

NGU Rapport 2007.019

Forslag til tilstandsklasser for jord

Rapport nr.: 2007.019		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen	
Tittel: Forslag til tilstandsklasser for jord				
Forfatter: Rolf Tore Ottesen (NGU), Jan Alexander (Nasjonalt Folkehelseinstitutt), Tore Joranger (Oslo kommune), Eilif Rytter (Oslo kommune) og Malin Andersson (NGU)			Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn	
Fylke:			Kommune:	
Kartblad (M=1:250.000)			Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)	
Forekomstens navn og koordinater:			Sidetall: 67	Pris: kr
Feltarbeid utført:			Rapportdato: 15. desember 2007	Prosjektnr.: 296000
			Ansvarlig:	
<p>Sammendrag:</p> <p>Norges geologiske undersøkelse har i samarbeid med Nasjonalt folkehelseinstitutt og Oslo kommune utarbeidet et forslag til tilstandsklasser for jord for stoffene arsen, bly, kadmium, kvikksølv, kobber, sink, krom<sup>3+</sup>, krom<sup>6+</sup>, nikkel, PCB<sub>sum7</sub>, DDT, PAH<sub>sum16</sub>, Benzo(a)pyren, alifater C5-C10, alifater C10-C12, alifater C12-C35, DEHP, dioksiner og furaner, fenol, benzen og trikloreten. Tilstandsklassene er risikobasert og basert på risiko for human helse. For stoffene PBDE-99, PBDE-154, PBDE-209, HBCDD, PFAS, PFOS, TBT og klorerte parafiner er det ikke fastsatt tolererbare inntaksverdier eller tilgjengelige konstanter til bruk i eksponeringsalgoritmene i SFTs eksponeringsverktøy (SFT Veileder 99:01A). Det er derfor foreløpig ikke mulig å klassifisere forurenset jord med hensyn på human helsefare for disse stoffene.</p> <p>Modellen som ligger til grunn for inndeling av jordmasse i fem tilstandsklasser av jord, er basert på ulike arealbruk og i hvilken grad mennesker er eksponert. Vurderinger er gjort i forhold til oppholdstid for barn og voksne i de ulike omgivelsene (bolig, barnehage, arbeidsplass og under transport). Bidraget av sporstoffer og kjemiske forbindelser i mat og eventuelt drikkevann har meget større betydning enn bidraget fra jord. For barn kan jord representere en unødvendig tilleggsbelastning av miljøgifter. For voksne spiller sannsynligvis bidraget fra jord bare liten eller ubetydelig rolle.</p> <p>I rapporten blir det gitt anbefalinger om hva tilstandsklassene kan brukes til og hvor dypt de bør gjelde. Hovedgrepet med bruk av tilstandsklassene er utvikling av et forenklet faglig og administrativt system for forvaltning og disponering av forurenset grunn.</p>				
Emneord:		Tilstandsklasser		Helserisiko
Organiske miljøgifter		Metaller		Arealbruk
Bakgrunnsverdier for jord				

## Innholdsfortegnelse

Innholdsfortegnelse.....	3
1. Innledning .....	5
2. Utvikling av helsebaserte tilstandsklasser for jord .....	5
3. Forslag til tilstandsklasser for jord .....	8
4. Humanhelsevurderinger - kommentarer til de enkelte komponentene .....	10
4.1 Arsen (As) .....	10
4.2 Bly (Pb) .....	12
4.3 Kadmium (Cd).....	14
4.4 Kvikksølv (Hg).....	16
4.5 Kobber (Cu).....	18
4.6 Krom (III) ( $\text{Cr}^{3+}$ ) .....	19
4.7 Krom (VI) ( $\text{Cr}^{6+}$ ) .....	20
4.8 Nikkel (Ni) .....	22
4.9 Sink (Zn) .....	23
4.10 Polyklorerte bifenyler ( $\text{PCB}_{\text{sum7}}$ ).....	24
4.11 1,1,1-triklor-2,2-bis(4-klorfenyl)etan (DDT) .....	25
4.12 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og benzo(a)pyren (BaP) .....	27
4.12.1 Benzo(a)pyren .....	27
4.12.2 $\text{PAH}_{\text{sum16}}$ .....	28
4.13 Alifater .....	29
4.13.1 Alifater C5-C10.....	30
4.13.2 Alifater C10-C12.....	31
4.13.3 Alifater C12-C35.....	31
4.14 Bromerte flammehemmere.....	32
4.14.1 Polybromerte difenyletere (PBDE 99, 154, 209) .....	32
4.14.2 Heksabromosyklododekan (HBCDD).....	33
4.15 Perfluoreerte alkylerte stoffer (PFAS og PFOS).....	33
4.15.1 Perfluoralkylstoffer PFAS.....	33
4.15.2 Perfluoroktanylsulfonat PFOS .....	34
4.16 Tributyltinn (TBT) .....	34
4.17 Di(2-etylhexyl)ftalat DEHP .....	34
4.18 Klorerte parafiner .....	35
4.19 Dioksiner og furaner.....	36
4.20 Fenol.....	37
4.21 Benzen.....	38
4.22 Trikloretan.....	39
5. Bakgrunnsverdier for jord .....	40
5.1 Jordprøver fra bykommuner.....	40
5.2 Jordprøver utenfor tettbyde strøk .....	42
5.3 Jordprøver fra eiendommer med forurenset grunn i Oslo .....	44
5.4 Anslag over hvor mye av norsk jord som havner i de ulike tilstandsklassene.....	44
6. Oslo kommunes erfaring med bruken av SFT-veileder 99:01A: Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn og forslag til forbedring av denne .....	45
6.1 Naturlig forhøyede bakgrunnsnivåer av miljøgifter i grunnen.....	45
6.2 SFTs beregningsverktøy for forurenset grunn (99:01A).....	46
6.3 Urimelig høye stedsspesifikke akseptkriterier: .....	46
6.4 Differensierte tiltaksgrenser med dyp og under bygg.....	46
6.5 Prøvetaking.....	46

6.6	Bedre veiledning i forhold til spredning av miljøgifter, samt vurderinger i forhold til økosystemet.....	46
6.7	Aktsomhetskart.....	47
7.	Hva kan tilstandsklassene benyttes til? .....	47
7.1	Bruk av tilstandsklassene rettet mot arealbruk.....	47
7.2	Hvor dypt ned i jordmassene skal tilstandsklassen gjelde?.....	48
7.3	Hvilke tidshorisont skal anvendes ved lokale tiltaksplaner (10 år, 50 år, 100 år)?..	49
7.4	Disponering av grave- og anleggsmasser.....	49
8.	Tilstandsklasser i andre land .....	49
8.1	Tyskland.....	50
8.2	Finland.....	50
8.3	Danmark.....	52
8.4	Sverige.....	54
8.5	Nederland .....	54
8.6	England.....	56
8.7	Canada.....	56
9.	Kunnskapshull.....	58
10.	Konklusjoner og anbefalinger .....	59
11.	Litteraturliste .....	59
12.	Vedlegg 1 Eksponerte, eksponeringstid og eksponeringsveier som er benyttet ved bruk av SFTs beregningsverktøy ved ulike arealbruk. Klasse 1 er basert på normverdier.....	65

## 1. Innledning

Statens forurensningstilsyn (SFT) ønsker å utvikle tilstandsklasser for jord som skal angi forurensningsgraden (konsentrasjonen av arsen, metaller og utvalgte organiske miljøgifter i jord) og som kan koples opp mot egnethet for ulike typer arealbruk. Tilstandsklassene skal være risikobaserte, og baseres på risiko for human helse. Norges geologiske undersøkelse (NGU) i samarbeid med Nasjonalt folkehelseinstitutt (FHI) og Oslo kommune (OK) ble valgt ut av SFT for å utarbeide forslag til tilstandsklasser for jord. SFTs risikovurderingsverktøy skal benyttes og legges til grunn for grensene mellom de ulike klassene, i tillegg til å bruke skjønn, egne erfaringer og erfaringer fra andre land. SFT ønsker å bruke "hele skalaen" slik at den/de øverste tilstandsklassen(e) tilpasses høye konsentrasjoner som man finner på sterkt forurensede industritomter eller deponier.

Selv relativt høye konsentrasjoner av kobber, krom (III) og sink i jord representerer ikke en risiko for human helse. Etter samråd med SFT, er de foreslåtte tilstandsklassene for disse metallene satt på bakgrunn av eksisterende grenseverdier for forurenset jord i Tyskland (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999), Finland (Sorvari og Reinikainen, 2006), Danmark (Miljøkontrollen, 2006), Sverige (Naturvårdsverket, 1996, 1997), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001), Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006) og grenseverdier for overskudds grave- og anleggsmasser i Trondheim (Langedal, 2003 og 2007). Forslagene som presenteres i rapporten er anbefalinger fra NGU, FHI og OK og står for forfatterens regning.

## 2. Utvikling av helsebaserte tilstandsklasser for jord

Ved utvikling av de helsebaserte tilstandsklasser for jord er det tatt utgangspunkt i SFTs verktøy for risikovurdering av forurenset grunn (SFT, 1999). Dette verktøyet, som ble utviklet bl.a. i samarbeid med daværende Statens institutt for folkehelse, tar hensyn til eksponeringsveier, tid for eksponering og hvilke personer som er eksponert, for eksempel barn, barn og voksne eller bare voksne. I verktøyet er det innebygd en meget høy beskyttelsesgrad med tanke på risiko for human helse. Aquateam har på oppdrag fra SFT i 2006 og 2007 utarbeidet en revidert utgave av beregningsverktøyet (Weideborg, 2007). I utarbeidelsen av helsebaserte tilstandsklasser for jord er begge versjonene av SFTs beregningsverktøy benyttet. Nyere toksikologiske vurderinger er trukket inn der dette er relevant. Eksponering fra alle de aktuelle kildene skal ikke overskride et tolererbart totalinntak av forurensingen. Det tolererbare inntaket (TDI) for helseskadelige stoffer fastsettes internasjonalt av Verdens helseorganisasjon (WHO), EU eller i de enkelte land.

Helserisiko for et kjemisk stoff eller forbindelse i jord er en funksjon av dets evne til å utløse helseskade, dvs. **helsefare** og **eksponeringsgraden**. Helserisiko vil være avhengig av i hvilken grad mennesker eksponeres for jordmassen. Aktuelle eksponeringsveier for kjemiske stoffer fra jordmasse er: inhalasjon av støv og gass, hudkontakt, inntak gjennom munnen (gjelder i første rekke barn) og indirekte via grønnsaker som er dyrket på forurenset grunn.

Modellen som ligger til grunn for inndeling av jordmasse i fem helsebaserte tilstandsklasser av jord, er basert på ulik bruk og i hvilken grad mennesker er eksponert (Tabell 1). Tilstandsklassene for jord utgjør ulik grad av helsefare og derved egnethet for ulik arealbruk:

- Tilstandsklasse 1: All arealbruk, unntak for landbruk
- Tilstandsklasse 2: Bolig, barneparker, barnehager, lekeplasser, parker og badestrender
- Tilstandsklasse 3: Byområder uten bolig: Gater, torg, forretninger, kontor, opphold og transport
- Tilstandsklasse 4: Industri, jernbane og hovedvei
- Tilstandsklasse 5: Aktive avfallsanlegg og nedlagte deponier

Formelverket i SFTs risikoverktøy (både det offisielle og det reviderte) er brukt som et utgangspunkt ved forslag til helsebaserte tilstandsklasser. Det er tatt hensyn til aktuell eksponeringsvei og oppholdstid (Tabell 1 og vedlegg 1). Det er i tillegg brukt ny kunnskap fra de senere år, egne erfaringer og erfaringer fra andre land, hovedsakelig fra Danmark, Finland, Nederland, Tyskland, Sverige og Canada. I beregningene er følgende eksponeringsveier benyttet:

- Inhalasjon (støv og gass)
- Hudkontakt
- Inntak via munnen
- Inntak av lokalt dyrkede grønnsaker (Gjelder for tilstandsklasse 2).

Det er gjort to utregninger for alle scenarioene i tilstandsklasse 2. En med eksponeringsbidrag fra lokalt dyrkede grønnsaker (30 % av totalt grønnsakskonsum) og en uten denne eksponeringsveien.

Vurderinger er gjort i forhold til oppholdstid for barn og voksne i de ulike omgivelsene (bolig, barnehage, arbeidsplass og under transport). Tabell 1 gir en oversikt over eksponerte, eksponeringstid og eksponeringsveier som er benyttet ved beregningene for de ulike tilstandsklassene.

**Bidraget av sporstoffer og kjemiske forbindelse i mat og eventuelt drikkevann har meget større betydning for human helse enn bidraget fra jord.** For barn kan jord likevel representere en unødvendig tilleggsbelastning av miljøgifter, men for voksne spiller sannsynligvis bidraget fra jord bare liten eller ubetydelig rolle. Alle verdiene er vurdert opp mot TDI-verdiene for de stoffene hvor slike verdier er utarbeidet.

**Tabell 1 Eksponerte, eksponeringstid og eksponeringsveier ved ulike bruk:**

Kategori	Bruk	Eksponerte	Eksponeringstid	Eksponeringsveier
Tilstandsklasse 1	All arealbruk, unntatt landbruk	Voksne og barn	Styres av normverdier og er derfor ikke beregnet	
Tilstandsklasse 2:	Bolig, barnepark/ barnehager, lekeplasser inklusive lekearealer ved barneskoler, parker og badestrender	Voksne og barn	Det er valgt å benytte standardverdier for oppholdstider angitt i beregningsverktøyet	Inhalasjon, Hudkontakt, Inntak via munnen. Gjelder boligområder: inntak via lokalt dyrkede grønnsaker
Tilstandsklasse 3:	Byområder uten bolig: Gater, torg, forretninger, kontor, opphold og transport	Voksne og barn	Det er valgt å benytte 8 timer inne og 2 timer ute for voksne samt 2 timer inne og 2 timer ute for barn. Eksponering 240 dager i året både for barn og voksne.	Inhalasjon Hudkontakt Inntak via munnen
Tilstandsklasse 4:	Industri, jernbane og hovedvei	Voksne og barn	Det er valgt å benytte 8 timer inne for voksne og 1 time ute for forbigående barn og voksne. Eksponering 240 dager i året både for barn og voksne.	Inhalasjon Hudkontakt Inntak via munnen
Tilstandsklasse 5:	Aktive avfallsanlegg og nedlagte deponier. Areal som må ryddes opp i uavhengig av arealbruk.	Voksne		

Det er imidlertid både vitenskapelige og praktiske svakheter med modellen, blant annet:

- Det humantoksikologiske grunnlagsmaterialet er foreløpig utilstrekkelig for å angi et tolerabelt daglig inntak av PBDE-99, PBDE-154, PBDE-209, HBCDD, PFAS, PFOS og klorerte parafiner. For TBT foreligger en tolerabel inntaksverdi, men før SFTs beregningsverktøy for disse stoffene kan brukes må også en rekke konstanter som eksponeringsalgoritmene krever, fremskaffes. Det er derfor ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn på disse stoffene.
- Alle vurderingene er gjort for enkeltstoffer og ikke blandinger med flere stoff samtidig.
- Det er ikke gjort tilpassing av de humantoksikologiske data til norske forhold. For eksempel skiller kostholdet seg fra andre land. Konsumet av fisk og annen sjømat som er en vesentlig bidragsyter til PCB og dioksiner i Norge, skiller seg fra mange land ved at konsumet er høyt, at andelen mager fisk er stor og at vi spiser mye fiskepålegg.
- Det er ikke skilt mellom overflatejord og dype jordlag, og følgelig vil tilstandsklassen gjelde for alle jorddyp til tross for ulik eksponering pga jorddyp og tette flater (asfalt og lignende).
- Biotilgjengelighet er ikke tatt hensyn til, verken for antropogene masser eller naturlige masser.
- Konsumet av grønnsaker dyrket lokalt på forurenset grunn i Norge er ikke kjent, men kartlegging av slik dyrking i 700 barnehager i Oslo indikerer at omfanget av inntak av lokalt dyrkede grønnsaker og frukt for øyeblikket er helt marginalt. Det kan imidlertid øke i fremtiden, fordi "grønne barnehager" kan ha et konkurransefortrinn når foreldre velger barnehage. I beregningen er det kalkulert med to alternativer for hvor stort bidraget av grønnsakskonsumet som er dyrket lokalt: 1) 0 % og 2) 30 % .
- Ved utvikling av helsebaserte tilstandsklasser kan det for de laveste tilstandsklassene hende at det settes grenser som er høyere enn de nivåer som finnes i ikke-forurenset eller lite forurenset jordmasse. Et godt hygienisk prinsipp er at dette ikke bør føre til at et høyere forureningsnivå enn nødvendig aksepteres i ikke-forurensete områder.
- I alle områder er det forutsatt at drikkevannet tilfredstiller kravene gitt i drikkevannsforskriften.
- Ved bruk av SFTs beregningsverktøy er det viktig å være klar over at inntak av miljøgifter gjennom vanlig norsk kosthold ikke er tatt med i beregningene, kun mat dyrket på den aktuelle tomten .

I litteraturen er det beskrevet en rekke undersøkelser om opptak av metaller og organiske miljøgifter i planter. De fleste av disse undersøkelsene er basert på forsøk der stoffene tilsettes jorden umiddelbart før forsøket, og resultatene viser mulighet for oppkonsentrering av flere stoffer i planter (Samsø-Petersen og medarbeidere 2000). I forurenset jord er stoffenes opprinnelse meget forskjellig fra det som er tilfellet i naturlig jord. En omfattende undersøkelse av opptak av miljøgifter i grønnsaker og frukt dyrket på lett forurenset jord og meget sterkt forurenset jord er gjennomført i Danmark (Samsø-Petersen og medarbeidere 2000). Undersøkelsene omfattet dyrkningsforsøk med poteter, gulrøtter, reddiker, salat, bønner, squash, plommer, epler, pærer og hyllebær. Innholdet av arsen, bly, kadmium, kobber, krom, nikkel, sink og 7 karsinogene PAH-forbindelser ble bestemt i dyrkningsjorda og i grønnsakene og frukten. Det ble gjennomført humantoksikologiske vurderinger av resultatene. Rapporten gir råd knyttet til konsum av grønnsaker og frukt dyrket på forurenset grunn. Disse rådene er satt inn i beskrivelsene av hvert enkelt stoff.

Det eksisterer ikke tall for hvor stor andel av frukt og grønnsaker som er dyrket på forurenset grunn i Norge. I Danmark er det anslått at 5% av inntaket av grønnsaker og frukt er dyrket lokalt. I Canada har en tilsvarende undersøkelse anslått at ca 10% av grønnsakene har et lokalt opphav. Imidlertid er andelen grønnsaker og frukt fra egen produksjon i byområder der jordforurensning er mest aktuell, meget liten i forhold til den delen som kjøpes i butikk. Vi mener å ha belegg for å påstå at betydningen av inntak av lokalt dyrkede grønnsaker er overestimert i SFTs risikoverktøy. Vi har derfor valgt å tone ned denne eksponeringsveien i våre samlede vurderinger. Eksponering via inntak av lokalt dyrkede grønnsaker er inkludert i tilstandsklasse 1 og 2.

### 3. Forslag til tilstandsklasser for jord

Ved utarbeidelsen av utkastet til tilstandsklassene er det i størst mulig grad benyttet dokumentert faktakunnskap, men i noen tilfeller også toksikologisk-, humanhelse- og geokjemisk skjønn. Det geokjemiske datagrunnlaget er i hovedsak hentet fra NGUs geokjemiske database. Arsen- og metallverdiene representerer den salpetersyreløselig fraksjonen bestemt ved hjelp av ICP-AES, AAS eller kalddampeteknikk. Innholdet av PAH-, PCB- og dioksinforbindelser er bestemt med GC-MS. Arsen og metaller som kan representere helsefare i høye konsentrasjoner, kan både ha antropogene kilder (representere forurensning) eller forekomme naturlig i høye konsentrasjoner i ikke-forurenset jord. De helsebaserte tilstandsklassene vi foreslår er:

#### Tilstandsklasse 1: All arealbruk, unntatt landbruk

Jord med hovedsakelig naturlig lavt innhold av arsen og metaller samt et meget lavt innhold av organiske miljøgifter. Massene representerer ingen fare for human helse. Tilstandsklassen muliggjør alle typer arealbruk, med unntak for landbruk, hvor kravene for noen stoffer, bl.a. på grunn av opptak i matplanter og grønnsaker, sannsynligvis må være strengere. Imidlertid eksisterer det per i dag ikke grenseverdier for landbruksjord. Vår beste landbruksjord, i områdene rundt Mjøsa, har et relativt høyt naturlig innhold av arsen og metaller, for eksempel kadmium.

#### Tilstandsklasse 2: Bolig, barnepark/ barnehager, lekeplasser inklusive lekearealer ved barneskoler, parker og badestrender

Jord i denne klassen har et svakt forhøyet innhold av noen av komponentene arsen, metaller og/eller organiske miljøgifter. Arsen og metaller kan ha både naturlige og antropogene kilder. De organiske miljøgiftene har et antropogent opphav, dog kan PAH-forbindelser også ha naturlig opphav fra skogbranner. Massene representerer liten helserisiko selv ved livslang eksponering. Jord i tilstandsklasse 2 krever ikke tiltak selv om arealene brukes til barnehager, lekeplasser eller skolegårder. Tilstandsklasse 2 ligger i et intervall som går fra SFTs forslag til reviderte normverdier til kvalitetskriteriene til jord i barnehager som er utarbeidet av Folkehelseinstituttet (Alexander 2006). Disse kvalitetskriteriene omfatter arsen, metaller, PAH<sub>sum16</sub>, benzo(a)pyren og PCB<sub>sum7</sub>. For de øvrige stoffene er det benyttet SFTs risikoverktøy, kombinert med opplysninger fra WHO (1996, 2005, 2006), Samsøe-Petersen (2000), Lijzen og medarbeidere (2001), Baars og medarbeidere (2001), Alexander (2003), Health Canada (2002), Canadian Council of Ministers of the Environment (1996, 1999, 2006), ATSDR (2006a og b), Australian Government (2006) og Nasjonalt folkehelseinstitutt (2003). Endelige grenser er foreslått basert på en samlet vurdering av alle informasjonskildene. Jord som brukes til dyrkning av grønnsaker i såkalte "grønne barnehager" må tilfredstille tilstandsklasse 1 for stoffene PCB<sub>sum7</sub>, PAH<sub>sum16</sub> og benzo(a)pyren.

#### Tilstandsklasse 3: Byområder uten bolig: Gater, torg, forretninger, kontor, opphold og transport

Jord i denne tilstandsklassen er tilført miljøgifter til et nivå som er vanlig i sentrale deler av byene våre. Arsen og metaller kan ha både naturlige og antropogene kilder. De organiske miljøgiftene har antropogent opphav. Massene representerer en unødvendig tilleggsbelastning for små barn i deres utelekemiljø. Konsentrasjonen av miljøgifter i tilstandsklasse 3 krever tiltak hvis den påvises i barnehager, lekeplasser, skolegårder, boligområder og badeplasser.

#### Tilstandsklasse 4: Industri, jernbane og hovedvei

Jord i denne tilstandsklassen er tilført til dels betydelig mengder miljøgifter. Arsen og metaller kan ha både naturlige og antropogene kilder. De organiske miljøgiftene har et antropogent opphav. Øverste grense i spennet for klasse 4 tilsvarer omtrent grense for "alvorlig risiko for human helse" (serious risk concentration for human health) utarbeidet av en anerkjent forskergruppe i Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001).

#### Tilstandsklasse 5: Aktive avfallsanlegg og nedlagte deponier.

Jord i denne tilstandsklassen inneholder meget høye konsentrasjoner av en eller flere miljøgifter opptil de konsentrasjoner som tilsvarer nivåene der jordmassene vil bli klassifisert som farlig avfall. Arsen og metaller kan ha både naturlige og antropogene kilder. De organiske miljøgiftene har antropogent



opphav. Øvre grense for tilstandsklasse 5 tilsvarer en konsentrasjon for når forurenset masse er å anse som farlig avfall. Grensene er etablert av SFT.

Detaljerte begrunnelser for forslaget til tiltaksgrenser er gitt under beskrivelse av hvert enkelt stoff. Resultatene av vår klassifisering av jord i relasjon til risiko for human helse er fremstilt i tabell 2.

**Tabell 2 Forslag til tilstandsklasser for jord. Konsentrasjonene er angitt i mg/kg, med unntak for dioksin/furan som er oppgitt i TE (WHO) ng/kg.**

Stoff mg/kg (unntatt for dioksin)	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Egnet til følgende arealbruk	All arealbruk, unntatt landbruk	Bolig, barneparker/ "normale" barnehager, lekeplasser inklusive, parker, badestrender Grønne barnehager <sup>1</sup>	Byområder uten bolig: Gater og torg, opphold og transport, kontor	Industri, hovedvei, jernbane	Aktive avfallsanlegg og nedlagte deponier-
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-576	576-1000
Bly	< 60	60 –100	100-260	260-622	622-2500
Kadmium	<1,5	1,5-10	10-15	15-28	28-1000
Kvikksølv	<1	0-1	1-4	4-10	10-1000
Kobber	< 100	100-200	200-1100	1100-8600	8600-25000
Sink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2760	2760-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-78	78-1000
Nikkel	< 60	60- 135	135-200	200-1470	1470-2500
ΣPCB <sub>7</sub>	< 0,01	0,01-0,5	0,5-0,7	0,7-4,4	4,4-50
DDT	<0,04	0,04-4	4-12	12-31	31-50
ΣPAH <sub>16</sub>	<2	2-8	8-22	22-150	150-2500
Benzo(a)pyren	< 0,1	0,1-0,5	0,5-1,4	1,4-15	15-100
Alifater C5-C10	< 7	7-12	12-100	100-500	500-20000
Alifater > C10-C12	< 30	30- 60	60-134	134-1000	1000-20000
Alifater > C12-C35	< 100	100-220	220-600	600-2000	2000-20000
PBDE 99	<0,08	Mangler data			2500
PBDE 154	<0,08	Mangler data			2500
PBDE 209	<0,002	Mangler data			2500
HBCDD	0,04	Mangler data			2500
PFAS	Ingen normverdi	Mangler data			
PFOS	0,02	Mangler data			2500
TBT	0,001	Mangler data			1000
DEHP	<1	1-25	25-40	40-60	60-5000
Klorerte parafiner C10-C13	1	Mangler data			2500
Klorerte parafiner C14-C17	0,6	Mangler data			2500
Dioksiner og furaner (ng/kg)	<10	10-20	20-100	100-360	360-15000

Fenol	<0,1	0,1-4	4-40	40-390	390-25000
Benzen	<0,01	0,01-0,015	0,015-0,04	0,04-1,1	1,1-1000
Trikloretan	<0,1	0,1-0,2	0,2-1,0	1,0-5,0	5,0-1000

<sup>1</sup>Grønne barnehager: Her må jord som brukes til dyrkning av grønnsaker tilfredstille tilstandsklasse 1 for stoffene PCB<sub>sum7</sub>, PAH<sub>sum16</sub> og benzo(a)pyren.

Det humantoksikologiske grunnlagsmaterialet er foreløpig utilstrekkelig for å angi et tolerabelt daglig inntak av PBDE-99, PBDE-154, PBDE-209, HBCDD, PFAS, PFOS, TBT, og klorerte parafiner. Det er derfor ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn på disse stoffene.

#### 4. Humanhelsevurderinger - kommentarer til de enkelte komponentene

Her presenteres en kort oppsummering av helserelevante opplysninger knyttet til hvert stoff. Anvendt litteratur er gitt i litteraturlista.

For noen stoff er tolerabelt daglig inntak (TDI) oppnådd bare ved normalt inntak av mat. Dette gjelder bl.a. PCB og dioksiner. For disse stoffene er det viktig å holde inntaket så lavt som mulig, men en reduksjon via mat synes å være vanskelig å oppnå. Fokus må derfor rettes mot andre kilder til eksponering. Det er ønskelig å holde nivået av disse stoffene så lavt som mulig i jorda.

Inntaket av de ulike kjemiske forbindelser via næringsmidler (mat og drikkevann) er lik for alle tilstandsklassene, mens innholdet i jord og luft varierer. Vurderinger er gjort i forhold til oppholdstid (Tabell 1) for barn og voksne i de ulike omgivelsene (bolig, barnhage, arbeidsplass og under transport). Bidraget av sporstoffer og kjemiske forbindelser i mat og eventuelt drikkevann har mye større betydning enn bidraget fra jord. For barn kan jord likevel representere en unødvendig tilleggslastning av miljøgifter men for voksne spiller sannsynligvis bidraget fra jord bare liten eller ubetydelig rolle.

##### 4.1 Arsen (As)

Arsen finnes som uorganiske salter i naturen og forekommer som forurensing fra ulike industrielle virksomheter og metallsmelteverk. Arsenforbindelser er brukt ved trykkimpregnering av trevirke. Arsenet i trykkimpregnerte materialer kan vaskes ut av regn og forurense jordsmonnet omkring materialene. Slik utvasking har vært kilde for størstedelen av arsenutslippene til jord i Norge de senere årene. Det naturlige arseninnhold i norsk jord varierer meget, fra <1 til > 50 mg/kg, med intervallet mellom 2 og 8 mg/kg som vanlig naturlig innhold (Ottesen og Volden 1998, Ottesen og medarbeidere (2000), Jartun og medarbeidere (2002a,b), Haugland og medarbeidere (2005) og NGUs geokjemiske database).

Det har så langt ikke vært påvist at arsen er et nødvendig sporstoff for mennesker. Uorganiske arsenforbindelser er helseskadelige. I høye doser er arsen akutt giftig og kan være dødelig eller gi symptomer i magetarmkanalen. Fortykkelser av hornhuden på hender og føtter har vært sett hos personer som har fått i seg mye arsen gjennom lang tid. Arsenforbindelser kan også fremkalle hudkreft ved inntak gjennom munnen eller lungekreft ved inhalasjon av store mengder arsen over lang tid.

Mennesker eksponeres normalt for arsen gjennom maten, der konsum av fisk og skalldyr er de viktigste kilder. Organisk arsen fra marine organismer regnes ikke som helseskadelige. Den viktigste kilden for uorganiske arsenforbindelser er også gjennom maten, men er vanskelig å kvantifisere. I noen deler av verden finnes det naturlig mye arsen i grunnvann som er i bruk som drikkevann. Norsk drikkevann inneholder imidlertid meget lite arsen (Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2003).

Grønnsaker og frukt bidrar med ca. 5 % av arseninntak via kost. Fisk og skalldyr bidrar med ca 75 % av det totale inntaket (Levnedsmiddelstyrelsen, 1990). Grønnsaker og frukt dyrket på forurenset jord har ikke en signifikant forhøyet innhold av arsen i forhold til grønnsaker dyrket på referansejorden

Samsøe-Petersen, 2000). Det økte inntak av arsen via konsum av lokalt dyrkede grønnsaker og frukt anses som meget ubetydelig.

Verdens helseorganisasjon (WHO) har fastsatt et tolerabelt ukentlig inntak av arsen på 15 µg/kg kroppsvekt, dvs. ca. 2 µg /kg kroppsvekt/dag. Vi har ikke sikre kunnskaper om inntaket av arsen fra mat, men gitt at uorganisk arsen utgjør ca. 25 % av arsenet i maten, kan det daglige inntaket av uorganisk arsen fra maten anslås til omkring 0,3-4 µg hos barn og 4,2-32 µg hos voksne (WHO, 1998a, b). Bakgrunnsinntaket fra lufta antas å være helt minimalt, under 0,005 µg /dag, men kan være høyere i nærheten av for eksempel kobbersmelteverk.

**Tabell 3 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for arsen (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Arsen <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	3,3 - 59,7	16,3 - 408	32,5 - 816	Styres av grensen for farlig avfall
Arsen <sup>1</sup> med grønnsaker (30 %)	Styres av normverdi	2,1 - 57,4	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Arsen<sup>2</sup></b>	<b>0-8</b>	<b>8-20</b>	<b>20-50</b>	<b>50-576</b>	<b>576-1000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

Det tolerable daglige inntaket av arsen (uorganisk) for et barn på 10 kg er 20 µg/dag og for et voksent menneske på 60 kg er 120 µg/dag. Barn kommer mest i kontakt med jord i barnehagen og i sitt boområde. 90 % av alle barn spiser mindre enn 200 mg jord per dag. Jord med et arseninnhold på 20 mg/kg vil gi et arsenbidrag på 4 µg. Dette tilsvarer kun en mindre del av det tolerable daglige inntaket. Ved annen arealbruk kan det aksepteres høyere arseninnhold pga av betydelig kortere oppholdstid og eksponering for jord. Bidraget fra lokalt dyrkede grønnsaker og frukt bidrar ikke med mer arsen enn det som fås gjennom grønnsaker og frukt kjøpt i butikk (Samsøe-Petersen, 2000).

Provoost og medarbeidere (2006) har nøye gått gjennom helsebaserte arsenverdier i en rekke land. De sammenlikner blant annet Sverige og Norge. I Sverige er naturlig innhold i jord på 15 mg/kg, og de har justert den helsebaserte grense fra 0,08 mg/kg til 15 mg/kg som grense i jord. I Norge er det ikke justert for naturlig arseninnhold i jord og 0,06 mg/kg er akseptert som en helsebasert verdi. De endelige verdiene i Sverige og Norge ble satt til hhv 15 mg/kg og 2 mg/kg. Den helsebaserte norm/grenseverdi varierer fra 2 til 110 mg/kg i 11 undersøkte land (Provoost og medarbeidere, 2006). SFT har utarbeidet et forslag til revidert normverdi for arsen, som er satt til 8 mg/kg.

Vår anbefaling til helsebaserte tilstandsklasser for arsen er som følger:

Tilstandsklasse 1: 0-8 mg/kg.

Den øvre klassegrensen er satt lik den foreslåtte reviderte normverdi for arseninnhold i jord på 8 mg/kg.

Tilstandsklasse 2: 8-20 mg/kg

Den øvre klassegrensen er satt lik 20 mg/kg. Den vil sikre at små barn ikke utsettes for en unødvendig tilleggsbelastning av arsen. Vi har ikke helt sikre kunnskaper om inntaket av arsen fra mat, men gitt at uorganisk arsen utgjør ca 25 % av arsenet i maten, kan det daglige inntaket av uorganisk arsen fra maten anslås til omkring 0,3-4 µg hos barn og 4,2-32 µg hos voksne (WHO, 1998). Bakgrunnsinntaket fra lufta antas å være helt minimalt. Barn som spiser 200 mg jord per dag får i seg 4 µg arsen per dag

hvis jorden har et arseninnhold på 20 mg/kg. Dette tilsvarer kun en mindre del av det tolerable inntaket på 20 µg/dag for et 10 kg stort barn. Det tolerable inntaket for en voksen person på 60 kg er 120 µg/dag.

Samme verdi (20 mg/kg) har vært brukt som helsebasert tiltaksgrense i små barns utelekmiljø i Trondheim (Langedal, 1997; Langedal og Hellesnes, 1997), Bergen (Ottesen og medarbeidere 1999), Tromsø (Jartun og medarbeidere 2002b) og Oslo (Haugland og medarbeidere 2005). Verdien ble opprinnelig beregnet av to forskjellige fagmiljøer. Karolinska Institutet fastsatte denne tiltaksgrensen i forbindelse med barnehageundersøkelsene i Trondheim i 1996. Statens institutt for folkehelse kom frem til samme tiltaksgrense i forbindelse med barnehageundersøkelsene i Bergen i 1999. Miljøstyrelsen i Danmark benytter samme tiltaksgrense ved opprydding i barnehager. Beregning ved bruk av SFTs reviderte risikoverktøy gir betydelig høyere verdier (Tabell 3).

#### Tilstandsklasse 3: 20-50 mg/kg

Arsen i tilstandsklasse 3 strekker seg fra 20 – 50 mg/kg. Tilstandsklasse 3 dekker byområder uten bolig. Eksponeringstiden for direkte kontakt med jord er anslått til 2 timer per dag. Barn som i løpet av 2 timer spiser 50 mg jord med en arsenkonsentrasjon på 50 mg/kg, får i seg 2,5 µg arsen. Den øvre klassegrensen er ikke strengt helsebasert. Verdien er satt også med tanke på disponeringsløsninger for oppgravd masse. Tilstandsklasse 2 og 3 representerer store volum lavforurenset masser hvor det vil være stort behov for billige men gode disponeringsløsninger (Langedal, 2003 og Miljøkontrollen, 2006).

#### Tilstandsklasse 4: 50-576 mg/kg

Arsen i tilstandsklasse 4 strekker seg fra 50 til 576 mg/kg. Den øvre klassegrensen er helsebasert og satt lik den Nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 576 mg/kg basert på resultater publisert av Lijzen og medarbeidere (2001).

#### Tilstandsklasse 5: 576-1000

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 576 – 1000 mg/kg. Arseninnhold over 1000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## **4.2 Bly (Pb)**

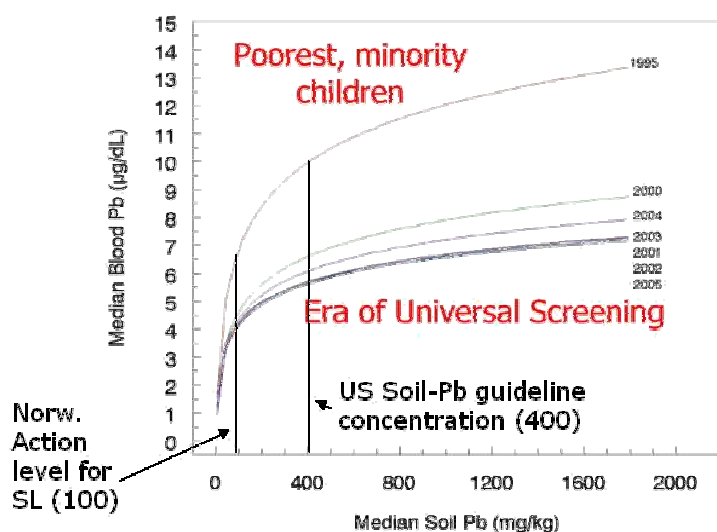
Vanlige naturlige konsentrasjoner av bly i norsk jord varierer fra 2 til 150 mg/kg, med 16-20 mg/kg som vanligste verdi (Ottesen og medarbeidere, 2000, NGUs geokjemiske database, 2006), men ekstremverdier på over 50000 mg/kg i naturlige masser er påvist i Oslo (NGU upublisert materiale, 2006). Bly er et metall som ikke er nødvendig for mennesket. Det har vært i utstrakt bruk og forurensing stammer fra metallindustri, skrapmetall, blymønje, husmaling, beslag, batterier, bensin etc.

Nivåene i luft har gått ned som følge av at man har forbudt bruk av bly som tilsatt i bensin. Inntaket av bly fra luften er derfor lite i Norge. Både voksne og barn tar opp ca. 50 % av det blyet de puster inn. Det meste av blyet vi får i oss kommer fra maten. Svenske undersøkelser viser at barn får i seg ca. 15 µg bly per dag gjennom normalt kosthold. Opptaket fra tarmen er lite hos voksne, < 10 %, men kan være opp til 40 % hos de minste barna. Blyinntaket via lokalt dyrket grønnsaker og frukt på forurenset jord (> 400 mg/kg) kan representere 75 % av det tolerable daglig inntaket. Poteter og gulrøtter dyrket på jord med et blyinnhold over 400 mg/kg bør vaskes og skrelles før konsum for på den måten å redusere produktene innhold av bly og dermed deres bidrag til den samlede belastning mest mulig (Samsøe-Petersen, 2000). Drikkevann inneholder generelt lite bly. JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) har fastsatt et tolerabelt inntak på 0,025 mg/kg kroppsvekt/uke, svarende til 3,5 µg/ kg kroppsvekt/dag.

Bly er giftig, og selv mindre mengder har vist seg skadelig for human helse. Bly skader utvikling av sentralnervesystemet hos barn, og særlig følsomt er foster i mors liv. En av helsekonsekvensene er

reduisert utvikling av kognitive funksjoner (tenkeevne, IQ). Bly lagres i beinvev og tenner. Omsetningen i beinvevet er svært langsom i forhold til bløtvev og blod. Hvis eksponeringen avtar og blykonsentrasjonen i blodet går ned, kan bly fra beinvevet frigjøres til blodet og forsinke nedgangen. Bly fra blodet skiller ut gjennom urin. Amerikanske forskere har påvist en sammenheng med jord-bly og blod-bly (Mielke 1999, Mielke og medarbeidere, 2005). Blyverdier på 300 – 400 mg/kg jord gir blod-bly-verdier på ca 10 µg/100 ml (Figur 1). Disse verdiene har vært regnet som terskeldoser for subtile helseeffekter hos barn. Nyere forskning antyder helseeffekter helt ned i 2µg/10dl (Mielke og medarbeidere, 2007).

### Children's Blood-Pb as a function of Soil-Pb



Figur 1 Sammenhengen mellom bly i jord og bly i blod hos barn (Mielke og medarbeidere, 2007).

Tabell 4 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for bly (mg/kg)

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Bly <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	97,8 – 100,8	553 - 599	1147- 1198	Styres av grensen for farlig avfall
Bly <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	97,5 – 100,4	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Bly<sup>2</sup></b>	<b>0-60</b>	<b>60-100</b>	<b>100-260</b>	<b>260-622</b>	<b>622-2500</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

I de høyere klassene har vi valgt å sette grensene strengere enn beregningsverktøyet angir pga behov for en ekstra sikkerhetsmargin. Vårt forslag til helsebaserte tilstandsklasser for bly er som følger:

Tilstandsklasse 1: 0-60 mg/kg

Den øvre klassegrensen er satt lik SFTs normverdi for blyinnholdet i jord på 60 mg/kg. Den mest vanlige blyverdi i norsk jord er mellom 20 og 40 mg/kg. Konsentrasjon av bly på 60 mg/kg vil sannsynligvis også ha bidrag fra antropogene kilder.

#### Tilstandsklasse 2: 60-100 mg/kg

Den øvre klassegrense er satt til 100 mg/kg og baserer seg på Folkehelseinstituttets helsebaserte kvalitetskriterier for innholdet av bly i jord i små barns utelekemiljø (Alexander, 2006). Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) har fastsatt et tolerabelt inntak på 0,025 mg/kg kroppsvekt/uke eller 35 µg/dag for et barn som veier 10 kg. Et inntak av jord som inneholder 100 mg bly/kg jord vil føre til et inntak av bly på opp til 20 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg/dag. Dette er godt under JECFAs grense på 35 µg per dag for et barn som veier 10 kg. Den norske øvre grense i klasse 2 er strengere de andre land vi har sammenliknet med: Tyskland (200 mg/kg), Finland (200 mg/kg), Danmark (400 mg/kg), Sverige (300 mg/kg), Nederland (530 mg/kg), England (450 mg/kg), Canada (140 mg/kg) USA (400 mg/kg og 1200 mg/kg i boligområder uten lekeplasser), Belgia (700 mg/kg), Frankrike (130 mg/kg) og Sveits (1000 mg/kg) (Provoost et al, 2006). Det er foreslått å senke grenseverdien i USA til 80 mg/kg (Mielke, personlig meddelelse, 2006).

I undersøkelser av barns lekemiljø i Trondheim (1996), Bergen (1999) og Tromsø (2002) ble det benyttet en tiltaksgrense på 150 mg bly/kg jord (Langedal og Hellesnes, 1997, Ottesen og medarbeidere 1999 og Jartun og medarbeidere, 2002b). Denne verdien ble opprinnelig beregnet av to forskjellige fagmiljøer. Karolinska Institutet fastsatte denne tiltaksgrensen i forbindelse med barnehageundersøkelsene i Trondheim i 1996. Statens institutt for folkehelse kom frem til samme tiltaksgrense i forbindelse med barnehageundersøkelsene i Bergen i 1999.

#### Tilstandsklasse 3: 100-260 mg/kg

Bly i tilstandsklasse 3 strekker seg fra 100-260 mg/kg. Tilstandsklasse 3 dekker arealbruken "byområder uten bolig". Eksponeringstiden for direkte kontakt med jord er anslått til 2 timer per dag. Barn som i løpet av 2 timer spiser 50 mg jord med en bly konsentrasjon på 260 mg/kg, får i seg 5,3 µg bly. Den øvre klassegrensen er satt på bakgrunn av eksisterende helsebaserte grenseverdier for jord i områder regulert til kontorbygg i Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006). SFTs beregningsverktøy angir en betydelig høyere blyverdi (Tabell 4).

#### Tilstandsklasse 4: 260-622 mg/kg

Bly i tilstandsklasse 4 strekker seg fra 260-622 mg/kg. Den øvre klassegrensen er helsebasert og satt noe lavere enn den Nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 622 mg/kg og basert på resultatene publisert av Lijzen og medarbeidere (2001). SFTs beregningsverktøy angir en betydelig høyere blyverdi (Tabell 4).

#### Tilstandsklasse 5: 622-2500 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 622-2500 mg/kg. Blyinnhold over 2500 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### **4.3 Kadmium (Cd)**

Naturlig innhold av kadmium i norsk jord er vanligvis mindre enn 1 mg/kg (Salminen og medarbeidere 2006) og mest vanlig verdi er 0,17 mg/kg (NGUs geokjemiske database, 2006). Kadmium forekommer som forurensing fra ulik industriell virksomhet, er brukt i overflatebehandling av metall, i oppladbare batterier og som tilsetning til plast. Dessuten finnes kadmium i mineralgjødsel, fossile brensler og i bildekk.

Kadmium er et metall som ikke er nødvendig for mennesker. Det er helseskadelig og hopes opp i kroppen og særlig nyrene. Kadmium skilles nesten ikke ut og vil derfor hopes opp gjennom hele livet. Nyrene skades når kadmiumnivået i nyrene overskrider en viss mengde som nyrene ikke lenger kan håndtere. Kortvarig høyere eksponering er derfor av liten betydning fordi det er den samlede eksponering som er av betydning. Ved lav livslang kadmiumeksponering sees nyreskader helst hos

eldre. Kadmium kan også skade omsetningen av kalsium og skade beinsubstansen. Kadmium kan være kreftfremkallende. JECFA har fastsatt en ukentlig tolererbar dose på 0,007 mg/kg kroppsvekt, dvs 1µg/kg kroppsvekt/dag.

Kadmium forekommer i små mengder i maten (Gjerstad, 2002; Amundsen og medarbeidere, 2000), og dette er den viktigste kadmiumkilde for ikke-røykere. Ulike kornprodukter er en viktig kadmiumkilde (Gjerstad, 2002). Røykere får i seg større mengder fra tobakk. Opptaket er mye høyere fra lungene enn fra tarmen. Opptaket fra tarmen øker ved jernmangel. Det er ønskelig å holde kadmiuminntaket så lavt som mulig, men en reduksjon via mat synes å være vanskelig å oppnå. Fokus må derfor rettes mot andre kilder til kadmiumeksponering, for eksempel jord. Det er derfor ønskelig å holde kadmiumnivået i jorda så lavt som mulig. Kadmium følger sink når det gjelder opptak i planter. Kadmium kan forekomme i høye konsentrasjoner pga lokale geologiske forhold. For eksempel er kadmiumnivået i jord og korn fra Stange er meget høyt. Tilsvarende ser en i et område i Skåne. Siden vårt matkorn er fortynnet med annet importert korn og korn produsert andre steder, vil ikke dette utgjøre noen helseisiko i praksis. Generelt er det sett en økning i jordsmonnets kadmiumnivå, det er ikke en ønsket utvikling.

Kadmiuminnholdet i grønnsaker og frukt dyrket på forurenset grunn overstiger ikke det nivå som forekommer i tilsvarende produkter som er på markedet (Samsøe-Petersen, 2000). Inntaket av kadmium i befolkningen ligger på 12-15 µg/dag for ikke-røykere og ligger godt under det tolerable inntaket på 70 µg/dag for voksne. Fordi kadmium i praksis akkumulerer i kroppen gjennom hele livet, bør det tilstrebes at belastningen på miljøet og derved matvarene minimeres.

**Tabell 5 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for kadmium (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Kadmium <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	49,4 - 9,0	236 – 32,2	472 – 64,35	Styres av grensen for farlig avfall
Kadmium <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	16,0 - 4,7	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Kadmium<sup>2</sup></b>	<b>0-1,5</b>	<b>1,5-10</b>	<b>10-15</b>	<b>15-28</b>	<b>28-1000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup> Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser .

Klassifiseringen er satt betydelig lavere enn SFTs beregningsverktøy angir. En bør tilstrebe et lavt kadmiuminnhold i jorda. Bidrag fra jord utgjør en unødvendig tilleggsbelastning særlig for barn.

#### Tilstandsklasse 1: 0-1,5mg/kg

Den øvre klassegrensen er satt lik forslaget til revidert normverdi for kadmiuminnholdet i jord på 1,5 mg/kg. SFTs beregningsverktøy angir betydelig høyere verdier. Den mest vanlige kadmiumverdi i norsk jord er mellom 0,17 og 0,3 mg/kg. En konsentrasjon av kadmium på 1,5 mg/kg vil sannsynligvis ha et stort bidrag fra antropogene kilder.

#### Tilstandsklasse 2: 1,5-10 mg/kg

Folkehelseinstituttet har utarbeidet helsebaserte kvalitetskriterier for innholdet av kadmium i jord i små barns utelekemiljø (Alexander, 2006). Tiltaksgrensen er satt til 10 mg/kg. Et inntak av jord som inneholder 10 mg kadmium/kg jord, vil føre til et inntak av kadmium på opp til 2 µg/dag forutsatt et inntak av jord på 200 mg/dag. Det tolerable daglige inntak for et barn som veier 10 kg er 10 µg. Den norske øvre grense i klasse 2 er sammenliknbare med den som benyttes i andre land: Tyskland: 10

mg/kg (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999), Finland: 10 mg/kg (Sorvari og Reinikainen, 2006), Danmark: 5 mg/kg (Miljøkontrollen, 2006), Sverige: 12 mg/kg (Naturvårdsverket, 1996), Nederland: 12 mg/kg (Lijzen og medarbeidere, 2001 og Canada: 12 mg/kg (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006).

#### Tilstandsklasse 3: 10-15 mg/kg

Kadmium i klasse 3 strekker seg fra 10-15 mg/kg. Den øvre klassegrensen er ikke helsebasert, men er satt på grunnlag av medisinsk og geokjemisk skjønn og ut fra behovet for å holde kadmiumkonsentrasjonene i jord så lave som mulig. Øvre klassegrense er satt noe høyere enn "target value" (12 mg/kg) i Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001) og noe lavere enn den helsebaserte grenseverdien for jord i områder regulert til kontorbygg i Canada på 22 mg/kg (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006). SFTs beregningsverktøy angir høyere verdier (Tabell 5).

#### Tilstandsklasse 4: 15-28 mg/kg

Kadmium i klasse 4 strekker seg fra 15-28 mg/kg. Den øvre klassegrensen er helsebasert og satt lik den Nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 28 mg/kg basert på resultater publisert av Lijzen og medarbeidere (2001). SFTs beregningsverktøy angir betydelig høyere verdier (Tabell 5).

#### Tilstandsklasse 5: 28-1000 mg/kg

Kadmium i klasse 5 strekker seg fra 28-1000 mg/kg. Kadmiuminnhold over 1000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### **4.4 Kvikksølv (Hg)**

Naturlig innhold av kvikksølv i norsk jord er vanligvis mindre enn 0,3 mg/kg (NGUs geokjemiske database; Salminen og medarbeidere, 2006). Kvikksølv er et helseskadelig metall som ikke er nødvendig for mennesker. Det forekommer som forurensing fra ulik industriell virksomhet, klorproduksjon, treforedlingsindustri og fra krematorier. Det er brukt i måleinstrumenter som blodtrykksmålere, barometre og termometre. Kvikksølv forekommer også som langtransportert luftforurensning fra kontinentet (Johannesson, 2002) og i maling (NGU, upublisert materiale 2006).

Kvikksølv foreligger hovedsakelig i tre ulike tilstandsformer, som metallisk kvikksølv, uorganisk kvikksølvsalt og som organisk bundet, hovedsakelig metylkvikksølv. Metallisk kvikksølv er flyktig og helseskadelig ved innånding. Det rammer først og fremst sentralnervesystemet. WHO har utarbeidet veiledende kriterier for uteluft. Uorganisk kvikksølv, for eksempel kvikksølvklorid, tas opp i tarmen og kan skade nyrene. Organisk bundet kvikksølv, hovedsakelig metylkvikksølv, dannes ved at mikroorganismer metylerer kvikksølv i bunnsedimentene i sjøer. Metylkvikksølv tas opp gjennom næringskjeden og gjenfinnes i fisk som spises. Særlig rovfisk kan ha høye kvikksølvnivåer. Metylkvikksølv tas lett opp gjennom tarmen og skader nervesystemet, det perifere hos voksne og det sentrale hos barn. Fosteret i mors liv er mest følsomt for kvikksølvpåvirkning som fører til redusert motorisk og kognitiv utvikling (Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2003; Johannesson, 2002).

Den viktigste eksponeringskilden for metylkvikksølv er mat, særlig fisk og sjømat. Mattilsynet har innført landsomfattende kostholdsrad for gravide med hensyn til ferskvannsfisk pga kvikksølvinnhold. Befolkningens eksponering for metylkvikksølv er betryggende lav med hensyn til risiko for helseskade. Tolerabelt daglig inntak er satt til 0,1 µg/kg kroppsvekt/dag.

Eksponering for uorganiske kvikksølvforbindelser skjer også hovedsakelig via mat. Ca 10-20 prosent av kvikksølvmengden i fisk antas å foreligge i uorganisk form. Kvikksølveksponering via drikkevann er ubetydelig.

Eksponering for kvikksølvdamp skjer gjennom luften. Generelt sett er eksponeringen for den generelle befolkningen meget liten. Den viktigste eksponeringskilden er egne amalgamfyllinger i tennene. Høyere eksponering kan skje i yrkessammenheng.



Det er ikke gitt i hvilken form kvikksølv forekommer i grunnen. Kvikksølv vil sannsynligvis foreligge i metallisk eller uorganisk form. Den lave verdien for den helsebaserte akseptverdien i jord skyldes risiko for avdampning av kvikksølv damp fra grunnen. Det er vanskelig å vurdere i hvilken grad avdampning er en aktuell problemstilling. Dersom en ser bort fra dette som en faktor, vil en sannsynligvis kunne akseptere høyere verdier. SFTs beregningsverktøy legger til grunn WHO's retningsverdier for kvikksølv.

**Tabell 6 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for kvikksølv (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Kvikksølv <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	1,0 – 2,2	3,9 – 9,8	4,0 – 11,1	Styres av grensen for farlig avfall
Kvikksølv <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	1,0 - 2,1	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Kvikksølv<sup>2</sup></b>	<b>0-1,0</b>	<b>0-1,0</b>	<b>1,0-4,0</b>	<b>4,0-10</b>	<b>10-1000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup> Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-1,0 mg/kg

Den øvre klassegrensen er satt lik SFTs normverdi for kvikksølv i jord på 1 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 2: 0-1,0 mg/kg

Tilstandsklasse 1 og 2 for kvikksølv er satt identiske. Det er utarbeidet forslag til helsebaserte kvalitetskriterier for innholdet av kvikksølv i jord i små barns utelekemiljø (Alexander, 2006). Den anbefalt tiltaksgrensen er satt til 1 mg/kg. Den norske øvre grense i klasse 2 er relativt lav sammenliknet med den som benyttes i noen andre land: Tyskland: (10 mg/kg), Finland (2 mg/kg), Danmark (3 mg/kg), England (3 mg/kg), Canada (6,6 mg/kg). Nederland har satt en lavere grense (0,3 mg/kg) (Provoost et al 2006). Sverige har samme grense som anbefales i Norge (1 mg/kg).

#### Tilstandsklasse 3: 1,0-4,0 mg/kg

Kvikksølv i tilstandsklasse 3 strekker seg fra 1-4 mg/kg. Den øvre klassegrensen er beregnet med gammel og nytt beregningsverktøy. Svarene spriker mellom 3,9 og 9,8 mg/kg. Det er ikke gitt i hvilken form kvikksølv forekommer i grunnen. Kvikksølv vil sannsynligvis foreligge i metallisk eller uorganisk form. Den lave verdien for den helsebaserte akseptverdien i jord skyldes risiko for avdampning av kvikksølv damp fra grunnen. Det er vanskelig å vurdere i hvilken grad avdampning er en aktuell problemstilling pga av manglende geokjemiske data. Uten avgassing av kvikksølv damp fra grunnen til bygninger vil beregnet verdi bli 41,2mg/kg.

#### Tilstandsklasse 4: 4,0-10 mg/kg

Kvikksølv i klasse 4 strekker seg fra 4-10 mg/kg. Den øvre klassegrensen er basert på medisinsk- og geokjemisk skjønn. Det er ikke gitt i hvilken form kvikksølv forekommer i grunnen. Kvikksølv vil sannsynligvis foreligge i metallisk eller uorganisk form. Den lave verdien for den helsebaserte akseptverdien i jord skyldes risiko for avdampning av kvikksølv damp fra grunnen. Det er vanskelig å vurdere i hvilken grad avdampning er en aktuell problemstilling. Vi har valgt å være føre var og foreslår en relativt lav konsentrasjon som øvre grense for denne tilstandsklassen. Dersom en ser bort fra kvikksølv damp i bygninger vil beregnet verdi bli 82,4 mg/kg. Den nederlandske verdien for "alvorlig

risiko for human helse" for uorganisk kvikksølv er betydelig høyere og satt til 210 mg/kg (Lijzen og medarbeidere (2001).

#### Tilstandsklasse 5: 10-1000 mg/kg

Kvikksølv i klasse 5 strekker seg fra 10-1000 mg/kg. Kvikksølvinnhold over 1000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## 4.5 Kobber (Cu)

Naturlig innhold av kobber i norsk jord med lavt innhold av organisk materiale varierer innenfor meget vide grenser, vanligst forekommende konsentrasjon er 25 og 55 mg/kg (Ottesen og medarbeidere, 2000 og NGUs geokjemiske database). Kobber er et essensielt metall for kroppen. Den viktigste kilden er maten. Inntaket hos små barn er ca 0,5 mg pr. dag, mens det hos voksne varierer mellom 1 til 3 mg pr dag. Inntak av store mengder kobber kan føre til akutt irritasjon av mage- og tarmslimhinne med oppkast og diaré. Hos spedbarn som har fått morsmelkserstatning laget med drikkevann med høy kopperkonsentrasjon, er det rapportert skrumplever. Ved Wilsons sykdom, en sjelden medfødt stoffskiftesykdom, er utskillelsen av kopper nedsatt. TDI-verdien for kobber er 140 µg/kg/dag.

**Kobber i jord representerer ingen risiko for human helse. Først meget høye konsentrasjoner av kobber i jord vil ha betydning for human helse, selv for barn.** De anbefalte kvalitetskriterier for jord i barnehager, lekeplasser og skoler angir ingen verdi for kobber (Alexander, 2006). Bidraget fra jord er i µg-nivå, mens bidraget fra mat er i mg-nivå. For noen typer av grønnsaker ble det påvist forhøyet kobberinnhold. Normalt inntak av kobber i Danmark er 2,9 mg/dag (Andersen og medarbeidere, 1995). Til sammenlikning er øvre inntaksgrense for kopper satt til 5 mg/dag for voksne av European Food Safety Authority (EFSA, 2006). De påviste kobberverdiene i de lokalt dyrkede grønnsaker og frukt vurderes ikke å utgjøre noen helserisiko (Samsøe-Petersen og medarbeidere, 2000).

Etter samråd med SFT er de foreslåtte tilstandsklassene for jord satt på bakgrunn av eksisterende grenseverdier for forurenset jord i Tyskland (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999), Finland (Sorvari og Reinikainen, 2006), Danmark (Miljøkontrollen, 2006), Sverige (Naturvårdsverket, 1996), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001) og grenseverdier for grave- og anleggsmasser i Trondheim (Langedal, 2003). Jord med kobberkonsentrasjoner over 25 000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

**Tabell 7 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for kobber (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Kobber <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	49922- 47925	304008- 255404	608017 - 510809	Styres av grensen for farlig avfall
Kobber <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	47101 - 45320	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Kobber<sup>2</sup></b>	<b>0-100</b>	<b>100-200</b>	<b>200-1100</b>	<b>1100-8600</b>	<b>8600-25000</b>
<b>Kobber<sup>3</sup></b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte.

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til tilstandsklasser.

<sup>3</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser

Tilstandsklasse 1<sup>2</sup>: 0-100 mg/kg

Den øvre klassegrensen er satt lik normverdien for kobber på 100 mg/kg.

Tilstandsklasse 2<sup>2</sup>: 100-200 mg/kg

Øvre grense er ikke helsebasert, men satt med hensyn på eventuell disponering av gravemasser og basert på risikovurdering utført i Trondheim (Langedal, 2003), Danmark (Miljøkontrollen 2006), Finland (Sorvari og Reinikainen, 2006), Sverige (Naturvårdsverket, 1996) og Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001).

Tilstandsklasse 3<sup>2</sup>: 200-1100 mg/kg

Øvre grense for kobber i klasse 3 (1100 mg/kg) er basert på data fra Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006).

Tilstandsklasse 4<sup>2</sup>: 1100-8600 mg/kg

Den Nederlandske verdien "alvorlig risiko for human helse" (Serious risk concentration, SRC<sub>human</sub>) for kobber på 8600 mg/kg (Lijzen og medarbeidere, 2001) er benyttet som øvre grense for tilstandsklasse 4.

Tilstandsklasse 5<sup>2</sup>: 8600-25000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 8600 til 25000 mg/kg. Kobberinnhold over 25000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

#### **4.6 Krom (III) (Cr<sup>3+</sup>)**

Krom foreligger i to hovedformer, Cr(III) og Cr(VI). Cr(III) er lite løselig, tas i liten grad opp i kroppen og er lite helseskadelig. I jordprøvene er totalmengde krom bestemt, og det er ikke gjort spesiering, dvs. bestemmelse av Cr(III) og Cr(VI) hver for seg. Imidlertid vil Cr(III) dominere i jorda da Cr(VI) lett reduseres til Cr(III) av organiske stoffer. Naturlig innhold av krom i norsk jord varierer innenfor meget vide grenser, mest vanlig konsentrasjon er mellom 21 og 27 mg/kg. Bergartsmineraler er viktige kilder (olivin, pyroksen, amfibol og kromitt).

Innholdet av naturlig krom (III) i norske løsmasser varierer meget (Ottesen og medarbeidere, 2000). Generelt er mat hovedkilden til krom eksponering, dvs. avgivelse av Cr III fra kokekar av rustfritt stål til maten. Drikkevannets bidrag er ubetydelig. Røyking er en viktig kilde for krominntak. Resultater fra det danske matovervåkingsprogrammet (Jørgensen og medarbeidere, 2000) viser at inntaket av krom fra grønnsaker og frukt utgjør omtrent 10 % av totalinntaket fra alle kostkilder. Det vurderes at det økte bidrag fra grønnsaker og frukt dyrket i forurenset jord er begrenset. Krom<sup>6+</sup> er en giftig kromforbindelse, men den er lite stabil og det regnes ikke med at kromat (Cr<sup>6+</sup>) forekommer i biologisk materiale. Krom<sup>3+</sup> er stabilt og nødvendig for mennesker. Det er meget stor avstand fra det daglige inntak på ca 50 µg/dag til det skadelige inntaksnivået (Mertz og medarbeidere, 1994). Det økte inntak av krom fra lokalt dyrkede grønnsaker og frukt vurderes for å være uten skadelig virkning på mennesker.

**Krom (III) i jord representerer ingen risiko for human helse. Først meget høye konsentrasjoner av krom (III) i jord vil ha betydning for human helse, selv for barn.**

Etter samråd med SFT er de foreslåtte tilstandsklassene for jord satt på bakgrunn av eksisterende grenseverdier for forurenset jord i Tyskland (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999), Finland (Sorvari og Reinikainen, 2006), Danmark (Miljøkontrollen, 2006), Sverige (Naturvårdsverket, 1996), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001) og grenseverdier for grave- og anleggsmasser i Trondheim (Langedal, 2003). Jord med krom (III) konsentrasjoner over 25 000 mg/kg er å anse som farlig avfall.

**Tabell 8 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for krom(III) (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Krom (III) <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	92164-92164	440400-440400	880800-880800	Styres av grensen for farlig avfall
Krom <sup>1</sup> (III) med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	92024-92024	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Krom (III)<sup>2</sup></b>	<b>0-50</b>	<b>50-200</b>	<b>200-500</b>	<b>500-2760</b>	<b>2760-25000</b>
<b>Krom (III)<sup>3</sup></b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup> Forfatterens forslag til tilstandsklasser

<sup>3</sup> Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser

#### Tilstandsklasse 1: 0-50mg/kg

Den øvre klassegrensen er satt lik forslaget til revidert normverdi for krominnholdet (total) i jord på 50 mg/kg. De mest vanlig forekommende krom(III)-verdier i naturlig norsk jord ligger mellom 21 og 27 mg/kg (NGUs geokjemiske database, 2007).

#### Tilstandsklasse 2: 50-200 mg/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 50 til 200 mg/kg. Den øvre klassegrensen er satt på grunnlag av grenseverdier for forurenset jord i Tyskland (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999), Finland (Sorvari og Reinikainen, 2006), Danmark (Miljøkontrollen, 2006), Sverige (Naturvårdsverket, 1996), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001), Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006) og grenseverdier for grave- og anleggsmasser i Trondheim (Langedal, 2003).

#### Tilstandsklasse 3: 200-500 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 3 er satt i forhold til disponering av eventuelle gravemasser. Grensen er satt til 500 mg/kg basert på opplysninger fra Københavns kommuner (Miljøkontrollen, 2006).

#### Tilstandsklasse 4: 500-2760 mg/kg

Tilstandsklasse 4 strekker seg fra 500 til 2760 mg/kg. Den øvre grensen er satt lik den Nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" for krom (III) på 2760 mg/kg (Lijzen og medarbeidere, 2001).

#### Tilstandsklasse 5: 2760-25000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 2760 til 25 000 mg/kg. Krom(III)innhold over 25000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## **4.7 Krom (VI) (Cr<sup>6+</sup>)**

Cr<sup>6+</sup> foreligger som ulike salter, er mer løselig enn Cr<sup>3+</sup>. Kromat tas lett opp i kroppen og er helseskadelig. Cr(VI) dannes hovedsakelig i industrielle prosesser. Cr(VI) skader arvestoffet og er kreftfremkallende ved inhalasjon. Cr(VI) kan også forårsake kontaktallergi.

I jordprøver vil Cr(III) dominere. Kun ved meget sterk forurensning vil det foreligge Cr(VI) i mengder av betydning. Kombinasjonen av høyt innhold av både sink og krom kan være en indikator på at krom(VI) kan være tilstede. NGU har undersøkt innholdet av seksverdig krom i 35 jordprøver fra Oslo. Resultatene fra analysene viser at i 34 av de 35 prøvene kan seksverdig krom ikke påvises. I den ene prøven der seksverdig krom påvises over deteksjonsgrensen, er innholdet kun 0,09 mg/kg, som er lavere enn forslaget til normverdi i jord på 2 mg/kg og langt under Nasjonalt Folkehelseinstitutt anbefalte kvalitetskriterium for jord i barnehager for seksverdig krom på 5 mg/kg.

Hvis krom- og nikkel-innholdet i jordprøver samvarierer med høy korrelasjonskoeffisient, er dette en sterk indikasjon på at naturlig lokal berggrunn og løsmasser er kromkilden. Sannsynligheten for å påvise Cr(VI) er da meget liten (Goldschmidt 1954). Hvis krominnholdet samvarierer med andre metaller som sink, kadmium, bly og/eller arsen, er det en sterk indikasjon på en antropogen kilde for krom (Rose og medarbeidere, 1979).

Beregninger med SFTs beregningsverktøy basert på de parametere som er angitt i tabell 1 for tilstandsklasse 2 resulterer i høyere krom(VI)-verdier enn våre forslag til klassegrenser.

**Tabell 9 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for krom(VI) (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Krom (VI) <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	7,32 – 6,0	133,4 – 99,9	266,9 – 199,9	Styres av grensen for farlig avfall
Krom <sup>1</sup> (VI) med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	7,32 – 5,9	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Krom VI)<sup>2</sup></b>	<b>0-2</b>	<b>2-5</b>	<b>5-20</b>	<b>20-78</b>	<b>78-1000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-2 mg/kg

Øvre grense i tilstandsklasse 1 er satt lik forslag til normverdi på 2 mg/kg. SFTs beregningsverktøy angir en betydelig høyere verdi.

#### Tilstandsklasse 2: 2-5 mg/kg

I forslag til helsebaserte kvalitetskriterier for jord i barnehager, lekeplasser og skoler er innholdet av krom (VI) satt til 5 mg/kg (Alexander, 2006). Den verdien angir øvre klassegrense i tilstandsklasse 2. Den norske øvre grense i klasse 2 er relativt lav sammenliknet med den som benyttes i Danmark (20 mg/kg) og Sverige (20 mg/kg).

#### Tilstandsklasse 3: 5-20 mg/kg

Øvre grense for klasse 3 er satt lik 20 mg/kg, basert på data fra Naturvårdsverket (1996, 1997). SFTs beregningsverktøy angir en høyere verdi.

#### Tilstandsklasse 4: 20-78 mg/kg

Tilstandsklasse 4 strekker seg fra 20 til 78 mg/kg. Den øvre grensen er satt lik den Nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" for krom (VI) på 78 mg/kg (Lijzen og medarbeidere, 2001). SFTs beregningsverktøy angir en høyere verdi.

#### Tilstandsklasse 5: 78-1000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 78 til 1000 mg/kg. Krom(VI)-innhold over 1000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### 4.8 Nikkel (Ni)

Nikkel er et ikke essensielt metall som finnes i naturlig jord, enkelte steder i høye konsentrasjoner (>1000 mg/kg). Mest vanlig konsentrasjon er 20 mg/kg. Metallet forekommer også som forurensning i forbindelse med nikkelproduksjon, fra stålproduksjon, galvanisering, sveising, nikkel-kadmium batterier etc. Inntaket av nikkel fra byluft varierer fra 0,2-1 µg/dag. Nikkelinnholdet i norsk drikkevann er lavt. Inntaket fra mat kommer ofte fra nikkel i kokekar. Enkelte planter, for eksempel kakaoplanten, kan ta opp nikkel fra jorda. Inntaket fra mat varierer fra 150 opp til 400 µg pr. dag. TDI-verdien for nikkel er 50 µg/kg/dag. Nikkel er kreftfremkallende ved inhalasjon, men regnes ikke for å være kreftfremkallende ved inntak gjennom munnen. Høye inntak av nikkel gjennom munnen kan forverre hudallergi hos personer som allerede har kontaktallergi for nikkel.

Konsum av grønnsaker og frukt dyrket på forurenset grunn gir kun en svak økning i nikkelinntaket. Nikkelinntak via frukt og grønnsaker vurderes å være uten betydning for helsen (Samsøe-Petersen, 2000).

**Tabell 10 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for nikkel (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Nikkel <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	145,4 – 145,4	620 - 620	1241 - 1241	Styres av grensen for farlig avfall
Nikkel <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	135,4 – 140,2	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Nikkel<sup>2</sup></b>	<b>0-60</b>	<b>60-135</b>	<b>135-200</b>	<b>200-1470</b>	<b>1470-2500</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser

#### Tilstandsklasse 1: 0-60 mg/kg

Øvre grense i denne tilstandsklassen er satt lik forslag til revidert normverdi for nikkelinnhold i jord på 60 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 2: 60-135 mg/kg

I forslag til kvalitetskriterier innholdet av nikkel i jord i barnehager, lekeplasser og skoler er tiltaksgrensen satt til 135 mg/kg, som også er øvre grense for tilstandsklasse 2 (Alexander, 2006). Et inntak av jord som inneholder 135 mg nikkel/kg jord vil føre til et inntak av nikkel på opp til 27 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg pr dag. Dette er godt under JECFAs TDI-verdi for nikkel for et barn som veier 10 kg. SFTs beregningsverktøy angir en lavere nikkelverdi for tilstandsklasse 2.

#### Tilstandsklasse 3: 135-200 mg/kg

Øvre grense i tilstandsklasse 2 er satt lik 200 mg/kg. Denne verdien er ikke helsebasert, men satt på bakgrunn av eksisterende grenseverdier for moderat forurenset jord i Sverige (Naturvårdsverket, 1996), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001) og Trondheim (Langedal, 2003).

#### Tilstandsklasse 4: 200-1470 mg/kg

Nikkel i klasse 4 strekker seg fra 200-1470 mg/kg. Den øvre klassegrensen er helsebasert og satt lik den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" (Lijzen og medarbeidere, 2001).

#### Tilstandsklasse 5: 1470-2500 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 1470 til 2500 mg/kg. Nikkelinnhold over 2500 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### 4.9 Sink (Zn)

Typisk naturlig sinkinnhold i norsk jord er mellom 40 og 300 mg/kg, mest vanlig verdi er 82,6 mg/kg. Sink er et essensielt metall for mennesker. Den viktigste kilden til sink er mat. Bidraget fra drikkevann er vanligvis meget lite, men kan ved korrosjon av galvaniserte rør bli betydelig. Inntaket av sink ligger på 5-22 mg pr. dag. EFSA har satt en øvre inntaksgrense (TDI) for sink på 25 mg/dag for voksne (EFSA 2006).

Samsøe-Petersen og medarbeidere (2000) viste at forekomsten av sink i de lokalt dyrkede grønnsaker og frukt (på strekt forurenset grunn) var på samme nivå som det som ble funnet i det danske overvåkningssystemets verdier til tross for et betydelig innhold av sink i forsøksjordene. Dataene fra dyrkningsforsøket viste også at de anbefalte grenser for sink i grønsaker ikke blir overskredet.

**Sinkinnholdet i jord representerer ingen risiko for human helse. Først meget store konsentrasjoner av sink i jord vil ha betydning for human helse, selv for barn.** Bidraget fra jord er i µg/dag, mens bidraget fra mat er i mg/dag.

Etter samråd med SFT er de foreslåtte tilstandsklassene for jord satt på bakgrunn av eksisterende grenseverdier for forurenset jord i Tyskland (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999), Finland (Sorvari og Reinikainen, 2006), Danmark (Miljøkontrollen, 2006), Sverige (Naturvårdsverket, 1996), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001) og grenseverdier for grave- og anleggsmasser i Trondheim (Langedal, 2003). Jord med sinkkonsentrasjoner over 25 000 mg/kg er farlig avfall.

**Tabell 11 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for sink (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Sink <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	95850 - 28755	510809 - 153242	798205 - 306485	Styres av grensen for farlig avfall
Sink <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	55790 - 21156	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Sink<sup>2</sup></b>	<b>0-200</b>	<b>200-500</b>	<b>500-1000</b>	<b>1000-5000</b>	<b>5000-25000</b>
<b>Sink<sup>3</sup></b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>	<b>Ingen begrensning</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til tilstandsklasser.

<sup>3</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser

#### Tilstandsklasse 1: 0-200 mg/kg

Øvre grense for denne tilstandsklassen er satt lik forslag til revidert normverdi på 200 mg/kg. Mest typisk sink-konsentrasjon i naturlig norsk jord er mellom 40 og 300 mg/kg. Det vil være vanlig at sinkverdier overskrider SFTs normverdi i uforurensede områder.

#### Tilstandsklasse 2: 200-500 mg/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 200-500 mg/kg. Den øvre grensen er ikke helsebasert, men relatert til disponering av overskudds gravemasser (Langedal, 2003).

#### Tilstandsklasse 3: 500-1000 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 3 er ikke helsebasert men satt som et mål for grensen for moderat forurenset jord i Danmark (Miljøkontrollen, 2006) og Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001).

#### Tilstandsklasse 4: 1000-5000 mg/kg

Tilstandsklasse 4 strekker seg fra 1000 til 5000 mg/kg. Klassegrensene er ikke helsebaserte, men relatert til disponering av overskudds gravemasser.

#### Tilstandsklasse 5: 5000-25000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 omfatter intervallet fra 5000 til 25 000 mg/kg. Sinkinnhold over 25000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall. Den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" er satt til 46 100 mg/kg (Lijzen og medarbeidere, 2001). Dette er nesten to ganger høyere enn grensen for farlig avfall.

### **4.10 Polyklorerte bifenylar (PCB<sub>sum7</sub>)**

PCB er en gruppe klororganiske stoffer (i alt 209 ulike forbindelser) som har vært i utstrakt bruk i transformator- og kondensatoroljer, isolerglasslim, kitt, maling, tilsetning til betong, fugemasse, avrettingsmasse, etc. Ny bruk av PCB ble forbudt i 1980, men PCB i gamle produkter er fremdeles i bruk. De største gjenværende kildene er kondensatorer i lysarmatur, maling, murpuss og forurenset jord. PCB kan finnes i grunnen som følge av tidligere forurensing med transformatorolje og ikke minst som et resultat av rehabilitering av bygninger der PCB har vært anvendt i bygningsmaterialer som for eksempel maling, murpuss og isolerglass (Ottesen og medarbeidere, 1999a).

PCB er fettløselig, brytes langsomt ned i naturen og har en tendens til å hoppe opp i næringskjeden, spesielt i sjømat. En del PCB-forbindelser som utgjør mindre deler den i totale PCB-blandingen, har dioksinliknende helseeffekter. De andre ikke-dioksinliknende PCB-forbindelsene virker via andre mekanismer som ennå ikke er klarlagt. PCB er lite akutt giftig, men kan ha en rekke effekter ved opphopning i kroppen. Fosteret er mest utsatt og da som en følge av mors eksponering. En rekke effekter er registrert både på utvikling av sentralnervesystemet, kjønnsorganer, immunsystem og stoffskifte. Hydroksylerte PCB-metabolitter kan ha en viss østrogenliknende effekt. Den viktigste eksponeringskilden er inntak av fisk. Det gjennomsnittlige inntaket hos barn opp til seks år er i følge en ny publisasjon fra European Food Safety Authority (EFSA, 2006) anslått til mellom 25 og 113 ng/kg kroppsvekt/dag. Det er eksponering over lang tid (år) som har betydning for om det skal akkumuleres mengder som kan gi helseutfall. Befolkningens PCB-eksponering er nedadgående og ligger nå 10 ganger under nivået for 20 år siden. Eksponeringsnivået i Norge blant kvinner i fertil alder ligger under det nivået som kan utløse effekter i fosteret (Knutsen og Alexander, 2004; Alexander og medarbeidere, 2006). Det totale inntaket av PCB har i Sverige blitt beregnet til å ligge på ca 3 µg/dag. For PCB er tolerabelt daglig inntak (TDI) oppnådd bare ved normalt inntak av mat. Det er derfor viktig å holde inntaket så lavt som mulig, men en reduksjon via mat synes å være vanskelig å oppnå. Fokus må derfor rettes mot andre kilder til eksponering. Det er ønskelig å holde nivået av disse stoffene så lavt som mulig i jorda.



**Tabell 12 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for PCB<sub>sum7</sub> (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
PCB <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	0,69 – 0,70	2,60 – 2,66	5,1 – 5,3	Styres av grensen for farlig avfall
PCB <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	0,01 – 0,02	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>PCB<sup>2</sup></b>	<b>0-0,01</b>	<b>0,01-0,5</b>	<b>0,5-0,7</b>	<b>0,7-4,4</b>	<b>4,4-50</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-0,01 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 1 er satt lik normverdien for PCB<sub>sum7</sub> på 0,01 mg/kg. Dette ivaretar en helsemessig sikkerhet ved inntak av betydelige mengder lokalt dyrkede grønnsaker.

#### Tilstandsklasse 2: 0,01-0,5 mg/kg

I forslag til helsebaserte kvalitetskriterier for innholdet av PCB i jord i små barns utelekemiljø (Alexander, 2006) ble tiltaksgrensen satt til 0,5 mg/kg, som er lik øvre grense i klasse 2. Denne tiltaksgrensen har vært benyttet i Bergen (Ottesen og medarbeider 1999), Tromsø (Jartun og medarbeidere, 2002a) og Oslo (Haugland og medarbeidere, 2005). Kvalitetskriteriet for jord i grønne barnehager og skoler settes tilsvarende normverdien på 0,01 mg/kg (Alexander 2006).

#### Tilstandsklasse 3: 0,5-0,7 mg/kg

Den øvre grensen i tilstandsklasse 3 er satt til 0,7 mg/kg (Ottesen og Alexander, 2003). Begrunnelsen for en svakt økning i forhold til tilstandsklasse 2 er kortere eksponeringstid knyttet til jordkontakt. Tilsvarende grense er satt i Sverige (Naturvårdsverket, 1996), og Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001). SFTs beregningsverktøy angir en høyere verdi (2,6 mg/kg). Forfatterne ønsker å holde innholdet av PCB i jorda så lavt som mulig, derfor settes den øvre grense i tilstandsklasse 3 til 0,7 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 4: 0,7-4,4 mg/kg

Tilstandsklasse 4 strekker seg fra 0,7 til 4,4 mg/kg. Den øvre klassegrensen er satt lik den helsebaserte nederlandske verdien for verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 4,4 mg/kg for PCB<sub>sum7</sub>. SFTs beregningsverktøy angir en konsentrasjon på 5,1-5,3 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 5: 4,4-50 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 4,4 til 50 mg/kg. PCB-innhold over 50 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### **4.11 1,1,1-triklor-2,2-bis(4-klorfenyl)etan (DDT)**

DDT er en klororganisk forbindelse som har vært brukt som insektmiddel. I Norge opphørte bruken av DDT på de fleste områder i 1969, men ved planteskoler var stoffet i bruk frem til 1988. Menneskers eksponering for DDT skjer i hovedsak via næringsmidler som kan inneholde omdanningsproduktet DDE. DDT og relaterte forbindelser er lite akutt giftige, men kan i høye doser skade nervesystem, lever, immunsystem, virke fosterskadende og kreftfremkallende (Roberts og medarbeidere, 1997; Curtis og Lines, 2000; Lijzen og medarbeidere, 2001; Linnestad, 2002; Eggen og medarbeidere, 2004; Baars og medarbeidere, 2001 og Australian Government, 2006).

JMPR (FAO/WHO 2001) har fastsatt tolerabelt daglig inntak for DDT til 10 µg/kg/dag. Eksponeringen for DDT/DDE ligger flere størrelsesordener under det tolerable inntaksnivået. Et inntak av jord som inneholder 4 mg DDT/kg jord vil føre til et inntak av DDT på opp til 8 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg per dag.

Klasseinndelingen og spredningen innen klassene er satt lavere enn det beregningsverktøyet angir og det er i hovedsak hentet data fra Tyskland (Bundes-Bodenschutz- und Altenlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999), Finland (Sorvari og Reinikainen, 2006), Danmark (Miljøkontrollen, 2006), Sverige (Naturvårdsverket, 1996), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001), Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006) og Australia (Australian Government, 2006) ved utarbeidelsen av forslag til tilstandsklasser.

**Tabell 13 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for DDT (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
DDT <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	18,1 – 18,1	110 - 110	220 - 220	Styres av grensen for farlig avfall
DDT <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	18,0 – 18,0	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>DDT<sup>2</sup></b>	<b>0-0,04</b>	<b>0,04-4</b>	<b>4-12</b>	<b>12-31</b>	<b>31-50</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser

Tilstandsklasse 1: 0-0,04 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 1 er satt til 0,04 som er normverdien for DDT.

Tilstandsklasse 2: 0,04-4 mg/kg

Tilstandsklasse 2 dekker området 0,04 til 4 mg/kg. Den øvre klassegrense er satt lik den nederlandske "target"-verdi basert på arbeidene til Lijzen og medarbeidere (2001). SFTs beregningsverktøy angir en høyere verdi.

Tilstandsklasse 3: 4-12 mg/kg

Den øvre grense i klasse 3 på 12 mg/kg er helsebasert og fastlagt av Kanadiske myndigheter (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006) og knyttet til arealbruk kontor. SFTs beregningsverktøy angir en betydelig høyere verdi.

Tilstandsklasse 4: 12-31 mg/kg

Den øvre grense i tilstandsklasse 4 er 31 mg/kg og satt lik den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" hentet fra Lijzen og medarbeidere (2001). SFTs beregningsverktøy angir en verdi på 220 mg/kg.

Tilstandsklasse 5: 31-50 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 31 til 50 mg/kg. DDT-innhold over 50 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## 4.12 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og benzo(a)pyren (BaP)

PAH er en kompleks blanding av polysykliske aromatiske forbindelser som oppstår ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale. De største PAH-kildene i Norge er aluminiumsindustrien og vedfyring i boliger. Kreosotimpregnet trevirke er også en viktig kilde til utlekking av PAH. PAH-forbindelsene kan også dannes under tilberedning av mat, for eksempel under grilling av mat der fett drypper ned på grillkull, fettet pyrolyserer og det dannes en røyk inneholdende PAH som så avsettes på matvaren.

Det er identifisert flere hundre PAH-forbindelser. Det er ikke praktisk mulig å analysere og kvantifisere alle de ulike PAHene som dannes. Vanligvis blir følgende PAH-forbindelser bestemt: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antrasen, fluoranten, pyren, benzo(a)antrasen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenzo(a,h)antrasen og benzo(ghi)perylene.

### 4.12.1 Benzo(a)pyren

Blant PAH-forbindelsene finnes det 13 kreftfremkallende stoffer hvorav benzo(a)pyren (BaP) er den mest potente. Det er den kreftfremkallende egenskap som er den kritiske og som bør ligge til grunn for helserisikovurderingen. Både EUs vitenskapelige komité for mat (SCF) og JECFA anbefaler bruk av BaP som en indikator for hele PAH-blandingen. Det er antatt at den kreftfremkallende virkning går via skader i arvestoffet. I slike tilfeller er det ikke mulig å fastsette en nedre grense hvor det ikke foreligger en risiko for kreft i en befolkningsgruppe. Ved testing av BaP- og PAH-blandinger i dyreforsøk, finner en at PAH-blandinger er noe mer potente enn BaP alene. JECFA vurderte i 2005 BaP og baserte sin vurdering på dyreforsøk der BaP var gitt i en PAH-blanding og konkluderte med at helserisikoene ved en eksponering på 10 ng/ kg kroppsvekt/dag i praksis ville være neglisjerbar. I denne vurderingen er det tatt høyde for effekten av de andre PAH-forbindelsene.

Det eksisterer ikke data for barns inntak av BaP via mat. Det er antatt at inntaket tilsvarende ca halvparten av det en voksen person inntar. Ved inntak av uskrellede poteter og gulrøtter dyrket på forurenset jord (>1 mg/kg BaP), vurderes BaP-inntaket som uakseptabelt høyt. BaP-innholdet i gulrøtter og poteter blir sterkt redusert etter skrelling og brakt til et akseptabelt nivå (Samsøe-Petersen, 2000).

Ved å anvende SFTs beregningssystem for helsebaserte verdier for forurenset grunn, kommer en til et akseptkriterium på ca 0,01 mg BaP/ kg jord. Dersom en bare tar hensyn til inntak av støv, hudkontakt og inhalasjon av støv kommer en til 0,5 mg/kg jord.

Klassifiseringen er lagt høyere enn beregningsverktøyet angir på bakgrunn av helserisikovurderinger. (Alexander, 2003; Alexander og medarbeidere, 2006)

Mest vanlig innhold av benzo(a)pyren i norsk jord er mellom 0,02 og 0,05 mg/kg (NGUs geokjemiske database, 2007).

**Tabell 14 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for benzo(a)pyren (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
BaP <sup>1</sup> uten grønn saker	Styres av normverdi	0,5 – 1,6	1,4 – 8,3	2,8 – 15,9	Styres av grensen for farlig avfall
BaP <sup>1</sup> med grønn saker (30%)	Styres av normverdi	0,1 – 0,2	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>BaP<sup>2</sup></b>	<b>0-0,1</b>	<b>0,1-0,5</b>	<b>0,5-1,4</b>	<b>1,4-15</b>	<b>15-100</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-0,01 mg/kg

Den øvre grensen i tilstandsklasse 1 er satt lik SFTs normverdi for jord på 0,1 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 2: 0,01-0,5 mg/kg

I forslag til helsebaserte kvalitetskriterier for innholdet av BaP i jord i små barns utelekemiljø (Alexander, 2006) er øvre klassegrense for tilstandsklasse 2 satt til 0,5 mg/kg. Dette er også satt som øvre grense i tilstandsklasse 2. Kvalitetskriteriet for jord i grønne barnehager og skoler settes tilsvarende normverdien på 0,1 mg/kg (Alexande, 2006).

#### Tilstandsklasse 3: 0,5-1,4 mg/kg

BaP-innholdet i tilstandsklasse 3 strekker seg fra 0,5-1,4 mg/kg. Den øvre klassegrensen er satt på bakgrunn av bruk av SFTs risikoverktøy og eksisterende grenseverdier for moderat forurenset jord i Trondheim (Alexander, 2003) samt medisinsk og geokjemisk skjønn. Det reviderte risikoverktøy angir en høyere verdi.

#### Tilstandsklasse 4: 1,4-15 mg/kg

BaP i klasse 4 (sterkt forurenset) strekker seg fra 1,4-15 mg/kg. Den øvre klassegrensen er basert SFTs risikoverktøy og er betydelig lavere enn den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 280 mg/kg hentet fra Lijzen og medarbeidere (2001). 280 mg/kg er langt høyere enn grensen for farlig avfall på 100 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 5: 15-100 mg/kg

BaP-innholdet i tilstandsklasse 5 strekker seg fra 15-100 mg/kg. BaP-innhold over 100 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

#### 4.12.2 PAH<sub>sum16</sub>

BaP brukes i de nyeste risikovurderingene som en indikator for PAH. I en undersøkelse fra Helse- og velferdsetaten i Oslo kommune ble det funnet at for de aller fleste av omlag 1200 jordanalyser utgjorde BaP ca 10 % av sum PAH<sub>sum16</sub>. Imidlertid ble det observert enkelte tilfeller der sum PAH<sub>sum16</sub> var meget høyt i forhold til BaP. I slike tilfeller kan ikke BaP brukes som indikator og det vil, for å unngå uønsket påvirkning av andre kreftfremkallende PAHer, være ønskelig også å ha et kvalitetskriterium for PAH<sub>sum16</sub>.

Ved å bruke SFTs beregningsverktøy, vil grenseverdien for sum PAH<sub>sum16</sub> bli 8 mg/kg jord noe som ligger i størrelsesorden vel 10 ganger BaP kriteriet. Et slikt kriterium antas å gi et akseptabelt trygghetsnivå.

Mest vanlig innhold av PAH<sub>sum16</sub> i norsk jord er mellom 0,4 og 0,6 mg/kg (NGUs geokjemiske database, 2007).

**Tabell 15 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for PAH<sub>sum16</sub> (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
PAH <sub>sum16</sub> <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	3,88,0 – 15,9	23,5 – 83,7	46,0 – 159,4	Styres av grensen for farlig avfall 87,1 –249,9
PAH <sub>sum16</sub> <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	2,0 – 2,0	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>PAH<sub>sum16</sub><sup>2</sup></b>	<b>0-2</b>	<b>2-8</b>	<b>8-50</b>	<b>50-150</b>	<b>150-2500</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 1-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Tilstandsklasse 5 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-2 mg/kg

Den øvre grensen i tilstandsklasse 1 er satt lik SFTs forslag til revidert normverdi på 2 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 2: 2-8 mg/kg

I forslag til kvalitetskriterier for jord i barnehager, lekeplasser og skoler er det foreslått en tiltaksgrense for innholdet av PAH<sub>sum16</sub> på 8 mg/kg (Alexander, 2006). Dette er øvre grense for tilstandsklasse 2. Kvalitetskriteriet<sup>3</sup> for jord i grønne barnehager og skoler settes tilsvarende normverdien på 4 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 3: 8-50 mg/kg

PAH<sub>sum16</sub> i tilstandsklasse 3 strekker seg fra 8-50 mg/kg. Den øvre klassegrensen er beregnet med SFTs beregningsverktøy og vurdert med medisinsk og geokjemisk skjønn.

#### Tilstandsklasse 4: 50-150 mg/kg

PAH<sub>sum16</sub> i tilstandsklasse 4 strekker seg fra 50-150 mg/kg. Den øvre klassegrensen er beregnet med SFTs beregningsverktøy.

#### Tilstandsklasse 5: 44-2500 mg/kg

PAH<sub>sum16</sub> i klasse 5 (meget sterkt forurenset) strekker seg fra 46-2500 mg/kg. PAH<sub>sum16</sub> -innhold over 2500 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### **4.13 Alifater**

For alifatisk hydrokarboner er SFTs beregningsverktøy brukt. Bakgrunnseksponering fra mat, vann og luft er ikke tilstrekkelig kjent, men er antatt å være meget liten. Ved klasseinndelingen er det tatt hensyn til erfaringer fra andre land og mulig betydning for inneluft i bygg. SFTs beregningsverktøy er lagt til grunn for klasseinndelingene. Stoffgruppens flyktighet er vektlagt. Resultatene er vurdert opp mot dataene fra Lijzen og medarbeidere (2001) og Canadian Council of Ministers of the Environment (1991a, b) som angir høyere konsentrasjoner.

#### 4.13.1 Alifater C5-C10

TDI-verdien for alifater C5-C10 er 2000 µg/kg/dag. Et inntak av jord som inneholder 17 mg alifater C5-C10/kg jord vil føre til et inntak av alifater C5-C10 på opp til 34 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg/dag. Dette er langt under tolerabelt daglig inntak.

**Tabell 16 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for alifater C5-C10 (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Alifater C5-C10 <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	7,6 – 11,2	34,4 – 34,2	34,4 – 34,2	Styres av grensen for farlig avfall
Alifater <sup>1</sup> C5-C10 med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	7,1 – 11,2	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Alifater C5-C10<sup>2</sup></b>	<b>0-7</b>	<b>7-12</b>	<b>12-100</b>	<b>100-500</b>	<b>500-20000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatternes forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

##### Tilstandsklasse 1: 0-7 mg/kg

Den øvre grensen for tilstandsklasse 1 er satt lik SFTs normverdi for jord på 7 mg/kg.

##### Tilstandsklasse 2: 7-12 mg/kg

Tilstandsklasse 2 omfatter konsentrasjonsintervallet fra 7 til 12 mg/kg. Den øvre grensen er satt på grunnlag av resultatene fra bruk av SFTs beregningsverktøy.

##### Tilstandsklasse 3: 12-100 mg/kg

Øvre grense i tilstandsklasse 3 er beregnet til 34,4 mg/kg ved bruk av SFTs beregningsverktøy. Basert på medisinsk faglig skjønn, er øvre grensen i tilstandsklasse 3 satt lik den lavere grenseverdi på 100 mg/kg i den finske "forskriften – om bedømmning av markens föroreningsgrad och saneringsbehov" (Sorvari og Reinikeinen, 2006).

##### Tilstandsklasse 4: 100-500 mg/kg

Tilstandsklasse 4 strekker seg fra 100-500 mg/kg. Den øvre grensen i tilstandsklasse 4 er satt på grunnlag av medisinsk og geokjemisk skjønn og er basert på den høyeste grenseverdi på 500 mg/kg som gjelder arealer brukt til industriformål i den finske "forskriften – om bedømmning av markens föroreningsgrad och saneringsbehov" (Sorvari og Reinikeinen, 2006). Beregninger der en ser bort fra gass i bygninger gir svært høye grenseverdier.

##### Tilstandsklasse 5: 500-20000 mg/kg

Øvre grense i tilstandsklasse 5 er 25 000 mg/kg. Jord med innhold av alifater C5-C10 over 20 000 mg/kg er å anse som farlig avfall.

#### 4.13.2 Alifater C10-C12

TDI-verdien for alifater C10-C12 er 100 µg/kg/dag. Et inntak av jord som inneholder 60 mg alifater C5-C10/kg jord vil føre til et inntak av alifater C5-C10 på opp til 12,6 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg/dag. Dette er langt under tolerabelt daglig inntak for et barn som veier 10 kg.

**Tabell 17 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for alifater C10-C12 (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Alifater C10-C12 <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	36,6– 69,7	166,2 - 313	166,9 - 318	Styres av grensen for farlig avfall
Alifater C10-C12 <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	30,8 – 51,4	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Alifater C10-C12<sup>2</sup></b>	<b>0-30</b>	<b>30-60</b>	<b>60-134</b>	<b>134-1000</b>	<b>1000- 25000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn og voksne som eksponerte. Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

Tilstandsklasse 1: 0-30 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 1 er satt lik SFTs normverdi for jord på 30 mg/kg.

Tilstandsklasse 2: 30-60 mg/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 30 til 60 mg/kg og er tilpasset resultater fra risikoverktøyet.

Tilstandsklasse 3: 60-134 mg/kg

Tilstandsklasse 3 dekker intervallet 60-134 mg/kg. Den øvre grensen er satt høyere enn det SFTs risikoverktøy beregnet, og er satt lik den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 134 mg/kg hentet fra Lijzen og medarbeidere (2001).

Tilstandsklasse 4: 134-1000 mg/kg

Den øvre grensen i tilstandsklasse 4 er satt på grunnlag av medisinsk og geokjemisk skjønn og er basert på den høyeste grenseverdi på 1000 mg/kg som gjelder arealer brukt til industriformål i den finske "forskriften – om bedømmning av markens föroreningsgrad och saneringsbehov" (Sorvari og Reinikeinen, 2006). SFTs beregningsverktøy angir en lavere verdi. Beregninger der en ser bort fra gass i bygninger gir svært høye grenseverdier.

Tilstandsklasse 5: 1000-25000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg til 25 000 mg/kg. Alifat(C5-C10)-innhold over 25 000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

#### 4.13.3 Alifater C12-C35

TDI-verdien for alifater C12-C35 er 2000 µg/kg/dag. Et inntak av jord som inneholder 220 mg alifater C5-C10/kg jord vil føre til et inntak av alifater C12-C35 på opp til 44 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg/dag. Dette er langt under tolerabelt daglig inntak.

**Tabell 18 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for alifater C12-C35 (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Alifater C12-C35 <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	172,1 - 89089	774 - 365858	789 - 518140	Styres av grensen for farlig avfall
Alifater C12-C35 <sup>1</sup> med grønnsaker (30%)	Styres av normverdi	119,5 - 22676	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Alifater C12-C35<sup>2</sup></b>	<b>0-100</b>	<b>100-220</b>	<b>220 - 600</b>	<b>600-2000</b>	<b>2000-20000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn som eksponerte.

Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

Tilstandsklasse 1: 0-100 mg/kg

Øvre grense i tilstandsklasse 1 er satt lik normverdien på 100 mg/kg.

Tilstandsklasse 2: 100-220 mg/kg

Tilstandsklasse 2 dekker intervallet 100 til 220 mg/kg og er basert på resultatene fra SFTs beregningsverktøy.

Tilstandsklasse 3: 220-600 mg/kg

Øvre grensen i tilstandsklasse 3 satt lik grenseverdien på 600 mg/kg i den finske "forskriften – om bedømming av markens föroreningsgrad och saneringsbehov" (Sorvari og Reinikeinen, 2006).

Tilstandsklasse 4: 600-2000 mg/kg

Intervallet mellom 600-2000 mg/kg dekkes av tilstandsklasse 4. Den øvre grensen i tilstandsklasse 4 er satt på grunnlag av medisinsk og geokjemisk skjønn og er basert på den høyeste grenseverdi på 2000 mg/kg som gjelder arealer brukt til industriformål i den finske "forskriften – om bedømming av markens föroreningsgrad och saneringsbehov" (Sorvari og Reinikeinen, 2006). Beregninger der en ser bort fra gass i bygninger gir svært høye grenseverdier.

Tilstandsklasse 5: 2000-20000 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 5 er 250 000 mg/kg. Alifat(C10-C12)-innhold over 20000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## 4.14 Bromerte flammehemmere

### 4.14.1 Polybromerte difenyletere (PBDE 99, 154, 209)

Teoretisk finnes det 209 kongener av PBDE, med ulikt antall og plassering av bromatomer på molekylet. Det har hovedsakelig blitt produsert og benyttet tre hovedblandinger av PBDE som hver består av bestemte BDE-kongenere:

- Penta-BDE (BDE-47, 99, 100, 153, 154, 85)
- Octa-BDE (BDE-183, 153 pluss noen ukjente BDE-kongenere)
- Deca-BDE (BDE-209 pluss noen ukjente BDE-kongenere)

Generelt regnes de lavere bromerte BDE-kongenene for å være mer helseskadelige enn de høyest bromerte kongenene. PBDE skader sentralnervesystemet, lever og stoffskifte. Eksponeringsnivået i



Norge er generelt sett langt under de nivåer der en ser effekter i forsøksdyr. Vi kjenner ikke de viktigste eksponeringskildene (Gundersen og medarbeidere, 2005).

PBDE-konsentrasjonen i blod hos mennesker viser en økende tendens. Eksponeringsnivået i Norge er lavere enn det som er rapportert fra USA. På grunn av utslipp fra industrien, er Mjøsa forurenset med PBDE. Mjøsfisk inneholder forhøyede mengder PBDE.

Det humantoksikologiske grunnlagsmaterialet er foreløpig utilstrekkelig for å angi et pålitelig tolerabelt daglig inntak av PBDE. Basert på foreliggende data kan det indikeres en TDI-verdi på 0,2 µg/kg/dag for summen av PBDEene (Alexander, 2006). En vesentlig del av eksponeringen for PBDE (ca 75 %) stammer fra fisk og fiskeprodukter (Alexander og medarbeider, 2006). Det er foreløpig ikke mulig å klassifisere forurenset jord med hensyn på helserisiko.

SFT har utarbeidet forslag til normverdier for PBDE-99 (0,08 mg/kg), PBDE-154 (0,08 mg/kg) og PBDE-209 (0,002 mg/kg). Grensen for klassifisering av disse forbindelsene som farlig avfall er satt til 2500 mg/kg for hver av forbindelsene. I 50 prøver av overflatejord (0-2 cm) fra Trondheim er innholdet av sum-PBDE bestemt. De vanligste verdiene ligger mellom 0,6 og 1,2 µg/kg NGU upublisert materiale, 2007).

#### 4.14.2 Heksabromosyklododekan (HBCDD)

HBCDD er ikke den mest benyttede flammehemmer, men i Europa har man nå begynt å erstatte PBDE med HBCDD. HBCDD er påvist i blod hos mennesker. Eksponeringsnivået generelt er langt under de nivåer en ser effekter av i forsøksdyr.

Det humantoksikologiske grunnlagsmaterialet er foreløpig utilstrekkelig for å angi et tolerabelt daglig inntak av HBCDD. Det er heller ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn på HBCDD til human helsefare.

SFT har ikke utarbeidet forslag til normverdi for denne forbindelsen.

### **4.15 Perfluorerte alkylerte stoffer (PFAS og PFOS)**

Perfluoralkylsulfonater og perfluoralkansyrer (PFAS) er kjedede molekyler der alle hydrogenatomene er erstattet med fluor. De mest kjente er perfluoroktansulfonat (PFOS) og perfluoroktansyre (PFOA). Disse forbindelsene kjennetegnes ved at de er både hydrofobe og oleofobe (oljeavstøtende) og at de er surfaktanter (overflateaktive). Forbindelsene lagres derfor ikke i fettvev, men i lever og blod der de binder seg til proteiner (AMAP, 2004).

Disse stoffene brukes hovedsakelig til overflatebehandling av tepper, klær, lærprodukter og papir, men også til framstilling av spesialkjemikalier som brannslukningsskum, lim, farger og insekticider.

#### 4.15.1 Perfluoralkylstoffer PFAS

Perfluoralkylstoffer (PFAS) er en samlebetegnelse på en gruppe kjemiske forbindelser som inneholder perfluoralkyl-grupper. PFAS er svært stabile forbindelser med ulike kjemisk-fysiske egenskaper. Stoffene er verken fett- eller vannløselige. Det er lite kunnskap om helse- og miljøegenskapene til PFAS-forbindelsene.

Det human toksikologiske grunnlagsmaterialet er foreløpig utilstrekkelig for å angi et tolerabelt daglig inntak av PFAS. Det er derfor heller ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn til human helsefare. SFT har ikke utarbeidet forslag til normverdi for denne stoffgruppen. Konstanter som inngår i eksponeringsalgoritmene i SFTs beregningsverktøy ikke foreligger for PFAS, er det derfor ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn til human helsefare.

#### 4.15.2 Perfluoroktanylsulfonat PFOS

De perfluoreerte organiske forbindelser som f.eks. PFOS, er spredt i vårt miljø. Stoffet PFOS brytes ikke ned i naturen. Undersøkelser av ulike dyrearter har demonstrert at PFOS oppkonsentreres i næringskjeden.

Det er påvist høye nivåer av PFOS-forbindelser i blodet hos arbeidstakere som har vært yrkesmessig eksponert under produksjon av stoffene. Det er også funnet lave konsentrasjoner av PFOS-forbindelser i blod fra den vanlige befolkning flere steder i verden. Forbindelsene er giftige og tyske forskere (Wölfle, 2006) har foreslått et tolerabelt daglig inntak på 0,1 µg/dag/kg kroppsvekt.

Det humantoksikologiske grunnlagsmaterialet for de fluorerte forbindelsene er imidlertid foreløpig noe utilstrekkelig. Det er derfor ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn til human helsefare. SFT har utarbeidet forslag til normverdi for denne stoffgruppen. Grensen for klassifisering som farlig avfall er satt til 5000 mg/kg.

#### 4.16 Tributyltinn (TBT)

Organiske tinnforbindelser er fettløselige biosider, og forbindelsene tenderer til å biomagnifiseres gjennom næringskjeden, særlig marine organismer. Organiske tinnforbindelser finnes først og fremst i skjell og er et resultat av forurensning i havner og i områder hvor forbindelsene er brukt i bunnstoff på båter. I jord er det påvist meget høye konsentrasjoner av organiske tinnforbindelser (opptil 1850 mg/kg TBT) hvor det er opplagsplasser for småbåter (Jartun, 2002a).

TBT skader immunsystemet. Det tolerable daglige inntak er av EFSA (2004) satt til 0,1 µg Sn /kg kroppsvekt/dag. TBT er først og fremst et problem i det marine miljø og marine sedimenter. Konstanter som inngår i eksponeringsalgoritmene i SFTs beregningsverktøy foreligger ikke for TBT, og det er derfor ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn til human helsefare .

#### 4.17 Di(2-etylhexyl)ftalat DEHP

Ftalater er syntetiske organiske forbindelser som består av en benzen-ring og én eller flere karboksylgrupper med alkylkjerder koplet til denne. Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) har tradisjonelt vært den mest brukte. Noen av ftalatene, bl.a. DEHP, er klassifisert som reproduksjonsskadelige (ATSDR, 2004).

Ftalater brukes blant annet som plastmykgjøringsmiddel som gjør produkter av polyvinylklorid (PVC) plastiske. Ftalatene er additiver som lett lekker ut av produktene til omgivelsene.

EUs vitenskapelige komité for toksisitet, økotoksisitet og miljø (CSTEE) har angitt et tolerabelt daglig inntak for DEHP på 37 µg/kg kroppsvekt/dag. Undersøkelser i Tyskland viser at DEHP er den miljøgift som har den største overskridelse av TDI i befolkningen (Koch og medarbeidere, 2003). I Japan er TDI for DEP satt til 40-140 µg/kg/dag (Koizumi og medarbeidere, 2001). Lijzen og medarbeidere (2001) oppgir en TDI-verdi på 4 µg/kg/dag. Konstanter som inngår i eksponeringsalgoritmene i SFTs beregningsverktøy ikke foreligger for DEHP. Det er derfor ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn til human helsefare ved hjelp av SFTs beregningsverktøy. Vår klassifisering er basert på data fra Danmark (Miljøstyrelsen, 2006), Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001) og Tyskland (Koch og medarbeidere, 2003).

Et inntak av jord som inneholder 25 mg DEHP/kg jord vil føre til et inntak av DEHP på opp til 5 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg per dag. Dette er godt under selv en TDI-verdi på 4 µg/kg/dag.

**Tabell 19 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for DEHP (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
DEHP uten grønnsaker	Styres av normverdi	2447	14856	29109	Styres av grensen for farlig avfall
DEHP med grønnsaker	Styres av normverdi	6,3	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>DEHP<sup>2</sup></b>	<b>0-2,8</b>	<b>2,8-25</b>	<b>25-40</b>	<b>40-60</b>	<b>60-5000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn som eksponerte.

Det beregnede tallet er kommet fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup> Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-2,8mg/kg

Øvre grense i tilstandsklasse 1 er satt lik SFTs forslag til normverdi på 2,8 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 2: 2,8-25 mg/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 2,8-25 mg/kg. Øvre grensen er satt lik det helsebaserte danske jordkvalitetskriterium (Miljøstyrelsen, 2005).

#### Tilstandsklasse 3: 25-40 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 3 er satt til 40 mg/kg basert på medisinsk- og geokjemisk skjønn.

#### Tilstandsklasse 4: 40-60 mg/kg

Tilstandsklasse 4 dekker intervallet fra 40 til 60 mg/kg, Den øvre klassegrensen er satt lik den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 60 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 5: 60-5000 mg/kg

Konsentrasjoner mellom 60 og 5000 mg/kg tilhører klasse 5. DEHP-innhold over 5000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### **4.18 Klorerte parafiner**

Klorparafiner er kjemiske forbindelser som grupperes etter kjedelengde og klorinnhold.

- Kortkjededede (SCCP) C10-13
- Mellomkjededede (MCCP) C14-17
- Langkjededede (LCCP) >C17

Kortkjededede klorerte parafiner er hydrofobe polyklorerte [C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub>]- n-alkaner der klor utgjør 50-70% av molekylvekten (Short Chained Chlorinated Paraffines, SCCP). Kortkjededede klorerte parafiner ble vurdert av EUs vitenskapelige komité for toksisitet og miljøtoksikologi i 1998 (CSTEE, 1998). Kortkjededede klorerte parafiner viser liten akutt giftighet. Ved gjentatte eksponeringer i gnagere utløser SCCP leverskader som er forbundet med peroksisomproliferasjon og svulstutvikling, samt svulster i skjoldbruskkjertelen. Ingen av disse effektene er relevante for mennesker. Man finner også svulster i nyre hos hannrotter. Sannsynligvis er heller ikke denne effekten relevant for mennesker. CSTEE anså at nåværende eksponering fra miljøet for den generelle befolkning ikke utgjorde et helseproblem (Alexander og medarbeidere, 2006).

Mediumkjededede klorerte parafiner (Medium-Chained Chlorinated Paraffines, MCCP) er polyklorert [C<sub>14</sub>-C<sub>17</sub>]-n-alkaner der klor utgjør 40-50% av molekylvekten (Alexander og medarbeidere, 2006). Forbindelsene er antatt å ha lav vannløselighet og vil derfor bioakkumuleres. Klorparafiner er stabile og brytes langsomt ned. De tas lett opp gjennom næringsinntak og har et stort potensiale for

bioakkumulering . Dette gjelder særlig de kortkjedede klorparfinene. I en undersøkelse fra 2005 ble det påvist lave konsentrasjoner av klorparafiner i gravide kvinner i Nord-Norge og Sibir.

Det er ikke utviklet tolererbare inntaksverdier for klorerte parafiner. Det er derfor heller ikke mulig å klassifisere forurenset masse med hensyn til human helsefare.

#### 4.19 Dioksiner og furaner

Dioksiner er en kort populærvitenskapelig betegnelse på en gruppe forbindelser som kjemisk betegnes som polyklorerte dibenzo-para-dioksiner (PCDD) og polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) (ATSDR, 1997; Andersson og Ottesen 2006). Antallet substituerte kloratomer i de enkelte forbindelsene kan variere mellom 1 og 8. Det medfører mulighet for opptil 75 forskjellige PCDD- og 135 ulike PCDF-forbindelser. Disse betegnes kongenere. Dioksinene dannes ved ulike forbrenningsprosesser. Halogenerte dioksiner og furaner opptrer i miljøet i kompliserte blandinger av mange kongenere. 12 av disse i tillegg til 12 dioksinliknende PCBer inngår i dioksinbegrepet. Dioksinnivået angis som TCDD ekvivalenter (TEQ), der alle de mest toksiske forbindelsene er addert opp etter justering med en faktor for hver enkelt kongenere. Dioksiner har en rekke effekter. Den mest følsomme effekten er på reproduksjonsorganene hos hanndyr etter eksponering i fosterlivet. Dioksiner skilles meget langsomt ut av kroppen. Inntaket gjennom flere tiår, har derfor betydning for unge kvinner. Mindre overskridelser i perioder har ingen betydning.

Primærkilden for human eksponering av dioksiner er mat, særlig sjømat. Dioksineksponering i den norske befolkning er nylig utredet i en rapport om fisk i kostholdet (Alexander og medarbeidere, 2006). Tolerabelt inntak er 14 pgTEQ/ kg kroppsvekt per uke. TDI for et barn som veier 10 kg er 20 pg TEQ/dag.

Det er antatt at minst 85 % av den norske befolkningen har et inntak av dioksiner under tolerabelt inntak. Det er ønskelig å redusere alle kilder til dioksinutslipp, inkludert jord, så mye som mulig.

Tabellen under viser helsebaserte tilstandsklasser for dioksin i jord ved ulik arealbruk.

**Tabell 20 Grenseverdier for dioksiner i jord ved ulik arealbruk (Andersson og Ottesen, 2006)**

Land	Arealbruk				
	Normverdi	Barnehager	Boligområde	Parker	Industri
Tyskland (ng I-TEQ/kg)	5	100	1000	1000	10000
Finland (ng I-TEQ/kg)	10		100		1000
Sverige (ng I-TEQ/kg)	10	30	30	100	250
Canada ng (I-TEQ/kg)	4	4	4	4	4
Sveits (ng I-TEQ/kg)	5	100	1000		

**Tabell 21 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for dioksiner TE (WHO) ng/kg**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
<b>Dioksiner<sup>2</sup></b>	<b>0-10</b>	<b>10-20</b>	<b>20-100</b>	<b>100-360</b>	<b>360-150000</b>

<sup>2</sup> Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

De foreslåtte tilstandsklassene for dioksin er basert på toksikologiske data, TDI, innhold i mat og opplysninger fra andre lands grenseverdier for dioksiner i Tyskland, Sverige og Sveits (Andersson og Ottesen, 2006). Det er ønskelig å redusere alle dioksinkilder, inkludert jord, så mye som mulig. Vi har valgt å bruke føre-var prinsippet og valgt en streng tilnærming ved fastsetting av klassegrensene.

#### Tilstandsklasse 1: 0-10 TE (WHO) ng/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 1 er satt til 10 TE (WHO) ng/kg, som tilsvarer verdiene som er benyttet i Finland og Sverige.

#### Tilstandsklasse 2: 10-20 TE (WHO) ng/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 10-20 TE (WHO) ng/kg. Et kvalitetskriterie på 20 ng WHO-TEQ/kg jord fra lekeplasser og boligområder vil gi en tilfredstillende beskyttelse mot helseskade. Et inntak av jord som inneholder 20 ng WHO-TEQ/kg jord vil føre til et inntak av dioksiner på opp til 4 pg WHO-TEQ/dag forutsatt et inntak av 200 mg jord/dag. Dette tilsvarer en mindre del av det tolerable inntaket på 20 pg/dag for et 10 kg stort barn. Det er likevel ønskelig at inntaket holdes så lavt som mulig da eksponering via kostholdet allerede ligger høyt i forhold til det tolerable inntaket. Verdien er satt lavere enn det som gjelder i Tyskland, Sverige og Sveits, men høyere enn Canada.

#### Tilstandsklasse 3: 20-100 TE (WHO) ng/kg

Den øvre grensen i tilstandsklasse 3 er satt lik 100 TE (WHO) ng/kg, og er satt på bakgrunn av svenske vurderinger (Schleicher og Jensen, 2004).

#### Tilstandsklasse 4: 100-360 TE (WHO) ng/kg

Tilstandsklasse 4: strekker seg fra 100 til 360 TE (WHO) ng/kg. Den øvre klassegrensen er satt lik den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 360 TE (WHO) ng/kg.

#### Tilstandsklasse 5: 360-15000000 TE (WHO) ng/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 360 til 10000 TE (WHO) ng/kg. Dioksininnhold over 15 µg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## 4.20 Fenol

Fenol (karbolsyre) er en kjemisk forbindelse som består av en benzenring og en hydroksylgruppe. Fenol er ikke en vanlig kjemisk forbindelse i naturlig jord. Denne kjemiske forbindelsen er giftig ved innånding, øye- og hudkontakt og svelging. Data fra Finland rapporterer om gjennomsnittlig konsentrasjon av fenoler i luft til 0,23 µg/m<sup>3</sup> (ATSDR, 2006). Vermeire og medarbeidere (1991) rapporterte et sannsynlig inntak av fenol fra mat på 30 µg/dag. Baars og medarbeidere (2001) oppgir en TDI-verdi på 40 µg/kg/dag.

Et inntak av jord som inneholder 4 mg fenol/kg jord vil føre til et inntak av fenol på opp til 0,8 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg per dag. Dette er godt under selv en TDI-verdi på 40 µg/kg/dag.

**Tabell 22 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for fenol (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Fenol uten grønnsaker	Styres av normverdi	2564	6977	13908	Styres av grensen for farlig avfall
Fenol med grønnsaker	Styres av normverdi	5,5	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Fenol<sup>2</sup></b>	<b>0-0,1</b>	<b>0,1-4</b>	<b>4-40</b>	<b>40-390</b>	<b>390-25000</b>

Det beregnede tallet er kommet fra det reviderte beregningsverktøyet.

<sup>2</sup> Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-0,1 mg/kg

Den øvre grensen i tilstandsklasse 1 er satt lik SFTs forslag til normverdi for jord på 0,1 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 2: 0,1-4 mg/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 0,1-4 mg/kg. Den øvre klassegrensen er basert på svenske data (Naturvårdsverket, 1996) og opplysninger fra Canada (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006).

#### Tilstandsklasse 3: 4-40 mg/kg

Den øvre grense i tilstandsklasse 3 er satt på bakgrunn av data fra Sverige (Naturvårdsverket, 1996).

#### Tilstandsklasse 4: 40-390 mg/kg

Tilstandsklasse 4 strekker seg fra 40 til 390 mg/kg. Den øvre klassegrensen er satt lik den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 390 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 5: 390-25000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 390 til 25000 mg/kg. Fenolinnhold over 25000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

### 4.21 Benzen

Benzen er det enkleste av de aromatiske hydrokarbonene. Benzen var vanligere i bruk før, og det er godt dokumentert at benzen kan forårsake leukemi (Statens arbeidsmiljøinstitutt, 2004; Environment Canada, 2005). Helseeffekter synes å kunne opptre selv ved meget lave konsentrasjoner. SFTs beregningsverktøy sammen med data fra Nederland (Lijzen og medarbeidere, 2001) er benyttet ved klassifiseringen.

Et inntak av jord som inneholder 0,015 mg benzen/kg jord vil føre til et inntak av benzen på opp til 0,0035 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg per dag. Dette er godt under selv en TDI-verdi på 3,3 µg/kg/dag.

**Tabell 23 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for benzen (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Benzen <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	0,01 – 0,01	0,03 – 0,05	0,03 – 0,05	Styres av grensen for farlig avfall
Benzen <sup>1</sup> med grønnsaker (1%)	Styres av normverdi	0,01 – 0,01	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Benzen<sup>2</sup></b>	<b>0-0,01</b>	<b>0,01-0,015</b>	<b>0,015-0,04</b>	<b>0,04-1,1</b>	<b>1,1-1000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn som eksponerte.

Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forfatterens forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

#### Tilstandsklasse 1: 0-0,01 mg/kg

Den øvre grensen for tilstandsklasse 1 er satt lik SFTs forslag til revidert normverdi på 0,01 mg/kg.

#### Tilstandsklasse 2: 0,01-0,015 mg/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 0,005 til 0,015 mg/kg. Den øvre grensen er satt på grunnlag av beregning med bruk av SFTs beregningsverktøy.

#### Tilstandsklasse 3: 0,015-0,04 mg/kg

Den øvre klassegrensen i tilstandsklasse 3 er beregnet til 0,04 mg/kg.

Tilstandsklasse 4: 0,04-1,1 mg/kg

Tilstandsklasse 4 strekker seg fra 0,4 til 1,1 mg/kg. Den øvre klassegrensen er satt lik den nederlandske verdien for "alvorlig risiko for human helse" på 1,1 mg/kg.

Tilstandsklasse 5: 1,1- 1000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra en benzen-konsentrasjon på 1,1 mg/kg til 1000mg/kg. Benzeninnhold over 10 µg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## 4.22 Trikloreten

Trikloreten er et flyktig klororganisk stoff. Det er en fargeløs, ikke-brennbar væske med karakteristisk lukt. Trikloreten er et løsemiddel som brukes til industriell avfetting av metaller. Stoffet fordamper lett og er fettløselig, men er lite løselig i vann. Det kan også dannes ved forbrenning av klorholdig materiale, for eksempel ved forbrenning av avfall. Trikloreten er klassifisert som et kreftfremkallende stoff. Det kan påvirke det sentrale nervesystemet, gi dødsighet og svimmelhet, og irritere huden og øynene.

WHO (WHO Drinking-Water Guidelines, 2004) har fastsatt et tolerabelt daglig inntak på 1,5 µg/kg kroppsvekt. Et kvalitetskriterium på 0,2 mg trikloreten/kg jord i lekeområder for barn vil ut fra SFTs beregningsverktøy gi tilfredstillende beskyttelse mot helseskade. Et inntak av jord som inneholder 2,7 mg trikloreten/kg jord vil føre til et inntak av trikloreten på opp til 0,54 µg forutsatt et inntak av jord på 200 mg per dag. Dette er godt under selv en TDI-verdi på 4 µg/kg/dag.

**Tabell 24 Forslag til helsebaserte tilstandsklasser for trikloreten (mg/kg)**

	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Trikloreten <sup>1</sup> uten grønnsaker	Styres av normverdi	2,65 – 0,18	12,0 – 0,82	12,0 – 0,82	Styres av grensen for farlig avfall
Trikloreten <sup>1</sup> med grønnsaker (30 %)	Styres av normverdi	1,54 – 0,11	Ikke beregnet	Ikke beregnet	Ikke beregnet
<b>Trikloreten<sup>2</sup></b>	<b>&lt;0,1</b>	<b>0,1-0,2</b>	<b>0,2-1</b>	<b>1-5</b>	<b>5-1000</b>

<sup>1</sup>Tilstandsklasse 2-4 er beregnet med SFTs risikoverktøy og med barn som eksponerte.

Det første av de beregnede tallene er kommet fra det offisielle beregningsverktøyet mens det andre tallet stammer fra det reviderte beregningsverktøyet

<sup>2</sup>Forslag til helsebaserte tilstandsklasser.

Klassifiseringen er basert på bruk av SFTs beregningsverktøy:

Tilstandsklasse 1: 0-0,1 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 1 er satt lik forslag til revidert normverdien for stoffet på 0,1 mg/kg

Tilstandsklasse 2: 0,1-0,2mg/kg

Tilstandsklasse 2 strekker seg fra 0,1-0,2 mg/kg. Den øvre klassegrensen er fastsatt Folkehelseinstituttet (Alexander, 2007).

Tilstandsklasse 3: 0,2-1 mg/kg

Konsentrasjonsintervallet fra 0,2-1 mg/kg dekkes av tilstandsklasse 3. Den øvre klassegrensen er lik basert på medisinsk faglig skjønn og satt lik den lavere grenseverdi på 1 mg/kg i den finske

"forskriften – om bedømming av markens föroreningsgrad och saneringsbehov" (Sorvari og Reinikeinen, 2006).

#### Tilstandsklasse 4: 1-5 mg/kg

Øvre grense for tilstandsklasse 4 er basert på medisinsk faglig skjønn satt lik grenseverdien på 5 mg/kg i den finske "forskriften – om bedømming av markens föroreningsgrad och saneringsbehov" (Sorvari og Reinikeinen, 2006). Beregnet verdi på 0,8 mg/kg styres av eksponering av gass i bygninger. Dersom en ser bort fra gass i bygninger vil beregnet verdi bli langt høyere (935 mg/kg).

#### Tilstandsklasse 5: 5-1000 mg/kg

Tilstandsklasse 5 strekker seg fra 5-1000mg/kg. Innhold av trikloretten over 1000 mg/kg er jord med konsentrasjoner på nivå med farlig avfall.

## **5. Bakgrunnsverdier for jord**

Nedenfor finnes en oversikt over innhold av miljøgifter i jord fra bykommuner og områder utenfor tettbygde strøk. En slik oversikt vil representere et utgangspunkt for å anslå hvor mye av jorda som havner i de ulike tilstandsklassene. Jordprøvene er innsamlet i systematiske geokjemiske kartleggingsprosjekter uten spesielt fokus på eiendommer med forurenset grunn. I byområder er prøvetettheten 4 prøver/km<sup>2</sup>. Utenfor tettbygd strøk er prøvetettheten mindre, men hele landet er dekket.

Data fra Oslo kommunes grunnforureningsdatabase er tatt med for å få et inntrykk av hvilket nivå forureningsgraden har på eiendommer med forurenset grunn

Miljømyndighetenes kartlegging av nye forurensninger i miljøet har så langt vært konsentrert om sedimenter og sigevann fra deponier, sannsynligvis ut fra den tanke at det er i sedimentene stoffene havner til slutt etter at de er deponert på en fyllplass. Det synes ikke å være vurdert at den største resipient er jord. Det foreligger meget sparsomt med data om jordens innhold av blant annet:

- PFAS
- PFOS
- TBT
- DEHP
- PBDE
- HBCDD
- Klorerte parafiner

Situasjonen er heller ikke tilfredstillende for jordens innhold av noen av de velkjente forurensningene:

- DDT
- Krom(VI)
- Fenol
- Benzen
- Trikloretten
- Dioksiner og furaner

### **5.1 Jordprøver fra bykommuner**

Jord fra bykommuner (byjord) er dominert av minerogent materiale med varierende innslag av antropogene partikler. Innholdet av organisk materiale er lavt. Glødetapet i jordprøver fra byer er normalt < 10 %. Alle prøver er samlet inn i systematiske kartleggingsprosjekter.





**Figur 2** Jord med et stort innslag av antropogene partikler (teglstein, asfalt, malingsflak) fra bysentrum – såkalt byjord.

Innholdet av arsen, metaller og organiske miljøgifter har meget stor spredning. Medianverdiene for As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, PCB<sub>sum7</sub>, PAH<sub>sum16</sub> og Benzo(a)pyren er alle lavere enn forslag til reviderte normverdier (Tabell 25).

**Tabell 25** Innholdet av arsen, metaller og organiske miljøgifter i jord fra bykommuer (Data fra NGU, januar 2007)

Stoff	Enhet	Min.	10 prosentil	Median	Aritme. gj.snitt	90 prosentil	99 prosentil	Maks.	Antall prøver
As	mg/kg	<0,5	1,1	<b>3,7</b>	8,4	10	100	8884	5568
Cd	mg/kg	<0,01	0,04	<b>0,17</b>	1,27	0,5	10	3860	5937
Cr (III)	mg/kg	<0,5	10	<b>21,4</b>	29,7	45	200	2070	5937
Cr (VI)	mg/kg	<	<	<	<	<	<	4	20
Cu	mg/kg	<0,5	11	<b>24,8</b>	59,8	55	800	54060	5937
Hg	mg/kg	<0,005	0,02	<b>0,04</b>	0,17	0,25	2	270	5354
Ni	mg/kg	<0,5	9,0	<b>18,6</b>	24,0	43	200	1130	5937
Pb	mg/kg	<0,5	2,5	<b>18,8</b>	72,7	90	800	95300	6069
Zn	mg/kg	<0,5	37	<b>82,6</b>	210	196	5000	94840	5937
ΣPCB7	mg/kg	<0,001	0,001	<b>0,002</b>	0,21	0,03	4	320	6795
DDT	mg/kg								
ΣPAH16	mg/kg	<0,01	0,03	<b>0,1</b>	0,97	2,1	188	340	6795

B(a)P	mg/kg	<0,005	0,007	<b>0,01</b>	0,08	0,22	2	56	6795
Alifater C5-C10	mg/kg	Mangler data							
Alifaater C10-C12	mg/kg	Mangler data							
Alifater C12-C35	mg/kg	Mangler data							
PBDE-99	µg/kg	<2	<2	<b>&lt;2</b>	<2	2		< 2	20
PBDE-154	µg/kg	<1	<1	<b>&lt;1</b>	<1	<1		1	20
PBDE-209	µg/kg	<2	<2	<b>&lt;3</b>	<3	50		270	20
Sum PBDE	µg/kg	0,25	0,30	<b>0,06</b>	1,20	2,80	7,00	9,85	50
HBCDD	µg/kg	<7	<6	<b>&lt;6</b>	<6	8		41	20
PFAS	µg/kg	Mangler data							
PFOS	µg/kg	Mangler data							
TBT	µg/kg							185400 0	3
DEHP	mg/kg							3,4	20
Klorete parafiner C10-C13	µg/kg	Mangler data							
Klorete parafiner C14-C17	µg/kg	Mangler data							
Dioksin/furan	I-TEQ ng/kg	0,15	0,28	<b>1,35</b>	1,60	4,4	9	14	50
Fenol	mg/kg	Mangler data							
Benzen	mg/kg	Mangler data							
Trikloretan	mg/kg	Mangler data							
Glødetap	%	0,5	4,0	<b>9,1</b>	10,6	15,0		77,5	450

## 5.2 Jordprøver utenfor tettbyde strøk

Jord utenfor tettbyde strøk er dominert av naturlige jordarter i ulike landskapstyper, f.eks.: landbruksjord, skogsjord og myr. Det øverste jordlaget i skogsjord (humuslaget) har et høyt innhold av organisk materiale (Tabell 26). Data er hovedsakelig hentet fra Amundsen og medarbeidere (1995) Ottesen og medarbeider (2000), Berg og medarbeidere (2003) og NGU geokjemiske database.





Figur 3 Jord utenfor tettbygd strøk er dominert av naturlige jordarter

**Tabell 26** Innholdet av arsen, metaller og organiske miljøgifter i jord utenfor tettbygde strøk (Data fra NGU januar 2007)

Stoff	Enhet	Minimum	Median	Aritme. gj.snitt	90 prosentil	maksimum	Antall prøver
As	mg/kg	0,07	2,5	4,1	9,3	57,6	690
Ba	mg/kg	8,9	63	81	148	672	690
Cd	mg/kg	<0,01	0,10		0,46		126
Cr (III)	mg/kg	2,6	27	33	59	246	690
Cr (VI)	mg/kg	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,09	20
Cu	mg/kg	1	18	23	36	246	690
Hg	mg/kg						
Ni	mg/kg	2	18	23	38	1100	690
Pb	mg/kg	5	16	22	40	157	690
Zn	mg/kg	1,7	45	54	86	1000	690
∑PCB7	mg/kg						
DDT	mg/kg						
∑PAH16	mg/kg	<0,01	0,30	0,42		2,56	42
B(a)P	mg/kg	<0,01	0,02	0,026		0,16	42
Alifater C5-C10	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte					
Alifater C10-C12	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte					
Alifater C12-C35	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte					

PBDE-99	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
PBDE-154	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
PBDE-209	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
HBCDD	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
PFAS	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
PFOS	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
TBT	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
DEHP	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
Klorerte parafiner C10-C13	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
Klorerte parafiner C14-C17	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
Dioksin/furan	I-TEQ ng/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
Fenol	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
Benzen	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte
Trikloretan	mg/kg	Mangler data som er innsamlet på en systematisk måte

### 5.3 Jordprøver fra eiendommer med forurenset grunn i Oslo

Tabell 27 dokumenterer resultater fra miljøtekniske grunnundersøkelser utført av ulike konsulenter innenfor Oslo kommunes grenser.

**Tabell 27 Innholdet av arsen, metaller og organiske miljøgifter i masser fra tomter med forurenset grunn i Oslo (Hentet fra Oslo kommunens database over grunnforurensning, januar 2007).**

Stoff	Enhet	Minimum	Median	Aritme. gj.snitt	90 prosentil	Maksimum	Antall prøver
As	mg/kg	u.d.g.	5,8	248	44	38000	176
Cd	mg/kg	u.d.g.	0,18	3,2	3,0	610	600
Cr (III)	mg/kg	u.d.g.	34	103	65	28000	617
Cu	mg/kg	u.d.g.	57,5	408	500	47000	656
Hg	mg/kg	u.d.g.	0,11	11,2	1,7	2700	465
Ni	mg/kg	u.d.g.	37	48	73	1030	615
Pb	mg/kg	u.d.g.	56	780	940	10900	640
Zn	mg/kg	u.d.g.	166	2442	1500	32400	643
CN	mg/kg	u.d.g.	42,5	152	290	960	10
∑PCB7	µg/kg	u.d.g.	0	725	5	72960	178
DDT	mg/kg	u.d.g.	0	0,22	0,4	6	45
Alifater C12-C35	mg/kg	u.d.g.	106	8800	2700	26080	346
Benzen	mg/kg	u.d.g.	0	4,0	0,25	376	164

u.d.g.: under deteksjonensgrensen

### 5.4 Anslag over hvor mye av norsk jord som havner i de ulike tilstandsklassene

Basert på data fra NGUs systematiske regionale og urbane geokjemiske kartlegging, er det beregnet hvor mye av norsk jord havner i hver av de fem tilstandsklassene (Tabell 28). Det meste av massene havner i tilstandsklasse 1 (Ren jord). Kun begrensede areal havner i tilstandsklasse 4 og 5.

Tabell 28 Fordeling av norske jordmasser i de fem tilstandsklassene.

Stoff	Tilstandsklasse 1	Tilstandsklasse 2	Tilstandsklasse 3	Tilstandsklasse 4	Tilstandsklasse 5
Arsen	85 %	11 %	3 %	0,9 %	0,1 %
Bly	78 %	12 %	6,5 %	3 %	0,5 %
Kadmium	97 %	2 %	0,9 %	0,09 %	0,01 %
Kobber	96 %	2 %	1 %	1 %	
Krom (III)	85 %	14 %	0,9 %	0,1 %	
Kvikksølv	98,5 %		1,4 %	0,1 %	
Nikkel	96 %	2 %	1 %	1 %	
Sink	83 %	13 %	3 %	0,9 %	0,1 %
PAH <sub>su8am16</sub>	90 %	8 %	1,5 %	0,4 %	0,1 %
Benzo(a)pyren	85,5 %	12 %	2,3 %	0,2 %	
PCB <sub>sum7</sub>	92 %	5 %	2 %	2 %	1 %

## 6. Oslo kommunes erfaring med bruken av SFT-veileder 99:01A: Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn og forslag til forbedring av denne

Oslo kommune fikk fra 1.7.2004 delegert myndighet etter forurensningsforskriftens kapittel 2: Opprydding i forurenset grunn ved bygge- og gravearbeider. Denne myndigheten ble 6.1.2005 delegert Plan- og bygningsetaten (PBE). Helse- og velferdsetaten er høringsinstans for PBE (etter lov om helsetjenesten i kommunene § 1-4). Kommunen har fått god erfaring med myndighetsutøvelse av bygge- og graveforskriften, med den tilhørende vurdering av tiltaksplaner. Tiltaksplanene er bygget helt eller delvis på SFT-veileder 99:01A. Kommentarene nedenfor er forelagt PBE, som slutter seg til innholdet.

På mange områder er veiledningen et nyttig verktøy, da den gir retningslinjer for hvilke elementer som bør være med i en tiltaksplan. På en del områder gir den imidlertid ingen eller utydelige svar. Dette gjelder bl.a. prøvetakingsmetodikk, kontroll av gravemasser og tildekkingsmetoder og hvordan disse virker inn på stedsspesifikke akseptkriterier.

Oslo kommune mener at dagens system baseres i for stor grad på skjønn. Veiledere og forskrifter bør derfor tydeliggjøres og konkretiseres i forhold til mål og krav relatert til undersøkelser og disponering av forurensete masser. Det bør også vurderes å spesifisere og tydeliggjøre hvordan en tiltaksplan bør se ut. Under følger kommentarer og forslag til endringer innen utvalgte felt:

### 6.1 Naturlig forhøyede bakgrunnsnivåer av miljøgifter i grunnen

Forurensningsforskriftens kapittel 2 (med veiledning og kommentar) sier at:

- alle masser med konsentrasjoner over SFTs normverdier er per definisjon forurenset og kan derfor ikke disponeres fritt (§ 2-3 i forurensningsforskriften og veiledning (2.1.3 – 1.ledd)).
- massene kan disponeres på tomten dersom dette er helse- og miljømessig forsvarlig
- dersom massene skal disponeres utenfor tiltaksområdet, er de å regne for forurenset avfall. I tiltaksplanen skal det redegjøres for om deponering skal skje på godkjent mottak/deponi eller om det legges opp til disponering av massene i samsvar med særskilt tillatelse fra fylkesmannen. Slik tillatelse fra fylkesmannen forutsettes vedlagt tiltaksplanen. Eventuelt må tillatelsen ettersendes kommunen før denne kan godkjenne tiltaksplanen

Oslo kommune mener at:

- dagens definisjon av forurenset grunn kan i visse situasjoner være vanskelig å forholde seg til fordi undersøkelser viser at de fleste massene i Oslo (inkludert naturlig grunn) per definisjon er forurenset på grunn av naturlig forhøyede bakgrunnskonsentrasjoner av noen stoffer. Dette gir sterke og til dels urimelige begrensninger med hensyn på disponeringsløsningen.

- det bør vurderes å åpne for fri disponering av masser med dokumentert forhøyede bakgrunnsverdier til områder med dokumentert lik eller høyere bakgrunnsverdi. Det bør være unntak for masser fra områder hvor bakgrunnsnivåene i seg selv er et helseproblem.
- det bør vurderes å lage retningslinjer for hva som er god nok dokumentasjon for å definere naturlig forhøyede bakgrunnskonsentrasjoner.

## 6.2 SFTs beregningsverktøy for forurenset grunn (99:01A)

Dagens situasjon:

- En kan få stor variasjon i stedsspesifikke akseptkriterier mellom områder med lik arealbruk grunnet forskjellige innsatte variable i tabell 1 og 2 (eksponeringsveier ved aktuell arealbruk og transport og reaksjonsmekanismer).

Oslo kommune mener derfor at følgende bør vurderes:

- Det bør i utgangspunktet være like tiltaksgrenser for like tiltak (Det er i utgangspunktet ingen grunn til at barn på en boligtomt skal ha kortere eksponering enn på en gitt annen boligtomt i Oslo.)

## 6.3 Urimelig høye stedsspesifikke akseptkriterier:

Stedsspesifikke akseptkriterier i tiltaksplaner er ofte tilnærmet uendelige, grunnet:

- færre eksponeringsveier og/eller reduserte ”anvendte verdier” i SFTs beregningsverktøy
- ulike tiltak, som tildekking

Problematisk bl.a. fordi:

- Dersom myndighetene skulle godkjenne dette ville det tilsvare en ”blankofullmakt” til disponering av masser, uavhengig av miljøgiftkonsentrasjon, på et område. På sikt kan dette føre til at masser med høy forurensning (men som ligger under akseptkriteriene) spres utover eiendommen eller blandes med masser som har liten forurensningsgrad.
- Tidsaspektet er ikke ivaretatt. Tar en hensyn til fremtidig risiko ved potensielt å lagre ubegrenset med miljøgifter i grunnen?

Oslo kommune mener derfor at følgende bør vurderes:

- Det bør settes konkrete krav til tildekking og hva som kan godkjennes under et tildekkingslag. En mulighet er å tillate konsentrasjoner av stoffer tilsvarende den neste arealbrukskategori.

## 6.4 Differensierte tiltaksgrenser med dyp og under bygg.

Oslo kommune mener det bør vurderes å definere ulike tiltaksgrenser avhengig av dyp (og arealbruk) og eventuelt under bygg.

## 6.5 Prøvetaking

Oslo kommune mener det bør utformes en standard/retningslinjer for miljøteknisk prøvetaking. Dette bør utføres både ved initiell prøvetaking på tiltaksområdet, samt for masser som skal gjenbrukes på området. En mulighet er å definere et minimum antall analyser avhengig av arealbruk.

## 6.6 Bedre veiledning i forhold til spredning av miljøgifter, samt vurderinger i forhold til økosystemet.

Vurdering av tiltak i forhold til økosystemet er noe som i altfor liten grad blir tatt hensyn til. Veiledningens trinn 3 (kap. 2.4) blir svært sjelden utført.

Det eksisterende beregningsverktøyet fungerer ikke tilfredsstillende for å kvantifisere spredning til resipient. Det finnes heller ingen gode verktøy for beregning av effekten av miljøgiftene på økosystemet. Det bør også i større grad tas hensyn til additive effekter av flere forurensningskilder til samme resipient.

## 6.7 Aktsomhetskart

Oslo kommune har startet prosjektet: "Aktsomhetskart for grunnforurensning i Oslo". Dette prosjektet har som mål å kartlegge grunnforurensningssituasjonen i Oslo ved bruk av boringer og historiske data. Fra disse dataene vil en også få informasjon om naturlige bakgrunnsnivåer av miljøgifter i Oslo. Et aktsomhetskart viser områder der det kan forventes å finne forurenset grunn, og der det derfor må tas spesielle hensyn i forbindelse med terrenginngrep og arealplanlegging. Oslo kommune ser at dette vil bli nyttige verktøy i kommunens arealforvaltning og byggesaksbehandling. Det vil også forenkle og effektivisere saksbehandling i forhold til forurensningsforskriftens kapittel 2. Som en del av prosjektet vil det bli utarbeidet en mal for utarbeidelse av aktsomhetskart i andre byer. Oslo kommune mener at denne type prosjekt vil være nyttig for andre storbyer og industristeder i Norge og anbefaler at liknende prosjekter blir utført også der.

## 7. Hva kan tilstandsklassene benyttes til?

Tilstandsklassene for jord bør benyttes til å sette krav i forhold til:

- Arealbruk (Trondheimsmodellen eller en variant av den)
- Hvor dypt ned i jordmassene skal tilstandsklassen gjelde?
- Hvilke tidshorisont skal anvendes ved lokale tiltaksplaner (10 år, 50 år, 100 år)?
- Hvilke konsekvenser skal "føre-var" begrepet ha ved lokale tiltaksplaner?
- Disponering av grave- og anleggsmasser
- Godkjenning av mottak for forurensete masser, for eksempel fremtidige deponier for byjord (tilstandsklasse 3)
- Tinglysing av heftelse ved konsentrasjon over en gitt klasse.
- En mulighet til å starte prosessen med å harmonisere lovverk og forskrifter knyttet til byggesaker, forurensning og human helse (Plan- og bygningslov, Forurensningsforskriften og kommunehelsetjensteloven)

### 7.1 Bruk av tilstandsklassene rettet mot arealbruk

SFT har utviklet et system for hvordan risiko skal vurderes ved grunnforurensning i forhold til konflikter med areal- og resipientbruk. Det er utarbeidet generelle normverdier for mest følsom arealbruk og dokumentasjon for hvordan disse er fremkommet. I alle de tilfeller hvor forurensningsnivået i grunnen overskrider SFTs normverdier må det foretas risikovurderinger hvor akseptkriterier utvikles med hensyn til aktuell og planlagt bruk. I stedet for å foreta risikovurderinger i hvert enkelt tilfelle, anbefaler forfatterne et system der en utvikler generelle akseptkriterier for ulike typer arealbruk slik at det blir unødvendig med stedsspesifikk risikoanalyse for hver eneste tomt.

Tilstandsklasser for jord vil være et viktig element i et slikt system og da bruk av tilstandsklassene rettet mot arealbruk (Tabell 28). I tabellen er det foreslått 4 arealklasser:

1. Bolig, barneparker, barnehager, lekeplasser, inklusive lekeplasser ved barneskoler, parker og badestrender
2. Byområder uten bolig: Gater og torg: opphold og transport, kontor
3. Industri, hovedvei, jernbane
4. Godkjent deponi

Forutsatt at det utvikles krav til hvordan et areal skal undersøkes (prøvetas og analyseres), vil det i de fleste tilfeller ikke være nødvendig med en egen stedsspesifikk risikovurdering i forhold til human helse, fordi denne vurderingen allerede er utført ved etablering av helsebaserte tilstandsklasser for

jord. Kommunal saksbehandling knyttet til Forurensningsforskriftens §2 vil derved bli forenklet og raskere. Det eksisterende system bør benyttes i forhold til spredning av miljøgifter og økologisk vurdering av areal nær følsomme resipienter.

**Tabell 28 Eksempel på mulig bruk av tilstandsklassene rettet mot arealbruk og håndtering av overskuddsmasser**

Tilstandsklasse	Arealbruk	Hvor dypt skal klassen gjelde? <sup>1</sup>	Håndtering av overskuddsmasser
Tilstandsklasse 1	All arealbruk med unntak av landbruk: Bolig, barnepark/ barnehager, lekeplasser inklusive lekearealer ved barneskoler, parker og badestrender	Anbefaling fra forfatterne er 2 meter  En klasse opp kan tillates ved dyp større enn 2 meter	Tilstandsklasse 1: Fri bruk
Tilstandsklasse 2	Bolig, barnepark/ barnehager, lekeplasser inklusive lekearealer ved barneskoler, parker og badestrender	En klasse opp kan tillates ved større dyp	Tilstandsklasse 2: Byjordsdeponi
Tilstandsklasse 3	Byområder uten bolig: Gater og torg: opphold og transport, kontor	En klasse opp kan tillates ved større dyp	Tilstandsklasse 3: Byjordsdeponi
Tilstandsklasse 4	Industri, hovedvei, jernbane	En klasse opp kan tillates ved større dyp	Tilstandsklasse 4: Godkjent deponi for denne forurensningsgrad
Tilstandsklasse 5	Godkjent deponi		Tilstandsklasse 5: Godkjent deponi for denne forurensningsgrad

## 7.2 Hvor dypt ned i jordmassene skal tilstandsklassen gjelde?

Trondheim kommune fikk i 2002 utarbeidet av Folkehelseinstituttet et forslag til tilstandsklasser for jord knyttet til ulike arealbruk (Alexander, 2002). Det er ikke angitt hvor dypt ned i bakken klassifiseringen gjelder.

Barnehageprosjektene som er gjennomført i Trondheim, Bergen, Tromsø og Oslo har ved tiltak fjernet 0,3 – 0,5 meter med forurenset jord og erstattet det med dokumentert ren jord tilsvarende tilstandsklasse 1. I de fleste tiltaksplaner som er utarbeidet i Norge, blir forurenset grunn kun tildekket med 0,3 til 0,5 meter rene masser over fiberduk eller kun dekket til med asfalt eller betong. Den gjenværende forurensete massen blir tinglyst som heftelse på eiendommen. Ofte blir betydelig mengde forurenset masse liggende igjen.

Mennekepåvirket jord (byjord) er karakterisert av et stort antall antropogene og naturlige partikler (byggningsrester, industriavfall, annet avfall, malingsrester og naturlig jord). I eller bundet til partiklene sitter ulike miljøgifter. Gjenfyllinger av dalsøkk og ujevnheter i terrenget med ulike typer avfall har tidligere vært vanlig praksis. Slike masser kan representere en risiko for utvikling av deponigasser (Petts og medarbeidere, 1997).

Det er lite måledata/faktakunnskap om den langsiktige miljø- og helseeffekten av tildekking av forurensete masser med et tynt lag med rene masser. Under våre klimatiske forhold er telehiv en effektiv prosess som kan omfordele miljøgifter i grunnen. Prosessens effektivitet avhenger av jordstruktur og fuktforholdene i massene. Spredning av miljøgifter via grunnvann er av begrenset omfang. Nedbrytning av organisk materiale vil utvikle små mengder gass (CO<sub>2</sub> og CH<sub>4</sub>) som kan virke som transportører av andre stoffer.



København kommune lar tilstandsklassen i de øvre jordlag gjelde ned til 2 meters jorddyb. Forfatterne av denne rapporten støtter det valg København kommune har gjort. Basert på administrativ erfaring, geokjemisk skjønn og medisinsk faglig råd, anbefaler vi å la en tilstandsklasse gjelde ned til 2 meters dyp. Under dette dyp, kan det tillates konsentrasjoner av miljøgifter en tilstandsklasse opp. Det vil si at i et areal klassifisert som byområde uten bolig: (Tilstandsklasse 3), kan det aksepteres miljøgiftsnivå i klasse 4 på jorddyb større enn 2 meter. I tilstandsklasse 3 aksepteres blyverdier på opptil 260 mg/kg i de øverste 2 meter av jordmassene. På dyp større enn 2 meter aksepteres blyverdier inntil 622 mg/kg (Tabell 2).

### **7.3 Hvilke tidshorisont skal anvendes ved lokale tiltaksplaner (10 år, 50 år, 100 år)?**

Dagens tiltaksplaner angir ingen tidshorisont for hvor lenge det foreslåtte tiltak skal virke. Spørsmål som bør stilles er:

- Hvor lenge holder fiberduken?
- Hvilken beskyttelse gir noen cm asfalt?
- Hvor viktig er telehivprosessene som omrøringsprosess?

Tiltaksplanene bør ta høyde for at ny kunnskap i fremtiden vil kreve andre og mer omfattende tiltak. "Føre-var"-prinsippet vil i denne sammenheng bety at miljø og helse skal vektlegges mer enn økonomiske hensyn hos utbyggerne. Forfatterens råd er et 100 års perspektiv på tiltaksplanene.

Kunnskap om effekten og varigheten av tiltak er ikke godt nok kjent. Dette er et kunnskapshull innenfor fagområdet forurenset grunn. Det bør igangsettes forsknings- og utviklingsprosjekter innenfor dette problemområdet.

### **7.4 Disponering av grave- og anleggsmasser**

Sannsynligheten for at overskuddsmasser fra de største byene våre er forurenset er meget stor. Typisk vil byjord være forurenset med bly, andre metaller og PAH-forbindelser. Det må etableres gode løsninger for overskudds grave- og anleggsmasser. I de fleste kommuner er dette en flaskehals i håndteringen av forurenset grunn. Gjennom NGUs kartlegging av jordforurensning i byer, er det påvist store mengder overskuddsmasser på avveie, blant annet levert som "rene" masser i barnehager.

Tilstandsklassene kan være utgangspunkt for valgt av disponeringsløsninger for overskuddsmasser.

- Tilstandsklasse 1: Fri bruk innenfor plan og bygningslovens bestemmelser
- Tilstandsklasse 2: Byjordsdeponi
- Tilstandsklasse 3: Byjordsdeponi
- Tilstandsklasse 4: Godkjent deponi for denne forurensningsgrad
- Tilstandsklasse 5: Godkjent deponi for denne forurensningsgrad

Det bør etableres deponier for "byjord" i alle de største byene. Deponiene bør drives etter lav-kost prinsippet, og deponiavgiften som kreves inn skal kun dekke utgiftene til miljøovervåking, for å sikre at massen blir levert og ikke havner på avveie.

## **8. Tilstandsklasser i andre land**

Provoost og medarbeidere (2006) har sammenliknet helse- og økotoksikologisk baserte normverdier/grenseverdier (soil clean-up standards) for arsen, bly, kadmium, kobber, krom (III), kvikksølv, nikkel og sink i Canada, Belgia (Flamsk del), Frankrike, Tyskland, Storbritannia, Sveits, Nederland, Norge, Sverige og USA.

I alle de undersøkte land var hovedhensikten med normverdi/grenseverdiene å beskytte menneskets helse. Noen land har i tillegg inkludert beskyttelse av den økologiske jordfunksjonen (Canada, Nederland, Norge og Sverige). Forskjellige dataprogrammer, valg av parameterverdier, ulike humantoksikologiske kriterier, ulik TDI og politiske vedtak er hovedårsaken til den store forskjellen

mellom ulike lands verdier. En annen viktig faktor som forklarer forskjellene er "bakgrunns-eksponeringen", dvs den eksponering som ikke er knyttet til forurenset grunn. Canada, Storbritannia og Tyskland reduserer TDI-verdiene med det bidraget som inntak av mat og luft gir. Denne "bakgrunns-eksponeringen" varierer fra land til land pga av ulike matvaner.

**Tabell 29 Normverdi/grenseverdi (mg/kg) for boligområder (mest følsom arealbruk). Hentet fra Provoost og medarbeidere, 2006).**

	Arsen	Bly	Kadmium	Kobber	Krom <sup>3+</sup>	Kvikksølv	Nikkel	Sink
Belgia	110	700	6	400	300	15	470	1000
Nederland	55	530	12	190	380	10	210	720
Tyskland	50	400	20	-	400	20	140	-
Frankrike	37	400	20	190	130	7	140	9000
Sverige	15	80	0,4	100	120	1	35	350
Norge	2	60	3	100	25	1	50	100
Storbritannia <sup>1</sup>	20	450	8	-	130	8	50	-
Storbritannia <sup>2</sup>	20	450	30	-	200	8	75	-
Canada	12	140	10	63	54	6,6	50	200
Sveits	-	1000	20	1000	-	-	-	2000
USA	22	400	37	3100	100000	23	1600	23000

Forskjellene i normverdi for arsen mellom Sverige og Norge skyldes at svenskene har lagt vekt på human helse og korrigerert for naturlig bakgrunnsnivå i jord (15 mg/kg), mens man i Norge ikke korrigererte for naturlig bakgrunnsnivå (Provoost og medarbeidere, 2006).

## 8.1 Tyskland

Tyske tilstandsklasser som utløser krav om jordundersøkelser ved overskridelse for ulike typer arealbruk (Hentet fra: Bundes- Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BbodSchV, Vom 12. juli 1999). Verdiene er helsebaserte.

**Tabell 30 Tyske tilstandsklasser for ulike arealbruk**

Stoff mg/kg med unntak for dioksin/furan	Barnehager/ Lekeplasser	Boligområder	Park og fritidsanlegg	Industriområder
Arsen	25	50	125	140
Bly	200	400	1000	2000
Kadmium	10	20	50	60
Cyanid	50	50	50	100
Krom	200	400	1000	1000
Nikkel	70	140	350	900
Kvikksølv	10	29	50	80
Aldrin	2	4	10	-
Benzo(a)pyren	2	4	10	12
DDT	40	80	200	-
Hexachlorbenzol	4	8	20	200
Hexachlorcyclohexan	5	10	25	400
Pentachlorphenol	50	100	250	250
PCB6	0,4	0,8	2	40
Dioksin/furan ng I-TEQ/kg	100	1000	1000	10000

## 8.2 Finland

De finske grenseverdiene (guideline values) ble revidert i 2006 og er knyttet opp mot den finske forurensningslov (Sorvari og Reinikeinen, 2006). Verdiene angir maksimalt tillatte konsentrasjon i boligområder og i industriområder. Systemet har tre klasser: 1) normverdi, 2) tiltaksgrenser i boligområder og 3) tiltaksgrenser i industriområder. Verdiene tar hensyn til både risiko for human

helse og økologisk risiko. For stoffer som forekommer naturlig, legges det lokale naturlige bakgrunnsnivå som en terskelverdi. For industriområder er kun risiko for voksne tatt i betraktning.

I vurderingen av jordkvalitet i boligområder ble følgende eksponeringsveier tatt med:

- Jordspising
- Inhalering av støv
- Inntak av lokalt dyrkede grønnsaker (opptak via rotsystemet og nedfall)
- Spredning av forurensningsstoffer fra jord til drikkevann via vannrørene
- Fordampning fra drikkevann

I vurderingen av jordkvalitet på industriområder ble kun eksponering av voksne tatt i betraktning.

Alle metallene konsentrasjonene oppgitt som HNO<sub>3</sub>- eller aqua regia-løselig fraksjon av kornfraksjonen < 2 millimeter.

**Tabell 31 Finske tilstandsklasser (human helse og økosystemer) for ulike arealbruk**

Stoff / mg/kg	Bakgrunn	Normverdi	Laveste tiltaksgrense Boligområder	Høyeste tiltaksgrense Industriområder
Antimon	0,3 (0,1-1,0)	2	10	50
Arsen	2,6 (0,3-20)	5	50	100
Kvikksølv	0,05 (0,01-0,25)	0,5	2	5
Kadmium	0,2 (0,02-1,0)	1	10	20
Kobolt	14 (3-30)	20	100	250
Krom	60 (30-300)	100	200	300
Kobber	20 (10-70)	100	150	200
Bly	2,5 (0,1-100)	60	200	750
Nikkel	24 (10-100)	50	100	150
Sink	47 (30-400)	200	250	400
Vanadium	80 (30-180)	100	150	250
Cyanid		1		
Benzen		0,02	0,2	1
Toluen			5	25
Etylbenzen			10	50
Xylen			10	50
TEX		1		
Antracen		1	5	15
Benzo(a)antracen		1	5	15
Benzo(a)pyren		0,2	2	15
Benzo(k)fluoranten		1	5	15
Fenantren		1	5	15
Fluoranten		1	5	15
Naftalen		1	5	15
PAH <sub>6</sub>		15	30	100
PCB <sub>7</sub>		0,1	0,5	5
PCDD-PCDF-PCB <sup>8</sup>		0,00001	0,0001	0,001
Diklormetan		0,01	1	5
Vinylklorid		0,01	0,01	0,01
Dikloreten		0,01	0,05	0,2
Trikloretan		0,01	1	5
Tetrakloreten		0,01	0,5	2
Troklorbenzen		0,1	5	20
Tetraklorbenzen		0,1	1	5
Pentaklorbenzen		0,1	1	5
Hexaklorbenzen		0,01	0,05	2
Monoklorfenol		0,5	5	10
Diklorfenol		0,5	5	40
Triklorfenol		0,5	10	40

Stoff / mg/kg	Bakgrunn	Normverdi	Laveste tiltaksgrense Boligområder	Høyeste tiltaksgrense Industriområder
Tetraklorfenol		0,5	10	40
Pentaklorfenol		0,5	10	40
Atrazin		0,05	1	2
DDT-DDD-DDE		0,1	1	2
Dieldrin		0,05	1	2
Endosulfan		0,1	1	2
Heptaklor		0,01	0,2	1
Lindan		0,01	0,2	2
TBT-TPT		0,1	1	2
MTBE-TAME		0,02	5	50
C4-C10			100	500
>C10-C21			300	1000
>C21-C40			600	2000
>C10-C40		300		

### 8.3 Danmark

Miljøstyrelsen i Danmark har utarbeidet en liste over kvalitetskriterier i relasjon til forurenset jord (Miljøstyrelsen, 2005). Jordkvalitetskriteriet er en verdi som skal sikre at den mest følsomme bruken av jorden er helsemessig forsvarlig. Mest følsom arealbruk er for eksempel private hager, barnehager og lekeplasser. Det er tatt særlig hensyn til den direkte eksponeringen av små barn. I tillegg til jordkvalitetskriteriet, må jorden ikke være synlig forurenset (innhold av antropogene partikler) eller avgi lukt som følge av forurensning.

Avskjæringskriteriet angir det nivå hvor det kreves tiltak for å sikre at befolkningen ikke kommer i kontakt med den forurensete jorden. Avskjæringsverdier er kun fastlagt for visse immobile og forholdsvis persistente kjemikalier (metaller og polyaromatiske hydrokarboner)

Intervall mellom jordkvalitetskriteriet og avskjæringskriteriet betegnes som rådgivningsintervall. Hvis forurensningsgraden i jorden er innenfor rådgivningsområdet, kan jorden kun brukes ved mest følsom arealbruk hvis de lokale myndighetene gir råd til jordeierne om forholdsregler som kan sørge for å nedsette belastningen fra forurensningen.

**Tabell 32 Danske jordkvalitetskriterier**

Stoff / mg/kg	Bakgrunn Jord til fri bruk	Jordkvalitetskriterie mg/kg	Avskjæringskriterie mg/kg	Høyeste tiltaksgrense Industriområder
Arsen	10	20	20	
Kadmium	0,5	0,5	5	
Krom (VI)	2	20	-	
Krom (III)	50	500	1000	
Kobber	30	500	1000	
Kvikksølv	0,1	1	3	
Litium		500	-	
Molybden		5		
Nikkel	15	30	30	
Bly	40	40	400	
Tinn	20	500	-	
Sink	100	500	1000	
Sølv		50		
Thallium		1		
Cyanider, uorganiske	5	500		
Cyanider, fri	5	10		
Acrylonitril		0,1		

Stoff / mg/kg	Bakgrunn Jord til fri bruk	Jordkvalitetskriterie mg/kg	Avskjæringskriterie mg/kg	Høyeste tiltaksgrense Industriområder
C6-C35	100			
C6-C10	25	25		
C10-C25	50			
C25-C35	100			
C9-C16		25	-	
Benzotriazol		30		
BTEX total	0,6			
Benzen	0,1	1,5		
Captafol		10		
DDE og DDE		0,5		
Kloroform		50		
Klorfenoler		3		
PAH <sup>7</sup>	1,0			
PAH <sup>5</sup>		4	40	
Benzo(a)pyren	0,1	0,3	3	
Dibenzo(ah)antracen	0,1	0,3	3	
Naftalen	0,5			
Fenoler	0,1			
1,2-dibrometan		0,02		
1,2-dikloreten		1		
1,1-dikloreten		5		
1,2-dikloreten		85		
Diklormetan		8		
1,2-diklorpropan		5		
Di-etylhexylftalat DEHP		25		
Fluorid, uorganisk		20		
Formaldehyd		75		
Furfural		40		
Lindan		0,6		
Nitrobenzen		5		
Mononitrofenol		125		
Dinitrofenol		10		
Trinitrofenol		30		
Nonylfenol		25		
Nonylfenoloxalat		65		
Paraquat		5		
Paration		0,1		
Pentaklorfenol		0,15		
Fenoler total		70		
Ftalater (ikke DEHP)		250		
Styren		40		
Tenssider		500		
Tetraklormetan		5		
Tetraetylby		4		
Teraklormetan		5		
Tolyltriazol		30		
1,1,1-trikloreten		200		
Trikloretalen				

## 8.4 Sverige

Naturvårdsverket (1996) fikk utarbeidet normverdier/grenseverdier for ulike arealanvendelse for 10 år siden. Arealene ble inndelt i tre grupper: følsom arealbruk, mindre følsom med uttak av grunnvann og mindre følsom uten grunnvannsutttak.

**Tabell 33 Svenske normverdier for ulike arealbruk**

Stoff / mg/kg	Bakgrunn	Følsomarealbruk	Mindre følsom, men med grunnvann	Mindre følsom uten grunnvann
Arsen		15	15	40
Bly		80	300	300
Kadmium		0,4	1	12
Kobolt		30	60	250
Kobber		100	200	200
Krom (III) total		120	250	250
Krom (VI)		5	15	20
Kvikksølv		1	5	7
Nikkel		35	150	200
Vanadium		120	200	200
Sink		350	700	700
Cyanid total		30	80	1000
Cyanid fri		1	2	20
Fenol og cresol		4	10	40
Sum klorfenoler unntak pentaklorfenol		2	10	10
Pentaklorfenol		0,1	3	5
Sum mono- og diklorbenzener		15	30	30
Sum tri-, tetra- og pentaklorbenzener		1	20	30
Hexaklorbenzen		0,05	20	30
PCB total (Naturvårdsverket)		0,02	4	7
Dioksin/furan/planare PCB		10 ng/kg	250 ng/kg	250 ng/kg
Dibromklormetan		2	4	100
Bromdiklormetan		0,5	2	8
Karbondettraklorid		0,1	0,2	3
Triklormetan		2	8	50
Trikloretalen		5	30	60
Tetrakloretalen		3	20	60
1,1,1-trikloretalen		40	90	90
Diklormetan		0,1	0,3	60
2,4-dinitrotoluen		0,5	2	20
Benzen		0,06	0,2	0,4
Toluen		10	35	35
Etylbenzen		12	50	60
Xylen		15	60	70
PAH <sub>sum7</sub> carcinogene		0,3	7	7
PAH <sub>sum9</sub>		20	40	40

## 8.5 Nederland

Nederland har lagt ned betydelige ressurser med å utarbeide helsebaserte grenseverdier (Baars og medarbeidere, 2001; Lijzen og medarbeidere, 2001). De opererer med verdier for naturlig bakgrunn, normverdi, "krav undersøkelser" og "alvorlig risiko for human helse" .

**Tabell 34** *Nederlandske helsebaserte grenseverdier*

Stoff / mg/kg	Bakgrunn mg/kg	Normverdi mg/kg	"Krav til undersøkelser" mg/kg	"Alvorlig risiko for human helse" mg/kg
Antimon	3	3	15	
Arsen	29	29	55	576
Barium	160	160	625	9340
Kadmium	0,8	0,8	12	28
Krom (III)	100	100	380	2760
Krom (IV)				78
Kobolt	9	9	240	43
Kobber	36	36	190	8600
Kvikksølv (uorganisk)	0,3	0,3	10	210
Kvikksølv (organisk)				-
Bly	85	85	530	622
Molybden	0,5	3	200	1310
Nikkel	35	35	210	1470
Sink	140	140	720	46100
Beryllium	1,1	1,1	30	
Selen	0,7	0,7	100	
Tellurium	-	-	600	
Thallium	1	1	15	
Tinn	19	-	900	
Vanadium	42	42	250	
Sølv	-	-	15	
Cyanid (fri)		1	20	-
∑7 PCB		0,02	1	
PCB28				0,69
PCB52				0,28
PCB101				0,61
PCB118				1,9
PCB138				0,32
PCB153				0,46
PCB180				0,17
Pentaklorfenol				
Lindan				
DDT		0,01	4	31
Monoklorbenzen				114
1,2-diklorbenzen				477
1,4-diklorbenzen				475
1,2,4-triklorbenzen				82
1,2,4,5-tetraklorbenzen				2,1
Pentaklorbenzen				6,7
Heksaklorbenzen				2,7
Diklormetan		0,4	10	6,4
Triklormetan		0,02	10	5,6
Trikloretan		0,1	0,6	5,6
Tetrakloreten		0,002	4	8,8
1,1,1-trikloreten		0,7	15	
∑10PAH		1	40	
Benzo(a)pyren				280
Naftalen				870
Fluoren				23000
Fluoranten				30300
Pyren				>100000
Benzen		0,01	1	1,1
Toluen		0,01	130	32
Etylbenzen		0,03	50	111
Xylen		0,1	25	25,6

Stoff / mg/kg	Bakgrunn mg/kg	Normverdi mg/kg	"Krav til undersøkelser" mg/kg	"Alvorlig risiko for human helse" mg/kg
Alifater C5-C6				35
Alifater C6-C8				109
Alifater C8-C10				28
Alifater C10-C12				152
Alifater C16-C35		50	5000	>100000

## 8.6 England

Tilstandsklasser for forurenset jord (Zero environment limited, 2006).

**Tabell 35 Tilstandsklasser for forurenset jord i England.**

Parameter	Ren jord	Lite forurenset	Moderat forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
pH (sur)	6-7	5-6	4-5	2-4	<2
pH (basisk)	7-8	8-9	9-10	10-12	>12
Antimon	0-30	30-50	50-100	100-500	>500
Arsen	0-30	30-50	50-100	100-500	>500
Kadmium	0-1	1-3	3-10	10-50	>50
Krom (III)	0-100	100-200	200-500	500-2500	>2500
Kobber (tilgjengelig)	0-100	100-200	200-500	500-2500	>2500
Bly	0-500	500-1000	1000-2000	2000-10000	>10000
Bly (tilgjengelig)	0-200	200-500	500-1000	1000-5000	>5000
Kvikksølv	0-1	1-3	3-10	10-50	>50
Nikkel (tilgjengelig)	0-20	20-50	50-200	200-1000	>1000
Sink (tilgjengelig)	0-250	250-500	500-1000	1000-5000	>5000
Sink (ekvivalent)	0-250	250-500	500-2000	2000-10000	>10000
Bor (tilgjengelig)	0-2	2-5	5-50	50-250	>250
Barium	0-500	500-1000	1000-2000	2000-10000	>10000
Beryllium	0-5	5-10	10-20	20-50	>50
Mangan	0-500	500-1000	1000-2000	2000-10000	>10000
Vanadium	0-100	100-200	200-500	500-2500	>2500
Magnesium	0-500	500-1000	1000-2000	2000-10000	>10000
Sulfat	0-2000	2000-5000	5000-10000	10000-50000	>50000
Svovel (fri)	0-100	100-500	500-1000	1000-5000	>5000
Sulfid	0-10	10-20	20-100	100-500	>500
Cyanid (fri)	0-1	1-5	5-50	50-100	>100
Cyanid	0-5	5-25	25-250	250-500	>500
Ferricyanid	0-100	100-500	500-1000	1000-5000	>5000
Thiocyanat	0-10	10-50	50-100	100-500	>500
Kulltjære	0-500	500-1000	1000-2000	2000-10000	>10000
Toluen ekstrakt	0-5000	5000-10000	10000-50000	50000-250000	>250000
Cyclohexan ekstrakt	0-2000	2000-5000	5000-20000	20000-100000	>100000

## 8.7 Canada

Kanadiske jordkvalitets normverdier for ulike arealbruk, fastsatt av kanadiske myndigheter i november 2006 (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006).



**Tabell 36 Kanadiske normverdier for ulike areakbruk**

Stoff	Landbruk	Bolig/park	Kontor	Industri
Arsen (uorganisk)	12	12	12	12
Barium	750	500	2000	2000
Benzen	0,068	0,068	0,068	0,068
Benzo(a)pyren	0,1	0,7	0,7	0,7
Kadmium	1,4	10	22	22
Krom (III)	64	64	87	87
Krom (VI)	0,4	0,4	1,4	1,4
Kobber	63	63	91	91
Cyanid (fri)	0,9	0,9	8,0	8,0
DDT (total)	0,7	0,7	12	12
Di-isopropanolamin	180	180	180	180
Etybenzen	0,082	0,082	0,082	0,082
Etylglykol	960	960	960	960
Bly	70	140	260	600
Kvikksølv (uorganisk)	6,6	6,6	24	50
Naftalen	0,1	0,6	22	22
Nikkel	50	50	50	50
Nonylfenol	5,7	5,7	14	14
Pentaklorfenol	7,6	7,6	7,6	7,6
Fenol	3,8	3,8	3,8	3,8
Polyklorete bifenyler	0,5	1,3	33	33
Dioksin/furan	4 ng TEQ/kg	4 ng TEQ/kg	4 ng TEQ/kg	4 ng TEQ/kg
Propylen glykol	Ikke nok data	Ikke nok data	Ikke nok data	Ikke nok data
Selen	1	1	3,9	3,9
Sulfolan	0,8	0,8	0,8	0,8
Tetrakloretylen	0,1	0,2	0,5	0,6
Thallium	1	1	1	1
Toluen	0,08	0,08	0,08	0,08
Triklloretylen	0,01	0,01	0,01	0,01
Vanadium	130	130	130	130
Xylen	2,4	2,4	2,4	2,4
Sink	200	200	360	360
Stoff som ennå har tall fra 1991 og ikke er erstattet med nye jordkvalitetskriterier				
Antimon	20	20	40	40
Beryllium	4	4	8	8
Bor	2	-	-	-
Kobolt	40	50	300	300
Fluor	200	400	2000	2000
Molybden	5	10	40	40
Sølv	20	20	40	40
Svovel (elementært)	500	-	-	-
Tin	5	50	300	300
Klorbenzen	0,1	1	10	10
1,2-Diklorbenzen	0,1	1	10	10
1,3-Diklorbenzen	0,1	1	10	10
1,4-Diklorbenzen	0,1	1	10	10
Styren	0,1	5	50	50
Klorfenoler (hver)	0,05	0,5	5	5
Ikke klorete fenoler	0,1	1	10	10
Benzo(a)antracen	0,1	1	10	10
Benzo(b)fluoranten	0,1	1	10	10
Benzo(k)fluoranten	0,1	1	10	10

Stoff	Landbruk	Bolig/park	Kontor	Industri
Dibenz(a,h)antracen	0,1	1	10	10
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,01	1	10	10
	0,1	5	50	50
Pyren	0,1	10	100	100
Klorinerte alifater (hver)	0,1	5	50	50
Klorbenzener	0,05	2	10	10
Hexaklorbenzen	0,05	2	10	10
Hexaklorcyklohexan	0,01	-	-	-
Ikke klorinerte alifater (hver)	0,3	-	-	-
Ftalater (hver)	30	-	-	-
Quinolin	0,1	-	-	-
Thiofen	0,1	-	-	-

**Tabell 37 Helsebasert maksimum tillatte konsentrasjon i jord i bolig/park-områder i Kanada.**

Stoff	Konsentrasjon	Bakgrunnsverdier i jord
Arsen (uorganisk)	12	10
Xylen	1,5	0,113
Kadmium (uorganisk)	14,1	0,8
Krom (total)	218	62
Kobber	1127	22
Cyanid (fri)	29,4	0,02
Bly	142,9	98
Pentaklorfenol	93	0,007
Fenol	1939	0,027
Tetraklorfenol	0,15	0,00018
Toluen	13,9	0,00026
Xylen	4,9	0,00018

## 9. Kunnskapshull

Dette arbeidet har påvist noen kunnskapshull i forhold til relasjonen forurenset grunn og human helse:

- Det humantoksikologiske grunnlagsmaterialet er foreløpig utilstrekkelig for å angi et tolerabelt daglig inntak av for stoffene PBDE-99, PBDE-154, PBDE-209, HBCDD, PFAS, PFOS og klorerte parafiner. For disse og TBT er heller ikke aktuelle konstanter til bruk i eksponeringsalgoritmene i SFTs beregningsverktøy fremskaffet. Det er derfor foreløpig ikke mulig å klassifisere forurenset jord med hensyn på human helsefare for disse stoffene.
- Det eksisterer nesten ikke data for innholdet av stoffene PBDE-99, PBDE-154, PBDE-209, HBCDD, PFAS, PFOS, TBT, klorerte parafiner og fenol i norsk jord.
- Det er lite måledata/faktakunnskap om den langsiktige miljø- og helseeffekten av tildekking av forurensete masser med et tynt lag med rene masser.
- Opptredelsesform for kvikksølv i jord og avdamping av kvikksølv fra grunnen er ikke godt nok kjent.
- Det er ikke tilstrekkelig kunnskap om hvilke krav som kan settes til masser under bygg.
- Hvor dypt ned i jordmassene skal tilstandsklassen gjelde og hvilken tidshorisont skal anvendes ved lokale tiltaksplaner (10 år, 50 år, 100 år)?
- Hvilke konsekvenser skal "føre-var"- prisippet ha ved lokale tiltaksplaner?
- Det er behov for å harmonisere lovverk og forskrifter knyttet til byggesaker, forurensing og human helse.

- I andre land tas det flere uorganiske stoff med i helserisikovurderingene, blant annet: antimon, cyanid, kobolt, vanadium, litium, molybden, tinn, sølv, thallium, barium, beryllium, selen, tellurium, mangan, bor, fluor og svovel.

## 10. Konklusjoner og anbefalinger

Forfatterne har utarbeidet et forslag til tilstandsklasser for jord. Tilstandsklassene er i hovedsak basert på risiko for humanhelse. Det anbefales at tilstandsklassene og den tilhørende mulige arealbruk blir benyttet i fremtidig forvaltning av forurenset grunn og disponering av overskuddsmasser. Tilstandsklassene anbefales å gjelde ned til 2 meters dyp. Jord under dette kan inneholde konsentrasjoner av miljøgifter tilsvarende en tilstandsklasse opp.

Det bør gjennomføres forsknings- og utredningsprosjekter for å tette de påviste kunnskapshull.

## 11. Litteraturliste

Alexander, J., 2002: Forslag til akseptkriterier for forurenset grunn basert på helsevurderinger. Notat – Folkehelseinstituttet.

Alexander, J., 2006: Anbefalte kvalitetskriterier for jord i barnehager, lekeplasser og skoler basert på helsevurderinger. Nasjonalt folkehelseinstitutt, november 2006.

Alexander J., Frøyland L., Hemre G.-I., Jacobsen B.K., Lund E., Meltzer H.M., og Utne Skåre J, 2006: Et helhetssyn på fisk og annen sjømat i norsk kosthold. Vitenskapskomiteen for mattrygghet. 2006, 171 sider.

Alexander, J., 2007: Anbefalte kvalitetskriterier for jord i barnehager, lekeplasser og skoler på industristeder basert på helsevurderingar. Utarbeidet i samarbeid med SFT. Nasjonalt folkehelseinstitutt, september 2007.

Amundsen, C.E., Almås, Å. og Singh, B.R., 2000: Risk assessment of Cd in mineral fertilizers in Norway using model calculations. Jordforsk, Rapport no. 85/2000. 39 sider.

Amundsen, C.E., Lombnæs, P. og Vigerust, E. 1995: Tungmetaller i jord. SFT.rapport 95:18

Andersen, N.L., Fagt, S., Groth, M.V., Hartkopp, H.B., Møller, A., Ovesen, L. og Warming, D.L., 1996: Danskernes kostvaner 1995. Hovedresultater. Publikasjon nr 235. Levnedsmiddelstyrelsen, Søborg. 298 sider.

Andersen, M. 1996: How toxic are toxic chemical in soil?. Environmental Science and Technology 29, 2713-2717.

Andersson, M. og Ottesen, R.T. 2006: Dioksiner i overflatejord i Trondheim. Vann, Nr 4, 2006: 358-373.

ATSDR 1997: Dioxin-like compounds in soil, Part 1: ATSDR Interim Policy Guideline.

ATSDR 2004: Polybrominated diphenyl ethers.

ATSDR 2006: Phenols

ATSDR 2006a: Case studies in environmental medicine (CSEM) Lead toxicity, standards and regulatons. <http://www.atsdr.cdc.gov>

ATSDR 2006b: Minimal risk levels (MRLs) for hazardous substances.

Australian Government 2006: Acceptable daily intakes for agricultural and veterinary chemical. Department of Health and Ageing, Office for Chemical Safety, 34 sider.

Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., Hesse, J.M., van Apeldoorn, M.E., Meijerink, M.C.M., Verdam, L. og Zeilmaker, M.J., 2001: Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report, 711701 025, 297 sider.

Berg T., Fjeld E., Skjelkvåle B.L., og Steinnes E.: Relativ betydning av nasjonale metallutslipp i forhold til avsetning fra atmosfærisk langtransport og naturlige kilder. NILU OR 12/2003.

Bjørnes, I. 2004: Bemzen påvirker blodet – også i små konsentrasjoner. Statens arbeidsmiljøinstitutt,

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodschV) Vom 12. Juli 1999.

Canadian Council of the Ministers of the Environment, 1991: Canada wide standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil. Winnipeg. 7 sider

Canadian Council of the Ministers of the Environment, 1991: Canada wide standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil. Technical supplement. Winnipeg. 23 sider.

Canadian Council of Ministers of the Environment, 1996: Guidance manual for the developing site-specific soil quality remediation objectives for contaminated sites in Canada. Canadian Council of Ministers of the Environment. The national contaminated sites remediation program, march 1996. Winnipeg.

Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999: Summary of a protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines. Winnipeg.

Canadian Council of Ministers of the Environment, 2006: Canadian soil quality guidelines for the protection of the environment and human health. Canadian Council of Ministers of the Environment, November 2006. Winnipeg.

Charnley, G. og Doull, J., 2001: Human exposure to dioxins from food, 1999-2002.

Cooke, G., 2004: Human daily intake and mammalian immunotoxicity and reproductive toxicity of organotin. Toxicology research division, Food directorate, Health Canada, Ottawa.

CSTEE (EUs vitenskapelige komité for toksisitet og miljøtoksikologi) 1998: Opinion on the results of the risk Assessment of  $\alpha$ -alkanes, C10-13, chloro (SCCP) carried out in the framework of Council Regulation (EEC)793/93 on the evaluation and control of the risks of existing substances – Opinion expressed at the 6<sup>th</sup> CSTEE plenary meeting, Brussels, 27 November 1998.  
[http://europe.eu.int/comm/health/ph\\_risk/committees/sct/docshhtml/sct\\_out23\\_en.htm](http://europe.eu.int/comm/health/ph_risk/committees/sct/docshhtml/sct_out23_en.htm)

Curtis, C.F. og Lines, J.D., 2000: Should DDT be banned by international treaty? Parasitology Today, vol 16 no 3: 119-121.

Dudka, S. og Miller, P.W., 2004: Permissible concentrations of arsenic and lead in soils based on risk assessment. Water, soil & air pollution, 113: 4, 127-132

Eggen, T., Brevik, E., Lien, L., Schannning, M., Sletta, A. og Snilsberg, P., 2004: Kartlegging og risikovurdering av DDT i Ørsjøen. Jordforsk rapport 91/04.

Environment Canada, 2005: Canadian Soil Quality Guidelines – Benzene. National Guidelines and standards Office, Environment Canada, Ottawa.

Environmental Protection Agency (EPA-US), 2004: Children's health and polybrominated diphenyl ether (PBDE).

European Food Safety Authority (EFSA), 2004:  
([http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam\\_opinions/658.Par.0002.File.dat/contam\\_opinion10\\_ej102\\_organotins\\_v2\\_en1.pdf](http://www.efsa.europa.eu/etc/medialib/efsa/science/contam/contam_opinions/658.Par.0002.File.dat/contam_opinion10_ej102_organotins_v2_en1.pdf))

European Food Safety Authority (EFSA), 2006:  
<http://www.efsa.europa.eu/en/publications/scientific.html>

European Food Safety Authority. Opinion of the CONTAM panel related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food, 2006:  
[http://www.efsa.europa.eu/en/science/contam/contam\\_opinions/1229.html](http://www.efsa.europa.eu/en/science/contam/contam_opinions/1229.html)

Gjerstad, K.O., 2002: Tungmetaller i næringsmidler. Undersøkelse av bly og kadmium i produktene sjampingjong, øl, te. Korn, soyabønner og solsikkeolje i perioden 2001-2002. Sttaens næringsmiddeltilsyn, Arbeidsrapport 6, 2002.

Goldschmidt, V.M., 1954: Geochemistry. Oxford at the Clarendon Press. 728 sider.

Gundersen, Y., Vaagenes, P., Reisad, T. og Opstad, P.K., 2005: Bromerte flammehemmere kan gi hjerneskader hos fostre og nyfødte. Tidsskrift for den norske lægeforening, nr 22, 135: 3098-3100.

Haugland, T, Ottesen, R.T., Volden, T. Jartun, M., 2005: Jordforurensning I OBVY-barnehager innenfor Ring 2. NGU-rapport 2005.064.

Health Canada, Environmental Health Directorate, Health Protection Branch, 1996: Health-based tolerable intake/concentrations and tumorigenic doses/concentrations for priority substances.

Health Canada, 2002: pTDI of copper for the general population – Rationale. Toxicology Evaluation Section, Chemical Health Hazard Assessment Division, Bureau of Chemical Safety, Health Products and Food Branch, Health Canada.

Jartun, M., Ottesen, R.T. og Volden, T., 2002a: Jordforurensning i Tromsø. NGU-rapport 2002.041 2002a:

Jartun, M., Ottesen, R.T., Volden, T. Jensen, H., Andersson, M. og Alexander, J., 2002b: Forebyggende arbeid – Jordforurensning I små barns utelekemiljø I Tromsø. NGU-rapport 2002.053.

Johannesson, M., 2002: A review of risks associated to arsenic, cadmium, lead, mercury and zinc. The market implications of integrated management for heavy metals flows for bioenergy use in the European Union. Kalmar University, Department of biology and environmental sciences, Kalmar, Sweden, 115 sider.

Johansson, N. og Hanberg, A., 2000: Report from a Nordic meeting on the 1998 WHO consultation on assessment of the health risks of dioxins; re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI). Organohalogen Compounds, 48: 252-255.

Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Vurderinger:  
Arsen: [http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec\\_159.htm](http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_159.htm)  
Bly: [http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec\\_1260.htm](http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_1260.htm)  
Kadmium: [http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec\\_297.htm](http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_297.htm)  
PAH: [http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/summary\\_report\\_64\\_final.pdf](http://www.who.int/ipcs/food/jecfa/summaries/summary_report_64_final.pdf)

Jørgensen, K., Larsen, E.H., Petersen, A., Lund, K.H. Hilbert, G., Andersen, N.L., Hallas-Møller, T. og Larsen, J.C., 2000: Kemiske forureninger. Overvåkningssystem for levnedsmidler 1993-1997. Del 2. Fødevarerapport 2000:02. Fødevardirektoratet, Søborg. 131 sider.

Knutsen, H.K og Alexander, J., 2004: Miljøgifter og helserisiko. Norsk Epidemiologi 14 (2): 161-166).

Koch, H.M., Drexler, H. og Angerer, J., 2003: An estimation of the daily intake of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) and other phthalates in the general population. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 206, 77-83.

Koizumi, M, Ema, M., Hirose, A., Kurokawa, Y. og Hagegawa, R., 2001: No observed adverse effect levels of phthalate esters on reproductive and developmental toxicity with age and species in testicular toxicity and tolerable daily intake of DEHP. National Institute of Health Sciences, Division of Risk Assessment, Tokyo, Japan.

Langedal, M., 1997: Helserisikovurdering av metaller i jord i bysamfunn. Eksempel for nikkel og bly i utemiljøet i Trondheim. Trondheim kommune. Miljøavdelingens rapporter TM 97/04.

Langedal, M., & Hellesnes, I., 1997: Innhold av tungmetaller i overflatejord og bakterier i sandkasser i barnehager i Trondheim. Trondheim kommune, Miljøavdelingen, TM 97/03.

Langedal, M, 2003: Grenseverdier for gravemasser i Trondheim. Notat: Miljøenheten Trondheim kommune.

Langedal, M, 2007: Grenseverdier for gravemasser i Trondheim. Trondheim kommune, Miljøenheten Rapport: TM 2007/04.

Langedal M og Ottesen RT (2001). Plan for forurenset grunn og sedimenter i Trondheim: Status- og erfaringsrapport. Trondheim kommune, Miljøavdelingen Rapport nr. 03/01.

Levnedsmiddelstyrelsen, 1990: Overvåkningssystem for levnedsmidler. Næringsmidler og forureninger 1983-1987. Levnedsmiddelstyrelsen, Publikasjon nr 187.

Lijzen, J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. og van Wenzel, A.P., 2001: Technical evaluation of the intervention values for soil/sediment and groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023. 147 pp.

Linnestad, C., 2002: Kina velger genmodifisert bomull. Genialt, 4: 22-23.

Mertz, W., Aberbathy, C.O. og Olin, S. 1994: Risk assessment of essential elements. ILSI Press, Washington.

Mielke, H. 1999: Lead in inner cities. American Scientist. Vol 87, 62-73.

Mielke, H.W., Berry, K.J., Mielke P.W., Powell, E. og Gonzales, C. 2005; Multiple metal accumulation as a factor in learning achievements within various New Orleans elementary school communities. Environmental Research, 97. 67-75.

Mielke, H.W., Gonzales, C.R., Powell, E, Jartun, M. and Mielke, P.W., 2007: Nonlinear association between soil lead and blood lead of children in metropolitan New Orleans, Louisiana: 2000-2005. Science of the total environment (in press).

Milljøkontrollen, 2006: Arbeider du med jord fra Københavns kommune. Københavns kommune, Teknikk- og miljøforvaltningen, Miljøkontrollen. 44 sider.

Ministerial Council on Dioxin Policy, Japan, 1999. Dioxins-Informational Brochure.

Nasjonalt folkehelseinstitutt, 2003: Miljø og helse - en forskningsbasert kunnskapsbase - rev. 2003. Rapport 2003:9.

Naturvårdsverket, 1996: Development of generic guideline values. Model and data for generic guideline values for contaminated soils in Sweden. Naturvårdsverket, Rapport 4639.

Naturvårdsverket, 1997: Bakgrundshalter i mark. Naturvårdsverket rapport 4640, 82 sider.

Norwegian Environmental Technology AS, 2001: Forslag til normverdier for tungmetaller relatert til lett forurenset jordsmonn og løsmasser. Internt notat, 12 sider.

Ottesen, R.T. og Volden, T., 1998: Jordforurensning i Bergen. NGU-rapport 1998.022.

Ottesen RT, Volden T, Finne TE, Alexander J. Undersøkelse av polyklorerte bifenyler (PCB) i jorden i skolegården ved Skjold skole. NGU Rapport 99.049, Trondheim 1999a, 18 sider.

Ottesen RT, Volden T, Finne TE, Alexander J. Undersøkelse av arseninnhold i jord i skolegården i Stormyra barnehage. NGU Rapport 99.058, Trondheim 1999b, 13 sider

Ottesen RT, Volden T, Finne TE, Alexander J. Undersøkelse av polyklorerte bifenyler (PCB) i jorden i skolegården ved Hellen skole. NGU Rapport 99.062, Trondheim 1999c, 18 sider.

Ottesen RT, Volden T, Finne TE, Alexander J. Jordforurensning i Bergen – Undersøkelse av barnehager, barneparker og lekeplasser på Nordnes, Jekteviken og Dokken. Helseisikovurdering. NGU Rapport 99.077, Trondheim 1999d, 57 sider.

Ottesen RT, langedal M, Cramer J, Elvebakk H, Finne TE, Haugland T, Jæger Ø, Longva O, Storstad TM, Volden T. (2000) Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune: Datarapport. NGU Rapport nr. 2000,115, 57 sider, 62 kartblad.

Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T. og Haugland, T., 2000: Geokjemisk atlas for Norge. Norges geologiske undersøkelse, Trondheim. 140 sider.

Ottesen, R.T. og Alexander, J., 2003: Forslag til akseptkriterier av PCB-forurenset grunn basert på helsevurderinger og forskrift om farlig avfall. NGU-rapport 2003.048.

Petts, J., Cairney, T. og Smith, M., 1997: Risk-based contaminated land investigation and assessment. John Wiley & Sons, Chichester. 334 sider.

Provoost, J., Cornelis, C. og Swartjes, F., 2006: Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: Why do they differ? Journal of soils sediments, 6 (3): 173-181.

Roberts, D.R., Laughlin, L.L., Hsleigh, P. og Legters, L.J., 1997: DDT, global strategis, and a malaria control crisis in South America. Emerging Infectious Diseases, Vol 3, no 3, July-September 1997: 295-301.

Rose, A.W., Hawkes, H.E. og Webb J.S., 1979: Geochemistry in mineral exploration. Academic Press, London. 679 sider.

Salminen, R og medarbeidere, 2006: Geochemical atlas of Europe. Geological Survey of Finland, Espoo. 586 sider.

Samsøe-Petersen, L., Larsen, E.H., Andersen, N. L., og Larsen, P.B., 2000: Optagelse av metaller og PAH-forbindelse i grønnsager og frugt. Miljøstyrelsen, Miljøprosjekt Nr. 571 2000, 172 sider.

Schleicher, O. Og Jensen, A.A., 2004: Håndbog om vurdering af apredning af dioxin og andre miljøskadelige stoffer fra ukontrollerede brande. Miljøprosjekt Nr. 918 – 2004. Miljøstyrelsen. 64 sider.

SFT: Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. Veiledning 99:01a.1999.

Shay, D.M. og Scott, E.C., 2006: Health based action levels for trivalent and hexavalent chromium. Journal of soil contamination, vol 6 no 6, pp 595-648.

Sorvari, J. og Reinikainen, J., 2006: Soil screening values in Finland. Finnish Environment Institute, Helsinki.

Vermeire, T., Stevenson, H., Pieters, M.N., Rennen, M., Slob, W. og Hakkert, B.C., 1991: assessment factors for human health risk assessment – a discussion paper. Crit. Rev. Toxicol. 29, 439-490.

WHO 1996: Copper. In "Trace elements in human nutrition and health", Geneva. Pp 123-143.

Wölfle, D., 2006: Perfluorite Tenside: Toxikologie. Bundesinstitut für Risikobewertung, Berlin

SFT (1999) Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn. Veiledning 99:01a.

Weideborg M, Alexander J, Norseth T, Vik EA. (1998a). Human toksikologi. Delrapport 1 i SFT/GRUFs Miljøprosjekt. Aquateam-rapport nr. 97-107.

Weideborg, M., 2007: Oppdatering av bakgrunnsdata og forslag til nye normverdier for forurenset grunn. Aquaream rapport 06-039, 100 sider.

Statens institutt for folkehelse (1998). Miljø og helse – en forskningsbasert kunnskapsbase. Rapport, [http://www.fhi.no/publ/rapporter/1999\\_3\\_miljooghelse.html#TopOfPage](http://www.fhi.no/publ/rapporter/1999_3_miljooghelse.html#TopOfPage)

WHO (1998a) Guidelines for drinking-water quality. Second edition Volume 2 Health criteria and other supporting information. WHO, Geneva.

WHO (1998b) Guidelines for drinking-water quality. Second edition Addendum to Volume 2 Health criteria and other supporting information. WHO, Geneva.

WHO 2005: Trichloroethene in drinking water. 45 pp.

WHO 2006: Evaluation of certain food contaminants. Sixty-fourth report of the joint FAO/WHO expert committee on food additives. WHO Technical report series 930.



12. **Vedlegg 1** Eksponerte, eksponeringstid og eksponeringsveier som er benyttet ved bruk av SFTs beregningsverktøy ved ulike arealbruk. Klasse 1 er basert på normverdier

Parametre	Klasse 1 uten	Klasse 1 med	Klasse 2 uten	Klasse 2 med	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
	Klasse 1 er basert på normverdier						
Eksponeringstid for oral inntak av jord (Barn)			365 dg 8 timer	365 dg 8 timer	240 dg 2 timer	240 dg 1 time	
Eksponeringstid for oral inntak av jord (Voksne)			365 dg 8 timer	365 dg 8 timer	240 dg 2 timer	240 dg 1 time	
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (Barn)			80 dg 8 timer	80 dg 8 timer	240 dg 2 timer	240 dg 1 time	
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (Voksne)			45 dg 8 timer	45 dg 8 timer	240 dg 2 timer	240 dg 1 time	
Oppholdstid utendørs (Barn)			365 dg 24 timer	365 dg 24 timer	240 dg 2 timer	240 dg 1 time	
Oppholdstid utendørs (Voksne)			365 dg 24 timer	365 dg 24 timer	240 dg 2 timer	240 dg 1 time	
Oppholdstid innendørs (Barn)			365 dg 24 timer	365 dg 24 timer	240 dg 2 timer	240 dg 1 time	
Oppholdstid innendørs (Voksne)			365 dg 24 timer	365 dg 24 timer	240 dg 8 timer	240 dg 8 timer	
Fraksjon grunnvann fra arealet			0 %	0 %	0 %	0 %	
Fraksjon grønnsaker fra arealet			0 %	30 %	0 %	0 %	
Fraksjon fisk fra nærliggende resipient.			0 %	0 %	0 %	0 %	