



Jordforurening og sundhedsrisiko

Beskrivelse af den sundhedsmæssige betydning af jordforurening med bly og benz(a)pyren i Københavns og Frederiksberg Kommuner

Embedslægeinstitutionen i Københavns og Frederiksberg Kommuner

Embedslægeinstitutionen for Frederiksborg Amt

2002

JORDFORURENING OG SUNDHEDSRISIKO

BESKRIVELSE AF DEN SUNDHEDSMÆSSIGE BETYDNING AF JORDFORURENING MED BLY OG
BENZ(A)PYREN I KØBENHAVNS OG FREDERIKSBERG KOMMUNER

Embedslægeinstitutionen for Københavns og Frederiksberg kommuner
Embedslægeinstitutionen for Frederiksborg amt

December 2002

Elektronisk ISBN nr 87-989338-1-7
Oplag: 100
Tryk: Sundhedsstyrelsen

Forord

Der har i mange år været gjort en stor indsats for at rydde op på grunde, der var forurenede af industrivirksomhed. De senere år har man erkendt, at også byjord uden sådan punktkildeforurening i stort omfang er diffust forurenede på grund af jordflytning og mangeårigt nedfald af luftforurening. Den diffuse forurening har vist sig generelt at bestå af bly og tjærestoffer. Forureningen er mange steder over afskæringskriterierne. Da det er ikke muligt at rydde op med det samme overalt, er der behov for en vurdering af, hvilke sundhedsskader denne jordforurening kan medføre.

I rapporten er valgt at fokusere på jordforureningen med bly (Pb) og tjærestoffet benz(a)pyren (B(a)P) i Københavns og Frederiksberg kommuner. De sundhedsproblemer, som denne forurening må antages at kunne forårsage, er vurderet bl.a. ud fra de af Miljøstyrelsen anvendte standardforudsætninger til risikoberegning, og vurderingen baserer sig således på eksisterende viden. I rapporten diskuteres de begrænsninger og metodemæssige vanskeligheder, som er forbundet med vurderingen.

Formålet med rapporten er at belyse jordforureningens sundhedsmæssige konsekvenser og herved bidrage til debatten og grundlaget for den nødvendige prioritering af miljøindsatsen. Rapporten er skrevet til administratorer, politikere og interesserede borgere.

Rapporten er udarbejdet af en projektgruppe, som blev dannet med udgangspunkt i embedslægeinstitutionernes forpligtelse til at følge sundhedsforholdene i lokalområdet med henblik på rådgivning af myndighederne. Projektgruppen har haft følgende medlemmer:

Embedslæge Anne Fabricius, Embedslægeinstitutionen for Københavns og Frederiksberg kommuner

Embedslæge Marianne Søeby, Embedslægeinstitutionen for Frederiksborg amt

Akademiingeniør Susanne Boiesen Petersen, Miljøkontrollen, Københavns Kommune

Cand. scient. Helene Frische, Miljøkontrollen, Københavns Kommune

Akademiingeniør Bodil Christensen, Miljøafdelingen, Frederiksberg Kommune

Farmaceut Poul Bo Larsen og farmaceut Irene Edelgaard, Miljøstyrelsen samt overlæge Peter Jacobsen, Arbejds- og miljømedicinsk klinik, Bispebjerg Hospital takkes for kritiske kommentarer.

FORORD	3
RESUMÉ	7
JORDFORURENING	7
SUNDHEDSSKADELIGE EFFEKTER AF BLY	8
SUNDHEDSSKADELIGE EFFEKTER AF B(A)P	9
1. INDLEDNING.....	11
1.1 BAGGRUND FOR RAPPORTEN	11
1.2 AFGRÆNSNING AF PROBLEMSTILLINGEN	11
1.3 FORMÅL	12
2. STANDARDER OG GRÆNSEVÆRDIER	13
BLY	14
3. JORDFORURENING I KØBENHAVNS OG FREDERIKSBERG KOMMUNER	15
3.1 DIFFUS FORURENING, HERUNDER OPFYLD	15
3.2 PUNKTKILDEFORURENING	16
4. METODER TIL VURDERING AF SUNDHEDSSKADER	17
4.1 SYGDOMSTILFÆLDE OG MEDICINSKE UNDERSØGELSER	17
4.2 TEORETISKE BEREKNINGER	17
4.3 BIDRAG FRA FORSKELLIGE KILDER	18
5. BLY	19
5.1 DATA OM JORDFORURENING	19
5.2 SUNDHEDSSKADELIGE EFFEKTER	20
5.3 SYGDOMSTILFÆLDE OG MEDICINSKE UNDERSØGELSER	22
5.4 TEORETISKE BEREKNINGER	22
EKSPONERINGSGRAD	24
5.5 BIDRAG FRA ANDRE KILDER	24
5.6 DISKUSSION	26
6. B(A)P.....	29
6.1 DATA OM JORDFORURENING	29
6.2 SUNDHEDSSKADELIGE EFFEKTER	30
6.3 SYGDOMSTILFÆLDE OG MEDICINSKE UNDERSØGELSER	31
6.4 TEORETISKE BEREKNINGER	32
6.5 BIDRAG FRA ANDRE KILDER	34
6.6 DISKUSSION	36
7. KONKLUSION	38
8. REFERENCER	40

Resumé

De senere år har man erkendt, at byjord uden punktkildeforurening i stort omfang er diffust forurenet på grund af jordflytning og mangeårigt nedfald af luftforurening. Undersøgelser af den diffuse jordforurening har vist, at det generelt er tungmetallet bly og tjærestofferne de polyaromatiske hydrocarboner (PAH), heraf specielt benz(a)pyren (B(a)P), der forekommer i høje koncentrationer.

I denne rapport beskrives jordforureningen med bly og B(a)P i Københavns og Frederiksberg kommuner, og det vurderes ud fra eksisterende data, hvilke sundhedsmæssige konsekvenser denne forurening må antages at kunne forårsage for de ca. 590.000 beboere i området. I relation til jordforurening udgør navnlig børn under skolealderen en risikogruppe på grund af deres høje eksponering, hvorfor det er valgt at tage udgangspunkt i førskolebørn ved beregningerne. Det skal understreges, at der er en betydelig usikkerhed ved beregningerne. De baserer sig ikke på en systematisk gennemgang af videnskabelig litteratur, men primært på eksisterende standarder og skøn fra Miljøstyrelsen i forbindelse med fastlæggelse af jordkvalitetskriterier. Hvis nyere litteratur inddrages, vil der muligvis kunne ske mindre forskydninger i beregningerne, men størrelsesordenen af resultaterne vil næppe ændres.

Forurening med bly og B(a)P er ikke afgrænset til jord, men forekommer også i vand, fødevarer og udeluft samt for B(a)P's vedkommende også i indeluft forurenet af tobaksrygning. Indtaget gennem disse medier vil være betydeligt, og jordens relative bidrag til den samlede eksponering for forureningsstofferne er derfor vurderet.

Jordforurening

Forurening med bly og B(a)P antages at være på samme niveau på Frederiksberg og i København. Den generelle diffuse forurening i Københavns kommune er fra 1996 – 2001 belyst ved en række undersøgelser af større områder af byen, som man ikke forventede var belastet af forurening fra opfyld, og kun i mindre grad fra industri og trafik. Der er endvidere undersøgt en lang række opfyldte områder i København.

Disse undersøgelser viste for blys vedkommende, at 51% af prøverne var under jordkvalitetskriteriet på 40 mg/kg, mens 44% af prøverne var i rådgivningsintervallet, det vil sige mellem 40 og 400 mg/kg. I de resterende 5% af prøverne var koncentrationen over afskæringskriteriet på 400 mg/kg. Gennemsnitsværdien for alle målinger var 123 mg/kg, 95%-percentilen 360 mg/kg.

For B(a)P var 25% af prøverne under jordkvalitetskriteriet på 0,1 mg/kg, mens 55% af prøverne var i rådgivningsintervallet, det vil sige mellem 0,1 og 1,0 mg/kg. I de resterende 20% af prøverne var koncentrationen over afskæringskriteriet på 1,0 mg/kg. Gennemsnitsværdien for alle målinger var 1,58 mg/kg, 95%-percentilen 4,01 mg/kg.

På Frederiksberg er forureningen med bly og B(a)P fra industriaktiviteter gennem tiden undersøgt på en række ejendomme, hvor der tidligere var forurenende industriak-

tiviteter, og hvor der siden hen er bygget boliger. Undersøgelserne viste, at bly- og B(a)P-niveauerne på disse punktkildebelastede ejendomme ikke adskilte sig væsentligt fra den diffuse forurening. Derfor er kun de foreliggende analyser af diffus jordforurening og af opfyldt brugt som indikator for eksponeringen af børn i kommunerne.

Sundhedsskadelige effekter af bly

Bly kan indtages via luft, vand, fødevarer, jord og støv. Den optagne bly fordeles i blodet og i organer og deponeres i knoglestrukturen og tænder. Sammenhængen mellem blodbly og helbredseffekter er belyst i talrige undersøgelser. Adskillige undersøgelser af børn har vist en række effekter på centralnervesystemet, herunder indlærings- og adfærdsproblemer ved blodblykoncentrationer fra 10 µg/dl og højere. Der er fundet højsignifikant sammenhæng mellem blyeksponering og børns IQ, således at en niveauforskel i blodbly på 10 µg/dl svarer til en forskel i IQ på ca. 2,6 points. Der er ikke fundet en nedre tærskel for effekter. Ud fra en forsigtighedsbetragtning må man således regne med, at der også kan være effekter på børns IQ ved niveauer under 10 µg/dl. Gennemsnitsniveauet for IQ er 100, og 95% af befolkningen har IQ mellem 70 og 130.

Talrige udenlandske undersøgelser har vist sammenhæng mellem blykoncentrationen i jord og eksponerede børns blodbly, og i mange studier er blodblystigning talmæssigt beskrevet som en funktion af jordbly.

Ud fra den beskrevne sammenhæng mellem jordkoncentration og blodbly og mellem blodbly og IQ-tab kan effekten af blyforurening af jorden i København og Frederiksberg teoretisk beregnes til at være 0,05 point for gennemsnitseksponerede og 1 point for højeksponerede.

I en undersøgelse fra 1997 i 3 københavnske haveforeninger med jordforurening omkring 500 mg/kg fandt man, at middelværdien af blodbly for 0-3 årige var 4,0 µg/dl. Niveauet adskiller sig ikke fra andre nyere danske undersøgelser uden for København. Der er således ikke indikationer på, at københavnske børns blodbly ligger på et niveau, hvor skadevirkninger er kendte. På den anden side må man ud fra forsigtighedsbetragtninger og ved brug af ovennævnte sammenhæng mellem blodbly og IQ skønne, at blodblyniveau på 4 µg/dl kan repræsentere et tab på 0,25 IQ-point.

Der er imidlertid andre kilder til blypåvirkning end jord, og deres relative betydning har interesse, og kan beregnes teoretisk. FAO/WHO angiver, at børn kan indtage 25 µg bly per kg legemsvægt per uge (PTWI-værdien (provisorisk tolerabel ugentlig indtagelse)) uden at blodbly stiger. Ud fra Fødevaredirektoratets kostmodel skønnes, at et 2 års barn, der spiser hjemmedyrkede grøntsager, gennem kosten indtager henholdsvis 5,5 og 6,5 µg/kg/uge alt efter, om det bor på jord forurenet svarende til gennemsnittet eller svarende til 95%-percentilen. Gennem direkte jordpåvirkning indtages tilsvarende 11 og 50 µg/kg/uge. Efter udfasning af bly i benzinen er koncentrationen i luften omkring 0,03 µg/m³ i København og indtaget dermed 0,2 µg/kg/uge. Som følge af blyafgivelse fra vandrør og blandingsbatterier i huse skønnes blyindhold i drikkevandet at være omkring 5 µg/l, hvilket giver et indtag på 3,5 µg/kg/uge.

For de gennemsnitseksponderede børn vil den ugentlige påvirkning fra jord, kost, luft og vand således ikke overstige 25 µg/kg og dermed ikke give anledning til stigende blodbly. For de højeksponderede vil blyindtaget blive 61 µg/kg, det vil sige over 25 µg/kg, og vil beregningsmæssigt kunne føre til stigende blodbly. Det største bidrag stammer fra jorden, som altså vil være hovedansvarlig for stigningen og dermed for den mulige IQ-påvirkning.

Bidragsberegningerne bestyrker, at blyforureningen som gennemsnit næppe påvirker blodbly væsentligt, og kun giver ingen eller en meget lille IQ-påvirkning, medens blyforurening omkring afskæringskriteriet for risikobørn kan give et større indtag af bly og dermed et IQ-tab.

Sundhedsskadelige effekter af B(a)P

B(a)P er det mest velundersøgte og et af de mest potente kræftfremkaldende stoffer i PAH-gruppen. Stoffet optages let fra lunger, mave/tarmkanal og hud og distribueres hurtigt til kroppens organer og væv og kan ophobes i brystkirtelvæv og fedt. B(a)P nedbrydes primært i leveren, men omdannes også i andre væv med dannelse af reaktive produkter, der er kræftfremkaldende.

I dyreforsøg er B(a)P og PAH-blandinger indeholdende B(a)P fundet kræftfremkaldende efter indgift via samtlige eksponeringsveje og medfører kræft også andre steder i organismen end svarende til optagelsesstedet. Der er få undersøgelser af PAH'ers virkning på mennesker. Ved hudkontakt kan B(a)P forårsage irritation og acne-lignende udslet, og der kan opstå overfølsomhedsreaktioner. Ved undersøgelser af udsatte grupper er der fundet en sammenhæng mellem udsættelse for B(a)P og udvikling af kræft såvel ved hudkontakt som ved indånding. Det er ikke dokumenteret, at B(a)P ved peroralt indtag er kræftfremkaldende hos mennesker. Den kræftfremkaldende effekt af B(a)P og PAH-blandinger er imidlertid vist i gentagne dyreforsøg, hvorfor B(a)P og PAH-blandinger må antages at være kræftfremkaldende hos mennesker, også ved peroralt indtag. Der anses ikke at være nogen nedre grænse for stoffets skadevirkning. For kræftfremkaldende stoffer, hvor der ikke er en nedre tærskelværdi for effekt, tolereres i Danmark normalt en livstidsrisiko på 10^{-6} , det vil sige et ekstra kræfttilfælde blandt 1 million mennesker på 70 år.

WHO har i 1996 vurderet kræfttrisikoen ved indtagelse af B(a)P i forbindelse med grænseværdifastsættelse i drikkevand. Ved ekstrapolation af resultater fra især forsøg med mus, som har udviklet mavekræft efter fodring med B(a)P, er det for mennesker beregnet, at livslang indtag af vand indeholdende 0,07 µg B(a)P /liter svarende til daglig indtag af 2 ng B(a)P/kg legemsvægt giver en livstidsrisiko på 10^{-6} .

De mulige konsekvenser af B(a)P-indtag hos mennesker kan ud fra forekomsten af kræft i dyreforsøg beregnes teoretisk ud fra det samlede indtag af B(a)P gennem hele livet. Kræfttrisikoestimer for PAH-stofferne er imidlertid usikre på grund af mangel på tilstrækkelige data og kompleksiteten af vurderingen. Der er betydelig international variation i vurderingen af B(a)P's andel af PAH-ernes kræftfremkaldende effekt af-

hængig af bl.a. forskellen i biotilgængeligheden i jord og luft og forskellen i sammensætningen af PAH-blandingen (34, 43, 45) .

Ud fra den gennemsnitlige eksponering for B(a)P gennem indtag af jord og ved hud-eksponering kan det beregnes, at der sandsynligvis vil opstå 2 ekstra kræfttilfælde i de to kommuner i løbet af 70 år. Dette svarer til en livstidsrisiko på $3,2 \cdot 10^{-6}$. Imidlertid vil højeksponerede have en større risiko, nemlig 10^{-5} for børn med jordindtag svarende til 95%-percentilen, som eksponeres for jord forurennet svarende til 95%-percentilen.

Der er også andre kilder til B(a)P-påvirkning end jord. I gadeluften i København er målt omkring $2,2 \text{ ng B(a)P/m}^3$. Indendørsluft vurderes at have et B(a)P-indhold på ca. 50% af udeluften. Som gennemsnitkoncentration for luft er benyttet $1,5 \text{ ng B(a)P/m}^3$, idet befolkningen opholder sig indendørs hovedparten af tiden. WHO har beregnet en livstidsrisiko på 1 per 1.000.000 ved livslang eksponering for en luftkoncentration på $0,012 \text{ ng B(a)P/m}^3$, idet B(a)P-indholdet er benyttet som indikator for hele PAH-blandingen. Herudfra kan det sandsynlige antal kræfttilfælde opstået som følge af luftforureningen beregnes til ca. 74 ved livslang udsættelse for luftforurening med PAH i København og Frederiksberg. Tilsvarende vil udsættelse for indeluft, der er stærkt forurennet med tobaksrøg i en time pr. dag medføre ca. 41 ekstra kræfttilfælde i København og Frederiksberg i løbet af 70 år. I København og Frederiksberg diagnosticeredes i 1997 444 tilfælde af primær lungekræft, svarende til 31.080 på 70 år. De fleste af disse skyldes tobaksrygning.

Føden anses for at være den største kilde til B(a)P-udsættelse hos ikke-rygere. Benyttes 1000 ng B(a)P pr. dag som et gennemsnit for det daglige indtag for børn og voksne gennem livet fås ved tilsvarende beregninger, at kosten vil medføre ca. 8 ekstra kræfttilfælde blandt befolkningen i løbet af 70 år. Her er alene benyttet B(a)P-indholdet til risikoberegningerne.

Risikoen for kræft som følge af jordforurening for befolkningen i København og Frederiksberg er således svarende til $\frac{1}{4}$ af den beregnede risiko som følge af kostens indhold af B(a)P, men betydelig mindre end risikoen som følge af luftforurening med B(a)P og passiv og aktiv rygning. Usikkerheden ved de teoretiske beregninger er betragtelig, men er sammenlignelig med den usikkerhed, man accepterer ved at anvende jordkvalitetskriterierne.

1. Indledning

1.1 Baggrund for rapporten

Grunde, der var forurenede af industrivirksomhed og affaldsdeponering, blev tidligere registreret, undersøgt, vurderet enkeltvis og ryddet op alt efter anvendelse i henhold til den tidligere lov om affaldsdeponering. De senere år har man erkendt, at også byjord i stort omfang er diffust forurenede på grund af jordflytning og mangeårigt nedfald af luftforurening.

I denne rapport er som definition på diffus jordforurening brugt definitionen fra ”Kortlægning af forurenede arealer”, Vejledning nr.8, 2000 fra Miljøstyrelsen: Ved diffus jordforurening forstås en jordforurening fra diffuse kilder. Kilder til diffus forurening er: Industrielle emissioner til luften, emissioner fra boligopvarmning, vejstrækninger med tæt biltrafik og forskellige blandede belastningsbidrag i øvrigt over en lang periode. Forurenede fyldmateriale, som er anvendt ved opfyldning, kan også regnes med under diffuse kilder. Dette er tilfældet i denne rapport.

Med jordforureningsloven, der trådte i kraft den 1. januar 2000, er diffus jordforurening omfattet af lovgivningen. Fra centralt hold anbefales det, at oprydningsindsatsen omlægges, således at kun kraftigt forurenede jord, det vil sige jord forurenede over et fastlagt *afskæringskriterie* ryddes op. Lettere forurenede jord, det vil sige jord forurenede mellem fastlagte *kvalitetskriterier* og *afskæringskriterier (rådgivningsintervallet)* ryddes ikke op. Beboerne i disse områder rådgives om, hvordan kontakt med den lettere forurenede jord mindskes (5).

Effekten af en sådan rådgivning er imidlertid ikke kendt, ligesom der vil være mange grunde forurenede over afskæringskriteriet, der ikke kan ryddes op med det samme. Der vil således være mennesker, der i mange år er eksponeret for forurenede jord. Det er derfor af interesse at vurdere, hvilke sundhedsskader jordforureningen kan medføre, med henblik på administrativ beslutningstagning og information til befolkningen.

1.2 Afgrænsning af problemstillingen

Den diffuse forurening stammer fra spredning af forurenede fyldaflejringer i forbindelse med byggeri gennem tiden og fra luftforurening helt tilbage fra begyndelsen af 1900-tallet. Luftforureningen stammer fra trafik, industri og fra afbrænding i kakkellovne m.m. Diffus forurening er således i høj grad et problem i ældre bykerner, og det er derfor i dette projekt valgt at se på området afgrænset af Københavns og Frederiksberg kommuner, der udgør et samlet område i relation til diffus jordforurening.

Undersøgelser af den diffuse jordforurening har vist, at det generelt er tungmetallet bly og tjærestofferne de polyaromatiske hydrocarboner (PAH), heraf specielt benz(a)pyren (B(a)P), der forekommer i høje koncentrationer. Bly stammer først og fremmest fra nedfald af tidligere tiders forurening, idet luften var forurenede af trafikken som følge af blyindholdet i benzinen. Gruppen af PAH'er dannes ved ufuldstændig forbrænding af

organisk materiale. Væsentlige kilder for dannelse af PAH er trafik, opvarmning og affaldsforbrænding.

Tjærestofferne PAH er en blanding af stoffer med varierende grad af kræftfremkaldende effekt. Der kan ikke gives en entydig konklusion på, hvordan den samlede kræftfremkaldende effekt af en kompleks PAH-blanding kan estimeres ud fra de enkelte PAH'ers bidrag. Ved udelukkende at benytte B(a)P-indholdet som grundlag for en vurdering af den kræftfremkaldende effekt af en PAH-blanding sker der en vis under-vurdering. Medregnes imidlertid 4 af de andre mest kræftfremkaldende PAH'er som om de havde samme kræftfremkaldende effekt som B(a)P, medfører det en overvurdering.

For en overfladisk jordforurening opstået ved atmosfærisk nedfald synes B(a)P-indholdet at kunne anvendes som indikator for det samlede PAH-indhold, idet stoffet udgør en relativ konstant andel af PAH både i luft og i jord (38,45). Da B(a)P ydermere er bedst undersøgt i toksikologisk henseende, er der i beregningerne alene anvendt værdier for B(a)P.

Forurening med bly og B(a)P er imidlertid ikke afgrænset til jord. De to forureningskomponenter findes også i vand, fødevarer og udeluft samt for B(a)P's vedkommende også i indeluft forurenede af bl.a. tobaksrygning. Indtaget gennem disse medier vil også være betydeligt, hvorfor jordens relative bidrag til den samlede eksponering er af interesse i en samlet risikovurdering.

I relation til jordforurening udgør navnlig børn under skolealderen en risikogruppe på grund af deres høje eksponering. Deres adfærd gør, at de indtager langt mere jord og støv end voksne, og fysiologiske forhold som stoffernes optagelse fra mavetarmkanalen bevirker, at deres eksponering per kg legemsvægt er langt større end voksnes. Endvidere er deres nervesystem mere følsomt for giftvirkninger, da det ikke er færdigudviklet, og muligheden for at udvikle kræft, der typisk viser sig mange år senere, er større, da børnene har et langt liv foran sig. I en befolkning vil sundhedsskader som følge af jordforurening således typisk skyldes påvirkning i barnealderen, hvorfor det i denne rapport er valgt at tage udgangspunkt i førskolebørn ved beregningerne.

1.3 Formål

Formålet med rapporten er således at beskrive jordforureningen med bly og B(a)P i København og Frederiksberg og på baggrund heraf at foretage en teoretisk beregning af stoffernes betydning for befolkningens sundhed og at vurdere dette i forhold til den samlede eksponering for stofferne fra luft, vand og kost. Rapporten kan herved anvendes i diskussionen af miljøindsatsen og som bidrag til informationen til befolkningen.

2. Standarder og grænseværdier

Børns jordspisning er belyst i forskellige undersøgelser. Til jordindtagelse medregnes den forurening, der ikke har med indtagelse af afgrøder at gøre, det vil sige indtagelse af jord via jordede fingre, legetøj, tabt mad m.v., tilsvarende indtagelse via indestøv, som kan indeholde en del jord, samt indåndet støv, der synkes. I den internationale litteratur (4) er fundet, at jordindtagelsen er højest hos 1-3 årige børn, og at gennemsnitsindtaget ligger på omkring 0,125 g daglig. Jordindtaget afhænger af omfanget af udeophold, jordtilgængeligheden m.v. For en gruppe børn kan jordindtagelsen beskrives med en skæv fordelingsfunktion, hvor de fleste børn indtager jordmængder under gennemsnitsværdien for gruppen, men hvor fordelingsfunktionen flader ud med en lang hale op mod høje jordindtag. Flere undersøgelser peger på, at ca. 95% af børnene indtager mindre end 0,2 g daglig, de sidste 5% op mod 0,3 g daglig. Der er dog enkelte børn, der har en særlig trang til at spise uspiselige ting som f.eks. jord (pica). Det har været skønnet, at sådanne børn kan indtage 3-6 g jordstøv per dag, eller måske op til 10 g (2). Pica er formentlig relativ hyppig i en periode omkring 1-årsalderen. Disse børn må især betragtes som en risikogruppe i relation til jordforurening med stoffer, der kan give akutte sundhedsskader.

Miljøstyrelsen har besluttet at bruge som standard (1), at

- børn indtager 0,2 g jord (tørstof) per dag, voksne 0,025 g
- børn indtager 1 liter vand per dag, voksne 2 liter
- børn indånder 10 m³ luft per dag, voksne 20 m³
- børn eksponeres på huden for 1 g jord per dag, voksne for 0,1 g

Jordkvalitetskriteriet angiver det niveau, hvor jorden kan anvendes til den mest følsomme arealanvendelse uden nogen former for restriktioner. *Afskæringskriteriet*, der er indført for immobile stoffer uden akutte skadevirkninger, angiver det niveau, hvor der skal foretages en afskæring fra kontakt med den forurenede jord. Intervallet mellem de to kriterier kaldes *rådgivningsintervallet*, og her foretages ikke nødvendigvis afværgeforanstaltninger, men beboerne rådgives om, hvordan jordkontakt minimeres.

Fagligt grundlag for kvalitetskriteriet:

Generelt fastsætter Miljøstyrelsen jordkvalitetskriterier således: Foreliggende viden om de toksikologiske egenskaber indsamles ved gennemgang af litteraturen, og der estimeres et nul-effekt-niveau for den mest kritiske effekt. Herudfra fastsættes TDI (tolerabel daglig indtagelse) ved division med tre sikkerhedsfaktorer: SF1 fra dyr til menneske (ofte =10), SF2 fra "normaldansker" til følsomme (sædvanligvis=10) og SF3 for mangelfulde data om nul-effekt-niveau (almindeligvis=1-100). Såfremt det vides, at der forekommer eksponering med forureningskomponenter fra andre kilder som fødevarer eller luft, tildeles kun en vis procentdel af TDI-værdien til bidrag fra jord. Jordkvalitetskriteriet beregnes ved division af denne jordprocent af TDI for et barn på 10 kg med antal g jord, der dagligt indtages. I tilfælde, hvor der haves viden om biotilgængelighedsforhold fra jorden, inddrages dette i beregningerne.

For stoffer, som er kræftfremkaldende som følge af mutagene effekter, anvendes ikke sikkerhedsfaktorer, men kvalitetskriteriet baseres på, at der tolereres en daglig dosis, der svarer til en øget kræftisiko på 10^{-6} . Det vil sige, at hvis en befolkning på en million mennesker hver dag i en halvfjers års periode udsættes for denne dosis, vil det beregningsmæssigt medføre et ekstra kræfttilfælde i befolkningen.

Fagligt grundlag for afskæringskriteriet:

Jordkvalitetskriteriet er udgangspunktet. Jordeksponeringen forudsættes at kunne reduceres med en faktor f , der svarer til den grad af reduktion i direkte jordeksponering, der skønnes at kunne opnås ved efterlevelse af konkret vejledning og rådgivning, således at eksponeringen herved reduceres til højst samme niveau som på en grund, hvor jordkvalitetskriterierne er overholdt (4). I (5) er f for bly og B(a)P, hvor kun kroniske skadevirkninger har betydning, fastsat til 10.

	Kvalitetskriterie	Rådgivningsinterval	Afskæringskriterie
Bly	40 mg/kg	40-400 mg/kg	400 mg/kg
B(a)P	0,1 mg/kg	0,1-1 mg/kg	1 mg/kg

Tabel 2.1 Jordkriterier

3. Jordforurening i Københavns og Frederiksberg kommuner

3.1 Diffus forurening, herunder opfyld

Den generelle diffuse forurening i Københavns kommune er belyst ved en række undersøgelser af større områder på Østerbro og i Brønshøj og ved undersøgelse af et stort antal daginstitutioner og offentlige legepladser spredt i hele kommunen. Undersøgelserne er udført i perioden 1996–2001 og omfatter analyser af jordprøver for indholdet af tungmetaller og tjærestoffer (20-23). Prøverne på Østerbro og i Brønshøj er udtaget i et net på 100x100 m jævnt fordelt over områderne. Prøverne er udtaget terrænnært indenfor den øverste halve meter, der regnes for anvendelsesdybden ved en arealanvendelse som bolig og legeplads. På institutioner og legepladser er prøverne udtaget jævnt fordelt på den ubefæstede del af arealet.

Undersøgelserne viste, at stofferne bly og B(a)P er de mest problematiske, idet gennemsnitskoncentrationen for bly er 80-90 mg/kg, det vil sige over kvalitetskriteriet, og gennemsnitskoncentrationen for B(a)P er 0,8–0,9 mg/kg, det vil sige tæt ved afskæringskriteriet. Den diffuse forurening med bly og B(a)P på Frederiksberg antages at være på samme niveau som i København.

De undersøgte områder er dele af byen, som man ikke forventede var belastet af forurening fra opfyld og kun i mindre grad fra industri og trafik. Ved opfyld forstås materiale fra områder, hvor der er sket en bevidst deponering af byggeaffald, dagrenovation og kemisk affald. En lang række af disse opfyldte områder i København er undersøgt (23). Som forventet viste disse undersøgelser de fleste steder en kraftig forurening med B(a)P og en lang række tungmetaller, herunder bly. Forureningen var på disse steder generelt betydeligt over afskæringskriteriet.

I København er hovedparten af jorden diffust forurennet, medens ca. 11 % af kommunens areal er gammelt opfyld, hvoraf hovedparten som nævnt er kraftigt forurennet. Størstedelen af befolkningen bor og færdes på diffust forurennet jord. De opfyldte områder benyttes i stort omfang til parker og andre rekreative formål eller er udlagt til kolonihaveformål. Da det ikke er muligt at vurdere, hvor mange personer der reelt udsættes for de forskellige forureningsniveauer, er de foreliggende analyser af diffus jordforurening og af opfyld brugt som indikator for jordforureningens bidrag til bly- og B(a)P-eksponeringen af børn i kommunerne. Data fra de opfyldte arealer er medtaget i beregningerne, da områderne benyttes af befolkningen i de to kommuner. Fordelingen mellem antal analyserede prøver fra opfyldte og ikke opfyldte arealer svarer i store træk til fordelingen mellem opfyldt/ ikke opfyldt areal i København.

Alle offentlige legepladser i parkerne er undersøgt, og dér hvor der er påvist forurening over afskæringskriterierne, er der foretaget afværgeforanstaltninger. En mindre del af befolkningen, der har kolonihave på tidligere opfyldt område, må forventes i højere grad at være udsat for forurening med bly og B(a)P over afskæringskriteriet.

I afsnittene 5.1 og 6.1 er resultaterne fra de udførte undersøgelser af diffus forurening og opfyld vist i histogrammer (figur 5.1 og 6.1).

3.2 Punktkildeforurening

Forurening med B(a)P og bly fra industriaktiviteter gennem tiden er belyst ved data fra Frederiksberg Kommune. Data stammer fra en række undersøgelser på ejendomme, hvor der tidligere var forurenende industriaktiviteter, og hvor der siden hen er bygget boliger. Kriteriet for udvælgelsen af datamaterialet har været, at der på de pågældende ejendomme ikke var foretaget en oprydning af en evt. forurening i forbindelse med boligbyggeriet samt, at ejendommene gennem en årrække havde været anvendt og fortsat anvendtes til beboelse på undersøgelsestidspunktet. Undersøgelserne er foretaget i perioden fra 1988 til 2001. De forurenede grunde er efterfølgende ryddet op.

Formålet med undersøgelserne på ovennævnte ejendomme i Frederiksberg Kommune var at belyse niveauerne af bl.a. tungmetaller og PAH'er, herunder bly og B(a)P, i jord og evt. grundvand. I undersøgelserne blev der taget udgangspunkt i de forurenende stoffer og materialer, som de tidligere virksomhedsaktiviteter erfaringsmæssigt kunne have anvendt i driften, og som kunne udgøre en risiko for anvendelsen af ejendommen til beboelse.

Som nævnt ovenfor er prøverne til vurdering af den diffuse forureningsbelastning udtaget i et net jævnt fordelt over området. Til forskel herfra er prøverne til vurdering af punktkildeforurening udtaget i de områder på ejendommen, hvor der i relation til virksomhedsdriften kunne være foregået spild m.v., herunder ved gamle kloaktraceer. Det betyder, at placeringen af prøverne er koncentreret i disse områder, og ikke så meget på resten af ejendommen.

Da det kun er en mindre del af kommunens areal, der er forurennet fra punktkilder, skønnes de ikke at bidrage væsentligt til bly- og B(a)P-belastningen af befolkningen, jf. afsnit 5.1 og 6.1.

Undersøgelserne på de udvalgte punktkildeforurenede ejendomme viste generelt forhøjede niveauer af både tungmetaller og PAH'er i jorden, jf. histogrammer (figur 5.2 og 6.2).

4. Metoder til vurdering af sundhedsskader

4.1 Sygdomstilfælde og medicinske undersøgelser

Sammenhæng mellem bly/B(a)P-eksponering og sundhedsskader er beskrevet i litteraturen. Det drejer sig udelukkende om uspecifikke virkninger, d.v.s. effekter, som også har mange andre mulige årsagsfaktorer så som arvelige og sociale forhold samt livsstil. Hvis man ved direkte kliniske undersøgelser skulle opregne helbredseffekter forårsaget af bly/B(a)P-forurening i jorden i København og Frederiksberg, ville det kræve, at bly/B(a)P-forureningen forårsagede skader i betydeligt omfang eller forårsagede specifikke sygdomme, hvilket ikke er tilfældet.

En anden metode end kliniske undersøgelser er at bruge biomarkører for bly og B(a)P og i muligt omfang sammenholde dem med viden om betydning for sundheden. Ved biomarkører forstås målbare forandringer i cellulære eller biokemiske processer, strukturer eller funktioner i et biologisk system eller en prøve, som fremkaldes af fremmede kemiske stoffer. Ved denne metode kan man imidlertid ikke umiddelbart vurdere, hvor stor en del af påvirkningen, der forårsages af jordforurening, og hvor stor en del, der skyldes andre forureningskilder.

Der er i dette projekt søgt i dansk litteratur for oplysninger om biomarkøren blodbly hos børn. Disse oplysninger er sammenholdt med oversigtslitteratur om sammenhængen mellem blodbly-koncentrationer og sundhed.

Biomarkører for PAH i urinen er i en dansk undersøgelse brugt til at beskrive buschaufførers og postbudes udsættelse for luftforurening med PAH'er (19). Disse biomarkører belyser dog ikke direkte sundhedsrisikoen, og de er ikke i Danmark brugt til at belyse udsættelse for PAH'er i jord.

4.2 Teoretiske beregninger

Ved brug af kendte sammenhænge mellem bly/B(a)P-eksponering og sundhedsskader kan virkningen af jordforureningen i København og Frederiksberg beregnes teoretisk ved ekstrapolation. Ved manglende konkrete oplysninger er anvendt bedst mulige skøn. Beregningerne er udført dels for gennemsnitseksponerede og dels for højeksponerede børn.

Som gennemsnitseksponeret er regnet et barn med et dagligt jordindtag på 0,125 g (jf. afsnit 2), som opholder sig på jord forurenede svarende til gennemsnitsværdien af jordmålingerne. Disse beregninger belyser omfanget af skadevirkninger for den samlede befolkning, idet nogle vil være mere eksponeret og nogle mindre. Per 1. januar 2001 boede 499.148 personer i Københavns kommune og 91.076 personer i Frederiksberg kommune, det vil sige i alt ca. 590.000.

Som indikator for de børn, der er højeksponerede, er valgt et barn med et dagligt jordindtag på 0,2 g svarende til 95%-percentilen for jordindtag (jf. afsnit 2), som opholder sig på jord forurenede svarende til 95%-percentilen af jordmålingerne. Der vil således

være en lille gruppe børn, der eksponeres mere end et ”højeksponeret barn”, men definitionen er valgt for at have et konkret udgangspunkt for beregningerne.

Det skal understreges, at der er en betydelig usikkerhed ved beregningerne. De baserer sig ikke på en systematisk gennemgang af videnskabelig litteratur, med primært på eksisterende standarder og skøn fra Miljøstyrelsen i forbindelse med fastlæggelse af jordkvalitetskriterier. Hvis nyere litteratur inddrages, vil der muligvis kunne ske mindre forskydninger i beregningerne, men størrelsesordenen af resultaterne vil næppe ændres.

4.3 Bidrag fra forskellige kilder

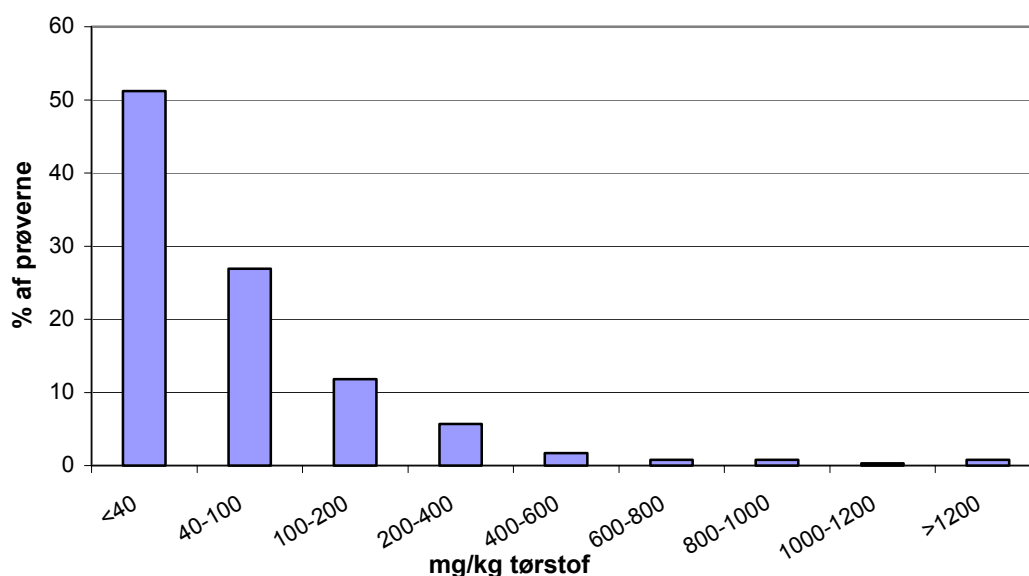
Ud over udsættelse gennem jord/støv indtages bly/B(a)P også gennem forureninger i vand, fødevarer og luft, herunder tobaksrøg. Ud fra viden om aktuelle koncentrationer i disse medier samt om typiske mængder, man indtager, er eksponeringen fra hver enkelt kilde beregnet teoretisk. Det relative bidrag fra jorden er herefter vurderet. Der er foretaget beregninger dels for gennemsnitseksponerede børn og dels for børn, der er højeksponerede for jordforurening.

5. Bly

5.1 Data om jordforurening

Diffus forurening, herunder opfyld

Nedenfor er vist et histogram over koncentrationsfordelingen af bly i diffust forurennet jord og opfyld i København og Frederiksberg. Der er brugt målinger fra Amternes Videncenter for Jordforurening (23) og fra undersøgelsesrapporter fra Københavns Kommune (20,21,22). Målingerne er foretaget i perioden 1996-2001. Det drejer sig om 7505 prøver, der er analyseret for bly, heraf 232 prøver fra Frederiksberg.

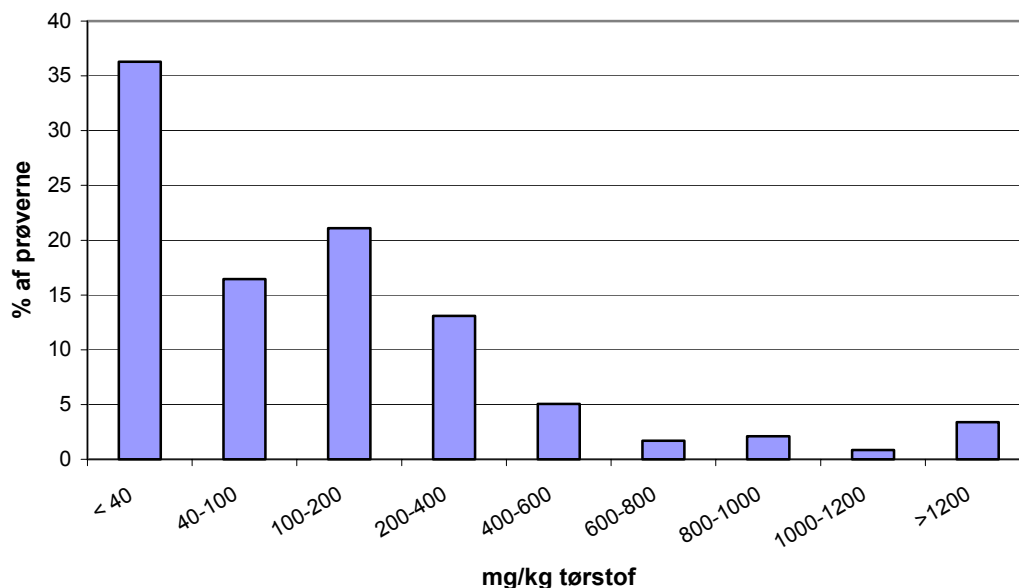


Figur 5.1 Bly i diffust forurennet jord incl. opfyld

Af figur 5.1 fremgår det, at i 51 % af prøverne er koncentrationen under jordkvalitetskriteriet på 40 mg/kg, mens i 44 % af prøverne er koncentrationen i rådgivningsintervallet, det vil sige mellem 40 og 400 mg/kg. I de resterende 5 % af prøverne er koncentrationen over afskæringskriteriet på 400 mg/kg med et gennemsnit på 1368 mg/kg. Gennemsnitsværdien af alle målingerne er 123 mg/kg. Denne værdi er her brugt som udtryk for den gennemsnitlige eksponering af børn i København og Frederiksberg. Som udtryk for højeksponering er brugt 95%-percentilen, som er 360 mg/kg jord.

Jordforurening med bly fra punktkilder

Nedenfor er vist et histogram over koncentrationsfordelingen af bly i punktkildeprøver i Frederiksberg Kommune, i alt 237 prøver.



Figur 5.2 Bly i jord fra punktkilder

Af figur 5.2 fremgår det, at i 36 % af prøverne er koncentrationen under jordkvalitetskriteriet, mens i 51 % af prøverne er koncentrationen i rådgivningsintervallet. I de resterende 13 % af prøverne er koncentrationen over afskæringskriteriet.

Ud fra datamaterialet er det vanskeligt at se, hvor stor en del af forureningen, der stammer fra punktkildernes forurening med bly til omgivelserne, og hvor meget der skyldes diffus forurening. Da de to datasæt ikke umiddelbart kan lægges sammen, vil de fortsatte beregninger blive udført med udgangspunkt i det langt større datamateriale fra den diffuse blyforurening. Da dette materiale også i en vis udstrækning belyser punktkildeforureningen, idet det bl.a. drejer sig om stikprøveundersøgelser fra store områder, skønnes det, at der herved kun vil ske en meget lille underestimering af børnenes eksponering.

5.2 Sundhedsskadelige effekter

Bly kan indtages via luft, vand, fødevarer, jord og støv. 30-50% af det indåndede bly optages fra lungerne. Absorptionen fra mavetarmkanalen af det bly, der indtages via fødevarer m.v., er størst hos børn, og angives almindeligvis til ca. 50% mod 5-10% hos voksne (1). Absorptionen af bly indtaget via jord er formentlig forskellig alt efter, hvilken kemisk form bly forekommer på i jorden. Der kan således være forskel på absorptionen fra jord forurenede af minedrift og fra diffust forurenede jord.

Den optagne bly fordeles i blod og organer og deponeres i knoglestrukturen og tænder. Halveringstiden i blod og organer er ca. 40 dage hos voksne, men kan være væsentlig længere hos børn (1). I knogler og tænder er halveringstiden mere end 25 år.

Blodbly er en såkaldt "biomarkør", der viser den aktuelle balance mellem optagelse, depoter og udskillelse (3). Der er ikke defineret et "normalniveau" for blodbly. Det

afspejler primært den aktuelle blybelastning, men kan også indicere en tidligere belastning (4). Sammenhængen mellem blodbly og helbredseffekter er belyst i talrige undersøgelser.

Ved lang tids udsættelse for bly ses effekter på blodet (påvirkning af dannelsen af hæmoglobin og røde blodlegemer, hvilket kan føre til blodmangel), hjerte-kar-systemet, nervesystemet (det centrale og det perifere (2)), reproduktionssystemet, immunsystemet, nyrer, lever og mave-tarmkanalen (1). Fostre og mindre børn er særligt følsomme (1), specielt er børns nervesystem mere følsomt for blys skadevirkninger end voksnes (5), da det ikke er færdigudviklet.

De effekter, der viser sig allerede ved de laveste koncentrationer, er virkningen på blodet, blodtrykket og nervesystemet. Dosis-effektforholdene er for de fleste helbredseffekter ikke klarlagt tilstrækkeligt til, at effekterne ved påvirkningen fra den aktuelle jordforurening kan kvantificeres, men omfanget skønnes at være beskedent, da der er tale om laveksponering i sammenligning med de påvirkninger, hvor disse helbredseffekter er beskrevet.

Med hensyn til effekter på centralnervesystemet, herunder indlærings- og adfærdsproblemer (4,11), har adskillige undersøgelser af børn i alderen 4 til 10 år vist effekter ved blodblykoncentrationer helt ned til 10 µg/dl. Talmæssigt kan sådanne effekter beskrives ved at anvende det noget omdiskuterede begreb intelligenskvotient (IQ). Gennemsnitsniveauet for IQ er 100, og 95 % af befolkningen har IQ mellem 70-130. I en udredning, hvor mange enkeltundersøgelser indgår, er der fundet højsignifikant sammenhæng mellem blyeksponering og børns IQ, således at en niveauforskel i blodbly på 10 µg/dl svarer til en forskel i IQ på ca. 2,6 points (46). Forandringerne ser ud til at være vedvarende, og behandling med medicin, der nedsætter blodblykoncentrationen, synes ikke at have effekt (11,12). Et tab på 1 IQ point svarer skønsmæssigt til en forsinkelse i et 7-årigt barns udvikling på omkring en måned (15). En sådan forsinkelse vil muligvis også senere i livet have betydning, da enhver forsinkelse af udviklingen vil have betydning for det næste udviklingstrin.

I USA er høje blodblykoncentrationer hos børn et problem som følge af såvel anvendelse af blyholdig indendørs maling som jordforurenede støv og drikkevandets blyindhold (12). Titusinder af børn i USA har blodblykoncentrationer over 10-20 µg/dl (11). En undersøgelse i USA har vist, at hvis jordkoncentrationen øges fra baggrundsniveau til 400 mg/kg, har 11,6% flere børn blodblyniveau over 10 µg/dl (50). Erkendelsen af problemerne har i USA ført til rutinescreeningsprogrammer og klare retningslinier for behandling af svær blyforgiftning (blodbly over 45 µg/dl) (12). Behandlingen af moderat blyforgiftning (20-44 µg/dl) er fortsat usikker (12). Blodblykoncentrationen toppe i USA typisk i 12-33 måneders-alderen (11). I Danmark har der ifølge Miljøstyrelsen ikke været brugt blyhvidt i maling til boliger i mange år, men først fra marts 2001 har det været forbudt i malingsprodukter.

I Canada (17) har man vurderet, at selv små forhøjelser af blodbly i store befolkningsgrupper og deraf følgende fald i den gennemsnitlige IQ kan medføre store meromkostninger for samfundet med hensyn til sygelighed, fattigdom, kriminalitet, frafald på

studier, arbejdsløshed m.v. Den amerikanske miljøstyrelse EPA har beregnet samfundets totale omkostninger per tabt IQ-point/person til 8.346 \$ (1995-værdi) (47).

Med hensyn til påvirkningen af nervesystemet er der i flere undersøgelser ikke fundet en nedre tærskel for effekten. Ud fra en forsigtighedsbetragtning må man således regne med, at der er effekter på børns IQ ved niveauer under 10 µg/dl.

Det skønnes, at et 1-2 års barn (vægt ca. 10 kg) på grund af sin adfærd vil være mest eksponeret. Blodblykoncentrationen topper som nævnt også typisk omkring 2 års alderen. Det er derfor valgt at beregne skadevirkninger for denne gruppe. De virkninger, der er på denne gruppe, er muligvis vedvarende og altså bestemmende for jordblys skadevirkning på hele befolkningen.

5.3 Sygdomstilfælde og medicinske undersøgelser

Der foreligger ikke oplysninger om blyforgiftning, som er sat i forbindelse med indtag af forurenede jord i Danmark, og der er kun få danske undersøgelser af sammenhængen mellem jordbly og blodbly.

Der findes en undersøgelse fra 1978 (16) af blodbly hos børn i Københavnsområdet. Ved undersøgelsen fandtes en gennemsnitskoncentration stigende fra 6,6 µg/dl til 10,4 µg/dl med stigende trafikbelastning ved børnehaven og nærhed til blyforurenende industri. Højest var gennemsnitskoncentrationen hos børn, hvis fædre var ansat i blyindustri (15,5 µg/dl). Blodbly var tidligere i høj grad bestemt af luftens blyindhold, der var højt som følge af benzinens blyindhold, således at man ikke vil forvente så høje niveauer i dag.

I forbindelse med en konstateret jordforurening i Mundelstrup blev der i 1988-1990 bl. a. undersøgt blodbly hos 11 2-12 årige børn. Gennemsnitsværdien var 2,7 µg/dl. Jordkoncentrationen varierede mellem 16 og 67.562 mg/kg med en gennemsnitsværdi på 1.210 mg/kg (48).

Af nyere lokale undersøgelser findes Stadslægens undersøgelse fra 1997 af beboere i 3 meget forurenede haveforeninger i Københavns Kommune (6). Der deltog 150 voksne og 49 børn under 18 år. Blodbly var, som i andre undersøgelser, forholdsvis højt hos de små børn og lavere hos de større, og det var højere hos drenge end hos piger. Midelværdien var for de seks 0-3 årige 4,0 µg/dl, for de sytten 4-8 årige 2,7 µg/dl og for de seksogtyve 9-17 årige 2,1 µg/dl. Alle blodblymålingerne var under 10 µg/dl, hvor skadevirkninger er påvist. Jordforureningen var undersøgt i en del af deltagernes haver, og blyforureningen i disse var som gennemsnit 500 mg/kg. Af de undersøgte forhold var der for de 0-8-årige signifikant sammenhæng mellem børnenes tendens til at putte ting i munden og deres blodbly.

5.4 Teoretiske beregninger

Talrige udenlandske undersøgelser har vist sammenhæng mellem blykoncentrationen i jord og eksponerede børns blodbly. Der er i disse fundet meget forskellige grader af sammenhæng mellem jordbly og blodbly, idet en stigning på 1000 mg/kg bly i jord har givet en stigning i blodbly på mellem 0,9 og 9 µg/dl. På grundlag af undersøgelserne

skønnede de amerikanske miljømyndigheder i 1995, at den sandsynligste værdi var 2 µg/dl (49). Ved en pooled analyse af 12 epidemiologiske studier fra 1982–1997 (18) vedrørende sammenhæng mellem blyforurenet støv/jord og blodbly fra 1861 børn i alderen ½-3 år fandtes den i tabel 5.1 anførte estimerede sammenhæng mellem jordbly og blodbly ved en lav (1 µg/ft²) og ved en middel (15 µg/ft²) eksponering fra bly i støv. Forfatterne angiver, at modellen er mest pålidelig i mellemområdet og mere usikker ved høj- og laveeksponering. Der indgik studier fra såvel områder med diffus forurening som fra områder med tidligere minedrift. Der kan i de nævnte områder være forskel på de kemiske blyforbindelser i jorden og dermed forskel på, hvor meget de absorberes fra mavetarmkanalen. Blyniveauet i støv i danske hjem og daginstitutioner kendes ikke, men enkeltstående målinger tyder på, at det ligger forholdsvis lavt i sammenlignet med ovenstående undersøgelse.

Jordbly	Blodbly (90% konfidens-interval) ved lav indestøvelastning	Blodbly (90% konfidens-interval) ved middel indestøvelastning
10 mg/kg	2,3 (0,9 – 5,7) µg/dl	4,0 (1,6 – 10,0) µg/dl
72 mg/kg	2,8 (1,1 – 7,0) µg/dl	5,0 (2,0 – 12,3) µg/dl
100 mg/kg	2,9 (1,2 – 7,3) µg/dl	5,1 (2,1 – 12,7) µg/dl
500 mg/kg	3,5 (1,4 – 8,7) µg/dl	6,1 (2,5 – 15,1) µg/dl
1000 mg/kg	3,8 (1,5 – 9,4) µg/dl	6,6 (2,7 – 16,3) µg/dl
1500 mg/kg	4,0 (1,6 – 9,8) µg/dl	6,9 (2,8 – 17,0) µg/dl
2000 mg/kg	4,1 (1,6 – 10,1) µg/dl	7,1 (2,9 – 17,6) µg/dl

Tabel 5.1 Sammenhæng mellem blykoncentration i jord og blykoncentration i blod hos børn

Hvis børn således er udsat for et jordbly på 1000 mg/kg, vil de ud fra denne model som gennemsnit forventes at have et blodbly, det er 1,5-2,6 µg/dl højere, end hvis de var udsat for en jordkoncentration på 10 mg/kg. I det følgende er på baggrund af ovenstående valgt at bruge 2 µg/dl som omregningsfaktor.

Ved den gennemsnitlige blykoncentration i jorden i København og Frederiksberg på 123 mg/kg vil det herefter forventes, at blodbly som gennemsnit er 0,2 µg/dl højere, end det ville have været ved en jordkoncentration på 10 mg/kg.

Ved 95%-percentilen for jordforurening på 360 mg/kg vil blodbly som gennemsnit være 0,7 µg/dl højere end ved 10 mg/kg. Hvis det ydermere er børn med et højt jordindtag, der opholder sig på de værst forurenede steder, kan deres blodbly være endnu højere. Som skøn over højeksponerede børns blodbly er her brugt gennemsnittet for lav- og middelindestøvelastede af de i tabel 5.1 angivne øverste grænser af 90%-konfidensintervallet. Ved jordbly på 360 mg/kg vil et sådant barns blodbly ved lav inde-

støvbelastning være 2,5 µg/dl og ved middel indestøvbelastning 4,3 µg/dl, det vil sige som gennemsnit 3,4 µg/dl højere end ved 10 mg/kg.

Eksponeringsgrad	Jordbly	Blodblyforhøjelse	IQ-tab
Gennemsnitseksponerede	123 mg/kg	0,2 µg/dl	0,05 point
Højeksponerede	360 mg/kg	3,4 µg/dl	0,9 point

Tabel 5.2 Sammenhæng mellem blykoncentration i jord og den resulterende blodblyforhøjelse og IQ-tab

For et gennemsnitseksponeret og for et højeksponeret barn er i tabel 5.2 angivet det IQ-tab, der kunne undgås, hvis jordbly kun var 10 mg/kg. Der er anvendt omregningsfaktoren på tab af 2,6 IQ-point per 10 µg/dl blodblystigning. Dette betyder, at børn i København og Frederiksberg i gennemsnit kunne have haft en 0,05 point højere IQ, hvis jorden havde været uforurenet (under 10 mg/kg). De børn, der eksponeres for 95%-percentilen for jordforurening og som tillige har blodbly svarende til det øverste konfidensinterval vil alt andet lige miste 0,9 IQ point. De nævnte IQ-tab vil kun med sikkerhed forekomme, hvis blodblyniveauet er over 10 µg/dl, hvilket kun vil forventes for de højeksponerede børn, jf. tabel 5.1.

5.5 Bidrag fra andre kilder

FAO/WHO angiver, at børn kan indtage 25 µg bly per kg legemsvægt per uge (PTWI-værdien (provisorisk tolerabel ugentlig indtagelse)) uden at blodbly stiger.

Jord: Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterie på 40 mg/kg jord har udgangspunkt i principperne beskrevet i afsnit 2. For bly er der imidlertid stor viden om effekten på mennesker, og beregningen bygger på PTWI-værdien. Der er ved beregningerne taget udgangspunkt i, at 50% af værdien, det vil sige 13 µg/kg, ikke må overstiges. Miljøstyrelsen har valgt denne sikkerhedsfaktor på 2, fordi der ved PTWI-værdien ikke er anvendt sikkerhedsfaktorer til beskyttelse af særligt følsomme. For et barn på 10 kg angiver Miljøstyrelsen det ugentlige bidrag fra andre kilder til 8 µg/kg, jf. tabel 5.3 (1 fra luft, 5 fra levnedsmidler og 2 fra vand), således at der bliver 5 µg/kg per uge tilbage til jordens bidrag, d.v.s. 20% af PTWI-værdien. Dette svarer til 0,7 µg/kg/dag. Spiser et 10 kg's barn 0,2 g jord daglig svarer det til 35 mg bly/kg jord. Dette er afrundet til 40 mg/kg jord (3, 4).

I tabel 5.3 er tilsvarende beregnet, hvor meget bly børn på 10 kg i København og Frederiksberg som gennemsnit indtager. Der er ved beregningerne for de gennemsnitseksponerede anvendt det gennemsnitlige daglige jordindtag på 0,125 g svarende til 0,09 g/uge/kg legemsvægt. Det er endvidere beregnet, hvor meget et højeksponeret barn med et jordindtag på 95%-percentilen på 0,2 g daglig svarende til 0,14 g/uge/kg legemsvægt, indtager, hvis det opholder sig på jord forurenet svarende til 95%-percentilen.

Fødevarer: Fødevaredirektoratet har udviklet en model for, hvor meget man spiser af forskellige fødevarer. Heri kan indsættes værdier for de enkelte varers blyindhold stammende fra Fødevaredirektoratets Overvågnings- og Kostundersøgelser. Fødevaredirektoratet har ud fra kostmodellen beregnet, at et 2 års barn ved indtagelse af markedsførte afgrøder gennemsnitlig får et bidrag svarende til 20% af PTWI-værdien for bly, det vil sige 5 µg/kg/uge.

Hvis barnet udelukkende spiser afgrøder dyrket i jord, forurenet med bly svarende til afskæringskriteriet, indtager det yderligere 5-7% af PTWI-værdien (det vil sige i alt 25-27 % af PTWI-værdien) såfremt kartoflerne, der giver det største bidrag, skrælles (7). Hvis barnet spiser kartofler med skræl på får det ca. 50% af PTWI-værdien. Ved den gennemsnitlige forurening i København og Frederiksberg bliver indtaget skønsmæssigt 22% af PTWI-værdien (5,5 µg/kg/uge).

Luft: Efter udfasning af bly i benzinen og flere års fald i blyindholdet i luften har koncentrationen de senere år været konstant lav i København (8). I 1998 var årsmiddelværdien på H.C. Andersens Boulevard 0,03 µg/m³ (8). Indtaget er således 0,2 µg/kg/uge, det vil sige mindre end ved Miljøstyrelsens kvalitetskriterieberegning, der blev fastlagt, da luftforureningen med bly var højere end nu.

	Gennemsnitseksponerede			Højeksponerede			Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterie
	Mængde /uge/kg	Koncentration	Blyindtag	Mængde /uge/kg	Koncentration	Blyindtag	Blyindtag
Jord	0,09 g	123 µg/g	10,8 µg	0,14 g	360 µg/g	50,4 µg	5 µg
Kost	25µg (PTWI)	22%	5,5 µg	25 µg (PTWI)	26%	6,5 µg	5 µg
Luft	7 m ³	0,03 µg/ m ³	0,2 µg	7 m ³	0,03 µg/ m ³	0,2 µg	1 µg
Vand	0,7 l	5 µg/l	3,5 µg	0,7 l	5 µg/l	3,5 µg	2 µg
Sum			20,0 µg			60,6 µg	13 µg

Tabel 5.3 Ugentligt blyindtag i µg per kg legemsvægt for børn i København og Frederiksberg

Vand: Københavns Vand har i 2000 fundet et blyindhold i vand fra vandværker på gennemsnitlig 0,06 µg/l og max. 0,1 µg/l samt, at vandets blyindhold forøges i ledningsnettet til gennemsnitlig 0,35 µg/l og max. 1,5 µg/l (9). Nyere undersøgelser tyder på, at blyafgivelse fra vandrør og blandingsbatterier i huse giver et gennemsnitligt blyindhold i drikkevandet på 5 µg/l (10). Dette giver et indtag på 3,5 µg/kg/uge, det vil

sige større end ved Miljøstyrelsens kvalitetskriterieberegning, der blev fastlagt, før aktuelle vandkoncentrationer var belyst.

Samlet indtag: Det teoretiske indtag gennem jord, kost, luft og vand for henholdsvis gennemsnitseksponerede og højeksponerede børn i København og Frederiksberg fremgår af tabel 5.3. Der er brugt standardværdier/gennemsnit for indtagne mængder og aktuelt målte koncentrationer.

Som gennemsnit vil den ugentlige påvirkning fra jord, kost, luft og vand ikke overstige 25 µg/kg og dermed ikke give anledning til stigende blodbly. For højeksponerede vil det ugentlige blyindtag blive over 25 µg/kg legemsvægt, og vil beregningsmæssigt kunne føre til stigende blodbly. Hvor meget blodbly vil stige afhænger af optagelsen fra mavetarmkanalen. Optagelsen er i henhold til tabel 5.1 forholdsvis mindre ved høje koncentrationer. Det største bidrag stammer fra jorden, som altså vil være hovedansvarlig for stigningen og dermed for den mulige IQ-påvirkning, men også kost og vand bidrager til den samlede eksponering.

Tidligere var blykoncentrationen i luften som anført langt højere, i 1982 således 0,9 µg/m³, og luftens bidrag dermed 30 gange så højt som nu, det vil sige af samme størrelsesorden som kostens i dag, men mindre end det, man kan få via forurennet jord.

5.6 Diskussion

Ved direkte undersøgelse af enkelte af de børn, der bor på stærkt forurenede grunde i København, er der ikke fundet indikationer på, at københavnerbørns blodblyniveau ligger på et niveau over 10 µg/dl, hvor skadevirkninger er kendte. Niveaue er så lavt, at evt. skadevirkninger vanskeligt vil kunne påvises ved tilgængelige metoder, og niveauet adskiller sig ikke fra andre nyere danske undersøgelser uden for København (6). Forureningen disse steder blev ikke undersøgt, men må forventes at være langt lavere end i de aktuelle kolonihaver, hvorfor det er overraskende, at blodblyniveauerne er ens. I en undersøgelse fra 1992-94 af 89 13-37 måneder gamle børn i Stockholm, hvor den mediane jordblykoncentration var 100 mg/kg (13), er der dog fundet lavere niveauer for blodbly (median 2,8 µg/dl). Forskellen kan skyldes, at den reelle blyeksponering via jord i Stockholm er mindre end i København og Frederiksberg eller, at andre kilder til blyeksponering er forskellige.

Da der ikke er fundet noget nedre effektniveau for blys skadevirkning, er virkningen dog muligvis tilstede ved de aktuelle blodblyniveauer. Det fundne blodblyniveau på 4 µg/dl for 0-3 årig børn, ville kunne nedsættes med 1 µg/dl, hvis børnene boede på uforurennet jord i stedet for jord forurennet med 500 mg bly/kg, jf. afsnit 5.4. Dette repræsenterer muligvis 0,25 IQ-point, jf. de teoretiske beregninger.

Ekstrapoleres jordblys skadevirkning ud fra kendte dosis-effekt-sammenhænge fås, at børn i København og Frederiksberg som gennemsnit muligvis har en 0,05 point lavere IQ, end de ville have haft, hvis de boede på uforurennet jord. Da det drejer sig om et gennemsnit, vil en del af børnene have en mindre påvirkning og den anden del en større. Som indikator for højeksponerede er brugt et barn med højt jordindtag, der bor på et af de mest forurenede områder. Et sådant barn vil sandsynligvis have en ca. 1 point

lavere IQ, end det ellers ville have haft, idet det formentlig vil have blodbly over 10 µg/dl, jf. tabel 5.1. Her vil PTWI-værdien endvidere beregningsmæssigt overskrides, jf. tabel 5.3.

Beregningerne forudsætter yderligere, at de udførte jordanalyser er repræsentative for børns eksponering og, at den brugte model for sammenhæng mellem jordbly og blodbly er anvendelig ved de aktuelle kemiske blyforbindelser og ved de aktuelle blykoncentrationer. Det skal bemærkes, at modellen for sammenhæng mellem jordbly og blodbly ifølge forfatterne er usikker ved lave koncentrationer, som der er tale om her. Disse forudsætninger lader sig ikke belyse nærmere, og den anførte størrelse af skadevirkningen må betragtes som det bedst mulige skøn.

Bidragsberegningerne bestyrker, at blyforureningen som gennemsnit næppe påvirker blodbly væsentligt, og kun giver ingen eller en meget lille IQ-påvirkning, medens blyforurening omkring afskæringskriteriet for risikobørn kan give et større indtag af bly og dermed et IQ-tab.

De forskellige vurderingsmåder fra rent teoretiske bidragsberegninger over ekstrapolationer fra kendte sammenhænge til direkte blodblymålinger stemmer således meget godt overens. Den gennemsnitlige skadevirkning kan således karakteriseres som tvivlsom og i alle tilfælde lille, mens der for risikogrupper kan blive tale om reelle skadevirkninger.

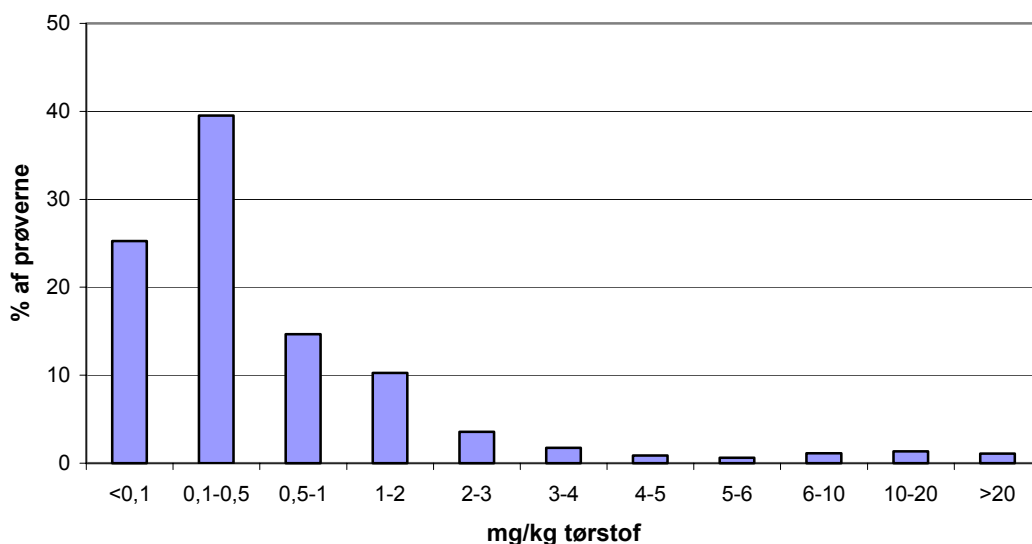
Endvidere skal det nævnes, at den rådgivning myndighederne de senere år har givet omkring forurenede jord forventeligt har nedbragt eksponeringen meget, således at skadevirkningerne af jordforureningen reelt må forventes at være mindre end det ovenfor nævnte.

6. B(a)P

6.1 Data om jordforurening

Diffus forurening, herunder opfyld

Nedenfor er vist et histogram over koncentrationsfordelingen af B(a)P i diffust forurenet jord og opfyld i København og Frederiksberg. Der er brugt målinger fra Amternes Videntcenter for Jordforurening (23) og fra undersøgelsesrapporter fra Københavns Kommune (20,21,22). Målingerne er foretaget i perioden 1996-2001. Det drejer sig om 6.700 prøver fra København og 27 prøver fra Frederiksberg, der er analyseret for B(a)P.

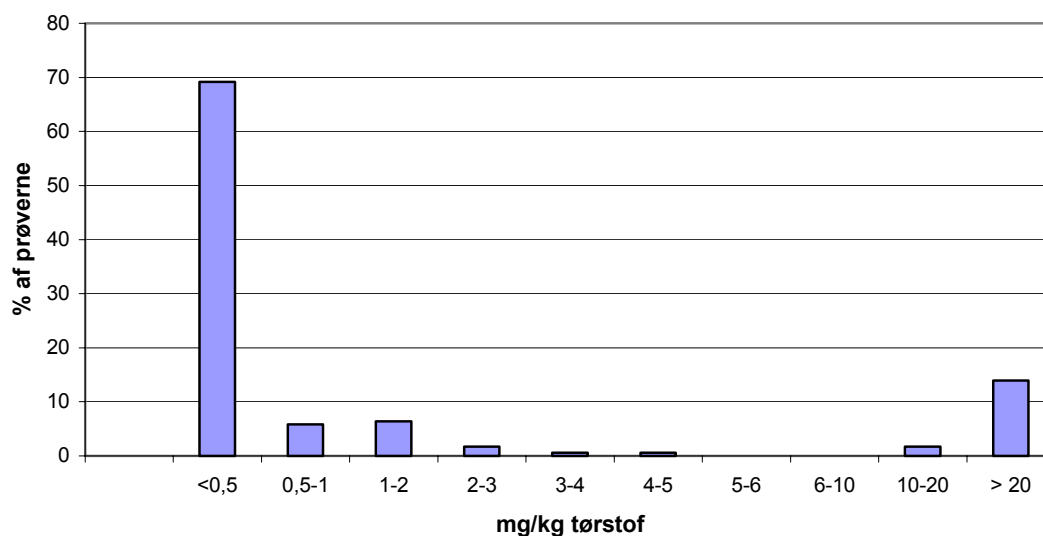


Figur 6.1 B(a)P I diffust forurenet jord incl. opfyld

Af figuren fremgår det, at i 25% af prøverne er koncentrationen under jordkvalitetskriteriet på 0,1 mg/kg, mens i 54% af prøverne er koncentrationen i rådgivningsintervallet, det vil sige mellem 0,1 og 1,0 mg/kg. I de resterende 21% af prøverne er koncentrationen over afskæringskriteriet på 1,0 mg/kg. Gennemsnitsværdien af alle målingerne er 1,58 mg B(a)P/kg. Denne værdi er her brugt som udtryk for den gennemsnitlige eksponering af befolkningen i København og Frederiksberg. Som udtryk for højeksponering er brugt 95%-percentilen, som er 4,01 mg B(a)P/kg jord.

Jordforurening med B(a)P fra punktkilder

Nedenfor er vist et histogram over koncentrationsfordelingen af B(a)P i punktkildeprøver i Frederiksberg Kommune, i alt 172 prøver. I histogrammet er alle data med koncentrationsniveauer af B(a)P i intervallet 0 - < 0,5 mg/kg samlet i samme søjle i stedet for i 2 søjler med intervallerne 1) < 0,1 mg/kg og 2) 0,1-0,5 mg/kg, som for den diffuse forurening. Baggrunden herfor er, at en stor del af prøverne er analyseret



Figur 6.2 B(a)P i punktkildeprøver i jord på Frederiksberg

med en analysemetode, hvor detektionsgrænsen er 0,2 mg B(a)P/kg jord. Dette betyder, at det ikke umiddelbart ud af analyseresultatet kan ses, om prøverne skal placeres i interval 1) eller 2), hvorfor de to intervaller i histogrammet er slået sammen.

Ud fra datamaterialet er det vanskeligt at se, hvor stor en del af forureningen, der stammer fra punktkildernes forurening med B(a)P til omgivelserne og hvor meget, der skyldes diffus forurening. Det eneste sted hvor der tydeligt ses en belastning fra en punktkildeforurening er ved de høje koncentrationsniveauer. Disse høje koncentrationsniveauer er dog kun konstateret på meget få ejendomme, og disse ejendomme er på baggrund af undersøgelsesresultaterne efterfølgende blevet ryddet op.

I lighed med beregningerne for bly vil de fortsatte beregninger for B(a)P blive udført med udgangspunkt i datamaterialet fra den diffuse forurening.

6.2 Sundhedsskadelige effekter

Hovedparten af den tilgængelige litteratur om de sundhedsskadelige virkninger af PAH'er fokuserer på B(a)P's virkning som det mest potente kræftfremkaldende stof i PAH-gruppen. Stoffet optages let fra lunger, mave/tarmkanal og hud. Af dyreeksperimentelle undersøgelser fremgår, at 30-50% af det B(a)P, der indtages via fødevarer m.v., optages fra mave-tarmkanalen, og at 10-16% af B(a)P-indholdet i en jordblanding optages gennem huden. Absorberet B(a)P distribueres hurtigt til kroppens organer og væv og kan ophobes i brystkirtelvæv og fedt. Via moderkagen kan stoffet optages i det udviklende foster (32).

B(a)P nedbrydes primært i leveren, men omdannes også i andre væv med dannelse af reaktive produkter (diol-epoxider), der er kræftfremkaldende. Der er hos koksarbejdere og byboere set signifikante korrelationer mellem niveauer af B(a)P i luften og niveauerne af nedbrydningsprodukterne hydroxyderivater i urinen (36). Størstedelen af nedbrydningsprodukterne udskilles med fæces og en mindre del udskilles med urinen (32). PAH-addukter, dvs. kobling af PAH til proteinstoffer (bl.a. albumin og hæmoglobin) i

organismen, kan fungere som biomarkører, idet der er fundet sammenhæng mellem høje niveauer af PAH-addukter og høje udsættelser for PAH (36).

LD₅₀ (den dosis, hvor halvdelen af en gruppe forsøgsdyr dør) for adskillige PAH'er er mellem 490 og 18000 mg/kg legemsvægt. Korttidsforsøg har vist især nyre- og lever-skader ved doser på ca. 250 mg/kg legemsvægt i 13 uger (31).

I dyreforsøg er B(a)P og PAH-blandinger indeholdende B(a)P fundet kræftfremkaldende efter påvirkning via samtlige eksponeringsveje og medfører kræft også andre steder i organismen end svarende til optagelsesstedet (32). Mange af PAH-forbindelserne skader arveanlæggene og påvirker immunsystemet og reproduktionsevnen.

Der er få undersøgelser af PAH'ers virkning på mennesker. Ved hudkontakt kan B(a)P forårsage irritation og acne-lignende udslet, og der kan opstå overfølsomhedsreaktioner. Ved undersøgelser af udsatte grupper er der fundet en sammenhæng mellem udsættelse for B(a)P og udvikling af kræft, såvel ved hudkontakt som ved indånding (24).

Det er vist, at lungekræft kan induceres hos mennesker af forskellige blandinger af PAH'er indeholdende B(a)P (røg fra forbrændingsprocesser herunder cigaretrøg), men det er ikke muligt at konkludere herfra, at B(a)P er det eneste ansvarlige stof (32). Det vurderes, at den kræftfremkaldende effekt forøges ved samtidig udsættelse for andre PAH'er og stoffer såsom asbest og luftbårne partikler (4,7).

Det er ikke dokumenteret, at B(a)P ved peroralt indtag er kræftfremkaldende hos mennesker. Den kræftfremkaldende effekt af B(a)P og PAH-blandinger er imidlertid vist i gentagne dyreforsøg, hvorfor B(a)P og PAH-blandinger må antages at være kræftfremkaldende hos mennesker også ved peroralt indtag.

Der anses ikke at være nogen nedre grænse for stoffets skadevirkning. For kræftfremkaldende stoffer, hvor der ikke er en nedre tærskelværdi for effekt, tolererer man i Danmark normalt en livstidsrisiko på 10^{-6} , det vil sige et ekstra kræfttilfælde blandt 1 million mennesker på 70 år.

6.3 Sygdomstilfælde og medicinske undersøgelser

Der foreligger ikke oplysninger om sygdomstilfælde i København og Frederiksberg i forbindelse med udsættelse for jord indeholdende PAH. Tjæreprodukter har været brugt i behandling af visse hudsygdomme (bl.a. psoriasis) igennem ca. 200 år. Som bivirkninger til behandlingen er beskrevet en række lokale hudreaktioner i form af bl.a. eksemmer og betændelser. Der er i flere undersøgelser ikke vist en sammenhæng mellem tjærebehandling af hudsygdomme og forekomst af hudkræft, men der anbefales fortsat overvågning af en evt. sammenhæng (41). Dosis-effektforholdene for disse helbredseffekter er således ikke klarlagt tilstrækkeligt til, at effekterne ved påvirkningen fra den aktuelle jordforurening kan kvantificeres, men omfanget skønnes at være beskedent, da der er tale om laveksponering i sammenligning med de kendte virkninger.

PAH-påvirkning kan belyses ved biomarkører jf. afsnit 4.1. Der er ikke fundet undersøgelser, der på denne måde belyser udsættelse for PAH via jord, og forekomsten af sådanne biomarkører ville heller ikke med den aktuelle viden direkte kunne omsættes til risikoen for kræft.

6.4 Teoretiske beregninger

Risikoen ved menneskers udsættelse for B(a)P i jord er i det følgende vurderet i forhold til indtag og eksponering via hud.

WHO har i 1996 vurderet kræft risikoen ved indtagelse af B(a)P i forbindelse med grænseværdifastsættelse i drikkevand. Værdierne for B(a)P er fastsat på baggrund af WHO's ekstrapolation af resultater fra især forsøg med mus, som har udviklet mavekræft efter fodring med B(a)P. Det er herved vurderet at der er en risiko på et

	Jordkvalitetskriteriet			Gennemsnitskoncentration/belastning			95% fraktil, høj-eksponerede		
Jordkoncentration B(a)P ng/g (k)	100			1575			4010		
Befolkning (B)	Børn	Voksne	I alt	Børn	Voksne	I alt 590.000	Børn	Voksne	I alt
Dagligt jordindtag g (i)	0,2	0,025		0,125	0,025		0,2	0,025	
Dagligt B(a)P indtag ng (m=k*i)	20	2,5		196,9	39,4		802	100,3	
Vægt kg (v)	10	70		10	70		10	70	
Dagligt B(a)P indtag ng/kg (M=m/v)	2	0,04		19,7	0,5		80,2	1,4	
Kræft risiko 70 år (L=M/R)	1	0,02		9,8	0,3		40,1	0,7	
Indtagstid år (Å)	10	60		10	60		10	60	
Risikobidrag 10^{-6} (r=L*Å/70)	0,14	0,02	0,16	1,4	0,2	1,6	5,7	0,6	6,3
Antal ekstra kræfttilfælde (r*B/1.000.000)						1,0			

Tabel 6.1 Beregnet kræft risiko samt det sandsynlige antal ekstra kræfttilfælde i København og Frederiksberg som følge af indtag af B(a)P-forurenede jord ud fra, at det daglige B(a)P-indtag, der giver 10^{-6} -risiko for kræft (R) = 2 ng/kg legemsvægt

ekstra kræfttilfælde blandt 1 million mennesker ved livslangt indtag af vand indeholdende 0,07 µg B(a)P/liter (10^{-6} -risiko). Et voksent "standardmenneske" på 70 kg indtager 2 l vand daglig svarende til daglig indtag af 2 ng B(a)P/kg legemsvægt.

Miljøstyrelsen har fastsat jordkvalitetskriteriet for følsom anvendelse til 0,1 mg B(a)P/kg jord ud fra en overordnet vurdering af kræft risikoen. Spiser et barn på 10 kg 0,2 g jord pr. dag (95%-percentilen) svarer det til et dagligt indtag på 2 ng B(a)P/kg legemsvægt. Denne B(a)P-dosis svarer til WHO's livstidsrisiko på 10^{-6} ved dagligt indtag gennem 70 år. Den daglige indtagelse af jord for børn og voksne er imidlertid gennemsnitlig på henholdsvis 0,125 g jord og 0,025 g jord. Ved benyttelsen af disse tal i beregningen og vægtændringerne gennem livet fås en livstidsrisiko på kun 10^{-7} .

Af en hollandsk artikel fra 2001 (40) vedrørende gennemførte fodringsforsøg af mus med tjære-PAH opblandet i foder fremgår, at der blev fundet en 10^{-6} livstidsrisiko ved dagligt indtag af 1-3 ng B(a)P/kg legemsvægt, idet B(a)P anvendtes som indikator for den samlede PAH-blanding.

WHO har ikke angivet en livstidsrisiko for hudkontakt, og der er derfor benyttet de samme risikoberegningsmetoder, som Miljøstyrelsen har benyttet i forbindelse med beregning af jordkvalitetskriteriet, det vil sige, at et dagligt optag på 2 ng B(a)P/kg legemsvægt svarer til WHO's livstidsrisiko på 10^{-6} .

I forbindelse med beregningerne for optag via hudeksponering er der anvendt Miljøstyrelsens tal for standardeksposeering på 1 g jord pr. dag for børn i 10 år og 0,1 g pr. dag for voksne i 60 år (38). Dyreforsøg har vist, at hudoptaget af B(a)P er ca. 13%, og der er til beregningerne benyttet samme optag for mennesker.

I tabel 6.1 er for gennemsnitsbelastede beregnet, hvor mange ekstra kræfttilfælde, der vil opstå i København og Frederiksberg som følge af det samlede indtag af B(a)P gennem jord for børn og voksne i en 70 års periode. Til beregningerne er benyttet et "standardbarn" der vejer 10 kg i 10 år og som daglig indtager i gennemsnit 0,125 g jord. Tilsvarende tal er beregnet for en "standardvoksen" på 70 kg i 60 år, der dagligt indtager 0,025 g jord. Det er endvidere forudsat, at risikoen pr. kilo legemsvægt er ens for børn og voksne. Den ene del af befolkningen vil være mere og den anden del af befolkningen vil være mindre eksponeret end en sådan gennemsnitsperson, men under forudsætning af en lineær sammenhæng mellem eksponering og kræft risiko, vil beregningen belyse den samlede kræft risiko. Som det ses, kan det herved beregnes, at der sandsynligvis vil opstå 1 ekstra kræfttilfælde blandt befolkningen i København og Frederiksberg i løbet af 70 år ved livslangt indtag af jord med de målte koncentrationer af B(a)P, svarende til en livstidsrisiko på $1,6 \cdot 10^{-6}$. Ved udregning med benyttelse af faktisk legemsvægt op til 18 års alderen er resultaterne ca. 1% lavere. Risikoen vil imidlertid ikke være ens for alle. For høje eksponerede (det vil sige børn med jordindtag svarende til 95%-percentilen, som eksponeres for jord forurenet svarende til 95%-percentilen) kan den beregnes til $6,3 \cdot 10^{-6}$.

	Jordkvalitetskriteriet	Gennemsnitskoncentration/belastning	95% fraktil, højeksponerede
Jordkoncentration B(a)P ng/g (k)	100	575	4010

Befolkning (B)	Børn	Voksne	I alt	Børn	Voksne	I alt 590.000	Børn	Voksne	I alt
Daglig standard-eksponering g (i)	1	0,1		1	0,1		1	0,1	
Daglig B(a)P hudeksponering (m=k*i)	100	10		1575	157,5		4010	401	
Vægt kg (v)	10	70		10	70		10	70	
Dagligt B(a)P optag ng/kg (M=m*o/v)	1,3	0,02		20,5	0,3		52,1	0,7	
Kræft risiko 70 år (L=M/R)	0,7	0,01		10,2	0,2		26,1	0,4	
Indtagstid år (Å)	10	60		10	60		10	60	
Risikobidrag 10^{-6} (r=L*Å/70)	0,09	0,01	0,1	1,4	0,1	1,6	3,7	0,3	4,0
Antal ekstra kræfttilfælde (r*B/1.000.000)						0,9			

Tabel 6.2 Beregnet kræft risiko samt antal ekstra kræfttilfælde i København og Frederiksberg som følge af hudoptag af B(a)P-forurenet jord ud fra, at det daglige B(a)P-indtag, der giver 10^{-6} -risiko for kræft (R) = 2 ng/kg legemsvægt samt, at hud-optagelse af B(a)P fra jord (o) = 13%

I tabel 6.2 er risikoen for ekstra kræfttilfælde blandt personer i København og Frederiksberg, der lever på de to forskellige forureningsniveauer, beregnet på baggrund af det samlede hudoptag af B(a)P for børn og voksne i en 70 års periode. Som det fremgår, er det beregnet, at livslang hudeksponering medfører ca. 1 ekstra kræfttilfælde blandt befolkningen svarende til en livstidsrisiko på $1,6 \cdot 10^{-6}$. De højeeksponerede har imidlertid en livstidsrisiko på $4 \cdot 10^{-6}$.

Alt i alt vil jordeksponering via indtag og hudoptag således bidrage med $1+1=2$ ekstra kræfttilfælde i København og Frederiksberg i løbet af 70 år. Den gennemsnitlige risiko er $1,6 \cdot 10^{-6} + 1,6 \cdot 10^{-6} = 3,2 \cdot 10^{-6}$. For de højeeksponerede bliver risikoen imidlertid $6,3 \cdot 10^{-6} + 4,0 \cdot 10^{-6} = 10 \cdot 10^{-6}$, altså 10 gange højere end den, man i miljøsammenhænge sædvanligvis anser for acceptabelt i Danmark. Risikoen ved jordkvalitetskriteriet bliver tilsvarende $0,16 \cdot 10^{-6} + 0,10 \cdot 10^{-6} = 0,26 \cdot 10^{-6}$.

6.5 Bidrag fra andre kilder

Luft:

Nedfald af luftens PAH-holdige sodpartikler er en væsentlig årsag til PAH-forurenet jord i byområder. Niveauet er højest om vinteren og i tætbefolkede, trafikerede områder. I en nyere dansk undersøgelse fra 1996 i de Københavnske gader er B(a)P målt til

2,2 +/- 0,6 ng/m³, en halvering fra 1988 (34). Indendørsluft vurderes at have et B(a)P-indhold på ca. 50% af udeluften. Ved alene at anvende B(a)P som indikator for det kræftfremkaldende potentiale af PAH i udeluften underestimeres kræfttrisikoen, da andre indholdsstoffer også er kræftfremkaldende (36). Der er forskellige metoder til vurdering af den kræftkaldende virkning af B(a)P. WHO har beregnet en livtidsrisiko for kræft på 1 per 1.000.000 mennesker ved livslang eksponering for en luftkoncentration på 0,012 ng B(a)P/m³, hvor B(a)P er anvendt som indikator for hele PAH-blandingen i luften, det vil sige i risikoestimatet tages også hensyn til de øvrige PAH-stoffers kræftfremkaldende effekt. Dette svarer til et dagligt indåndingbidrag for voksne på 0,012 ng B(a)P/m³ x 20 m³ = 0,24 ng. Der er i beregningerne i tabel 6.3 benyttet en B(a)P-koncentration på 1,5 ng B(a)P/m³ luft som gennemsnit for eksponeringen, svarende til ca. halvdelen af den maksimale eksponering, idet befolkningen opholder sig indendørs hovedparten af tiden (37).

Luftkoncentration ng B(a)P/ m³ (k) (gennemsnit i København og Frederiksberg)	1,5
Befolkning i København og Frederiksberg (B)	590.000
Kræftisiko 70 år (L=k/R)	125
Antal ekstra kræfttilfælde (L*B/1.000.000)	73,8

Tabel 6.3 Beregnet antal ekstra kræfttilfælde som følge af indånding af B(a)P-forurenet luft i København og Frederiksberg ud fra, at den luftkoncentration, der ved livslang udsættelse giver 10⁻⁶-risiko for kræft (R) = 0,012 ng B(a)P/m³ luft

Som det ses af tabel 6.3, er det ud fra WHO's livtidsrisiko beregnet at ville opstå ca. 74 ekstra kræfttilfælde ved livslang udsættelse for luftforureningen med PAH i København og Frederiksberg. Livtidsrisikoen er 125*10⁻⁶, altså langt større end ved indtag gennem jord, jf. at den vægtmængde B(a)P, der skal til for at give en 10⁻⁶-livotidsrisiko, er langt mindre ved indånding end ved indtag gennem mavetarmkanalen.

Tobaksrygning er i varierende omfang ligeledes en kilde til befolkningens indånding af B(a)P. Indeluft, der er stærkt forurenet med tobaksrøg, indeholder ca. 20 ng B(a)P/m³. Cigaretter med et lavt tjæreindhold afgiver ca. 10 ng til personen ved rygning. En daglig udsættelse for 1 times passiv rygning, det vil sige 20 ng B(a)P/m³ luft i en time pr. dag, svarende til mængden af B(a)P i 2 cigaretter, medfører ved anvendelse af WHO's livtidsrisikofaktor (31) 69 ekstra kræfttilfælde per million udsatte eller 41 ekstra kræfttilfælde på 70 år omregnet til befolkningstallet i København og Frederiksberg. I København og Frederiksberg diagnosticeredes i 1997 444 tilfælde af primær lungecancer, svarende til 31.080 på 70 år. De fleste af disse skyldes tobaksrygning.

Kosten:

Føden anses for at være den største kilde til B(a)P-udsættelse hos ikke-rygere. Af udenlandske undersøgelser fremgår, at indholdet i maden er meget variabelt og afhænger af kostens sammensætning, fødevarernes oprindelse og tilberedningsmåde (29),

specielt grillstegning øger indholdet. Vurderingerne af det daglige indtag af B(a)P varierer således betragteligt, idet der angives værdier for daglig indtagelse af B(a)P i intervallet 140-2800 ng/dag.

Børns indtag af B(a)P vurderes at være på ca. halvdelen af voksnes indtag, og børns kvalitative kostsammensætning er stort set som voksnes. PAH fra luften angives at være den største årsag til indtaget fra grøntsager (29). I tabel 6.4 er 1000 ng B(a)P pr. dag benyttet som gennemsnit for såvel børn som voksne, hvor børn spiser mindre og voksne mere. Til vurderingen af risikoen ved indtagelse af B(a)P i kosten er benyttet samme beregningsmetode, som er anvendt til beregning af risikoen ved indtagelse af B(a)P i jord, det vil sige en 10^{-6} -risiko ved 2 ng B(a)P/kg legemsvægt/dag. Det er forudsat, at et barn vejer 10 kg i 10 år og voksne 70 kg i 60 år.

Gennemsnitlig indtag af B(a)P i kosten pr dag gennem hele livet ng (m)	1000		
Befolkning i København og Frederiksberg (B)	Børn	Voksne	I alt 590000
Vægt kg (v)	10	70	
Indtagetid år (Å)	10	60	
Dagligt B(a)P indtag/kg (M=m/v)	100	14,3	
Kræft risiko 70 år (L=M/R)	50	7,1	
Risikobidrag 10^{-6} (r=L*Å/70)	7,1	6,1	13,3
Beregnet antal sandsynlige kræfttilfælde i befolkningen (r*B/1.000.000)			7,8

Tabel 6.4 Beregnet antal ekstra kræfttilfælde i København og Frederiksberg som følge af indtag af B(a)P i kosten ud fra, at det daglige B(a)P-indtag, der giver 10^{-6} -risiko for kræft (R) = 2 ng/kg legemsvægt

Af tabel 6.4 fremgår, at der kan beregnes et sandsynligt antal på ca. 8 ekstra kræfttilfælde i befolkningen i løbet af 70 år ved daglig livslang udsættelse for 1000 ng B(a)P i kosten.

6.6 Diskussion

Da de mulige konsekvenser af B(a)P-indtag hos mennesker kun kan beregnes teoretisk, er WHO's vurdering af livtidsrisiko for indtag af B(a)P på 2 ng B(a)P/kg legemsvægt pr. dag sammenholdt med de aktuelle koncentrationer og standardindtag i jord, kost og luft i København og Frederiksberg. Det kan herved beregnes, at befolkningens udsættelse for B(a)P i løbet af en 70 års periode muligvis kan medføre ca. 2 ekstra kræfttilfælde som følge af jordindtag og hudeksponering, ca. 8 ekstra kræfttilfælde som følge af kostens indhold af B(a)P og ca. 74 ekstra kræfttilfælde som følge af luftens indhold af B(a)P. Der er ved beregning af konsekvenserne af jordindtag benyttet gennemsnits-

værdier med det formål at give et realistisk bud på de samlede sundhedsmæssige konsekvenser af jordforureningen.

Ved beregningerne af 2 ekstra kræfttilfælde på 70 år for udsættelse for B(a)P ved jordindtag er der som tidligere nævnt benyttet en række standardforudsætninger, som kan medføre både en under- og en overestimering. F.eks. skønnet over hvilken daglig dosis B(a)P, der medfører en 10^{-6} -risiko, PAH-blandingens sammensætning, eksponeringens varighed og størrelsen af jordindtaget (5, 44). De anførte tal må derfor betragtes som en størrelsesorden.

Som det fremgår af ovenstående, er den største risiko for B(a)P-forårsagede kræfttilfælde luftens indhold af B(a)P som følge af forbrændingsprocesser, herunder rygning. Passiv rygning, f.eks. indånding af 20 ng B(a)P/m³ i 1 time pr. dag, svarende til ophold i stærk forurenede indeluft, kan beregnes at medføre 41 ekstra kræfttilfælde ved at benytte WHO's livtidsrisiko på 0,012 ng B(a)P/m³ luft. Ved udsættelse af B(a)P fra aktiv rygning stiger risikoen med op til flere tusinde kræfttilfælde, hvilket er belyst i talrige publikationer.

Kræftisikoestimerer for PAH-stofferne er imidlertid usikre på grund af mangel på tilstrækkelige data og kompleksiteten af vurderingen. Ved alene at vurdere risikoen for kræft ud fra B(a)P-indholdet i en PAH-blanding, vil der ske en underestimering, idet de øvrige stoffer i PAH-gruppen bidrager til den samlede kræftfremkaldende effekt. Der er betydelig international variation i vurderingen af B(a)P's andel af PAH-ernes kræftfremkaldende effekt afhængig af bl.a. forskellen i biotilgængeligheden i jord og luft og forskellen i sammensætningen af PAH-blandingen (34,43,45). Usikkerheden ved de teoretiske beregninger er således betragtelig, men er sammenlignelig med den usikkerhed, man accepterer ved at anvende jordkvalitetskriterierne.

7. Konklusion

I rapporten er fokuseret på blys virkning på IQ og på PAH's kræftfremkaldende effekt som de bedst beskrevne i foreliggende undersøgelser.

Det er ikke forventeligt, at der kan påvises sygdomstilfælde, som direkte kan relateres til bly- og B(a)P-forurenet jord i Københavns og Frederiksberg kommuner. Dels medfører disse stoffer ikke specifikke effekter, det vil sige, at de aktuelle helbredspåvirkninger også kan have mange andre årsager så som arvelige og sociale forhold samt livsstil. Dels er det beregnede omfang af effekterne så beskedent, at disse øvrige årsagsfaktorer vil være de dominerende.

Da der imidlertid er tale om stoffer uden noget kendt nedre effektniveau, må man ud fra tilgængelige undersøgelser formode, at der kan være tale om påvirkninger af helbredet. For de helbredspåvirkninger, hvor dosis-effektforholdene er klarlagt, kan omfanget kvantificeres ved ekstrapolation fra tilgængelige undersøgelser og ved beregning af indtag af de forurenende stoffer. Usikkerheden på ekstrapolering fra højksporing til laveksponering er betragtelig, men er i beregningerne benyttet som det bedst mulige skøn.

Stofferne kan i højere koncentrationer også give andre helbredspåvirkninger, således kan blypåvirkning give blodmangel og øge blodtrykket, og tjærestoffer kan give lokale hudreaktioner som eksem og betændelse. Dosis-effektforholdene er dog ikke klarlagt tilstrækkeligt til, at disse effekter af påvirkningen fra den aktuelle jordforurening kan kvantificeres, men omfanget skønnes at være beskedent, da der er tale om laveksponering.

Sundhedseffekter kan karakteriseres som:

- Mindre påvirkninger af hjernefunktionen forårsaget af blyforurening af jorden. Dette kan talmæssigt udtrykkes som en mulig minimal nedsættelse af IQ på 0,05 point som gennemsnit for børn, der vokser op i København og Frederiksberg. For højksporerede børn kan virkningen blive ca. 1 IQ-point ud af ca. 100 point, som er gennemsnittet. En nedsættelse af IQ kan vise sig ved indlærings- og adfærdsforstyrrelser. De beregnede mindre påvirkninger af hjernefunktionen vurderes ikke at være registrerbare for den enkelte borger, men kan specielt vedrørende gruppen af højksporerede betyde samfundsmæssige omkostninger.
- Kræfttilfælde forårsaget af B(a)P-jordforurening. Det drejer sig om af størrelsesordenen 2 ekstra kræfttilfælde i løbet af 70 år, svarende til en gennemsnitlig livstidsrisiko på $3,2 \cdot 10^{-6}$. Der vil dog være en lille gruppe højksporerede, der har en højere livstidsrisiko, nemlig 10^{-5} .

Det skal understreges, at der er en betydelig usikkerhed ved beregningerne. Beregningerne baserer sig ikke på en systematisk gennemgang af videnskabelig litteratur, med primært på eksisterende standarder og skøn fra Miljøstyrelsen i forbindelse med fastlæggelse af jordkvalitetskriterier. Hvis nyere litteratur inddrages, vil der muligvis kunne ske mindre forskydninger i beregningerne, men størrelsesordenen af resultaterne vil næppe ændres.

Endvidere skal det nævnes, at den rådgivning myndighederne de senere år har givet omkring forurenede jord forventeligt har nedbragt eksponeringen meget, således at skadevirkningerne af jordforureningen reelt må forventes at være mindre end det ovenfor nævnte.

Bly fra andre kilder kan tilsvarende muligvis forårsage påvirkning af hjernefunktionen, dog i lidt mindre omfang end fra jordpåvirkning.

B(a)P-indtag fra andre kilder, her tænkes her på luftforurening og fødevarer, specielt grillstegte, vil formentlig i væsentligt større omfang end fra jordpåvirkning give anledning til ekstra kræfttilfælde.

8. Referencer

1. Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen Nr. 12 1995
2. Risikovurdering af forurenede grunde. Miljøprojekt nr.123, Miljøstyrelsen 1990
3. Udkast til vejledning fra Miljøstyrelsen vedrørende kvalitetskriterier for forurenede grunde, 1992
4. Afskæringskriterier for forurennet jord. Miljøprojekt Nr. 425, Miljøstyrelsen 1998
5. Rådgivning af beboere i lettere forurenede områder. Vejledning nr.7 fra Miljøstyrelsen 2000
6. Forurennet jord i haveforeninger. En undersøgelse af beboeres udsættelse for bly og cadmium. Rapport fra Stadslægen 2000
7. Optagelse af metaller og PAH-forbindelser i grøntsager og frugt. Miljøprojekt Nr. 571, Miljøstyrelsen 2000
8. Luftkvaliteten i Hovedstadsregionen 1998, HLU
9. Notat af 07-03-2001 fra Københavns Vand
10. Personlig meddelelse 21.03.01 fra Kate Nielsen, FORCE-instituttet
11. Rogan WJ et al.: The effect of chelation therapy with succimer on neuropsychological development in children exposed to lead. N Engl J Med, Vol. 344, No. 19. May 10, 2001 pp 1421-6
12. Rosen JF and Mushak P: Primary prevention of Childhood Lead Poisoning – The Only Solution. N Engl J Med, Vol. 344, No. 19. May 10, 2001 pp 1470-1
13. Berglund M et al.: Impact of Soil and Dust Lead on Children's Blood Lead in Contaminated Areas of Sweden. Archives of Environmental Health March/April 2000. Vol. 55 (No.2). pp 93-97
14. Yiin L-M et al.: Seasonal Influences on Childhood Lead Exposure. Environmental Health Perspectives. Vol 108, Number 2, February 2000 pp 177-82
15. Grandjean P. et al.: Cognitive Deficit in 7-Years-Old Children with Prenatal Exposure to Methylmercury. Neurotoxicology and Teratology, Vol. 19, No.6, pp. 417-428, 1997
16. Bach, Elsa: Børns belastning med bly. Rapport om en befolkningsundersøgelse i Miljøstyrelsens undersøgelsesprogram for tungmetaller. Rapport fra DIKE
17. Ege, Christian: Rapport fra konference i Canada d.25.-27. maj 1997 What on earth? Childs health and environment, Ottawa
18. Lanphear et al: The Contribution on Lead-Contaminated House Dust and residential Soil to Children's Blood Lead Levels. Environmental Research section A 79, 51 68 (1998). Article no. ER983859 p 51-68
19. Eksposering for luftforurening i transportsektoren. AMI rapport nr. 46 1996
20. Vuggestuer i København på formodet diffust forurenede lokaliteter. Miljøkontrollen 2000
21. Daginstitutioner i København på formodet diffust forurenede lokaliteter. Miljøkontrollen 2001

22. Forureningsundersøgelse på offentlige legepladser i København. Miljøkontrollen 2001
23. Amternes Videncenter for Jordforurenings rapport ”Opsamling af data for diffus forurening” Teknik og Administration Nr. 7 fra 1999
24. Afskæringskriterier for forurennet jord, baggrundsrapport, juni 1997. Miljøstyrelsen
25. Overvejelser vedrørende PAH-eksponering og indhold i grøntsager og frugt, Miljøstyrelsen november 1999
26. Datablad for PAH. Miljøstyrelsen 1999
27. Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr 20, 1996
28. Økotoksikologiske jordkvaliteter. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen, nr 13 1995
29. Humantoksikologiske vurderinger i forbindelse med depotindsatsen. Arbejdsrapport nr 16, 1996 Miljøstyrelsen
30. WHO. Air Quality Guidelines for Europe, 2nd edition, 2000
31. WHO guidelines for drinking-Water quality 2nd edition 1996
32. U.S.EPA IRIS Substance file - benzo(a)pyrene; CASRN 50-32-8
33. Luftvejledningen. nr. 2. 2001
34. Baggrundsdokument for fastsættelse af emissionsgrænseværdi for PAH i luft. dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ. JUNI 2000
35. Overvejelser vedrørende PAH-eksponering og indhold i grøntsager og frugt. Miljøstyrelsen. November 1999
36. Sundhedsmæssig vurdering af luftforurening fra vejtrafik. Miljøprojekt 352. Miljøstyrelsen 1997
37. Traffic PAH and other Mutagens in Air in Denmark. Miljøprojekt nr. 285. Miljøstyrelsen 1995
38. Udarbejdelse af jordkvalitetskriterier for udvalgte PAH. Veterinær og Fødevaredirektoratet, marts 1998
39. Casarett & Doull’s Toxicology. 5 ed.1996
40. Kroese ED; Muller JJA; Mohn GR; Dortant PM, Wester PW. Tumorigenic effects in Wistar rats orally administrered benz(a)pyrene for two years (gavage studies). Implications for human cancer risks associated with oral exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons. 2001
41. G.P Thami and R. Sarkar. Coal tar: past, present and future. Clinical and Experimental Dermatology, 27, 99-103. 2002-10-15
42. Fødevaresikkerhed. Hovedrapport. Regeringen november 1998. s 74-75
43. Cancer Risk Assessment, Indicators, and Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Ambient Air. Carl-Elis Boström, Per Garde Annika Hansberg et al. Environmental Health Perspective. Volume 110 supplement 3 june 2002
44. Forurennet jord i København – om børns udendørsleg, Miljøkontrollen, Københavns Kommune. April 1999
45. Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. Miljøprojekt nr. 728 2002. Miljøstyrelsen
46. Schwartz, J.: Low-Level Lead Exposure and Children’s IQ: A Meta-analysis and Search for a Threshold. Environmental Research 65, 42-55 (1994)

47. Economic Analysis of Toxic Substances Control Act Section 403: Lead-Based Paint Hazard Standards. EPA 2000
48. Christensen JM et al.: Vurdering af sundhedsrisiko i et arsen- og blyforurenet boligområde: UfL153/37 1991 p. 2564-8
49. Notat om undersøgelser af forhold der reducerer eksponering for jordforurening samt rådgivningspraksis i andre lande. Notat fra Miljøstyrelsen af juni 1997
50. Lanphear et al.: Environmental Exposure to Lead and Urban Children's Blood Lead Levels. Environmental Research, section A 76, 120-130 (1998)