttet for tungmetaller og PAH i spredningsberegningen. For $\sum PCB_7$ er det benyttet en K_{OC} for PCB på 50 000 l/kg (NGI, 2018) og et målt TOC-innhold i jorda på 1 % til å beregne en K_D på 5000 l/kg (likning 2).

Tabell 3 Inngangsparametere i spredningsmodellen for Alternativ 1 - Standard.

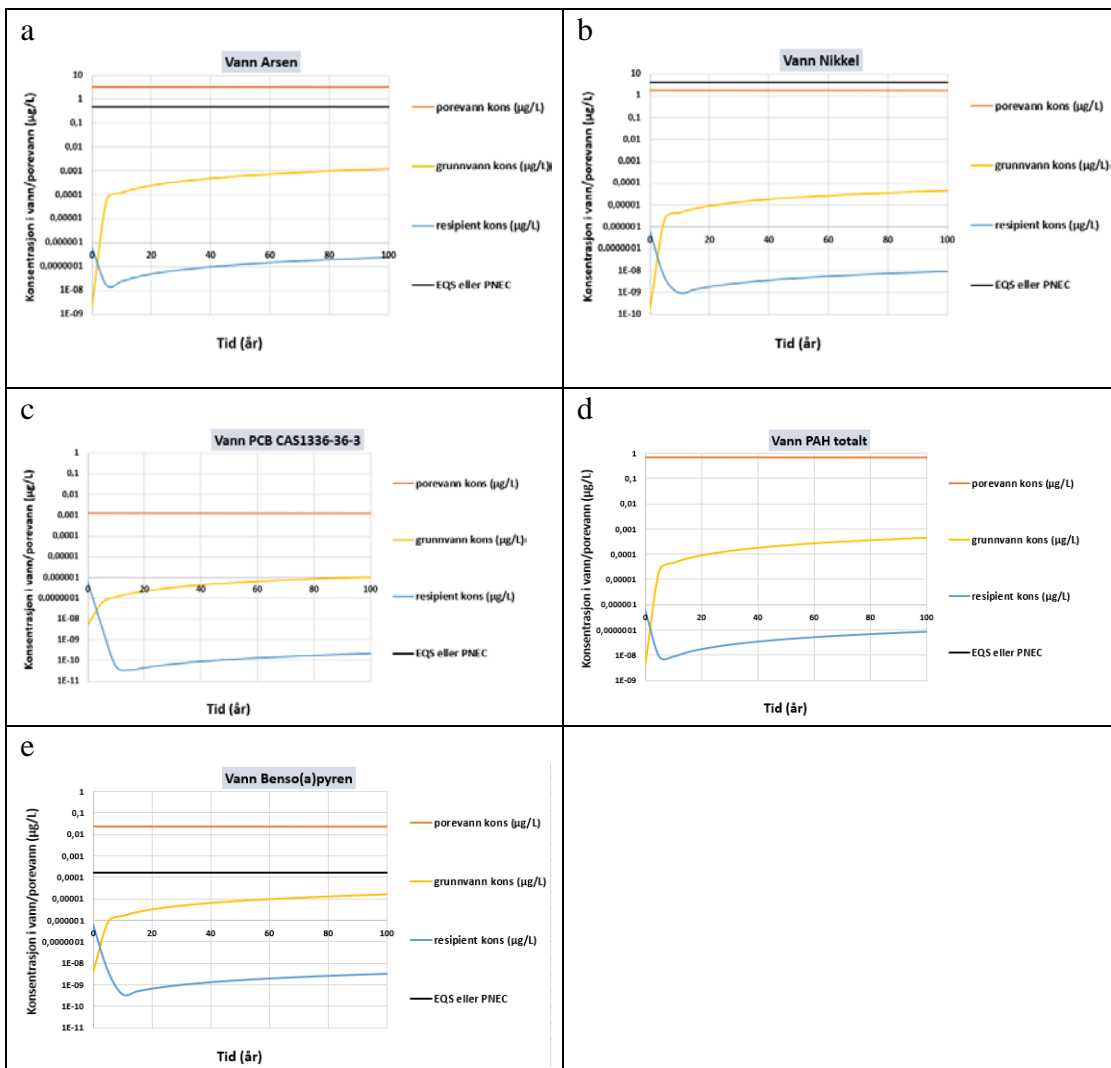
Parametere		Enhet	Standard Verdi (NGI,2018)	Anvendt verdi
Boks 1	Umettet sone			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,005	0,010
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,7
	Lengde av forurensning i grunnvannsretning	m	100	10
	Bredde av forurensning på tvers av grunnvannsretning	m	100	500
	Nedbør	mm/år	1500	860
	Fraksjon av nedbør med infiltrasjon	-	0,8	0,5
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,40
	Vannfylt porevolum i umettet sone	m^3/m^3	0,20	0,20
	Dybde/mektighet av forurensningen	m	4	5
Boks 2	Grunnvann			
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,7
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,30
	Strømningshastighet	m/år	1600	2,1
	Blandingsdybde	m	1	1
Lengde akvifer = avstand til resipient	m	100	470	
Boks 3	Resipient			
	Vannføring i resipient	$m^3/år$	500 000	1 561 000
	Oppholdstid i resipient	år	1	1
	Vannvolum som påvirkes	m^3	500 000	1 561 000

Nøkkeltall knyttet til spredning av forurensning er vist i Tabell 4 – her er det valgt å vise spredningsdata for ΣPAH_{16} og benso(a)pyren, som overskred normverdi i jordprøvene, samt ΣPCB_7 , som var tilstede i jordprøven like under normverdi, og to metaller (As og Ni), som begge ble detektert med konsentrasjoner omtrent halvparten av normverdi. Figur 6 viser utviklingen i konsentrasjonene av disse fire parameterne i porevann, grunnvann og resipient over tid.

Spredningsberegningen viser at det vil skje en spredning, men at denne er liten og langsom – maks bidrag til resipient for samtlige parametere vil først komme etter flere tusen år og vil da være neglisjerbar. Dette skyldes hovedsakelig to årsaker: 1) utlekkingen fra de forurensede jordmassene er lav, noe som illustreres av de høye K_D -verdiene (Tabell 2), og 2) massene i mettet sone har en høy sorbsjonskapasitet, som forsinker transportprosessen.

Tabell 4 Nøkkeltall for spredning av arsen, nikkel, Σ PCB₇, Σ PAH₁₆ og benso(a)pyren som følger av Alternativ 1 – Standard.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann		Resipient		Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (µg/L)	Tid til maks (år)	Maks bidrag (ng/L)	Maks/AA-EQS	
Arsen	0,0026	0,074	16 616	0,016	0,00003	38,6
Nikkel	0,0001	0,039	231 049	0,0084	0,000002	280
Σ PCB ₇	0,000003	0,00004	9 105	0,00065	-	0,012
Σ PAH ₁₆	0,0009	0,019	12 141	0,0045	-	8,41
Benso(a)pyren	0,00003	0,0007	12 333	0,00078	0,005	0,32



Figur 6 Endring av porevanns, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Arsen; b) Nikkel; c) Σ PCB₇; d) Σ PAH₁₆; e) Benso(a)pyren, som følger av Alternativ 1 -Standard

4.1.2 Alternativ 2 – komprimering

Etter et omfattende komprimeringsarbeid antas det at porøsiteten reduseres fra 0,4 til 0,3 mens vannfylt andel forblir 0,2. Det er uvisst hvilken direkte effekt komprimeringen vil ha på infiltrasjonsfaktoren. Det antas derfor en lineær sammenheng mellom reduksjon i porøsitet og infiltrasjonsfaktor. En 25 % reduksjon i porøsitet vil derfor redusere infiltrasjonsfaktoren fra 0,5 til 0,375.

Komprimeringsarbeidet vil også føre til en volumreduksjon. Mektigheten av forurensede masser i støyvullen vil med en 25 % reduksjon i porøsitet, reduseres fra 4 m til 3 m. Total mektighet av forurensning i umettet sone vil da være totalt 4 m (3 m gjenvunnede masser og 1 m stedlige masser). Her påpekes det at komprimeringen ikke er et tiltak som gjøres for å få plass til et større volum forurensede masser i støyvullen.

Inngangsparametere til spredningsberegningen er vist i Tabell 5.

Tabell 5 Inngangsparametere i spredningsmodellen for Alternativ 2 - Komprimering.

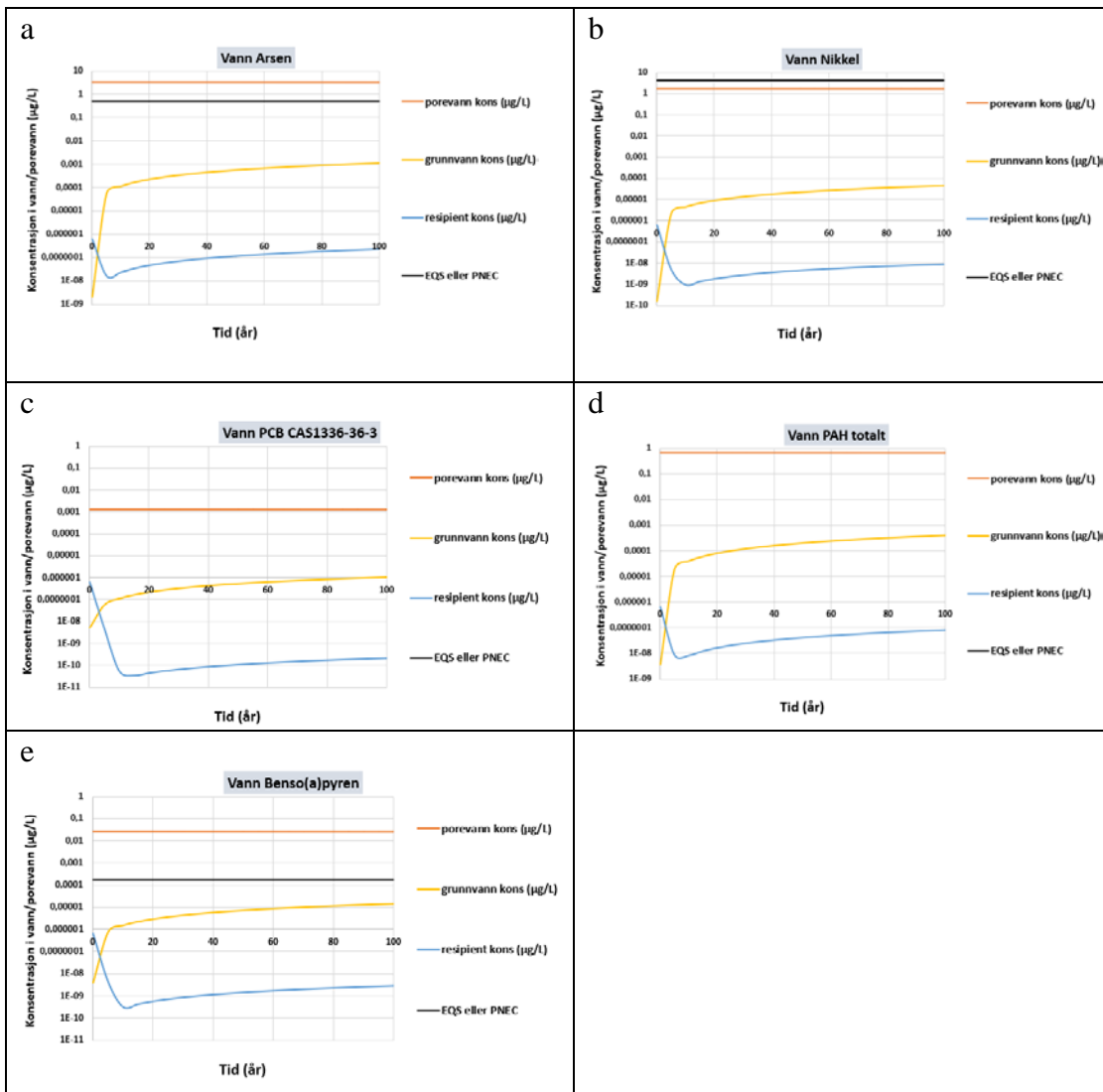
Parametere		Enhet	Standard Verdi (NGI,2018)	Anvendt verdi
Boks 1	Umettet sone			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,005	0,010
	Bulktetthet	kg/L	1,7	2,1
	Lengde av forurensning i grunnvannsretning	m	100	10
	Bredde av forurensning på tvers av grunnvannsretning	m	100	500
	Nedbør	mm/år	1500	860
	Fraksjon av nedbør med infiltrasjon	-	0,8	0,375
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,30
	Vannfylt porevolum i umettet sone	m^3/m^3	0,20	0,20
	Dybde/mektighet av forurensningen	m	4	4
	Boks 2	Grunnvann		
Bulktetthet		kg/L	1,7	1,7
Effektiv porøsitet		m^3/m^3	0,40	0,30
Strømningshastighet		m/år	1600	2,1
Blandingsdybde		m	1	1
Lengde akvifer = avstand til resipient	m	100	470	
Boks 3	Resipient			
	Vannføring i resipient	$m^3/år$	500 000	1 561 000
	Oppholdstid i resipient	år	1	1
	Vannvolum som påvirkes	m^3	500 000	1 561 000

Nøkkeltall knyttet til spredning av forurensning er vist i Tabell 6 – med Σ PAH₁₆, Σ PCB₇, As og Ni som eksempler. Figur 7 viser utviklingen til konsentrasjonene av disse fire parameterne i porevann, grunnvann og resipient over tid.

Ettersom den beregnede spredningen fra dette gjenvinningseksempelet i utgangspunktet er veldig lav (jfr. kapittel 4.1.1), vil effekten av komprimering av de forurensede massene i dette tilfellet være et ubetydelig tiltak når det gjelder å redusere spredningen av forurensning. Komprimeringen gjør imidlertid at det totalt spres litt mindre forurensning og at spredningsprosessen går saktere. Dette kan f.eks. illustreres ved at den totale mengden nikkell som har blitt spredd ved maks konsentrasjon i resipient er 9 kg mindre og at denne spredningen vil ta 2 856 år lengre.

Tabell 6 Nøkkeltall for spredning av arsen, nikkell, Σ PCB₇, Σ PAH₁₆ og benso(a)pyren som følger av Alternativ 2 - Komprimering

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (µg/L)	Tid til maks (år)	Maks bidrag (ng/L)	Maks/AA-EQS	
Arsen	0,0024	0,070	16 821	0,015	0,00003	37,3
Nikkell	0,00009	0,037	233 905	0,008	0,000002	271
Σ PCB ₇	0,000003	0,00003	9 121	0,0007	-	0,011
Σ PAH ₁₆	0,0009	0,018	12 158	0,004	-	7,91
Benso(a)pyren	0,00003	0,0007	12 334	0,0008	0,005	0,30



Figur 7 Endring av porevann-, grunnvann- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Arsen; b) Nikkel; c) Σ PCB₇; d) Σ PAH₁₆; e) Benso(a)pyren, som følger av Alternativ 2 -Komprimering

4.1.3 Alternativ 3 – stabilisering

I dette scenarioet blandes det inn 5 % biokull i de forurensede massene, for å demonstrere effekten av en sorbent på utlekkingen fra massene. K_D -verdien til denne blandingen har ikke blitt målt direkte. Derfor benyttes likning 4 og K_{BC} -verdier fra litteraturen. K_{BC} -verdi for Σ PCB₇ baseres på PCB med en $\log K_{BC}$ -verdi på 7,58 hentet fra Kupryianchyk et al. (2016). For Σ PAH₁₆ og benso(a)pyren er det benyttet en K_{BC} -verdi målt for pyren i jord, $\log K_{BC}$ på 4,95, hentet fra Hale et al. (2011). Ettersom denne fordelingskoeffisienten er målt i jord benyttes ikke korreksjonsfaktoren i likning 4. De beregnede $K_{D-total}$ for Σ PCB₇, Σ PAH₁₆ og benso(a)pyren i den lett forurensede jorda iblandet 5 % biokull vil følgelig være 195 095, 13 313 og 24 997 l/kg respektivt. Det er

ikke blitt gjort en slik beregning for metaller på grunn av mangel på pålitelige K_{BC} -verdier.

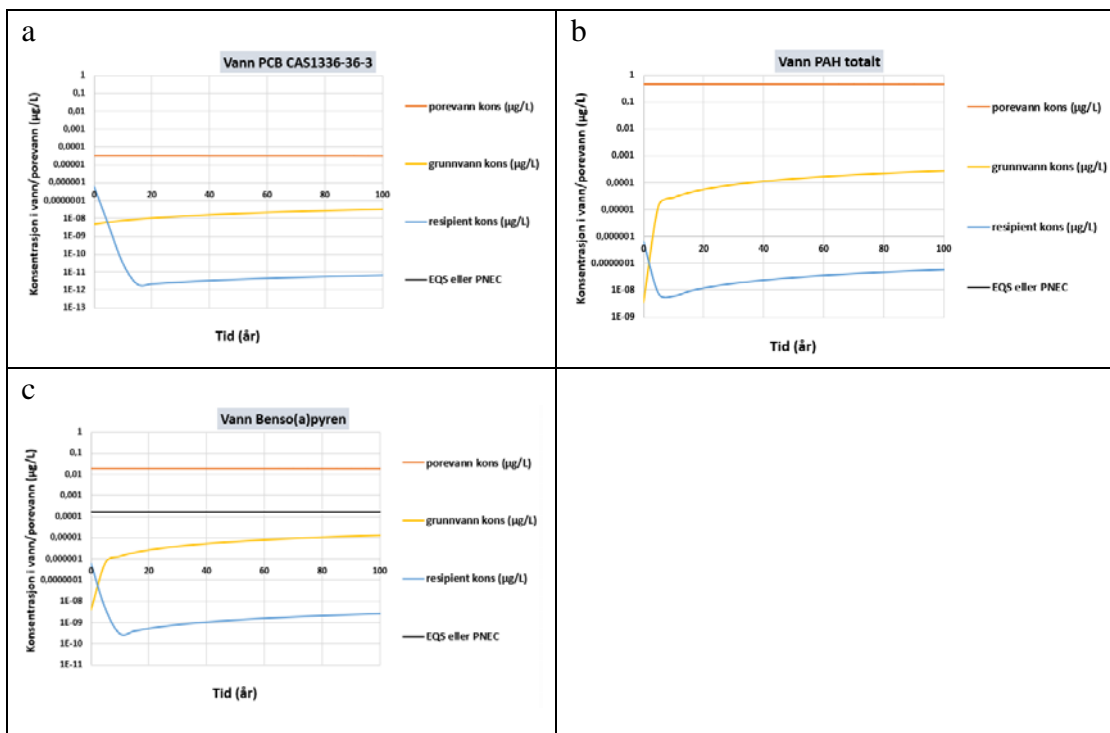
Inngangsparameterne i spredningsberegningene for Alternativ 3 - Stabilisering er de samme som for Alternativ 1 – Standard (Tabell 3).

Nøkkeltall knyttet til spredning av forurensning er vist i Tabell 7 – med $\sum PCB_7$, $\sum PAH_{16}$ og benzo(a)pyren som eksempler. Figur 8 viser utviklingen til konsentrasjonene av disse fire parameterne i porevann, grunnvann og resipient over tid.

Ettersom den beregnede spredningen fra dette gjenvinningseksempelet i utgangspunktet er veldig lav (jfr. kapittel 4.1.1), vil effekten av sorbentinnblanding i de forurensede massene i dette tilfellet være et ubetydelig tiltak. Effekten av sorbentene bidrar imidlertid til å bremse spredningshastigheten og den totale mengden som spres. Dette kan illustreres ved at mengden $\sum PCB_7$ som er spredd når maks konsentrasjon i resipient er oppnådd er 75% lavere, og at det tar 317 år lenger å oppnå denne konsentrasjonen ved bruk av sorbenter sammenlignet med standard tiltak.

Tabell 7 Nøkkeltall for spredning av $\sum PCB_7$, $\sum PAH_{16}$ og benzo(a)pyren som følger av Alternativ 3 – Stabilisering.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (ng/L)	Tid til maks (år)	Maks bidrag (ng/L)	Maks/AA-EQS	
$\sum PCB_7$	0,000001	0,001	9422	0,00064	-	0,003
$\sum PAH_{16}$	0,0006	12,98	12 253	0,0033	-	5,72
Benzo(a)pyren	0,00003	0,59	12 360	0,00076	0,005	0,27



Figur 8 Endring av porevanns, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Σ PCB₇; b) Σ PAH₁₆; c) Benso(a)pyren som følger av Alternativ 3 - Stabilisering

4.2 Gjenvinning av avfallsbetong til etablering av byggegrunn

I forbindelse med gjenvinning av avfallsbetong har utlekking av Cr(VI) blitt identifisert som en potensiell miljørisiko (NGI, 2019c). Dette gjenvinningseksempelet tar utgangspunkt i avfallsbetong med et relativt høyt innhold av krom testet hos NGI i forbindelse med GEOreCIRC WP2, betong (NGI, 2019c). Det har blitt gjort analyser av totalinnhold og utlekkbare mengder krom fra betongmasser med en øvre kornstørrelse på 4 mm. Testene har blitt gjort for ren betong og for en torvjord med høyt innhold av organisk materialet iblandet betongvann. Blandingen av torvjord med betongvann representerer et mulig tiltak for å stabilisere utlekking av krom fra betongmassene, hvor det legges et sjikt med torvjord under betongen som skal gjenvinnes. Det understrekes at det i et reelt tilfelle vil være nødvendig med betydelig flere prøver og analyser.

Ettersom spredningsmodellen er utviklet for naturlige jordmasser, er det nødvendig å beregne egne K_D -verdier for å beskrive forventet utlekking fra avfall (jfr. kapittel 3.2.1). Beregnet K_D -verdi (iht. likning 3) indikerer at Cr(VI) er den mest mobile av kromforbindelsene ($K_D = 72$), men at majoriteten av Cr(VI) som lekker ut vil adsorberes til et sjikt av torvjord ($K_D = 4133$) (Tabell 8). Det påpekes at K_D ikke nødvendigvis er beskrivende for betong, ettersom utlekking ikke kun er avhengig av adsorpsjon / desorpsjon, men av løselighetsreaksjoner i betongen.

Tabell 8 Faststoffkonsentrasjoner av Cr(III) og Cr(VI) i betong (F4) og torvjord iblandet betongvann (F4 O), samt eluatkonsentrasjoner av utlekkingsstester med disse fraksjonene, og beregnede K_D -verdier (fra NGI, 2019c).

Parameter	Faststoff (mg/kg)		Eluat (mg/l)		KD (l/kg)	
	F4	F4 O	F4	F4 O	F4	F4 O
Cr(III)	24,99	9,53	<0,002	0,0050	24990	1906
Cr(VI)	33,36	4,63	0,464	0,0011	72	4133

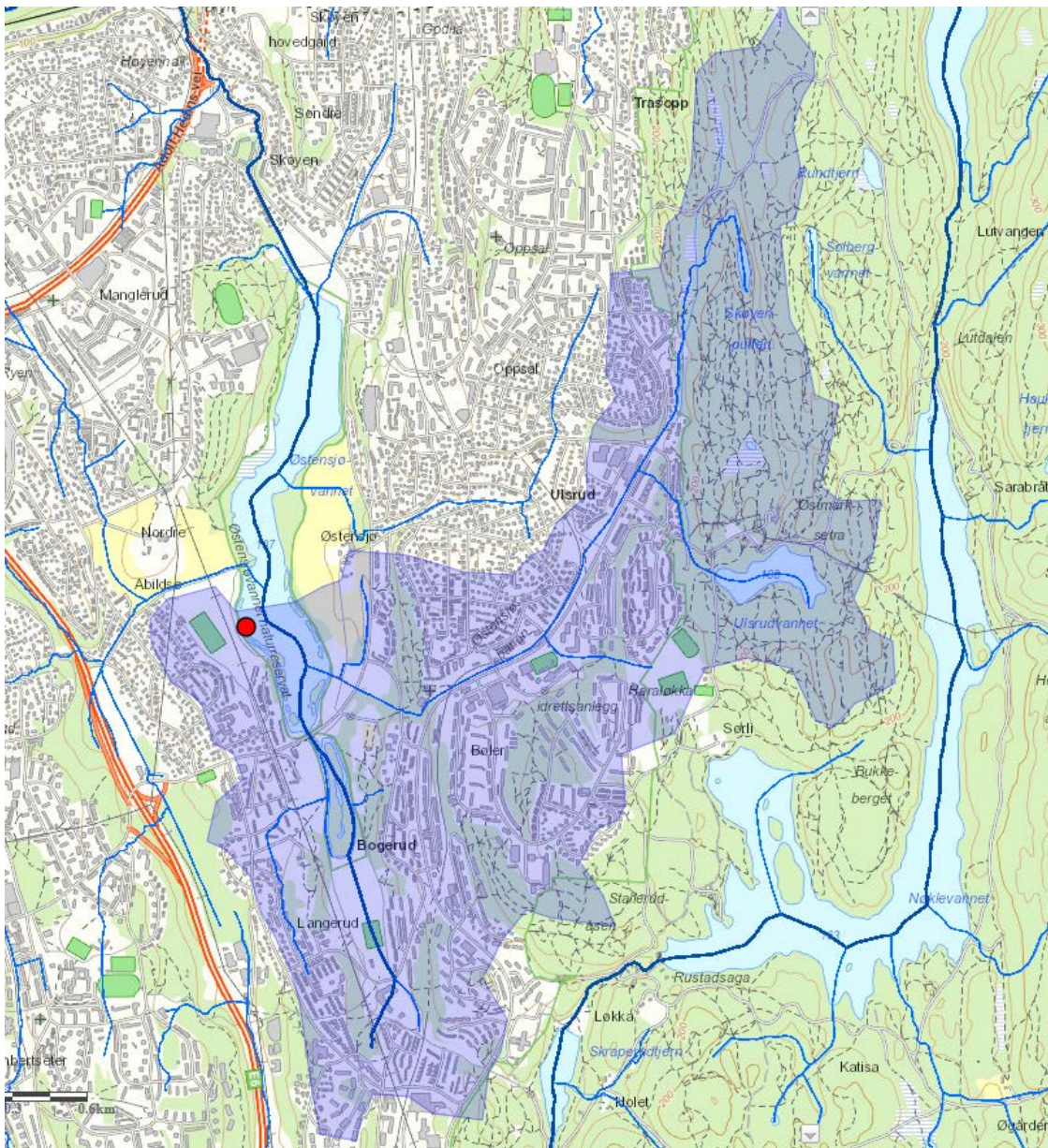
I dette eksempelet antas det at avfallsbetong benyttes til å erstatte pukk og grus som bærende masser til å etablere ny byggegrunn. Det tas utgangspunkt i et hypotetisk eksempel hvor det skal bygges en ny flerbrukshall der Abildsø kunstgressbane ligger i dag (Figur 9). Ved siden av den planlagte flerbrukshallen skal det lages en parkeringsplass, hvor det i utgangspunktet var tenkt å bruke rene masser av grus og pukk som bærelag. Utlekkingsstestene er gjort på betong med kornstørrelse <4 mm, og vil derfor representere et konservativt estimat av hva som vil kunne lekke ut fra de gjenvunne betongmassene.

Den tenkte parkeringsplassen skal dekke et område som er 50 m bredt og 100 m langt, altså et areal på 5000 m². Knust betong legges da i en tykkelse på 1 m rett på stedlige masser. Tiltaket vil kreve 5000 m³ avfallsbetong.

Gjenvinningstiltaket ligger like ved Østensjøvannet, som er nærmeste resipient. Terrenet faller slakt ned mot vannet, slik at retningen til grunnvannstrømningen går på tvers av lengderetningen til parkeringsplassen, som vist i Figur 9. Det antas at alt av vann som infiltrerer i betongmassene vil gå videre i grunnen og ende opp i resipienten, Østensjøvannet, som ligger omtrent 65 m fra tiltaket. Total lengde til resipient vil derfor være bredden av parkeringsplassen pluss avstanden til Østensjøvannet, altså 115 m. Figur 10 viser det samlede nedbørsfeltet til dette punktet, hentet fra NVEs nasjonale database (NEVINA). NEVINA-rapport for dette nedbørsfeltet er vist i Vedlegg B.



Figur 9 Kart over hypotetisk gjenvinningstiltak. Oppmerket område for planlagt støyvoll (blå rektangel). Lilla piler indikerer grunnvannsretning og rød sirkel samlepunkt for overflatevann og grunnvann nedstrøms gjenvinningstiltaket. Svart pil indikerer strømningsretning i resipient.



Figur 10 Nedbørsfelt for resipient for potensiell avrenning fra gjenvinningstiltak. Rødt punkt markerer nedstrøms samlepunkt for all grunnvannsavrøring fra tiltaket. Blått transparent område indikerer nedbørsfeltet til samlepunktet.

Nedbørsfelt-data hentet fra NEVINA brukes som grunnlag for å si hva som er vannføringen i bekken i punktet nedstrøms gjenvinningstiltaket. I følge NEVINA er årsmiddel nedbørsmengde i dette området omtrent 800 mm og arealet til nedbørsfeltet 5,12 km². Dette gir en middelvannføring på 0,09 m³/s. Det antas at Østensjøvannet har en retensjonstid på 2 år.

Grunnvannsnivå i området har ikke blitt målt. Umettet sone blir derfor antatt å representere tykkelsen av betonglaget (1 m) som ligger i direkte kontakt med mettet sone. Total dybde til grunnvann vil da være 1 m i modellberegningen.

Massene i mettet sone antas å være stedlige, naturlige masser, som ikke er forurensede. I følge kvartærgeologiske kart fra området består de naturlige massene i området (mettet sone) av "finkornige, mariene avsetninger". Dette antas i beregningene å bety at massene i mettet sone består av silt med en hydraulisk konduktivitet på 10^{-6} m/s. Videre antas det en grunnvannsgradient på 0,02 m/m og en porøsitet på 0,3, noe som gir en strømningshastighet på 2,1 m/år.

Det antas at det ikke finnes noen foretrukne spredningsveier, som f.eks. en grøftetrasé. Spredning via kolloider forventes ikke ettersom siltmassene i mettet sone vil være et effektivt filter for disse. Spredningsberegningen forutsetter også at all Cr(VI) som lekker ut forblir Cr(VI), noe som er en konservativ antagelse siden en kan forvente reduksjon til Cr(III) i kontakt med naturlig organisk materiale i grunnen.

De generelle beskrivelsene av massene som skal gjenvinnes, området og nedbørsfelt danner grunnlaget for spredningsberegningene. Men i tillegg til denne generelle beskrivelsen skilles det mellom tre ulike alternativer for oppbygging av parkeringsplassen. Disse tre alternativene representerer ulike typer tiltak for å begrense spredning av forurensing og er følgende:

1. Standard – Betongmassene dekket til med et lag av sand og grus
2. Asfaltdekke – Betongmassene dekket til med et lag av asfalt
3. Stabilisering – Betongmassene lagt over et sjikt av jord med høyt innhold av organisk materiale

4.2.1 Alternativ 1 – Dekklag av sand/grus

Et dekklag av sand/grus er permeabelt og vil bidra til en høy infiltrasjonsfaktor, som ifølge Tabell 1 vil være 0,8. Det antas en porøsitet representativ for grus (0,4) og et høyt vannfylt porevolum (0,2) for betongmassene. Inngangsdata er oppsummert i Tabell 9.

I dette eksempelet benyttes beregnede K_D -verdier for avfallsbetong - F4, som vist i Tabell 8.

Tabell 9 Inngangsparametere i spredningsmodellen for Alternativ 1 - Standard.

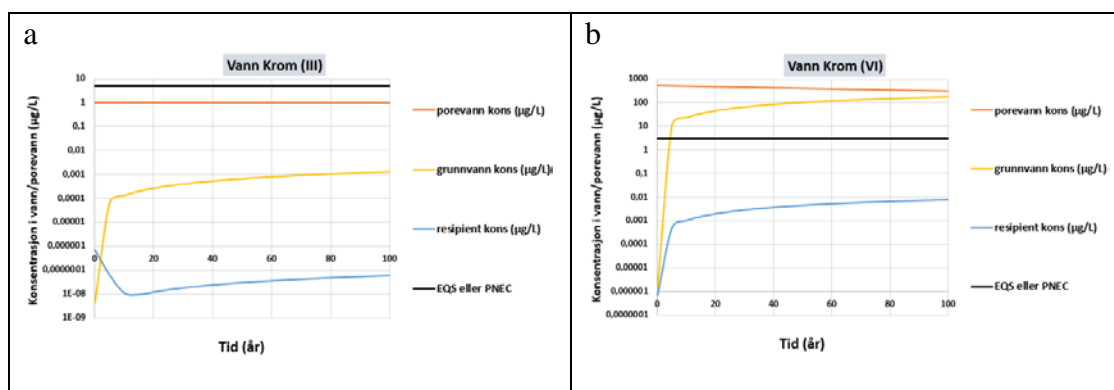
Parametere		Enhet	Standard Verdi (NGI, 2018)	Anvendt verdi
Boks 1	Umettet sone			
	Fraksjon organisk karbon f_{oc}	-	0,005	0,005
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,7
	Lengde av forurensning i grunnvannsretning	m	100	50
	Bredde av forurensning på tvers av grunnvannsretning	m	100	100
	Nedbør	mm/år	1500	800
	Fraksjon av nedbør med infiltrasjon	-	0,8	0,8
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,4
	Vannfylt porevolum i umettet sone	m^3/m^3	0,20	0,2
	Dybde/mektighet av forurensningen	m	4	1
Boks 2	Grunnvann			
	Bulketthet	kg/L	1,7	1,7
	Effektiv porøsitet	m^3/m^3	0,40	0,3
	Strømningshastighet	m/år	1600	2,1
	Blandingsdybde	m	1	1
Lengde akvifer = avstand til resipient	m	100	115	
Boks 3	Resipient			
	Vannføring i resipient	$m^3/år$	500 000	2 838 240
	Oppholdstid i resipient	år	1	2
	Vannvolum som påvirkes	m^3	500 000	1 419 120

Nøkkeltall knyttet til spredning av forurensning er vist i Tabell 10. Figur 11 viser utviklingen til konsentrasjonene av krom i porevann, grunnvann og resipient over tid.

Tiltaket ser ikke ut til å påvirke resipienten, Østensjøvannet, nevneverdig. Etter 403 år nås et maks bidrag på 0,013 $\mu\text{g/l}$ Cr(VI), som kun utgjør 0,4 % av AA-EQS. Tiltaket vil imidlertid ha en negativ effekt på grunnvannet, ettersom konsentrasjonen av Cr(VI) vil overskride AA-EQS etter <10 år. Etter omtrent 400 år nås en maks konsentrasjon i grunnvann på hele 294 $\mu\text{g/l}$. Utlekkingen av Cr(III) vurderes å være neglisjerbar.

Tabell 10 Nøkkeltall for spredning av Cr(III) og Cr(V) som følger av Alternativ 1 – Standard.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (µg/L)	Tid til maks (år)	Maks bidrag (µg/L)	Maks/AA-EQS	
Cr(III)	0,00007	0,6	138 951	0,000026	0,00001	47,3
Cr(VI)	9,18	294	403	0,013	0,004	71,8



Figur 11 Endring av porevanns, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Cr(III) og b) Cr(VI), som følger gjenvinningstiltak for betong av Alternativ 1 -Standard.

4.2.2 Alternativ 2 – Asfaltdekke

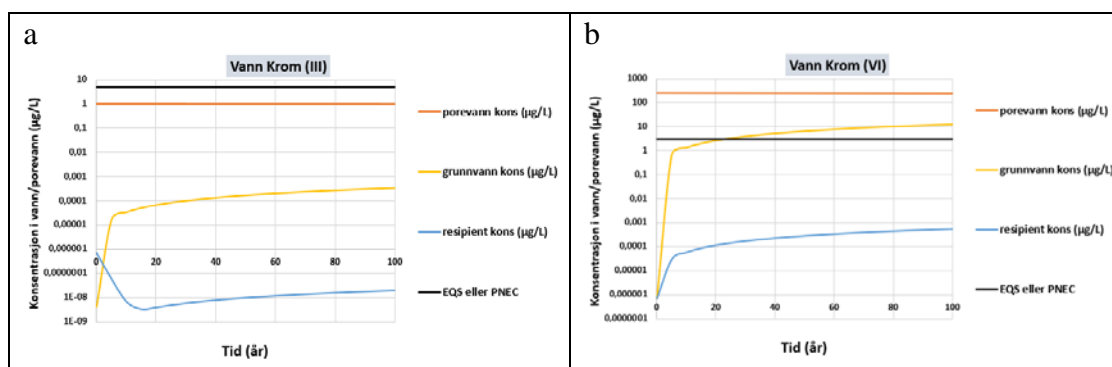
Et dekklag av asfalt er lite permeabelt og vil bidra til en lav infiltrasjonsfaktor, som ifølge Tabell 1 vil være 0,2. Inngangsdata i spredningsmodellen vil da være lik Tabell 9, med unntak av infiltrasjonsfaktoren endres fra 0,8 til 0,2.

Nøkkeltall knyttet til spredning av forurensning er vist i Tabell 11. Figur 12 viser utviklingen til konsentrasjonene av krom i porevann, grunnvann og resipient over tid.

Som forventet bidrar et mindre permeabelt dekklag til en saktere utvasking og følgelig en mindre spredning av krom fra betongmassene. Påvirkning av resipient vil også her være neglisjerbar. Dekklaget av asfalt fører også til en redusert påvirkning av grunnvannet – det vil ta lenger tid (>20 år) før AA-EQS overskrides og forventet maks konsentrasjon på 126 µg/l kommer først etter omtrent 500 år.

Tabell 11 Nøkkeltall for spredning av Cr(III) og Cr(V) som følger av Alternativ 2 – Asfaltdekke.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Menge tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (µg/L)	Tid til maks (år)	Maks bidrag (µg/L)	Maks/AA-EQS	
Cr(III)	0,00003	0,24	203 454	0,000015	0,000003	68,0
Cr(VI)	4,87	126	590	0,0074	0,002	103



Figur 12 Endring av porevanns, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Cr(III) og b) Cr(VI), som følger av gjenvinningstiltak for betong Alternativ 2 - Asfaltdekke.

4.2.3 Alternativ 3 – Stabilisering

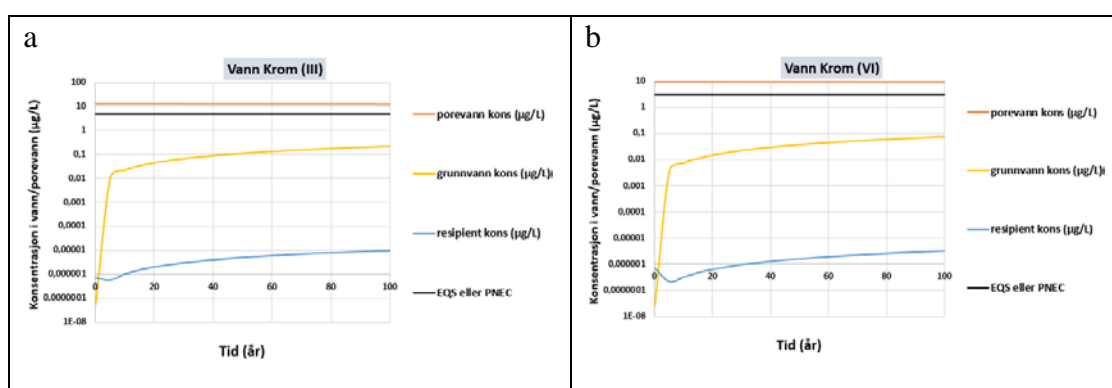
I dette eksempelet benyttes beregnede K_D -verdier for torvjord og betongvann - F4 O, som vist i Tabell 8. Det antas at det legges et sjikt med jord med høyt innhold av organisk materiale på 0,3 m under betonglaget på 1 m, noe som gir en total dybde til grunnvann på 1,3 m. Foruten om dette, er inngangsdata de samme som i Alternativ 1 (Tabell 9).

Nøkkeltall knyttet til spredning av forurensning er vist i Tabell 12. Figur 13 viser utviklingen til konsentrasjonene av krom i porevann, grunnvann og resipient over tid.

En økt sorpsjon av Cr(VI) i et sjikt med jord med høyt innhold av organisk materiale viser seg å ha en positiv effekt på spredningssituasjonen. Påvirkning av resipient er lav, slik som i de andre eksemplene, men i dette eksempelet ser en også at påvirkningen på grunnvannet er lav. Maks konsentrasjon i grunnvann vil være 6,2 µg/l Cr(VI) og 8,9 µg/l Cr(III), og dermed overskride AA-EQS for begge forbindelsene, men dette vil skje først etter 12 000 og 26 000 år respektivt. Selv etter 500 år vil grunnvannskonsentrasjonen fortsatt være under AA-EQS.

Tabell 12 Nøkkeltall for spredning av Cr(III) og Cr(V) som følger av Alternativ 3 – Stabilisering.

Forbindelse	Total mengde spredd 100 år (kg)	Grunnvann	Resipient			Mengde tilført ved maks kons (kg)
		Maks kons (µg/L)	Tid til maks (år)	Maks bidrag (µg/L)	Maks/AA-EQS	
Cr(III)	0,012	8,9	12 292	0,00040	0,00008	67,3
Cr(VI)	0,0037	6,2	26 651	0,00027	0,00009	101



Figur 13 Endring av porevanns, grunnvanns- og resipientkonsentrasjon over tid for a) Cr(III) og b) Cr(VI), som følger av gjenvinningstiltak for betong Alternativ 3 - Stabilisering.

5 Konklusjon

5.1 Gjenvinning av lett forurenset jord

Bruken av modellverktøyet har demonstrert at spredningen fra jordmasser med lave konsentrasjoner av hydrofobe organiske miljøgifter og tungmetaller (tilsvarende lett forurenset jord) som gjenvinnes til konstruksjonsformål i det gitte eksempelet vil være er neglisjerbar dersom det ikke skjer partikkelspredning via overflateerosjon eller partikkel- og/eller kolloidetransport via foretrukne spredningsveier i grunnen. Hvis spredningen skjer via fritt løste metaller eller hydrofobe organiske miljøgifter vil adsorpsjon til jordmasser i både umettet og mettet sone være den viktigste faktoren som gjør at spredningen går svært langsomt. I slike tilfeller er det ikke nødvendig å gjøre ekstra tiltak for å redusere spredningen. For metaller er det imidlertid viktig å bestemme steds spesifikke K_D -verdier, ettersom disse er sterkt avhengige av jordart og pH. Tross dette anbefales det at det gjøres en enkel steds spesifikk spredningsvurdering, tilsvarende en trinn 1 spredningsvurdering (NGI, 2018) for å sikre at typen- og grad av forurensning i gjenvinningsmasser i kombinasjon med lokale grunn- og resipientforhold ikke resulterer i en uønsket risiko for miljøet.

Det understrekes at dette eksempelet er basert på et begrenset datagrunnlag og at en reel situasjon burde baseres på et større grunnlag av steds spesifikke data.

5.2 Gjenvinning av avfallsbetong

Bruken av modellverktøyet har vist at spredning fra betong som gjenvinnes til konstruksjonsformål i det gitte eksempelet ikke vil være et problem for overflateresipient dersom overflateerosjon ikke forekommer og/eller at det finnes foretrukne spredningsveier for kolloider/partikler i grunnen. Årsaken til dette er at tilbakeholdelsen (adsorpsjon) av fritt løst krom i mettet sone er høy. Eksempelet i denne rapporten har imidlertid vist at grunnvann kan bli sterkt påvirket av krom når betong benyttes til å etablere byggegrunn i direkte kontakt med mettet sone. Et impermeabelt dekklag reduserer infiltrasjonen av vann i massene, dette minsker spredningen av krom, men det er nødvendig med ytterligere tiltak dersom en ønsker å beskytte grunnvann fra negativ påvirkning.

Det understrekes at dette eksempelet er basert på et begrenset datagrunnlag og at en reel situasjon burde baseres på et større grunnlag av steds spesifikke data.

5.3 Generelle vurderinger

En sammenstilling av de viktigste faktorene som vil kunne være avgjørende for spredning av forurensning, hvordan omfanget av et eventuelt problem kan identifiseres og mulige tiltak for å redusere en eventuell spredning er oppsummert i Tabell 13. Disse konklusjonene er bygget på generelle erfaringer med risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999), gjennomgang av risikovurderingsverktøy (NGI, 2019a) og resultater presentert i denne rapporten.

Tabell 13 Avgjørende faktorer som påvirker spredning, hvordan omfang av problemet kan identifiseres og mulige tiltak for å redusere spredning ved gjenvinningstiltak

Avgjørende faktorer for spredning	Hvordan identifisere omfanget av problemet?	Mulig tiltak for å redusere spredning
Foretrukne spredningsveier som tillater partikkel-/kolloidetransport	<ul style="list-style-type: none"> - Kvantærgeologiske kart: består grunnen består av permeable masser (sand, grus)? -Finnes det konstruerte spredningsveier som grøfter eller rørtraséer? -Forventes det overflateerosjon? 	<ul style="list-style-type: none"> -Unngå plassere forurensede masser i områder med slike masser i grunnen. -Forsgle permeable områder med impermeable masser -Dekke til massene med vegetasjonslag/rene masser for å hindre overflateerosjon
Utlekking fra massene som gjenvinnes	<ul style="list-style-type: none"> -Bestem fordelingskoeffisienter (K_D) for massene gjennom lab-forsøk/feltforsøk 	<ul style="list-style-type: none"> -Tiltak er ikke nødvendige dersom utlekkingen i utgangspunktet er lav. -Tilsett sorbenter til massene som gjenvinnes for å redusere utlekkingen. -Konstruer en aktiv barriere med høy sorpsjonskapasitet under massene som gjenvinnes.
Infiltrasjon av vann i massene	<ul style="list-style-type: none"> -Hvilket dekklag/overflate planlegges for massene? -Hva er forventet porøsitet og densitet i massene? 	<ul style="list-style-type: none"> -Vegetasjonsdekke (evapotranspirasjon reduserer infiltrasjon) -Impermeabelt dekke (avrenning reduserer infiltrasjon) -Komprimering av massene
Vannføring i resipient	<ul style="list-style-type: none"> -Lav vannføring gir lav fortykning -Skaff til veie steds-spesifikke data for vannføring ved å: -Beregne forventet vannføring med online verktøy (NEVINA) -Måle vannføring i resipient 	<ul style="list-style-type: none"> -Dersom påvirkning av resipient er uakseptabel må det vurderes tiltak som reduserer utlekking fra massene og/eller infiltrasjon av vann i massene

6 Referanser

Cornelissen et al. (2005): Extensive sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms, Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environmental Science and Technology* 39 (18), 6881-6895.

Hale et al. (2011): Effects of Chemical, Biological, and Physical Aging as Well as Soil Addition on the Sorption of Pyrene to Activated Carbon and Biochar. *Environmental Science and Technology* 45 (24), 10445-10453.

Kupryianchyk et al. (2016): Sorption of hydrophobic organic compounds to a diverse suit of carbonaceous materials with emphasis on biochar. *Chemosphere* 144, 879-887.

Lehman & Joseph (2015): *Biochar for Environmental Management*. Ruthledge, 2nd edition, 2015.

MDir (2018): Mellomlagring og sluttdisponering av jord- og steinmasser som ikke er forurenset. Faktaark M-1243 fra Miljødirektoratet.

MDir (2015): Gjennomgang av avrenningsfaktorer, veileder M-293/2015. Utarbeidet av COWI på vegne av Miljødirektoratet.

NGI (2019a): Eksisterende veiledere og retningslinjer for risikovurdering av spredning fra avfall og forurensete masser. NGI-rapport 20160794-09-R, datert 2019-06-28.

NGI (2019b): Lett forurensete masser, NGI-rapport 20160794-06-R, datert 2019-11-12.

NGI (2019c): Utlekking av treverdig og seksverdig krom fra betong. NGI-rapport 20180207-01-R, datert 2019-04-10.

NGI (2018): Forslag til ny spredningsmodell – grunnlagsrapport til Miljødirektoratet, NGI-rapport 20170577-01-R, datert 2018-07-11,

NEVINA: Beregning av nedbørfelt, feltparametere, vannføringsindekser for punkt i vassdrag. Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE). <https://www.nve.no/kartjenester/kartverktoy/nevina/>

NGU: Kwartærgeologiske kart (løsmassekart). Digital karttjeneste. Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) <https://www.ngu.no/emne/kwartærgeologiske-kart-løsmassekart>

NS-3458:2004. Komprimering: Krav og utførelse. Norsk Standard.

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

SFT (1999): Risikovurdering av forurenset grunn. Veileder 99:01 fra Statens forurensningstilsyn.

SVV (2014): Planlegging og utførelse av komprimeringsarbeid. Varige veger 2011 – 2014. Statens vegvesens rapporter nr. 284, datert februar 2014.

Vedlegg A

MATEMATISK GRUNNLAG FOR SPREDNINGSMODELL

Innhold

A1	General model description	2
A2	Box 1: Unsaturated Zone	4
	A2.1 Hydrogeological modelling	4
	A2.2 Contaminant modelling	5
A3	Box 2: Saturated Zone	8
	A3.1 Hydrogeological modelling	8
	A3.2 Contaminant modelling	9
A4	Box 3: Recipient	13
	A4.1 Hydrogeological modelling	13
	A4.2 Contaminant Modelling	13

A1 General model description

The soil contaminant leaching model is a "box" model that simulates the spreading of a chemical from the unsaturated soil zone, to the groundwater zone, and ultimately to a water recipient, such as a river, lake, or fjord. The purpose of the model is to anticipate the rate of contaminant spreading into the recipient over time, the mass of contaminant that has been released from a contaminated soil, and therefore also changes in concentration in the three compartments over time. The principle processes that are considered are colloidal transport, freely-dissolved contaminant transport and biodegradation. These boxes should be dimensioned according to the known geographic information about the area of contamination, depth to groundwater, and length to the recipient. Further, the hydrological, hydrogeological and contaminant properties such as sorption and degradation can be selected from default values, or manually provided based on knowledge of the site and contaminant behaviour. An overview of the box model is presented in Figure 1.

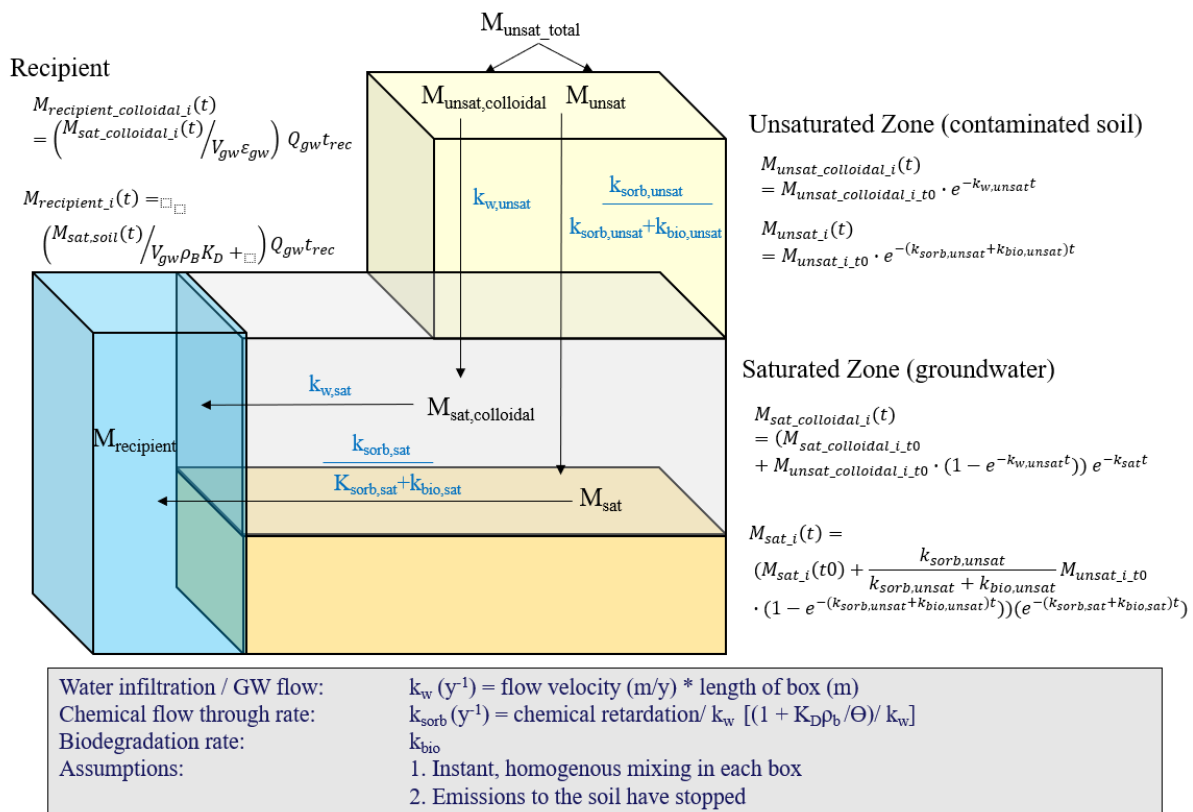


Figure 1. Overall description of the soil contaminant leaching model, where contaminants leach from the unsaturated zone (box 1), to the saturated zone (box 2) to recipient (box 3). Equations and symbols are explained in chapter 2-4.

The model is a mathematically parameterized simplification of reality into different, homogenous boxes. It assumes for instance that the contaminant is "evenly and homogeneously distributed" within a box, and that the transport pathways are consistent and homogenous within the box. Therefore, the model will only give one concentration for the entire unsaturated, saturated and recipient zones, and not reflect the heterogeneity of contaminant distribution, or the spread of contaminant plumes within a box. Therefore, average values are recommended as input, and preferably geometric averages, representative of the entire box; therefore, representative sampling data within the impacted soil and groundwater area is critical.

The model was made with the boundary condition that contaminant mass cannot be added to the system (i.e. current emissions to the soil have stopped or are negligible), and that mass can only be removed through biodegradation or transport out of the recipient. Ultimately the model seeks to predict how long it will take for the contaminant to be removed from the unsaturated zone to negligible levels, if possible. Another assumption within the model is that all mass loss processes can be described using first-order kinetics.

The model calculates the spreading of contaminants from the moment of initial contamination. If a time series of concentrations is available, it is recommended to calibrate the model, so that input from the first data in the time series will match as good as possible with data later in the series, via e.g. Bayesian updating. In this case, the initial timepoint (t_0) would be the time of the earliest data point in the model.

Here the processes modelled in each of the three boxes are described. The model was designed to be implementable in Excel, without the need for running any codes or macros, but relying on fixed equations. This text presents these equations and the theory behind it.

A2 Box 1: Unsaturated Zone

A2.1 Hydrogeological modelling

Table 1 presents the soil and hydrological parameters used in the model, including default values, which are all possible to update with site specific information. Default values are chosen to be conservative and should thus prevent underestimation of potential spreading.

Table 1. Hydrological parameters for the unsaturated zone

Soil parameters	Symbol	Default values	Reason for default value
Mass fraction of organic carbon (-)	f_{oc}	0.005	Assume half of typical Norwegian soil value of 1% TOC
Bulk density of soil (kg/m ³)	ρ_b	1700	Typical value for sand
Effective porosity (-)	ε	0.40	Upper limit for sand/gravel
volume fraction of water (m ³ /m ³)	θ	0.2	Assumes half of ε is filled with water (conservative estimate)
Hydrological parameters			
Length of contaminated area in the direction of groundwater flow (m)	x	100	Default area 10 000 m ²
Width of the contaminated area in the direction of the groundwater flow (m)	y	100	Default area 10000 m ²
Depth to groundwater (m)	z	4	Default value
Precipitation rate (m/y)	R_{rain}	1.5	High value
Fraction of precipitation that infiltrates to groundwater (-)	f_{inf}	0.8	Maximum value for gravel without evapotranspiration
Calculated values			
Contaminated area (m ²)	A	10000	$x \cdot y$
Contaminated volume (m ³)*	V_{unsat}	4000	$x \cdot y \cdot z$
Infiltration rate through the unsaturated zone (m/y)	R_{unsat}	6	$(R_{rain} \cdot f_{inf}) / f_{pw}$
Unsaturated zone water flow rate constant (1/y)	k_{unsat}	1.5	R_{unsat} / z

*The whole unsaturated zone is assumed to be contaminated

A2.2 Contaminant modelling

An overview of modelling of contaminant leaching in the unsaturated zone is presented in Figure 2.

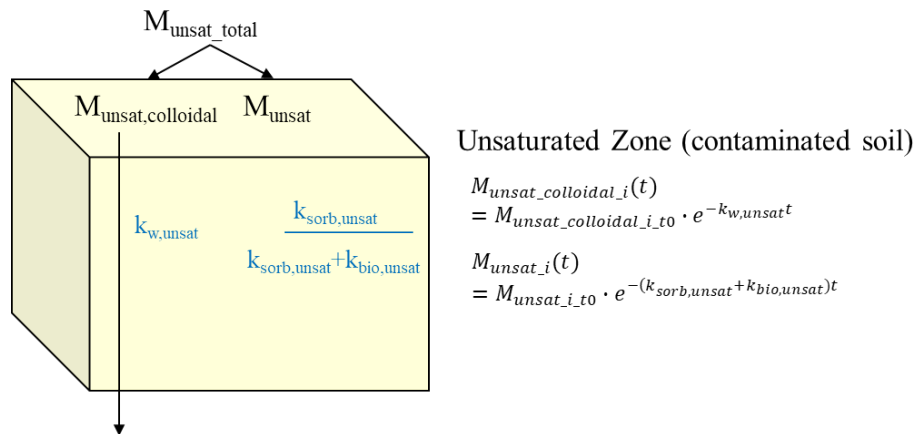


Figure 2. Overview of modelling of contaminant leaching in the unsaturated zone

The mass of contaminant in the unsaturated zone is referred to as M_{unsat} (kg). This mass is then subdivided into two fractions, the mass that is sorbed or part of colloids/DOC that is transported through the pores of the soil, $M_{unsat,colloidal_i}$, without sorption, and the remainder that is transported under the influence of sorption processes to the soil, $M_{unsat_i,1}$. The subscript "i" refers to the chemical contaminant.

$$M_{unsat_total_i} = M_{unsat_colloidal_i} + M_{unsat_i} \quad (1)$$

Within this model, an underlying assumption is that the colloiddally bound fraction is defined at the initial (start) time of the model, at t_0 . This fraction, $F_{colloidal}$, is used in the general mass balance equation as follows:

$$M_{unsat_colloidal_i} = F_{colloidal}(M_{unsat_total_i}) \quad (2)$$

For contaminants with $K_{oc} > 4$ (e.g. metals and PAHs), a default $F_{colloidal}$ of 0.05 (5% of total contaminant content in the soil) was assigned, and this is assumed to be zero for other contaminants. This can be adjusted within the spreadsheet.

The mass in the unsaturated zone can disappear by transport to the saturated zone (the next box in the model). Volatilization or removal through plant uptake is ignored in this model.

First the mass loss of colloids over time is calculated by assuming that contaminants sorbed to colloids are transported with water infiltration, and that the colloids remain inert, not sorbing to soil, which can be described with the first-order equation:

$$M_{\text{unsat_colloidal}_i}(t) = F_{\text{colloids}} M_{\text{unsat_total}_i_{t_0}} \cdot e^{-k_{w,\text{unsat}}t} \quad (3)$$

Where $M_{\text{total}_i_{t_0}}$ indicates the total mass at the initial time point (t_0) of the model.

Non-colloidally bound contaminants can both sorb to soil or potentially biodegrade. To describe how sorption of dissolved contaminants decreases the flow rate of contaminants compared to the transport of water, the retardation factor, R , is commonly used:

$$R = 1 + \frac{K_D \rho_b}{\theta} \quad (4)$$

The use of the retardation factor assumes that the contaminants in the porewater (C_{pw}) and soil (C_{soil}) are at equilibrium with each other, and can be defined through a partitioning coefficient, K_D (L/kg):

$$K_D = \frac{C_{soil}}{C_{pw}} \quad (5)$$

For many organic compounds, the partitioning coefficient can be related to the total organic carbon content of the soil, TOC (g_{TOC}/g_{soil}) to derive a K_{TOC} (L_{TOC}/kg_{soil})

$$K_{TOC} = \frac{C_{soil}}{TOC \cdot C_{pw}} \quad (6)$$

The retardation factor, R , can be combined with k_{unsat} to derive the rate of contaminant infiltration into the groundwater, and thus to derive the change in mass in the unsaturated zone over time:

$$k_{\text{sorb,unsat}} = k_{\text{unsat}}/R \quad (7)$$

$$M_{\text{unsat}_i}(t) = M_{\text{unsat}_i_{t_0}} \cdot e^{-k_{\text{sorb,unsat}}t} \quad (8)$$

Alternatively, if there is additionally biodegradation loss in the unsaturated zone, it can be accounted for with a first-order rate constant, $k_{bio,unsat}$, and this can be included in the above equation to consider mass loss from both processes:

$$M_{unsat_i}(t) = M_{unsat_i,t_0} \cdot e^{-(k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat})t} \quad (9)$$

However, in practice, concentrations in soil are measured. not the total mass in the unsaturated zone. The relationship between concentrations and mass can be defined through the following equations:

Total concentration in the soil dry weight, $C_{unsat_total} \left(\frac{mg}{kg_{soil\ dw}} \right)$, what is generally measured, is equivalent to:

$$C_{unsat_total}(t) = M_{unsat_total_i}(t) / (V_{unsat} \cdot \rho_B) \quad (10)$$

This can also be expressed in terms of soil concentration, C_{unsat_soil} , and freely-dissolved porewater concentration C_{unsat_pw} , where here within the model $C_{unsat_soil} \left(\frac{mg}{kg_{soil\ dw}} \right)$ refers to contaminants sorbed to particles and colloids at a given moment in time and $C_{unsat_pw} \left(\frac{mg}{L_{pw}} \right)$ refers to the concentration that is freely-dissolved (e.g. as measured through passive sampling) and in equilibrium with colloids and soil:

$$C_{unsat,soil}(t) = M_{unsat_total_i}(t) / (V_{unsat} \cdot \rho_B + \theta / K_D) \quad (11)$$

$$C_{unsat,pw}(t) = C_{unsat,soil}(t) / K_D \quad (12)$$

Note the above equations assume that colloids and soil have the same K_D and that equilibrium-sorption occurs instantly.

With these equations and assumptions, it is possible to model the fate of contaminants in the unsaturated zone as a function of time. Within the box model, based on mass balance, contaminants that leave the unsaturated zone and are not biodegraded – all enter the saturated zone (i.e. ground water aquifer).

A3 Box 2: Saturated Zone

A3.1 Hydrogeological modelling

The Table below shows the soil and hydrological parameters considered for the saturated zone, including default values, which are all possible to update with site specific information.

Table 2. Hydrogeological parameters for the saturated zone

Soil parameters	Symbol	Default values	Reason for default value
Mass fraction of organic carbon (-)	f_{oc}	0.001	Assumes an aquifer of sand with very little (sorbing) TOC – 0.1 %
Bulk density of soil (kg/m ³)	ρ_b	1700	Typical value for sand
Effective porosity (-)	ϵ_{gw}	0.40	Upper limit for sand/gravel
volume fraction of water (m ³ /m ³)	θ_{gw}	0.40	All of ϵ is filled with water by definition
Aquifer parameters			
Groundwater flow velocity (m/y)	v_{gw}	1600	Based on Darcy's law ($V_{gw} = K (dh/dl) / \epsilon$), where K (horizontal hydraulic conductivity) for gravel is assumed ($K = 10^{-3}$ m/s), and dh/dl (horizontal hydraulic gradient) is assumed to be 0.02.
Depth of aquifer that is affected by contamination (m)	z_{gw}	1	Only the top of the aquifer is assumed to be contaminated, this is a conservative assumption and a simplification as the contaminant will spread deeper with transport distance; further it assumes no dense liquids (e.g. DNAPL) pooling at the bottom of the aquifer.
Length from middle of contamination zone to recipient (m)	x_{gw}	100	Assumed identical as default contaminated zone length
METTET SONE			
Volume of polluted aquifer	V_{sat}	10000	$y \cdot x_{gw} \cdot z_{gw}$
Saturated zone water flowrate constant (1/y)	k_{sat}	16	v_{gw} / x_{gw}
1/Dilution factor from unsaturated zone to saturated zone (-)	$1/DF_{gw}$	5.33	$v_{gw} \cdot z_{gw} \cdot y \cdot \epsilon / (R_{rain} * f_{inf} * A)$

A3.2 Contaminant modelling

An overview of modelling of contaminant leaching in the unsaturated zone is presented in Figure 3.

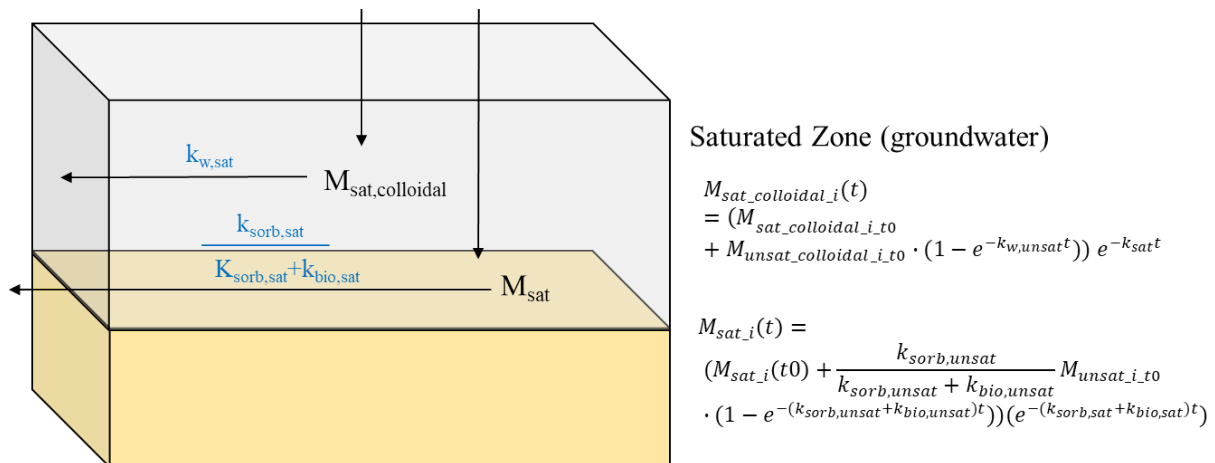


Figure 3. Overview of modelling of contaminant leaching in the saturated zone

Within the saturated zone, the total mass within a given point in time is a mass balance of:

- 1) that mass already in the aquifer from the initial time point (t_0);
- 2) the amount that has entered the saturated zone;
- 3) the amount that has left the saturated zone and entered the recipient.

Initial contaminants in the saturated zone

Regarding contaminants that are there from the start of the model (t_0), we can define similar terms as done for the unsaturated zone to differentiate the colloiddally bound contaminant, $M_{sat,colloidal,i,t0}$, and other contaminants, $M_{sat,i,t0}$:

$$M_{sat,total,i} = M_{sat,colloidal,i} + M_{sat,i} \quad (13)$$

$$M_{sat,colloidal,i,t0} = F_{colloidal}(M_{sat,total,i,t0}) \quad (14)$$

Mass of contaminants that have entered the saturated zone

The mass of colloid bound contaminants that have entered the saturated zone by a specific time, $M_{colloidal\ input,gw,i}(t)$ is equal to the mass that has left the unsaturated zone:

$$M_{colloidal\ input,gw,i}(t) = F_{colloids}M_{total_i_t0}(1 - e^{-k_{w,unsat}t}) \quad (15)$$

Similarly, the total mass of non-colloidally bound contaminant that has entered the saturated zone from the unsaturated zone can be described with the following equation:

$$M_{input,gw}(t) = \frac{k_{sorb,unsat}}{k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat}} M_{unsat_i_t0} \cdot (1 - e^{-(k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat})t}) \quad (16)$$

Where the term $\{ M_{unsat_i_t0} \cdot (1 - e^{-(k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat})t}) \}$ is the mass lost from the unsaturated zone, and $\{ \frac{k_{sorb,unsat}}{k_{sorb,unsat} + k_{bio,unsat}} \}$ accounts for the fraction which is lost permanently due to biodegradation in the unsaturated zone.

Current mass of contaminants within the saturated zone

As it is assumed that colloidal contaminants are transported at the same speed as ground water (without sorption), then the current mass of colloidally-bound contaminants in the ground water at a given time, $M_{sat_colloidal_i}(t)$, is the sum of the total amount that has entered by that time, excluding that which has left to the recipient, as defined by k_{sat} .

$$M_{sat_colloidal_i}(t) = (F_{colloids}M_{sat_total_i_t0} + M_{colloidal\ input,gw,i}(t)) \cdot e^{-k_{sat}t} \quad (17)$$

For the other contaminants, we consider similar processes as the unsaturated zone, specifically the rate loss constant for biodegradation in the saturated zone, $k_{biodeg,sat}$, and the transport rate constant based on the sorption to the sediment, $k_{sorb,sat}$:

$$k_{sorb,sat} = k_{sat} / (1 + \frac{K_D \rho_b}{\varepsilon}) \quad (18)$$

This gives the relationship:

$$M_{sat_i}(t) = (M_{sat_i}(t_0) + M_{input_gw}(t))(e^{-(k_{sorb,sat}+k_{bio,sat})t}) \quad (19)$$

With these masses, the concentration at a given point of time is calculated as before:

$$C_{sat_total}(t) = M_{sat_total_i}(t)/(V_{gw} \cdot \rho_B) \quad (20)$$

$$C_{sat,soil}(t) = M_{sat_total_i}(t)/(V_{gw} \cdot \rho_B + \theta/K_D) \quad (21)$$

$$C_{gw}(t) = C_{sat,soil}(t)/K_D \quad (22)$$

Maximum concentration in the saturated zone

To calculate the time when the maximum concentration in the saturated zone will be reached, this can be done by calculating the time when the first derivative of equation 19 is zero. This derivatization is presented here by using the following short-hand symbols in equation 23:

$$\begin{aligned} a &= M_{sat,gw}(t_0) \\ b &= \frac{k_{sorb,unsat}}{k_{sorb,unsat} + k_{biodeg,unsat}} M_{unsat_i_t_0} \\ k_u &= (k_{sorb,unsat} + k_{biodeg,unsat}) \\ k_m &= (k_{sorb,sat} + k_{biodeg,sat}) \end{aligned} \quad (23)$$

Here equation 16 and 19 can, respectively, be simplified as:

$$M_{input,gw}(t) = b \cdot (1 - e^{-k_u t}) \quad (24)$$

$$M_{sat_i}(t) = (a + b \cdot (1 - e^{-k_u t})) (e^{-k_m t}) \quad (25)$$

The first order derivative is:

$$M'_{sat_i}(t) = -((a + b)k_m e^{-k_m t} - bk_u - bk_m) * e^{-k_m t - k_u t} \quad (26)$$

A maximum value for t , t_{sat_max} , in the saturated zone is at $M'_{sat_i}(t) = 0$, or:

$$t_{sat_max} = \frac{1}{k_m} \ln \left(\frac{b}{a + b} \frac{k_u + k_m}{k_m} \right) \quad (27)$$

Inputting this t_{max} into the above equations will result in maximum mass, soil and porewater concentrations that will be predicted to occur in the saturated zone, for the fraction that is not colloidally-bound.

Similarly, a corresponding maximum concentration for colloid-bound contaminants can be derived using the above derivation and corresponding terms for colloids:

$$a_{colloids} = F_{colloids} M_{sat_total_i_t0}$$

$$b_{colloids} = F_{colloids} M_{total_i_t0} (1 - e^{-k_{w,unsat} t})$$

$$k_u = k_{unsat}$$

$$k_u = k_{sat}$$

to identify the time of peak colloid concentration, $t_{colloid_sat_max}$, and solving for that.

A4 Box 3: Recipient

A4.1 Hydrogeological modelling

Table 3 shows the hydrological parameters included in the modelling of the recipient

Table 3. Hydrogeological parameters for the saturated zone

Recipient parameters	Symbol	Default values	Reason for default value
Total volume of water entering the recipient (m ³ /y)	Q _{tot}	500000	Stream with a flow of 16 L/s
Residence time of water in the recipient (y)	t _{res}	1.00	Stream with a flow of 16 L/s
Impacted water volume (m ³)	V _{rec}	500000	Q _{tot} / t _{res}
Calculated parameters			
Flow rate of contaminated groundwater entering the recipient (m ³ /år)	Q _{gw}	64000	A · ε _{gw} · v _{gw} · Z _{gw}
1 / Dilution Factor recipient (-)	1 / DF _{rec}	7.01	Q _{gw} /V _{rec}

A4.2 Contaminant Modelling

Because it is assumed that the concentration in the contaminated part of the saturated zone is homogenous, the concentration in the outflow of the groundwater is defined as $M_{sat_colloidal_i}(t) / V_{gw} \epsilon_{gw}$. With this assumption, the concentration of colloiddally bound contaminant in the recipient at a given time, $M_{recipient_colloidal_i}(t)$, is simply a dilution of the outflow concentration multiplied by outflow volume of the saturated zone and divided by residence time in the recipient:

$$M_{recipient_colloidal_i}(t) = \left(M_{sat_colloidal_i}(t) / V_{gw} \epsilon_{gw} \right) Q_{gw} t_{rec} \quad (28)$$

Essentially, this equation is describing a dilution process, as given by the dilution factor (Table 3).

Regarding the non-colloiddally bound contaminants, using a similar set of assumptions regarding the groundwater concentration, a similar expression can be made:

$$M_{recipient_i}(t) = C_{gw}(t) Q_{gw} t_{rec} \quad (29)$$

Therefore, the total concentration of contaminant in the recipient at a given point of time is:

$$M_{recipient_total_i}(t) = M_{recipient_colloidal_i}(t) + M_{recipient_i}(t) \quad (30)$$

And the concentration in the recipient is:

$$C_{recipient_total_i}(t) = M_{recipient_total_i}(t)/V_{rec} \quad (31)$$

Maximum concentration in the recipient

The maximum concentrations in the recipient are calculated as being simply that of when peak concentration occurred at the outflow of the saturated zone, i.e. $t_{colloid_sat_max}$ and t_{sat_max} for colloid-bound and other contaminants, respectively, plus the residence time in the recipient:

$$t_{colloid_res_max} = t_{colloid_sat_max} + t_{res} \quad (32)$$

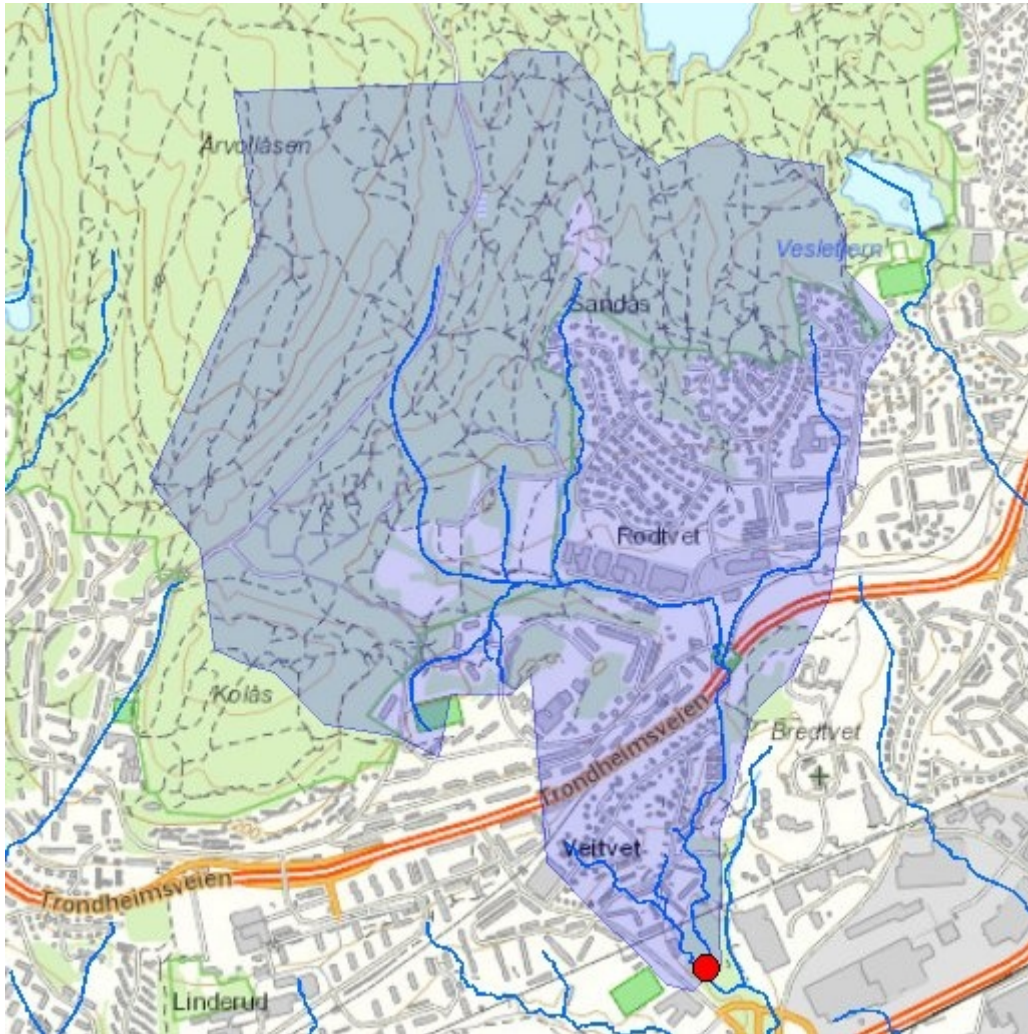
$$t_{res_max} = t_{sat_max} + t_{res} \quad (33)$$

Maximum concentrations can then be calculated using the above times as input in the recipient equations above; which will be the peak exposure concentration predicted to be in the recipient.

In the model, default times for output are set to t_{max} , 5 years, 10 years and 100 years from the initial time point of the model, which is when the original contamination of the soil occurred.

Vedlegg B

NEDBØRSFELTRAPPORTER NEVINA



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Lavvannskart

Vassdragsnr.: 006.2B0

Kommune: Oslo

Fylke: Oslo

Vassdrag: Alna

Feltparametere

Areal (A)	2,5 km ²
Effektiv sjø (S _{eff})	0,0 %
Elvelengde (E _L)	2,6 km
Elvegradient (E _G)	53,2 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	54,9 m/km
Feltlengde(F _L)	2,4 km
H _{min}	119 moh.
H ₁₀	164 moh.
H ₂₀	181 moh.
H ₃₀	193 moh.
H ₄₀	202 moh.
H ₅₀	215 moh.
H ₆₀	226 moh.
H ₇₀	240 moh.
H ₈₀	257 moh.
H ₉₀	291 moh.
H _{max}	366 moh.
Bre	0,0 %
Dyrket mark	0,0 %
Myr	0,1 %
Sjø	0,0 %
Skog	64,1 %
Snau fjell	0,0 %
Urban	15,1 %

Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	20,1 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	0,3 l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	0,4 l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	0,2 l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	1,1 l/(s*km ²)
Base flow	7,2 l/(s*km ²)
BFI	0,4

Klima

Klimaregion	Ost
Årsnedbør	858 mm
Sommernedbør	402 mm
Vinternedbør	456 mm
Årstemperatur	4,6 °C
Sommertemperatur	12,6 °C
Vintertemperatur	-1,1 °C
Temperatur Juli	15,4 °C
Temperatur August	14,2 °C

1) Verdien er editert

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrvæsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

Flomberegning

Vassdragsnr.: 006.2B0

Kommune: Oslo

Fylke: Oslo

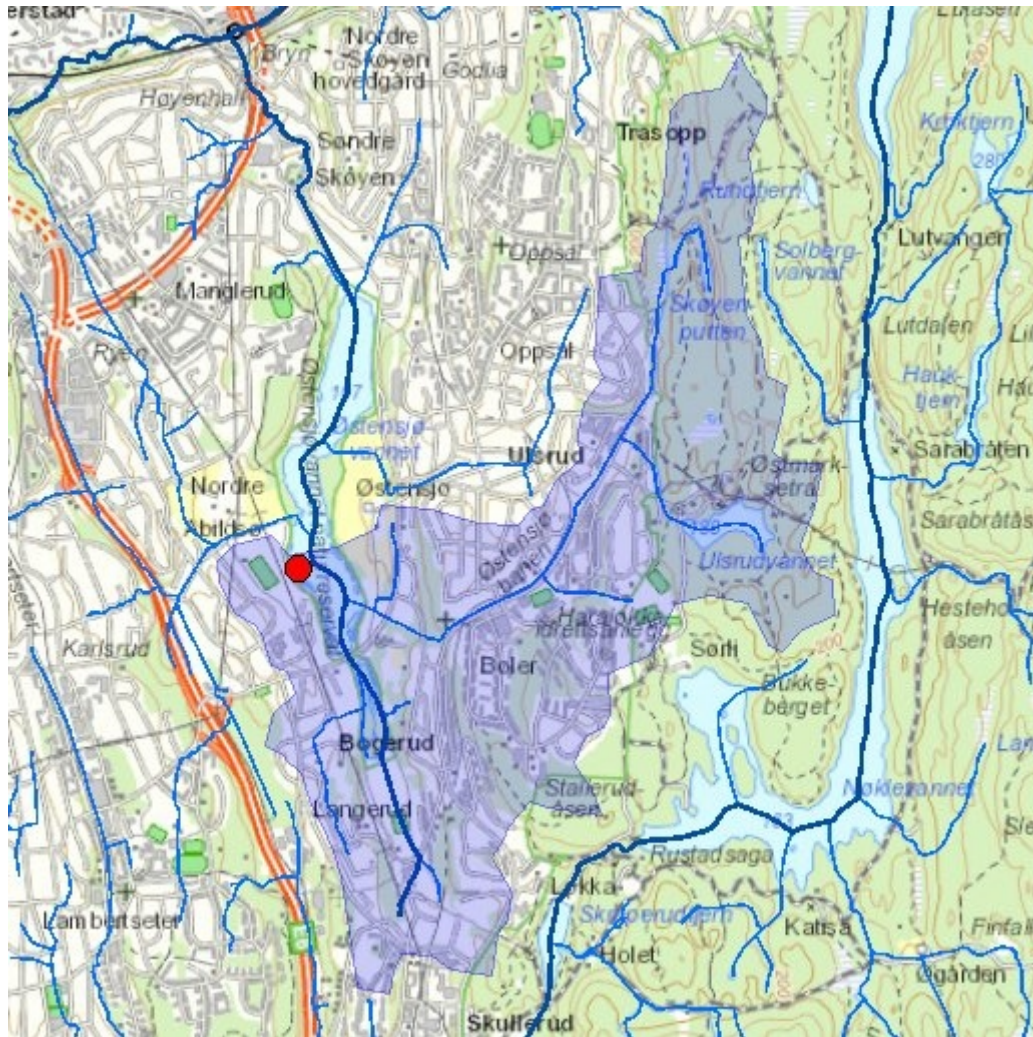
Vassdrag: Alna

*Flomverdiene viser størrelsen på kulminasjonsflommer for ulike gjentaksintervall. De er beregnet ved bruk av et formelverk som er utarbeidet for nedbørfelt under ca 50 km². Feltparametere som inngår i formelverket er areal, effektiv sjøprosent og normalavrenning (l/s*km²). For mer utdypende beskrivelse av formelverket henvises det til NVE –Rapport 7/2015 «Veileder for flomberegninger i små uregulerte felt». Det pågår fortsatt forskning for å
Det pågår fortsatt forskning for å bestemme klimapåslag for momentanflommer i små nedbørfelt. Frem til resultatene fra disse prosjektene foreligger anbefales et klimapåslag på 1.2 for døgnmiddelflom og 1.4 for kulminasjonsflom i små nedbørfelt.*

Alna	
Areal (km ²)	2,45
Klimafaktor	1,4

	Q ^M		Q ₅	Q ₁₀	Q ₂₀	Q ₅₀	Q ₁₀₀	Q ₂₀₀
	m ³ /s	l/(s*km ²)						
Flomfrekvensfaktorer	-	-	1,25	1,49	1,74	2,12	2,44	2,81
95% intervall øvre grense (m ³ /s)	2,5	1004,2	3,1	3,8	4,6	5,7	6,8	7,8
Flomverdier (m ³ /s)	1,4	567	1,7	2,1	2,4	2,9	3,4	3,9
95% intervall nedre grense (m ³ /s)	0,8	321	1,0	1,1	1,3	1,5	1,7	2,0
Flommer med klimapåslag (m ³ /s)	1,9	794,3	1,7	2,9	3,4	4,1	4,7	5,5

Beregningene er automatisk generert og kan inneholde feil. Det er generelt stor usikkerhet i denne typen beregninger. Resultatene må verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner. Resultatene er ikke gyldig som grunnlag til flomberegninger for klassifiserte dammer.



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Kartbakgrunn: Statens Kartverk

Kartdatum: EUREF89 WGS84

Projeksjon: UTM 33N

Nedbørfeltgrenser, feltparametere og vannføringsindekser er automatisk generert og kan inneholde feil. Resultatene må kvalitetssikres.

Lavvannskart

Vassdragsnr.: 006.2AB
Kommune: Oslo
Fylke: Oslo
Vassdrag: Østensjøbekken

Feltparametere

Areal (A)	5,1 km ²
Effektiv sjø (S _{eff})	14,5 %
Elvelengde (E _L)	1,9 km
Elvegradient (E _G)	8,0 m/km
Elvegradient ₁₀₈₅ (G ₁₀₈₅)	5,5 m/km
Feltlengde(F _L)	3,4 km
H _{min}	106 moh.
H ₁₀	116 moh.
H ₂₀	122 moh.
H ₃₀	140 moh.
H ₄₀	154 moh.
H ₅₀	163 moh.
H ₆₀	178 moh.
H ₇₀	188 moh.
H ₈₀	199 moh.
H ₉₀	215 moh.
H _{max}	265 moh.
Bre	0,0 %
Dyrket mark	1,1 %
Myr	0,6 %
Sjø	3,4 %
Skog	44,2 %
Snau fjell	0,0 %
Urban	24,9 %

Vannføringsindeks, se merknader

Middelvannføring (61-90)	18,1 l/(s*km ²)
Alminnelig lavvannføring	1,0 l/(s*km ²)
5-persentil (hele året)	1,1 l/(s*km ²)
5-persentil (1/5-30/9)	0,5 l/(s*km ²)
5-persentil (1/10-30/4)	2,1 l/(s*km ²)
Base flow	6,9 l/(s*km ²)
BFI	0,4

Klima

Klimaregion	Ost
Årsnedbør	798 mm
Sommernedbør	377 mm
Vinternedbør	420 mm
Årstemperatur	4,7 °C
Sommertemperatur	12,7 °C
Vintertemperatur	-1,0 °C
Temperatur Juli	15,4 °C
Temperatur August	14,2 °C

1) Verdien er editert

Det er generelt stor usikkerhet i beregninger av lavvannsindekser. Resultatene bør verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner.

I nedbørfelt med høy breprosent eller stor innsjøprosent vil tørrvæsavrenning (baseflow) ha store bidrag fra disse lagringsmagasinene.

Flomberegning

Vassdragsnr.: 006.2AB

Kommune: Oslo

Fylke: Oslo

Vassdrag: Østensjøbekken

Flomverdiene viser størrelsen på kulminasjonsflommer for ulike gjentaksintervall. De er beregnet ved bruk av et formelverk som er utarbeidet for nedbørfelt under ca 50 km². Feltparametere som inngår i formelverket er areal, effektiv sjøprosent og normalavrenning (l/s*km²). For mer utdypende beskrivelse av formelverket henvises det til NVE –Rapport 7/2015 «Veileder for flomberegninger i små uregulerte felt». Det pågår fortsatt forskning for å
Det pågår fortsatt forskning for å bestemme klimapåslag for momentanflommer i små nedbørfelt. Frem til resultatene fra disse prosjektene foreligger anbefales et klimapåslag på 1.2 for døgnmiddelflom og 1.4 for kulminasjonsflom i små nedbørfelt.

Østensjøbekken	
Areal (km ²)	5,12
Klimafaktor	1,4

	Q ^M		Q ₅	Q ₁₀	Q ₂₀	Q ₅₀	Q ₁₀₀	Q ₂₀₀
	m ³ /s	l/(s*km ²)						
Flomfrekvensfaktorer	-	-	1,24	1,53	1,86	2,41	2,92	3,55
95% intervall øvre grense (m ³ /s)	1,6	318,0	2,1	2,6	3,2	4,3	5,4	6,5
Flomverdier (m ³ /s)	0,9	180	1,1	1,4	1,7	2,2	2,7	3,3
95% intervall nedre grense (m ³ /s)	0,5	102	0,6	0,8	0,9	1,1	1,3	1,6
Flommer med klimapåslag (m ³ /s)	1,3	251,6	1,1	2,0	2,4	3,1	3,8	4,6

Beregningene er automatisk generert og kan inneholde feil. Det er generelt stor usikkerhet i denne typen beregninger. Resultatene må verifiseres mot egne observasjoner eller sammenlignbare målestasjoner. Resultatene er ikke gyldig som grunnlag til flomberegninger for klassifiserte dammer.

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Utvikling av spredningsmodell for nyttiggjøringstiltak		Dokumentnr./Document no 20160794-10-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Oppdragsgiver/Client SP10	Dato/Date 2019-12-13
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		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality	Felt navn/Field name
Sted/Location	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./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	2019-12-13 Erlend Sørmo	2019-11-11 Gijs Breedveld	2019-11-22 Gudny Okkenhaug	
		2019-12-05 Hans Peter Arp			

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 13. desember 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

