

Grunnlagsrapport - Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn

DOK.NR. 20200490-02-R
REV.NR. 0 / 2021-12-10

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentsiteteten 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: Oppdatering veiledningsmateriale på forurenset grunn
Dokumenttittel: Grunnlagsrapport - Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn
Dokumentnr.: M-2170 I 2021 (NGI rapport nr. 20200490-02-R)
Dato: 2021-12-10
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet
Kontaktperson: Karianne Slåtta Haugen
Kontrakthereferanse: Avtalenummer 20087543, signert nov 2020

for NGI

Prosjektleder: Gijs Breedveld
Utarbeidet av: Gijs Breedveld, Erlend Sørmo, Hans Peter Arp
Kontrollert av: Paul S. Cappelen

Sammendrag

På oppdrag for Miljødirektoratet har NGI utviklet et nytt verktøy for risikovurdering av human helse på forurenset grunn i Norge. Det nye verktøyet erstatter veileder 99:01 *Risikovurdering av forurenset grunn* og skal brukes for å vurdere og beregne steds-spesifikk risiko for human helse i saker som omhandler forurenset grunn. Dette vil i all hovedsak gjelde i tilfeller der man skal:

- Vurdere risiko for human helse for stoffer det ikke er utarbeidet helsebaserte tilstandsklasser for.
- Vurdere risiko for human helse ved forurensning i tilstandsklasse 5 minst 1 meter under terreng.
- Vurdere stedsspesifikk eksponering for flyktige stoffer i områder med og uten bygg og kjeller (eksempelvis alifater C₈ – C₁₀, alifater C₁₀ – C₁₂, benzen og klorerte løsemidler).
- Vurdere human risiko der grunnvann er drikkevann eller det finnes andre eksponeringsscenarioer som ikke er forutsatt for klassene og arealbruks-kategoriene i veileder TA-2553 *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn*.
- Vurdere risiko for human helse for arealbrukskategorier som ikke omfattes av tilstandsklassene i TA-2553.

I denne rapporten presenteres:

- En oppdatert metodikk for human helse, inkl. et verktøy for å beregne risiko.
- Oppdaterte stoffegenskaper, inklusivt grenseverdier for human helse (maksimalt tolerabelt daglig inntak – MTDI), utarbeidet av FHI. Verdiene er identisk med de som er presentert i M-2169 I 2021.
- Eksempler på anvendelse av verktøyet med fokus på de fem punktene over som ikke kan løses ved bruk av tilstandsklassene i M-2169 I 2021.

Beregningsverktøyet som beskrives i dette dokumentet har referanse M-2171 I 2021 og kan lastes ned fra Miljødirektoratets hjemmeside.

Innhold

1	Innledning	6
1.1	Bakgrunn	6
2	Beskrivelse av nytt verktøy	7
2.1	Bakgrunn	7
2.2	Systematikk	8
2.3	Trinn 1 – Forenklet risikovurdering	9
2.4	Trinn 2 – Utvidet risikovurdering	12
2.5	Trinn 3 – Stedspesifikk risikovurdering	15
2.6	Sammenheng med spredningsveileder	16
3	Arealbruk	17
3.1	Endring av standard arealbruk	17
3.2	Arealbruk og tilstandsklasser	17
3.3	Beregning av akseptkriterier	18
4	Oppdatering av stoffdata	19
4.1	Fasefordeling	19
4.2	Nye stoffer	19
5	Vurdering av usikkerhet	21
5.1	Kritiske parametere	21
5.2	Flyktige forbindelser	21
5.3	Jordart	22
6	Eksempler på bruk av verktøyet	23
6.1	Stoffer uten normverdi eller tilstandsklasser	23
6.2	Forurensning under 1 meter dybde	25
6.3	Flyktige stoffer	26
6.4	Eksponering via drikkevann fra grunnvannet	27
6.5	Annen arealbruk og andre eksponeringsveier enn det som ligger til grunn i TA-2553/2009	27
7	Referanser	28

Vedlegg

Vedlegg A	Beregningsverktøy for risikovurdering av human helse
Vedlegg B	Standardverdier brukt i verktøyet risiko menneskers helse
Vedlegg C	Metoder for bestemmelse av stedsspesifikke parametere
Vedlegg D	Dokumentasjon av eksemplene

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Etter at veilederen for risikovurdering av forurenset grunn kom i 1999 (Veileder 99:01; SFT, 1999) har effektdelen for human helse blitt revidert i Aquateam (2007). Dette arbeidet lå til grunn for veilederen *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn* (TA-2553/2009). Med bakgrunnen i forarbeidet til Vannforskriften (Lovdata, 2006) og kjemikalierregelverket REACH (The Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals), har stoffdata som beskriver oppførselen og toksisiteten (giftigheten) til miljøgiftene blitt revidert ved flere anledninger. I denne rapporten brukes grunnlagsdata som presentert i M-2169 I 2021.

I denne rapporten presenteres en helhetlig metodikk for risikovurdering av human helse ved forurensning i grunnen som baserer seg på følgende dokumenter:

1. Norsk Standard (2006) NS-ISO 10381-5: Veiledning for framgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokalteter.
2. M-2169 I 2021 Grunnlagsrapport - Nye foreslåtte normverdier og tilstandsklasser for forurenset grunn. NGI rapport 20200490-01-R, datert 2021-12-10
3. M-2172 I 2021 Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. NGI rapport 20200490-03-R, datert 2021-12-10

Beregningsverktøyet som beskrives her, M-2171 I 2021 kan lastes ned fra Miljødirektoratets hjemmeside.

Selv om risikovurdering av human helse inkluderer andre eksponeringsveier enn de som er inkludert i forslaget til spredningsveilederen (M-2172 I 2021), er noen av de grunnleggende stoff- og jordegenskapene som styrer fasefordelingen mellom jord, gass og vannfasen felles. Dette er prosesser som er sentrale for å kunne forutsi eksponering av forurensning til mennesker. Stoffegenskaper, inklusivt grenseverdier for human helse (maksimalt tolerabelt daglig inntak – MTDI), utarbeidet av FHI har blitt revidert i 2021 (M-2169 I 2021) og integrert i det nye beregningsverktøyet for human helse.

Det nye verktøy har blitt anvendt for å utarbeide forslag til nye normverdier og tilstandsklasser (M-2169 I 2021).

2 Beskrivelse av nytt verktøy

2.1 Bakgrunn

Det foreslås en ny metodikk til å vurdere risiko for human helse uten å forkaste de grunnleggende prinsippene i eksisterende verktøy (Veileder 99:01; SFT, 1999). I det nye verktøyet beregnes human eksponering som følge av forurensning i grunnen for hver eksponeringsvei separat. Eksponeringen summeres og total eksponering sammenlignes med grenseverdien for human helse (*maksimalt tolerabelt daglig inntak*, MTDI). Dette er en vesentlig endring sammenlignet med veileder 99:01. I 99:01 brukte man en "tilbakeberegning" (invers beregning) som estimerte ved hvilken konsentrasjon i grunnen eksponeringen til mennesker ikke ville føre til overskridelse av MTDI (beregning av akseptkriterier). Selv om begge beregningsmåter er kompatible (den ene kan regnes om i den andre), er det en del praktiske forskjeller:

- Den nye vurderingsformen gir rom for å inkludere flere stedsspesifikke data og målinger, som for eksempel konsentrasjonen i grunnvann, poreluft eller grønnsaker. Dette gjør det mulig å gjøre risikovurderingen mer realistisk og stedsspesifikk.
- Beregningene er blitt transparente. De ulike beregningene i modellen synliggjøres i hvert trinn og bidraget fra de ulike sprednings- og eksponeringsveiene til den totale forventede eksponering av mennesker kommer tydelig frem. Dette gjør det mulig å sammenligne konsekvensene av forutsetningen som ligger til grunn for modellen med felldata.
- Det nye verktøyet gjør det mulig å beregne eksponering for mennesker av stoffer det ikke er utarbeidet normverdier for.

Det nye verktøyet baserer seg på de samme prinsippene og fremgangsmåter som brukes i verktøyet for risikovurdering av forurenset sediment (Miljødirektoratet, 2015). Samtidig er prinsippene som ligger til grunn for Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn (M-2173 I 2021) inkludert. Det er tatt utgangspunkt i arbeidet som er gjort for å sammenstille de nyeste stoffdata (NGI, 2017) som har vært revidert i 2021.

Hensikten med det nye verktøyet er å finne ut hvilke sprednings- og transportveier som bidrar til eksponering av mennesker på en konkret lokalitet. Human eksponering vil variere med ulik oppholdstid/eksponeringstid for mennesker på et sted, samt hvilke eksponeringsveier som er relevante. Fokuset i det nye verktøyet er spesielt rettet mot å kunne:

- Vurdere risiko for human helse for stoffer det ikke er utarbeidet helsebaserte tilstandsklasser for.
- Vurdere risiko for human helse i tilstandsklasse 5 under 1 meter (jf. tabell 7 i TA-2553; SFT, 2009).
- Vurdere stedsspesifikk eksponering for flyktige stoffer i områder med og uten bygg og kjeller (eksempelvis: alifater C₈ – C₁₀, alifater C₁₀ – C₁₂, benzen, klorerte løsemidler).

- Vurdere human risiko der grunnvann er drikkevann eller det finnes andre eksponeringsscenarier som ikke er forutsatt for klassene og arealbrukskategoriene i TA-2553 (SFT, 2009).
- Vurdere risiko for human helse for arealbrukskategorier som ikke omfattes av TA-2553 (SFT, 2009).
- Å kunne ta hensyn til alle sannsynlige eksponeringsveier fra forurenset grunn til mennesket:
 - Oralt inntak av jord eller støv
 - Hudkontakt med jord eller støv
 - Innånding av støv eller gass, inkludert foretrukne spredningsveier jf. spredningsveilederen.
 - Inntak av drikkevann.
 - Inntak av grønnsaker, frukt, bær og andre spiselige planter.
 - Inntak av fisk eller annen næring påvirket av en grunnforurensning.
- Å gjøre det mulig å legge inn stedsspesifikk data der dette er relevant, som erstatning for de konservative standardverdier som ligger i verktøyet.

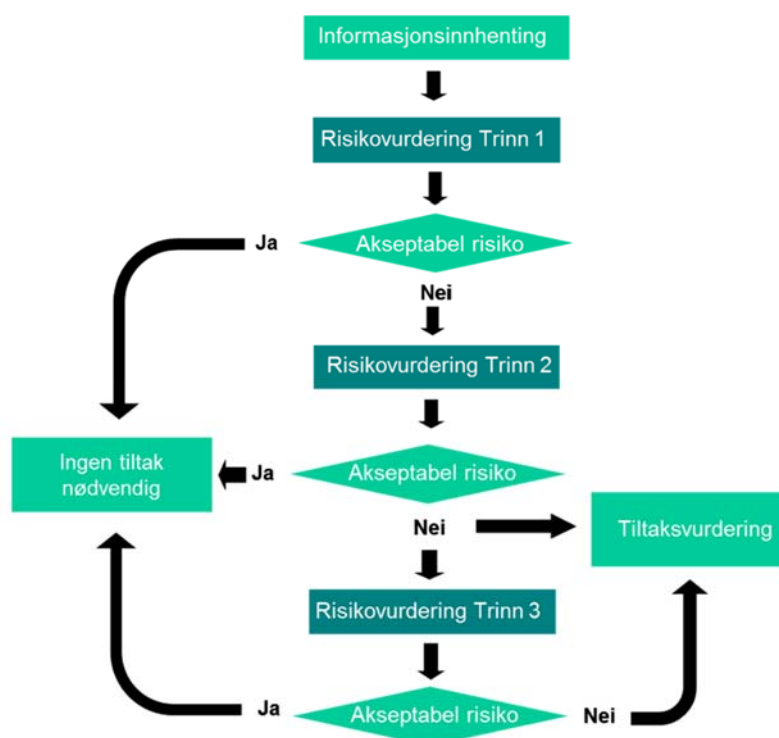
2.2 Systematikk

Fremgangsmåte for å undersøke og kartlegge et område med forurenset grunn tar utgangspunkt i NS-ISO 10381-5 og baseres på en trinnvis tilnærming som samsvarer med strukturen til Veileder 99:01 (SFT, 1999) og tilsvarende veileder for forurensede sedimenter (M-409/2015, Miljødirektoratet, 2015), samt forslag til ny spredningsveileder (M-2172 | 2021 og M-2173 | 2021). Innledningsvis skal konsekvensene av forurensningen i størst mulig grad dokumenteres gjennom å vurdere nøkkeltema som gitt i ark **0 Sjekkliste** i beregningsverktøyet (M-2171). Dette er til en stor grad en kvalitativ vurdering der andre litteraturkilder kan trekkes inn.

Strukturen for det nye verktøyet er bygget opp som følger:

- Trinn 1: Konsentrasjonene i jord sammenlignes med normverdier og "standard" eksponering, basert på forhåndsdefinerte standardverdier, sammenlignes med MTDI (Vedlegg B).
- Trinn 2: Modellverktøy-beregning av eksponering med et definert sett av stedsspesifikke data for arealbruk og eksponeringsveier (*conceptual site model*) slik vist i Tabell 1 og Tabell 2. Beregnet eksponering sammenlignes med MTDI-verdiene. I tillegg eksisterer det for enkelte forbindelser grenseverdier for konsentrasjoner i luft, toksikologisk referansekonsentrasjon (RfC, mg/m³) som resultatene kan sammenlignes med.
- Trinn 3: Supplerende undersøkelser av reell eksponering og ev. detaljerte modellberegninger for spesifikke eksponeringsscenarier.

For kritiske parametere gis det en metodebeskrivelse for hvordan de kan estimeres eller bestemmes lokalt (Vedlegg C). Konseptet for den trinnvise inndelingen er vist i Figur 1. Hvert trinn er beskrevet i detalj i kapittel 2.3–2.5.



Figur 1 Flytskjema for den trinnvise fremgangsmåte ved vurdering av risiko for human helse ved forurensning i grunnen.

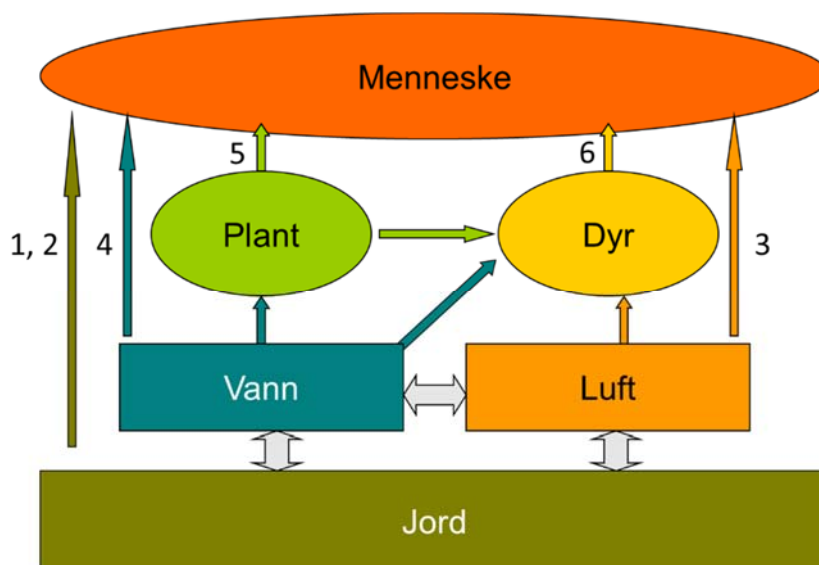
2.3 Trinn 1 – Forenklet risikovurdering

2.3.1 Prinsipp

I en forenklet risikovurdering i trinn 1 sammenlignes konsentrasjoner i jord med normverdier og en potensiell eksponering av mennesker, basert på forhåndsdefinerte standardverdier (vedlegg B), med maksimalt tolerabelt daglig inntak (MTDI). Følgende spredningsveier, som kan føre til human eksponering, inngår:

1. Oralt inntak av jord eller støv.
2. Hudkontakt med jord eller støv.
3. Innånding av støv eller gass.
4. Inntak av drikkevann.
5. Inntak av grønnsaker, frukt, bær og andre spiselige planter.
6. Inntak av fisk eller skalldyr fra nærliggende resipient.

Disse eksponeringsveiene er identisk med eksisterende verktøy (Veileder 99:01; SFT, 1999) og er skjematisk fremstilt i Figur 2. Inntak av kjøtt og melk er ikke tatt med som eksponeringsvei siden konsum vanligvis ikke kan knyttes til dyr som oppholder seg på den forurensede lokaliteten.



Figur 2 Spredningsveier som kan føre til at mennesker eksponeres for helse og miljøfarlige stoffer fra forurensset grunn.

2.3.2 Standard eksponering

I trinn 1 er alle eksponeringsveier inkludert (tabell 2). Trinn 1 tar ikke hensyn til spesifikk arealbruk. Dette kommer først i trinn 2.

Eksponeringsberegningene tar utgangspunkt i analyseresultatene av jordprøver. Verktøyet beregner deretter konsentrasjoner i andre medier som porevann, grunnvann, poreluft og innendørsluft basert på fasefordelingen med utgangspunkt i antatte standardforhold i grunnen. Beregningsmåte er presentert i vedlegg A og standardverdiene som brukes i dette trinnet er presentert i vedlegg B. Risikovurderingssystemet skiller mellom eksponering av barn og voksne, med følgende parametere med hensyn til de ulike eksponeringsveiene (Tabell 1).

Tabell 1 Eksponeringsveier og eksponeringstid som ligger til grunn for risikovurderingsverktøyet og som er identisk med tidligere verktøy (SFT, 1999; NGU, 2007).

Parameter	Barn	Voksen
Kroppsvekt (kg)	15	70
Alder (år)	0-6	7-64
Oralt inntak av jord (mg/d)	150	50
Hudkontakt med jord (mg/m ² /d)	5100	
Eksponert hudareal (m ²)	0,28	0,17
Pustevolum (m ³ /d)	7,6	20
Lungeretensjon støv (%)	75	75
Inntak av drikkevann (l/d)	1	2
Inntak av grønnsaker (kg/d)	0,15	0,29
Inntak av fisk (kg/d)	0,07	0,14

Eksponeringstiden for de ulike eksponeringsveiene er satt konservativt høyt i trinn 1, som vist i Tabell 2 som er identisk med tidligere verktøy (SFT, 1999).

Tabell 2 Eksponeringsveier og eksponeringstid som ligger som standard i trinn 1 av risikovurderingsverktøyet (identisk med SFT, 1999 og NGU, 2007).

Eksponeringsvei	Dager/år	Timer/dag	Eksponeringsfaktor
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (Barn)	365	24	1
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (Voksne)	365	24	1
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (Barn)	80	24	0,219
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (Voksne)	45	24	0,123
Oppholdstid utendørs (Barn)	365	24	1
Oppholdstid utendørs (Voksne)	365	24	1
Oppholdstid innendørs (Barn)	365	24	1
Oppholdstid innendørs (Voksne)	365	24	1
Fraksjon drikkevann fra arealet	365	24	1
Fraksjon grønnsaker fra arealet*	365	24	1
Fraksjon fisk fra nærliggende resipient.	365	24	1

* Avhengig av arealbruk 30 % eller 0 %

Oversikten over alle standardverdier som inngår i trinn 1 er vist i Vedlegg B, der det også vises endringer i forhold til veilederen 99:01 (SFT, 1999). Verdiene presentert i vedlegg B ligger inne som standard i det nye risikovurderingsverktøyet (M-2171 I 2021).

2.3.3 Fremgangsmåte

I trinn 1 i risikovurderingen skal resultatene av analysene av jordprøvene legges inn i ark **1b. Kons. jord**, i arket beregnes gjennomsnittsverdien og maksimumsverdien for hver forbindelse som har blitt analysert i jordprøvene. Alle øvrige parametere er standardverdier som er valgt konservativt og som ikke trenger å bli justert i trinn 1 (ark **1a. Stedsspesifikk**).

2.3.4 Tolkning av resultatene

Etter at analysedata av jordprøvene er lagt inn, vises resultatene av trinn 1 i ark **Vurdering**. I trinn 1 vurderes bare hvorvidt konsentrasjonene i jordprøvene overskrider gjeldende normverdier. Arket viser i tillegg om påvist forurensning kan føre til overskridelse av maksimalt tolerabelt daglig inntak (MTDI) ved de gjeldende standardbetingelsene. Dersom ingen av forbindelsene som er påvist i jordprøvene overskrider normverdien eller fører til overskridelse av MTDI, vises ingen resultater i ark **Vurdering**. Da vurderes det til å ikke være behov for tiltak og risikovurderingen kan avsluttes.

2.4 Trinn 2 – Utvidet risikovurdering

2.4.1 Prinsipp

Den utvidede risikovurderingen i trinn 2 tar utgangspunkt i aktuell arealbruk på stedet (ev. planlagt arealbruk). Basert på foreliggende datagrunnlag (problembeskrivelse, hypoteser) identifiseres eksponeringsveiene som er aktuelle for lokaliteten. Dersom arealbruken til det forurensede området er omtalt i tilstandsklasser systemet (M-2169, og tidligere TA 2553/2009), er det eksponeringstidene og eksponeringsveiene som er fastsatt der som skal legges inn i beregningsverktøyet. Basert på disse eksponeringsveiene bestemmes en stedsspesifikk eksponering som vil omfatte både type eksponeringsvei og forventet varighet av eksponeringen. Beregningsgrunnlaget tilpasses mest mulig de lokale forhold, med hensyn til kildesammensetning, jordart og reelle eksponeringsmuligheter.

Eksponeringsberegningene tar utgangspunkt i analyseresultatene av jordprøver. Konsentrasjonene i andre medier som porevann, grunnvann, poreluft og innendørsluft blir beregnet av verktøyet med utgangspunkt i antatte standardforhold i grunnen. Som et ledd i en utvidet risikovurdering i trinn 2, kan supplerende undersøkelser for å bestemme/måle konsentrasjoner i f. eks. porevann, grunnvann og poreluft legges inn i verktøyet. De målte konsentrasjonene vil overstyre de beregnede verdiene i verktøyet. Målinger i innendørsluft, grønnsaker og fisk kan også legges inn i verktøyet, men er vanligvis i hovedfokus i trinn 3.

2.4.2 Fremgangsmåte

I trinn 1 i risikovurderingen har analyseresultatene av jordprøvene blitt lagt inn i ark **1b. Kons. jord**, og gjennomsnittsverdien og maksimumsverdien for hver forbindelse som

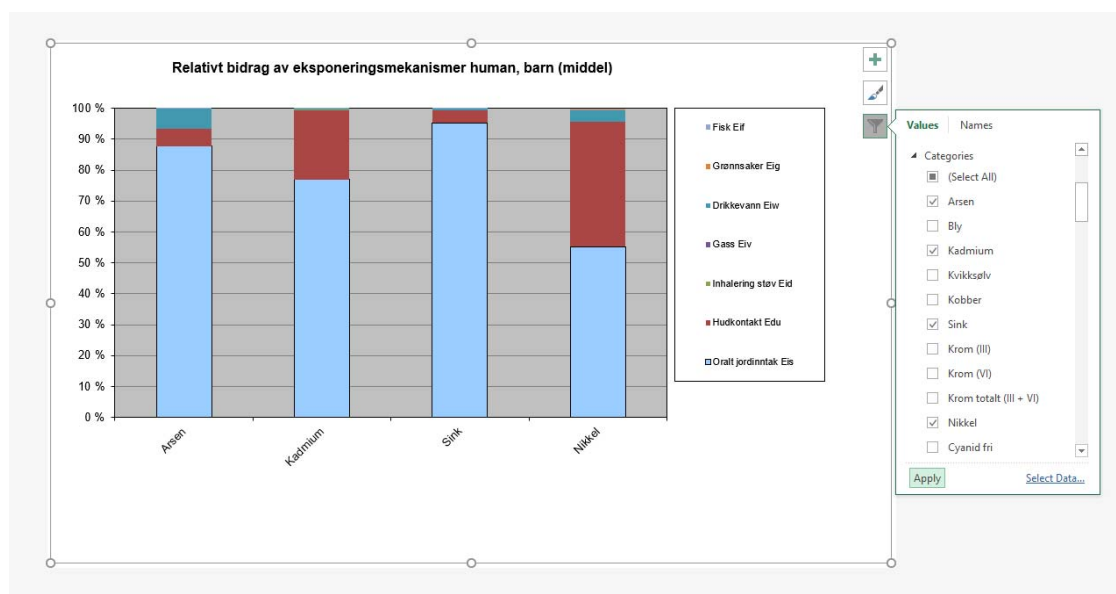
har blitt analysert i jordprøvene beregnes. I tillegg skal det i trinn 2 legges inn stedsspesifikke data i ark **1a. Stedsspesifikk**. Stedsspesifikke data kan omfatte:

- Lokale forhold med hensyn til det fysiske miljøet som arealutbredelse, nedbør, grunnvann, resipient.
- Aktuelle eksponeringsveier for mennesker med gjeldende eller planlagt arealbruk. Her kan også data for mulig eksponering til innendørsluft justeres i forhold til arealet på huset, type gulv og dybde til forurensning (for bygg med kjeller regnes "Areal under huset" som summen av arealet til både vegger og gulv for å ta høyde for en større andel gassinntrengning i kjeller).

I en trinn 2 risikovurdering foreligger ofte flere data enn bare data på konsentrasjoner i jord. Følgende ark i beregningsverktøyet kan brukes dersom målinger foreligger:

- **1c. Kons. porevann.**
- **1d. Kons. poregass.**
- **1e. Kons. grunnvann.**
- **1f. Kons. inneluft** (vanligvis i trinn 3 risikovurdering).
- **1g. Kons. grønnsaker** (vanligvis i trinn 3 risikovurdering).
- **1h. Kons. fisk** (vanligvis i trinn 3 risikovurdering).

I praksis vil dette være en repeterende prosess, der man først legger inn stedsspesifikke data (**1a. Stedsspesifikk**) i tillegg til data fra kjemiske analyser av jordprøver (**1b. Kons. jord**) og så se på **Vurdering** samt figurene (**Fig Eksponering Barn (middel)**; **Fig Eksponering Voksen (middel)**). For å velge ønskede stoffer i figurene kan filterfunksjonen anvendes (Figur 3).



Figur 3 Stoffer som ønskes presentert i figurene kan velges ved hjelp av filterfunksjonen ved først å fjerne haken ved (Select All) og så hake av for de valgte forbindelsene.

Basert på hvilke eksponeringsveier som ser ut til å være avgjørende for overskridelse av MTDI-verdiene i arkene **Eksponering Barn**, **Eksponering Voksen** eller **Livstids Eksponering**, vil man kunne hente inn supplerende data for den aktuelle spredningsprosessen. De målte verdier/konsentrasjoner i de ulike mediene, som legges inn på de respektive ark **1c-1h**, erstatter modellberegningene utført av risikovurderingsverktøyet.

Det er ofte stor usikkerhet knyttet til fordelingskoeffisienter (K_d) som ligger inne som standardverdi. Disse er utledet for "ny forurensset jord", mens i jord som har vært forurensset i flere ti-talls år og blitt utsatt for varierende klimatiske forhold, vil forurensningen kunne være sterkere bundet (høyere K_d -verdier). Derfor reduserer man usikkerheten i risikoanalysen betraktelig ved å måle porevannskonsentrasjonen som gjør det mulig å beregne stedsspesifikke K_d -verdier (se vedlegg C). En stedsspesifikk K_d -verdi tar hensyn til den lokale jordarten og vil redusere usikkerheten i en trinn 2 risikovurdering. Verdiene som beregnes kan legges inn i ark **Fasefordeling** under kolonne **Brukt K_d (l/kg)**.

2.4.3 Tolkning av resultatene

Etter at analyseresultatene av jordprøvene og stedsspesifikke data er lagt inn, vises resultatene av trinn 2 i ark **Vurdering**. Arket viser om estimert eksponering kan føre til overskridelse av *maksimalt tolerabelt daglig inntak* (MTDI) ved de gjeldende stedsspesifikke forhold. Dersom ingen av de forbindelsene som er påvist i jordprøvene overskrider normverdien eller fører til overskridelse av MTDI, vises ingen resultater i ark **Vurdering**. Da vurderes det til å ikke være behov for tiltak og risikovurderingen kan avsluttes.

I arkene **Eksponering Barn**, **Eksponering Voksen** og **Livstids Eksponering** angir verktøyet eksponering separat for hver eksponeringsvei og total estimert eksponering. Disse verdiene danner grunnlaget for tolkningen i ark **Vurdering**.

I veileder 99:01 *Risikovurdering av forurensset grunn* vurderte verktøyet hvilken grenseverdi som skulle være styrende uten å synliggjøre det. Det var heller ikke mulig å vurdere bidraget fra de ulike eksponeringsveiene hver for seg. I forslag til nytt verktøy er det valgt å synliggjøre estimert eksponering for hver eksponeringsvei og sammenligne det med grenseverdier for human helse som står oppført for stoffet. Disse MTDI verdier varierer fra stoff til stoff og dekker både kreftfremkallende og ikke kreftfremkallende egenskaper. Dermed kan alle sider ved den estimerte eksponeringen for mennesker vurderes før det skal konkluderes om estimert eksponering er akseptabel eller ikke.

2.4.4 Behov for videre arbeid

Dersom forurensningen i grunnen ikke fører til overskridelse av MTDI-verdiene, kan arbeidet avsluttes og området anvendes i henhold til eksisterende eller planlagt arealbruk utfra hensynet til risiko for human helse. Det kan imidlertid også være andre hensyn som bør vurderes slik som risiko for spredning, naturmangfoldet, og mulig påvirkning av resipienten i forhold til regler i vannforskriften og målene for kjemisk tilstand i

resipienten. Senere omregulering av området eller endring til mer følsom arealbruk, vil gjøre det nødvendig å gjenta risikovurderingen for å avklare om arealbruksendringen kan føre til uakseptabel eksponering til mennesker på grunn av endret risiko for eksponering.

Dersom forurensningen i én eller flere prøver kan føre til overskridelse av MTDI-verdiene, skal det vurderes om overskridelsen skyldes en spesifikk forurensningskilde eller lokale bakgrunnsverdier (spesielt relevant for metaller). I noen situasjoner kan det være aktuelt å prøveta/måle antatt ikke forurensset område for å finne ut hva som er den lokale bakgrunnskonsentrasjonen. Dersom innholdet i en eller flere prøver ikke skyldes bakgrunnsverdier, finnes det tre mulige tilnærmingsmåter:

1. Øke sikkerheten i datagrunnlaget i trinn 2. Det kan være supplerende jordprøver gjennom utvidede feltundersøkelser, og deretter gjennomføre en ny risikovurdering.
2. Gjennomføre tiltak for å redusere/fjerne risikoen forbundet med forurensningen. Alternativt må det legges restriksjoner på arealbruken.
3. Risikovurdering trinn 3 gjennomføres ved at de antatt viktigste eksponeringsveier og verifiseres med målrettet prøvetaking eller modellering.

2.5 Trinn 3 – Stedspesifikk risikovurdering

2.5.1 Prinsipp

En trinn 3 risikovurdering er i større grad basert på målt eksponering, men den samme risikovurdering som er beskrevet for trinn 2, gjennomføres. Dataene som skal benyttes, skal i størst mulig grad baseres på feltmålinger og i mindre grad på beregninger. Trinn 3 vil derfor kreve til dels spesialiserte undersøkelser tilpasset de lokale forhold.

Informasjon om mobilitet, adsorpsjon og nedbrytning som man ønsker å ta hensyn til, kan innhentes gjennom feltmålinger av for eksempel porevannskonsentrasjon eller nedbrytningsprodukter. Alternativt kan laboratorieundersøkelser brukes for å bestemme sorpsjonskoeffisienten (K_d) eller nedbrytningshastighet i batchtester som etterligner feltforhold. Konsentrasjoner av forurensningen i ulike eksponeringsmedier (jord, vann/luft, resipient, organismer og planter) skal i størst mulig grad bestemmes gjennom målinger. Resultatene legges inn i de respektive ark **1c-1h** som ble listet opp i kapittel 2.4.2.

2.5.2 Spredningsvurdering

Spredningsvurderingen som ligger i risikoverktøyet for human helse er relativt enkel. I en trinn 3 spredningsvurdering kan verktøyet for spredningsvurdering (M-2173 | 2021) brukes for å vurdere spredningsprosessene nærmere basert på stedspesifikke data. Der man forventer pågående nedbrytningsprosesser av forurensningen, kan naturlig

nedbrytning inkluderes i beregningsverktøyet for spredningsvurdering. Resultatene kan brukes som inngangsdata til verktøyet for vurdering av human helse. For eksempel kan modellerte verdier fra spredningsverktøyet legges inn i risikovurderingsverktøyet for helse i ark **1e. Kons. Grunnvann**, der man vanligvis vil legge inn målte konsentrasjoner i grunnvannet (se kapittel 2.6).

2.5.3 Tolkning av resultatene

Resultatet av undersøkelsene er en forventet eksponeringsdose for mennesker basert på mest mulig målte verdier, som dermed overstyrer beregnede verdier i modellen. Eksponeringen sammenlignes med MTDI-verdiene. Forventet eksponering vil da justeres på grunnlag av lokale forhold, som dokumentert biotilgjengelighet av forurensningen eller naturlig forhøyde bakgrunnsverdier.

I trinn 3 skal konsekvensene av forurensningen i størst mulig grad dokumenteres gjennom å vurdere de samme nøkkeltema som gitt i ark **0 Sjekkliste**. Dette er til en stor grad en kvalitativ vurdering der andre kilder med informasjon om de lokale forhold kan trekkes inn.

2.6 Sammenheng med spredningsveileder

Det gamle beregningsverktøyet for risikovurdering av forurenset grunn (99:01; SFT, 1999) inneholdt en modul som beregnet spredning fra forurenset, umettet sone til grunnvann og videre til overflateresipient. Denne modulen ble benyttet både til å vurdere effekt på resipient og til å beregne en forventet konsentrasjon i grunnvann som kunne føre til eksponering for mennesker gjennom inntak av drikkevann fra en lokal brønn. I forslaget til ny spredningsveileder (M-2172 | 2021) ble modulen for utlekking til- og transport via grunnvann til overflateresipient oppgradert til en mer sofistikert modell, som inneholdt både en massebalanse for forurensning og et estimat på forventet utvikling over tid for konsentrasjonene i jord, grunnvann og overflateresipient.

Verktøyet for human helse tillater imidlertid ingen betraktning over forventet utvikling over tid, noe som ligger til grunn i den nye spredningsmodellen (M-2173 | 2021). Dette gjør den uegnet til å bli kombinert direkte med det nye verktøyet for risikovurdering av human helse. Spredningsmodellen beskriver en utvikling av forurensning i grunnvann over tid som følge av utlekking fra umettet sone og innblanding i mettet sone. For å sikre en konservativ nok vurdering av opptak via drikkevann, har det blitt vurdert at det er bedre å anta en umiddelbar likevekt mellom umettet og mettet sone, slik det gjøres i 99:01. Standardverdier har blitt justert i forhold til 99:01 og verdiene som brukes i trinn 1 i spredningsverktøyet (M-2173 | 2021) og risikoverktøyet (M-2171 | 2021) er identiske (se vedlegg B).

3 Arealbruk

3.1 Endring av standard arealbruk

I en trinn 2 risikovurdering (se kapittel 2.4) skal beregningene tilpasses til ulike typer arealbruk. Arealbruk påvirker i hovedsak tre faktorer som er relevante for risikovurderingen:

1. Hvem er reseptoren (voksen, barn eller livstidseksponering)?
2. Hvilke eksponeringsveier er aktuelle?
3. Hva er forventet eksponeringstid?

Disse faktorene vil kunne tilpasses i henhold til hva som er relevant for de fleste typer arealbruk. Faktorene tilpasses ved å justere inngangsdata i ark **1a. Stedsspesifikk** under fanen **Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk** i modellen (Figur 4).

For arealbruk hvor eksponering for barn ikke er relevant, settes eksponeringstid til 0 dager/år og 0 timer/dag for alle linjer som omhandler eksponering for barn. Dersom én eller flere spredningsveier ikke er aktuelle for en bestemt lokalitet, settes eksponeringstid på samme måte til 0 dager/år og 0 /timer/dag, eller fraksjon av inntak av grunnvann, grønnsaker eller fisk til 0 %. Dersom arealbruken til det forurensede området er omtalt i tilstandsklasser (M-2169, tidligere TA 2169/2009), er det eksponeringstidene og eksponeringsveiene som er fastsatt der som skal legges inn i beregningsverktøyet.

Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk. (Kun verdier i gull felt kan endres. Endringer skal begrunnes.)				
Parametre	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse (Gule celler må fylles)
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn)	365 8	365 8	dager/år timer/dag	
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne)	365 8	365 8	dager/år timer/dag	
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn)	80 8	80 8	dager/år timer/dag	
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne)	45 8	45 8	dager/år timer/dag	
Oppholdstid utendørs (barn)	365 24	365 24	dager/år timer/dag	
Oppholdstid utendørs (voksne)	365 24	365 24	dager/år timer/dag	
Oppholdstid innendørs (barn)	365 24	365 24	dager/år timer/dag	
Oppholdstid innendørs (voksne)	365 24	365 24	dager/år timer/dag	
Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som drikkevann	100 %	100 %		
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten	30 %	30 %		
Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient	100 %	100 %		

Figur 4 Inngangsdata som benyttes til å definere ulike typer arealbruk og forventet eksponering (se M-2169 for mulig parameter valg ved ulik areal bruk).

3.2 Arealbruk og tilstandsklasser

NGU (2007) utarbeidet grunnlaget til tilstandsklasser (TA-2553; SFT, 2009) ved bruk av regneverktøyet til Veileder 99:01 (SFT, 1999). Tydelige føringer med hensyn til eksponeringsveier og eksponeringstid for ulik arealbruk har blitt brukt som grunnlag for å bestemme tilstandsklassene (Tabell 3). Dette er videreført i M-2169 i 2021.

3.3 Beregning av akseptkriterier

I det nye beregningsverktøyet (M-2171) har arket **Vurdering** blitt endret sammenlignet med utformingen i veileder 99:01. I det nye verktøyet beregnes human eksponering som følge av forurensning i grunnen for hver eksponeringsvei separat. Eksponeringen summeres og total eksponering sammenlignes med grenseverdien for human helse (MTDI). I arkene **Eksponering Barn**, **Eksponering Voksen** og **Livstids Eksponering** angir verktøyet eksponering separat for hver eksponeringsvei og total estimert eksponering. Disse verdier danner grunnlaget for tolkningen i ark **Vurdering**.

De definerte eksponeringsveier og eksponeringstider fra tilstandsklassene kan benyttes (Tabell 3) og sammen med standard inngangsdata kan eksponeringen beregnes.

Tabell 3 Eksponeringsveier og eksponeringstid for ulike typer arealbruk (M-2169 I 2021 og NGU, 2007). TK er forkortelse for tilstandsklasse.

Eksponeringsvei	Alle former for arealbruk (TK1 = normverdi)	Boligområder - toppjord (TK2)	Sentrumsområder, kontor og forretning, samt industri og trafikkareal – toppjord og dypereliggende jord. Boligområder – dypereliggende jord (TK3)	Sentrumsområder, kontor og forretning, samt industri og trafikkareal – dypereliggende jord ved risikovurdering (TK4)
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (Barn)	365 dager 8 timer	365 dager 8 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (Voksne)	365 dager 8 timer	365 dager 8 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (Barn)	80 dager 8 timer	80 dager 8 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (Voksne)	45 dager 8 timer	45 dager 8 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Oppholdstid utendørs (Barn)	365 dager 24 timer	365 dager 24 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Oppholdstid utendørs (Voksne)	365 dager 24 timer	365 dager 24 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Oppholdstid innendørs (Barn)	365 dager 24 timer	365 dager 24 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Oppholdstid innendørs (Voksne)	365 dager 24 timer	365 dager 24 timer	240 dager 2 timer	240 dager 1 time
Fraksjon grunnvann fra arealet	100 %	0 %	0 %	0 %
Fraksjon grønnsaker fra arealet*	30 %	30/0 %	0 %	0 %
Fraksjon fisk fra nærliggende resipient.	100 %	0 %	0 %	0 %

* Avhengig av arealbruk: 30 % eller 0 %

4 Oppdatering av stoffdata

4.1 Fasefordeling

Erfaringen har vist at en av de mest kritiske parameterne for å vurdere potensiell spredning av forurensning, og dermed eksponering, er fasefordelingen mellom jord, porevann og poreluft. Forholdet mellom konsentrasjonen av en miljøgift i jordmassene (C_{jord}) og porevannet (C_{porevann}) beskrives med en fordelingskoeffisient (K_d):

$$K_d = \frac{C_{\text{jord}}}{C_{\text{porevann}}}$$

Der C_{jord} settes likt analyseresultatet fra laboratoriet. Fordelingskoeffisienten (K_d) ligger inne som sjablongverdi i risikovurderingsverktøyet og styrer dermed forventet konsentrasjon i porevannet (C_{porevann}).

På tilsvarende måte kan fordelingskoeffisient mellom porevann og poreluft bestemmes med Henry's lov konstanten (K_H), der konsentrasjonen i poreluften (C_{gass}) estimeres med utgangspunkt i konsentrasjonen i porevannet:

$$K_H = \frac{C_{\text{gass}}}{C_{\text{porevann}}}$$

Henry's lov konstant er lagt inn som standardverdi i risikovurderingsverktøyet (se vedlegg B).

Forventet konsentrasjon i porevann og poreluft vil være styrende for mange av de aktuelle eksponeringsveiene for mennesker:

- Oralt inntak av jord eller støv (ikke avhengig av fasefordelingen).
- Hudkontakt med jord eller støv (ikke avhengig av fasefordelingen).
- Innånding av støv eller gass.
- Inntak av drikkevann.
- Inntak av grønnsaker/frukt/bær eller andre spiselige planter.
- Inntak av fisk eller annen næring påvirket

4.2 Nye stoffer

En del parametere har blitt revidert siden risikoverktøyet 99:01 ble publisert i 1999. En revidert versjon av verktøyet har blitt publisert i 2013 og ytterlige justering for enkelte stoffer er foreslått i NGI (2017). En utførlig oversikt over reviderte stoffparametere finnes i ark **Stoff** og vist i vedlegg B. Basert på dette arbeidet vil det også være mulig å legge inn nøkkelparametere som trengs for å kunne vurdere human eksponering for stoffer som ikke er inkludert i verktøyet pr. i dag (Tabell 4).

Tabell 4 Nøkkeldata som er nødvendig for å kunne inkludere nye stoffer i risikovurderingsverktøyet og mulige kilder dersom ingen spesifikke data foreligger.

Stoffparameter	Enhet	Mulig kilde
Henrys lov konstant (K_H)	dimensjonsløs	REACH database**
Fordelingskoeffisient jord/vann (K_d)	l/kg t.v.*	Kan utledes fra K_{ow} , (se REACH)
Biokonsentrasjonsfaktor fisk (BCF_{fisk})	l/kg v.v.*	Kan utledes fra K_{ow} , (se REACH)
Biokonsentrasjonsfaktor stengel ($BCF_{stengel}$)	l/kg v.v.*	Kan utledes fra K_{ow} , (se REACH)
Biokonsentrasjonsfaktor rot (BCF_{rot})	l/kg v.v.*	Kan utledes fra K_{ow} , (se REACH)
MTDI	mg/kg k.v./d*	REACH database**
Hud kontakt (f_{du})	dimensjonsløs	Verdier for lignende stoffer
Diffusjonshastighet luft (D_a)	m ² /h	Standard estimat = $3,6 \times 10^{-3}$

* t.v. = tørrvekt; v.v. = vått vekt; k.v. = kroppsvekt

** <http://echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances> eller andre offentlige kilder som European food safety agency (EFSA) eller World health organisation (WHO)

5 Vurdering av usikkerhet

5.1 Kritiske parametere

Fasefordeling mellom jord og porevann og jord og poreluft vurderes å være den faktoren som vil kunne påvirke resultatet av risikovurderingen mest i det nye verktøyet. Som beskrevet i kapittel 4, har beregning av fasefordeling blitt oppdatert. Dette fører til bedre estimater og en mer realistisk risikovurdering, men fasefordeling vil fortsatt være en viktig styrende prosess for utfallet av risikovurderingen.

Fasefordelingen mellom jord og porevann vil i stor grad styre beregningen av konsentrasjon av helse- og miljøfarlige stoffer i grunnvann. I hvilken grad denne beregningen er realistisk avhenger av om K_d -verdien som anvendes er representativ for de stedsspesifikke forholdene. Dette er også beskrevet i arbeidet knyttet til spredningsveilederen (M-2172 I 2021). Inntak av grunnvann er en av eksponeringsveiene som gir høyest utslag for en rekke stoffer. Derfor benyttes konservative K_d -verdier i trinn 1 vurderingen, og det anbefales at stedsspesifikke K_d -verdier alltid bestemmes i trinn 2 og 3 vurderinger.

5.2 Flyktige forbindelser

Fasefordelingen mellom jord og poreluft er avgjørende for beregning av poreluftkonsentrasjon og konsentrasjon i inneluft. For flyktige stoffer er det stor usikkerhet knyttet til beregningsmetode for fasefordelingen som brukes i verktøyet. Grunnen til dette er at under prøvetaking av jord, oppbevaring, prøveopparbeiding og analyse vil slike stoffer kunne fordampe. Konsentrasjonen i jord som omsider bestemmes i laboratoriet vil kunne være betydelig lavere enn konsentrasjonen i urørt jord. Health Canada (2010) anbefaler at en ikke benytter konsentrasjoner i jord som utgangspunkt for risikovurdering av gasstransport fra grunnen til inneluft. Direkte måling av konsentrasjoner i poreluft vil kunne redusere usikkerheten i trinn 2 og 3 risikovurderinger.

For trinn 2 og 3 risikovurderinger hvor flyktige forbindelser er avgjørende for total eksponering, vil det også være viktig å kalibrere modellen med målte konsentrasjoner i inneluft, ettersom gradienten mellom poreluft og inneluft er utslagsgivende for beregningene av gasstransport.

For flyktige forbindelser vil eksponering via innånding av gass bli langt mer utslagsgivende i det nye verktøyet sammenlignet med det gamle fra 1999. Formelverket for gasstransport har blitt oppdatert og inkluderer både diffusiv og konvektiv transport til innendørsmiljøet. Eksponering via innånding av gass har blitt inkludert i beregningen av total eksponering, i tillegg til at konsentrasjoner i inneluft kan sammenlignes med RfC -verdier i luft for de stoffene der verdier foreligger.

For å unngå feil i beregningen av gasstransport skal **gulvtykkelse (L_f) aldri settes til 0m**, minimum verdien er 0,001m.

5.3 Jordart

En annen stedsspesifikk parameter som vil kunne ha betydelig innvirkning på utfallet av risikovurderingen, er jordart og spesifikk porøsitet og permeabilitet i jordmassene. Denne parameteren beskriver andelen av hulrom i jorda og om disse er luft- eller vannfylte. Porøsitet er blant annet avgjørende for hvor raskt vann transporteres gjennom mettet og umettet sone, og andelen vannfylte porer er med på å bestemme hvor stor mengde forurensning som løses i porevann. Porøsitet og gassfylt porevolum er også avgjørende for gasstransport, ettersom gass beveger seg gjennom disse hulrommene i jorda, og denne diffusjonstransporten går 10 000 ganger raskere i luft enn i vann, noe som gjør det tilrådelig å måle konsentrasjonen i poreluften der dette er mulig.

6 Eksempler på bruk av verktøyet

Hensikten med å utvikle et nytt verktøy for å beregne risiko for human helse, var å løse problemstillinger som TA-2553 ikke kan svare ut/tar stilling til. Det nye verktøyet skal blant annet kunne svare ut følgende:

- Nye stoffer som det ikke er utarbeidet normverdier eller tilstandsklasser for.
- Forurensning under 1 meter dybde.
- Flyktige forbindelser der inntrengning i bygginger kan være aktuelt.
- Drikkevann fra grunnvann som eksponeringsvei.
- Arealbruk som ikke er omfattet av tilstandsklasser i TA-2553 (SFT, 2009).

I dette kapitlet gis eksempler på bruken av verktøyet for de overnevnte fem formål. Det gis en nærmere forklaring på hvordan parameterne som legges inn i verktøyet om nødvendig kan tilpasses, for at verktøyet skal kunne anvendes og gi et resultat med mening. Detaljerte resultater fra eksemplene er vist i vedlegg D.

6.1 Stoffer uten normverdi eller tilstandsklasser

Stadig nye kjemiske forbindelser tas i bruk og oppdages i miljøet uten at det har blitt utarbeidet normverdier eller tilstandsklasser for dem av miljømyndighetene. Kjemiske analysemetoder forbedres kontinuerlig og det medfører at deteksjonsgrensene for kjente stoffer senkes, samtidig som nye stoffer oppdages i miljøet. Dette gjør det vanskelig å vurdere om nivåene som påvises i jordprøvene representerer en reell miljørisiko for human helse. Et viktig formål med det nye verktøyet er å kunne vurdere risiko for human helse for stoffer det ikke er utarbeidet helsebaserte tilstandsklasser for. Som omtalt i kapittel 4.2 er det en del parametere som trengs for å kunne vurdere et nytt stoff. Så lenge stoffets kjemiske molekylstruktur er kjent, kan en del av disse parameterne estimeres for å kunne gjøre et første estimat av mulig human eksponering. For å kunne vurdere risiko for human helse trengs imidlertid en MTDI-verdi. Disse verdiene utledes av folkehelsemyndigheter (på nasjonalt, europeisk eller globalt nivå) og er basert på litteratordata fra dyreforsøk eller epidemiologiske studier. Dette er spesialisert toksikologisk arbeid som faller utenfor denne veilederen.

Det er imidlertid utarbeidet MTDI-verdier for flere stoffer som ikke er inkludert i dagens normverdier eller tilstandsklasser. Et eksempel av et slik stoff er perfluorert oktansyre (PFOA). Nedenfor vises en sammenstilling av stoffdata samlet inn for PFOA, samt kildene til informasjonen (NGI, 2017). Slik det fremgår av tabellen kan det være variasjon i verdiene i litteraturkildene som kan endres over tid. Derfor bør valg av parameter dokumenteres og begrunnes.

Tabell 5 Oversikt over stoffparameter brukt for risikovurdering av humanhelse for PFOA, som kan brukes som datagrunnlag for å beregne risiko for human helse.

Stoffparameter	Enhet	Verdi	Kilde
Henrys lov konstant (K_H)	dim. løs	$1,0 \times 10^{-3}$	
Fordelingskoeffisient jord/vann (K_d)	l/kg t.v.*	1,25	Beregnet for 1% TOC i jord fra $K_{OC} = 125$ (Zareitalabad et al., 2013)
Biokonsentrasjonsfaktor fisk (BCF_{fisk})	l/kg v.v.*	4,0	1,8 – 8,0 for ulike fiskeslag (ECHA, 2013)*
Biokonsentrasjonsfaktor stengel/blad ($BCF_{stengel}$)	l/kg v.v.*	0,044	Beregnet fra Wintersen et al. 2019
Biokonsentrasjonsfaktor rot (BCF_{rot})	l/kg v.v.*	0,015	Beregnet fra Wintersen et al. 2019
MTDI	mg/kg k.v./d*	$0,86 \times 10^{-6}$	Basert på ukentlig tolerabelt inntak (EFSA, 2018)
		$1,14 \times 10^{-6}$	Sum PFOS, PFHxS, PFOA, PFNA (EFSA proposal, 2020)
Hud kontakt (f_{du})	dim. løs	1	Standard estimat = 1
Diffusjonshastighet luft (D_a)	m ² /h	$3,6 \times 10^{-3}$	Standard estimat = $3,6 \times 10^{-3}$

* t.v. = tørrvekt; v.v. = vått vekt; k.v. = kroppsvekt

Ved hjelp av å legge disse stoffparameterne i ark **Stoff** kan eksponering ved standard betingelser beregnes ved hjelp av risikoverktøyet (Tabell 6). Ved en trinnvis reduksjon av konsentrasjonen kan man finne frem til konsentrasjonen i grunnen som ikke fører til overskridelse av MTDI-verdien. Dette akseptkriterium beregnes av verktøyet og vises i ark **Vurdering**. Tabellen viser at eksponering for barn er mest kritisk og fører til et akseptkriterium på 0,2 µg/kg. Eksponering via inntak av drikkevann utgjør 95 % av eksponeringen, der drikkevannet antas å stamme fra en brønn på tomten (uten drikkevann blir akseptkriterium 4,3 µg/kg, vedlegg D).

Tabell 6 Humaneksponering (mg/kg k.v./d) til PFOA ved standard betingelser og MTDI-verdi fra EFSA (2018).

Konsentrasjon i jord	Eksponering Barn	Eksponering Voksne	Livstids Eksponering	MTDI	Overskridelse faktor
1 mg/kg	$4,1 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-3}$	$0,86 \times 10^{-6}$	4 767
0,1 mg/kg	$4,1 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-4}$	$0,86 \times 10^{-6}$	477
0,01 mg/kg	$4,1 \times 10^{-5}$	$1,8 \times 10^{-5}$	$2,0 \times 10^{-5}$	$0,86 \times 10^{-6}$	48
0,001 mg/kg	$4,1 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-6}$	$0,86 \times 10^{-6}$	4,8
0,0002 mg/kg	$0,82 \times 10^{-6}$	$0,35 \times 10^{-6}$	$0,4 \times 10^{-6}$	$0,86 \times 10^{-6}$	0,95

EFSA kom med et nytt forslag for sum av 4 PFAS i 2020 (EFSA, 2020). Antas det at 50 % av denne grensen stammer fra PFOA, vil MTDI-verdien brukt i eksemplet senkes med 34 %. Antas at hver av PFAS kan stå for 25 % senkes MTDI-verdien for PFOA med 67 %. Det har i løpet av 2021 ikke blitt avklart hvordan denne nye EFSA verdien skal anvendes for å utlede miljøkvalitetskriterier.

6.2 Forurensning under 1 meter dybde

Dersom forurensningen befinner seg i dypereliggende løsmasselag (under 1 m), vil direkte kontakt med forurensningen i praksis være umulig. Dette utelukker flere eksponeringsveier (f. eks. hudkontakt, oralt inntak) og spredning til inneluft og grunnvann vil derfor være de dominerende eksponeringsveiene. Dette er spesielt viktig dersom det påvises konsentrasjoner i tilstandsklasse 5 i dypereliggende lag i nærheten av hus/bygg hvor mennesker oppholder seg. Dette kan justeres i ark **1a. Stedsspesifikk**. Human eksponering begrenses dermed til avdamping til inneluft og utlekking til grunnvannet som anvendes til drikkevann.

Tabell 7 Valg av eksponeringsparameter i ark **1a. Stedsspesifikk** ved forurensning under 1 meter dybde, i tillegg må støv konsentrasjon settes til 0.

Parametere	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn)	365	0	Dager/år	Forurensning > 1m dybde
	8	0	Timer/dag	
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne)	365	0	Dager/år	Forurensning > 1m dybde
	8	0	Timer/dag	
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn)	80	0	Dager/år	Forurensning > 1m dybde
	8	0	Timer/dag	
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne)	45	0	Dager/år	Forurensning > 1m dybde
	8	0	Timer/dag	
Oppholdstid utendørs (barn)	365	365	Dager/år	
	24	24	Timer/dag	
Oppholdstid utendørs (voksne)	365	365	Dager/år	
	24	24	Timer/dag	
Oppholdstid innendørs (barn)	365	365	Dager/år	
	24	24	Timer/dag	
Oppholdstid innendørs (voksne)	365	365	Dager/år	
	24	24	Timer/dag	
Fraksjon av grunnvann brukt som drikkevann	100 %	100 %		
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten	30 %	0 %		Forurensning >1m
Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient	100 %	0 %		Valgt bort i eksemplet
Innånding av støv:				
Konsentrasjon av støv i luft C _{ad}	0,041	0	mg/m ³	

I tillegg bør **dybde fra kjellergulv til forurensning** i ark **1a. Stedsspesifikk** justeres fra sjablongverdien på 0,35 m (kryperom) til 1,35 m dersom forurensningen ligger på 1 m under bakkenivå.

Dette vil hovedsakelig påvirke eksponering av stoffer med høy Henrys lov konstant og lav K_d , som for eksempel trikloreten ($K_H = 0,42$, $K_d = 1,4$). En oversikt over hvordan dybde til forurensningen påvirker eksponeringen, mens øvrige parametere beholdes likt med sjablongverdiene, er vist i Tabell 8.

Tabell 8 Human eksponering av trikloreten (mg/kg k.v./d) fra forurenset grunn (1 mg/kg tørrstoff) på ulike dyp under overflaten.

Dybde til forurensning	Innånding av gass barn	Inntak av drikkevann barn	Innånding av gass voksne	Inntak av drikkevann voksne	MTDI
0 m (0,35m)	0,27	0,0035	0,15	0,0015	0,0005
1 m (1,35 m)	0,24	0,0035	0,14	0,0015	0,0005
2 m (2,35 m)	0,24	0,0035	0,13	0,0015	0,0005

Tabellen viser at eksponeringen domineres av innånding av gass, men at eksponeringen avtar lite med dybde. Dette er et resultat av at konvektiv transport av gass er begrenset av permeabiliteten til gulvet. Diffusiv transport i gassfasen er styrt av gassfylt porevolum i massene som reduseres ved økende vanninnhold. Diffusiv transport blir lavere med økende dybde til forurensningen (vedlegg D).

6.3 Flyktige stoffer

Stedsspesifikk eksponering for flyktige stoffer vil primært være et problem for innendørsluft dersom huset er bygget på forurenset grunn som inneholder forbindelser med høy Henrys lov konstant, som eksempelvis alifater $C_8 - C_{10}$ og benzen, som er parametere det er utarbeidet tilstandsklasser for. Spesielt bygninger med kjeller under terrengnivå kan være utsatt for gassinntrengning. I risikovurderingsverktøyet tas det hensyn til inntrengning i kjellerrom ved å anta at gass kan trenge inn gjennom hele det ytre arealet som er i kontakt med jord, det vil si både gulv og vegareal under bakken. Dette justeres i ark 1a. Stedsspesifikk som vist i Tabell 9.

Tabell 9 Beregnet innendørs gasskonsentrasjon for alifater $C_8 - C_{10}$ (10 mg/kg) og benzen (0,01 mg/kg) i et hus med 100 m² gulvareal, med og uten kjeller (høyde kjeller 2,4 m) ved forøvrig standard betingelser.

Forbindelse	Dybde kjeller m	inntrengnings areal m ²	Kons. innendørsluft mg/l	Eksponering via innånding Barn mg/kg k.v./d	Eksponering via innånding Voksen mg/kg k.v./d d
$C_8 - C_{10}$	0	100	$3,87 \times 10^{-4}$	0,20	0,11
$C_8 - C_{10}$	2,4	196*	$7,58 \times 10^{-4}$	0,38	0,22
Benzen	0	100	$2,34 \times 10^{-6}$	0,0012	$7,0 \times 10^{-4}$
Benzen	2,4	196*	$4,58 \times 10^{-6}$	0,0023	0,0013

*Antatt 10 m x 10 m grunnflate + 4 vegger på 2,4 m x 10 m = 196 m² totalt

Type gulv og trykkforskjellen mellom inneluft og uteluft har betydelig innvirkning på gassinntrengning i boliger (Vedlegg D).

6.4 Eksponering via drikkevann fra grunnvannet

Mens normverdiene tar hensyn til human eksponering via drikkevann som kommer fra en lokal brønn på området, er ikke drikkevann som eksponeringsvei inkludert i tilstandsklassene 2 – 5 (TA 2553/2009) (Tabell 3). Dette kan undervurdere human eksponering, spesielt for stoffer med lav sorpsjonskoeffisient (K_d) som for eksempel krom VI ($K_d = 30$). Dersom en antar en konsentrasjon på krom VI på 10 mg/kg (i tilstandsklasse 3), kan bidraget fra de ulike eksponeringsveiene estimeres med verktøyet (Tabell 10). Med en MTDI-verdi på 0,0001 mg/kg k.v./d, kommer det i verktøyet tydelig frem at inntak av drikkevann fra lokal brønn bidrar nesten 93 % til total eksponering for barn (inntak av fisk er ikke tatt med siden det er ikke med i grunnlaget til tilstandsklassene). Flere eksempler for bidraget til human eksponering via inntak av drikkevann for forurensning i tilstandsklasse 2, er vist i vedlegg D.

Tabell 10 Absolutt og relativt bidrag av de ulike eksponeringsveiene for barn ved krom VI eksponering med og uten inntak av drikkevann fra lokal brønn.

Oralt inntak E_{is}	Hudkontakt E_{du}	Innånd. støv E_{id}	Gass E_{iv}	Drikkevann E_{iw}	Grønnsaker E_{ig}	Sum
Eksponering (mg/kg k.v./d)						
$1,0 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-5}$	$1,6 \times 10^{-7}$		0,0016	$1,1 \times 10^{-5}$	0,0018
$1,0 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-5}$	$1,6 \times 10^{-7}$			$1,1 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-4}$
Relativt bidrag (%)						
5,7 %	1,1 %	0,01 %		92,6 %	0,6 %	100
77,0 %	14,5 %	0,12 %			8,5 %	100

6.5 Annen arealbruk og andre eksponeringsveier enn det som ligger til grunn i TA-2553/2009

Et av målene med det nye verktøyet er at det skal være mulig å vurdere risiko for human helse for arealbrukskategorier som ikke omfattes av tilstandsklassene i TA-2553 (SFT, 2009). Et eksempel på slik arealbruk er landbruks, natur- og friluftsområder (LNF). Det nye beregningsverktøyet gir mulighet til å kunne vurdere aktuelle eksponeringsveier og eksponeringstider for arealbruk som ikke er forhåndsdefinert. Tilstandsklassene 2 – 5 i TA-2553 tar ikke med inntak av drikkevann, grønnsaker og fisk som eksponeringsveier. Det nye verktøyet gjør det mulig å inkludere alle de seks eksponeringsveiene som vises i Figur 2 og justere eksponeringstidene. I likhet med det tidligere verktøyet 99:01 (SFT, 1999) tar ikke beregningsverktøyet hensyn til inntak av kjøtt, melk og meieriprodukter som standard, siden konsum vanligvis ikke kan knyttes til dyr som oppholder seg på den forurensede lokaliteten.

I motsetning til det tidligere risikoverktøyet er det imidlertid enkelt å legge til eksponering via andre eksponeringsveier der det er aktuelt. Forventet eksponering legges til resultatet som kommer frem med det nye beregningsverktøyet, eksponeringen summeres og total eksponering sammenlignes med MTDI-verdiene.

7 Referanser

ECHA (2013) Member State Committee support document for identification of pentadecafluorooctanoic acid (PFOA) as a Substance of Very High Concern because of its CMR and PBT properties. Adopted on 14 June 2013. Helsinki, Finland: European Chemicals Agency.

EFSA (2018) Scientific opinion on risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. EFSA Journal 2018;16 (12):5194.

EFSA (2020) Public hearing on draft scientific opinion on risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. Published on-line 24.02.2020.

Health Canada (2010) Guidance for Soil Vapour Intrusion Assessment at Contaminated Sites. Federal Contaminated Risk Assessment in Canada, Part VII.

SFT (2009) Veilederen "Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn". TA-2553/2009.

Lovdata (2006) Forskrift om rammer for vannforvaltningen, "Vannforskriften". FOR-2019-12-12-1760 fra 01.01.2020.

Miljødirektoratet (2015) Risikovurdering av forurenset sediment. M-409/2015.

NGI (2017) Oppdatering og utarbeidelse av nye normverdier for forurenset grunn. NGI rapport 20160648-03-R, datert 2017-02-01.

M-2169 | 2021, Grunnlagsrapport - Nye foreslåtte normverdier og tilstandsklasser for forurenset grunn. NGI rapport 20200490-01-R. datert 2021-12-10.

M-2171 | 2021, Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn. Excel regneark, datert 2021-12-10.

M-2172 | 2021, Grunnlagsrapport - Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. NGI rapport 20200490-03-R. datert 2021-12-10

M-2173 | 2021, Verktøy for å beregne spredning fra forurenset grunn. Excel regneark, datert 2021-12-10

NGU (2007) Forslag til tilstandsklasser for jord. NGU Rapport 2007.019.

Norsk Standard (2006) NS-ISO 10381-5: Veiledning for framgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokaliteter.

RIVM (2008) Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. Report 711701049/2008.

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

Wintersen AM, Römken PFAM, Rietra RPJJ, Zeilmaker MJ, Bokkers BGH, Swartjes FA (2019) Risicogrenzen voor het toepassen van PFAS-houdende grond en bagger voor akkerbouw en veeteelt. RIVM Briefrapport 2019-0068.

Zareitalabad P, Siemens J, Hamer M, Amelung W (2013). Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater—A review on concentrations and distribution coefficients. Chemosphere, 91(6), 725-732.

Vedlegg A

BEREGNINGSVERKTØY FOR RISIKOVURDERING AV HUMAN HELSE

Innhold

A1 Hovedprinsippene	2
A2 Transport i vannfasen	2
A3 Transport i gassfasen	3
A3.1 Transportprosesser	4
A3.2 Konsentrasjon i innendørsluft	5
A3.3 Inngangsdata	6
A4 Opptak i organismer	6
A4.1 Opptak i planter	6
A4.2 Opptak i fisk	7
A5 Human eksponering	7
A5.1 Oralt inntak av jord eller støv	7
A5.2 Hudkontakt med jord eller støv	7
A5.3 Innånding av støv	8
A5.4 Innånding av gass	8
A5.5 Inntak av drikkevann	8
A5.6 Inntak av grønnsaker, frukt, bær og andre spiselige planter	9
A5.7 Inntak av fisk eller skalldyr fra nærliggende resipient.	9
A6 Referanser	9

A1 Hovedprinsippene

Verktøyet er basert på tilsvarende hovedprinsipp som Veileder 99:01 (Miljødirektoratet, 1999), nemlig likevektfordelingsprinsippet, dvs. at *forurensningen i faststoff fasen (jord) er i likevekt med konsentrasjonen i porevannet og poreluften*.

Formlene som brukes for å beskrive dette er som følger:

$$K_d = \frac{C_{jord}}{C_{porevann}} \rightarrow C_{porevann} = \frac{C_{jord}}{K_d} \quad A1.1$$

Der C_{jord} settes likt analyseresultatet som fremkommer av de kjemiske analysene fra laboratoriet. Fordelingskoeffisienten (K_d) ligger inne som sjablongverdi i risikovurderingsverktøyet og vil dermed styre forventet konsentrasjon i porevannet. Denne parameteren er kritisk for resultater av beregningene og egner seg for steds spesifikk bestemmelse ved hjelp av utlekkingsforsøk.

På tilsvarende måte kan fordelingskoeffisienten mellom porevann og poreluft bestemmes med Henrys lov konstanten (K_H):

$$K_H = \frac{C_{gass}}{C_{porevann}} \rightarrow C_{gass} = K_H \times C_{porevann} \rightarrow C_{gass} = K_H \times \frac{C_{jord}}{K_d} \quad A1.2$$

Henrys lov konstant er lagt inn som sjablongverdi i risikovurderingsverktøyet.

A2 Transport i vannfasen

Konsentrasjonen av forurensninger i grunnvannet kan bestemmes ved:

$$C_{gw} = DF_{gw} \cdot C_w \quad A2.1$$

der:

C_{gw} = forurensningskonsentrasjonen i grunnvann (mg/l).
 DF_{gw} = fortynningsfaktor fra porevann til grunnvann.

Fortynningsfaktoren DF_{gw} bestemmes ved:

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} \cdot I}{k \cdot i \cdot d_{mix} + (L_{gw} + X) \cdot I} \quad A2.2$$

der:

L_{gw} = lengden av det forurensede området i grunnvannstrømmens retning (m).
 I = infiltrasjonshastigheten (m/år).
 k = jordas hydrauliske konduktivitet (m/år).
 i = hydraulisk gradient (m/m).
 d_{mix} = tykkelsen av blandingssonen i akviferen (m).
 X = avstand fra det forurensede området til brønnen (m).

Grunnvannet antas å strømme inn i en innsjø, en elv eller fjord med en gitt teoretisk oppholdstid. Konsentrasjonen i overflatevann kan derved bestemmes ved:

$$C_{sw} = DF_{sw} \cdot C_{gw} \quad A2.3$$

der:

$$\begin{aligned} C_{sw} &= \text{forurensningskonsentrasjonen i overflatevann (mg/l).} \\ DF_{sw} &= \text{fortynningsfaktor fra grunnvann til overflatevann.} \end{aligned}$$

Fortynningsfaktor DF_{sw} bestemmes ved:

$$DF_{sw} = \frac{Q_{di}}{Q_{sw}} = \frac{k \cdot i \cdot d_{mix} \cdot L_{sw}}{Q_{sw}} \quad A2.4$$

der:

$$\begin{aligned} Q_{di} &= \text{grunnvannstrømning fra det forurensede området til} \\ &\quad \text{overflatevannet (m}^3\text{/år).} \\ Q_{sw} &= \text{vannføring i overflatevannet (m}^3\text{/år).} \\ L_{sw} &= \text{bredden av det forurensede området vinkelrett på retningen av} \\ &\quad \text{grunnvannstrømmen (m).} \end{aligned}$$

A3 Transport i gassfasen

Likningssettet for beregning av gassinntrengning og resulterende konsentrasjon i innendørs luft har i sin helhet blitt oppdatert i den nye modellen. Modellen som ble benyttet i 99:01 (SFT, 1999) var basert på en meget forenklet transportprosess for gasser fra jord til inneluft.

Den nye modellen er bygget opp av likningsett fra den Nederlandske modellen Volasoil (RIVM, 2008) i kombinasjon med tilnærmingen i den Canadiske veilederen for risikovurdering av inneluft i hus på eller nær forurenset grunn (Health Canada, 2010).

Modellen er laget for et generisk tilfelle hvor et hus med et gitt areal har en betongsåle støpt direkte på en grunn bestående av ett eller flere lag med permeable masser. Betongsålen regnes som et intakt, uniformt og porøst lag med en gitt permeabilitet. Transport av forurenset jordluft fra en viss dybde under huset skjer gjennom luftfylte porer i jord og betong som følger av to transportprosesser: diffusiv og konvektiv transport. Diffusiv transport skjer som følger av en konsentrasjonsgradient, mens konvektiv transport skjer som følger av en trykkgradient. Den totale transporten regnes som summen av disse to prosessene.

Konsentrasjonen i inneluft beregnes også som beskrevet i Volasoil (RIVM, 2008). Merk at denne tilnærmingen er den samme som den som ble benyttet i 99:01 (SFT, 1999) og er resultatet av en total lufttransport som fortynnes med en viss ventilasjonsfaktor inne i huset.

For hus med kjeller under terrengnivå, økes arealet av betongsålen som forurenset jordluft transporteres gjennom, med det totale arealet av veggene i kjelleren. Dette er en forenklet, men konservativ antagelse. Ventilasjonsfaktoren senkes også for å tilpasse en lavere utskiftning av luft i kjellerrom.

A3.1 Transportprosesser

Transport av volatile/flyktige stoffer fra jordluft til innendørsluft beregnes som summen av to transportprosesser: diffusiv- og konvektiv transport.

A3.1.1 Diffusiv transport

Likning A 3.1 beskriver diffusjon av et stoff fra jordluft til innendørsluft, med bakgrunn i en effektiv diffusjonskoeffisient for det aktuelle stoffet i det mediet det transporteres gjennom (RIVM, 2008).

$$J_{Diff} = -D \frac{dc}{dc} = D_{Teff} \times \frac{(C_{ia} - C_{sa})}{L_f} \quad A3.1$$

J_{diff} = diffusiv flux av stoff ($g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$), D_{Teff} = total effektiv diffusjonskoeffisient ($m^2 \cdot h^{-1}$), C_{ia} = konsentrasjon av stoff i innendørsluft ($g \cdot m^{-3}$), C_{sa} = konsentrasjon av stoff i jordluft ($g \cdot m^{-3}$), L_f = tykkelse av jord- og gulvlag (m).

Ettersom diffusjon skjer gjennom minst to medier, et jordlag og et gulv, må det beregnes en total, effektiv diffusjonskoeffisient som vist i likning A 3.2 (RIVM, 2008). Den totale effektive diffusjonskoeffisienten kan summeres for n ulike sjikt av jord og gulv.

$$D_{Teff} = \frac{L_T}{\sum_{i=0}^n \frac{L_i}{D_{ieff}}} \quad A3.2$$

D_{Teff} = total effektiv diffusjonskoeffisient ($m^2 \cdot h^{-1}$), L_T = total tykkelse av alle gulv og jordlag (m). L_i = tykkelse av spesifikt jord/gulvlag (m), D_{ieff} = effektiv diffusjonskoeffisient for spesifikt jord/gulvlag ($m^2 \cdot h^{-1}$), n = antall gulv/jordlag (-).

Den effektive diffusjonskoeffisienten styres av diffusivitet i ren luft og materialspesifikke parametere som porøsitet og andelen luft- og vannfylte porer. Koeffisienten beregnes derfor spesifikt for alle separate jord- og gulvsjikt iht. likning A 3.3.

$$D_{ieff} = n \times \frac{\theta_a^{10/3}}{n^2} \times D_i \quad A3.3$$

D_{ieff} = effektiv diffusjonskoeffisient for spesifikt jord/gulvlag ($m^2 \cdot h^{-1}$), n = porøsitet (-), θ_a = andel luftfylte porer (-), D_i = diffusjonskoeffisient i ren luft til stoff i ($m^2 \cdot h^{-1}$).

A3.1.2 Konvektiv transport

Likning A 3.4 beskriver hvordan konvektiv flux av et stoff gjennom jord- og gulvlag beregnes med bakgrunn i en viss jordluftskonsentrasjon og en trykkforskjell mellom jordluft og innendørsluft (RIVM, 2008).

$$J_{conv} = F_{si} \times C_{sa} = \frac{\kappa}{\eta} \times \frac{\Delta P_{si}}{L_s} \times C_{sa} \quad A3.4$$

J_{conv} = konvektiv flux av stoff ($g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$), F_{si} = luftflux fra jord til innendørsluft ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$), ΔP_{si} = trykkforskjell mellom jordluft og innendørsluft (Pa), L_s = total tykkelse for jord/gulvlag (m), κ = luftpermeabilitet til gulv/jord (m^2), η = dynamisk viskositet luft (Pa.h), C_{sa} = konsentrasjon i jordluft ($g \cdot m^{-3}$)

Konduktiviteten til et gitt jord- eller gulvlag beregnes med bakgrunn i luftpermeabiliteten til det gitte laget og den dynamiske viskositeten til luft (Likning A 3.5) (RIVM, 2008).

$$K_{s/f} = \frac{\kappa_{s/f}}{\eta} \quad A3.5$$

$K_{s/f}$ = luftkonduktivitet til jord/gulv ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), $\kappa_{s/f}$ = luftpermeabilitet til jord/gulv (m^2), η = dynamisk viskositet luft (m^2)

Total konvektiv luftfluks gjennom to separate sjikt, jordlag og gulv, beregnes som vist i

$$F_T = \frac{\Delta P_T}{\frac{L_s}{K_s} + \frac{L_f}{K_f}} \quad A3.6$$

F_T = total luftflux fra jord- og gulvlag ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$), ΔP_T = total trykkforskjell (Pa), L_s = tykkelse av jordlag (m), K_s = luftkonduktivitet jord ($m^2 \cdot Pa^{-1} \cdot h^{-1}$), L_f = gulvtykkelse (m), K_f = luftkonduktivitet gulv ($m^2 \cdot Pa^{-1} \cdot h^{-1}$)

Gulvtykkelse (L_f) kan ikke settes til 0m, der dette fører til feil i regneverktøyet, minimumsverdi er 0,001m.

A3.2 Konsentrasjon i innendørsluft

Konsentrasjonen i innendørsluft beregnes basert på total fluks ($J_{si} = J_{Diff} + J_{conv}$) av stoff som trenger gjennom gulvet og ventilasjonsfaktor i huset (Likning 3.7)

$$C_{ia} = \frac{J_{si} \times A_f}{V_i \times vv_i} \quad A3.7$$

C_{ia} = konsentrasjon i innendørsluft ($g \cdot m^{-3}$), J_{si} = fluks av stoff gjennom jord/gulvlag ($g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$), A_f = areal av gulv (m^2), V_i = volume av innendørsluft (m^3), vv_i = ventilasjonsfaktor for innendørsluft (h^{-1}).

A3.3 Inngangsdata

Inngangsdata som brukes til å beregne spredning til innendørsluft vises i Tabell A1. For å vurdere effekten av forurensningen som ligger på 1 meter eller dypere, settes **Dybde kjellergulv til forurensning (Z)** på 0,35 + 1,00 m ev. høyere om det er aktuell dybde.

Tabell A1 Inngangsdata for å beregne spredning til innendørsluft fra ark 1a Stedspecifikk.

Parameter	Symbol.	Standard verdi	Enhet	Referanse/kommentar
Innvendig volum av huset	V_{hus}	240	m^3	
Areal under huset	A	100	m^2	
Utskiftingshastighet for luft i huset	I	12	d^{-1}	
Dybde kjellergulv til forurensning	Z	0,35	m	
Luftpermeabilitet jord	κ_s	1×10^{-10}	m^2	Coarse sand (RIVM, 2008)
Luftpermeabilitet gulv	κ_f	1×10^{-15}	m^2	Concrete (RIVM, 2008) κ_f dårlig gulv
Viskositet luft	η	6×10^{-9}	Pa.h	
Trykkforskjell, inneluft vs. jordluft	ΔP	1	Pa	Slab-on-grade/indoor (RIVM, 2008)
Tykkelse gulv	Lf	0,1	m	Minimumsverdi er 0,001m
Porøsitet gulv	n gulv	0,135	m^3/m^3	Concrete (RIVM, 2008)
Gassfylt porevolum gulv	θ_a gulv	0,135	m^3/m^3	Concrete (RIVM, 2008)

A4 Opptak i organismer

A4.1 Opptak i planter

Konsentrasjon i planten kan beregnes basert på konsentrasjonen i porevann (mg/kg plante) / (mg/l porevann), og biokonsentrasjonsfaktor for stengel (BCF_{stengel}) og biokonsentrasjonsfaktor for rot (BCF_{rot}):

$$C_{\text{plant}} = (BCF_{\text{stengel}} \times f_{\text{blad}} + BCF_{\text{rot}} \times f_{\text{rot}}) \times C_{\text{pv}} \quad \text{A4.1}$$

der:

f_{blad} = fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.
 f_{rot} = fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.
 C_{pv} = konsentrasjon i porevannet

Av dette fremgår det at $f_{\text{blad}} + f_{\text{rot}} = 1$. Normalt antas det at inntaket av grønnsaker består av 50 % blad-/stengelgrønnsaker og 50 % rotgrønnsaker.

A4.2 Opptak i fisk

Konsentrasjonen i fisk beregnes ved hjelp av biokonsentrasjonsfaktor fisk (BCF_{fisk}) og konsentrasjonen i overflatevann (Likning 4.2)

$$C_f = BCF_{fisk} \times C_{sw} \quad A4.2$$

der:

C_f	=	konsentrasjon i fisk (mg/kg v.v.).
BCF_{fisk}	=	biokonsentrasjonsfaktor fra vann til fisk (mg/kg v.v / mg/l)
C_{sw}	=	konsentrasjon i overflatevann (mg/l)

A5 Human eksponering

Human eksponering er basert på samme prinsippene som i 99:01, men ligningssettet er justert for å beregne eksponering, mens det tidligere ble beregnet en referansekonsentrasjon i jord. Kroppsvekten er satt til 15 kg for barn (0 – k 6 år) og 70 kg for voksne (7 – 64 år).

A5.1 Oralt inntak av jord eller støv

$$E_{is} = \frac{DI_{is} \times 10^{-6} \times C_s \times f_{exp}}{KV} \quad A4.1$$

der:

E_{is}	=	eksponering som følge av daglig inntak av jord (mg/kg kv/d)
DI_{is}	=	gjennomsnittlig daglig inntak av jord (mg jord/d).
C_s	=	konsentrasjon i jord (mg/kg t.v.)
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år).
KV	=	kroppsvekt (kg).

A5.2 Hudkontakt med jord eller støv

$$E_{du} = \frac{DI_{du} \times 10^{-6} \times C_s \times f_{du} \times f_{exp}}{KV} \quad A4.2$$

der:

E_{du}	=	eksponering som følge av hud kontakt med jord (mg/kg kv/d)
DI_{du}	=	gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord (mg jord/d).
C_s	=	konsentrasjon i jord (mg/kg t.v.)
f_{du}	=	absorpsjonsfaktor hudopptak (-/-)
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år)
KV	=	kroppsvekt (kg).

A5.3 Innånding av støv

$$E_{id} = \frac{C_{id} \times 10^{-6} \times C_s \times PH \times LR \times f_{exp}}{KV} \quad A4.3$$

der:

E_{id}	=	eksponering som følge av innånding av støv (mg/kg kv/d)
C_{id}	=	gjennomsnittlig konsentrasjon av støv i innåndet luft (mg/m ³).
C_s	=	konsentrasjon i jord (mg/kg t.v.)
PH	=	pustehastighet (m ³ /d)
LR	=	lungeretensjon (%)
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år).
KV	=	kroppsvekt (kg).

A5.4 Innånding av gass

$$E_{iv} = \frac{C_{iv} \times 10^3 \times PH \times f_{exp}}{KV} \quad A4.4$$

der:

E_{iv}	=	eksponering som følge av innånding av gass (mg/kg kv/d)
C_{iv}	=	konsentrasjon i innåndet luft (mg/l).
PH	=	pustehastighet (m ³ /d)
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år).
KV	=	kroppsvekt (kg).

A5.5 Inntak av drikkevann

$$E_{dv} = \frac{C_{gv} \times DI_{dv} \times f_{exp}}{KV} \quad A4.5$$

der:

E_{dv}	=	eksponering som følge av inntak av drikkevann (mg/kg kv/d)
C_{gv}	=	konsentrasjon i grunnvann (mg/l).
DI_{dv}	=	gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann (l/d)
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år).
KV	=	kroppsvekt (kg).

A5.6 Inntak av grønnsaker, frukt, bær og andre spiselige planter

$$E_{gs} = \frac{C_{gs} \times DI_{gs} \times f_{gs} \times f_{exp}}{KV} \quad A4.6$$

der:

E_{gs}	=	eksponering som følge av inntak av grønnsaker (mg/kg kv/d)
C_{gs}	=	konsentrasjon i grønnsaker (mg/kg).
DI_{gs}	=	gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker (kg/d)
f_{gs}	=	fraksjon grønnsaker dyrket på området (-/-).
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år).
KV	=	kroppsvekt (kg).

A5.7 Inntak av fisk eller skalldyr fra nærliggende resipient.

$$E_{fs} = \frac{C_f \times DI_{fs} \times f_{fs} \times f_{exp}}{KV} \quad A4.7$$

der:

E_{fs}	=	eksponering som følge av inntak av fisk og skalldyr (mg/kg kv/d)
C_f	=	konsentrasjon i fisk (mg/kg v.v.).
DI_{fs}	=	gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr (kg/d)
f_{fs}	=	fraksjon fisk og skalldyr fra nærliggende resipient (-/-).
f_{exp}	=	fraksjon eksponeringstid (d/år).
KV	=	kroppsvekt (kg).

A6 Referanser

Health Canada (2010) Guidance for soil vapour intrusion assessment at contaminated sites. Federal Contaminated Risk Assessment in Canada, Part VII.

RIVM (2008) Site-specific human risk assessment of soil contamination with volatile compounds. Report 711701049/2008

Vedlegg B

STANDARDVERDIER BRUKT I VERKTØYET RISIKO FOR MENNESKERS HELSE

Innhold

B1	Innledning	2
B2	Standardverdier for transport og spredningsprosesser	2
B2.1	Jordspesifikke data	2
B2.2	Parametere brukt til beregning av konsentrasjon i innendørsluft	3
B2.3	Data brukt til beregning av konsentrasjon i grunnvann	4
B2.4	Data brukt til beregning av konsentrasjon i overflatevann	5
B3	Stoffdata anvendt i beregningsverktøyet	6

B1 Innledning

I dette vedlegget gis en oversikt over standardverdiene som ligger til grunn for transport og spredningsprosesser som risikovurderingsverktøyet (M-2171 I 2021) benytter samt stoff spesifikke parameter som har ligget til grunn for vurdering av eksponering og risiko for menneskers helse.

Transport parameter er valgt konservative slik at human eksponering overestimeres, så lenge stedsspesifikke verdier ikke legges inn. I Trinn 2 og 3 erstattes enkelte av disse verdiene med stedsspesifikke data. Standardverdiene inngår i boksen *Transport og spredningsprosesser* i arket *1a. Stedsspesifikk* i verktøyet (M-2171 I 2021). Oversikten viser også standardverdier som lå til grunn for veileder 99:01 (SFT, 1999) og gir begrunnelse for eventuelle endringer.

B2 Standardverdier for transport og spredningsprosesser

B2.1 Jordspesifikke data

	99:01	2021
Vanninnhold i jord, θ_w (-)	0,2	0,2
Satt til halvparten av porøsitet. Vanlig for sandige masser.		

	99:01	2021
Luftinnhold i jord, θ_a (-)	0,2	0,2
Satt til halvparten av porøsitet. Vanlig for sandige masser.		

	99:01	2021
Bulktetthet, ρ_b (kg/L)	1,7	1,7
Vanlig tetthet for mineralske løsmasser som sand og grus med porøsitet ~0,4. Kan måles (se Vedlegg B3.4).		

	99:01	2021
Fraksjon av organisk karbon, f_{oc} (-)	1%	1%
Er satt til vanlig innhold i mineralske jordarter som ikke er matjord (1 % TOC). Måles (se Vedlegg C2.2).		

	99:01	2021
Effektiv porøsitet, ε (-)	40%	40%
Vanlig porøsitet for mineralske jordmasser som sand og grus.		

B2.2 Parametere brukt til beregning av konsentrasjon i innendørsluft

	99:01	2021
Innvendig volum av huset, V_{hus} (m ³)	240	240
Hus på ett plan med gulvareal på 100 m ² og romhøyde på 2,4 m		

	99:01	2021
Areal under huset, A (m ²)	100	100
Hus med gulvareal på 100 m ² uten kjeller		

	99:01	2021
Utskiftingshastighet for luft i huset, I (d ⁻¹)	12	12

	99:01	2021
Innlekkingshastighet av poreluft, L (m ³ /d)	2,4	-
Standardparameter har utgått der den beregnes i egen modul Gasstransport		

	99:01	2021
Dybde gulv til forurensning, Z (m)	0,5	0,35
Redusert til et minimum som trengs for å kunne beregne gasstransport fra grunnen		

	99:01	2021
Luftpermeabilitet jord, κ_s (m ²)	-	1 x 10 ⁻¹⁰
Ny standardparameter for å beregne innlekkingshastighet, grov sand (RIVM, 2008)		

	99:01	2021
Luftpermeabilitet gulv, κ_f (m ²)	-	1 x 10 ⁻¹⁵
Ny standardparameter for gulv av betong (RIVM, 2008) verdi for dårlig betonggulv		

	99:01	2021
Viskositet luft, η (Pa.h)	-	6 x 10 ⁻⁹
Ny standardparameter for å beregne innlekkingshastighet		

	99:01	2021
Trykkforskjell, inneluft vs. Jordluft, ΔP (Pa)	-	1
Ny standardparameter for å beregne innlekkingshastighet		

	99:01	2021
Tykkelse gulv, Lf (m)	-	0,1
Ny standardparameter for å beregne innlekkingshastighet, minimumsverdi 0,001m		

	99:01	2021
Porøsitet gulv, n_{gulv} (m^3/m^3)	-	0,135
Ny standardparameter for å beregne innlekkingshastighet		

	99:01	2021
Gassfylt porevolum gulv, $\theta_{\text{a gulv}}$	-	0,135
Ny standardparameter for å beregne innlekkingshastighet		

	99:01	2021
Diffusiviteten i ren luft, D_0 (m^2/d)	0,7	-
Standardparameter utgår og er blitt stoff spesifikk finnes i ark Stoff		

B2.3 Data brukt til beregning av konsentrasjon i grunnvann

	99:01	2021
Jordas hydrauliske konduktivitet, k (m/s)	1×10^{-5}	1×10^{-4}
Omregnes i risikovurderingsverktøyet til $\text{m}/\text{år}$	315	3 154
Var ikke konservativt nok, satt til hydraulisk konduktivitet for sand $k = 10^{-4} \text{ m/s}$, en gradient på 0,03 (m/m) og porøsitet på 0,4. Beregnes med bakgrunn i parametere målt i felt eller laboratorieforsøk (se Vedlegg C3.7).		

	99:01	2021
Avstand til brønn, X (m)	0	0
Antatt at drikkevannsbrønnen ligger i det forurensede området		

	99:01	2021
Lengde av forurensning i grunnvannsretning, L_{gw} (m)	50	50
Grunnlaget for akseptabel spredning er et areal på 50 m x 50 m.		

	99:01	2021
Fraksjon som infiltrerer, FI (-/-)	0,14	0,5
Var satt lavt, tilsvarende tette flater. Ny verdi gjelder for jord med rik vegetasjon og jordbruksområder korrigert for evapotranspirasjon. Spesifikk for ulike typer overflater eller masser i øverste jordlag i henhold til M-293/2015 (se Vedlegg C3.2).		

	99:01	2021
Nedbør, P (mm/år)	750	1 500
Var satt lavt, nedbør på Østlandet. Ny verdi representerer gjennomsnittlig årlig nedbør for Norge. Lokale verdier hentes fra nærmeste meteorologiske målestasjon eller logges av lokal værstasjon (se Vedlegg C3.1).		

	99:01	2021
Infiltrasjonsmengde, I (meter vann/år)	0,075	0,750
Fraksjon som infiltrerer (FI) var satt alt for lavt, i tillegg til at nedbør (P) var satt lavt i veileder 99:01. Beregnes: $I = P \times FI/1000$		

	99:01	2021
Hydraulisk gradient, i (-/-)	0,03	0,03
Kan bestemmes i felt (se Vedlegg C3.5).		

	99:01	2021
Dybde av akvifer, d_a (m)	5	5
Bestemmes ved grunnundersøkelser i felt.		

	99:01	2021
Blandingsdybde (m)	5	5
Styres av nedbørsfelt og grunnvannsforhold. Kan måles med grunnvannsbrønner.		

B2.4 Data brukt til beregning av konsentrasjon i overflatevann

	99:01	2021
Vannføring i resipient, Q (m ³ /år)	500 000	5 000 000
Vannføringen var satt lik vannføring i en grøft (16 l/s), nå tilsvarer vannføringen en bekk på 160 l/s. Kan estimeres gjennom digitale verktøy eller måles i felt (se Vedlegg C3.8).		

	99:01	2021
Bredden av forurenset område vinkelrett på retningen av grunnvannsstrømmen, L_{sw} (m)	7,34	50
Var en lav verdi med lite praktisk relevans. Nytt standardareal er satt til 50 m x 50 m		

	99:01	2021
Volum grunnvann som tilføres resipienten, Q_{di} (m ³ /år)	347	23652
Var en lav verdi med lite praktisk relevans. Beregnes: $Q_{di} = k \times i \times d_{mix} \times L_{sw}$		

B3 Stoffdata anvendt i beregningsverktøyet

Stoff	Organisk eller uorganisk	Henry	Kd (l/kg)	Koc (l/kg)	log Kow	BCF fisk	BCF stengel grønn-saker	BCF rot-grønn-saker	MTDI (mg/kg/d)	RfC (mg/m3)	Hud-kontakt: f _{du}	Diffusivitet i luft, Da (m2/h)
Arsen	uorganisk	i.r.	6607			4	0,03	0,015	3,00E-04	0,0025	0,03	3,60E-03
Bly	uorganisk	i.r.	35481			424	0,03	0,001	5,00E-04	0,00015	0,0009	3,60E-03
Kadmium	uorganisk	i.r.	17000			623	0,7	0,15	3,57E-04	0,000005	0,14	3,60E-03
Kvikksølv	uorganisk	0,3	5000			200	0,03	0,015	5,71E-04	0,004	0,05	3,60E-03
Kobber	uorganisk	i.r.	8934			200	0,1	0,1	7,14E-02		0,112	3,60E-03
Sink	uorganisk	i.r.	64000			1000	0,4	0,1	3,50E-01	2,5	0,02	3,60E-03
Krom (VI)	uorganisk	i.r.	30			200	0,02	0,002	1,00E-04	0,000008	0,09	3,60E-03
Krom total (III + VI)	uorganisk	i.r.	800			200	0,02	0,002	3,00E-01	0,5	0,04	3,60E-03
Nikkel	uorganisk	i.r.	2138			270	0,1	0,07	1,30E-02	0,000025	0,35	3,60E-03
Cyanid fri	uorganisk	0,005	0,028	2,8	-0,25	0,12	0,12	0,84	2,25E-02	0,025	0,3	3,60E-03
PCB7	organisk	0,00034	3211	321119	5,72	24950	200	200	1,00E-05		0,067	3,60E-03
Lindan	organisk	2,92E-06	37	3715	3,5	1300	0,15	0,86	5,00E-03			5,11E-03
DDT	organisk	0,0023	62159	6215857	6,91	30000	0,05	0,002	1,00E-02			4,93E-03
Monoklorbenzen	organisk	0,15	4	398	2,89	57	2,47	5,89	8,57E-02	1	0,1	2,63E-02
1,2-diklorbenzen	organisk	0,079	4	398	3,43	164	4,37	14,0	4,30E-01	1	0,1	2,48E-02
1,4-diklorbenzen	organisk	0,10	3,7	372	3,37	146	4,17	12,7	1,07E-01	8,2	0,1	2,48E-02
1,2,4-triklorbenzen	organisk	0,0039	14	1400	4,05	1140	6,04	40,5	7,70E-03	0,008	0,08	1,08E-02
1,2,3-triklorbenzen	organisk	0,0039	14	1400	4,05	1140	6,04	40,5	7,70E-03	0,008	0,08	3,60E-03
1,3,5-triklorbenzen	organisk	0,0039	14	1400	4,05	1140	6,04	40,5	7,70E-03	0,008	0,08	3,60E-03

Stoff	Organisk eller uorganisk	Henry	Kd (l/kg)	Koc (l/kg)	log Kow	BCF fisk	BCF stengel grønn-saker	BCF rot-grønn-saker	MTDI (mg/kg/d)	RfC (mg/m3)	Hud-kontakt: f _{du}	Diffusivitet i luft, Da (m2/h)
1,2,4,5-tetraklorbenzen	organisk	0,54	59	5888	4,6	4830	6,22	126,4	1,70E-03		0,1	3,60E-03
Pentaklorbenzen	organisk	0,15	400	40000	5,2	5300	5,06	306	1,38E-02		0,1	3,60E-03
Heksaklorbenzen	organisk	0,0064	1300	130000	5,7	42000	3,36	740	1,60E-04	0,003	0,13	3,60E-03
Diklormetan	organisk	0,11	0,088	8,8	1,30	2,54	0,69	1,12	2,00E-03	88,3	0,1	3,60E-03
Triklormetan	organisk	0,11	1,9	185	1,97	13	1,15	1,81	1,50E-02	0,18	0,1	3,60E-03
Trikloretan	organisk	0,42	1,4	141	2,53	28	1,92	3,50	5,00E-04	0,023	0,1	2,84E-02
Tetraklormetan	organisk	1,21	0,8	84,1	2,83	51	2,6	5,4	1,40E-03	0,107	0,00046	3,60E-03
Tetrakloretan	organisk	0,87	1,4	141	2,53	28	1,92	3,50	1,40E-02	34,5	0,1	2,59E-02
1,2-dikloretan	organisk	0,045	1,2	116	1,45	2	0,77	1,21	1,40E-02	0,0029	1	3,74E-02
1,2-dibrometan	organisk	0,03	0,41	40,7	1,96	9,2	1,14	1,8	9,00E-03	1,15	0,1	3,60E-03
1,1,1-trikloretan	organisk	0,0007	1,1	110	2,5	27	1,86	3,36	6,00E-01	0,8	0,1	2,81E-02
1,1,2-trikloretan	organisk	0,04	0,8	80	2,27	17	1,49	2,51	6,00E-01			2,81E-02
Fenol	organisk	0,000013	0,3	30	1,47	3,5	0,79	1,23	4,00E-02	1,32	0,8	2,95E-02
Sum mono,di,tri,tetra klorfenol	organisk	0,00004	0,3	30	3,7	279	5,20	22,2	3,00E-03		0,26	3,60E-03
Pentaklorfenol	organisk	0,000226	34	3400	3	770	3,04	247	3,00E-03		0,11	2,02E-02
PAH totalt	organisk	0,0000749	589	58884	4,96	88157	5,73	200	9,80E-05		0,2	3,60E-03
Naftalen	organisk	0,0117	13	1349	3,3	515	3,95	11,3			0,83	2,12E-02
Acenaftalen	organisk	0,029	26	2570	3,55	509	4,74	17,2			0,18	3,60E-03
Acenaften	organisk	0,011	51	5129	3,92	1000	5,77	32,3			0,2	3,60E-03
Fenantren	organisk	0,00135	372	37154	4,50	4751	6,39	89,2			0,18	3,60E-03
Antracen	organisk	0,0021	295	29512	4,68	3042	6,25	122			0,2	1,17E-02

Stoff	Organisk eller uorganisk	Henry	Kd (l/kg)	Koc (l/kg)	log Kow	BCF fisk	BCF stengel grønn-saker	BCF rot-grønn-saker	MTDI (mg/kg/d)	RfC (mg/m3)	Hud-kontakt: f _{du}	Diffusivitet i luft, Da (m2/h)
Fluoren	organisk	0,00619	102	10233	4,18	1658	6,24	50,8			0,2	3,60E-03
Fluoranten	organisk	0,00163	977	97724	5,2	4800	5,06	306			0,2	3,60E-03
Pyren	organisk	0,0000749	589	58884	4,96	88157	5,73	200			0,2	9,79E-03
Benzo(a)antracen	organisk	0,0000017	5012	501187	5,91	33457	2,66	1074	6,13E-06		0,2	3,60E-03
Krysen	organisk	0,0000047	3981	398107	5,81	6088	2,99	900	6,13E-06		0,2	3,60E-03
Benzo(b)fluoranten	organisk	0,0000028	8319	831864	5,78	11138	3,09	853	6,13E-06		0,2	3,60E-03
Benzo(k)fluoranten	organisk	0,0000028	7943	794328	6,11	11138	2,06	1531	6,13E-06		0,2	3,60E-03
Benzo(a)pyren	organisk	0,000034	8318	831764	6,11	11138	2,06	1531	7,00E-07		0,2	3,60E-03
Indeno(1,2,3-cd)pyren	organisk	1,2E-06	23442	2344229	6,7	11138	0,80	4356	6,13E-06		0,18	3,60E-03
Dibenzo(a,h)antracen	organisk	0,000038	19498	1949845	6,55	50119	1,05	3339	6,13E-06		0,09	3,60E-03
Benzo(g,h,i)perylene	organisk	0,000004	10233	1023293	6,63	11138	0,91	3848	6,13E-06		0,18	3,60E-03
Benzen	organisk	0,159	1,3	134	2,13	13	1,31	2,14	3,30E-03	0,05	0,015	3,17E-02
Toluen	organisk	0,27	0,64	63,8	2,73	42	2,34	4,64	2,23E-01	56,5	0,036	3,13E-02
Etylbenzen	organisk	0,33	2,5	250	3,6	229	4,90	18,7	9,71E-02	15	0,2	2,70E-02
Xylen	organisk	0,26	2,5	250	3,2	105	3,64	9,61	1,79E-01	14,8	0,118	2,81E-02
Alifater C5-C8	organisk	50	8	800	3,3	488	5,92	36,3	5,00E+00	18,4	1	3,60E-03
Alifater > C8-C10	organisk	55	320	32000	4,9	2841	5,90	176	8,00E-01	1	0,5	3,60E-03
Alifater >C10-C12	organisk	60	2500	250000	5,8	16272	3,09	850	5,00E-01	1	0,5	3,60E-03
Alifater >C12-C35	organisk	87	1,0E+07	1,0E+09	6,3	40179	1,57	2144	5,00E-01	1	0,1	3,60E-03
MTBE	organisk	0,022	0,06	6	1,23	2	0,66	1,09	5,00E-01	53,6	0,002	3,60E-03
Tetraetylbly	organisk	0,19	13	1300	4,39	1065	6,39	72,7	2,00E-06	0,08	0,065	3,60E-03

Stoff	Organisk eller uorganisk	Henry	Kd (l/kg)	Koc (l/kg)	log Kow	BCF fisk	BCF stengel grønn-saker	BCF rot-grønn-saker	MTDI (mg/kg/d)	RfC (mg/m3)	Hud-kontakt: f _{du}	Diffusivitet i luft, Da (m2/h)
PBDE-99	organisk	0,0000012	5659	565860	6,5	35000	1,14	3056	1,70E-06		0,067	3,60E-03
PBDE-153	organisk	0,0000012	5659	565860	6,5	35000	1,14	3056	3,80E-06		0,067	3,60E-03
PBDE-209	organisk	4,87E-07	1,36E+06	1,36E+08	9,9	637	3,3E-05	1,27E+06	1,70E-03	70	0,067	3,60E-03
HBCDD	organisk	0,000117	457	45709	5,62	18100	3,64	643	9,80E-05	0,719	0,0001	3,60E-03
Tetrabrombisfenol A	organisk	9,4E-12	497	49726	5,9	1234	2,69	1055	5,30E-02	4,3	0,0073	3,60E-03
Bisfenol A	organisk	1,3E-10	7,15	715	3,4	67	4,27	13,4	4,00E-03	1	0,093	3,60E-03
PFOS	organisk	8,7E-10	10	1000		2796	0,17	0,01	3,15E-07			3,60E-03
Nonylfenol	organisk	0,004	53,6	5360	4,48	1280	6,40	85,9	5,00E-02	0,4	0,001	3,60E-03
Nonylfenoletoksilat	organisk	0,004	53,6	5360	4,48	1280	6,40	85,9	1,30E-01	0,4	0,001	3,60E-03
Oktylfenol	organisk	0,079	27,4	2740	4,12	634	6,15	45,7	1,00E-01	0,6	0,0008	3,60E-03
Oktylfenoletoksilat	organisk	0,079	27,4	2740	4,12	634	6,15	45,7	1,00E-01	0,6	0,0008	3,60E-03
TBT-kation	organisk	0,0000017	10,8	1084	4,4	6000	6,4	74,6	1,22E-04		0,151	3,60E-03
Trifenylinn-kation	organisk	6,3E-07	19	1900	3,43	1100	4,37	14	1,47E-04			3,60E-03
Di(2-etylheksyl)ftalat	organisk	4,4E-05	1650	165000	7,5	840	0,14	17990	5,00E-02		0,00064	3,60E-03
Klorparafiner (MCCP)	organisk		76168	7616755	7	1087	0,44	7414	3,60E-02	2	0,007	3,60E-03
Klorparafiner (SCCP)	organisk		1995	199526	6	1600	2,38	1260	2,30E-03	8,7	0,0001	3,60E-03
Triresylfosfat	organisk	0,0000011	204	20417	5,93	21903	2,60	1113	2,00E-02	0,08		3,60E-03
Dioksin (TCDD-ekv.)	organisk	0,0003	45000	4500000	6,8	41540	0,66	5201	2,86E-10		0,2	3,60E-03

Vedlegg C

METODER FOR BESTEMMELSE AV STEDSSPESIFIKKE PARAMETERE

Innhold

C1	Innledning	2
C2	Trinn 1	2
	C2.1 Totalkonsentrasjoner i jord	2
	C2.2 Fraksjon av organisk materiale i jord (f_{oc})	2
	C2.3 Forurensset areal i grunnvannsretning	2
C3	Trinn 2	3
	C3.1 Nedbør	3
	C3.2 Fraksjon av nedbør som infiltreres	3
	C3.3 Porevannskonsentrasjoner og K_d	3
	C3.4 Korndensitet, bulketthet og porøsitet	7
	C3.5 Hydraulisk konduktivitet	7
	C3.6 Dybde til grunnvann og grunnvannsgradient	9
	C3.7 Grunnvannshastighet	10
	C3.8 Vannføring i resipient	10
	C3.9 Konsentrasjoner i grunnvann	11
	C3.10 Konsentrasjoner i resipient	11
C4	Referanser	12

C1 Innledning

Dette vedlegget gir grunnleggende beskrivelser av metoder og referanser til standarder for tester som er sentrale for bestemmelse av stedsspesifikke parametere som inngår i trinn 1 og 2 av risikovurderingen.

C2 Trinn 1

C2.1 Totalkonsentrasjoner i jord

Totalkonsentrasjoner av prioriterte miljøgifter og eventuelt andre relevante stoffer, bestemmes iht. TA-2553 og ISO 10381-5. Konsentrasjonene legges inn i modellen som mg/kg tørrstoff. Kjemiske analyser skal utføres ved etablerte laboratorier og, så langt det lar seg gjøre, ved bruk av akkrediterte analysemetoder.

C2.2 Fraksjon av organisk materiale i jord (f_{OC})

Innhold av organisk materiale er en parameter som kan benyttes til å beregne fordelingskoeffisienter (K_d -verdier) for organiske forbindelser i jord. Høyt innhold av organisk materiale vil gi større grad av sorpsjon (høy K_d) og dermed holde tilbake hydrofobe organiske miljøgifter i jorda.

Innhold av organisk materiale i jord kan bestemmes gjennom en analyse av totalt organisk karbon (TOC). Vanligvis bestemmes TOC som differansen mellom totalt karbon, ved glødetap, og innhold av uorganisk karbon. I jord kan TOC bestemmes iht. ISO 10694:1995.

TOC omregnes til fraksjonen - f_{OC} (likning C.1) og legges inn i risikovurderingsverktøyet.

$$f_{OC} = \frac{\% TOC}{100} \quad (C.1)$$

C2.3 Forurensset areal i grunnvannsretning

For å gjøre en spredningsberegning, må arealet til det forurensede området defineres. Areal kan beregnes med kartverktøy i Grunnforurensningsdatabasen, eller en rekke andre programvarer og digitale kartverk.

Det forurensede arealet bestemmes som et produkt av lengden og bredden av forurensningen i grunnvannsretning. Lengde og bredde (i m) legges inn i modellen.

Grunnvannsretning bestemmes av nedbørsfelt, dreneringsmønster og topografi.

C3 Trinn 2

C3.1 Nedbør

Mengden nedbør som faller på et område med forurensset grunn er med på å avgjøre hvor store mengder vann som vil tilføres umettet sone og som dermed vil kunne bidra til å mobilisere forurensning til grunnvann.

Stedsspesifikke nedbørsdata kan hentes ut fra ulike digitale databaser, som for eksempel Grunnforurensningsdatabasen, eller logges over tid med en lokal værstasjon. Gjennomsnittlig årlig nedbør (i mm/år) legges inn i modellen.

C3.2 Fraksjon av nedbør som infiltreres

Infiltrasjon er en parameter 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.

Miljødirektoratets M-293/2015 (COWI, 2015) inneholder en sammenstilling av avrenningsfaktorer for ulike typer overflater. Det er tatt utgangspunkt i disse avrenningsfaktorene og antatt at infiltrasjon kan beskrives som den resterende fraksjonen (Likning B.2). For overflater med vegetasjon korrigeres den beregnede infiltrasjonsfaktoren for evapotranspirasjon (grunnvann.no) og dermed en reduksjon av beregnet infiltrasjonsfaktor. Avrenningsfaktorer fra M-293/2015 og beregnede infiltrasjonsfaktorer er vist Tabell C1.

$$\text{Infiltrasjonsfaktor} = 1 - \text{Avrenningsfaktor} \quad (\text{C.2})$$

Tabell C1 Infiltrasjonsfaktorer for ulike typer masser og dekker

Massetype/dekke	Avrenningsfaktor (M-293/2015)	Infiltrasjonsfaktor (likning B.2)
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

C3.3 Porevannskonsentrasjoner og K_d

Fordelingskoeffisienten mellom porevann og jord, K_d , er en parameter som har stor innvirkning på en spredningsberegning. K_d beskriver hvor mye av et stoff (som er til

stede i jorda) som vil løses ut i porevann, og dermed være tilgjengelig for transport i grunnen:

$$K_d = \frac{C_{jord}}{C_{porevann}} \quad (C.3)$$

Totalkonsentrasjoner i jord (C_{jord}) bestemmes i Trinn 1, men for å gjøre en stedsspesifikk beregning av K_d , må også konsentrasjoner i porevann måles ($C_{porevann}$). K_d for organiske miljøgifter kan også bestemmes som et produkt av fordelingskoeffisienten mellom vann og organisk karbon (K_{oc}), hentet fra litteraturen og fraksjonen av organisk karbon i jorda (f_{oc}), som vist i likning B.4.

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \quad (C.4)$$

Konsentrasjoner i porevann kan bestemmes på en rekke ulike måter, blant annet ved hjelp av utlekkingstester på prøver fra umettet sone, porevann samlet inn med lysimetre i umettet sone eller med passive prøvetakere i mettet sone. Porevannskonsentrasjonen i både mettet og umettet sone legges inn i $\mu\text{g/L}$. K_d beregnes automatisk i modellen.

Det er ofte store usikkerhetsfaktorer knyttet til K_d , ettersom denne koeffisienten er jordartsspesifikk. Det vil kunne være store variasjoner innenfor en lokalitet dersom jordartene / løsmassene er heterogene. For områder med heterogene masser må det beregnes en K_d for hver løsmasstype og en skal alltid velge den laveste målte verdien for å unngå underestimering av spredningspotensialet.

C3.3.1 Utlekkingstest

Utlekkingstester måler utlekking av miljøgifter fra jordprøver (fast stoff) som følger av kontakt med vann. Konsentrasjoner i utlekket vann (eluat) fra jordprøver kan brukes som et estimat på porevannskonsentrasjon. Testene kan gjøres på prøver som allerede er samlet inn i forbindelse med en miljøteknisk grunnundersøkelse iht. TA-2553 og ISO 10381-5. Det gjøres utlekkingstest på hver type jordart / løsmasse på lokaliteten. Den jordarten / løsmassetypen som gir lavest K_d -verdi skal velges som representativ for lokaliteten.

En ristetest er en enkel form for utlekkingstest som er egnet til å estimere porevannskonsentrasjoner for uorganiske miljøgifter i umettet sone. Ristetesten kan utføres i henhold til NS-EN 12457 *Utlekking-samsvarsprøve av utlekking av granulært avfallsmateriale og slam*. I denne testen ristes granulært prøvemateriale i 24 timer med ionebyttet vann i et væske-/tørrestoff-forhold på 10 ($L/S = 10$, dvs. 10 liter vann per kilo faststoff). Etter 24 timer tas det prøve av vannfasen (eluatet) som filtreres (0,45 μm filter) før analyse av uorganiske miljøgifter.

Det er også mulig å bestemme organiske miljøgifter i eluat fra en ristetest, men det finnes per dags dato ingen etablert standard for en slik test. Problemet er ofte at konsentrasjonen av hydrofobe organiske forbindelser er lav i vann sammenlignet med jord, og at analysemetodene derfor ikke nødvendigvis vil kunne påvise det som i felt vil frigjøres fra jord

til vannfasen. I en utlekkings-test er det også viktig at det er den løste fraksjonen som måles (jf. filtrering før analyse for uorganiske miljøgifter), men filtrering av eluatet kan være problematisk på grunn av retensjon / sorpsjon av organiske miljøgifter i filteret.

Det anbefales derfor at ristetest for å bestemme organiske miljøgifter gjøres med passive prøvetakere i vannfasen. Jord, passiv prøvetaker og vann, ristes da over et tidsrom som er tilpasset prøvetakingstiden for den passive prøvetakeren som benyttes (se kapittel B.3.4.3 for mer informasjon om passive prøvetakere). Miljøgifter ekstraheres så fra den passive prøvetakeren og relateres til konsentrasjonen i vannfasen gjennom kjente opptaksrater / fordelingskoeffisienter. Metoden er blant annet beskrevet i Jonker et al. (2018), Enell et al (2016), Morin et al. (2015), Arp et al. (2014) og Hawthorne et al. (2009).

En ristetest representerer et "worst case scenario" for utlekking, hvor mengden vann som passerer gjennom prøven er ti ganger større enn selve prøvematerialet, og er derfor et konservativt estimat for porevannskonsentrasjon.

C3.3.2 Lysimeter

Et lysimeter er en metode for å samle porevann *in situ* (i felt) fra umettet jord. Oppsamlet porevann kan deretter analyseres for innhold av relevante forbindelser. Dette er en metode som er velegnet til å bestemme innhold av både uorganiske og organiske miljøgifter i porevann fra umettet sone.

Lysimeteret plasseres i umettet sone og dekkes til med jord. Et undertrykk i lysimeteret gjør at porevann suges opp og fraktes via en slange til en beholder som samler porevannet på overflaten. Det påpekes at det kan være utfordrende å samle store nok mengder porevann med lysimeter til å gjøre omfattende analyser. Spesielt for organiske forbindelser, som krever relativt store prøvemengder. Mengden porevann som samles fra umettet sone vil variere med nedbør under prøvetakingstiden.

Lysimeter samler både porevann og kolloider. Porevannsprøver må derfor filtreres (0,45 µm) før analyse. Mengde kolloider i porevann og innhold av miljøgifter i disse kan undersøkes ved å bestemme mengde partikler i filtratet, samt gjøre kjemiske analyser på disse partiklene.

C3.3.3 Passive prøvetakere

Passive prøvetakere kan brukes til å måle konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter i grunnvann og resipient, eller til å estimere porevannskonsentrasjoner av organiske miljøgifter ved hjelp av en ristetest.

En passiv prøvetaker måler en tidsintegrert konsentrasjon over hele eller deler av perioden prøvetakeren er satt ut, og er derfor ikke like følsom for episodiske hendelser som vanlig stikkprøvetaking. Avhengig av prøvetakeren kan prøvetakingsperioden vare fra ett døgn til flere måneder. Passive prøvetakere sorberer forbindelser fra vannet over tid. Disse forbindelsene kan ekstraheres og kvantifiseres gjennom en laboratorieanalyse.

Målte konsentrasjoner i prøvetaker kan så relateres til en vannkonsentrasjon gjennom spesifikke opptaksrater eller fordelingskoeffisienter. Det påpekes at passive prøvetakere kun måler fritt løste forbindelser, og kan derfor ikke si noe om mengden kolloidbundet forurensning.

Passive prøvetakere er en vel utprøvd og godt dokumentert metode til å bestemme konsentrasjoner i vann under mettede forhold (grunnvann, resipient, ristetest). Metoden er per dags dato lite utprøvd for umettet sone. Flere typer passive prøvetakere krever mettede forhold. Såkalte likevektsprøvetakere vil kunne fungere i et umettet miljø, men prøvetakingstiden kan bli svært lang for å oppnå likevekt.

Det er viktig å være bevisst på fordeler og ulemper med bruk av ulike passive prøvetakere. Dersom de ikke brukes under riktige betingelser, vil ikke kvaliteten på resultatene som produseres være tilfredsstillende. Det anbefales alltid å gjøre parallelle målinger for å kunne si noe om variasjonen i resultatene som produseres.

Passive prøvetakere for metaller

For (tung)metaller finnes det en rekke ulike alternativer til passive prøvetakere, som for eksempel DGT, Chemcatcher, og Sorbisense. Peijnenburg et al (2014) gir en god oversikt over ulike typer samt fordeler og ulemper. Majoriteten av disse er av typen "infinite sink," som betyr at prøvetakeren akkumulerer en analytt over hele prøvetakingsperioden med spesifikke opptaksrater. Prøvetakingstiden er gjerne definert av tiden prøvetakeren er i den lineære opptaksfasen. Hvor lenge den lineære opptaksfasen varer, bestemmes i stor grad av konsentrasjonen i vannet det måles i – høy konsentrasjon (for eksempel i porevann) gir kort opptakstid. Gjennom mengden analytt i prøvetakeren, prøvetakingstid og opptakratene, kan en tilbakeberegne konsentrasjonen i vannfasen. Ikke alle slike prøvetakere har kjente opptaksrater og det lar seg derfor ikke gjøre å beregne konsentrasjon i vannfasen, med mindre en har en måte å måle / estimere hvor mye vann prøvetakeren har vært i kontakt med.

Dersom en ønsker å bruke en "infinite sink" passiv prøvetaker til å måle metaller i vann, må en velge en prøvetaker som gjør det mulig å tilbakeberegne til en konkret vannkonsentrasjon. For enkelte "infinite sink" prøvetakere er det også viktig å dokumentere bakgrunnskonsentrasjonen av tungmetallet som måles i prøvetakeren ved å analysere såkalte "blankprøver".

Passive prøvetakere for organiske miljøgifter

Det finnes en rekke ulike passive prøvetakere for organiske miljøgifter. Det skilles mellom passive prøvetakere til å måle hydrofobe- og hydrofile organiske miljøgifter. Lydy et al (2014) gir en god oversikt over ulike typer samt fordeler og ulemper.

Hydrofobe organiske miljøgifter, som for eksempel polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB) og dioksiner, kan måles med en polymerbasert prøvetaker, som for eksempel polyoxymetylen (POM) og polyetylen (PE), eller med en silikonbasert prøvetaker. Disse prøvetakerne er såkalte likevektsprøvetakere, hvor analytten absorberes i prøvetakeren inntil en likevekt mellom vannfasen og prøvetakeren er oppnådd. Bruk av slike prøvetakere forutsetter at fordelingskoeffisienten

mellom vann og prøvetakeren ved likevekt er kjent for den aktuelle analytten ($K_{\text{passiv prøvetaker}}$) og at likevekt oppnås i løpet av prøvetakingstiden. Dersom en ikke kjenner til hvor lang tid som kreves for å oppnå likevekt, må det dokumenteres eksperimentelt at prøvetakeren har oppnådd likevekt ved endt prøvetakingstid. Ved å bestemme konsentrasjonen i prøvetakeren ($C_{\text{passiv prøvetaker}}$), kan vannkonsentrasjon beregnes med følgende likning:

$$C_{\text{vann}} = \frac{C_{\text{passiv prøvetaker}}}{K_{\text{passiv prøvetaker}}} \quad (\text{C.5})$$

Passive prøvetakere for polare, organiske forbindelser er mindre brukt, men det finnes ulike alternativer som for eksempel Chemcatcher, POCIS og Sorbisense. I likhet med prøvetakerne for metaller er flere av disse såkalte "infinite sink" prøvetakere. Imidlertid vil opptaksraten være påvirket av den stedsspesifikke vannkjemien. Derfor må prøvetakeren kalibreres for lokale forhold, noe som kompliserer rutinemessig bruk.

C3.4 Korndensitet, bulk tetthet og porøsitet

Korndensiteten, ρ_s , er tettheten (kg/dm^3) av kornene i et materiale ekskludert porøsitet. Bestemmelse av korndensitet gjennomføres ved hjelp av et pyknometer etter metode standardisert i ISO 17892-3:2004. Korndensiteten varierer imidlertid lite for mineralske jordarter, og en mye brukt verdi er $2,65 \text{ kg/dm}^3$.

Bulk tetthet, ρ_b , er tettheten (kg/dm^3) til både korn og luft i et materiale, og bestemmes iht. standard ISO 17892-2:2014.

Porøsiteten er et mål for hvor stor andel av et materiale som består av porer og kan kalkuleres med følgende likning:

$$n = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad (\text{C.6})$$

Porøsitet legges inn i risikovurderingsverktøyet som en parameter uten benevnning.

C3.5 Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet (k) er en nøkkelparameter for å beskrive tidsaspektet for transport av forurenset vann i mettet sone. k er definert som vannets hastighet gjennom et materiale ved en gradient på 1 og oppgis i m/s (eller m/år). Hydraulisk konduktivitet inngår i beregning av grunnvannshastighet (kapittel C3.8).

Hydraulisk konduktivitet for ulike typer masser er godt dokumentert og er oppsummert i Tabell C2. Det er verdt å merke seg at det er relativt stort spenn (to størrelsesordener) innenfor hver massetype, så det anbefales at det gjøres stedsspesifikke tester. Hydraulisk konduktivitet kan bestemmes stedsspesifikt gjennom indirekte beregninger med kornfordeling (kapittel C3.5.1), eller ved målinger i laboratorium eller felt (kapittel C3.5.2).

Tabell C2 Mettet hydraulisk konduktivitet for ulike masstyper (Freeze and Cherry, 1979).

Massetype	k (m/s)
Grus*	$10^{-3} - 10^{-1}$
Sand	$10^{-6} - 10^{-3}$
Silt	$10^{-9} - 10^{-6}$
Leire	$10^{-12} - 10^{-9}$

*Denne verdien kan også anvendes som konservativt anslag for fyllmasser

C3.5.1 Indirekte beregninger med kornfordeling

Fordelingen av kornstørrelser i et materiale bestemmer materialets hydrauliske konduktivitet. Normalt vil for eksempel et materiale med høyt leirinnhold (korn $< 2 \mu\text{m}$) gi lav hydraulisk konduktivitet.

Resultatene fra en kornfordelingskurve gir informasjon om hvor stor andel av kornene som er under en viss diameter, f. eks. d_{10} og d_{60} , hvor d_{10} er kornstørrelsen når 10 % av de fineste partiklene er siktet ut og d_{60} er kornstørrelsen når 60 % av de fineste partiklene er siktet ut. Graderingstallet, C_U (d_{60}/d_{10}) er et mål for kornfordelingskurvens helning. Materialet betegnes som ensgradert hvis C_U er lavt (< 6) og velgradert hvis det er høyt (> 15) (NGF, 2011). Tabell C3 gir en oversikt over testmetoder for kornfordeling, bruksområde og standarder.

Tabell C3 Testmetoder for kornfordeling

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
Tørresikt, våtsikt	Separasjon med standard sikt for grovere fraksjoner ($> 0,63 \mu\text{m}$)	ISO 3310-1, ISO 3310-2
Falling drop analyse	Bestemmelse av finfraksjon ($< 0,63 \mu\text{m}$).	Internmetode Norges Geotekniske Institutt (NGI)

Det finnes en rekke empiriske formler for å beregne hydraulisk konduktivitet basert på resultatene fra en kornfordelingsanalyse (d_{10} , d_{60} og C_U), som for eksempel: Gustafson (1986), Hazen (1911), Kozeny-Carman (Chapuis og Aubertin, 2003), Kozeny-Carman modified (Mbonimpa, 2002) og Navfac DM7 (1974). Metodene har ulike begrensninger og anbefalte bruksområder.

C3.5.2 Direkte målinger i laboratorium og felt

Det kan gjøres en stedsspesifikk bestemmelse av hydraulisk konduktivitet fra permeabilitet målt på prøver i laboratoriet, eller ved direkte målinger i felt med en ringtest / slugtest. Metodene er beskrevet i Tabell C4.

Permeabiliteten (K) er definert som evnen et porøst materiale har til å transportere væske eller gass, og har enheten m² eller Darcy (Da= 10⁻¹² m²). Hydraulisk konduktivitet for vann kan beregnes direkte fra den målte permeabiliteten med følgende formel:

$$k = \frac{\rho g K}{\mu} \approx 1.1 \cdot 10^7 K \quad (\text{B.7})$$

der ρ er tettheten (kg/m³) til væsken som transporteres, g er gravitasjonskonstanten (m/s²), μ er viskositeten (Pa s) til væsken og K er permeabiliteten (m²).

Tabell C4 Oversikt over metoder for måling av hydraulisk konduktivitet i laboratorium (permeameter, ødometer, triaks) eller i felt (slugtest, ringtest).

Test	Bruksområde	Standardisert testmetode
<i>Permeameter</i>	Bestemmelse av permeabilitet i sylinder. Ikke egnet for finkornet materiale med høyt finstoffinnhold. Hydraulisk konduktivitet beregnes direkte fra permeabilitet.	ISO 17892-11:2004
<i>Ødometertest</i>	Bestemmelse av permeabilitet i ødometercelle. Egnet for finkornet materiale. Hydraulisk konduktivitet beregnes direkte fra permeabilitet.	ISO 17892-6:2004
<i>Triaks</i>	Bestemmelse av permeabilitet i triakscelle. Ikke egnet for grovkornet materiale. Hydraulisk konduktivitet beregnes direkte fra permeabilitet.	ISO 17892-8:2004 og ISO 17892-9:2004
<i>Slugtest / Hvorslev-test</i>	Hydraulisk konduktivitet beregnes om en funksjon av tiden det tar for grunnvannstand å reetableres etter at vann tilsettes eller pumpes ut av en grunnvannsbrønn.	ASTM D4044

C3.6 Dybde til grunnvann og grunnvannsgradient

Dybde til grunnvann er viktig for en spredningsberegning, fordi denne parameteren bestemmer dybden av umettet sone, og dermed også indirekte det totale antatte volumet av forurensede jordmasser som kan mobilisere forurensning til grunnvann.

Dybde til grunnvann kan bestemmes stedsspesifikk ved å bore grunnvannsbrønner og logge grunnvannstand i brønnene over en periode. Grunnvannsdybde vil variere med årstidene og episodiske hendelser som nedbør / tørke og snøsmelting. Grunnvannstand kan logges ved flere manuelle registreringer over tid eller automatisk med en sensor som måler endring i trykk ved en bestemt dybde.

Dybde til grunnvann vil variere med topografien og en vil derfor kunne registrere en varierende dybde til grunnvann i brønner som er satt i et område med fall i terrenget. Forskjellen i grunnvannskoter (kotehøyde for grunnvannsspeilet) mellom to brønner beskriver grunnvannsgradienten (hydraulisk gradient) mellom de to brønnene, som kan beregnes med følgende likning:

$$i = \frac{h_2 - h_1}{l} \quad (\text{C.8})$$

der h_1 er dybde til grunnvann i brønn 1, h_2 dybde i brønn to, og l avstanden mellom de to brønnene.

C3.7 Grunnvannshastighet

Grunnvannshastigheten, v_p , er med å bestemme hvor raskt en forbindelse blir transportert med grunnvannet. Grunnvannshastigheten mellom to punkter kan bestemmes ved hjelp av Darcys lov (Likning B.9, Hillel, 2004) med stedsspesifikke data om mettet hydraulisk konduktivitet i massene (k , se kapittel B3.4), porøsitet og grunnvannsgradienten (i , se kapittel B3.5) i det aktuelle området. Grunnvannshastigheten legges inn som m/år i risikovurderingsverktøyet.

$$v_p = k \frac{i}{n} \quad (\text{C.9})$$

Eksempler på grunnvannshastighet ved ulike hydrauliske konduktiviteter (k) og en gradient på 0,03 vises i Tabell C5

Tabell C5 Grunnvannshastighet ved ulike hydrauliske konduktiviteter

Hydraulisk konduktivitet (k)		Gradient (i)	Darcy hastighet	Porøsitet (n)	Grunnvannshastighet
m/s	m/y	m/m	m/yr	m ³ /m ³	m/yr
$1,0 \times 10^{-2}$	315 000	0,03	9 460	0,4	23 652
$1,0 \times 10^{-3}$	31 500	0,03	946	0,4	2 365
$1,0 \times 10^{-4}$	3 150	0,03	94,6	0,4	237
$1,0 \times 10^{-5}$	315	0,03	9,46	0,4	24
$1,0 \times 10^{-6}$	31,5	0,03	0,946	0,4	2,4
$1,0 \times 10^{-7}$	3,15	0,03	0,0946	0,4	0,24
$1,0 \times 10^{-8}$	0,315	0,03	$9,46 \times 10^{-3}$	0,4	0,024
$1,0 \times 10^{-9}$	0,0315	0,03	$9,46 \times 10^{-4}$	0,4	0,0024

C3.8 Vannføring i resipient

Vannføring i resipient beskriver hvilke mengder vann som passerer gjennom resipient over en bestemt tid. Vannføringen er avgjørende for graden av fortynning som skjer når forurenset grunnvann blandes med vann i resipient.

Vannføring i resipient kan enten estimeres basert på omfang av nedbørsfelt, eller måles i felt. For større vassdrag kan man finne reelle måledata for vannføring på internett.

Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) har en digital database (NEVINA), som gir gjennomsnittlig vannføring i små og store vassdrag (bekker, elver og innsjøer) basert på nedbørsfeltdata. Dette er et estimat som tar utgangspunkt i det totale arealet til nedbørsfeltet og gjennomsnittlig årsnedbør. Vannføringen i et vassdrag er da summen av den totale mengden nedbør som faller på hele nedbørsfeltet i løpet av ett år, minus for-damping og andre relevante faktorer.

Vannføringen i en bekk eller elv kan måles ved hjelp av et flowmeter. Et flowmeter måler hastigheten til vannstrømmen. Vannføringen kan da bestemmes som produktet av arealet av tverrsnittet til bekken / elva og strømningshastigheten.

Vannføringen legges inn som $\text{m}^3/\text{år}$ i risikovurderingsverktøyet.

C3.9 Konsentrasjoner i grunnvann

Konsentrasjoner av miljøgifter i grunnvann kan bestemmes gjennom prøvetaking av grunnvannsbrønner. Bestemmelse av metaller gjøres da som standard vannanalyser på prøver som er filtrerte ($0,45 \mu\text{m}$), mens analyse av organiske parametere gjøres på ufiltrerte prøver. Konsentrasjoner i grunnvann vil variere med årstidene, nedbørsmengder og episodiske hendelser som snøsmelting. For å fange opp naturlige variasjoner anbefales det å ta flere prøver over tid, eller bruke metoder som gir tidsintegrerte konsentrasjoner. Passive prøvetakere er en godt egnet metode for å måle tidsintegrerte konsentrasjoner i grunnvann (se kapittel C3.3.3).

Konsentrasjoner i grunnvann legges inn som $\mu\text{g/L}$ i risikovurderingsverktøyet.

C3.10 Konsentrasjoner i resipient

Konsentrasjoner av miljøgifter i resipient kan bestemmes gjennom prøvetaking og analyse av vann fra resipient. Konsentrasjoner i resipient vil variere med årstidene, nedbørsmengder og episodiske hendelser som snøsmelting. For å fange opp naturlige variasjoner anbefales det å ta flere prøver over tid, eller bruke metoder som gir tidsintegrerte konsentrasjoner. Passive prøvetakere er en godt egnet metode for å måle tidsintegrerte konsentrasjoner i resipient (se kapittel C3.3.3).

Dersom resipient er en bekk eller en elv, anbefales det å gjøre målinger både oppstrøms og nedstrøms for området hvor grunnvann blandes inn i resipient. Analyser nedstrøms vil gi et bilde av vannkvaliteten i resipient etter tilførsel av miljøgifter fra den forurensede lokaliteten. Til sammenligning vil analyser oppstrøms vise hvilken vannkvalitet det er i resipient før tilførsel av forurensning fra samme lokalitet.

Hvis resipient er en innsjø eller en fjord, er det viktig å ta prøver av vann som er i umiddelbar nærhet av der forurensset grunnvann når ut til resipient.

C4 Referanser

- Arp, H. P., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A. S. & Kleja, D. B. (2014). Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soils from Sweden, Belgium, and France: Their Soil-Porewater Partitioning Behavior, Bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and Bioavailability. *Environ. Sci. Technol.*, 48, 11187–11195
- Chapuis, R.P., & Aubertin, M. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3): 616-628.
- COWI (2015). Gjennomgang av avrenningsfaktorer. M-293/2015 Miljødirektoratet, datert 2015-01-12.
- Enell, A., Lundstedt, S., Arp, H. P., Josefsson, S., Cornelissen, G., Wik, O. & Kleja, D. B. (2016). Combining Leaching and Passive Sampling to Measure the Mobility and Distribution between Porewater, DOC, and Colloids of Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soil. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 11797–11805.
- Freeze R.A, and Cherry J.A. (1979) Groundwater. Prentice-Hall, New Jersey, 604 p.
- Gustafson, G. (1986) Geohydrologiska förundersökningar i berg. Bakgrund–metodik–användning. Stiftelsen Bergteknisk Forskning BeFo, 84:1/86, Stockholm
- Hawthorne, S. B., Miller, D. J. & Grabanski, C. B. (2009). Measuring Low Picogram Per Liter Concentrations of Freely Dissolved Polychlorinated Biphenyls in Sediment Pore Water Using Passive Sampling with Polyoxymethylene. *Anal. Chem.*, 81, 9472–9480.
- Hazen, A. (1911). Discussion of dams on sand foundations, Transactions, American Society of Civil Engineers, 73: 199–203.
- Hillel, D. (2004). Introduction to Environmental Soil Physics. Elsevier Academic Press.
- Jonker, M. T. et al. (2018). Advancing the Use of Passive Sampling in Risk Assessment and Management of Sediments Contaminated with Hydrophobic Organic Chemicals: Results of an International Ex Situ Passive Sampling Interlaboratory Comparison. *Environ. Sci. Technol.*
- Lydy MJ, Landrum PF, Oen AMP, Allinson M, Smedes F, Harwood AD, Li H, Maruya KH, & Liu J (2014) Passive Sampling Methods for Contaminated Sediments: State of the Science for Organic Contaminants. *Integr Environ Assess Manag* 10, pp. 167–178
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., & Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical and Geological Engineering*, 20(3): 235-259.
- Morin, N., Arp, H. P. & Hale, S. (2015). Bisphenol A in Solid Waste Materials, Leachate Water, Air Particles from Norwegian Waste-Handling Facilities: Presence and Partitioning Behavior. *Environ. Sci. Technol.*, 49 (13), pp 7675–7683
- NAVFAC DM7. (1974). Design manual – soil mechanics, foundations, & earth structures. US. Government Printing Office, Washington, D.C.
- NGF (2011). Veiledning for symboler og definisjoner I geoteknikk. Identifisering og klassifisering av jord. Melding nr. 2, utgitt 1982, revidert 2011. Norsk Geoteknisk Forening.
- Peijnenburg WJGM, Teasdale PR, Reible D, Mondon J, Bennett WW & Campbell PGC (2014) Passive Sampling Methods for Contaminated Sediments: State of the Science for Metals. *Integr Environ Assess Manag* 10, pp. 179–196

Vedlegg D

DOKUMENTASJON AV EKSEMPLENE

Innhold

D1	Stoffer uten normverdi eller tilstandsklasser	2
D2	Forurensning dypere enn 1 meter	4
D3	Flyktige stoffer	5
D4	Eksposering via drikkevann fra grunnvannet	8

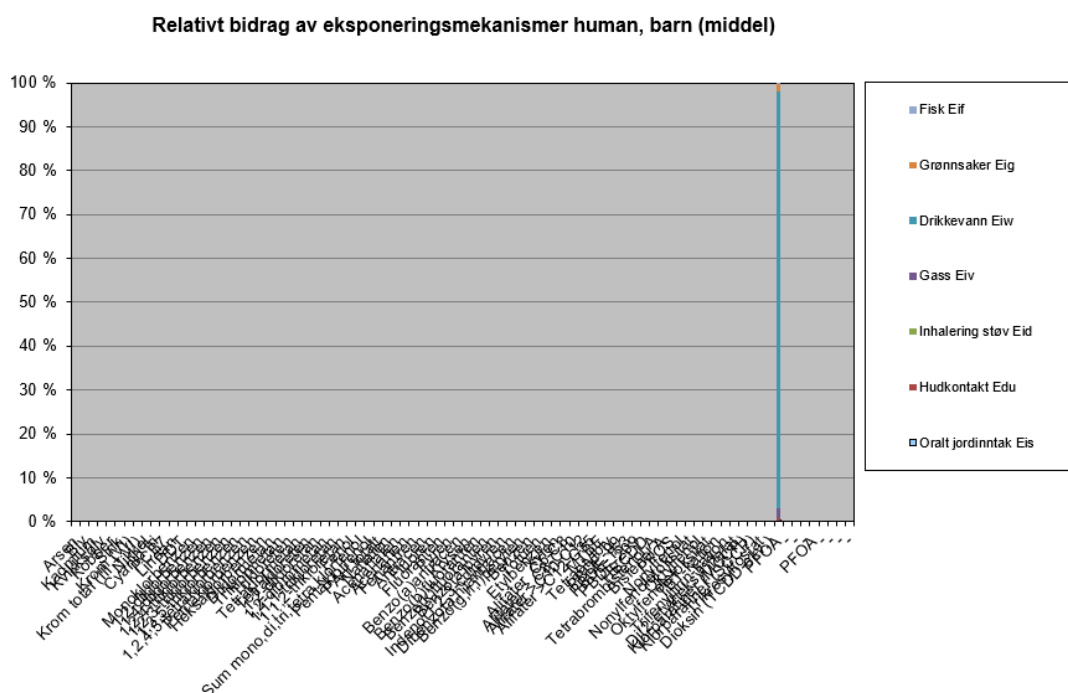
D1 Stoffer uten normverdi eller tilstandsklasser

For å legge til et nytt stoff som ikke er inkludert i risikovurderingsverktøyet må man legge til stoffet i arket **Stoff**. Nederst på arket finnes 5 linjer der nye stoffer kan legges til. For å legge til PFOA som brukes i eksemplet i kapittel 6.1, legges stoffparameter som vist i Figur D-1.

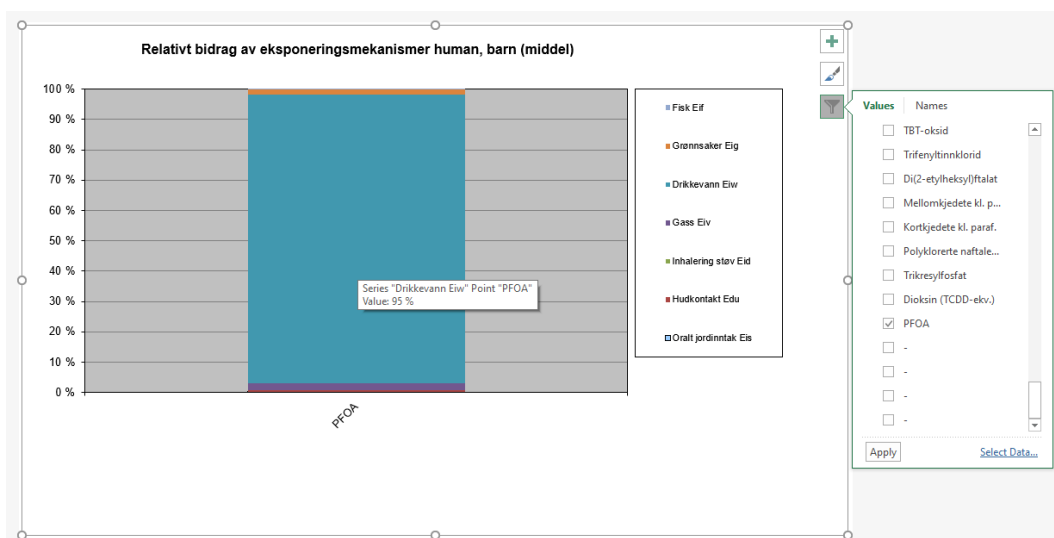
Stoff	Organisk eller uorganisk	Henry	Kd (l/kg)	Koc (l/kg)	log Kow	BCF fisk	BCF stengel grønn-saker	BCF rot-grønn-saker	MTDI (mg/kg/d)	MTDI Kreft. risiko (mg/kg/d)	RfC (mg/m3)	RfC Kreft. risiko (mg/m3)	Hud-kontakt: f _{au}	Norm-verdi Jord (mg/kg)	Da (m2/h)
Mellomkjedete kl. paraf.	organisk		76168	7616755	7	1087	0.44	7414	0.004		2		0.007	0.6	3,60E-03
Kortkjedete kl. paraf.	organisk		1995	199526	6	1600	2.38	1260	0.1		8.7		0.0001	1	3,60E-03
Polyklorerte naftalener	organisk								0.08					0.00007	3,60E-03
Trikresylfosfat	organisk	1,1E-06	204	20417	5.93	21903	2.60	1113	0.05		0.08				3,60E-03
Dioksin (TCDD-ekv.)	organisk	0.0003	45000	4500000	6.8	41540	0.66	5201	2E-09				0.2	0.00001	3,60E-03
PFOA	organisk	0.001	1	125		4	0.044	0.015	8.6E-07				1		3,60E-03

Figur D-1 Slik legger man til PFOA som et nytt stoff i ark **Stoff**

Stoffet vil da automatisk inkluderes i arkene der det kan legges inn resultater ark **1b-1h** og inkluderes i beregningene og vurderingen. Tolkningsfigurene **Fig Eksponerings Barn (middel)** og **Fig Eksponering Voksen (middel)** vil da også vise resultatene for PFOA (Figur D-2) og de andre forbindelsene kan velges bort med filterfunksjonen i figuren (Figur D-3). Ved å peke på de ulike farger i stavdiagrammet vises prosentvist bidrag til totaleksponeringen. Dette vises også nederst i arkene **Eksponering Barn** og **Eksponering Voksen**.



Figur D-2 Figur som viser eksponeringsveiene som bidrar mest til eksponering av barn **Fig Eksponerings Barn (middel)**



Figur D-3 Ved hjelp av filterfunksjonen kan bare stoffet man er interessert i vises i figuren.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1				Beregnet Eksponering Barn Maks (mg/kg kv/d)							
			MTDI	Totalt	Oralt	Hudkontakt	Inhalering	Gass	Drikkevann	Grønnsaker	Fisk
			mg/kg kv/d	E _{he}	jordinntak E _{is}	E _{du}	støv E _{id}	E _{iv}	E _{iw}	E _{ig}	E _{if}
3		Stoff									
172		Di(2-etylheksyl)ftalat	4.8E-02								
173		Mellomkjedete kl. paraf.	4.0E-03								
174		Kortkjedete kl. paraf.	1.0E-01								
175		Polyklorete naftalener	8.0E-02								
176		Trikresylfosfat	5.0E-02								
177		Dioksin (TCDD-ekv.)	2.0E-09								
178	x	PFOA	8.6E-07	100 %	0 %	1 %	0 %	2 %	95 %	2 %	0 %
179		-									
180		-									
181		-									
182		-									

Figur D- 4 Relativ bidrag av de ulike eksponeringsveiene til total eksponeringen som vises i arket **Eksponering Barn**

Tar man bort drikkevann som eksponeringsvei i ark **1a Stedsspesifikk**, kan man akseptere 4,3 µg/kg i jord uten at MTDI-verdien overskrides for barn (Figur D- 5).

1	A	B	C	D	E	TRINN 1		TRINN 2			
						Norm- verdi jord (mg/ kg)	C _s , max overskrider normverdi	Helserisiko Barn		Helserisiko Voksen	
2			Målt jordkonsentrasjon					Overskridelse MTDI (maks)	Overskridelse MTDI (middel)	Overskridelse MTDI (maks)	Overskridelse MTDI (middel)
3		Stoff	Antall prøver	Max C _s , max (mg/kg)	Middel C _s , middel (mg/kg)						
85		Trikresylfosfat	-								
86		Dioksin (TCDD-ekv.)	-			0,00001					
87	x	PFOA	1	0,0043	0,0043			-1 %	-1 %	-57 %	-57 %
88		-	-								
89		-	-								
90		-	-								
91		-	-								

Figur D- 5 Resultater for PFOA i arket **Vurdering** etter at inntak av drikkevann er tatt bort som mulig eksponeringsvei i ark **1a Stedsspesifikk**.

D2 Forurensning dypere enn 1 meter

Dybde til forurensningen påvirker først og fremst direkte kontakt med forurensningen, spredning i form av støv og opptak i grønnsaker. Videre kan dybde til forurensningen påvirke spredning av lettflyktige stoffer til innendørsluft, mens spredning til grunnvann ikke påvirkes. I kapittel 6.2 er trikloreten bruk som eksempel. Resultatene viser at dybde har liten effekt på eksponering gjennom innånding av gass under standardbetingelser der gulvet er relativt tett ($\kappa_f = 1E-15 \text{ m}^2$) og gassfylt porevolum $\theta_a = 0,2$ (Tabell D- 1). Dette er et resultat av at gasstransport domineres av konvektiv transport (spredning via strømming av gass i grunnen) der gulvet er en viktig barriere. Øker vanninnholdet i massene og gassfylt porevolum reduseres, vil konvektiv transport bli redusert og diffusiv transport blir viktigere og dybde til forurensning vil ha sterkere påvirkning på innendørs gasskonsentrasjon. Resultatene for samme eksempel med gassfylt porevolum $\theta_a = 0,1$ vises i Tabell D-2 og gasstransport påvirkes sterkt (Tabell D-3). Bidraget fra diffusiv og konvektiv gasstransport vises i ark **Gass transport**.

Tabell D-1 Human eksponering til trikloreten (mg/kg k.v./d) fra forurenset grunn (1 mg/kg t.s.) på ulike dypp under overflaten ved standard betingelser $\theta_a = 0,2$ og $\theta_w = 0,2$

Dybde til forurensning	Innånding gass barn	Inntak drikkevann barn	Innånding gass voksne	Inntak drikkevann voksne	MTDI
0 m (0,35m)	0,27	0,0035	0,15	0,0015	0,0005
1 m (1,35 m)	0,24	0,0035	0,14	0,0015	0,0005
2 m (2,35 m)	0,24	0,0035	0,13	0,0015	0,0005

Tabell D-2 Human eksponering til trikloreten (mg/kg k.v./d) fra forurenset grunn (1 mg/kg t.s.) på ulike dypp under overflaten når gassfylt porevolum avtar til $\theta_a = 0,1$ og $\theta_w = 0,3$

Dybde til forurensning	Innånding gass barn	Inntak drikkevann barn	Innånding gass voksne	Inntak drikkevann voksne	MTDI
0 m (0,35m)	0,030	0,0035	0,017	0,0015	0,0005
1 m (1,35 m)	0,025	0,0035	0,014	0,0015	0,0005
2 m (2,35 m)	0,024	0,0035	0,014	0,0015	0,0005

Tabell D-3 Gass transport av trikloreten (g/m²/h) fra forurenset grunn (1 mg/kg t.s.) på ulike dypp under overflaten når gassfylt porevolum varierer fra $\theta_a = 0,05$ til $\theta_a = 0,2$ mens effektiv porøsitet holdes på 0,4.

Dybde til forurensning	$\theta_a = 0,05$	$\theta_a = 0,1$	$\theta_a = 0,2$
0 m (0,35m)	$7,45 \times 10^{-6}$	$6,99 \times 10^{-5}$	$6,32 \times 10^{-4}$
1 m (1,35 m)	$6,31 \times 10^{-6}$	$5,90 \times 10^{-5}$	$5,74 \times 10^{-4}$
2 m (2,35 m)	$6,14 \times 10^{-6}$	$5,73 \times 10^{-5}$	$5,64 \times 10^{-4}$

D3 Flyktige stoffer

Stedsspesifikk eksponering for flyktige stoffer vil være primært et problem for innendørsluft dersom huset er bygget på forurenset grunn som inneholder forbindelser med høy Henrys lov konstant. Både tilgjengelig areal for inntrengning, tykkelse av gulvet og permeabiliteten til gulvet vil avgjøre gassinntrengningen. I kapittel 6.3 vises eksemplet for alifater C₈ – C₁₀ under standard betingelser for hus med og uten kjeller. Parametere som styrer inntrengning av gass i hus, er vist i Figur D-6. Tykkelse på gulvet skal aldri settes til 0m, minimumsverdi er 0,001m for å unngå feil i beregningene.

19	Parametre brukt til beregning av konsentrasjon i innendørsluft				
20	Innvendig volum av huset	V_{hus}	240	240	m^3
21	Areal under huset	A	100	100	m^2
22	Utskiftingshastighet for luft i huset	I	12	12	d^{-1}
23	Dybde fra kjellergulv til forurensning	Z	0,35	0,35	m
24	Luftpermeabilitet jord	k_s	$1\text{E-}10$	$1\text{E-}10$	m^2
25	Luftpermeabilitet gulv	k_f	$1\text{E-}15$	$1\text{E-}15$	m^2
26	Viskositet luft	η	$6\text{E-}09$	$6\text{E-}09$	Pa.h
27	Trykkforskjell, inneluft vs. jordluft	ΔP	1	1	Pa
28	Tykkelse gulv	Lf	0,1	0,1	m
29	Porøsitet gulv	n gulv	0,135	0,135	m^3/m^3
30	Gassfylt porevolum gulv	θ_a gulv	0,135	0,135	m^3/m^3

Figur D-6 Parametre som styrer gasstransport legges inn i ark **1a Stedsspesifikk**.

Dersom man skulle bygge hus uten betonggulv med krypkjeller på 0,35 m (lik standard betingelser) og et tregulv kan man sette permeabiliteten til gulvet likt permeabiliteten til jord ($k_f = 1\text{E-}10 \text{ m}^2$). Dette fører til en betydelig økning i gassinntrengning med mer enn en faktor 100 (Tabell D-4). Vinterfyring vil i Norge ofte kunne øke trykkforskjellen mellom innendørsmiljøet og utendørsmiljøet. Ved å øke trykkforskjellen fra 1 til 2 Pa påvirkes ikke inntrengning nevneverdig ved et betonggulv, men denne effekten er nesten en faktor 2 økt inntrengning for tregulv (Tabell D-4).

Tabell D-4 Beregnet innendørs gasskonsentrasjon for alifater $C_8 - C_{10}$ (10 mg/kg) i et hus med 100m^2 gulvareal, med betong og tregulv ved et trykk forskjell på hhv. 1 og 2 Pa.

	Trykkforskjell ΔP	inntrengningsareal m^2	Kons. innendørs luft mg/l	Eksposering via innånding Barn mg/kg k.v./d
Betonggulv	1	100	$3,87 \times 10^{-4}$	0,20
	2	100	$3,89 \times 10^{-4}$	0,20
Tregulv	1	100	0,0534	27
	2	100	0,106	54

Tabell D-5 Beregnet innendørs gasskonsentrasjon for alifater $C_8 - C_{10}$ (10 mg/kg) i et hus med 100 m² gulvareal, med tregulv og ulike dyp til forurensningen.

Dybde	Inntrengningsareal m ²	Gasstransport g/m ² /h	Kons. innendørs luft mg/l	Eksponering via innånding Barn mg/kg k.v./d
0 m (0,35m)	100	0,0641	0,0534	27
1 m (1,35 m)	100	0,0202	0,0168	8,5
2 m (2,35 m)	100	0,0121	0,0101	5,1
3m (3,35 m)	100	0,00871	0,00726	3,7

D4 Eksponering via drikkevann fra grunnvannet

For tilstandsklassene (TA 2553/2009) er human eksponering via inntak av drikkevann fra lokal brønn på tomten ikke tatt med som eksponeringsvei. Som vist i kapittel 6.4 kan dette utgjøre et vesentlig bidrag for stoffer med lav sorpsjonskoeffisient slik krom VI. Ved å anta tilstandsklasse 2 i jord kan man vurdere for hvilke stoffer inntak av drikkevann er et vesentlig bidrag til humaneksponering når alle eksponeringsveier inkluderes (Tabell D- 6). Utover krom VI (87%) gjelder dette krom (total)35% og PFOS (50%).

Tabell D-6 Total eksponering og bidraget av inntak av drikkevann for barn ved jordkonsentrasjoner av utvalgte stoffer tilsvarende ny tilstandsklasse 2 (TK2) i M-2169 I 2021.

Stoff	Ny TK2 mg/kg	Tot eksp. mg/kgkv /d	Oralt	Hud	Støv	Gass	Drikke- vann	Grønn- saker	Fisk
Arsen	20	$2,3 \times 10^{-4}$	88 %	5,5 %	0,14 %	-	6,5 %	0,1 %	0,01 %
Bly	25	$2,5 \times 10^{-4}$	98 %	0,2 %	0,15 %	-	1,4 %	0,01 %	0,2 %
Kadmium	10	$1,3 \times 10^{-4}$	75 %	22 %	0,12 %	-	2,2 %	0,6 %	0,4 %
Kvikksølv	2	$3,8 \times 10^{-5}$	53 %	5,5 %	0,08 %	36 %	5,2 %	0,07 %	0,3 %
Kobber	100	$1,3 \times 10^{-3}$	77 %	18 %	0,12 %	-	4,2 %	0,3 %	0,3 %
Sink	300	$3,2 \times 10^{-3}$	95 %	4,0 %	0,15 %	-	0,7 %	0,1 %	0,2 %
Krom (VI)	5	$9,4 \times 10^{-4}$	5,3 %	1,0 %	0,01 %	-	87%	0,6 %	5,8 %
Krom (total)	170	$3,0 \times 10^{-3}$	57 %	4,8 %	0,09 %	-	35 %	0,2 %	2,3 %
Nikkel	100	$2,0 \times 10^{-3}$	50 %	37 %	0,08 %	-	12 %	0,6 %	1,0 %
PCB7	0,01	$2,1 \times 10^{-6}$	5,0 %	0,7 %	0,01 %	0,0 %	0,7 %	88 %	5,9%
DDT	0,3	$3,3 \times 10^{-6}$	92 %	0,0 %	0,14 %	0,1 %	0,7 %	0,01 %	7,2%
Trikloretan	0,01*	$2,8 \times 10^{-3}$	0,0 %	0,0 %	0,0 %	97 %	1,3 %	2,1 %	0,01%
PAH16	4	$3,2 \times 10^{-3}$	1,3 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %	1,1 %	66 %	31%
Benzo(a)pyren	0,1	$2,9 \times 10^{-5}$	3,4 %	1,4 %	0,01 %	0,0 %	0,2 %	94 %	0,7%
Benzen	0,03*	$3,8 \times 10^{-3}$	0,0 %	0,0 %	0,0 %	94 %	2,9 %	3,1 %	0,01%
Alifat > C8-C10	40	0,82	0,1 %	0,1 %	0,0 %	96 %	0,1 %	4,2 %	0,07%
Alifat >C10-C12	200	0,66	0,3 %	0,3 %	0,0 %	83 %	0,1 %	16 %	0,3%
Alifat >C12-C35	300	$4,0 \times 10^{-3}$	75 %	16 %	0,12 %	7,4 %	0,0 %	2,4 %	0,05%
PFOS	0,2**	$2,0 \times 10^{-4}$	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	50 %	2,8 %	46%
DEHP	40	0,65	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	100 %	0,01%

* For bebygget areal

**normverdi foreslått i 2020

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Rapport M-2170 I 2021, Grunnlagsrapport - Verktøy for å vurdere risiko for menneskers helse fra forurenset grunn		Dokumentnr./Document no. 20200490-02-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Oppdragsgiver/Client Miljødirektoratet	Dato/Date 2021-12-10
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ Proprietary rights to the document according to contract Oppdragsgiver / Client		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 Risikovurdering, forurenset grunn, human helse		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Oslo	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality Oslo	Feltnavn/Field name
Sted/Location Ikke relevant	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	2021-12-10 Gijs Breedveld	2021-12-11 Paul S. Cappelen		

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 11. desember 2021	Prosjektleder/Project Manager Gijs Breedveld
--	---------------------------------------	--

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

