Håndtering av grunnforurensningssaker

Foreløpig saksbehandlingsveileder

TA-1145/1994
ISBN 82-7655-264-1

Forord

SFT fikk i 1992 utarbeidet en handlingsplan for opprydding i deponier, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Planen bygget på landsomfattende kartlegging og registreringer av forurensning fra tidligere tiders utslipp og avfallsdeponering. Planen hadde som målsetting at de alvorligste grunnforurensningsproblemer skal være løst innen år 2000. Dette bygget på flere forutsetninger, bl.a. at kriterier for renhet og mål for tiltak ved opprydding ble utredet.

Foreliggende dokument er resultat av et slikt arbeid. Målsettingen har vært å utarbeide en beslutningsmodell for vedtak om arealbruk og tiltak på deponier og forurenset grunn, fastsette grenseverdier for maksimalt tillatt forurensning i grunnen og sette kvalitetskrav til risikoanalyser for grunnforurensning.

Dokumentet skal være et hjelpemiddel for forurensningsmyndighetene til å fatte enhetlige beslutninger om arealbruk og tiltak, slik at nasjonale og lokale miljømål kan oppfylles, at tiltakene kan utføres mest mulig kostnads-effektivt og at saksbehandlingen skal bli så effektiv og etterprøvbar som mulig.

I tillegg skal det kunne fungere som et kommunikasjonsledd mellom SFT og problemeiere. Det er derfor lagt relativt stor vekt på å få fram SFTs prinsippielle syn og holdninger. Forhold omkring frivillig opprydding omfattes ikke av denne rapport.

Dokumentet vil være et verktøy for SFTs beslutninger i en prøveperiode på 1-2 år, hvor en skal vinne erfaringer med bruken. Etter en slik periode vil det trolig være behov for en revisjon som kan skape et mer detaljert og konkret verktøy. Det vil fortsatt være behov for forskning og utvikling av metodikk og prosedyrer som kan lede fram mot sikrere beslutninger.

Det vil i arbeidet med grunnforurensningsoppgaver også være behov for mer detaljerte metodebeskrivelser og veiledninger. Disse omfattes ikke av dette dokumentet og er bare vist til. I første rekke gjelder dette SFT veileder 91:01, "Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser."

Beslutningsmodellen gir en oversikt over saksgang og aktører, problemeiers og myndigheters roller.

De utdypende beskrivelsene omfatter krav til og veiledning om innhold i problembeskrivelse, undersøkelser, risikoanalyse og tiltak. Sammendraget er en kortversjon av modellens oppbygging og innhold, og kapittel 2 gir en kort beskrivelse av de ulike element i prosessen. Om det er behov for ytterligere informasjon må kapittel 3, eventuelt vedlegg brukes. Veilederen skal med

andre ord kunne brukes ulikt grundig, avhengig av sakens kompleksitet og eget utgangspunkt.

Vedlegg 1 gir beskrivelser av hvordan effekter av grunnforurensning på ulike miljøer kan vurderes. I vedlegg 2 presenteres grunnlag for fastsettelse av normer for forurenset jord og vedlegg 3 gir definisjoner av sentrale begreper.

Kriteriene er bygget på to beslutningsgrunnlag; normgivende grenseverdier og risikovurderinger.

Rapporten er utarbeidet av JORDFORSK, Østlandskonsult og NIVA i perioden august 1993 - april 1994. NIVA har hatt hovedansvar for vurdering av konflikter med ferskvannsmiljø og marint miljø. Østlandskonsult har hatt hovedansvar for utarbeidelse av normer for forurenset jord. JORDFORSK har vært prosjektleder under det eksterne arbeidet.

Stoffet er deretter bearbeidet av SFT for å få klarere fram SFTs prinsippielle holdninger og anvendelse av dokumentet som saksbehandlingsverktøy. Dette arbeidet har hovedsakelig vært utført av Terje Farestveit, Grøner, i samarbeid med ansatte ved Seksjon for grunnforurensning, SFT.

SFT, mars 1995

Per S.Døvle (e.f.)

INNHOLD

1. SAMMENDRAG 1

2. BESLUTNINGSMODELL 3
2.1 Igangsetting av saker 5
2.2 Saksgang 6

3. UTDYPENDE BESKRIVELSER. 15
3.1 Problembeskrivelse 15
3.2 Undersøkelser og risikoanalyse 20
3.3 Tiltaksvurdering 31
3.4 Tiltaksgjennomføring 34
3.5 Avslutning 34

4. LITTERATUR OG KILDER 36

Vedlegg 1. 38
Hjelpemidler til konfliktvurderinger. 38
1 Arealbrukskonflikter 38
2 Konflikt med grunnvann 39
3 Konflikt med vannsmiljø 40

Vedlegg 2. 43
Normer for forurenset jord 43

Vedlegg 3. 51
Definisjoner 51

1. SAMMENDRAG

Dokumentet gir en overordnet oversikt over saksgang og ansvarsforhold ved forurensningsmyndighetenes behandling av saker vedrørende grunnforurensning og hvilke krav som stilles til undersøkelser og beslutningsgrunnlag.

Boka er delt inn i tre hoveddeler:

- **Beslutningsmodell** for grunnforurensning med forklarende tekst (*kapittel 2*)
- **Utdypende beskrivelse av elementene i modellen** (*kapittel 3*)
- **Bakgrunnsmateriale og definisjoner** *(Vedlegg)*.

Viktige momenter for forurensningsmyndighetenes prioritering av hvilke saker som tas opp, er antatt konfliktomfang, behovet for avklaring på grunn av eksisterende eller ønsket bruk av lokaliteten, f.eks. pga. næringshensyn.

Problemeier pålegges å legge fram for forurensningsmyndighetene et forslag til tiltak med dokumentasjon av beslutningsgrunnlaget. I grunnlaget skal det avklares hvilke negative effekter forurensningen har og kan få for miljø og helse, slik at problemeier og forurensningsmyndighetene får et grunnlag for å ta beslutning om tiltak. Effekter i forhold til følgende konfliktområder skal utredes:

- Arealbruk
- Grunnvann
- Ferskvannsresipienter
- Kyst/fjord
- Eventuelt innemiljø
- Eventuelt spesielle følsomme eller verneverdige miljøobjekter.

Beslutningsmodellen er bygd opp om følgende elementer;

1. Problembeskrivelse
Problemeier utarbeider oversikt over situasjonen, og forslag til eventuelle undersøkelser og videre saksgang som kan være:
Risikoanalyse og tiltaksvurdering og
Tiltaksgjennomføring

2. Kontroll og beslutning
Forurensningsmyndighetene kan om de finner det hensiktsmessig vurdere problembeskrivelsen, og ta stilling til videre saksgang.

3. Risikoanalyse
Problemeier undersøker og vurderer forurensningssituasjonen og vurderer risiko og behov for tiltak.

4. Tiltaksvurdering
Problemeier utreder mulige tiltak, inklusive miljøeffekter og kostnader ved tiltak. Problemeier tar stilling til videre håndtering av saken, som kan være:
- Tiltaksgjennomføring
- Avslutning

5. Kontroll og beslutning
Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere beslutningsgrunnlaget, og ta stilling til videre saksgang, som kan være:
- Supplerende risikoanalyse eller tiltaksvurdering
- Tiltaksgjennomføring
- Avslutning

6. Tiltaksgjennomføring
Problemeier detaljplanlegger og gjennomfører tiltak inklusive overvåking underveis og etterpå.

7. Kontroll og beslutning
Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere overvåking og etterkontroll av tiltak, og ta stilling til videre saksgang, som kan være:

- Supplerende risikoanalyse eller tiltaksvurdering
- Supplerende tiltaksgjennomføring (inkludert overvåking)
- Avslutning

På ethvert kontroll- og beslutningsnivå kan forurensningsmyndighetene avslutte en sak. Dette vil avhenge av hva de forutgående aktiviteter dokumenterer, lokale forhold og brukerinteresser.

2. BESLUTNINGSMODELL

En beslutningsmodell for saksbehandlingsrutiner er presentert i dette kapitlet. Oversikten viser trinnvis hvilke elementer som inngår i prosessen fra en sak blir prioritert, via problembeskrivelser, undersøkelser, risikovurderinger, tiltaksanalyse og til gjennomføring av tiltak.

Modellen dekker de saker forurensningsmyndighetene velger å prioritere og omtaler ikke spesielt de tilfeller hvor en problemeier velger å rydde opp på eget inititativ. Beslutning om behov for avklaring kan fattes av forurensningsmyndighetene eller andre, eksempelvis grunneier eller forurensningsansvarlig.

Forut for beslutningen om å prioritere en sak ligger det normalt registreringer og prioriteringer som bare kort omtales her. Tidligere kartlagte og nye lokaliteter registreres hos forurensningsmyndighetene i egen database over lokaliteter med miljøgifter i grunnen, med det minimum av opplysninger som er nødvendig i henhold til *"Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn. Håndbok." NGU-rapport nr. 90.049.* (Databasen har også en oppfølgingsdel, der status for en lokalitet som er fulgt opp registreres.)

Saker prioriteres av forurensningsmyndighetene ut fra miljøpolitiske retningslinjer som i hovedtrekk er nedfelt i "Handlingsplan for opprydning i deponier med spesialavfall og forurenset grunn", SFT-rapport 01:92.

I tillegg kan saker prioriteres når akutt forurensning opptrer eller når gammel grunnforurensning oppdages ved igangsatte bygge- og anleggsarbeider. Retningslinjene og dermed grunnlaget for prioritering av en sak kan forandre seg over tid, men vil i hovedsak være motivert ut fra behovet for en relativt rask avklaring av forurensningssituasjonen ved en lokalitet.

Hvilke saker forurensningsmyndighetene vil engasjere seg i og på hvilket nivå, er et vurderings-/kapasitetsspørsmål som det løpende tas stilling til. Når forurensningsmyndighetene beslutter å prioritere oppfølgingen av en sak, på bakgrunn av lokale og sentrale prioriteringer sendes pålegg til den ansvarlige for forurensningen om at undersøkelser skal gjennomføres og ved behov følges opp med risikoanalyse, tiltaksvurdering og eventuelt gjennomføring av tiltak. Hvor det finnes en ansvarlig forurenser, Staten er grunneier o.l., vil forurensningsmyndighetene måtte ta et selvstendig ansvar for å få gjennomført nødvendig oppfølging.

Som hovedregel er SFT forurensningsmyndighet i grunnforurensningssaker, men kan delegere enkeltsaker til lavere forvaltningsnivå. Som grunnlag for delegasjon av enkeltsaker til fylkesmannens miljøvernavdeling må det legges vekt på instruksjon og rettledning av disse. Det vil sikre at SFTs prinsippielle synspunkter og holdninger blir formidlet i hver enkelt sak.

Prinsippet er at ansvaret for gjennomføringen alltid er problemeiers/den ansvarliges, uavhengig av forurensningsmyndighetenes prioriteringer av en sak. Et tilsvarende ansvar hviler på den som uforvarende kommer opp i en situasjon der dennes handling/aktivitet kan medføre problemer som følge av grunnforurensning.

Undersøkelser av grunnforurensninger skal gi grunnlag for å fatte riktige beslutninger om behov for tiltak. Grunnlaget for beslutninger bygges opp slik at man får en tilstrekkelig avklaring uten å gjøre unødig omfattende undersøkelser. Ved å legge opp en trinnvis tilnærming kan undersøkelser og vurderinger til enhver tid rettes inn mot de problemstillinger som er mest kritiske for beslutningen.

Innhold i hvert enkelt trinn i saksgangen er vist på de påfølgende sidene. I tillegg er det referert til noe mer omfattende beskrivelser i kapittel 3 og i vedlegg.

Omfanget av problemeiers utredning og forurensningsmyndighetenes vurdering må tilpasses sakens kompleksitet og alvor. Felles tilnærming for alle saker er imidlertid

- Problembeskrivelse
- Undersøkelser/risikoanalyse
- Tiltaksvurdering
- Tiltak
- Etterkontroll

I SFT-rapport 92:32:"Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplan for opprydding", har SFT anbefalt et midlere ambisjonsnivå: "Forurensningen skal være fjernet eller redusert til et tilfredsstillende nivå i forhold til miljøkvaliteter og sannsynlige bruksinteresser for arealer og resipienter." For en rekke lokaliteter, hvor det ikke er realistisk å anta at framtidig bruk vil være noe annet enn dagens industribruk vil dette i praksis være identisk med det laveste ambisjonsnivå: "..redusert til et tilfredsstillende nivå i forhold til nåværende bruk av areal og resipienter i området."

2.1 Igangsetting av saker

MILJØVERNMYNDIGHETENES PRIORITERING

Viktige momenter for forurensningsmyndighetenes prioritering av hvilke saker som tas opp, er antatt konfliktomfang, behovet for avklaring på grunn av eksisterende eller ønsket bruk av lokaliteten, f.eks. pga. næringshensyn. Sakene kan prioriteres fortløpende fra systematiske prioriteringer gjort av forurensningsmyndighetene på grunnlag av registreringer gjort i en deponidatabase SFT har etablert, eller sakene kan dukke opp og kreve raske avklaringer f.eks. ved fare for akutte forurensninger.

PROBLEMEIERS ANSVAR

I saker som er prioritert, og hvor problemeier ikke rydder opp på eget initiativ, sender forurensningsmyndighetene pålegg om kartlegging og vurdering av forurensningen.

Problemeier pålegges å legge fram for forurensningsmyndighetene et forslag til tiltak med dokumentasjon av beslutningsgrunnlaget. I grunnlaget skal det avklares hvilke negative effekter forurensningen har og kan få for miljø og helse, slik at problemeier og forurensningsmyndighetene får et grunnlag for å ta beslutning om tiltak. Effekter i forhold til følgende konfliktområder skal utredes:

- Arealbruk
- Grunnvann
- Ferskvannsresipienter
- Kyst/fjord
- Eventuelt innemiljø
- Eventuelt spesielle følsomme eller verneverdige miljøobjekter.

Forurensningsmyndighetene forutsetter at problemeier innledningsvis utfører en problembeskrivelse *(se ramme side 7)*, som forurensningsmyndighetene kan vurdere.

Ved eventuell anbefaling av opprydding skal beslutningsgrunnlaget også inneholde en effektvurdering av alternative tiltak.

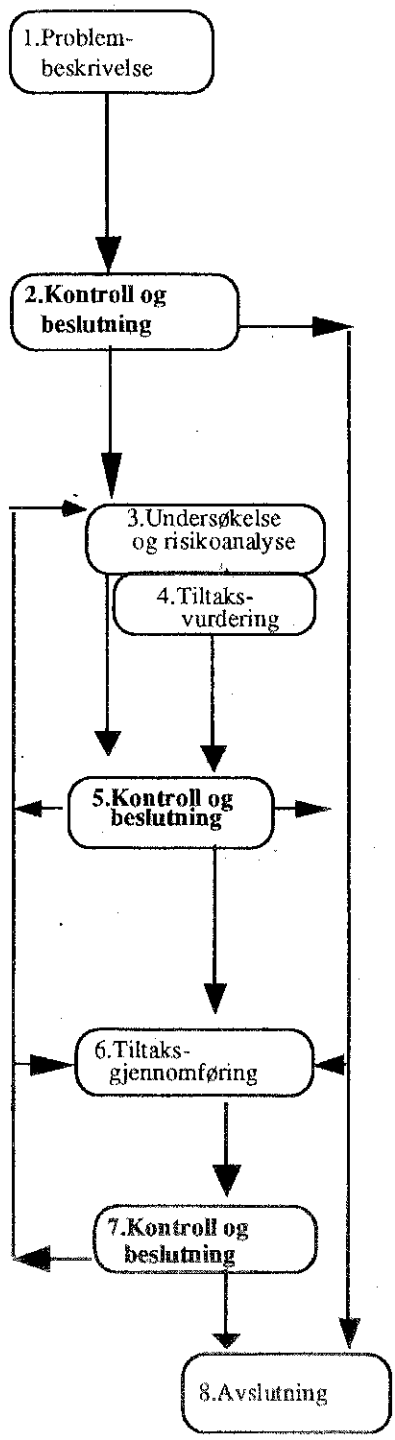
2.2 Saksgang

Oversikt over forurensningsmyndighetenes og problemeiers oppgaver og beslutninger i saksgangen er vist på neste side i kronologisk rekkefølge. Beslutningsnivåer hvor forurensningsmyndighetene kan medvirke i prosessen, er vist med **fete** typer i den venstre kolonnen. Tallene i parentes viser til nummereringen av nivåene/elementene i beslutningsmodellen.

Hvorvidt myndighetene velger å engasjere seg i en sak underveis vil avhenge av behovet for å rasjonalisere en prosess ved å presisere holdninger og krav til de ulike trinns omfang og kvalitet. Dette kan være aktuelt når saken er komplisert og når problemeier har behov for veiledning. Myndighetenes kontroll innebærer da at de ulike trinn i prosessen har aksepabel kvalitet og et dekkende omfang.

Det er viktig å presisere at forurensningsmyndighetene under en saksgang ikke gir forhånds godkjenning av prosesser. Godkjennelser av løsning kan bare gis ved at en sak avsluttes. Myndighetene vil ikke binde seg til å godkjenne løsninger eller forskuttere effekter av tiltak.

Om modellbeskrivelsen med stikkord ikke gir nok hjelp til å håndtere saker på de respektive trinn, finnes det utdypende forklaringer fortløpende for hvert nivå, som en del av kapittel 2. Om ytterligere informasjon eller hjelp er ønskelig, finnes det utdypende forklaringer i kapittel 3 og i vedlegg.

Saksgang	Beskrivelse
	**1. PROBLEMBESKRIVELSE** Problemeier utarbeider oversikt over situasjonen, og forslag til eventuelle undersøkelser og videre saksgang som kan være: • Undersøkelser,risikoanalyse og tiltaksvurdering (3 og 4) • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8) **2. KONTROLL OG BESLUTNING** Forurensningsmyndighetene kan vurdere problembeskrivelsen, og ta stilling til videre saksgang. **3. UNDERSØKELSE OG RISIKOANALYSE** Problemeier undersøker og vurderer forurensningssituasjonen og vurderer risiko og behov for tiltak. **4. TILTAKSVURDERING** Problemeier utreder mulige tiltak, og deres miljøeffekter. Problemeier tar stilling til videre håndtering av saken, som kan være: • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8) **5. KONTROLL OG BESLUTNING** Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere beslutningsgrunnlaget, og ta stilling til videre saksgang, som kan være: • Supplerende undersøkelser, risikoanalyse og/eller tiltaksvurdering (3 og 4) • Tiltaksgjennomføring (6) • Avslutning (8) **6. TILTAKSGJENNOMFØRING** Problemeier detaljplanlegger og gjennomfører tiltak, inklusive overvåking underveis og etterpå. **7. KONTROLL OG BESLUTNING** Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere overvåking og etterkontroll av tiltak, og ta stilling til videre saksgang, som kan være: • Supplerende, undersøkelser og risikoanalyse og/eller tiltaksvurdering (3 og 4) • Supplerende tiltaksgjennomføring (inkludert overvåking) (6) • Avslutning (8) **8. AVSLUTNING**

PROBLEMBESKRIVELSE (1)

Problemeier utarbeider oversikt over situasjonen, og forslag til eventuelle undersøkelser eller tiltak.

Problembeskrivelsen skal systematisere tilgjengelige opplysninger om deponert/sølt stoff (kilde), grunnforhold mm. på lokaliteten (spredningsfare), og mulige resipienter og bruken av området (effekt). Lokale og regionale miljømål og planer for området skal samles, og om mulig foreslås på dette grunnlag ambisjonsnivå for lokalitetens tilstand.

På denne basis gjøres en enkel evaluering som skal gi en av følgende konklusjoner:

- Behov for undersøkelser.
- Behov for tiltak.
- Avslutning av saken.

Viser problembeskrivelsen at det er behov for videre undersøkelser, skal hoved-problemene og målsettingen for det videre arbeidet inngå i konklusjonene.

Problemeier skal gjennom problembeskrivelsen fremskaffe grunnlag for å fastsette ambisjonsnivå og brukerkonflikter for påvirkede resipienter/arealer. Miljømålene fastsettes eventuelt i samråd med forurensningsmyndighetene, slik at videre kartlegging og tiltaksvurdering kan rettes inn mot målene. Normalt bør problemeier definere ambisjonsnivå så langt det er mulig før videre kartlegging. Ambisjoner kan defineres ut fra generelle normer og standarder for miljøkvalitet eller fra konkrete mål nedfelt i kommuneplaner, regionsplaner for vassdrag, fjorder eller mindre resipienter.

Se forøvrig nærmere omtale av problembeskrivelse i kapittel 3.1.

KONTROLL av problembeskrivelsen (2)

Forurensningsmyndighetene kan kontrollere beslutningsgrunnlaget.

Forurensningsmyndighetene vurderer om det er behov for videre undersøkelser, og kan da også vurdere om de foreslåtte planer ser ut til å være i tråd med de krav som stilles til omfang og kvalitet på undersøkelser og risikoanalyser.

Sjekkliste for vurdering/kontroll er gitt i kapittel 3.1.

BESLUTNING (2)

Forurensningsmyndighetene aksepterer og justerer eventuelt foreslåtte ambisjoner og grunnlaget for disse.

Ved behov for videre undersøkelser meddeles problemeier hvilke justeringer som bør foretas.
Hjemmel for pålegg om undersøkelse: § 51 b) i Forurensningsloven.

Ved behov for tiltak pålegges om nødvendig problemeier å utføre tiltak, eventuelt med en forutgående tiltaksvurdering *(se omtale under (4), s. 11).* ***Hjemmel for pålegg om tiltaksundersøkelse/-vurdering: § 51c) i Forurensningsloven. Hjemmel for pålegg om tiltak: § 7, 2.ledd) i Forurensningsloven.***

Ved avslutning av saken meddeles problemeier at forurensningsmyndighetene anser saken for tilstrekkelig avklart, at man ikke ser det nødvendig med videre oppfølging og at eventuelle pålegg om undersøkelser anses besvart. Vedtaket og konklusjoner legges inn i deponidatabasen.

UNDERSØKELSER OG RISIKOANALYSE (3)

Problemeier undersøker forhold som ikke er avklart i problembeskrivelsen, slik at man får grunnlag for å vurdere sannsynligheten for negativ påvirkning og effekter. Risiko må fortløpende vurderes parallelt med undersøkelsene og være styrende for hvordan de gjennomføres. For enkle saker kan risikoer være så åpenbare at det ikke er behov for en omfattende eller systematisk analyse. Undersøkelsene vil ofte gå i flere faser, inntil det er etablert et godt nok grunnlag til å vurdere den samlede risiko. *Beskrivelse av omfang av og krav til undersøkelser og risikoanalyse er gitt i kapittel 3.2.* Risikoanalysen, eventuelt delanalyser er grunnlaget for en samlet risikovurdering som danner grunnlag for bestemmelser om videre saksgang. *For undersøkelser vises det til SFT-veiledning nr. 91:01 "Veiledning for miljø-tekniske grunnundersøkelser".*

Risikovurderingen kan gi en av følgende konklusjoner:
- Behov for undersøkelser til risiko er godt nok avklart.
- Behov for tiltak.
- Avslutning av saken.

Normalt trekkes ikke forurensningsmyndighetene inn før både risikoanalyse og tiltaksvurdering med konklusjon foreligger. I spesielt store eller prinsippielle saker kan dette fravikes.

Behov for videre undersøkelser:
Dersom problemeier ser behov for videre undersøkelser, bør dette gjennomføres før rapportering til forurensningsmyndighetene. Videre undersøkelser kan foregå i flere omganger uten å trekke inn forurensningsmyndighetene.

Behov for tiltak:
Dersom risikovurderingen konkluderer med at det er behov for tiltak, gjennomføres normalt en tiltaksvurdering før rapportering til forurensnings-myndighetene. Grunnlaget for vurdering av risiko og tiltak vil til dels være sammenfallende, men ved rapportering til forurensningsmyndighetene bør vurdering av risiko og vurdering av mulige tiltak skilles. Tiltaksvurdering er beskrevet nedenfor.

Avslutning av saken:
Dersom risikovurderingen ikke tilsier at det er behov for tiltak eller arealbruks-restriksjoner, kan problemeier anbefale at saken avsluttes.

Beskrivelse av kvalitet, målsetning, metodikk, innhold og rapportering for undersøkelser og risikoanalyse er gitt i kapittel 3.2. Hjelpemidler for vurdering av utslipp/belastning på ulike miljø er gitt i vedlegg.

TILTAKSVURDERING (4)

Tiltaksvurderingen skal avklare om det kan gjennomføres tiltak for å nå de miljø-mål som er definert for lokaliteten. Før tiltak iverksettes må problemeier dokumentere hvilke effekter som kan ventes av tiltakene, og hvordan disse kan verifiseres/overvåkes. Dette gjelder både tiltakets effekt i forhold til måloppnåelse og eventuelt negative effekter på helse/miljø.

De fleste tiltak vil etterlate restkonsentrasjoner eller restprodukter som kan innebære behov for varige arealbruksrestriksjoner eller at det blir etablert deponier som krever kontroll/overvåking. Tiltaksvurderingen må belyse slike konsekvenser for flere alternative tiltak.

Valg mellom prinsipielt ulike løsninger vil stå sentralt i tiltaksvurderingen. I de fleste tilfeller vil følgende metoder være aktuelle, eventuelt i kombinasjon.

- Arealbruksrestriksjoner.
- Hel eller delvis fjerning (behandling) av forurensning.
- Hel eller delvis isolering på stedet eller på nytt sted.

Praktiske forhold utover miljøhensyn er først og fremst problemeiers anliggende. Spørsmål i forhold til arbeidstilsyn, lokale helsemyndigheter osv. ivaretas av problemeier. Alternative tiltaks kost-effekt-verdier kan presenteres for forurensningsmyndighetene som et argument ved valg mellom løsninger eller for å velge bort tiltak.

Til hjelp for vurdering av tiltak vises det bl.a. til "Håndbok i disponering av forurensede masser etter uhellsutslipp" (arbeidstittel mars 1995). I serien "Nasjonale mål for vannforekomster" utgir SFT Veileder 95:03 "Vurdering av nytte." og 95:05 " Tiltaksanalyse."

KONTROLL av undersøkelser, risikoanalyse og tiltaksvurdering (5)

Forurensningsmyndighetene kan om det er hensiktsmessig for saken vurdere/kontrollere beslutningsgrunnlaget, og ta stilling til videre saksgang.

Det er viktig å vurdere om:

* Undersøkelsene er gjennomført metodisk med angitte usikkerheter, i tråd med 91:01 eller med tilsvarende kvalitet.
* Risikovurderingene er gjennomført etter, og i tråd med, standarder eller etter metoder med tilsvarende kvalitet og omfang.
* Målgrupper og ambisjonsnivå er dekkende beskrevet.
* Beslutningsgrunnlaget er dekkende for videre saksgang.
* Tiltaksvurderingen er gjennomført i tråd med SFTs prioriteringer og om kost/effektvurderinger er gjennomført.

Se beskrivelse av Risikoanalyse i kapittel 3.2. Sjekkliste for vurdering/kontroll er også gitt i kapittel 3.2.

BESLUTNING (5)

Ved behov for videre undersøkelser eller dokumentasjon meddeles problemeier dette.

Hjemmel for pålegg om videre undersøkelser/tiltaksundersøkelse/-vurdering: § 51 c) i Forurensningsloven.

Ved behov for tiltak pålegges problemeier, om nødvendig, å gjennomføre slike, eventuelt etter supplerende tiltaksvurderinger. ***Hjemmel for pålegg om tiltak: §7, 2.ledd i Forurensningsloven. Vilkår etter §16 og eventuell tillatelse etter §11.***

Forurensningsmyndighetene kan avgjøre hvilke tiltak som synes å kunne tilfredsstille oppsatte miljømål uten å medføre annen alvorlig skade eller risiko.

Forurensningsmyndighetene avgjør om det er nødvendig å kreve utslippstillatelse (konsesjon) for gjennomføring av tiltak. Forurensningsmyndighetene kan ta stilling til foreslått miljøovervåking under og etter gjennomføring av tiltak.

Ved avslutning av saken meddeles problemeier at forurensningsmyndighetene anser saken for tilstrekkelig avklart til at man ikke prioriterer videre oppfølging, og at pålegg om undersøkelser anses for besvart.

Hjelpemidler for vurdering av utslipp/belastning på ulike miljø er gitt i vedlegg.

TILTAKSGJENNOMFØRING (6)

Problemeier detaljplanlegger og gjennomfører tiltak. Tiltakene kan være basert på pålegg fra myndigheter eller bygge på vilkår i utslippstillatelser. Eventuelt utarbeides søknad om utslippstillatelse om dette er påkrevd.

Dokumentasjon av grad av måloppnåelse må alltid utarbeides. Overvåking av mulige miljøeffekter under og etter gjennomføring av tiltak gjennomføres ved behov. Grad av måloppnåelse bør være kontrollerbar og utførelse må kontrolleres og dokumenteres av problemeier.

Etter gjennomføring av tiltak utarbeides en egen rapport der måloppnåelse vurderes, og det konkluderes med ett av følgende:

- Målene er oppnådd, og det er ikke behov for videre overvåking.
- Målene er oppnådd, men det er behov for oppfølging i form av overvåking.
- Målene er ikke oppnådd, og det er behov for nye undersøkelser og risikoanalyse og/eller ny vurdering av tiltak eller ytterligere tiltak.

Ved behov for overvåking eller ny vurdering presenteres forslag til gjennomføring.

KONTROLL av tiltak (7)

Forurensningsmyndighetene kan vurdere/kontrollere beslutningsgrunnlaget, og ta stilling til videre saksgang.

Følgende forhold kontrolleres:

* Er måloppnåelsen dokumentert?
* Er det behov for kontroll og overvåking etter tiltak?
* Er oppryddingen endelig, eller er vurdering over tid aktuelt?

BESLUTNING (7)

Forurensningsmyndighetene vurderer om det er nødvendig å konsesjonsbehandle tiltak og gjennomfører eventuelt, etter søknad, konsesjonsbehandling forut for nye tiltak. ***Hjemmel for tillatelse: § 11 i Forurensningsloven.***

Forurensningsmyndighetene kan avgjøre om mål er dokumentert oppnådd, om det er behov for overvåking eller nye vurderinger, om saken kan avsluttes eller om det bør innføres restriksjoner på bruk av området.

AVSLUTNING (8)

Dersom risikovurderingen er gjennomført i tråd med krav til innhold og kvalitet, og ikke tilsier at det er behov for overvåking, tiltak eller arealbruks-restriksjoner, kan problemeier anbefale at saken avsluttes.

Etter gjennomføring av tiltak og kontroll av effekten, avgjør forurensnings-myndighetene om saken skal avsluttes.

En avsluttet sak kan bli tatt opp igjen om miljøsituasjonen endrer seg eller nye viktige opplysninger blir lagt fram, og vil da bli vurdert og prioritert på linje med tilsvarende saker forurensningsmyndighetene vurderer.

Ved avslutning ajourføres deponidatabasen og melding gis til problemeier. Eventuelt legges det restriksjoner på lokaliteten i grunnbok eller tilsvarende om dette er påkrevd, i tilfelle behov for endret arealbruk.

3. UTDYPENDE BESKRIVELSER.

3.1 Problembeskrivelsen

Bakgrunn for problembeskrivelsen

Problembeskrivelse består av innhenting, gjennomgang, vurdering og anvendelse av tilgjengelig eksisterende informasjon om forurensning, resipienter og arealbruk.

Et viktig utgangspunkt for problembeskrivelsen vil være å definere miljømål og målgrupper. Mål kan være spesifikt definert av brukere gjennom kommunale hovedplaner, kommuneplaner etc. eller de kan defineres ved å kartlegge menneskelig bruk eller potensiell bruk av areal/resipient. Det er også viktig å være oppmerksom på at et område vil kunne ha en egenverdi som naturmiljø, selv om det ikke er knyttet direkte menneskerelatert aktivitet til et område.

Problembeskrivelsen danner utgangspunktet for planlegging og gjennomføring av videre kartlegging. Resultatet av all videre undersøkelse avhenger av en systematisk problembeskrivelse som påpeker de forhold som er avgjørende for saken. Forurensningsmyndighetene vil derfor kunne engasjere seg i denne innledende fasen ved å gjennomgå, vurdere og kommentere problembeskrivelser før videre kartlegging settes igang. Dermed får problemeiere mulighet til å styre kartlegging inn mot det nivå og omfang på beslutningsgrunnlaget som forurensingsmyndighetene krever.

For å få en mest mulig rasjonell beslutningsprosess kan det være fornuftig å gjennomføre en fullstendig kartlegging av miljøtilstanden ved lokaliteten. Dette vil i mange saker gi et tilstrekkelig beslutningsgrunnlag.

Målsetting for problembeskrivelsen

I problembeskrivelsen skal man:

- Innhente og bearbeide eksisterende informasjon.
- Utarbeide hypoteser for mulige kilder, spredningsveier og effekter.
- Avklare miljømål for området.
- Avklare om det er forhold som krever nærmere undersøkelser før det kan tas beslutning om eventuelle tiltak/arealbruksrestriksjoner.
- Foreslå program for undersøkelser eller tiltak (alternativt begrunne hvorfor saken kan avsluttes).

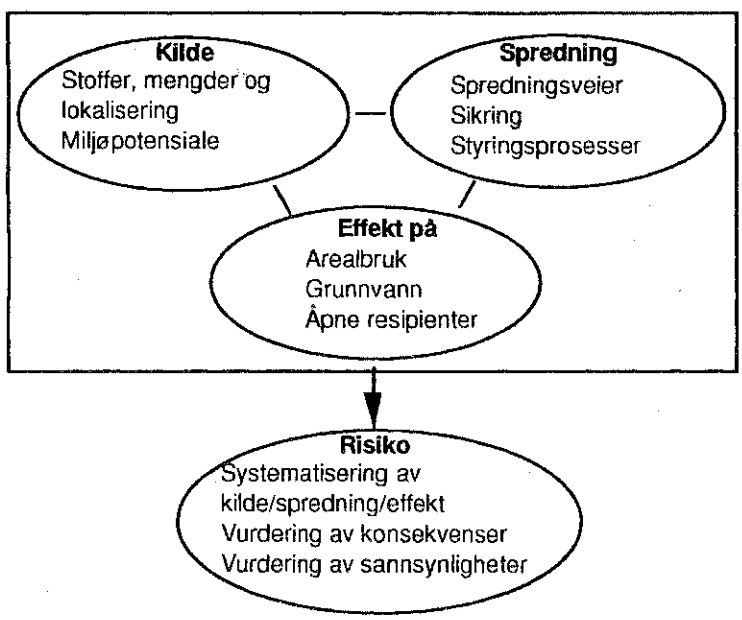
Metodikk for problembeskrivelsen

Problembeskrivelsen bør langt på vei begrenses til å være en sammenstilling av tilgjengelig informasjon og historiske data basert på befaring, kart- og fotogjennomganger, intervju-undersøkelser o.l.

Innsamlet data systematiseres og vurderes for å finne eventuelt manglende informasjon, og for å foreslå nødvendig omfang for videre undersøkelser.

Spørsmålsstillinger i problembeskrivelsen

Nedenfor følger en stikkordmessig oversikt over spørsmål som belyses i problembeskrivelsen. Oversikten kan fungere som en hjelp til å vurdere om riktige spørsmål er stilt, vurdert og besvart. Hovedpunktene er vist i figur 3.1.



Figur 3.1 Hovedelementer i problembeskrivelsen. Risikoelementet utenfor rammen indikerer at risiko hører med fra oppstart i alle prosjekter, men ikke trekkes inn systematisk før problemsbeskrivelsen tilsier at dette er nødvendig.

Stikkordmessig oversikt over spørsmål som belyses i problembeskrivelsen:

1. Kildekarakterisering

Type, lokalisering, utstrekning og sikring av forurensningskilder:

- Hvilke stoffer er det mistanke/opplysninger om?
- Hvilke mengder er det mistanke/opplysninger om?
- Hvor er det mistanke om at stoffene finnes?

- Hvordan foregikk deponering/søl?
- Utfyllingsgrad/utfyllingshistorie/utlekkingshistorie?
- Hvilke forhold kan påvirke kildeområdet?
- Kan det finnes andre forurensningskilder i området?

Kjente egenskaper ved aktuelle kjemikalier og kjemikalieblandinger (farlighetsidentifikasjon):

- Flyktighet
- Nedbrytbarhet
- Akutt toksisitet
- Bioakkumulering
- Mobilitet i jord/grunnvann

2. Karakterisering av spredningsveier

- Hvilke mulige spredningsveier finnes (i jord, luft og vann)? (Topografi, infrastruktur, avsetningstyper, eventuelt utfyllingshistorie mm.)
- Hvilket sannsynlig omfang har spredningen?
- Hvilken grad av sikring er det etablert for å forhindre spredning?
- Hvilke sannsynlige prosesser forårsaker/driver spredningen?

3. Effekt og resipientkarakterisering

Arealbruk

- Hvilken arealanvendelse er aktuell for mennesker aller andre?
- Hvilke planer finnes for området?

Grunnvann

- Hvilken funksjon har grunnvann i området?
- Er det utnyttbart grunnvann i området? I så fall til hvilken bruk?
- Er det eksisterende bruk av grunnvannet? I så fall til hvilken bruk?
- Er det potensielle bruksinteresser for grunnvannet?
- Er det potensiell konflikt mellom eksisterende/potensiell bruk/funksjon og mulig påvirkning fra forurensningen?

Andre resipienter

- Hvilke resipienter kan påvirkes?
- Hvilken bruk er det av resipientene?
- Hvilken bruk kan ventes i framtiden? (Planer?)
- Er det potensiell konflikt mellom eksisterende/potensiell bruk og mulig påvirkning fra forurensningen.
- Hva er tilstanden i resipienten(e)?
- Hvilket delområde av resipienten er sannsynlig influensområde?
- Hvilke arter/samfunn bør finnes og hvilken effekt kan forventes på disse?
- Hvilke mål for miljøkvalitet foreligger for resipienten?

4. Risiko.

- Er det gjort vurderinger av konsekvenser ved spredning?
- Er det gjort vurderinger av sannsynlighet for spredning?
- Har problemstillingen tilrettelagt for risikoanalyse/-vurdering?

Presentasjon av problembeskrivelse

Presentasjon må inneholde oversikt over utførte undersøkelser med lister over det kildematerialet som er benyttet. Sikre og usikre opplysninger om kilder, spredningsveier og effekter skal angis, med en oversikt over historisk utvikling på lokaliteten.

Det skal settes opp en oversikt over hvilke forhold ved kilde, spredningsveier og effekter som kan være avgjørende for den risikovurdering som skal gjennomføres i neste trinn og det skal vurderes om disse forholdene er tilstrekkelig belyst.

Oversikt over eventuelle lokale og/eller regionale mål og planer for området skal presenteres, og samles og systematiseres til konkrete miljømål knyttet til arealbruk og resipienter.

I presentasjonens konklusjon skal det gis forslag til videre undersøkelser, eventuelt begrunnelser for å nedprioritere, eller for å gå løs på en tiltaksundersøkelse.

Sjekkliste, problembeskrivelse

Kontrollspørsmål for å sjekke om det er gjort dekkende vurderinger.

Dersom det må svares ja på noen av spørsmålene, må problemeier og/eller forurensningsmyndighetene vurdere om dette får følger for konklusjonene og eventuelle planer for undersøkelser.

KILDEVURDERING

Er det grunn til mistanke om:

* Andre kilder/stoffer enn de som er kartlagt?
* Større omfang enn foreløpig avdekket?
* Dårligere sikring enn avdekket så langt?

SPREDNINGSVURDERING

Er det grunn til mistanke om:

* Andre spredningsveger enn hypoteser tilsier?
* Annen påvirkning av kildeområde enn beskrevet?
* Annen mobilitet av stoffer enn beskrevet?

EFFEKTVURDERING

Er det grunn til mistanke om:

* Annen arealbruk enn beskrevet?
* Påvirkning av andre resipienter enn beskrevet?
* Annen bruk av resipienter enn beskrevet?

RISIKOVURDERING

* Er det tilstrekkelig datagrunnlag bak risikobeskrivelser?
* Er det samsvar mellom datagrunnlag og konklusjoner?
* Er eventuelle planer for undersøkelser også lagt til rette for risikovurderinger?

PLANER FOR UNDERSØKELSER

Er planene dekkende for vurdering av

* Kildeområder?
* Spredning?
* Effekter?

EVENTUELT ANBEFALING AV TILTAK:

* Vil tiltak løse andre mulige (ikke undersøkte) problemstillinger, slik at ytterligere kartlegging blir unødvendig?

3.2 Undersøkelser og risikoanalyse

3.2.1 Generelt.

Om problembeskrivelsen tilsier at det bør foretas undersøkelser, må disse planlegges. For tekniske forhold vises det til "Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser" 91:01, SFT mai 1991.

Veilederen beskriver de krav myndighetene setter til kvalitet og omfang på undersøkelser, samt at nyttige råd og tips for en rekke forhold omkring slike undersøkelser gis.

Fra prioritering av en grunnforurensningssak, helt fram til avslutning, foretas det en mer eller mindre systematisk risikovurding av lokaliteten. Om en slik vurdering ikke er opplagt eller enkel, må det foretas en mer systematisk risikoanalyse enn hva som er gjort i problembeskrivelsen. Disse kan eventuelt deles opp i enkeltforhold omkring den totale problemstilling og ende opp i en samlet risikovurdering.

En risikoanalyse er en prosess som skal forsøke å beregne **sannsynligheten** for at en bestemt forurensning skal påvirke mennesker, en resipient, et økosystem eller materielle verdier og **konsekvensen** av at dette eventuelt skjer. I Norge foreligger det en standard for risikoanalyser, NS 5814. Denne er stort sett lagt til grunn her og anbefales brukt. Alternativt kan problemeier benytte andre modeller med tilsvarende kvalitet og omfang.

Med **risikoanalyse** menes en systematisk framgangsmåte for å beskrive og/eller beregne risiko. Risikoanalysen utføres ved å kartlegge uønskede hendelser og årsaker til og konsekvenser av disse. Gjennomføring av en risikoanalyse krever et visst kjennskap til tekniske metoder og teknikker, analyse-metoder og statistiske begreper. En slik analyse foretas mer eller mindre kontinuerlig og systematisk helt fra arbeidet med en lokalitet starter opp. For å kunne gjennomføre en systematisk vurdering av risikoer (danne risiko-bilder) må det gjennomføres en problembeskrivelse, eventuelt supplert med mer eller mindre omfattende undersøkelser av de stedlige forhold.

En **risikovurdering** er en sammenligning av resultater fra en eller flere risikoanalyser med de miljømål som eksisterer for området, eller mer generelle miljøkrav.

I miljøsammenheng er det vanlig å dele både sannsynlighet og konsekvens inn i et avgrenset antall nivå, f.eks. lav, middels og høy for sannsynlighet og liten, moderat og stor for konsekvenser. Forholdet mellom sannsynlighet og konsekvens, beskrives ofte i et diagram som viser den samlede risiko og som avgjør hvordan de vurderte tiltak må prioriteres. (Se ellers NS 5814 eller tilsvarende litteratur på området).

Vurderinger av risiko vil dels være subjektive og dels et spørsmål om holdninger og mål. Det kan være et mål å holde en resipient på et svært uforstyrret nivå, selv om forurensningstilførsler ikke vil gi store effekter. Det kan videre være viktig å starte en prosess for bedring av en lokalitet med moderat eller dårlig tilstand, fordi selv mindre tiltak kan gi et viktig bidrag i gjennomføringen av en totalopprydding i forhold til en resipient.

SFTs ambisjoner om opprydding av grunnforurensninger og deponier vil, sammen med miljømål, utgjøre de viktigste dokumenter for vurdering av den risiko en lokalitet representerer. I SFT-rapport 92:32 "Deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter. Handlingsplan for opprydding" er det anbefalt et ambisjonsnivå. (Se innledningen foran).

I en risikoanalyse er det viktig å betrakte en rekke forhold innenfor de elementer analysen er bygd opp rundt; kilde, spredning, effekt, for å finne så riktige tiltak som mulig. Bruken av sjekklistene i hvert kapittel i dette dokumentet kan betraktes som en start på en risikoanalyse.

Det er viktig å understreke at all risikoanalyse vil være beheftet med større eller mindre usikkerheter. Det vil likevel være bedre å gjøre grove overslag basert på en systematisk beregningsform enn ikke å forholde seg til risiko i det hele tatt. Det vil i de fleste tilfeller ikke være mulig eller nødvendig å tallfeste risiko.

For forurenset jord og deponier vil vi ofte ha den situasjon at det jevnt eller episodisk tilføres forurensninger til omgivelsene. I slike tilfeller vil en sannsynlighetsvurdering bestå i å beregne sannsynlige spredningsveier og forurensningsnivåer og om disse over gitte tidsrom kan komme i strid med målsettinger eller tålegrenser.

3.2.2 Krav til risikoanalyse.

Det skilles mellom enkel og stedsspesifikk risikoanalyse. Ved enkel risikoanalyse brukes målte verdier i forhold til normverdiene for forurenset jord. (Tabell 1). Om de verdier en har funnet er lavere enn disse nivåene, er det ikke behov for videregående analyse. I motsatt fall må en stedsspesifikk risikoanalyse gjennomføres. På sikt bør også økotoksikologiske tester kunne brukes til å gjennomføre enkle risikoanalyser.

En rekke lokaliteter vil ikke trenge noen omfattende og systematisk risikoanalyse, i mange tilfeller vil normverdier for mest følsom arealbruk eller annen entydig dokumentasjon være tilstrekkelig.

For å kunne fastslå hvilket forurensningsnivå en lokalitet har, må det i mange tilfeller gjennomføres mer omfattende undersøkelser og målinger for å kunne tegne et sikkert nok helhetsbilde. For å fastslå nivåer for de ulike parametre må det gjøres vurderinger av hvilke forurensninger som opptrer, eventuelle

samvirkninger, hvordan nedbrytning skjer, om fordelingen av forurensningen er homogen osv.

Ved homogene forhold hvor data fra prøvetaking etc. er normalfordelt, kan en bruke statistiske metoder til slike bedømmelser. Det er imidlertid sjelden man har homogene forhold. Antall prøvepunkter og analyser, prøvtakingsstrategi, forurensningenes karakter, barrierer, ambisjonsnivå osv. vil da være avgjørende for å bestemme hvor omfattende dokumentasjon som trengs for å presentere en lokalitets forurensningsbilde. Det forventes at problemeier vurderer representativiteten i den kartlegging som er foretatt.

Hvordan en bør legge opp prøvetakings- og undersøkelsesstrategien vil avhenge av en rekke forhold. Det vises her til håndbøker og rapporter for metodikk, for eksempel "Veileder for miljøtekniske grunnundersøkelser", SFT rapport 91:01, mai 1991.

Enkel risikoanalyse.

De grenseverdier som er oppgitt i dette dokumentet, gjelder for mest følsomme områdekategorier. (Se beskivelser av bruk av normgivende grenseverdier i vedlegg 2). De skal anvendes for områder som kan påvirke miljø eller mennesker gjennom direkte eksponering eller transport. Det vil si direkte overflateeksponering eller ned til nivå hvor eksponering kan skje som følge av transport med grunnvann eller annen resipient, eller ved aktiviteter som graving. En enkel risikovurdering bør beskrive muligheter for eksponering.

Om alle parter i saken er enige, kan tiltak gjennomføres på grunnlag av grenseverdier eller ved at tiltaket ut fra andre kriterier er åpenbart. Dette vil også den ansvarlige for den forurensede lokalitet kunne ha interesse av, om ytterligere undersøkelser blir relativt dyre.

På deponier må en i prinsippet alltid bruke stedsspesifikk risikoanalyse. Her vil det ikke være mulig å anvende grenseverdier.

Tabell 1 Foreløpige normverdier for forurenset jord, mest følsom arealbruk.

Parameter	Normverdier (mg/kg tørrstoff)
Arsen	20
Bly	50
Kadmium	1
Kopper	100
Krom, tot	100
Nikkel	30
Sink	150
Kvikksølv, totalt	1
Cyanid, totalt	1
Cyanid, fritt	0,1
Pestisider	0,1
Benzen	0,05
Etyl-benzen	0,05
Toluen	0,05
Xylen	0,05
Totale aromater	0,1
PAH, total	5
eller som	
Benzo(a)pyren	0,1
Mineralolje	100
PCB	0,02

Egenvekten til jord eller sammensetning av forurensninger er ikke tatt hensyn til ved valg av normverdier. Ved overskridelser av normverdiene kan området likevel anvendes til mest følsom bruk, om risikovurderinger tilsier dette. Dette vil spesielt være tilfellet ved små overskridelser for ett eller få elementer.

Stedsspesifikk risikoanalyse.

En risikoanalyse skal gi svar på hvilke sannsynligheter det er for eksponering eller spredning av forurensning, hvilke konsekvenser dette kan få og hvorvidt det er behov for tiltak, eventuelt hvilke type tiltak; overvåking eller behandling. Den skal vise hvordan analyser og vurderinger er gjennomført, samt med hvilken sikkerhet det er trukket konklusjoner. For å kunne besvare slike spørsmål er det nødvendig å etablere et miljømål/ambisjonsnivå for området. Ambisjonene vil avhenge av en rekke forhold som målgruppenes krav, overordnede miljøkrav eller kriterier, mulig framtidig påvirkning fra lokaliteten, osv.

Utgangspunktet for å vurdere behov for tiltak, er eksisterende mål for området, generelle kriterier for opprydding og egne vurderinger av eventuelt uheldige konsekvenser av påvirkning fra en grunnforurensning eller deponi. I en slik vurdering brukes blant annet toksisitetsdata og testdata for mennesker og ulike organismer som har blitt direkte eksponert for ulike miljøgifter i relevante miljøer.

Selv om den ansvarlige for forurensningene har gjennomført en risikoanalyse med god kvalitet og myndighetene har akseptert konklusjonene, er forurenser ansvarlig dersom det i ettertid skulle vise seg at konklusjonene ikke er korrekte, og at det f. eks. skulle vise seg å være behov for tiltak på et område der tidligere konklusjoner har tilsagt det motsatte.

For forurensningsmyndighetene vil det derfor være viktig å forsikre seg om at risikoanalysene er gjennomført på en så faglig god, helhetlig og grundig måte som nødvendig, og at det er hold i de vurderinger som er gjennomført.

For å kunne foreta en vurdering av de risikoanalyser som er foretatt må den totale usikkerhet komme fram. Dette krever at usikkerheten til hvert enkelt element i analysen vurderes. Ellers risikerer man at det brukes modeller hvor en rekke tallverdier inngår, og som gir konklusjoner med store og tildels ukjente usikkerheter.

Det ligger usikkerheter i analysemetodikk, som delvis kan minimaliseres ved å bruke akkrediterte laboratorier. Større usikkerhet vil det ofte være knyttet til hvor representative valgte prøvepunkter er, samt uttak av prøver og opparbeiding av disse. Problemeier må vise hvordan slike forhold er håndtert.

Det bør velges anerkjent system for gjennomføring av risikoanalysen (eksempelvis **Norsk Standard 5814**). Dette bør det refereres til og eventuelle avvik fra valgt metode må vises og begrunnes.

En risikoanalyse skal beskrive valg av analysemetode, hvordan metoden er brukt, eventuelle avvik fra prinsipper, bakgrunnen for at analysen gjennomføres og målet for denne. Videre bør beslutninger som skal tas, beslutningstakere og beslutningskriterier identifiseres. Det bør utarbeides en plan for gjennomføringen av arbeidet med risikoanalysen.

Alle forutsetninger, antagelser/hypoteser og forenklinger som er gjort skal angis og framgangsmåte og metoder som er brukt skal beskrives. Eventuell usikkerhet som framgangsmåten og metoden gir opphav til skal diskuteres.

Uønskede mulige hendelser skal identifiseres med hensyn på miljøkonsekvenser.

Etter at risikoanalysen(e) er gjennomført, skal det gjennomføres en risikovurdering som en opplisting av sannsynligheter med tilhørende

konsekvenser, samt en presentasjon av resultater og konklusjoner i tråd med NS 5814 eller med tilsvarende kvalitet.

Alle prøvesteder må stedfestes på kart. Kilder og eventuelle spredningsveier må inntegnes. Influensområdet må inntegnes der det er relevant. Feltmetoder og prøvetakingsmetoder, samt prøvebehandling må være beskrevet. En feltlogg med profilbeskrivelse av de enkelte prøvepunkter må vedlegges. Målte verdier må sammenstilles på en tilgjengelig og forståelig måte for alle målgrupper, samt at det oppgis hvilke analysemetoder etc. som er brukt. Se ellers "Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser", SFT-rapport 91:01.

Rapport skal inneholde en oversikt over hvilke forhold undersøkelsen skulle avklare og hvorvidt avklaringen er tilstrekkelig for å gjennomføre en tiltaksvurdering. Dersom ikke situasjonen er godt nok avklart må rapporten inneholde forslag til hvilke forhold som må undersøkes nærmere.

3.2.3 Metodiske forhold

Feltmetoder for å skaffe grunnlagsdata til en risikovurdering må tilpasses lokale forhold. Valg av metoder vil avhenge av forurensningenes karakter og fordeling; venter en homogene forhold, er punktkilder kjente, forventes flere kilder og typer forurensning, barrierer, mulig eksponering osv.

De metoder som velges må begrunnes i hvert enkelt tilfelle. Det bør også beregnes med hvilken sikkerhet en har fått et dekkende bilde av forurensningenes nivå og gradienter, horisonalt og vertikalt og bgrunne hvorfor den valgte usikkerhet er tilstrekkelig for de beslutninger som skal fattes.

Ved rapportering bør det komme fram fordeler og begrensninger ved metodene. Dersom den lokale tilpasningen krever at man utvikler nye metoder, bør en vanlig vitenskapelig dokumentasjon gis, slik at fremgangsmåten kan gjentas av andre.

En risikoanalyse forutsetter kjennskap til risikonivå for det miljø en ønsker å beskytte og kjennskap til doser som gir direkte eller indirekte effekter.

En risikoanalyse kan gjennomføres på mange ulike måter. Klassifiseringen er i dette dokumentet delt inn i 4 ledd;

- Kildekarakterisering
- Karakterisering av spredningsveier
- Effektkarakterisering
- Risikovurdering.

Nedenfor følger en stikkordmessig oversikt over spørsmål som bør belyses ved kartlegging og risikovurdering. Oversikten kan fungere som en hjelp til å

vurdere om riktige spørsmål er stilt, vurdert og besvart. Listen skal ikke følges slavisk for alle forhold, men er ment som et hjelpemiddel.

Følgende elementer vil kunne inngå i risikoanalyse, på grunnlag av de miljømål som er foreslått i problembeskrivelsen:

1. Kildekarakterisering

- Lokalisering og avgrensning av kildeområder.
- Stabilitet/mulighet for mobilisering av miljøgifter fra kildeområder.
- Innhold av miljøgifter.
- Andre kjemiske egenskaper i kildeområder.
- Fysisk sammensetning i kildeområder.

2. Karakterisering av spredningsveier

- Kartlegging av topografi og masser mellom kildeområde og resipient.
- Kartlegging av strukturer i grunnen mellom kildeområde og resipient. (Infrastruktur, permeable lag eller områder, kjemisk aktive lag eller områder o.l.)
- Kartlegging av hydro(geo)logi. (Drenerings- og avrenningsmønster, grunnvannets strømningsmønster o.l.)
- Innhold av miljøgifter
- Andre kjemiske egenskaper. (pH, % org. materiale, kationebytte-kapasitet, etc.)
- Vurdering av spredningsmønster for miljøgifter; retning og omfang (inkluderer spredning med grunnvann, poreluft, erosjon).
- Vurdering av eventuelle hydrauliske kortslutninger.
- Vurdering av prosesser under spredning (binding, nedbrytning, fortynning).

Det må stilles krav om at prøvetakingen tilfredsstiller vanlige krav til dekningsgrad og representativitet. (Se kapitlet 3.2.2 og vedlegg 2, under - kapittel "Valg av grunnlag").

Dersom spesielle prosesser som kan aktivere spredning er utpekt i problembeskrivelsen, fokuseres det spesielt på disse.

3. Effekter

Arealbruk
- Måling av forurensningsnivå i overflatejord og/eller poregass.
- Måling og/eller beregning av flyktige forbindelser i innemiljø.
- Eventuelt supplerende beskrivelse av arealbruk.

Grunnvann
- Måling av forurensningsnivå i grunnvannet.

- Måling av generell grunnvannskvalitet.
- Vurdering av framtidig forurensning av grunnvannet.
- Vurdering av potensiell vanngiverevne for akviferen.

Åpne vannresipienter:
-Se også vedlegg 2.

- Avgrense influensområder.
- Måle påvirkning innenfor influensområder.
- Karakterisere den generelle tilstanden i resipienter.

Det er viktig at grunnlaget for og bruk av kriterier for effektvurderingene kommer klart fram.

4. Risikovurdering.

Risikovurderingen skal ta utgangspunkt i de mulige uønskede konsekvenser som er identifisert og sannsynligheten for at en uheldig miljøeffekt kan inntreffe. Miljømål og/eller målgrupper og deres interesser i området bør være identifisert innledningsvis, enten miljømål er etablert konkret eller ikke, for området.

Det skal tas hensyn til risikoreduserende tiltak, der begge elementer; sannsynlighet og konsekvens skal vurderes, både på kort og lengre sikt.

Usikkerheter i datagrunnlaget og hvilke konsekvenser dette får for konklusjonene, skal diskuteres og om mulig kvantifiseres.

Alle vesentlige forutsetninger, antagelser og forenklinger skal oppsummeres, slik at usikerheter og avgrensninger kommer klart fram. Nøkkeltall og konklusjoner skal presenteres på en måte som er hensiktsmessig for identifiserte målgrupper.

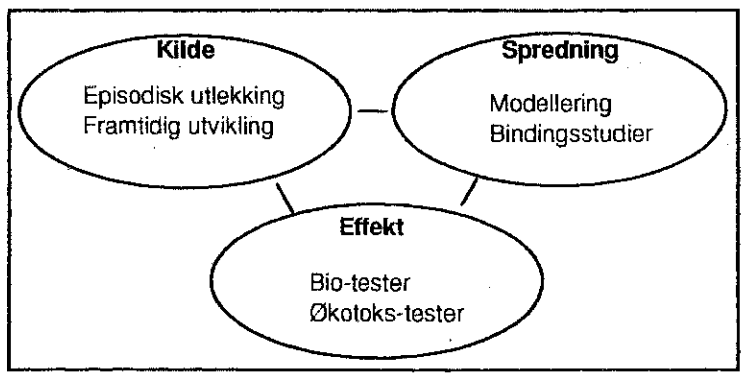
Anbefalinger om risikoreduserende tiltak som følger naturlig av risikoanalysen, skal gis.

3.2.4 Aktuelle vurderinger under mer komplekse forhold

Kartlegging av situasjonen ved hjelp av vanlig kjente metoder er ikke alltid tilstrekkelig grunnlag for å fastsette risikonivå. Langsiktige framtidige effekter, episodiske effekter, eller andre spesielle forhold kan ha avgjørende betydning for risikoanalysen. Dette er forhold som er krevende å avklare mht. metodikk, kostnader eller tidsbruk. De er derfor gitt en egen kort omtale her. Detaljert kartlegging av slike forhold kan gi mulighet for sikrere risikoanalyser og valg av mer målrettede tiltak.

De metoder som er beskrevet i dette kapittel er i dag av mer forskningsmessig karakter, men man vil kunne ha gjort erfaringer med disse om noen år. Dette er metoder som i skrivende stund normalt ikke vil bli krevd utført. SFT har heller ikke vurdert hvor aktuelle de vil bli.

Spørsmålstillinger
Forhold som kan inngå i tilleggsvurderinger er vist i figur 3.2.



Figur 3.2 Forhold som kan inngå i tilleggsvurderinger.

1. Kildekarakterisering

Kunnskap om prosesser og variasjoner i kildeområdet er nødvendig for å gi et bilde av frigivelse av miljøgifter over tid. Spesielt viktig i denne sammenheng er betydningen av at episodiske hendelser kan destabilisere ellers stabile kildeområder. Utifra dagens kunnskapsstatus og metodikk er det vanskelig å gi sikre vurderinger av slike forhold uten ganske krevende undersøkelser.

2. Spredning

Spredning er ofte svært vanskelig å verifisere med rimelig grad av sikkerhet på grunn av store lokale variasjoner, og sammensatte og ulike prosesser. Numeriske spredningsmodeller blir stadig bedre, og de bør, på gitte betingelser, kunne benyttes og prøves ut for å vurdere relativ betydning av ulike faktorer, og sannsynlige intervaller for utlekking til resipienter.

3. Effektstudier

For å vurdere betydning av framtidig utlekking kan man tenke seg ulike former for økotoksikologiske tester for å studere effekter av en beregnet utlekking. Økotoksikologiske tester er i rask utvikling, og erfaringsgrunnlaget fra praktisk bruk bør utvides. For å vurdere betydning av ulike hendelser kan man benytte utplassering av indikatorarter, eventuelt i kombinasjon med økotokstester.

Teknikker som er brukt for å beregne riskoer ved lave doser som har potensiell gen- eller krefteffekt kan være aktuelt å vurdere. Det samme gjelder vektlegging av hvordan giftighet opptrer generelt og i forhold til spesifikke organismer, og hvordan data for påvirkning av spesielle arter er overført til andre (fra dyr til mennesker for eksempel).

Eksempelvis kjennes effekten på enkelte organismer, men ikke på mer sammensatte miljøer. Dette er et generelt forhold som det kan være aktuelt å ta hensyn til og vise hvordan er vurdert.

Det samme vil gjelde for mulige samvirkende effekter av påvirkning fra komplekse kjemiske sammensetninger, sammenholdt med studier av enkeltstoffer eller enklere forbindelser.

Sjekkliste, undersøkelser og risikoanalyse

Kontrollspørsmål for å sjekke om undersøkelser og risikoanalyse er dekkende.

Avhengige av svarene på spørsmålene nedenfor, må den ansvarlige for lokaliteten og eventuelt forurensningsmyndighetene vurdere om dette får følger for konklusjonene.

PRØVETAKING

Er usikkerhet vurdert med hensyn til:

* Representativitet?
* Dekningsgrad?
* Prøvehåndtering og analyse?
* Art og grad av forurensning?

KILDEVURDERING

Er usikkerhet vurdert med hensyn til:

* Andre kilder/stoffer enn de som er målt?
* Omfanget som beskrives?

SPREDNINGSVURDERING

Er usikkerhet vurdert med hensyn til:

* Om andre spredningsveger finnes?
* Om forurensningen påvirkes av andre forhold enn de som er gitt?
* Om mobiliteten til påviste stoffer er riktig angitt?
* Spredningsanalyse, vurdering av mulige spredningsveier i jord, luft, vann, direkte kontakt eller gjennom brann/eksplosjon?
* Eksponeringsanalyse? Vurdering av hvordan mennesker eller andre målgrupper kan påvirkes.
* Hvordan eventuell mobilisering vil skje (diffust, jevnt over kortere eller lengre tid, som støtutslipp)?

EFFEKTVURDERING

Er usikkerhet vurdert med hensyn til:

* Annen arealbruk enn den som ligger til grunn i undersøkelsen?
* Påvirkning av andre resipienter enn de som er undersøkt?
* Annen bruk av resipienter enn skissert?
* Farlighetsvurdering? Enkeltstoffers miljøpåvirkning?
* Effektvurdering? Lokalitetens potensielle miljøvirkning over kortere eller lengre tid? Vil konsekvensen kunne være konflikt med miljømål eller en vesentlig forverring av forskjellen mellom nå-situasjon og tolerabelt nivå?
* Håndtering av bakgrunnsverdier og annen adekvat påvirkning?

RISKOVURDERING

* Er det en mangelfull vurdering av kilde-spredning-effekt?
* Er det tilstrekkelig datagrunnlag bak konklusjoner?
* Er det samsvar mellom datagrunnlag og konklusjoner?
* Er tilstandsvurderingen konsistent og fullgod?

PLANER FOR VIDERE UNDERSØKELSER

Er planene dekkende for vurdering av

* Kildeområder?
* Spredning?
* Effekter?

3.3 Tiltaksvurdering

Basert på data og vurderinger som er gjort i en risikoanalyse, må det tas stilling til behovet for tiltak. Tiltak kan være gjenvinning, behandling, deponering/forsegling eller overvåking av situasjonen. Sikkerheten i beslutninger om hvilket forurensningsnivå en vil komme ned til etter eventuelle tiltak, bør være best mulig og beregnet.

Generelt er det følgende prioritering som gjelder for valg av behandlingsløsninger for avfall:

1. Avfallsminimering/renere teknologi
2. Gjenbruk/resirkulering/gjenvinning
3. Endelig behandling/forbrenning uten energiutnyttelse
4. Deponering/mellomlagring/isolering.

For oppryddingssaker i forurenset grunn er det alternativ 2-4 som vil være aktuelle. Når en har valget mellom flere miljømessig tilnærmet likeverdige metoder, vil en velge den som medfører lavest kostnader. Forutsetningene om at alternativene skal være miljømessig likeverdige, betyr at en ikke direkte kan sammenligne deponering med andre endelige behandlingsmetoder. Deponiet må i så fall være vurdert helt fram til forurensningen er endelig nedbrutt eller ikke krever oppfølging fordi den ikke lenger skiller seg fra omkringliggende naturmiljø.

Mellomlagring kan være en aktuell metode når det er grunn til å forvente at ny teknologi for gjenvinning eller destruksjon kan sikre bedre håndtering i overskuelig framtid. I mellomtiden må deponiet sikres mot kontakt med mennesker, avgassing, avrenning, erosjon eller spredning på annen måte.

Overvåking kan være et aktuelt tiltak ved lave risikoer eller avtagende forurensningsnivå.

Hvor omfattende tiltak som skal velges, vil langt på vei være bestemt av risikovurderingen og kostnader. Det vil ofte være ulike måter å nå en definert målsetting eller å oppfylle et krav på. Det vil i prinsippet være opp til problemeier å velge metoder, men forurensningsmyndighetene bør påse at de krav som er gitt, står i rimelig forhold til de skader som oppstår eller kan oppstå, i tillegg til å foreta en vurdering av om de foreslåtte eller gjennomførte tiltak har eller kan ha en tilstrekkelig effekt.

Under er det listet opp endel problemstillinger som det er viktig å gjennomgå når tiltak og effekt av tiltak skal vurderes.

Gjenvinning

Gjenvinning vil være aktuelt når forurensning finnes i så store konsentrasjoner at det er kost/effektivt med direkte utnytting i forhold til alternative oppryddingsmetoder. Dette kan være tilfelle i deponi eller

opprydding fra industriområder eller ved svært høye konsentrasjoner i forurenset grunn.

En rekke stoffer som opptrer som forurensninger i naturen, har vært en ressurs i utgangspunktet. I de tilfeller slike stoffer ikke kan gjenbrukes direkte vil de likevel kunne materialgjenvinnes og på den måten utnyttes som en ressurs direkte eller gjennom at de har energi i form av brennverdi. I de tilfeller en vurderer energiutnyttelse vil jord med biologisk liv bli sterilt. Om dette blir en permanent tilstand, vil en ødelegge jorda som en ressurs. En slik vurdering bør være med når valget står mellom denne formen for energiutnyttelse og andre behandlingsløsninger.

Behandling.

Behandling kan skje på stedet eller etter flytting. Behandling kan være biologisk omsetting/nedbryting, mekanisk eller kjemisk behandling. Mange aktuelle behandlingsmetoder er under utvikling både ved at de blir bedre og mer effektive. Enkelte tiltak vil medføre gjenvinning av jorden som ressurs, eller av forurensningen, eventuelt energien i forurensningen eller begge deler. Dette er forhold som bør tas med i vurderingen.

Isolering/forsegling.

Forsegling er aktuelt når forurensninger kan isoleres på en slik måte at det er mulig å overvåke effekten av tiltaket. Overvåkingen må pågå så lenge forurensingen utgjør et potensielt miljøproblem. Dette fordi denne type tiltak ofte vil ha begrenset levetid. Det er viktig å være oppmerksom på at hva som er akseptable kost/effekt-nivåer, vil være et vurderingsspørsmål. Nye metoder vil bli utviklet og forurensningssituasjoner kan endre seg over tid.

Flytting.

Flytting av forurensning kan gjennomføres når det f.eks er konflikt mellom lokalitet og ønsket bruk av denne. Deler av den forurensede lokalitet kan da flyttes til bedre egnet sted, deponi mer eller mindre tilpasset den aktuelle forurensning eller behandlingsanlegg. Problemeier har kun anledning til å flytte forurensning til deponi eller behandlingsanlegg som har tillatelse til å ta imot den aktuelle type forurensning. Det kan være prinsippielt betenkelig å spre forurensninger til flere steder, slik at denne type tiltak må ikke benyttes ukritisk.

Graving i deponier eller forurenset jord representerer generelt en økt fare for spredning av forurensning. Dette er derfor en aktivitet som generelt er forbudt etter forurensningslovens § 7. SFT kan gi tillatelse til gravearbeider i deponier og forurenset grunn, og bør da sette vilkår om tiltak for å hindre forurensningsspredning, samt beredskap mot uønskede hendelser.

Overvåking.

Overvåking er et aktuelt passivt tiltak når det ikke er påkrevd med fysiske tiltak eller det ikke er grunnlag for ytterligere undersøkelser. Dette vil være tilfellet når lokaliteten er tilstrekkelig kartlagt, men man er usikker på spredningsfare eller når man har relativt høy konsekvens av utslipp, men lav sannsynlighet for spredning. Også når det er grunn til tro at forurensningssituasjonen vil utvikle seg gunstig over kort tid, kan overvåking være et aktuelt alternativ.

Overvåking vil også være aktuelt etter at et tiltak er gjennomført for å måle effekten og grad av måloppnåelse.

Sjekkliste for anbefaling av tiltak:

Kontrollspørsmål for å sjekke om anbefaling av tiltak er dekkende.

Avhengig av svarene på spørsmålene nedenfor, må den ansvarlige for lokaliteten og eventuelt forurensningsmyndighetene vurdere om dette får følger for konklusjonene. Beskrivelse av forholdene på lokaliteten eller i deponiet må gjøres på denne bakgrunn.

* Er aktuelle tiltak vurdert i tråd med prioriteringer?
* Vil tiltak dekke alle aktuelle problemstillinger påpekt i risiko-vurderingen?
* Er det presentert miljømål for tiltak?
* Hvis tiltak er isolering, er behandling vurdert?
* Er tiltakenes levetid vurdert?
* Er usikkerheter i beslutningsgrunnlag omtalt og vurdert?
* Er det vurdert kost/effekt for alle tiltak?
* Hvor lenge bør eventuell overvåking finne sted?
* Kreves det bedre dokumentasjon før tiltaket kan avsluttes?
* Hvordan skal resultater av overvåking tilflyte SFT?
* Vil etterkontroll gi svar på effekt av tiltak?
* Skal etterkontroll rapporteres SFT?
* Bygger foreslåtte tiltak på ajourført viten om metoder og effekt?
* Er konsekvenser ved feil i utføreselsfasen vurdert?
* Er det lagt inn tilstrekkelig egenkontroll og dokumentasjon i utførelsesfasen?
* Er det presentert kriterier for når og under hvilke betingelser overvåking kan avsluttes?

3.4 Tiltaksgjennomføring

Gjennomføring av valgt tiltaksløsning krever som utgangspunkt en godt gjennomarbeidet plan. Før oppstart må alle tillatelser være klare, f.eks tillatelse til selve gravearbeidene der dette kreves, tillatelse til eventuell mellomlagring, til eksport, avtaler med behandlingsanlegg etc.

Planen for tiltaksgjennomføring skal også inneholde informasjon om hva som gjøres hvis uhell eller andre uforutsette hendelser skulle inntreffe (f.eks søl av forurenset masse, store nedbørsmengder under arbeidet som kan medføre for-urensningsspredning, ledningsbrudd ved graving, etc). Der det kreves endringer i opprinnelig plan, må dette dokumenteres, og alle tillatelser og avtaler må eventuelt modifiseres i samsvar med endringene.

Mange tiltaksmetoder vil være kompliserte prosjekter å gjennomføre, teknisk og utførelsesmessig. Mange metoder er også avhengig av at de enkelte operasjoner utføres riktig.

Kontroll av utførelse

Under arbeidet må det sørges spesielt for at gjennomføringen av tiltaket ikke medfører fare for spredning av forurensning og at planen for gjennomføring overholdes. Det er viktig at tiltak gjennomføres på en godt planlagt og kontrollert måte. Det er derfor viktig at den som er ansvarlig for prosjektet sørger for å ha omfattende egenkontroll og dokumentasjon av utførelsesfasen. For problemeier med mange lokaliteter bør prosedyrer ved opprydding med kontroll av utførelser inngå i internkontrollsystemet.

Etterkontroll.

I likhet med kontroll av utførelse skal dokumentasjon av måloppnåelse være en obligatorisk del av et tiltak. Hvordan effekter kan måles, vil variere for den enkelte lokalitet, men det bør være et krav til ethvert tiltak at det foretas etterkontroll, og eventuelt overvåking over en gitt periode. Prosedyrer for slik dokumentasjon må gå fram av hver tiltaksbeskrivelse.

3.5 Avslutning

Dersom risikovurderingen ikke tilsier at det er behov for tiltak eller arealbruksrestriksjoner, kan problemeier anbefale at saken avsluttes. Dette forutsetter at saken har vært behandlet i overensstemmelse med med beslutningsmodellen til et nivå der lokaliteten ikke lenger er vurdert å komme i konflikt med mål som er satt for miljø eller helse i forhold til aktuell eller planlagt bruk av areal eller resipient.

En avslutning kan innebære et behov for at lokaliteten, men normalt ikke resipienten, klausuleres mot fremtidige inngrep eller bruksendringer. For

eksempel vil de fleste tiltak etterlate restkonsentrasjoner eller -produkter som kan innebære behov for varige arealbruks-restriksjoner eller deponier. Slike konsekvenser av alternative tiltak skal være belyst i tiltaksvurderingen.

Likeledes vil fremtidig endret bruk av areal eller resipient medføre at saken må tas opp på nytt. Det er ikke sikkert at den dokumentasjon som fulgte saken forrige gang er relevant eller dekkende lenger. Saken må uansett prøves i beslutningsmodellen på ny.

Sjekkliste for avslutning av tiltak.

* Kan det være behov for ny vurdering ved endret bruk?
* Er det behov for klausulering ved avslutning?
* Er beslutningen fattet på bakgrunn av god datasikkerhet?
* Bør andre organer orienteres om beslutningen?
* Er avslutningen registrert i deponidatabasen?
* Er den ansvarlige informert om vedtaket?
* Er det behov for høring/kunngjøring?

4. LITTERATUR OG KILDER

Litteratur, kartlegging:

* Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser, 91:01, SFT, mai 1991.

Litteratur, risikoanalyse:

* Norsk standard 5814: Krav til risikoanalyser

* Miljøstyrelsen(DK): Jordprøvetagning på forurenede grunde - strategier, metoder og håndtering.

* Miljøstyrelsen(DK). Risikovurdering av forurenede grunner. Miljøprosjekt nr.123. 1990.

* SFT-rapport 92:03. Miljøkonsekvenser og kriterier for iverksetting av tiltak ved akutte utslipp fra et prioritert utvalg av kjemikalier.

* EPA(USA). Framework for ecological risk assessment. Risk Assessment Forum, US.Environmental Protection Agency, 1992.

* EPA(USA). Application of Ecological Risk Assessment to Hazardous Waste Site Remediation. Water Environment Federation, USA, 1993.

Litteratur grenseverdier:

* The national contaminated sites remediation program, Canada: A protocol for the derivation of ecological effect-based and human health-based soil quality criteria for contaminated sites. Draft 2, July 1993

* Miljøstyrelsen (DK): Kvalitetskriterier for forurensede grunde. Veiledning fra Miljøstyrelsen 1992.

* Site remediation program. Cleanup standards for contaminated sites. Proposed new rules. NJAC 7:26D. New Jersey Registr, 1993.

* Environmental Quality Standards for Soil and Water. Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, 1991. Background study for the policy document "Setting environmental quality standard for water and soil." National institute of public health and environmental protection, Bilthoven, the Netherlands. 1990.

Anbefalte normer og klassifiseringssystemer

De normer og klassifiseringssystemer som først og fremst anbefales brukt ved vurdering av grunnforurensning er:

- Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning nr. 93:03
- Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 92:06
- Kvalitetsnormer for drikkevann. Veiledning G2, SIFF 1987
- Normer for forurenset jord, foreløpig norm 1994, introdusert i foreliggende rapport.
- Administrative normer for arbeidsatmosfære, Arbeidstilsynet.
- Normer for kjemiske stoffer i inneluft, Helsedirektoratet.
- "Beskyttelse av grunnvannskilder. Veiledning A3, SIFF.

Metodiske og tekniske hjelpemidler

- Veiledning for miljøtekniske grunnundersøkelser 91:01 SFT mai 1991

I tillegg arbeider SFT kontinuerlig med å få fram bedre beslutningsgrunnlag for flere element i en grunnforurensningssak. Dette gjelder generelt for teknologiutvikling, utlekkingsforsøk og demonstrasjonsprosjekter. Spesielt kan her nevnes veileder for analyse av forurenset jord - et NORDTESTprosjekt, som kommer i 1995.

Vedlegg 1.

Hjelpemidler til konfliktvurderinger.

1 Arealbrukskonflikter

"Jord skal beskyttes mot forurensning med miljøgifter. Forurenset jord skal behandles eller renses til et tilfredsstillende nivå i forhold til miljøkvaliteter og arealbruk på området." (Handlingsplan for opprydning, SFT 1992)

Forurensning i jorda (eller i grunnen) skiller seg vesentlig fra forurensninger i andre deler av miljøet:

- Jord er ikke et kontinuerlig medium som vann og luft.
- Jord inneholder mange ulike faser (mineralske, organiske, væske og gass)

Stoffer tilført et så sammensatt miljø utsettes for ulike prosesser:

- Binding og frigjøring
- Nedbrytning
- Spredning

Dette gjør at man finner svært markerte variasjoner i tid og rom i forbindelse med deponier og forurenset grunn. Stoffer utveksles mellom jordmediets ulike faser, mineraler forvitrer, næringstoffer omsettes, porer fylles og tømmes for vann og gasstrykket i porene varierer. I gitte situasjoner, når avstanden fra en normaltilstand er stor, kan man få uventede store utslag i frigjøring av miljøgifter. I slike episoder kan toksiske stoffer opptre i høye nok konsentrasjoner til å gi skader.

Bruk av normer og klassifiseringssystemer

For å vurdere grunnforurensning er det avgjørende å få god oversikt over den enkelte situasjon. Det er sjelden tilstrekkelig å påvise hvilke totalkonsentrasjoner som foreligger i og omkring en forurensning. Man må finne kilder, avklare om og hvordan kildene kan frigi miljøgifter, avklare om frigitte miljøgifter kan bli eksponert til folk, eller at natur er eller kan bli truet.

Mange land har utviklet generelle vurderingssystemer basert på kriterier for totalinnhold av miljøgifter i jord og grunnvann. I Norge er det samlet for lite erfaringsgrunnlag til å kunne sette slike normer med en vitenskapelig framgangsmåte. Inntil videre bør foreløpige normsett bare benyttes som hjelpemiddel ved vurdering av visse arealbrukskonflikter. Andre problemstillinger krever mer inngående kartlegging av situasjonen.

Ved risikovurdering er det behov for hjelpemidler til å sette målte eller antatte belastninger på helse og miljø inn i sin rette sammenheng. Det er behov for å trekke inn normer og veiledninger for ulik bruk.

For en lang rekke problemstillinger mangler relevante hjelpemidler for vurdering av forurensningsbelastning. I de tilfelle må vurderingen gjøres i hver enkelt sak, utfra en lokal belysning av hvilken risiko som foreligger.

Innfallsvinkel for vurdering:

1. Innhold i overflatejord sammenholdes med normer for forurenset jord. Dersom innholdet ligger signifikant under normene, antas det at innholdet av disse miljøgiftene ikke setter spesielle begrensninger på arealbruken.

2. Ved innhold over normverdi bør det gjenomføres en stedegen risiko-analyse for å avklare arealkonflikt i forhold til dagens arealbruk og mulig framtidig bruk av området.

3. Ved "følsom arealbruk" (se definisjon) bør normene for forurenset jord brukes som miljømål, dersom ikke annet er vist ved lokale risikovurderinger.

4. Ved fare for effekter av flyktige forbindelser benyttes administrative normer for arbeidsatmosfære og normer for kjemiske stoffer i inneluft som basis for vurderingen. For å koble disse mot forurensning i grunnen er det nødvendig med en lokal kartlegging og spredningsr-/risikovurdering.

Normer for forurenset jord

De nye kanadiske kvalitetskriteriene for forurenset jord kan gi et bedre grunnlag for å fastsette begrunnede normverdier for jord. Disse har imidlertid ikke vært tilgjengelige for gjennomgåelse så langt. Som et foreløpig normsett er det valgt å benytte utvalgte grenseverdier basert på danske og hollandske kriteriesystemer og EU-normer. Så snart det kanadiske systemet foreligger, bør det gjøres en revurdering og utbygging av normsettet. *Bakgrunn for valg av normer er beskrevet i vedlegg 2.*

2 Konflikt med grunnvann

"Utnyttbare grunnvannskilder skal beskyttes mot forurensning. Større grunnvannsreservoarer som allerede er forurenset, skal renses med sikte på å oppnå drikkevannskvalitet". (Handlingsplan for opprydning, SFT 1992).

Utnyttbare grunnvannskilder

Det må vurderes om det foreligger utnyttbare grunnvannskilder som kan trues av grunnforurensningen. Hvorvidt grunnvannet er utnyttbart til

drikkevann, jordbruksvanning, eller industriformål, avhenger av generell vannkvalitet, muligheter for effektiv pumping av vannet, og av annen arealbruk som truer eller påvirker grunnvannskvaliteten.

Krav til hva som defineres som utnyttbart grunnvann bør være avhengig av lokale forhold. Dersom det er sparsomt med gode akviferer i området, bør relativt dårlige grunnvannskilder beskyttes.

Forurensningsnivå
Dersom grunnvann kan benyttes som drikkevann, vurderes vannkvalitet og forurensningsnivået ved hjelp av normer for drikkevannskvalitet (Kvalitetsnormer for drikkevann, G2, Folkehelsa 1987). Hvis forurensningsnivåene tilsier at grunnvannet ikke vil gi god drikkevannskvalitet, vurdert som råvann, og selv om en tar hensyn til den fortynning som vil forekomme på veien fra kilde til uttak, bør det utføres tiltaksanalyse.

Fare for fremtidig kontaminering
Dersom det er fare for fremtidig kontaminering av utnyttbart grunnvann, bør det utføres kartlegging og risikovurdering for å avklare mulighet for at vannkvaliteten forringes. Hvis vurderingen tilsier at grunnvannet ikke vil gi god drikkevannskvalitet i framtiden, bør det utføres tiltaksanalyse. For organiske miljøgifter vil normene stort sett innebære at all kontaminering må forhindres.

Annet grunnvann
Grunnvann som ikke er utnyttbart eller ikke prioritert i vannforsyningssammenheng vurderes først og fremst som en mulig transportvei for forurensning fra en forurensningskilde til vannresipienter eller andre grunnvannsmagasin. Vurderingen vil derfor inngå i risikovurdering rettet mot andre resipienter. I visse sammenhenger vil spredning med grunnvannet bidra til vannrensing og binding av forurensning i jordmassene før evtentuelt utslipp til overflateresipienter. **Det vil i de tilfeller slike effekter skal utnyttes være problemeiers ansvar å dokumentere at nedbryting av forurensninger kan skje med tilstrekkelig renseeffekt og uten fare for at jord eller tilstøtende vannkilder blir forurenset.**

For spesielt verneverdige naturobjekter kan det være aktuelt å sette egne mål for innhold av miljøgifter i grunnvannet for å beskytte spesielle arter eller andre verneverdier i tilknytning til jord og grunnvann.

3 Konflikt med vannmiljø

"Utlekking skal hindres eller reduseres tilstrekkelig til å oppnå en tilfredsstillende vannkvalitet i resipienten. Tilfredstillende vannkvalitet kan være nedfelt i vannkvalitetskriterier, og/eller spesifikke mål for ulike resipienter" (Handlingsplan for opprydning, SFT 1992).

Beskrivelse av resipient-tilstand

Miljøskadelige stoffer som lekker ut fra forurenset grunn, strandkant-deponier og forurensede innsjø- og elvesedimenter kan skape konflikter med sjø- og resipienter. En betydelig andel av eldre og nyere deponier har avrenning til resipienter. Det kan være bekker og elver, innsjøer eller sjøer. Deponier blir utsatt for vekslende påvirkning fra høy og lav vannføring i flom og tørkeperioder, vekslende nedbørmengder, flo/fjære samt perioder med gjentatte fryse- og tineepisoder. Dette antas å påvirke utlekking av stoffer til resipientene.

Viktige faktorer som bestemmer konsekvensen av slik utlekking er;

- lokale transport-, innblandings- og fortynningsforhold i nærsonen rundt kilden.
- transportforhold over større skala i området
- forekomst av utnyttbare, verneverdige eller særlig sårbare biologiske ressurser i influensområdet
- øvrig bruk av resipienten
- eksisterende miljøtilstand i resipienten
- øvrig forurensningsbelastning
- sesong.

Det er viktig i denne sammenheng å skille mellom:

- miljøgifter som akkumuleres og som kan føre til f.eks kostholdsråd med hensyn til menneskers inntak av fisk og skalldyr eller på andre måte fører til redusert anvendelsesmulighet av vannet
- kjemikalier som gir akutte helseskader eller giftskader på planter og dyr.

Vurdering av behov for tiltak

En vurdering av nødvendigheten av tiltak mot grunnforurensning kan gjøres på ulikt grunnlag. Det viktigste grunnlaget for å vurdere effekter som allerede har oppstått i resipienter vil være direkte informasjon om miljøtilstand i den angjeldende resipienten: Nivå av miljøgifter i sedimenter og indikator- eller konsumorganismer, samt påviselig skade på individer, populasjoner og samfunn. En tilstandsbeskrivelse vil reflektere summen av faktorer som;

- virker på selve utlekkingen fra de forurensede grunnmasser,
- styrer transport og omdanning av stoffene i resipienten,
- styrer opptak, omsetning, utskillelse og eventuelt næringskjedetransport i organismer.

Problemstillingen blir i første omgang å fremskaffe en tilstandsbeskrivelse av resipienten, med fokus på forhold som kan kobles til sannsynlige og mulige kilder.

Tilstandsbedømmelse
Behov for tiltak vil foreligge der resipienttilstanden er uakseptabel. For å bedømme om en resipienttilstand er akseptabel eller ikke må den veies mot en referansebakgrunn. Miljøkvalitets- og egnethets-kriterier, kostholds-grenser og lokale/regionale resipientmål vil være slike referanser. Det er viktig at referansebakgrunn er valgt før man gjennomfører en tilstands-beskrivelse, slik at de riktige undersøkelsesmomenter inkluderes. (Kfr. "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT-veiledning 93:03 og klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning 92:06). Selv om dagens tilstand oppfyller alle slike kriterier vil det ofte være ønskelig å beholde en høy kvalitet i resipienten. Det vil derfor kunne være ønskelig med tiltak mot forurensningstilførsler også til gode resipienter.

Modellert belastning
Ved å sammenholde modellert belastning i resipienten fra en mulig kilde og aktuelle miljømål (tilstandskriterier, forurensningskriterier, egnethetskriterier for ulik bruk, lokale og regionale resipientmål) i sedimenter, vann og organismer, kan det sannsynliggjøres om denne kilden er av betydning eller ikke, og hvilke miljøskadelige stoffer fra kilden et eventuelt tiltak bør settes inn mot. Der slike kriterier ikke finnes bør det gjøres en faglig akseptevaluering på grunnlag av f.eks. nulleffektnivå (NOEC-grenser) for kjemikalier, toksisitetsdata, og annen informasjon om sannsynlige miljøvirkninger.

I en del sammenhenger kan det være behov for å gjennomføre egne belastningsforsøk for å kartlegge miljøvirkningene av en bestemt type utlekking.

Vedlegg 2.

Normer for forurenset jord

Innledning

En vurdering av internasjonalt arbeid med normer for forurenset jord har resultert i en anbefaling om at norske normer basert på utenlandske normverdier. Det ble prioritert å lage en liste med de mest vanlige parametre, selv om kunnskapen om bakgrunnsnivåer og tildels analyseforhold etc. er noe ulikt. Det betyr at bruken av verdiene må tilpasses den totale usikkerhet.

Målsetning

Målet med normene er å få et hjelpemiddel ved vurderingen av konflikt mellom grunnforurensning og arealbruk.

Det er gitt følgende forutsetninger ved fastsetting av normene:

- de skal uttrykke maksimal tillatt konsentrasjon av enkeltstoffer i forurenset jord ved utnyttelse av området for bestemt arealbruk
- dersom jordprøver viser at konsentrasjonen ligger under normverdi, skal det ikke være nødvendig med forutgående tiltak før arealet tas i bruk til den planlagte anvendelse
- selv om målt forurensning ligger over normene, er det av denne grunn ikke gitt at arealet ikke skal kunne benyttes, men det må da gjøres en utfyllende vurdering (risikovurdering),
- de skal kunne brukes på lokaliteter med en relativt begrenset og oversiktlig forurensning, hvor det er liten fare for spredning og forurensningen ikke truer grunnvann eller andre resipienter
- de skal kunne brukes til å vurdere arealbruk på områder hvor det er gjennomført tiltak, men hvor det fremdeles finnes en restforurensning i øvre jordlag

I tillegg er det lagt visse premisser for fastsetting av normverdiene :

- det er utarbeidet utelukkende ett sett normverdier, d.v.s. det er ikke differensiert mellom ulik arealbruk.
- verdiene er foreløpige i den forstand at de må revurderes og suppleres i nær fremtid.
- det er tatt utgangspunkt i eksisterende erfaringsgrunnlag, d.v.s. verdier som allerede er utarbeidet i utlandet.
- normverdiene gjelder for jord.
- visse arealbrukstyper er holdt utenfor. Dette gjelder jordbruksarealer, fareområder og spesialområder.

Basis for norske normer

I utgangspunktet er det ønskelig med **arealbruksrelaterte** normer, d.v.s. verdier knyttet opp mot spesifikk bruk av de forurensede lokalitetene. Det er likevel hensiktsmessig i denne fase med kun ett sett normer.

Anvendelsen av normer for andre typer arealbruk må tilpasses ved bruk av risikovurdering.

Normene er tilpasset ambisjonsnivå 2 i "Handlingsplan for opprydding". Dette innebærer at normene uttrykker et forurensningsnivå som med stor grad av sikkerhet gir trygghet for menneskers liv og helse, samt ivaretar miljøkvaliteter, knyttet til den arealbruk som normene er angitt for. Normene er basert på eksisterende kunnskap om både human og økologisk toksisitet.

Normene tar ikke sikte på beskyttelse mot spredning av forurensning til grunnvann og andre resipienter. Slike forhold må vurderes på grunnlag av stedsspesifikke spredningsmodeller og risikoanalyser.

Normenes bruksområde

Normer som fastsettes etter de beskrevne prinsippene vil kunne brukes i følgende sammenhenger:

- Dersom jordprøver viser verdier under normene, vil området kunne frigis til alle typer arealbruk. Unntak er jordbruksområder og eventuelt andre spesialområder som er regulert av egne bestemmelser.

  Overskridelser av normene skal følges opp med videre undersøkelser og/-eller tiltak.

- Som utgangspunkt ved vurdering av arealbruk, både i forhold til ubehandlede lokaliteter og lokaliteter hvor det er gjennomført tiltak.

  Dersom arealet skal brukes til mindre følsomme aktiviteter enn de som er utgangspunkt for normene, kan normene fravikes etter en stedsspesifik risikovurdering.

- Som del av grunnlaget for en risikovurdering.

  En stedsspesifikk risikovurdering vil inneholde flere elementer. Vurdering av risiko for menneskers helse og miljøkvaliteter på den aktuelle lokaliteten, vil være to slike elementer. I denne sammenheng kan normene benyttes som referanse og vurderingsgrunnlag.

Valg av grunnlag

Arealbrukstype(r)

Siden det i denne omgang er fastsatt ett sett normer, må det foretas et valg mht. hvilken arealbruk verdiene skal knyttes opp mot. Det kan senere være aktuelt å vurdere om det skal utvikles differensierte normer for ulike typer arealbruk.

Ved valg av arealbrukstype har følgende faktorer betydning:

- Normene skal anvendes på områder **som allerede er forurenset**. De skal **ikke** sette en generell standard for **tillatt forurensningsnivå**. Sammenholdt med ambisjonsnivået i "Handlingsplan for opprydding" innebærer dette en erkjennelse av at naturens egenverdi og total beskyttelse av biologisk mangfold ikke kan være målestokk ved fastsettelse av denne type normer.

Utgangspunktet med arealbruksrelaterte normer tilsier følgelig at det i første rekke er **menneskers bruk** av arealet som avgjør følsomhet. "Mest følsomme" vil følgelig være de arealbrukstyper hvor risiko for eksponering av mennesker er størst. Jordbruksarealer og andre spesialområder er imidlertid holdt utenfor.

- Normer brukes ofte som absolutte skiller mellom "farlige" og "ufarlige" tilstander. Når en norm er fastsatt og innarbeidet, blir den ofte oppfattet som "allmenngyldig". De premissene som ligger til grunn for fastsettelsen blir ofte glemt når normene har vært i bruk en stund. Dette vil særlig være tilfelle dersom normene skal brukes av personer uten tilstrekkelig faglig kompetanse.

- Det vil være enklere å lempe på fastsatte normer gjennom en risikovurdering enn å skjerpe dem. Når normene skal fravikes, må dette gjøres gjennom en stedsspesifikk risikovurdering. En slik vurdering vil alltid være forbundet med usikkerhet. "Konservative" normer som tar utgangspunkt i mest følsom arealbruk vil derfor gi størst sikkerhet for helse og miljø.

Normene skal knyttes til spesielt **følsom arealbruk**, d.v.s boliger, lekeområder for barn og andre områder med tilsvarende bruk og eksponeringsrisiko (se definisjon av "Følsomme områder" i vedlegg 3).

For disse arealanvendelsene skal normene **alltid** gjelde. Det kan også tenkes andre arealbrukstyper og situasjoner hvor tilsvarende direkte eksponering kan skje.

Det vil f.eks. finnes arealtyper hvor menneskelig aktivitet ikke er den begrensende faktor, men hvor naturens "egenverdi" tilsier stor følsomhet for

forurensning. Eksempler på slike er naturreservater og andre områder med spesielt verneverdig dyre-/planteliv.
Det er ikke gitt at normer som utvikles på de premissene som er gitt ovenfor vil gi tilstrekkelig beskyttelse av slike områder. I slike tilfeller vil stedsspesifikke risikovurderinger komme til anvendelse.

Definisjon av "utbredelsesområde"

En forurenset lokalitet vil ha en spesifikk forurensningsprofil, dvs. en fordeling av forurensning i overflatenære og dypere jordlag. Ved fastsettelse av normer er det vurdert om verdien skal gjelde for **hele** forurensningsprofilen, uansett dybde, eller om det kan foretas en begrensning mht. dybde.

For direkte eksponering av mennesker vil det være forurensningen i det øvre, overflatenære jordlaget som har betydning. Ut fra hensynet til menneskers helse kan det derfor være forsvarlig å avgrense normenes virkeområde til en jorddybde som anses forsvarlig ut fra eksponeringsrisiko.

Imidlertid skal det ved risikovurderinger også tas hensyn til naturmiljø, i tillegg til påvirkning av mennesker. Planter, trær og den mikroflora- og fauna som er nødvendig for deres eksistens, må gis akseptable livsbetingelser. Dette innebærer at det også må tas hensyn til planter og jordlevende organismer når forurensningers totale effekt skal vurderes.

Dypereliggende forurensninger vil ellers ha stor betydning ved vurdering av risiko for spredning, særlig til grunnvann. Dette forhold skal ikke ivaretas gjennom normene, men ved stedsspesifikke risikovurderinger.

De anbefalte normer er i denne omgang ikke knyttet til konkrete dybdeangivelser, og vurderinger av eksponering må gjøres fra sak til sak.

Valg av jordtype

Jordtype vil kunne variere mye på ulike lokaliteter. Dette vil kunne ha betydning for forurensningsnivået, da ulike jordtyper binder kjemiske stoffer i varierende grad, avhengig av bl.a. pH-verdi og innhold av leire og organiske stoff. Det er derfor ønskelig å knytte grenseverdiene til **en definert jordtype** ("standardjord"), og gjøre tilpasninger av grenseverdiene ved større avvik. Behovet for slike tilpasninger vil variere for ulike typer forurensninger (stoffspesifikt), men er særlig aktuelt for metaller.

De foreslåtte normer er i denne fasen ikke relatert til standardjord. Normene er derfor ikke basert på stedsspesifikke bakgrunnsverdier.

Toksikologisk grunnlag

Menneskers helse

Det er bred internasjonal enighet om hvordan normer for beskyttelse av menneskers helse skal utvikles. Basis for normene bør være **tolerabelt daglig inntak (TDI)**. Bidraget fra forurenset jord vil komme i tillegg til "naturlig bakgrunnseksponering", dvs. normalt inntak via føde, drikkevann etc. Tillatt bidrag fra forurenset jord vil følgelig kunne være opp mot differansen mellom TDI og bakgrunnseksponering.

Ved beregning av bidrag fra jordforurensning må alle relevante eksponeringsveier knyttet til den valgte arealbruk tas i betraktning. Det vil her være nødvendig å gjøre visse forenklinger og standardiseringer mht. eksponeringssituasjon og inntaksmengder. På grunnlag av disse beregningene kan en "teoretisk" maksimalkonsentrasjon i jord fastlegges.

Det vil ligge en usikkerhet i en slik teoretisk verdi, både fordi de toksikologiske data kan være av varierende kvalitet, og pga. de antakelser og standardiseringer som ligger i eksponeringsanalysen. Det vil derfor være nødvendig å legge inn sikkerhetsfaktorer ved endelig valg av grenseverdi. Sikkerhetsfaktorene kan variere, avhengig av kvaliteten på de data som er tilgjengelige for det enkelte stoff.

TDI vil variere for grupper av mennesker. F.eks. vil barn vanligvis ha lavere toleranse enn voksne, friske individer. Bidraget fra ulike eksponeringsveier vil også variere. Bl.a. er spising av jord mer aktuelt for små barn enn for andre grupper. Det vil derfor være nødvendig å gjøre en prinsippiell beslutning om hvilken gruppe som skal være utgangspunktet for grense-fastsettelse.

For enkelte stoffer kan TDI være "oppbrukt" av naturlig bakgrunns-eksponering. I slike tilfeller kan det være aktuelt å fastsette maksimalt tillatt bidrag fra forurenset jord til en prosentdel av TDI. 1% er nevnt i litteratur som en aktuell grense.

Miljø

Det ideelle grunnlag for grenseverdifastsettelse er **nulleffektnivå (NOEC)** for jordlevende organismer.

I praksis kan dette vise seg vanskelig, da datagrunnlaget for de fleste stoffer er mangelfullt. Det kan derfor være nødvendig å basere seg på ekstrapolering fra et mer begrenset utvalg av data, f.eks. LC_{50}-verdier for ulike organismer. I slike tilfeller vil det være nødvendig å legge inn sikkerhetsfaktorer, avhengig av kvaliteten på datagrunnlaget.

Valg av norm

Normen for et stoff bør velges som den laveste av de verdier som er beregnet for mennesker og miljø.

Valg av norske normer er imidlertid basert på utenlandske verdier, og det er således ikke foretatt noen egen risikovurdering for norske forhold i forbindelse med valg av normene.

Bruk av utenlandske normer/grenseverdier

Flere land har utviklet eller er i ferd med å utvikle normer eller grenseverdier for forurenset grunn. Et felles trekk for alle er at de er midlertidige, dvs. at det pågår en prosess for å utvikle og forbedre grunnlaget for normene.

Utvikling og oppjustering av grenseverdier går parallelt i flere land, bl.a. Nederland, Canada og Danmark. Disse grenseverdisettene er basert på et vitenskaplig grunnlag, dvs. toksikologiske data. Det ser også ut til å være bred enighet om at hensynet til både mennesker og miljø skal tillegges vekt. Verdiene er dessuten knyttet til en standard jordtype, med anvisning om hvordan avvik fra denne jordtypen skal håndteres.

Selv om metodene for grenseverdifastsettelse i disse landene varierer noe mht. grundighet, ser det ut til at de verdiene som til slutt fastsettes ligger på omtrent samme nivå. For de aller fleste stoffer er verdien beregnet i forhold til miljø som er den begrensende faktor.

Grunnlaget for flere utenlandske grenseverdisett er i god overensstemmelse med de prinsipper vi har foreslått som grunnlag for norske normverdier. Det er derfor funnet hensiktsmessig å bruke utenlandske grenseverdier som grunnlag.

For å komme frem til norske normer, er det i første rekke vurdert status for kriteriearbeidet i Canada, Danmark, Holland og EU. Også verdier fra Tyskland og USA er vurdert.

Prøvetaking og analyse

De utenlandske grenseverdiene er knyttet til visse metoder for prøvetaking og kjemisk analyse. Dette gjelder også for de norske normverdiene, hvor det kreves at det skal brukes nasjonale eller internasjonale standarder når disse foreligger. I alle andre tilfeller skal det brukes en etablert prosedyre som er alminnelig akseptert og som har en kjent usikkerhet.

Valg av parametere (stoffer)

I utgangspunktet er det ønskelig å ha normer for alle stoffer som kan påtreffes i forurenset grunn og deponier, og som kan forårsake skader på mennesker og miljø. Dette er imidlertid en lite realistisk målsetning på kort sikt.

Muligheten for å fastsette "riktige" normer er begrenset av tilgangen på toksikologiske data. Det er også fremdeles begrenset hva som finnes av grenseverdier i utlandet. Det har derfor vært nødvendig å prioritere utvalget av stoffer.

En slik prioritering bør foretas på følgende grunnlag:

- Stoffenes giftighet (skadepotensiale) overfor mennesker og miljø. Både akutte og kroniske skader må vektlegges.

- Stoffenes nedbrytbarhet og potensiale for bioakkumulering. Tungt nedbrytbare og/eller bioakkumulerende stoffer bør prioriteres.

I tilfeller hvor en skal vurdere stoffer som forandrer seg raskt med tiden må det foretas en egen risikovurdering, hvor f.eks muligheter for overskridelser av andre normer legges til grunn. Eksempel på dette kan være bruk av administrative normer, eller luftnormer ved fare for inntrengning av flyktige forbindelser i bygninger. (Se kap. 4) Dette fordi forurensningsnivåer i jord ikke er direkte overførbare til inneluft.

Det er tatt utgangspunkt i eksisterende lister over prioriterte miljøgifter, samt stoffer som av norske myndigheter er klassifisert som helse- eller miljøskadelige.

Det synes mest interessant å basere norske normer på verdier fra Canada. Da disse ennå ikke er tilstrekkelig utviklet, er det som foreløpige normer anvendt verdier fra EU-direktiv, Holland og Danmark. I hovedsak er verdiene basert på danske tall. Hollandske verdier er beyttet der det ennå ikke foreligger verdier fra Danmark.

Tabell 1 på neste side viser foreløpige norske normer for et utvalg av forbindelser.

Tabell 1. Foreløpige normer for forurenset jord, mest følsomt arealbruk

Parameter	Normverdi (mg/kg tørrstoff)
Arsen	20
Bly	50
Kadmium	1
Kopper	100
Krom, tot	100
Nikkel	30
Sink	150
Kvikksølv	1
Cyanid, totalt	1
Cyanid, fritt	0,1
Pestisider	0,1
Benzen	0,05
Etyl-benzen	0,05
Toluen	0,05
Xylen	0,05
Totale aromater	0,1
PAH, total	5
eller som	
Benzo(a)pyren	0,1
Mineralolje	100
PCB	0,02

Vedlegg 3.

Definisjoner

Akseptkriterier
Kriterier basert på forskrifter, standarder, grenseverdier, normer, definerte miljømål eller beskrevne ambisjoner/mål som er basert på generelle bestemmelser eller spesifiserte behov for aktuelle målgrupper. Akseptkriterier kan være tallfestet eller uttrykkes med ord.

Akvifer
Vannførende lag i grunnen.

Bakgrunnsnivå
Den konsentrasjon av et stoff som er naturlig tilstede (ikke antropogent). Bakgrunnsnivået kan variere fra sted til sted.

Effekt
Med effekt menes i denne sammenheng virkninger av grunnforurensning på miljø/menneske. Effekter kan være en målbar endring i jorden eller resipienter i forhold til forventet tilstand, som følge av påvirkning fra forurenset grunn. Effekt omfatter både overkonsentrasjoner i forhold til naturtilstand, og påvirkning på liv i bred forstand. Effekter kan være negative, positive eller nøytrale i forhold til liv og helse.

Enkel risikovurdering
Bruk av normgivende grenseverdier som selvstendig grunnlag til å vurdere en lokalitets egnethet for utnyttelse.

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.

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.

Grenseverdier
Verdier for ulike parametre som angir grenser for forurensningsnivåer eller -klasser. I denne rapporten er det angitt ett sett grenseverdier og disse er normgivende. De angir den forurensingskonsentrasjon en må ligge under for å kunne bruke et gitt område uten begrensninger på aktiviteter.

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.

In situ
In situ-metoder er uttrykk for målinger og tiltak som kan utføres nede i bakken i intakte masser.

Kilde
Med kilde menes i denne sammenheng 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 uønsket hendelse. Kan med tall eller ord også uttrykke omfanget av skader på natur, mennesker eller verdier.

Kost/effekt
Vurdering ved hjelp av kost/effekt innebærer at alle aktuelle tiltak blir vurdert etter kriteriet redusert miljøbelastning pr. krone (netto årskostnad i kroner/redusert forurensning pr.år). Problemeier skal beregne både forventet kostnad og forventet effekt av alle aktuelle tiltak, for deretter å rangere disse etter fallende kostnadseffektivitet. Dette for å sikre at det er de mest kost/effektive tiltak som blir gjennomført.

For myndighetene vil rangering etter fallende kostnadseffektivitet gi mulighet til å sammenligne alle tiltak og/eller problemeiere med samme forurensningsproblem. Myndighetene vil dermed ha grunnlag for å iverksette tiltak der dette er mest hensiktsmessig ut fra et samfunnsøkonomisk synspunkt.

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

Miljømål
Miljømål uttrykker hvilke mål man har for miljøtilstand eller hvilke nivå forurensning skal reduseres eller begrenses til.

Definisjon av miljømål for en forurenset lokalitet omfatter klarlegging av hvilke miljøobjekter som kan være truet, fastlegging av hvilke parametere som skal benyttes for å karakterisere nivå av påvirkning, og fastlegging av kriterier som forteller hvilke nivåer som ikke kan aksepteres.

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.

Permeabilitet
Mål på et jordvolums evne til å slippe gjennom væske eller gass.

Problemeier
Problemeier er 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, natur eller materielle verdier. Risikoen uttrykkes ved sannsynlighet for og konsekvensene av uønskede hendelser.

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

Grunnlaget for en risikoanalyse er en forutgående definering og kartlegging av kilder, spredningsveier og effekter.

Risikovurdering.
Sammenligning av resultater fra risikoanalyse med akseptkriterier for risiko og andre beslutningskriterier. En risikovurdering kan ofte omfatte flere risikoanalyser for enkelt elementer i det helhetsbilde som vurderes.

Spredning
Med spredning menes i denne sammenheng spredning av miljøgifter i grunnen fra det opprinnelige deponeringstedet eller stedet der søl foregikk. Spredning omfatter her kun spredning i grunnen (jord, jordvæske, grunnvann og poreluft).

Stratigrafi
Lagdeling i grunnen.

Toksisitet
Et stoffs giftvirkning og giftighetsnivå.

Utbredelsesområde
Utbredelse av eksisterende forurensning som kan bli eksponert for mennesker eller definerte biotoper/økosystemer.

RAPPORT 95:09

Statens forurensningstilsyn
Postadresse: Pb. 8100 Dep, 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 *Telefax:* 22 67 67 06

Utførende institusjon	Kontaktperson SFT Harald Solberg		ISBN-nummer 82-7655-264-1
JORDFORSK/Østlandskonsult/NIVA	Avdeling i SFT KS		TA-nummer 1145/1994
Oppdragstakers prosjektansvarlig Ola Nordal	År 1995	Sidetall 54	SFTs kontrakt nummer 93456
Utgiver SFT	Prosjektet er finansiert av SFT		
Forfatter(e): Ola Nordal, Sjur Andersen, Øyvind Weholt og Astri Huse			
Tittel: Håndtering av grunnforurensningssaker. Foreløpig saksbehandlingsveileder			

Sammendrag

Dokumentet gir en overordnet oversikt over saksgang og ansvarsforhold ved forurensningsmyndighetenes behandling av saker vedrørende grunnforurensning og hvilke krav som stilles til undersøkelser og beslutningsgrunnlag. Boka er delt inn i tre hoveddeler:

Beslutningsmodell, utdypende beskrivelse av elementene i modellen og bakgrunns-materiale.

De utdypende beskrivelsene omfatter krav til og veiledning om innhold i problem-beskrivelse, undersøkelser, risikoanalyse og tiltak medregnet etterkontroll.

Vedlegg 1 gir beskrivelser av hvordan effekter av grunnforurensning på ulike miljøer kan vurderes. I vedlegg 2 er det presentert grunnlag for fastsettelse av normer for forurenset jord og definisjoner av sentrale begreper.

4 emneord	4 subject words
Grunnforurensning	Soil pollution
Forurensningsmyndigheter	Environmental authorities
Saksbehandling	Case-preperation
Risikovurdering	Risk-assessment