



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

Rapport 1:2010

Förorenade byggnader

Provtagning och riskbedömning



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

SGF Rapport 1:2010

SBUF ID Nr 11954

Förorenade byggnader

Provtagning och riskbedömning

SBUF

SGF

NATUR
VÄRDS
VERKET

Socialstyrelsen

ALS Laboratory Group
ANALYTICAL CHEMISTRY & TESTING SERVICES



NCC



Golder Associates

SKANSKA

HÖGSKOLAN
I GÄVLE

KAROLINSKA
INSTITUTET

SWECO

STENA
Innovative recycling

Watts

PEAB

WSP

Linköping 2010

SGF Rapport	Svenska Geotekniska Föreningen 581 93 Linköping E-post: info@sgf.net
Beställning	Statens geotekniska institut Biblioteket Tel: 013-20 18 04 Fax: 013-20 19 09 E-post: info@swedgeo.se
ISSN	1103-7237
ISRN	SGF-R-10/1-SE

Förord

Genom städernas tillväxt ökar efterfrågan på lokaler. Industribyggnader som tidigare låg i utkanten av städerna ligger idag i allt mer attraktiva lägen och är därför intressanta att omvandla för att anpassas till nya verksamheter. Gamla industrier byggs om till köpcentrum, kontor, bostäder, offentliga lokaler och daghem. Många gamla byggnader har också stora kulturhistoriska värden som gör att starka bevarandebestånd finns.

Enligt Miljöbalken avses förorenade områden innefatta mark- och vattenområden samt **byggnader och anläggningar** som är så förorenade att det kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. För förorenad mark har ett flertal vägledning tagits fram för att styra hur undersökningar och utredningar bör genomföras. Framför allt har detta arbete genomförts genom finansiering av Naturvårdsverket. Arbetet med att ta fram dessa vägledningar påbörjades i slutet av 1980-talet och nya vägledningar om riskbedömning, åtgärdsutredning m.m. har publicerats 2009.

I Naturvårdsverksrapport 5491 (Naturvårdsverket, 2005) beskrivs en metodik i grova drag för hur en förorenad byggnad kan undersökas, riskbedömas och åtgärdas. Det finns många moment vid undersökning och riskbedömning av byggnader som medför stora osäkerheter, vilket resulterar i svårigheter att bedöma om vald åtgärd är korrekt och av rätt omfattning. En vidareutveckling av metodiken efterfrågades för att minska dessa osäkerheter. Därför skapades ett utvecklingsprojekt med stöd av SBUF, SGF, forskare, byggherrar, konsulter, laboratorium och myndigheter. Projektet har resulterat i denna handledning och en hemsida (www.forenadebyggnader.se).

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) är en allsidigt sammansatt ideell förening, där de flesta yrkesverksamma miljö- och geoteknikkonsulter och företag i branschen är representerade inklusive beställare av miljötekniska och geotekniska utredningar. SGF ger ut metodbeskrivningar och rapporter för bl.a. geotekniska och miljötekniska undersökningar i fält och på laboratorium där motsvarande standarder inte finns. Vidare arbetar SGF med att kvalitetssäkra undersökningar och utredningar liksom upphandling av miljötekniska och geotekniska arbeten och ger därför ut rapporter som utgör stöd för branschen i detta arbete.

Föreliggande rapport syftar till att ge vägledning för hur provtagning och riskbedömning av förorenade byggnader kan utföras. Projektet har finansierats av Svenska Byggbranschens Utvecklingsfond (SBUF), SGF, Naturvårdsverket, Socialstyrelsen, NCC, JM, Skanska, Peab, ALS Laboratory Group, Golder Associates, Sweco, WSP, Watts och Högskolan i Gävle.

Ann-Kristin Karlsson och Anna Forsgren på WSP har varit projektledare och Martin Belkert på WSP har utvecklat projektets hemsida. I projektgruppen har följande personer medverkat:

Provtagningsmetodik

Anna Sandin, Golder Associates
Alexander Jansa, WSP
Jeanette Dau, JM
Johnny Wahlström, WSP
Maria Alm, WSP
Mats Tarring, Stena Recycling
Morten Christensen, ALS
Moses Padt, Watts
Niels Trap, Golder Associates

Riskbedömningsmetodik

Anna Forsgren, WSP
Ann Helén Österås, WSP
Ann-Kristin Karlsson, WSP
Christer Egelstig, Sweco
Douglas Baxter, ALS
Johanna Leback, Sweco
Lena Torin, Golder Associates
Maria Eriksson, NCC
Mattias Öberg, IMM
Mikael Björling, Högskolan i Gävle
Rikard Espling, Skanska Teknik

Rapporten har granskats av följande personer:

Referensgrupp

Aime Must, Aimex AB

Christer Malmberg, Arbetsmiljöverket

Fredrik Gustafsson, Miljökontoret Göteborg

Gudrun Törnström, Socialstyrelsen

Johan Rylander, Peab

Kristina Einarsson, Boverket

Markus Gustavsson, Länsstyrelsen i Östergötland

Ole Paus, SGF / WSP

Roger Corner, Miljöförvaltningen Stockholm

Sara Giselsson, Boverket

När projektet avslutades ville medverkande personer fortsätta att diskutera frågor om förorenade byggnader, varför ett rikstäckande nätverk startade (Förorenade byggnader, inom nätverket Renare mark). Delar av projektgruppen har tagit initiativ till SGFs kurs om undersökning av förorenade byggnader som startar 2010.

Den goda samverkan och öppna dialog som fanns i projektet har även resulterat i förslag till nya utvecklingsprojekt i syfte att testa och vidareutveckla den metodik som presenteras i denna rapport.

Projektets hemsida www.foroeradebyggnader.se kommer att fortlöpande uppdateras med beskrivningar av bl.a. utvecklingsprojekt, undersökningar och saneringar i förorenade byggnader.

Svenska Geotekniska Föreningen

Linköping i februari 2010

Innehåll

1. Projektbeskrivning.....	4
1.1 Bakgrund	4
1.2 Projektets mål, omfattning och avgränsning	5
1.3 Målgrupp	6
2. Hemsidan.....	7
3. Syfte med undersökning och riskbedömning.....	9
3.1 Provtagning	10
3.2 Riskbedömning	11
4. Ansvar.....	13
5. Spridning av föroreningar i byggnader.....	14
5.1 Spridningsvägar	14
5.2 Faktorer som påverkar föroreningsspridning	19
6. Metodik.....	23
7. Problembeskrivning och strategi.....	26
7.1 Problembeskrivning	26
7.2 Konceptuell modell	29
7.3 Provtagningsstrategi	31
7.4 Provtagningsplan	38
7.5 Strategi för riskbedömning	39
8. Provtagning.....	40
8.1 Arbetsmiljöskydd vid provtagning	40
8.2 Provtagningsmetoder för fasta byggnadsmaterial	40
8.3 Provtagningsmetoder för luft	46

9. Analyser	59
9.1 Analyser av byggnadsmaterial	59
9.2 Analys av luft	62
10. Bedömning av halter, spridning och exponering	64
10.1 När uppstår en risk?	64
10.2 Tidsperspektiv	65
10.3 Metodik	66
10.4 Exponeringsvägar	67
10.5 Uppmätta och beräknade halter	68
10.6 Beräkning av doser	68
11. Bedömning av effekter	75
12. Sammanvägd riskbedömning	77
12.1 Riskbedömning baserad på halter i byggmaterial och luft	77
12.2 Riskbedömning baserat på luftprov från materialytor	80
13. Osäkerheter	82
13.1 Osäkerheter i provtagning	82
13.2 Osäkerheter i analysen	82
13.3 Osäkerheter i riskbedömningen	85
14. Avfallsklassificering	86
15. Återanvändning av rivningsmaterial	89
15.1 Betong och betongkross	90
15.2 Tegel	91
15.3 Asfalt	92
16. Referenser	93

Bilaga 1 – Internationella modeller för beräkning av halt i inomhusluft

Kapitel 1

Projektbeskrivning

1.1 BAKGRUND

Olika verksamheter kan förorena byggnader och underliggande mark. Det kan medföra hälsorisker, luktproblem och obehag för människor som ska vistas i byggnaden och olägenheter för den yttre miljön. Vissa ämnen i byggnads-material kan dessutom orsaka problem med inomhusluften i byggnader där förorenande verksamhet inte har bedrivits. Det kan vara material som har tillförts byggnaden redan vid uppförandet, som tjärstrukna golv, eller material som har skadats av fukt, som mögelangripna träreglar.



Figur 1. Verksamheter kan ha förorenat både mark och byggnadsmaterial.
(Illustratör: Robert Källgren, illustrationen tillhör WSP)

1.2 PROJEKTETS MÅL, OMFATTNING OCH AVGRÄNSNING

Detta utvecklingsprojekt har syftat till att ta ett samlat grepp kring hur undersökning och hälsoriskbedömning bör utföras vid förädling av förorenade byggnader. Projektet har fokuserat på föroreningar från verksamheter i byggnader, d.v.s. inte föroreningar som PCB, asbest eller formaldehyd.

Målsättningen har varit att uppnå ökad kunskap och att ta fram en metodik för hantering av frågeställningarna, vilket innebär:

- En konceptuell modell för att beskriva faktorer som kan påverka hälsorisker i förorenade byggnader.
- Kunskapssammanställning (litteraturstudie). Hur görs undersökningar och riskbedömningar avseende inomhusmiljö internationellt?
- Utveckling av metodik för provtagning av vanliga föroreningar i byggmaterial och inomhusluft som kommer från tidigare och nuvarande verksamhet i byggnaden (t.ex. oljor, PAH, metaller, klorerade kolväten).
- Förslag på metodik (ett strukturerat arbetssätt) för bedömning av hälsorisker i inomhusmiljö relaterade till förorenat byggmaterial och eventuell inträngning av gasformiga föroreningar från jord eller grundvatten.
- En hemsida där projektets arbete kan följas och frågor avseende förorenade byggnader kan diskuteras.

Projektet syftar till att ge en större trygghet för både människor som ska arbeta eller bo i byggnader som tidigare har varit förorenade, men också för de som äger och förvaltar sådana byggnader. Genom denna handledning hoppas vi kunna bidra till att funktionen hos ombyggda lokaler säkerställs. Projektet kan bidra till undersökningar med hög kvalitet och rätt nivå, att relevanta slutsatser dras vid riskbedömningar och att rimliga och verksamma åtgärder föreslås. Det kan även minska framtida kostnader som felaktiga åtgärder annars kan medföra.

Denna handledning behandlar byggnader som har förorenats av tidigare och nuvarande verksamheter. Handledningen tar ett brett grepp om vad som bör beaktas vid undersökning av en förorenad byggnad, men syftar inte till att

djupare täcka in aspekter vid andra typer av skadeutredningar rörande inomhusmiljön. Inomhusmiljöproblem som kan uppstå på grund av fuktskador, såsom mikrobiell aktivitet och kemiska emissioner, samt exempelvis emissioner från nya byggmaterial behandlas således inte. Projektet har inte heller omfattat att ta fram nya jämförvärden för riskbedömning, till exempel för material.

Att genomföra ett gemensamt utvecklingsprojekt och att föra samman personer med olika och kompletterande kompetenser resulterar i en väl genomtänkt metodik. Det ger även gynnsamma förutsättningar för ett fortsatt samarbete, som kan leda till nya innovationer och teknikutveckling. Projektet stimulerar till debatt och utbyte av erfarenheter mellan byggherrar, myndigheter, företag, forskare med fler angående frågor som rör förorenade byggnader.

1.3 MÅLGRUPP

Målgruppen för denna handledning är byggherrar, fastighetsägare, fastighetsförvaltare, verksamhetsutövare, konsulter, laboratorier, myndigheter samt boende och brukare.

Fastighetsägare och verksamhetsutövare kan genom stöd av denna handledning få kunskap om föroreningssituationen i en byggnad (vilket krävs enligt miljöbalken 2 kap 2 §).

Konsulter och laboratoriepersonal kan genom denna handledning få råd inför undersökningar, utredningar och analyser. Handledningen kan även användas av myndighetspersonal när de gör rimlighetsavvägningar och ställer krav på utredningar och åtgärder.

Kapitel 2

Hemsidan

En projekthemsida har utvecklats (www.forenadebyggnader.se), där följande innehåll finns:

- Startside med nyheter
- Om projektet (bakgrund, målsättning, finansiärer, tidplan m.m.)
- Exempel (verkliga fall beskrivs)
- Råd om hur man upprättar en konceptuell modell inför undersökningar
- Provtagning
- Riskbedömning
- Dokument
- Diskussionsforum
- Kontakter

Alla som önskar får vara med i diskussionsforumet. Intresserade anmäler sig och får ett specifikt användarnamn och lösenord (hur anmälan sker framgår på hemsidan).

Det har varit mycket positivt för projektet att ha en hemsida, där resultatet kan spridas och projektgruppen kan ta till sig synpunkter från fler intressenter. Det har varit lättare att berätta om projektet för personer och företag som vill veta mer. Det har också resulterat i att ett flertal artiklar har skrivits och projektgruppen har marknadsfört projektet på interna och externa hemsidor, i nyhetsbrev m.m.

Många personer, från såväl myndigheter som företag, har hört av sig och berättat att de ser positivt på detta utvecklingsprojekt och vill vara delaktiga i en vidareutveckling.

Under 2010 kommer hemsidans struktur och innehåll att ändras. På hemsidan kommer genomförda, pågående och kommande utvecklingsprojekt, undersökningar och åtgärder i förorenade byggnader att beskrivas.

Kapitel 3

Syfte med undersökning och riskbedömning

Uppdragsgivare och uppdragstagare, och i vissa fall även myndigheter, bör gemensamt definiera uppdraget och dess syfte. Syftet kan till exempel vara att undersöka föroreningsituationen och bedöma miljö- och hälsorisker:

- Inför en fastighetsförsäljning.
- Vid ombyggnation av industrilokaler till bostäder, kontor, skola, etc.
- Vid rivning.
- När människor som vistas i byggnaden drabbas av hälsoproblem eller känner oro på grund av att byggnaden kan vara förorenad.

Vid planering av undersökning och riskbedömning är det viktigt att ta hänsyn till byggnadens framtida användning. Omfattning och upplägg av undersökningar och utredningar kan variera stort (se exempel nedan).

Byggnad som ska ha kvar nuvarande användning

- Undersökningar och utredningar inriktas på vilka problem som eventuellt kan påverka den verksamhet som nu pågår.
- Provtagning bör ske under normalt bruk.
- Riskbedömningen inriktas på att vid behov reducera riskerna för de som kommer att vistas i byggnaden.
- Utgångspunkt för åtgärdsförslag är hur byggnaden ser ut och fungerar idag.

Byggnad som ska byggas om och/eller få annan användning

- Undersökningar och utredningar bör inriktas på vilka problem som kan uppkomma i byggnaden efter ombyggnad eller på grund av ändrad användning.
- Provtagning bör ske under förhållanden som så nära som möjligt speglar kommande utformning, driftsförhållanden och användning.
- Riskbedömningen ska fokusera på den planerade utformningen och användningen. Ventilationsförhållanden och ytmaterial kan t.ex. ändras.
- Utgångspunkt för åtgärdsförslag är att under ombyggnationen integrera de anpassningar och skyddsåtgärder som kan behövas. Detta kräver aktivt samarbete med arkitekt, konstruktör, VVS-projektör m.fl.

Byggnad som ska rivras

- Bedömning bör göras av vilka problem som kan uppstå vid rivningen, t.ex. avseende arbetsmiljö och omgivningspåverkan.
- Hur rivningsmassorna lämpligast kan återanvändas / omhändertaras bör bedömas.
- Provtagning av byggmaterialet kan göras utan större hänsyn till ventilation, temperatur etc. Tekniska materialegenskaper bör bedömas om materialet ska återanvändas.
- Utgångspunkten för åtgärdsförslag är att skydda de som utför rivningsarbetet och ge underlag för en korrekt behandling, deponering eller återanvändning.

3.1 PROVTAGNING

Syftet med provtagning är ofta att få ett bra underlag till riskbedömning och inför beslut om eventuella åtgärder och avfallsklassificering.

Undersökningsresultaten från en provtagning utgör ofta tillsammans med riskbedömning, riskvärdering och åtgärdsförslag ett underlag vid kostnadsberäkningar och anbudsförfrågningar.

Innan en undersökning av en förorenad byggnad utförs bör man fastställa vilka delar som ska undersökas och vilka begränsningar som råder för fastigheten, till exempel om pågående verksamheter gör att provtagning inte kan ske överallt.

3.2 RISKBEDÖMNING

Syftet med en riskbedömning är oftast att med rimlig säkerhet avgöra vilka risker som föroreningsituationen innebär och hur mycket riskerna behöver reduceras för att oacceptabla skador på miljö eller hälsa inte ska uppstå. Riskbedömningens omfattning och behovet av underlagsmaterial varierar stort mellan olika förorenade objekt (Naturvårdsverket, 2007). Omfattning och upplägg på riskbedömning ska baseras på vilken framtida användning som planeras för byggnaden.

Aspekter som bör beaktas i en riskbedömning är (Naturvårdsverket, 2007):

- Vilka föroreningar förekommer i sådana koncentrationer att de utgör möjliga akuta eller långsiktiga risker för människa och miljö?
- Hur stor är mängden föroreningar i olika medier?
- Var är föroreningarna lokaliserade?
- Vilka frigörelsemekanismer leder till spridning?
- Sker omvandling och nedbrytning av föroreningar vid källan, under transport eller i människokroppen?
- Vilka transportvägar finns inom och mellan olika medier?
- Vad är den tilltänkta användningen? Särskilt vid ombyggnader kan det bli helt andra förhållanden än det är och har varit.
- Vilka skyddsobjekt kan exponeras för föroreningarna?
- På vilket sätt exponeras skyddsobjekten? Vilka exponeringsvägar är aktuella?
- Vilka negativa effekter kan uppstå vid exponering och var?
- Förväntas riskerna vara stabila, öka eller minska om åtgärder inte genomförs?
- Vilken riskreduktion behövs?

- Vilken form av riskreduktion kan på kort eller lång sikt minska riskerna till acceptabel nivå (reduktion av föroreningskälla, spridning eller exponering)?
- Vilka osäkerheter finns?

Vid undersökning, sanering och rivning av en förorenad byggnad ska även risker avseende arbetsmiljö och risker för omgivningen bedömas.

Kapitel 4

Ansvar

Inför undersökning och sanering av en förorenad byggnad kan frågor om ansvar uppstå. Miljöbalken (SFS 1998:808) ska följas av såväl verksamhetsutövare som fastighetsägare. Bland annat ska nedanstående paragrafer beaktas.

10 kap 2 §

Den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till en föroreningsskada eller allvarlig miljöskada (verksamhetsutövaren) är ansvarig för det avhjälpande som skall ske enligt bestämmelserna i detta kapitel. (Lag 2007:660).
(se definitionen av föroreningsskada och allvarlig miljöskada i 10 kap 1 §)

9 kap 3 §

Med olägenhet för människors hälsa avses störning som enligt medicinsk eller hygienisk bedömning kan påverka hälsan menligt och som inte är ringa eller helt tillfällig.

2 kap 2 §

Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall skaffa sig den kunskap som behövs med hänsyn till verksamhetens eller åtgärdens art och omfattning för att skydda människors hälsa och miljön mot skada eller olägenhet.

Det är även viktigt att göra en rimlighetsavvägning (2 kap 7 §), då nyttan av skyddsåtgärder jämförs med kostnaderna för åtgärderna.

Kapitel 5

Spridning av föroreningar i byggnader

Innan metodiken beskrivs behandlas i detta avsnitt faktorer som påverkar spridning av föroreningar i byggnader. Dessa faktorer bör beaktas vid såväl provtagning som riskbedömning. Alla faktorer som kan inverka på resultaten eller som kan påverka en riskbedömning ska framgå vid redovisningen.

5.1 SPRIDNINGSVÄGAR

Föroreningar kan ha en mängd spridningsvägar in i, ut från och inom byggnader, beroende på ämnets egenskaper, vilken fas ämnet är i och byggnadens förhållanden. Spridning kan ske via ledningar (spillvatten, dricksvatten, fjärrvärme och el, genom sprickor i byggnadsmaterial, via ventilationssystem, vattenlås m.m.

Nedan beskrivs några av ovanstående spridningsvägar:

- Spridning via avloppsrör
 - ut från byggnaden
 - in i byggnaden
- Spridning av föroreningar till inomhusluft (partiklar och gasfas) från
 - tegel
 - betong
 - trä
 - metall
 - isolering
- Spridning via ventilation

5.1.1 Spridning från avloppsrör och andra rör/ledningar

När det gäller spridning av föroreningar in och ut från byggnader via avloppsrör finns följande spridningsvägar:

Ut från byggnaden

- Föroreningar spolats ner i avloppet och når reningsverk eller infiltrationsanläggning (mark). Kan även nå recipienter om bräddning av spillvattensystemet sker.
- Nedspolade föroreningar läcker ut i mark och grundvatten från otätheter i rören.
- Gamla föroreningar ligger kvar i avloppsröret och läcker ut då röret saneras genom spolning (förorening i rörets sediment) eller grävs upp.
- Rörgravar kan leda föroreningar lång väg, beroende på vad de är fyllda med, om man har strömningshinder material, åt vilket håll graven lutar samt vilket material som finns i omgivningen.

In i byggnaden

- Gamla föroreningar ligger kvar i avloppsröret och avger gaser till inomhusluften (till exempel kvicksilver och PAH¹).
- Otätheter kring avloppsrörets rör genomföring släpper in gaser från föroreningar i marken (till exempel radon eller andra flyktiga ämnen).
- Inträngning av förorenad grundvatten i otäta rör, varefter föroreningar i gasform kan avges till inomhusluften.

En del föroreningar långt utanför en byggnad kan nå inomhusluften beroende på avloppsledningarnas utformande. Ett bensinutsläpp som hamnar i en kombinations- eller spillvattenledning kan medföra problem även för angränsande byggnader.

¹ PAH= Polycykliska aromatiska kolväten, en grupp av ämnen vanlig i bland annat diesel och förbränningsolja.

5.1.2 Spridning av föroreningar i byggmaterial till inomhusluft

Olika byggnadsmaterial har olika fysikaliska egenskaper. Dessutom påverkar fukt- och temperaturförhållanden hur föroreningar avsätts i olika material. Vätskor (både i fri fas, såsom olja, och föroreningar lösta i vatten) kan transporteras kapillärt i material både horisontellt och vertikalt. Likaså kan föroreningar i gasfas transporteras via diffusion från byggmaterial till inomhusluft.



Figur 2. Sanering av ytskikt (foto: Golder Associates).

Koncentrationer av föroreningar i en vägg kan variera beroende på hur temperatur- och fuktgradients har sett ut. Där vätskan kondenserar eller stoppas av fysisk barriär avsätts delar av föroreningarna. Fuktig luft kondenserar exempelvis ofta på kalla innertak och påverkan från en industriprocess kan därför ibland påträffas flera våningsplan ifrån den industriella aktiviteten. Det är viktigt att beakta såväl förhållandena som råder vid tiden för inspektion och provtagning som de som rådde vid tidigare verksamheter.

Under tätskikt med potentiellt höga fukthalter och anaeroba förhållanden kan organiska ämnen som från början var ofarliga ha omvandlats till hälsofarliga nedbrytningsprodukter som kan utgöra hälsofara vid nyttjande av byggnaden. Varm luft som strömmar ut genom en byggnad och kyls ner kan medföra att föroreningar avsätts på utsidan av byggnaden.

Nedan beskrivs skillnader i spridningsegenskaper för olika byggmaterial.

Trä

Trä är ett hygroskopiskt material vilket innebär att det har stor kapacitet att ta upp t.ex. fuktig luft med föroreningar eller suga in föroreningar i vätskefas. Det kan finnas höga föroreningshalter på ytan av trä. Trä i anslutning till annat förorenat material är ofta svårt att friklassa som rent.

Betong och lättbetong

Beroende på betongkvalitet och typ av ämne varierar inträngningen av förorening. Lättbetong är ofta svår att friklassa i fuktiga miljöer där föroreningar i gasform har förekommit. I en hård betong sker inträngning av föroreningar i gasfas generellt endast ytligt. Om betongen har varit i kontakt med kemikalier, olja m.m. under en längre tid kan föroreningar dock tränga igenom även detta hårda material (t.ex. klorerade kolväten).

Metall

En kompakt metallyta medger sällan inträngning av vätskor och gaser varför metaller ofta kan torkas/tvättas rena. Metallprofiler kan dock innehålla håligheter eller ha ett poröst ytskikt, som kan göra att föroreningar kan fastna. Därför kan en omfattande tvättning med kemikalier bli aktuellt för att exempelvis rena en metallyta från kvicksilverkontaminering. Metaller kan också ha ett ytskikt, t.ex. en blyhaltig färg, som behöver blåstras av. I vissa byggnader kan det även finnas blyinläggningar och blyinfattade fönster. Är huset kulturminnesmärkt kan det finnas önskemål om att detta bevaras.

Tegel

I tegelväggar och andra porösa konstruktionsmaterial kan det finnas stora variationer i föroreningshalter på olika djup. Vissa typer av föroreningar kan förekomma i högre halter längre in i en tegelvägg än ytligt, eftersom föroreningar i ytskiktet har fått tid att förångas. Det kan även uppstå kondens eller kapillär transport inne i väggen.

Isolering

Föroreningar kan spridas till isolering och luftspalter och därifrån spridas vidare till inomhusluften. I material med hög specifik yta, som till exempel mineralullsisolering, kan stora mängder föroreningar ha avsatts genom transport av fuktig luft.

Färg

Äldre färger kan ofta innehålla metaller, så som zink och bly.

5.1.3 Spridning via ventilation

Ventilationen kan sprida lukter och föroreningar i gasfas eller dammform både inom samt ut från och in till byggnader. Detta sker både genom avsiktlig ventilation, t.ex. via ett fläktaggregat, och oavsiktlig ventilation, till exempel genom otäta fönster eller liknade. Beskrivning av ventilationsförhållandena, nu, tidigare och framgent, är därför en viktig del av undersökningen. Hur spridningen av föroreningar påverkas av ventilationen beskrivs nedan.

5.2 FAKTORER SOM PÅVERKAR FÖRORENINGSSPRIDNING

När gamla byggnader ROT-renoveras tas normalt all ventilation bort, gamla fläktrum rivs, äldre ventilationskanaler rivs och ersätts med nya. Oavsett om ventilationssystemen byts ut eller ej bör ventilationens inverkan på föroreningsspridning beaktas.

5.2.1 Olika ventilationssystem

Självdragssystem (S) och frånluftssystem (F)

Självdragssystem (S) fungerar bäst under vintern, då temperaturskillnaden för utomhus- och inomhusluft är som störst. Under resten av året ventileras byggnaden endast i mindre omfattning. Det medför att föroreningshalterna kan vara högre i inomhusluften sommartid.

Undertryck i byggnaden uppstår i frånluftssystem (F) och delvis i självdragssystem beroende på temperaturskillnader inne och ute. Föroreningar utifrån kan då nå inomhusmiljön via otätheter i byggnaden. Det kan vara föroreningar från verksamheter i omgivningen, från trafik eller från förorenad mark.

Till- och frånluftssystem (FT/FTX)

Vid feljusterade till- och frånluftssystem (FT) och värmeväxling (FTX) kan övertryck bildas i huset och fukt kan då tryckas in i väggar och golv och orsaka kemiska reaktioner. Vid till- och frånluftssystem med högre frånluftsflyde än tilluftsflyde uppstår istället ett undertryck i byggnaden och föroreningar utifrån kan transporteras in via otätheter i byggnaden.

I till- och frånluftssystem kan också föroreningar nå inomhusluften från ventilationssystemets kanaler. Föroreningsskällan kan vara avlagringar i själva kanalerna, föroreningar i växlare eller utomhusluft via uteluftintagen. Lägre ventilation *kan* alltså leda till förhöjda halter av föroreningar i luften. Om man vill undersöka om det överhuvudtaget finns föroreningar i byggnaden, kan det vara aktuellt att stänga av ventilationen under en tid före provtagningen. Det

är dock inte säkert att man får de högsta föroreningshalterna i en byggnad om ventilationen slås av. Vid höga halter föroreningar i källare, under byggnad eller i väggarna kan dessa föroreningar dras in i byggnaden av ventilationen så att man i varje fall lokalt får högre halter när ventilationen är på jämfört med avslagen ventilation.

Om syftet är att undersöka den faktiska föroreningssituationen i inomhusluften för boende eller brukare bör provtagning utföras med den luftomsättning som är avsedd för den pågående eller planerade verksamheten.

Ventilationsförutsättningarna bör redovisas vid luftprovtagning, materialprovtagning för analys av flyktiga ämnen samt vid okulärbesiktning då luktintryck anges.

5.2.2 Avgivning av föroreningar till luften

Avgivningen från en förorenad yta till omgivningen kan vara väsentligt olika. Den beror på karaktären hos det material som har förorenats och på föroreningens egenskaper. Avgivningshastigheten påverkas också av temperaturen och av hur stor koncentrationsskillnaden är mellan material och omgivande luft. Är luften intill ytan mer eller mindre stillastående kan koncentrationen i luften snabbt bli hög, vilket hämmar avgivningen. Om luftväxlingen invid ytan istället är hög kommer föroreningskoncentration i luften att bli låg, vilket i sin tur forcerar avgivningen.

Den vanligaste effekten är emellertid att god luftväxling ger låga koncentrationer i luft och låg luftväxling ger höga koncentrationer i luft. Detta förklaras av att ämnestransport i luft är snabbare än ämnestransport genom ett material och vid avdunstning. Resultatet blir att effekten av ventilationens utspädning dominerar över att avgivningen från material till luft gynnas.

Ventilationen påverkar alltså avgivningen från det förorenade materialet. Om ventilationsförutsättningarna skiljer väsentligt mellan två utrymmen kan likvärdigt förorenade material ge olika föroreningshalter i luften.

Kemiska reaktioner kan gynnas av turbulensen i ventilations- och luftbehandlingsystem jämfört med i rumsluft. Nya föroreningar kan skapas, ett exempel är terpener från trämaterial och ozon som bildar olika aldehyder. Misstänker man att detta kan vara aktuellt är således luftprovtagning med påslagen ventilation att rekommendera. Sådan provtagning blir dock inte aktuellt om ventilationssystemet ska bytas ut helt.

Vid provtagning av luft och material i en förorenad byggnad ska tryckförhållandena i byggnaden beaktas. Ett övertryck i en lokal medför att föroreningar trycks ut i omgivande utrymmen. Till en mindre del kan de även tryckas in i öppna material som till exempel tegel. På så sätt kan föroreningar påträffas i utrymmen där de inte förväntas. Förorenad luft kan exempelvis spridas från ett rum med övertryck via otätheter runt värmerör in till ett centralt rörschakt och därifrån vidare in till utrymmen som står i undertryck gentemot schaktet. De faktorer som påverkar tryckförhållandena i en byggnad är temperaturförhållanden mellan byggnadsdelar, ventilation, vind samt höjdskillnader.

5.2.3 Fuktförhållanden

De flesta byggmaterial avger kemiska ämnen till inomhusluften. Hur mycket ett material avger beror till stor del på förekomst av fukt i materialet eller i byggnaden – ju mer fukt desto mer emissioner. Fukten medverkar till spridning av föroreningar genom att fukten löser joner i materialet. Jonerna transporteras med vätskan och kan bilda nya ämnen genom kemiska reaktioner och vid avdunstningen ansamlas ämnena i inomhusluften.

För mycket fukt i material kan starta nedbrytningsprocesser, vilka kan orsaka oönskade ämnen med obehaglig lukt och/eller negativ hälsoeffekt. Exempel är fuktig betong som kan orsaka nedbrytning av vissa ämnen i mattlim och organiskt material i fyllning. Konstruktioner där trä ligger mot en fuktig yta kan också starta oönskade kemiska reaktioner. Påträffas fuktiga material bör dessa alltså undersökas närmare efter eventuella skadliga föroreningar. För hög fukthalt kan även orsaka problem med mikrobiell tillväxt som i sin tur kan avge olika kemiska ämnen i gasfas (mikrobiell VOC och mykotoxiner) och ge luktproblem.

Fukt i byggnadskonstruktionen kan orsaka fuktrörelser med bland annat sprickbildningar som följd. Detta kan leda till att flyktiga föroreningar från marken lättare kan emittera in i huset.

5.2.4 Temperatur

Även temperatur, nuvarande och historiskt, är av betydelse för provtagning och riskbedömning. Hög temperatur ökar avgivningen av fukt från material. Temperaturen styr ett ämnes inträngning i byggnadsmaterialet. Vid provtagning i delar av byggnaden där temperaturgradienter förekommer bör följaktligen materialprover inte enbart tas ytligt.

5.2.5 Ämnens spridningsegenskaper

Föroreningar har på grund av sina inneboende egenskaper olika sätt att sprida sig och uppträder på olika sätt i såväl luft som i material. Flyktiga föreningar avgår snabbare från källan och kan avsättas på en högre höjd i byggnaden (i tak) medan tyngre ämnen inte sprids i någon större utsträckning från källan via diffusion. Däremot kan verksamheten i sig ha medfört till att tyngre ämnen har nått tak och väggar. Vid provtagning bör prover tas i olika typer av material, på olika nivåer (vertikalt i golv/tak och horisontellt i väggar) in i ett byggnadsmaterial, utbredningsmässigt och på varierande höjd från golv till tak.

Kapitel 6

Metodik

Genomförandet av undersökning och riskbedömning bör göras i nära samarbete mellan uppdragstagare och uppdragsgivare (vidare kallat projektgruppen). Den metodik vi presenterar för undersökning och riskbedömning av en förorenad byggnad följer i stort Naturvårdsverkets modell (Naturvårdsverket 2007) och många andra internationella riskbedömningsmodeller. I detta fall har även provtagning och analys vävts in i metodiken.

Ingående moment är:

A - problembeskrivning och strategi

B - provtagning av olika medier (t.ex. byggmaterial, damm, luft)

C - analys av olika medier (t.ex. byggmaterial, damm, luft)

D - bedömning av halter, spridning och exponering

E - bedömning av effekter

F - sammanvägd riskbedömning

Om uppmätta halter är låga kommer inte samtliga moment (A–F) att utföras.

A – Problembeskrivning och strategi

Det första momentet är att göra en problembeskrivning och målformulering. Mål och syfte med undersökningar och utredningar formuleras baserat på byggnadens framtida användning. Det finns stora fördelar med att ha ett möte där samtliga i projektgruppen är delaktiga i diskussionen. I denna diskussion tar man också fram en konceptuell modell och en strategi för provtagning och riskbedömning (se kapitel 7).

B - Provtagning

När den konceptuella modellen har tagits fram och ett platsbesök har genomförts kan en provtagningsplan tas fram för de medier som är aktuella för provtagning. Vilka ämnen som ska analyseras och vilken provtagningsmetod som är bäst lämpad för respektive ämne bestäms.

Om luftprover ska tas ska man till exempel bestämma vilka rapporteringsgränser som måste erhållas för att kunna genomföra en hälsoriskbedömning. När provtagningsplanen är framtagen sker provtagning av till exempel byggmaterial, damm och/eller luft.

C – Analys

Efter provtagning analyseras proverna med avseende på de ämnen och ämnesgrupper som i problembeskrivningen har bedömts vara relevanta. Om det finns stora osäkerheter angående vilka ämnen som kan finnas i byggmaterial och luft bör även screeninganalyser² användas.

D - Bedömning av halter, spridning och exponering

När halter i provtagna medier har analyserats kan de doser beräknas som människor exponeras för via relevanta exponeringsvägar (som intag av damm och lösa partiklar, hudkontakt och inandning av emitterade ämnen och damm). Först bedöms hur människor kan exponeras för föroreningar i olika medier och hur föroreningar kan spridas. Därefter beräknas dosens storlek, baserat på olika exponeringsantaganden.

E - Bedömning av effekter

Nästa moment är att bedöma vid vilka koncentrationer och doser som negativa effekter kan uppstå. Val av tillämpliga jämförvärden görs, till exempel tolerabelt dagligt intag (TDI) och lågriskreferenskoncentration (RfC³).

² En typ av översiktsanalys som letar brett efter ett stort antal ämnen, och som görs när det är okänt vilka ämnen som kan förekomma.

³ Tokikologisk referenskoncentration för icke genotoxiska ämnen

F - Sammanvägd riskbedömning

I riskbedömningen vägs resultaten från olika mätningar, analyser, modeller och resonemang samman och man kommer fram till en slutsats avseende risker för människor och eventuellt miljö på grund av den förorenade byggnaden. Här kan även hänsyn tas till exponering av förorenad mark och grundvatten.

Slutligen beskrivs osäkerheter som finns i provtagning, analys och riskbedömning och en bedömning görs av vilken riskreduktion som krävs.

Observera att en riskbedömning inför rivning av en förorenad byggnad bör ha ett annat innehåll, där risker främst bedöms avseende arbetsmiljö och risker för omgivningen vid rivning, transport och omhändertagande av förorenat byggmaterial.

Kapitel 7

Problembeskrivning och strategi

Följande moment ingår för att beskriva problemet och ta fram en strategi och plan för undersökning och riskbedömning:

- Formulera mål och syfte baserat på framtida användning.
- Beskriva potentiella problem i textform.
- Upprätta en konceptuell modell.
- Identifiera spridningsvägar.
- Identifiera exponeringsvägar.
- Bedöma påverkande faktorer vid provtagning.
- Välja provtagningsstrategi.
- Ta fram en provtagningsplan.
- Välja strategi för riskbedömning.

7.1 PROBLEMBESKRIVNING

Syftet med problembeskrivningen är att få en uppfattning av om den förorenade byggnaden kan utgöra en risk. Den ger underlag för beslut om och vilka undersökningar eller utredningar som fordras för att man med större säkerhet ska kunna avgöra riskens storlek och åtgärdsbehov (Naturvårdsverket, 2007).

Följande moment och frågor bör ingå i problembeskrivningen:

Syfte, mål och avgränsning (tid och rum)

- Vad är syfte och mål med provtagning och riskbedömning (t.ex. problem med inomhusluften, ändrad användning, försäljning eller rivning)?
- Vilket tidsspänn avser riskbedömningen (till exempel en människas livstid, byggnadens livslängd)?

- Vilka delar av den förorenade byggnaden och eventuellt förorenad mark bör ingå i undersökning och riskbedömning?

Användning

- Hur har byggnaden och marken använts tidigare, hur används den idag och vad finns det för planer för framtiden? Ska alla delar av byggnaden bevaras eller ska vissa delar rivras?
- Vad kan en framtida ändring av användning eller en ombyggnation innebära avseende spridnings- och exponeringsvägar?

Byggnadsmaterial, konstruktion och ombyggnation

- Vilken typ av byggnadsmaterial består golv, väggar och tak av och vad har materialen för egenskaper?
- Hur fungerar ventilationen för tillfället? Har den varit i drift under lång tid eller nyligen slagits på eller stängts av?
- Har ytskikt tagits bort eller lagts på? Hur påverkar det spridning av föroreningar och möjliga exponeringsvägar?
- Kommer rumsindelningen / användningen att ändras? Hur påverkar det spridningsvägar, ventilation med mera?
- Planeras genomföringar i bjälklag och hur kan det påverka spridning av föroreningar?
- Kommer temperaturen att ändras jämfört med den temperatur som finns vid provtagningstillfället?

Potentiella föroreningar

- Vilka föroreningar kan finnas och var? Vilka verksamheter har bedrivits?
- Hur kan potentiella föroreningar mätas i byggmaterial, damm, luft och eventuellt jord och grundvatten?
- Vad har potentiella föroreningar för karakteristik (finns de i gasfas, är de flyktiga)?
- Kan potentiella föroreningar påverka konstruktionen?
- Kan föroreningarna brytas ned? Kan nedbrytningsprodukter utgöra fara för människor eller miljö?

- Kan föroreningar finnas på större djup i byggmaterial och innebära en risk om delar av byggnaden rivs eller byggs om?



Figur 3. Filterpress som visar hur spill på väggar koncentreras till den nedre delen av väggarna, men att pressningen har gett upphov till kraftigt spill även i taket. (Foto: Golder Associates)

Spridning

- Vilka frigörelsemekanismer finns (till exempel förångning och erosion)?
- På vilket sätt sker troligtvis spridning?
- Är det enbart människor som är skyddsobjekten eller kan föroreningar även spridas till och påverka miljön i mark samt grund- eller ytvatten?
- Finns risk att spridning ökar på längre sikt? Kan föroreningar som finns idag, men med låg risk för närvarande, utgöra ett problem om några år?

Hur kan människor exponeras för föroreningarna, till exempel

- Via hudkontakt?
- Via direktintag av damm och lösa partiklar (till exempel barn som stoppar lösa partiklar i munnen eller att det hamnar i mat som människor äter)?
- Via inandning av damm och föroreningar i gasfas?
- Andra exponeringsvägar?

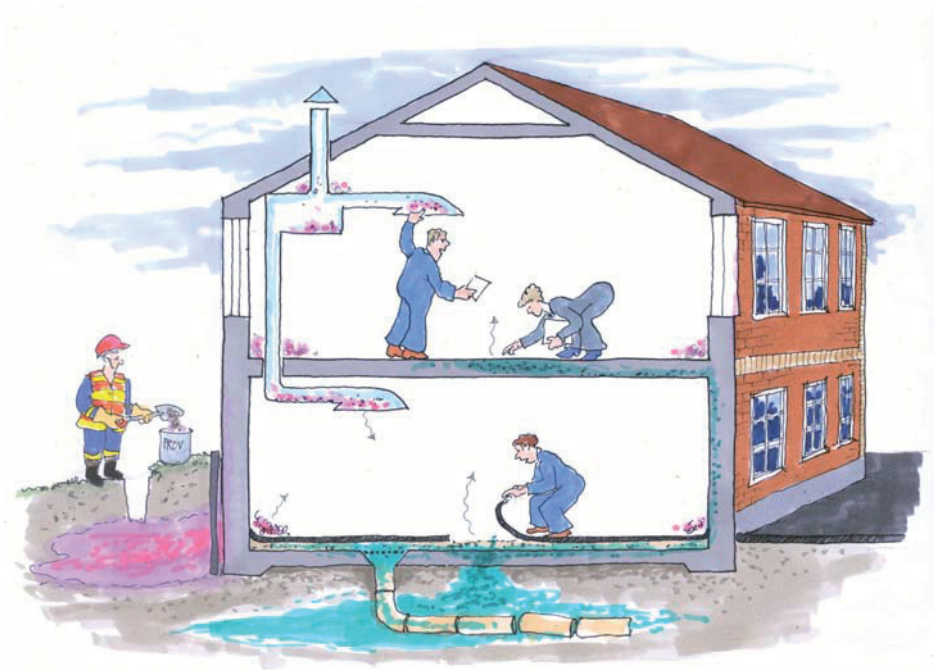
Pågående verksamheter

- Finns det pågående verksamheter som kan påverka provtagning och analysresultat?
- Medför verksamheten begränsningar i vilka delar av byggnaden som är möjliga att undersöka och vilka prover som kan tas (till exempel för att minimera störningar)?

7.2 KONCEPTUELL MODELL

Syftet med en konceptuell modell är att beskriva alla möjliga spridningsvägar mellan förorening och skyddsobjekt och förklara vilka som är aktuella. Utifrån modellen kan man sedan planera undersökningarna så att man får svar på vilken betydelse de olika föroreningarna och spridningsvägarna har. Den ger även ett bra underlag för diskussioner med beställare, myndigheter, boende och brukare. Den konceptuella modellen kan bestå av en skiss över byggnaden där misstänkta föroreningar, spridningsvägar och skyddsobjekt finns illustrerade.

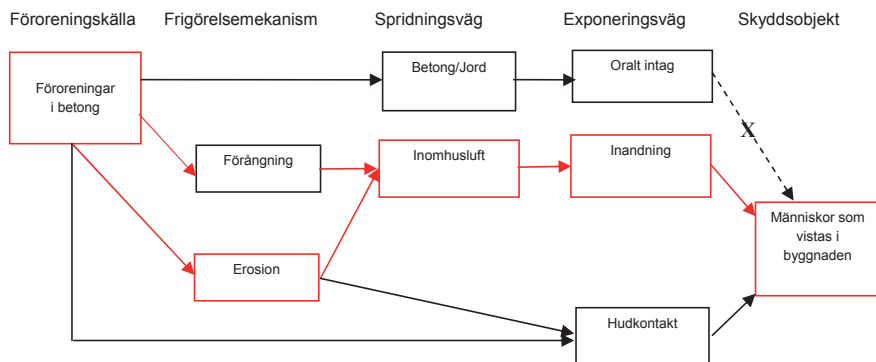
Figur 4 skulle kunna utgöra ett första steg i en sådan konceptuell modell. Den konceptuella modellen kan även utgöras av text eller en mer schematisk beskrivning av föroreningar, spridningsvägar och skyddsobjekt. I modellen bör faktorer som kan påverka exponering och spridning beskrivas, till exempel ventilation, borttagning av ytskikt, temperatur och fukt.



Figur 4. Det är viktigt att rita upp en konceptuell modell och beskriva problemet innan provtagning sker. (Illustratör: Robert Källgren, illustrationen tillhör WSP)

I figur 5 visas ett exempel på en konceptuell modell i form av en "boxmodell". De spridnings- och exponeringsvägar som bedöms vara aktuella för riskbedömningen är markerade med heldragna pilar. Spridnings- och exponeringsvägar som bedöms vara av mindre betydelse kan markeras med streckade pilar. Exponeringsvägar som inte bedöms existera är markerade med överkryssade pilar. Dimensionerande spridnings- och exponeringsvägar är rödmarkerade.

En boxmodell ger ett bra underlag inför både undersökning och riskbedömning, eftersom man funderar igenom vilka undersökningar som är mest relevanta och vilka exponeringsvägar som riskbedömningen bör fokusera på. Om ny information kommer fram under projektets gång bör problembeskrivningen och den konceptuella modellen uppdateras.



Figur 5. En konceptuell modell i form av en "boxmodell" ger ett bra underlag inför både undersökning och riskbedömning. (Illustration: Golder Associates)

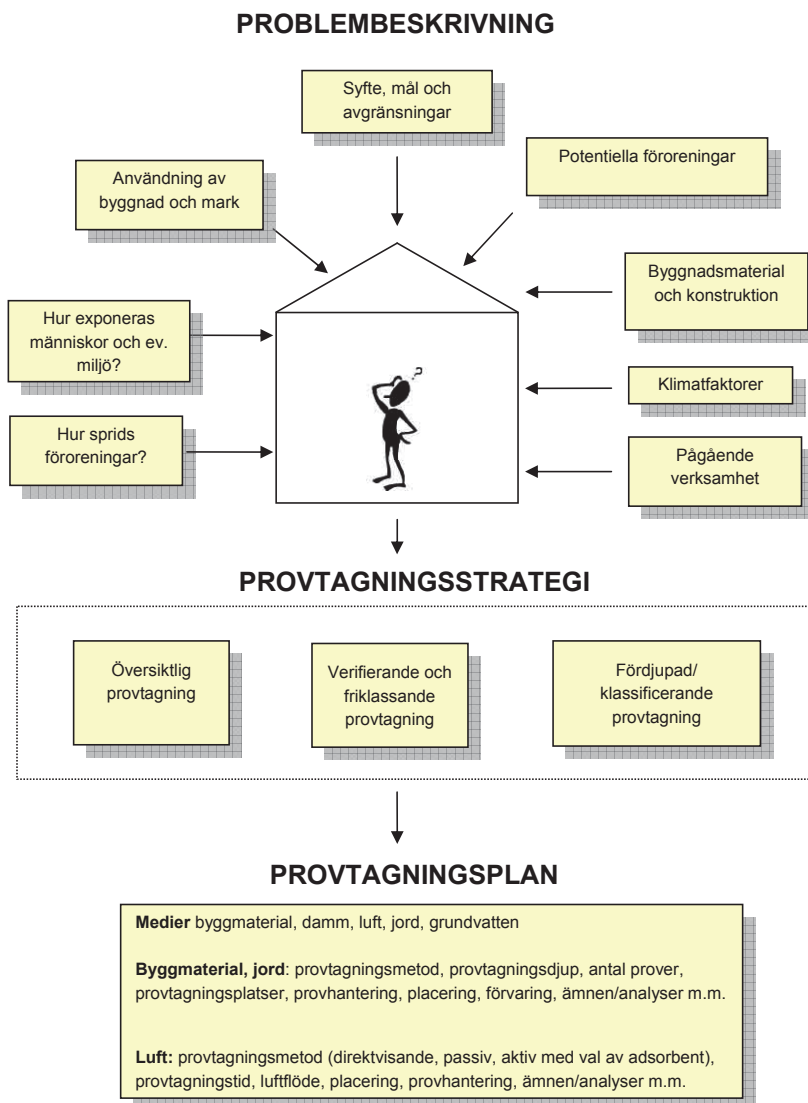
7.3 PROVTAGNINGSTRATEGI

En strategi för hur och var prover ska tas bör upprättas. Strategin utgår från problembeskrivningen och den konceptuella modellen som beskriver var föroreningar kan finnas och hur olika ämnen kan spridas. Utifrån denna information upprättas en plan för var och på vilket sätt provtagning ska utföras. Detta arbete bör inledas med en visuell inspektion, som ofta ger information om varifrån problemen kan tänkas härröra. Det är därför värdefullt med platsbesök före eller under planeringsskedet.

Vid uppenbara luktproblem rekommenderas i första hand luftprovtagning. Om resultaten av denna undersökning visar på höga halter av hälsoskadliga ämnen i inomhusluften bör prov även tas på fasta byggnadsmaterial. I det fall industriella verksamheter har bedrivits i lokalerna är det lämpligt att i första hand utreda var i byggnaden de industriella verksamheterna har bedrivits och inrikta undersökningen mot dessa områden.

Källan till problemet kan också vara inbyggd. Ett förorenat golv kan ha belagts med en ny golvyta, en vägg ha målats över etc. Därför kan det vara lämpligt att ta prover i form av borkkärnor som går en bit in i konstruktionen. Det bör även säkerställas att källan till problemen inte finns i pågående verksamhet, till exempel från kemikalier eller oljor.

I figur 6 visas en modell för hur provtagningsplanen bör tas fram baserat på problembeskrivning, konceptuell modell och provtagningsstrategi.



Figur 6. Provtagningsplanen baseras på problembeskrivning, konceptuell modell och provtagningsstrategi. (Illustration: Golder Associates och WSP)

Vid provtagning av förorenade byggnader kan generellt följande provtagningsstrategier användas:

- Översiktlig provtagning (screening eller riktad provtagning)
- Verifierande och friklassande provtagning
- Fördjupad/klassificerande provtagning (avfallskaraktisering)

Ovanstående provtagningsstrategier presenteras mer detaljerat i avsnitten nedan.

7.3.1 Översiktlig provtagning

Efter en första visuell inspektion av byggnaden är det lämpligt att inleda undersökningen av byggnadsmaterial med en kartläggande och översiktlig provtagning (screening). Denna typ av undersökning görs vanligtvis över stora ytor och i syfte att få en övergripande bild av föroreningssituationen i en byggnad. Översiktlig provtagning är lämplig då det inte finns mycket information om en byggnad och dess historik. Det är också lämpligt då misstanke finns att föroreningar kan förekomma, men osäkerhet kring vilka ämnen som finns.

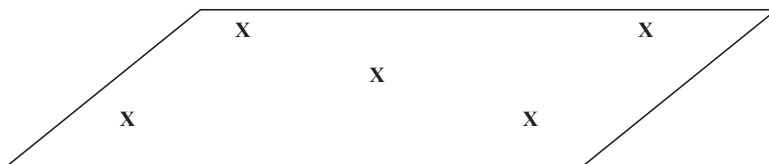
Tidigare verksamheter kan ha gett upphov till icke synliga föroreningar, varför den inledande screeningen bör genomföras på ett metodiskt sätt, så att relevanta typer av byggnadsmaterial och byggnadsdelar undersöks. Vanligtvis analyseras materialproverna med avseende på ett stort antal ämnen (screeninganalys).

Provtagning av byggnadsdelar med homogena egenskaper

Små ytor: Generellt tas prover på en yta som stickprover, vilka sammanförs till ett samlingsprov representativt för en specifik typ av undersökt förorening, byggnadsmaterial och/eller del av byggnad, till exempel ett rum där ytbehandling har utförts. En enkel och lämplig tumregel för samlingsprover är att ta ca fem stickprover på en liten yta med likartat byggnadsmaterial och sammanföra dessa till ett samlingsprov (se figur 7). Med likartade avses i detta fall material med identiskt utseende, ålder och egenskaper, till exempel grå, äldre grovkornig betong med synlig missfärgning.

Stora ytor: Stora homogena ytor bör avdelas i mindre delytor, exempelvis kan golv och väggar i en lagerbyggnad indelas i fyra delar efter väderstrecken där man för varje yta tar fem stickprover vilka sammanförs till ett samlingsprov.

X = provtagningspunkt

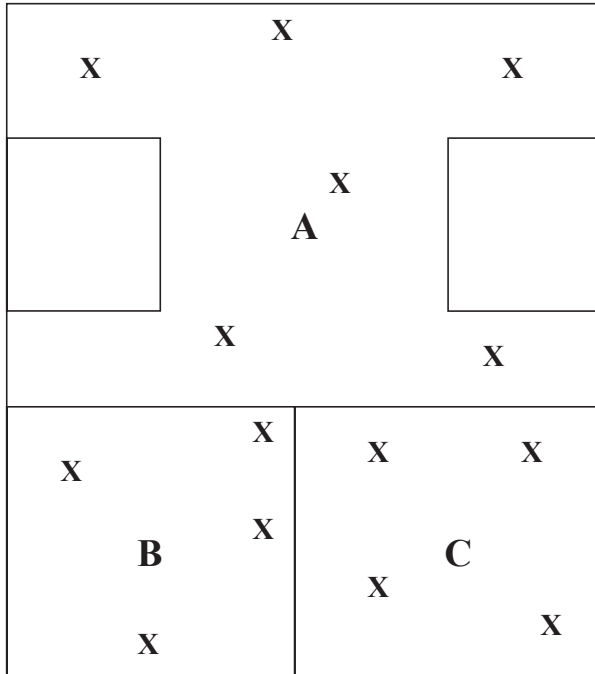


Figur 7. Princip för översiktlig provtagning (screening) av ett homogent golv. (Illustration: Golder Associates)

Provtagning av byggnadsdelar med heterogena egenskaper

Byggnadsdelar eller ytor med byggnadsmaterial av varierande typ, föroreningsgrad eller ålder och dylikt bör avdelas i mindre ytor till delytor, efter vilken ingående del som ska undersökas (se figur 8).

Grundregeln är att inte sammanföra materialprover från olika byggnader eller olika typer av byggnadsmaterial. Som exempel bör golvmaterial av trä och betong provtas var för sig. Likaså ska inte heller till exempel tegel av olika typ och ålder blandas till samlingsprov. Antagen föroreningsituation och ytans storlek styr även omfattning på provtagning och placering av provpunkter.

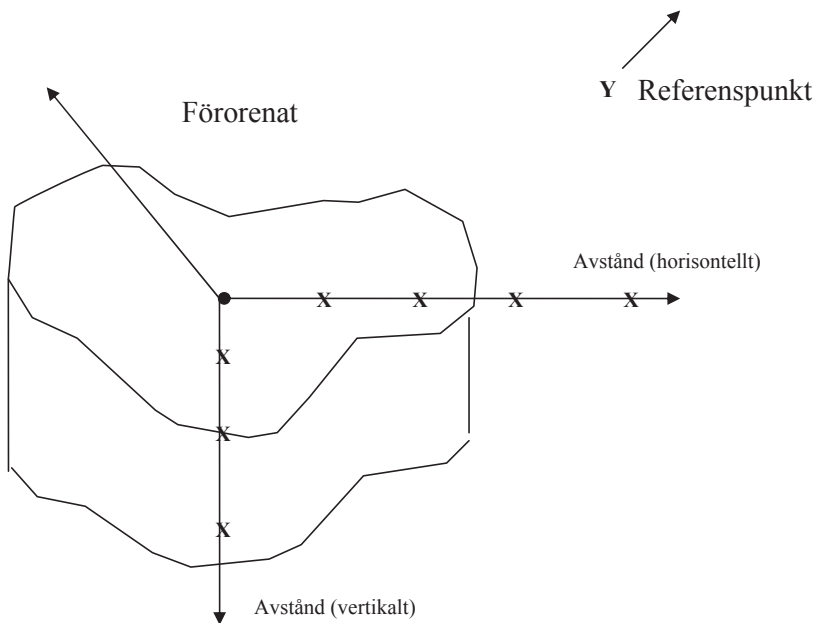


Figur 8. Översiktlig provtagning av heterogena golvytor. I delytorna A, B och C fördelas provtagningspunkterna X som i ett homogent område. (Illustration: Golder Associates)

Riktad ("Hot-spot") provtagning

I vissa fall är byggnader så förorenade att läckage och missfärgat byggnadsmaterial kan ses med blotta ögat. Det naturliga tillvägagångssättet i ett första steg blir då att fokusera direkt på det förorenade området, genom riktad provtagning (s.k. "hot spot"-provtagning). Syftet med en riktad undersökning är att bestämma typ av förorening, maximala föroreningshalter samt utbredning i djup- och sidled från det förorenade området.

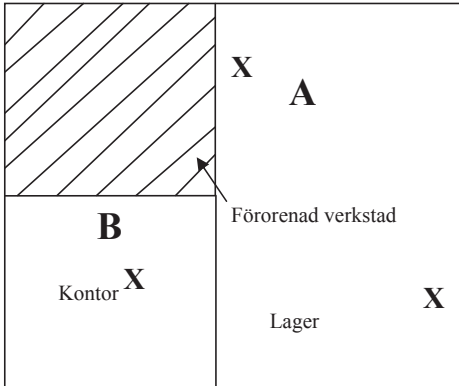
Provtagningen startar i den mest förorenade punkten och fortsätter successivt i sid- och djupled bort från det förorenade området (se figur 9). För jämförelse tas vanligtvis opåverkade referensprover i övriga delar av byggnaden på motsvarande byggnadsmaterial som det förorenade.



Figur 9. "Hot-spot"provtagning där provtagningen, representerade av provtagningspunkterna X, startar vid föroreningsens centrum och fortsätter utåt i djup- och sidled. (Illustration: Golder Associates)

7.3.2 Verifierande och friklassande provtagning

Syftet med verifierande och friklassande provtagning är att verifiera halter som tidigare provtagningar har visat, där man har en klar uppfattning om vilka ämnen som finns på platsen. Framför allt behövs verifierande provtagning i gränsområden där åtgärder har vidtagits. Denna provtagning innefattar stora ytor med få prover och tas även på övriga byggnadsmaterial som ej bedöms vara förorenade. Det kan också användas för att avgränsa "hot-spot"-områden. Friklassande provtagning kan ske dels enligt principen för översiktlig provtagning, men även angränsande till ett förorenat byggnadsmaterial eller område där avgränsning redan har gjorts (se figur 10).



Figur 10. Friklassande provtagning i rum (delytorna A och B) kring en förenad verkstad. (Illustration: Golder Associates)

7.3.3 Fördjupad/klassificerande provtagning

Syftet med fördjupad undersökning är att få en detaljerad bild över föroreningars fördelning och haltkoncentrationer i en byggnad och genomförs ofta inför en fördjupad riskbedömning samt inför rivning. De primära frågeställningarna är en föroreningens penetrationsdjup, möjligheten att genomföra en sanering och om så är fallet ned till vilket djup, ur både ett miljö- och hälsomässigt samt kostnadseffektivt perspektiv. Resultaten från undersökningen utgör även underlag vid deponering av byggnadsavfall, vid rivningsförfrågningar och används som underlag vid riskbedömningar.

Fördjupade undersökningar som genomförs bland annat inför en rivning innefattar karaktäriserande provtagning samt klassificering och mängduppskattning av byggnadsmaterial i olika klasser. Fokus vid en rivningsinventering är dels att avgöra typer/klasser av avfall och dels hantering av rivningsmassor (återanvändning, sanering före rivning, rivning i sektioner etc.).

Vid provtagning inför rivning bör enskilda samlingsprover tas för varje större homogen konstruktionsdel eller byggnadsmaterial, exempelvis ett betonggolv eller en vägg. Generellt är det bra att analysera olika skikt av en borrhärd. Syftet med detta är att avgöra om en sanering av ytskiktet innan rivning är ett alternativ. På så sätt saneras en skada först och återstående rivet material kan

klassas som rent och kan återanvändas. En alternativ metod (beroende på tillförlitlighet av underlagsmaterial) är att först sanera kända och ytliga föroreningar, exempelvis genom fräsning. Därefter kan samlingsprover tas där det förorenade ytskiktet slipats av. Inför riskbedömning och förslag på åtgärder behöver man ha en uppfattning av hur djupt föroreningarna har trängt ner i byggmaterialet.

Om allt materialet ska till deponi eller återanvändas krossat accepteras ofta ett prov per till exempel 100 m³ material (som betong eller asfalt) för att avgöra om massorna kan återanvändas eller deponeras. Genomsnittshalten är då mer intressant än maxhalter. En enstaka mindre, gammal oljefläck har mindre betydelse, men kan få oproportionerlig betydelse om man provtar alltför detaljerat. Enligt storstadsöverenskommelsen ska alltid minst två prover tas vid provtagning av asfalt, vilket även bör gälla för betong.

7.4 PROVTAGNINGSPLAN

Provtagningsplanen beskriver generellt:

- Provtagningens omfattning.
- Vilka ämnen och media som ska provtas och analyseras.
- Kvalitetsnivå (antal prov).
- Placering av provpunkter.
- Hur proverna ska hanteras.

7.4.1 Provtagningsplan byggmaterial

I provtagningsplanen för byggmaterial bör följande framgå:

- Provtagningsmetod (till exempel bilning, borrhävar, hammare och mejsel).
- Utrustning som krävs samt ev. tillgång till el och vatten.
- Om förbehandling krävs innan analys (sågning, krossning, malning, kryomalning).

Det ska även framgå i hur tjocka skikt proverna ska skäras upp (om borrhävar tas). Om det finns flera lager som kan vara förorenade kan det bli aktuellt att

provta samtliga lager beroende på syftet med undersökningen och förorenings typ.

7.4.2 Provtagningsplan luft

I provtagningsplanen för luft bör följande framgå:

- Provtagningsmetod (direktvisande instrument, aktiv eller passiv provtagning).
- Provtagningsstid, luftflöde och total luftvolym (om aktiv provtagning).

Vidare ska det framgå vilken provtagningsstid / provtagningsvolym som krävs för att rapporteringsgränsen för analysen inte ska bli högre än de jämförvärden som ska användas. Detta bör diskuteras noga med laboratoriet och med personerna som ska genomföra provtagning och riskbedömning.

7.5 STRATEGI FÖR RISKBEDÖMNING

När provtagningsstrategi och provtagningsplan tas fram bör upplägget på riskbedömningen också diskuteras (om en sådan ska utföras). På så vis optimeras undersökningarna för att ge bästa möjliga underlag till riskbedömningen.

Redan innan provtagning sker bör projektgruppen ha bestämt om riskkvoter ska beräknas (se kapitel 10–11), om luftprover ska tas och vilka jämförvärden och luktröskelvärden som uppmätta halter ska jämföras mot, hur risken för olika spridnings- och exponeringsvägar ska bedömas och hur den sammanvägda riskbedömningen ska utföras (se kapitel 12).

Kapitel 8

Provtagning

8.1 ARBETSMILJÖSKYDD VID PROVTAGNING

Att ta prover och sanera en förorenad byggnad kan innebära vissa arbetsmiljörisker. De arbetsmiljöre regler som måste uppfyllas beskrivs i skrifterna ”Kemiska arbetsmiljörisker (4-6 §, AFS 2000:4)” och ”Systematiskt arbetsmiljöarbete (§8, AFS 2001:1, ändringsföreskrift 2008:15)”.

I samband med provtagning och sanering av en förorenad byggnad ska en bedömning göras av vilka arbetsmiljörisker som kan uppstå, t.ex. inandning av förorenat damm eller giftiga gaser vid borrar. Vilken personlig skyddsutrustning som krävs ska också bestämmas (t.ex. skyddsglasögon vid provtagning av fasta byggnadsmaterial).

8.2 PROVTAGNINGSMETODER FÖR FASTA BYGGNADSMATERIAL

I nedanstående avsnitt beskrivs provtagningsmetoder och provhantering av fasta byggnadsmaterial, det vill säga hur prover bör tas samt förvaras innan laboratorieanalys. Med fasta byggnadsmaterial avses hårda material som stommaterial, betong, tegel, kakel och andra keramiska material samt mjuka och porösa material som plast, puts, murbruk, trä, gips, takplattor, isolering m.m.

Provtagningsmetoder som beskrivs är:

- Uttag av ytliga prover med hjälp av bilning, hammare och huggmejsel etc.
- Uttag av djupa prover (borrkärnor).
- Sågning eller slipning/avhyvling av byggnadsmaterial.

Oavsett metod ska uttagna prover och området där provet tagits dokumenteras och fotograferas. Företrädelsevis märks provtagningspunkterna ut på en ritning. Olika skikt, till exempel målat ytskikt, tjärbelagt tätskikt och byggnadsmaterialets utseende, liksom förekomst av eventuella föroreningar beskrivs och mäts i tjocklek.

8.2.1 Uttag av ytliga prover

Bilning är en metod för att riva eller göra hål i hårda byggmaterial såsom tegel, betong och liknande. Bilning genomförs främst vid översiktlig provtagning (screening) av ett byggnadsmaterials ytskikt. Det enklaste är att ta sitt prov för hand med hjälp av en slägga och huggmejsel.

Provtagning sker dock allt som oftast maskinellt med en typ av slagborr/-mejsel. Bilningsmaskiner kan vara pneumatiska (tryckluftsdrivna), eldrivna eller hydrauliska. De varierar i storlek från mindre handhållna till större monterade på grävmaskiner eller egna chassin.

Provtagning med hammare, huggmejsel eller borrhammare är en enkel och billig metod i ett första skede för att ta reda på om undersökt byggnadsmaterial är förorenat eller inte. Vid provtagningen hugger man ut mindre prover som tagits från olika nivåer och djup in i det undersökta byggnadsmaterialet. Kniv och liknande vassa verktyg kan också användas för att ta ut mindre prover i material som inte är allt för hårt. Önskar man utreda föroreningens penetrationsdjup och är i behov av väldefinierade prover rekommenderas istället provtagning i form av borrhärnor.

Någon typ av underlagsskydd bör läggas på platsen där man tar prover, för att fånga upp det uthuggna materialet. Provkropparna läggs direkt i lämplig burk / påse (krav varierar beroende på förväntade ämnen), enskilt eller som samlingsprov och märks med provtagningsplats och -djup.

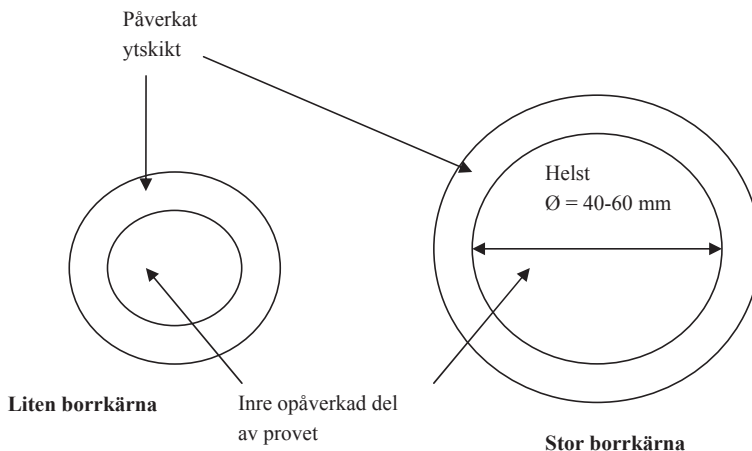
8.2.2 Uttag av djupa prover

Borrkärnor tas vanligtvis i syfte att bestämma en förorenings penetration i ett byggnadsmaterial eller för att bestämma en genomsnittlig föroreningskoncentration i en byggnadskonstruktion. Denna typ av provtagning används alltså främst på byggnadsmaterial som man vet är eller misstänker vara förorenade.

Utrustning och utförande

Vid provtagningen används en bormaskin utrustad med kärnborr. Det är lämpligt att ta prov genom hela byggnadsmaterialet, till exempel ett betonggolv, så ett prov av hela profilen från ytskikt till baksidan/botten av materialet erhålls. Byggnadsmaterialets tjocklek styr dock längden på provet som kan vara passande att ta i den enskilda provpunkten.

Borrprovets diameter bör vara tillräckligt stor, ca 45–80 mm, så att den procentuella delen påverkat ytskikt inte blir för stor i förhållande till det opåverkade provet som man vill analysera, se figur 11. Vid behov av mindre borrkärnor (diameter ca 30 mm, längd ca 20–25 mm) kan dessa provtas med hjälp av en batteridrivna handborr (fungerar inte i allt för hårt material).



Figur 11. Schematisk bild som visar borrkärnor med olika diameter sedda uppifrån. Det påverkade ytskiktet motsvarar en procentuellt större del av det totala provet om provdiametern är liten. (Illustration: Golder Associates)

Vid uttag av borrhärnor bildas friktionsvärme i materialet. Detta utgör inte något problem vid provtagning av metaller (förutom för kvicksilver), men däremot då man önskar analysera flyktiga ämnen. För att minimera värmeutvecklingen och gasavgång är det lämpligt att borrhningen sker långsamt och med ett flertal pauser.

En vanlig metod för att undvika värmeutveckling under provtagningen är att använda kylmedel som vatten och i vissa enstaka fall flytande kväve eller koldioxid. De två senare kylmedlen bör användas i de fall vatten är förbjudet i samband med en viss typ av verksamhet (till exempel kärnkraftsverk) eller då undersökta ämnen bildar oönskade reaktioner med vatten. Cyanid kan exempelvis bilda cyanidgas vid kontakt med vatten. Vid användandet av flytande kväve eller koldioxid kan stora temperaturgradienter uppstå, som kan göra både borrh och provtaget material skört.

Provtagning och analys av flyktiga ämnen i byggnadsmaterial rekommenderas generellt inte p.g.a. att den allra största delen av ett utspillt flyktigt ämne på ett betonggolv avgår omedelbart till luft. Provtagning av ämnen som finns kvar i byggnadsmaterial kan visserligen genomföras genom uttag av t.ex. en borrhärna, men den mekaniska åverkan på materialet genererar värme vilken ytterligare bidrar till att ämnena frigörs ur materialet.

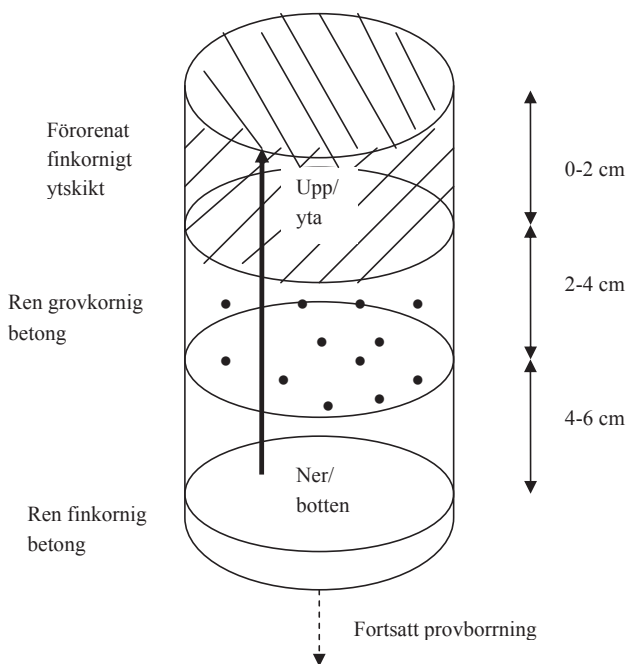
Vid provtagning av dioxin, kvicksilver, PCB och PAH rekommenderas vattenkylning framför borrhning utan kylmedium, eftersom ämnena lätt förångas. Ämnena blandar sig med luft i en mycket större utsträckning än med vatten på grund av deras låga vattenlöslighet. När provtaget byggnadsmaterial vattenmättas sker även en transport av ovanstående ämnen in mot borrhärnans torra mitt vilket ytterligare förhindrar avgång till luft. Tegel absorberar mer vatten än betong, då den förstnämnda är mer porös, vilket gör att vattenlösliga föroreningar kan kvarhållas i högre utsträckning.

Fördelen med att använda vatten som kylmedel jämfört med ovan nämnda är att de bildade dammpartiklarna inte blir kvar i luften och därmed utgör en mindre

hälsorisk för provtagaren. Vidare är borrhaxet (slurryn av borrhax och vatten) relativt enkelt att samla upp och omhänderta efter genomförd provtagning. Nackdelen med att använda vatten som kylmedel är att man kan starta nedbrytningsprocesser i materialet som blir kvar, till exempel i mattlim eller mykologisk tillväxt i organisk slaggfyllning. Våta kylmetoder bör därför enbart användas i helt oorganiska material utan limbeläggningar. Eftersom ingen miljö är helt fri från organiskt material bör man under alla förhållanden verka för att en snabb uttorkning kan ske efter provtagning.

Borrhaxens utseende, som porositet, innehåll och slitage, förekomst av förorening, sprickor med mera dokumenteras nivå för nivå. Den uttagna borrhaxen fotograferas och märks i fält med pil som visar vilken del av provet som utgör det översta ytskiktet, se figur 12 och 13. Därefter förpackas provet i diffusionstät påse som försluts med tätande tejp. Det finns även provkärl i glas med metallock för borrhaxar på 400 mm och i vissa extremfall även 1000 mm längd.

Borrhax som bildats vid borrhaxen i ett förorenat byggnadsmaterial samlas upp och förs över i påse för vidare hantering som farligt avfall. Ibland används dammsugare för att samla upp och omhänderta borrhaxet som uppstår vid provtagningen.



Figur 12. Borrkärna i genomsnitt. (Illustration: Golder Associates)



Figur 13. Stor borrkärna från betonggolvet i ett tidigare garveri, med flera olika skikt. (Foto: Golder Associates)

8.2.3 Sågning eller slipning/avhyvling av byggnadsmaterial

Vid undersökningar i samband med rivning kan man slipa av ett ytligt förorenat materialskikt innan provtagningen. Syftet är att kunna återanvända underliggande material med lägre föroreningshalter. Utifrån en okulär bedömning av underliggande lager tas sedan verifierande prov med hjälp av enstaka borrhävar. Fördelen med förfarandet är att man på ett tids- och kostnadseffektivt sätt kan ta fler och mindre prover i byggnaden jämfört med om provtagningen skedde genom uttag av borrhävar. Det kan även vara värdefullt att skapa sig en bild i det inledande skedet om saneringskostnaderna troligtvis blir stora och för att bedöma omfattningen av fortsatt provtagning.

8.3 PROVTAGNINGSMETODER FÖR LUFT

8.3.1 Beskrivning av ventilationsförhållanden

Vid undersökning och provtagning av luften i en förorenad byggnad påverkar ventilationsförutsättningarna i byggnaden resultaten genom att ventilationen både kan sprida och föra bort eventuella lukter och föroreningar i gasfas eller dammform, vilket har beskrivits i avsnitt 5. Vid självdrag eller obalanserad ventilation kan föroreningar ha spridits med luften vidare från en lokal på bottenplan upp i byggnaden. Att beskriva ventilationsförhållandena i byggnaden, nuvarande och tidigare, är därför viktigt, till exempel genom att ange typ av ventilationssystem och drifttider. För jämförelser av provtagningsresultat är det emellertid viktigt att även ange luftutbyteseffektiviteten.

Luftutbyteseffektivitet är ett mått på hur effektivt luften i rummet byts ut. En hög luftutbyteseffektivitet vid provtagningspunkten innebär att luften byts ut effektivt och föroreningsgraden blir lägre. Under luftprovtagning bör därför mätning av luftutbyteseffektiviteten göras. Då kan analysresultaten relateras till vilken luftutbyteseffektivitet som rådde vid provtagningen. Om en ny luftprovtagning görs senare, exempelvis efter borttagande av förorenat material, och luftutbyteseffektiviteten mäts även då, kan man bättre utvärdera skillnaden mot tidigare.

Luftutbyteseffektiviteten kan mätas med spårgasteknik. Spårgasteknik innebär kortfattat att en osynlig spårgas kontinuerligt avges i små mängder. Därefter

placeras provtagare ut. Provtagaren innehåller aktivt kol och samlar upp spårgasen under mätperioden. Mängden spårgas i provet bestäms med gaskromatografi varefter luftutbyteseffektiviteten beräknas.

8.3.2 Provtagningsmetoder för föroreningar i gasfas

Provtagning av inomhusluft kan göras både aktivt och passivt. Vid aktiv provtagning använder man en pump för att få ett bestämt flöde av luft genom provtagaren (se figur 14). Vid passiv provtagning placeras en provtagare ut som adsorberar luft under en längre tid. Båda typerna innebär ofta att man använder någon slags adsorbent.

Ett annat alternativ är att samla in luft i stålkanister eller tedlar-bag. Oavsett metod ska provtagningspunkt väljas med omsorg, så att den inte störs av pågående verksamhet, som målning och städning med kemiska produkter, eller andra material som inte hör till byggnaden, exempelvis frukt och fruktresten i papperskorgar som emitterar flyktiga ämnen. Provtagningsplatsen dokumenteras och fotograferas. Lämpligen märks provtagningspunkterna ut på en ritning.



Figur 14. Aktiv pumpning med kolrör. (Foto: WSP)

8.3.2.1 Adsorbenter

Provtagning görs oftast med hjälp av en adsorbent som finns både i aktiva och passiva provtagare. Kolrör kan användas för kvicksilver, olja och klorerade kolväten. För PAH måste man använda en annan typ av adsorbent, XAD-2, som består av en polymer. Dessutom finns Tenax adsorbent (också en polymer) som kan användas för de flesta organiska ämnen. I tabell 1 redovisas adsorbenter för olika ämnen.

Tabell 1. Exempel på adsorbenter för olika ämnen

<i>Ämne</i>	<i>Adsorbent</i>
Oljor	Vanliga adsorbenter för olja är kolrör och Tenax.
PAH ⁴	Provtagning görs med en s.k. XAD-2 adsorbent vid pumpad provtagning.
Klorerade kolväten	Kolrör, passiva provtagare och Tenax Observera att vinylklorid måste provtas med en provtagare med s.k. back-up skikt, t.ex. med den passiva provtagaren 3M 3520.
Kvicksilver i gasfas	Kolrör

Kolrör

De flesta laboratorier har möjlighet att utföra analyser av kolrör. Det finns flera olika sorters kolrör anpassade för olika föroreningar. Anasorb 747 är ett av de vanligare moderna kolrören. Nackdelar med kolrör är att adsorbenten måste exponeras under relativt lång tid för att komma ner till låga rapporteringsgränser (lång provtagningstid), att föroreningar kan brytas ned i dem och att de kan mättas av fukt.

Tenax

Med Tenax adsorbent kan man uppnå låga rapporteringsgränser redan efter relativt kort tid (p.g.a. extraktionsmetoden). Nackdelen är att rester av ämnen från tidigare undersökningar kan finnas i adsorbenten, vilket kräver noggranna rutiner av laboratoriet. Att analysera provet mer än en gång är inte möjligt då

⁴ Provtagning av PAH omfattar de 16 vanligaste PAH-föreningarna, PAH-16.

man vid analysen genom termisk desorption desorberar alla ämnen i adsorbenten.

8.3.2.2 Aktiv provtagning

Vid aktiv provtagning använder man en pump med ett flöde av luft genom provtagaren. Aktiv provtagning görs ofta med kolrör, XAD-2 eller Tenax adsorbent. Provtagningsvolymen bestäms av provtagningsstid och flödet genom provröret. Pumpad provtagning har normalt en provtagningsstid på några timmar till några dygn. Rapporteringsgränsen är avhängig av volymen luft som pumpats igenom adsorbenten.

Provtagningstidens längd

Vid provtagning av föroreningar i luft är provtagningsstiden en avgörande faktor. Vid en undersökning av föroreningar i byggnader är det ett antal faktorer som är avgörande för provtagningstidens längd.

De faktorer som avgör provtagningsstiden är:

- Eftersökt förorening.
- Vilket jämförvärde som ska användas i riskbedömningen.
- Verksamhet under provtagningen.
- Rapporteringsgräns för eftersökt förorening.
- Osäkerhet vid provtagning och analys.

Olika typer av föroreningar har olika avgivningshastighet och rapporteringsgräns. För att uppnå rätt rapporteringsgräns måste lämplig provtagningsvolym och provtagningsflöde beräknas, vilket ger provtagningsstiden.

Kort provtagningsstid innebär bättre kontroll över förutsättningarna, exempelvis om dörrar öppnas och om det sker målningsarbeten, vid provtagningen. Nackdelar med kort provtagningsstid är att det återspeglar ett mer momentant värde, vilket kan vara missvisande, och att rapporteringsgränsen kan bli högre än aktuellt jämförvärde.

Lång provtagnings tid ger sämre kontroll på förutsättningarna vid provtagningen. Fördelar med lång provtagnings tid är att det återspeglar ett mer genomsnittligt värde och att variationer i förutsättningar, som temperatur och tryck, får mindre betydelse.

För det mesta bör man eftersträva en lång provtagnings tid och ett lågt luftflöde, då detta ökar mätsäkerheten. Ett för högt flöde kan medföra att de eftersökta ämnena inte hinner fästa på adsorbenten.

Fördelar med aktiv provtagning

Fördelen med aktiv provtagning är att man kan ha kontroll över vilka förutsättningar som råder vid provtagningen. Aktiv provtagning bör väljas när syftet är att undersöka luften under en speciell tid. Många lokaler där verksamhet pågår har behovsstyrd ventilation. Då är ventilationsflödet lägre när verksamheten inte pågår (oftast på natten). Är syftet att undersöka luftens sammansättning under arbetstid bör man alltså välja aktiv provtagning en bit in på arbetsdagen.

Är syftet istället att identifiera vilka ämnen som finns i lokalen, kan man välja att aktivt provta med avstängd ventilation för att erhålla så hög koncentration som möjligt (beror dock på ventilation och husets konstruktion om koncentrationen blir högst med avstängd ventilation). Resultatet ska då inte jämföras med en normal arbetsmiljö.

Nackdelar med aktiv provtagning

Nackdelen med aktiv provtagning är att provtagnings tiden är kort, vilket betyder att en förorening som endast uppstår vid vissa förhållanden (beroende på tryck, temperatur eller ventilation) riskerar att inte påvisas.

8.3.2.3 Passiv provtagning

Även passiv provtagning sker med hjälp av en adsorbent. Normalt består utrustningen av mindre mätdosor eller ett rör där ena änden öppnas under en bestämd tidsperiod och föroreningarna kommer då att diffundera och fästa på

adsorbenten. Provtagningstiden kan vara mellan 24 timmar upp till två veckor, beroende på vilka ämnen man önskar provta.

Utformningen av provtagningsutrustning avgör hur stor provtagningsvolymen blir. Med denna typ av provtagare får man den genomsnittliga koncentrationen över en längre period. Om man provtar över lång tid uppnår man låga rapporteringsgränser.

Fördelar med passiv provtagning

Fördelen med passiv provtagning är att provtagningstiden är längre, vilket gör metoden lämplig när ett medelvärde över en längre tid önskas. Den längre tiden medför att flera olika förhållanden kan råda, som kan påverka avgivningen av en förorening, och därmed fångas in. Metoden ger ofta låga rapporteringsgränser.

Nackdelar med passiv provtagning

Nackdelen med passiv provtagning är att man har sämre kontroll över vilka förhållanden som råder, exempelvis om koncentrationen ökar eller minskar under arbetstid. Adsorbenten kan också bli mättad av fukt som finns i luften. Mätningen är känsligare för luftutbyteseffektiviteten i mätpunkten jämfört med aktiv provtagning. Kvantifieringen blir svårare om man från början inte vet vad man söker efter.

8.3.3 Provtagningsmetoder för luftburna partiklar i byggnader

Definitionsmässigt är damm kluster av partiklar bland annat från

- Förbränning.
- Reaktioner mellan gaser i luften.
- Delar av material av oorganiskt ursprung, t.ex. slitage av byggnadsmaterial.
- Delar av djur, växter och mikroorganismer.

Luftburna partiklar (damm) kan dessutom innehålla föroreningar (t.ex. PAH, asbest, PCB, metaller m.m.).

För provtagning och riskbedömning av förorenade byggnader kan det vara intressant att ha kännedom om dammhalten, ämnen i dammet samt källan. Förhöjda dammhalter kan uppstå i en byggnad där inga hälsofarliga ämnen i övrigt detekteras, på grund av bristfälliga städrutiner, partiklar från ventilationssystemet och liknande. Asbestfibrer och oljebaserade ämnen är exempel på hälsofarliga luftburna partiklar.

Oavsett metod ska provtagningspunkt dokumenteras och fotograferas. Företrädevis märks provtagningspunkterna ut på ritning.

8.3.3.1 Påverkande faktorer vid partikelprovtagning

Halten av partiklar varierar starkt vid olika tidpunkter, bland annat beroende på vilka verksamheter som pågår i byggnaden. Analysresultaten beror dessutom mycket på hur städad lokalen är. Partikelprovtagning måste utföras vid arbetsmiljörelaterade frågor. Mätningens varaktighet måste väljas utifrån syftet med mätningen. Långtidsmätning av damm är att föredra men många kortvariga mätningar vid olika slumpvis utvalda tidpunkter kan vara bra för att belysa en specifik situation.

8.3.3.2 Kvalitativ och kvantitativ mätning genom luftprovtagning

Genom att ta ett luftprov på ett filter kan man bestämma fiberhalten i luft samt vilka ämnen fibrerna består av. Monitorer av olika storlek, med eller utan föravskiljare och med olika filter (cellulosa, polykarbonat) beroende på typ av ämnen och partikelstorlekar som avses analyseras, monteras till en pump. Beroende på vilken provtagning som ska göras pumpas olika luftvolymmer genom filtret. Utrustningen finns som stationär eller som personburen. Filtret analyseras efter provtagning med ljusmikroskop.

Följande resultat kan erhållas med hjälp av dessa mätningar:

- Inhalerbara partiklar, den mängd partiklar av totalmängden partiklar i luften som inandas genom näsa och mun.
- Torakala partiklar, den del av inhalerbara partiklar som passerar struphuvudet (motsvarar PM10, d.v.s. partiklar mindre än 10 μm).
- Respirabla partiklar, den del av de inhalerbara partiklar som når längst ner i luftvägarna till alveolerna i lungorna. Motsvarar ungefär PM4 - PM5. Om man ska bestämma den respirabla fraktionen krävs en föravskiljare som tar bort partiklar som är större än 5 μm .
- Totala fiberhalten av en viss typ av ämne uttryckt som antal per ml.

Det finns direktvisande instrument, som Dust Trak Aerosol Monitor, vilken kan användas för att mäta partiklar i luft. Instrumentet mäter partiklar i ett visst storleksintervall. Instrumentet har laserfotometri som mätprincip. En pump skapar ett konstant luftflöde innehållande partiklar genom instrumentet. Instrumentets avkänningsmekanism utgörs av en laserdiod riktad vinkelrät mot aerosolströmmen.

Då laserljuset träffar partiklar splittras det i alla riktningar. En uppsamlingslins placerad i 90° vinkel mot både aerosolströmmen och laserdioden riktar ljuset mot en fotodetektor. Fotodetektorn läser av det inkommande ljusets intensitet och gör om det till en elektrisk impuls. Genom att anta att partiklarna har en viss densitet kan instrumentet ange en partikelkoncentration. Med hjälp av denna metod kan även typ av ämnen erhållas.

Fördelar med kvantitativ mätning

Fördelen med kvantitativ mätning är att resultaten kan fås som mängd per volymenhet. I vissa fall är detta enda sättet att avgöra om en arbetsplats måste stängas av för sanering. Om exempelvis asbestfibrer konstateras i en halt över 100 fibrer/liter luft måste arbetsplatsen enligt arbetsmiljölagstiftningen stängas av för asbestsanering.

Nackdelar med kvantitativ mätning

Nackdelen med dessa metoder är att de är relativt tidskrävande och dyra. Fiberräkning av icke hälsofarliga ämnen är mindre relevant vid förorenade byggnader.

Oftast är mätning av antal partiklar/m³ luft mer relevant att mäta än massa/m³ luft som mäts traditionellt, eftersom mycket små partiklar har låg massa och ger därför ett litet bidrag till den totala massan partiklar. Personbunden mätning ger ett mer korrekt mått på hur mycket partiklar som inandas.

Observera att direktvisande instrument inte är godkända för mätning om Arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärden ska användas.

8.3.3.3 Indikativ provtagning genom luftprovtagning - Semporemotoden

Semporemotoden är en metod för att kontrollera ventilationssystemen. Metoden utförs som luftprovtagning med pump under 25 min med luftflödet 1,0 liter/minut. En filterelektrod samlar upp partiklar som sedan kan analyseras i svepelektronmikroskop, där organiska och oorganiska partiklar kan särskiljas.

Organiska partiklar som kan påvisas är främst pollen, bakterier, organiska fibrer och sporer. När det gäller oorganiska partiklar kan en vidare klassificering göras med hänsyn till grundämnesfördelning, vilket kan ge information om partiklarnas ursprung. Partikelsammansättningen i proven indikerar exempelvis förekomst och lokalisering av eventuella problem i ventilationsanläggningen.

Fördelar med indikativ luftprovtagning

Fördelen med metoden är att den kan ge information om partiklarnas ursprung. Det ger kunskap om källan är belägen i undersökt lokal eller om partiklar sprids via ventilationssystemet. Metoden är relativt billig och snabb att använda.

Nackdelar med indikativ luftprovtagning

En nackdel med metoden är att resultaten inte är kvantitativa, det vill säga ingen uppgift om mängd/volymenhet erhålls.

8.3.3.4 Indikativ provtagning genom uppsamling av damm på tejp

Genom att trycka en ca 10–15 cm lång genomskinlig tejp på önskad undersökningsyta och fästa tejpens på en plastficka eller OH-plast, kan man sedan analysera vilka ämnen som har fastnat. Att analysera damm från t.ex. golv kan vara ett bra sätt att bedöma om det finns tyngre ämnen, som PCB, ftalater m.m. i luften.

Fördelar med indikativ provtagning genom uppsamling av damm

Fördelen med denna metod är att både provtagning och analys är billig och enkel. Det innebär att flera prover kan tas jämfört med andra metoder.

Nackdelar med indikativ provtagning genom uppsamling av damm

En nackdel med metoden är att resultaten inte är kvantitativa, det vill säga ingen uppgift om mängd/volymenhet erhålls.

8.3.4 Mätning av radioaktiv strålning

Radioaktivitet är ett ämnes förmåga att utsända joniserande strålning. Det är inte en fysikalisk, mätbar storhet utan en egenskap. Vill man ange en strålkällas styrka använder man begreppet aktivitet, som är en mätbar storhet och mäts i enheten becquerel (Bq). Den joniserande strålningen kan delas in i elektromagnetisk strålning, en vågrörelse av elektriska och magnetiska fält (gammastrålning och röntgenstrålning), och partikelstrålning (alfa-, beta- eller neutronstrålning) (www.stralsakerhetsmyndigheten.se).

Anledningen till att radioaktiv strålning tas upp i denna handledning är att även verksamheten kan utgöra en strålningskälla (utöver radon i mark och byggmaterial).

8.3.4.1 Radon

Radon är en ädelgas som bildas när radium sönderfaller. Radonet sönderfaller i sin tur till radioaktiva metallatomer, radondöttrar. Strålningen från dessa kan skada lunga och luftrör vid inandning. Radium finns naturligt i marken och gasen som bildas kan ta sig upp till markytan och in i byggnader. Radon i inomhusluft kan också komma från byggnadsmaterial eller hushållsvatten. Radon luktar inte, syns inte och smakar ingenting. Det enda sättet att upptäcka radon är att mäta. Radonhalten mäts i enheten Becquerel per kubikmeter inomhusluft (Bq/m^3). 1 Bq/m^3 innebär att en atom sönderfaller per sekund i varje kubikmeter luft (Radonguiden).

8.3.4.2 Strålningskällor

Mätning av radioaktiv strålning kan bli aktuellt för:

Kärntekniska anläggningar

Vid undersökning av kärntekniska (eller före detta kärntekniska anläggningar) ska alltid Strålsäkerhetsmyndigheten kontaktas.

Strålkällor i olika tekniska produkter

Radioaktiva ämnen förekommer i diverse utrustning inom industri och sjukvård i mätutrustning. Strålsäkerhetsmyndigheten har en bra översikt över tänkbar utrustning med strålkällor på sin hemsida. Ämnena kan även förekomma i äldre konsumentprodukter, till exempel klockor och kompasser.

Avlagringar i rör

Radiumhaltiga avlagringar kan avsättas i rör och värmeväxlare samt i luftreningsfilter inom industrin och benämns ofta NORM (Naturally Occuring Radioactive Material). Exempel på förekomst är i rörkrökar vid oljeproduktion.

Mark, grundvatten och byggnadsmaterial

Radon kan även avges från marken, dricksvattnet och byggnadsmaterial. Alla stenbaserade byggnadsmaterial avger strålning, men oftast i små mängder. Hus byggda mellan åren 1929–1975 kan vara byggda av alunskifferbaserad ättbetong, så kallad blå lättbetong, och avger mer strålning.

8.3.4.3 Mätning

Indikation på strålning genom gammastrålningsmätning

För att få en indikation på om ett material utsänder skadlig strålning kan en ”gammamätare”, som detekterar gammastrålning, användas. Det finns en rad olika mätinstrument inom denna grupp (t.ex. ett geigermüllerrör). Ifall strålning detekteras till mer än dubbla bakgrundsstrålningen bör Strålsäkerhetsmyndigheten kontaktas för uppföljande mätning angående halter samt vilka isotoper och eventuella andra former av strålning det är frågan om.

De flesta isotoper genererar en viss mängd gammastrålning, bland annat på grund av orenheter i materialet. Vissa radionukleider går dock inte att mäta med gammastrålningsmätare då vissa material strålar till exempel ren alfastrålning. Helt friklassande mätningar kan därför inte utföras med endast gammastrålningsmätare.

Radon i inomhusluft

Den vanligaste metoden att mäta radonförekomst i inomhusluften är med spårfilm i 2–3 månader under uppvärmningssäsong (se figur 15). Ett medelvärde över tiden erhålls som kan jämföras med de rikt- och gränsvärden som finns beroende på verksamhet.

Radonmätare, i form av små dosor med spårfilm, kan beställas via kommuners miljökontor eller direkt från ett mätlaboratorium. Radon kan också spåras och mätas med direktvisande instrument. Detaljerade instruktioner för radonmätning finns på Strålsäkerhetsmyndighetens hemsida, där även rikt- och gränsvärden för radon presenteras (www.stralsakerhetsmyndigheten.se)



Figur 15. Radonmätning med spårfilm i kontorsbyggnad. (Foto: WSP)

Kapitel 9

Analys

Analys kan utföras i fält och på laboratorium, vilket beskrivs mer nedan.

9.1 ANALYSER AV BYGGNADSMATERIAL

9.1.1 Provberedning

Inför analys av byggnadsmaterial delas den uttagna borrhärnan eller provet upp och finfördelas. Generellt bör inte flyktiga ämnen analyseras i fasta material, eftersom dessa riskerar att avgå vid provberedning enligt nedanstående metoder. Om flyktiga ämnen måste analyseras i fasta material så bör provberedningen göras i en sluten kammare.

Många byggnadsmaterial, däribland betong, måste malas ner till en fin fraktion före det kan analyseras.

Uppdelning

Före krossning rekommenderas uppdelning av borrhärnor i skikt, för att kunna utreda haltskillnader i olika nivåer i materialet. Uppdelningen genomförs med hjälp av en såg eller allra helst genom klyvning med hammare och mejsel. Med försiktig klyvning kan man få en renare snittyta samt förhindra dammbildning, värmeutveckling och avgivning av ämnen från det undersökta materialet. Klyvning kan dock vara svårt att utföra om det inte finns olika skikt av material i borrhärnan.

Vid uppdelning av små borrhärnor kan kakelklinga användas. Byggmaterialets kvalitet avgör den möjliga tjockleken på skikten. En god tumregel är dock att dela upp hela borrhärnan i ca 2 cm tjocka skivor. Därefter analyseras det förorenade ytskiktet och det första skikt som bedöms vara icke-förorenat. Om

det finns olika materialskikt, exempelvis betong i olika kvaliteter, så bör prover tas separat på dessa skikt. Vid rivning kan annan indelning vara motiverad.

Krossning

Finfördelningen av större materialprover görs i en kross, som kan krossa ned till en kornstorlek av ca 2 mm. Mindre prover kan krossas genom sammanpressning med hjälp av skruvstäd eller borrhuv, huvudsakligen för att minimera värmealstring.

Slipning

Bortslipning av utvalda skikt görs främst då föroreningen endast är ytlig. Bortslipning av ytskiktet ned till ca 10 mm kan laboratorium normalt klara av.

Kryomalning

Om provet innehåller höga halter av till exempel olja eller PAH, eller om provet till stor del består av plast, så kan kryomalning vara nödvändigt. Kryomalning innebär att provmaterialet fryses ned med flytande kväve till -180°C för att därefter krossas och malas till finfördelat pulver. Syftet med metoden är att underlätta vid beredningen av kletiga prover som plast, asfalt och andra tjärinnehållande lager.

9.1.2 Laboratorieanalys av byggnadsmaterial

Efter provberedning analyseras proven. Analyserna för olika ämnesgrupper är i allmänhet desamma som används för analyser av exempelvis jord. För utförligare beskrivningar av analyserna hänvisas därför till tillgänglig litteratur inom området och analysföretagen.

Outgassing

En ny metod, ofta kallad outgassing, blir allt mer vanlig i Europa. Metoden har utvecklats för mätning av emissionen från nytillverkade produkter, som datorer. Vid mätningen läggs provet, ofta en betongkärna, i en emissionskammare. Provet ”gräddas” under 14 dagar medan heliumgas flödar genom kammaren. Fördelen med denna metod är att materialet utsätts för mindre bearbetning, och

därmed ger ett mer rättvisande resultat av vilka ämnen som emitteras. Mätning av flyktiga och halvflyktiga ämnen är också möjlig. Nackdelen är att metoden är dyr och tar lång tid. För mer information se EN 13419 och ISO/TC 146.

9.1.3 Fältanalys med XRF-instrument

Metaller kan mätas på plats med XRF (X-ray fluorescence), ett handhållet direktvisande instrument (figur 16). Resultatet kan användas vägledande för att mäta innehållet av metaller i till exempel målade ytskikt, betong, trä, murbruk och andra typer av byggnadsmaterial. Fördelen med XRF är att man direkt på plats kan få en indikation på om materialet är förorenat. Nackdelen är att instrumentet endast mäter ytligt och att material som innehåller metaller naturligt kan störa sökningen efter föroreningar. Eftersom detektionsnivån är hög kan felvisningen bli stor för många ämnen. Verifierande analyser på laboratorium parallellt med XRF-mätning är nödvändigt.



Figur 16. Mätning direkt på byggnadsmaterial med XRF-instrument, här utförd av Maud Söderberg. (Foto: Golder Associates)

9.1.4 Fältanalys med PID- instrument

Mätning av flyktiga organiska kolväten (petroleumprodukter, lösningsmedel och liknande) kan göras på plats med fotojonisationsdetektor, PID (Photoionization Detector). PID-mätning görs genom att samla in misstänkta prover i diffusionstäta påsar och då de flyktiga ångorna efter ett tag har avgått från byggmaterialet kan luften mätas direkt inuti påsen. Mätningen bör göras i rumstemperatur.

Mätningen kan störas av andra ämnen varför man bör vara försiktig vid tolkning av resultaten. PID-instrumentet är kvantitativt och kan inte urskilja enskilda ämnen. Verifierande analyser på laboratorium rekommenderas parallellt med PID-mätning.

9.1.5 Övriga metoder fältanalys

Det finns fler metoder för att upptäcka och detektera föroreningar i fält, som exempelvis hundar och luktkänsliga instrument. Sådana metoder beskrivs inte inom ramen för detta projekt.

9.2 ANALYS AV LUFT

För utförligare beskrivningar av analyserna hänvisas till tillgänglig litteratur inom området och analysföretagen.

9.2.1 Analys av ämnen i gasfas

I luftprover brukar ofta olja, PAH, klorerade kolväten och kvicksilver analyseras. I olja är delen som provtas i kokpunktintervallet mellan C5 och C12 (5 till 12 kol i kolkedjan). Ämnen med högre kokpunkt övergår inte i gasfas vid normala lufttemperaturer. Analyserna för olika ämnesgrupper är desamma som används för sedvanliga luftanalyser.

9.2.2 Analys av damm

Analys av totaldamm, respirabelt damm, PM10, PM2,5, fiberräkning, mögelsporer och partikelbestämning (halt, storlek, typ) m.m. kan utföras för pumpade prover, vilket beskrivits i avsnitt 8.3. Föroreningshalter i damm (t.ex. metaller, PAH) kan även analyseras.

Då provet har tagits med tejp kan provet analyseras i ett svepelektronmikroskop där asbest och andra partikeltyper > 50 nm kan urskiljas.

Kapitel 10

Bedömning av halter, spridning och exponering

Riskbedömningar baseras på naturvetenskapliga principer och syftar till att bedöma om skador på människor eller miljö kan uppstå på kort eller lång sikt. I riskvärderingen görs sedan en värdering av risker och åtgärder med hänsyn tagen till vad som är miljömässigt motiverat, tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Omfattningen på riskbedömningen kan avgöras i en rimlighetsavvägning (enligt miljöbalken 2 kap 7 §).

Den riskbedömningsmetodik som föreslås i denna rapport avser förorenade byggnader som ska bevaras, d.v.s. inte riskbedömning vid sanering eller rivning. Se råd avseende skydd av arbetsmiljö i kapitel 8.1.

Metodiken som föreslås nedan följer i stora delar Naturvårdsverkets metodik för riskbedömning av förorenade områden. Naturvårdsverket kommer under 2010 att ge ut en ny vägledning för riskbedömningar. I kapitlen nedan ges hänvisningar till såväl nu gällande vägledningar (Naturvårdsverket, 1997 och 2009) samt remissversionen av Naturvårdsverkets nya vägledning för riskbedömningar (Naturvårdsverket, 2007).

10.1 NÄR UPPSTÅR EN RISK?

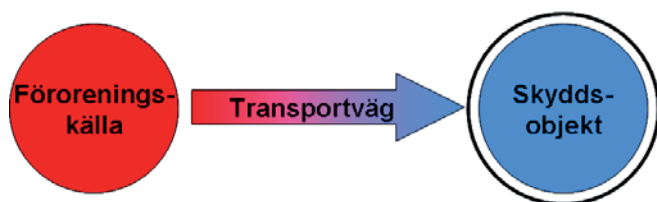
För förorenade byggnader är det oftast endast aktuellt att göra en hälsoriskbedömning, eftersom miljöpåverkan från föroreningar i byggnaden vanligtvis är försumbara jämfört med hälsoriskerna för de människor som vistas i byggnaden. Inledningsvis bör dock samtliga skyddsobjekt identifieras och en bedömning göras av om föroreningar i byggnaden kan spridas till mark, grundvatten och vidare till omgivande miljö. Om så är fallet krävs en

riskbedömning för både människor och miljö, enligt Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 1997, 2007, 2009). Föroreningar i byggnaden kan även påverka själva byggnadskonstruktionen, vilket bör beaktas i riskbedömningen.

Risk är sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som till exempel kan medföra skada på människors hälsa eller miljön. En riskbedömning syftar till att uppskatta sannolikheten för att föroreningar sprids från en föroreningskälla till ett skyddsobjekt (människa eller miljö) och ger en skadlig effekt.

För att en förorenad byggnad ska kunna utgöra en risk krävs det att (figur 17):

- Det finns en föroreningskälla.
- Föroreningen är tillgänglig eller att den kan transporteras till platser där den kan orsaka en exponering för människa eller miljö (skyddsobjekten).
- Exponeringen kan ge upphov till en negativ effekt på något skyddsobjekt.



Figur 17. En risk föreligger när förorening från en källa frigörs och via olika transportvägar sprids och något skyddsobjekt exponeras så att en negativ effekt uppstår (Naturvårdsverket, 2007)

10.2 TIDSPERSPEKTIV

Enligt Naturvårdsverkets principer (Naturvårdsverket, 2007) bör en riskbedömning göras för ett långt perspektiv (100-tals till 1000 år). En riskbedömning görs för de skyddsobjekt som är aktuella (människor och/eller miljö). Är risken för miljön låg eller obefintlig kan tidsperspektivet minskas när riskbedömning görs för människor som vistas i en förorenad byggnad.

För förorenade byggnader bör tidsperspektivet vara byggnadens livslängd, på så vis att hänsyn tas till eventuella förändringar i byggnadens användning m.m. Om doser och riskkvoter ska beräknas görs en bedömning av vilket tidsspänn som

ska användas för hälsoriskbedömningen. Ska byggnaden användas som bostad bör tidsspannet vara en människas livslängd, men om byggnaden ska användas som arbetsplats kan tidsspannet vara kortare.

10.3 METODIK

När en riskbedömning ska göras för människor som exponeras för föroreningar i en byggnad (samt ev. förorenad mark) beskrivs följande:

- Hur används byggnaden, vilka förändringar kommer att göras och hur ska byggnaden användas i framtiden? Ska hela byggnaden bevaras eller ska vissa delar rivas?
- Vilka medier är (eller misstänks vara) förorenade, till exempel
 - Byggnadsmaterial.
 - Inomhusluft.
 - Jord.
 - Grundvatten
- Uppmätta eller beräknade halter av respektive ämne och medie. Hur transporteras och sprids föroreningarna mellan olika medier, till exempel
 - Från byggnadsmaterial till inomhusluft.
 - Från byggnadsmaterial till jord och grundvatten via bottenplattan eller ledningar.
 - Från förorenad jord och/eller grundvatten till inomhusluft via bottenplattan eller ledningar.
- Hur människor exponeras för föroreningar (se exponeringsvägar nedan).
- Vilken dos (mg per kg kroppsvikt och dag) människor får i sig via relevanta exponeringsvägar.
- Vilka humantoxikologiska jämförvärden och lukttröskelvärden som ska användas för aktuella ämnen.

Är jord och grundvatten förorenat ska en riskbedömning göras enligt Naturvårdsverkets riktlinjer. Om misstanke finns att föroreningar från byggnaden sprids till jord och grundvatten ska en miljöriskbedömning utföras.

10.4 EXPONERINGSVÄGAR

En samlad bedömning av risker bör göras i de fall exponering kan ske från flera olika källor. De exponeringsvägar som vanligtvis är aktuella för människor som bor, jobbar, eller tillfälligt vistas i en förorenad byggnad är:

- Inandning av ämnen i gasfas från byggmaterial.
- Inandning av damm från byggmaterial.
- Intag av lösa partiklar och damm från byggmaterial.
- Hudkontakt med byggmaterial.
- Inandning av toxiska partiklar från fuktskadade material.

Om underliggande mark är (eller misstänks vara) förorenad av flyktiga ämnen tillkommer:

- Inandning av ämnen i gasfas (inomhus) från förorenad jord under byggnaden.

Om omgivande jord är (eller misstänks vara) förorenad tillkommer:

- Intag av jord.
- Hudkontakt med jord.
- Inandning av damm från jord.
- Inandning av ämnen i gasfas (utomhus) från jord.
- Intag av växter, grönsaker, bär och frukter.

Tilluftsintagets placering bör beaktas för att bedöma risken för inläckage från eventuellt förorenad mark.

Om grundvattnet är förorenat tillkommer:

- Inandning av ämnen i gasfas från grundvatten
- Intag av dricksvatten (om dricksvattenbrunn finns på fastigheten)

10.5 UPPMÄTTA OCH BERÄKNADE HALTER

Som underlag till riskbedömningen bör uppmätta halter presenteras. Om provtagningsstrategin har varit av karaktären hot spot eller friklassande provtagning bör uppmätta halter i respektive punkt redovisas. Om en översiktlig eller detaljerad provtagning har gjorts och föroreningssituationen i en byggnad eller i ett rum ska beskrivas kan uppmätta halter presenteras statistiskt istället. Har provtagning skett endast i ett fåtal punkter redovisas samtliga uppmätta halter. Om föroreningssituationen ser olika ut för olika delar av en byggnad bör föroreningssituationen i olika delar beskrivas.

Om föroreningshalter i inomhusluft inte har uppmätts kan dessa beräknas med en modell. I detta projekt har en litteraturstudie utförts för att undersöka vilka nationella och internationella modeller som finns för att beräkna föroreningshalten i inomhusluft baserat på halter i byggmaterial.

Litteraturstudien har innefattat sökning på hemsidor, genomgång av vetenskapliga artiklar samt efterfrågningar hos nationella och internationella nätverk och företag. Litteraturstudien har framförallt omfattat modeller som avser föroreningstransport från förorenat byggmaterial till inomhusluft. En genomgång har gjorts av källor från USA, Kanada, Nederländerna, Australien och Nya Zeeland.

I bilaga 1 finns en sammanställning av de modeller som påträffats vid litteraturstudien. Observera att det kan finnas stora variationer i resultatet mellan olika modeller. Närmare utvärdering av modellerna föreslås i en vidareutveckling av detta arbete.

10.6 BERÄKNING AV DOSER

När uppmätta halter, spridnings- och exponeringsvägar har presenterats kan dosen (mg per kg kroppsvikt och dag) som människor får i sig via relevanta exponeringsvägar beräknas. Eventuellt kan risker avseende vissa exponeringsvägar reduceras eller helt tas bort. Om så sker ska en tydlig

motivering anges. Nedan beskrivs hur dosen via exponeringsvägarna intag via munnen, hudkontakt samt inandning av damm och ånga kan beräknas.

10.6.1 Intag via munnen

Dosen mg ämne per kg kroppsvikt och dag via intag av förorenat byggmaterial (lösa partiklar och damm) beräknas via (Naturvårdsverket, 1997, 2007 och 2009):

$$Dos_{ib} = \frac{C_b \times R_{ib} \times f_{bio-or}}{10^6} \quad \text{(Ekv 1)}$$

$$R_{ib} = \frac{SI \times t_{ib}}{365 \times m} \quad \text{(Ekv 2)}$$

$$R_{ib-int} = \frac{R_{ib-barn} \times T_{barn} + R_{ib-vuxen} \times T_{vuxen}}{T_{int}} \quad \text{(Ekv 3)}$$

Dos_{ib}	dosen som människor exponeras för via intag av byggmaterial (mg ämne per kg kroppsvikt och dag)
C_b	halten av ämnet i byggmaterialet (mg ämne/kg byggmaterial)
R_{ib}	det genomsnittliga dagliga intaget för icke genotoxiska ämnen och livstidsmedelvärde av genomsnittligt dagligt intag för genotoxiska ämnen (mg byggmaterial per kg kroppsvikt och dag). R _{ib} beräknas för barn (R _{ib-barn}) och för vuxna (R _{ib-vuxna}), varefter ett integrerat värde beräknas för genotoxiska ämnen (R _{ib-int})
f_{bio-or}	ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid intag av byggmaterial (dimensionslös)
SI	dagliga intaget av byggmaterial för barn eller vuxna (mg jord/kg kroppsvikt)
t_{ib}	antal dygn/tillfällen exponering sker för barn eller vuxna (dygn per år)
m	kroppsvikten för barn eller vuxna (kg)
T	antal år som man exponeras som barn eller vuxen
T_{int}	livslängd (år)

Inom ramen för detta uppdrag har inte förslag tagits fram för rimliga exponeringsdata avseende det dagliga intaget, vilket bör göras i en vidareutveckling av metodiken. I tabell 2 ges ett förslag på parametervärden.

Tabell 2. Antaganden för att beräkna dosen via intag av byggmaterial.

Parameter	Värde	Kommentar
C_b	Uppmätt halt	Vilken halt man vill jämföra med beror på provtagningsscenario och riskbedömningens syfte.
f_{bio-or}	1	Sätts oftast till 1 om kunskap ej finns avseende biotillgänglighetsfaktor för respektive ämne (Naturvårdsverket, 2007b)
SI	Platsspecifik bedömning	I en vidareutveckling av detta projekt kan ett generellt värde tas fram av expert.
t_{ib}	Exempel: Bostad: 365 dagar för både vuxna och barn Kontor: 200 dagar för vuxna och 60 dagar för barn	Platsspecifik bedömning görs av hur många dagar människor vistas i byggnaden och hur många dagar av dessa som intag av förorenat byggmaterial kan vara aktuellt.
m	Barn: 15 kg Vuxna: 70 kg	(Naturvårdsverket, 2009)
T	Bostad: barn: 6 år vuxna: 74 år Kontor och annan arbetsmiljö: barn: 6 år vuxna: 59 år	(Naturvårdsverket, 2009)
T_{int}	80 år	(Naturvårdsverket, 2009)

10.6.2 Hudkontakt

Dosen mg ämne per kg kroppsvikt och dag via hudkontakt med förorenat byggmaterial beräknas via (Naturvårdsverket, 1997, 2007 och 2009):

$$D_{os_{du}} = \frac{C_b \times R_{du} \times f_{du} \times f_{bio-du}}{10^6} \quad \text{(Ekv 4)}$$

$$R_{du} = \frac{SE \times A \times t_{du}}{365 \times m} \quad \text{(Ekv 5)}$$

$$R_{du-int} = \frac{R_{du-barn} \times T_{barn} + R_{du-vuxen} \times T_{vuxen}}{T_{int}} \quad \text{(Ekv 6)}$$

Dos_{du}	dosen som människor exponeras för via hudkontakt av förorenat byggmaterial (mg ämne per kg kroppsvikt och dag)
C_b	halten av ämnet i byggmaterial (mg ämne/kg byggmaterial)
R_{du}	den genomsnittliga dagliga hudexponeringen för icke genotoxiska ämnen och livstidsmedelvärde av genomsnittlig daglig hudexponering för genotoxiska ämnen (mg byggmaterial per kg kroppsvikt och dag). R _{du} beräknas för barn (R _{du-barn}) och för vuxna (R _{du-vuxna}), varefter ett integrerat värde beräknas för genotoxiska ämnen (R _{du-int})
f_{du}	ämnesspecifika relativa absorptionsfaktorn för upptag via huden (dimensionslös)
f_{bio-du}	ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid upptag genom huden (dimensionslös)
SE	ytexponeringen för barn eller vuxen (mg/m ² hudyta)
A	exponerad hudyta för barn eller vuxna (m ²)
t_{du}	antal dygn / tillfällen som exponering sker för barn eller vuxna (dygn / år)
m	kroppsvikten för barn eller vuxna (kg)
T	antal år som man exponeras som barn eller vuxen
T_{int}	livslängd (år)

Förslag har inte tagits fram för rimliga exponeringsdata avseende exponerad

hudyta eller ytexponering, vilket bör göras i en vidareutveckling av metodiken. I tabell 3 ges ett förslag på parametervärden.

Tabell 3. Antaganden för att beräkna dosen via hudkontakt med förorenat byggmaterial.

Parameter	Värde	Kommentar
C_s	Uppmätt halt	Vilken halt man vill jämföra med beror på provtagningsscenario och riskbedömningens syfte.
f_{du}	Se lista i NV-rapport	Samma hudabsorptionsfaktorer kan används som vid riskbedömning av förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009)
f_{bio-or}	1	Sätts oftast till 1 om kunskap ej finns avseende biotillgänglighetsfaktor för respektive ämne (Naturvårdsverket, 2007b)
SE	Platsspecifik bedömning	I en vidareutveckling av detta projekt kan ett generellt värde tas fram av expert.
A	Platsspecifik bedömning	I en vidareutveckling av detta projekt kan ett generellt värde tas fram av expert.
t_{du}	Exempel: Bostad: 365 dagar för både vuxna och barn Kontor: 200 dagar för vuxna och 60 dagar för barn	Platsspecifik bedömning görs av hur många dagar människor vistas i byggnaden och kan komma i hudkontakt med förorenat byggmaterial.
m	Barn: 15 kg Vuxna: 70 kg	(Naturvårdsverket, 2009)
T	Bostad: barn: 6 år vuxna: 74 år Kontor och annan arbetsmiljö: barn: 6 år vuxna: 59 år	(Naturvårdsverket, 2009)
T_{int}	80 år	(Naturvårdsverket, 2009)

10.6.3 Inandning av damm och ämnen i gasfas

Dosen via inandning av damm och ånga baseras på uppmätta eller beräknade halter i inomhusluft. I vissa fall kan mätning och analys ha utförts av föroreningen i både damm och gasfas samtidigt, varför dosen från dessa exponeringsvägar beräknas gemensamt. Har enbart förorening i damm eller gasfas beräknats eller analyserats kan dosen från den exponeringsvägen beräknas med samma formel.

Dosen beräknas för både barn och vuxna och den högsta dosen väljs för icke genotoxiska ämnen när doserna för samtliga exponeringsvägar summeras. Är ämnet genotoxiskt beräknas ett integrerat värde (se nedan).

Dosen mg ämne per kg kroppsvikt och dag via inandning av ånga eller damm beräknas för icke genotoxiska ämnen enligt (Naturvårdsverket, 1997, 2007 och 2009):

$$Dos_{iluft} = \frac{C_{luft} \times BR \times LR \times t_{iluft} \times t_{exp} \times f_{bio-inh}}{365 \times m} \quad (\text{Ekv 7})$$

För genotoxiska ämnen beräknas dosen enligt formeln nedan (Naturvårdsverket, 1997 och 2009):

$$Dos_{iluft} = \frac{\frac{C_{luft} \times BR \times LR \times t_{iluft} \times t_{exp} \times f_{bio-inh}}{365 \times m} \times (T_{barn} + T_{vuxen})}{T_{int}} \quad (\text{Ekv 8})$$

Dos_{iluft}	dosen som människor exponeras för via inandning av ånga eller damm (mg ämne per kg kroppsvikt och dag)
C_{luft}	uppmätt eller beräknad halt av ämnet i luft (mg ämne/m ³ luft). För damm är det den inhalerbara fraktionen, inte totalhalten som ska Användas.
BR	andningshastighet (m ³ /dygn)
LR	lungretention (dimensionslös)
t_{iluft}	antal dygn eller tillfällen som exponering sker (dygn/år)
t_{exp}	andelen av tiden som exponering sker (dimensionslös)
m	kroppsvikten (kg)
f_{bio-inh}	ämnets relativa biotillgänglighetsfaktor vid inandning av damm eller ånga (dimensionslös)
T	antal år som man exponeras som barn eller vuxen
T_{int}	livslängd (år)

I tabell 4 ges ett förslag på parametervärden.

Tabell 4. Antaganden för att beräkna dosen via inandning av ånga eller damm från förorenat byggmaterial.

Parameter	Värde	Kommentar
C_{luft}	Uppmätt eller beräknad halt	Observera att om halten är uppmätt kan föroreningarna komma från både byggnadsmaterial och underliggande jord eller grundvatten.
BR	Barn: 7,6 m ³ /dygn Vuxna: 20 m ³ /dygn	(Naturvårdsverket, 2009)
LR	Ånga: 1 Damm: 0,75	(Naturvårdsverket, 2009)
$f_{\text{bio-int}}$	1	Sätts oftast till 1 om kunskap ej finns avseende biotillgänglighetsfaktorn för respektive ämne (Naturvårdsverket, 2009)
t_{luft}	Exempel: Bostad: 365 dagar för både vuxna och barn Kontor: 200 dagar för vuxna och 60 dagar för barn	Platsspecifik bedömning görs av hur många dagar människor vistas i byggnaden och kan exponeras via inandning av ånga och damm.
t_{exp}	Exempel: Bostad: 1 (antag att vistas i byggnaden dygnet runt) Kontor: 0,33 (antag att vistas i byggnaden 8 av 24 timmar per dag)	Platsspecifik bedömning.
m	Barn: 15 kg Vuxna: 70 kg	(Naturvårdsverket, 2009)
T	Bostad: barn: 6 år vuxna: 74 år Kontor och annan arbetsmiljö: barn: 6 år vuxna: 59 år	(Naturvårdsverket, 2009)
T_{int}	80 år	(Naturvårdsverket, 2009)

10.6.4 Total dos

När dosen från relevanta exponeringsvägar har beräknats summeras dessa för att erhålla den totala dosen av olika ämnen som människor exponeras för per dag. Här bör om möjligt hänsyn även tas till eventuella bidrag från andra källor, till exempel föroreningar i livsmedel, bakgrundshalt i luft, föroreningar i jord och grundvatten (enligt Naturvårdsverkets metodik, 1997, 2007 och 2009).

Kapitel 11

Bedömning av effekter

Bedömning av effekter syftar till att ta fram underlag för att bedöma vid vilka koncentrationer eller doser som negativa effekter uppstår. För förorenade byggnader utgår bedömningen av effekter från samma metodik som Naturvårdsverket använder för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2007 och 2009).

Vissa ämnen har endast negativ hälsoeffekt om en viss dos (tröskeldos) överskrids, medan andra ämnen kan påverka hälsan oavsett dos. Ämnen med tröskeleffekter uppvisar ett icke-linjärt dos-respons samband där negativa hälsoeffekter inte observeras vid doser som underskrider tröskeldosen.

För genotoxiska (till exempel cancerogena) ämnen anses alla doser ha en effekt. Även en liten dos kan på sikt leda till cancer, även om exponeringen upphör. Vissa ämnen kan både vara cancerframkallande och ge effekter över en viss tröskeldos (till exempel arsenik) (Naturvårdsverket, 2009).

Synergieffekter fångas sällan upp av referensnivåer, vilket bör beaktas i riskbedömningen.

De toxikologiska värden som används i riskbedömning för människor som vistas i förorenade byggnader är samma som används i Sverige för förorenad mark, d.v.s. TDI, RISK_{or}, RfC och RISK_{inh} (Naturvårdsverket, 2009). TDI är maximal dos av ett ämne som en människa bedöms kunna exponeras för dagligen under en hel livstid utan att negativa hälsoeffekter uppstår (mg ämne per kg kroppsvikt och dag). RISK_{or} används för genotoxiska ämnen och anges i samma enhet som TDI. Värden för TDI och RISK_{or} har nyligen uppdaterats och finns i Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009).

RfC avser den maximala koncentrationen i luft av ett ämne med tröskeleffekt som en människa kontinuerligt bedöms kunna exponeras för under en livstid utan negativa hälsoeffekter. RISK_{inh} är den acceptabla koncentrationen för genotoxiska ämnen. Tokikologiska referenskoncentrationer finns i Naturvårdsverkets nya vägledning för riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009) och är baserade på forskningsresultat från olika organisationer, bland annat WHO och US EPA.

För arbetsmiljöer där verksamheten avger föroreningar finns hygieniska gränsvärden för inomhusluft (AFS 2005:17, Arbetsmiljöverket). Hygieniska gränsvärden får enligt arbetsmiljölagstiftningen inte överskridas i arbetsmiljöer. Arbetsgivare är skyldiga att systematiskt planera, leda och kontrollera verksamheten på ett sätt som leder till att arbetsmiljön uppfyller ovanstående och andra krav på en god arbetsmiljö. I de hygieniska gränsvärdena tas förutom hänsyn till hälsorisker även hänsyn till ekonomiska och tekniska aspekter, det vill säga de är inte enbart hälsobaserade.

För kontor och andra miljöer där verksamheten inte avger några föroreningar anser Arbetsmiljöverket att luftföroreningshalten bör ligga i nivå med detektionsgränsen för ämnet i fråga. I vissa fall är detta inte möjligt. För ämnen med fastställt hygieniskt gränsvärde bör halten inte överstiga 1/20 av gällande nivågränsvärde (se råden till 22§ i AFS 2000:42, ”Arbetsplatsens utformning”). Hygieniska gränsvärden behandlas inte närmare i denna rapport.

Flertalet ämnen saknar jämförvärden, men är kända för att skapa hälsoproblem. Sådana ämnen kan förekomma vid till exempel mykologiska angrepp och vid nedbrytning av mattlim. En bedömning får göras från fall till fall vilka risker dessa ämnen kan medföra och vilka åtgärder som är nödvändiga. Metodik för riskbedömning av dessa ämnen har ej ingått inom ramen för detta projekt.

Kapitel 12

Sammanvägd riskbedömning

I den sammanvägda riskbedömningen tas hänsyn till halter, exponering och effekter för att utvärdera och om möjligt kvantifiera de negativa hälsoeffekterna som orsakas av exponering från den förorenade byggnaden idag och i framtiden (Naturvårdsverket, 2007). Om det även finns förorenad jord eller grundvatten inom området bör en sammanvägd riskbedömning göras, där den totala exponeringen ingår i riskbedömningen. Finns föroreningar i jord och grundvatten eller om det finns risk att föroreningar från byggnaden sprids till omgivningen bör även en miljöriskbedömning utföras enligt Naturvårdsverkets metodik (Naturvårdsverket, 1997, 2007 och 2009).

Om samverkans effekter mellan olika föroreningar finns bör detta utredas i den sammanvägda riskbedömningen. Om flera olika undersökningar och utredningar har utförts vägs dessa resultat samman, till exempel kan jämförelse göras mellan uppmätta halter och beräknade halter från en modell. Osäkerheter beskrivs för både provtagning, analys och riskbedömning, varefter slutsatser presenteras och rekommendationer ges.

12.1 RISKBEDÖMNING BASERAD PÅ HALTER I BYGGMATERIAL OCH LUFT

Jämförvärden för materialprover från byggnader finns inte. Analysresultat från materialprover ska inte utvärderas mot riktvärden för mark, eftersom egenskaperna för jord är avsevärt skilda från material såsom till exempel betong, tegel och trä. Uppmätta halter i byggmaterial kan däremot användas för att beräkna den dos som människor exponeras för via olika exponeringsvägar, varefter riskkvoter beräknas för att bedöma riskerna.

Uppmätt halt i luft kan jämföras mot RfC och $RISK_{inh}$ (se avsnitt 11). Om det inte finns andra relevanta exponeringsvägar än inandning av damm och ånga räcker det att jämföra uppmätta halter med tillämpliga jämförvärden för luft. Är uppmätt halt lägre än jämförvärdet bedöms hälsorisen vara låg. Observera att uppmätt halt endast är ett momentant värde som visar halten vid ett provtagningstillfälle. För att riskbedömningen ska vara tillförlitlig bör prover tas vid flera tillfällen och ibland kan det vara relevant att ta prover vid olika årstider.

Om det finns flera exponeringsvägar (till exempel intag via munnen, hudkontakt, inandning av damm och ånga) bör den sammanlagda dosen från alla exponeringsvägar beräknas. Den totala dosen divideras sedan med den dos som människor kan exponeras för dagligen utan att det medför en förhöjd hälsorisk (TDI eller $RISK_{or}$).

Summan av dosen som människor exponeras för dividerat med TDI eller $RISK_{or}$ kallas för riskkvot. Om riskkvoten blir större än 1 kan risken bedömas vara oacceptabel och motivera åtgärder, alternativt bedömas som osäker och motivera kompletterande undersökning eller utredning (Naturvårdsverket, 2007). För icke genotoxiska ämnen beräknas riskkvoten (RK) enligt (Naturvårdsverket, 2007):

$$RK = \frac{dos}{TDI} \quad \text{(Ekv 9)}$$

För genotoxiska ämnen beräknas riskkvoten enligt:

$$RK = \frac{dos}{RISK_{or}} \quad \text{(Ekv 10)}$$

Enheten för dos, TDI och $RISK_{or}$ är mg/kg kroppsvikt och dag. Enheten för riskkvoten är därmed dimensionslös.

I Naturvårdsverkets nuvarande vägledning för riskbedömning (Naturvårdsverket, 1997) antar man att det förorenade området får teckna in 100 % av TDI, förutom för vissa ämnen. I Naturvårdsverkets nya vägledning får exponeringen inte överskrida 50 % av det tolerabla dagliga intaget för var och en av de förekommande föroreningarna (Naturvårdsverket, 2007). För utfasningsämnena bly, kadmium och kvicksilver får exponeringen inte överskrida 20 % av TDI och för de persistenta organiska föroreningarna PCB och dioxin är motsvarande siffra 10 %.

Vid en riskbedömning av en förorenad byggnad kan man ta hänsyn till hur stor del av TDI som får tecknas in av den förorenade byggnaden. Då blir riskkvoterna t.ex. för 50 % av TDI:

$$RK = \frac{dos}{0,5 \times TDI} \quad \text{(Ekv 11)}$$

En avstämning bör alltid göras om det finns ämnen i byggmaterial som kan ge akuta hälsoeffekter. I Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2007) finns akuttoxicitet redovisat för arsenik (100 mg/kg TS), total cyanid (3200 mg/kg TS) och fri cyanid (80 mg/kg TS).

En riskbedömning bör inte enbart bestå av beräkning av riskkvoter, utan framför allt innehålla ett resonemang kring vilka risker som finns och hur man kan reducera dem.

Riskreduktion kan erhållas t.ex. genom att:

- Ta bort förorenat byggmaterial
- Minska eller förhindra spridning av föroreningar.
- Minska eller helt ta bort möjligheten att exponeras för föroreningarna.

12.2 RISKBEDÖMNING BASERAT PÅ LUFTPROV FRÅN MATERIALYTOR

Luftprov från materialytor kan vara lämpligt om en föroreningskälla söks eller om emissionen från den enda, eller några få, föroreningskällor i en byggnad ska definieras. Då provtagningsresultaten endast avspeglar en lokal emission från den provtagna ytan bör de användas med försiktighet.

Om luftprov har tagits med aktiv riktad provtagning från ett byggmaterial, kan jämförelsehalter som används inom ramen för olika klassificeringar eller märkning av material användas. Dessa frivilliga klassificeringssystem är upprättade av olika industriella organisationer och företag, ibland i samarbete med nationell miljö- eller hälsomyndighet. Klassificeringarna är framtagna för att jämföra emissionen av flyktiga ämnen från olika nyproducerade material, som golv, byggsivor, isolering, trä och apparater (European commission, 2005).

I Sverige används bland annat system framtagna av Golvbranschen (Emicode med EC 1 för lågemitterande produkter) (Emicode) och det finska The emission classification of building materials (med M1 för lägsta emissionsnivån) (RTS). Haltgränserna för ”lågemitterande” kan vara baserade på hälsobaserade värden och lukttröskelhalter och är inriktade på cancerogena föreningar (European commission, 2005). Det finns inga halter eller avgivningshastigheter från ytor som är godkända av nationella myndigheter eller dylikt, förutom för formaldehyd (Kemikalieinspektionen, 1998).

Avgivningen till luft kan mätas på två olika sätt och det finns därför haltgränser i två olika enheter. Mätning kan göras antingen över en plan yta (Field and Laboratory Emission Cell, FLEC, eller med glaslock) eller i en kammare (kammarmetoden). Den första metoden ger en emissionshastighet per yta i $\text{mg}/\text{m}^2, \text{h}$ och är bra för jämförelser av plana ytor. För konstruktioner i fler dimensioner, som möbler, är det dock inte möjligt att mäta över en plan yta. Därför har kammarmetoden utvecklats, där avgivningen till en sluten kammare med viss volym mäts, vilket ger emissionen per volymenhet; mg/m^3 . Denna

metod kan vara en möjlighet att tillämpa för förorenade byggnadsdelar som inte är plana.

I systemen finns jämförvärden för totalhalt av flyktiga organiska ämnen (TVOC), formaldehyd, ammoniak, cancerogena föreningar och lukt. Systemen har olika definition av TVOC. För att halterna ska kunna jämföras är det som alltid viktigt att provtagningen har utförts på samma sätt som standarden inom aktuellt system anger. Viktiga parametrar som utrustning, provtagningstid och analys bör vara jämförbara. Av denna anledning listas i denna rapport inte haltgränser, utan man bör ta del av övriga parametrar i klassificeringssystemet.

En översikt över de största systemen för inomhusmärkning finns i rapporten ”Harmonisation of indoor material emissions labelling systems in the EU” (European commission, 2005), som finns under Dokument på www.foroeradebyggnader.se. Där finns vidare angivet var mer information om respektive märkningssystem finns att tillgå.

Kapitel 13

Osäkerheter

Osäkerheter kan uppstå både vid provtagning, provhantering, provbearbetning, analys och vid riskbedömning. Nedan framgår en beskrivning av vad som bör beaktas avseende osäkerheter. I vissa undersökningar finns dock inte ett tillräckligt stort antal analysresultat för att göra en statistisk analys och det är långt ifrån alltid som luftprovtagning kan utföras på ett sådant sätt att rapporteringsgränsen är betydligt lägre än jämförvärdet. Hur osäkerheter ska beaktas och beskrivas avgörs från fall till fall, men det bör alltid diskuteras. Vid samtliga moment bör åtgärder vidtas för att minimera osäkerheterna och samtliga faktorer som kan påverka osäkerheten bör dokumenteras.

13.1 OSÄKERHETER I PROVTAGNING

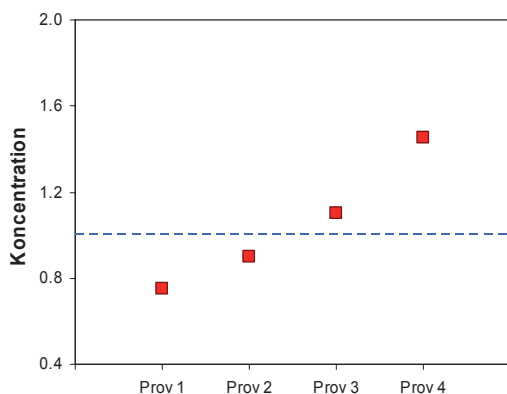
Den mätosäkerhet som laboratoriet rapporterar tar inte hänsyn till osäkerheter i samband med provtagning, eftersom provtagningen vanligen sker utanför laboratoriets kontroll. Man bör dock även räkna med osäkerheten från provtagningen i de fall det är möjligt (SWEDAC, 2003).

Osäkerheter i provtagningen kan bland annat uppstå på grund av variationer i temperatur, luftfuktighet, ventilation, flödes hastighet (vid luftprovtagning), placering av mätutrustning och provpunkter, avgivning av flyktiga föroreningar vid borrning eller påverkan på provet på grund av vattenkylning (vid borrning).

13.2 OSÄKERHETER I ANALYSEN

Kemiska analyser som utförs på luft- och materialprover från byggnader syftar till att ge svar på om inomhusmiljön uppfyller kraven för den tänkta slutanvändningen. Ett sätt att bedöma det kan vara att jämföra provresultat med eventuella jämförvärden. Låt oss anta att jämförvärdet för en viss kemisk förorening är 1 och provresultat har erhållits enligt figur 18. Av figuren framgår

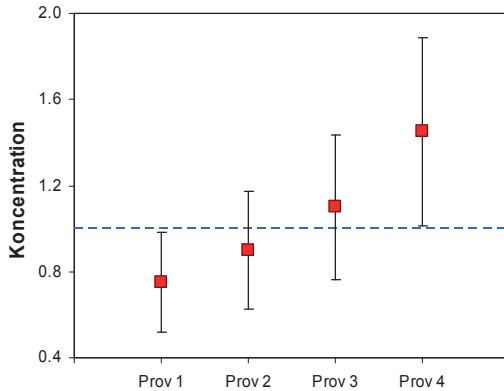
att två av fyra prover förefaller vara under jämförvärdet. Bilden kan dock vara missvisande eftersom varje kemisk analys består av ett flertal steg och varje steg är förknippad med en viss osäkerhet.



Figur 18. Exempel på resultat för fyra hypotetiska prover. Jämförvärdet är 1.0, den streckade linjen.

Akrediterade laboratorier uppfyller kraven enligt standarden ISO 17025. Ett av kraven är att för varje provresultat ska resultatets mätosäkerhet rapporteras. I regel uttrycks mätosäkerhet som 95 % konfidensintervall eller motsvarande (International Organisation of Standardisation, 1995). Med andra ord intygar mätosäkerhet om att 19 av 20 mätningar på samma material kommer att ge resultat som är inom de angivna gränserna. Osäkerheter finns även i laboratoriets provurval och provberedning.

Figur 19 visar samma resultat som figur 18 men med mätosäkerhet inritade som felstaplar. Med hjälp av information om mätosäkerhet kan det konstateras med 95 % säkerhet att prov 1 klarar jämförvärdet. För prov 2 ligger jämförvärdet innanför 95 % konfidensintervall och därmed bör provet underkännas.

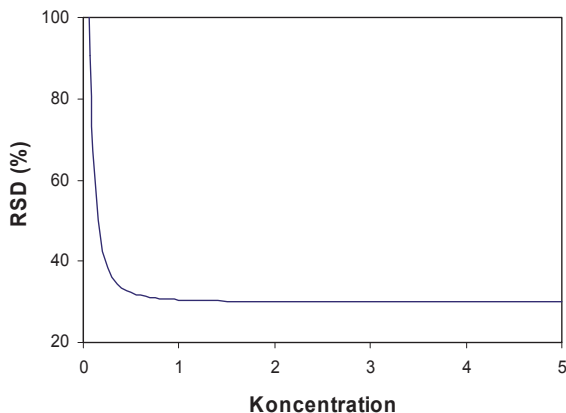


Figur 19. Resultat från Figur 18 med mätosäkerhet inritade.

Som framgår av figur 18 måste värdet på provsvaret plus dess mätosäkerhet ligga under jämförvärdet för att få ett statistiskt godkänt resultat som anger att provsvaret är under jämförvärdet. Av den anledningen är det viktigt att välja analysteknik med hänsyn till mätosäkerhet vid koncentrationer i närheten av jämförvärdet.

Observera dock att det för byggnadsmaterial och luft oftast är jämförvärden som används (inte gränsvärden, förutom om hygieniska gränsvärden används). Osäkerheter ska beaktas, men det behöver inte innebära att det finns en risk enbart för att en uppmätt halt i ett prov ligger strax under ett jämförvärde.

Mätosäkerheten ökar desto lägre koncentrationen i provet blir. Vid metodens rapporteringsgräns kan den relativa mätosäkerheten vara $\pm 100\%$ eller mer. Det förhållandet illustreras i figur 20.



Figur 20. Exempel på hur den relativa mätosäkerheten förändras som funktion av koncentration. RSD = relativ standardavvikelse.

13.3 OSÄKERHETER I RISKBEDÖMNINGEN

Det finns många osäkerheter vid beräkning av riskkvoter. Man bör därför inte se dessa riskkvoter som en absolut sanning, utan en indikation på om risker finns. Vid beräkning av riskkvoter görs en uppskattning av hur många dagar exponering kan ske, vilket är en subjektiv bedömning. För förorenad mark finns förslag på värden för jordintag, ytexponering och exponerad hudyta, men för förorenade byggnader finns inga sådana värden. I en vidareutveckling av riskbedömningsmetodiken kan värden för dessa parametrar tas fram.

Beräkningen av dosen från inandning av damm och ånga baseras på beräknade eller uppmätta halter av damm och föroreningar i gasfas. Det finns osäkerheter i både provtagning, analys och i modellberäkningar, vilket ger osäkerheter i riskbedömningen. För att få en bättre uppfattning av vilka osäkerheter som finns i riskbedömningen kan osäkerhets- och känslighetsanalyser utföras.

Innan åtgärder rekommenderas bör hänsyn tas till osäkerheter i provtagning, analys och riskbedömning, men en bedömning bör även göras av om antaganden i riskbedömningen är realistiska, så att riskbedömningen inte resulterar i åtgärder som inte är motiverade.

Kapitel 14

Avfallsklassificering

Om förorenade byggnadsdelar rivs uppstår ett avfall som måste klassificeras innan massorna kan transporteras eller omhändertas för behandling alternativt deponering. Byggnadsmaterial som i sig innehåller farliga ämnen (till exempel asbest, PCB, tjära eller kvicksilver) kräver på samma sätt avfallsklassificering och särskild hantering enligt gällande lagstiftning vid rivning.



Figur 21. Om förorenat byggnadsmaterial rivs måste avfallet klassificeras. Ska det återanvändas måste det dessutom vara noggrant separerat (foto: JM).

Enligt Avfallsförordningen (SFS 2001:1063) klassificeras avfall som farligt eller icke farligt avfall utifrån ursprung, innehåll av farliga ämnen och farliga egenskaper. Farligt avfall är sådant avfall som i bilaga 2 till förordningen är markerat med en asterisk (*). I förordningens bilaga 2 under kategori 17 "Bygg- och rivningsavfall (även uppgrävda massor från förorenade områden)" finns flera olika sexsiffriga koder för rivningsavfall, varav flera är markerade med asterisk och har tilläggen "innehåller farliga ämnen" eller "förorenade med farliga ämnen".

I bilaga 3 till avfallsförordningen ges vägledning rörande om rivningsavfallet innehåller farliga ämnen, vilket bl.a. definieras utifrån om avfallet innehåller mer än en viss procentsats av ämnen som är giftiga, hälsoskadliga, frätande, cancerogena, ekotoxiska etc. Procentsatserna varierar beroende på egenskap mellan 0,1–25 viktsprocent av avfallet. Klassificering kan även ske utifrån avfallets inneboende egenskaper, som enskild substans eller sammanvägt, då flera inbördes mindre farliga egenskaper tillsammans medför att avfallet kan ges en klassning som farligt avfall.

Transport av allt avfall är tillstånds- eller anmälningspliktigt, såvida avfallet inte ska återanvändas, transportören är en privat person eller i vissa fall om de icke-farliga avfallsmängderna är tillräckligt små (< 50 ton eller 250 m³/år) och har uppstått i den egna verksamheten.

Enligt förordningen (SFS 2001:512) om deponering av avfall så får enbart behandlat (som sorterat, stabiliserat) avfall deponeras. Genom behandling ska avfallets egenskaper ändras så att mängd eller farlighet minskar, återvinning gynnas etc. Vidare får bland annat utsorterat brännbart avfall inte deponeras. Det finns tre deponiklasser: deponier för inert avfall, deponier för icke-farligt avfall samt deponier för farligt avfall.

Enligt Naturvårdsverkets acceptanskriterier för deponier (NFS 2004:10) måste allt avfall som ska deponeras vara karakteriserat, vilket innebär att avfallsproducenten bland annat ska känna till avfallets egenskaper, innehåll av farliga ämnen samt hur stor urlakningen av föroreningar bedöms vara från det specifika avfallet i en deponi. I de flesta fall när avfallet är förorenat krävs vissa

kemiska analyser och att avfallets lakningsegenskaper prövas genom lakttest (tvåstegs skaktest⁵ eller perkolationstest⁶).

Avfall som vid grundläggande klassificering klassificerats som farligt kan beroende på bland annat lakningsegenskaper deponeras på deponi för farligt avfall eller, om det även är stabilt och icke-reaktivt, på deponi för icke-farligt avfall. Farligt avfall vars lakningsegenskaper överskrider acceptanskriterierna för deponering vid deponi för farligt avfall måste stabiliseras eller behandlas innan det kan deponeras. Avfall som klassificerats som icke-farligt avfall kan eventuellt deponeras som inert avfall om det omfattas av undantagslistan i 24 § (där betong, tegel och glas upptas) eller om det uppfyller kraven för deponering vid deponi för inert avfall. Enligt Naturvårdsverkets råd (NFS 2006:10) bör inte ett avfall som klassificerats som farligt deponeras på deponi för inert avfall även om urlakningsegenskaperna medger detta.

Om en byggnad ska rivas krävs en rivningsanmälan till byggnadsnämnden. Till anmälan ska en rivningsplan bifogas. En kvalitetsansvarig som utsetts av byggherren ska se till att rivningsplanen följs (Boverket, 1995).

⁵ SS-EN 12457-3, jorden lakas för två förhållande (Liquid/Solid) med vatten, dels L/S 2 dels L/S 10.

⁶ CEN/TS 14405, jorden lakas för tre förhållande (Liquid/Solid) med vatten, L/S 0,1, L/S 2 och L/S 10.

Kapitel 15

Återanvändning av rivningsmaterial

Det finns stora ekonomiska och miljömässiga vinster med att återanvända rivningsmaterial, men det måste ske efter en noggrann kontroll av byggnads- materialet och dess föroreningar. I allmänhet innebär detta ofta även en kontroll av det rivna, eventuellt krossade, materialet.

Rivningsmaterialet måste också hålla en god teknisk kvalitet för att kunna återanvändas. Krossad betong och asfalt är till exempel utmärkta vägbyggnads- material. Krossat tegel kan återanvändas under sådana ytor där belastningen inte blir stor och materialet inte riskerar att krossas ner ytterligare av tung trafik. För kvalificerad återanvändning krävs en teknisk renhet av rivningsmaterialet som innebär en något bättre rensning av rivna betongstommar än normalt.



Figur 22. Betongkrosshögar och överbyggnad av betongkross på f.d. Vin&Sprints område i Årstadal i Stockholm. Över 50 000 ton betong från rivna byggnader återanvändes som högkvalitativt gatubyggnadsmaterial (foto: JM).

Vissa byggnadsmaterial kan krossas och användas som byggnadsmaterial eller täckmaterial inom deponier. Klassas materialet av deponin som förorenad jord innebär det ofta halva kostnaden för mottagning mot om det klassas som förorenat byggnadsmaterial. En krossning ska utföras med låg risk för arbetsmiljö och omgivning.

Rivningsvirke återanvänds normalt inte, utan bränns. Det är då viktigt att identifiera tryckimpregnerat virke eller annat som kan kräva särskild rökgasrening (t.ex. gammal målarfärg och tjära) för att kunna sortera ut denna vid rivningen.

Om rivningsmassorna klassas som avfall kan de inte återanvändas inom ett annat område. Det brukar dock accepteras att massorna återanvänds inom det område där byggnaden rivits (om föroreningshalten är acceptabel).

Överenskommelse med tillsynsmyndigheten ska ske i förväg om hur anmälan och avrapportering ska ske avseende de återvunna massornas hantering, var massorna ska placeras med mera. Om det finns krav på grundvattenskydd i området måste detta beaktas.

15.1 BETONG OCH BETONGKROSS

Betongkross är ett utmärkt överbyggnadsmaterial, i många sammanhang bättre som överbyggnadsmaterial i gator och vägar än naturligt grus eller krossmaterial. Det har använts i ett antal projekt och är i Finland, med vissa kontroll- och kvalitetskrav, ett godkänt material som får ersätta naturgrus eller krossmaterial.

I Sverige har betongkross använts under några år. Den finska metodiken användes och godkändes när JM rev Vin & Sprits anläggningar i Årstadal och Electrolux gamla fabriker på Lilla Essingen i Stockholm. Det krossade rivningsmaterialet (ca 100 000 ton) är återanvänt både i dessa områdens gator och på andra platser i Stockholmstrakten. Vägverket (2004) har gett ut anvisningar om återanvändning av krossad betong som till stor del baseras på en finsk rapport (VTT, 2001).

Problemen med betong som ska återanvändas är främst följande:

Den ingående cementens innehåll av föroreningar varierar och särskilt krom och arsenik kan ibland uppnå värden som överstiger Naturvårdsverkets återvinningskriterier (Naturvårdsverket, 2007b).

Gamla industrigolv kan ha oljefläckar, som vid analys av ytskikt kan uppvisa relativt höga halter av tyngre alifatiska kolväten. Mängden är dock oftast liten och små fläckar påverkar inte genomsnittshalten i det krossade materialet mer än marginellt. Större partier av oljeskadad betong ska dock tas bort före krossning, alternativt krossas separat och kontrolleras före återanvändning. Likaså ska alla lösa föroreningar av oljebundet damm, gamla golvbeläggningar etc. tas bort före rivning och krossning.

Inbyggt material kan skada krossen och måste tas bort manuellt före krossning. Kabelrör, kvarsittande formar, stora stenar och grövre järndetaljer, som balkar, kan skada krossen, medan den inte har något problem att med magnet skilja bort armeringsjärn vid krossningen.

Krossad betong kan påverka pH-värdet i omgivningen och man bör därför kontrollera om detta kan vara ett problem, till exempel för växter och grundvatten.

15.2 TEGEL

Tegel är normalt ett material som är för känsligt (lättkrossat) för att återanvända i körytor, men det har använts för till exempel gångvägar och som underlag för lekplatser och tennisbanor. Det bör kontrolleras att föroreningar ej funnits i råvaran eller i eventuell glasering (risk för bly) och undvika tegel som har varit i kontakt med eller i rökgångar (risk för PAH) eller annan förorenande verksamhet, till exempel insidan av tegelväggar i industrilokaler.

Det kan också finnas skäl att kontrollera materialets frostbeständighet. Tegel för inomhusbruk ska inte ligga utomhus ens efter krossning. Att ha tegel som ytskikt nära bostäder brukar inte vara så bra, då tegeldammet lätt dras in i bostäderna.

15.3 ASFALT

Asfalt förekommer dels utomhus, dels som golvbeläggning inomhus. Om asfalten ska återanvändas bör det vara av typ ”gatuasfalt” och helst varmlagd med relativt hög halt stenmaterial. Gjutasfalt är ofta mindre lämplig, men förekommer på broar och inomhus.

Asfalt kan återanvändas antingen som inblandning i ny asfalt, eller i krossad form som överbyggnadsmaterial i gator och vägar, separat eller blandad med betongkross. PAH-haltig asfalt bör av hälsoskäl enbart återanvändas kall. Tekniska krav på återvunnen asfalt finns bl.a. i en VTI-rapport (VTI, 2007).

Äldre asfalt (före ca 1972) kan innehålla höga halter PAH som avsiktligt tillförts asfaltmassan i asfaltverket för att få en tekniskt bättre produkt (mjukare och med bättre bindning mot stenmaterialet). Tjärasfalten är per definition farligt avfall och lakar något enligt utredningar som gjorts av VTI (VTI, 2000).

Stora mängder tjärasfalt finns på äldre gator och vägar och då det innebär stora kostnader att behandla (eller deponera) tjärasfalten har Stockholm, Göteborg och Malmö enats om den s.k. ”Storstadsöverenskommelsen” som anger när och hur tjärhaltig asfalt får återanvändas. ”Ren” tjärasfalt är då inte acceptabel, medan lägre halter kan accepteras till exempel som överbyggnad under en normaltät varmasfaltbeläggning. Tjärasfalt ska inte återanvändas i varmbländad asfalt.

Kapitel 16.

Referenser

Rapporter

Arbetsmiljöverket (2000a), AFS 2000:4 Kemiska arbetsmiljörisker.

Arbetsmiljöverket (200b), AFS 2000:42 Arbetsplatsens utformning.

Arbetsmiljöverket (2001), AFS 2001:1 Systematiskt arbetsmiljöarbete (ändringsföreskrift 2008:15).

Boverket (1995), Boken om lov, tillsyn och kontroll, Allmänna råd 1995:3, ändrad genom 2004:2.

European commission (2005), Harmonisation of indoor material emissions labelling systems in the EU, Report no 24, EUR 21891 EN.

International Organisation of Standardisation (1995), Guide to the expression of uncertainty in measurement, ISBN 92-67-10188-9.

Kemikalieinspektionen (1998), Kemikalieinspektionens författningssamling om kemiska produkter och biotekniska organismer, KIFS 1998:8.

Miljöförvaltningen i Stockholm (2008), Stockholms väg mot en giftfri miljö.

Naturvårdsverket (1997), Development of generic guideline values, report 4639.

Naturvårdsverket (2004), NFS 2004:10, Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering av avfall och kriterier och förfarande för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall, NFS 2004:10.

Naturvårdsverket (2005), Förorenade byggnader – Undersökningar och åtgärder, rapport 5491.

- Naturvårdsverket (2007)**, Riskbedömning av förorenade områden, En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning, remissversion 2007.
- Naturvårdsverket (2007b)**, Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten – Handbok remissversion.
- Naturvårdsverket (2009)**, Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning.
- RVF (2007)**, Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Avfall Sverige, Rapport 2007:01.
- SFS (1998)**, SFS 1998:808 Miljöbalken.
- SIS (1997)**, Arbetsplatsluft – Adsorbenttrör för pumpad provtagning av gaser och ångor – Krav och provtagningsmetoder, Svensk Standard SS-EN 1076, SIS STG, Stockholm.
- SIS (2000)**, Allmänna kompetenskrav för provnings- och kalibreringslaboratorier, Svensk Standard SS-EN ISO 17025, SIS STG, Stockholm (2000).
- Storstädernas överenskommelse (2002)**, 2002:00, Att hantera stenkoltjära.
- SWEDAC (2003)**, SWEDAC:s policy för mätosäkerhet vid kalibrering och provning, SWEDAC DOC 04:5, Borås.
- VTI (2000)**, Mellanlagring av asfalt. Utlakning från vägbyggnadsmaterial innehållande stenkoltjära.
- VTI (2007)**, Återvinning av tjärasfalt och krossad asfaltsbeläggning vid motorvägsbygget på E4 vid Markaryd.
- VTT (2001)**, Användning av betongkross i markbygge – kvalitetssäkringssystem för miljöegenskaper, 2001-04-27.
- Vägverket (2004)**, Krossad betong i vägkonstruktioner – allmän teknisk beskrivning, publ. 2004:11.

Hemsidor

Arbetsmiljöverket, www.av.se

Australian Government dep. of the environment, water, heritage and the arts, www.environment.gov.au/atmosphere/airquality/

Förerenade byggnader, www.forerenadebyggnader.se

Emicode, Association for the Control of Emissions in Products for Flooring Installation, www.emicode.com

Miljöförvaltningen i Stockholm, Nya gifter – nya verktyg, www.stockholm.se/nyagifter

Radonguiden, www.radonguiden.se

RTS, The Building Information Foundation, www.rts.fi

Sempore, www.sempore.se

Strålsäkerhetsmyndigheten, www.stralsakerhetsmyndigheten.se

Använd gärna fotografier och illustrationer, men citera denna rapport och källan.

Förebnade byggnader - provtagning och riskbedömning

Bilaga 1: Internationella modeller för beräkning av halt i inomhusluft

Modell	Användningsområde	Indata	Utdata	Kommentarer
IAQX Simulation Tool Kit for Indoor Air Quality (IAQ) and Inhalation Exposure. US EPA	Microsoft Windows-baserad mjukvara för simulering av inomhusluftkvalité. IAQX består av fem fristående program där ett av programmen är för generella modelleringar av inomhusluft och de övriga fyra har speciella användningsområden. Dessa fem program presenteras nedan. Syftet med programmen är att förenkla användandet av (i vissa fall) komplicerade matematiska modeller. http://www.epa.gov/appcdwww/iemb/Docs/IAQX_doc.pdf	Typ av förorening, föroreningsflöde, nedbrytningshastighet, upptag av förorening i olika byggnadsmaterial	Föroreningskoncentration eller exponering som en funktion av tiden . Programmet kan även, utifrån givna inomhuskriterier, beräkna ventilationsbehovet för att inomhushalten skall underskrida uppsatta kriterier.	Generellt för de ingående simulerings- programmen är att byggnaden kan delas upp i ett antal luftzoner för vilka anges en ventilationsmatris där luftflödet mellan de olika zonerna anges. Zonerna kan sedan "förseas" med ett antal olika föroreningskällor och sänkor.
IAQX generell (GPS)	Program för simulering av flera föroreningar i flera zoner med möjlighet att utföra en mängd olika IAQ simuleringar. Baserat på enkla massflödesmodeller. Programmet innefattar 26 olika föroreningsmodeller.	Luftzoner, sänkor (material och modell), ventilation, föroreningsmodell (ämnen flöden m.m.)	Föroreningskoncentration eller exponering som en funktion av tiden . Programmet kan även, utifrån givna inomhus- kriterier, beräkna ventila- tionsbehovet för att inom- hushalten skall under- skrida uppsatta kriterier.	Programmet hanterar även luftfilter och kemiska reaktioner.

Förorenade byggnader - provtagning och riskbedömning

Bilaga 1: Internationella modeller för beräkning av halt i inomhusluft

Modell	Användningsområde	Indata	Utdata	Kommentarer
Lösningsmedelsspill (SPILL)	Programmet beräknar inomhushalten av VOC som kan uppstå vid mindre spill av lösningsmedel på hårda golv.	Luftzoner, sänkor (material och modell) samt ventilation. Föroreningsmodellen innefattar yta, mängd (ml), area, VOC-innehåll och temperatur	Föroreningskoncentration eller exponering som en funktion av tiden. Programmet kan även, utifrån givna inomhuskriterier, beräkna ventilationsbehovet för att inomhushalterna skall underskrida uppsatta kriterier.	Beräkningarna kan utföras med tre olika massflödesmodeller.
VOC emissioner från homogena material (homogenous slabs) (SLAB)	Modell för beräkning av VOC emissionen från homogena material (homogenous slabs = tunt material 1-2 mm). Modellen är utvecklad utifrån experimentella data för mattilim.	Luftzoner, sänkor (material och modell) samt ventilation. Föroreningsmodellen omfattar area, materialet VOC-innehåll, diffusivitet, tjocklek och fördelningskoefficient.	Föroreningskoncentration eller exponering som en funktion av tiden. Programmet kan även, utifrån givna inomhuskriterier, beräkna ventilationsbehovet för att inomhushalterna skall underskrida uppsatta kriterier.	Modellering ej möjlig om ventilationsflödet sätts till noll. Programmet kan även beräkna hur stor föroreningsreduktion som kan behövas för att uppnå uppställda inomhuskriterier

Företrade byggnader - provtagning och riskbedömning

Bilaga 1: Internationella modeller för beräkning av halt i inomhusluft

Modell	Användningsområde	Indata	Utdata	Kommentarer
NIST National institute of standards and technology (USA)	CONTAM 2.4b http://www.bfrl.nist.gov/IAQanalysis/software/index.ht (NIST Multizone Modeling website) Programmet är utvecklat för att kunna modellera en inomhusmiljö med olika zoner, föroreningskällor, sänkor och ventilationsflöden.	Byggnadselement, friskluftflöckage (via fönster, dörrar och sprickor), ventilationssystem, föroreningskällor, filter och sänkor.	Föroreningskoncentration som funktion av tiden.	Programmet innehåller fem olika modeller för att beskriva föroreningskällan.
Indoor Air Quality Emission Simulation Tool (IA-QUEST) – Version 1.1 National research council Canada	En mjukvara bestående av en databas och ett simuleringsverktyg. Databasen omfattar emission av 90 "vanliga" VOC från 69 olika byggmaterial. Data kommer från laboratorietester för de angivna materialen. Simuleringsverktyget modellerar inomhuskoncentrationen i ett rum för ett givet material och ventilationsomfattning. http://irc.nrc-cnrc.gc.ca/ie/iaq/iaquest_e.html	Volym, ventilation, materialarea samt tid. Byggmaterial och VOC väljs från databasen.	VOC-koncentration vid en vald tidpunkt.	

På australiensiska "Department of the environment, water, heritage and the arts" (se adress under Referenser) har inga modeller för modellering av förorening i inomhusluft påträffats. Däremot finns referensvärden och faktablad för ett 20-tal ämnen som kan förekomma i inomhusluft. På Nya Zeeländska "Ministry of Environment" och Nederländska RIVM ("National Institute of Public Health and the Environment") har inga modeller för inomhusluft påträffats.

SGF Rapport/Report

- 1:93 Rekommenderad standard för CPT-sondering.
- 1:93E Recommended Standard for Cone Penetration Tests.
- 2:93 Rekommenderad standard för vingförsök i fält.
- 2:93E Recommended Standard for Field Vane Shear Test.
- 1:95 Rekommenderad standard för dilatometerförsök.
- 1:95E Recommended Standard for Dilatometer Tests.
- 2:95 Några pionjärprofiler i svensk geoteknik.
SJ Geotekniska Kommission 1914–1922.
- 3:95 Proceedings of the International Symposium on Cone Penetration Testing,
CPT'95.
- 4:95 Kalk- och kalkcementpelare.
Vägledning för projektering, utförande och kontroll.
- 4:95E Lime and Lime Cement Columns.
Guide for Project Planning, Construction and Inspection.
- 1:96 Geoteknisk fälthandbok. Allmänna råd och metodbeskrivningar.
- 1:99 Tätskikt i mark.
Vägledning för beställare, projektörer och entreprenörer.
- 2:99 Metodbeskrivning för Jord-bergsondering.
- 3:99 Metodbeskrivning för Viktsondering.
- 1:2000 Geotekniken i Sverige 1920–1945.
- 2:2000 Kalk- och kalkcementpelare.
Vägledning för projektering, utförande och kontroll.
- 1:2001 Fälthandbok – Miljötekniska markundersökningar (ersätts av 1:2004).
- 1:2003 Att bygga med avfall. Miljörättsliga möjligheter och begränsningar för återvinning
av avfall i anläggningsändamål
- 1:2004 Fälthandbok – Miljötekniska markundersökningar.
- 2:2004 Armerad jord och fyllning – Nordisk vägledning.
- 3:2004 NGM 2004 – XIV Nordic Geotechnical Meeting. May 19th – 21th 2004.
- 1:2006 Metodbeskrivning för Jb-totalsondering
- 2:2006 Metodbeskrivning för installation av inklinometerrör
- 1:2008 Användning av restprodukter inom EU
- 1:2009 Metodbeskrivning för provtagare med standardkolvprovtagare.
- 2:2009 Åtgärds mål vid in-situsanering

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) bildades 1950 och består av drygt 850 enskilda medlemmar, med minst två års praktisk erfarenhet av geoteknik. Dessutom ingår ca 30 korporativa medlemmar i form av institutioner, högskolor, myndigheter, konsult- och entreprenadföretag samt tillverkare inom det geotekniska området.

SGF har till ändamål att främja utvecklingen inom geoteknik med grundläggning och miljögeoteknik med föredrag, diskussioner och kommittéarbeten samt att samarbeta med svenska, nordiska och övriga internationella organ med liknande inriktning.

Föreningen företräder i Sverige den internationella föreningen, the International Society of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering (ISSMGE).

I SGF:s Rapport- och Notat- och Medlemsartikelserier utges föreningens metodbeskrivningar, monografier och dokumentation från konferenser, temadagar m.m.



Svenska Geotekniska Föreningen
Swedish Geotechnical Society

581 93 Linköping Tel: 013-20 18 00 Fax:013-20 19 14
Internet: www.sgf.net E-post:info@sgf.net