

Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn

Aquateam - norsk vannteknologisk senter A/S
Norges Geotekniske Institutt - NGI
Dato: 11.05.1999
Rapport nr: 98-086
Prosjekt: O-96010

Prosjektleder: Eilen A. Vik, Aquateam
Medarbeidere: Gijs Breedveld, NGI
Amy M.P. Oen, Aquateam
Anne Gunn Rike, NGI
Mona Weideborg, Aquateam
Marianne Ness, NGI
Allan Mogensen, Aquateam
Hege Jonassen, NGI
Siri Bakke, Aquateam

VEILEDNING 99:01a

**Statens
forurensningstilsyn**



Postadresse: Pb. 8100 Dep, 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 Telefax: 22 67 67 06
www.sft.no

| | | |
|--|-------------------------------------|------------------------------|
| Utførende institusjon Aquateam AS og Norges geotekniske institutt | Kontaktperson SFT Harald Solberg | ISBN-nummer 82-7655-159-9 |
|--|-------------------------------------|------------------------------|

| | | |
|--|--|----------------------|
| | Avdeling i SFT Lokalmiljøavdelingen | TA-nummer 1629/99 |
|--|--|----------------------|

| | | | |
|---|------------|-----------------|---|
| Oppdragstakers prosjektansvarlig Eilen A. Vik og Gijbert Breedveld | År 1999 | Sidetall 103 | SFTs kontrakt nummer 96143 og 990070 |
|---|------------|-----------------|---|

| | |
|--|--|
| Utgiver Statens forurensningstilsyn | Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn og Norges forskningsråd |
|--|--|

| |
|--|
| Forfatter(e) Eilen A. Vik, Gijbert Breedveld, Terje Farestveit (Grøner AS) m.fl. |
| Tittel - norsk og engelsk Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn Guidelines on risk assessment of contaminated sites |
| Sammendrag – summary Det er utviklet et system for hvordan risikoen ved en grunnforurensning bør vurderes i forhold til mulige konflikter med areal- og resipientbruk. Det er utarbeidet generelle normverdier for mest følsom arealbruk og dokumentasjon for hvordan disse er fremkommet, bl.a. beregningsmåten, fremgår. Systemet innebærer at vurderingene kan gjøres trinnvis, der alternative akseptkriterier kan beregnes og kvalitative vurderinger tillates. Veiledningen er utviklet som et supplement og videreutvikling av SFT-rapport 95:09 Håndtering av grunnforurensningssaker – en foreløpig saksbehandlingsveileder. A system has been developed for risk assessment of contaminated sites in relation to use of the land and recipient. Generic criteria related to sensitive land use have been calculated and the model for this is documented in the guidelines. The system involves a step by step approach where alternative acceptance criteria can be generated and also allows qualitative methods. The guidelines represent a further development and a supplement of the SFT-report 97:01 Management of contaminated land – Preliminary guidelines for executive procedures. |

| | |
|---|---|
| 4 emneord Grunnforurensning, risikovurdering, normverdier, akseptkriterier | 4 subject words Contaminated sites, risk assessment, generic criteria for polluted soil, acceptance criteria |
|---|---|

Forord

Ved håndtering av forurensning i grunnen, må behovet for og omfanget av tiltak vurderes ut fra risikoen forurensningen medfører for mennesker og miljø. Dette dokumentet gir veiledning i gjennomføring av en slik risikovurdering og den gir nye normverdier for mest følsom arealbruk.

For SFT har det derfor vært viktig å fremskaffe et verktøy som gir et mer enhetlig beslutningsgrunnlag for grunnforurensningssaker. I SFT-rapport 95:09, Håndtering av grunnforurensningssaker – Foreløpig saksbehandlingsveileder, skisseres så vel saksgang som de prinsipielle måter å tenke på når forurenset grunn skal vurderes mht. tiltaksbehov. Rapporten manglet imidlertid både gode begrunnelser for de foreløpige normverdiene for forurenset jord knyttet til mest følsom arealbruk - og verktøy for å foreta risikovurderinger. Da et EU-samarbeidsprosjekt med formål å fremskaffe felles anbefalinger om bruk av risikovurderinger som verktøy ble igangsatt i 1996, medførte dette at det norske arbeidet ble knyttet opp mot dette. På denne måten oppnådde man god kunnskap om andre lands systemer og nyttige kontakter som har medført et godt oppdatert norsk arbeid og sikkerhet for at sakene vurderes utfra en ensartet tilnærming i Norge og land det er naturlig å sammenligne oss med.

Veiledningen for gjennomføring av risikovurdering av forurenset grunn er resultatet av et prosjekt utført på oppdrag fra SFT med støtte fra Norges forskningsråd gjennom grunnforurensningsprogrammet (GRUF). Prosjektet er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom Aquateam AS og Norges Geotekniske Institutt (NGI).

Prosjektleder hos oppdragstaker har vært Eilen Arctander Vik, Aquateam
Kvalitetssikringsansvarlig hos oppdragstaker har vært: Gijsbert Breedveld, NGI

Prosjektet har hatt en styringsgruppe som har bestått av:

| | |
|---------------------|-------------------|
| Knut Næss (formann) | GRUF /Miljøringen |
| Per Antonsen | SFT |

Kvalitetssikrere hos oppdragsgiver har vært:

| | |
|------------------|-----------|
| Harald Solberg | SFT |
| Terje Farestveit | Grøner AS |

Prosjektet har videre hatt en rekke ressurspersoner som har bidratt i ulike arbeidsgrupper og i plenums møter. Disse har vært:

| | |
|-------------------------------------|-------------------------------|
| Jan Alexander | Folkehelsa |
| Tor Norseth | Statens Arbeidsmiljøinstitutt |
| Sjur Andersen | Jordforsk |
| Toralf Kaland | SFT |
| Bjørn Bjørnstad | SFT |
| Kåre Helge Karstensen | SINTEF Kjemi |
| Hans Jørund Hansen | SFT |
| Marianne Langedal/Rolf Tore Ottesen | Trondheim kommune |
| Gunnar Brønstad | Noteby AS |
| Bernt Malme | PIL |

Arbeidsgruppene har bidratt med veiledning i utformingen av seks delrapporter:

| | |
|--------------|---|
| Delrapport 1 | Human toksikologi |
| Delrapport 2 | Økologisk risikovurdering |
| Delrapport 3 | Transport og reaksjonsmekanismer |
| Delrapport 4 | Stedsspesifikke undersøkelser og analyser |
| Delrapport 5 | Modeller og systemer for risikovurdering |
| Delrapport 6 | Normverdier for mest følsomt arealbruk |

I tillegg har følgende personer utarbeidet ulike tilleggsoppgaver som er innarbeidet i de relevante delrapportene:

| | |
|------------------|--------------|
| Freddy Engelstad | Jordforsk |
| Sjur Andersen | Jordforsk |
| Ingegjerd Rustad | SINTEF-kjemi |
| Lars Moulund | NTNU |

Disse delrapportene har sammen med sluttrapporten fra det Europeiske samarbeidsprosjektet CARACAS (Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in the European Union) dannet basis for denne veiledningen. Sluttrapportene fra EU-prosjektet kan bestilles, se skjema bakerst i veiledningen. Sluttrapporten består av to dokumenter:

- Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe;
- Volume 1. Scientific Basis
- Volume 2. Policy frameworks

Veiledningen er delt i to dokumenter; a) hoveddokument med vedlegg med utdypende informasjon og b) eksempelsamling som illustrerer hvordan veiledningen kan anvendes i praksis.

Til sammen skal de to dokumentene være et hjelpemiddel for dem som arbeider med forurenset grunn, herunder problemeiere, konsulenter og forvaltningen for å sikre enhetlige, kostnadseffektive beslutninger om tiltak og en god etterprøvnbarhet i beslutningsgrunnlaget. Veiledningen legger opp til trinnvise vurderinger av risiko, der første trinn er en forenklet vurdering der målt forurensningsnivå sammenlignes med normverdier, trinn to er en utvidet vurdering basert på eksponeringsberegninger og trinn tre er basert på måling av eksponering.

Gjennom arbeidet med veiledningen er det også påpekt fortsatt behov for forskning og utvikling på en rekke områder der kunnskapen er mangelfull og dette er rapportert direkte til Norges forskningsråd.

Oslo, 12.05.99

Trond Syversen

Innholdsfortegnelse

| | | |
|--------|---|----|
| Del I | Generell beskrivelse av veiledningen | 8 |
| 1 | Innledning | 8 |
| 1.1 | Bakgrunn for veiledningen | 8 |
| 1.2 | Sentrale begreper | 8 |
| 1.3 | Oppbygningen av veiledningen | 9 |
| 1.4 | Avgrensninger og usikkerheter | 9 |
| 2 | Risikovurdering, systembeskrivelse | 11 |
| 2.1 | Systematikk | 11 |
| 2.2 | Trinn 1: Forenklet risikovurdering (bruk av normverdier) | 14 |
| 2.3 | Trinn 2: Utvidet risikovurdering (beregning av eksponering) | 15 |
| 2.3.1 | Sannsynligheten for at en uønsket hendelse inntreffer | 15 |
| 2.3.2 | Konsekvensene av en uønsket hendelse | 17 |
| 2.3.3 | Akseptkriterier | 17 |
| 2.3.4 | Risikovurdering | 17 |
| 2.4 | Trinn 3: Utvidet risikovurdering (måling av eksponering) | 17 |
| 2.5 | Tolkning av resultatene | 18 |
| Del II | Utdypende beskrivelser | 19 |
| 3 | Datakvalitet ved grunnundersøkelser | 19 |
| 3.1 | Bakgrunn og forutsetninger | 19 |
| 3.2 | Grunnundersøkelser | 19 |
| 3.2.1 | Planlegging | 20 |
| 3.2.2 | Prøvetaking | 20 |
| 3.2.3 | Analyse | 22 |
| 3.2.4 | Resultatbearbeiding | 23 |
| 3.2.5 | Godt nok svar? | 23 |
| 4 | Identifisering av mulige uønskede hendelser | 25 |
| 4.1 | Generelt | 25 |
| 4.2 | Hendelser ved og i kilden | 25 |
| 4.3 | Hendelser ved spredning og under transport | 26 |
| 4.4 | Hendelser ved eksponering | 26 |
| 5 | Sannsynlighet for at uønskede hendelser oppstår | 27 |
| 5.1 | Generelt | 27 |
| 5.2 | Sannsynlighet for spredning | 27 |
| 6 | Konsekvenser av at uønskede hendelser inntreffer | 30 |
| 6.1 | Generelt | 30 |
| 6.2 | Konsekvenser for mennesker | 30 |
| 6.3 | Konsekvenser for økosystemet | 30 |
| 6.3.1 | Jord/poreluft | 30 |
| 6.3.2 | Vann | 31 |
| 7 | Risikoanalyse | 32 |
| 7.1 | Generelt | 32 |
| 7.2 | Helserisikoanalyse | 32 |
| 7.2.1 | Human toksikologi | 32 |
| 7.2.2 | Drikkevannsinteresser | 33 |
| 7.3 | Økotoksikologisk risikoanalyse | 33 |
| 7.3.1 | Terrestriske organismer | 33 |
| 7.3.2 | Akvatiske organismer | 34 |
| 7.4 | Risikoanalyse for materielle verdier | 34 |
| 8 | Miljømål og akseptkriterier | 35 |

| | | |
|-------------------------------------|---|----|
| 8.1 | Miljømål | 35 |
| 8.2 | Akseptkriterier | 36 |
| 9 | Risikovurdering | 37 |
| Del III Detaljert informasjon | | 38 |
| 10 | Beregningsalgoritmer for spredning/transport | 38 |
| 10.1 | Fasefordeling av forurensningene | 38 |
| 10.1.1 | Generelt | 38 |
| 10.1.2 | Fasefordeling mellom jord og vann | 38 |
| 10.1.3 | Fasefordeling mellom vann og luft | 39 |
| 10.2 | Fortynning/transport av ulike faser | 39 |
| 10.2.1 | Generelt | 39 |
| 10.2.2 | Transport fra forurensninger i jord til innendørsluft | 39 |
| 10.2.3 | Transport fra forurensninger i jord til grunnvann | 40 |
| 10.2.4 | Transport fra forurenset grunnvann til overflatevann | 41 |
| 10.2.5 | Transport fra forurensninger i jord til planter | 41 |
| 11 | Beregningsalgoritmer for helserisiko | 43 |
| 11.1 | Generelle betraktninger | 43 |
| 11.2 | Eksponeringsveier | 43 |
| 11.2.1 | Oralt inntak av jord og støv | 43 |
| 11.2.2 | Hudkontakt med jord og støv | 43 |
| 11.2.3 | Innånding av støv | 44 |
| 11.2.4 | Innånding av gasser | 45 |
| 11.2.5 | Inntak av drikkevann | 45 |
| 11.2.6 | Inntak av grønnsaker produsert på stedet | 46 |
| 11.2.7 | Inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient | 46 |
| 11.2.8 | Bestemmelse av total eksponering | 47 |
| 12 | Beregningsprotokoll for økologisk risiko | 48 |
| 12.1 | Basert på terrestriske data – organiske stoffer | 48 |
| 12.2 | Basert på terrestriske data – uorganiske stoffer | 49 |
| 12.3 | Omregning fra akvatiske data – organiske stoffer | 49 |
| 13 | Beregning av normverdier for mest følsom arealbruk | 50 |
| 13.1 | Spredning og transport | 50 |
| 13.1.1 | Fasefordeling | 50 |
| 13.1.2 | Spredning/transport | 50 |
| 13.2 | Eksponering | 51 |
| 13.2.1 | Helse | 51 |
| 14 | Bakgrunnsdata for utvalgte stoffer | 55 |
| 14.1 | Uorganiske miljøgifter/tungmetaller | 55 |
| 14.1.1 | Arsen | 55 |
| 14.1.2 | Bly | 55 |
| 14.1.3 | Cyanid Fri | 56 |
| 14.1.4 | Kadmium | 56 |
| 14.1.5 | Kobber | 57 |
| 14.1.6 | Krom (III & VI-verdig) | 57 |
| 14.1.7 | Kvikksølv | 58 |
| 14.1.8 | Nikkel | 58 |
| 14.1.9 | Sink | 59 |
| 14.2 | Organiske miljøgifter | 59 |
| 14.2.1 | Sum 16 PAH og benzo(a)pyren | 59 |
| 14.2.2 | Naftalen | 60 |
| 14.2.3 | Fluoren | 60 |
| 14.2.4 | Fluoranten | 61 |
| 14.2.5 | Pyren | 61 |
| 14.2.6 | PCB | 62 |

| | | |
|---------|---|-----|
| 14.2.7 | Pentaklorfenol | 62 |
| 14.2.8 | DDT | 63 |
| 14.2.9 | Lindan | 63 |
| 14.2.10 | Monoklorbensen..... | 64 |
| 14.2.11 | 1,2-diklorbensen..... | 64 |
| 14.2.12 | 1,4-diklorbensen..... | 65 |
| 14.2.13 | 1,2,4-triklorbensen | 65 |
| 14.2.14 | 1,2,4,5-tetraklorbensen | 66 |
| 14.2.15 | Pentaklorbensen | 66 |
| 14.2.16 | Heksaklorbensen | 67 |
| 14.2.17 | Diklormetan | 67 |
| 14.2.18 | Triklormetan | 68 |
| 14.2.19 | Trikloretan | 68 |
| 14.2.20 | Tetrakloretan | 69 |
| 14.2.21 | 1,1,1, Trikloretan | 69 |
| 14.2.22 | Bensen..... | 70 |
| 14.2.23 | Toluen | 70 |
| 14.2.24 | Etylbensen | 71 |
| 14.2.25 | Xylen | 71 |
| 14.2.26 | Alifater C5-C6..... | 72 |
| 14.2.27 | Alifater >C6-C8..... | 72 |
| 14.2.28 | Alifater >C8-C10..... | 73 |
| 14.2.29 | Alifater >C10-C12..... | 73 |
| 14.2.30 | Alifater >C12-C16..... | 74 |
| 14.2.31 | Alifater >C16-C35..... | 74 |
| 14.2.32 | Metyltertiærbutyleter (MTBE) | 75 |
| 14.2.33 | 1,2-dikloretan | 75 |
| 14.2.34 | 1,2-dibrometan | 76 |
| 14.2.35 | Tetraetylbly..... | 76 |
| 15 | Definisjoner | 77 |
| 16 | Alfabetisk parameterliste | 81 |
| 17 | Justerte standardverdier for ulike jordtyper | 83 |
| 18 | Sentrale referanser | 84 |
| 19 | Bregnede normverdier | 88 |
| 20 | Sjekkliste for problembeskrivelsen..... | 93 |
| | 20.1 Problembeskrivelse..... | 93 |
| | 20.2 Trinn 1 risikovurdering..... | 94 |
| | 20.3 Trinn 2 risikovurdering..... | 96 |
| | 20.4 Trinn 3 risikovurdering..... | 102 |
| 21 | Skjema for bestilling av sluttrapportene fra EU-prosjektet..... | 103 |

Del I Generell beskrivelse av veiledningen

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for veiledningen

SFT utgav i 1991 en veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser og i 1992 ble denne etterfulgt av en handlingsplan for opprydding av deponier, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplanen bygget på resultatene av en landsomfattende kartlegging og registrering av forurensning fra tidligere tiders utslipp og avfallsdisponering. Målet var at de alvorligste grunnforurensningsproblemene skulle være løst innen år 2000. I 1995 utgav SFT en foreløpig saksbehandlingsveileder for håndtering av grunnforurensningssaker (SFT Rapport nr. 95:09), normverdier for maksimal tillatt forurensning av grunnen, og krav til innhold, omfang og kvalitet for risikoanalyser av grunnforurensninger.

Foreliggende veiledning om risikovurdering av forurenset grunn er utarbeidet for å utdype risikovurderingsdelen i 95:09, samt å revidere og underbygge normverdier for mest følsom arealbruk. De nye normverdiene erstatter normverdiene gitt i 1995.

Figur 1 viser saksgangen i en grunnforurensningssak slik den ble beskrevet i 1995, og det skraverte området viser hvor veilederen for risikovurdering hører hjemme.

1.2 Sentrale begreper

Viktigste definisjoner knyttet til en risikovurdering er:

Risiko:

Uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for mennesker, miljø eller materielle verdier. Risikoen uttrykkes ved sannsynligheten for og konsekvensene av de uønskede hendelsene.

Risikoanalyse:

Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko. Risikoanalysen utføres ved kartlegging av uønskede hendelser, sannsynligheten for at hendelsene oppstår og konsekvensene av disse.

Risikovurdering:

Sammenligning av resultater fra risikoanalyser med definerte akseptkriterier for risiko.

Uønsket hendelse:

Hendelse eller tilstand som kan medføre skade på menneske, miljø eller materielle verdier.

Konsekvens:

Mulig følge av en uønsket hendelse. Konsekvenser kan uttrykkes med ord eller som en tallverdi for omfanget av skade på mennesker, miljø eller materielle verdier.

Miljømål:

Definert ambisjonsnivå for ønsket miljøtilstand. Uttrykkes som en tilstandsklasse for jord, vann og luft, eller kvalitativ beskrivelse av tilstand som ikke gir konflikter med eksisterende eller ønsket arealbruk. Kvalitative ambisjoner konkretiseres i form av akseptkriterier.

Akseptkriterier:

Kriterier basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaringer og/eller teoretisk kunnskap som legges til grunn for beslutning om akseptabel risiko. Akseptkriterier kan uttrykkes med ord eller være tallfestet.

1.3 Oppbygningen av veiledningen

Veiledningen er bygget opp i tre deler:

- Del I. Generell beskrivelse (kap. 1-2).
- Del II. Utdypende beskrivelse (kap. 3-9).
- Del III. Detaljert informasjon (kap. 10-20).

Del I. Generell beskrivelse (kap. 1-2) beskriver innhold og oppbygning av arbeidet med risikovurdering av forurenset grunn. Veiledningen for risikovurdering settes i sammenheng med saksbehandlingsveiledningen for forurenset grunn (95:09). Systemet for risikovurdering beskrives, likeledes avgrensninger og usikkerheter.

Del II. Utdypende beskrivelse (kap. 3-9) gir en utdypning av elementene i en risikoanalyse og risikovurdering. Her beskrives det hvorledes man sikrer en akseptabel datakvalitet på ulike trinn i risikovurderingen, hvordan spredning/transport skal behandles, hvordan eksponeringen av menneske og miljø (økosystem) håndteres, hvorledes risiko skal karakteriseres og hvordan man kan etablere akseptkriterier for risiko.

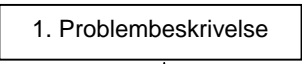
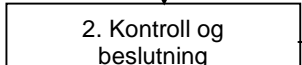
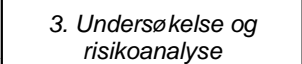
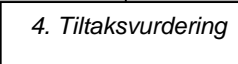

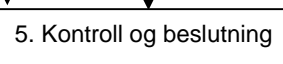
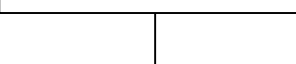
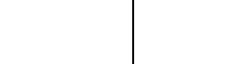
Del III. Detaljert informasjon (kap. 10-20) inneholder detaljerte ligninger og beskrivelser av det underlagsmaterialet som er benyttet til bestemmelse av normverdier. Dessuten inkluderer denne delen detaljerte beskrivelser og beregningsalgoritmer som er benyttet for beregning av spredning/transport/eksponering, helserisiko, miljørisiko og normverdier for mest følsom arealbruk. Dette inneholder også bakgrunnsdata for utvalgte stoffer, definisjoner og henvisninger til sentrale referanser der mer informasjon kan innhentes, samt sjekklister for nødvendig informasjon som skal fremskaffes under de ulike trinn i arbeidet med risikovurdering.

I tillegg er det utarbeidet et dokument til, en SFT rapport; "Eksempelsamling for bruk av veiledningen om risikovurdering av forurenset grunn." Denne rapporten illustrerer gjennom konkrete eksempler hvordan veiledningen kan anvendes i praksis.

1.4 Avgrensninger og usikkerheter

Ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk, er det tatt utgangspunkt i beregnede toleransedoser for organismer, det vil si den mengde miljøgifter som organismen tåler uten negative effekter. Toleransedosen er basert på tilgjengelig informasjon om ulike stoffer. For noen stoffer der lite data har vært tilgjengelig, betyr dette man har måttet benytte høye sikkerhetsfaktorer for bestemmelse av toleransedosen. Dersom det i en konkret sak velges å fremskaffe mer data slik at beslutningsgrunnlaget bedres, kan det tas hensyn til dette i risikovurderingen ved at sikkerhetsfaktorene reduseres. Normverdiene er beregnet ut fra den forutsetning at menneske og økosystem eksponeres for ett stoff av gangen, det forutsettes at alle eksponeringsveier virker samtidig og at et stoff har en additiv virkning gjennom alle aktuelle eksponeringsveier, f.eks. oralt inntak, innånding av gasser og støv, hudkontakt osv. I den grad eksponeringen gjelder mange stoff samtidig, og dersom det er mulighet for at stoffene påvirker hverandre mhp. mobilitet eller biotilgjengelighet, må eventuelle kombinasjonseffekter vurderes i tillegg. Episodiske hendelser som snøsmelting eller flom som kan lede til kortvarig høy eksponering av organismer for miljøgifter er det ikke tatt spesielt hensyn til. Det foreliggende beregningsverktøyet dekker ikke slike hendelser, som dermed må vurderes separat. Overflateavrenning fra forurensninger i overflatejord eller

spredning som skyldes tidevannsforskjeller er ikke inkludert i beregning av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Saksgang | Beskrivelse |
|---|---|
|  | <p>1. PROBLEMBESKRIVELSE Problemeier utarbeider oversikt over situasjonen, og forslag til eventuelle undersøkelser og videre saksgang som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Undersøkelser, risikoanalyser og tiltaksvurdering (3 og 4) • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8) |
|  | <p>2. KONTROLL OG BESLUTNING Forurensningsmyndighetene kan vurdere problembeskrivelsen, og ta stilling til videre saksgang.</p> |
|  | <p>3. RISIKOVURDERING - UNDERSØKELSE OG RISIKOANALYSE Problemeier undersøker og vurderer forurensningssituasjonen og vurderer risiko og behov for tiltak.</p> |
|  | <p>4. TILTAKSVURDERING Problemeier utreder mulige tiltak, og deres miljøeffekter. Problemeier tar stilling til videre håndtering av saken, som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8) |
|  | <p>5. KONTROLL OG BESLUTNING Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere beslutningsgrunnlaget, og ta stilling til videre saksgang, som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Supplerende undersøkelser, risikoanalyse og/eller tiltaksvurdering (3 og 4) • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8) |
|  | <p>6. TILTAKSGJENNOMFØRING Problemeier detaljplanlegger og gjennomfører tiltak, inklusive overvåking underveis og etterpå.</p> |
|  | <p>7. KONTROLL OG BESLUTNING Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere overvåking og etterkontroll av tiltak, og ta stilling til videre saksgang, som kan være:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Supplerende undersøkelser og risikoanalyse og/eller tiltaksvurdering 3 (og 4) • Supplerende tiltaksgjennomføring (inkludert overvåking) (6) • Avslutning (8) |
|  | <p>8. AVSLUTNING</p> |

Figur 1. Risikovurdering anvendes på flere trinn i saksbehandlingen av grunnforurensningsaker. Figuren illustrere hele saksgangen og det er uthevet hvor foreliggende veiledning inngår i forhold til saksbehandlingsveiledningen til SFT (1995), hvor figuren er hentet fra.

2 Risikovurdering, systembeskrivelse

2.1 Systematikk

Risiko uttrykker sannsynligheten for at en mulig uønsket hendelse inntreffer og konsekvensen av at det skjer. I en grunnforurensningssak analyseres risikoen basert på eksisterende forurensning og mulige framtidige aktiviteter i influensområdet. Risikovurderingen består i at resultatene fra risikoanalysen sammenholdes med akseptkriterier.

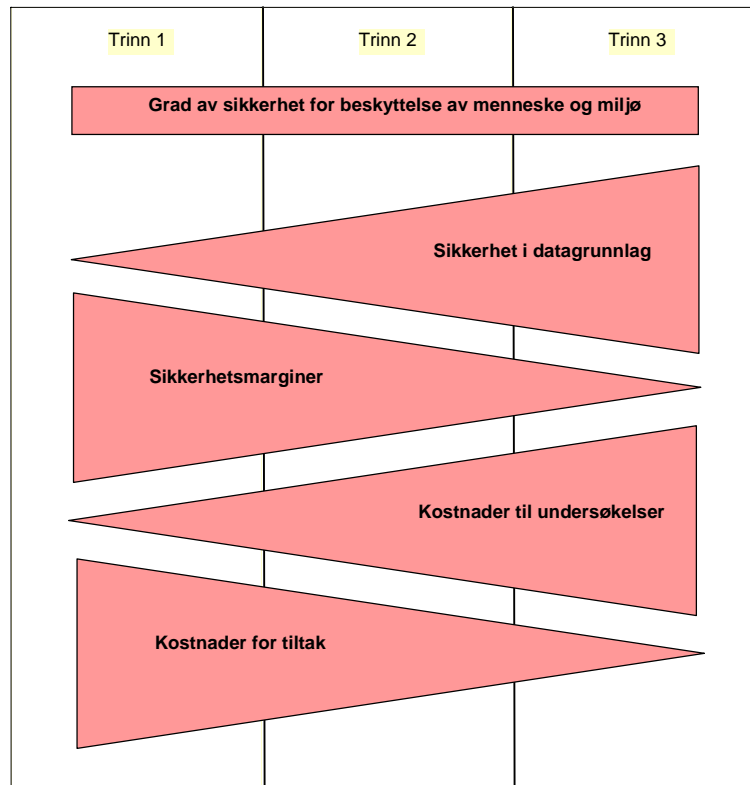
Når man skal gjennomføre en risikovurdering av en grunnforurensning, vurderes sannsynligheten for at menneske eller miljø eksponeres for uønskede, høye konsentrasjoner (dose), dvs. om belastningsdosen er høyere enn toleransedosen. I forbindelse med grunnforurensning er man opptatt av å bestemme sannsynligheten for at dyr, mennesker eller økosystem direkte eller etter spredning eksponeres for så høye konsentrasjoner av forurensning at dette kan medføre en uakseptabel risiko. I en risikovurdering inngår det derfor å bestemme:

- aktuelle eksponeringsveier.
- hvilke konsentrasjoner man kan forvente at forurensningen vil kunne foreligge i ved ulike eksponeringspunkt (belastningsdoser).
- hvilke organismer (mennesker, dyr, fisk, skalldyr, fugler, planter, sopp, alger eller bakterier osv.) som sannsynligvis vil eksponeres for forurensning og som det er ønskelig å beskytte.
- hvilke toleransedoser (akseptkriterier) som eksisterer for aktuelle organismer.
- om forurensningen kan spres slik at flere organismer eller eksponeringsveier må tas hensyn til.

En forutsetning for at slike vurderinger kan gjøres er at det på forhånd er identifisert miljømål for lokaliteten og dens influensområde. Det vi si at ønsket grad av beskyttelse for mennesker og natur er definert, enten i forhold til eksisterende eller ønsket arealbruk, eller ut fra mer prinsipielle holdninger til ønsket miljøstandard for området.

Risikovurderingen er bygget opp i tre trinn med økende grad av kompleksitet og detaljering. Den trinnvise tilnærmingen vil sikre at enkle saker kan avklares relativt raskt uten for stort ressursforbruk, samtidig som større ressurser kan settes inn for å avklare risikoer i mer kompliserte og potensielt alvorlige situasjoner. Datagrunnlaget kan gradvis utvides slik at man kan redusere usikkerheten og derved bedre beslutningsgrunnlaget. Figur 2 illustrerer systemet med en trinnvis inndeling. Graden av beskyttelse for menneske og økosystem skal være like stor på alle trinn, men fordi man på trinn 1 har brukt lite ressurser på å skaffe nødvendig informasjon og derfor prøver å ta avgjørelser på basis av et begrenset datagrunnlag (for eksempel fordi et lavt forurensningsnivå er forventet eller der problemstillingen synes å være åpenbar), vil graden av usikkerhet normalt være stor, og det må legges inn større sikkerhetsfaktorer for å unngå å underestimere mulige negative effekter. Med økende bruk av ressurser, reduseres usikkerheten i datagrunnlaget og sikkerhetsmarginene reduseres (trinn 2 og 3). Det trenger ikke være store sprang når det gjelder arbeidsomfang eller ressursforbruk mellom de ulike trinn og det kan arbeides med de samme trinn flere ganger. Sannsynligvis vil risikovurderingen for mange lokaliteter bli gjennomført på trinn 2, hvor beregningene kan gjentas flere ganger ettersom bedre datagrunnlag foreligger.

En trinnvis tilnærming i risikovurderingen gir et oversiktlig og enhetlig beslutningsgrunnlag for å vurdere behov for tiltak. Figur 3 viser risikovurderingen som et ledd i beslutningsgrunnlaget i grunnforurensningssaker.

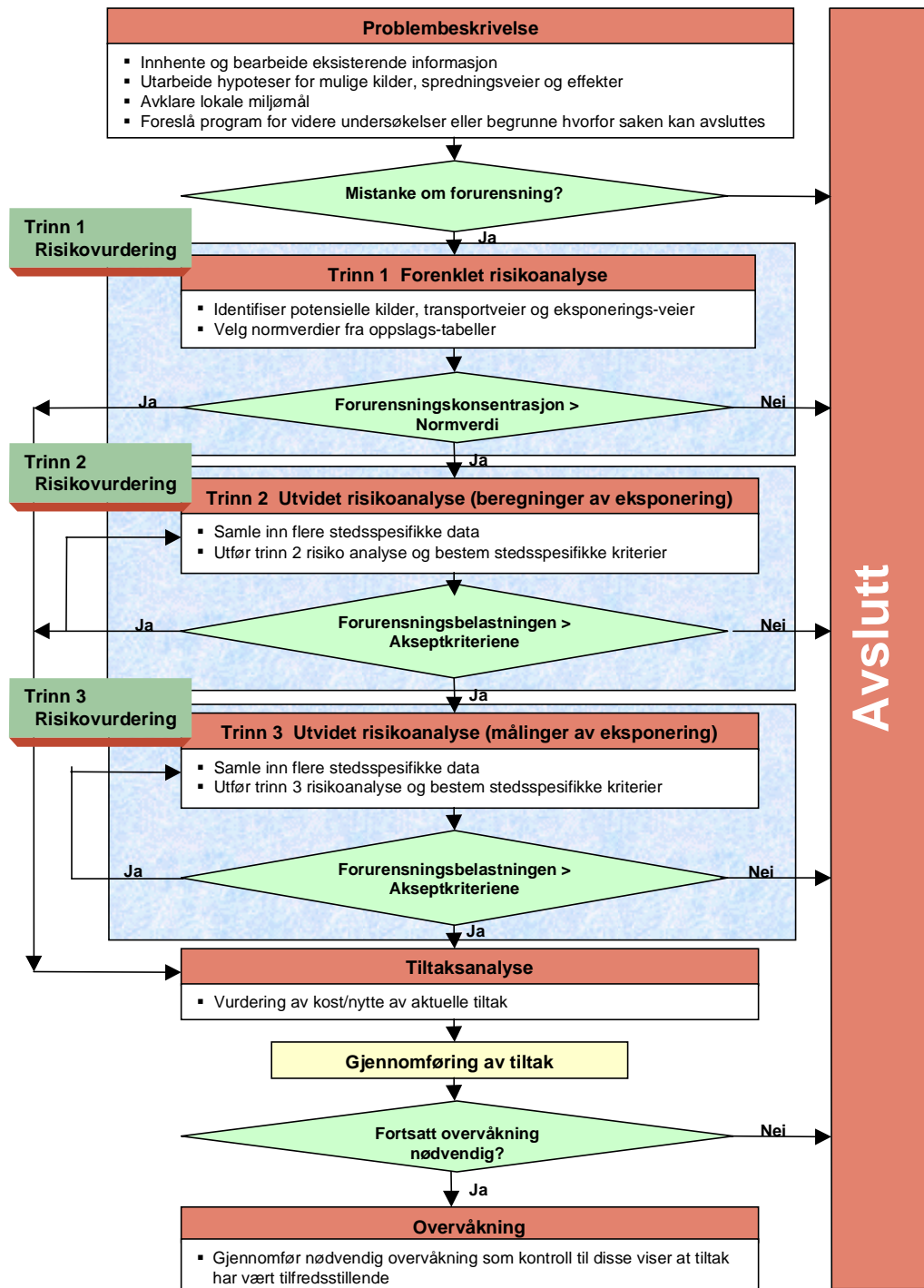


Figur 2. En trinnvis oppbygging av risikovurderingen gjør det mulig med samme grad av sikkerhet og beskyttelse av menneske og miljø å kunne bestemme tiltak selv om datagrunnlaget er begrenset.


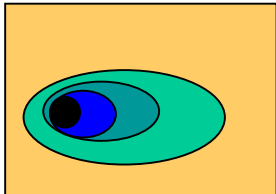
Problembeskrivelsen består av innhenting, gjennomgang, vurdering og anvendelse av tilgjengelig informasjon om kilden(e), mulige spredningsveier, resipienter, arealbruk og lokale miljømål. Følgende spørsmål skal belyses i problembeskrivelsen:

- type, lokalisering og utstrekning av mulige forurensningskilder, samt kjente egenskaper til antatte forurensningsstoffer.
- karakterisering av potensielle spredningsveier (jord, vann og luft).
- vurdering av potensiell eksponering utfra arealbruk og resipientkarakterisering.
- identifisering av aktuelle brukerkonflikter og lokale miljømål.

Basert på resultatene fra problembeskrivelsen vurderes omfang og behov for undersøkelser av lokaliteten. Undersøkelsene vil i første omgang være rettet mot å avklare type, sammensetning og lokalisering av mulige forurensningskilder. Problembeskrivelsen er mer i detaljert omtalt i SFTs veiledning (1995). Basert på resultatene fra problembeskrivelsen kan første trinn i risikovurderingen gjennomføres. Figur 4 skisserer den trinnvise oppbyggingen av risikovurderingen.



Figur 3. Beskrivelse av risikovurderingen som et ledd i beslutningsgrunnlaget knyttet til grunnforurensningssaker.

| Trinn nr. | Verktøy i veiledningen | Beskrivelse av innhold |
|---|---|---|
| 1. Forenklet risiko-vurdering (normverdier) |  <p>Oppslagstabeller.</p> | <p>Mål: Vurdere om normverdier basert på eksponering i kildeonen overskrides.</p> <p>Databehov: Representative maksimale konsentrasjoner i kilden.</p> |
| 2. Utvidet risiko-vurdering |  <p>Avstand fra kilden (x) (empiriske modeller, beregnings-algoritmer, dataverktøy).</p> | <p>Mål: Vurdere om stedsspesifikke akseptkriterier basert på eksponering på ulike eksponeringspunkt overskrides.</p> <p>Databehov: Omfang av kilden og representative konsentrasjoner i eksponeringsområdet supplert med sprednings- og resipientinformasjon. Normverdiene justeres til aktuell arealbruk. Hensyn tas til jordarts-spesifikke forhold (organisk karbon, permeabilitet etc.) og spredningsrelaterte forhold.</p> |
| 3. Utvidet risiko-vurdering basert på eksponerings-måling |  <p>Verifisering av modeller og eksponeringsmålinger (ikke beskrevet i detalj).</p> | <p>Mål: Vurdere om risikobaserte akseptkriterier for helse/miljø overskrides på ulike eksponeringspunkter.</p> <p>Databehov: Som trinn 2, men i tillegg skal effekter, omsetning, spredning, eksponering etc. i størst mulig grad måles lokalt.</p> |

Figur 4. Oppbygning av den norske risikovurderingen av forurenset grunn.

2.2 Trinn 1: Forenklet risikovurdering (bruk av normverdier)

I en forenklet risikovurdering brukes gjeldende normverdiene for jord som vist i tabell 1. Det utføres avklarende undersøkelser for å bestemme maksimalkonsentrasjoner av forureningsstoffene i kildeområdene. Resultatene fra undersøkelsen vurderes mot normverdiene, som tar utgangspunkt i mest følsom arealbruk. Dette vil si at de baserer seg på eksponering gjennom alle definerte eksponeringsveier slik disse er beskrevet i kapittel 6 og utdypet i kapittel 10, 11 og 12. Normverdiene er basert på beregning av akseptabel toleransedose fra toksikologiske data for mennesker og miljø, samt gitte forutsetninger når det gjelder eksponering (kapittel 6.2 og 7.2). For stoffer som ikke er angitt i oversikten kan normverdiene utledes ved hjelp av beregninger gitt i kapittel 10, 11 og 12. Normverdiene er beregnet for en modelljord med 1% karbon, et vann- og luftinnhold på 0,2 (dm³ vann/luft/dm³jord), en permeabilitet på 0,4 og en tetthet i jord på 1,7 kg/dm³.

For å sikre et godt sammenligningsgrunnlag mellom ulike lokaliteter, stilles det krav til kvaliteten til grunnlagsdata i de avklarende undersøkelsene. Disse er beskrevet i kapittel 3. For å vurdere undersøkelsesresultatene mot normverdier benyttes de høyeste konsentrasjoner av forurenning som er målt på lokaliteten som et utgangspunkt, se detaljer i kapittel 2.5.

Avhengig av resultatet av undersøkelsen, vil man i første trinn i risikovurderingen kunne trekke følgende konklusjon:

- Dersom ingen av prøvene overstiger normverdiene, kan undersøkelsen avsluttes og det settes ingen arealbruksrestriksjoner til området.

- Dersom en eller flere prøver overstiger normverdiene, skal det vurderes om overskridelsen skyldes kilden eller lokalt bakgrunnsnivå. Dersom innholdet i en eller flere prøver ikke skyldes bakgrunnsnivå, kan en gå videre til trinn 2 risikovurdering (figur 3), eller man kan gjennomføre tiltak.

2.3 Trinn 2: Utvidet risikovurdering (beregning av eksponering)

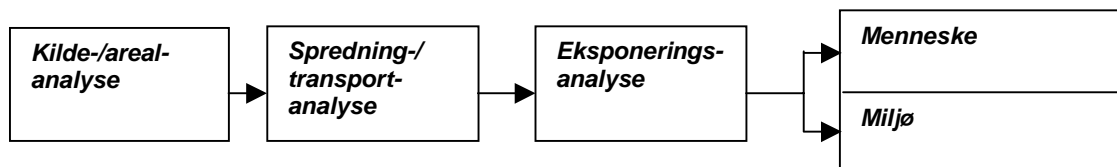
Den utvidede risikovurderingen tar utgangspunkt i aktuell arealbruk på stedet (evt. planlagt arealbruk). Mens normverdien for mest følsom arealbruk er beregnet med utgangspunkt i at menneske og økosystem eksponeres via definerte eksponeringsveier, vil man ved en utvidet risikoanalyse bare anvende eksponeringsveier som er aktuelle for den aktuelle lokaliteten. Basert på disse eksponeringsveiene bestemmes toleransedoser for uakseptable effekter. Beregningene er vist i kapittel 10, 11 og 12. Beregningsgrunnlaget tilpasses mest mulig de lokale forhold, med hensyn til kildesammensetning, jordart og reelle eksponeringsmuligheter. Basert på foreliggende datagrunnlag (problembeskrivelse, hypoteser) identifiseres mulige uønskede hendelser.

2.3.1 Sannsynligheten for at en uønsket hendelse inntreffer

Når sannsynligheten for at en uønsket hendelse opptrer skal vurderes, er en kilde-/arealanalyse og en spredning-/transportanalyse (figur 5) nyttige hjelpemidler.

Resultatene av risikoanalysen sammenlignes med akseptkriteriene, som er basert på identifiserte konkrete miljømål, og risikovurderingen (figur 3) gjennomføres.

Kilde-/arealanalysen skal inneholde en beskrivelse av kildene, lede fram til datautvelgelse med hensyn på hvilke forurensningskomponenter som det skal beregnes akseptable grenseverdier for, og hvilke organismer som skal beskyttes i kildeområdet. Dersom det planlegges en annen arealbruk enn dagens, skal det også utføres kilde-/arealanalyse for planlagt arealbruk. Sannsynligheten for at det kan foreligge andre stoffer enn de som alt er identifisert for oppfølging, må også vurderes.



Figur 5. Vurderinger som skal gjennomføres som del av en risikoanalyse, trinn 2 og 3.

Spredning-/transportanalysen skal inneholde beregninger og/eller måleresultater som beskriver/dokumenterer transport og spredning av forurensninger i umettet og mettet sone. Det skal utføres beregning av spredning av alle aktuelle miljøfarlige enkeltstoffer til eksponeringspunktet med de organismene som skal beskyttes. Beregningene skal gjøres for både eksisterende og planlagt arealbruk. I tillegg til beregninger av antatte konsentrasjoner eller målte konsentrasjoner, skal også sannsynligheten for spredning ut over de forutsatte spredningsveier vurderes. Dette gjelder spesielt forhold som skyldes episodiske hendelser.

Tabell 1. Normverdier for mest følsom arealbruk.

| Stoff | Bakgrunnsverdier i Norge ¹⁾ | Normverdier (mg/kg) |
|--|--|---------------------|
| Arsen | 0,7-8,8 | 2 |
| Bly | 8,5-107,4 | 60 |
| Kadmium | 0,1-1,7 | 3 |
| Kvikksølv | 0,05-0,20 | 1 |
| Kobber | 6-27 | 100 |
| Sink | 25-104 | 100 |
| Krom (tot.) | 3-30 (tot) | 25 |
| Nikkel | 3-19 | 50 |
| Cyanid fri | m.d. ³⁾ | 1 |
| Σ7PCB | 0,003-0,03 | 0,01 |
| Pentaklorfenol | <0,005 | 0,005 |
| Lindan | 0,002-0,03 | 0,001 |
| DDT | 0,0003-0,02 | 0,04 |
| Monoklorbensen | m.d. ³⁾ | 0,5 |
| 1,2-diklorbensen | m.d. ³⁾ | 0,5 |
| 1,4-diklorbensen | m.d. ³⁾ | 0,5 |
| 1,2,4-triklorbensen | m.d. ³⁾ | 0,2 |
| 1,2,4,5-tetraklorbensen | m.d. ³⁾ | 0,3 |
| Pentaklorbensen | m.d. ³⁾ | 0,1 |
| Heksaklorbensen | 0,0004-0,006 | 0,03 |
| Diklorometan | m.d. ³⁾ | 0,06 |
| Triklormetan | 0,001 | 0,01 |
| Trikloretan | 0,001 | 0,01 |
| Tetrakloreten | 0,01 | 0,03 |
| 1,1,1-trikloreten | 0,001 | 0,1 |
| Aromatiske hydrokarboner | | |
| Σ 16 PAH ²⁾ | 0,005-0,8 | 2 |
| Benso(a)pyren | 0,015-0,157 | 0,1 |
| Naftalen | m.d. ³⁾ | 0,8 |
| Fluoren | m.d. ³⁾ | 0,6 |
| Fluoranten | m.d. ³⁾ | 0,1 |
| Pyren | m.d. ³⁾ | 0,1 |
| Bensen | <0,1 | 0,005 |
| Toluen | 0,32 | 0,5 |
| Etylbensen | <0,1 | 0,5 |
| Xylen | <0,1 | 0,5 |
| Alifatiske hydrokarboner ⁴⁾ | | |
| Alifater C5-C10 | m.d. ³⁾ | 7 |
| Alifater >C10-C12 | m.d. ³⁾ | 30 |
| Alifater >C12-C35 | m.d. ³⁾ | 100 |
| Tilsetningsstoffer til bensin og oljeprodukter ⁴⁾ | | |
| Metyltertiærbutyleter (MTBE) | m.d. ³⁾ | 2 |
| 1,2-dikloreten | m.d. ³⁾ | 0,003 |
| 1,2-dibrometan | m.d. ³⁾ | 0,004 |
| Tetraetylbly | m.d. ³⁾ | 0,001 |

1) Rapporterte data fra SFTs miljøgiftsrapport (Beck og Jaques, 1993).

2) Beregnet basert på data for den mest toksiske PAH-forbindelse, benso(a)pyren.

3) m.d. = mangler data.

4) Utarbeidet på basis av bakgrunnsdata sammenstilt av Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttets arbeider (Naturvårdsverket, 1998).

2.3.2 Konsekvensene av en uønsket hendelse

Konsekvensen av at hendelsen faktisk inntreffer vurderes bl.a. ved hjelp av en eksponeringsanalyse (figur 5).

I eksponeringsanalysen bestemmes total belastning fra definerte eksponeringsveier, som identifiserte organismer utsettes for. Det beregnes belastningsdoser for hvert stoff og organisme (menneske eller økosystem) som eksponeres ved planlagt arealbruk. Vurderingene skal utføres både for kort- og langtids eksponering. Dersom det er identifisert fare for andre eksponeringsveier enn de mest sannsynlige, skal sannsynlighet og konsekvenser for disse også vurderes i eksponeringsanalysen.

2.3.3 Akseptkriterier

Akseptkriterier defineres basert på miljømål. Miljømålene angir ambisjonsnivåer og ønsket tilstand, mens akseptkriteriene beskriver hvordan miljømålene skal dokumenteres. Miljømålet er for eksempel drikkevannskvalitet eller konsentrasjoner som med rimelig grad av sikkerhet ikke gir uønsket påvirkning, mens akseptkriteriene er da hhv. de grenseverdier som gjelder for drikkevann og de doser som ikke gir påvirkning.

Akseptkriterier må defineres for hvert område og skal ta hensyn til både helserelaterte og spredningsrelaterte forhold.

2.3.4 Risikovurdering

Dersom beregnet belastning for en eller flere situasjoner er høyere enn akseptkriteriene må tiltak gjennomføres. Dersom det er sannsynlig at et bedre datagrunnlag kan lede til en annen konklusjon, kan det innhentes mer informasjon om lokaliteten og vurderingene i trinn 2 gjentas. Dersom det er lite trolig at et bedre datagrunnlag vil gi en annen konklusjon, kan det være naturlig å planlegge og gjennomføre tiltak, eller definere endret arealbruk, i den grad dette vil være akseptabelt (figur 3).

2.4 Trinn 3: Utvidet risikovurdering (måling av eksponering)

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

Mobilitet, adsorpsjon og nedbrytning som man ønsker å ta hensyn til i de ulike media (jord, vann eller luft) bør dokumenteres gjennom feltmålinger eller laboratorieundersøkelser. Konsentrasjoner av forurensningen i ulike eksponeringspunkter (jord, vann/luft, resipient, organismer og planter) skal i størst mulig grad bestemmes gjennom målinger.

Også konsekvensene av forurensningen skal i størst mulig grad dokumenteres gjennom f.eks. økotoksikologiske tester og undersøkelser av flora, fauna, dyr og mikrobiologiske forhold på stedet.

Resultatet av undersøkelsene er forventet belastningsdose basert på målte verdier. Belastningsdosen for de ulike organismer sammenlignes med toleransedoser. Toleransedoser kan også justeres på grunnlag av lokale forhold, som dokumentert biotilgjengelighet o.l.

2.5 Tolkning av resultatene

Resultatene fra kjemiske analyser tolkes som følger:

- Ingen av prøvene har et forurensningsnivå som overstiger akseptkriteriene.
I dette tilfellet kan arbeidet avsluttes og området kan anvendes i henhold til eksisterende eller planlagt arealbruk. Senere omregulering eller endring til mer følsom arealbruk, vil gjøre det nødvendig å gjenta risikovurderingen for å avklare om arealbruksendringen kan føre til uakseptabel eksponering på grunn av endrede akseptkriterier.
- Innholdet i en eller flere prøver overstiger akseptkriteriene.
I dette tilfellet skal det vurderes om overskridelsen skyldes en forurensningskilde eller lokale bakgrunnsverdier. For å kunne vurdere dette må lokale bakgrunnsverdier være kjent eller bestemt. Dersom innholdet i en eller flere prøver ikke skyldes bakgrunnsverdier, finnes det tre mulige tilnæringsmåter:
 1. For å øke sikkerheten i datagrunnlaget, hente inn supplerende data gjennom utvidede feltundersøkelser, og en ny risikoanalyse med påfølgende risikovurdering. gjennomføres med det nye datagrunnlaget.
 2. Det gjennomføres tiltak for å redusere/fjerne risikoen forbundet med forurensningen.
 3. Gjennomføre risikovurdering på neste trinn.

Resultatet av risikovurderingen kan være som følger:

- beregnet belastningsdose er lavere enn toleransedosen (helse og økosystem) og ingen påvisbare effekter er oppdaget; arbeidet kan avsluttes.
- beregnet belastningsdose større enn toleransedosen (helse og miljø), eller det er oppdaget uakseptable effekter på menneske eller miljø; tiltak for å redusere/fjerne risikoen skal vurderes, alternativt må det legges restriksjoner på arealbruken.

For å vurdere om normverdier er overskredet, brukes ulike kriterier avhengig av antall tilgjengelige analyserte prøver. Normverdiene betraktes ikke som overskredet dersom:

- gjennomsnittet av 3 analyser ligger under normverdien, og ingen enkeltverdi overskrider normverdien med mer enn 50%.
- gjennomsnittet av 4 til 10 analyser ligger under normverdien og ingen enkeltverdi overskrider normverdien med mer enn 100%.
- gjennomsnittet av mer enn 10 analyser ligger under normverdien og 90 percentilen er mindre enn to ganger normverdien. 90-percentil betyr at en kan se bort fra de 10% høyeste verdiene, men at den verdi som da framstår som høyest, må være lavere enn det doble av normverdien.

Del II Utdypende beskrivelser

3 Datakvalitet ved grunnundersøkelser

3.1 Bakgrunn og forutsetninger

Det er viktig at konsentrasjonsbestemmelser og informasjonsinnsamling gjennomføres på en så enhetlig og faglig korrekt måte som mulig. Ved en risikoanalyse er det viktig at ikke bare de mest sannsynlige hendelser vurderes, men også mindre sannsynlige, men reelt mulig forekommende hendelser.

Problembeskrivelser gir ofte ikke et godt nok grunnlag til å gjennomføre en risikoanalyse med ønskelig kvalitet og sikkerhet. Det må derfor gjennomføres grunnundersøkelser for å skaffe til veie et bedre beslutningsgrunnlag.

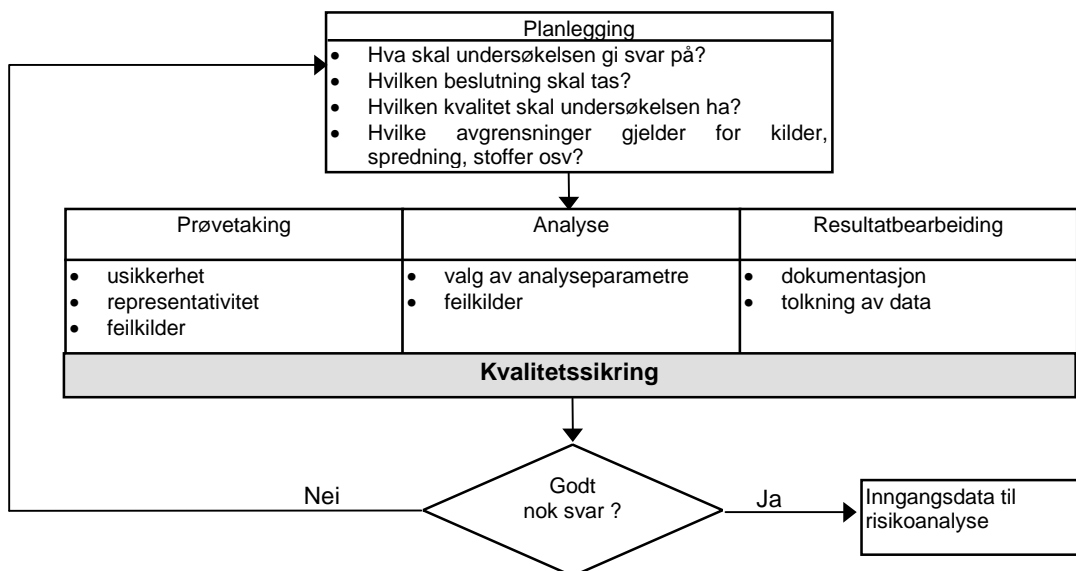
Som oftest vil en optimal datasikkerhet innebære at en utnytter både kvantitativ og kvalitativ informasjon så godt som mulig. Jo større usikkerhet informasjonen sier om kilder til forurensning, spredning og størrelser på disse, jo større krav stilles det til prøveantall og kvalitet på prøvetaking, analyser osv.

3.2 Grunnundersøkelser

Grunnundersøkelser deles gjerne inn i fire aktiviteter:

1. Planlegging
2. Prøvetaking
3. Analyse
4. Resultatbearbeiding

For at resultatet av grunnundersøkelsen skal være representativt nok til å bli brukt som inngangsdata til en risikoanalyse, bør usikkerhet og feilkilder i hver aktivitet holdes under kontroll. Kvalitetssikring skal ivareta at resultatet holder den ønskede kvaliteten. Dette er skjematisk gjengitt i figur 6.



Figur 6. Skjematisk oversikt over innhold og kvalitetssikring av grunnundersøkelser for å fremskaffe inngangsdata til risikoanalyser.

3.2.1 Planlegging

Sentrale problemstillinger i planlegging av grunnundersøkelser er:

- hva skal undersøkelsen gi svar på?
- hvilke delområder er det hensiktsmessig å dele undersøkelsene inn i?
- hvilke beslutninger skal tas basert på undersøkelsesresultatene?
- hvilken kvalitet skal dataene ha (deteksjonsgrense og usikkerhet)?
- hva er følgene av at feilaktige konklusjoner kan bli trukket ved for stor usikkerhet?
- hvilken konsekvens har kvalitetskravet for metodevalget?

Avklarende undersøkelser må kunne benyttes til å avgjøre om konsentrasjonene til forurensningen overskrider akseptkriteriene, for eksempel normverdien for mest følsom arealbruk. Normalt vil en avklarende undersøkelse ikke gi svar på omfang og spredning av forurensningen, bare om det finnes en forurensningskilde som angitt i problembeskrivelsen.

Etter at eventuelle utvidede undersøkelser omkring kilden er foretatt, vil det normalt være ønskelig både å beskrive forurensningens utbredelse om spredning forekommer og om denne varierer med klimatiske forhold eller påvirkes av andre naturgitte eller menneskeskapte barrierer eller drivkrefter. Jo nærmere forurensningskonsentrasjonene er akseptkriteriene, jo større krav stilles det til datakvalitet. Det vil ikke være behov for mange analyser om alle verdier ligger klart over eller under de akseptkriteriene som i utgangspunktet er bestemt. Derfor er det hensiktsmessig å dele lokaliteten inn i:

- områder som er klart upåvirket eller der en forventer lave forurensningsnivå.
- kilder med åpenbart høye forurensningsnivå.
- områder der en er usikker på forurensningsnivå.

Innenfor en lokalitet vil fordelingen av konsentrasjoner som oftest ikke være normalfordelt, men log-normalfordelt. Det vil si at det er noen få prøver som gir relativt høye og lave verdier. En søker da med et tilstrekkelig datagrunnlag, å avklare hvor de mest og minst forurensede delområdene er, samt fremdeles med en tilstrekkelig grad av sikkerhet, at den faktiske gjennomsnittlige konsentrasjon i de øvrige delområdene ligger under eller over definerte akseptkriterier.

Planleggingen omfatter plassering av prøvetakingspunkt, i utstrekning og dybder, vurdering av hvilke parametre det skal analyseres for, hvilke deteksjonsgrenser som er nødvendige, hvilke krav som må stilles til prøvetaking og behandling av prøver, samt hvordan det skal sikres at analyseresultatene blir så sammenlignbare som mulig.

3.2.2 Prøvetaking

En prøvetakingsplan som sikrer faglig forsvarlig uttak av prøver, prøvebehandling, transport og analyse, må utarbeides før prøvetaking kan settes i gang.

Prøvetakingen skal sørge for at det fremskaffes prøver og analyseresultater som er representative for et definert område. Ut over å identifisere en eller flere kilder, må det gjøres vurderinger av mulige spredningsveier, barrierer, synlige avgrensninger og geo(hydrogeo)-logiske forhold.

Antall prøver som skal ligge til grunn for en risikoanalyse vil variere med den foreliggende problemstilling. Det vil normalt være behov for færrest prøver ved identifikasjon av kjente kilder og flest prøver om det skal kartlegges områder uten lokaliserte kilder. Også identifikasjon av spredningsomfang og retning krever normalt et stort antall prøver.

Blanding av prøver vil kunne redusere behovet for det antall prøver som må analyseres og dermed kostnadene forbundet med undersøkelsen. Forutsetning for å blande prøver er at:

- forurensningen er noenlunde jevnt fordelt eller det foreligger ikke mistanke om forurensning.
- analysemetodene klarer å detektere et forhøyet innhold selv om rene og forurensede prøver er blandet sammen.
- de individuelle prøver som er blandet sammen kan i etterhånd analyseres separat dersom et forhøyet innhold oppdages i blandprøven (enkeltprøvene lagres under akseptable lagringsbetingelser og volumet er stort nok).
- undersøkelsen skal avklare om oppgravde masser er forurensset. Blanding av flere delprøver fra f.eks. en billast kan gi en god beskrivelse av forurensningen.

Hvis området er diffust forurensset vil en blandprøve kunne representere det gjennomsnittlige forurensningsnivå for et større område, men ingen prøve kan normalt representere et areal større enn 100 m² eller et større volum enn 100 m³. Det må eventuelt begrunnes hvorfor det er faglig forsvarlig å bruke større arealer eller volumer. Hvilke potensielle konflikter som er avdekket vil kunne være med å redusere behovet for prøver. Om konflikter kun kan relateres til overflate, gitte mindre områder (volum) eller punkt, vil også være avgjørende for behovet for sikkerhet i beslutningsgrunnlaget.

Ved opprydding vil det ofte være økonomisk gunstig å foreta ytterligere analyser for å sortere ut masser på en optimal måte. Da vil også andre faktorer som for eksempel, disponeringsmåter, påvirke valg av antall prøver.

Antall prøver som skal legges til grunn for en risikoanalyse varierer med aktuelle problemstillinger. Noen eksempler følger:

1. Diffus og antatt homogen forurensning.

Dersom forurensningen forventes å være homogent fordelt over hele volumet, bør det foretas en systematisk undersøkelse av området. Prøvetakingsstedene må da velges slik at de danner et systematisk mønster over hele lokaliteten.

Begrepet "homogen" innebærer at forurensningen er av tilnærmet samme størrelsesorden over hele området. Markerte gradienter forventes ikke. Statistiske metoder kan da anvendes til å identifisere spredning.

En slik tilnærming krever relativt mange analyser, ofte 30 eller mer for hver forurensningsparameter. Sikkerheten som oppnås ved å ta mange analyser påvirker konklusjonene. Blandprøver tatt med statistisk systematikk kan bidra til å redusere antallet analyser.

Tabell 2 eksemplifiserer sannsynligheten for ikke å oppdage en sirkulær forurensningskilde (f.eks. en tønne) ved hjelp av systematisk prøvetaking i et rektangulært eller triangulært rutenett. Tabellen viser at dersom forurensningen bare utgjør en liten del av lokaliteten (f.eks. 10 prosent) er det henholdsvis 97 og 95 prosent sannsynlighet for ikke å oppdage forurensningen dersom den systematiske prøvetakingen er utført etter et rektangulært eller triangulært prøvetakingsmønster.

Uten annen informasjon enn analyseresultater er det i en situasjon med diffus forurensning, nødvendig med relativt mange prøver for å ha god sikkerhet i konklusjonene som trekkes, normalt minst 30. Om verdiene innenfor et delområde er normalfordelt, vil en da kunne kvantifisere usikkerheten i resultatene, samt sannsynligheten for at forurensningsområder er oversett.

Tabell 2. Sannsynlighet for ikke å påvise et sirkulært forurenset område i ett plan når en systematisk prøvetaking i et rutenett benyttes.

| Rutenett mønster | Diameter av forurenset område i prosent av rutenett | | | | | | | | | |
|---------------------|---|------|------|------|------|------|-----|-----|-----|------|
| | 10% | 20% | 30% | 40% | 50% | 60% | 70% | 80% | 90% | 100% |
| Rektangulært | 0,97 | 0,88 | 0,72 | 0,50 | 0,21 | 0,06 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Triangulært | 0,95 | 0,85 | 0,66 | 0,41 | 0,08 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |

Avhengig av forureningsgradienter vil blandprøver kunne redusere behovet for antall analyser. Det vil ofte kunne være en sammenheng mellom ulike forureningsstoffer, slik at en kan få et bilde av forureningsomfang ved å analysere på et mer begrenset antall parametre. Også viktig kvalitativ informasjon kan utnyttes for å redusere behovet for antall prøver. Det vil da være mulig å avgrense delområder uten bruk av statistiske metoder. Da er det imidlertid ikke mulig å kvantifisere sikkerheten i beslutningsgrunnlaget, men det skal gis en faglig kvalitativ begrunnelse for hvorfor man mener at beslutningene er tatt på et sikkert nok grunnlag.

2. Forurensning fra punktkilder på kjent sted.

Når forurensningen antas å være heterogent fordelt i forhold til en punktkilde på kjent sted, bør potensielt forurensete områder prøvetas, i første omgang for å avklare om det finnes en kilde og dens eventuelle utstrekning. For å kunne gjennomføre en trinn 1 risikovurdering kreves minst en prøve pr. kildeområde. Svært ofte vil en i problembeskrivelsen, basert på gjennomgang av historiske oversiktskart og resultater fra eventuell tidligere kartlegging fra området, ha identifisert sikre eller sannsynlige kilder. Befaringer og undersøkelser på stedet vil i tillegg kunne danne grunnlag for å fastslå sannsynlige spredningsveier som kan være langs grøfter i grunnen eller langs veier, via drensledninger til endepunkt eller via lekkasjepunkt, direkte til grunn og grunnvann, eller lagdeling i jord kan medføre at spredningen skjer i naturlige soner/kanaler. Det kan også forekomme naturlige barrierer som leirlag eller fjellformasjoner.

Videre kan spesielle situasjoner som nedbør med stor avrenning, dominerende avrenningsveier, høy grunnvannstand, flo/fjære osv. kunne være kritiske situasjoner hvor den største spredningen vil forekomme. Basert på dette grunnlaget vil det være mulig å lage godt begrunnede hypoteser for hvordan forurensningen spres. Dette brukes som grunnlag for å planlegge og foreta prøvetaking for etterprøving og eventuelt justering av tidligere etablerte hypoteser.

3. Forurensning fra punktkilder på ukjent sted.

Når en ikke kjenner til lokalisering og fordeling av forurensningen, bør prøvene tas i et systematisk mønster som dekker hele lokaliteten. Antall prøver pr. arealenhet vil fortsatt være avgjørende for sannsynligheten for at man får påvist forurensningen (tabell 2).

Formålet med prøvetakingen vil da være å identifisere potensielle kilder. Bakgrunnsinformasjon har indikert at ulike kilder trolig eksisterer. Lokaliseringen innenfor området er imidlertid ukjent.

3.2.3 Analyse

Prøvene tatt i felt bør analyseres på relevante parametre i forhold til den forventede forurensningen (fra problembeskrivelsen). Der det er uklart hvilke kjemiske komponenter en bør analysere for, er det definert prioriterte forbindelser som er indikative for forurensning fra ulike aktiviteter. I tillegg til de forbindelser en forventer å finne, bør noen utvalgte prøver analyseres på et bredt spekter av prioriterte forbindelser. Tabell 3 gir en oversikt over noen vanlige analysegrupper.

Tabell 3. Vanlige analyseparametre anvendt ved grunnforurensning.

| Analyseparameter | Standard komponenter |
|--------------------------|--|
| Fysiske egenskaper | Vanninnhold, organisk karbon og leire innhold |
| Tungmetaller | 8 elementer: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn |
| Alifatiske hydrokarboner | Sum hydrokarboner, fraksjonene $C_5 - C_{10} > C_{10} - C_{12}$ og $> C_{12} - C_{35}$ |
| PAH ¹⁾ | 16 polyaromatiske hydrokarboner ifølge USEPA |
| PCB | 7 kongener: 28, 52, 101, 118, 138, 150 og 180 |
| BTEX ¹⁾ | Bensen, toluen, etylbensen og xylene |
| VOCI | di-, tri-, og tetraklormetan, di- og trikloretan, tri- og tetrakloretan |

1) Aromatiske hydrokarboner = PAH + BTEX.

Ekstraksjon av forurensningen fra jordprøver for å kunne analysere prøvene er, sammen med problemet med å prøveta og håndtere prøver, en av de største feilkildene ved håndtering av analyser. Analysemetodene bestemmer nesten aldri totalinnholdet i jordprøven, men bare den fraksjonen som lar seg ekstrahere med den anvendte metoden. Derfor er det viktig at det oppgis analysemetoder for bestemmelse av de data som brukes i risikoanalysen. For at resultatene skal være mest mulig sammenlignbare bør fortrinnsvis identiske ekstraksjonsmetoder anvendes.

Kun laboratorier som er akkrediterte for de aktuelle parametre skal benyttes. Det skal gis opplysninger om anvendt analysemetode og usikkerheten i analyseresultatene som en del av analyserapporten. Generelt kan en si at usikkerheten i kjemiske analyseresultater ligger innenfor 15% for tungmetaller mens den kan variere fra 10 til 100% for organiske forbindelser. Til tross for den store usikkerheten i analyseresultatene av organiske forbindelser, vil usikkerheten i representativitet av prøvene tatt i felt i de fleste tilfeller være betydelig større, dog vanskelig kvantifiserbar.

3.2.4 Resultatbearbeiding

Resultatene fra prøvetaking i felt og kjemiske analyser sammenstilles for å dokumentere den gjennomførte undersøkelsen og tolke dataene som har kommet frem. Dataene holdes opp mot visuelle- og luktobservasjoner, geo(hydrogeo)logiske forhold og historiske data.

Etter avklarende undersøkelser bør følgende vurderes:

- er den forventede forurensningen som beskrevet i problembeskrivelsen påvist?
- er andre forurensninger enn de forventede påvist eller er det grunnlag for å analysere for flere parametre?
- finnes det flere kildeområder enn forutsatt?
- hva er den maksimale konsentrasjonen av de ulike forbindelsene påvist i hver av kildene?
- på hvilke areal og dybder finnes det forurensning og fra hvilke kilder?
- hva er de sannsynlig dominerende spredningsveier og vil spredning variere periodisk som følge av ytre påvirkning?

Dersom datagrunnlaget er tilstrekkelig, kan det så gjennomføres en trinn 1 risikoanalyse, der resultatene vurderes i forhold til normverdiene.

3.2.5 Godt nok svar?

For å kunne besvare spørsmålet om undersøkelsesresultatene er representative nok til å kunne bli brukt som inngangsdata i en risikoanalyse, slik at de kan brukes til å avdekke mulige uønskede hendelser fra de påviste forurensninger, er det mange faktorer det skal tas hensyn til. Eksempler på faktorer som må kunne beskrives er om:

- alle sannsynlige kilder og spredningsveier er vurdert.
- alle sannsynlige eksponeringsveier er vurdert.
- arbeidet er utført i henhold til kvalitetsplanen og ingen avgjørende avvik er registrert under kvalitetskontrollen.
- den påviste forurensningssituasjonen er i samsvar med utgangspunktet for undersøkelsen (f.eks. dersom en jevnt fordelt forurensning var forventet, skal det ikke være påvist punktkilder. I så fall skulle undersøkelsene vært planlagt annerledes) .
- resultatene er logisk med hensyn på konsentrasjonene av de ulike forurensninger, arealfordeling og andre observasjoner (f.eks. visuelle observasjoner, lukt osv.).
- datamengden fra undersøkelsen er tilstrekkelig til å gjennomføre det ønskede trinnet i risikoanalysen (maksimal konsentrasjon i kilden for trinn 1, omfang av kilden og spredningsveier i trinn 2).

4 Identifisering av mulige uønskede hendelser

4.1 Generelt

Uønskede hendelser fra en eksisterende grunnforurensning kan være at forurensning fortsatt spres kontinuerlig eller episodisk i uønskede mengder eller uønskede konsentrasjoner. Videre kan det være at det er fare for at eksisterende barrierer brytes ned (asfaltdekke forvitrer, graving fjerner leirelag osv.) slik at spredningen øker eller forurensningen blir mer tilgjengelig. Den uønskede hendelsen kan lede til at forurensning spres gjennom jord eller grunnvann og at forurensningsfronten etter en gitt tid når fram til en resipient eller et følsomt område. Videre kan områder som tidligere har vært utilgjengelige (nedlagt industri) ønskes utnyttet til mer følsom arealbruk og en annen eksponering blir aktuelt (det blir aktuelt å utnytte jord, grunnvann eller overflate, det skal graves i forurensete masser osv.).

I en trinn 1 risikovurdering er det ikke nødvendig å identifisere uønskede hendelser. Det er tilstrekkelig å forholde seg til normverdiene for mest følsom arealbruk (med mindre arealbruken omfatter spredningsveier det er sett bort fra ved beregning av normverdiene). Imidlertid må det i problembeskrivelsen gjøres en vurdering av sannsynligheten for at fremtidige hendelser kan forverre situasjonen og at beslutningsgrunnlaget er dekkende for den foreliggende situasjonen.

Dersom man går videre med risikovurdering til trinn 2 eller 3, er første skritt å identifisere mulige uønskede hendelser som følge av forurensning på lokaliteten. Ved identifisering av uønskede hendelser, tas det utgangspunkt i foreliggende informasjon fra problembeskrivelse og grunnundersøkelser. Identifisering av miljømål er svært viktige i denne prosessen.

Det er i utgangspunktet ofte nyttig å definere hvilke tidshorisonter det er naturlig å arbeide ut fra, og om ambisjoner og miljømål vil endres ved å anvende andre tidshorisonter.

Ved planlegging av grunnundersøkelsene bør mulige uønskede hendelser som kan oppstå fra de foreliggende forurensningskilder forsøkes identifisert. Både hypoteser om spredning og hypoteser om mulige hendelser danner grunnlaget for planlegging av undersøkelsene.

Både problembeskrivelsen og planleggingen av grunnundersøkelsene vil normalt fokusere på de mest sannsynlige uønskede hendelser og sannsynlige konsekvenser av disse. En risikoanalyse må imidlertid også omfatte analyser av mindre sannsynlige hendelser, og konsekvensene dersom disse skulle oppstå. Dersom sannsynligheten for en uønsket hendelse er liten, men konsekvensene store, kan dette likevel utgjøre en stor risiko.

4.2 Hendelser ved og i kilden

Ved og i kilden kan det foregå prosesser som både kan øke og redusere foreliggende risiko. Ofte vil en forurensning ha ligget noe tid før undersøkelsene blir foretatt, slik at det er mulig på bakgrunn av undersøkelser i felt å kunne si noe om biologisk tilgjengelighet, sannsynlighet for eksponering av mennesker og organismer og naturlige nedbrytningshastigheter.

Biologisk nedbryting kan både avta og økes over tid, avhengig av hvilke produkter som dannes under nedbrytning og hvor effektiv nedbrytningen er.

Det kan også eksistere barrierer som i dag avgrensner mulighetene for spredning av forurensninger. Disse barrierene kan på kort eller lengre sikt bli brutt ned og øke mulighetene for spredning. Årsaken kan være menneskeskapt (graving, bygging, ledningssanering, o.l.) eller naturlig (erosjon, flom, jordskjelv, spesielle klimatiske) forhold.

Slike hendelser må identifiseres og det må vurderes hvor sannsynlige de er over den tidshorizonten som risikoanalysen skal dekke.

4.3 Hendelser ved spredning og under transport

Spredning fra kilden kan være diffus slik at en mer eller mindre homogent avtakende konsentrasjon opptrer med avstand fra kilden. Mer normalt er det imidlertid at spredningen er styrt av ytre påvirkninger som terrengoverflate, permeabilitetsendringer (i fyllinger eksempelvis), barrierer som fjell, tette overflatedekker, grunnmurer, kaier osv. som kan lukke forurensningskildene effektivt i kortere eller lengre tid, men som også i stor grad kan påvirke den dominerende spredningsretningen. Eksempler på dette kan være konsentrerte strømmer av overvannsavrenning, grøfter for vann/avløp, drenasjesystemer eller kildehorisonter.

Alle mulige spredningsveier, også de mindre sannsynlige må identifiseres. Sannsynligheten for spredning via disse må vurderes innenfor den aktuelle tidshorizonten. Spredning vil ofte være en uønsket hendelse i seg selv, fordi mulighetene for overvåkning, kontroll og fjerning av miljøfremmede stoffer avtar.

4.4 Hendelser ved eksponering

Eksponering må vurderes både ut fra sannsynlighet og konsekvens. Når både kilde og spredning vurderes, må det gjøres en vurdering både av sannsynligheten for at en uønsket hendelse skal oppstå, og den direkte konsekvensen av eksponeringen.

I en situasjon der det er liten sannsynlighet for at en hendelse kan oppstå, men der konsekvensen av en slik hendelse er svært store, vil man fokusere på vurderingene av sikkerheten for at hendelsen ikke kan oppstå. Derimot i en situasjon der det er stor sannsynlighet og liten konsekvens, vil i større grad være rettet mot sikkerheten omkring konsekvensvurderingene.

5 Sannsynlighet for at uønskede hendelser oppstår

5.1 Generelt

Ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk er sannsynligheten for at eksponeringen finner sted ikke vurdert. Det forutsettes at den finner sted. Sannsynligheten er satt lik 1. I en trinn 1 risikovurdering er det derfor ikke nødvendig å vurdere sannsynlighet. I en trinn 2 eller 3 risikovurdering skal sannsynligheten for at uønskede hendelser oppstår vurderes.

Når mulige uønskede hendelser er identifisert, bestemmes hvilke som bør vurderes nærmere. Dette gjøres på bakgrunn av hvor stor sannsynligheten er for at de skal opptre, og konsekvensen av at de inntreffer. Lite sannsynlige uønskede hendelser med små konsekvenser, eller uønskede hendelser som dekkes av andre hendelser, behøver ikke følges opp videre.

Hendelser som følge av eksponering i eller like ved forurensningskilden er oftest de viktigste å vurdere, fordi disse i utgangspunktet kan ha størst konsekvenser. Mer komplisert og arbeidskrevende vil det være å vurdere sannsynligheten for at det kan opptre uakseptabelt høy belastning over kortere eller lengre tid og etter spredning eller transport gjennom andre medier eller i næringskjeden.

5.2 Sannsynlighet for spredning

Spredningsberegning vil ofte være et viktig grunnlag for å bestemme den sannsynlige eksponering av både menneske og økosystem. Modellene som benyttes for å bestemme de mest sannsynlige spredningsveier, baserer seg ofte på ideelle forhold med homogent jordprofil, kjemisk likevekt mellom fasene (jord, luft, vann), homogen fordeling av forurensingen, samt stasjonær strømning i mettet sone. Under reelle forhold vil jordprofilen være inhomogent og fasefordelingen ikke i kjemisk likevekt. Dette er forårsaket av den naturlige dynamikk i spredningsprosessene. I tillegg vil de klimatiske forholdene i Norden, som f.eks. frost og tele i jord og snøsmelting om våren, ha stor betydning for fluktuerende hydrologiske forhold.

På grunn av usikkerheter ved slike prosesser er det vanlig å benytte stoffspesifikk informasjon om fordeling mellom ulike faser (gass, vann og fast stoff). Dette er kritiske parametre for beregning av sannsynlige konsentrasjoner. De viktigste parametre for fordeling i et jordsystem er stedsspesifikke forhold som: pH, red/oks, jordas porøsitet, vann/luftfylt porevolum, leire og innhold av organisk karbon, samt stoffspesifikke forhold som vannløselighet (S), vann/jord fordelingskoeffisient eller adsorpsjonskoeffisient (K_d), og gass/væske fordampningskoeffisient eller Henrys konstant (H).

Forurensningskomponentene ved kilden kan inngå i ulike former for spredningsprosesser:

- fri fasetransport av ikke vandig væskefase (f.eks. tjære, olje og løsningsmidler).
- forurensningen kan løse seg i vannfasen og transporteres med den.
- forurensningen kan gå over i gassfasen og inngå i gassfasetransport.
- erosjon eller transport av partikulært materiale med vann- eller luftfasen.

Under transporten vil forurensningskomponentene utsettes for en rekke fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som enkeltvis eller til sammen, kan ha avgjørende betydning for komponentenes tilstand i grunnen. Disse prosessene omhandler bl.a. dispersjon, diffusjon, kompleksering, bionedbrytning, kjemisk oksidasjon, fotooksidasjon, ionebytting m.m.

I forurenset grunn sammenheng står følgende fasefordelings- og transportprosesser sentralt:

- fasefordeling av forurensningskomponentene mellom poregass, porevann og jord.
- fasefordeling av forurensningene mellom jord og planter.
- fasefordeling av forurensningene mellom ulike medier (vann, jord, luft) og organismer (fisk/skalldyr eller terrestriske).
- transport av flyktige miljøgifter til innendørs luft.
- transport av forurensninger fra det aktuelle forurensningsområdet til grunnvann.
- transport av forurenset grunnvann til overflatevann (innsjø, elv og fjord).

Transport av overflateforurensning ved direkte avrenning i flomsituasjoner, flo/fjære påvirkninger, spesielle klimatiske forhold som lang tids tørke eller ekstra mye nedbør, o.l kan ha avgjørende betydning for risikoen i forbindelse med forurenset grunn. Disse hendelsene må vurderes stedsspesifikt og lar seg ikke generalisere.

En grunnforurensning har, som vist på figur 7, tre sentrale spredningsveier som kan føre til eksponering av mennesker og miljø:

- flyktige forbindelser kan gå over i poreluften og ved diffusjon nå overflaten (inneluft).
- vannløselige forbindelser kan gå over i porevannet og deretter spres videre med grunnvannet til drikkevann og via grunnvann til overflatevann og videre til fisk, eller via porevann til planter.
- forurensningen kan spres som partikler ved binding til jord og jordpartikler.

I tillegg foregår det indirekte eksponering ved at for eksempel mennesker spiser planter og fisk.

Overflateavrenning fra forurensninger i overflatejord og spredning som skyldes tidevannsforskjeller er ikke inkludert i spredningsbetraktningene.

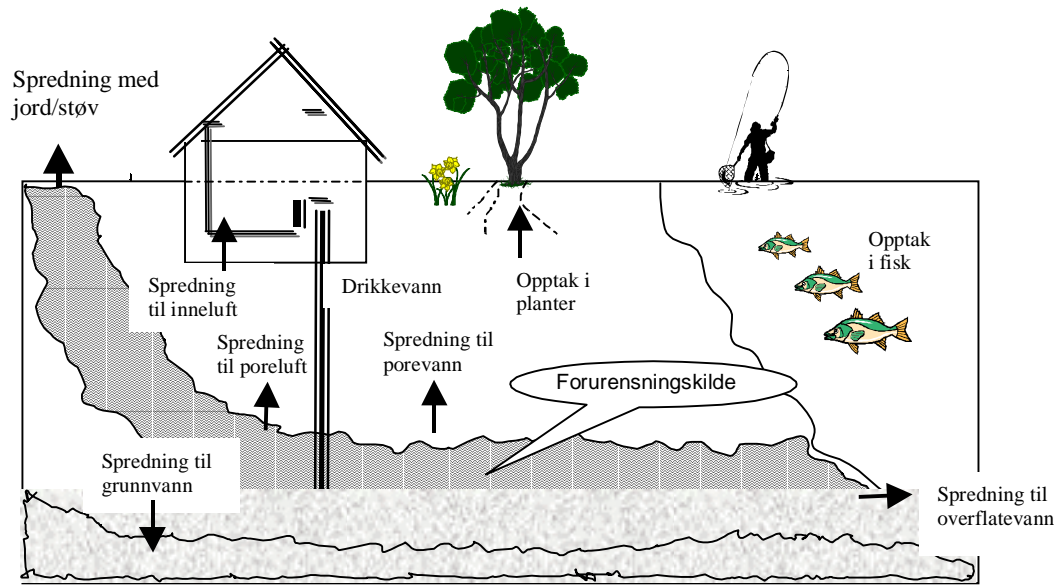
De fleste av disse prosessene kan beskrives matematisk på bakgrunn av laboratorieforsøk. Det er imidlertid vanskeligere å forutsi de enkelte prosessers betydning i naturen, spesielt når man skal ta hensyn til at alle prosessene foregår samtidig. Matematisk beskrivelse blir ytterligere komplisert ved det faktum at mange stoffer har vært lagret i grunnen i lang tid, og at mobiliteten derved er endret og at stoffene ofte forekommer i blandinger.

I tillegg til rene transport og reaksjonsmekanismer i jord, vann og gass, vil forurensningen kunne foreligge som fri organisk fase, partikkelbundet eller kompleksbundet til organisk stoff løst i vann.

Disse problemstillingene må identifiseres ved planleggingen av grunnundersøkelsene, slik at følgende forhold kan belyses:

- sannsynligheten for at uønskede hendelser skal opptre som følge av direkte eksponering.
- sannsynligheten for at uønsket spredning forekommer i seg selv.
- sannsynligheten for at uønskede hendelser skal opptre som følge av eksponering under eller etter spredning/transport.
- sannsynligheten for at uønskede hendelser skal opptre som følge av eksponering etter at spredning har nådd fram til et definert punkt (mennesker, fisk eller andre organismer).

Det kan også vurderes, i den grad det er datagrunnlag tilgjengelig, om den faktiske sannsynlighet er stor eller liten ut fra de sikkerhetsfaktorer som er valgt for de ulike beregninger. Det er svært viktig at en har kontroll med sikkerheten i beslutningsgrunnlaget på ethvert stadium i risikoanalyseprosessen.



Figur 7. Illustrasjon av en mulig spredning fra en forurensningskilde til grunnvann, poreluft, fast fase, resipient og planter. Overflateavrenning fra forurensning i overflatejord og spredning som skyldes tidevannsforskjeller er ikke inkludert i modellverktøyet.

6 Konsekvenser av at uønskede hendelser inntreffer

6.1 Generelt

Konsekvensvurdering er siste elementet som inngår i grunnlaget for en utvidet risikoanalyse. Det gjøres en vurdering av hvilke konsekvenser som vil eller kan oppstå om eksponering i de forventede konsentrasjonene forekommer.

6.2 Konsekvenser for mennesker

I beregningen av konsekvenser for mennesker inngår en eksponeringsvurdering og en human toksikologivurdering. Man har i de norske retningslinjene valgt å utarbeide normverdier for mest følsom arealbruk og da forutsatt at mennesker eksponeres for forurensningen via følgende eksponeringsveier:

- oralt inntak av jord eller støv.
- hudkontakt med jord eller støv.
- innånding av støv.
- innånding av gasser gjennom kjeller i bolighus plassert på eiendommen.
- inntak av drikkevann fra grunnvannsbrønn lokalisert på området.
- inntak av grønnsaker og korn dyrket på området.
- inntak av fisk eller skalldyr fra nærliggende resipient.

Følgende eksponeringsveier ble utelatt fordi de normalt er påvist å utgjøre mindre enn 5% av den totale eksponeringen:

- hudkontakt med drikkevann (dusjing).
- innånding ved dusjing.
- hudkontakt via utendørs bad.

Det skal nevnes at det er knyttet usikkerhet til hvorledes eksponering via inntak av kjøtt og melk skal vurderes. Denne eksponeringsveien er ikke tatt med ved etablering av normverdier for mest følsom arealbruk.

I en utvidet risikovurdering vil man kunne bestemme hvilke av de ovennevnte eksponeringsveiene som er aktuelle å inkludere, samt varigheten av eventuell eksponering i forhold til de som ligger inne i modellen. I kapittel 11 beskrives beregningsmetodikken for hver enkelt eksponeringsvei slik at man i hvert enkelt tilfelle kan ta hensyn til aktuelle eksponeringsveier. Dersom man i enkelttilfeller finner at andre eksponeringsveier enn de som er presentert i veiledningen er vesentlige, må disse selvfølgelig tas med.

6.3 Konsekvenser for økosystemet

6.3.1 Jord/poreluft

Ved konsekvensvurdering brukes i trinn 1 og 2 målte konsentrasjoner i forurensede masser for beregning av eksponering til organismer. Konsentrasjonene sammenlignes med normverdiene for jord. Dersom flere miljøgifter er påvist, kan en tilnærming for additiv toksisitet benyttes. Dette forutsetter at man har oversikt over alle de miljøgiftene som er til stede, at disse er 100% biotilgjengelige og at ingen av stoffene har samvirkende eller motvirkende effekter, eller at et stoff fungerer som løsningsmiddel for et annet og dermed medfører økt mobilitet (biotilgjengelighet).

Normverdiene for økosystemet er bestemt fra økotoksikologiske laboratoriestudier med de rene kjemiske stoffene. Disse kan ha en større mobilitet og biologisk tilgjengelighet enn de forurensningene som har ligget lenge i grunnen. For å ta hensyn til biotilgjengelighet, mulig ukjente stoffer og eventuelle synergieffekter, anbefales det at toksisitetstester av forurenset jordmasse eller porevann som et minimum benyttes i en trinn 3 risikovurdering. Toksisiteten av en kontrolljord (lignende uforurenset masse) sammenlignes med toksisitet målt på den forurensete massen. I den grad det er mulig at forurensningen akkumuleres i organismer eller planter, bør det vurderes om det ikke også skal foretas undersøkelser rundt slike forhold i en trinn 3 risikovurdering.

6.3.2 Vann

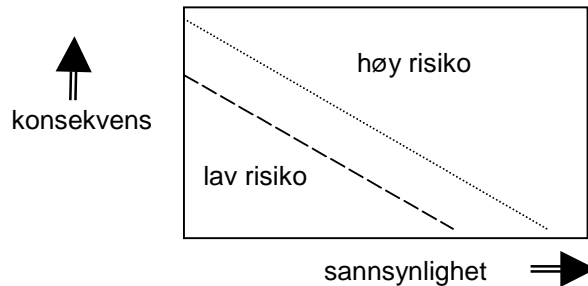
Ved vurdering av spredning til vann måles eller beregnes forventede konsentrasjoner i resipienten. Basert på disse konsentrasjonene vurderes konsekvenser for organismer i vann for vannkvaliteten i en kilde som skal benyttes til drikkevann, badevann, fisk/rekreasjon e.l.. Beregningene som er beskrevet i kapittel 10, kan benyttes både i en trinn 1 og 2 risikoanalyse. Dersom stedsspesifikke forhold kan forventes å være ugunstigere enn det som er lagt til grunn i modellene som er benyttet, må dette tas hensyn til. Om mulig bør konsentrasjonene måles i grunnvannsbrønner eller lignende. Dersom det vurderes som sannsynlig at forurensningene spres til grunnvann/overflatevann bør det også vurderes om eventuelle uønskede hendelser kan skade organismer, kan akkumuleres i næringskjeden og derved gi skader, eller gi konflikt med lokale miljømål (for eksempel med hensyn på planlagt bruk av vannressursene). SFTs veiledning 97:03 og 97:04 gir retningslinjer for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann og fjorder/kystfarvann. Sosial- og helsedepartementets forskrift om vannforsyning og drikkevann inneholder krav til vannkvalitet som skal benyttes til vannforsyning og drikkevann. For stoffer som ikke inngår i SFTs veiledning 97:03 og 97:04, og der kapittel 14 inneholder relevante data, kan disse benyttes til å bestemme akseptkriterier for akvatiske organismer.

Dersom forurensning av grunnvann eller annen resipient (vann eller sediment) er påvist, kan effekten måles direkte. Dette er spesielt aktuelt i en trinn 3 risikovurdering. Potensialet for akkumulering i næringskjeden bør også vurderes på trinn 3. På samme måte må også tidsaspektet vurderes slik at det tas hensyn til sannsynlig høyeste eksponering som forventes å forekomme.

7 Risikoanalyse

7.1 Generelt

Risiko er en funksjon av sannsynligheten for og konsekvensen av uønskede hendelser. Ved å vurdere sannsynligheten for og tilhørende konsekvens beskrevet for ulike mulige uønskede hendelser, framkommer risikoen. Det blir da mulig å se hvilke kombinasjoner av sannsynlighet og konsekvens som representerer størst risiko. Dette gjøres ved å etablere et risikobilde over de uønskede hendelsene, illustrert i figur 8. Dette blir så grunnlaget for en videre prioritering og risikovurdering av eksisterende forurensning i forhold til hva som kan aksepteres, kapittel 8.



Figur 8. Risiko er en funksjon av sannsynlighet og konsekvens.

Figur 8 illustrerer den samlede risiko, basert på økt sannsynlighet langs X-aksen og økt konsekvens langs Y-aksen. Normalt defineres de ulike nivåer kvalitativt, mens den samlede risiko bli mer faglig vurdert. Det kreves som oftest et nokså stort datagrunnlag for å kunne tallfeste sannsynlighet og tilhørende konsekvens, noe som svært sjeldent er mulig i sammenheng med forurenset grunn.

7.2 Helserisikoanalyse

7.2.1 Human toksikologi

En risikoanalyse i forhold til helse inkluderer en:

- systematisk analyse av sannsynligheten for at noen av de stoffene som inngår i grunnforurensningen skal kunne eksponeres til mennesker.
- bestemmelse av konsentrasjoner som mennesket kan forventes å eksponeres for av aktuelle stoffer, og om mulig, sannsynligheten for at dette forekommer.
- vurdering av dose/respons, det vil si konsekvensen for det mennesket som eksponeres.

Beregning av akseptabel dose gjøres enten med utgangspunkt i en kronisk eksponering eller en integrert livstidseksponering (eksponering over hele livsløpet), avhengig av stoffenes egenskaper. Integrert livstidseksponering benyttes for gentoksiske kreftfremkallende stoffer, mens kronisk eksponering brukes for alle andre stoffer (ikke gentoksiske kreftfremkallende/ikke kreftfremkallende). Metodikken som benyttes er beskrevet i detalj i kapittel 13.

Ved bestemmelse av akseptabel terskeldose benyttes toksikologiske referanseverdier for de aktuelle stoffene. Når mennesker eksponeres for en forurensning via vann eller jord, benyttes en terskelverdi uttrykt som maksimalt tolererbart daglig inntak (MTDI) for å bestemme akseptabel terskeldose i jord. For innånding, benyttes en referanse luft- konsentrasjon. For gentoksiske kreftfremkallende stoffer er det ikke mulig å angi en helsemessig sikker dose, da selv små doser vil øke sannsynligheten for at alvorlig sykdom oppstår. Her benyttes ekstrapoleringsmodeller (lineær i lavdoseområdet) som bestemmer akseptabel sikkerhet ut fra en livstidseksponering til stoffet. En slik modell vil overestimere kreftfaren for en rekke

stoffer, men vil ikke ta hensyn til samvirkende effekter. En akseptabel kreftisiko på 1 krefttilfelle per 10^5 mennesker er benyttet.

7.2.2 Drikkevannsinteresser

I de tilfellene hvor det fins lokale miljømål i form av at en vannkilde (grunnvann eller overflatevann) planlegges brukt til drikkevann i fremtiden, benyttes helsemyndighetenes kriterier for råvannkilder til drikkevannsformål for overflatevann, og de til enhver tid eksisterende drikkevannskriterier for grunnvann. Det må kontrollberegnes eller tas prøver for å kontrollere om drikkevannskriteriene vil kunne overskrides i en gitt forurensningssituasjon.

7.3 Økotoksikologisk risikoanalyse

7.3.1 Terrestriske organismer

For å sikre at jordas funksjoner er beskyttet, fokuseres det på å beskytte mesteparten av de jordlevende artene som er naturlig til stede. Samtidig vet man at jord i likhet med andre deler av økosystemet har en stor grad av selvrensningsevne, men det forutsetter at den har et levende mikroorganismesamfunn.

Valg av akseptabel type test (vekst, overlevelse, reproduksjon) kan være vanskelig fordi det er begrenset tilgang på kunnskap mhp:

- ulike stoffers effekt på terrestriske organismer.
- hvilke terrestriske organismer som må være til stede for å opprettholde kritiske funksjoner i jord.
- i hvor stor grad jordas økosystem kan forstyrres før nødvendige funksjoner for ulike former for arealbruk ødelegges.

For bestemmelse av normverdier for jord er tilgjengelig informasjon om ulike relevante stoffers effekt på terrestriske organismer benyttet. Forutsetningen har vært at slik informasjon er tilgjengelig på tre trofiske nivåer og at det har vært nok informasjon tilgjengelig om testene og kvaliteten på disse til at toksisiteten kan bestemmes i grunnen (mg/kg jord). Følgende type data foretrekkes:

- mikroorganismer (nitrifikasjonstest/respirasjonstest, organiske stoffer og tungmetaller og Microtox, tungmetaller).
- planter (spiretester, f.eks. salat).
- dyreorganismer (meitemark i jord og/eller, spretthaler i jord/poreluft (*Collemboler*)).

Der slike data ikke fins, ekstrapoleres det mellom akvatiske og terrestriske organismer. I en slik ekstrapolering benyttes jord/vann fordelingskoeffisienten (K_d). De K_d -verdiene som er benyttet ved bestemmelse av normverdier for jord er oppgitt i kapittel 14. Ved stedsspesifikk risikovurdering bør denne typen data bestemmes for å komme nærmere den reelle situasjonen.

Jordkvalitetsnormene er utviklet ved å bestemme organismenes akseptable terskeldose for ulike stoffer ($PNEC_{jord}$). Denne bestemmes ved å ekstrapolere resultatene av toksisitetstester fra et begrenset antall arter. Det er ønskelig å beskytte jordlevende organismer innen ovennevnte tre trofiske nivåer. Tilgjengelige litteraturdata er benyttet og da datagrunnlaget ofte er mangelfullt har det vært nødvendig å ekstrapolere fra et mer begrenset utvalg av data. Det har for alle stoffene som inngår som normverdier vært nødvendig å benytte sikkerhetsfaktorer avhengig av kvaliteten på datagrunnlaget (kapittel 12.1, tabell 5).

I områder der det er spesielt følsomme eller sjeldne arter som skal bevares, må det gjennomføres en spesiell risikovurdering mhp. disse. For ville dyr, fugler og kjæledyr vil det være

naturlig å vurdere eksponering av disse etter samme lest som man vurderer human eksponering, gjennom vann, jord, luft og planter. I litteraturen vil man for en del arter kunne finne informasjon om opptaksmengder og toksikologiske referanseverdier.

For stoffer der normverdiene er basert på akvatiske data forventer man en mer konservativ normverdi enn den ville vært dersom terresteriske data hadde vært tilgjengelige. Nyere data fra terresteriske tester bør derfor benyttes for å justere disse verdiene etter hvert som kvalitetssikret informasjon (GLP tester) blir tilgjengelig.

Økotoksdata som er benyttet for utledning av normverdier, stammer fra laboratorietester utført med rene stoffer. For tungmetaller er testene i tillegg oftest utført med bruk av mer vannløselige salter (klorider eller sulfater) enn de forbindelsene man oftest finner i jord. Stoffene som har ligget i grunnen over lang tid oppfører seg ofte annerledes og er som oftest mindre biotilgjengelige enn de som har vært benyttet i laboratorieforsøkene. Adsorpsjon til jordmatriks, delvis omdannelse/nedbrytning, kompleksbinding osv. endrer egenskapene. Ved utarbeidelse av normverdiene har det på grunn av mangel på data vært mulig å ta hensyn til dette. Derfor vil toksisitetstesting av forurenset jord i laboratoriet, kunne gi helt andre resultater enn dem man har beregnet fra laboratorieforsøk. Spesielt på trinn 3 i en risikovurdering kan toksisitetstester på feltprøver være nyttige i vurdering av mer reell miljørisiko i forhold til terresteriske organismer.

7.3.2 Akvatiske organismer

Miljøeffekten på nærliggende resipienter enten det er overflatevann eller grunnvann, vurderes på trinn 2, ved å sammenligne beregnede eller målte konsentrasjoner i grunnvann eller overflatevann med akseptkriterier etablert på bakgrunn av lokale miljømål (Kap. 6.3.2). Beregningene kan, dersom lokale forhold forventes å være på linje med eller ugunstigere enn de modellene som ligger til grunn for normverdiberegningene, foretas etter beskrivelsene som er gitt i kapittel 12. Beregnet konsentrasjon kan deretter sammenlignes med lokale miljømål eller toleransedosen, PNEC for akvatiske organismer. For vannløselige stoffer vil man vanligvis vurdere akutte effekter sett i forhold til sannsynlig maksimalkonsentrasjoner. For lite vannløselige og persistente stoffer vil akkumulering i næringskjeden kunne oppstå, og kroniske effekter må vurderes.

7.4 Risikoanalyse for materielle verdier

Grunnforurensning kan også påvirke økonomiske interesser. Om det skal utvikles boliger eller industri på lokaliteten kan det være relevant å utføre risikoanalysen også for uønsket påvirkning som omfatter materielle verdier. Eksempler på slike kan være:

- priseffekter på tomteverdien som følge av kunnskapen om forurensning på området.
- økte kostnader ved utvikling av området.
- mer direkte effekter, som korrosjon og setninger.
- eksplosjonsfare som følge av gassansamling i kjellerrom og avløpskummer (for eksempel metan fra søppeldeponier).
- økonomiske følger av tiltak som båndlegger bruk av areal over tid.

8 Miljømål og akseptkriterier

8.1 Miljømål

Allerede i problembeskrivelsen bestemmes aktuelle miljømål for lokaliteten.

Risikoen må vurderes i forhold til dagens og mulige fremtidige konflikter. Det betyr at faren for spredning av forurensningen må undersøkes og i hvilken grad konsentrasjonen eller mengden av forurensningene er i konflikt med de lokale mål. Lokale mål vil det oftest være naturlig å avklare og drøfte med kommunen, spesielt hvis endret arealbruk er aktuelt.

Miljømål kan være nasjonale og generelle, for eksempel som vist i publikasjoner fra SFT for tilstandsklasser for vannforekomster eller generelle miljøambisjoner satt opp av miljøvernmyndighetene (SFT, Direktoratet for naturforvaltning, Miljøverndepartementet, Fylkesmannen osv.). I tillegg har kommuner og regioner direkte og indirekte krav og mål i form av reguleringsplaner, kommuneplaner, hovedplaner for vann og avløp, vassdragsplaner, kystsonerplaner osv.

Det må tas hensyn til lokale mål som:

- planlagte arealbruk (eventuelt endringer) for området eller omkringliggende områder.
- planlagt utnyttelse av grunnvann.
- planlagt utvikling av nærliggende resipient til bedre kvalitet.

Spredning av forurensninger kan forekomme uten at omfanget isolert sett får merkbare negative effekter, eller risikoanalysen tilsier at en ikke kommer i umiddelbare konflikter med definerte miljømål. Det kan likevel være ønskelig å sette i verk tiltak mot spredning av forurensning, om den undersøkte kilde er en av flere forurensningskilder til samme resipient. Det vil også i seg selv være lite ønskelig å spre miljøfremmede stoffer i naturen, selv om effekten isolert sett ikke er betydelig.

Det kan likeledes være et miljømål å holde en resipient på et eksisterende lavt forurensningsnivå, selv om moderate forurensningstilførsler ikke vil gi målbare effekter, som endret tilstandsklasse e.l. Det kan også være viktig å arbeide for bedring av en moderat eller dårlig tilstand i et vassdrag ved å gjennomføre vidtgående tiltak på en lokalitet som i dag betyr relativt lite for tilstanden i resipienten, men som kan representere et av flere bidrag til gjennomføring av en nødvendig samlet forbedring på sikt.

Lokale miljømål skal legges til grunn når det skal etableres operative mål (akseptkriterier). Miljømålene inneholder ambisjonene for lokaliteten og eventuelt påvirkede resipienter. Miljømålene kan f.eks. gå ut på at en overflatevannkilde skal kunne fungere til drikkevannsformål, eller holde badevannskvalitet. Et annet miljømål kan være at artsmangfoldet i et område skal gjenopprettes eller opprettholdes. På grunnlag av de lokale miljømålene formuleres det så akseptkriterier som man forholder seg til. Akseptkriteriene skal formuleres slik at valg av løsninger og effekt av tiltak kan evalueres.

Hvilke typer biologiske prosesser/organismer som bør beskyttes ved ulike typer anvendelse av jord er sammenstilt i tabell 4. Tabellen viser primære og sekundære organismer. De sekundært belastede organismene er de som påvirkes indirekte gjennom inntak av jord eller planter med forhøyet forurensning.

Tabell 4. Biologiske prosesser og organismer som bør beskyttes ved ulik anvendelse av jord.

| Reguleringsformål | Anvendelse av jord | Overordnede mål ¹⁾²⁾ | Primærorganismer | Sekundærorganismer |
|--------------------------------|---|---|--------------------------------------|------------------------------|
| Bygge- og fornyelses-områder | Bolig, sport, park, turveg, grønnsakshager | Ikke redusere produksjonskapasitet | Mikroorganismer | Mennesker og husdyr |
| Vern av vassdrag og sjøområder | Vern av spesielle biotoper og definerte økosystem | Ikke påvirke vernetede organismer negativt | Alger, krepsdyr og fisk | Amfibier, fugler og pattedyr |
| Natur- og friluft | Rekreasjon landskapsvern eller reservat | Ikke påvirke eksisterende arts mangfold negativt | Terrestriske mikroorganismer | Mennesker og (hus)dyr |
| Landbruk | Beiteområder, skogbruk, eng | Opprettholde produksjon, eksisterende arts mangfold | Mikroorganismer i jord, planter, dyr | Mennesker og (hus)dyr |
| Trafikkområder og industri | Tildekkede arealer | - | - | Mennesker og dyr |
| Fellesområder | Leke-/ oppholdsområder | Ikke påvirke eksisterende arts mangfold negativt | Mikroorganismer i jord | Mennesker og husdyr |
| Spesialområde | Båndlagte områder, ulikt tilgjengelig allment | Ikke påvirke eksisterende arts mangfold negativt | | Mennesker |
| Fareområder | Utilgjengelig allment | - | - | - |

1) For alle anvendelser av jord, med unntak av fareområder, gjelder i tillegg målet om å opprettholde jordas selvrennings-evne.

2) Indikatororganismer på tre trofiske nivå (mikroorganismer, planter og laverestående dyr) brukes for å dokumentere mål-oppnåelse hvor generelle ambisjoner er eksplisitt formulert.

8.2 Akseptkriterier

Akseptkriterier er en konkretisering av miljømål. Basert på ambisjonsnivå for jord, vann og luft, vil de konkrete akseptkriteriene være definerte grenseverdier, eksempelvis normverdiene for jord, drikkevannskriterier, badevannskriterier, definerte nivåer for tilstandsklasse av overflatevann, arbeidstilsynets grenser for innemiljø, luktterskler, generelle helsesrelaterte kriterier, osv.

Akseptkriteriene vil bl.a. være basert på de til enhver tid gjeldende forskrifter, standarder og normer med utgangspunkt i lokale miljømål eller ambisjoner/mål for en lokalitet. Som et hjelpemiddel har SFT utarbeidet et sett normverdier for jord for mest følsom arealbruk (tabell 1). Disse forutsetter at det er tatt hensyn til et definert sett med eksponeringsveier for mennesker, og at jord og økosystem er beskyttet. Normverdiene har som utgangspunkt at lokaliteten skal kunne anvendes uten noen form for restriksjoner mhp. fremtidig arealbruk. Flere detaljer er beskrevet i Del III.

9 Risikovurdering

Risikovurderingen skal ta utgangspunkt i:

- konklusjoner fra risikoanalysen.
- identifiserte akseptkriterier.

Som del av problembeskrivelsen gjøres det mer eller mindre "intuitive" risikovurderinger, ved at det tas beslutninger om det er behov for å arbeide videre med eller om saken kan avsluttes. I dette kapitlet omtales en mer systematisk risikovurdering som bl.a. gjennomføres for å klarlegge behov for tiltak og risikovurdering etter at tiltak er gjennomført.

Forenklet risikovurdering består i å sammenligne forurensningskonsentrasjoner i undersøkte områder med gjeldende normverdier for forurenset grunn. Normverdiene uttrykker et forurensningsnivå som med stor grad av sikkerhet gir trygghet for at man ikke får effekter som påvirker menneskers liv og helse, samt ivaretar miljøkvaliteter, uansett bruk av det aktuelle området.

Utvidet risikovurdering (trinn 2 eller 3) skal gi svar på hvorvidt det er behov for tiltak eller ikke, og eventuelt hvilken type tiltak. Resultatene fra risikoanalysen vurderes da opp mot akseptkriterier. Akseptkriteriene utarbeides med basis i planlagt arealbruk, miljømål for området, eventuelt supplert med ambisjoner om miljøkvalitet og ønsket naturtilstand, eller andre mål som er kommet fram i prosessen.

Risikovurderingen kan gi en av følgende konklusjoner:

- behov for videre undersøkelser.
- behov for tiltak, kontroll eller overvåking.
- avslutning av saken med eller uten arealbruksbegrensninger.

Behov for videre undersøkelser.

Videre undersøkelser foretas når det ikke er mulig på basis av eksisterende informasjonsgrunnlag å trekke sikre nok konklusjoner. Det må f.eks. tas flere prøver, andre forurensningsstoff må vurderes, det må tas prøver i sesonger/under spesielle klimatiske forhold eller identifiserte problemstillinger må undersøkes nærmere. I noen tilfeller kan det være enklere og rimeligere å gjennomføre tiltak enn å fortsette med detaljerte undersøkelser. Dette vil da kunne være styrende for konklusjonen og skal i så fall klart gå fram i konklusjonene.

Behov for tiltak og overvåking.

Dersom risikovurderingen konkluderer med at det er behov for undersøkelser eller tiltak, lages det en handlingsplan, for supplerende undersøkelser og for å finne de mest kost/effektive tiltakene som kan redusere risikoen til et akseptabelt nivå. Når en forventer at naturlige prosesser reduserer risikoen av forurensningen på sikt, kan et akseptabelt tiltak bestå i kontroll og overvåking av tilstanden i grunnen. Tidsperspektivet for et slikt tiltak må oppgis.

Avslutning av saken.

Dersom risikovurderingen er tilfredsstillende utført, og konklusjonen er at det ikke er behov for tiltak eller arealbruksrestriksjoner, kan saken avsluttes. Er konklusjonen derimot at området er forurenset, men tiltak er ikke nødvendig fordi det forventes en naturlig nedbrytning av forurensningene, eller det forventes liten eller ingen fare for spredning under eksisterende forhold, må dette tinglyses, og det må dokumenteres hvor man kan finne mer detaljert informasjon om disse forholdene.

Del III Detaljert informasjon

10 Beregningsalgoritmer for spredning/transport

10.1 Fasefordeling av forurensningene

10.1.1 Generelt

Det antas at fordelingen mellom fast stoff i jord (jord), vann i jord (porevann) og luft i jord (poreluft) er i likevekt og at det ikke er noen fri fase av forurensningene. Fasefordelingen mellom jord og vann, og mellom vann og luft er de viktigste som må bestemmes.

10.1.2 Fasefordeling mellom jord og vann

Alle stoffer har stoffspesifikke egenskaper som har stor betydning i forhold til deres oppførsel i jord. For organiske stoff er oktanol-vann fordelingskoeffisienten (P_{ow}) en nøkkelparameter. For tungmetaller, er fordelingskoeffisienten mellom jord og vann (K_d) en nøkkelparameter. For stoffer som har ligget i jord, vet vi at disse parametrene vil endres over tid pga. aldringsprosesser. Nye forurensninger vil oppføre seg annerledes en eldre forurensninger. Som utgangspunkt for en risikovurdering vil likevel de stoffspesifikke egenskapene som forutsetter ny forurensning, danne et godt utgangspunkt. Fasefordelingen mellom jord og vann baserer seg på ligning 1.

$$C_w = C_s \cdot \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right]^{-1} \quad (1)$$

der:

- C_w = forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l).
- C_s = forurensningskonsentrasjonen i jord (mg/kg).
- K_d = jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg).
- θ_w = vanninnhold i jord (l vann/l jord).
- θ_a = luftinnhold i jord (l luft/l jord).
- H = Henrys konstant.
- ρ_s = jordas tetthet (kg/l).

Tungmetaller

For uorganiske stoffer (her: tungmetaller), vil K_d verdien være jordartsavhengig. Det ville bety at den måtte bestemmes for de lokale forhold. For å unngå dette, benyttes K_d -verdier for tungmetaller som er hentet fra Naturvårdsverket (1996a). Da Naturvårdsverket valgte K_d -verdier for tungmetallene, ble de verdiene som var benyttet av US EPA gjennomgått, likeledes ble CSOIL og HESP gjennomgått. Data ble sammenliknet med data fra svenske undersøkelser (Statens Geotekniska Institut) og IAEA. For kvikksølv og kadmium ble det gjennomført spesielle litteraturstudier. Sammen med en del svenske kjemikere valgte man så "konservative" verdier som kunne benyttes for hele Sverige. Senere tids gjennomgang av resultater fra utlekkings tester for bly, kadmium, kvikksølv og kobber viste at de valgte verdiene var konservative (Elert, 1999).

Organiske miljøgifter

For organiske stoffer er K_d -verdien avhengig av jordas innhold av organisk stoff (f_{oc}) og stoffets oktanol-vann fordelingskoeffisient (P_{ow}). Følgende algoritmer gjelder:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (2)$$

$$\log K_{oc} = 1,04 \cdot \log P_{ow} - 0,84 \quad (3)$$

der:

$$\begin{aligned} K_{oc} &= \text{organisk karbon-vann fordelingskoeffisient (l/kg).} \\ f_{oc} &= \text{fraksjon organisk karbon i jord.} \\ P_{ow} &= \text{oktanol-vann fordelingskoeffisient.} \end{aligned}$$

10.1.3 Fasefordeling mellom vann og luft

Konsentrasjonen av flyktige stoffer i poreluft antas å være i lineær likevekt med konsentrasjonen i porevann avhengig av stoffets gass/væske fordeling (Henrys konstant):

$$C_a = H \cdot C_w \quad (4)$$

der:

$$C_a = \text{forurensningskonsentrasjonen i poreluft ved kilden (mg/l).}$$

10.2 Fortynning/transport av ulike faser

10.2.1 Generelt

Fire hovedveier for transport av forurensninger er identifisert:

- transport av forurensningene fra kilden til innendørs luft.
- transport av forurensningene fra kilden til grunnvann.
- transport av forurensningene fra kilden til overflatevann (elv/bekk, innsjø, fjord).
- transport av forurensningene fra kilden til planter.

10.2.2 Transport fra forurensninger i jord til innendørsluft

Empiriske modeller benyttes for bestemmelse av konsentrasjoner i innendørsluft.

$$C_{ia} = DF_{ia} \cdot C_a \quad (5)$$

der:

$$\begin{aligned} C_{ia} &= \text{forurensningskonsentrasjonen i innendørs luft (mg/l).} \\ DF_{ia} &= \text{fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft.} \end{aligned}$$

Fortynningsfaktoren DF_{ia} bestemmes ved:

$$DF_{ia} = \frac{L \cdot A \cdot D}{V_{hus} \cdot I} \cdot (Z \cdot L + A \cdot D)^{-1} \quad (6)$$

der:

$$\begin{aligned} L &= \text{innlekkingshastigheten av poreluft (m}^3\text{/d).} \\ A &= \text{arealet under huset (m}^2\text{).} \\ D &= \text{diffusiviteten av luft i jord (m}^2\text{/d).} \\ V_{hus} &= \text{innvendig volum av huset (m}^3\text{).} \\ I &= \text{utskiftningshastigheten for luft i huset (d}^{-1}\text{).} \\ Z &= \text{dybden til forurensningene (m).} \end{aligned}$$

Diffusiviteten kan bestemmes ved:

$$D = D_0 \cdot \left[\frac{\theta_a^{\frac{10}{3}}}{\varepsilon^2} \right] \quad (7)$$

der:

$$\begin{aligned} D_0 &= \text{diffusiviteten i ren luft (m}^2\text{/d).} \\ \varepsilon &= \text{jordas porøsitet.} \end{aligned}$$

10.2.3 Transport fra forurensninger i jord til grunnvann

For bestemmelse av normverdier benyttes en forenklet modell der man ikke tar hensyn til nedbrytning eller fortyning med lateral dispersjon. Da man ser bort fra lateral dispersjon vil ikke forurensningskildens bredde i forhold til grunnvannstrømmens retning ha noen effekt på konsentrasjonen i grunnvannet. Denne inngår derfor ikke i nedenforstående beregninger.

Konsentrasjonen av forurensninger i grunnvannet kan bestemmes ved:

$$C_{gw} = DF_{gw} \cdot C_w \quad (8)$$

der:

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

Fortynningsfaktoren DF_{gw} bestemmes ved:

$$DF_{gw} = \frac{L_{gw} \cdot I}{k \cdot i \cdot d_{mix} + (L_{gw} + X) \cdot I} \quad (9)$$

der:

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

Tykkelsen av blandingssonen i akviferen kan bestemmes ved:

$$d_{mix} = \sqrt{0,0112 \cdot (L_{gw} + X)^2} + d_a \left[1 - \exp\left(-\frac{L_{gw} \cdot I}{k \cdot i \cdot d_a}\right) \right] \quad (10)$$

der:

$$d_a = \text{tykkelsen av akviferen (m).}$$

10.2.4 Transport fra forurenset grunnvann til overflatevann

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

$$C_{sw} = DF_{sw} \cdot C_{gw} \quad (11)$$

der:

$$C_{sw} = \text{forurensningskonsentrasjonen i overflatevann (mg/l).}$$

$$DF_{sw} = \text{fortynningsfaktor fra grunnvann til overflatevann.}$$

Fortynningsfaktor DF_{sw} bestemmes ved:

$$DF_{sw} = \frac{Q_{di}}{Q_{sw}} = \frac{k \cdot i \cdot d_{mix} \cdot L_{sw}}{Q_{sw}} \quad (12)$$

der:

$$Q_{di} = \text{grunnvannstrømning fra det forurensete området til overflatevannet (m}^3\text{/år).}$$

$$Q_{sw} = \text{vannføring i overflatevannet (m}^3\text{/år).}$$

$$L_{sw} = \text{bredden av det forurensete området vinkelrett på retningen av grunnvannstrømmen (m).}$$

For innsjøer kan vannføringen beregnes ved:

$$Q_{sw} = V_{sw} \cdot k_t \quad (13)$$

der:

$$V_{sw} = \text{innsjøens volum (m}^3\text{).}$$

$$k_t = \text{teoretisk oppholdstid i innsjøen (år}^{-1}\text{).}$$

10.2.5 Transport fra forurensninger i jord til planter

Følgende beregningsmodell er adoptert for organiske forurensninger:

$$BCF_{stengel} = 10 \left((0,95 \cdot \log P_{ow} - 2,05) + 0,82 \right) \cdot 0,784 \cdot 10^{-0,434 \frac{(\log P_{ow} - 1,78)^2}{2,44}} \quad (14)$$

der:

$$BCF_{stengel} = \text{biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er over jorden (l/kg våtvekt).}$$

og

$$BCF_{rot} = 10^{(0,77 \cdot \log P_{ow} - 1,52)} + 0,82 \quad (15)$$

der:

$$BCF_{rot} = \text{biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er under jorden (l/kg våtvekt).}$$

Den totale plantekonsentrasjonsfaktoren K_{pl} , som beskriver forholdet mellom konsentrasjonen i planten og konsentrasjonen i jorden (mg/kg plante) / (mg/kg jord), kan bestemmes ved:

$$K_{pl} = (BCF_{stengel} \cdot f_{blad} + BCF_{rot} \cdot f_{rot}) \cdot \left(\frac{\rho_s}{\theta_w + K_d \cdot \rho_s + H \cdot \theta_a} \right) \quad (16)$$

der:

f_{blad} = fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.
 f_{rot} = fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak.

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

11 Beregningsalgoritmer for helserisiko

11.1 Generelle betraktninger

Kronisk eksponering beregnes for ikke gentoksiske stoffer, mens integrert livstidseksponering benyttes for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

For de fleste eksponeringsveier, er kronisk eksponering basert på eksponering av barn (0-6 år). Integrert livstidseksponering er basert på gjennomsnitts eksponering av et barn (0-6 år) og eksponering av en voksen person (7-64 år). For barn og voksne har vi henholdsvis benyttet en kroppsvekt på 15 og 70 kg.

For alle eksponeringsveiene ligger den største usikkerheten i hvor biotilgjengelige de ulike stoffene som mennesker eksponeres for er. Sannsynligheten for at mennesket eksponeres har man ikke tatt hensyn til. For mest følsom arealbruk er biotilgjengeligheten satt til 100%.

11.2 Eksponeringsveier

11.2.1 Oralt inntak av jord og støv

Med oralt inntak menes direkte inntak av jord eller inntak via jord eller støv via fingre og hender som puttes i munnen. Dette inntaket regnes for å være størst hos små barn. Referansejordkonsentrasjonen for inntak fra jord, C_{is} (mg/kg) beregnes etter følgende ligning:

$$C_{is} = \frac{TRV}{R_{is}} \cdot 10^6 \quad (17)$$

der:

TRV = toksikologisk referanseverdi (mg/(kg·d)). MTDI for ikke gentoksiske stoffer og risiko basert daglig inntak for gentoksiske kreftfremkallende stoffer, TDI (tolererbart daglig inntak).

R_{is} = daglig jordinntak per kg kroppsvekt (mg/(kg·d)), langtids jordinntak for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids jordinntak jord for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

Daglig jordinntak per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{is} = \frac{DI_{is} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (18)$$

der:

DI_{is} = gjennomsnittlig daglig jordinntak (mg/d).

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (d/år).

KV = kroppsvekt (kg).

11.2.2 Hudkontakt med jord og støv

Med eksponering via hudkontakt menes forurensninger som fester seg på huden, går gjennom huden og blir tatt opp i blodet. Det er stor variasjon fra menneske til menneske når det gjelder kontakten med jord. Hudkontakt med jord og støv antas i de fleste tilfelle å skje både inne i hus (støv) og i friluft. Eksponeringsberegningen baserer seg på mengden jord pr. overflateenhet hud, eksponert hudareal, eksponeringstid og hudgjennomtrengelighet.

Referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord, C_{du} (mg/kg) uttrykkes ved følgende ligning:

$$C_{du} = \frac{TRV}{f_{du} \cdot R_{du}} \cdot 10^6 \quad (19)$$

der:

- f_{du} = relativ stoffspesifikk absorpsjonsfaktor for hudopptak. Dette er forholdet mellom absorpsjon via huden og absorpsjon via fordøyelsen.
 R_{du} = daglig hudeksponering per kg kroppsvekt (mg/(kg·d)), langtids hudeksponering for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids hudeksponering for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

Daglig hudeksponering per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{du} = \frac{DI_{du} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (20)$$

der:

- DI_{du} = gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord (mg/d).

11.2.3 Innånding av støv

Med innånding av støv menes innånding av partikler <10 µm. Større partikler fester seg på flimmerhår i luftveiene og transporteres bort fra lungene og svelges. Denne eksponeringsveien anses å være av liten betydning sammenliknet med oralt inntak av støv. For alle forurensetninger er bidraget fra innånding av støv funnet å være mindre enn 1% av det totale inntaket, mens helsefare ved innånding av spesielt lungetoksiske stoffer kan være av betydning. Viktige parametre for eksponering er mengden av partikler i fraksjonen som respireres, pustehastighet og eksponeringstid. De faktorer som omfatter selve innåndingen er velkjente, og det finnes alment aksepterte beregningsalgoritmer. Dersom en toksikologisk basert referansekonsentrasjon for luft er tilgjengelig benyttes følgende metode for beregning av referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv, C_{id} (mg/kg):

$$C_{id} = \frac{RfC}{f_{exp} \cdot C_{ad}} \cdot 10^6 \quad (21)$$

eller der slike verdier ikke fins, gjøres et estimat av eksponeringen:

$$C_{id} = \frac{TRV}{R_{id}} \cdot 10^6 \quad (22)$$

der:

- RfC = toksikologisk referansekonsentrasjon (mg/m³) for ikke gentoksiske stoffer og risikobasert konsentrasjon for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.
 C_{ad} = gjennomsnittlig konsentrasjon av støv i innåndet luft (mg/m³).
 R_{id} = daglig innånding av støv per kg kroppsvekt (mg/(kg·d)), langtids innånding for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids innånding for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.

Daglig innånding av støv per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{id} = \frac{C_{ad} \cdot PH \cdot LR \cdot f_{exp}}{KV} \quad (23)$$

der:

$$\begin{aligned} PH &= \text{pustehastighet (m}^3/\text{d)}. \\ LR &= \text{lungeretensjon (\%)}. \end{aligned}$$

11.2.4 Innånding av gasser

Med gasser menes her flyktige forurensninger som kan transporteres til atmosfæren eller inn i bygninger. Viktige faktorer for eksponering er transporthastighet fra jord, fortykning i innendørsluft, pustehastighet og eksponeringstid. Eksponeringen beregnes ut fra luftkonsentrasjonen, lungekapasitet og eksponeringstid. Problemer med å beregne eksponeringen skyldes her problemer med å beregne konsentrasjoner i inne- og uteluften. De faktorer som omfatter selve innåndingen er velkjente og det finnes allment aksepterte beregningsalgoritmer. Den lungeventilasjonen som benyttes tilsvarende hvile eller lett arbeid. Kun gasser som kommer inn i bygninger vurderes. For stoffer hvor en referanse luftkonsentrasjon er tilgjengelig, kan referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser fra poreluft for denne eksponeringsveien, C_{iv} (mg/kg), beregnes som vist nedenfor:

$$C_{iv} = \frac{RfC}{f_{exp} \cdot H} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{ia}} \cdot 10^{-3} \quad (24)$$

Der slike referanse-luftkonsentrasjoner ikke finnes, beregnes C_{iv} som vist nedenfor:

$$C_{iv} = \frac{TRV}{R_{iv} \cdot H} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{ia}} \quad (25)$$

der:

$$\begin{aligned} R_{iv} &= \text{daglig innånding av gasser per kg kroppsvekt ((m}^3/(\text{kg}\cdot\text{d})) / (\text{g/m}^3)), \\ &\text{langtids innånding for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids} \\ &\text{innånding for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.} \\ DF_{ia} &= \text{fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft beregnet i henhold til} \\ &\text{ligning (6).} \end{aligned}$$

Daglig innånding av gasser per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{iv} = \frac{PH \cdot f_{exp}}{KV} \cdot 10^{-3} \quad (26)$$

11.2.5 Inntak av drikkevann

Viktige parametre for eksponering fra drikkevann er konsentrasjonen i vannet og inntaket av drikkevann. Der konsentrasjonen i grunnvannet som benyttes til drikkevann enkelt kan måles og man med stor sikkerhet kan konstatere at den målte konsentrasjonen representerer den aktuelle konsentrasjonen man kan forvente i grunnvannet, bør dette selvsagt gjøres, og disse dataene bør benyttes.

Eksponeringen beregnes på grunnlag av WHO's verdier for daglig inntak av drikkevann: 1 liter for barn og 2 liter for voksne. TDI-verdier benyttes for de aktuelle stoffene. Disse divideres med gjennomsnittlig daglig vanninntak for å finne fram til mulig eksponering.

Referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann (grunnvann), C_{iw} (mg/kg) beregnes etter følgende formel:

$$C_{iw} = \frac{TRV}{R_{iw}} \cdot \left(K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right) \cdot \frac{1}{DF_{gw}} \quad (27)$$

der:

- R_{iw} = daglig inntak av drikkevann per kg kroppsvekt (l/(kg·d)), langtids inntak for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids inntak for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.
 DF_{gw} = fortynningsfaktoren for porevann til grunnvann beregnet i henhold til ligning (9).

Daglig inntak av drikkevann per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{iw} = \frac{DI_{iw} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (28)$$

der:

- DI_{iw} = gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann (l/d).

11.2.6 Inntak av grønnsaker produsert på stedet

Med inntak av grønnsaker menes her inntak av grønnsaker som er dyrket på stedet. I denne vurderingen er inntak ved opptak i røttene tatt med, ikke eksponering fra forurenset støv på plantene. Viktige parametre er oppkonsentrering i planten, inntak av grønnsaker og fraksjon av inntak av grønnsaker som er dyrket på det forurensete området. Referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker, C_{ig} , (mg/kg), beregnes etter følgende formel:

$$C_{ig} = \frac{TRV}{R_{ig} \cdot f_h \cdot K_{pl}} \quad (29)$$

der:

- R_{ig} = daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt (kg/(kg·d)), langtids inntak for ikke gentoksiske stoffer og integrert livstids inntak for gentoksiske kreftfremkallende stoffer.
 f_h = fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensete området.
 K_{pl} = total plantekonsentrasjon beregnet i henhold til ligning (16).

Daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{ig} = \frac{DI_{ig} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (30)$$

der:

- DI_{ig} = gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker (kg/d).

11.2.7 Inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient

Til bruk i risikovurdering mhp human helse, mhp inntak av miljøgifter via fisk og skalldyr benyttes det MTDI verdier samt et antatt gjennomsnittlig inntak av fisk og skalldyr tilsvarende 0,5 kg/uke for barn og 1 kg/uke for voksne. Beregningen av referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk og skalldyr, C_{if} (mg/kg) utføres etter følgende beregningsalgoritme:

$$C_{if} = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_f \cdot C_f} \quad (31)$$

$$C_{if} = \frac{BCF_{fisk} \cdot \rho_s \cdot DF_{sw} \cdot DF_{gw}}{\theta_w + K_d \cdot \rho_s + \theta_a \cdot H} \quad (32)$$

$$C_{if} = \frac{TRV}{R_{if} \cdot f_f \cdot BCF_{fisk}} \cdot \frac{1}{DF_{gw} \cdot DF_{sw}} \cdot \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right] \quad (33)$$

der:

- R_{if} = daglig inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt (kg/(kg·d)).
 f_f = fraksjon av inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient.
 BCF_{fisk} = biokonsentrasjonsfaktor for fisk ((mg/kg fisk) / (mg/l vann)).

Daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt bestemmes ved:

$$R_{if} = \frac{DI_{if} \cdot f_{exp}}{KV} \quad (34)$$

der:

- DI_{if} = gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr (kg/d).

Bestemmelse av BCF fra et stoffs oktanol/vann fordelingskoeffisient gjennomføres etter ligning (35).

$$BCF_{fisk} = P_{ow} \cdot I \quad (35)$$

der:

- I = fettinnhold av fisk (%).

11.2.8 Bestemmelse av total eksponering

For beregning av total human eksponeringskonsentrasjon, C_{he} (mg/kg), forutsettes det en additiv virkning, og beregning av total eksponeringskonsentrasjon for mest følsom arealbruk gjøres etter følgende formel:

$$C_{he} = \frac{1}{\frac{1}{C_{is}} + \frac{1}{C_{du}} + \frac{1}{C_{id}} + \frac{1}{C_{iv}} + \frac{1}{C_{gw}} + \frac{1}{C_{ig}} + \frac{1}{C_{if}}} \quad (36)$$

der:

- C_{is} = referanse-jordkonsentrasjonen for oralt inntak av jord.
 C_{du} = referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord.
 C_{id} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv.
 C_{iv} = referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser.
 C_{iw} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann.
 C_{ig} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker.
 C_{if} = referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk/skalldyr.

En slik beregning innebærer at det ikke tas hensyn til at stoffer ofte virker på ulike måter avhengig av om man snakker om direkte inntak eller f.eks. innånding av støv.

12 Beregningsprotokoll for økologisk risiko

12.1 Basert på terrestriske data – organiske stoffer

Det benyttes to metoder for å ekstrapolere fra terrestriske data. Hvilken metode som benyttes avhenger av tilgjengelig datamengde og kvalitet.

1. Sikkerhetsfaktorer (små datasett).

Ved små datasett benyttes den laveste tilgjengelige toksisitetsverdien og sikkerhetsfaktorer fra 1-1000, FAME = "Factorial application method". Sikkerhetsfaktorene for det terrestriske miljøet er utledet på samme måte som tilsvarende metoder for akvatiske data. Sikkerhetsfaktorenes størrelse avhenger av type test, antall trofiske nivåer og usikkerheter knyttet til bestemmelse av miljøeffekter basert på laboratoriedata (tabell 5).

Hvis kun en terrestrisk test er tilgjengelig (meitemark eller planter), skal risikovurderingen utføres både basert på denne terrestriske testen og basert på omregning fra akvatiske data (kapittel 12.3). Den laveste PNEC-verdien av disse to brukes deretter i videre risikoanalyser.

Tabell 5. Sikkerhetsfaktorer for beregning av PNEC for det terrestrisk miljøet.

| Tilgjengelig informasjon | Sikkerhetsfaktor |
|---|------------------------------------|
| 1) L(E)C ₅₀ verdier fra akutte giftighetstester (f.eks. planter, meitemark eller mikroorganismer)* | 1000 |
| 2) NOEC verdi fra en kronisk giftighetstest (f.eks. planter) i tillegg til 1) | 100 |
| 3) NOEC verdier fra kroniske tester fra to trofiske nivåer i tillegg til 1) | 50 |
| 4) NOEC fra kroniske tester for 3 organismer fra to trofiske nivåer i tillegg til 1) | 10 |
| 5) Felt data/data fra modell økosystem | Vurderes fra tilfelle til tilfelle |

* Tre "trofiske" nivåer

2. Statistisk fordeling (tilstrekkelig datasett).

Når et tilstrekkelig datasett med terrestriske data er tilgjengelig benyttes en statistisk fordelingsmetode, DIBAEX = "distribution based extrapolation method", for å beregne normverdier. Denne metoden er basert på følgende 3 antagelser:

1. Variasjonen i sensitiviteten til de ulike artene (artsspesifikke NOEC verdier) følger en spesifikk fordelingsfunksjon, dvs. log-normal fordeling.
2. Toksisitetsdataene som benyttes representerer sensitiviteten til de ulike artene i økosystemet. Av statistiske årsaker er det anbefalt å basere ekstrapoleringen på eksperimentelle NOEC verdier for minst 5 arter fra nærstående taksonomiske grupper. Hvis minst 5 NOEC verdier ikke er tilgjengelig benyttes FAME istedenfor.
3. Beskyttelsen av en bestemt fraksjon av organismene beskytter både funksjon og struktur av økosystemet.

For de stoffene det er beregnet normverdier for, inneholder kap. 14 de data som er benyttet. Terrestriske data er benyttet til bestemmelse av PNEC der PNEC er listet under terrestriske data.

12.2 Basert på terrestriske data – uorganiske stoffer

For uorganiske stoffer (tungmetaller) er det vanlig å utføre toksisitetstester på løste salter. Her blir testorganismene umiddelbart eksponert. NOEC-verdiene fra disse testene reflekterer derfor ikke de NOEC-verdiene som naturlig forekommer i miljøet. Videre vil kompleksbinding av metaller til jord, ulike eksponeringsveier, evnen noen organismer har til å regulere opptak og utskillelse av metaller og evnen til å tilpasse økte konsentrasjoner, gjøre at NOEC-fordelingen ikke bare kan antas å være forårsaket av sensitivitetsvariasjonen til de ulike artene. De to ekstrapoleringsmetodene som beskrevet over blir derfor ikke benyttet for metaller. En direkte evaluering av de laveste rapporterte NOEC og EC_x verdiene for de individuelle organismene blir benyttet samtidig som en forsøker å ta hensyn til de uorganiske stoffenes skjebne, biotilgjengelighet og bakgrunnskonsentrasjon i miljøet.

12.3 Omregning fra akvatiske data – organiske stoffer

I de tilfellene hvor en ikke har data fra terrestriske organismer benyttes en ekstrapoleringsmetode basert på akvatiske data. Denne metoden er basert på en likevekstfordeling mellom jord og vann og følgende to forutsetninger:

1. Biotilgjengeligheten og dermed toksisiteten av forurensingsstoffene på organismene i jord er kun bestemt ved konsentrasjonen i porevannet i jorden.
2. Effekten på terrestriske organismer forårsaket av at kjemikaliene kan adsorberes til jordpartikler er det ikke tatt hensyn til.

Med denne metoden beregnes PNEC_{jord} basert på PNEC_{vann} og fordelingskoeffisienten mellom jord og vann (K_d):

$$\text{PNEC}_{\text{jord}} = \text{PNEC}_{\text{vann}} \cdot K_d \quad (37)$$

Eksperimentelle verdier for K_d foretrekkes, og helst at disse kan knyttes opp mot stedsspesifikke forhold. Slike K_d verdier er imidlertid sjeldent tilgjengelige. K_d kan da estimeres basert på K_{oc} (organisk karbon-vann fordelingskoeffisient) og fraksjon organisk karbon i jorden (f_{oc}), se ligning (2). Rapporterte K_d verdier kan imidlertid benyttes hvis f_{oc} er kjent. Denne verdien korrigeres da i forhold til f_{oc} for modelljorden etter samme ligning. Der K_{oc} data ikke er tilgjengelige kan P_{ow} (oktanol/vann fordelingskoeffisient) data benyttes. K_{oc} beregnes etter ligning (3). Denne ekstrapoleringsmetoden er egnet for hydrofobe stoffer. For løste (dissosierte) stoffer må fraksjonen av det uløste stoffet være kjent. Denne fraksjonen avhenger av stoffets dissosiasjonskonstant (pK_a) og jordas pH-verdi. Justert K_d beregnes etter ligning (38).

$$K_{d, \text{justert}} = K_d / \left(1 + 10^{(pH - pK_a)}\right) \quad (38)$$

For hvert enkelt stoff i kapittel 14 fremgår det når PNEC terrestrisk er beregnet fra akvatiske data ved at denne er listet under akvatiske data.

13 Beregning av normverdier for mest følsom arealbruk

13.1 Spredning og transport

13.1.1 Fasefordeling

I beregning av normverdier benyttes ligningene i kapittel 10.1.2 og 10.1.3 til å bestemme fasefordelingen mellom jord, poreluft og porevann. Ved beregning av normverdier for jord benyttes en modelljord med egenskaper som vist i tabell 6.

Tabell 6. Egenskapene til modelljorden benyttet for beregning av normverdier for jord.

| Symbol | Parametre | Verdi | Enhet |
|------------|---------------------------------|-------|---------------|
| θ_w | vanninnhold i jord | 0,2 | l vann/l jord |
| θ_a | luftinnhold i jord | 0,2 | l luft/l jord |
| ρ_s | jordas tetthet | 1,7 | kg/l |
| f_{oc} | fraksjon organisk karbon i jord | 0,01 | - |

13.1.2 Spredning/transport

Fra jord til innendørsluft.

Ved bestemmelse av normverdier for jord bestemmes konsentrasjonen i innendørsluft etter ligningene i kapittel 10.2.2. Det er foreslått å benytte et sett med standardparametre for å beregne fortynningsfaktoren til innendørsluft (tabell 7).

Forurensningens dybde og jordas porøsitet er nøkkelparametre som bestemmer jordas vanninnhold og derved påvirker fortynningsfaktoren for innendørs luft. En forurensning som ligger 0,2 m under overflaten vil for eksempel for sand ($\epsilon = 0,35$) ha en $DF_{ia} = 1:1300$ ($\theta_w = 0,11$, $\theta_a = 0,23$) og for leire ($\epsilon = 0,45$) ha en $DF_{ia} = 1:22000$ ($\theta_w = 0,39$; $\theta_a = 0,05$). Ved bestemmelse av normverdiene blir fortynningsfaktoren til innendørsluft $DF_{ia} = 1:2000$.

Tabell 7. Parametre brukt til å beregne fortynningsfaktorer for innendørsluft ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parametre | Verdi | Enhet |
|------------|---|-------|----------|
| L | innlekkingshastigheten av poreluft | 2,4 | m^3/d |
| A | arealet under huset | 100 | m^2 |
| V_{hus} | innvendig volum av huset | 240 | m^3 |
| I | utsiftningshastigheten for luft i huset | 12 | d^{-1} |
| Z | dybden til forurensningen | 0,5 | m |
| D_o | diffusiviteten i ren luft | 0,7 | m^2/d |
| ϵ | jordas porøsitet | 0,4 | - |

Fra jord til grunnvann.

Konsentrasjonen i grunnvann bestemmes etter ligningene i kapittel 10.2.3. og man har valgt å sette avstanden til grunnvannsbrønnen lik 0 m, m.a.o. grunnvannsbrønnen er lokalisert på kilden. Data brukt i beregningene for normverdier tilsvarer derved data gitt i tabell 8. Ved disse verdiene blir fortynningsfaktoren for grunnvann, $DF_{gw} = 1:10$.

Tabell 8. Parametre brukt til å beregne fortynningsfaktoren av porevann i grunnvann ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parametre | Verdi | Enhet |
|-----------|---|-----------|-------|
| L_{gw} | lengden av det forurensede området i grunnvannstrømmens retning | 50 | m |
| I | infiltrasjonshastigheten | 0,075 | m/år |
| k | jordas hydrauliske konduktivitet | 10^{-5} | m/s |
| i | hydraulisk gradient | 0,02 | m/m |
| d_{mix} | tykkelsen av blandingssonen i akviferen | 5,87 | m |
| d_a | tykkelsen av akviferen | 10 | m |
| X | avstand fra det forurensende området til brønnen | 0 | m |

Fra grunnvann til overflatevann.

Konsentrasjonen i overflatevann beregnes etter ligningene i kapittel 10.2.4. og dataene i tabell 9 benyttes. Ved disse verdiene blir fortynningsfaktoren fra grunnvann til overflatevann, $DS_{sw} = 1:1840$.

Tabell 9. Parametre brukt til å beregne fortykning av grunnvann i overflatevann ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parametre | Verdi | Enhet |
|----------|---|---------|----------|
| Q_{sw} | vannføring i overflatevannet | 500.000 | $m^3/år$ |
| L_{sw} | bredden av det forurensede området vinkelrett på retningen av grunnvannstrømmen | 7,34 | m |
| Q_{di} | beregnet grunnvannstrømning fra det forurensede området til overflatevannet | 272 | $m^3/år$ |

13.2 Eksponering

13.2.1 Helse

For beregning av eksponering benyttes for barn kroppsvekt 15 kg, alder 0-6 år og total eksponeringstid 6 år. For voksne benyttes kroppsvekt 70 kg, alder 7-64 år og total eksponeringstid 57 år.

Standardverdiene omtalt i dette kapitlet er avrundede tall. Se tabell 21 og 22 vedr. detaljerte "default verdier" som er benyttet som bakgrunn for beregning av normverdier.

Oralt inntak av jord og støv.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom direkte inntak av jord og støv benyttes ligningene i kapittel 11.2.1, og til bestemmelse av R_{is} for mest følsom arealbruk benyttes data fra tabell 10. For mindre følsom arealbruk kan både inntak/dag og eksponeringstid reduseres. Dette gjelder også dersom jordkontakt er hindret av snødekke i deler av året, f.eks. for grøntareale/idrettsplass osv. kan man benytte 50 mg/d eksponering, 5 dager i uken over 6 sommermåned. Da multipliseres gjennomsnittlig daglig jordinntak med fraksjon av tiden f_{exp} . For beregning av normverdier for mest følsom arealbruk (tabell 10) benyttes 10 (mg/kg kroppsvekt · d) som langtids eksponering, og 1,5 mg/kg·d som integrert livstids inntak av jord. Eksponeringen av barn og voksne beregnes separat og den mest følsomme av de to velges.

Tabell 10. Parametre brukt til å beregne eksponering for oralt inntak av jord ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parameter | Verdi | | Enhet |
|-----------|--|-------|--------|-----------|
| | | Barn | Voksen | |
| DI_{is} | gjennomsnittlig daglig jordinntak | 150 | 50 | mg/d |
| f_{exp} | fraksjon eksponeringstid | 365 | 365 | d/år |
| R_{is} | beregnet langtids jordinntak per kg kroppsvekt | 10 | 0,7 | mg/(kg-d) |
| R_{is} | beregnet integrert livstids inntak av jord per kg kroppsvekt | 1,6 | | mg/(kg-d) |

Hudkontakt med jord og støv.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom hudkontakt med jord og støv benyttes ligningene i kapittel 11.2.2, og til bestemmelse av R_{du} for mest følsom arealbruk benyttes data i tabell 11. For mindre følsom arealbruk kan eksponeringstiden endres, f.eks. for grøntarealer, idrettsplasser osv. kan man benytte hhv. 27 og 15 d/år eksponeringstid for barn og voksne, istedenfor 80 og 45 som beskrevet i tabell 11. Dette gir 7 og 1 mg/kg-d for hhv. langtids hudeksponering av barn og integrert livstids hudeksponering sammenlignet med tallene i tabell 11.

Tabell 11. Parametre brukt til å beregne eksponering via av hudopptak ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parameter | Verdi | | Enhet |
|-----------|--|-------|--------|------------------------|
| | | Barn | Voksen | |
| | eksponering for jord | 5100 | 5100 | mg/(m ² -d) |
| | eksponert hudareal | 0,28 | 0,17 | m ² |
| DI_{du} | gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord | 1400 | 900 | mg/d |
| f_{exp} | fraksjon eksponeringstid | 80 | 45 | d/år |
| R_{du} | beregnet langtids hudeksponering per kg kroppsvekt | 21 | 1,5 | mg/(kg-d) |
| R_{du} | beregnet integrert livstids hudeksponering per kg kroppsvekt | 3,4 | | mg/(kg-d) |

Innånding av støv.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom innånding av støv benyttes ligningene i kapittel 11.2.3. og tabell 12 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering når det ikke er tilgjengelig data for referanse luft konsentrasjon. For mindre følsom arealbruk kan eksponeringstiden reduseres. F.eks. for grøntareale, idrettsanlegg osv. 5 dager pr. uke i 6 måneder anvendes, (122 dager/år, som fører til en langtids hhv. integrert livstids innånding for barn tilsvarende 0,0005 og 0,003 mg/(kg-d)).

Tabell 12. Parametre brukt for å beregne eksponering ved innånding av støv ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk, der det ikke er tilgjengelige data for referanse luftkonsentrasjon.

| Symbol | Parameter | Verdi | | Enhet |
|-----------|---|-------|--------|-------------------|
| | | Barn | Voksen | |
| C_{ad} | konsentrasjon av støv i innåndet luft | 0,041 | 0,041 | mg/m ³ |
| PH | pustehastighet | 7,6 | 20 | m ³ /d |
| LR | lungeretensjon | 75 | 75 | % |
| f_{exp} | fraksjon eksponeringstid | 365 | 365 | d/år |
| R_{id} | beregnet langtids innånding av støv per kg kroppsvekt | 0,016 | 0,009 | mg/(kg-d) |
| R_{id} | beregnet integrert livstids innånding av støv per kg kroppsvekt | 0,01 | | mg/(kg-d) |

Innånding av gasser.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom innånding av gasser benyttes ligningene i kapittel 11.2.4. og tabell 13 viser oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering for mest følsom arealbruk. For mindre følsom arealbruk kan eksponeringstiden reduseres. F.eks. for grøntareale og idrettsanlegg, 5 d/uke i 6 måneder (122 dager) kan anvendes. Dette fører til 170 og 100 (mg/kg-d) hhv. for langtids eksponering barn og for integrert livstids innånding. For mest følsom arealbruk benyttes en fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft, $DF_{ia} = 1:2000$.

Tabell 13. Parametre brukt for å beregne eksponering ved innånding av gasser ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk, der det ikke er tilgjengelige data for referanse luftkonsentrasjon.

| Symbol | Parameter | Verdi | | Enhet |
|------------------|---|------------|--------|-----------------------------------|
| | | Barn | Voksen | |
| PH | pustehastighet | 7,6 | 20 | m ³ /d |
| f _{exp} | fraksjon eksponeringstid | 365 | 365 | d/år |
| R _{iv} | beregnet langtids innånding av gasser per kg kroppsvekt | 507 | 286 | (mg/(kg-d)) / (g/m ³) |
| R _{iv} | beregnet integrert livstids innånding av gasser per kg kroppsvekt | 307 | | (mg/(kg-d)) / (g/m ³) |

Inntak av drikkevann.

Ved bestemmelse av eksponering gjennom inntak av drikkevann benyttes ligningene i kapittel 11.2.5. og fortynningsfaktoren settes lik 1:10. Tabell 14 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering ved mest følsom arealbruk. Eksponering til drikkevann, forutsetter her at drikkevannet er hentet fra grunnvann. Dersom drikkevannet hentes fra nærliggende overflatevannskilde, beregnes konsentrasjonen i henhold til metoden beskrevet under inntak fra fisk og skalldyr og fortynningen beregnes eller bestemmes i henhold til beskrivelsen gitt i kapittel 10. Ved mindre følsom arealbruk der grunnvann ikke benyttes utelates denne eksponeringsveien.

Tabell 14. Parametre brukt for å beregne eksponering ved inntak av drikkevann ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parameter | Verdi | | Enhet |
|------------------|--|--------------|--------|----------|
| | | Barn | Voksen | |
| DI _{iw} | Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann | 1 | 2 | l/d |
| f _{exp} | fraksjon eksponeringstid | 365 | 365 | d/år |
| R _{iw} | beregnet langtids inntak av drikkevann per kg kroppsvekt | 0,067 | 0,028 | l/(kg-d) |
| R _{iw} | beregnet integrert livstids inntak av drikkevann per kg kroppsvekt | 0,032 | | l/(kg-d) |

Inntak av grønnsaker produsert på stedet.

Ved bestemmelse av eksponeringen gjennom inntak av grønnsaker produsert på området benyttes ligningene i kapittel 11.2.6. og man utgår fra at grønnsakene består av 50% rotgrønnsaker og 50% stengel/bladgrønnsaker. Tabell 15 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering for mest følsom arealbruk. Ved mindre følsom arealbruk, f.eks. for grøntareale eller idrettsanlegg, er det neppe aktuelt å dyrke grønnsaker som skal konsumeres, og da kan denne eksponeringsveien utelates.

Tabell 15. Parametre brukt for å beregne eksponering ved inntak av grønnsaker ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parameter | Verdi | | Enhet |
|-------------------|--|--------------|--------|-----------|
| | | Barn | Voksen | |
| f_h | fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensede området | 0,3 | 0,3 | - |
| f_{blad} | fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak | 0,5 | 0,5 | - |
| f_{rot} | fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak | 0,5 | 0,5 | - |
| Dl_{ig} | gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker | 0,15 | 0,29 | kg/d |
| f_{exp} | fraksjon eksponeringstid | 365 | 365 | d/år |
| R_{ig} | beregnet langtids inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt | 0,01 | 0,004 | kg/(kg·d) |
| R_{ig} | beregnet integrert livstids inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt | 0,005 | | kg/(kg·d) |

Inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient.

Ved bestemmelse av eksponering fra inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipienter benyttes ligningene i kapittel 11.2.7. Tabell 16 viser en oversikt over parametre brukt til å beregne eksponering ved inntak av fisk og skalldyr for mest følsom arealbruk. Ved mindre følsom arealbruk kan fraksjonen av inntaket av fisk/skalldyr fra nærliggende resipient reduseres eller eksponeringsveien defineres.

Tabell 16. Parametre brukt til å beregne eksponering ved inntak av fisk og skalldyr ved bestemmelse av normverdier for mest følsom arealbruk.

| Symbol | Parameter | Verdi | | Enhet |
|------------------|--|--------------|--------|-----------|
| | | Barn | Voksen | |
| Dl_{if} | gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr | 0,07 | 0,14 | kg/d |
| f_{exp} | fraksjon eksponeringstid | 365 | 365 | d/år |
| f_f | fraksjon av inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient | 1 | 1 | - |
| l | fettinnhold av fisk | 10 | 10 | % |
| R_{if} | beregnet langtids inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt | 0,005 | 0,002 | kg/(kg·d) |
| R_{if} | beregnet integrert livstids inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt | 0,002 | | kg/(kg·d) |

Total eksponering.

Ved bestemmelse av total eksponering utføres beregningene etter ligningen i kapittel 11.2.8. og for mest følsom arealbruk inkluderes alle nevnte eksponeringsveier for å utlede normverdier for jord. Ved en stedsspesifikk risikovurdering inkluderes bare de eksponeringsveiene som er aktuelle for lokaliteten.

14 Bakgrunnsdata for utvalgte stoffer

14.1 Uorganiske miljøgifter/tungmetaller

For alle de uorganiske miljøgiftene/tungmetallene finnes det terrestriske giftighetsdata som er benyttet ved bestemmelse av normverdier for mest følsomt areal.

14.1.1 Arsen

| Parameter | Data | Referanse |
|---|---|---|
| Økotoxikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 50 - 374 (mg/kg) 2 - 80 (mg/kg) 10 0,2 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| <u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 200 0,015 0,03 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| K_d | 30 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV) | 1,1 E - 03 (mg/(kg-d)) 6,0 E - 06 (mg/(kg-d)) | IMM (1990) WHO (1993) |
| <u>Innånding</u> Gentoksisk kreftrisikobasert, RfC | 2,5 E - 06 (mg/m ³) | WHO (1991) |
| <u>Hudkontakt</u> f_{du} | 3,00 E - 0 2 | WHO (1993) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 0,7 - 8,0 | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,03 (mg/kg) | |

14.1.2 Bly

| Parameter | Data | Referanse |
|---|---|---|
| Økotoxikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 10-75000 (mg/kg) 10-1000 (mg/kg) 25 - >15996 (mg/kg) 1 10 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| <u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 650 0,001 0,03 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K_d | 1000 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) | 1,0 E - 03 (mg/(kg-d)) | UMS (1997) |
| <u>Innånding</u> RfC | 5,0 E - 04 (mg/m ³) | WHO (1991) |
| <u>Hudkontakt</u> f_{du} | 6,0 E - 03 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 8,5 - 107,4 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,03 (mg/kg) | |

14.1.3 Cyanid Fri

| Parameter | Data | Referanse |
|---|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Dyr LC ₅₀ | 0,5 - 52 (mg/l) | IUCLID (1996) |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Fisk LOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terrestrisk | 0,005 - 0,01 (mg/l) 50 0,0001 (mg/kg) | Envichem (1995) |
| <u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 10 0,883 0,798 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d | 1 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) | 1,2 E - 02 (mg/(kg-d)) | WHO (1993) |
| <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 3,0 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,1 (mg/kg) | |

14.1.4 Kadmium

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terresterisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 2-1000 (mg/kg) 0,35-50 (mg/kg) 10-326 (mg/kg) 1 0,4 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| <u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3000 0,15 0,7 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d | 30 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) | 1,0 E - 03 (mg/(kg-d)) | WHO (1993) |
| <u>Innånding</u> Gentoks. RfC Kreftrisikobasert, RfC | 5,0 E - 06 (mg/m ³) 5,6 E - 06 (mg/m ³) | WHO (1991) IRIS (1995) |
| <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 1,4 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 0,1 - 1,7 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.1.5 Kobber

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|---|
| Økotoxikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 10-1445 (mg/kg) 20-400 (mg/kg) 13-131 (mg/kg) 1 10 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| <u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 9300 0,1 0,1 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d | 500 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) | 5,0 E - 01 (mg/(kg·d)) | WHO (1993) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 6 - 27 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,02 (mg/kg) | |

14.1.6 Krom (III & VI-verdig)

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|---|
| Økotoxikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | III: 26-260 (mg/kg) VI: 2,6-520 (mg/kg) III: 50-1360 (mg/kg) VI: 2-230 (mg/kg) III: 32-320 (mg/kg) VI: 2 (mg/kg) III: 1 VI: 1 III: 26 (mg/kg) VI: 2 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| <u>Akkumulering</u> BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 10 (III & VI) 0,002 (III & VI) 0,02 (III & VI) | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d | 2000 (l/kg) (III), 30 (l/kg) (VI) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) III | 1,0 (mg/(kg·d)) | WHO (1993) |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) VI | 1,0 (mg/(kg·d)) | IMM (1990) |
| <u>Innånding</u> RfC VI Gentoks. kreftrisikob. RfC, VI | 5,0 E - 05 (mg/m ³) 3,0 E - 07 (mg/m ³) | UMS (1997) UMS (1997) |
| <u>Hudkontakt</u> f _{du} III f _{du} VI | 4,0 E - 02 9,0 E - 02 | MDEP (1994) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier III | 3,0 - 30 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser III | 0,02 (mg/kg) | |

14.1.7 Kvikksølv

| Parameter | Data | Referanse |
|---------------------------------|---------------------------------|---|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet | | |
| Mikroorganismer NOEC | 1 - 100 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| Planter NOEC | 1 - 50 (mg/kg) | |
| Dyr NOEC | 0,121 - 1 (mg/kg) | |
| Sikkerhetsfaktor | 1 | |
| PNEC | 0,1 (mg/kg) | |
| Akkumulering | | |
| BCF Fisk | 200 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| BCF Stengel | 0,015 | |
| BCF Rot | 0,03 | |
| Adsorpsjon/fasefordeling | | |
| K_d | 200 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Henrys konst. | 0,47 | |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak | | |
| MTDI (TRV) | 4,7 E - 04 (mg/(kg-d)) | WHO (1993) |
| Innånding | | |
| RfC | 1,0 E - 03 (mg/m ³) | WHO (1991) |
| Hudkontakt | | |
| f_{du} | | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 0,05 - 0,2 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.1.8 Nikkel

| Parameter | Data | Referanse |
|---------------------------------|---------------------------------|---|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet | | |
| Mikroorganismer NOEC | 29 - 1470 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| Planter NOEC | 6,25 - 335 (mg/kg) | |
| Dyr NOEC | 50 - 85 (mg/kg) | |
| Sikkerhetsfaktor | 1 | |
| PNEC | 6,25 (mg/kg) | |
| Akkumulering | | |
| BCF Fisk | 10 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| BCF Stengel | 0,07 | |
| BCF Rot | 0,1 | |
| Adsorpsjon/fasefordeling | | |
| K_d | 100 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak | | |
| MTDI (TRV) | 5,0 E - 03 (mg/(kg-d)) | WHO (1993) |
| Innånding | | |
| RfC | 2,5 E - 05 (mg/m ³) | WHO (1991) |
| Gentoks. kreftrisikobasert RfC | 1,2 E - 05 (mg/m ³) | UMS (1997) |
| Hudkontakt | | |
| f_{du} | 3,5 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 3,0 - 19 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,02 (mg/kg) | |

14.1.9 Sink

| Parameter | Data | Referanse |
|---------------------------------|-------------------|---|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> | | |
| Mikroorganismer NOEC | 32 - 626 (mg/kg) | Scott-Fordsmand og Pedersen (1993) |
| Planter NOEC | 10 - 800 (mg/kg) | |
| Dyr NOEC | 200 - 560 (mg/kg) | |
| Sikkerhetsfaktor | 1 | |
| PNEC | 10 (mg/kg) | |
| <u>Akkumulering</u> | | |
| BCF Fisk | 500 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| BCF Stengel | 0,1 | |
| BCF Rot | 0,4 | |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> | | |
| K _d | 100 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> | | |
| MTDI (TRV) | 1,0 (mg/(kg·d)) | WHO (1993) |
| <u>Hudkontakt</u> | | |
| f _{du} | 2,0 E - 02 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 25 - 104 (mg/kg) | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.2 Organiske miljøgifter

For PCB, plantevernmidlene (DDT og Lindan), mange av løsningsmidlene, bensen, toluen og etylbensen er det lite eller ingen terrestriske giftighetsdata tilgjengelig. PNEC terrestrisk er for disse stoffene beregnet fra akvatiske data.

14.2.1 Sum 16 PAH og benso(a)pyren

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|------------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> | | |
| | Σ PAH (mg/kg) | Benso(a)pyren (mg/kg) |
| Mikroorganismer NOEC | 650 | 10-33 |
| Planter NOEC | 197-2000 | 1,5 - 3,3 |
| Dyr NOEC | 2000 | 19 |
| Sikkerhetsfaktor | 10 (-) | 1 (-) |
| PNEC | 19,7 | 1,5 |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> | | |
| Alger, NOEC | - | 0,005 (mg/l) |
| Krepsdyr, NOEC | - | 0,0001 (mg/l) |
| <u>Akkumulering</u> | | |
| log P _{ow} | - | 6,4 |
| BCF Fisk | - | 28200 |
| BCF Stengel | - | 2,01 |
| BCF Rot | - | 1584 |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> | | |
| K _d | - | 9160 (l/kg) |
| K _{oc} | - | 916000 (l/kg) |
| H | - | 3,4 E - 05 |
| Human toksikologi Benso(a)pyren | | |
| <u>Oralt inntak</u> | | |
| MTDI (TRV) | 1,0 E - 03 (mg/(kg·d)) | IMM (1990) |
| Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV) | 1,4 E - 06 (mg/(kg·d)) | UMS (1997) |
| <u>Innånding</u> | | |
| R _{fC} | 1,1 E - 07 (mg/m ³) | WHO (1991) |
| <u>Hudkontakt</u> | | |
| f _{du} | 2,0 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | Σ 16 PAH: 0,005 - 0,8 (mg/kg) Benso(a)pyren: 0,015-0,157 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | Σ 16 PAH: 0,01 (mg/kg) Benso(a)pyren: 0,01 (mg/kg) | |

14.2.2 Naftalen

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|--------------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 25-33 (mg/kg) 8-10 (mg/kg) 17 (mg/kg) 10 0,8 (mg/kg) | Jensen og Folker-Hansen (1995) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,3 229 4,14 12,5 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 20 (l/kg) 2000 (l/kg) 2,0 E - 02 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du} | 4,0 E - 02 (mg/(kg·d)) 1,0 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.2.3 Fluoren

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|-------------------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet Meitemark NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 57 (mg/kg) 100 0,57 (mg/kg) | Jensen og Folker-Hansen (1995) |
| Akvatisk toksisitet Alger, EC ₅₀ Fisk, LC ₅₀ | 15,5 (mg/l) 5,15 (mg/l) | EnviChem |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 4,2 1622 6,27 53,5 | EnviChem Naturvårdsverket(1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 138 (l/kg) 13800 (l/kg) 2,6 E - 03 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du} | 4,0 E - 02 (mg/(kg·d)) 2,0 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.2.4 Fluoranten

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|--------------------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Krepsdyr LC ₅₀ | 320 (mg/l) | EnviChem |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer, NOEC Planter, NOEC (blanding fluoranten, pyren og benso(a)antrasen) Sikkerhetsfaktor PNEC | 200 (mg/kg) 10 (mg/kg) 100 0,1 (mg/kg) | Jensen og Folker-Hansen (1995) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 5,1 13200 5,3 266 | EnviChem Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 1070 (l/kg) 107000 (l/kg) 6,6 E - 04 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du} | 4,0 E - 02 (mg/(kg-d)) 2,0 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.2.5 Pyren

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|--------------------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC (blanding fluoranten, pyren og benso(a)antrasen) Sikkerhetsfaktor PNEC | 100-1000 (mg/kg) 10 (mg/kg) 100 0,1 (mg/kg) | Jensen og Folker-Hansen (1995) |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Fisk, NOEC | 0,0026 (mg/l) | EnviChem |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 5,1 12900 5,33 261 | EnviChem Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 1050 (l/kg) 105000 (l/kg) 4,51 E - 04 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Hudkontakt f _{du} | 3,0 E - 02 (mg/(kg-d)) 2,0 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.2.6 PCB

| Parameter | Data | Referanse |
|---|---|--|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,01-0,2 (mg/l) 0,001 (mg/l) 0,0001 (mg/l) 50 0,003 (mg/kg) | Beck & Jaques (1993) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 6,0 47000 3,71 620,3 | Beck og Jaques (1993) Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 1636 (l/kg) 163600 (l/kg) 3,4 E - 04 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV) <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 5,3 E - 06 (mg/(kg·d)) 1,3 E - 06 (mg/(kg·d)) 6,7 E - 02 | Naturvårdsverket (1996a) (10% av bakgrunnseksp.) UMS (1997) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 0,003 - 0,03 (mg/kg) | Beck & Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,005 (mg/kg) pr. isomer | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.7 Pentaklorfenol

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC Planter NOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 0,7 - 10000 (mg/kg) 1,0 - 32 (mg/kg) 3,0 - 32 (mg/kg) 1,0 0,7 (mg/kg) | Jensen & Folker-Hansen (1995) |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger NOEC Krepsdyr/Fisk NOEC | 0,1 (mg/l) 0,002 - 0,14 (mg/l) | EnviChem (1995) Beck og Jaques (1994) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 5,1 1250 5,42 247,3 | Naturvårdsverket (1996a) Beck og Jaques (1993) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 5,7 (l/kg) 570 (l/kg) 5,8 E - 04 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftrisikob.(TRV) <u>Innånding</u> Gentoks. kreftrisikob. RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 3,0 E - 03 (mg/(kg·d)) 8,3 E - 05 (mg/(kg·d)) 7,5 E - 06 (mg/m ³) 1,1 E - 01 | WHO (1993) UMS (1997) UMS (1997) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | <0,005 (mg/kg) | - |
| Deteksjonsgrenser | 0,005 (mg/kg) | |

14.2.8 DDT

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|--|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger LOEC Krepsdyr/Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,001 - 0,01 (mg/l) 0,0005 (mg/l) 50 0,04 (mg/kg) | Beck & Jaques (1993) EnviChem (1995) EnviChem (1995) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 6,2 30000 0,05 0,002 | Jongbloed et al (1994) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 4086 (l/kg) 408600 (l/kg) 2,3 E - 03 | UMS (1997) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftrisikob. (TRV) | 1,0 E - 03 (mg/(kg-d)) 2,9 E - 05 (mg/(kg-d)) | UMS (1997) UMS (1997) |
| <u>Innånding</u> Gentoks. kreftrisikob. RfC | 7,0 E - 03 (mg/m ³) | UMS (1997) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 0,0003 - 0,02 (mg/kg) | Beck & Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,001 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.9 Lindan

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|--|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer NOEC | 2 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Planter EC ₅₀ Dyr LC ₅₀ | 66,5 - > 1000 (mg/kg) 0,004-0,33 (mg/kg) | |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger LOEC EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 0.3 (mg/l) 0,2-2,5 (mg/l) 0,0008-16,5 (mg/l) 10 0,0005 (mg/kg) | EnviChem (1995) van der Meent og andre (1990) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,61 730 0,15 0,86 | Jongbloed et al (1994) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 10,8 (l/kg) 1080 (l/kg) 2.92 E - 06 | UMS (1997) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Kreftrisikobasert (TRV) | 0,00033 (mg/(kg-d)) 0,0000075 (mg/(kg-d)) | UMS (1997) |
| <u>Innånding</u> Gentoks. kreftrisikobasert, RfC | 0,000026 (mg/m ³) | UMS (1997) |
| <u>Hudkontakt</u> | | |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 0,002-0,03 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,001 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.10 Monoklorbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|--------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Terresterisk toksisitet Mikroorganismer NOEC | 17 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Akvatisk toksisitet Alger LOEC Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 120 (mg/l) 0,32 (mg/l) 50 0,01 (mg/kg) | EnviChem (1995) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 2,8 40 2,48 5,07 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 2,04 (l/kg) 204 (l/kg) 1,8 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) | 9,0 E - 02 (mg/(kg·d)) | WHO (1993) |
| Innånding Gentoks. kreftrisikobasert, RfC | 1,3 E - 01 (mg/m ³) 4,0 E - 01 (mg/m ³) | UMS (1997) UMS (1997) |
| Hudkontakt f _{du} | 1,0 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,5 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.11 1,2-diklorbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|---|---|----------------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Terresterisk toksisitet Mikroorganismer EC ₅₀ | 4 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Akvatisk toksisitet Alger LOEC Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 53 (mg/l) 0,37 (mg/l) 10 0,1 (mg/kg) | EnviChem (1995) IUCLID (1996) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,5 230 4,41 14,4 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 3,8 (l/kg) 380 9,0 E - 02 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) | 4,3 E - 01 (mg/(kg·d)) | WHO (1993) |
| Innånding RfC | 2,6 E - 01 (mg/m ³) | UMS (1997) |
| Hudkontakt f _{du} | 1,0 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,5 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.12 1,4-diklorbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|--|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer EC ₅₀ | 5,3 (mg/l) | |
| Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,1 - 98 (mg/l) 0,1 - 0,76 (mg/l) 50 0,01 (mg/kg) | EnviChem (1995) Kemikalieinsp. (1989) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,5 1800 4,31 13,6 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 5,2 (l/kg) 520 (l/kg) 0,13 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Gentoksisk kreftrisikobasert (TRV) | 1,1 E - 01 (mg/(kg-d)) 4,0 E - 04 (mg/(kg-d)) | WHO (1993) UMS (1997) |
| Innånding RfC | 1,5 E - 02 (mg/m ³) | UMS (1997) |
| Hudkontakt f _{du} | 1,0 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,5 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.13 1,2,4-triklorbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet Dyr | 0,93 (mg/l) | |
| Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Modelløkosystem NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 1,4 - 36,7 (mg/l) 0,04 (mg/l) 50 0,01 (mg/kg) | EnviChem (1995) IUCLID (1996) Beck og Jaques (1993) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 4,2 1140 5,92 36,4 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 15 (l/kg) 1500 (l/kg) 1,1 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC | 7,7 E - 03 (mg/(kg-d)) 9,0 E - 03 (mg/m ³) | WHO (1993) UMS (1997) MDEP (1994) |
| Hudkontakt f _{du} | 8,0 E - 02 | |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,2 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.14 1,2,4,5-tetraklorbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|---------------------------------|------------------------|--------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Akvatisk toksisitet | | |
| Alger EC ₅₀ | 7,1 - 52,9 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Fisk LOEC | 0,18 (mg/l) | |
| Sikkerhetsfaktor | 100 | |
| PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,4 (mg/kg) | |
| Akkumulering | | |
| log P _{ow} | 4,9 | Naturvårdsverket (1996a) |
| BCF Fisk | 4830 | |
| BCF Stengel | 6,22 | |
| BCF Rot | 126,4 | |
| Adsorpsjon/fasefordeling | | |
| K _d | 206 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| K _{oc} | 20600 (l/kg) | |
| H | 1,0 E - 02 | |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak | | |
| MTDI (TRV) | 3,0 E - 04 (mg/(kg.d)) | IRIS (1995) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.15 Pentaklorbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|---------------------------------|------------------------|--------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Akvatisk toksisitet | | |
| Krepsdyr NOEC | 0,01 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Sikkerhetsfaktor | 50 | |
| PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,1 (mg/kg) | |
| Akkumulering | | |
| log P _{ow} | 5,2 | Naturvårdsverket (1996a) |
| BCF Fisk | 260000 | |
| BCF Stengel | 5,15 | |
| BCF Rot | 289,8 | |
| Adsorpsjon/fasefordeling | | |
| K _d | 608 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| K _{oc} | 60790 (l/kg) | |
| H | 6,0 E - 02 | |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak | | |
| MTDI (TRV) | 8,0 E - 04 (mg/(kg.d)) | IRIS (1995) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.16 Heksaklorbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|---|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Planter NOEC Planter EC ₅₀ Dyr LC ₅₀ | > 1 (mg/l) >1000 (mg/kg) >1000 (mg/kg) | EnviChem (1995) |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,01 - 0,03 (mg/l) 0,0013 (mg/l) 10 0,05 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) IUCLID (1996) EnviChem (1995) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 6,5 30000 4,05 522,1 | Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 375 (l/kg) 37500 2,0 E - 02 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftfremk. (TRV) | 3,0 E - 05 (mg/(kg·d)) 3,3 E - 05 (mg/(kg·d)) | UMS (1997) WHO (1993) |
| <u>Innånding</u> RfC Gentoks. kreftfremk. RfC | 3,0 E - 03 (mg/m ³) 2,0 E - 04 (mg/m ³) | UMS (1997) UMS (1997) |
| <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 1,3 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | 0,0004 - 0,006 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.17 Diklormetan

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|----------------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer EC ₅₀ Planter NOEC | 1000 - 2800 (mg/kg) 0,1 (mg/kg) | EnviChem (1995) IUCLID (1996) |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Fisk LC ₅₀ Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 662 - 1000 (mg/l) 193 (mg/l) 1000 0,06 (mg/kg) | EnviChem (1995) IUCLID (1996) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 1,25 5,0 1,06 1,65 | Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 0,3 (l/kg) 30 (l/kg) 8,0 E - 02 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. kreftf. (TRF) | 6,0 E - 03 (mg/(kg·d)) 1,3 E - 03 (mg/(kg·d)) | WHO (1993) UMS (1994) |
| <u>Innånding</u> RfC | 3,5 E - 01 (mg/m ³) | IMM (1990) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,05 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.18 Triklormetan

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer EC ₅₀ Dyr LC ₅₀ | 125 - 1013 (mg/l) >1000 (mg/kg) | EnviChem (1995) IUCLID (1996) |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger EC ₅₀ Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 185 (mg/l) 0,02 (mg/l) 10 0,001 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 1,97 13 1,13 1,78 | Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 0,56 (l/kg) 56 (l/kg) 1,6 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) Gentoks. krefft. TRV <u>Innånding</u> RfC Gentoks. krefft. RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 1,3 E - 02 (mg/(kg-d)) 1,64 E - 04 (mg/(kg-d)) 1,7 E - 02 (mg/m ³) 4,4 E - 04 (mg/m ³) 1,0 E - 01 | WHO (1993) UMS (1997) UMS (1997) UMS (1997) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.19 Trikloretan

| Parameter | Data | Referanse |
|---|---|--|
| Økotoksikologi | | |
| <u>Terrestrisk toksisitet</u> Mikroorganismer EC ₅₀ Planter EC ₅₀ Dyr EC ₅₀ | 65 - 530 (mg/l) 1000 (mg/kg) 1000 (mg/kg) | EnviChem (1995) |
| <u>Akvatisk toksisitet</u> Alger NOEC Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 175 (mg/l) 0,15 (mg/l) 10 0,01 (mg/kg) | EnviChem (1995) IUCLID (1996) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 2,3 17 1,74 3,08 | Naturvårdsverket (1996a) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 0,9 (l/kg) 90 (l/kg) 4,3 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 2,4 E - 02 (mg/(kg-d)) 5,4 E - 01 (mg/m ³) 1,0 E - 01 | WHO (1993) IMM (1990) MDEP(1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.20 Tetrakloreten

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|---|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer LOEC Dyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC | 51 (mg/l) 32 (mg/kg) 50 0,64 (mg/kg) | EnviChem (1995) IUCLID (1996) |
| Akvatisk toksisitet Alger NOEC Krepsdyr/fisk NOEC | 1 (mg/l) 0,45 (mg/l) | IUCLID (1996) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 2,8 77,1 1,96 3,61 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 3 (l/kg) 300 (l/kg) 7,1 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Gentoks. krefft. TRV Innånding RfC Gentoks. krefftremk. RfC Hudkontakt f _{du} | 1,4 E - 02 (mg/(kg-d)) 2,0 E - 04 (mg/(kg-d)) 6,8 E - 01 (mg/m ³) 5,5 E - 03 (mg/m ³) 1,0 E - 01 | WHO (1993) UMS (1997) IMM (1990) UMS (1997) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | - | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

14.2.21 1,1,1,Trikloreten

| | Data | Referanse |
|---|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer EC ₅₀ Planter NOEC Dyr LC ₅₀ | 8-18,2 (mg/l) 6,9 (mg/l) 4400 - 38554 (mg/kg) | Beck og Jaques (1993) EnviChem (1995) IUCLID (1996) |
| Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Krepsdyr NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 5 - 669 (mg/l) 1,3 (mg/l) 10 0,13 (mg/kg) | IUCLID (1996), EnviChem (1996) IUCLID (1996) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 2,49 9 1,72 3,03 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 1,0 (l/kg) 100 (l/kg) 7,6 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC Hudkontakt f _{du} | 7,0 E - 02 (mg/(kg-d)) 8,0 E - 01 (mg/m ³) 1,0 E - 01 | UMS (1997) IMM (1990) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,01 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.22 Bensen

| Parameter | Data | Referanse |
|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet | | |
| Mikroorganismer LOEC | 92 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Planter | 900 - 1300 (mg/l) | IUCLID (1996) |
| Dyr | 105 - 120 (mg/kg) | |
| Akvatisk toksisitet | | |
| Alger NOEC | 600 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Krepsdyr NOEC | 0,2 (mg/l) | IUCLID (1996) |
| Fisk NOEC | 3,1 - 5,3 (mg/l) | |
| Sikkerhetsfaktor | 50 | |
| PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,002 (mg/kg) | |
| Akkumulering | | |
| log P _{ow} | 2,1 | Naturvårdsverket (1996a) |
| BCF Fisk | 10,9 | |
| BCF Stengel | 1,32 | |
| BCF Rot | 2,15 | |
| Adsorpsjon/fasefordeling | | |
| K _d | 0,57 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| K _{oc} | 57 (l/kg) | |
| H | 2,2 E - 01 | |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak | | |
| Gentoks. kreftrisk. (TRV) | 3,3 E - 04 (mg/(kg·d)) | UMS (1997) |
| Innånding | | |
| RfC | 1,3 E - 03 (mg/m ³) | IMM (1990) |
| Hudkontakt | | |
| f _{du} | 8,0 E - 02 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,005 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.23 Toluen

| Parameter | Data | Referanse |
|---------------------------------|---------------------------------|--------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet | | |
| Mikroorganismer LOEC | 29 (mg/l) | EnviChem (1995) |
| Planter | 2000 (mg/l) | IUCLID (1996) |
| Akvatisk toksisitet | | |
| LOEC | 105 (mg/l) | |
| Fisk LOEC | 6 (mg/l) | |
| Sikkerhetsfaktor | 10 | |
| PNEC terresterisk ¹⁾ | 0,8 (mg/kg) | |
| Akkumulering | | |
| log P _{ow} | 2,7 | Naturvårdsverket (1996a) |
| BCF Fisk | 39 | |
| BCF Stengel | 2,2 | |
| BCF Rot | 4,24 | |
| Adsorpsjon/fasefordeling | | |
| K _d | 1,3 (l/kg) | Naturvårdsverket (1996a) |
| K _{oc} | 130 | |
| H | 2,5 E - 01 | |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak | | |
| MTDI (TRV) | 2,2 E - 01 (mg/(kg·d)) | WHO (1993) |
| Innånding | | |
| RfC | 4,0 E - 02 (mg/m ³) | IMM (1990) |
| Hudkontakt | | |
| f _{du} | 1,2 E - 01 | MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,005 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.24 Etylbensen

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| Terrestrisk toksisitet Mikroorganismer LOEC Planter EC ₅₀ | 12 (mg/l) 27 - 48 (mg/l) | IUCLID (1996) EnviChem (19959) |
| Akvatisk toksisitet Alger LOEC Krepsdyr/fisk LC ₅₀ Sikkerhetsfaktor PNEC terresterisk ¹⁾ | 33 (mg/l) 0,49 - 1030 (mg/kg) 100 0,7 (mg/kg) | IUCLID (1996) EnviChem (1995) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,1 86 3,4 8,48 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 2,2 (l/kg) 220 (l/kg) 3,2 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC Hudkontakt f _{du} | 1,0 E - 01 (mg/(kg-d)) 4,0 E - 02 (mg/m ³) 2,0 E - 01 | WHO (1993) IMM (1990) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,005 (mg/kg) | |

¹⁾ Beregnet fra akvatiske data

14.2.25 Xylen

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|---|
| Økotoksikologi | | |
| Akvatisk toksisitet Alger EC ₅₀ Fisk NOEC Sikkerhetsfaktor PNEC terrestrisk | 0,35 - 1080 (mg/l) 1,3 (mg/l) 100 0,03 (mg/kg) | IUCLID (1996) EnviChem (1995) |
| Akkumulering log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,2 105 3,37 8,34 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Adsorpsjon/fasefordeling K _d K _{oc} H | 2,6 (l/kg) 260 (l/kg) 2,5 E - 01 | Naturvårdsverket (1996a) |
| Human toksikologi | | |
| Oralt inntak MTDI (TRV) Innånding RfC Hudkontakt f _{du} | 1,8 E - 01 (mg/(kg-d)) 4,0 E - 02 (mg/m ³) 1,2 E - 01 | WHO (1993) IMM (1990) MDEP (1994) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,005 (mg/kg) | |

14.2.26 Alifater C5-C6

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Gjelder C ₅ – C ₈ Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 50 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,3 190 3,88 10,93 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 8 (l/kg) 800 (l/kg) 34 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 5 (mg/(kg·d)) 18,4 (mg/m ³) 0,2 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.27 Alifater >C6-C8

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Gjelder C ₅ – C ₈ Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 50 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,99 970 5,92 36,28 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 40 (l/kg) 4000 (l/kg) 51 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 5 (mg/(kg·d)) 18,4 (mg/m ³) 0,2 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.28 Alifater >C8-C10

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 100 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 4,89 7700 5,90 175,64 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 320(l/kg) 32000 (l/kg) 82 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 0,1 (mg/(kg·d)) 1 (mg/m ³) 0,2 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.29 Alifater >C10-C12

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 100 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 5,78 60000 3,09 850,35 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 2500(l/kg) 250000 (l/kg) 130 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 0,1 (mg/(kg·d)) 1 (mg/m ³) 0,2 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.30 Alifater >C12-C16

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 100 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 7,08 1200000 0,38 8531 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 50000 (l/kg) 5000000 (l/kg) 540 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 0,1 (mg/(kg·d)) 1 (mg/m ³) 0,2 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.31 Alifater >C16-C35

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 100 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 9,30 200000000 0,0004 438322 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 10000000(l/kg) 1000000000 (l/kg) 6400 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 2 (mg/(kg·d)) m.d. (mg/m ³) 0,2 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.32 Metyltertiærbutyleter (MTBE)

| Parameter | Data | Referanse |
|--|--|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 60 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 1,30 2 0,69 1,12 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 0,082(l/kg) 8,2 (l/kg) 0,02 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) <u>Innånding</u> RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 0,1 (mg/(kg·d)) 3 (mg/m ³) 0,1 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.33 1,2-dikloreten

| Parameter | Data | Referanse |
|---|--|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| Økotoksbasert normverdi, terrestrisk | 60 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 1,48 3 0,79 1,23 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 0,12(l/kg) 12 (l/kg) 0,05 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> Gentoks kreft MTDI (TRV) <u>Innånding</u> Gentoks. kreft RfC <u>Hudkontakt</u> f _{du} | 0,001 (mg/(kg·d)) 0,00038 (mg/m ³) 0,1 | Naturvårdsverket (1998) |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | | |

14.2.34 1,2-dibrometan

| Parameter | Data | Referanse |
|--|---------------------------------|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| | m.d. | |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 1,96 9,1 1,13 1,79 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 0,37(l/kg) 37 (l/kg) 0,03 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> Gentoks. kreft MTDI (TRV) | 0,0000012 (mg/(kg·d)) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Innånding</u> Gentoks. kreft RfC Hudkontakt | 0,000046 (mg/m ³) | |
| f _{du} | 0,1 | |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,004 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |

14.2.35 Tetraetylbley

| Parameter | Data | Referanse |
|--|----------------------------------|-------------------------|
| Økotoksikologi | | |
| | m.d. | |
| <u>Akkumulering</u> log P _{ow} BCF Fisk BCF Stengel BCF Rot | 3,00 100 3,04 6,99 | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Adsorpsjon/fasefordeling</u> K _d K _{oc} H | 4,18(l/kg) 418 (l/kg) 0,05 | Naturvårdsverket (1998) |
| Human toksikologi | | |
| <u>Oralt inntak</u> MTDI (TRV) | 0,0000001 (mg/(kg·d)) | Naturvårdsverket (1998) |
| <u>Innånding</u> RfC Hudkontakt | m.d. (mg/m ³) | |
| f _{du} | 0,1 | |
| Rapp. norske bakgrunnsverdier | m.d. | |
| Deteksjonsgrenser | 0,001 (mg/kg) | Naturvårdsverket (1998) |

15 Definisjoner

Dette kapitlet inneholder definisjoner på de viktigste uttrykkene som er benyttet i rapporten, sortert alfabetisk.

ADI (Akseptabelt daglig inntak): Grenseverdi for hvor stor mengde av et kjemisk stoff man kan innta i løpet av en dag uten at det kan påvises at stoffet gir negativ effekt. Brukes generelt om tilsetningsstoffer.

Akseptkriterier: Kriterier basert på forskrifter, standarder, nasjonale eller regionale retningslinjer, erfaring og/eller teoretisk kunnskap som legges til grunn for beslutning om akseptabel risiko. Akseptkriterier kan uttrykkes med ord eller være tallfestet.

Akutt giftig: Med akutte giftvirkninger menes hurtigvirkende og direkte giftvirkninger.

Akvifer: Vannførende lag i grunnen.

Analyseobjekt: Tekniske, organisatoriske, miljømessige og menneskelige systemer/forhold som omfattes av risikoanalysen.

Bakgrunnsnivå: Den konsentrasjon av et stoff som er naturlig til stede. Bakgrunnsnivået kan variere fra sted til sted.

BCF: Biokonsentrasjonsfaktor; forholdet mellom konsentrasjonen av en substans i miljøet og konsentrasjonen i en organisme ved likevekt.

Beslutningskriterier: Kriterier som har innvirkning på beslutninger som skal tas, f.eks. akseptkriterier, økonomiske rammebetingelser, tilgjengelig tid og hva som er politisk akseptabelt.

Bioakkumulering: Når et stoff bioakkumuleres i en organisme, opphopes stoffet i organismen (oftest i et organ) til en konsentrasjon som er høyere enn i det miljøet som omgir den (f.eks i vannet).

Biokonsentrasjon: Prosess som leder til høyere konsentrasjon av en substans i en organisme enn i miljøet organismen oppholder seg i.

Biologisk nedbrytning: Omdanning av organiske forbindelser til enklere forbindelser (som karbondioksid) ved hjelp av levende organismer. Organismene kan være mikroorganismer eller planter.

Biomagnifikasjon: Når et stoff biomagnifiseres stiger konsentrasjonen av stoffet ved overgang fra et ledd i næringskjeden (trofisk nivå) til det neste.

Biotilgjengelig: At et stoff er biotilgjengelig betyr at det er på en slik form at det er tilgjengelig for opptak i en levende organisme. Prosesser som kan redusere et stoffs biotilgjengelighet i vann er f.eks adsorpsjon til suspendert stoff, sedimenter, humussyrer og andre makromolekyler samt dannelse av kolloidale suspensjoner og kompleksdannelse.

Effekt: I denne sammenheng: Virkninger av grunnforurensning på miljø/menneske. Effekt kan være en målbar endring i jord eller resipient i forhold til forventet tilstand som følge av påvirkning fra forurenset grunn. Effekt omfatter både overkonsentrasjoner i forhold til naturlig

tilstand, og påvirkning på liv i bred forstand. Effekter kan være negative, positive eller nøytrale i forhold til liv og helse.

Eksposering: Kontakt mellom et kjemisk stoff og en organisme (menneske eller økosystem).

Eksposeringsrute/eksposeringsvei: Angir hvilke ruter et kjemisk stoff vil følge for å komme i kontakt med en organisme.

Eksposeringsvurdering: Bestemmelse av utslipp, utslippsmåter og mengde av utslipp, samt forvandling eller nedbrytning som er nødvendig for å beregne konsentrasjoner/doser som mennesker og økosystemet kan bli eksponert for.

Episode: Med episode forstår vi i denne sammenhengen uvanlige (ekstreme) hendelser som kan påvirke en grunnforurensning. Episoder kan ha stor betydning for risiko knyttet til grunnforurensninger som ellers er stabilisert under normale forhold. Det er spesielt grunn til å fokusere på værepisoder.

Estimering av eksponering: Et estimat av mengden og varigheten av kontakt mellom et kjemisk stoff og en mottaker (organisme).

Følsomme områder: Følsomme områder er områder hvor det er spesiell stor risiko for at mennesker kan utsettes for helseskade, eller områder hvor naturen har stor egenverdi. Dette vil være områder hvor det er en høy sannsynlighet for eksponering av de forurensede forbindelser, eventuelt hvor følsomheten for eksponeringen er spesielt høy, som f.eks. hos barn. Eksempler på følsomme områder er boligområder, barnehager, leke- og idrettsplasser, badestrender, samt naturreservater.

Følsomhetsanalyse: Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne effekten av variasjoner i inngangsdata på sluttresultatet av analysen.

Grunn: Grunn brukes i betydningen løsmasser og fjell. Massene kan bestå av naturlige masser eller oppfylte/tilførte masser.

Grunnforurensning: Grunnforurensning er i denne sammenheng begrenset til miljøgiftproblemer knyttet til jord, grunnvann, berggrunn og deponier.

Grunnvann: Vann i porer og sprekker i løsmasser og berggrunn i mettet sone.

Karakterisering av eksponering: Identifikasjon av forholdene for kontakt mellom et kjemisk stoff og en organisme (menneske, dyr eller økosystem). Kan omfatte opptaksruter, konsentrasjon og risikoorganismer.

Kilde: Lokalisering og innhold av miljøgifter i grunnen tilført ved deponering eller søl fra menneskelig aktivitet. Kilden refererer til opprinnelig plassering og innhold av miljøgiftene, uavhengig av spredning og nedbrytning.

Konsekvens: Mulig følge av en uønsket hendelse. Konsekvenser kan uttrykkes med ord eller som en tallverdi for omfanget av skader på mennesker, miljø eller materielle verdier.

Kreftfremkallende stoffer: Stoffer/kjemikalier som kan fremkalle kreft hos mennesker eller forsøksdyr.

Kronisk giftig: Med kroniske giftvirkninger menes at stoffet har egenskaper som over tid fremkaller bestandtruende sykdom eller nedsetter livsfunksjoner hos organismer. Blant kro-

niske virkninger regnes også at stoffet er kreftfremkallende, arvestoffendrende, reproduksjonsskadende eller kan skade fosteret.

LC₅₀/LD₅₀: Letal (dødelig) konsentrasjon eller letal dose. Mål på akutt toksisitet. LD₅₀ angir den dosen som fører til at 50 % av dyrene i en forsøksgruppe dør. LC₅₀ angir den konsentrasjon i vann eller luft som dreper 50 % av forsøksdyrene. LC₅₀-verdien angis også med det tidsrom som eksponeringen pågikk, f.eks. LC₅₀-96h der 96h angir 96 timers eksponering. EC₅₀/ED₅₀ = Effektiv konsentrasjon / effektiv dose. Tilsvarende LC₅₀ / LD₅₀, men med andre endepunkter enn dødelighet.

Miljøgifter: Stoffer som kan gi skadeeffekter på naturmiljøet, også ved lave konsentrasjoner. Skadene forårsakes av iboende egenskaper som akutt og kronisk giftighet, liten nedbrytbarhet og akkumulering i næringskjeden.

Miljømål: Definert ambisjonsnivå for ønsket miljøtilstand. Uttrykkes som en tilstandsklasse for jord, vann og luft, eller kvalitativ beskrivelse av tilstand som ikke gir konflikter med eksisterende eller ønsket arealbruk. Kvalitative ambisjoner konkretiseres i form av akseptkriterier.

Mobilisering: Prosesser som fører til en spredning av forurensningen fra kilden der forurensningen opprinnelig var lokalisert.

MTD: Maksimalt tolererbar dose; høyeste dosenivå som gir påviselige spor av giftighet uten å ha stor effekt på overlevelsesnivåen i forhold til testen hvor den er brukt. MTD vektlegger helseaspektet av giftighet.

Nedbrytbarhet: Stoffer sin evne til å brytes ned i naturen. Nedbrytningen kan være biotisk og avhengig av mikroorganismenes evne til å kunne bryte ned forbindelsen, eller abiotisk og avhengig av forhold som pH, lys, temperatur, kjemiske forbindelser og vanninnhold.

NOEC (No Observed Effect Concentration): Konsentrasjonen for et stoff angir den konsentrasjon av stoffet som ikke gir påviselige skadeeffekter på organismene ved en kronisk eksponeringstest.

Norm: Grenseverdi som i seg selv ikke er bindende, men som brukes av forurensningsmyndighetene i vurderinger av et område eller en lokalitets anvendelsesmuligheter. Ved behandling av de enkelte saker kan normgivende verdier bli gjort bindende.

Organiske forbindelser: Stoffer som består av karbon, oksygen, hydrogen og/eller nitrogen/svovel. For eksempel etanol CH₃CH₂OH. Tungmetaller som bly kan kjemisk bindes til en organisk gruppe og kalles da organisk bly.

Organismer: Fellesbetegnelse på mennesker, dyr, fugler, planter, sopp, alger, fisk, krepsdyr, skalldyr og bakterier.

PEC (Predicted Environmental Concentration): Konsentrasjonen av de stoffene man forventer at organismene eksponeres for i miljøet. PEC beregnes eller måles dersom det er mulig, på det punktet der organismene som skal beskyttes, vil eksponeres.

Persistente forbindelser: Stoffer som brytes svært langsomt ned i naturen.

Permeabilitet: I denne forbindelse: Mål på et jordvolums evne til å slippe gjennom væske eller gass.

PNEC (Predicted No Effect Concentration): På grunnlag av alle de testresultatene som er tilgjengelig for et stoff, beregnes den konsentrasjon av stoffet som ikke forventes å gi skade-

effekter på miljøet. Der omfanget av tilgjengelige data ofte er begrenset brukes sikkerhetsfaktorer for ta høyde for usikkerheten i datagrunnlaget.

Problemeier: Problemeier er den som eier problemet, dvs. den som myndighetene holder ansvarlig for forurensningen. Dette vil i første rekke være forurenser, men kan også være grunneier eller andre som kan holdes ansvarlig etter forurensningsloven.

Risiko: Uttrykk for den fare som uønskede hendelser representerer for mennesker, miljø eller materielle verdier. Risikoen uttrykkes ved sannsynligheten for og konsekvensene av de uønskede hendelsene.

Risikoanalyse: Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko. Risikoanalysen utføres ved kartlegging av uønskede hendelser, og årsaker til og konsekvenser av disse.

Risikoreduserende tiltak: Tiltak med sikte på å redusere sannsynlighet for og/eller konsekvens av uønskede hendelser.

Risikovurdering: Sammenligning av resultater fra risikoanalyser med definerte akseptkriterier for risiko.

Spredning: Med spredning menes i denne sammenheng spredning av miljøgifter i grunnen fra opprinnelig deponeringssted eller kilde. Spredning omfatter her kun spredning i grunnen (jord, porevann, grunnvann og poreluft).

Stratigrafi: Lagdeling i grunnen.

Toksisitet: Et stoffs giftvirkning og giftighetsnivå.

Transport (mekanisme): Ulike mekanismer for spredning av en forurensning f.eks. i luft, jord eller vannfase.

Utbredelsesområde: Utbredelse av eksisterende forurensning som kan føre til eksponering av mennesker eller definerte biotoper/økosystemer.

Uønsket hendelse: Hendelse eller tilstand som kan medføre skade på mennesker, miljø eller materielle verdier.

Utlekking: Prosessen som beskriver utløsning av forurensende komponenter fra jordmatriksen til porevannet. Kan deles inn i potensiell utlekking og aktuell utlekking, som er avhengig av lokale forhold.

Årsaksanalyse: Systematisk fremgangsmåte for å beskrive og/eller beregne sannsynlige årsaker til uønskede hendelser.

Årsaksfjernende tiltak: Tiltak med sikte på å fjerne årsaker til uønskede hendelser.

Årsakskjede: Mulige sekvenser av hendelser som kan føre til en uønsket hendelse.

16 Alfabetisk parameterliste

| | | |
|-----------------|---|--|
| ε | = | jordas porøsitet. |
| ρ_s | = | jordas tetthet (kg/l). |
| θ_a | = | luftinnhold i jord (l luft/l jord). |
| θ_w | = | vanninnhold i jord (l vann/l jord). |
| A | = | arealet under huset (m ²). |
| BCF_{fisk} | = | biokonsentrasjonsfaktor for fisk ((mg/kg fisk) / (mg/l vann)). |
| BCF_{rot} | = | biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er under jorden (l/kg våtvekt). |
| $BCF_{stengel}$ | = | biokonsentrasjonsfaktoren (planteopptaksfaktoren) i den del av planten som er over jorden (l/kg våtvekt). |
| C_a | = | forurensningskonsentrasjonen i poreluft ved kilden (mg/l). |
| C_{ad} | = | gjennomsnittlig konsentrasjon av støv i innåndet luft (mg/m ³). |
| C_{du} | = | referanse-jordkonsentrasjonen for hudkontakt med jord (mg/kg). |
| C_{gw} | = | forurensningskonsentrasjonen i grunnvann (mg/l). |
| C_{ia} | = | forurensningskonsentrasjonen i innendørs luft (mg/l). |
| C_{id} | = | referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av støv (mg/kg). |
| C_{if} | = | referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av fisk/skalldyr (mg/kg). |
| C_{ig} | = | referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av grønnsaker (mg/kg). |
| C_{is} | = | referanse-jordkonsentrasjonen for oralt inntak av jord (mg/kg). |
| C_{iv} | = | referanse-jordkonsentrasjonen for innånding av gasser (mg/kg). |
| C_{iw} | = | referanse-jordkonsentrasjonen for inntak av drikkevann (mg/kg). |
| C_s | = | forurensningskonsentrasjonen i jord (mg/kg). |
| C_{sw} | = | forurensningskonsentrasjonen i overflatevann (mg/l). |
| C_w | = | forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden (mg/l). |
| D | = | diffusiviteten av luft i jord (m ² /d). |
| D_0 | = | diffusiviteten i ren luft (m ² /d). |
| d_a | = | tykkelsen av akviferen (m). |
| d_{mix} | = | tykkelsen av blandingssonen i akviferen (m). |
| DF_{gw} | = | fortynningsfaktor fra porevann til grunnvann. |
| DF_{ia} | = | fortynningsfaktor fra poreluft til innendørsluft. |
| DF_{sw} | = | fortynningsfaktor fra grunnvann til overflatevann. |
| DI_{du} | = | gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord (mg/d). |
| DI_{if} | = | gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr (kg/d). |
| DI_{ig} | = | gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker (kg/d). |
| DI_{is} | = | gjennomsnittlig daglig jordinntak (mg/d). |
| DI_{iw} | = | gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann (l/d). |
| f_{blad} | = | fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak. |
| f_{du} | = | relativ stoffspesifikk absorpsjonsfaktor for hudopptak. |
| f_{exp} | = | fraksjon eksponeringstid (d/år). |
| f_f | = | fraksjon av inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende resipient. |
| f_h | = | fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurensede området. |
| f_{oc} | = | fraksjon organisk karbon i jord. |
| f_{rot} | = | fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaksinntak. |
| H | = | Henrys konstant. |
| I | = | infiltrasjonshastigheten (m/år). |
| i | = | hydraulisk gradient (m/m). |
| k | = | jordas hydrauliske konduktivitet (m/år). |
| K_d | = | jord/vann fordelingskoeffisient (l/kg). |
| K_{oc} | = | organisk karbon-vann fordelingskoeffisient (l/kg). |
| K_{pl} | = | total plantekonsentrasjon ((mg/kg plant) / (mg/kg jord)). |

| | | |
|------------------|---|---|
| k_t | = | teoretisk oppholdstid i innsjøen (år^{-1}). |
| KV | = | kroppsvekt (kg). |
| / | = | fettinnhold av fisk (%). |
| I | = | utsiftningshastigheten for luft i huset (d^{-1}). |
| L | = | innlekkingshastigheten av poreluft (m^3/d). |
| L_{gw} | = | lengden av det forurensede området i grunnvannstrømmens retning (m). |
| L_{sw} | = | bredden av det forurensede området vinkelrett på retningen av grunnvannstrømmen (m). |
| LR | = | lungeretensjon (%). |
| PH | = | pustehastighet (m^3/d). |
| P_{ow} | = | oktanol-vann fordelingskoeffisient. |
| Q_{di} | = | grunnvannstrømning fra det forurensede området til overflatevannet ($\text{m}^3/\text{år}$). |
| Q_{sw} | = | vannføring i overflatevannet ($\text{m}^3/\text{år}$). |
| R_{du} | = | daglig hudeksponering per kg kroppsvekt ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). |
| R_{id} | = | daglig innånding av støv per kg kroppsvekt ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). |
| R_{if} | = | daglig inntak av fisk og skalldyr per kg kroppsvekt ($\text{kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). |
| R_{ig} | = | daglig inntak av grønnsaker per kg kroppsvekt ($\text{kg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). |
| R_{is} | = | daglig jordinntak per kg kroppsvekt ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). |
| R_{iv} | = | daglig innånding av gasser per kg kroppsvekt ($(\text{m}^3/(\text{kg}\cdot\text{d})) / (\text{g}/\text{m}^3)$). |
| R_{iw} | = | daglig inntak av drikkevann per kg kroppsvekt ($\text{l}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). |
| RfC | = | toksikologisk referansekonsentrasjon (mg/m^3). |
| TRV | = | toksikologisk referanseverdi ($\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$). |
| V_{hus} | = | innvendig volum av huset (m^3). |
| V_{sw} | = | innsjøens volum (m^3). |
| X | = | avstand fra det forurensede området til brønnen (m). |
| Z | = | dybden til forurensningene (m). |

17 Justerte standardverdier for ulike jordtyper

Tabell 17 viser justerte standardverdier for ulike jordtyper som kan brukes når man har informasjon om jordtypen og skal gjennomføre en utvidet risikoanalyse (trinn 2).

Tabell 17. Jordas hydrauliske konduktivitet (k), jordas porøsitet (ε), luftinnhold i jord (θ_a), vanninnhold i jord (θ_w) og infiltrasjonshastigheten (I) for ulike jord typer.

| Jord type | k (m/s) | ε | θ_a (l luft/l jord) | θ_w (l vann/l jord) | I (cm/år) |
|-----------|---------------------------------|---------------|----------------------------|----------------------------|-------------------------------|
| sand | 10^{-3} to $5 \cdot 10^{-5}$ | 0,41 | 0,334 | 0,076 | $1,8 \cdot 10^{-3} \cdot P^2$ |
| silt | 10^{-5} to 10^{-9} | 0,46 | 0,16 | 0,3 | $9,8 \cdot 10^{-4} \cdot P^2$ |
| leire | $5 \cdot 10^{-8}$ to 10^{-12} | 0,38 | 0 | 0,38 | $1,8 \cdot 10^{-3} \cdot P^2$ |

P er midlere nedbør i cm/år.

18 Sentrale referanser

ASTM (1996): Guide for Risk Based Corrective Action, Subcommittee E50.04 Regulatory Programs Voluntary Cleanup Task Group, Draft 4.1 of Provisional Standard, revised 7/96, USA.

Bakke, S., Engelstad, F., Vik, E.A., Weideborg, M., Kaland, T. og Andersen, S. (1998): Økologisk risikovurdering. Delrapport 2 i SFT/GRUFs Miljøriskoprojekt. Aquateam-rapport nr. 98-026.

Beck, P.A. og Jaques, R. (1993): Datarapport for miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr 93:23, Oslo.

CCME (1996): 1) A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines. Report CCME-EPC-101E; 2) Guidance Manual for Developing Site-Specific Soil Quality Remediation Objectives for Contaminated Sites in Canada. ISBN 0-662-24345-5; 3) A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. ISBN 0-662-24346-3.

CONCAWE (1997): European Oil Industry guidelines for risk-based assesment of contaminated sites. CONCAWE-report no. 2/97, Brussels, April.

Crommentuijn, T., Polder, M.D. and van de Plassche, E.J. (1997): Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentration into account. RIVM report no. 601501001, the Netherlands, October.

de Vries, W. and Bakker, D.J. (1996a): Manual for calculating critical loads of heavy metals for soil and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria, calculation methods and input data, DLO and TNO, Report 114, The Netherlands.

de Vries, W. and Bakker, D.J. (1996b): Manual for calculating critical loads of persistent organic pollutnats for soil and surface waters. Preliminary guidelines for environmental quality criteria, calculation methods and input data, Perpared for VROM, TNO-report: TNO-MEP-R 96-509, The Netherlands, December.

Elert, M., Jones, C. og Dock, L. (1997): Hälsoriskbaserade bedömningsmodeller för förorenad mark. Inventering och utvärdering av modeller i anvenda i andra länder. Delrapport 1. Rapport fra Kemakta Konsult AB och Institutet för Miljömedisin, Karolinska Institutet, september 1994.

Elert, M. (1999): Personlig meddelelse vedr. bakgrunn for svenske retningslinjer for forurenset jord.

EnviChem (1995): Data Bank of Environmental Properties of Chemicals, Version 1.0, Finnish Environment Agency.

Faber, J.H. (1998): Ecological Risks of Soil Pollution. Ecological Building Blocks for Risk Assessment. Technical Soil Protection Committee (tcb). ibn-dlo, TCB R07 (1997). English version. February.

Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. and Vegter, J. (editors) (1998): Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe, Volume 1. Scientific Basis LQM Pros. Nottingham.

ICME (1996): Report of the International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds, A Publication by the International Council on Metals and the Environment (ICME), Angers, France, November 13-15.

IMM (1991): Hälsoriskeffekter av luftföroreningar i utomhusluft. IMM rapport 2/91.

IRIS (1995): Integrated risk information system. USEPA, October.

IUCLID (1996): International Uniform Chemical Information Database, - Existing Chemicals-1996, CD Version 1.0, European Chemical Bureau, European Commission, JRC Environmental Institute, Ispra, Italy.

Jensen, J. and Folker-Hansen, P. (1995): Soil Quality Criteria for Selected Organic Compounds, Arbeidsrapport fra Miljøstyrelsen Nr.47, Danmark.

Jonassen, H. og Ness, M. (1988): Modeller og systemer for risikovurdering. Delrapport 5 i SFT/GRUFs Miljørisikoprojekt.

Jongbloed, R.H, Pijnenburg, J., Mensink, B.J.W.G., Traas, T.P. and Luttik, R. (1994): A model for environmental risk assessment and standard setting based on biomagnification. Top predators in terrestrial ecosystems. RIVM Report no. 719101012, the Netherlands, October.

Karstensen, K.H. (1997): Nordic Guidelines for Chemical Analysis of Contaminated Soil Samples. SINTEF report no. SFT27 A95040.

MDEP (1994): Background documentation for the development of HCP numerical standards. Massachusetts Department of Environmental Protection, USA.

Mogensen, A., Andersen, S., Bjørnstad, B., Hansen, H.J., Karstensen, K.H., Sørlie, J.E. og Vik, E.A. (1998): Transport og reaksjonsmekanismer. Delrapport 3 i SFT/GRUFs Miljørisikoprojekt. Aquateam - rapport nr. 98-023.

Naturvårdsverket (1996a): Model and data used for the development of preliminary guideline value for contaminated soils in Sweden. Naturvårdsverkets arbetsmaterial, dateret mars 1996.

Naturvårdsverket (1996b): Generella riktvärden för förorenad mark. Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Efterbehandling och sanering. NATURVÅRDSVERKET rapport nr. 4638

Naturvårdsverket och Svenska Petroleum Institutet (1998): Förslag til riktvärden för förorenade bensinstationer – mark och grundvatten. NATURVÅRDSVERKET rapport nr. 4889.

Norsk Standard (1991): Krav til risikoanalyser. NS 5814.

Ottesen, T.R., Bogen J., Bølviken, B. og Volden, T. (1996): Geokjemisk atlas for Norge. Kjemisk sammensetning av flomsedimenter. Utdrag av Geokjemisk Atlas, NGU, NVE.

RBCA (1997): Tier 2 RBCA Tool Kit: Guidance Manual for Risk-Based Corrective Action RBCA spreadsheet System & Modeling Guidelines Summary Report Forms.

Rognerud, S., Hongve, D. og Fjeld, E. (1997): Naturlige bakgrunnskonsentrasjoner av metaller. Kan atmosfæriske avsetninger påvirke metall-konsentrasjoner i flomsedimenter slik at de ikke reflekterer berggrunnens geokjemi? NIVA-Rapport lnr 3670-97.

Sanders, P.F. and Talimcioglu, N.M. (1997): Soil-to-indoor air exposure models for volatile organic compounds: The effect of soil moisture. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.16, No.12, pp. 2597-2604.

Scott-Fordsmand, J.J. and Pedersen, M.B. (1995): Soil Quality Criteria for Selected Inorganic Compounds. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 48. Danmark.

SFT (1991): Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser. SFT-veiledning 91:01.

SFT (1995): Håndtering av grunnforurensningssaker. Foreløpig saksbehandlingsveileder. SFT-rapport 95:09.

SFT (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 97:04.

SFT (1997): Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning 97:03.

Sips A.J.A.M. and van Eijkeren, J.C.H. (1996): Oral bioavailability of heavy metals and organic compounds from soil; too complicated to absorb? An inventarisation of factors affecting bioavailability of environmental contaminants from soil. RIVM report no. 711701 002, the Netherlands, April.

Sosial- og helsedepartementet (1995): Forskrift om vannforsyning og drikkevann m.m., fastsatt 01.01.95.

TPHCWG (1997a): A risk-based approach for the management of Total Petroleum Hydrocarbons in soil. A technical overview of the petroleum hydrocarbon risk assessment approach of the TPH Criteria Working Group, TPH Criteria Working Group.

TPHCWG (1997b): Selection of representative TPH fractions based on fate and transport considerations, Volume III, TPH Criteria Working Group, Fate and Transport Technical Action Group.

TPHCWG (1997c): Development of fraction specific Reference Doses (RfDs) and Reference Concentrations (RfCs) for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH), Volume IV, TPH Criteria Working Group, Technological technical Action Group.

UMS (1997): UMS-System zur Altlastenbeurteilung. Instrumente für der pfadübergreifende Abschätzung und Beurteilung von altlastenverdächtigen Flächen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. F&E-Vorhaben 109 01 215. Umweltbundesamt, Berlin.

U.S. EPA (1996): Soil Screening Guidance: Technical Background document. Publication 9355.4-17A. US-EPA, Washington DC.

van den Berg, R. (1993): Human exposure to contaminated soil: a model (CSOIL) used for assessment of human-toxicological intervention values for soil clean-up. In: Contaminated Soil '93, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

van den Berg R. (1994): Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised version). RIVM Report no. 725201011.

Van der Meent, D.; Aldenberg, T.; Canton, J.H.; van Gestel, C.A.M. and Sloof, W. (1990): Desire for Levels, Background study for the policy document "Setting Environmental Quality Standards for Water and Soil", Annex report number 670101 002, RIVM, the Netherlands, November.

Victorin, K., Dock, L., Vahter, M. and Ahlborg, U. (1990): Hälsoriskbedömning av vissa ämnene i industrikontaminerad mark, IMM rapport 4/90.

VROM (1994): Emission Inventory in the Netherlands – A Review of Environmental Quality Objectives and Their Policy Framework in the Netherlands. Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, the Hague, ISBN 90-6092-783-4.

Weideborg, M., Alexander, J., Norseth, T. og Vik, E.A. (1998): Human toksikologi. Delrapport 1 i SFT/GRUFs Miljørisikoprojekt. Aquateam-rapport nr. 97-107.

Weideborg, M., Alexander, J, Vik, E. A., Norseth, T., Bjørnstad, B., Kaland, T. og Breedveld, G. (1998): Normverdier for mest følsomt arealbruk. Delrapport 6 i SFT/GRUFs Miljørisikoprojekt. Aquateam-rapport nr. 98-064.

WHO (1987): Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. WHO Regional Publications, European Series No. 23, WHO. Copenhagen.

19 Beregnede normverdier

Utarbeidelse av normverdiene er utført etter følgende prosedyre:

Ved utarbeidelsen av forslag til helserelevante normverdier er det tatt utgangspunkt i eksponeringsveiene oralt inntak av jord og støv, hudkontakt med jord og støv, innånding av støv, innånding av gasser fra jord, inntak av drikkevann (grunnvann), inntak av grønnsaker produsert og inntatt på stedet samt inntak av fisk og skalldyr fra nærliggende sjøvannsresipient. Det er tatt utgangspunkt i beregningsalgoritmene fra Naturvårdsverkets modell (1996a), men med noen modifikasjoner. I utgangspunktet er det brukt 100% biotilgjengelighet ved inntak fra jord. For enkelte stoffer der det finnes data for biotilgjengelighet, er normene modifisert noe med bakgrunn i opplysninger om % opptak i organismen.

Ved utarbeidelsen av økotoksrelaterte normverdier er det benyttet data fra terrestriske tester på tre trofiske nivåer for beregning av PNEC-verdier. Der terrestriske data ikke er tilgjengelige, beregnes $PNEC_{jord}$ fra akvatiske data og fordelingskoeffisienter mellom jord og vann. Laveste NOEC-verdi fra kroniske tester er benyttet der slike finnes. Der det kun finnes data fra akutte tester, benyttes disse. De sikkerhetsfaktorene som er angitt i EUs retningslinjer for risikovurderinger benyttes i hovedsak. Der det er utført flere kroniske tester med terrestriske organismer på tre trofiske nivåer benyttes laveste NOEC- eller LOEC-verdi som $PNEC_{jord}$, og det benyttes ikke sikkerhetsfaktor. Der toksisitetstestene er utført på vannløselige salter av metaller, anslås økotoksikologisk basert normverdi å være 10 ganger beregnet $PNEC_{jord}$ -verdi. For andre stoffer enn metaller beregnes 100% biotilgjengelighet og den beregnede $PNEC_{jord}$ -verdien benyttes som økotoksbasert normverdi. Utgangspunktet for normverdiene for alifatiske hydrokarbonfraksjoner og tilsetningsstoffer til oljer er forslag til normverdier fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstitutet (Naturvårdsverket, 1998). I dette forslaget er nederlandske og kanadiske normverdier for mest følsom arealbruk benyttet som utgangspunkt.

Basert på de helserelevante og økotoksrelaterte normverdiene for de ulike stoffene er ideelle normverdier utledet. Ideell normverdi er den laveste av helse- og økotoksbasert normverdi. Den ideelle normverdien er deretter justert for deteksjonsgrenser for de mest aktuelle analysemetodene. Der normverdiene ligger lavere enn rapporterte norske bakgrunnsverdier, er det gjort en vurdering mhp. ulike eksponeringsveier og bakgrunnsdata. Normverdiene er så justert til det som kalles "gjeldende normverdier".

Tabell 18 gir en oversikt over disse forholdene for de ulike stoffene og resulterende normverdier. Som tabell 18 viser er normverdien for arsen, cyanid, PAH og BTEX justert betraktelig på grunn av deteksjonsgrensen. Disse stoffene er derfor diskutert spesielt. I slutfasen med arbeidet med denne veiledningen ble det besluttet at det også skulle utarbeides normverdier for hydrokarboner og tilsetningsstoffer til bensin- og oljeprodukter. Disse er derfor også diskutert spesielt i dette kapitlet. Tabell 19 gir bakgrunnsdata for de enkelte helserelevante normverdier.

Tabell 18. Akseptable doser for helse og økosystem, rapporterte bakgrunnsdata for norsk jord, tidligere SFT norm og jordkvalitetsnormer for mest følsom arealbruk.

| Stoff | Rapporterte bakgrunns-verdier for jord i Norge ¹⁾ | Tidligere normer | Helsebaserte normer (akseptabel terskeldose) | | Økotoksbaserte normer (akseptabel terskeldose) | | Ideelle jordkvalitetsnormer | Deteksjonsgrense aktuelle analysemetoder | Normverdier justert for deteksjonsgrenser | Gjeldende normverdier |
|---|--|------------------|--|------------------|--|------------------|-----------------------------|--|---|-----------------------|
| | | | Sum alle eksp. veier | Ekst. drikkevann | (PNEC jordverdier) | Justerte verdier | | | | |
| | mg/kg | SFT (1995) mg/kg | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) | (mg/kg) |
| Arsen | 0,7-8,8 | 20 | 0,06 | 1,7 | 0,2 | 2 | 0,06 | 0,03 | 0,06 | 2 |
| Bly (uorganisk) | 8,5-107,4 | 50 | 60,5 | 96 | 10 | 100 | 60,5 | 0,03 | 60 | 60 |
| Kadmium | 0,1-1,7 | 1 | 3,5 | 11,7 | 0,4 | 4 | 3,5 | 0,01 | 3 | 3 |
| Kvikksølv | 0,05-0,20 | 1 | 0,8 | 0,9 | 0,1 | 1 | 0,8 | 0,01 | 1 | 1 |
| Kobber | 6-27 | 100 | 18400 | 33400 | 10 | 100 | 100 | 0,02 | 100 | 100 |
| Sink | 25-104 | 150 | 12400 | 52400 | 10 | 100 | 100 | 0,01 | 100 | 100 |
| Krom (III) | 3-30 (tot) | 100 | 71800 | 92000 | 26 | | 26 | 0,02 | 25 | 25 (tot) |
| Krom (VI) | 3-30 (tot) | | 7,3 | 7,3 | 1,8 | | 1,8 | | 1,8 | - |
| Nikkel | 3-19 | 30 | 50,9 | 135 | 6,25 | 63 | 50,9 | 0,02 | 50 | 50 |
| Cyanid fri | m.d | 0,1 | 1,5 | 4,6 | 0,0001 | | 0,0001 | 0,1 | 0,1 | 1 |
| PCB (pr. kongen) | 0,003-0,03 CAS1336-36-3 | | | | | | | 0,001 | 0,001 | - |
| Σ7PCB | 0,003-0,03 CAS1336-36-3 | 0,02 | 0,0047 | 0,0047 | 0,003 | | 0,003 | 0,007 | 0,007 | 0,01 |
| Pentaklorfenol | <0,005 | | 0,0026 | 0,0026 | 0,7 | | 0,0025 | 0,005 | 0,005 | 0,005 |
| Lindan | 0,002-0,03 | | 0,02 | 0,1 | 0,0005 | | 0,0005 | 0,001 | 0,001 | 0,001 |
| DDT | 0,0003-0,02 | | 9,2 | 11,9 | 0,04 | | 0,04 | 0,001 | 0,04 | 0,04 |
| Monoklorbensen | m.d. | | 5 | 5,9 | 0,01 | | 0,01 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| 1,2-diklorbensen | m.d. | | 15 | 15,5 | 0,1 | | 0,1 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| 1,4-diklorbensen | m.d. | | 0,12 | 0,14 | 0,01 | | 0,01 | 0,5 | 0,5 | 0,5 |
| 1,2,4-triklorbensen | m.d. | | 1,0 | 1,05 | 0,01 | | 0,01 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| 1,2,4,5-tetraklorbensen | m.d. | | 0,29 | 0,3 | 0,4 | | 0,3 | 0,01 | 0,3 | 0,3 |
| Pentaklorbensen | m.d. | | 0,9 | 0,9 | 0,1 | | 0,1 | 0,01 | 0,1 | 0,1 |
| Heksaklorbensen | 0,0004-0,006 | | 0,03 | 0,03 | 0,05 | | 0,03 | 0,01 | 0,03 | 0,03 |
| Diklormetan | m.d. | | 0,1 | 0,3 | 0,06 | | 0,06 | 0,05 | 0,06 | 0,06 |
| Triklormetan | 0,001 | | 0,003 | 0,003 | 0,001 | | 0,001 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Trikloretan | 0,001 | | 1,1 | 1,5 | 0,01 | | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Tetrakloretan | 0,01 | | 0,03 | 0,04 | 0,6 | | 0,03 | 0,01 | 0,03 | 0,03 |
| 1,1,1-trikloretan | 0,001 | | 1,7 | 1,9 | 0,13 | | 0,13 | 0,01 | 0,1 | 0,1 |
| Aromatiske hydrokarboner: | | | | | | | | | | |
| Σ16 PAH | 0,005-0,8 | 5 | 0,20 ²⁾ | | 19,7 | | 0,20 | 0,01 | 0,20 | 2 |
| Benso(a)pyren | 0,015-0,157 | 0,1 | 0,01 | 0,01 | 1,5 | | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,1 |
| Naftalen | | | 22 | 26 | 0,8 | | 0,8 | 0,01 | 0,8 | 0,8 |
| Fluoren | | | 56 | 60 | 0,6 | | 0,6 | 0,01 | 0,6 | 0,6 |
| Fluoranten | | | 99 | 101 | 0,1 | | 0,1 | 0,01 | 0,1 | 0,1 |
| Pyren | | | 74 | 76 | 0,1 | | 0,1 | 0,01 | 0,1 | 0,1 |
| Bensen | <0,1 | 0,05 | 0,006 | 0,007 | 0,002 | | 0,002 | 0,005 | 0,005 | 0,005 |
| Toluen | 0,32 | 0,05 | 0,4 | 0,4 | 0,8 | | 0,4 | 0,005 | 0,4 | 0,5 |
| Etylbensen | <0,1 | 0,05 | 0,5 | 0,5 | 0,7 | | 0,5 | 0,005 | 0,5 | 0,5 |
| Xylen | <0,1 | 0,05 | 0,8 | 0,8 | 0,03 | | 0,03 | 0,005 | 0,03 | 0,5 |
| Alifatiske hydrokarboner: | | | | | | | | | | |
| Alifater C5-C6 | | | 11 | 11 | 50 ³⁾ | | 7 | | | 7 |
| Alifater >C6-C8 | | | 30 | 30 | 50 ³⁾ | | | | | |
| Alifater >C8-C10 | | | 7 | 7 | 100 ³⁾ | | | | | |
| Alifater >C10-C12 | | | 31 | 31 | 100 ³⁾ | | 31 | | | 30 |
| Alifater >C12-C16 | | | 119 | 119 | 100 ³⁾ | | 100 | | | 100 |
| Alifater >C16-C35 | | | 7850 | 7850 | 100 ³⁾ | | | | | |
| Tilsetningsstoffer til bensin og oljeprodukter | | | | | | | | | | |
| MTBE | | | 2,2 | 6,3 | 60 ³⁾ | | 2,2 | | | 2 |
| 1,2-dikloretan | | | 0,003 | 0,003 | 60 ³⁾ | | 0,003 | | | 0,003 |
| 1,2-dibrometan | | | 0,00001 | 0,00003 | - | | 0,00001 | | 0,004 | 0,004 |
| Tetraetylbly | | | 0,00002 | 0,00003 | - | | 0,00003 | | 0,001 | 0,001 |

1) Data er hentet fra Beck og Jaques (1993)

2) Basert på verdier for den mest toksiske PAH-forbindelse, benso(a)pyren

3) Basert på verdier fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttet (1998)

Tabell 19. Oversikt over delkonsentrasjoner for mest følsom arealbruk (beregnet ut fra metodikk beskrevet i kapittel 10, 11 og 12).

| Stoff | Oralt inntak av jord C _{is} mg/kg | Hudkontakt med jord C _{du} mg/kg | Innånding av støv C _{id} mg/kg | Innånding av gass C _{iv} mg/kg | Inntak av drikkevann C _{iw} mg/kg | Inntak av grønnsaker C _{ig} mg/kg | Inntak av fisk C _{if} mg/kg | Tot. inntak all eksponering mg/kg | Tot. inntak ekskl. drikkevann mg/kg |
|-------------------------|--|---|---|---|--|--|--|--------------------------------------|--|
| Arsen | 3,75 | 5,94E+01 | 6,1E+01 | i.r. | 6,1E-02 | 5,7E+00 | 8,0E+00 | 5,89E-02 | 1,67 |
| Bly | 1,0E+02 | 7,99E+03 | 1,22E+04 | i.r. | 1,63E+02 | 2,15E+04 | 6,6E+03 | 6,05E+01 | 96,1 |
| Kadmium | 1,0E+02 | 3,42E+02 | 1,37E+02 | i.r. | 4,91E+00 | 2,36E+01 | 4,3E+01 | 3,45E+00 | 11,7 |
| Kvikksølv | 4,7E+01 | 4,5E+02 | 2,68E+04 | 0,891 | 1,53E+01 | 1,39E+03 | 2,02E+03 | 8,25E-01 | 0,87 |
| Kobber | 5,0E+04 | m.d. | 3,21E+7 | i.r. | 4,08E+04 | 8,34E+05 | 1,15E+05 | 1,84E+04 | 3,34E+4 |
| Sink | 1,0E+05 | 2,4E+06 | 6,42E+7 | i.r. | 1,63E+04 | 1,33E+05 | 8,58E+05 | 1,24E+04 | 5,24E+4 |
| Krom (III) | 1,0E+05 | 1,2E+06 | 6,42E+07 | i.r. | 3,26E+05 | 6,06E+07 | 8,57E+8 | 7,18E+04 | 92000 |
| Krom (VI) | 1,0E+05 | 5,33E+05 | 7,32 | i.r. | 4,91E+03 | 9,13E+05 | 1,29E+7 | 7,31 | 7,32 |
| Nikkel | 5,0E+02 | 6,85E+02 | 2,93E+02 | i.r. | 8,16E+01 | 1,96E+03 | 2,15E+05 | 5,09E+01 | 135 |
| Cyanid fri | 1,2E+03 | 1,92E+03 | 7,7E+05 | 3,88E+1 | 2,19E+00 | 5,32E+00 | 5,75E+03 | 1,49E+00 | 4,64 |
| PCB CAS1336-36-3 | 8,13E-01 | 5,76E+00 | 8,34E+01 | 2,35E+1 | 7,18E-01 | 4,83E-03 | 4,02E-01 | 4,71E-03 | 4,74E-03 |
| Pentaklorfenol | 5,19E+01 | 2,24E+02 | 1,83E+02 | 1,41E-1 | 1,62E-01 | 2,70E-03 | 3,41E+00 | 2,6E-03 | 2,64E-03 |
| Lindan | 4,69E+00 | m.d. | 6,34E+2 | 1,84E+2 | 2,77E-02 | 0,12 | 9,96E+01 | 2,17E-02 | 1,01E-01 |
| DDT | 1,81E+01 | m.d. | 1,71E+05 | 2,37E+4 | 4,0E+01 | 3230 | 3,51E+01 | 9,17 | 11,9 |
| Monoklorbensen | 9,0E+03 | 4,31E+04 | 9,76E+06 | 8,97 | 3,2E+01 | 1,73E+01 | 2,1E+04 | 4,98E+00 | 5,9 |
| 1,2-diklorbensen | 4,3E+04 | 2,06E+05 | 6,34E+06 | 21,10 | 2,73E+02 | 5,93E+01 | 3,12E+04 | 1,5E+01 | 1,55E+1 |
| 1,4-diklorbensen | 2,5E+02 | 1,19E+03 | 3,66E+05 | 1,15 | 7,15E-01 | 1,68E-01 | 1,04E+01 | 1,2E-01 | 1,44E-1 |
| 1,2,4-triklorbensen | 7,7E+02 | 4,61E+03 | 2,2E+05 | 2,41 | 1,95E+01 | 1,88E+00 | 4,50E+02 | 9,99E-01 | 1,05 |
| 1,2,4,5-tetraklorbensen | 3,0E+01 | m.d. | 1,93E+04 | 2,32E+01 | 1,01E+01 | 3,11E-01 | 5,49E+01 | 2,93E-01 | 3,02E-01 |
| Pentaklorbensen | 8,0E+01 | m.d. | 5,13E+04 | 3,05E+01 | 7,93E+01 | 1,1E+00 | 8,02E+00 | 9,16E-01 | 9,26E-01 |
| Heksaklorbensen | 2,06E+01 | 7,54E+01 | 4,88E+03 | 7,14 | 4,18E+00 | 3,34E-02 | 3,66E+00 | 3,26E-02 | 3,28E-02 |
| Diklormetan | 8,13E+02 | m.d. | 8,54E+06 | 3,12 | 1,87E-01 | 2,91E-01 | 9,86E+02 | 1,1E-01 | 2,66E-01 |
| Triklormetan | 1,03E+02 | 4,87E+02 | 1,07E+04 | 3,35E-03 | 3,86E-02 | 5,57E-02 | 7,8E+01 | 2,92E-03 | 3,16E-03 |
| Trikloretan | 2,4E+03 | 1,15E+04 | 1,32E+07 | 2,48 | 4,34E+00 | 3,68E+00 | 6,71E+03 | 1,1E+00 | 1,48 |
| Tetrakloreten | 1,25E+02 | 5,94E+02 | 1,34E+05 | 4,6E-02 | 2,16E-01 | 1,63E-01 | 7,37E+01 | 3,07E-02 | 3,58E-02 |
| 1,1,1-trikloretan | 7,0E+03 | 3,35E+04 | 1,95E+07 | 2,23 | 1,37E+01 | 1,18E+01 | 3,99E+04 | 1,65E+00 | 1,87 |
| Benso(a)pyren | 8,76E-01 | 2,08E+00 | 2,68E+00 | 5,64E+1 | 4,33E+00 | 1,15E-02 | 4,04E+00 | 1,11E-02 | 1,12E-02 |
| Naftalen | 4,00E+03 | 1,92E+04 | 2,57E+06 | 1,51E+02 | 1,31E+02 | 3,23E+01 | 1,51E+04 | 2,19E+01 | 2,63E+01 |
| Fluoren | 4,00E+03 | 9,59E+03 | 2,57E+06 | 7,98E+03 | 9,01E+02 | 6,16E+01 | 1,46E+04 | 5,59E+01 | 5,96E+01 |
| Fluoranten | 4,00E+03 | 9,59E+03 | 2,57E+06 | 2,44E+05 | 6,98E+03 | 1,05E+02 | 1,39E+04 | 9,93E+01 | 1,01E+02 |
| Pyren | 3,00E+03 | 7,19E+03 | 1,93E+06 | 2,62E+05 | 5,14E+03 | 7,89E+01 | 1,05E+04 | 7,44E+01 | 7,55E+01 |
| Bensen | 2,06E+02 | 1,22E+03 | 3,17E+04 | 7,36E-03 | 7,95E-02 | 9,62E-02 | 1,92E+02 | 6,3E-03 | 6,84E-03 |
| Toluen | 2,2E+04 | 8,79E+04 | 9,76E+05 | 4,25E-01 | 5,23E+01 | 3,32E+01 | 3,52E+04 | 4,17E-01 | 4,2E-01 |
| Etylbensen | 1,0E+04 | 2,4E+04 | 9,76E+05 | 5,48E-01 | 3,86E+01 | 1,33E+01 | 1,18E+04 | 5,19E-01 | 5,26E-01 |
| Xylen | 1,8E+04 | 7,19E+4 | 9,76E+05 | 8,18E-01 | 8,06E+01 | 2,82E+01 | 2,02E+04 | 7,87E-01 | 7,95E-01 |
| Alifater C5-C6 | 5,00E+05 | 1,20E+06 | 4,49E+08 | 1,07E+01 | 9,88E+03 | 2,73E+03 | 1,37E+06 | 1,07E+01 | 1,07E+01 |
| Alifater >C6-C8 | 5,00E+05 | 1,20E+06 | 4,49E+08 | 2,99E+01 | 3,76E+04 | 3,64E+03 | 1,02E+06 | 2,97E+01 | 2,97E+01 |
| Alifater >C8-C10 | 1,00E+04 | 2,40E+04 | 2,44E+07 | 7,56E+00 | 5,38E+03 | 1,21E+02 | 1,84E+04 | 7,10E+00 | 7,11E+00 |
| Alifater>C10-C12 | 1,00E+04 | 2,40E+04 | 2,44E+07 | 3,67E+01 | 4,10E+04 | 1,96E+02 | 1,80E+04 | 3,07E+01 | 3,08E+01 |
| Alifater >C12-16 | 1,00E+04 | 2,40E+04 | 2,44E+07 | 1,76E+02 | 8,16E+05 | 3,91E+02 | 1,79E+4 | 1,19E+02 | 1,190E+02 |
| Alifater >C16-35 | 2,00E+05 | 4,79E+05 | 1,28E+08 | 1,17E+04 | 3,26E+09 | 3,04E+04 | 4,29E+5 | 7,85E+03 | 7,85E+03 |
| MTBE | 1,00E+04 | 4,79E+04 | 7,32E+07 | 4,36E+01 | 3,29E+00 | 7,41E+00 | 4,33E+04 | 2,17E+00 | 6,33E+00 |
| 1,2-dikloretan | 6,26E+02 | 2,97E+093 | 9,27E+03 | 2,79E-03 | 8,22E-02 | 1,71E-01 | 7,21E+02 | 2,65E-03 | 2,74E-03 |
| 1,2-dibrometan | 7,51E-02 | 3,56E-01 | 1,12E+03 | 1,29E-03 | 1,99E-05 | 2,85E-05 | 5,75E-02 | 1,16E-05 | 2,79E-05 |
| Tetraetylbly | 1,00E-02 | 4,79E-02 | 6,42E+00 | 6,21E-04 | 7,01E-05 | 2,86E-05 | 1,84E-02 | 1,96E-05 | 2,72E-05 |

Arsen

Det er de helsebaserte normverdiene som bestemmer normverdien for arsen. Som tabell 19 viser er summen av delkonsentrasjoner fra de ulike eksponeringsveiene meget lav (0,06 mg/kg) i forhold til rapporterte naturlige bakgrunnsverdier (0,7-8,8 mg/kg). Den viktigste eksponeringsveien er her drikkevann, mens delkonsentrasjonene for eksponeringsveiene oralt inntak av jord og støv, inntak av grønnsaker og inntak av fisk og skaldyr ligger hver for seg i samme størrelsesorden som bakgrunnsverdiene. Årsaken til dette er den lave MTDI-verdien for kreftisiko ved oralt inntak som er $6 \cdot 10^{-6}$ mg/kg. Ettersom den helsebaserte normen for arsen blir spesielt lav som følge av bidrag ved inntak av drikkevann ved bruk av MTDI-verdien, ble det vurdert å se nærmere på denne. MTDI-verdien for arsen er ikke godt dokumentert. Den stammer fra et thailandsk studium av fisk. Det er kjent at arsen blir metylert i fisk. Studier har vist at naturlig arsen ikke kommer ut i grunnvannet, selv ved naturlig høyt innhold i berggrunnen. I diskusjoner med myndighetene valgte man derfor å se bort fra eksponering fra drikkevann ved bestemmelse av gjeldende normverdi.

Cyanid

For cyanid er det den økotoksbaserte normverdien som normalt ville blitt bestemmende for. Som tabellen 18 viser er laveste NOEC-verdi satt til 0,005 mg/l for fri cyanid. Denne stammer fra en fisketest (*Lepomis macrochirus*). Ved beregning av PNEC er det benyttet en sikkerhetsfaktor på 50 og en Kd-verdi på 1. PNEC-verdien for fri cyanid er beregnet til **0,0001 mg/kg** som er foreslått som økotoksrelatert normverdi. Det eksisterer ikke terrestriske økotoksdata for cyanid og myndighetene har her valgt å se bort fra økotoksbaserte verdier ved beregning av normverdi. Derfor er det den helsebaserte normverdien som benyttes som gjeldende normverdi. Cyanid er imidlertid ekstremt giftig for vannlevende organismer, og dersom denne eksponeringsveien er relevant, må dette vurderes spesielt.

Aromatiske hydrokarboner

Det er ikke beregnet spesielle normverdier for ulike aromatiske fraksjoner av hydrokarboner. I stedet er det valgt å bruke normverdier for BTEX og PAH-forbindelsene benzo(a)pyren, naftalen, fluoren, fluoranten og pyren som normverdier for de aromatene som forekommer ved hydrokarbonforurensning.

Ved beregning av normverdi for **PAH** er det tatt utgangspunkt i benzo(a)pyren. For benzo(a)pyren og Σ PAH har myndighetene valgt å se bort fra inntak av grønnsaker som eksponeringsvei. Det er gitt egen norm for benzo(a)pyren og normer for totalt innhold av PAH ($\Sigma 16$) er gitt som 20 ganger denne. Dersom inntak av grønnsaker er aktuell eksponeringsvei, må dette vurderes spesielt. Det er beregnet normverdier for de øvrige PAH-forbindelsene hvor det finnes MTDI-verdier: naftalen, fluoren, fluoranten og pyren. Disse normverdiene er beregnet på vanlig måte.

BTEX: Normverdien for bensen er justert på bakgrunn av deteksjonsgrensen. For etylbensen og toluen finnes det en del kroniske økotoksdata, mens det er færre data for xylen. Sikkerhetsfaktoren for xylen blir derfor høy. Man har valgt å justere xylen ned mot toluen og etylbensen og avrunde alle til 0,5 mg/kg fordi man forventer at disse tre stoffene vil oppføre seg omtrent likt. Normverdiene blir uansett lavere eller lik de helserelevante normverdiene.

Alifatiske hydrokarboner

Det er beregnet normverdier for en rekke alifatiske hydrokarbonfraksjoner. Disse er valgt med bakgrunn i et forslag fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttet (som igjen er basert på arbeid utført av TPHWG (1997a, b, c). Ved bestemmelse av norske normverdier for mest følsom arealbruk er det imidlertid benyttet samme metode som ved utarbeidelse av

Øvrige norske normverdier. Dette betyr at de helsebaserte normverdiene for disse stoffene i dette dokumentet ikke nødvendigvis er de samme som de svenske.

De økotoksbaserte normverdiene er imidlertid de samme som de svenske. Det er også for disse stoffene vurdert akvatiske data, ettersom det ikke ble funnet data fra tester med jordlevende organismer. Rapporterte NOEC-verdier fra akvatiske tester er imidlertid ekstremt lave, antakelig fordi man ved testing har benyttet oljeprodukter med et visst innhold av BTEX. Disse data er derfor ikke benyttet som utgangspunkt for fastsettelse av normverdier. Naturvårdsverkets data er derfor benyttet. Disse har tatt utgangspunkt i nederlandske og kanadiske normverdier for mest følsom arealbruk. For de mest toksiske stoffene synes de økotoksbaserte normverdiene å ha liten betydning sammenliknet med de helsebaserte.

Ved utledning av normverdier for hydrokarbonfraksjoner er det benyttet en grovere inndeling i fraksjoner enn hva Naturvårdsverket har gjort. Inndelingen er gjort etter toksisitetsnivå (tabell 18). Normverdier er utviklet for følgende hydrokarbonfraksjoner: C5-C10, >C10-C12, >C12-C35. En sammenligning mellom svenske og norske normverdier er gitt i tabell 20.

Tabell 20. Sammenligning av svenske og norske normverdier for alifatiske hydrokarboner og tilsetningsstoffer til bensin og oljeprodukter.

| Stoffer | Svenske normverdier for mest følsom arealbruk (normaltette masser) (mg/kg) | Norske normverdier (mg/kg) |
|-------------------|--|----------------------------|
| Alifater C5-C8 | 50 ³⁾ | 7 ^{2) 4)} |
| Alifater >C8-C10 | 100 ³⁾ | |
| Alifater >C10-C12 | 100 ³⁾ | 30 ⁴⁾ |
| Alifater >C12-C16 | 100 ³⁾ | 100 ^{3) 4)} |
| Alifater >C16-C35 | 100 ³⁾ | |
| MTBE | 6 ⁴⁾ | 2 ⁴⁾ |
| 1,2-dikloretan | 0,05 ⁴⁾ | 0,003 ⁴⁾ |
| 1,2-dibrometan | 0,00002 ^{1) 4)} | 0,004 ⁴⁾ |
| Tetraetylbly | 0,00004 ^{1) 4)} | 0,001 ⁴⁾ |

1) Deteksjonsgrense for 1,2-dibrometan er 0,004 mg/kg og for tetraetylbly 0,001 mg/kg.

2) Laveste verdi: >C8-C10 gir en helserelatert norm tilsv. 7 mg/kg. Vi velger å bruke denne her.

3) Økotoks utslagsgivende for normverdi.

4) Humandata utslagsgivende for normverdi.

Forskjellene i de svenske og norske humantoksiske normverdiene skyldes for en stor del ulikheter i inngangsparametre som benyttes for mest følsom arealbruk. Disse gir først og fremst utslag ved vurdering av innånding av gasser. Norge bruker et luftinnhold i jord på 0,2 dm³ luft/dm³ jord for mest følsom arealbruk, mens Sverige benytter et luftinnhold på 0,05-0,09 dm³ luft/dm³ jord for normaltette masser.

Tilsetningsstoffer til bensin- og oljeprodukter

Det er beregnet normverdier for metyltertærbutyleter (MTBE), 1,2-dikloretan, 1,2-dibrometan og tetraetylbly. Disse er valgt på bakgrunn av et forslag fra Naturvårdsverket og Svenska Petroleumsinstituttet. For 1,2-dibrometan og tetraetylbly er det ikke funnet økotoksikologiske data. Man har derfor kun tatt utgangspunkt i humantoksiske data ved utledning av normverdier. De helsebaserte normverdiene er imidlertid meget lave, og ville uansett blitt bestemmende for normverdien. For øvrig er norske normverdier bestemt etter samme metode som for øvrige stoffer.

20 Sjekklister for problembeskrivelsen

20.1 Problembeskrivelse

Problembeskrivelsen baserer seg på gjennomgang av tilgjengelig informasjon uten oppgraving, boring eller prøvetaking. Informasjonen skal inneholde:

- Informasjon om området
 - Identifikasjon
 - Grunneier
 - Arealbruk
 - Oversikt over grøfter og ledninger
 - Lokalisering av forurensningskilder
 - Lokale miljømål (dagens- og fremtidig arealbruk, dagens- og fremtidig utnyttelse av grunnvann- og overflateresipienter, andre relevante forhold som verneverdige områder, viktige rekreasjonsområder e.l.)
- Bakgrunn for undersøkelsen
- Kildebeskrivelse (forventet forurensning)
 - Primære kilder (basert på dagens og tidligere arealbruk)
 - Forurensningsstoffer (mengder, miljørelatert stoffinformasjon)
 - Sekundærkilder (forurenset overflatejord (<1 m dybde) mineraljord (≥ 1 m), grunnvann, fri fase (væske), forurenset overflatevann/sedimenter (ferskvann/marint))
 - Mulig lokalisering av primær-/sekundærkilder
 - Annen relevant informasjon (tidsangivelse for mulig forurensning og annen aktivitet som kan ha påvirket primær- og sekundærkilder)
 - Referanser/usikkerhet i tilgjengelig informasjon
- Spredningsrelatert informasjon
 - Mulige spredningsveier (jord, luft, vann)
 - Topografiske forhold, jordtyper, leire, utfyllingshistorie, homogenitet osv.
 - Klimatiske forhold
 - Sannsynlig omfang av og prosesser som påvirker spredningen
- Effektrelatert informasjon (basert på dagens arealbruk og planlagt arealbruk)
 - Mulige resipienter/endepunkter av forurensningen (menneske, økosystem (grunnvann, overflatevann, sediment) sekundære endepunkter (planter, fisk, dyr))
 - Eksisterende tilstand i aktuelle resipienter/endepunkter (grunnvanns-, overflatevanns-kvalitet, naturlig bakgrunnskvalitet av jord, kvalitet sedimenter, planter og mikroorganismer i jord, fisk og andre utnyttbare ressurser)

20.2 Trinn 1 risikovurdering

Det skal gis begrunnelser for svarene.

Problembeskrivelse

Problembeskrivelsen gjennomført (J/N):

Er kildevurderingen tilstrekkelig vurdert med hensyn til:

- andre kilder eller miljøgifter det bør analyseres på?
- omfang og detaljeringsgrad i forhold til hva som er tilstrekkelig?
- avgrensning av forurensningens utbredelse?
- stabilitet, naturlig nedbrytning/omsetning og mulighet for spredning?

Usikkerheter

Identifiserte usikkerhetspunkter undersøkt nærmere (J/N):

Undersøkelser

Er undersøkelsene tilstrekkelige (J/N):

- Er prøvene representative for et definert område/volum?
- Er det satt krav til nøyaktighet og usikkerhet for prøver, analyser og sluttresultater?
- Er prøvehåndteringen faglig forsvarlig hele veien fra uttak av prøver, oppbevaring og til overlevering av analyse?
- Er det gjort avtaler med laboratoriet som sikrer en forsvarlig håndtering av prøvene?

Beskriv ytterligere undersøkelser:

.....

.....

.....

.....

Omfang av undersøkelsene

Beskrivelse:

.....

.....

Minimum databehov:

Beskrivelse:

.....

.....

(Maksimal konsentrasjon av forurensningstoffer i grunnen i hver kildesone bør bestemmes.)

Aktuelle analyseparametre

- Dersom man forventer en tungmetallforurensning (f.eks.: gruver/oppredning, galvan, metallurgisk verksted, elektroteknisk og metallbearbeidende industri) skal det som et minimum analyseres på standard 8 tungmetaller.

- Dersom man forventer en hydrokarbon forurensning skal det undersøkes for PAH, BTEX og alifatiske hydrokarboner. Ved forurensning av bensin, bør det vurderes om det også er nødvendig å undersøke for typiske tilsetningsstoffer som MTBE (metyltertærbutyleter), tetraetylblei, 1,2-dikloreten og 1,2-dibrometan. Ved forurensning med "gamle " smøreoljer bør det undersøkes om forurensning med PCB også kan ha forekommet.
- Dersom man forventer en forurensning fra treimpregnering skal det undersøkes for Cu, Cr, As og PAH (identifikasjon av 16 PAH-forbindelser)
- Ved ukjent sammensetning (f.eks. deponier) skal det undersøkes for 8 tungmetaller, PAH, mineralolje og EOX (summen av ekstraherbare klorerte organiske forbindelser).

Det skal begrunnes hvorfor valgte stoffer er undersøkt og andre er utelatt. SFTs veiledning 91:01 gir eksempler på stoffgrupper som anvendes i ulike industribransjer.

20.3 Trinn 2 risikovurdering

I trinn 2 risikovurdering er det nødvendig med informasjon om hvordan forurensingen i kilden avtar fram til aktuelle eksponeringspunkter. Vanligvis brukes standard verdier fra modellene fordi stedsspesifikke måledata mangler. Dersom måledata benyttes, skal det oppgis. Typiske data som skal vurderes er:

- Omfanget av kildene (primær og sekundærkildene).
Laterale og vertikale grenser til forurenset grunn og grunnvannsområder; representative konsentrasjoner av de stoffer som man er bekymret for.
- Hydrogeologiske stedsspesifikke forhold.
Områdets stratigrafi, overflatejordforholdene, hastighet- og retning av grunnvannstrømmer, gjenvinnings/fortynningsfaktorer osv.
- Relevante punkter for eksponeringen.
Avstand fra kilden til aktuelle resipienter/mottakere av forurensningen (m.a.o. til det mest sannsynlige punktet for kontakt med forurenset jord, vann eller luft.

Det skal gis begrunnelser for alle valg som er foretatt. Eksponeringsskjema og tabell 21 og 22 skal fylles ut.

Problembeskrivelse

Problembeskrivelsen fullstendig (J/N):

Maksimumskonsentrasjoner i kildeområder

Maksimumskonsentrasjoner og aktuelle forurensningsstoffer undersøkt i kildesonene (J/N):

Er alle kildene med sikkerhet identifisert (J/N):

Er kildevurderingen tilstrekkelig vurdert med hensyn til:

- andre kilder eller miljøgifter det bør analyseres på?
- omfang og detaljeringsgrad i forhold til hva som er tilstrekkelig?
- avgrensning av forurensningens utbredelse?
- stabilitet, naturlig nedbrytning/omsetning og mulighet for spredning?

Usikkerheter

Er usikkerhetene ved undersøkelsene vurdert (J/N):

- Er prøvene representative for et definert område/volum?
- Er det satt krav til nøyaktighet og usikkerhet for prøver, analyser og sluttresultater?
- Er prøvehåndteringen faglig forsvarlig hele veien fra uttak av prøver, oppbevaring og til overlevering av analyse?
- Er det gjort avtaler med laboratoriet som sikrer en forsvarlig håndtering av prøvene på laboratoriet?
- Er valgte deteksjonsgrenser og usikkerhetene i analysene tilfredsstillende?
- Er det analysert for de mest relevante parametrene?

Sannsynlig spredning av forurensning

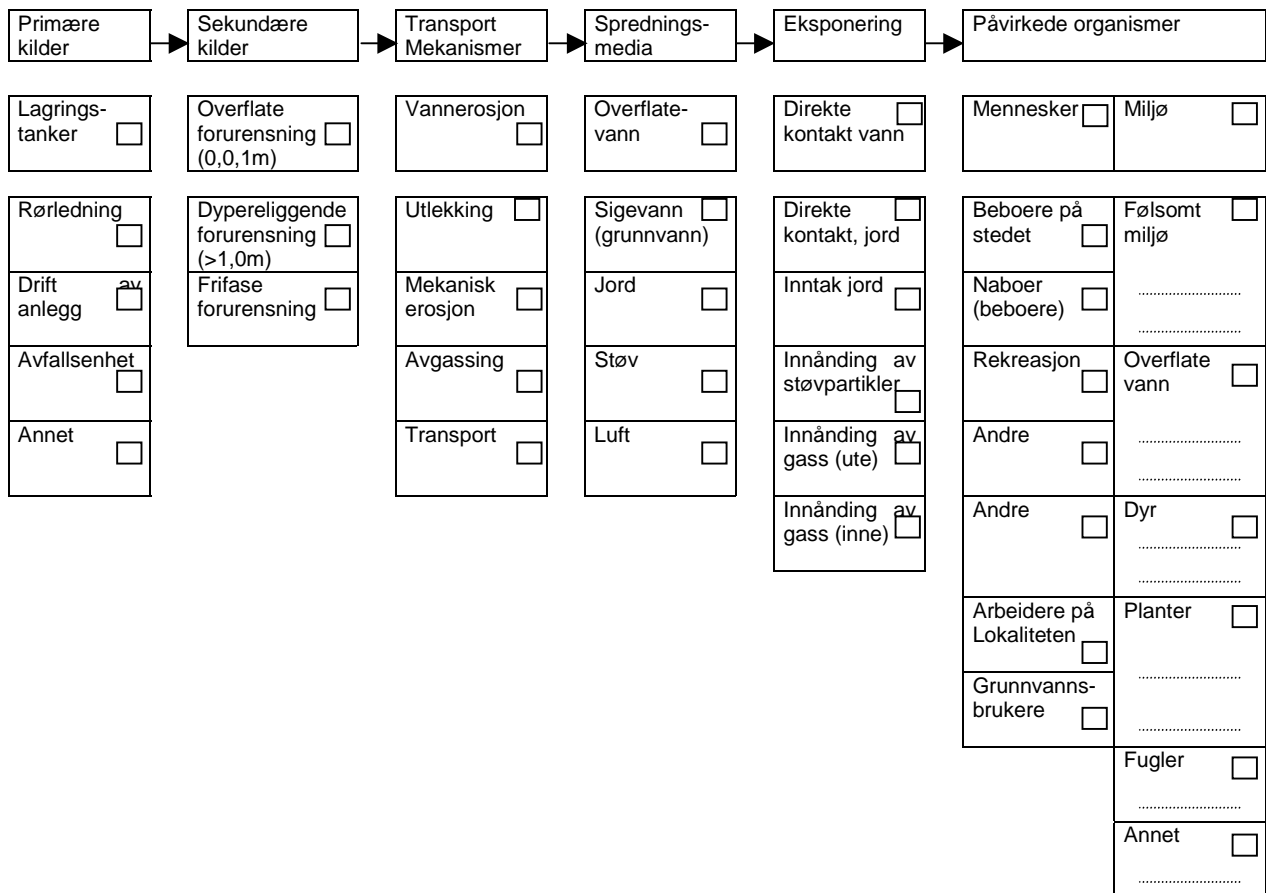
Er spredningen og sannsynligheten for denne vurdert (J/N):

- Er mest sannsynlige spredningsveier og mulige variasjoner basert på naturlige prosesser som påvirker spredning vurdert?
- Er det vurdert om det finnes andre spredningsveier som kan påvirke mennesker eller økosystem?
- Er det vurdert om forurensningen påvirkes av andre forhold enn de som er vurdert og beskrevet?
- Er det vurdert hvordan eventuell spredning vil skje (jevnt over året, ujevnt over sesonger eller over kortere tid i form av støtutslipp, avhengig av nedbør, flo/fjære osv.)?
- Er uønsket spredning i seg selv identifisert?

Eksposering

Kryss av i eksponeringsskjemaet for aktuelle eksponeringsveier

Eksposeringsskjema



Mulige konsekvenser

Er konsekvenser vurdert i forhold til konflikter knyttet til overordnede krav og lokale miljømål (J/N):

- Er konsekvenser ved annen arealbruk enn den som ligger til grunn i undersøkelsen vurdert?
- Er konsekvenser ved enkeltstoffers eller blandinger av stoffers farlighet vurdert?
- Er konsekvenser ved potensielle miljøvirkning over kortere eller lengre tid vurdert?
- Er konsekvenser av en forverring av ved endring av eksisterende barrierer, (pga bygging, erosjon eller annen nedbrytning av barrierer) vurdert?

Miljømål og akseptkriterier

Er miljømål klarlagt (J/N):

Er akseptkriterier definert (J/N):

Risikoanalyse

Er risikoanalysen gjennomført (J/N):

- Er relevante kilder, spredningsveier og mulige effekter vurdert?
- Er brukerkonflikter identifisert og vurdert?
- Er det tilstrekkelig datagrunnlag med akseptabel usikkerhet bak konklusjonene?
- Er det samsvar mellom datagrunnlag og konklusjoner?

Risikovurdering

Er risikovurderingen gjennomført (J/N):

- Er akseptkriterier og miljømål identifisert for det relevante området?
- Er datagrunnlaget godt nok til å vurdere risikoanalysen opp mot akseptkriterier?

Tabell 21. Parametre benyttet ved vurdering av transport og reaksjonsmekanismer (alle anvendte verdier) som er forskjellig fra standardverdiene og som er benyttet ved beregninger av akseptkriterier skal noteres og begrunnes

| Parametre | Symbol | Standardverdier | Anvendt verdi | Begrunnelse ¹⁾ |
|---|------------|----------------------------|---------------|---------------------------|
| <u>Jordspesifikke data:</u> | | | | |
| Vanninnhold i jord | θ_w | 0,2 l vann/l jord | | |
| Luftinnhold i jord | θ_a | 0,2 l luft/l jord | | |
| Jordas tetthet | ρ_s | 1,7 kg/l | | |
| Fraksjon organisk karbon i jord | f_{oc} | 0,01 (1%) | | |
| Jordas porøsitet | ϵ | 0,4 | | |
| <u>Fortynning i innendørs luft:</u> | | | | |
| Innvendige volum av huset | V_{hus} | 240 m ³ | | |
| Innlekkingshastigheten av poreluft | L | 2,4 m ³ /d | | |
| Arealet under huset | A | 100 m ² | | |
| Dybde til forurensning | Z | 0,5 m | | |
| Utskiftningshastigheten for luft i huset | I | 12 d ⁻¹ | | |
| Diffusiviten i ren luft | D_o | 0,7 m ² /d | | |
| <u>Fortynning til grunnvann:</u> | | | | |
| Jordas hydrauliske konduktivitet | k | 10 ⁻⁵ m/s | | |
| Lengde forurenset område i grunnvannstrømmens retning | L_{gw} | 50 m | | |
| Avstand fra det forurensete området til brønnen | X | 0 m | | |
| Hydraulisk gradient | i | 0,02 m/m | | |
| Infiltrasjonshastigheten | I | 0,075 m/år | | |
| Tykkelsen av akvifer | d_a | 10 m | | |
| Tykkelse av blandingssone i akvifer | d_{mix} | 5,87 m | | |
| <u>Fortynning til overflatevann:</u> | | | | |
| Vannføring i overflatevannet | Q_{sw} | 500.000 m ³ /år | | |
| Bredden av det forurensete området i vinkelrett på retning av grunnvannstrømmen | L_{sw} | 7,34 m | | |
| Grunnvannstrømning fra det forurensete området til overflatevannet | Q_{di} | 271,7 m ³ /år | | |

1) Beskriv hvilke data som er benyttet og begrunn avvik fra "default verdier".

Tabell 22. Parametre og eksponeringsveier benyttet ved vurdering av eksponering av mennesker. Alle justerte verdier skal noteres og begrunnes

| Parametre | Symbol | Standardverdier | Anvendt verdi | Begrunnelse ¹⁾ |
|--|------------------|--|---------------|---------------------------|
| Oralt inntak av jord ²⁾: | | | | |
| Gjennomsnittlig daglig jordinntak, barn | D _{lis} | 150 mg/d | | |
| Gjennomsnittlig daglig jordinntak, voksne | D _{lis} | 50 mg/d | | |
| Fraksjon eksponeringstid | f _{exp} | 1 (365 d/år) | | |
| Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, barn | R _{is} | 10 mg/(kg·d) | | |
| Langtids jordinntak pr. kg kroppsvekt, voksne | R _{is} | 0,714 mg/(kg·d) | | |
| Integrert livstids inntak av jord | R _{is} | 1,599 mg/(kg·d) | | |
| Hudopptak ²⁾: | | | | |
| Eksponering for jord, barn | | 5100 mg/m ² | | |
| Eksponering for jord, voksne | | 5100 mg/m ² | | |
| Eksponert hudareal, barn | | 0,28 m ² | | |
| Eksponert hudareal, voksne | | 0,17 m ² | | |
| Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, barn | D _{idu} | 1428 mg/d | | |
| Gjennomsnittlig daglig hudeksponering for jord, voksne | D _{idu} | 867 mg/d | | |
| Fraksjon eksponeringstid, barn | f _{exp} | 0,219 (80 d/år) | | |
| Fraksjon eksponeringstid, voksne | f _{exp} | 0,123 (45 d/år) | | |
| Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, barn | R _{du} | 20,866 mg/(kg·d) | | |
| Langtids hudeksponering pr. kroppsvekt, voksne | R _{du} | 1,525 mg/(kg·d) | | |
| Integrert livstids hudeksponering | R _{du} | 3,369 mg/(kg·d) | | |
| Innånding av støv ²⁾: | | | | |
| Konsentrasjon av støv i innåndet luft, barn | C _{ad} | 0,041 mg/m ³ | | |
| Konsentrasjon av støv i innåndet luft, voksne | C _{ad} | 0,041 mg/m ³ | | |
| Pustehastighet, barn | PH | 7,6 m ³ /d | | |
| Pustehastighet, voksne | PH | 20 m ³ /d | | |
| Lungeretensjon, barn | LR | 75% | | |
| Lungeretensjon, voksne | LR | 75% | | |
| Fraksjon eksponeringstid | f _{exp} | 1 (365 d/år) | | |
| Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, barn | R _{id} | 0,0156 | | |
| Langtids innånding av støv pr. kroppsvekt, voksne | R _{id} | 0,0088 mg/(kg·d) | | |
| Integrert livstids innånding av støv | R _{id} | 0,0094 mg/(kg·d) | | |
| Innånding av gasser ²⁾: | | | | |
| Pustehastighet, barn | PH | 7,6 m ³ /d | | |
| Pustehastighet, voksne | PH | 20 m ³ /d | | |
| Fraksjon eksponeringstid | f _{exp} | 1 (365 d/år) | | |
| Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, barn | R _{iv} | 507 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³) | | |
| Langtids innånding av gasser pr. kroppsvekt, voksne | R _{iv} | 286 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³) | | |
| Integrert livstids innånding av gasser | R _{iv} | 307 (m ³ /(kg·d)) / (g/m ³) | | |
| Inntak drikkevann ²⁾: | | | | |
| Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, barn | D _{liw} | 1 l/d | | |
| Gjennomsnittlig daglig inntak av drikkevann, voksne | D _{liw} | 2 l/d | | |
| Fraksjon eksponeringstid | f _{exp} | 1 (365 d/år) | | |

| Parametre | Symbol | Standardverdier | Anvendt verdi | Begrunnelse ¹⁾ |
|--|-------------------|------------------|---------------|---------------------------|
| Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, barn | R _{iw} | 0,067 l/(kg·d) | | |
| Langtids inntak av drikkevann pr. kroppsvekt, voksne | R _{iw} | 0,028 l/(kg·d) | | |
| Integrert livstids inntak av drikkevann | R _{iw} | 0,032 l/(kg·d) | | |
| Inntak grønnsaker ²⁾: | | | | |
| Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, barn | D _{lig} | 0,15 kg/d | | |
| Gjennomsnittlig daglig inntak av grønnsaker, voksne | D _{lig} | 0,29 kg/d | | |
| Fraksjon eksponeringstid | f _{exp} | 1 (365 d/år) | | |
| Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på det forurenkede området | f _h | 0,3 (30%) | | |
| Fraksjon av blad/stengelgrønnsaker i totalt grønnsaker | f _{blad} | 0,5 (50%) | | |
| Fraksjon av rotgrønnsaker i totalt grønnsaker | f _{rot} | 0,5 (50%) | | |
| Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, barn | R _{ig} | 0,01 kg/(kg·d) | | |
| Langtids inntak av grønnsaker pr. kroppsvekt, voksne | R _{ig} | 0,004 kg/(kg·d) | | |
| Integrert livstids inntak av grønnsaker | R _{ig} | 0,0047 kg/(kg·d) | | |
| Inntak fisk/skalldyr ²⁾: | | | | |
| Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, barn | D _{lif} | 0,07 kg/d | | |
| Gjennomsnittlig daglig inntak av fisk og skalldyr, voksne | D _{lif} | 0,14 kg/d | | |
| Fraksjon eksponeringstid | f _{exp} | 1 (365 d/år) | | |
| Fraksjon av fisk fra nærliggende resipient | f _f | 1 (100%) | | |
| Fettinnhold av fisk | f | 10% | | |
| Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, barn | R _{if} | 0,0047 kg/(kg·d) | | |
| Langtids inntak av fisk og skalldyr pr. kroppsvekt, voksne | R _{if} | 0,002 kg/(kg·d) | | |
| Integrert livstids inntak av fisk og skalldyr | R _{if} | 0,0022 kg/(kg·d) | | |

- 1) Beskriv hvilke eksponeringsveier som inngår og hvilke data som benyttes. Begrunn alle avvik fra "default verdier" for mest følsom arealbruk.
- 2) Generelt ved beregning av inntak benyttes for barn kroppsvekt 15 kg, alder 0-6 år og total eksponeringstid 6 år. For voksne benyttet kroppsvekt 70 kg, alder 7-64 år og total eksponeringstid 57 år.

20.4 Trinn 3 risikovurdering

Trinn 3 risikovurdering brukes i hovedsak i de tilfeller der trinn 2 ikke egner seg eller er utilstrekkelig. På trinn 3 kan en eller flere av de punktene som inngår i trinn 2 utdypes. Som oftest betyr dette at man anvender stedsspesifikke, tilpassede modeller (numeriske), mer detaljert informasjon innsamles samtidig som det utføres sannsynlighetsbetraktninger.

Siden trinn 3 betraktninger typisk gjør at det er behov for mye mer data, blir kostnadene til datainnsamling vesentlig høyere enn for trinn 1 og 2. Dette trinnet benyttes derfor i komplekse situasjoner der kostnadene ved gjennomføring av omfattende tiltak kan bli meget store og der slike undersøkelser lønner seg. Trinn 3 er derfor ikke detaljutført i veiledningen, og sjekklister er ikke utarbeidet.

21 Skjema for bestilling av sluttrapportene fra EU-prosjektet

CARACAS Publications by LQM Press ORDER FORM

Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 1 Scientific Basis

Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A. and Vegter, J. (editors), ISBN 0 9533090 0 2. First printed 1998. £25 including post and packing.

Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 2 Policy Frameworks

Ferguson, C., Kasamas, H. (editors), ISBN 0 9533090 1 0. First printed 1999. £25 including post and packing.

CARACAS, the Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe, was set up in order to address the issues relating to contaminated land risk assessment in Europe. It was established as part of the Environment and Climate RTD Programme of the European Commission and co-ordinated by the German Federal Environmental Agency. CARACAS combined the knowledge and expertise of academics and government experts from 16 European countries.

These books are one of the major outputs from this scientific partnership. They summarise the conclusions and recommendations drawn by CARACAS scientists for various practical, policy and research areas related to risk assessment of contaminated land.

To place your order please complete the form below and fax or post to:

Land Quality Management Limited
SChEME
The University of Nottingham
University Park
Nottingham NG7 2RD
United Kingdom

Phone: + 44 115 9514099
Fax: + 44 115 9514640
e-mail: jane.burroughs@nottingham.ac.uk

Please send

..... Copies of Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 1 Scientific Basis
..... Copies of Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe: Volume 2 Policy Frameworks

To: Name (block letters please)

Address

.....

.....

.....

I wish to pay by cheque (payable to Land Quality Management Ltd) / invoice

I wish to pay with Credit Card

Please charge £.....to my Mastercard/Visa/Access No.....

Name on card..... Expiry Date.....

Signature Date