



Biokolsbehandling av PAH- och metallförorenad jord

Metodik för platsspecifik riskbedömning

Dan Berggren Kleja, Matilda Johansson och Anja Enell

Uppdragsgivare: SGI

2026-02-13

Uppdragsledare:	Anja Enell
Granskare:	Anja Enell
Handläggare:	Dan Berggren Kleja, Matilda Johansson
Diariernr:	2202-0168
Uppdragsnr:	50058 och10064
Totalt antal sidor	94

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Kleja, D.B., Johansson, M och Enell, A. 2026, Biokolsbehandling av PAH- och metallförorenad jord, Metodik för platspecifik riskbedömning, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2026-02-13.

Foto på omslag: Anja Enell, SGI

Förord

Projektet BALANCE, *Behandling av lågförorenad jord med biokol tillverkat av organiskt avfall för hållbar resursanvändning och cirkulär ekonomi*, genomfördes under perioden 15 augusti 2022 till 31 december 2025.

Syftet med projektet var att utveckla mer hållbara och cirkulära metoder för hantering av lågförorenade jordar, vilka annars ofta deponeras. Inom BALANCE undersökte vi möjligheterna att minska riskerna med förorenade jordar och samtidigt förbättra markkvaliteten genom att blanda in biokol. När jorden kan återanvändas i stället för att transporteras till deponi minskas mängden avfall och det skapas förutsättningar för en mer cirkulär resurshantering.

Målet var att möjliggöra en storskalig tillämpning av tekniken genom att utveckla ett ramverk för miljö- och hälsoriskbedömning av biokolsbehandlad jord. Miljöpåverkan och resursanvändning kvantifierades med hjälp av livscykelanalys och cirkularitetsbedömning. Projektet omfattade både långtidsuppföljning av ett fältförsök (5 år) och anläggande av ett pilotförsök för att studera hur biokol kan påverka löslighet, förångning och spridning av föroreningar. Dessa studier har gett ett viktigt kunskapsunderlag för framtida saneringsstrategier och för att på sikt öka användningen av in situ-metoder inom svensk efterbehandling.

BALANCE genomfördes i samverkan mellan Statens geotekniska institut (SGI), Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Örebro universitet (ORU), Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) och Helsingborgs stad. Projektet (P2022-00376) finansierades av deltagande parter och det strategiska innovationsprogrammet RE:Source, med stöd från Vinnova, Energimyndigheten och Formas.

Arbetet var indelat i sex arbetspaket (AP) med följande huvudfokus:

- AP1: Projektledning och samordning (SGI)
- AP2: Långsiktiga effekter av biokolsinblandning på föroreningars rörlighet, biotillgänglighet, toxicitet och markkvalitet (SGI, SLU, ORU, NSR)
- AP3: Biokols påverkan på risken för ånginträngning av flyktiga ämnen (Helsingborgs stad, NSR, SGI)
- AP4: Vägledning och verktyg för bedömning av riskbild och riskreduktion vid biokolsbehandling (SGI)
- AP5: Metoder för att bedöma cirkulär resurspåverkan och miljöpåverkan av biokolsbehandling (SLU, SGI)
- AP6: Kunskapsspridning (SGI)

Projektet hade stöd av en referensgrupp med representanter från följande organisationer: Arnér Consulting, Avfall Sverige, Chalmers, EcoTopic, Innovationsklustret Biokol Sverige, Kemakta Konsult AB, Lektus, Lunds kommun, Länsstyrelsen i Skåne län, Naturvårdsverket, Norrköpings kommun, Nordiczero, Sveriges geologiska undersökning, Stockholm Vatten och Avfall och Structor Miljö AB. Deras synpunkter och erfarenheter har bidragit till att stärka projektets relevans och tillämpbarhet. Författarna av denna rapport vill speciellt tacka Mark Elert, Kemakta Konsult AB, för kloka synpunkter under arbetets gång.

Denna rapport sammanfattar resultat och slutsatser från AP4. För innehållet och slutsatserna ansvarar författarna.

Anja Enell

Uppdragsledare och projektledare för
BALANCE

Anja Enell

Granskare

Innehållsförteckning

Sammanfattning	8
1 Introduktion	10
1.1 Mål	11
1.2 Avgränsningar	11
1.3 Målgrupp	11
2 Effekter av biokol på föroreningars löslighet och biotillgänglighet	11
2.1 PAH.....	12
2.2 Metaller	14
3 Platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg	16
3.1 PAH.....	16
3.2 Metaller	19
4 Analysmetoder	21
4.1 POM-metoden för platsspecifik bestämning av K_{oc} för PAH	21
4.2 Lakteter för platsspecifik bestämning av K_d för metaller	22
5 Exempelberäkningar: platsspecifika riktvärden för PAH.....	25
5.1 Indata	25
5.1.1 Föroreningshalter	25
5.1.2 Övriga jordparametrar	27
5.1.3 K_{oc}	28
5.2 Scenario för beräkning av platsspecifika riktvärden	29
5.3 Bedömning av hälsorisker och risker för spridning av PAH.....	32
5.3.1 Ämnesdata för PAH-L, PAH-M och PAH-H är beroende av sammansättningen.....	32
5.3.2 Lägga in egna data i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg	34
5.3.3 Dokumentation riktvärden.....	35
5.4 Bedömning av risker för markmiljö med PAH-TU-kalkylatorn	36
5.5 Resultat och diskussion.....	37
5.5.1 Platsspecifika ämnesdata för PAH-L, PAH-M och PAH-H.....	37
5.5.2 Hälsorisker	38
5.5.3 Risker för yt- och grundvatten	39
5.5.4 Jämförelse resultat enskilda och grupper	41

5.5.5	Risker för markekosystemet	41
5.5.6	Sammanlagd riskbedömning obehandlad jord	43
5.5.7	Sammanlagd riskbedömning biokolsbehandlad jord	43
6	Exempelberäkningar: platsspecifika riktvärden för metaller	44
6.1	Indata	44
6.2	Scenario för beräkning av platsspecifika riktvärden	46
6.3	Beräkning av platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg	46
6.4	Beräkning av biotillgänglighetskorrigerade riktvärden för skyddet av markmiljön	47
6.5	Resultat och diskussion.....	49
6.5.1	Riktvärden hälsa och spridning	49
6.5.2	Riktvärden för skydd av markmiljön	50
7	Slutsatser och rekommendationer.....	52
	Referenser	54

Bilagor

1. Bilaga – Utdrag från Naturvårdsverkets beräkningsverktyg: bladet Uttagsrapport
2. Bilaga – Utdrag från beräkningsverktyget: bladet Riktvärden
3. Bilaga – Jämförelse mellan riktvärdesberäkning för enskilda PAH och för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H

Sammanfattning

Denna rapport presenterar en metodik för platsspecifik riskbedömning av förorenad jord som behandlats med biokol, med fokus på polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och utvalda tungmetaller. Metodiken är framtagen inom ramen för forskningsprojektet BALANCE och syftar till att ge vägledning för bedömning av riskbild inför och riskreduktion efter biokolsbehandling.

Riskbedömningsmetodiken bygger på Naturvårdsverkets etablerade modell för riskbedömning av förorenad mark och dess Excelbaserade beräkningsverktyg, i kombination med platsspecifika mätningar av föroreningars löslighet och biotillgänglighet. Samtliga skyddsobjekt i riktvärdesmodellen beaktas: människors hälsa, markmiljö, grundvatten och ytvatten.

Eftersom biokolsbehandling inte påverkar totalhalten av föroreningar fokuserar metodiken på förändringar i föroreningarnas rörlighet, biotillgänglighet och, i förekommande fall, flyktighet.

För PAH visar resultaten att tillsats av biokol kan ha en betydande effekt på fördelningen mellan fast fas och porvatten, uttryckt som fördelningskoefficienten mellan organiskt kol och vatten (K_{OC}). Platsspecifika K_{OC} -värden bestämdes med hjälp av POM-metoden, i kombination med analys av PAH-halter i jord och halten totalt organiskt kol (TOC).

Rapporten beskriver hur platsspecifika data för PAH-L, PAH-M och PAH-H kan beräknas utifrån sammansättning av PAH-föroreningen och mätningar av K_{OC} . Ett Excelbaserat verktyg (*Effektiva medelvärden PAH*) har också tagits fram för att underlätta dessa beräkningar. Med hjälp av exempelberäkningar visas arbetsgången för hur platsspecifika riktvärden kan tas fram, och dokumenteras, med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsverktyg.

Beräkningsexemplen i rapporten, vilka är baserade på data från ett femårigt fältförsök i Helsingborg, visar att biokolsbehandling kan motivera väsentligt höjda platsspecifika riktvärden för PAH-L och PAH-M avseende skydd av människors hälsa samt skydd mot spridning till grund- och ytvatten. För PAH-H var effekten på hälsobaserade riktvärden begränsad, eftersom styrande exponeringsvägar i dessa fall utgjordes av intag av jord, hudkontakt och inandning av damm, vilka inte påverkas direkt av K_{OC} i riktvärdesmodellen.

En separat ekologisk riskbedömning med ett Excelbaserat beräkningsprogram (*PAH-TU-kalkylatorn*) indikerade en potentiell risk för markecosystemet i den obehandlade jorden, medan tillsats av biokol reducerade risken till acceptabla nivåer. Resultaten stöds av ekotoxikologiska tester inom projektet, vilka visade förbättrad reproduktion hos dagmask i biokolsbehandlad jord.

För metaller skiljer sig metodiken från den för organiska ämnen. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är det främst metallernas löslighet, uttryckt som fördelningskoefficienten mellan jord och vatten (K_d), som kan justeras platsspecifikt. Lakteter och mätningar i porvatten från fältförsöket visade att tillsats av biokol kan minska lösligheten av vissa metaller, såsom kadmium och nickel. Samtidigt visade

utvärderingen att standardiserade lakteter, där lakvattnet enbart filtreras genom ett 0,45 µm membranfilter, kan överskatta lösligheten för metaller med hög affinitet till kolloidalt järn, exempelvis bly och koppar, om inte ett kompletterande ultrafiltreringssteg används.

Beräkningsexempel med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg visade att biokolsbehandling i regel endast ger en marginell påverkan på platsspecifika riktvärden för koppar, nickel och zink, eftersom skyddet av markmiljön ofta är styrande. För att bedöma effekter på markekosystemet användes det fristående beräkningsverktyget *Threshold calculator for metals in soil*. Genom att skala biokolets metallbindande kapacitet i förhållande till naturligt organiskt material kunde biotillgänglighets-korrigerade riktvärden för skydd av markmiljö beräknas. Resultaten visade att biokolsbehandling endast i begränsad utsträckning höjde de platsspecifika riktvärdena för dessa metaller. Ett fiktivt beräkningsscenario visade på större potential om biokolsbehandlingen också höjer pH i den behandlade jorden.

Sammanfattningsvis visar rapporten att biokolsbehandling kan vara en effektiv metod för att reducera risker i jordar förorenade med opolära organiska ämnen såsom PAH, genom minskad löslighet, spridning och biotillgänglighet. För vanliga tungmetaller är potentialen för riskreduktion mer begränsad, även om positiva effekter kan uppnås för spridningsrisker till grund- och ytvatten samt i vissa fall för markekosystemet. Eftersom biokol är ett samlingsnamn för material med varierande egenskaper rekommenderas att biokolets bindningsförmåga alltid testas tillsammans med den aktuella jorden i labbskala innan en fullskalig åtgärd genomförs.

1 Introduktion

Riskbedömning av förorenad mark utgår idag ofta från totalhalter av föroreningar i marken. För att bedöma effekter av riskreducerande åtgärder som inte avlägsnar föroreningen från platsen, men minskar miljö- och hälsoriskerna genom till exempel fastläggning till en sorbent behöver riskbedömningen fokusera på föroreningarnas rörlighet och biotillgänglighet. Den metodik som presenteras i föreliggande rapport omfattar bedömning av hälso- och miljörisker innan en åtgärd har utförts (behandling med biokol), samt uppföljning av riskminskningen efter behandlingen.

Biokol är ett samlingsnamn för olika kolrika material som produceras genom att biomassa upphettas utan syre, vilket ger ett poröst material med stor yta till vilken både metaller och organiska miljögifter kan fastläggas (Ahmad m.fl., 2014; Beesley m.fl., 2011; Enell m.fl., 2020; Hilber m.fl., 2017). Det är samtidigt viktigt att understryka att biokol inte är ett enhetligt material. Biokolets fysikaliska och kemiska egenskaper påverkas i hög grad av vilken biomassa som används som råvara, vilken pyrolystemperatur som tillämpas samt av den specifika processtekniken. Skillnader i dessa parametrar kan leda till stora variationer i till exempel porstruktur, specifik yta, askhalt, pH, aromatiseringsgrad och förekomst av funktionella grupper (Enell m.fl., 2020). Dessa egenskaper är i sin tur avgörande för biokolets förmåga att binda olika typer av föroreningar, liksom för behandlingens långsiktiga stabilitet i mark. Detta innebär att man inte kan anta att alla biokol ger samma effekt, och att riskbedömning och uppföljning därför måste ta hänsyn till vilket biokol som faktiskt används.

Riskbedömningsmetodiken i föreliggande rapport är baserad på Naturvårdsverkets metodik för riskbedömning av förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009b, 2009a), samt tidigare och pågående arbete inom SGI avseende förbättrade platsspecifika riskbedömningsmetoder för ekologisk riskbedömning (Berggren Kleja & Enell, 2021). Samtliga skyddsobjekt som ingår i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell kommer att beaktas, dvs. människors hälsa, markens ekosystem, grundvatten och ytvatten. Eftersom biokolsbehandling inte förändrar den totala koncentrationen av föroreningar, måste riskminskningen relateras till effekter på föroreningarnas rörlighet, biotillgänglighet och/eller flyktighet, det vill säga den faktiska riskminskningen.

Inom de båda SGI-ledda forskningsprojekten ”Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall” (2018-2020) och ”BALANCE - Behandling av lågförorenad jord med biokol tillverkad av organiskt avfall för hållbar resursanvändning och cirkulär ekonomi” (2022-2025) har information om biokolets effekter på föroreningarnas rörlighet och biotillgänglighet tagits fram.

I denna rapport har vi fokuserat på några utvalda tungmetaller och PAH, för vilka positiva behandlingseffekter konstaterades efter första vegetationssäsongen (Enell m.fl., 2020).

1.1 Mål

Att ta fram ett vägledningsmaterial specifikt inriktat på att bedöma riskbilden och riskreduktionen vid en biokolsbehandling av förorenad jord. Vägledningsmaterialet kommer att underlätta användning av biokol för att minska miljö- och hälsoriskerna med lågförorenad mark.

Vägledningsmaterialet ska vara baserat på idag vedertagna riskbedömningsmetoder, inklusive Naturvårdsverkets Excel-baserade beräkningsverktyg.

1.2 Avgränsningar

Exempelämnen är PAH och tungmetallerna koppar, nickel, bly och zink, och bara skyddsobjekt/exponeringsvägar som ingår i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Vissa exponeringsvägar för människors hälsa som inte undersökts inom projektet BALANCE, och där informationen i övrigt är bristfällig (oralt intag, hudkontakt, inandning damm), behandlas endast översiktligt.

1.3 Målgrupp

Rapporten riktar sig främst till konsulter och andra som utför riskbedömningar för förorenade områden. Även tillsynsmyndigheter och i viss utsträckning beställare kan ha utbyte av rapporten.

2 Effekter av biokol på föroreningars löslighet och biotillgänglighet

Enligt de koncept som riktvärdesmodellen är baserad på är ett flertal exponeringsvägar, direkt eller indirekt, kopplade till föroreningarnas löslighet. I riktvärdesmodellen beskrivs lösligheten som en sorptionsprocess, det vill säga föroreningen fördelar sig mellan porvattnet och den fasta fasens ytor. Vidare antas i riktvärdesmodellen att föroreningen befinner sig i jämvikt mellan vattenfasen och den fasta fasen, samt att koncentrationen av förorening i porvattnet är proportionell mot halten av förorening som sorberats på jordmaterialet. Relationen mellan halten sorberad och löst förorening definieras av fördelningskoefficienten, det så kallade K_d -värdet (l/kg):

$$K_d = \frac{C_s}{C_w}$$

där C_s är halten sorberad förorening (mg/kg_{jord-ts}) och C_w är den lösta koncentrationen i porvattnet (mg/l). Detta är en *linjär sorptionsmodell* där jordmaterialets förmåga att sorbera föroreningar antas vara "oändlig". För en mer ingående beskrivning av metallers geokemi, se Berggren Kleja m.fl. (2006).

Beroende på ämnets och ytornas kemiska och fysikaliska egenskaper kan fastläggningen ske på olika sätt. För många organiska föroreningar har man visat att markens organiska material spelar en avgörande roll som sorbent. Även för metaller spelar organiskt material en viktig roll, men även lermineral och utfällningar av järn- och aluminium(hydr)oxider kan bidra till inbindningen.

Då organiskt material har en avgörande roll i fastläggningen av opolära organiska föroreningar, som exempelvis PAH, brukar K_d -värdena normaliseras gentemot halten organiskt kol (K_{OC}):

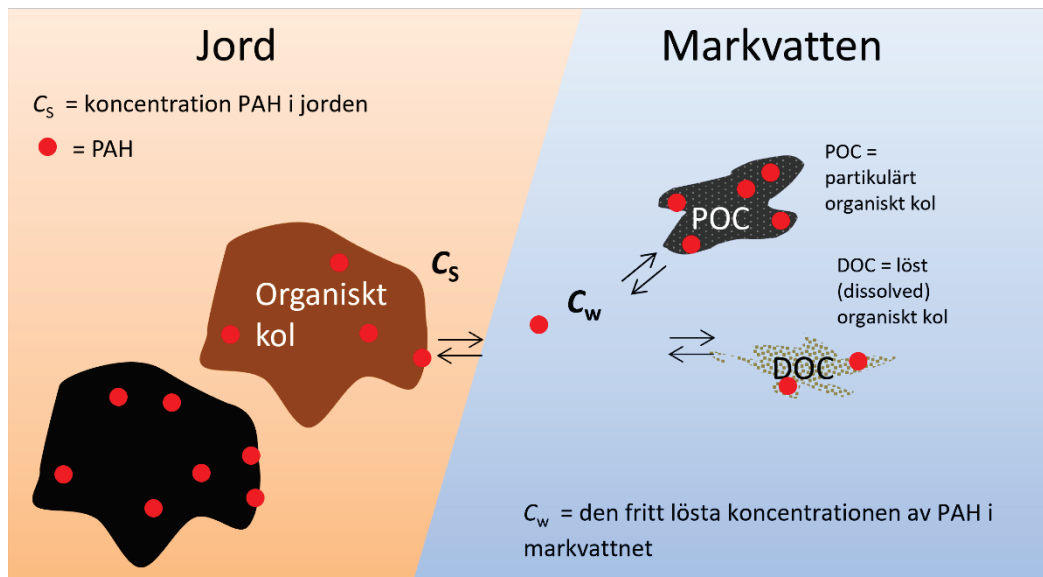
$$K_{OC} = \frac{K_d}{f_{OC}}$$

där f_{OC} är koncentrationen av organiskt kol i jorden (kg organiskt C per kg jord). Enheten på K_{OC} är således *liter per kg organiskt kol*. Vid beräkning av generella riktvärden antas en svensk "standardjord" med 2 % organiskt kol, dvs. $K_d = K_{OC} \times 0,02$.

2.1 PAH

Biokol har potential att fungera som behandlingsteknik för PAH-förorenad jord eftersom biokolet kan fastlägga PAH. När PAH fastläggs till biokolet innebär det att utlakningen från det förorenade området minskar och att PAH blir mindre tillgängligt för mark-ekosystemet och för människors exponering. Fastläggningen illustreras i figur 2.1 nedan. Biokol bidrar till fastläggning av PAH genom att:

- det tillför organiskt material till jorden, vilket innebär att f_{OC} ökar
- biokolet har högre fastläggningsförmåga än det naturliga organiska material som finns i jorden, vilket innebär att K_{OC} ökar.



Figur 2.1. Fördelning av PAH till organiskt kol i jorden i ett mark-vattensystem. Andelen organiskt kol (f_{OC}) utgörs av kol i både naturligt organiskt material och i biokol. K_{OC} anger fördelningskoefficienten mellan organiskt kol och vatten.

Det är inte bara den fritt lösta koncentrationen av PAH som har betydelse för spridningen eftersom PAH också kan spridas bundet till lösta organiska föreningar (mätts som löst organiskt kol, DOC) eller till mobila partiklar av organiskt material (POC).

I det tidigare projektet *Biokol – från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall* anlades ett fältförsök i Helsingborg där förorenade jord behandlades med 3 respektive 6 % biokol (Rijk m.fl., 2024). Biokolet som användes har framställts vid produktion av syngas från träflis (skogsavfall) vid 750 °C (IKB, Innsbruck, Österrike). Det bestod av ett mycket stabilt, aromatiskt kol med mycket låga H/C- och O/C-kvoter, egenskaper som kan kopplas till ett tåligt och långlivat material. Biokolet innehöll också ungefär tio procent mineralaska, hade ett basiskt pH (cirka 8) och en relativt låg katjonbyteskapacitet (CEC), (Tiberg m.fl., 2025).

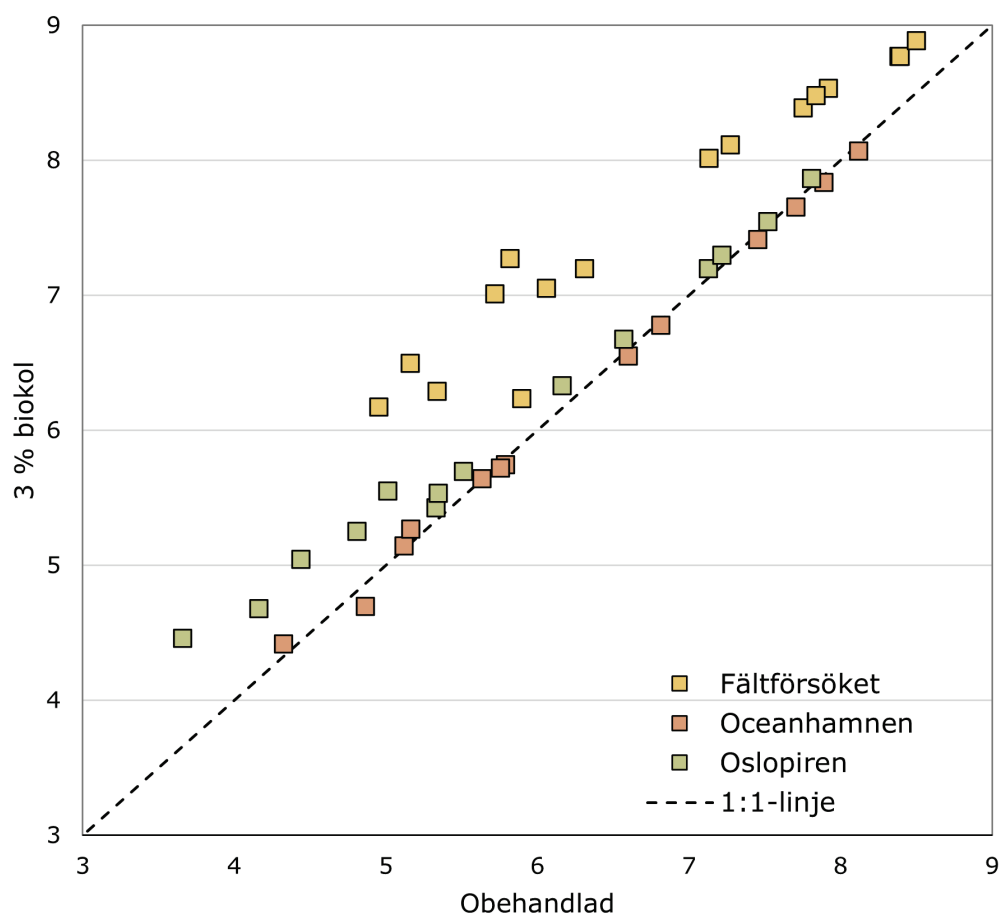
Resultaten visade att tillsats av biokol minskade utlakningen av fritt löst PAH och spridningen av PAH bundet till DOC, eftersom halten DOC minskade (Enell m.fl., 2020). Resultaten visade också på positiva effekter på ekotoxicitet efter behandling med biokol. Reproduktionen av dagmaskar ökade i jord med lågt innehåll av naturligt organiskt material, men effekten var högre vid 3% inblandning jämfört med 6 %, vilket indikerar att biokol kan ha en negativ effekt på dagmask om det blandas in i en mager jord till allt för höga halter.

Inom ramen för BALANCE har behandlingarnas långvariga effekt undersökts genom noggrann uppföljning av fältförsöket och upprepade analyser. Sammanfattningsvis visar resultaten att den positiva effekten av biokol på löslighet av PAH och ekotoxicitet håller över tid (Enell m.fl., 2026).

I BALANCE har också ett pilotförsök utförts för att undersöka om inblandning av biokol kan minska ångavgången av PAH (Sorelius m.fl., 2026). Försöket utfördes två gånger. I det första försöket behandlades en PAH-förorenad jord (Oceanhamnen, Helsingborg) med ett träflisbaserat biokol förbränt vid minst 650 °C (Bara mineraler). Det andra försöket utfördes också på en PAH-förorenad jord (Oslopiren, Helsingborg) och med ett träflisbaserat biokol, men som tillverkats vid en högre temperatur, (750 °C), (Kiplingeberg). Någon effekt på ångavgången kunde inte visas i något av försöken då halterna av PAH i porgas i obehandlad jord i stor utsträckning underskred laboratoriets rapporteringsgränser, men resultaten visade på minskad utlakning av fritt löst PAH för den ena men inte den andra jorden (Sorelius m.fl., 2026).

Sammantaget har alltså tre olika biokol testats på tre olika förorenade jordar inom BALANCE. I figur 2.2 visas effekten på K_{OC} vid inblandning av 3 % av de olika biokolen i de olika jordarna. På y-axeln visas $\log K_{OC}$ i jord med inblandning av biokol och på x-axeln $\log K_{OC}$ i obehandlad jord. Punkter som ligger ovanför 1:1-linjen i diagrammet visar att inblandningen av biokol har höjt K_{OC} i jorden. Det biokol som användes i fältförsöket hade större påverkan på lösligheten av PAH än något av de biokol som användes i pilotförsöket, vilket kan ses genom att de gula prickarna ligger längre från 1:1-linjen. Det biokol som användes med jorden från Oceanhamnen hade ingen påverkan på K_{OC} , prickarna ligger längsmed 1:1-linjen.

Den obehandlade jordens förmåga att binda PAH kan också påverka möjligheten att påverka K_{OC} genom inblandning av biokol. Jorden från Oceanhamnen hade från början större förmåga att binda PAH än jorden från Oslopiren (se avsnitt 4.1 och figur 4.1), vilket kan ha bidragit till att inblandningen av biokol inte påverkade. Dock hade jorden i fältförsöket från början större förmåga att binda PAH än de övriga jordarna (figur 4.1).



Figur 2.2. Log K_{OC} i jord med inblandning av 3 % biokol (tre olika träflisbaserade biokol tillverkade av olika producenter) jämfört med i obehandlad jord. Figuren redovisar medelvärden av tre mätningar. Data från Enell m.fl. (2026) och (Sorelius m.fl., 2026).

Sammantaget visar försöken att olika biokolsprodukter kan ha olika kapacitet att fastlägga PAH samtidigt som platsspecifika förutsättningar också påverka lösligheten av PAH. En viktig lärdom är därför att utföra någon form av förstudie för att undersöka den valda biokolsproduktens platsspecifika effekt innan en fullskalig åtgärd utförs.

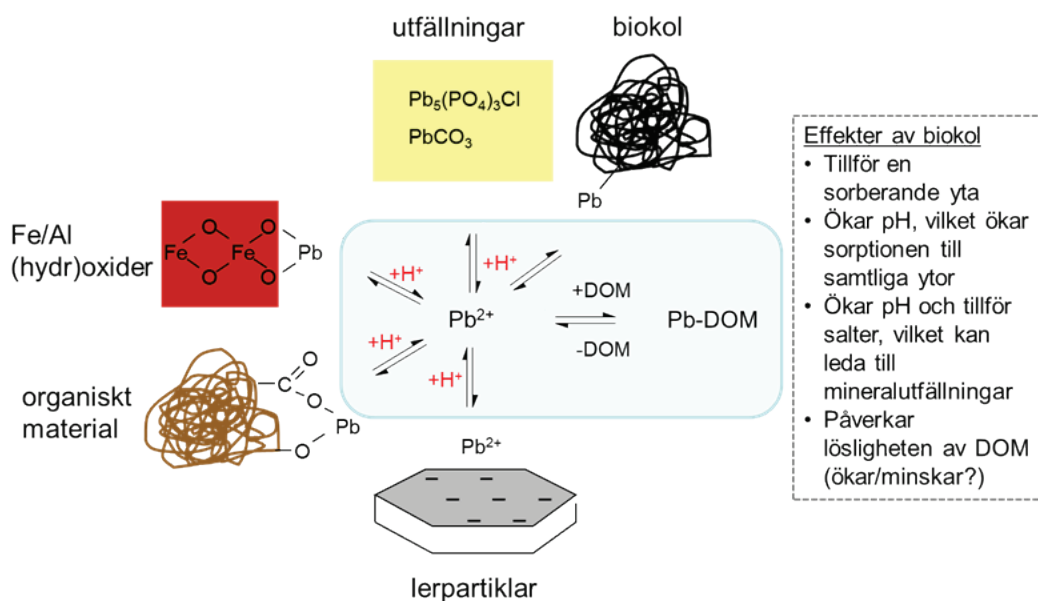
2.2 Metaller

Metallers löslighet i en jord regleras av en rad olika reaktioner (figur 2.3). Vilka som är viktigast beror på vilken typ av metall och vilken jord man har. För tungmetaller som förekommer som positivt laddade joner (t ex. Pb, Cu och Zn) spelar i regel inbindning till ytor hos organiskt material och järn- och aluminium(hydr)oxider störst roll. Dessa ytor

har reaktiva funktionella grupper (t.ex. karboxyl- och hydroxylgrupper) som katjonerna kan binda till. För oxyanjoner, som exempelvis arsenat, kan inbindningen endast ske via de reaktiva hydroxylgrupperna på järn- och aluminium(hydr)oxider.

Vid höga pH-värden (>8) och vid höga halter av fosfat och klorid kan mineralutfällningar av hydroxider, karbonater och blandutfällningar av fosfater och klorider vara viktiga. Såväl inbindning till organiskt material och järn- och aluminium(hydr)oxider som utfällning av mineraler är pH-beroende, där lösligheten av metallkatjoner ökar med sjunkande pH. Ett lågt pH innebär en hög koncentration av vätejoner som kan konkurrera om bindningsställen på det organiska materialet och på järn- och aluminium(hydr)oxydyterna.

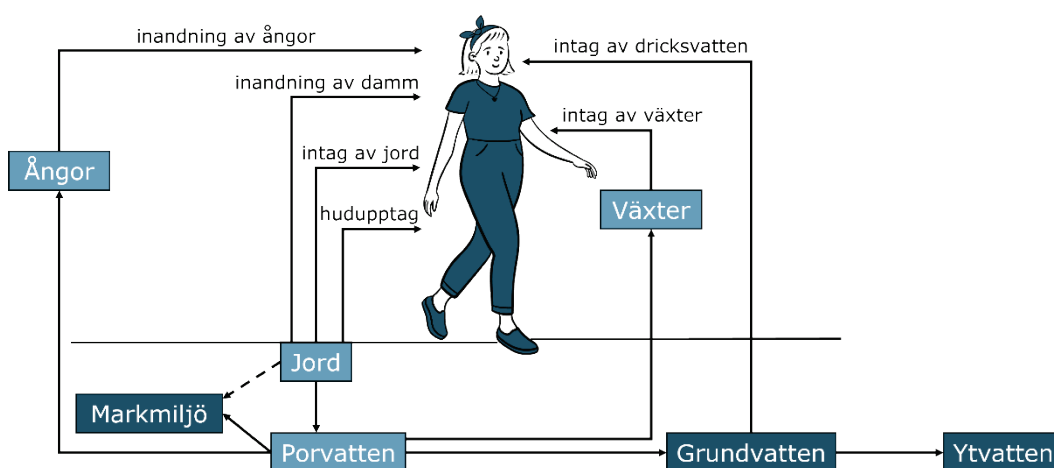
Vilka mekanismer som styr inbindningen av metaller till biokol är inte helt klarlagt, men den tycks ske till funktionella grupper liknande de i naturligt organiskt material (Alam m.fl., 2018). Tillförsel av biokol ökar således antalet funktionella grupper till vilka fastläggning kan ske, vilket minskar metallernas löslighet i markvattnet. Biokolet är i regel alkaliskt på grund av att det innehåller lättlösliga karbonater och oxider, vilket kan höja pH i jorden och därmed gynna inbindningen av metallkatjoner. Kombinationen av ett högt pH och en hög salthalt kan dessutom i vissa fall gynna utfällningen av mineralfaser (figur 2.3). Detta är en förklaring till att olika biokolsprodukter kan ha olika kapacitet för inbindning av metaller.



Figur 2.3. Möjliga reaktioner i en mark med tillsats av biokol exemplifierat med bly (Pb). Samtliga reaktioner är pH-beroende, vilket indikeras av en rödmarkerad vätejon (H^+). DOM = *dissolved organic material* (löst organiskt material).

3 Platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg

Platsspecifika riktvärden för förorenad mark kan tas fram med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2009a, 2025). Beräkningsverktyget inkluderar skyddsobjekten människors hälsa, grundvatten, ytvatten och markmiljö, vilket illustreras schematiskt i figur 3.1. I beräkningsverktyget beräknas ett delriktvärde för varje skyddsobjekt. För människors hälsa inkluderas exponeringsvägarna intag av jord, hudkontakt med jord/damm, inandning damm, inandning ånga, intag av dricksvatten och intag av växter. Exponeringsvägarna illustreras också i figur 3.1.



Figur 3.1. Schematisk illustration av skyddsobjekt (mörkblå) samt spridnings- och exponeringsvägar i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. Efter Naturvårdsverket (2009a).

De generella riktvärdena för känslig (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) har också tagits fram med beräkningsverktyget. I båda fallen avser riktvärdena de fyra ingående skyddsobjekten. Skillnaderna mellan scenarierna för KM och MKM består i exponeringstider för människor, vilka exponeringsvägar som beaktas, avstånd till skyddsvärd grundvatten samt skyddsnivå för markmiljöecosystemet.

3.1 PAH

I Naturvårdsverkets beräkningsverktyg ingår underlagsdata för beräkning av riktvärden för de 16 PAH-föreningar som ingår i US EPA:s lista samt för tre summagrupper av dessa föreningar: PAH-L med låg molekylvikt, PAH-M med medelhög molekylvikt samt PAH-H med hög molekylvikt, se tabell 3.1.

De tre grupperna skiljer sig åt vad gäller fysikalisk-kemiska egenskaper och toxicitet. Till exempel minskar vattenlöslighet och flyktighet med ökad molekylvikt. Det betyder också att ämnenas fettlöslighet ökar med molekylvikten. Egenskaperna skiljer sig åt även inom de tre grupperna, men i mindre grad. Generella riktvärden för känslig och mindre känslig markanvändning för de olika summagrupperna har sammanställts i tabell 3.2. Sammanställningen inkluderar även delriktvärden för de olika skyddsobjekten.

Generella riktvärden finns bara för de tre grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H, men det är också möjligt att ta fram riktvärden för de enskilda PAH-föreningarna. När riktvärden tas fram för enskilda PAH-föreningar finns en skillnad jämfört med övriga ämnen i beräkningsverktyget. De riskbaserade toxikologiska referensvärdena för oralt intag ($RISK_{or}$) respektive inandning ($RISK_{inh}$) utgår för de enskilda PAH-föreningarna från en cancerrisk på 1 på 1 000 000 för att medan det för grupperna PAH-M och PAH-H utgår från en cancerrisk på 1 på 100 000. Den lägre risknivån används för enskilda PAH för att inte den sammanlagda risknivån av flera cancerogena PAH ska överskrida 1 på 100 000 (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017).

Tabell 3.1. Indelning av PAH efter molekylvikt samt förkortningar.

Grupp	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Föreningar	Naftalen (NAP)	Fluoren (FLU)	Krysen (CHR)
	Acenaftalen (ACEY)	Fenantren (PHE)	Benso[a]antracen (BAA)
	Acenaften (ACE)	Antracen (ANT)	Benso[k]fluoranten (BKF)
		Pyren (PYR)	Benso[b]fluoranten (BBF)
		Fluoranten (FLUA)	Benso[a]pyren (BAP)
			Dibens[ah]antracen (DAH)
			Indeno[123-cd]pyren (IND)
			Benso[ghi]perylene (BGP)

Tabell 3.2. Generella riktvärden inklusive delriktvärden för skyddsobjekten för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Samtliga riktvärden anges i mg/kg.

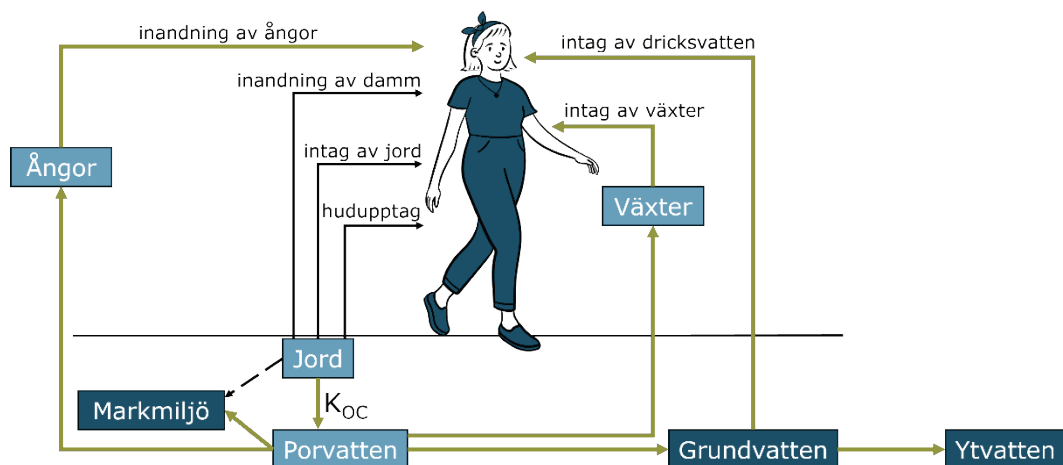
Grupp	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Generellt riktvärde
<i>KM</i>					
PAH-L	21	3,0	5,2	140	3,0
PAH-M	3,3	10	16	110	3,5
PAH-H	1,1	2,5	5,3	150	1,0
<i>MKM</i>					
PAH-L	170	15	17	140	15
PAH-M	21	40	53	110	20
PAH-H	17	10	17	150	10

Riktvärden för förorenad mark påverkas i hög grad av fördelningen av förorening mellan jordens fasta material ("Jord" i figur 3.1) och porvatten, vilket kan visas i figur 3.1. Då fördelningen mellan jord och porvatten (i hög grad) styrs av fastläggningen till det organiska material som finns i jorden har andelen organiskt kol och fördelningskoefficienten mellan organiskt kol och porvatten, K_{OC} , stor betydelse för riktvärden för PAH.

Detta illustreras schematiskt figur 3.2 där K_{OC} direkt påverkar delriktvärdena för människors hälsa, grundvatten och ytvatten. Delriktvärdet för människors hälsa påverkas genom exponeringsvägarna inandning av ånga, intag av dricksvatten och intag av växter.

Också vid exponering via intag av jord, hudkontakt med jord/damm och inandning av damm sker upptaget i kroppen genom att föroreningen först måste frigöras från det material det fastlagts till (sorbenten) (Ruby m.fl., 2016), till exempel biokol eller jordens naturliga organiska material.. Teoretiskt bör en tillsats av ett biokol som ökar jordens K_{OC} ha potential att minska exponeringen även via dessa exponeringsvägar, men det finns ingen koppling mellan dessa exponeringsvägar och K_{OC} i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. Det är dock möjligt att ta hänsyn till detta genom att anpassa biotillgängligheten för aktuell exponeringsväg i beräkningsverktyget, i de fall då sådan information är tillgänglig.

Det saknas också koppling mellan K_{OC} och beräkning av riktvärden för skydd av markmiljön i beräkningsverktyget, även om ett sådant beroende existerar i verkligheten. och har använts vid framtagandet av de generella riktvärdena (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017).



Figur 3.2. Schematisk illustration av skyddsobjekt (mörkblå) samt spridnings- och exponeringsvägar i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Spridnings- och exponeringsvägar som påverkas av K_{OC} har markerats med gröna pilar. Notera att det i riktvärdesmodellen inte finns någon direkt koppling mellan K_{OC} och skydd av markmiljö, utan denna koppling finns i en separat riskbedömningsmetodik som tagits fram av SGI (Berggren Kleja och Enell, 2021).

3.2 Metaller

Olika metaller har olika geokemi (till exempel kan deras löslighet vara olika i olika jordar) och skiljer sig åt väsentligt när det gäller toxicitet för de olika skyddsobjekten. Detta illustreras för några vanliga metaller i tabell 3.3. Kadmium och bly är två metaller som är mycket toxiska för oss människor, där skydd av människors hälsa är av stor vikt. Av dessa är kadmium betydligt mer mobilt i miljön än bly, vilket innebär att skydd av grundvatten blir styrande för det generella riktvärdet för kadmium, tätt följt av skyddet av människors hälsa (via intag av grundvatten och växter). Bly binds hårt i marken och där styr exponering via oralt intag i stället det generella riktvärdet.

Tabell 3.3. Generella riktvärden för barium (Ba), kadmium (Cd), koppar (Cu), nickel (Ni), bly (Pb) och zink (Zn) för känslig (KM) och mindre känslig (MKM) markanvändning, samt delriktvärden för de fyra skyddsobjekten (Naturvårdsverket, 2025). Det skyddsobjekt som styr det generella riktvärdet är markerat med fet stil. Samtliga riktvärden anges i mg/kg.

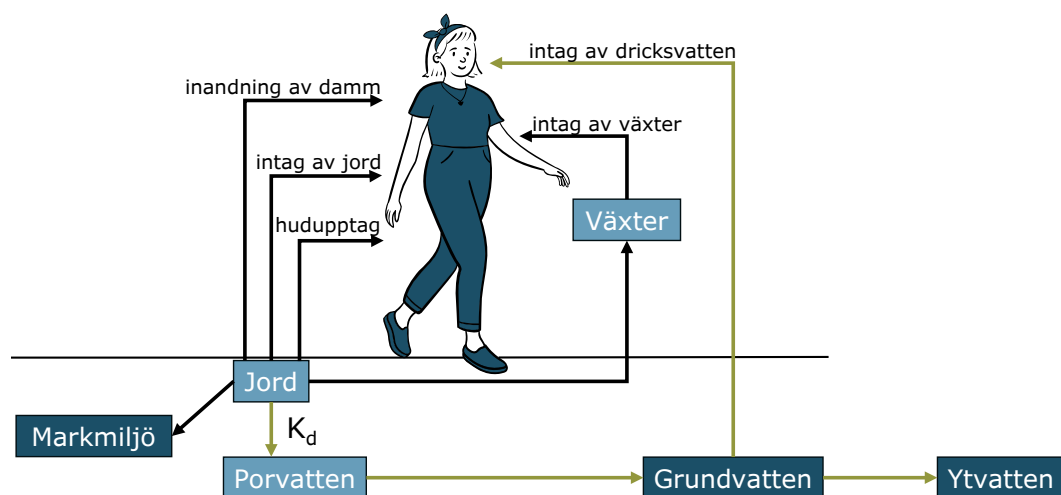
	Hälsa	Markmiljö	Grundvatten	Ytvatten	Generellt riktvärde
Ämne	KM				
Ba	420	200	6 100	48 000	200
Cd	0,86	4,0	0,72	16	0,70
Cu	2 200	80	430	2 400	80
Ni	140	70	43	1200	40
Pb	11 (oral)	200	65	3 600	50*
Zn	2 500	250	870	9 600	250
	MKM				
Ba	10 000	300	20 000	48 000	300
Cd	64	12	2,3	16	2,5
Cu	96 000	200	1 400	2 400	200
Ni	2400	120	140	1200	120
Pb	170 (oral)	400	210	3 600	180
Zn	160 000	500	2 800	9 600	500

*Naturvårdsverket har inte fullt ut beaktat den förnyade utvärderingen av blyets toxiska egenskaper. Det tidigare riktvärdet på 50 mg/kg har behållits tills vidare. En samhällsekonomisk konsekvensanalys visade att kostnaderna riskerade att bli omotiverat höga i relation till nyttan avseende hälsoeffekter av att sänka riktvärdet från dagens nivå till bakgrundshalten.

Koppar, barium och zink är mindre toxiskt för oss människor, men toxiskt för marklevande organismer (inklusive växter), vilket betyder att markmiljön är det skyddsobjekt som styr det generella riktvärdet för dessa metaller, både för KM och MKM.

Värt att notera är dock att den relativa betydelsen av olika skyddsobjekt kan ändras i en platspecifik riskbedömning, exempelvis genom att spridnings- och exponeringsförhållandena är andra än i de antaganden som gjordes vid beräkning av de generella riktvärdena.

Uppbyggnaden av riktvärdesmodellen för metaller skiljer sig något åt jämfört med opolära organiska ämnen som PAH. Med undantag för kvicksilver, är metaller (och metalloider) inte flyktiga, vilket betyder att exponeringen via ånga inte behöver beaktas (figur 3.3). En annan skillnad är att K_d -värdet anges som indata direkt i modellen, dvs. det räknas inte ut i modellen med hjälp av K_{oc} och f_{oc} . Det finns inte heller någon direkt koppling mellan löslighet (K_d) och upptaget i växter, utan upptaget bestäms av en biokoncentrationsfaktor (BCF), vilken definieras som kvoten mellan koncentrationen i växten respektive jorden.



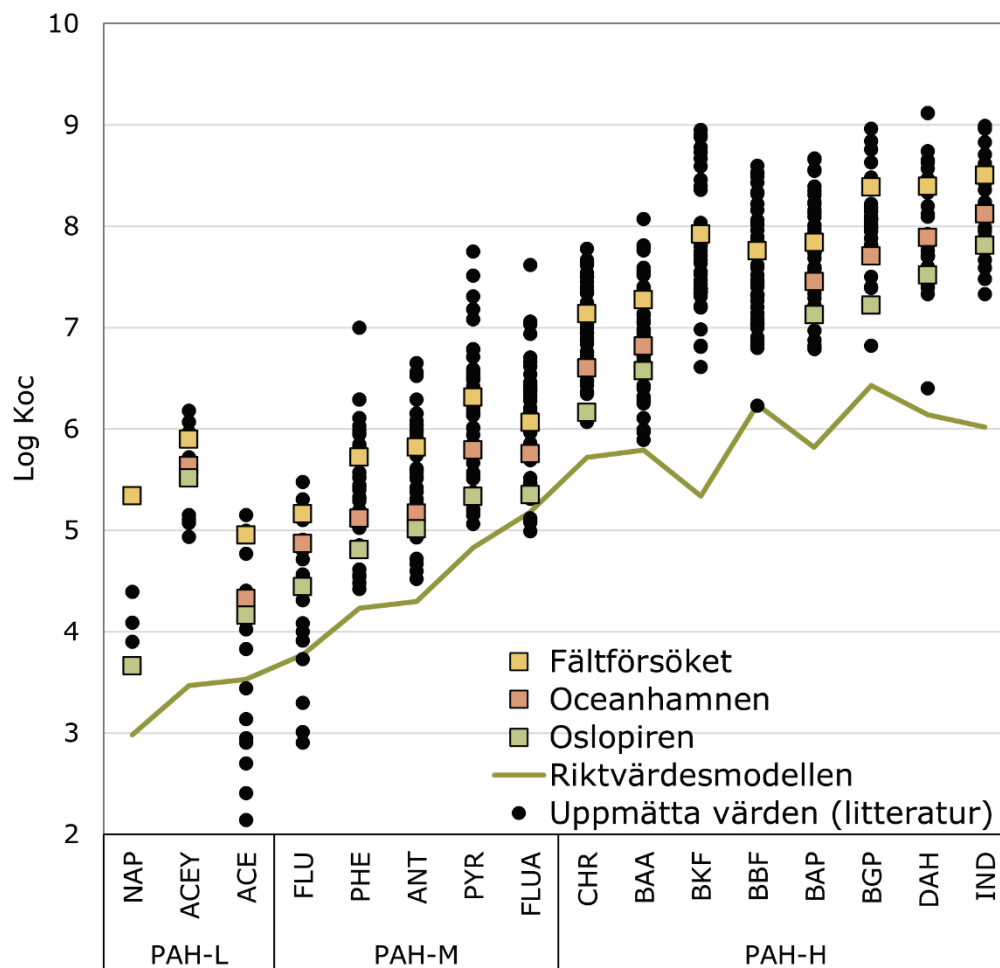
Figur 3.3. Schematisk illustration av skyddsobjekt (mörkblå) samt spridnings- och exponeringsvägar i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Spridnings- och exponeringsvägar som påverkas av K_d i riktvärdesmodellen har markerats med gröna pilar.

En tillsats av biokol kan påverka riskbilden för metaller genom att påverka lösligheten (K_d), vilken har en direkt koppling till risken för skyddsobjekten grund- och ytvatten (figur 3.3). För ämnen med en relativt hög mobilitet i mark- och grundvatten, exempelvis kadmium och nickel, kan en minskad löslighet genom tillsats av biokol således få en direkt påverkan på det platspecifika riktvärdet (tabell 3.3). För metaller där skyddet av markmiljön många gånger styr det platspecifika riktvärdet, som för exempelvis barium, koppar och zink (tabell 3.3), saknas möjlighet att justera riktvärdet i riktvärdesmodellen. Dock finns det en möjlighet för vissa av dessa metaller att göra en separat ekologisk riskbedömning med hjälp av biotillgänglighetskorrigerade platspecifika riktvärden. Dessa kan beräknas med hjälp av det Excelbaserade beräkningsprogrammet *Threshold calculator for soil* (ARCHE, 2020), utifrån några markfaktorer som är lätta att undersöka (pH, organiskt kol och lerhalt). En beskrivning av detta program och hur det kan användas i platspecifika riskbedömningar vid en biokolstillsats finns nedan (kapitel 6.4). I de fall skyddet av markmiljön är en kritisk faktor kan givetvis också en mer komplett platspecifik ekologisk riskbedömning genomföras, exempelvis med Triad-metodiken (ISO, 2017; Jensen m.fl., 2006).

4 Analyismetoder

4.1 POM-metoden för platsspecifik bestämning av K_{OC} för PAH

De undersökningar som gjorts inom BALANCE visar på stor spridning i K_{OC} -värden mellan olika jordar. Inom projektet har totalt tre olika jordar undersökts, en jord i fältförsöket (Rijk m.fl., 2024) och två jordar i porgasförsöket (Sorelius m.fl., 2026). Flera tidigare studier har visat på en stor spridning mellan uppmätta K_{OC} -värden i jordar, en sammanställning redovisas i figur 4.1 (Arp m.fl., 2014; Brändli m.fl., 2008; Jonker m.fl., 2007; ter Laak m.fl., 2006). Jämfört med de data som används i riktvärdesmodellen är de uppmätta värdena generellt högre, vilket illustreras i figuren. Riktvärdesmodellen och generella riktvärden ska kunna tillämpas i de flesta fall utan att underskatta risken, det är därför rimligt att K_{OC} i modellen är lägre än uppmätta platsspecifika värden.



Figur 4.1. Uppmätta K_{OC} -värden i fältförsöket (AP2) samt de två jordarna "Oceanhamnen" och "Oslopiren" som användes i porgasförsöket samt litteratordata omfattande totalt 44 prover (Arp m.fl., 2014; Brändli m.fl., 2008; Jonker m.fl., 2007; ter Laak m.fl., 2006) jämfört med K_{OC} -värden i riktvärdesmodellen (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017).

Eftersom K_{OC} kan variera stort mellan olika platser är en platsspecifik bestämning av K_{OC} ett bra verktyg för att förbättra riskbedömningen. Som underlag till en sådan bestämning behövs mätningar av den fritt lösta koncentrationen av PAH i porvatten, koncentration av PAH i jord samt andelen organiskt kol i jorden. Det behöver göras så många mätningar att det går att göra en statistisk bearbetning av data. Om det förekommer olika typer av material på det förorenade området behöver de olika materialen karaktäriseras var för sig.

POM-metoden är en metod för att mäta den fritt lösta koncentrationen (C_w) av PAH i porvattnet. För att mäta vattenkoncentrationen används en jämviktande passiv provtagare av polyoxymetylen (POM) i ett skakförsök på laboratorium (Berggren Kleja m.fl., 2014). Därefter analyseras innehållet av PAH i den passiva provtagaren (C_{pom}) och den fritt lösta koncentrationen i porvattnet kan beräknas med hjälp av kända jämviktskonstanter (Berggren Kleja m.fl., 2014; Hawthorne m.fl., 2011) för respektive ämne (K_{pom}):

$$C_w = \frac{C_{pom}}{K_{pom}}$$

Eftersom POM-metoden mäter den fritt lösliga koncentrationen i vatten vid jämvikt med jorden kan resultaten användas för att bestämma jämviktskonstanter mellan det vatten och det organiska kolet i jorden (K_{OC}). För att kunna bestämma K_{OC} behöver också koncentrationen av PAH i jorden (C_s) vid jämvikt och andelen organiskt kol i jorden (f_{OC}) vara kända:

$$K_{OC} = \frac{C_s}{C_w \cdot f_{OC}}$$

I de flesta fall kan C_s antas vara lika med koncentrationen i jorden innan POM-testet utförs, eftersom en så liten andel av PAH lakar ut. Detta bör dock verifieras genom att jämföra mängden PAH bundet till POM-membranet med mängden i ursprungsjorden (Berggren Kleja & Enell, 2021). För att ge ett tillförlitligt underlag för beräkning av K_{OC} -värden behöver föroreningshalter i jord och vatten samt halt organiskt kol (TOC) mätas i samma prov. TOC bör bestämmas med en direkt mätning, inte beräknas från glödningsrest. Det finns standardiserade analyser för TOC, till exempel EN 17505, EN 15936 och ISO 10694.

Tillsats av biokol kan påverka fastläggningen av PAH både genom tillsats av organiskt material och genom att öka K_{OC} (se avsnitt 2.1). POM-tester på jordprover med tillsats av biokol kan ge en direkt mätning av effekten av att blanda in biokol.

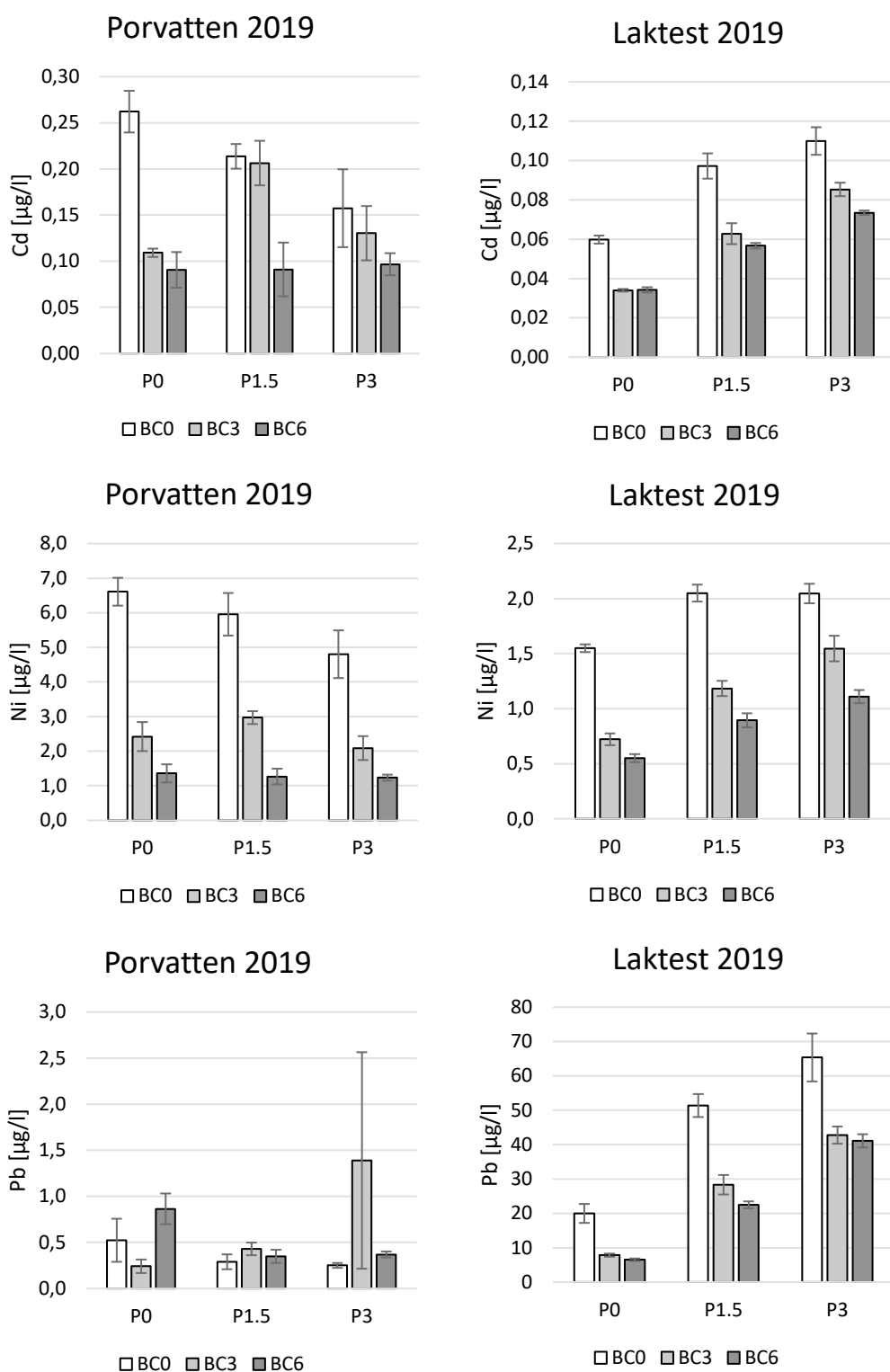
4.2 Laktester för platsspecifik bestämning av K_d för metaller

De K_d -värden som använts vid beräkning av generella riktvärden för metaller är tänkta att vara konservativa, dvs. så låga att risken att underskatta den aktuella spridningsrisken är mycket liten (Fanger m.fl., 2006). Olika typer av laktest används redan idag för att bestämma platsspecifika K_d -värden för metaller med syfte att bättre bedöma de platsspecifika riskerna för spridning till grund- och ytvatten. Ett laktest kan antingen genomföras som skakförsök (ISO, 2019a) eller som kolonnförsök (ISO, 2019b). I skaktest

kan olika relation mellan vätska och jord (L/S; Liquid to Solid ratio) användas, liksom olika laklösningar. Användning av avjonat vatten som lakvätska kan ge upphov till högre grumlighet och lägre jonstyrka i eluatet jämfört med naturliga förhållanden i vissa jordtyper (t.ex. jordar med högt innehåll av organiskt material) och kan leda till ökade halter av kolloidalt bundna metaller. Standarder som är avsedda för att undersöka jord (ISO 21268-1, -2 och -3) använder därför en lösning av 0,001 M CaCl₂ (istället för avjonat vatten som används i laktest för bedömning av avfall). Skaktest används mer frekvent i riskbedömningssammanhang än kolonnförsök eftersom de är enklare och därmed billigare att utföra.

Inom ramen för projektet ”Biokol - från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall” (2018-2020) utvärderade vi möjligheten att använda ett enkelt skaktest med 0,001 M CaCl₂ som laklösning (ISO 21268-2: 2019) för att bestämma hur lösligheten av metaller påverkades av en behandling med biokol och/eller torv (Tiberg m.fl., 2025). Resultat från skaktestet utvärderades genom en jämförelse med mätningar i porvatten uppsamlat *in situ* med undertryckslysimetrar. Som framgår av figur 4.2 visar både laktestet och mätningar i porvattnet att lösligheten av kadmium och nickel minskade vid en tillsats av biokol (och därmed ökade K_d), även om halterna generellt sett var något lägre i laktestet än i porvattnet. När det gäller bly var dock situationen en helt annan. Här gav laktestet en betydligt högre koncentration än de vi uppmätte i porvattnet och den minskning i blykoncentration som erhöles i laktestet vid tillsats av biokol var frånvarande i porvattnet. Skillnaden mellan de båda mätmetoderna kan förklaras av att det i laktestet frigörs kolloidala järn(hydr)oxidpartiklar vilka binder bly till sina ytor och därmed ökar lösligheten av bly. I laktestet filtreras lakvätskan genom ett 0,45 µm membranfilter, men denna typ av filter släpper igenom de kolloidala partiklarna. Mobiliseringen av kolloidalt järn är en ren artefakt i laktestet vilken uppkommer genom en mekanisk nötning av markpartiklarna under skakningen. Tidigare studier har visat att det är möjligt att filtrera bort dessa partiklar genom ultrafiltrering (Löv m.fl., 2019), vilket gör det möjligt att undvika denna artefakt. Det finns kommersiella centrifugrör med förinstallerade ultrafilter (10 kD). Ett sådant steg kan därför enkelt implementeras i en laktestprocedur, även på kommersiella laboratorier. För en detaljerad utvärdering av en laktestdata, inklusive resultat för fler metaller, hänvisas till Tiberg m.fl. (2025).

Vår slutsats är att laktest i form av skakförsök kan användas för att bestämma lösligheten (K_d -värden) av metaller, och därmed potentiella behandlingseffekter av en biokolstillsats, men att ett extra filtreringssteg med ultrafilter (10 kD) bör användas om metaller med hög affinitet för kolloidalt Fe (t.ex. bly, koppar och krom) ingår i undersökningen.



Figur 4.2. En jämförelse mellan koncentrationer av kadmium (Cd), nickel (Ni) och bly (Pb) i porvatten erhållna med undertryckslysimetrar och standardiserad laktest med 0,001 M CaCl₂ som laktlösning (ISO, 2019a). BC0, BC3 och BC6 betyder jordar som behandlats med 0, 3 respektive 6% vikt% biokol, medan P0, P1,5 och P3 betyder en behandling med 0, 1,5 respektive 3 vikt% torv. Data från Tibergh m.fl. (2025).

5 Exempelberäkningar: platsspecifika riktvärden för PAH

För exempelberäkningarna används indata från fältförsöket på NSR:s anläggning i Helsingborg där förorenade jord behandlats med 3 respektive 6 % biokol (Rijk m.fl., 2024).

Den jord som används i försöket består av förorenad jord från två platser, en jord från en äldre gasverkstomt och en jord från ett hamnområde utfyllt före 1940, samt ca en viktsprocent kompost av trädgårdsavfall (Enell m.fl., 2020; Rijk m.fl., 2024).

Schaktmassorna från gasverkstomten bestod av jord och sten med inslag av slagg eller förkolnat material i sig, och togs från ett djup på ca 0,4–1 m under markytan. Schaktmassorna från hamnområdet bestod av fyllnadsmassor med varierande konstorleksfördelning där sand och silt bedömdes vara de dominerande fraktionerna och innehöll också en hel del synliga keramik- och glasskärvor, samt skrot (metallföremål). De schaktades upp från ett djup på ca 1–2 m under markytan. Schaktmassorna från de båda områdena siktades genom 4 cm såll innan de blandades.

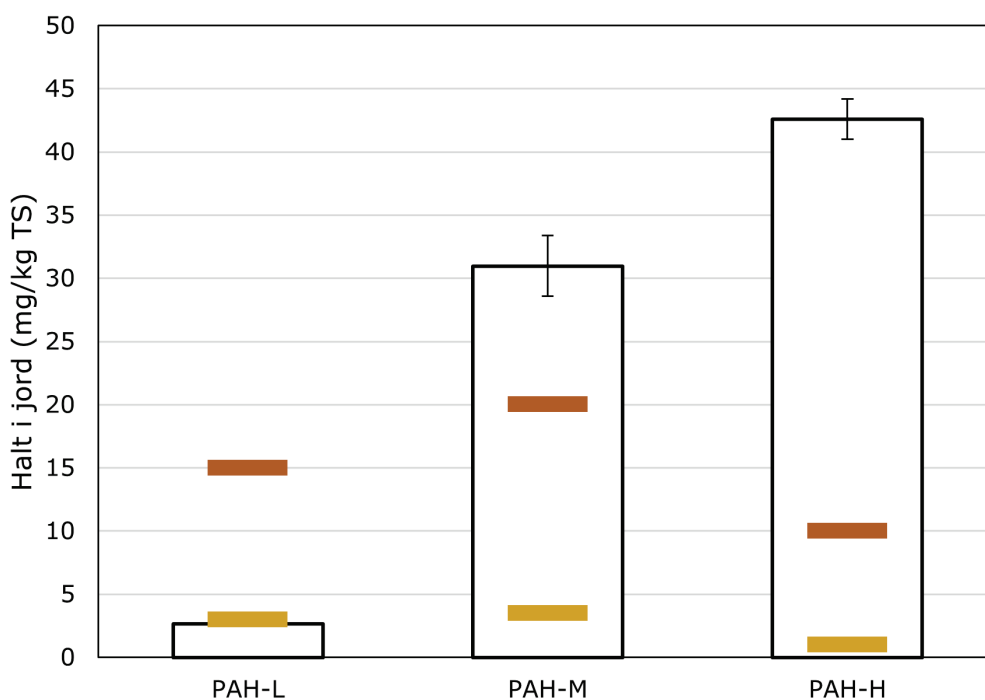
Det biokol som användes har framställts vid produktion av syngas från träflis (skogsavfall) vid 750 °C (IKB, Innsbruck, Österrike). Det bestod av ett mycket stabilt, aromatiskt kol, med mycket hög andel mikroporer, vilket ger lämpliga egenskaper för att fastlägga PAH (Enell m.fl., 2020).

5.1 Indata

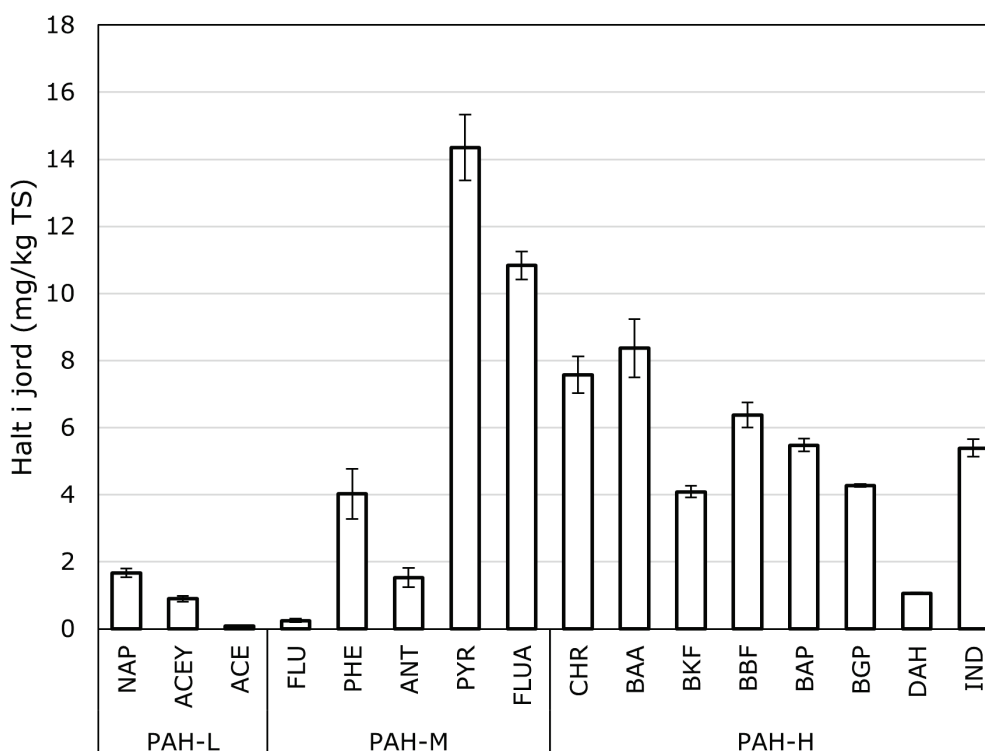
5.1.1 Föroreningshalter

Halter av PAH i jämförelse med generella riktvärden redovisas i figur 5.1 och halter av enskilda PAH i figur 5.2. De redovisade halterna avser uppmätta halter i den obehandlade jorden vid provtagningen 2019.

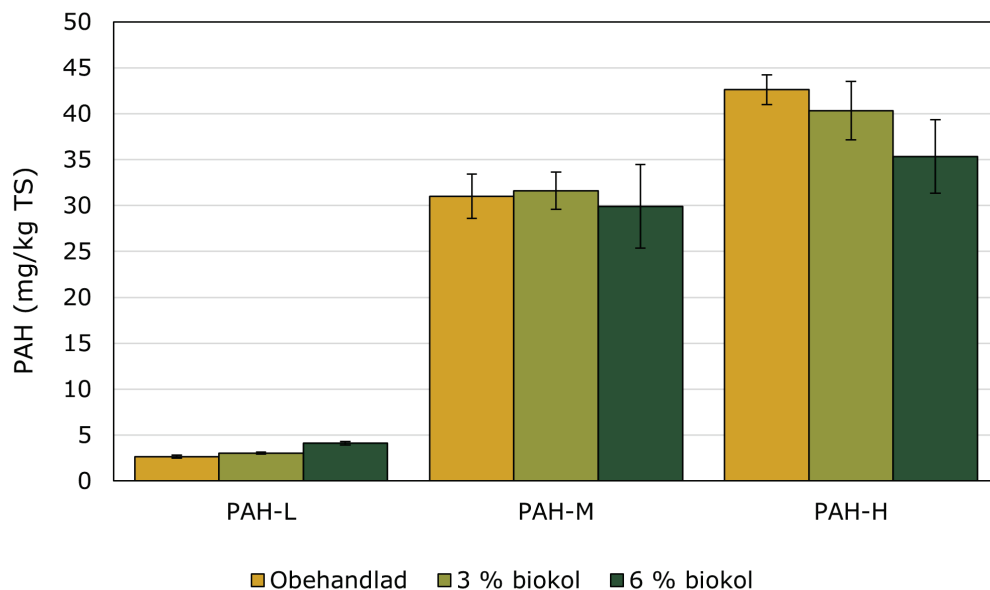
Det använda biokolet innehöll förhållandevis höga halter av naftalen, 40 mg/kg TS, och det gav upphov till högre halter av naftalen och därmed PAH-L i biokolsbehandlad jord (Enell m.fl., 2020). Uppmätta halter av PAH-L, PAH-M och PAH-H i de olika behandlingarna har sammanställts i figur 5.3.



Figur 5.1. Halter av PAH-L, -M och -H i den obehandlade jorden vid fältförsöket. Angivna halter är medelvärden av tre replikat vid provtagningen 2019, felstaplar anger standardfelet. Generella riktvärden för KM (ljusbrun) och MKM (mörkbrun) anges för jämförelse.



Figur 5.2. Halter enskilda PAH i den obehandlade jorden vid fältförsöket. Angivna halter är medelvärden av tre replikat vid provtagningen 2019, felstaplar anger standardfelet.



Figur 5.3. Halter av PAH-L, PAH-M och PAH-H i samtliga jordar i fältförsöket 2019. Angivna halter är medelvärden av tre replikat vid provtagningen 2019, felstaplar anger standardfelet.

5.1.2 Övriga jordparametrar

Vid blandningstillfället uttogs ett prov för analys av jordens kornstorleksfördelning, pH och TOC. Kornstorleksfördelningen (tabell 5.1) av den använda jorden motsvarar något lerig grusig sand (Larsson, 2008) och bedöms vara mer genomsläpplig än "normaltät" jord som de generella riktvärdena förutsätter (Naturvårdsverket, 2009a). TOC och pH (Enell m.fl., 2020) mättes vid samtliga provtagningsomgångar. Resultaten för både behandlad och obehandlad jord har sammanställts i tabell 5.2.

Tabell 5.1. Jordens kornstorleksfördelning (Enell m.fl., 2020).

Korngrupp	Diameter (mm)	Halt (%)
Ler	<0,002	4
Silt	0,002-0,06	6
Sand	0,06-2	69
Grus	>2	21

Tabell 5.2. Data för pH och TOC i jorden vid fältförsöket. Samtliga värden avser medelvärden av tre replikat. Data för 2019 från Rijk m.fl. (2024) och för 2023 och 2024 från (Tiberg m.fl., 2026).

Behandling	Parameter	2019	2023	2024
Obehandlad	pH (-)	7,7	8,5	8,4
Obehandlad	TOC (%)	2,2	2,8	3,2
3 % biokol	pH (-)	7,7	8,2	8,5
3 % biokol	TOC (%)	4,7	4,9	5,7
6 % biokol	pH (-)	7,7	8,2	8,0
6 % biokol	TOC (%)	6,8	6,5	7,3

5.1.3 K_{OC}

Platsspecifika K_{OC} har bestämts med POM-metoden som beskrivs i avsnitt 4.1. K_{OC} har bestämts för respektive replikat och därefter har medelvärden beräknats för obehandlad jord, jord med 3 % inblandning av biokol och jord med 6 % inblandning av biokol. Resultaten redovisas i tabell 5.3 och baseras på mätningar från den provtagning som utfördes 2019.

Höga värden på K_{OC} innebär låg löslighet av de fria PAH-molekylerna. Därför är det ofta lämpligt att, precis som när andra laktester utvärderas, använda harmoniska medelvärden vid sammanvägning av resultat från flera tester (Naturvårdsverket, 2009a). Data som presenteras här kan inte riktigt jämföras med data från miljötekniska markundersökningar eftersom data här representerar replikat av homogeniserad jord. I det aktuella fallet är det därför inga eller mycket små skillnader mellan aritmetiska och harmoniska medelvärden. När data för ett egenskapsområde utvärderas bör harmoniska medelvärden användas.

Tabell 5.3. Aritmetiska och harmoniska medelvärden av log K_{oc} från mätningar utförda 2019 (Enell m.fl., 2026) samt för jämförelse värden i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017). AM = aritmetiskt medelvärde, HM = harmoniskt medelvärde, Obeh. = obehandlad. NV = Naturvårdsverkets beräkningsverktyg.

	AM	AM	AM	HM	HM	HM	
	Obeh.	3 % biokol	6 % biokol	Obeh.	3 % biokol	6 % biokol	NV
NAP	5,34	>6,29	>6,34	5,34	>6,29	>6,34	2,98
ACEY	5,90	6,23	6,09	5,90	6,23	6,09	3,47
ACE	4,95	6,17	6,02	4,95	6,17	6,02	3,53
FLU	5,16	6,50	6,42	5,16	6,49	6,41	3,77
PHE	5,72	7,01	6,96	5,72	7,01	6,96	4,23
ANT	5,82	7,27	7,47	5,82	7,27	7,47	4,3
PYR	6,31	7,20	7,48	6,31	7,20	7,48	4,83
FLUA	6,06	7,05	7,40	6,06	7,05	7,40	5,18
CHR	7,13	8,01	8,21	7,13	8,01	8,21	5,72
BAA	7,27	8,11	8,36	7,27	8,11	8,36	5,79
BKF	7,92	8,53	8,63	7,92	8,53	8,63	6,24
BBF	7,76	8,39	8,45	7,76	8,39	8,45	5,34
BAP	7,84	8,48	8,58	7,84	8,48	8,58	5,82
BGP	8,39	8,77	8,70	8,39	8,77	8,70	6,43
DAH	8,39	8,77	8,61	8,39	8,77	8,61	6,14
IND	8,50	8,88	8,80	8,50	8,88	8,80	6,02

5.2 Scenario för beräkning av platsspecifika riktvärden

För att utvärdera potentialen att använda biokol i olika situationer har platsspecifika beräkningar utförts för tre olika markanvändningsscenarier: bostadsområde, parkområde och industriområde. Exponeringsparametrar för de tre scenarierna redovisas i tabell 5.4. Samtliga förändringar jämfört med det generella scenariot för KM (bostadsområde och parkområde) respektive MKM (industriområde) framgår av uttagsrapporterna i bilaga 1.

Exponeringsantaganden för parkområdet utgår från att området inte besöks dagligen och att enbart mindre mängder ätbara växter från området intas, typiskt sett bär. Beräkningsmodellen utgår från att hälften av intagna växter från ett område utgörs av rotsaker och hälften av ovanjordsdelar (Naturvårdsverket, 2016), ingen justering av detta antagande har gjorts vid beräkning av riktvärden. Exponeringsantaganden för bostadsområde och industriområde har inte justerats jämfört med de generella scenarierna för känslig respektive mindre känslig markanvändning.

Övriga platsspecifika parametrar baseras där så är lämpligt på egenskaper hos den behandlade jorden och redovisas i tabell 5.5. Ett separat verktyg används för bedömning av risker för markekosystemet (se avsnitt 5.4)

Tabell 5.5. Övriga platsspecifika parametrar för beräkning av riktvärden. För jämförelse redovisas även värden för de generella scenarierna (NV), markerat med gul skuggning.

Parameter	Bostads- område	Park- område	Industri- område	NV
Torrdensitet (kg/dm ³)	1,5	1,5	1,5	1,5
Vattenhalt (dm ³ /dm ³)	0,11	0,11	0,11	0,08
Andel porluft (dm ³ /dm ³)	0,24	0,24	0,24	0,32
Porositet (dm ³ /dm ³)	0,35	0,35	0,35	0,40
Grundvattenbildning (mm/år)	100	300	100	100
Områdets längd (m)	50	50	50	50
Områdets bredd (m)	50	50	50	50
Hydraulisk konduktivitet (m/s)	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵	10 ⁻⁵
Hydraulisk gradient (m/m)	0,03	0,03	0,03	0,03
Akviferens mäktighet (m)	10	10	10	10
Avstånd till skyddat grundvatten (m)	0	0	200	KM: 0 MKM: 200

Eftersom kornstorleksanalysen visade på att jorden är en något lerig grusig sand har generella värden för genomsläppliga jordar använts (Naturvårdsverket, 2016). Jämfört med de generella scenarierna har ingen ändring gjorts avseende akviferens mäktighet, hydraulisk konduktivitet eller gradient. Det använda värdet för hydraulisk konduktivitet är inom den nedre delen av intervallet för sandjordar (Naturvårdsverket, 1999). Avstånd till skyddat grundvatten har satts utifrån de generella scenarierna till 0 m för bostads- och parkområde och till 200 m för industriområde. Grundvattenbildningen för bostads- och industriområde har satts till 100 mm/år utifrån värdena i de generella scenarierna. För parkområdet har en större grundvattenbildning använts utifrån att ytavrinningen

sannolikt är lägre i ett parkområde. Grundvattenbildningen har satts till 300 mm/år utifrån en grov bedömning av typisk grundvattenbildning i grov jord (Rodhe m.fl., 2006).

Inblandningen av biokol påverkar halten totalt organiskt kol i jorden (TOC). För beräkningarna används därför olika värden för de olika behandlingarna. Samma värde har använts för alla de tre scenarierna. Använda värden är TOC för 2019 som redovisas i tabell 5.2 ovan. I fältförsöket har inbladning av biokol visat sig ha stor effekt på uppmätta halter av löst organiskt kol (DOC) i markvatten (Tiberg m.fl., 2025). Olika värden för DOC används därför i beräkningarna för obehandlad och behandlad jord. Använda värden redovisas i tabell 5.6. De redovisade värdena är medelvärden av två mättillfällen med tre replikat vid varje tillfälle (Tiberg m.fl., 2025).

Tabell 5.6. Halt löst/mobilt organiskt kol (mg/l). Data från Tiberg m.fl. (2025), medelvärden från två mättillfällen 2019. Notera att DOC i modellen anges i kg/dm³.

Parameter	Bostadsområde	Parkområde	Industriområde
Obehandlad jord	20	20	20
3 % biokol	3	3	3
6 % biokol	2	2	2

5.3 Bedömning av hälsorisker och risker för spridning av PAH

För riskbedömning av hälsorisker och risker för spridning av PAH-förening från den förorenade jorden, samt bedömning av potential att åstadkomma tillräcklig riskreduktion efter behandling med biokol, använder vi Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för att beräkna platsspecifika riktvärden. Beräkningen baseras på anpassade ämnesdata och framtagen platsspecifik data. För bedömning av spridningsrisker kan de beräknade platsspecifika riktvärdena med fördel kombineras med mätningar av halter i grundvatten.

Arbetsgången är följande: (1) platsspecifika data beräknas för ämnesgrupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H utifrån mätningar och sammansättning av PAH-föreningar (5.3.1), (2) erhållna data läggs in i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (5.3.2) och slutligen (3) de platsspecifika beräkningarna dokumenteras (5.3.3).

5.3.1 Ämnesdata för PAH-L, PAH-M och PAH-H är beroende av sammansättningen

I riktvärdesmodellen används effektiva medelvärden (viktade medelvärden) för parametrar som är ämnesspecifika (som till exempel K_{OC} , fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten (K_{OW}) och Henrys konstant (H)) när riktvärden beräknas för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H. De effektiva medelvärdena beräknas med hänsyn till PAH-föreningens sammansättning i jorden. Inom projektet har ett enkelt Excel-verktyg tagits fram för att beräkna de effektiva medelvärden som behövs för att ta fram platsspecifika riktvärden för PAH-L, PAH-M och PAH-H utifrån en platsspecifik PAH-sammansättning. För att kunna använda verktyget behövs en representativ

sammansättning av PAH-föreningen (t.ex. medelvärden av uppmätta halter i jord). Verktuget är tillgängligt för nedladdning från den här rapportens postsida på DiVA. De beräkningar som ingår i verktuget beskrivs nedan.

Platsspecifika effektiva medelvärden för K_{OC} ($K_{OC,eff}$) för PAH-L, PAH-M och PAH-H beräknas enligt:

$$K_{OC,eff} = \frac{1}{\sum \frac{f_i}{K_{OC,i}}}$$

där $K_{OC,i}$ är det representativa platsspecifika K_{OC} -värdet för det enskilda ämnet (se avsnitt 4.1) och f_i är andelen av det enskilda ämnet i gruppen (Naturvårdsverket, 2016).

När en platsspecifik justering av $K_{OC,eff}$ görs behöver även andra ämnesparametrar justeras utifrån föreningens sammansättning. Det effektiva medelvärdet för fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten, $K_{OW,eff}$, beräknas på samma sätt som för $K_{OC,eff}$ (Naturvårdsverket, 2016).

Det effektiva medelvärdet för Henrys konstant, H_{eff} , beräknas enligt:

$$H_{eff} = \frac{\sum \frac{f_i \cdot H_i}{K_{OC,i}}}{\sum \frac{f_i}{K_{OC,i}}}$$

där H_i är Henrys konstant för det enskilda ämnet (Naturvårdsverket, 2016).

För att kunna beräkna effektiva medelvärden för de riskbaserade toxikologiska referensvärdena för oralt intag ($RISK_{or}$) respektive inandning ($RISK_{inh}$) beräknas först ett effektivt medelvärde för toxikologiska ekvivalensfaktorer (TEF) i förhållande till benso[a]pyren. Konceptet med toxiska ekvivalenter beskrivs mer ingående i databladet för PAH (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017). I databladet redovisas även TEF-värden för de enskilda ämnena. Det effektiva värdet, TEF_{eff} beräknas enligt:

$$TEF_{eff} = \sum f_i \cdot TEF_i$$

där TEF_i är värdet för det enskilda ämnet och f_i är andelen av det enskilda ämnet i gruppen.

TEF_{eff} används sedan för att beräkna $RISK_{or}$ respektive $RISK_{inh}$ enligt:

$$RISK_{x,eff} = \frac{RISK_{x,BAP}}{TEF_{eff}}$$

där $RISK_{x,eff}$ är gruppens effektiva värde för $RISK_{or}$ respektive $RISK_{inh}$ och $RISK_{x,BAP}$ är respektive riskbaserade toxikologiska referensvärde för benso[a]pyren motsvarande en cancerrisk på 1 på 100 000. Notera att när sammanvägningen görs för $RISK_{or}$ för PAH-H används en extra säkerhetsfaktor¹ på 5 för att ta hänsyn till att den sammanlagda effekten av flera tyngre PAH kan vara större än summaeffekten av de enskilda ämnena

¹ Kallas även bedömningsfaktor.

(Naturvårdsverket, 2016). Ingen motsvarande säkerhetsfaktor används för beräkning av $RISK_{inh}$ för PAH-H (Naturvårdsverket, 2016). $RISK_{or}$ för PAH-H ges därför av:

$$RISK_{or,eff} = \frac{RISK_{or,BAP}}{TEF_{eff} \cdot 5}$$

Det tolerabla dagliga intaget (TDI) beräknas som ett viktat medelvärde av ämnena i gruppen enligt:

$$TDI_{eff} = \frac{1}{\sum \frac{f_i}{TDI_i}}$$

där TDI_{eff} är det effektiva värdet för gruppen, TDI_i är TDI för det enskilda ämnet och f_i är andelen av det enskilda ämnet i gruppen.

5.3.2 Lägga in egna data i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg

För att kunna utföra riktvärdesberäkningar med data som tagits fram enligt beskrivning i avsnitt 5.3.1 behöver ”nya” ämnen läggas in i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. Arbetsgången är densamma oavsett om riktvärdesberäkningen görs för enskilda PAH eller för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H.

Tilllägg av nya ämnen och alla justeringar av ämnesdata görs i den gula delen av bladet Inmatning i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. Det första steget är att lägga till ett nytt ämne. I detta fall vill vi ändra enstaka ämnesparametrar för ett befintligt ämne (till exempel PAH-L) och vi väljer därför att kopiera det befintliga ämnet ”PAH-L” i beräkningsverktyget. I figur 5.4 visas ett exempel där en kopia av PAH-L med namnet ”PAH-L/obeh” läggs till:

1. Välj ämnet du vill kopiera i listan (i exemplet PAH-L)
2. Ange ett namn för ditt nya ämne (i exemplet PAH-L/obeh)
3. Tryck på knappen ”Skapa ämne”

Figur 5.4. Skapa nytt ämne från befintligt. 1) Välj ämne att kopiera. 2) Skriv in ämnesnamn för nytt ämne. 3) Skapa det nya ämnet

Nästa steg är att lägga in en referens för de data du ska lägga in. Detta görs under ”Ändra eget ämne” lite längre ned på inmatningsbladet. I figur 5.5 visas ett exempel där referens nummer 4 anges till ”Utförda undersökningar”:

1. Välj ett ledigt nummer i listan (den första tillgängliga är nummer 4)
2. Ange referensen under ”Redigera referens”
3. Tryck på knappen ”Spara referens”

106	Ändra eget ämne				
107	Välj eget ämne som ska ändras:	PAH-L/obeh			} Spara ändring
108					
109	Välj ämnesparameter:	Koc-värde			
110					
111	Redigera ämnesparameter:	2,74E+05 l/kg			
112					} Spara referens Nollställ referenser
113	Referens:	4:		1	
114					
115	Redigera referens:	Utförda undersökningar		2	
116					

Figur 5.5. Lägg till en referens för dina ändrade data. 1) Leta fram ett ledigt referensnummer. 2) Ange referensen. 3) Spara referensen.

Det sista steget är att lägga in nya värden för de ämnesparametrar som ska uppdateras med platsspecifika värden. I figur 5.6 visas ett exempel där K_{OC} -värdet för det nyligen skapade ämnet PAH-L/obeh ändras:

1. Välj det ämne som ska ändras (det första egna tillagda ämne visas automatiskt)
2. Välj den ämnesparameter som ska ändras
3. Skriv in det nya värdet under "Redigera ämnesparameter"
4. Välj referens för det inlagda värdet
5. Spara ändringen

106	Ändra eget ämne				
107	Välj eget ämne som ska ändras:	PAH-L/obeh		1	} Spara ändring
108					
109	Välj ämnesparameter:	Koc-värde		2	
110					
111	Redigera ämnesparameter:	2,74E+05 l/kg		3	
112					} Spara referens Nollställ referenser
113	Referens:	4: Utförda undersökningar		4	
114					
115	Redigera referens:				
116					

Figur 5.6. Lägg in nya värden för ämnesparametrar. 1) Välj ämne som ska ändras. 2) Välj ämnesparameter som ska ändras. 3) Skriv in nytt värde. 4) Välj referens. 5) Spara ändringen.

5.3.3 Dokumentation riktvärden

När platsspecifika ämnen beräknas med beräkningsverktyget är det alltid lämpligt att redovisa bladet "Uttagsrapport". I bladet redovisas beräknade riktvärden och samtliga ändringar som gjorts jämfört med det generella scenariot för antingen KM eller MKM. Bladet redovisar också om några egendefinierade ämnen används. Kommentarer till ändringar och egendefinierade ämnen redovisas också i uttagsrapporten, kommentarerna anges i bladet "Kommentarer".

När, som i detta fall, egendefinierade ämnen används bör också bladen "Avvikelser ämnesdata" samt "Valda referenser" redovisas. Bladen visar vilka ändringar av ämnesdata som gjorts samt vilka referenser som lagts in till stöd för ändringarna.

Uttagsrapporten redovisar bara det sammanvägda riktvärdet och vilket skyddsobjekt och exponeringsväg som är styrande. Det är därför ofta fördelaktigt att även redovisa bladet "Riktvärden" där samtliga envägskoncentrationer, delriktvärden och justeringar redovisas.

5.4 Bedömning av risker för markmiljö med PAH-TU-kalkylatorn

Metodiken för bedömning av risker för markekosystemet med det Excelbaserade verktyget PAH-TU-kalkylatorn² har beskrivits i detalj av Berggren Kleja & Enell (2021) och detta avsnitt ger endast en översiktlig beskrivning.

Metodiken utgår från att det är den fritt lösta koncentrationen som är tillgänglig för upptag i organismerna, att upptaget i organismen kan beskrivas som en jämviktsfördelning mellan markvattnet och fettvävnaden i organismen samt att den toxiska effekten av de olika PAH-föreningarna är samma när föreningen har tagits upp i organismen. Metoden ger alltså ett mått på den sammanlagda effekten av PAH-L, PAH-M och PAH-H, inte den separata effekten per ämnesgrupp.


PAH-TU-kalkylatorn innehåller riktvärden för PAH i markvatten härledda från en databas med ekotoxikologiska data, den så kallade *All-PAH*-modellen. För ytterligare information om underlaget hänvisas till Berggren Kleja & Enell (2021). Sådana riktvärden har tagits fram för två skyddsnivåer:

- MPC (*Maximum Permissible Concentration*) motsvarande skydd av 95 % av arterna
- SRC (*Serious Risk Concentration*) motsvarande skydd av 50 % av arterna

I PAH-TU-kalkylatorn jämförs den fritt lösta koncentrationen i markvatten med riktvärden för de båda skyddsnivåerna och en riskkvot, benämnd TU-värde ("*toxic unit*"), beräknas. Ett TU-värde >1 indikerar risk i förhållande till aktuellt riktvärde. Laktest med POM (avsnitt 4.1) ger ett mått på den fritt lösta koncentrationen i markvatten (vid jämvikt). Det är också möjligt att använda PAH-TU-kalkylatorn om den fritt lösta markvattenkoncentrationen bestämts med en likvärdig metod.

PAH-TU-kalkylatorn har fem blad. I bladet *Indata och utdata* matas data in i de vita cellerna (figur 5.7). Resultaten presenteras längre ned i samma blad (figur 5.7). I bladet *Beräkningar* kan de olika PAH-föreningarnas bidrag till summan av TU-värden utläsas.

² Verktyget kan laddas ned från <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:swedgeo:diva-973>



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**

Denna flik används för att mata in vattenkoncentrationer, $C_{W,free}$ (Indata). Nedan erhålls TU-värden (Utdata).

$C_{W,free}$ µg/L (Indata): Skriv in vattenkoncentrationerna på rad 5 till 20. Om du har använt fliken "POM-vatten-omv" skriv provnamn på denna rad:

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7
naftalen	8,9E+01	8,9E+00	8,9E-01				
acenaftylen	1,7E+01	1,7E+00	1,7E-01				
acenaften	3,2E+01	3,2E+00	3,2E-01				
fluoren	1,5E+01	1,5E+00	1,5E-01				
fenantren	6,3E+00	6,3E-01	6,3E-02				
antracen	5,0E+00	5,0E-01	5,0E-02				
pyren	2,7E+00	2,7E-01	2,7E-02				
fluoranten	2,8E+00	2,8E-01	2,8E-02				
krysen	3,7E-01	3,7E-02	3,7E-03				
benso[a]antracen	3,5E-01	3,5E-02	3,5E-03				
benso[k]fluoranten	1,1E-01	1,1E-02	1,1E-03				
benso[b]fluoranten	1,6E-01	1,6E-02	1,6E-03				
benso[a]pyren	1,1E-01	1,1E-02	1,1E-03				
benso[ghi]perylene	8,1E-02	8,1E-03	8,1E-04				
dibens[ah]antracen	5,0E-02	5,0E-03	5,0E-04				
indeno[123cd]pyren	5,5E-02	5,5E-03	5,5E-04				

Summa 16-PAH TU (Utdata):

	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Prov 4	Prov 5	Prov 6	Prov 7
Summa 16-PAH-TU _{MPC} (skydd av 95% av arter)	123,08	12,31	1,23				
Summa 16-PAH-TU _{SRC} (skydd av 50% av arter)	2,06	0,21	0,02				

Figur 5.7. Inmatning av fritt lösta vattenkoncentrationer görs i vita celler i PAH-TU-kalkylatorn. Resultaten presenteras i ljusgrönt fält längst ned. Figur från Berggren Kleja & Enell (2021).

5.5 Resultat och diskussion

5.5.1 Platsspecifika ämnesdata för PAH-L, PAH-M och PAH-H

Platsspecifik justering av ämnesdata för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H har beräknats utifrån sammansättningen av PAH i den obehandlade jorden (se figur 5.2). Resultaten redovisas i tabell 5.7. För jämförelse redovisas också de generella ämnesdata som finns i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017; Naturvårdsverket, 2025).

Tabell 5.7. Ämnesdata för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H som använts vid beräkningarna för de olika exemplen (Obehandlad förorenad jord, jord som behandlats med 3 % eller 6% biokol). För jämförelse redovisas även data som används i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (NV), markerade med gul skuggning (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017; Naturvårdsverket, 2025). I enheter för toxikologiska referensvärden står "bw" för kroppsvikt.

Parameter	Fall	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Log K_{oc} (l/kg)	NV	3,26	4,46	5,70
Log K_{oc} (l/kg)	Obehandlad	5,44	6,04	7,52
Log K_{oc} (l/kg)	3 % biokol	6,26	7,11	8,30
Log K_{oc} (l/kg)	6 % biokol	6,23	7,32	8,45

Parameter	Fall	PAH-L	PAH-M	PAH-H
Log K_{ow} (l/kg)	NV	3,63	4,69	5,85
Log K_{ow} (l/kg)	Alla	3,45	4,86	5,87
H (-)	NV	$9,90 \cdot 10^{-3}$	$2,80 \cdot 10^{-3}$	$8,80 \cdot 10^{-6}$
H (-)	Obehandlad	$1,36 \cdot 10^{-2}$	$1,38 \cdot 10^{-3}$	$4,93 \cdot 10^{-6}$
H (-)	3 % biokol	$1,80 \cdot 10^{-2}$	$1,13 \cdot 10^{-3}$	$5,60 \cdot 10^{-6}$
H (-)	6 % biokol	$1,97 \cdot 10^{-2}$	$1,32 \cdot 10^{-3}$	$6,28 \cdot 10^{-6}$
TDI (mg/kg bw/dag)	NV	0,030	-	-
TDI (mg/kg bw/dag)	Alla	0,025	-	-
RISK _{or} (mg/kg bw/dag)	NV	-	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$8,3 \cdot 10^{-6}$
RISK _{or} (mg/kg bw/dag)	Alla	-	$4,6 \cdot 10^{-4}$	$8,4 \cdot 10^{-6}$
RISK _{inh} (mg/m ³)	NV	-	$6,0 \cdot 10^{-6}$	$6,0 \cdot 10^{-7}$
RISK _{inh} (mg/m ³)	Alla	-	$6,7 \cdot 10^{-6}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$

5.5.2 Hälsorisker

Hälsobaserade riktvärden beräknade för respektive behandling och scenario redovisas i tabell 5.8. Envägskoncentrationer för samtliga exponeringsvägar redovisas i bladet "Riktvärden" i bilaga 2. Det kan konstateras att de beräknade riktvärdena för PAH-L och PAH-M är förhållandevis höga även för den obehandlade jorden. Det kan vidare konstateras att behandling med biokol generellt ger högre riktvärden. För PAH-H är skillnaderna små, i scenariot med industriområde är det ingen skillnad. Detta förklaras av att den styrande exponeringsvägen för PAH-H är intag av jord för bostadsområdet och hudkontakt för park- respektive industriområdet. Dessa exponeringsvägar påverkas inte av K_{oc} .

I den obehandlade jorden i fältförsöket var halterna av PAH-L 2,6 mg/kg TS, av PAH-M 31 mg/kg TS och av PAH-H 43 mg/kg TS. Jämfört med beräknade riktvärden är halterna av PAH-L och PAH-M betydligt lägre än riktvärdena medan de uppmätta halterna av PAH-H är högre. De skillnader i föroreningshalter som förekommer mellan de olika behandlingarna i fältförsöket påverkar inte detta. Detta gäller både obehandlad och behandlad jord.

Tabell 5.8. Delriktvärden för skydd av människors hälsa för de tre scenarierna (Bostadsområde, Parkområde och Industriområde) och för obehandlad och biokolsbehandlad jord. För jämförelse redovisas även riktvärden för de generella scenarierna känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM), markerade med gul skuggning. Riktvärden högre än riktvärde för skydd mot fri fas har markerats med kursiv stil. Samtliga riktvärden i mg/kg TS.

Scenario	Behandling	PAH-L	PAH-M	PAH-H
KM		21	3,3	1,1
MKM		170	21	17
Bostadsområde	Obehandlad	450	58	2,6
Bostadsområde	3 % biokol	<i>920</i>	110	3,1
Bostadsområde	6 % biokol	<i>940</i>	120	3,1
Parkområde	Obehandlad	<i>1 600</i>	170	4,9
Parkområde	3 % biokol	<i>1 600</i>	180	5,0
Parkområde	6 % biokol	<i>1 600</i>	180	5,0
Industriområde	Obehandlad	<i>3 200</i>	<i>370</i>	18
Industriområde	3 % biokol	<i>7 200</i>	<i>650</i>	18
Industriområde	6 % biokol	<i>7 400</i>	<i>660</i>	18

5.5.3 Risker för yt- och grundvatten

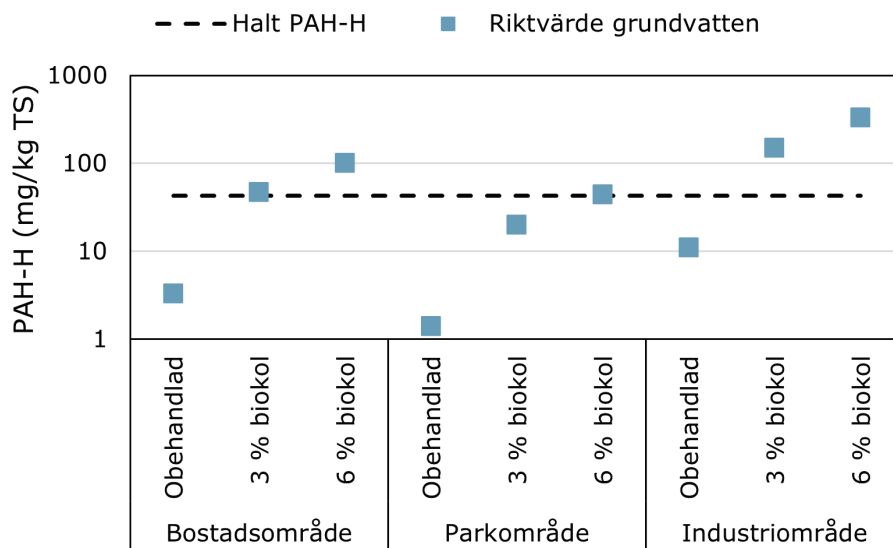
Delriktvärden för skydd av grundvatten redovisas i tabell 5.9. I samtliga fall är delriktvärden för ytvatten högre än de för grundvatten, vilket framgår av sammanställningen i bilaga 2. Beräknade riktvärden för skydd av grundvatten är i många fall höga, högre än riktvärden för skydd mot fri fas. Detta markeras i förekommande fall i tabellen. Resultaten avseende risker för yt- och grundvatten är inte nödvändigtvis överförbara till andra platser/fall. De beräknade riktvärdena beskriver ett fiktivt scenario och riktvärdena kan påverkas mycket av exempelvis akviferegenskaper, det förorenade områdets storlek och avståndet till skyddat grundvatten.

Beräknade riktvärden för skydd av grundvatten är i samtliga fall högre i den biokolsbehandlade än i den obehandlade jorden. De uppmätta halterna i fältförsöket underskrider samtliga riktvärden för PAH-L och PAH-M.

Tabell 5.9. Delriktvärden för skydd av grundvatten (mg/kg TS) för de tre scenarierna (Bostadsområde, Parkområde och Industriområde) och för obehandlad och biokolsbehandlad jord. För jämförelse redovisas även riktvärden för de generella scenarierna känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM), markerade med gul skuggning. Riktvärden högre än riktvärde för skydd mot fri fas har markerats med kursiv stil. Samtliga riktvärden i mg/kg TS.

Scenario	Behandling	PAH-L	PAH-M	PAH-H
KM		5,2	16	5,3
MKM		17	53	17
Bostadsområde	Obehandlad	380	110	3,3
Bostadsområde	3 % biokol	<i>5 400</i>	<i>1 700</i>	47
Bostadsområde	6 % biokol	<i>9 100</i>	<i>3 700</i>	<i>100</i>
Parkområde	Obehandlad	160	48	1,4
Parkområde	3 % biokol	<i>2 300</i>	<i>740</i>	20
Parkområde	6 % biokol	<i>4 000</i>	<i>1 600</i>	44
Industriområde	Obehandlad	<i>1 200</i>	<i>360</i>	11
Industriområde	3 % biokol	<i>17 000</i>	<i>5 500</i>	<i>150</i>
Industriområde	6 % biokol	<i>30 000</i>	<i>12 000</i>	<i>330</i>

För PAH-H överskrider de uppmätta halterna riktvärden för obehandlad jord, medan det i behandlad jord är olika beroende på scenario och behandling. En jämförelse mellan uppmätta halter och riktvärden redovisas i figur 5.8. Uppmätta halter underskrider riktvärden för industriområde, både med inblandning av 3 % biokol och 6 % biokol, samt för bostadsområde med inblandning av 6 % biokol. De uppmätta halterna är i nivå med riktvärdena för bostadsområde med inblandning av 3 % biokol och för parkområde med inblandning av 6 % biokol.



Figur 5.8. Riktvärden för skydd av grundvatten för olika scenarier och behandlingar jämfört med uppmätt halt av PAH-H. Notera att skalan är logaritmisk.

5.5.4 Jämförelse resultat enskilda och grupper

Det finns i riktvärdesmodellen möjlighet att räkna riktvärden för de enskilda PAH-föreningarna och för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H. När riktvärden beräknas för grupperna används medelvärden för ämnesdata (se avsnitt 5.3.1) baserat på sammansättningen i jorden. Om det är stora skillnader i egenskaper mellan ämnen i samma grupp kan sammansättningen i andra media vara annorlunda än i jorden. Detta kan leda till att risker under- eller överskattas, beroende på förhållande mellan ämnesegenskaper och toxicitetsparametrar eller riktvärden.

En jämförelse mellan de två metoderna har gjorts och den redovisas i bilaga 3. Sammantaget visar jämförelsen att det fungerar bra att beräkna riktvärden baserat på platspecifik sammansättning av PAH och riktvärden för summagrupper. Samtliga beräkningar här utgår från samma sammansättning av PAH i jorden, en utvärdering med fler olika jordar vore önskvärd. I jämförelsen ingår dock olika scenarier med olika styrande exponeringsvägar och olika spridningsförutsättningar samt olika behandlingar där K_{OC} -värdena påverkats olika.

5.5.5 Risker för markekosystemet

PAH-TU-kalkylatorn har använts för att beräkna summa 16-PAH-TU_{MPC} och 16-PAH-TU_{SRC}. Resultaten baserade på mätningarna 2019 har sammanställts i tabell 5.10 och figur 5.7. För beräkningen har medelvärden för respektive behandling använts (Enell m.fl., 2020). Först utvärderas TU_{MPC}, om värdet är <1 förväntas inga negativa effekter på markekosystemet. I vårt exempel är TU_{MPC}-värdet 5,4 för den obehandlade jorden. Vi går därför vidare och tittar även på TU_{SRC}-värdet. Ett värde >1 indikerar att det finns risk för allvarliga negativa effekter. När, som i vårt fall då TU_{MPC}>1 och TU_{SRC}<1 föreligger det en

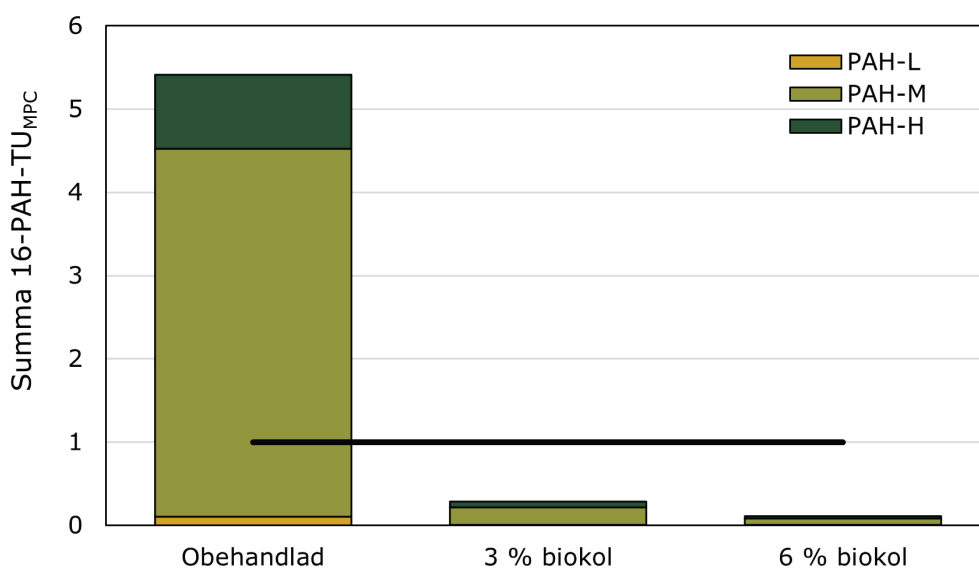
potentiell risk för markekosystemet och en utökad markekologisk undersökning bör genomföras (Berggren Kleja & Enell, 2021).

För de behandlade jordarna är däremot TU_{MPC} -värdet <1 , det vill säga, efter biokolsbehandling har risken har reducerats till en nivå då inga negativa effekter på markekosystemet orsakade av PAH-16 förväntas uppstå. Utförda ekotoxikologiska tester på daggmask, i AP2 i BALANCE, visade också att tillsatsen av biokol hade en positiv effekt på daggmaskars reproduktion. Daggmaskarna kunde inte reproducera sig i den obehandlade jorden, men med biokolsbehandling kom reproduktion igång. Effekten var större med tillsats av 3 % än med 6 % biokol vilket antyder att en för stor tillsats av biokol kan ha negativa effekter på markekosystemet (Enell m.fl., 2020).

Bidraget från grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H har sammanställts utifrån bladet *Beräkningar* i PAH-TU-kalkylatorn och redovisas i figur 5.9. Figuren visar att det framför allt är PAH-M som bidrar till risk samt att risken reduceras med tillsats av biokol för samtliga grupper av PAH.

Tabell 5.10. Riskkvoter (på engelska toxic units, TU) för de två skydds nivåerna MPC (Maximum Permissible Concentration; motsvarande skydd av 95 % av arterna) och SRC (Serious Risk Concentration; motsvarande en nivå då allvarliga effekter på markekosystemet kan förväntas) beräknat för summa 16 PAH för obehandlad och behandlad jord.

Behandling	16-PAH- TU_{MPC}	16-PAH- TU_{SRC}
Obehandlad	5,4	0,09
3 % biokol	0,29	0,0048
6 % biokol	0,11	0,0018



Figur 5.9. Bidrag till summa 16-PAH- TU_{MPC} från PAH-L, PAH-M och PAH-H.

5.5.6 Sammanlagd riskbedömning obehandlad jord

Exempelberäkningarna visar att det för den obehandlade jorden föreligger risker, främst kopplat till PAH-H. För PAH-H visar beräkningarna på oacceptabla risker för människors hälsa och för grundvatten. För markekosystemet visar exempelberäkningarna på en potentiell risk, denna drivs framför allt av PAH-M. Resultaten gäller samtliga utvärderade scenarier.

5.5.7 Sammanlagd riskbedömning biokolsbehandlad jord

Resultaten från beräkningsexemplet visar att inblandning av biokol har potential att minska hälsorisker väsentligt för PAH-L och PAH-M. Detta illustreras av den stora höjningen av riktvärden som erhöles för behandlad jord jämfört med obehandlad jord (tabell 5.8). I det aktuella fallet var de uppmätta halterna under riktvärdet även i den obehandlade jorden, men i ett fall där jordens inneboende egenskaper att fastlägga PAH är sämre skulle en tillsats av biokol kunna få en än större betydelse i ett riskperspektiv. Jorden från fältförsöket hade höga K_{OC} -värden i förhållande till de jordar som användes för porgasförsöket och för de lättare PAH-föreningarna även i förhållande till andra jordar (se figur 4.1).

När det gäller PAH-H påverkas riktvärden för skydd av hälsa i mindre utsträckning och i princip endast för scenariot för bostadsområde. Detta beror på att de exponeringsvägar som är styrande för hälsorisker med PAH-H inte påverkas av en justering av K_{OC} i riktvärdesmodellen. Det är sannolikt att biokolsprodukter som har förmågan att väsentligt minska utlakningen av PAH (liksom det biokol som användes i fältförsöket) även kan påverka dessa exponeringsvägar, men det är inget som har undersökts eller kunnat verifieras inom BALANCE.

Resultaten från beräkningsexemplet visar också att inblandning av biokol har potential att minska spridningen. I beräkningsexemplet baseras detta på data från den fritt lösta koncentrationen i porvatten (POM-analys). I fältförsöket har också provtagning gjorts med lysimetrar, vilket ger ett mått på den totala koncentrationen, inklusive PAH associerat till löst organiskt kol (DOC). Även dessa mätningar visar på en minskad spridning vid inblandning av biokol (Au Musse m.fl., 2026). Analyserna visar också att de totala mobila koncentrationerna är lägre än de fritt lösta koncentrationerna vid jämvikt. Sannolikt överskattas alltså spridningsrisken i riktvärdesmodellen, under förutsättning att övriga parametrar är rimligt valda. Spridningsmodellen i beräkningsverktyget är mycket enkel och exempelvis den hydrauliska konduktiviteten kan variera med flera storleksordningar, men den relativa effekten på mobiliteten av PAH av en biokolstillsats bör även gälla i de fall då en mer avancerad (realistisk) spridningsmodell används.

När det gäller risker för markekosystemet visar beräkningsexemplet också på att inblandning av biokol minskar biotillgängligheten av PAH. För scenarierna för bostads- och parkområden innebär detta att en potentiellt oacceptabel risk i den obehandlade jorden blir acceptabel med tillsats av biokol. Detta stöds också av att tillsats av biokol hade positiv effekt på reproduktionen hos dagmask, dock gav tillsats av 3 % biokol bättre effekt än tillsats av 6 % biokol (Enell m.fl., 2020).

6 Exempelberäkningar: platsspecifika riktvärden för metaller

6.1 Indata

Även i exempelberäkningar för metaller används resultat från projektet BALANCE fältförsök i Helsingborg, där förorenade jord behandlats med 0 %, 3% och 6 % biokol (Rijk m.fl., 2024; Tiberg m.fl., 2025), som indata för att illustrera en tänkt arbetsgång i en platsspecifik riskbedömning.

Som framgår av tabell 6.1 ligger halterna av koppar och bly över det generella riktvärdet för MKM, medan värdet för zink ligger mellan KM och MKM. Halten nickel är låg och ligger under KM. Den obehandlade jorden hade ett högt pH, runt 8,0, vilket förklarar att pH inte nämnvärt påverkades av en biokolstillsats (tabell 5.1). Jorden kan klassificeras som en grusig sand och har en lerhalt på 4 % (tabell 5.1).

Trots att halten av nickel var under riktvärdet för KM har vi valt att utföra exempelberäkningarna för detta ämne för att illustrera hur riktvärdena förändras vid en platsspecifik bedömning, med och utan biokol, för en metall där skyddsobjektet grundvatten är styrande för det generella riktvärdet (tabell 6.1).

Som framgår av tabell 6.2 sänker en tillsats av biokol lösligheten av nickel (K_a -värdet blir större).

Mätningar av TOC gjorda efter den första växtsäsongen 2019 visade att vår tillsatta dos av biokol låg inom ± 10 % jämfört med våra måldoser på 3 respektive 6 viktprocent. Under försökets gång 2019–2024 har dock halten TOC förändrats över tid i de olika jordarna. I exempelberäkningarna har vi valt att utgå ifrån en medelhalt av TOC i de obehandlade jordarna för perioden 2019–2024 (2,7 %), medan TOC i de behandlade jordarna antogs vara lika med denna halt, plus de båda måldoserna av biokol. Biokolet innehöll 86 % TOC, varför en tillsats av 3 % respektive 6 % biokol ger beräknade TOC på 5,3 % respektive 7,9 %. Vi antog således att halten biokols-kol i de behandlade jordarna var stabil under försökstiden och att de förändringar vi såg över tid var ett resultat av omsättningen av naturligt organiskt material (inflöde av organiskt kol via rottillväxt/förna minus mineralisering).

Tabell 6.1. Koncentration av totalt organiskt kol (TOC) och tungmetallerna bly (Pb), koppar (Cu), zink (Zn) och Nickel (Ni) i den behandlade och obehandlade jorden. Värden för TOC representerar medelvärden och standardfel (n=3) för provtagningarna 2019, 2021, 2023 och 2024.

Motsvarande värden för tungmetallerna representerar medelvärden och standardfel för provtagningarna 2019 och 2023. Halten TOC i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg samt generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) anges för jämförelse, markerade med gul skuggning.

Behandling	TOC	Pb	Cu	Zn	Ni
	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
KM	2	50	80	250	40
MKM	2	180	200	500	120
Obehandlad	2,7±0,1	435±53	215±23	393±14	13,5±0,3
3 % biokol	5,0±0,2	420±8	213±20	383±29	12,8±0,3
6 % biokol	6,6±0,2	458±71	255±75	370±10	13,2±0,7

Tabell 6.2. Fördelningskoefficienter (K_d) för nickel i de olika behandlingsleden, beräknade utifrån medelhalter av nickel i jord (tabell 6.1) och lakvatten respektive porvatten (figur 4.2). Som referens anges också standardvärdet som används vid beräkning av de generella riktvärdena KM och MKM, "NV" markerat med gul skuggning.

Behandling	Laktest	Porvatten	Generellt riktvärde
	l/kg	l/kg	l/kg
NV			300
Obehandlad	8 700	2 000	
3 % biokol	17 800	5 300	
6 % biokol	23 900	9 700	

6.2 Scenario för beräkning av platsspecifika riktvärden

För att undersöka effekten av biokol på platsspecifika riktvärden för metaller har Naturvårdsverkets generella scenarier för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) använts. Utöver justering av ämnesspecifika parametrar har inga ändringar jämfört med de generella scenarierna gjorts.

När det gäller effekter på markekosystemet utvärderas två scenarier avseende pH i den obehandlade jorden:

- Scenario 1: pH som i fältförsöket, det vill säga förhållandevis högt
- Scenario 2: fiktivt scenario med lågt pH

6.3 Beräkning av platsspecifika riktvärden med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg

En tillsats av biokol kan påverka såväl löslighet som biotillgänglighet av metaller. I riktvärdesmodellen kan lösligheten enkelt justeras utifrån platsspecifik information genom att ändra K_d -värdet (figur 3.3). Rent praktiskt görs detta genom att skapa ett " eget ämne" med ett platsspecifikt K_d på samma sätt som beskrivits ovan för K_{OC} . Effekten av att göra en platsspecifik justering av K_d illustreras nedan för nickel med resultat från fältförsöket som indata (tabell 6.3).

Konceptet "biotillgänglighet" används både i sammanhang som rör ekotoxikologiska effekter, det vill säga effekter på "markmiljön", och vid bedömning av hälsoeffekter (oral biotillgänglighet).

När det gäller effekter på markmiljön saknas möjlighet att göra platsspecifika justeringar i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. Här är i stället riktvärdena knutna till två generella skyddsnivåer, 75 % för KM och 50 % för MKM, vilka gäller för alla marktyper. Justeringar kan däremot göras i en separat ekologisk riskbedömning med Excelverktyget *Threshold calculator for metals in soil* (ARCHE, 2020), vilket illustreras för koppar, nickel och zink i kapitel 6.4.

För bly är det vanligt förekommande att platsspecifika riktvärden styrs av hälsorisker med intag av jord som styrande exponeringsväg. Detta gäller även de generella riktvärdena för både KM och MKM (tabell 3.3). Det är idag oklart om en biokols-behandling kan ge en märkbar effekt på den orala biotillgängligheten av bly och andra metaller. Effekten bör dock vara starkt beroende av såväl jordens som det aktuella biokolets metallbindande egenskaper. I vårt fältförsök såg vi ingen signifikant effekt av biokoltillsatsen på porvattenkoncentrationen av bly under något av de år vi mätte (2019–2024). Detta beror sannolikt på att jorden i sig band bly betydligt starkare än vad biokolet gjorde. I vårt fall är det därför osannolikt att tillsatsen av biokol nämnvärt kan ha påverkat den orala biotillgängligheten. Det finns idag etablerade *in vitro* metoder (lakteter som skall simulera förhållandena i mag-tarmsystemet) som kan användas för att på ett mer realistiskt sätt uppskatta den orala biotillgängligheten av metaller i en jord. En sådan metod, den så kallade UBM-metoden, ISO 17294:2018 (International Organization for Standardization, 2018), har validerats för bly, kadmium och arsenik genom jämförelser med resultat från djurförsök (Denys m.fl., 2012). I en undersökning

med en *in vitro*-metod liknande UBM-metoden, visade Manzano m.fl. (2020) att biotillgängligheten av bly i två italienska förorenade jordar endast marginellt påverkades av en biokolstillsats.

6.4 Beräkning av biotillgänglighetskorrigerade riktvärden för skyddet av markmiljön

Det Excel-baserade beräkningsverktyget *Threshold calculator for metals in soil* (ARCHE, 2020), beräknar jordtypsspecifika, biotillgänglighetskorrigerade riktvärden av metallerna bly, kobolt, koppar, nickel, zink och molybden. Korrigeringen görs med hjälp av empiriskt funna samband mellan toxikologiska tröskelvärden för olika typer av växter och marklevande organismer och generella markfaktorer (pH, lerhalt och halten organiskt material). Beräkningsverktyget har utvecklats inom ramen för arbetet med REACH³ och är en programvara som är fritt tillgänglig för nedladdning⁴. De markfaktorer som används i den jordtypsspecifika korrigeringen är: pH, lerhalt och halten organiskt material, mätt som TOC. Finns data på effektiv katjonbyteskapacitet kan denna ersätta halter ler och organiskt material. En detaljerad beskrivning av hur beräkningsverktyget kan användas, steg för steg, finns i Berggren Kleja & Enell (2021). Vilka mekanismer som styr inbindningen av metaller till biokol är inte helt klarlagt. De effekter vi observerade på metallernas löslighet i fältförsöket vid en biokolstillsats (figur 4.2) berodde sannolikt främst på en inbindning till biokolets organiska komponent. I biokol med en hög askhalt är det möjligt att även den minerogena komponenten kan bidra till inbindningen via adsorption och/eller utfällningar, se figur 2.2. Då den organiska komponenten i biokol kan antas vara stabil över tid gäller detta sannolikt även för dess förmåga att binda metaller.

Två grundläggande antaganden bör gälla för att *Threshold calculator for metals in soil* ska kunna användas för att beräkna effekten av en biokolstillsats på metallers biotillgänglighet: (1) att det är inbindningen till biokolets organiska komponent som dominerar fastläggningen till biokolet, samt (2) att denna inbindning sker på ett likartat sätt som till naturligt organiskt material.

Det är möjligt att vissa typer av biokol med hög askhalt kan innehålla oorganiska komponenter som karbonat-, fosfat- och oxidutfällningar, vilka kan bidra till fastläggningen av vissa metaller. Skulle detta vara fallet blir resultatet en förstärkt fastläggning, gentemot ett antagande om att inbindning enbart sker till biokolets organiska komponent, det vill säga risken överskattas om utfällningsprocesser ignoreras. Ur ett konservativt riskperspektiv är det därför rimligt att anta att fastläggningen till biokol styrs av adsorption till den organiska komponenten i biokolet.

Den vetenskapliga litteraturen ger stöd för antagandet att de organiska komponenterna dominerar fastläggningen och att inbindningen till biokol sker på ett liknande sätt som till naturligt organiskt material. En studie av adsorption av kadmium och nickel till sex olika typer av biokol, visade att metallerna bands till karboxyl- och hydroxylgrupper, liknande de som finns i naturligt organiskt material (Alam m.fl., 2018). Detta resultat är i linje med

³ Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals; Regulation EC No 1907/2006

⁴ <https://arche-consulting.be/en/tools/threshold-calculator-for-metals-in-soil>

resultat erhållna i ett systerprojekt till BALANCE, finansierat av Vetenskapsrådet (projektledare Carin Sjöstedt, SLU), som visade att metallbindningen till biokolet som använts i BALANCE fältförsök kunde beskrivas väl med den geokemiska modellen "Stockholm humic model" (Gustafsson, 2001), vilken har utvecklats för att beskriva metallbindning till naturligt organiskt material. "Stockholm humic model" är en delmodell i en större geokemisk modell, Visual MINTEQ⁵.

Även om inbindningen till biokol sker på liknande sätt som till naturligt organiskt material är effektiviteten hos biokol inte lika stor. För att använda *Threshold calculator for metals in soil* för riskbedömning av biokolsbehandlad jord måste koncentrationen av biokol i jorden skalas om (översättas) till koncentration naturligt organiskt material. Genom att kombinera erfarenheter från tidigare forskning kring modellering av metallbindning i naturliga jordar med ny forskning om metallbindning till biokol utförd av Carin Sjöstedt, SLU (Sjöstedt m.fl., 2026), är det fullt möjligt att göra en sådan skalning. Skalningen mellan biokol och naturligt organiskt material görs utifrån information om antalet bindningsställen, det vill säga funktionella grupper, som kan binda metaller till biokol respektive naturligt organiskt material.

- Koncentrationen av funktionella grupper på ett biokol kan uppskattas genom titrering med stark syra eller bas. Här finns dock potentiella metodproblem. Det är till exempel viktigt att tvätta bort karbonat- och oxidutfällningar med stark syra innan titreringen, annars är risken stor att antalet bindningsställen överskattas (Tsechansky & Graber, 2014). Vårt fältbiokol hade en total aciditet (karboxyl- plus hydroxylgrupper) på 0,30 mmol/g (Carin Sjöstedt, muntligt meddelande), vilket ligger väl i nivå med vad Tsechansky & Graber (2014) erhöll för två eukalyptusbiokol framställda vid två olika pyrolystemperaturer: 450 °C (0,63 mmol/g) och 600 °C (0,34 mmol/g).
- För att kunna översätta den metallbindande förmågan mellan organiskt material i jord och biokol behöver koncentrationen av funktionella grupper normaliseras mot TOC. Vårt biokol innehöll 86 % organiskt kol (TOC), vilket ger 0,35 mmol/g TOC.
- Det är väl belagt i den vetenskapliga litteraturen att det är så kallade humus- och fulvosyror som står för de metallbindande egenskaperna i naturligt organiskt material. Som standardvärde i Visual MINTEQ har humus- och fulvosyror en total aciditet på 5,33 respektive 7,02 mmol/g. Om vi antar att jorden innehåller en lika stor andel av dessa syror, samt att deras kolhalt är 50 %, får vi 12,3 mmol/g TOC. Eftersom inte allt organiskt kol i en jord utgörs av humus- och fulvosyror måste en korrigering för detta göras. Enligt Sjöstedt m.fl. (2018) är ungefär hälften av det organiska materialet i en mineraljord humus- och fulvosyror, vilket ger en total aciditet på 6,2 mmol/g TOC. Skalningsfaktorn mellan vårt biokol och naturligt organiskt material blir då 0,06 (0,35/6,2), det vill säga ett typiskt naturligt organiskt material har ungefär 20 gånger fler bindningsställen för metaller än vårt biokol som använts i fältförsöket.

⁵ <https://vminteq.com/>

- Andra typer av biokol, tillverkade vid lägre temperatur än biokolet vi använt i fältförsöket kan potentiellt ha högre koncentration av funktionella grupper. Den här uppskattade skalningsfaktorn kan användas även för dessa typer av biokol för en konservativ riskbedömning.

I *Threshold calculator for metals in soil* används alltså en korrigerad TOC (TOC_{korrr}) som beräknas utifrån det TOC från naturligt organiskt material (TOC_{NOM}) och TOC i tillsatt biokol (TOC_{BC}) med en korrigeringsfaktor på 0,06 för att kompensera för den lägre bindningskapaciteten enligt ovan. TOC_{korrr} ges av:

$$TOC_{korrr} = TOC_{NOM} + 0,06 \cdot TOC_{BC}$$

6.5 Resultat och diskussion

6.5.1 Riktvärden hälsa och spridning

Av de undersökta metallerna är nickel den metall där lösligheten potentiellt har störst betydelse. I det generella scenariot för KM är det skydd av grundvatten som styr det generella riktvärdet (tabell 6.3). Då vi även har uppmätt en minskad löslighet av nickel i såväl laktestet som porvattnet vid en biokolstillsats (tabell 6.2), är det av intresse att utvärdera hur ett ändrat K_d -värde för nickel kan förändra riskbilden. Som framgår av tabell 6.2 är de K_d -värden som vi bestämde för jordarna i fältförsöket betydligt högre än det värde som använts vid beräkning av det generella riktvärdet, även utan tillsats av biokol. Skyddet av markmiljön blir därför styrande för det platsspecifika riktvärdet redan i de obehandlade jordarna, något som förstärks vid tillsats av biokol. Redan vid ett K_d -värde på 600 l/kg, det vill säga dubbelt så högt som i det generella antagandet, övergår riktvärdet från att styras av skydd av grundvatten till att styras av skydd av markmiljön. Vår slutsats är därför att det bör vara vanligt förekommande att markmiljön är styrande för det platsspecifika riktvärdet för nickel, liksom den är för koppar och zink.

Tabell 6.3. Beräkning av platsspecifika riktvärden för nickel med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2025) under antagande om olika K_d -värden, men i övrigt har generella antaganden och parametrar använts. Delriktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) med generellt K_d -värde (NV) och ett dubbelt så högt K_d -värde (NV*2) anges för jämförelse. Delriktvärdet för det styrande skyddsobjektet är markerat med fet stil.

Behandling	K_d (l/kg)	Hälsa (mg/kg)	Markmiljö (mg/kg)	Grundvatten (mg/kg)	Ytvatten (mg/kg)
KM					
NV	300	140	70	43	1 200
NV*2	600	180	70	87	2 400
Obehandlad	8 700	220	70	1 300	35 000
3 % biokol	17 800	220	70	2 600	71 000
6 % biokol	23 900	230	70	3 400	96 000
MKM					
NV	300	2400	120	140	1 200
NV*2	600	2400	120	280	2 400
Obehandlad	8 700	2400	120	4100	35 000
3 % biokol	17 800	2400	120	8300	71 000
6 % biokol	23 900	2400	120	11 000	96 000

6.5.2 Riktvärden för skydd av markmiljön

Som framgår av tabell 6.4 är de platsspecifika riktvärdena för skydd av markmiljön för alla tre metaller högre i de obehandlade jordarna än de generella riktvärdena, både för KM och MKM. Skillnaden är störst för nickel där de platsspecifika riktvärdena är en faktor två högre än de generella. För koppar och zink är de platsspecifika värdena 1,3–1,8 gånger högre. De högre platsspecifika riktvärdena i de obehandlade jordarna förklaras delvis av en högre TOC-halt och ett högre pH än i det generella scenariot. Om vi antar ett pH på 5 i stället för 8 i beräkningarna för de obehandlade jordarna ligger värdena för de tre metallerna relativt nära de generella värdena (en faktor 0,9–1,6).

Platsspecifika riktvärden för skydd av markmiljön erhållna med *Threshold calculator for metals in soil* kan läggas till i beräkningsverktyget genom att skapa ett eget ämne och ändra ämnesdata på samma sätt som beskrivs för K_{oc} i avsnitt 5.3.2. De ämnesparametrar som ska justeras är ”Skydd av markmiljön, KM-värde” och/eller ”Skydd av markmiljön, MKM-värde”.

Tabell 6.4. Platsspecifika, biotillgänglighetskorrigerade riktvärden av koppar, zink och nickel i jordar från fältförsöket, beräknade med *Threshold calculator for metals in soil* (ARCHE, 2020) baserade på angivna indata; pH och totalt organiskt kol (TOC) där det för biokolsbehandlade jordar använts omräknade TOC-halter där biokolets metallbindande förmåga normaliserats gentemot naturligt organiskt kol (TOC_{korrr.}). För jämförelse redovisas även de generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). KM-värden motsvarar en skyddsnivå på 75 % av arterna och MKM-värden 50 % av arterna.

Behandling		pH	TOC (%)	TOC _{korrr.} (%)	Koppar (mg/kg)	Zink (mg/kg)	Nickel (mg/kg)
					KM		
NV		5-7	2	2	80	250	70
Scenario 1	Obehandlad	8,0	2,7	2,7	141	430	141
	3 % biokol	8,0	5,3	2,9	147	445	150
	6 % biokol	8,0	7,9	3,0	150	452	154
Scenario 2	Obehandlad	5,0	2,7	2,7	124	232	82
	3 % biokol	5,0	5,3	2,9	129	240	87
	6 % biokol	5,0	7,9	3,0	132	244	89
					MKM		
NV		5-7	2	2	200	500	120
Scenario 1	Obehandlad	8,0	2,7	2,7	252	850	255
	3 % biokol	8,0	5,3	2,9	264	876	271
	6 % biokol	8,0	7,9	3,0	270	888	279
Scenario 2	Obehandlad	5,0	2,7	2,7	206	519	151
	3 % biokol	5,0	5,3	2,9	215	533	159
	6 % biokol	5,0	7,9	3,0	220	540	164

En tillsats av biokol har en relativt liten påverkan på de platsspecifika riktvärdena. En tillsats av 3 % biokol höjer det platsspecifika KM-riktvärdet för de tre metallerna med 4-6 % och MKM-riktvärdet med 3-6 %. En tillsats på 6% biokol ger motsvarande höjningar på 5-9 % både för KM- och MKM-riktvärdena. Påverkan på det platsspecifika riktvärdet är således måttlig på grund av den låga koncentrationen metallbindande grupper relativt naturligt organiskt material. Vad som dock talar till biokolets fördel är dess stabilitet över tid. Naturligt organiskt material bryts ner betydligt snabbare.

Värt att notera är att effekten av biokol ökar något om biokolets pH-höjande effekt utnyttjas i en sur jord. Vid en tillsats av 3% biokol till en jord med pH 5 där pH efter behandlingen blir 8, ökar KM-värdena för de tre metallerna med en faktor 1,2–1,9 (tabell 6.4). Motsvarande ökning för MKM-värdena är en faktor 1,3–1,8.

7 Slutsatser och rekommendationer

Vi har tagit fram en metodik för riskbedömning av PAH och tungmetaller, specifikt inriktad på att bedöma riskbilden och riskreduktionen vid en biokolsbehandling av förorenad jord. Metodiken är baserad på idag vedertagna riskbedömningsmetoder, inklusive Naturvårdsverkets Excel-baserade beräkningsverktyg (Naturvårdsverket, 2009b, 2009a, 2025) och en separat metodik för platsspecifik ekologisk riskbedömning (Berggren Kleja & Enell, 2021). Eftersom en biokolsbehandling inte påverkar totalhalten av ett ämne, fokuserar riskbedömningsmetodiken på effekter kopplade till föroreningarnas rörlighet och biotillgänglighet.

En tillsats av det här studerade biokolet hade en stor påverkan på fördelningskoefficienten mellan organiskt kol och porvatten (K_{OC}) för PAH-ämnen, vilket direkt påverkade delriktvärdena för människors hälsa, grundvatten och ytvatten. Riktvärden för människors hälsa påverkades genom exponeringsvägarna inandning av ånga, intag av dricksvatten och intag av växter. Platsspecifika K_{OC} -värden bestämdes här med hjälp av ”POM-metoden” och analys av jordens innehåll av TOC och koncentrationen av PAH i jorden. Både obehandlad och biokolsbehandlad förorenad jord undersöktes.

En behandling med biokol har en potential att reducera risker för hälsa, spridning och markekosystemet, vilket illustrerades i ett beräkningsexempel med indata från vårt fältförsök. Beräkningarna utgick ifrån tre olika markanvändningsscenario: bostadsområde, parkområde och industriområde. För PAH-L och PAH-M reducerades risken för människors hälsa väsentligt, till acceptabla nivåer. För PAH-H kunde dock ej en tillräcklig riskreduktion uppnås med tillsats av biokol då exponeringen via intag av jord, hudkontakt och inandning av damm blev styrande för risken. Det är rimligt att anta att en tillsats av biokol även påverkar dessa exponeringsvägar via en sänkt biotillgänglighet av PAH-H, men ingen utvärdering av detta har gjorts inom projektet. En separat ekologisk riskbedömning indikerade en potentiell risk i den obehandlade jorden, men att en tillsats av 3% biokol var tillräcklig för att sänka denna till acceptabla nivåer.

Biokol är ett samlingsnamn för en rad produkter och potentialen att behandla en viss jord kan skilja sig åt mellan olika biokol. Det biokol som användes i fältförsöket hade större påverkan på lösligheten av PAH än något av de biokol som användes för undersökning av effekter på porgas. Detta trots att jorden i fältförsöket från början hade större förmåga att binda PAH än de övriga jordarna (figur 4.1).

Vi rekommenderar att man alltid testar ett biokols bindningsförmåga tillsammans med den förorenade jorden i labbskala innan en fullskalig sanering utförs. För PAH och andra liknande hydrofoba organiska ämnen kan testet utföras med POM-metoden (eller likvärdig metod), och tillsammans med analys av TOC och föroreningshalter i jorden kan K_{OC} bestämmas för den obehandlade och den biokolsbehandlade jorden.

Uppbyggnaden av riktvärdesmodellen för metaller skiljer sig något åt jämfört med den för opolära organiska ämnen som PAH. För metaller är lösligheten (K_d -värdet) den enda direkta parametern som enkelt kan justeras i modellen. Standardiserade laktester används frekvent för att bestämma platsspecifika K_d -värden för metaller, men mätningar utförda inom projektet visade på ett potentiellt problem med sådana tester. Vid en tillsats av biokol höjs i regel pH, vilket gör att kolloidala partiklar av järn(hydr)oxid kan mobiliseras. Dessa kan binda tungmetaller som bly, koppar och krom, vilket leder till att lösligheten av dessa överskattas. Partiklarna är små och kan passera ett 0,45 μm -filter (som är standardförfarande för filtrering av lakvatten innan analys), men kan enligt tidigare forskning enkelt avlägsnas genom en ultrafiltrering (10 kD) av lakvattnet.

Ett beräkningsexempel med riktvärdesmodellen för metallerna bly, koppar, nickel och zink, med indata från vårt fältexperiment (platsspecifika K_d -värden), visade att en tillsats av biokol endast ger en marginell riskreduktion. För bly var intag av jord styrande för det platsspecifika riktvärdet. Vi har inte utvärderat eventuella effekter av en biokolstillsats på den orala biotillgängligheten, men vår bedömning är att sådana effekter sannolikt är små.

För koppar, nickel och zink är det vanligt förekommande att skyddet av markmiljön styr det platsspecifika riktvärdet. Genom att skala biokolets metallbindande egenskaper gentemot metallbindande egenskaper hos ett typiskt naturligt organiskt material kan beräkningsprogrammet *Threshold calculator for metals in soil* användas för att räkna fram biotillgänglighetskorrigerade riktvärden för skydd av markmiljö metaller. Beräkningar med detta program visade att en tillsats av biokol på 3 eller 6 % endast hade en marginell effekt på det platsspecifika riktvärdet, motsvarande en höjning på mellan 3 och 9 %, beroende på metall och biokolstillsats. Den ringa effekten kan förklaras av att vårt biokol, och biokol generellt, har betydligt färre metallbindande funktionella grupper än naturligt organiskt material.

Vår slutsats är att en behandling med biokol kan vara en effektiv metod för att reducera risken för människor och miljö i jordar förorenade med opolära organiska föroreningar, som till exempel PAH, PCB och DDT. Metoden är dock mindre lämplig för att jord förorenad med vanliga tungmetaller som bly, koppar, nickel och zink, även om en viss positiv behandlingseffekt kunde konstateras när det gäller risker för markekosystemet och risker för utlakning till grund- och ytvatten.

Referenser

- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S., & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, *99*, 19–33.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>
- Alam, M. S., Gorman-Lewis, D., Chen, N., Flynn, S. L., Ok, Y. S., Konhauser, K. O., & Alessi, D. S. (2018a). Thermodynamic Analysis of Nickel(II) and Zinc(II) Adsorption to Biochar. *Environmental Science and Technology*, *52*(11), 6246–6255.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06261>
- Alam, Md. S., Gorman-Lewis, D., Chen, N., Flynn, S. L., Ok, Y. S., Konhauser, K. O., & Alessi, D. S. (2018b). Thermodynamic Analysis of Nickel(II) and Zinc(II) Adsorption to Biochar. *Environmental Science & Technology*, *52*(11), 6246–6255.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06261>
- ARCHE. (2020). *Threshold calculator for metals in soil* (3.0). ARCHE Consulting.
<https://www.arche-consulting.be/tools/threshold-calculator-for-metals-in-soil>
- Arp, H. P. H., Lundstedt, S., Josefsson, S., Cornelissen, G., Enell, A., Allard, A. S., & Kleja, D. B. (2014). Native oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in historically contaminated soils from Sweden, Belgium, and France: Their soil-porewater partitioning behavior, bioaccumulation in *Enchytraeus crypticus*, and bioavailability. *Environmental Science and Technology*, *48*(19), 11187–11195.
<https://doi.org/10.1021/es5034469>
- Au Musse, A., Enell, A., Eriksson, U., & Larsson, M. (2026). *On-site solid-phase extraction (SPE) sampling of polycyclic aromatic compounds (PAC) from soil porewater in biochar-amended contaminated soil* (Opublicerat manuskript).
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J. L., Harris, E., Robinson, B., & Sizmur, T. (2011). A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. I *Environmental Pollution* (Vol. 159, Nummer 12, s. 3269–3282). <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.023>
- Berggren Kleja, D., Elert, M., Jarvis, N., Petter Gustafsson, J., & Norrström, A.-C. (2006). *Metallens mobilitet i mark*. www.naturvardsverket.se
- Berggren Kleja, D., & Enell, A. (2021). *Ekologisk riskbedömning, Att använda kemiska biotillgänglighetsmetoder i platsspecifik ekologisk riskbedömning*.
- Berggren Kleja, D., Enell, A., Pettersson, M., Kumpiene, J., Cornelissen, G., Arp, H. P., Dupuy, J., Leglise, P., Ouvrard, S., Sterckeman, T., Smolders, E., Hamels, F., & Sonnet, P. (2014). *IBRACS: Integrating Bioavailability in Risk Assessment of Contaminated Soils: opportunities and feasibilities. Final Research Report*.

- Brändli, R. C., Hartnik, T., Henriksen, T., & Cornelissen, G. (2008). Sorption of native polyaromatic hydrocarbons (PAH) to black carbon and amended activated carbon in soil. *Chemosphere*, *73*(11), 1805–1810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.08.034>
- Denys, S., Caboche, J., Tack, K., Rychen, G., Wragg, J., Cave, M., Jondreville, C., & Feidt, C. (2012). In vivo validation of the unified BARGE method to assess the bioaccessibility of arsenic, antimony, cadmium, and lead in soils. *Environmental Science and Technology*, *46*(11), 6252–6260. <https://doi.org/10.1021/es3006942>
- Enell, A., Azzi, E. S., Berggren Kleja, D., Dahlin, S., Ekblad, A., Flyhammar, P., Hallin, S., Hermansson, S., Jones, C., Landen, L., Larsson, M., Ohlsson, Y., Papageorgiou, A., Rijk, I., Sorelius, A., Sundberg, C., & Tiberg, C. (2020). *Biokol-från organiskt avfall till resurs för nyttiggörande av jordavfall Syntesrapport*.
- Enell, A., Berggren Kleja, D., Au Musse, A., Tiberg, C., & Larsson, M. (2026). *A five year field study of biochar amended contaminated soil: Effects of biochar and peat amendments on freely dissolved concentrations of PAHs, bioavailability to grass and earthworm* (Opublicerat manuskript).
- Fanger, G., Elert, M., Höglund, L. O., & Jones, C. (2006). *Lakteter för riskbedömning av förorenade områden – Underlagsrapport 3: Sammanställning av underlagsdata och användning av modeller för tolkning av lakteter*. www.naturvardsverket.se
- Gustafsson, J. P. (2001). Modeling the Acid–Base Properties and Metal Complexation of Humic Substances with the Stockholm Humic Model. *Journal of Colloid and Interface Science*, *244*(1), 102–112. <https://doi.org/10.1006/jcis.2001.7871>
- Hawthorne, S. B., Jonker, M. T. O., van der Heijden, S. A., Grabanski, C. B., Azzolina, N. A., & Miller, D. J. (2011). Measuring Picogram per Liter Concentrations of Freely Dissolved Parent and Alkyl PAHs (PAH-34), Using Passive Sampling with Polyoxymethylene. *Analytical Chemistry*, *83*(17), 6754–6761. <https://doi.org/10.1021/ac201411v>
- Hilber, I., Bastos, A. C., Loureiro, S., Soja, G., Marsz, A., Cornelissen, G., & Bucheli, T. D. (2017). The different faces of biochar: contamination risk versus remediation tool. I *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* (Vol. 25, Nummer 2, s. 86–104). Taylor and Francis. <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1254089>
- International Organization for Standardization. (2018). Soil quality – Assessment of human exposure from ingestion of soil and soil material – Procedure for the estimation of the human bioaccessibility/bioavailability of metals in soil. I *ISO 17924:2018*.
- ISO. (2017). *Soil quality - Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach) (ISO 19204:2017)*. International Organization for Standardization.

- ISO. (2019a). *Soil Quality—Leaching Procedures for Subsequent Chemical and Ecotoxicological Testing of Soil and Soil-like Materials Part 2: Batch Test Using a Liquid to Solid Ratio of 10 l/Kg Dry Matter (ISO 21268-2:2019)*.
- ISO. (2019b). *Soil Quality—Leaching Procedures for Subsequent Chemical and Ecotoxicological Testing of Soil and Soil-like Materials Part 3: Up-Flow Percolation Test (ISO 21268-3:2019)*.
- Jensen, J., Mesman, M., Rutgers, M., Dirven-van Breemen, L., Sorokin, N., ter Laak, T. L., Bierkens, J., Loibner, A. P., Erlacher, E., Ehlers, G. A. C., Bogolte, B. T., Celis, R., & Hartnik, T. (2006). *Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations* (J. Jensen & M. Mesman, Red.).
- Jonker, M. T. O., van der Heijden, S. A., Kreitinger, J. P., & Hawthorne, S. B. (2007). Predicting PAH Bioaccumulation and Toxicity in Earthworms Exposed to Manufactured Gas Plant Soils with Solid-Phase Microextraction. *Environmental Science & Technology*, 41(21), 7472–7478. <https://doi.org/10.1021/es070404s>
- Kemakta, & Institutet för Miljömedicin. (2017). *Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten*. <https://www.naturvardsverket.se/4ac414/globalassets/vagledning/forenaded-omraden/riktvarden/datablad/datablad-pah-20170518.pdf>
- Larsson, R. (2008). *Jords egenskaper*. <https://swedgeo.diva-portal.org/smash/get/diva2:1299902/FULLTEXT01.pdf>
- Löv, Å., Larsbo, M., Sjöstedt, C., Cornelis, G., Gustafsson, J. P., & Berggren Kleja, D. (2019). Evaluating the ability of standardised leaching tests to predict metal(loid) leaching from intact soil columns using size-based elemental fractionation. *Chemosphere*, 222, 453–460.
- Manzano, R., Diquattro, S., Roggero, P. P., Pinna, M. V., Garau, G., & Castaldi, P. (2020). Addition of softwood biochar to contaminated soils decreases the mobility, leachability and bioaccessibility of potentially toxic elements. *Science of the Total Environment*, 739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139946>
- Naturvårdsverket. (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Vägledning för insamling av underlagsdata*. <https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1908772/FULLTEXT01.pdf>
- Naturvårdsverket. (2009a). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. www.naturvardsverket.se
- Naturvårdsverket. (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/5900/978-91-620-5977-4.pdf>

- Naturvårdsverket. (2016). *Bilaga 1 - Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen*.
<https://www.naturvardsverket.se/4ac35e/globalassets/vagledning/forenaded-omraden/riktvarden/bilaga-1-sammanstallning-indata-berakningsmodellen.pdf>
- Naturvårdsverket. (2025). *Beräkningsprogram (2.3.2)*. Naturvårdsverket.
<https://www.naturvardsverket.se/4a7b57/globalassets/vagledning/forenaded-omraden/riktvarden/version-2-3-2-nv-berakningsprogram-rv-mark-2025-09-25.xlsm>
- Rijk, I., Ekblad, A., Dahlin, A. S., Enell, A., Larsson, M., Leroy, P., Kleja, D. B., Tiberg, C., Hallin, S., & Jones, C. (2024). Biochar and peat amendments affect nitrogen retention, microbial capacity and nitrogen cycling microbial communities in a metal and polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated urban soil. *Science of the Total Environment*, 936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173454>
- Rodhe, A., Lindström, G., Rosberg, J., & Pers, C. (2006). *Grundvattenbildning i svenska typjordar - översiktlig beräkning med en vattenbalansmodell*.
- Ruby, M. V., Lowney, Y. W., Bunge, A. L., Roberts, S. M., Gomez-Eyles, J. L., Ghosh, U., Kissel, J. C., Tomlinson, P., & Menzie, C. (2016). Oral Bioavailability, Bioaccessibility, and Dermal Absorption of PAHs from Soil - State of the Science. *Environmental Science and Technology*, 50(5), 2151–2164.
<https://doi.org/10.1021/ACS.EST.5B04110>
- Sjöstedt, C., Christl, I., Boye, K., Norberg, E., Manivannan, N., Hillier, S., Tiberg, C., Enell, A., & Berggren Kleja, D. (2026). *Binding mechanisms of Cu²⁺, Pb²⁺, and Zn²⁺ to six different biochars-insights from XAS, titrations, and geochemical modeling* (Opublicerat manuskript).
- Sjöstedt, C., Löf, Olivecrona, Z., Boye, K., & Kleja, D. B. (2018). Improved geochemical modeling of lead solubility in contaminated soils by considering colloidal fractions and solid phase EXAFS speciation. *Applied Geochemistry*, 92, 110–120.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.01.014>
- Sorelius, A., Johansson, M., Berggren Kleja, D., & Enell, A. (2026). *Inblandning av biokol - effekt på risk för exponering av förorening i gasfas*.
- ter Laak, T. L., Barendregt, A., & Hermens, J. L. M. (2006). Freely Dissolved Pore Water Concentrations and Sorption Coefficients of PAHs in Spiked, Aged, and Field-Contaminated Soils. *Environmental Science & Technology*, 40(7), 2184–2190.
<https://doi.org/10.1021/es0524548>
- Tiberg, C., Berggren Kleja, D., Sjöstedt, C., Rijk, I., Larsson, M., Sjöberg, V., & Enell, A. (2026). *Biochar as a soil remediation technique for metals: Evaluation of a 5 year field trial measurements of soil solution, grass and earthworms* (Opublicerat manuskript).

- Tiberg, C., Kleja, D. B., Sjöstedt, C., Fröberg, M., Rijk, I., Dahlin, A. S., Larsson, M., Ekblad, A., Sjöberg, V., & Enell, A. (2025). Amendment of Contaminated Soils with Biochar and Peat: Effects on Metal Solubility and Uptake in Grass and Earthworms in a Field Trial. *Environments - MDPI*, *12*(11).
<https://doi.org/10.3390/environments12110447>
- Tsechansky, L., & Graber, E. R. (2014). Methodological limitations to determining acidic groups at biochar surfaces via the Boehm titration. I *Carbon* (Vol. 66, s. 730–733). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2013.09.044>

Bilagor

1. Bilaga – Utdrag från beräkningsverktyget: bladet Uttagsrapport

Bilagan innehåller följande uttagsrapporter:

1. Bostadsområde, obehandlad jord
2. Bostadsområde, 3 % biokol
3. Bostadsområde, 6 % biokol
4. Parkområde, obehandlad jord
5. Parkområde, 3 % biokol
6. Parkområde, 6 % biokol
7. Industriområde, obehandlad jord
8. Industriområde, 3 % biokol
9. Industriområde, 6 % biokol

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bostadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för bostadsområde.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/obeh	350	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Acenaftalen/obeh	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaften/obeh	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoren/obeh	15	mg/kg	Inandning av ånga	
Fenantren/obeh	100	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Antracen/obeh	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/obeh	120	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Fluoranten/obeh	2,0	mg/kg	Inandning av ånga	
Krysen/obeh	3,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(a)antracen/obeh	3,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(k)fluoranten/obeh	3,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(b)fluoranten/obeh	2,0	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(a)pyren/obeh	0,20	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(ghi)perylene/obeh	3,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Dibenso(a,h)antracen/obeh	0,18	mg/kg	Inandning av damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	2,0	mg/kg	Inandning av damm	
PAH-L/obeh	400	mg/kg	Skydd av grundvatten	
PAH-M/obeh	60	mg/kg	Inandning av ånga	
PAH-H/obeh	2,5	mg/kg	Intag av jord	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Bostadsområde	KM		
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,00002	0,000003	-	Baserat på mätningar (obl)
Halt organiskt kol	0,022	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bostadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning _____
 Fiktivt scenario för bostadsområde.

Markmiljö beaktas i sammanvägning utförs ej utförs Separat utvärdering av skydd av markmiljö (obl)
 hälsa/miljö

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(b)fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i
 kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bostadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning

Fiktivt scenario för bostadsområde, jord behandlad med 3 % inblandning av biokol.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/3proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaftalen/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaften/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoren/3proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fenantren/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Antracen/3proc	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/3proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoranten/3proc	4,0	mg/kg	Intag av jord	
Krysen/3proc	7,0	mg/kg	Intag av jord	
Benso(a)antracen/3proc	40	mg/kg	Intag av jord	
Benso(k)fluoranten/3proc	4,0	mg/kg	Intag av jord	
Benso(b)fluoranten/3proc	2,0	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(a)pyren/3proc	0,20	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(ghi)perylen/3proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Dibenso(a,h)antracen/3proc	0,20	mg/kg	Inandning av damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	2,0	mg/kg	Inandning av damm	
PAH-L/3proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-M/3proc	120	mg/kg	Inandning av damm	
PAH-H/3proc	3,0	mg/kg	Intag av jord	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Bostadsområde	KM		
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000003	0,000003	-	Baserat på mätningar (frv)
Halt organiskt kol	0,047	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bostadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för bostadsområde, jord behandlad med 3 % inblandning av biokol.

Markmiljö beaktas i sammanvägning utförs ej utförs Separat utvärdering av skydd av markmiljö (obl)
 hälsa/miljö

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracenen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracenen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(b)fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylene/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracenen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bostadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning

Fiktivt scenario för bostadsområde, jord behandlad med inblandning av 6 % biokol.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/6proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaftalen/6proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaften/6proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoren/6proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fenantren/6proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Antracen/6proc	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/6proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoranten/6proc	4,0	mg/kg	Intag av jord	
Krysen/6proc	7,0	mg/kg	Intag av jord	
Benso(a)antracen/6proc	50	mg/kg	Intag av jord	
Benso(k)fluoranten/6proc	5,0	mg/kg	Intag av jord	
Benso(b)fluoranten/6proc	2,0	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(a)pyren/6proc	0,20	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(ghi)perylene/6proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Dibenso(a,h)antracen/6proc	0,20	mg/kg	Inandning av damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	2,0	mg/kg	Inandning av damm	
PAH-L/6proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-M/6proc	120	mg/kg	Inandning av damm	
PAH-H/6proc	3,0	mg/kg	Intag av jord	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Bostadsområde	KM		
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000002	0,000003	-	Baserat på mätningar (obl)
Halt organiskt kol	0,068	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Bostadsområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för bostadsområde, jord behandlad med inblandning av 6 % biokol.

Markmiljö beaktas i sammanvägning utförs ej utförs Separat utvärdering av skydd av markmiljö (obl)
 hälsa/miljö

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracenen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracenen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(b)fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracenen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för parkområde.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/obeh	150	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Acenaftalen/obeh	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaften/obeh	80	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Fluoren/obeh	25	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Fenantren/obeh	40	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Antracen/obeh	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/obeh	50	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Fluoranten/obeh	7,0	mg/kg	Inandning av damm	
Krysen/obeh	1,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(a)antracen/obeh	1,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(k)fluoranten/obeh	1,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(b)fluoranten/obeh	1,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(a)pyren/obeh	0,35	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(ghi)perylene/obeh	1,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Dibenso(a,h)antracen/obeh	0,30	mg/kg	Inandning av damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	1,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	
PAH-L/obeh	150	mg/kg	Skydd av grundvatten	
PAH-M/obeh	50	mg/kg	Skydd av grundvatten	
PAH-H/obeh	1,5	mg/kg	Skydd av grundvatten	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)	
	Parkområde	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Inget lokalt dricksvattenuttag (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Utomhusvistelse i parken (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för parkområde.

Exp.tid barn - inandning av ånga	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Utomhusvistelse i parken (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	-	Litet intag av frukt, bär och grönsaker som vuxit inom parkområdet (obl)
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,00002	0,000003	-	Baserat på mätningar (obl)
Halt organiskt kol	0,022	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Grundvattenbildning	300	100	mm/år	Liten ytavrinning i parkområdet (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs		Separat utvärdering av skydd av markmiljö (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för parkområde.

- Benso(b)fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylene/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i
 kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning

Fiktivt scenario för parkområde, jord behandlad med inblandning av 3 % biokol.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/3proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaftalen/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaften/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoren/3proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fenantren/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Antracen/3proc	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/3proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoranten/3proc	7,0	mg/kg	Inandning av damm	
Krysen/3proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(a)antracen/3proc	20	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(k)fluoranten/3proc	7,0	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(b)fluoranten/3proc	3,5	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(a)pyren/3proc	0,35	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(ghi)perylen/3proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Dibenso(a,h)antracen/3proc	0,30	mg/kg	Inandning av damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	3,5	mg/kg	Inandning av damm	
PAH-L/3proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-M/3proc	180	mg/kg	Inandning av damm	
PAH-H/3proc	5,0	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Parkområde	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Inget lokalt dricksvattenuttag (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Utomhusvistelse i parken (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för parkområde, jord behandlad med inblandning av 3 % biokol.

Exp.tid barn - inandning av ånga	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Utomhusvistelse i parken (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	-	Litet intag av frukt, bär och grönsaker som vuxit inom parkområdet (obl)
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000003	0,000003	-	Baserat på mätningar (frv)
Halt organiskt kol	0,047	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Grundvattenbildning	300	100	mm/år	Liten ytavrinning i parkområdet (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs		Separat utvärdering av skydd av markmiljö (obl)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för parkområde, jord behandlad med inblandning av 3 % biokol.

- Benso(b)fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylene/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i
 kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning

Fiktivt scenario för parkområde, jord behandlad med 6 % inblandning av biokol.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/6proc	3,0	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Acenaftalen/6proc	3,0	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Acenaften/6proc	3,0	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Fluoren/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Fenantren/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Antracen/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Pyren/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Fluoranten/6proc	7,0	mg/kg	Inandning av damm	
Krysen/6proc	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(a)antracen/6proc	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(k)fluoranten/6proc	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(b)fluoranten/6proc	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(a)pyren/6proc	0,35	mg/kg	Inandning av damm	
Benso(ghi)perylene/6proc	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Dibenso(a,h)antracen/6proc	0,30	mg/kg	Inandning av damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-L/6proc	3,0	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-M/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-H/6proc	2,5	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Parkområde	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Inget lokalt dricksvattenuttag (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	-	Utomhusvistelse i parken (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för parkområde, jord behandlad med 6 % inblandning av biokol.

Exp.tid barn - inandning av ånga	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	200	365	dag/år	Parkområdet besöks inte dagligen (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0	1	-	Utomhusvistelse i parken (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	-	Litet intag av frukt, bär och grönsaker som vuxit inom parkområdet (obl)
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000002	0,000003	-	Baserat på mätningar (obl)
Halt organiskt kol	0,068	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Grundvattenbildning	300	100	mm/år	Liten ytavrinning i parkområdet (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs	utförs		Separat utvärdering av skydd av markmiljö (frv)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
 Eget scenario: **Parkområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning

Fiktivt scenario för parkområde, jord behandlad med 6 % inblandning av biokol.

- Benso(b)fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i
 kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
 Eget scenario: **Industriområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för industriområde.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/obeh	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaftalen/obeh	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaften/obeh	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoren/obeh	100	mg/kg	Inandning av ånga	
Fenantren/obeh	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Antracen/obeh	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/obeh	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoranten/obeh	15	mg/kg	Inandning av ånga	
Krysen/obeh	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(a)antracen/obeh	10	mg/kg	Skydd av grundvatten	
Benso(k)fluoranten/obeh	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(b)fluoranten/obeh	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(a)pyren/obeh	1,2	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Benso(ghi)perylene/obeh	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Dibenso(a,h)antracen/obeh	1,2	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	5,0	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-L/obeh	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-M/obeh	250	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-H/obeh	10	mg/kg	Skydd av grundvatten	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Industriområde	MKM		
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,00002	0,000003	-	Baserat på mätningar (obl)
Halt organiskt kol	0,022	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
 Eget scenario: **Industriområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för industriområde.

Markmiljö beaktas i sammanvägning utförs ej utförs Separat utvärdering av skydd av markmiljö (obl)
 hälsa/miljö

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(b)fluoranten/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracenen/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/obeh	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i
 kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
 Eget scenario: **Industriområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning

Fiktivt scenario för industriområde, jord behandlad med inblandning av 3 % biokol.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/3proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaftalen/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Acenaften/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoren/3proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fenantren/3proc	200	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Antracen/3proc	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/3proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Fluoranten/3proc	25	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Krysen/3proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(a)antracen/3proc	150	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(k)fluoranten/3proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(b)fluoranten/3proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Benso(a)pyren/3proc	1,2	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Benso(ghi)perylene/3proc	10	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Dibenso(a,h)antracen/3proc	1,2	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	5,0	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-L/3proc	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-M/3proc	250	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-H/3proc	18	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Industriområde	MKM		
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000003	0,000003	-	Baserat på mätningar (frv)
Halt organiskt kol	0,047	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
 Eget scenario: **Industriområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för industriområde, jord behandlad med inblandning av 3 % biokol.

Markmiljö beaktas i sammanvägning utförs ej utförs Separat utvärdering av skydd av markmiljö (obl)
 hälsa/miljö

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-	

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracenen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracenen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(b)fluoranten/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylene/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracenen/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/3proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
 Eget scenario: **Industriområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning

Fiktivt scenario för industriområde, jord behandlad med 6 % inblandning av biokol.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Naftalen/6proc	15	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Acenaftalen/6proc	15	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Acenaften/6proc	15	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Fluoren/6proc	40	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Fenantren/6proc	40	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Antracen/6proc	30	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Pyren/6proc	40	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Fluoranten/6proc	25	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Krysen/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(a)antracen/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(k)fluoranten/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(b)fluoranten/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Benso(a)pyren/6proc	1,2	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Benso(ghi)perylene/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Dibenso(a,h)antracen/6proc	1,2	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	
Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	5,0	mg/kg	Skydd mot fri fas	
PAH-L/6proc	15	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-M/6proc	40	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PAH-H/6proc	10	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Industriområde	MKM		
Halt löst/mobilt organiskt kol i grundvatten	0,000002	0,000003	-	Baserat på mätningar (obl)
Halt organiskt kol	0,068	0,02	kg/kg	Baserat på mätningar (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Genomsläpplig jord (obl)

Uttagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
 Eget scenario: **Industriområde**

Naturvårdsverket, version 2.3.2

Beskrivning
 Fiktivt scenario för industriområde, jord behandlad med 6 % inblandning av biokol.

Markmiljö beaktas i sammanvägning utförs utförs Separat utvärdering av skydd av markmiljö (frv)
 hälsa/miljö

Avvikelser i modellparametrar Eget värde Standardvärde Kommentarer till modellparametrar (frv)
 Inga avvikelser i modellparametrar. - -

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Naftalen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaftalen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Acenaften/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fenantren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Antracenen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Krysen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)antracenen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(k)fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(b)fluoranten/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(a)pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Benso(ghi)perylen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Dibenso(a,h)antracenen/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-L/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-M/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)
- PAH-H/6proc	Baserat på platsspecifik Koc (obl)

Egendefinierade ämnen redovisas i
 kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

2. Bilaga – Utdrag från beräkningsverktyget: bladet Riktvärden

Bilagan innehåller bladet Riktvärden för följande beräkningar:

1. Bostadsområde, obehandlad jord
2. Bostadsområde, 3 % biokol
3. Bostadsområde, 6 % biokol
4. Parkområde, obehandlad jord
5. Parkområde, 3 % biokol
6. Parkområde, 6 % biokol
7. Industriområde, obehandlad jord
8. Industriområde, 3 % biokol
9. Industriområde, 6 % biokol

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Naftalen/obeh	1300	3500	80000	870	5100	7100	390	data saknas	data saknas	390	beaktas ej	500	340	9400	340	data saknas	350		
Acenaftalen/obeh	2500	7000	ej begr.	34000	16000	16000	1400	data saknas	data saknas	1400	beaktas ej	200	520	15000	200	data saknas	200		
Acenaften/obeh	2500	7000	ej begr.	10000	5900	5600	1000	data saknas	data saknas	1000	beaktas ej	200	200	5500	200	data saknas	200		
Fluoren/obeh	1300	2200	1300	17	1500	1300	16	data saknas	data saknas	16	beaktas ej	150	54	380	16	data saknas	15		
Fenantren/obeh	1300	2200	1300	290	2600	2100	160	data saknas	data saknas	160	beaktas ej	200	95	660	95	data saknas	100		
Antracenen/obeh	1300	2200	1300	550	2700	2400	220	data saknas	data saknas	220	beaktas ej	30	100	700	30	data saknas	30		
Pyren/obeh	660	1100	640	10000	1600	1300	180	data saknas	data saknas	180	beaktas ej	150	120	830	120	data saknas	120		
Fluoranten/obeh	13	22	13	5,2	30	17	2,1	data saknas	data saknas	2,1	beaktas ej	500	110	780	2,1	data saknas	2,0		
Krysen/obeh	22	36	22	32000	58	53	6,4	data saknas	data saknas	6,4	beaktas ej	10	3,3	90	3,3	data saknas	3,5		
Benso(a)antracenen/obeh	130	220	130	700000	350	380	40	data saknas	data saknas	40	beaktas ej	150	3,3	91	3,3	data saknas	3,5		
Benso(k)fluoranten/obeh	13	22	13	200000	36	41	4	data saknas	data saknas	4	beaktas ej	10	3,3	91	3,3	data saknas	3,5		
Benso(b)fluoranten/obeh	6,6	11	6,4	17000	17	20	2	data saknas	data saknas	2	beaktas ej	10	3,3	91	2	data saknas	2,0		
Benso(a)pyren/obeh	0,66	1,1	0,64	1500	1,7	1,9	0,2	data saknas	data saknas	0,2	beaktas ej	10	3,3	91	0,2	data saknas	0,20		
Benso(ghi)perylene/obeh	33	54	32	ej begr.	88	110	9,9	data saknas	data saknas	9,9	beaktas ej	10	3,3	92	3,3	data saknas	3,5		
Dibenso(a,h)antracenen/obeh	0,59	0,96	0,58	2100	1,6	1,8	0,18	data saknas	data saknas	0,18	beaktas ej	20	3,3	92	0,18	data saknas	0,18		
Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	6,6	11	6,4	870000	17	20	2	data saknas	data saknas	2	beaktas ej	5	3,3	92	2	data saknas	2,0		
PAH-L/obeh	1500	4300	80000	930	6900	8800	450	data saknas	data saknas	450	beaktas ej	500	380	10000	380	data saknas	400		
PAH-M/obeh	360	590	320	150	810	600	58	data saknas	data saknas	58	beaktas ej	250	110	770	58	data saknas	60		
PAH-H/obeh	6,7	11	32	110000	18	19	2,6	300	data saknas	2,6	beaktas ej	50	3,3	91	2,6	data saknas	2,5		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Bostadsområde**
Generellt scenario: **KM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Naftalen/3proc	1300	3500	80000	17000	82000	10000	790	data saknas	data saknas	790	beaktas ej	500	5500	150000	500	data saknas	500		
Acenaftalen/3proc	2500	7000	ej begr.	150000	160000	19000	1600	data saknas	data saknas	1600	beaktas ej	200	5200	140000	200	data saknas	200		
Acenaften/3proc	2500	7000	ej begr.	360000	150000	19000	1700	data saknas	data saknas	1700	beaktas ej	200	4900	130000	200	data saknas	200		
Fluoren/3proc	1300	2200	1300	790	35000	4200	280	data saknas	data saknas	280	beaktas ej	150	1300	9000	150	data saknas	150		
Fenantren/3proc	1300	2200	1300	12000	45000	4300	430	data saknas	data saknas	430	beaktas ej	200	1700	11000	200	data saknas	200		
Antracenen/3proc	1300	2200	1300	33000	47000	4400	440	data saknas	data saknas	440	beaktas ej	30	1800	12000	30	data saknas	30		
Pyren/3proc	660	1100	640	170000	23000	2100	220	data saknas	data saknas	220	beaktas ej	150	1700	12000	150	data saknas	150		
Fluoranten/3proc	13	22	13	110	450	41	4,3	data saknas	data saknas	4,3	beaktas ej	500	1700	12000	4,3	data saknas	4,0		
Krysen/3proc	22	36	22	520000	830	72	7,4	data saknas	data saknas	7,4	beaktas ej	10	46	1300	7,4	data saknas	7,0		
Benso(a)antracenen/3proc	130	220	130	ej begr.	5000	440	45	data saknas	data saknas	45	beaktas ej	150	47	1300	45	data saknas	40		
Benso(k)fluoranten/3proc	13	22	13	ej begr.	510	44	4,5	data saknas	data saknas	4,5	beaktas ej	10	47	1300	4,5	data saknas	4,0		
Benso(b)fluoranten/3proc	6,6	11	6,4	160000	250	22	2,2	data saknas	data saknas	2,2	beaktas ej	10	47	1300	2,2	data saknas	2,0		
Benso(a)pyren/3proc	0,66	1,1	0,64	14000	25	2,1	0,22	data saknas	data saknas	0,22	beaktas ej	10	47	1300	0,22	data saknas	0,20		
Benso(ghi)perylene/3proc	33	54	32	ej begr.	1300	110	11	data saknas	data saknas	11	beaktas ej	10	47	1300	10	data saknas	10		
Dibenso(a,h)antracenen/3proc	0,59	0,96	0,58	11000	22	1,9	0,2	data saknas	data saknas	0,2	beaktas ej	20	47	1300	0,2	data saknas	0,20		
Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	6,6	11	6,4	ej begr.	250	21	2,2	data saknas	data saknas	2,2	beaktas ej	5	47	1300	2,2	data saknas	2,0		
PAH-L/3proc	1500	4300	80000	10000	99000	12000	920	data saknas	data saknas	920	beaktas ej	500	5400	150000	500	data saknas	500		
PAH-M/3proc	360	590	320	4500	12000	1200	110	data saknas	data saknas	110	beaktas ej	250	1700	12000	110	data saknas	120		
PAH-H/3proc	6,7	11	32	ej begr.	250	22	3,1	300	data saknas	3,1	beaktas ej	50	47	1300	3,1	data saknas	3,0		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Bostadsområde**
Generellt scenario: **KM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Riktvärden																		Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)			
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten						
Naftalen/6proc	1300	3500	80000	27000	160000	10000	810	data saknas	data saknas	810	beaktas ej	500	10000	290000	500	data saknas	500			
Acenaftalen/6proc	2500	7000	ej begr.	160000	230000	19000	1700	data saknas	data saknas	1700	beaktas ej	200	7600	210000	200	data saknas	200			
Acenaften/6proc	2500	7000	ej begr.	370000	200000	19000	1700	data saknas	data saknas	1700	beaktas ej	200	6800	190000	200	data saknas	200			
Fluoren/6proc	1300	2200	1300	950	61000	4300	300	data saknas	data saknas	300	beaktas ej	150	2300	16000	150	data saknas	150			
Fenantren/6proc	1300	2200	1300	15000	90000	4400	440	data saknas	data saknas	440	beaktas ej	200	3300	23000	200	data saknas	200			
Antracenen/6proc	1300	2200	1300	76000	100000	4400	450	data saknas	data saknas	450	beaktas ej	30	3800	26000	30	data saknas	30			
Pyren/6proc	660	1100	640	460000	50000	2100	220	data saknas	data saknas	220	beaktas ej	150	3800	27000	150	data saknas	150			
Fluoranten/6proc	13	22	13	350	1000	43	4,4	data saknas	data saknas	4,4	beaktas ej	500	3800	26000	4,4	data saknas	4,0			
Krysen/6proc	22	36	22	ej begr.	1800	72	7,5	data saknas	data saknas	7,5	beaktas ej	10	100	2800	7,5	data saknas	7,0			
Benso(a)antracenen/6proc	130	220	130	ej begr.	11000	440	45	data saknas	data saknas	45	beaktas ej	150	100	2800	45	data saknas	50			
Benso(k)fluoranten/6proc	13	22	13	ej begr.	1100	44	4,5	data saknas	data saknas	4,5	beaktas ej	10	100	2800	4,5	data saknas	5,0			
Benso(b)fluoranten/6proc	6,6	11	6,4	260000	540	22	2,2	data saknas	data saknas	2,2	beaktas ej	10	100	2800	2,2	data saknas	2,0			
Benso(a)pyren/6proc	0,66	1,1	0,64	26000	54	2,2	0,22	data saknas	data saknas	0,22	beaktas ej	10	100	2800	0,22	data saknas	0,20			
Benso(ghi)perylene/6proc	33	54	32	ej begr.	2700	110	11	data saknas	data saknas	11	beaktas ej	10	100	2800	10	data saknas	10			
Dibenso(a,h)antracenen/6proc	0,59	0,96	0,58	11000	48	1,9	0,2	data saknas	data saknas	0,2	beaktas ej	20	100	2800	0,2	data saknas	0,20			
Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	6,6	11	6,4	ej begr.	540	21	2,2	data saknas	data saknas	2,2	beaktas ej	5	100	2800	2,2	data saknas	2,0			
PAH-L/6proc	1500	4300	80000	12000	170000	12000	940	data saknas	data saknas	940	beaktas ej	500	9100	250000	500	data saknas	500			
PAH-M/6proc	360	590	320	9000	27000	1200	120	data saknas	data saknas	120	beaktas ej	250	3700	26000	120	data saknas	120			
PAH-H/6proc	6,7	11	32	ej begr.	540	22	3,1	300	data saknas	3,1	beaktas ej	50	100	2800	3,1	data saknas	3,0			

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Bostadsområde**
Generellt scenario: **KM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Naftalen/obeh	2300	3500	110000	56000	beaktas ej	71000	1300	data saknas	data saknas	1300	beaktas ej	500	150	3100	150	data saknas	150		
Acenaftalen/obeh	4600	7000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	160000	2700	data saknas	data saknas	2700	beaktas ej	200	230	4800	200	data saknas	200		
Acenaften/obeh	4600	7000	ej begr.	650000	beaktas ej	56000	2600	data saknas	data saknas	2600	beaktas ej	200	86	1800	86	data saknas	80		
Fluoren/obeh	2500	2200	1800	1100	beaktas ej	13000	410	data saknas	data saknas	410	beaktas ej	150	24	130	24	data saknas	25		
Fenantren/obeh	2500	2200	1800	18000	beaktas ej	21000	650	data saknas	data saknas	650	beaktas ej	200	41	220	41	data saknas	40		
Antracen/obeh	2500	2200	1800	35000	beaktas ej	24000	660	data saknas	data saknas	660	beaktas ej	30	44	230	30	data saknas	30		
Pyren/obeh	1200	1100	880	580000	beaktas ej	13000	330	data saknas	data saknas	330	beaktas ej	150	52	280	52	data saknas	50		
Fluoranten/obeh	25	22	18	330	beaktas ej	170	6,6	data saknas	data saknas	6,6	beaktas ej	500	49	260	6,6	data saknas	7,0		
Krysen/obeh	41	36	29	790000	beaktas ej	530	11	data saknas	data saknas	11	beaktas ej	10	1,4	30	1,4	data saknas	1,5		
Benso(a)antracen/obeh	250	220	180	ej begr.	beaktas ej	3800	68	data saknas	data saknas	68	beaktas ej	150	1,4	30	1,4	data saknas	1,5		
Benso(k)fluoranten/obeh	25	22	18	ej begr.	beaktas ej	410	6,9	data saknas	data saknas	6,9	beaktas ej	10	1,4	30	1,4	data saknas	1,5		
Benso(b)fluoranten/obeh	12	11	8,8	670000	beaktas ej	200	3,4	data saknas	data saknas	3,4	beaktas ej	10	1,4	30	1,4	data saknas	1,5		
Benso(a)pyren/obeh	1,2	1,1	0,88	66000	beaktas ej	19	0,34	data saknas	data saknas	0,34	beaktas ej	10	1,4	30	0,34	data saknas	0,35		
Benso(ghi)perylene/obeh	61	54	44	ej begr.	beaktas ej	1100	17	data saknas	data saknas	17	beaktas ej	10	1,4	31	1,4	data saknas	1,5		
Dibenso(a,h)antracen/obeh	1,1	0,96	0,8	110000	beaktas ej	18	0,31	data saknas	data saknas	0,31	beaktas ej	20	1,4	31	0,31	data saknas	0,30		
Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	12	11	8,8	ej begr.	beaktas ej	200	3,4	data saknas	data saknas	3,4	beaktas ej	5	1,4	31	1,4	data saknas	1,5		
PAH-L/obeh	2800	4300	110000	60000	beaktas ej	88000	1600	data saknas	data saknas	1600	beaktas ej	500	160	3500	160	data saknas	150		
PAH-M/obeh	670	590	440	9500	beaktas ej	6000	170	data saknas	data saknas	170	beaktas ej	250	48	260	48	data saknas	50		
PAH-H/obeh	12	11	44	ej begr.	beaktas ej	190	4,9	300	data saknas	4,9	beaktas ej	50	1,4	30	1,4	data saknas	1,5		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Parkområde**
Generellt scenario: **KM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Riktvärden																		Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)			
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten						
Naftalen/3proc	2300	3500	110000	ej begr.	beaktas ej	100000	1300	data saknas	data saknas	1300	beaktas ej	500	2400	51000	500	data saknas	500			
Acenaftalen/3proc	4600	7000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	190000	2700	data saknas	data saknas	2700	beaktas ej	200	2300	48000	200	data saknas	200			
Acenaften/3proc	4600	7000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	190000	2700	data saknas	data saknas	2700	beaktas ej	200	2100	45000	200	data saknas	200			
Fluoren/3proc	2500	2200	1800	51000	beaktas ej	42000	680	data saknas	data saknas	680	beaktas ej	150	560	3000	150	data saknas	150			
Fenantren/3proc	2500	2200	1800	770000	beaktas ej	43000	690	data saknas	data saknas	690	beaktas ej	200	720	3800	200	data saknas	200			
Antracen/3proc	2500	2200	1800	ej begr.	beaktas ej	44000	690	data saknas	data saknas	690	beaktas ej	30	760	4000	30	data saknas	30			
Pyren/3proc	1200	1100	880	ej begr.	beaktas ej	21000	340	data saknas	data saknas	340	beaktas ej	150	750	4000	150	data saknas	150			
Fluoranten/3proc	25	22	18	7000	beaktas ej	410	6,8	data saknas	data saknas	6,8	beaktas ej	500	730	3900	6,8	data saknas	7,0			
Krysen/3proc	41	36	29	ej begr.	beaktas ej	720	11	data saknas	data saknas	11	beaktas ej	10	20	430	10	data saknas	10			
Benso(a)antracen/3proc	250	220	180	ej begr.	beaktas ej	4400	69	data saknas	data saknas	69	beaktas ej	150	20	430	20	data saknas	20			
Benso(k)fluoranten/3proc	25	22	18	ej begr.	beaktas ej	440	6,9	data saknas	data saknas	6,9	beaktas ej	10	20	430	6,9	data saknas	7,0			
Benso(b)fluoranten/3proc	12	11	8,8	ej begr.	beaktas ej	220	3,4	data saknas	data saknas	3,4	beaktas ej	10	20	430	3,4	data saknas	3,5			
Benso(a)pyren/3proc	1,2	1,1	0,88	620000	beaktas ej	21	0,34	data saknas	data saknas	0,34	beaktas ej	10	20	430	0,34	data saknas	0,35			
Benso(ghi)perylene/3proc	61	54	44	ej begr.	beaktas ej	1100	17	data saknas	data saknas	17	beaktas ej	10	20	430	10	data saknas	10			
Dibenso(a,h)antracen/3proc	1,1	0,96	0,8	580000	beaktas ej	19	0,31	data saknas	data saknas	0,31	beaktas ej	20	20	430	0,31	data saknas	0,30			
Indeno(1,2,3-cd)pyren/3proc	12	11	8,8	ej begr.	beaktas ej	210	3,4	data saknas	data saknas	3,4	beaktas ej	5	20	430	3,4	data saknas	3,5			
PAH-L/3proc	2800	4300	110000	650000	beaktas ej	120000	1600	data saknas	data saknas	1600	beaktas ej	500	2300	50000	500	data saknas	500			
PAH-M/3proc	670	590	440	290000	beaktas ej	12000	180	data saknas	data saknas	180	beaktas ej	250	740	3900	180	data saknas	180			
PAH-H/3proc	12	11	44	ej begr.	beaktas ej	220	5	300	data saknas	5	beaktas ej	50	20	430	5	data saknas	5,0			

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Parkområde**
Generellt scenario: **KM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Naftalen/6proc	2300	3500	110000	ej begr.	beaktas ej	100000	1300	data saknas	data saknas	1300	3	500	4500	97000	3	data saknas	3,0		
Acenaftalen/6proc	4600	7000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	190000	2700	data saknas	data saknas	2700	3	200	3300	70000	3	data saknas	3,0		
Acenaften/6proc	4600	7000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	190000	2700	data saknas	data saknas	2700	3	200	3000	63000	3	data saknas	3,0		
Fluoren/6proc	2500	2200	1800	61000	beaktas ej	43000	680	data saknas	data saknas	680	10	150	980	5200	10	data saknas	10		
Fenantren/6proc	2500	2200	1800	990000	beaktas ej	44000	690	data saknas	data saknas	690	10	200	1400	7700	10	data saknas	10		
Antracenen/6proc	2500	2200	1800	ej begr.	beaktas ej	44000	690	data saknas	data saknas	690	10	30	1700	8800	10	data saknas	10		
Pyren/6proc	1200	1100	880	ej begr.	beaktas ej	21000	340	data saknas	data saknas	340	10	150	1700	8800	10	data saknas	10		
Fluoranten/6proc	25	22	18	23000	beaktas ej	430	6,9	data saknas	data saknas	6,9	10	500	1600	8700	6,9	data saknas	7,0		
Krysen/6proc	41	36	29	ej begr.	beaktas ej	720	11	data saknas	data saknas	11	2,5	10	44	930	2,5	data saknas	2,5		
Benso(a)antracenen/6proc	250	220	180	ej begr.	beaktas ej	4400	69	data saknas	data saknas	69	2,5	150	44	940	2,5	data saknas	2,5		
Benso(k)fluoranten/6proc	25	22	18	ej begr.	beaktas ej	440	6,9	data saknas	data saknas	6,9	2,5	10	44	940	2,5	data saknas	2,5		
Benso(b)fluoranten/6proc	12	11	8,8	ej begr.	beaktas ej	220	3,4	data saknas	data saknas	3,4	2,5	10	44	940	2,5	data saknas	2,5		
Benso(a)pyren/6proc	1,2	1,1	0,88	ej begr.	beaktas ej	22	0,34	data saknas	data saknas	0,34	2,5	10	44	940	0,34	data saknas	0,35		
Benso(ghi)perylene/6proc	61	54	44	ej begr.	beaktas ej	1100	17	data saknas	data saknas	17	2,5	10	44	940	2,5	data saknas	2,5		
Dibenso(a,h)antracenen/6proc	1,1	0,96	0,8	580000	beaktas ej	19	0,31	data saknas	data saknas	0,31	2,5	20	44	940	0,31	data saknas	0,30		
Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	12	11	8,8	ej begr.	beaktas ej	210	3,4	data saknas	data saknas	3,4	2,5	5	44	940	2,5	data saknas	2,5		
PAH-L/6proc	2800	4300	110000	790000	beaktas ej	120000	1600	data saknas	data saknas	1600	3	500	4000	84000	3	data saknas	3,0		
PAH-M/6proc	670	590	440	580000	beaktas ej	12000	180	data saknas	data saknas	180	10	250	1600	8600	10	data saknas	10		
PAH-H/6proc	12	11	44	ej begr.	beaktas ej	220	5	300	data saknas	5	2,5	50	44	940	2,5	data saknas	2,5		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Parkområde**
Generellt scenario: **KM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Naftalen/obeh	11000	18000	440000	4800	beaktas ej	beaktas ej	2800	data saknas	data saknas	2800	beaktas ej	500	1100	9400	500	data saknas	500		
Acenaftalen/obeh	23000	35000	ej begr.	330000	beaktas ej	beaktas ej	13000	data saknas	data saknas	13000	beaktas ej	200	1700	15000	200	data saknas	200		
Acenaften/obeh	23000	35000	ej begr.	99000	beaktas ej	beaktas ej	12000	data saknas	data saknas	12000	beaktas ej	200	640	5500	200	data saknas	200		
Fluoren/obeh	9400	6900	7100	96	beaktas ej	beaktas ej	92	data saknas	data saknas	92	beaktas ej	150	170	380	92	data saknas	100		
Fenantren/obeh	9400	6900	7100	1600	beaktas ej	beaktas ej	980	data saknas	data saknas	980	beaktas ej	200	310	660	200	data saknas	200		
Antracenen/obeh	9400	6900	7100	3000	beaktas ej	beaktas ej	1400	data saknas	data saknas	1400	beaktas ej	30	320	700	30	data saknas	30		
Pyren/obeh	4600	3400	3500	55000	beaktas ej	beaktas ej	1200	data saknas	data saknas	1200	beaktas ej	150	390	830	150	data saknas	150		
Fluoranten/obeh	94	69	71	29	beaktas ej	beaktas ej	14	data saknas	data saknas	14	beaktas ej	500	360	780	14	data saknas	15		
Krysen/obeh	150	110	120	180000	beaktas ej	beaktas ej	42	data saknas	data saknas	42	beaktas ej	10	11	90	10	data saknas	10		
Benso(a)antracenen/obeh	940	690	710	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	250	data saknas	data saknas	250	beaktas ej	150	11	91	11	data saknas	10		
Benso(k)fluoranten/obeh	94	69	71	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	25	data saknas	data saknas	25	beaktas ej	10	11	91	10	data saknas	10		
Benso(b)fluoranten/obeh	46	34	35	95000	beaktas ej	beaktas ej	13	data saknas	data saknas	13	beaktas ej	10	11	91	10	data saknas	10		
Benso(a)pyren/obeh	4,6	3,4	3,5	8400	beaktas ej	beaktas ej	1,3	data saknas	data saknas	1,3	beaktas ej	10	11	91	1,3	data saknas	1,2		
Benso(ghi)perylene/obeh	230	170	180	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	63	data saknas	data saknas	63	beaktas ej	10	11	92	10	data saknas	10		
Dibenso(a,h)antracenen/obeh	4,1	3,1	3,2	12000	beaktas ej	beaktas ej	1,1	data saknas	data saknas	1,1	beaktas ej	20	11	92	1,1	data saknas	1,2		
Indeno(1,2,3-cd)pyren/obeh	46	34	35	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	13	data saknas	data saknas	13	beaktas ej	5	11	92	5	data saknas	5,0		
PAH-L/obeh	14000	22000	440000	5200	beaktas ej	beaktas ej	3200	data saknas	data saknas	3200	beaktas ej	500	1200	10000	500	data saknas	500		
PAH-M/obeh	2500	1900	1800	820	beaktas ej	beaktas ej	370	data saknas	data saknas	370	beaktas ej	250	360	770	250	data saknas	250		
PAH-H/obeh	47	34	180	620000	beaktas ej	beaktas ej	18	300	data saknas	18	beaktas ej	50	11	91	11	data saknas	10		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Industriområde**
Generellt scenario: **MKM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Riktvärden																	Naturvårdsverket, version 2.3.2		
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)		
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					
Naftalen/6proc	11000	18000	440000	150000	beaktas ej	beaktas ej	6500	data saknas	data saknas	6500	15	500	34000	290000	15	data saknas	15		
Acenaftalen/6proc	23000	35000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	14000	data saknas	data saknas	14000	15	200	25000	210000	15	data saknas	15		
Acenaften/6proc	23000	35000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	14000	data saknas	data saknas	14000	15	200	22000	190000	15	data saknas	15		
Fluoren/6proc	9400	6900	7100	5300	beaktas ej	beaktas ej	1700	data saknas	data saknas	1700	40	150	7300	16000	40	data saknas	40		
Fenantren/6proc	9400	6900	7100	86000	beaktas ej	beaktas ej	2500	data saknas	data saknas	2500	40	200	11000	23000	40	data saknas	40		
Antracen/6proc	9400	6900	7100	420000	beaktas ej	beaktas ej	2500	data saknas	data saknas	2500	40	30	12000	26000	30	data saknas	30		
Pyren/6proc	4600	3400	3500	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	1300	data saknas	data saknas	1300	40	150	12000	27000	40	data saknas	40		
Fluoranten/6proc	94	69	71	2000	beaktas ej	beaktas ej	25	data saknas	data saknas	25	40	500	12000	26000	25	data saknas	25		
Krysen/6proc	150	110	120	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	42	data saknas	data saknas	42	10	10	330	2800	10	data saknas	10		
Benso(a)antracen/6proc	940	690	710	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	250	data saknas	data saknas	250	10	150	330	2800	10	data saknas	10		
Benso(k)fluoranten/6proc	94	69	71	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	25	data saknas	data saknas	25	10	10	330	2800	10	data saknas	10		
Benso(b)fluoranten/6proc	46	34	35	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	13	data saknas	data saknas	13	10	10	330	2800	10	data saknas	10		
Benso(a)pyren/6proc	4,6	3,4	3,5	140000	beaktas ej	beaktas ej	1,3	data saknas	data saknas	1,3	10	10	330	2800	1,3	data saknas	1,2		
Benso(ghi)perylene/6proc	230	170	180	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	63	data saknas	data saknas	63	10	10	330	2800	10	data saknas	10		
Dibenso(a,h)antracen/6proc	4,1	3,1	3,2	60000	beaktas ej	beaktas ej	1,1	data saknas	data saknas	1,1	10	20	330	2800	1,1	data saknas	1,2		
Indeno(1,2,3-cd)pyren/6proc	46	34	35	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	13	data saknas	data saknas	13	10	5	330	2800	5	data saknas	5,0		
PAH-L/6proc	14000	22000	440000	68000	beaktas ej	beaktas ej	7400	data saknas	data saknas	7400	15	500	30000	250000	15	data saknas	15		
PAH-M/6proc	2500	1900	1800	50000	beaktas ej	beaktas ej	660	data saknas	data saknas	660	40	250	12000	26000	40	data saknas	40		
PAH-H/6proc	47	34	180	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	18	300	data saknas	18	10	50	330	2800	10	data saknas	10		

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario: **Industriområde**
Generellt scenario: **MKM**

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

3. Bilaga – Jämförelse mellan riktvärdesberäkning för enskilda PAH och för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H

Riktvärden har beräknats både för enskilda PAH och för grupperna PAH-L, PAH-M och PAH-H. För att utvärdera om de båda metoderna ger jämförbara resultat har riskkvoter (RK) beräknats. En riskkvot <1 indikerar att ingen oacceptabel risk föreligger. RK beräknas från jordkoncentrationen (C_s) och riktvärdet (RV) enligt:

$$RK = \frac{C_s}{RV}$$

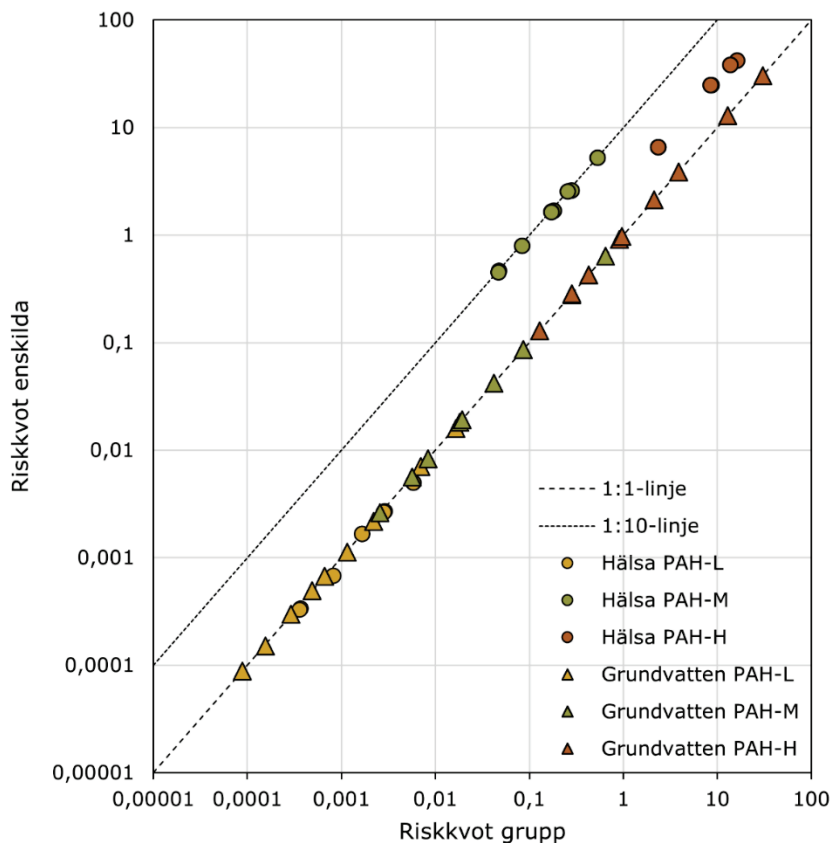
Riktvärden har i beräkningsexemplet i avsnitt 5.5 beräknats för tre olika behandlingar (obehandlad förorenad jord, behandling med 3 % biokol, eller 6% biokol) och tre scenarier (bostadsområde, parkområde, industriområde) för varje behandling. För varje behandling och scenario har riktvärden beräknats för de 16 enskilda ämnena och de summagrupper (PAH-L, PAH-M och PAH-H) som ingår i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg. Samtliga beräknade riktvärden framgår av bilaga 2.

Riskkvoter har beräknats för hälsa och för grundvatten för att kontrollera i vilken utsträckning det blir skillnader mellan de två beräkningssätten. För att jämföra metoderna har summan av riskkvoterna för enskilda PAH som ingår i respektive summagrupp beräknats. Det vill säga, riskkvoten för PAH-L jämförs med summan av riskkvoterna för naftalen, acenaftalen och acenaften. I figur B3.1 har de summerade riskkvoterna för enskilda PAH (y-axeln) plottats mot beräknade riskkvoter för gruppen (x-axeln). Figuren redovisar både riskkvoter för grundvatten (trianglar) och hälsa (cirklar).

Figuren visar att riskkvoter för grundvatten ger väldigt lika resultat med båda beräkningsmetoderna, alla trianglar ligger på 1:1-linjen. Detsamma gäller riskkvoter för hälsa för PAH-L. För PAH-M är summan för riskkvoter baserade på enskilda ämnen cirka 10 gånger högre än riskkvoter baserade på gruppen (gröna cirklar på 1:10-linjen) och för PAH-H skiljer det cirka en faktor 3 (bruna cirklar mellan de två linjerna).

Skillnaden i riskkvot mellan de två beräkningsmetoderna beror på att det i riktvrädesmodellen används en lägre risknivå när riktvärden beräknas för enskilda PAH:er än när riktvärden beräknas för grupperna. För enskilda PAH används en risk motsvarande 1 extra cancerfall på 1 000 000 exponerade, medan riktvärdena för gruppen tagits fram för en risk motsvarande 1 extra cancerfall på 100 000 exponerade. Det skiljer alltså en faktor 10 mellan risknivåerna.

Anledningen till att använda en lägre risknivå för de enskilda är att den sammanlagda risknivån inte bör överskrida 1 på 100 000 när flera cancerogena PAH förekommer samtidigt (Kemakta & Institutet för Miljömedicin, 2017). Om riskkvoterna för enskilda ämnen summeras kommer summan spegla en risknivå motsvarande 1 på 1 000 000. Det innebär att en riskkvot på 10 motsvarar en risknivå på 1 på 100 000. För PAH-M skiljer det en faktor 10 mellan riskkvoterna, d.v.s. beräkningarna visar på liknande resultat om man utgår från samma risknivå.



Figur B3.1. Summan av riskkvoter beräknat med riktvärden för enskilda PAH plottat mot riskkvot beräknad med riktvärden för gruppen (PAH-L, PAH-M respektive PAH-H). Notera att skalan är logaritmisk. Flera av riskkvoterna är väldigt nära varandra och syns därför inte så tydligt i diagrammet.

För PAH-H skiljer det mindre än en faktor 10 mellan beräkningarna. Detta beror på att det i det toxikologiska referensvärdet för oralt intag ingår en säkerhetsfaktor på 5 för att ta hänsyn till att den sammanlagda effekten av flera tyngre PAH kan vara större än summaeffekten av de enskilda ämnena, se avsnitt 5.3.1 och Kemakta & Institutet för Miljömedicin (2017). När riktvärden beräknas för de enskilda ämnena finns ingen motsvarande faktor med. Att dela den summerade riskkvoten för enskilda PAH med 10 kommer alltså att spegla en högre risknivå än riskkvoten för summan av de enskilda.

Om bedömningsfaktorn även ingick vid beräkning av toxikologiskt referensvärde för inandning skulle skillnaden mellan beräkningssätten vara en faktor 2. Skillnaden blir dock något större beroende på hur mycket riktvärdena påverkas av inandning av ånga och inandning av damm. Det framgår också i det aktuella fallet att faktorn är högst för parkområdet (2,8–2,9) där inandning av damm påverkar något mer och lägst för bostadsområdet (2,6–2,8) där inandning av damm påverkar något mindre.

Det kan samtidigt konstateras att samtliga riskkvoter för hälsa för PAH-H är >1 , oberoende av beräkningsmetod. Skillnaden har alltså för PAH-H ingen betydelse för bedömning av risker i obehandlad eller biokolsbehandlad jord vid något av markanvändningsscenarierna. Det är inte fallet för riskkvoter för hälsa för PAH-M,

samtliga riskkvoter beräknade för gruppen är <1 medan riskkvoter beräknade för summan av enskilda ämnen är >1 i 6 av de 9 fallen (riskkvoterna är i flera fall nära varandra och syns därför inte så tydligt i figur B3.1).

Sammantaget visar jämförelsen att det fungerar bra att beräkna riktvärden baserat på platsspecifik sammansättning av PAH och riktvärden för summagrupper. Samtliga beräkningar här utgår från samma sammansättning av PAH i jorden, en utvärdering med fler olika jordar vore önskvärd. I jämförelsen ingår dock olika scenarier med olika styrande exponeringsvägar och olika spridningsförutsättningar samt olika behandlingar där K_{oc} -värdena påverkats olika för olika PAH.



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**

Statens geotekniska Institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växel: 013-20 18 00