



Kemakta AR 2015-25



**Branschrekommendationer för organiska
föroreningar i jordförbättringsmedel och
odlingssubstrat**

Mark Elert och Celia Jones

November 2015

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Foto: Mark Eiert.

Sammanfattning

Jordförbättringsmedel och odlingssubstrat framställs av olika material som i vissa fall kan innehålla spår av organiska föroreningar. Analyser av organiska föroreningar i olika svenska jordförbättringsmedel och odlingssubstrat visar att PCB kan detekteras i låga halter i flertalet prover. Av de övriga organiska föroreningarna är det framförallt tjärämnen (polycykliska aromatiska kolväten – PAH) som påträffats. Detta är ämnen som tidigare använts i stor omfattning i samhället och därigenom fått en omfattande spridning. Trots att användningen av dessa ämnen numera är kraftigt reglerad eller förbjuden finns fortfarande rester kvar i omgivningen. Låga halter av PCB och PAH finns som en bakgrund i alla typer av ytjord, dels på grund av ett storskaligt nedfall från atmosfären men även som en lokal belastning i tätorter.

Det saknas för närvarande riktlinjer för att bedöma vilka halter som medför en försumbar risk i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat. Branschföreningen Svensk Torv har därför identifierat ett behov av att ta fram branschrekommendationer för föroreningar i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat. Som en del av dessa rekommendationer ingår riktvärden för organiska föroreningar.

I rapporten redovisas de olika metoder som används för att bedöma föroreningshalter i jordar i Sverige samt även det arbete som pågår inom EU med att ta fram kriterier för ekomärkning av jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.

De haltnivåer som tagits fram bygger på beräkningar som utförts med samma modell som Naturvårdsverket använt för att riktvärden för förorenad mark, men en rad indata till modellen har dock anpassats till de förhållanden som är aktuella vid användning av jordförbättringsmedel och odlingssubstrat. Detta gäller bland annat densitet och halt organiskt kol, men även exponeringsförhållandena. Vidare har en genomgång gjorts av nyare information om hur PCB tas upp av växter.

De haltnivåer som tagits fram som branschrekommendation för de aktuella ämnen i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat presenteras och som jämförelse redovisas även bakgrundshalter i jord på landsbygden i Sverige.

Innehållsförteckning

1	Inledning	6
1.1	Beställare.....	6
1.2	Bakgrund.....	6
1.3	Omfattning och läsanvisning.....	6
2	Organiska föroreningar i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat	7
2.1	PCB.....	7
2.2	Ämnen som förekommer i oljeprodukter.....	8
2.3	Fenol och kresoler.....	8
2.4	Dioxiner.....	8
2.5	Cyanid.....	9
2.6	Ämnen som inte detekterats.....	9
2.7	Korrelation mellan ämnen.....	9
3	Bedömning av föroreningshalter i jordar och avfall som används för anläggningsarbeten	10
3.1	Riktvärden för förorenad mark.....	10
3.1.1	Användning av riktvärden för förorenad mark.....	11
3.1.2	Tillämpning av riktvärden för förorenad mark på jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.....	12
3.2	Återanvändning av avfall i anläggningsarbeten.....	12
3.2.1	Nivåer för fri användning.....	13
4	Jämförelse mellan olika svenska och internationella riktvärden för tungmetaller och organiska föreningar	15
4.1	Sverige.....	15
4.1.1	Certifiering av kompost och biogödsel.....	15
4.1.2	Regler för slamanvändning.....	15
4.2	Arbete inom EU.....	16
4.2.1	EUs Ecolabel Criteria.....	16
4.2.2	End-of-waste kriterier.....	17
4.2.3	Förslag på gödsel­förordning (fertilizer regulation).....	17
4.2.4	CEN/TC 223; Arbetsgrupp 2, Säkerhet. Jordförbättringsmedel och odlingsmedia.....	17
4.3	Storbritannien.....	18
4.3.1	Kvalitetskrav för kompost.....	18
4.3.2	Krav för odlingsmedia.....	18
5	Branschrekommendationer för organiska ämnen i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat	19
5.1	Metodik och urval av ämnen.....	19
5.2	Indata för beräkning av branschrekommendationerna.....	19
5.2.1	Sam­mansättning av jordarna.....	19
5.2.2	Densitet.....	19
5.2.3	Halt organiskt kol.....	19
5.2.4	Upptag i växter.....	20
5.2.5	Exponeringsparametrar.....	21
5.3	Bakgrundshalter av aktuella ämnen i Sverige.....	22
5.3.1	PCB.....	22
5.3.2	PAH.....	23
6	Branschrekommendationer	24
6.1	Beräknade haltnivåer.....	24
7	Referenser	25

Bilagor

- 1 Ämnen påträffade i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.
- 2 Litteraturgenomgång av växtupptag av PCB.
- 3 Uttagsrapporter från beräkningsmodellen för riktvärden

1 Inledning

1.1 Beställare

På uppdrag av branschföreningen Svensk Torv har Kemakta Konsult tagit fram branschrekommendationer för föroreningar i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.

1.2 Bakgrund

Jordförbättringsmedel och odlingssubstrat framställs av olika material som i vissa fall kan innehålla organiska föroreningar. Det underlag som tagits fram för EU:s Ecolabel visar att det kan förekomma halter av bland annat tjärämnen (PAH), PCB och dioxin. Analyser på produkter från svenska tillverkare visar att spår av andra ämnen också kan förekomma. I vissa fall rör det sig om ämnen som tidigare använts i stor omfattning i samhället och därigenom fått en omfattande spridning. Numera är användningen av dessa ämnen kraftigt reglerad eller förbjuden, men fortfarande kan rester påträffas i mark, vatten, sediment och biologiskt material.

En rad olika riktvärden och gränsvärden finns tillgängliga i Sverige och inom EU för att utvärdera halter i mark samt i produkter som används för jordförbättring såsom kompost och slam från avloppsrening. Dessa riktvärden är framtagna av olika organisationer och i olika syften och olika antaganden. Detta innebär att riktvärdena för samma ämne kan skilja sig mellan olika källor. Beroende på syftet och de antagandena som gjorts är inte alltid dessa riktvärden tillämpbara för att bedöma de risker som kan uppkomma vid användning av jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.

Branschföreningen Svensk Torv har därför identifierat ett behov av att ta fram branschrekommendationer för föroreningar i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat. Som en del av dessa rekommendationer ingår riktvärden för organiska föroreningar.

1.3 Omfattning och läsanvisning

I kapitel 2 redovisas översiktligt vilka ämnen som har påträffats i olika jordförbättringsmedel och odlingssubstrat samt en kortfattad beskrivning ges av dessa ämnens ursprung och egenskaper. Kapitel 3 beskriver bedömningsgrunder som används i Sverige för föroreningar i jordar och anläggningsmassor samt vilka svårigheter som uppkommer när dessa används för bedömning av jordförbättringsmedel och odlingssubstrat. I kapitel 4 beskrivs och jämförs olika svenska och internationella riktvärden för såväl tungmetaller som organiska föroreningar.

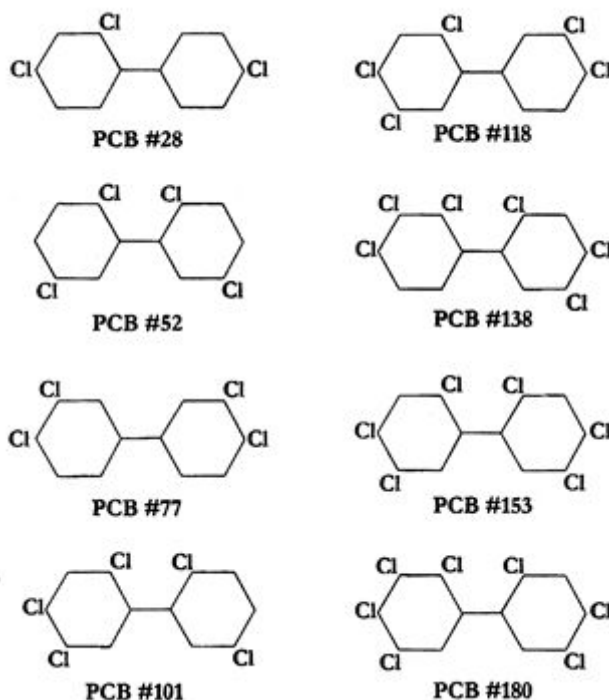
Kapitel 5 redovisar den metod och de data som använts för att ta fram branschrekommendationer för halter av organiska föroreningar i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat. De framtagna värdena presenteras i kapitel 6 och en diskussion redovisas om hur dessa förhåller sig till bakgrundshalter och vad man bör tänka på i samband med analyser.

2 Organiska föroreningar i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat

Jordförbättringsmedel och odlingssubstrat framställs av olika material som i vissa fall kan innehålla organiska föroreningar. Det underlag som tagits fram för EU:s Ecolabel visar att det i de material som produceras i Europa kan förekomma halter av bland annat PAH, PCP, dioxin (EC JRC, 2014a). Analyser på produkter från svenska tillverkare visar att spår av andra ämnen också kan förekomma. Som underlag till detta projekt har dessa kompletteras med analyser av organiska ämnen på produkter från olika svenska tillverkare. En sammanställning har gjorts av analyserna och baserat på det har ett urval gjorts av ämnen som bör ingå i branschrekommendationerna.

2.1 PCB

PCB är ett samlingsnamn för en grupp av klorerade organiska ämnen som tidigare användes i stor omfattning i transformatorer och annan elektrisk utrustning, färger, fogmassa, plast mm. En PCB-molekyl består av två sammanlänkande ringar av kolatomer som har mellan ett och tio kloratomer kopplade till sig, se figur 2-1.



Figur 2-1 Exempel på vanligt förekommande PCB-föreningar. Dessa identifieras ofta med det angivna numret.

Den PCB som förr användes bestod av blandningar av olika PCB-föreningar med varierande antal kloratomer. I vissa tillämpningar användes blandningar med PCB med ett litet antal kloratomer och i andra sammanhang blandningar av föreningar med många kloratomer. När ämnets farliga egenskaper uppmärksammades på 1970-talet så förbjöds användningen. Eftersom stora mängder av ämnet har använts och ämnet bryts ned mycket långsamt kan PCB påträffas i miljön än idag. PCB avgår också från källor där det finns kvar och sprids i luften för att ramla ned på andra ställen. I Europa ligger bakgrundshalten total PCB i jord i medeltal på 0,0075 mg/kg TS (Li et al. 2010), men kan på många ställen vara högre (se avsnitt 5.4).

PCB förekommer i olika typer av kompost och halter upp till 0,046 mg/kg TS rapporteras i en sammanställning ha påträffats i prover på biologiskt avfall och avloppsslam från olika anläggningar i Europa (EC JRC 2014b).

PCB bryts ned långsamt och ansamlas i fett som finns i växter och djur. Därför påverkas rovdjur högt upp i näringskedjan mest såsom sälar och havsörnar. De olika föreningarna som ingår i gruppen PCB har olika giftighet, generellt så är de som har många kloratomer giftigare. Vissa av föreningarna har en giftighet som liknar den för dioxiner, ett mycket giftigt ämne.

PCB-analyser omfattar oftast sju indikatorföreningar med tre till sju kloratomer och benämns PCB-7¹. Dessa utgör mellan 10 och 30 procent av det totala PCB-innehållet i de kommersiella blandningar som använts. Ofta är man intresserad av att analysera mycket låga halter av PCB. Därför kan det krävas analyser med mycket låga rapporteringsgränser.

Totalt har 113 analyser med låga rapporteringsgränser för PCB-7 i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat sammanställts. PCB-7 har kunnat detekteras i samtliga prov utom 3 i halter varierande mellan 0,0009 till 0,055 mg/kg TS med ett medelvärde på 0,0084 mg/kg TS. Den PCB-förening som har tre kloratomer (PCB 28) dominerar i flertalet av proverna.

2.2 Ämnen som förekommer i oljeprodukter

I samtliga 16 prov som genomgått en bredare analys detekteras tyngre alifatiska kolväten i halter från 25 till 480 mg/kg TS, medelvärde 114 mg/kg TS. Låga halter av dessa ämnen kan påträffas naturligt i material med högt organiskt innehåll och behöver inte innebära någon förorening. I 4 prov påträffas även spår av de aromatiska ämnena toluen och xylen i mycket låga halter, långt under 1 mg/kg. Detta kan tyda på en viss påverkan från någon oljeprodukt. Halterna saknar dock praktisk betydelse ur ett hälso- eller miljöperspektiv.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) som finns i tyngre oljor och i tjära har påträffats i samtliga samlingsprov. Summahalten av de 16 PAH-föreningar som analyserats ligger mellan 0,075 och 3 mg/kg TS med ett medelvärde på 0,65 mg/kg TS. Låga halter PAH finns som en bakgrund i alla typer av ytjord, dels på grund av ett storskaligt nedfall från atmosfären men även som en lokal belastning i tätorter. De halter som uppmätts i trädgårdsjorden är något högre än vad som förekommer som en bakgrundshalt i jordbruksmark, men är i nivå med halter som påträffas som en diffus bakgrund i tätorter, se avsnitt 5.4.

2.3 Fenol och kresoler

Fenol och kresoler förekommer naturligt i olika träprodukter och torv. I de prover som analyserats har låga halter påträffats. Högsta uppmätta värdet av summa fenol och kresoler är 0,8 mg/kg TS, vilket är under riktvärdet för känslig markanvändning (1,5 mg/kg TS). Ämnena bedöms inte kunna utgöra någon risk för hälsa eller miljö.

2.4 Dioxiner

Dioxiner kan oavsiktligt bildas när kolhaltiga material upphettas tillsammans med klor, exempelvis vid förbränning av klorhaltigt avfall. Tidigare bildades också stora mängder

¹ PCB-7 omfattar föreningarna PCB28, PCB52, PCB101, PCB118, PCB138, PCB153 och PCB180.

dioxin vid framställning av klorgas och klorerade bekämpningsmedel. Eftersom dioxiner bryts ned mycket långsamt så finns på samma sätt som för PCB en bakgrundshalt av dioxiner framförallt på grund av nedfall från luften.

Det som kallas för dioxin är summan av en rad olika polyklorerade dibensodioxiner och dibensofuraner. De olika föreningarna har olika giftighet, men räknas om till en halt som ger motsvarande effekt som den mest giftiga dioxinföreningen (PCDD/F TEQ enligt WHO 2005). Eftersom dioxin mäts i mycket låga nivåer anges halten i enheten nanogram per kg torrs substans². För att markera att det är den viktade summan som anges skrivs detta som ng TEQ/kg TS.

Dioxiner förekommer i olika typer av kompost och halter upp till 15 ng TEQ/kg TS i prov på biologiskt avfall och avloppsslam från olika anläggningar i Europa (EC JRC 2014b).

I jordförbättringsmedel och odlingssubstrat från svenska tillverkare har dioxiner uppmätts i halter på ca 2 – 13 ng TEQ/kg TS. Detta är lägre än riktvärdet för känslig markanvändning (20 ng TEQ/kg TS) och i nivå med bakgrundshalter som mätts upp i Sverige (upp till 5 ng TEQ/kg TS). Halten av dioxin i trädgårdsjorden medför därför inte några ökade hälso- eller miljörisker.

2.5 Cyanid

I de fyra samlingsproverna påträffas total cyanid i halten 3 till 12 mg/kg TS. Detta är lägre än riktvärdet för känslig markanvändning (30 mg/kg TS). Riktvärdet styrs av risken för påverkan på markmiljön, det värde som kan ge risk för hälsoeffekter är väsentligt högre. Halten lättillgänglig cyanid är lägre än rapporteringsgränsen, ca 3 mg/kg TS.

2.6 Ämnen som inte detekterats

Förutom de ämnen som nämns ovan har en rad ämnen/ämnesgrupper analyserats, men inga halter över rapporteringsgränsen har påträffats i något prov. Dessa är:

- Kvicksilver (rapporteringsgräns ca 0,05 mg/kg TS)
- Klorerade alifatiska kolväten (totalt 35 ämnen, rapporteringsgräns för enskilt ämne 0,005 mg/kg TS)
- Klorfenoler (totalt 18 ämnen, rapporteringsgräns för enskilt ämne 0,005 mg/kg TS)
- Klorbensener (totalt 11 ämnen, rapporteringsgräns för enskilt ämne 0,01 mg/kg TS)
- MTBE (rapporteringsgräns 0,08 mg/kg TS)
- Hexaklorbutadien HBCD (rapporteringsgräns 0,005 mg/kg TS)

I bilaga 1 ges en fullständig lista på vilka ämnen som analyserats.

2.7 Korrelation mellan ämnen

En statistisk analys har genomförts för att utreda om det finns någon korrelation mellan de analyserade föroreningarna. Denna analys visar på en signifikant korrelation mellan flertalet metaller, framförallt arsenik, bly, barium och zink. Men i viss utsträckning även med koppar och nickel. Däremot ses ingen korrelation mellan de organiska ämnena som detekterats (PAH, PCB, alifater >C16-C35 och dioxin).

² 1 nanogram är en miljarddels gram.

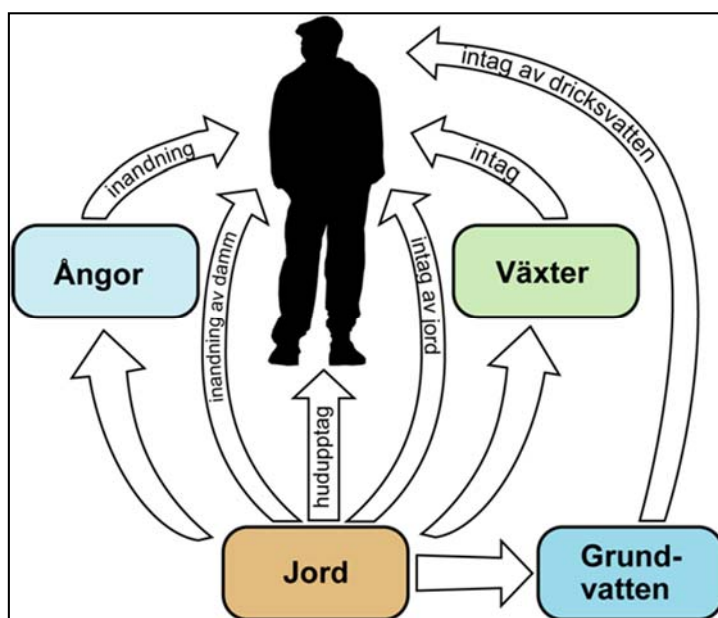
3 Bedömning av föroreningshalter i jordar och avfall som används för anläggningsarbeten

3.1 Riktvärden för förorenad mark

Naturvårdsverket har tagit fram riktvärden för förorenad jord (Naturvårdsverket 2009). Syftet med riktvärdena är att enkelt kunna utvärdera kemiska analyser för att avgöra om en jord är förorenad eller inte. Nivån är satt så att om föroreningshalten i marken ligger under riktvärdena så är risken för negativa effekter på människor och miljö liten. Människor som vistas på ett förorenat område kommer att exponeras i olika omfattning beroende på hur de kommer i kontakt med jorden. De kan också vara olika känsliga för föroreningar. Riktvärdena har därför beräknats med säkerhetsmarginaler för att ta hänsyn till detta, exempelvis små barn som kommer i mycket kontakt med jord. Eftersom det finns dessa säkerhetsmarginaler så innebär halter över riktvärdena på ett område inte nödvändigtvis att det finns en hälsorisk. Riktvärdena anger vägledande halter, inte gränsvärden, som är avsedda för att bedöma riskerna från mark på förorenade områden (se avsnitt 3.1.1 och 3.1.2).

Vilka risker tas hänsyn till?

Riktvärden tar hänsyn till hälsorisker för människor som på olika sätt kommer i kontakt med föroreningarna i jorden (se figur 3-1), påverkan på markens ekologiska funktion samt risken att grundvatten eller ytvatten kan påverkas av föroreningar i marken. För vissa föroreningar (bland annat PCB, dioxiner och tunga PAH-föreningar) är det riskerna för hälsa som är störst, medan det för andra dominerar risken att markmiljön påverkas. I vissa fall är riskerna för påverkan av grundvatten och ytvatten som bestämmer nivån på riktvärdet.



Figur 3-1 Exponeringsvägar som Naturvårdsverkets riktvärdesmodell tar hänsyn till vid beräkning av hälsorisker.

Olika typer av markanvändning

En viktig del när man tar fram riktvärden är den markanvändning som förväntas på området. Markanvändningen styr de aktiviteter som förekommer och därmed vilka

grupper som exponeras och i vilken omfattning detta kan ske. Riktvärdena har tagits fram för två typer av markanvändning:

- Känslig markanvändning (KM), mark för bostadsområden, förskolor, skolor, odlingar, mm.
- Mindre känslig markanvändning (MKM), mark för affärsområden, kontorsområden, industri, vägar, mm.

Vid känslig markanvändning antas barn och vuxna vistas hela sin tid på området och komma i nära kontakt med jorden. Höga krav ställs på skydd av markmiljön samt på att grundvattnet inte ska påverkas. Vid mindre känslig markanvändning antas en kortare vistelsetid och ett lägre skydd för markmiljön.

3.1.1 Användning av riktvärden för förorenad mark

I dokumentationen till Naturvårdsverkets riktvärden framgår att de inte ska användas som en nivå upp till vilken det är acceptabelt att förorena. Vidare anges att de inte tagits fram i syfte att användas som kriterier för återanvändning av avfall utan för detta har särskilda värden tagits fram, se avsnitt 3.2.

Riktvärdena ska således användas på befintlig mark där förorening kan misstänkas finnas och det kan vara aktuellt att genomföra efterbehandlingsåtgärder. De är alltså inte tänkta att användas för att bedöma föroreningshalter i jord som tillförs marken (Naturvårdsverket 2009). Eftersom riktvärdena för förorenad mark finns för ett relativt stort antal föroreningar och eftersom de på ett systematiskt sätt beaktar risker för människors hälsa, markmiljön och risker för spridning till omgivningen används ofta riktvärdena även för andra ändamål. Detta kan i många sammanhang fungera väl, men det är då viktigt att även ta hänsyn till det speciella syftet med riktvärdena för förorenad mark och de förutsättningar detta innebär.

Exempel på sådana förutsättningar är att riktvärdena för förorenad mark utgår från en halt som finns över större områden och omfattar stora jordvolymer. De beräknade värdena bygger på en yta på 50 gånger 50 m. Riktvärdena ställer höga krav på jorden, i vissa fall ligger de beräknade riktvärdena i nivå med de bakgrundshalter som finns naturligt eller orsakade av storskaligt nedfall från atmosfären. För arsenik är de beräknade riktvärdena till och med mycket under halter som kan förekomma naturligt i jorden. I detta skulle riktvärdena inte vara användbara för att bedöma om jorden var förorenade eller inte. Därför höjs riktvärdet till en nivå som motsvarar bakgrundshalten. För metaller finns många analyser av bakgrundsvärden och riktvärdet har satts till en nivå som bara 10 % av bakgrundsvärdena överstiger. Även för många organiska föroreningar finns en bakgrundshalt på grund av nedfall från atmosfären, men mängden data som finns är mycket mer begränsad än för metaller. Det har därför varit svårt att anpassa riktvärden till en bakgrundshalt för organiska föroreningar. För många föroreningar är halterna i tätortsmiljö väsentligt högre än på landsbygden. Detta kan bero på ett nedfall från lokala utsläpp till luften kring industrier och vägar, men kan också bero på i tätorter har förorenade jordmassor ofta använts som utfyllnad. Naturvårdsverket har inte sett det som motiverat att ta fram högre riktvärden för tätorter för att ta hänsyn till detta vid bedömning av förorenade områden. I många fall kan det dock finnas skäl att ta hänsyn till lokala bakgrundsnivåer.

Riktvärden för förorenad mark tar inte heller någon hänsyn till positiva effekter som uppstår på grund av att material återanvänds och kan ersätta andra material som används för gödning eller jordförbättring.

De generella riktvärdena för PCB är framtagna för att jämföras med analyser av PCB-7. Detta har gjorts genom antagandet att dessa sju föreningar utgör 20 % av den totala halten PCB.

3.1.2 Tillämpning av riktvärden för förorenad mark på jordförbättringsmedel och odlingssubstrat

Riktvärdena är framtagna för jord med typiska egenskaper för förorenade områden i Sverige. I flera viktiga avseenden skiljer sig jordförbättringsmedel och odlingssubstrat från en förorenad jord. En viktig skillnad är att mullhalten, dvs. innehållet av organiskt material är mycket högre än i mineraljordar. Detta påverkar kraftigt jordens förmåga att binda organiska ämnen och därmed göra dem svårare att ta upp för växter och även mer svårörliga i marken.

Det höga innehållet av organiskt material gör att jordförbättringsmedel och odlingssubstrat har en väsentligt lägre densitet än en normal jord. Den torra skrymdensiteten hos matjordar är cirka 1 600 kg TS/m³, men för planteringsjordar kan den vara mycket lägre; cirka 500 kg TS/m³ hos träfiberbaserade planteringsjord och cirka 200 kg TS/m³ hos torvbaserade planteringsjordar. Densiteten för olika specialprodukter varierar inom betydligt vidare gränser, beroende på halten av mineralmaterial. Eftersom föroreningshalter räknas utgående från vikt innebär det att mängden förorening i en given volym material blir väsentligt lägre i planteringsjordar och jordförbättringsmedel jämfört med mineraljordar.

De generella riktvärdena är beräknade med förutsättningar anpassade till en yta av det förorenade området på 2500 m². Användning av jordförbättringsmedel eller odlingssubstrat berör normalt mindre ytor och blandas vanligen även upp med redan befintlig jord.

För PCB bygger Naturvårdsverkets riktvärde på en medelsammansättning av de PCB-föreningar som förekommit i kommersiella produkter. Den PCB som påträffats i jordförbättringsmedel har en större tyngdpunkt på lågklorerade PCB-föreningar än den som antas för Naturvårdsverkets värde.

3.2 Återanvändning av avfall i anläggningsarbeten

Naturvårdsverket har tagit fram en handbok för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket 2010a). Denna är tänkt som vägledning för att avfall ska kunna återvinnas på ett miljö- och hälsomässigt säkert sätt, men är inte rättsligt bindande. Handboken redovisar regler och lagstiftning som rör återvinning av avfall samt ger vägledning för hur återvinningsfrågor ska prövas av myndigheter.

Speciellt behandlas frågan när avfall kan anses ha så obetydliga risker för hälsa och miljö att det kan återvinnas utan att det behövs anmälas till den kommunala miljömyndigheten. Detta gäller när användning av avfallet medför en ”mindre än ringa risk” med hänvisning till de regler som fanns i bilagan till Förordningen om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899), numera i Miljöprövningsförordningen (2013:251). Som vägledning anges i handboken nivåer för halt och nivåer för utlakning från avfall som återvinns för anläggningsändamål. Haltnivåer finns för 8 tungmetaller samt för PAH. Nivåer för utlakning finns för de 8 tungmetallerna samt för klorid och sulfat. Dessa nivåer finns framtagna för två typer av användning av massorna: fri användning och användning ovanför tätskiktet vid täckning av en deponi.

3.2.1 Nivåer för fri användning

Nivåerna för fri användning utgår från liknande principer som riktvärdena för förorenad mark. Vissa skillnader finns dock, haltnivåerna tar bara hänsyn till direkt exponering från förorenad mark samt förtäring av växter från området, inte förorening av dricksvatten. Den senare exponeringsvägen tas hand om genom nivån för utlakning. Även det allmänna skyddet för grundvatten och ytvatten täcks in av de nivåer som satts på utlakning. Kravet för skydd av markmiljön är högre än det som tillämpas för riktvärdena för förorenad mark, vilket medför att för vissa ämnen är haltnivåer för fri användning av avfall lägre än riktvärdena, se tabell 3-1.

Om avfallet överskrider nivåer för mindre än ringa risk eller om återvinningen av andra skäl utgör en större miljörisk är det en indikation på att verksamheten ska anmälas eller tillståndsprövas. Bedömningar av vad som är mindre än ringa risk behöver dock göras i varje enskilt fall eftersom förutsättningarna ser olika ut på varje plats där avfall återvinns för anläggningsändamål. Den som tänker använda avfallet har ansvaret för att göra denna bedömning.

Handboken är i första hand inriktad på användning av avfall för vägar och järnvägar, bullervallar, parkeringsytor och deponitäckning. I handboken anges att avfall som används för att tillföra näringsämnen till jordbruksmark (slam, kompostjord) eller skogsmark (aska) inte anses vara anläggningsändamål och därför inte omfattas av handboken. Därför är denna handbok inte tillämplig för användning av jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.

Tabell 3-1 Sammanställning av värden för föroreningshalter i förorenad mark, avfall för anläggningsändamål, kompost, avloppsslam, jordförbättringsmedel, mm. Samtliga halter i mg/kg TS utom dioxin som anges i ng TEQ/kg TS.

Material	Sverige								EU			UK	
	Förorenad mark		Avfall	Kompost	Avloppsslam för jordbruksändamål			Jordförbättringsmedel, odlingsmedia, komposttäckning		Bionedbrytbart avfall	Kompost	Odlingsmedia	
	Riktvärde KM	Riktvärde MKM	Fri användning	Certifiering	Gränsvärde	Rekommendation	Generellt krav	Förslag gränsvärde	Förslag gränsvärde	Förslag End-of-Waste	Gränsvärde	Målvärde	
Referens	NV 2009	NV 2009	Handbok 2010:1	SPCR 152, SP 2014a	SFS (1998:944)	NV 2010b	NV 4418	EC JRC 2014b	EC JRC 2013	EC JRC 2014a	WRAP 2010, BSI 2010	WRAP, 2011	
Antimon	Sb	12	30										
Arsenik	As	10	25	10				10					
Kadmium	Cd	0,5	15	0,2	1	2	1,3	1		1,5	1,5	0,5	
Krom (tot)	Cr	80	150	40	100	100	100	75		100	100	50	
Koppar	Cu	80	200	40	600	600	600	100		200	200	50	
Kvicksilver	Hg	0,25	2,5	0,1	1	2,5	1	0,75		1	1	0,5	
Nickel	Ni	40	120	35	50	50	50	30		50	50	50	
Bly	Pb	50	400	20	100	100	100	100		120	200	50	
Zink	Zn	250	500	120	800	800	800	300		600	400	150	
Fluor	F							200					
Molybden	Mo	40	100					2					
Selen	Se							1,5					
Silver	Ag						8						
PAH-16							3	6	6				
PAH-L		3	15	0,6									
PAH-M		3	20	2									
PAH-H		1	10	0,5									
PCB-7		0,008	0,2				0,4		0,2				
Dioxin									30 ng TEQ/kg				

4 Jämförelse mellan olika svenska och internationella riktvärden för tungmetaller och organiska föreningar

En rad olika regler finns framtagna för jordar med tillsatts av komposterat biologiskt material. I detta sammanhang exkluderas vanligen jordar med inblandning av avloppsslam, där speciella regler gäller. I vissa sammanhang används dock regler för slam även för komposterat biologiskt avfall.

För jordförbättringsmedel finns olika frivilliga system för att certifiera produkter som miljövänliga. Dessa system innehåller en mängd olika krav på ursprung för råmaterial, hantering av material, eventuell behandling och kontroll. I många fall finns gränsvärden för vissa föroreningar som anger vilka halter av som får finnas i det färdiga materialet.

4.1 Sverige

4.1.1 Certifiering av kompost och biogödsel

I Sverige har SP tagit fram certifieringsregler för kompost – SPCR 152 (SP 2014a). Dessa omfattar kompost baserad på rena källsorterade biologiskt lättnedbrytbara substrat. Däremot ingår inte kompost tillverkad av slam från avloppsreningsverk, latrin eller slam från enskilda brunnar. Reglerna ställer krav på: ingående substrat, leverantörer, insamling och transport, mottagning, behandlingsprocess, slutprodukt samt dokumentation och anvisningar.

I certifieringsreglerna ingår riktvärden för halter i slutprodukten för 7 tungmetaller (bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink). Riktvärdena följer de riktvärden som finns för EU Ecolabel (se nedan), förutom för koppar och zink där anges att samma värden används som för avloppsslam som får spridas på åkermark (SNFS 1994:2). Det senare är dock lite oklart eftersom det i SNFS 1994:2 bara anges gränsvärden för den årliga mängd metaller som får tillföras åkermark med avloppsslam och inte halter i slammet. Motsvarande halter finns dock i förordning SFS 1998:944 gällande gränser för halter i avloppsslam för jordbruksändamål som får överlätas. Inga gränser finns angivna för organiska föroreningar.

Liknande certifieringsregler finns också för biogödsel – SPCR 120 (SP 2014b). Dessa regler gäller rötresten och är främst skrivna för biogasanläggningar, men kan även vara tillämpliga på våtkomposteringsanläggningar. Riktvärdena som anges för innehåll av tungmetaller är de samma som för kompost.

4.1.2 Regler för slam användning

Användningen av slam i jordbruket inom EU regleras av slamdirektivet (86/278/EEC). Slamdirektivet är infört i svensk lagstiftning genom Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter. Förordningen innehåller gränsvärden för metaller i avloppsslam som avses användas inom jordbruket (se tabell 3-1). Förutom dessa regler finns också regler för hur stora mängder som årligen får tillföras en yta (SNFS 1994:2).

I en överenskommelse mellan Naturvårdsverket, Lantbrukarnas Riksförbund och Svenskt Vatten togs riktvärden fram för halter av ett antal organiska föreningar i slam som inte bör överskridas vid användning inom jordbruket (Naturvårdsverket 1995).

Naturvårdsverket lämnade 2010 ett förslag till regeringen om en aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp och en ny förordning där reviderade halter av vissa metaller samt även föreslagit att ett gränsvärde för silver tas fram (Naturvårdsverket 2010b). Dessa har dock ännu inte införts i lagstiftningen.

4.2 Arbete inom EU

År 2004 gjorde EU en sammanställning av lagstiftning och andra frivilliga standarder som då fanns inom EU när det gällde för olika typer av avfall som används för jordförbättring och gödning (EU 2004). Där redovisas gränsvärden och riktvärden från 17 EU-länder samt två gemensamma för EU. För många länder redovisas flera regelsystem för olika typer av material eller för olika typer av kvalitetsklasser. Gränsvärden finns framförallt för tungmetaller, men i vissa fall också organiska föroreningar. Sammanställningen tar upp regler för olika typer av kompostmaterial såsom avloppsslam, matavfall och annat organiskt material. Eftersom sammanställningen är några år gammal så har rikt- och gränsvärdena i många fall kommit att ändras sedan rapporten skrevs. En uppdaterad sammanställning av olika europeiska standarder har tagits fram i arbetet med att ta fram kriterier för en europeisk miljömärkning (EC JRC 2014a).

4.2.1 EUs Ecolabel Criteria

EU Ecolabel är ett gemensamt miljömärke för EU. Tidigare kallades det för ”EU-blomman” efter den symbol som används. Kriterier för EU Ecolabel finns för jordförbättringsmedel och odlingsmedia. Arbetet att ta fram kriterier för EU Ecolabel är kopplat till arbetet med att ta fram kriterier för när biologiskt nedbrytbart avfall ska anses upphöra vara avfall, så kallade End-of-Waste criteria (EC JRC 2014a). För EU Ecolabel finns en lista över typer av organiska material som kan utgöra beståndsdelar i jordförbättringsmedel och odlingsmedia. Flera typer av slam, exempelvis fiberslam från pappersindustri, avloppsslam samt den organiska fraktionen av hushållsavfall, är inte tillåtna som organiska material enligt förslaget till Ecolabel kriterier (EC JRC 2014b).

För närvarande pågår en revision av reglerna där man även planerar att ta fram kriterier för ”mulch”(kompost för täckning av jordytor) (EC JRC 2014b). Totalt finns 14 olika kriterier uppsatta, men alla dessa tillämpas inte för samtliga typer av produkter. Ett av kriterierna berör innehållet av farliga ämnen. Haltgränser finns för 7 tungmetaller (kadmium, krom, koppar, kvicksilver, nickel, bly och zink). De reviderade värden som föreslås innebär en skärpning av halterna för krom, kvicksilver och nickel. Samma värden används för jordförbättringsmedel och odlingsmedia, men för jordförbättringsmedel gäller värdena halten i slutprodukten och för odlingsmedia halten i organiska material som ingår. Förutom dessa 7 tungmetaller finns värden för ytterligare fyra ämnen (arsenik, fluor, molybden och selen) som gäller för organiska komponenter som kommer från industriprocesser. Som exempel på sådana processer nämns risskal, jordnötsskal, eller slam från livsmedelsindustri. I tabell 3-1 redovisas de föreslagna nya gränser för tungmetaller.

I det nya förslaget ingår även gränser för vissa svårnedbrytbara organiska ämnen. För PAH, räknat som summa av 16 stycken PAH-föreningar, föreslås en gräns på 6 mg/kg TS. Förslag har också lagts på att ta fram gränser för bland annat PCB och dioxin (EC JRC 2013). De föreslagna halterna var 0,2 mg/kg TS för PCB-7 och 30 ng I-TEQ/kg för dioxin. Undersökningar visar att mätbara halter förekommer i alla olika typer av kompostavfall i varierande nivåer (EC JRC 2014a). Diskussioner har förts om problemet kan åtgärdas genom att ta bort besvärliga typer av avfall eller om en testning av

materialet krävs. I det senaste förslaget ingår bara testning av PAH-16 som en indikator på förekomst av andra organiska föroreningar (EC JRC 2014b).

4.2.2 End-of-waste kriterier

EUs ramdirektiv om avfall (2008/98/EC) innehåller ett system för definition av kriterier som avfall måste uppfylla för att kunna upphöra att vara avfall och klassificeras som en produkt (End-of-waste-kriterier). Kriterier har tagits fram även för avfall som kan brytas ned biologiskt, exempelvis kompost av olika slag, samt MSW (municipal solid waste = hushållsavfall) (EC JRC, 2014b).

Halterna av metaller och ett antal organiska ämnen i ingående avfallsströmmar samt i kompost har sammanställts utifrån data från olika europeiska länder. End-of-waste kriterier föreslogs, delvis med hänsyn till de sammanställda uppgifterna. För organiska ämnen det finns endast ett förslag för PAH-föreningar, på 6 mg/kg TS. Detta är till skillnad från tidigare granskningsversioner av förslaget, där gränsvärden även föreslogs för dioxiner (30 ng TEQ/kg) och PCB-7 (0,2 mg/kg).

I rapporten gjordes även en sammanställning av gränsvärden för organiska ämnen i kompost eller liknande material i Europeiska länder. Gränsvärden för PAH-föreningar låg mellan 3 och 10 mg/TS, men olika länder analyserar olika PAH-föreningar (summa 3, 6, 10, 11 eller 16 stycken). För PCB ligger haltgränserna på mellan 0,08 och 0,8 mg/kg TS (PCB₆ eller PCB₇ analyseras). För dioxiner är haltgränsen 20 ng TEQ/kg TS i tre länder och 100 ngTEQ/kg TS i ett land.

4.2.3 Förslag på gödsel förordning (fertilizer regulation)

I samband med översyn av EUs gödselmedelsförordning har man föreslagit att även jordförbättringsmedel och odlingssubstrat ska inkorporeras i kommande förordning. EU arbetar med framtagning av säkerhetsbestämmelser för de ingående produktgrupperna. Vid ett möte 2012 redovisade följande gränser för organiska ämnen i gödningsmedel (förslag från arbetsgrupp 3).

	Föreslagna maximala nivåer
PCBs	0,1 – 0,2 mg/kg TS (summa av 6 kongener – 28, 52, 101, 138, 153, 180)
Dioxin	20 – 30 ng WHO - TEQ/kg TS (toxicitet motsvarande 2,3,7,8-TCDD)
PAH	6 mg/kg TS (summa av 16 föreningar)

Vid ett möte 2014 har dock förslaget modifierats och inkluderar nu endast gränsvärdet för PAH-föreningar (6 mg/kg TS).

4.2.4 CEN/TC 223; Arbetsgrupp 2, Säkerhet. Jordförbättringsmedel och odlingsmedia

Denna grupp har arbetat med kriterier för jordförbättringsmedel och odlingsmedia (CEN, 1999). Försiktighetsmått för matjord togs fram för organiska ämnen där hänsyn togs till den ökade rörligheten av organiska ämnen i jord med höga halter av organiskt material. Förslagen var:

Jord	Haltkriterium (mg/kg TS)		
	PCB 6	Benso(a)pyren	PAH 16
Jord med organiskt material > 8 %	0,1	1	10
Jord med organiskt material < 8 %	0,05	0,3	3
Jord med särskilt höga bakgrundshalter	Tas fram vid behov		

4.3 Storbritannien

4.3.1 Kvalitetskrav för kompost

I Storbritannien har ett detaljerat system tagits fram för kvalitetskontroll av produktion och användning av kompost från källsorterat biologiskt nedbrytbart material (WRAP 2010). Syftet är att ta fram riktlinjer för när ett avfall inte längre ska anses vara ett avfall utan kan användas på marknaden. Vidare ingår att definiera vilka lagliga krav tillverkare och försäljare måste följa för att använda det återanvända materialet. I kvalitetsprotokollet ingår en specificering av vilka typer av avfall som kan användas. Den bygger på EU:s klassificering av avfall (EWC-katalogen). Vidare ingår kvalitetskrav som ställs på den färdiga produkten, samt vilka marknadssegment som produkten kan vara aktuell att användas inom. De olika segment som ingår är landskapsåtgärder, trädgårdsodling och jordbruk.

I kvalitetskraven (BSI PAS 100) ingår bland annat en lista på gränsvärden för halter av föroreningar som inte får överskridas (BSI 2011). Dessa omfattar 7 tungmetaller (kadmium, krom, koppar, bly, kvicksilver, nickel och zink). Inga värden finns angivna för organiska föroreningar. Kvalitetskrav finns också för avfall från rötning av källsorterat material, BSI PAS 110 (BSI 2010). De gränsvärden som där anges för tungmetaller är de samma som för kompost.

4.3.2 Krav för odlingsmedia

Speciella regler finns också framtagna för kompost som används i odlingsmedia inom trädgårdsodling (WRAP 2011). Dessa ansluter till de kvalitetskrav som gäller för PAS 100, men innehåller förutom gränsvärden även målvärden som ligger på en lägre nivå, se tabell 3-1.

5 Branschrekommendationer för organiska ämnen i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat

5.1 Metodik och urval av ämnen

Underlaget till de rekommendationer på halter som tagits fram har beräknats med Naturvårdsverkets modell för riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket 2009). En rad indata till modellen har dock anpassats till de förhållanden som är aktuella vid användning av jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.

Branschrekommendationer har tagits fram för de organiska ämnen som mer allmänt påträffas i olika produkter i Sverige i nivåer som ligger över normala bakgrundshalter i jord. Detta gäller PCB och PAH. På samma sätt som för Naturvårdsverkets riktvärden är värdena anpassade för en jämförelse med analyser av summa sju PCB-föreningar (PCB-7).

I avsnitt 5.2 redovisas vilka förändringar som gjorts i indata till modellen. I bilaga 3 finns uttagsrapporter från modellen.

5.2 Indata för beräkning av branschrekommendationerna

5.2.1 Sammansättning av jordarna

Sammansättningen av olika planteringsjord varierar beroende på råvarornas ursprung och användningsområdet. Planteringsjordar består huvudsakligen av ett organiskt material, exempelvis torv av olika humifieringsgrad eller träfiberkompost, med en liten tillsats av mineralmaterial (exempelvis sand, lera, leca, perlit). Till jorden tillsätts även gödsel och kalk.

5.2.2 Densitet

Densiteten för en planteringsjord i normalfuktigt tillstånd ligger i intervallet 350 – 550 kg/m³, vilket med en fukthalt på ca 50 viktprocent ger en torr bulkdensitet på 175 – 275 kg/m³. Densiteten är mycket beroende av mängden mineralmaterial som tillsätts, vilket innebär att den kan variera inom relativt vida gränser. Huvuddelen av de produkter som säljs hamnar inom detta spann, men en ren torvprodukt har en betydligt lägre densitet och vissa specialprodukter med mycket mineraljord kan ha en högre. För beräkning av värdena används en torr bulkdensitet på 250 kg/m³ och en vattenhalt på 50 viktprocent. Detta motsvarar en volymbaserad vattenhalt på 0,25 dm³ per dm³ totalvolym.

5.2.3 Halt organiskt kol

Innehållet av organiskt material i produkterna ligger vanligen på minst 50 viktprocent. De organiska material som används har ett innehåll av organiskt kol på ca 50 – 55 %, vilket, innebär att halten organiskt kol är minst 25 %.

I förslaget till regler för EU:s Ecolabel för jordförbättringsmedel och odlingssubstrat ska innehållet av organiskt material överstiga 15 % (EC JRC 2014b). Detta motsvarar en halt organiskt kol på ca 9 %. Majoriteten av de produkter som finns på den svenska marknaden har en högre halt organiskt material (mullhalt).

I riktvärdesmodellen förutsätts att organiska ämnens fastläggning är proportionell mot halten organiskt kol i marken. Vid höga halter av organiskt material (mer än 15 – 20

viktprocent) kan avvikelser från det linjära förhållandet uppträda. För beräkningarna av haltnivåerna används därför en halt på organiskt kol i materialet på 20 %.

5.2.4 Upptag i växter

Den exponering människor får från jord kommer till största delen från att äta växter som tagit upp PCB. För att kunna ta fram relevanta haltnivåer är det därför viktigt att kunna beskriva hur PCB tas upp i växter på ett bra sätt.

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell beräknas normalt växtupptaget av organiska ämnen med en särskild delmodell. Den utgår från förorenings kemiska egenskaper, såsom dess benägenhet att fastläggas på organiskt material, vilket beskrivs hur ämnet fördelas i mellan vätskorna oktanol och vatten (fördelningskoefficienten K_{ow}), samt även hur ämnet fördelas mellan luft och vatten. Den delmodell som togs fram baserades på modeller för växtupptag från RIVM (2001), Trapp (2002) och ECB (2003). Modellen beskriver olika processer som upptag i rötterna, omfördelning av föroreningen i plantan, upptag i ångfas på bladytor av förorening som förångas från jorden samt även den utspädning av halten som plantans tillväxt orsakar.

För organiska ämnen som har mycket hög fettlöslighet kan upptaget i växter överskattas av modellen. I Naturvårdsverkets modell valdes därför en växtupptagsfaktor för PCB som baserades på försök där upptag i växter mäts (Trapp et al. 1997) istället för modellberäkningar.

En genomgång av litteraturen har gjorts för att undersöka om nya data har blivit tillgängliga vad gäller upptag av PCB i växter. En redovisning av litteraturgenomgången redovisas i bilaga 2.

Flera studier har observerat att halterna av PCB i en växt är starkt korrelerade med PCB-halten i jorden den växer i. Därför används ofta en upptagsfaktor (BCF) som ger kvoten mellan halten i växten och halten i jorden. De högsta upptagsfaktorerna observerades i växter från jord med låga PCB-halter. Om PCB halter i jord är höga måste mycket PCB tas upp för att uppnå höga BCF-värden. Därför är relationen mellan BCF och halt i jord inte linjär. Däremot har halten i jord en direkt effekt på halten i växten; växter i jord med den högsta PCB-halt hade högre halter i rot och skott än växter i andra jordar.

Upptaget beror på en rad olika faktorer, typen av växt, jordens sammansättning samt varierar även under odlingsperioden. Även antalet kloratomer på PCB-föreningen är av betydelse, där flera försök visar att upptagsfaktorn är lägst för högklorerade PCB och högst för lågklorerade PCB. Vissa växter såsom pumpa och gurkväxter har stor benägenhet att ta upp PCB.

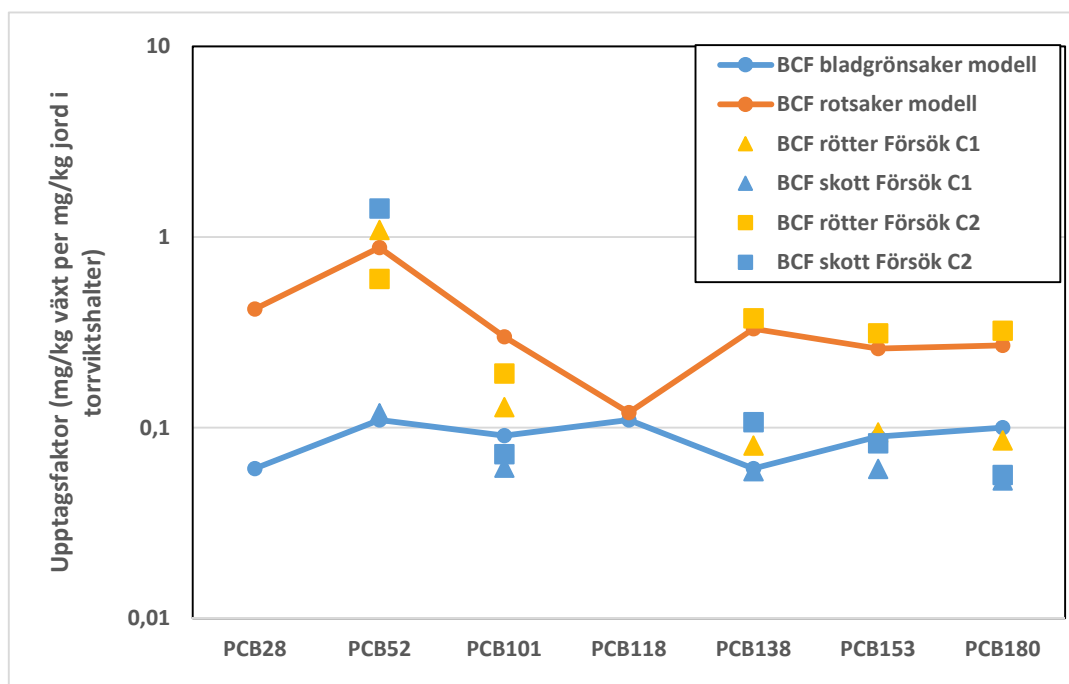
PCB som tas upp återfinns också i olika delar av växten, framförallt kan halterna vara höga i rötterna och då främst i skalet. Stjälkar och blad tar upp PCB genom det flöde som sker uppåt i växten, men även genom att PCB som förångas från markytan kondenserar på bladen eller att jordpartiklar fastnar på bladytorna.

De uppmätta växtupptagsfaktorer som redovisas i litteraturen visar på en stor variation, beroende på typ av växt som studerats, jordens sammansättning, halten av PCB i marken. Många studier härrör från försök att rena jorden med växter (fytoremediering). Då används växter som man vet är effektiva på att ta upp PCB. Dessutom tillsätter man ofta ämnen som ska öka växtens förmåga att ta upp PCB.

De modeller som används för att beskriva upptaget av PCB har utvecklats de senaste åren, främst genom bättre kunskap om de parametrar som används. Trapp (2014) har

använt en modell snarlik den som Naturvårdsverket använder för organiska föroreningar för att simulera försök som gjorts på upptag av PCB i rädisor (Mikes et al. 2009). I försöken har upptaget av 5 olika PCB-föreningar mätts.

Vi har använt resultaten från dessa försök att jämföra med de upptagsfaktorer som beräknas med Naturvårdsverkets modell utifrån ämnenas egenskaper (bland annat Kow-värdet). Jämförelsen visar att en god överensstämmelse kan uppnås med vissa mindre justeringar av de parametrar som används, se figur 51.



Figur 5-1 Uppmätta växtupptagsfaktorer i rädisa efter 56 dagar från Mikes et al. (2009), färgade symboler. Beräknade upptagsfaktorer med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, heldragna linjer.

I de beräkningar som görs har vi därför valt att använda den delmodell som ingår i riktvärdesmodellen. En fördel med detta är att man kan ta hänsyn till vad den högre halten av organiskt material i jordförbättringsmedel och växtsubstrat innebär.

5.2.5 Exponeringsparametrar

De antagande som gäller för beräkning av halt nivåerna för känslig markanvändning har använts som utgångspunkten för beräkningen av den exponering som användning av jordförbättringsmedel och odlingssubstrat kan leda till. Vissa förändringar har dock gjorts när det gäller exponeringstider, vistelse utomhus, jordegenskaper samt områdets storlek. Dessa sammanfattas i tabell 5-1. Exponeringstiden har anpassats till en säsong med användning utomhus i trädgården under 8 månader på ett område med ytan 100 m², vilket motsvarar odling i ett trädgårdsland eller i pallkragar i jord enbart bestående av odlingssubstrat eller jordförbättringsmedel. Odlingen antas ge tillräckligt mycket för att en vuxen ska kunna konsumera 15 kg grönsaker per år och ett barn 9 kg/år.

Tabell 5-1 Indata som ändrats i förhållande till de som används för de generella riktvärdena för känslig markanvändning.

	Bransch-rekommendationer	Generella riktvärden KM	Enhet
Exponeringstid barn - Intag av jord	240	365	dag/år
Exponeringstid vuxna - intag av jord	240	365	dag/år
Exponeringstid barn - inandning av damm	240	365	dag/år
Exponeringstid vuxna - inandning av damm	240	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandning damm	0	1	-
Exponeringstid barn - inandning av ånga	240	365	dag/år
Exponeringstid vuxna - inandning av ånga	240	365	dag/år
Andel inomhusvistelse - inandning ånga	0	1	-
Torrtdensitet	0,25	1,5	kg/dm ³
Halt organiskt kol	0,2	0,02	kg/kg
Vattenhalt	0,25	0,32	dm ³ /dm ³
Andel porluft i materialet	0,5	0,08	dm ³ /dm ³
Storlek på område	100	2500	m ²

5.3 Bakgrundshalter av aktuella ämnen i Sverige

Svårnedbrytbara organiska ämnen förekommer i en bakgrundsnivå i marken på grund av atmosfäriskt nedfall. Även om användningen av dessa ämnen minskat eller upphört i Sverige sker fortfarande ett nedfall på grund av global spridning samt på grund av avgång från kvarvarande källor. Andra källor som bidragit till förhöjda halter i jord är spridning av avloppsslam på åkrar samt mer lokal spridning, exempelvis vittring av PCB från fogar i byggnadsfasader.

5.3.1 PCB

Sammanställning av globala bakgrundshalter visar på högre halter i Europa och Nordamerika än i mer tropiska områden. I Europa uppskattas medelvärdet av bakgrundshalten baserat på 135 analyser till 0,0075 mg/kg TS, med en variation mellan 0,000005 till 0,097 mg/kg TS (Li et al. 2010).

Relativt få mätningar av bakgrundshalten av PCB i svenska jordar har gjorts. I en studie genomförd 1993 mättes halten PCB i 11 olika områden i Skåne både i närheten av tätorter och på landsbygd (Backe et al. 2004). I varje område togs 6 jordprover av de översta 5 cm av jorden inom en yta av 100 m². I samma område togs prov på luft och regnvatten. Proverna analyserades med avseende på 44 olika PCB-föreningar (summa PCB). Medianhalten av summa PCB i delproven från de olika områdena varierade mellan 0,003 och 0,332 mg/kg TS, medelvärde 0,04 mg/kg TS. Backe presenterar även halter för fem av de föreningar som ingår i PCB-7 (28, 101, 138, 153, 180) där medianhalterna varierade mellan 0,0008 och 0,12 mg/kg TS, medelvärde 0,013 mg/kg TS. Den stora variationen kunde till viss del förklaras av skillnader i jordstruktur och halt organiskt material, men även närhet till lokala utsläppskällor och vindförhållanden misstänktes bidra till variationen. De hög- och medelklorerade PCB-föreningarna dominerade i proverna, med en låg halt av PCB 28, medelvärde 0,00014 mg/kg TS.

Provtagning i ett skogsområde öster om Stenungssund (Gårdssjön) uppmättes en halt PCB-7 på 0,018 mg/kg TS i ett samlingsprov från 50 provpunkter (Brorström-Lundén och Lövgren 1998).

I samband med saneringen av PCB i Örserumsviken, Västervik, mättes PCB-halten i en referensstation ca 10 km nordväst om Örserumsviken. Där uppmättes halter av PCB-7 på 0,0007 – 0,011 mg/kg TS (IVL 2001 B1433), med de högsta halterna uppmätta under våren. Sammansättningen motsvarar den som finns i mer högklorerade blandningar av PCB.

Mätningar som gjorts kring Göteborg visar på bakgrundshalter av PCB-7 i mark mellan 0,005 och 0,017 mg/kg TS (IVL 2008). De högsta halterna påträffas i parkmark centralt i Göteborg.

Sammanfattningsvis visar de mätningar som genomförts av PCB-halten som finns som bakgrund i mark på halter som ligger i nivå med eller över det generella riktvärdet för känslig markanvändning på 0,008 mg/kg TS.

I slam från avloppsreningsverk ligger halterna av PCB-7 mellan 0,005 mg/kg TS och 0,4 mg/kg TS, med ett medelvärde på ca 0,06 mg/kg TS (IVL 2014).

5.3.2 PAH

Även för PAH saknas heltäckande undersökningar av bakgrundshalter i mark orsakade av naturliga källor eller diffust atmosfäriskt nedfall. De flesta undersökningar har gjorts i storstäder där belastningen är högre än i andra delar av landet både vad gäller atmosfäriskt nedfall och påverkan från punktkällor (Göteborgs stad 2013, Stockholms stad 2001, Sweco 2002). I de undersökningar som genomförts påträffas allmänt förhöjda halter samt ett mindre antal punkter med markant högre halter. Dessa beror troligen på en direkt förorening och är inta att betrakta som bakgrundshalter.

I storstäderna ligger medianhalten av de tyngsta föreningarna (PAH-H) på ca 0,4 mg/kg TS med en 90-percentil på 0,9 – 1,4 mg/kg TS. De medeltunga föreningarna (PAH-M) förekommer i lite lägre halter (median ca 0,25 mg/kg TS, 90 percentil ca 0,7 – 1,0 mg/kg TS). De lättaste föreningarna (PAH-L) påträffas mycket sällan i bakgrundsprover (halter lägre än 0,1 mg/kg TS).

Antalet prover tagna i landsbygdsområden är inte tillräckligt för att göra en statistisk analys. De analyser som finns indikerar att bakgrundshalterna av PAH-H är i storleksordningen 0,3 – 0,8 mg/kg TS (median och 90-percentil) och motsvarande värden för PAH-M är 0,1 – 0,3 mg/kg (Brorström-Lundén och Lövgren 1998, IVL 2001). Halterna av PAH-L är mycket låga, mindre än 0,03 mg/kg TS.

Undersökningar som gjorts av jordprofilen visar att det är i det organiska toppskiktet som halterna är förhöjda och att de sjunker längre ned i jorden (Gocht et al. 2007).

6 Branschrekommendationer

6.1 Beräknade haltnivåer

De haltnivåer som tagits fram som branschrekommendation för de aktuella ämnen i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat presenteras i tabell 6-1. Som jämförelse anges också de generella riktvärdena för känslig markanvändning samt bakgrundshalten i jord på landsbygden i Sverige.

Tabell 6-1 Branschrekommendation för de aktuella ämnen i jordförbättringsmedel och odlingssubstrat.

Ämne	Enhet	Branschrekommendation	Riktvärde KM	Bakgrundshalt
PCB-7	mg/kg TS	0,02	0,008	<0,01
PAH L	mg/kg TS	3	3	<0,03
PAH M	mg/kg TS	10	3	<0,3
PAH H	mg/kg TS	2,5	1	<0,8

Haltnivån för PCB styrs till övervägande del av den exponering som kan uppkomma genom växtintag (63 %), och till en mindre del på grund av intag av jord och hudkontakt (23 respektive 13 %). Haltnivån ligger nära de högsta bakgrundshalterna som uppmätts i Sverige.

Även för de tyngre PAH-föreningarna (PAH-H) dominerar exponering via växtupptag riktvärdet (34 %), medan intag av jord, hudkontakt och inandning av damm står för 21, 20 respektive 6 %.

För PAH-L och PAH-M är nivån styrd av skyddet för markens funktion. De haltnivåer som innebär ett hälsoskydd ligger väsentligt högre.

De analysmetoder som väljs bör ha en rapporteringsgräns som med god marginal underskrider haltnivåerna. Detta är speciellt viktigt eftersom både PCB och PAH rapporteras som en summa av flera ämnen. Särskilt bör uppmärksammas sättet som används för att rapportera resultat från prover där flera av ämnena finns i halter under rapporteringsgränsen. De olika laboratoriernas rutiner för detta kan skilja sig. I vissa fall räknas endast de föreningar som påträffats över rapporteringsgräns med i summan. I andra fall ingår även de föreningar som ligger under rapporteringsgräns, men då i en antagen halt som motsvarar halva rapporteringsgränsen. Det är därför viktigt att använda analysmetoder med låga rapporteringsgränser för att säkert kunna avgöra om provet har en halt över eller under branschrekommendationen.

7 Referenser

- Backe C, Cousins I T, Larsson P, 2004. PCB in soils and estimated soil–air exchange fluxes of selected PCB congeners in the south of Sweden, *Environ. Poll.*, 128, p 59-72.
- Brorström-Lundén E, Löfgren, C, 1998. Atmospheric Fluxes of Persistent Semivolatile Organic Pollutants to a Forest Ecological System at the Swedish West Coast and Accumulation in Spruce Needles *Environ. Pollution*, 102; 139-149.
- BSI, 2010. PAS 110:2010. Specification for whole digestate, separated liquor and separated fibre derived from the anaerobic digestion of source-segregated biodegradable materials. WRAP & British Standards Institute.
- BSI, 2011. PAS 100:2011. Specification for composted materials, WRAP & British Standards Institute.
- CEN, 1999: STG Teknisk rapport 104. (CEN/CR 13533:1999). Jordförbättringsmedel och odlingssubstrat. Säkerhetsaspekter för människor, miljö och växter. Utgiven av SIS förlag, Stockholm.
- EC JRC, 2013. Revision of European Ecolabel Criteria for Soil Improvers and Growing Media. Technical report and draft criteria proposal. September 2013 JRC Scientific and Policy Reports.
- EC JRC, 2014a. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. Final Report. December 2013 IPTS Sevilla, Spain, JRC Scientific and Policy Reports.
- EC JRC, 2014b. Revision of European Ecolabel Criteria for Soil Improvers and Growing Media. Technical report and draft criteria proposal for the 2nd AHWG meeting. April 2014 JRC Scientific and Policy Reports.
- ECB, 2003. European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part 1. European Chemicals Bureau.
- EU 2004. Heavy metals and organic compounds from wastes used as organic fertilisers, Annex 2. Compost quality definition – legislation and standards, ENV.A.2./ETU/2001/0024.
- Gocht T, Ligouis B, Hinderer M, Grathwohl P, 2007: Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in rural soils based on mass balances at the catchment scale, *Environ. Tox. and Chem.*, Vol 26, No 4, pp 591-600.
- Göteborgs stad (2003): PAH-undersökning av ytjord inom Göteborg, R 2003:10, Göteborgs stad Miljö, Sweco.
- IVL 2001. Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. Del 2: Efter saneringen. IVL B 1705, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- IVL, 2008. Results from the Swedish National Screening programme 2008. Subreport 4: Screening of unintentionally produced organic contaminants. Report B1944, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- IVL, 2014. Screeningdatabasen, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
<http://dvss.ivl.se/registersida.aspx>
- Li Y-F, Harner T, Liu L, Zhang Z, Ren N-Q, Jia H, Ma J, Sverko E, 2010. Polychlorinated Biphenyls in Global Air and Surface Soil: Distributions, Air-Soil Exchange, and Fractionation Effect, *Environ.Sci. Technol.* vol 44, p 2784-2790.

- Mikes O, Cupr P, Trapp S, Klanova, J, 2009. Uptake of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides from soil and air into radishes (*Raphanus sativus*). *Environ. Pollut.* 2009, 157, 488–496.
- Naturvårdsverket, 1995. Användning av avloppsslam i jordbruket. Lantbrukarnas riksförbund (LRF), Naturvårdsverket, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV). Naturvårdsverket rapport 4418.
- Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.
- Naturvårdsverket, 2010a. Handbok återvinning av avfall i anläggningsarbeten, Handbok 2010:1, utgåva 1.
- Naturvårdsverket, 2010b. Uppdatering av "Aktionsplan för återföring av fosfor ur avlopp". Redovisning av regeringsuppdrag 21. 2010-04-07.
- RIVM, 2001. Evaluation of model concepts on human exposure. Proposals for updating the most relevant exposure routes of CSOIL. RIVM report 711701 022. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Nederländerna.
- SFS 1998:944. Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.
- SNFS 1994:2. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket.
- SP 2014a. Certifieringsregler för kompost. SPCR 152. SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, Avfall Sverige.
- SP 2014b. Certifieringsregler för biogödsel. SPCR 120. SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut, Avfall Sverige.
- Sweco (2002): Undersökning av ytjord inom Malmö stad, Sweco VBB VIAK, Malmö.
- Trapp S, 2002. Dynamic root uptake model for neutral lipophilic organics, *Environmental toxicology and chemistry*. Volume 21, No 1, 203–206.
- Trapp S, 2015. Calibration of a Plant Uptake Model with Plant- and Site-Specific Data for Uptake of Chlorinated Organic Compounds into Radish. *Environ Sci & Technol.* 49, 395-402.
- Trapp S, Reiter B, Matthies M, 1997. Examination and further development of soil values for the soil-plant path', Subproject 'Transfer factors soil to plant. Report to the research project for the German Umweltbundesamt UFOplan Nr, 107 02 005, Trapp S, Reiter B, and Matthies M, USF Institute, Tyskland.
- WHO, 2005. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences* 93(2), 223–241.
- WRAP, 2010. Quality protocol. Compost – The quality protocol for the production and use of quality compost from source-segregated biodegradable waste. Environment Agency and WRAP (Waste & Resources Action Programme).
- WRAP, 2011. Guidelines for the Specification of Quality Compost for use in Growing Media. WRAP (Waste & Resources Action Programme).