

Rapport nr.: 2003.010		ISSN 0800-3416	Gradering: Åpen
Tittel: PCB i yttervegger i bygg tilhørende St Olavs hospital, Trondheim			
Forfatter: Andersson Malin og Volden Tore		Oppdragsgiver: Helsebygg Midt-Norge	
Fylke: Sør-Trøndelag		Kommune: Trondheim	
Kartblad (M=1:250.000)		Kartbladnr. og -navn (M=1:50.000)	
Forekomstens navn og koordinater:		Sidetall:18	Pris: 45,-
Feltarbeid utført: 10-11.12. 2002		Rapportdato: Jan. 2003	Prosjektnr.: 296000
Ansvarlig:			
Sammendrag:			
<p>Omfanget av bruk av PCB i maling og puss på yttervegger i bygninger har hittil vært lite kjent i Trondheim. Det ble derfor bestemt at et antall betongbygg ved St Olavs hospital skulle undersøkes nærmere for å få et bedre bilde av omfanget av bruk av PCB i slike byggematerialer.</p> <p>Dette ble gjennomført en prøvetaking på 10 bygg som er bygd mellom 1955 og 1980. Alle prøver ble analysert for innhold av polyklorerte bifenyler (PCB).</p> <p>Det ble funnet PCB (>100 ppb) i yttervegger i kun en malingsprøve. Alle andre prøver har et lavt PCB-innhold. Dette står i kontrast til lignende undersøkelser i Bergen der det er påvist PCB i yttervegger på flere bygninger.</p> <p>Det konkluderes med at PCB er blitt brukt i liten omfang i de aktuelle bygg i St Olavs hospital og at betongen eller murpussen ikke utgjør en forurensningsfare i rivningsfasen. Bygningene i St Olavs hospital har nokså forskjellig bygningshistorie, derfor gjelder undersøkelsen kun de prøvetatte bygningene.</p>			
Emneord: PCB	Murpuss	Maling	

INNHold

1.	INNLEDNING	4
2.	GJENNOMFØRING AV PROSJEKTET	4
3.	PRØVETAKING	4
3.1	Kjerne/pussprøvetaking	4
3.2	Malingsprøvetaking	4
4.	ANALYSERING AV PRØVER	5
5.	RESULTATER	5
6.	KONKLUSJON	7
7.	REFERANSER	7
8.	VEDLEGG 1	8
9.	VEDLEGG 2:	9

BILDE

Bilde 1	Bilde av avflasket maling på undersiden av altan.	5
-------------------------	---	---

TABELL

Tabell 1	Oversikt over prøvenummer, prøvemedium og innhold av PCB(sum 7).	6
--------------------------	--	---

1. INNLEDNING

PCB-kilder i ytterveggene i bygninger er omtalt i en rekke rapporter (Sverud 1998). PCB har vært brukt i utvendige fuger (Sverud og Estensen, 2000) og som tilsatsstoff brukt til sårbehandling/flikking, grunning, avretting innendørs i bygninger oppført på 1960-70 tallet (ØkoBygg 2002), i isolerglasslim frem til 1975 (ØkoBygg 2002) og i puss/maling (Ottesen og medarbeidere 2000).

Betongbygninger satt opp i tidsrommet 1950-1980 kan ha PCB-holdig maling og/eller puss. NGU har påvist PCB i utvendig puss og maling i murbygninger i Bergen og Tromsø (Andersson og Volden, Andersson og medarbeidere, 2002). I Bergen er 30 % av de undersøkte bygningene forurenset og i Tromsø én bygning. Det generelle bildet i Bergen er at noen boligblokker og skoler er forurenset, mens offentlige bygninger oftest ikke er forurenset (Andersson og medarbeidere, 2002; Andersson og Volden, 2002). Det generelle omfanget av bruk av PCB i maling og puss på yttervegger i bygninger fra Trondheim har hittil ikke vært kjent. Det ble derfor bestemt at en rekke murbygninger ved St Olavs hospital, bygget eller rehabilitert i det aktuelle tidsrommet, skulle undersøkes nærmere for å avdekke om puss eller maling fra bygningene kunne inneholde PCB. Resultatene fra kjemiske analyser av maling/puss fra ytterveggene samt opplysninger om bygningshistorie (pussår og pusstype, malingsår og malingsstype og tidspunkt for fjerning av tidligere maling, vindusutskifting og fjerning av fugemasser) vil det kunne gis en mer presis beregning av omfanget av denne type PCB-forurensning.

2. GJENNOMFØRING AV PROSJEKTET

Helsebygg Midt-Norge laget en liste over 10 prioriterte bygninger som var bygget eller rehabilitert i perioden 1955 til 1980. Fra disse bygningene ble det tatt kjerneprøver av betongen/pussen.

Prøveantallet er ikke tilstrekkelig til å kunne beskrive omfanget av eventuell PCB-forurensning på hele hospitalområdet ettersom det er brukt mange forskjellige byggemetoder og materialer i de ulike bygningene. Undersøkelsen gir likevel en god indikasjon på om det er benyttet PCB i byggematerialene puss og betong i de aktuelle bygningene.

3. PRØVETAKING

3.1 Kjerne/pussprøvetaking

Det ble tatt kjerneprøver (diameter 4 cm og lengde 6 cm) av utvendig maling, puss og betong fra i alt 10 bygninger. Kjerneprøvene ble tatt ut med en boremaskin. Ved bygninger der det var mulig å ta prøve av murpussen uten boring, ble det samlet inn knakkprøver. Murpussen ble separert fra betongen ved hjelp av en steinsag og manuelt nedknust før analyse.

3.2 Malingsprøvetaking

Malingsprøvene ble skrapet med kniv fra murpussen eller betongen der malingen flasset. Disse ble oppbevart i plastposer og analysert etter manuell nedknusing.

4. ANALYSERING AV PRØVER

Alle analysene ble utført av TAUW laboratorium i Nederland. Det er blitt analysert 24 kjerneprøver og 8 malingsprøver. Prøvene ble kun analysert på PCB.

5. RESULTATER

Kartleggingen har avdekket at betong og puss i ytterveggene i de undersøkte bygningene ikke er forurenset med PCB (Tabell 1).

I 24 prøver av puss, mørtel og betong varierer innholdet fra <1 til 4 µg/kg. I 7 av malingsprøvene er PCB (sum 7) innholdet < 100µg/kg.

I én malingsprøve (prøve 21.M1) er det påvist PCB-forurensning. Prøven hadde et PCB-innhold på 750 µg/kg. Denne prøven ble tatt fra undersiden av en altan der malingen synes å være forskjellig fra malingen på veggene (bilde 1). Det var vanskelig å skille ulike malingslag fra hverandre, så det kan ikke fastslås hvilket av lagene som var forurenset. Ved det aktuelle bygget (blokk 21) var det ikke mulig å ta egne malingsprøver fra veggene. Erfaring med liknende arbeid viser likevel at hvis malingen hadde inneholdt PCB, ville dette vært reflektert i kjerneprøvene (betong + maling) som ble tatt.

De andre malingsprøvene hadde en relativt høy deteksjonsgrense (100 µg/kg). Det kan derfor ikke endelig fastslås om disse prøvene er uforurenset eller svakt forurenset med PCB.



Bilde 1 Bilde av avflasket maling på undersiden av altan.

Betongen og pussen utgjør ingen forurensningsfare i de aktuelle bygningene. Malingen er påført i et så tynt lag at det heller ikke vil utgjøre en forurensningsfare ettersom malingen blandes sammen med betong i rivingsfasen.

Området med forurenset maling er sannsynligvis så begrenset at det ikke vil utgjøre noen betydelig forurensningsfare ved senere riving.

Tabell 1 Oversikt over prøvenummer, prøvemedium og innhold av PCB(sum 7)

Prøve- nummer	PCB (Sum7) µg/kg	Prøve- medium	Prøvetakingssted
11.1	<1	mørtel	S-siden av bygg
11.2	<1	mørtel	S-siden av bygg
17.1	<1	betong	NE-kortside av bygg
17.2	<1	murpuss	N-langside av bygg, fra grunnmuren
17.M	<100	maling	NE-kortside av bygg
18.1	<1	murpuss	Knakkprøve fra inngangen
18.2	<1	murpuss	NE-langside av bygg, fra grunnmuren
18.M	<100	maling	Ved siden av inngangen
19.1	<1	betong	5.etage, hjørnet mot bygg 20
19.2	<1	betong	9. etage, hjørnet mot bygg 20, N-enden av altanen
19.3	1	betong	9. etage, hjørnet mot bygg 20, E-enden av altanen
19.M1	<100	maling	5. Etage, altantaket i hjørnet mot bygg 20
19.M2	<100	maling	9. Etage, altantaket i hjørnet mot bygg 20
20.1	<1	betong	5.etage, hjørnet mot bygg 19
20.2	<1	betong	5.etage, hjørnet mot bygg 21
20.3	4	betong	9. etage, hjørnet mot bygg 19
20.4	1	betong	9. etage, hjørnet mot bygg 21
21.1	<1	betong	5.etage, hjørnet mot bygg 20
21.2	<1	betong	9. etage, hjørnet mot bygg 20
21.3	<1	betong	9. Etage, S-kortvegg av bygg
21.M1	750	maling	5. Etage, altantaket i hjørnet mot bygg 20
21.M2	<100	maling	9. Etage, S-kortvegg av bygg
25.1	<1	murpuss	S-langside av bygg
25.2	<1	murpuss	W-kortside av bygg
25.M	<100	maling	W-kortside av bygg
36.1	<1	betong	NE-langside av bygg, ved inngang
36.2	<2	murpuss	S-kortenden av bygg
36.M	<100	maling	S-kortenden av bygg
37.1	<1	murpuss	W-kortside av bygg, mineralpuss
37.2	<1	murpuss	W-kortside av bygg, fra grunnmuren
41.1	<1	murpuss	knakkprøve fra grunnmuren, N-langside av bygg
41.2	<1	murpuss	knakkprøve fra grunnmuren, E-kortside av bygg

6. KONKLUSJON

Det er ikke påvist PCB i puss i de 10 undersøkte bygningene ved St Olavs hospital. Det er påvist én PCB-forurenset malingsprøve på undersiden av en altan. Det synes ikke som denne malingen er brukt andre steder på bygningen. På grunn av høye deteksjongrensener, kan man kun fastslå at de resterende malingsprøvene har et PCB-innhold lavere enn 100 µg/kg.

De undersøkte ytterveggene for de aktuelle bygningene ved St Olavs hospital kommer ikke å utgjøre en forurensningsrisiko ved rivingsfasen. Det har blitt beregnet et normverdi for PCB for mest følsom arealbruk som gjelder Trondheim. Den er 0,7 mg/kg jord (Alexander, 2002. Vedlegg 2).

Det må poengteres at denne undersøkelsen ikke er nok til å "friskmelde" hele hospitalområdet når det gjelder PCB-forurensning. Ved denne undersøkelsen ble kun yttervegger undersøkt, men betonggulv og fugemasser mellom betongelement kan utgjøre en forurensningsrisiko. Det anbefales å gjennomføre en tilsvarende undersøkelse ved de resterende bygninger fra den aktuelle tidsperioden (1952-1980). Det anbefales også at betongen i de underjordiske tunnelene undersøkes.

7. REFERANSER

Andersson, M. og Volden, T., 2002: PCB i yttervegger i hus fra Tromsø. NGU-rapport 2002.103. 10 sider.

Andersson, M., Volden, T., Ottesen, R.T., Haugland, T., Waldum, A. og Engelsen, C. J. 2002: PCB i yttervegger i hus fra Bergen og uteområdene rundt bygningene. NGU-rapport 2002.102 (under utarbeidelse).

Ottesen, R.T., Haugland, T. og Volden, T., 2000: Påvisning av kilde til PCB-forurensning i utearealet til Fløen barnehage i Bergen. NGU-rapport 2000.136. 9 sider.

Sverud, T., 1998: PCB i bygningsmaterialer. SFT-rapport 98:09, 20 sider.

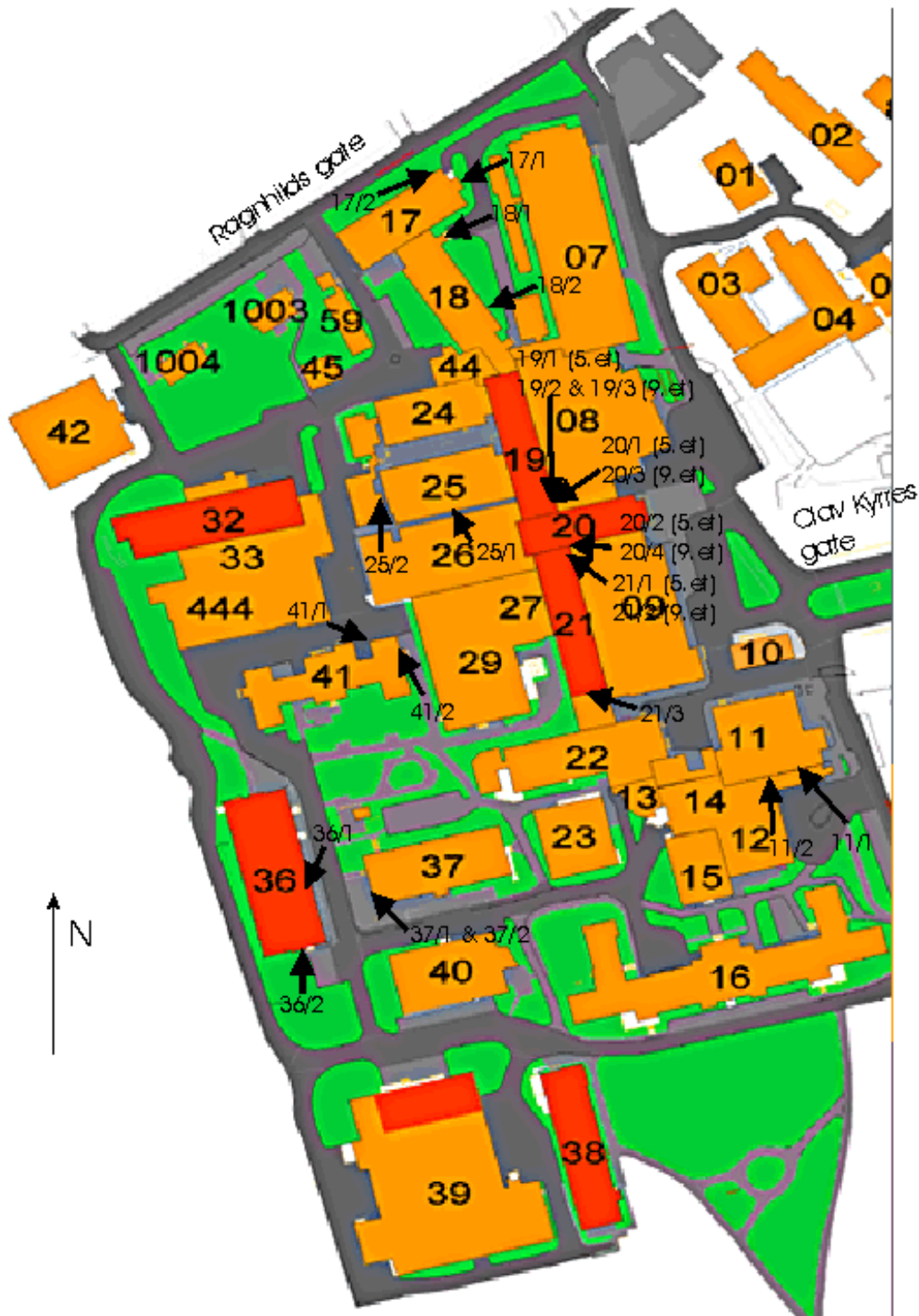
Sverud, T. og Estensen. A.S.G., 2000: Identifisering, prøvetaking og analyse av fugemasse for PCB. Veritas-rapport 2000-3073, 28 sider.

Økobygg, 2002: Identifisering av PCB i norske bygg. PCB veileder, Økobygg: Eiendom-Bbygg-Anlegg, 52 sider.

8. VEDLEGG 1

Editert fra: <http://www.rit.no/stolav/stottefunksjoner/Kontakt+oss/kart.htm>

Kart over prøvepunkter, St. Olavs hospital



9. VEDLEGG 2:

30. oktober 2002

Forslag til akseptkriterier av forurenset grunn basert på helsevurderinger

Jan Alexander
Avdelingsdirektør, dr. med.
Avdeling for næringsmiddeltoksikologi
Divisjon for miljømedisin
Nasjonalt folkehelseinstitutt

Bakgrunn

Trondheim kommune ved Miljøavdelingen har i regi av NGU (Ottesen et al. 2000) fått utført en større miljøteknisk undersøkelse av sedimenter i havneområdet (41 lokaliteter) og av overflatejord og dypere jordlag (262 borehull over et område på 10 km²) med hensyn til forurensninger i grunnen. En rekke tungmetaller og de organiske miljøgiftene polyklorerte bifenyler (PCB og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) inklusive benzo(a)pyren (BaP) er bestemt i prøvene. Dette er gjort med bakgrunn i et stort antall tidligere bedrifter som kunne generere spesialavfall samt krigsetterlatenskaper, annen virksomhet som verksteder og bensinstasjoner (Langedal og Ottesen, 2001). For de fleste stoffene er det funnet betydelige høyere konsentrasjoner i den øverste meteren av jordprøvene enn i dypere lag, noe som viser antropogen forurensning av jorda. Forurensningene i sentrale og eldre bydeler skyldes summen av menneskelig aktivitet. De mest forurensede områdene skyldes industri med oppredningsverk, stålindustri, skipsverft, smelteverk og støperier.

Arbeidet er et ledd i Trondheims ønske om en plan for forurensede sedimenter på havna og forurenset grunn med hensyn til arealplanlegging, rasjonelle tiltak og saksbehandling. En ønsker å legge til rette for et system der undersøkelser, saksbehandling og tiltak i forhold til forurenset grunn kan bli effektiv, være miljø- og helsemessig forsvarlig og at saksbehandlingen skal være så forutsigbar som mulig. Det er et ønske å samkjøre søknader etter forurensningsloven og søknader etter plan og bygningsloven.

Akseptkriterier for ulike arealbruk

SFT har utviklet et system for hvordan risiko skal vurderes ved grunnforurensning i forhold til konflikter med areal- og reseipientbruk.. 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 SFT 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 ønsker Trondheim kommune et system der en utvikler generelle akseptkriterier for ulike typer arealbruk slik at det blir unødvendig med stedsspesifikke risikoanalyse for hver eneste tomt.

Nasjonalt folkehelseinstitutt (Folkehelseinstituttet) (tidligere Folkehelsa) har tidligere bistått i utviklingen av SFTs normverdier med hensyn til helse (Weideborg et al 1998a,b) og med helsemessige vurderinger av forurenset grunn i konkrete tilfeller med tanke på tiltaksgrenser i tilfeller der en har påvist forurensninger i grunnen i forbindelse med barneparker og skoler (Ottesen et al, 1999a,b,c,d)

Trondheim kommune ber om at Folkehelseinstituttet utarbeider forslag til helsebaserte akseptkriterier for forurenset grunn ved ulike typer arealbruk. Trondheim kommune ønsker akseptkriterier kategorier arealbruk:

1. Mest følsom
Boliger inklusive fellesarealer, barneinstitusjoner, lekeplasser
2. Følsom
Rekreasjonsområder, byområder (gater, torg), bolig-gater
3. Ikke følsom
Industri, hovedvei

Grunnlaget for SFTs helsebaserte verdier for forurenset grunn.

SFTs helsebaserte verdier for forurenset grunn er utviklet ved at en tar hensyn til en rekke eksponeringsveier: inntak gjennom munnen av jord, inhalasjon av gass eller støv, opptak gjennom hudkontakt med jord (SFT1999). I tillegg kommer indirekte eksponering ved forurensninger i grunnen kan nå drikkevannskilde, forurense vann slik at matfisk forurennes eller at grønnsaker som dyrkes i jorda forurennes og siden spises. Eksponering fra alle disse kilder skal ikke overskride et tolererbart totalinntak av forurensingen. Det tolererbare inntaket for ulike helseskadelige stoffer utvikles ofte internasjonalt i regi av WHO, EU eller i de enkelte land.

I de helsebaserte normene til SFT ligger det store sikkerhetsmarginer slik at overskridelse ikke nødvendigvis fører til risiko for uønskede helseeffekter. Dette skyldes at det ligger sikkerhetsmarginer i det tolererbare inntaket. Dessuten er det brukt store sikkerhetsmarginer ved estimering av inntaket. Det gjelder både tidsperioden og mengden. For eksempel er det brukt et inntak av jord for barn på 150 mg / dag, hvilket er en mengde som ligger over det barn vanligvis får i seg.

Utvikling av helsebaserte akseptkriterier for ulik arealbruk

Ved utvikling av de helsebaserte akseptkriteriene er det tatt hensyn til eksponeringsveier, tid for eksponering og hvilke personer som er eksponert, for eksempel barn og voksne eller bare voksne. Nyere toksikologiske vurderinger er trukket inn der dette er relevant. Dessuten er det tatt hensyn til forurensningsnivået i Trondheim. Akseptkriteriene kan derfor ikke uten videre overføres til andre steder der nivåene og situasjonen kan være en annen.

Vanligvis vil eksponering via munnen være den viktigste og mest bestemmende for hvor lavt det helsebaserte akseptkriterium skal være. Da det er offentlig drikkevannsforsyning i Trondheim er det ikke tatt hensyn til indirekte eksponering via drikkevann. Indirekte eksponering via fisk og skalldyr er heller ikke aktuelt i og med at det aller meste som konsumeres fanges andre steder. Et unntak er dem som fisker innerst i fjorden ved havnen, der det er forurensete sediment, men dette er ikke relevant i denne sammenheng.

Den helsebaserte normen er sammensatt slik for mest følsomt arealbruk der en ikke har tatt hensyn til inntak fra drikkevann og forurensete marine organismer (SFT, 1999):

$$C_{\text{totalinntak}} = \frac{1}{\frac{1}{C_{\text{inntak munnen}}} + \frac{1}{C_{\text{hudkontakt}}} + \frac{1}{C_{\text{innånding støv}}} + \frac{1}{C_{\text{innånding gass}}} + \frac{1}{C_{\text{inntakgrønnsaker}}}}$$

Der C er akseptabel jordkonsentrasjon i mg/kg for de ulike eksponeringsveier.

Denne formelen er brukt som et utgangspunkt ved forslag til akseptkriterier. Det er tatt hensyn til aktuell eksponeringsvei og oppholdstid. Det er også tatt hensyn til de funn som er gjort i Trondheim i det akseptkriteriene ikke trenger å være høyere enn strengt tatt nødvendig.

Eksponeerte, eksponeringstid og eksponeringsveier ved ulike bruk:

Kategori	Bruk	Eksponeerte	Eksponeeringstid	Eksponeeringsveier
<i>Mest følsom</i>	Bolig, barneparkar/ barnehager, lekeplasser inklusive lekearealer ved barneskoler	Beboere: voksne og barn	Stor del av døgnet	Inhalasjon, hudkontakt, inntak via munnen. Gjelder boligområder: inntak via dyrkede grønnsaker
Følsom	Rekreasjonsområder, Gater og torg: opphold og transport	Voksne og barn	Mindre del av døgnet	Inhalasjon Barn: inntak via munnen, hudkontakt
Ikke følsom	Industri, hovedvei	Voksne og barn	Hovedvei: Mindre tid av døgnet Industri: Arbeidstakere større del av døgnet.	Inhalasjon

Generelle kommentarer til inndelingen av bruk. og eksponering

Den mest følsomme arealbruken er boligområder med friområder, lekeområder og hager hvor det kan foregå dyrking av grønnsaker. I tillegg kommer barnehager, barneparkar og lekeområder ved barneskoler. Den mest utsatte gruppen for denne arealbruken er små barn som kan ha et stort inntak av jord i munnen. En stor del av tiden tilbringes på slike arealer. Grunnforurensning på lekeområder ved barneskoler der det fortrinnsvis leker større barn medfører mindre risiko da større barn inntar betydelig mindre mengder jord.

Følsom arealbruk omfatter både rekreasjonsområder og bolig-gater og torg. Selv om barn ferdes på disse områdene, er det mindre aktuelt med høyt inntak via munnen. Dessuten er oppholdstiden langt mindre.

Fra ikke følsom arealbruk er det først og fremst inhalasjon som er aktuelt, også for barn. Bare arbeidstakere som arbeider i industri vil ha lang oppholdstid.

Forslag til akseptkriterier basert på helsevurderinger

Det er tatt utgangspunkt i de komponenter som er bestemt i undersøkelsen utført av NGU (NGU rapport 2000.115, 2000)

Komponent	Arealbruk 1 Mest følsom	Arealbruk 2 Følsom	Arealbruk 3 Ikke følsom	SFT 1 ^A	SFT 2 ^B
<i>Metaller</i> (mg/kg jord tørrstoff)					
Arsen	20	40	60-100	2	1,7
Bly	100 -150	150	Ikke begrensning	60	96
Kadmium	10	10	10	3	11,7
Kvikksølv	1	2	5	1	0,9
Kopper	Ikke begrensning	Ikke begrensning	Ikke begrensning	100	3,34 10 ⁴
Sink	Ikke begrensning	Ikke begrensning	Ikke begrensning	100	5,24 10 ⁴
Krom	Ikke begrensning	Ikke begrensning	Ikke begrensning	25	9,2 10 ⁴
Nikkel	135	135	135	50	135
<i>Organiske stoffer</i> (mg/kg jord tørrstoff)					
Benso(a)pyren BaP	0,5	0,5	2,6	0,1	0,01
PAH (16)	-	-	-	2	-
PCB	0,7	0,7 - 5,4	83 - 330	0,01	0,0047

^A SFTs gjeldende normverdier for mest følsomt arealbruk

^B SFTs akseptable mengde basert på helse, alle eksponeringsveier eksklusive drikkevann

Kommentarer til de enkelte komponentene

Arsen

Arsen er et grunnstoff som ikke er nødvendig for menneske. Arsen finnes som uorganiske salter i naturen og forekommer som forurensing fra ulik industriell virksomhet og metallsmelteverk, for eksempel koppersmelteverk. Det naturlige arseninnhold i jordsmonnet varierer meget opp til 9 mg/ kg jord i Norge (SFT, 1999). Arsenforbindelser er brukt ved trykkimpregnering av trevirke. Arsenet i trykkimpregnerte materialer kan vaskes ut av regn og forurense jordsmonnet omkring materialene. Dette har vært en aktuell problemstilling ved bruk av trykkimpregnerte materialer til lekeapparater i barnehager og barneparker. Uorganiske arsenforbindelser er helseskadelige og kan fremkalle hud kreft ved inntak gjennom munnen eller lungekreft ved innånding. Marine organismer som fisk og særlig skalldyr kan inneholde store mengder organisk bundet arsen. Organisk arsen fra marine organismer regnes ikke som helseskadelige. Den vesentligste kilden for uorganiske arsenforbindelser er gjennom maten. I noen deler av verden finnes det naturlig mye arsen i grunnvann som er i bruk som drikkevann. Norsk drikkevann inneholder meget lite arsen.

Verdens helseorganisasjon har fastsatt et tolerabelt ukentlig inntak av arsen på 15 µg/kg kroppsvekt, dvs. ca. 2 µg /kg kroppsvekt/dag. Gitt at uorganisk arsen utgjør ca 25 % av arsenet i maten er det daglige inntaket av uorganisk arsen fra maten estimert til omkring 0,3 –4 µg hos barn og 4,2 –32 µg hos voksne (WHO, 1998). Bakgrunnsinntaket fra luften er antas

å være helt minimalt, under 0.005 µg /dag, men kan være høyere i nærheten av for eksempel koppersmelteverk.

Nesten alle arsenverdiene overskrider SFTs norm på 2 mg/kg jord for mest følsomt arealbruk. Folkehelsa har tidligere foreslått en praktisk aksjonsgrense på 20 mg arsen/ kg jord for barnepark, dvs. mest følsomt arealbruk (Ottesen et al. 1999b). Dette forslaget var basert på et resonnement om et inntak av 4 µg arsen /dag fra 200 mg jord. Dette svarer til for et 10 kg stort barn til 0,4 µg/ kg kroppsvekt hvilket utgjør en mindre del av det tolererbare inntaket på 2 µg/ kg kroppsvekt. Kun et mindre antall prøver overskrider 20 mg arsen/ kg jord. For følsomt areal foreslås et akseptkriterium på 40 utfra det resonnement at inntaket av jord fra dette arealet er mindre og kortvarig. For ikke følsomt areal har en kun tatt hensyn til inhalasjonseksposering. Her gir beregninger ut fra SFTs anbefalinger en verdi på 61µg/kg jord. Oppholdstiden er imidlertid kortere enn hele døgnet som denne verdien baseres på. Det foreslås derfor et intervall i tabellen.

Bly

Bly er et metall som ikke er nødvendig for menneske. Det har vært i utstrakt bruk og forurensingsstammer fra metallindustri, skapmetall, blymønje, bensin etc. Nivåene i luft har gått ned som følge av at det brukes lite bly i bensin. Inntaket av bly fra luften er liten i Norge. Det meste av blyet vi får i oss kommer fra maten. Opptaket fra tarmen er lite hos voksne, < 10%, men kan være opp til 40% hos de minste barna. Bly er helseskadelig og selv mindre mengder har vist seg skadelig. Bly skader utvikling av nervesystemet hos barn, men særlig følsomt er foster i mors liv. Bly lagres i beinvev og tenner. WHO har fastsatt et tolerabelt inntak på 35-70 µg pr dag for barn som veier 10- 20 kg, dvs. 3,5 mg/ kg kroppsvekt/dag.

Ca 20 % av grunnprøvene overskrider SFTs norm på 60 mg/kg jord for mest følsomt arealbruk. SFTs helsebaserte norm på 97 mg/kg jord overskrides av ca 10 % av prøvene. Folkehelsa har tidligere foreslått en praktisk aksjonsgrense på 150 mg bly/ kg jord for barnepark, dvs. mest følsomt arealbruk (Ottesen et al. 1999d). Dette forslaget var basert på et resonnement om et inntak av bly fra jord som inneholder 150 mg bly/kg jord vil dette føre til et inntak av bly på opp til 30 µg ved et inntak av jord på 200 mg pr dag. Et mindre antall prøver overskrider dette nivå og er angitt å forekomme i områder med industriell virksomhet og hvor grunnen er tildekket. En tilsvarende grense foreslås også for følsom arealbruk.

Kadmium

Kadmium er et helseskadelig metall som hopper opp i kroppen og særlig nyrene. Kadmium skilles nesten ikke ut og vil derfor hoppe opp gjennom hele livet. Nyrene skades når kadmium i nyrene overskrider en viss mengde. Det er vist i studier fra Belgia som har hatt kadmiumforurensende industri at hyppigheten av lette nyreskader hos eldre er økt i områder med sterk kadmiumforurensning. Kadmium forekommer i små mengder i maten. Røykere får i seg større mengder fra tobakk. Bare 1 prøver overskrider SFTs normverdi for mest følsom arealbruk. Ingen overskrider den helsebaserte normen til SFT.

Kvikksølv

Kvikksølv er et helseskadelig metall som hovedsakelig skader nervesystemet. Kvikksølv foreligger som metallisk kvikksølv som kan dampe av, som kvikksølvsalter og som organisk bundet metylkvikksølv. Metylkvikksølv dannes fra kvikksølv av bakterier, særlig i sedimenter og kan tas opp av fisk. Det er ikke angitt i hvilken form kvikksølv forekommer i grunnen. De

fleste prøvene ligger under SFTs normverdi for mest følsom arealbruk.. Den lave verdien for den helsebaserte akseptverdien som fremkommer ved bruk av SFTs beregningsmåte skyldes avdamping av kvikksølv damp fra grunnen. Dersom en ser bort fra dette som en faktor vil en kunne akseptere lang høyere verdier. Det er vanskelig å vurdere i hvilken grad kvikksølv foreligger som metallisk kvikksølv i grunnen og i hvilken grad avdamping er en aktuell problemstilling. Det foreslås noe høyere akseptkriterier for følsom og lite følsom arealbruk som følge av kortere eksponeringstid.

Kopper

Kopper er et essensielt metall for kroppen hvor vi får hovedmengden gjennom maten. Inntaket hos små barn er ca 0,5 mg pr. dag mens det hos voksne variere mellom 1 til 3 mg pr dag. Først meget store konsentrasjoner i jord vil ha betydning. Bare 5 % av prøvene overstiger 100 mg/kg jord. Gitt et inntak på 200 mg jord vil 100 mg kopper /kg jord svare til et totalinntak via munnen på 20µg pr. dag hvilket bare er en brøkdel av inntaket fra mat. Verdier opp mot 600 mg/kg jord er funnet i overflaten. Disse verdier alene representerer ikke noe helseproblem. Men det er funnet annen metallforurensning i samme område.

Sink

Sink er et essensielt metall for kroppen hvor vi får hovedmengden fra mat. Inntaket av sink ligger på 5-22 mg pr. dag. Anbefalt inntak for små barn i USA er ca 10 mg dag. Bare meget høye konsentrasjoner i jord vil ha betydning. Ca. 50 % av prøvene overskrider SFTs grense på 100 mg / kg jord for mest følsom arealbruk. Verdier opp mot 1800 mg/kg jord er funnet. Disse verdiene alene representerer ikke noe helseproblem.

Krom

Krom foreligger i to hovedformer, som Cr(III) og som Cr(VI). Cr(III) er mindre løselig, tas i mindre grad opp i kroppen og er lite toksisk. Cr(VI) foreligger som ulike salter, er mer løselig tas lett opp i kroppen og er helseskadelig. Cr(VI) skader arvestoffet og er kreftfremkallende. I jordprøvene er totalmengde krom bestemt, og det er ikke gjort spesiering. Imidlertid vil Cr(III) dominere i jorda da Cr(VI) lett reduseres av organiske stoffer. Kun ved meget sterk forurensning vil det foreligge Cr(VI) mengder av betydning. Nesten alle prøver overskrider SFTs grense på 25 mg / kg jord for mest følsom arealbruk. Dette skyldes naturlig høyt innhold av krom i grunnen. Denne vil foreligge som Cr(III) og derved ikke representere noe helseproblem

Nikkel

Nikkel er et ikke essensielt metall som finnes i naturen og som forekommer som forurensning i forbindelse med nikkelproduksjon, fra stålproduksjon, galvanisering, svising, nikkel-kadmium batterier etc. Inntaket av nikkel fra byluft variere 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 variere fra 150 og opp til 400 µg pr. dag. Nikkel er kreftfremkallende ved inhalasjon, men regnes ikke for å være kreftfremkallende ved inntak gjennom munnen. Høye inntak kan øke allergiproblemer hos personer som er allergiske for nikkel.

Ca 20 % av grunnprøvene i Trondheim overskrider SFTs norm på 50 mg/ kg jord for mest følsom arealbruk. Dette skyldes at grunnen naturlig inneholder nikkel i større mengder enn vanlig i Norge. Ingen prøver overskrider SFTs helsebaserte norm er på 135 mg /kg jord.

Benso(a)pyren og PAH

PAH er en kompleks blanding av polysykliske aromatiske forbindelser som oppstår ved ufullstending forbrenning av organisk materiale. Blant PAH forbindelsene finner en en rekke kreftfremkallende stoffer hvorav benso(a)pyren er den mest potente. Det er den kreftfremkallende egenskap som er den kritiske og som bør ligge til grunn for helserisikovurderingen. Det er antatt at den kreftfremkallende virkning går via skader i arvestoffet siden svært mange PAH forbindelser er arvestoffskadende. I slike tilfeller er det ikke mulig å fastsette en nedre grense terskel hvor det ikke utløses effekt. I slike tilfeller prøver en å gjøre ekstrapoleringer fra høye doser i dyreforsøk ned til doser der risikoen kan anses for å være neglisjerbar. En bruker i Norge er ofte en livstidsrisiko på 10^{-5} . Det er beheftet stor usikkerhet i ekstrapoleringen, men det er generelt antatt at en overestimerer risikoen slik at det også her ligger en sikkerhetsmargin. Ved testing av BaP og PAH blandinger i dyreforsøk finner en at PAH blandinger er noe mer potente enn BaP alene, i størrelsesorden 2,5 ganger. Det er grunn til å tro at denne forsterkende effekten bare er tilstede i høye doser og ikke i små doser, men det vet vi ikke sikkert. Profilen av PAH i mat og PAH fra kullproduksjon variere innefor en faktor 10. Som en tilnærming kan en anta at profilen i grunnen ikke avviker mye. Derfor kan en for praktiske formål bruke BaP som en indikator som en kan basere risikovurderingen på. Det er derfor ikke foreslått akseptkriterier for sum av 16 PAH.

Folkehelseinstituttet har nylig vurdert PAH forurensing for Statens næringsmiddeltilsyn og estimert at et daglig inntak av BaP korrigert for PAH blandingen på 2,3 ng/kg kroppsvekt svarer til en livstidsrisiko på 10^{-5} (Alexander og Knutsen, upublisert). Vi har derfor antatt at et inntak på 2,3 ng/ kg kroppsvekt per dag i løpet av hele livet kan anses for et tolerabelt inntak. Denne verdien ligger i samme størrelsesorden som den verdi som er brukt som grunnlag for SFTs beregninger.

Ved å anvende SFTs beregningssystem for helsebaserte verdier for forurenset grunn kommer en til ca 0,01 mg / kg jord, mens normen er satt til 0,1 mg/kg jord. Dersom en bare tar hensyn til inntak av støv, hudkontakt og inhalasjon av støv kommer en til 0,5 mg/kg jord. Det er med andre ord indirekte inntak via grønnsaker som driver verdien ned for BaP. Vi må imidlertid anta at det i boligområder og villahager bare i begrenset grad vil dyrkes grønnsaker og at disse igjen bare utgjør en begrenset del av kostinntaket. Det er derfor rimelig å se bort fra dette bidraget for mest følsomt arealbruk som omfatter barnes lekeområder og boligområder. For ikke følsom areal har en bare tatt hensyn til inhalasjonseksposering og brukt SFTs beregningsmodell.

Prøvene fra grunnen viser at ca 30 % av prøvene overskrider SFTs normverdier, mens legger en verdien 0,5 mg/kg jord til grunn for mest følsom arealbruk vil kun et mindre antall prøver overskride denne verdien. Det må iverksettes tiltak i områder med høye BaP verdier ved graving og brygging i slike områder.

PCB

PCB er en gruppe klororganiske stoffer som har vært i utstrakt industriell bruk i oljer, kitt maling avrettingsmasse, isolerglass etc. PCB brukes ikke lenger. Men PCB kan finnes i

grunnen som følge av tidligere forurensing med transformatorolje og ikke minst som et resultat av rehabilitering av bygningen der PCB har vært anvendt i bryningsmaterialer som for eksempel murpuss og isolerglass (Ottesen et al 1999a). PCB brytes langsomt ned i naturen og har en tendens til å hoppe opp i næringskjeden. PCB er lite akutt giftig, men kan ha en rekke effekter ved opphopning i kroppen. En regner at fosteret er mest utsatt og da som en følge av mors eksponering. Befolkningen PCB eksponering er for nedadgående.

Ved å anvende SFTs beregningsmåte for helsebaserte normverdier vil en komme til 0,0047 mg/kg jord for mest følsom arealbruk. Indirekte inntak via grønnsaker er den faktor som driver verdien ned. Vi må imidlertid anta at det i boligområder og villahager bare i begrenset grad vil dyrkes grønnsaker og at disse igjen bare utgjør en begrenset del av kostinntaket. Det er derfor rimelig å se bort fra dette. Vi har tidligere foreslått en tiltaksgrense på 0,5 mg/kg jord med basis i det svenske Naturvårdsverkets anbefalinger (Ottesen et al, 1999a)

Grunnprøvene viser at under 5% av prøvene overskrider SFTs normverdi på 0,1 mg/kg jord for mest følsom arealbruk, mens ingen av prøvene overskrider 0,5 mg /kg jord. Funn fra andre steder i landet har imidlertid vist at svært høye PCB verdier kan forekomme lokalt som følge av forurensninger fra rehabiliterte bygninger som er satt opp på 1950-60 tallet. Det er derfor mulig at en også i Trondheim vil finne dette. Forslaget til helsebaserte akseptkriterier for følsom arealbruk er basert på aktuelle eksponeringsveier og eksponeringstid hvor også hudkontakt og inntak via munnen er inkludert som laveste verdi. Det kan imidlertid være rimelig å bare ta hensyn til inhalasjon og hud kontakt, men dette må vurderes i hvert enkelt tilfelle. Den høyeste verdien er basert på disse eksponeringsveiene. For ikke følsom arealbruk er det kun tatt hensyn til inhalasjonseksponering. Det er satt et intervall hvor den laveste verdien fremkommer fra SFTs veiledning, men den høyeste verdien er anbefalt av det svenske Naturvårdsverket.

Referanser

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

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. Jordforurensing i Bergen – Undersøkelse av barnehager, barneparker og lekeplasser på Nordnes, Jekteviken og Dokken. Helse- og risikovurdering. 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.

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.

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

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

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.