

Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm

2019-08-29



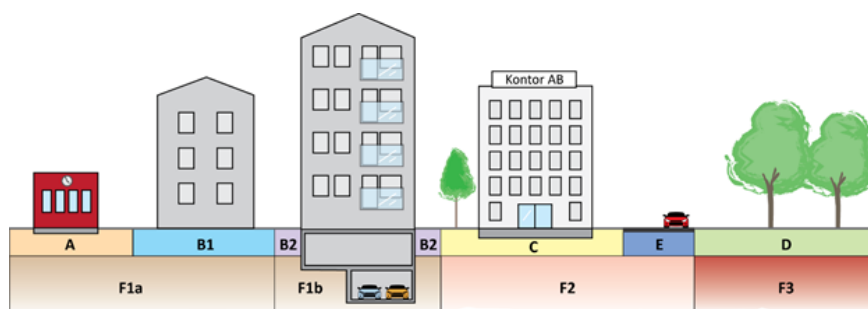
Stockholms
stad

Sammanfattning

Exploateringskontoret i Stockholms stad har, med hjälp av Golder Associates AB och Kemakta Konsult AB, tagit fram Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm för ett antal ämnen, som en uppdatering och anpassning av de Storstadsspecifika riktvärdena för Malmö, Göteborg och Stockholm (Sweco, 2009). Uppdateringen har gjorts med anledning av att Naturvårdsverket uppdaterat riktvärdesmodellen och för att bättre anpassa riktvärdena till Stockholm och aktuellt arbetssätt vid exploatering inom Stockholms stad.

De Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm är avsedda att användas vid framtida mindre exploateringsprojekt inom Stockholms stad och har tagits fram för fem huvudsakliga markanvändningsscenarier och för yttlig och djup jord (Figur 1):

- A. Förskola, skola och småhus med mindre tomt, 0-1 m**
- B. Flerbostadshus, 0-1 m**
- C. Verksamheter och kontor, 0-1 m**
- D. Nyanlagda parker och grönytor, 0-1 m**
- E. Under hårdgjorda ytor, 0-1 m**
- F. Djupare jord, >1 m**



Figur 1. Markanvändningsscenarier för de Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm.

Det finns vissa begränsningar för när riktvärdena inte är tillämpliga, t.ex. bör det förorenade området vara litet (ca 50 x 50 m), ingen omfattande frilandsodling för konsumtion bör ske och inget betydande lokalt

omhändertagande av dagvatten bör finnas. Inte heller bör området ligga i direkt närhet till en ytvattenrecipient. Om något av ovanstående gäller kan platsspecifika bedömningar krävas för vissa av antagandena som ligger till grund för de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm. Det samma gäller om andra ämnen än de som ingår i Tabell 1 och 2 konstaterats på platsen, eller om förorening förekommer i andra medier än jord.

De Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm presenteras i Tabell 1 (för normaltät jord) och Tabell 2 (för genomsläpplig jord).

Storstadsspecifika riktvärden för Stockholm, 2019-O8-29

NORMALTÄT - tabell 1 och 19

Normaltät jord	A. Skola, för- skola, småhus Utan källare	B. Flerbostadshus		C Verksam- heter	D. Nyanlagda parker & grönytor	E. Under hårdgjorda ytor	F. Djupare jord >1 m				KM	MKM
		1. Utan källare	2. Med källare				1a. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, utan källare	1b. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, med källare	2. Under hårdgjorda ytor samt inom verksamhetskvarter	3. Under parkmark		
Arsenik	10	10	10	50	10	100	50	50	100	50	10	25
Barium	300	300	300	1500	300	1 500	1500	1500	3000	1500	200	300
Bly	70	120	120	600	70	600	350	600	600	350	50	400
Kadmium	2	2,5	2,5	20	2	40	10	15	40	10	0,8	12
Kobolt	35	35	35	175	35	175	175	175	350	175	15	35
Koppar	200	200	200	1000	200	1 000	1000	1000	2000	1000	80	200
Krom tot	150	150	150	750	150	750	750	750	1500	750	80	150
Kviksilver	0,5	0,5	0,7	2,5	1	6	2,5	2,5	6	1,8	0,25	2,5
Nickel	120	120	120	600	120	600	600	600	1000	600	40	120
Zink	500	500	500	2500	500	2 500	2500	2500	2500	2500	250	500
PAH-L	15	15	15	75	15	75	75	75	150	75	3	15
PAH-M*	3,5	3,5	10	20	20	100	7	10	40	70	3,5	20
PAH-H	1,8	2,5	2,5	35	1,8	50	9	25	50	9	1	10
Triklöreten*	1,5	1,5	2,5	3	3	3	6	6	6	6	0,2	0,6
Tetraklöreten*	6	7	6	6	6	6	12	12	12	12	0,4	1,2
PCB-7	0,015	0,018	0,018	0,5	0,015	0,8	0,075	0,2	0,8	0,075	0,008	0,2
Bensen*	0,18	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,012	0,04
Toluen*	20	20	50	70	40	120	50	50	120	40	10	40
Etylbensen*	50	50	50	180	50	250	150	150	350	100	10	50
Xylen*	18	18	50	100	50	250	90	100	250	80	10	50
Alifat >C5-C8*	30	30	100	180	200	700	150	250	700	300	25	150
Alifat >C8-C10*	25	2,5	70	150	180	600	125	300	700	700	25	120
Alifat >C10-C12*	200	200	500	1000	500	1 000	1000	1000	1000	1000	100	500
Alifat >C12-C16	500	500	500	1000	500	1 000	1000	1000	1000	1000	100	500
Alifat >C16-C35	1 000	1 000	1 000	2500	1 000	2 500	2500	2500	2500	2500	100	1000
Aromat >C8-C10	50	50	50	250	50	250	250	250	500	250	10	50
Aromat >C10-C16	15	15	15	75	15	75	75	75	150	75	3	15
Aromat >C16-C35	40	40	40	80	40	150	70	70	180	50	10	30

*Riktvärdet styrs för vissa scenarier av risker med inandning av ånga, utökade undersökningar kan göras om saneringsbehovet styrs av dessa ämnen

	Riktvärde styrs av hälsa
	Riktvärde styrs av markmiljö
	Riktvärdet styrs av spridning till ytvatten
	Riktvärdet styrs av skydd mot fri fas
	Riktvärdet justerat map bakgrundshalt

	Ändrade pga justering av djup jord
	Ändrade pga multipel av MKM
	Röda siffror = justerade för FA
	Lila kursiva siffror: mindre än KM/MKM

Storstadsspecifika riktvärden för Stockholm, 2019-08-29

GENOMSLÄPPLIG - tabell 2 och 20

Genomsläpplig jord	A. Skola, för- skola, småhus	B. Flerbostadshus		C Verksam- heter	D. Nyanlagda parker & grönytor	E. Under hårdgjorda ytor	F. Djupare jord >1 m				KM	MKM
		1. Utan källare	2. Med källare				1a. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, utan källare	1b. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, med källare	2. Under hårdgjorda ytor samt inom verksamhetskvarter	3. Under parkmark		
[mg/kg TS]	Utan källare			Utan källare								
Arsenik	10	10	10	50	10	100	50	50	100	50	10	25
Barium	300	300	300	1500	300	1500	1500	1500	3000	1500	200	300
Bly	70	120	120	600	70	600	350	600	600	350	50	400
Kadmium	2	2,5	2,5	20	2	40	10	15	40	10	0,8	12
Kobolt	35	35	35	175	35	175	175	175	350	175	15	35
Koppar	200	200	200	1000	200	1000	1000	1000	2000	1000	80	200
Krom tot	150	150	150	750	150	750	750	750	1500	750	80	150
Kviksilver	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1,2	0,5	0,5	0,5	0,8	0,25	2,5
Nickel	120	120	120	600	120	600	600	600	1000	600	40	120
Zink	500	500	500	2500	500	2500	2500	2500	2500	2500	250	500
PAH-L	7	7	1,5	40	1,5	75	12	2,5	70	75	3	15
PAH-M*	1,8	1,8	5	10	10	40	3	6	15	25	3,5	20
PAH-H	1,8	2,5	2,5	35	1,8	50	9	2,5	50	9	1	10
Trikloreteten*	0,35	0,35	0,8	2	1,5	3	0,5	1	3	5	0,2	0,6
Tetrakloreteten*	1,2	1,2	3,5	6	6	6	1,5	3,5	8	12	0,4	1,2
PCB-7	0,012	0,018	0,018	0,4	0,015	0,7	0,06	0,2	0,6	0,075	0,008	0,2
Bensen*	0,03	0,03	0,08	0,18	0,18	0,2	0,04	0,1	0,25	0,4	0,012	0,04
Toluen*	3	3	8	15	20	70	4	10	25	35	10	40
Etylbensen*	15	15	40	80	50	250	25	50	120	100	10	50
Xylen*	2,5	2,5	7	12	18	60	3,5	8	20	35	10	50
Alifat >C5-C8*	20	20	60	120	50	200	12	35	60	100	25	150
Alifat >C8-C10*	5	5	15	30	30	100	6	12	30	50	25	120
Alifat >C10-C12*	30	30	80	180	200	700	50	100	250	400	100	500
Alifat >C12-C16	120	120	350	800	500	1000	250	500	1000	1000	100	500
Alifat >C16-C35	1 000	1 000	1 000	2500	1 000	2500	2500	2500	2500	2500	100	1000
Aromat >C8-C10	12	12	30	70	50	250	20	40	100	180	10	50
Aromat >C10-C16	15	15	15	75	15	75	75	75	150	75	3	15
Aromat >C16-C35	40	40	40	80	40	150	70	70	180	50	10	30

*Riktvärdet styrs för vissa scenarier av risker med inandning av ånga, utökade undersökningar kan göras om saneringsbehovet styrs av dessa ämnen

	Riktvärde styrs av hälsa
	Riktvärde styrs av markmiljö
	Riktvärdet styrs av spridning till ytvatten
	Riktvärdet styrs av skydd mot fri fas
	Riktvärdet justerat map bakgrundshalt

	Ändrade pga justering av djup jord
	Ändrade pga multipel av MKM

Röda siffror = justerade för FA

Lila kursiva siffror: mindre än KM/MKM

Innehållsförteckning

1.	Inledning	9	8.	Hydrologiska indata till modellen	39
1.1.	Bakgrund	9	8.1.	Infiltration	39
1.2.	Syfte	9	8.2.	Skydd av grundvatten	40
1.3.	Utgångspunkter	9	8.2.1.	Grundvatten i Stockholm	40
1.4.	Metod	10	8.2.2.	Risk för ånginträngning från förorenat grundvatten	41
2.	Användning av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm	12	8.2.3.	Spridning av föroreningar från grundvatten till ytvatten	41
2.1.	Checklista	12	8.2.4.	Exponeringsvägar och skyddsobjekt som beaktas	41
2.2.	Användning av de Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm	13	8.2.5.	Föroreningar under grundvattenytan	42
3.	Ämnen	15	8.3.	Skydd av ytvatten	42
4.	Markanvändningsscenarier	16	8.3.1.	Halkriterier för skydd av ytvatten	42
5.	Jordegenskaper	19	8.3.2.	Ytvatten i Stockholm	44
5.1.	Indelning i normaltäta och genomsläppliga jordar	20	8.3.3.	Utspädning från porvatten till ytvatten	44
5.2.	Porositet, vattenhalt och lufthalt	21	8.3.4.	Användning av ytvatten som dricksvatten	47
5.3.	TOC och pH	21	8.3.5.	Avstånd från vattendrag då riktvärdena är tillämpliga	47
5.4.	Ämnens lakbarhet i urban jord	23	9.	Justering av riktvärdena	48
6.	Hälsoriskbedömning	24	9.1.	Bakgrundshalter	48
6.1.	Exponeringsvägar och -tider	24	9.2.	Nedjustering av riktvärden	50
6.1.1.	Intag av jord	24	10.	Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm	52
6.1.2.	Hudkontakt	26	11.	Tillämpning av de storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm	55
6.1.3.	Inandning av damm	27	12.	Osäkerheter	56
6.1.4.	Intag av växter och svamp	27	13.	Referenser	57
6.1.5.	Inandning av ångor	30	14.	Bilagor	62
6.2.	Exponeringsvägar vilka ej inkluderas	33			
7.	Miljöriskbedömning	34			
7.1.	Val av skyddsnivåer för markmiljön	34			
7.2.	Djupberoende och omblandning av jordar	35			
7.3.	Inverkan av markens egenskaper	37			
7.4.	Befintliga parker och naturområden	37			

1. Inledning

1.1. Bakgrund

År 2009 publicerades rapporten Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborg och Stockholm (Sweco, 2009) där riktvärden för jord tagits fram för typiska markanvändningsscenarier i storstadsmiljö. Projektet genomfördes gemensamt av de tre städerna och de framtagna riktvärdena har efter publiceringen använts i varierande grad. Sedan publiceringen år 2009 har Naturvårdsverket publicerat två uppdateringar av de generella riktvärdena för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 2009 & 2016).

Med anledning av Naturvårdsverkets uppdatering av de generella riktvärdena samt att de framtagna Storstadsspecifika riktvärdena nu har ett antal år på nacken har exploateringskontoret i Stockholms stad beslutat att göra en översyn och uppdatering av de storstadsspecifika riktvärdena för jord. Uppdateringen har inriktats mot Stockholms stad vilket medför att de storstadsspecifika scenarierna kan anpassas bättre till de förhållanden och behov som finns i Stockholmsområdet.

1.2. Syfte

Syftet med projektet är att ta fram storstadsspecifika riktvärden för Stockholms stad som är anpassade till utvecklingen av data och metodik för beräkning av riktvärden, men även till aktuellt arbetssätt vid exploatering inom Stockholms stad. Syftet med riktvärdena är att de ska kunna användas vid framtida exploateringsprojekt i Stockholms stad.

1.3. Utgångspunkter

Utgångspunkten för framtagande av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm är riskbaserad, dvs. acceptabla haltnivåer har beräknats baserat på vilka föroreningshalter som kan utgöra en risk för människor eller miljö. Vissa värderingsmässiga principer har dock vägts in, se kapitel 9. En utgångspunkt har också varit att undvika översanering, begränsa schaktmängderna i staden och att minska masstransporter. Det byggs mycket i Stockholm och massöverskottet i staden är stort. I syfte att minska masstransporterna och behovet av återfyllnadsmassor vill Exploateringskontoret arbeta för ökad återanvändning av massor och för att begränsa schaktmängderna i exploateringsprojekten. Att Stockholms stad är en storstadsregion är även det en utgångspunkt för arbetet, liksom att staden kommer att förbli så för all överskådlig framtid.

Arbetet med framtagandet av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm grundas på flera styrdokument och rapporter. Arbetet baseras på Naturvårdsverkets vägledningar inom förorenade områden och då främst rapport 5976 *Riktvärden för förorenad mark* (Naturvårdsverket, 2009) med tillhörande uppdateringar gjorda 2016. Beräkningar av riktvärden har utförts i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell version 2.0.1. Information och data har även hämtats från den tidigare rapporten *Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborgs och Stockholms stad* (Sweco, 2009). Arbetet har också baserats på Stockholms stads miljöprogram som tydliggör stadens inriktning inom miljöområdet ett *Klimatsmart Stockholm*. Miljöprogrammet gäller för år 2016-2019 (Stockholms stad, 2016). Miljöprogrammet är uppbyggt kring sex av de nationella miljömålen och det miljömål som ligger till grund för de Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm är Hållbar mark- och vattenanvändning. Där redogörs bland annat delmål att ”God status ska uppnås i stadens alla vattenförekomster”, ”Vid stadsutveckling ska ekosystemtjänster främjas för att bidra till en god livsmiljö” samt att ”Stockholmarna ska ha god tillgång till parker och natur med höga rekreations- och naturvärden”.

Då det gäller vattenförvaltningen i Stockholm ligger EU:s ramdirektiv för vatten, Vattendirektivet (2000/60/EG), med tillhörande dotterdirektiv som grund för arbetet. I Stockholms stad finns idag 23 ytvattenförekomster, vilka enligt vattendirektivet ska uppnå god status till år 2021 och i ett fåtal fall till 2027 (Stockholms stad, 2015). I dagsläget är det bara en av dessa vattenförekomster (Mälaren – Görveln) som uppnår både god ekologisk och kemisk status. Den vanligaste anledningen till att god status inte uppnås är övergödning, men även höga halter av miljögifter. I Stockholm finns enligt vattendirektivet inga grundvattenförekomster (med undantag från Trollbäcken och Silverdal som tangerar Stockholms stads administrativa gränser) och vattenförsörjningen grundar sig på ytvatten. Däremot finns en betydande grundvattentillgång i form av Stockholmsåsen för vilken vattendirektivets generella bestämmelse, det så kallade icke-försämringskravet gäller.

1.4. Metod

De storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm har tagits fram på uppdrag av exploateringskontoret i Stockholms stad. Arbetet har genomförts i en projektgrupp bestående av deltagare från exploateringskontoret (Helén Österberg, Pär Ljungqvist, Jenny Forsberg och Ida Sundling), beställarstöd Liljemark Consulting (Anneli Liljemark) och Arnér Consulting (Marie Arnér) samt från de upphandlade konsulterna Kemakta Konsult (Mark Elert) och Golder Associates (Hanna Almqvist och Sofia Billersjö).

Riktvärden har beräknats i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, version 2.0.1 (Naturvårdsverket, 2016). Litteraturstudier, beräkningar och framtagandet av rapporten har primärt utförts av Kemakta och Golder. Kontinuerlig diskussion har förts med miljöförvaltningen i Stockholms stad. Dessutom har en remissgrupp¹ fått möjlighet att lämna synpunkter på arbetet. De slutliga storstadsspecifika riktvärdena har antagits i Exploateringsnämnden (Dnr E2019-01666) och Miljö- och hälsoskyddsnämnden (Dnr 2019-8072) i Stockholms stad.

¹ Representanter från Stockholm stads ramavtalskonsulter (som inte ingått i projektgruppen) WSP och Sweco, fastighetskontoren vid Solna stad och Sundbybergs stad, byggbolagen JM, NCC, Peab, Skanska, SISAB, Stockholmshem, Familjebostäder och Svenska Bostäder och Länsstyrelsen i Stockholms län har under våren 2019 getts möjlighet att inkomma med synpunkter på remissen.

2. Användning av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm

De storstadsspecifika riktvärdena för Stockholms stad är avsedda att gälla för ett flertal generella markanvändningsscenarier. För att riktvärdena ska vara tillämpliga krävs att det område de tillämpas inom uppfyller vissa kriterier. För att underlätta bedömningen om riktvärdena är lämpliga att använda har följande checklista tagits fram. För att riktvärdena ska gälla bör kraven nedan vara uppfyllda, om så inte är fallet bör framtagande av platsspecifika riktvärden övervägas.

2.1. Checklista:

Generellt

- Åtgärdsbehovet styrs av föroreningsituationen i mark, inte i andra medier.

Markanvändning

- Området bör efter exploatering vara av storstadskaraktär vilket innebär att:
 - En stor del av marken är bebyggd och/eller hårdgjord
 - Dricksvattenförsörjningen sker i kommunal regi
- Användandet av området bör stämma in på något av de angivna markanvändningsscenarierna, se kapitel 4 för detaljerad information.
- Det förorenade området bör ha en storlek på ca 50*50 m. Om områdets storlek skiljer sig i betydande grad från detta antagande bör en platsspecifik bedömning av påverkan på ytvattenrecipient göras, se kapitel 8.3.3.
- Ingen omfattande frilandsodling för konsumtion bör ske. Om odling av ätbara växter, i större grad än vad som framgår av kapitel 6.1.4 planeras, bör en platsspecifik bedömning avseende hälsorisker med växtintag göras.

- De Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm är inte anpassade för befintliga parker eller naturområden. För befintliga parker eller naturområden kan en platsspecifik bedömning krävas, särskilt med avseende på markmiljöskydd, se kapitel 7.4.
- Om betydande lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD) sker inom området bör en platsspecifik bedömning av infiltrationsantagandena göras, se kapitel 8.1.

Jordegenskaper

- Jordens egenskaper bör inte avvika markant från de antaganden som görs för riktvärdena, se kapitel 5. Detta gäller t.ex. pH och lakegenskaper.

Grundvatten

- Riktvärdena avser jord ovan grundvattenytan, men bedöms vara tillämpliga även för jord under grundvattenytan för områden där riskerna för spridning med grundvattnet är låg eller måttlig, se kapitel 8.2.

Omgivning och skyddsobjekt

- Området ska ej ligga i direkt anslutning till ett ytvatten, ett skyddsavstånd på omkring 50 m bör finnas, se kap 8.3.5.

Vid förekomst av andra föroreningar än de ämnen som redovisas i tabell 3 bör platsspecifika riktvärden beräknas, alternativt Naturvårdsverkets generella riktvärden användas, se kapitel 4.

2.2. Användning av de storstadsspecifika riktvärdena

De Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm kan användas för att utreda saneringsbehov samt som mätbara åtgärds mål vid sanering (se kapitel 11 rörande tillämpning av riktvärdena). Riktvärdena bör användas så som framgår av Naturvårdsverkets vägledningsmaterial. Det innebär att riktvärdena jämförs med representativa uppmätta föroreningshalter (t.ex. medelvärden eller samlingsprover, generellt används inte enstaka stickprover). Den representativa halten ska bygga på ett rimligt stort underlag av prover och analyser. I många fall är det nödvändigt att skilja ut olika egenskapsområden. Dessa kan vara delar av området med olika jordart, jorddjup eller föroreningsbild. I exploateringsprojekt är det vanligt att dela in i egenskapsområden efter framtida markanvändning. Vid förekomst av s.k. hot spots med enskilt förhöjda halter bör detta område behandlas separat. Hänsyn bör också tas till jord med akuttoxiska halter, fri fas eller kraftig lukt. Om det finns ämnen som kan innebära en risk vid enstaka exponering (akuttoxiska halter eller halter som överstiger riktvärden för

korttidsexponering) bör jämförelse göras med maximal uppmätt halt eller t.ex. 90-percentil. För mer information hänvisas exempelvis till Naturvårdsverkets rapport 5977 *Riskbedömning av förorenade områden*, Bilaga 2 *Bestämning av representativa halter* samt SGIs rapport *Klassning av förorenade jordmassor in situ*, samt annan relevant litteratur.

3. Ämnen

Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm har tagits fram för 28 ämnen eller ämnesgrupper som bedöms vanligt förekommande i urban miljö i Stockholmsområdet. Dessa redovisas i Tabell 3. Vid förekomst av andra föroreningar än de ämnen som redovisas i tabellen bör platsspecifika riktvärden beräknas, alternativt Naturvårdsverkets generella riktvärden användas, se kapitel 4. Triklören, tetraklören, bensen, toluen, etylbensen och xylener är ämnen som i stor utsträckning förekommer i grundvatten och kompletterande analyser i grundvatten rekommenderas. Dessa ämnen sprids också i ångfas vilket innebär att analyser av markluft och inomhusluft kan vara motiverade.

Tabell 3. Ämnen för vilka storstadsspecifika riktvärden för Stockholm har tagits fram

Metaller	Petroleumkolväten	PAH och övriga ämnen
Arsenik	Bensen	PAH L
Barium	Toluen	PAH M
Bly	Etylbensen	PAH H
Kadmium	Xylener	Triklören
Kobolt	Alifat >C5-C8	Tetraklören
Koppar	Alifat >C8-C10	PCB-7
Krom tot	Alifat >C10-C12	
Kviksilver	Alifat >C12-C16	
Nickel	Alifat >C16-C35	
Zink	Aromat >C8-C10	
	Aromat >C10-C16	
	Aromat >C16-C35	

4. Markanvändnings-scenarier

Utifrån erfarenheter från de vanligast förekommande exploateringsprojekten i Stockholm har riktvärden tagits fram för de markanvändnings-scenarier som listas nedan samt presenteras i Figur 1. Indelningarna kan relateras till markanvändningsanvisningar i detaljplaner. För detaljerade indata och antaganden för respektive scenario se bilaga A.

- A. Förskola, skola och småhus med mindre tomt, 0-1 m²** – Avser jord inom områden med förskola, skola eller småhus utan källare eller underliggande garage. Inom området kan små tomter förekomma där begränsad frilandsodling för konsumtion är möjlig. Det finns skyddsvärd markmiljö inom området.
- B. Flerbostadshus, 0-1 m** – Avser jord inom områden med flerbostadshus. Inom området kan mindre planteringar förekomma från vilken ätliga växter kan konsumeras i begränsad omfattning. Det finns skyddsvärd markmiljö inom området.
1. Utan källare/underliggande garage
 2. Med källare/underliggande garage utan verksamhet
- C. Verksamheter och kontor, 0-1 m** – Avser jord inom områden med verksamheter eller kontor utan källare eller underliggande garage. Inom området kan grönytor förekomma, men inga ätliga växter odlas. Markmiljön inom området är inte skyddsvärd.
- D. Nyanlagda parker och grönytor, 0-1 m** – Avser jord i nyanlagda parker och grönytor från vilken ätliga växter kan konsumeras i begränsad omfattning. Byggnader där vuxna eller barn stadigvarande vistas finns inte inom området. Det finns skyddsvärd markmiljö inom området.
- E. Under hårdgjorda ytor, 0-1 m** – Avser jord under större sammanhängande hårdgjorda ytor, såsom gator, torg och parkeringsplatser. Direktkontakten med de förorenade massorna är begränsad och ingen konsumtion av ätliga växter förekommer. Markmiljön inom området är inte skyddsvärd.

2 0-1 m avser för markanvändningsscenarierna 0-1 meter under markytan

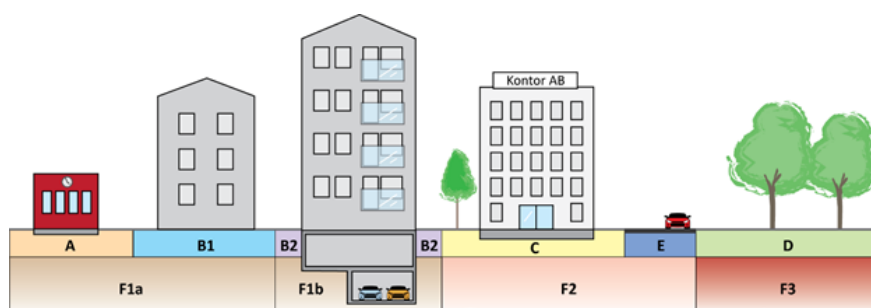
F. Djupare jord – Avser jord över grundvattenytan samt under grundvattenytan om risken för spridning med grundvattnet är låg eller måttlig. Föroreningar i den djupa jorden har inte någon direkt påverkan på markmiljön i överliggande jord.

1. Inom bostadskvarter samt områden för förskola och skola, > 1 m³
 - a. Utan källare/underliggande garage
 - b. Med källare/underliggande garage
2. Under hårdgjorda ytor såsom större gator, torg och parkeringsplatser, samt inom områden för verksamheter och kontor, > 1 m.
3. Under parker och grönytor, > 1 m

Bedömningen av vilka riktvärden som ska användas inom vilken del av exploateringsområdet avgörs platsspecifikt med hänsyn till markanvändning i detaljplanen. Den känsligaste verksamheten styr vilket markanvändningsscenario som används. Så bör t.ex. ett område med förskola med tillhörande gård i ett flerbostadshus klassas som markanvändningsscenario A. *Förskola, skola och småhus med mindre tomt*. Markanvändningen vid en skola som används som gymnasieskola eller annan typ av skola där enbart äldre ungdomar alternativt vuxna vistas kan i vissa fall bättre stämma överens med scenariot C. *Verksamheter och kontor*, än scenario A. *Förskola, skola och småhus med mindre tomt*. Riktvärdena ska inte användas inom för små egenskapsområden. T.ex. bör riktvärdena för hårdgjorda ytor endast tillämpas på större sammanhängande hårdgjorda ytor (t.ex. gator mellan kvarter) och inte t.ex. gång- och cykelvägar eller mindre parkeringar inom bostadsområden.

Scenariot D. *Nyanlagda parker och grönytor* och tillhörande F3. *Djup jord under parker och grönytor* är anpassade för nyanlagda parker och grönytor och inte befintliga sådana. Detta då andra värden än enbart föroreningsinnehåll, så som natur- och rekreationsvärden, behöver vägas in vid bedömning av åtgärdsbehov i en befintlig park eller grönyta.

Gränsen mellan ytlig och djup jord är satt till 1 meter under markytan då människors exponering för jord på detta djup är begränsad, samt att växters rotupptag generellt är begränsat till den översta metern. Den översta metern är också den del av jordprofilen som har störst betydelse för markkosystemet (se kapitel 7.2).



Figur 2. Schematisk modell över de markanvändningsscenarier för vilka storstadsspecifika riktvärden för Stockholm har beräknats.

5. Jordegenskaper

Jordens egenskaper påverkar föroreningarnas fördelning och spridningsförutsättningar i marken. Vissa jordegenskaper ges som indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Detta gäller densitet, halt organiskt kol, samt volymen vattenfyllda respektive luftfyllda porer. Jordens densitet varierar vanligen relativt lite och har även liten inverkan på riktvärdena. Halten organiskt kol i marken har betydelse för hur organiska ämnen binds och inverkar därför på de exponeringsvägar där transport av organiska föroreningar ingår, exempelvis avgång av ångor, upptag i växter samt spridning till grundvatten och ytvatten. I riktvärdesmodellen antas bindningen av organisk förorening vara proportionell mot halten organiskt kol i jorden. En fördubbling av halten organiskt kol i marken ger således en halvering av halten av mobil organisk förorening. Jordens pH ingår inte som en direkt parameter i riktvärdesmodellen, men eftersom det påverkar många föroreningars löslighet så ingår det i underlaget för att bestämma lakningsegenskaper (Kd-värden) samt för värdena för skydd av markmiljön, se kapitel 8.

Volymen vattenfyllda och luftfyllda porer har stor inverkan på transporten av ångor i marken och den exponering som detta kan medföra för människor. Denna del av riktvärdesmodellen är relativt komplicerad och inte heller linjär. Det är därför inte helt enkelt att förutse vilken inverkan en ändring av indata för med sig. En genomsläpplig jord har oftast mer luftfyllda porer vilket ger en ökad transport av ångor i marken.

Jord i storstadsområden som Stockholm består till stor del av fyllnadsmassor, både normaltäta och genomsläppliga. I de storstadsspecifika riktvärdena från 2009 innebär fyllnadsmassor per automatik att massorna är genomsläppliga, medan naturlig jord bedömdes vara normaltät. I samband med framtagandet av de nya riktvärdena har istället bedömningen gjorts att fyllnadsmassor även kan vara normaltäta och därför beräknas riktvärden för både normaltät och genomsläpplig jord. Detta skiljer sig också från Naturvårdsverkets generella riktvärden vilka är anpassade enbart för normaltät jord. I de fall då naturlig jord förekommer i Stockholmsområdet kan även denna vara både normaltät och genomsläpplig. Av den anledningen görs därför ingen skillnad på fyllnadsmassor eller naturlig jord.

5.1. Indelning i normaltäta och genomsläppliga jordar

För att beräkna hur jordens egenskaper påverkar vattenhalt och därmed utspädningsfaktorn har beräkningar gjorts för drygt 500 jordar från databasen UNSODA⁴. Baserat på jordarnas egenskaper har vattenmättnad, diffusivitet och utspädningsfaktorer beräknats som funktion av andelen grövre material i jorden (andel sand större än 0,06 mm), se bilaga B. Beräkningarna visar att utspädningsfaktorn sjunker med ökande andel grövre material i jorden. För jordar där mindre än ca 70 procent av materialet är större än 0,06 mm motsvarar utspädningsfaktorn den som modellen beräknar för normaltäta jordar. För jordar med en andel grövre material mer än 80 procent motsvarar utspädningsfaktorn den som beräknas i riktvärdesmodellen för genomsläppliga jordar. Jordar med en andel grövre material mellan 70 och 80 procent utgör en övergångszon.

I tabell 4 ges en översikt av vilka jordar som kan anses vara normaltäta respektive genomsläppliga. För jordar med en andel grövre material mellan 70 och 80 procent kan en särskild bedömning behöva göras om det förekommer flyktiga ämnen. Den kan innefatta jämförelser av konsekvenserna av valet av jordtyp för riktvärdena eller en bedömning av vattenhållande egenskaper för den aktuella jorden.

Tabell 4. Översikt av egenskaper för normaltät respektive genomsläpplig jord

	Andel material större än 0,06 mm	Hydraulisk konduktivitet	Jordarter
Normaltäta jordar	mindre än 70 procent	mindre än 10^{-5} m/s	siltjordar lerjordar siltmorän lermorän leriga sandjordar
Övergångszon	mellan 70 och 80 procent	runt 10^{-5} m/s	siltig sand siltigt grus siltiga, sandiga grus- och sandmoräner
Genomsläppliga jordar	mer än 80 procent	större än 10^{-5} m/s	grus sandjordar grusmorän sandmorän

5.2. Porositet, vattenhalt och lufthalt

För samtliga markanvändningsscenarier har riktvärden beräknats för både

⁴ UNSODA (Leij et al. 1996, Nemes et al. 1999) är en databas som innehåller egenskaper såsom omätnad hydraulisk konduktivitet, vattenhållande förmåga, kornstorleksfördelning, halt organiskt material mm. för jordar från ett stort antal länder.

normaltät och genomsläpplig jord. Indata för porositet, vattenhalt och lufthalt till beräkningarna är för ytlig jord de samma som för Naturvårdsverkets generella riktvärden. För djup jord har vattenhalten i jorden ökat något, vilket innebär minskad lufthalt, se tabell 5.

Tabell 5. Indata för porositet, vattenhalt och lufthalt

Parameter	0-1 m u my ¹		>1 m u my	
	Genomsläpplig jord	Normaltät jord	Genomsläpplig jord	Normaltät jord
Porositet	0,35	0,40	0,35	0,40
Vattenhalt i jorden	0,11	0,32	0,15	0,35
Lufthalt i jorden	0,24	0,08	0,2	0,05
Utspädningsfaktor ²	Ca 1 500	Ca 10 000	Ca 2 000	Ca 30 000

¹ m u my: meter under markytan

² Gäller för ämnen med hög Henrys konstant (>ca 0,1, t.ex. bensen och trikloretan)

Med ovanstående vatten- och lufthalter i de genomsläppliga och normaltäta jordarna blir utspädningsfaktorn för föroreningar med hög Henrys konstant (> ca 0,1 exempelvis bensen och trikloretan) för genomsläppliga jordar ca 1 500 för ytlig jord och ca 2 000 för djup jord. För normaltäta jordar blir utspädningsfaktorn ca 10 000 för ytlig jord och ca 30 000 för djup jord. Utspädningsfaktorn ökar alltså om föroreningen ligger på större djup, speciellt för normaltäta jordar. För ämnen med låg Henrys konstant (< ca 0,01 exempelvis PAH-M) sker en del av transporten i vattenfyllda porer, vilket ger en lägre utspädning i normaltäta jordar.

5.3. TOC och pH

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell kan halten organiskt kol justeras efter platsspecifika förutsättningar. Om ingen justering görs används ett generellt värde på 2 % TOC⁵. pH ingår inte som en separat parameter, men påverkar t.ex. lakbarheten för metaller och därmed Kd-värdet. För att anpassa riktvärdesberäkningarna till de förhållanden som råder i Stockholms stad har en sammanställning av totalhalt organiskt kol och pH i några olika jordmassor gjorts. Sammanställningen har fokuserat på fyllnadsmassor, då det fanns en misstanke om att TOC i dessa var lägre än det generella antagandet 2 %. Jordars, och särskilt fyllnadsmassors, egenskaper kan variera kraftigt beroende på massornas ursprung och sammansättning, därför har ett flertal undersökningar gått igenom inom ramen för föreliggande arbete. Ett visst urval av representativa prover har gjorts, så att inga jordprover som tydligt tagits på mull, jord med skikt av kol eller kraftigt petroleumförorenad jord har inkluderats. Av tabell 6

⁵ TOC: totalhalt organiskt kol

framgår att medelvärdet av TOC i fyllnadsmassor i Stockholms stad varierar mellan 0,42 och 2,8 % av TS. Ett viktat medelvärde av de analyserade proverna där de separata projekten fått lika stor vikt resulterar i ett ”medel av medel” på 1,8 %, dvs. fyllnadsmassornas TOC kan uppskattas till 2 %, motsvarande Naturvårdsverkets generella antagande.

Tabell 6. TOC i fyllnadsmassor i Stockholms stad [% av TS], N: antal representativa prover

Projekt	N	TOC Medel [% av TS]
Värtaområdet NDS (Golder, 2014)	15	1,3
Helix Hagastaden (Golder, 2017a)	2	1,4
Bromsten (Kemakta 2017)	55	2,8
Åstorp (Kemakta 2016a)	9	2,5
Kolkajen NDS (Kemakta 2016b)	69	2,4
Vinterviken (Golder, 2017b)	25	2,0
Sätra torg (WSP, 2016)	4	0,42
Älvsjö ¹ (WSP, 2015)	24	1,7
Viktad medelhalt		1,8

¹ Fältanteckningar har ej erhållits. Sammanställningen gäller för samtliga analyserade jordprover.

I sammanställningen av uppmätta pH-värden har data för både naturlig jord och fyllnadsmassor i Stockholmsområdet använts. Av tabell 7 framgår att pH varierar mellan 4,1 och 9. Lägst pH-värde noteras i moräner, medan sedimentjordar vanligen har högre pH.

Tabell 7. pH i jord i Stockholmsområdet

Projekt	Intervall	Medelvärde
Urban jord i Stockholm (Linde et. al, 2000)	0-0,05 m u my: 3,9 – 7,9 0,3 m u my: 4,3 – 8,1	0-0,05 m u my: 6,4 0,3 m u my: 6,9
Parkmark i Stockholm (J&W, 2001)	6,0–7,9 (10-percentil till 90-percentil i samtliga prover)	Median 6,9
Ytlig jord i Stockholmsområdet (SGU, 2007)	4,1–6,2 (10-percentil till 90-percentil).	5,1
Annedal (Tyréns, 2009)	8-9	

Indata till riktvärdesberäkningarna

I tabell 8 redovisas värden för TOC och pH som används vid beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena. Värdena motsvarar de som används vid beräkning av generella riktvärden. TOC-värdet kan som tidigare nämnts justeras, men det som används vid beräkning av de generella riktvärdena

har valts. Parametern pH är inte direkt indata till riktvärdesmodellen, men det pH-intervall som anges nedan motsvarar det som använts vid huvuddelen av laktesterna för att ta fram de generella K_d-värdena för metaller

Tabell 8. Indata till beräkningarna, TOC och pH

Parameter	Värde
TOC	2,0 % av TS
pH	4,5-9

5.4. Ämnens lakbarhet i urban jord

Föroreningars benägenhet att laka ut från förorenad jord till grundvatten och därefter spridas till ytvatten beror av flera parametrar så som jordens sammansättning, grundvattenbildning och hydraulisk konduktivitet. Dessa parametrar kan variera mycket mellan olika platser. Bedömning har därför gjorts att den lakbarhet som anges för Naturvårdsverkets generella riktvärden bygger på laktester på jordar med relevanta egenskaper (halter, pH och organiskt material) och därför är tillämplig även för de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm. Naturvårdsverkets angreppssätt är konservativt (generellt 10-percentil av lakdata) men om lakbarheten bedöms vara en betydelsefull parameter och området avviker markant från generella förhållanden kan en platsspecifik bedömning göras.

6. Hälsoriskbedömning

6.1. Exponeringsvägar och vistelsetider

De antaganden som görs om exponeringsvägar och -tider bör baseras på den markanvändning som anges i detaljplanen. I en detaljplan ges vissa begränsningar av vilken markanvändning som gäller för ett område, men en given markanvändning kan innebära olika grad av exponering för markföroreningar. Utgångspunkten har därför varit att de parametrar som beskriver människors exponering ska avse en hög risk för exponering, exempelvis genom att anta att människor kan befinnas sig vid sin bostad dygnet runt alla dagar under året. Vidare är förutsättningen att en förändrad markanvändning som kraftigt skulle förändra risken för exponering förutsätter planändringar och att en ny bedömning av riskerna görs i samband med detta. Detta kan till exempel gälla om en större hårdgjord yta skulle göras om till en park, vilket skulle kunna leda till en ökad risk för exponering för föroreningar.

6.1.1. Intag av jord

Exponering för föroreningar via intag av jord kan ske antingen genom direktintag av jord i munnen, att jordiga händer stoppas i munnen eller att man får in damm i mun och svalg. Eftersom små barn ofta har ett beteende där de gärna stoppar saker i munnen, är denna exponeringsväg åldersberoende. Exponeringen påverkas av mängden jord, exponeringstid och föroreningens biotillgänglighet när den kommit in i kroppen.

Naturvårdsverkets generella riktvärden räknar med ett dagligt jordintag för barn på 120 och 80 mg/dag för känslig respektive mindre känslig markanvändning. För vuxna är denna siffra 50 respektive 20 mg/dag. I den litteraturstudie som genomfördes i samband med framtagandet av de storstadsspecifika riktvärdena år 2009 konstaterades att Naturvårdsverkets antaganden ligger i nivå med de antaganden som gjorts i flera jämförbara länder. Ingen skillnad mellan barns totala jordintag i storstäder respektive övriga områden kunde heller påvisas.

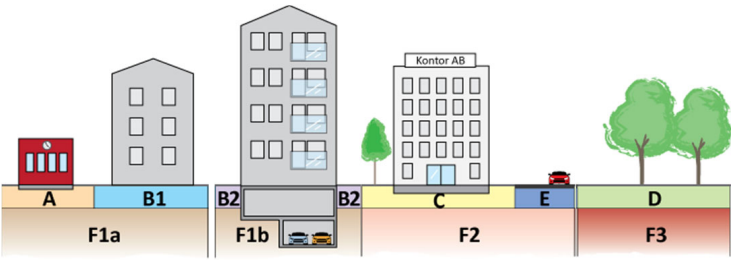
Den exponeringstid för föroreningar via intag av jord som används i de generella riktvärdena är för barn 365 och 60 dagar/år för känslig respektive mindre känslig markanvändning. För vuxna används en exponeringstid på 365 respektive 200 dagar/år. I ett antal av de markanvändningsscenarioer som används i dessa storstadsspecifika riktvärden är stora delar av området täckt av bebyggda eller hårdgjorda ytor, för att ta hänsyn till detta har justeringar av exponeringstiden gjorts.

Indata till riktvärdesberäkningarna

- A. Förskola, skola och småhus med mindre tomt, 0-1 m⁶:** Eftersom barn både kan bo och gå i förskola/skola inom samma område och i båda fallen ha en likartad exponeringssituation antas att barn kan utsättas för exponering samtliga dagar under året, dvs. 365 dagar/år. Barn ska heller inte behöva utsättas för högre föroreningshalter vid en förskola eller skola än i hemmet. Av den anledningen har exponeringstiden bedömts vara densamma som för KM, 365 dagar/år. Samma exponeringstid antas för vuxna.
- B. Flerbostadshus, 0-1 m:** Vid flerbostadshus finns i de flesta fall mer anlagda ytor än vid ett småhus varför andelen tillgänglig jord är mindre och att risken för kontakt med förorenad jord därmed är lägre. Detta har av beräkningstekniska skäl tagits hänsyn till genom att ange en kortare exponeringstid, 180 dagar/år för barn och vuxna.
- C. Verksamheter/kontor 0-1 m:** På grund av stor andel hårdgjorda ytor är andelen tillgänglig jord i ett verksamhetsområde enligt scenariodefinitionen liten. Därmed har en justering av exponeringstiden gjorts till att vara 30 och 100 dagar/år för barn respektive vuxna.
- D. Nyanlagda parker och grönytor, 0-1 m:** Generella exponeringstider för KM används.
- E. Under hårdgjorda ytor, 0-1 m:** Den jord som ligger under en större sammanhängande hårdgjord yta är inte direkt tillgänglig för jordintag eller hudkontakt. Vid grävarbeten i dessa ytor kan dock förorenad jord blottläggas och spridas, vilket ger förutsättningar för en viss exponering. För att ta hänsyn till detta har det i beräkningarna antagits en exponeringstid på 20 dagar/år för barn och vuxna.
- F. Djupare jord:** Då denna jord ligger 1 m under markytan är den ej direkt tillgänglig för jordintag. Hänsyn tas dock till eventuella anläggningsarbeten och en exponeringstid på 20 dagar/år för barn och vuxna har ansatts.

6 0-1 m avser för markanvändningsscenarierna 0-1 meter under markytan

Tabell 9. Exponeringstider för intag av jord



Intag av jord (dagar/år)	A.	B1.	F1a.	B2.	F1b.	C.	E.	F2.	D.	F3.	KM	MKM
Exponeringstid barn	365	180	20	180	20	30	20	20	365	20	365	60
Exponeringstid vuxna	365	180	20	180	20	100	20	20	365	20	365	200

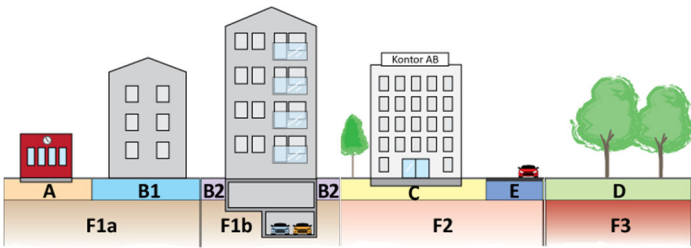
6.1.2. Hudkontakt

Exponering genom hudkontakt sker främst under den del av året då människor vistas ute utan heltäckande kläder. I de generella riktvärdena används 120 dagars exponering per år vid känslig markanvändning och 60 dagar per år vid mindre känslig markanvändning. Precis som för exponering genom intag av jord har exponeringen genom hudkontakt minskats vid de storstadsspecifika scenarier där marken är täckt av bebyggda eller hårdgjorda ytor (scenarierna B, C och E), eller där aktuell mark är belägen på större djup (scenarierna F). Sammanställning redovisas i Tabell 10.

Indata till riktvärdesberäkningarna

I Tabell 10 redovisas vilka exponeringsantaganden som har ansatts för hudkontakt med jord vid beräkning av de Stockholmsspecifika riktvärdena samt antaganden vid beräkning av KM och MKM.

Tabell 10. Exponeringstider för hudkontakt med jord



Hudkontakt med jord (dagar/år)	A.	B1.	F1a.	B2.	F1b.	C.	E.	F2.	D.	F3.	KM	MKM
Exponeringstid barn	120	60	20	60	20	30	20	20	120	20	120	60
Exponeringstid vuxna	120	60	20	60	20	45	20	20	120	20	120	90

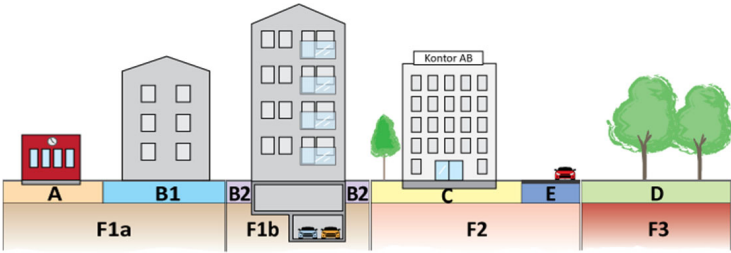
6.1.3. Inandning av damm

Exponering genom inandning av damm sker när människor andas in finkornigt material som når lungorna ($>10\ \mu\text{m}$). I de generella riktvärdena används samma exponeringstider som för intag av jord, dvs 365 dagar/år för känslig markanvändning (gäller vuxna och barn) och 200 dagar/år för vuxna respektive 60 dagar/år för barn för mindre känslig markanvändning. Även här har exponeringen minskats vid de storstadsspecifika scenarier där marken är täckt av bebyggda eller hårdgjorda ytor (scenarierna B, C och E), eller där aktuell mark är belägen på större djup (scenarierna F).

Indata till riktvärdesberäkningarna

I Tabell 11 redovisas vilka exponeringsantaganden som har ansatts för inandning av damm vid beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm samt antaganden vid beräkning av KM och MKM.

Tabell 11. Exponeringstider för inandning av damm



Inandning av damm (dagar/år)	A.	B1.	F1a.	B2.	F1b.	C.	E.	F2.	D.	F3.	KM	MKM
Exponeringstid barn	365	180	20	180	20	30	20	20	365	20	365	60
Exponeringstid vuxna	365	180	20	180	20	100	20	20	365	20	365	200
Andel inomhusvistelse	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1

6.1.4. Intag av växter

Exponering av föreningar kan ske via intag av växter och svamp som odlats eller vuxit vilt på området och som på så sätt tagit upp föroreningar från jord och grundvatten. Faktorer som styr exponeringen är mängden växter och svampar som konsumeras, andelen som kommer från det förorenade området, hur mycket förorening som växten eller svampen tar upp från jorden samt hur stor del av föroreningen som är tillgänglig för människan i samband med att man äter den.

Det dagliga intag av växter som används för Naturvårdsverkets generella riktvärden baseras på data från Livsmedelsverket. Detta intag är 250 g/dag för barn och 400 g/dag för vuxna. I den litteraturstudie som genomfördes i samband med framtagandet av de storstadsspecifika riktvärdena år 2009 konstaterades det att spridningen på indata för dagligt växtintag är stor mellan olika länder men att det inte finns något som tyder på att Naturvårdsverkets antaganden är orimligt höga. Ingen skillnad observerades

heller mellan mängden växtintag i storstadsmiljö och övriga områden. Den andel av växtintaget som bedöms komma från det förorenade området är i de generella riktvärdena för områden med känslig markanvändning (KM) 10 %, vilket motsvarar 9 kg/år för barn och 15 kg/år för vuxna, se Tabell 12. För områden med mindre känslig markanvändning (MKM) antas att inget växtintag förekommer. I beräkningar gjorda för de storstadsspecifika riktvärdena framtagna 2009 bedömdes ett intag på 10 % för en familj (2 vuxna och 2 barn) från det förorenade området motsvara en odlingsyta på 10-50 m² (Sweco, 2009), något som sannolikt är överskattat för dessa markanvändningsscenarier. För att ta hänsyn till de begränsade odlingsmöjligheterna har justeringar av andelen växtintag från det förorenade området gjorts så att 5 % av växtintaget antas kunna odlas inom bostadsområden (scenarierna A och B) eller nyanlagda parker och grönytor (scenario D). Detta motsvarar 5 kg/år för barn och 7 kg/år för vuxna, se Tabell 12. I många fall då odling sker på gemensamma ytor såsom förskolor, skolor, flerbostadshus och grönytor sker detta i anlagda odlingsytor med nytillförd odlingsjord. Även inom områden där odling inte sker skiftas generellt det ytligaste jordlagret ut.

Upptaget av föroreningar från jorden till växter har ej undersökts ytterligare för dessa storstadsspecifika riktvärden. De antaganden som görs för Naturvårdsverkets generella riktvärden bedöms vara tillämpliga.

Tabell 12. Årligt intag av växter från generellt KM-område, samt från bostadsområden (scenarierna A och B och nyanlagda parker och grönytor (scenario D) enligt storstadsspecifika riktvärden.

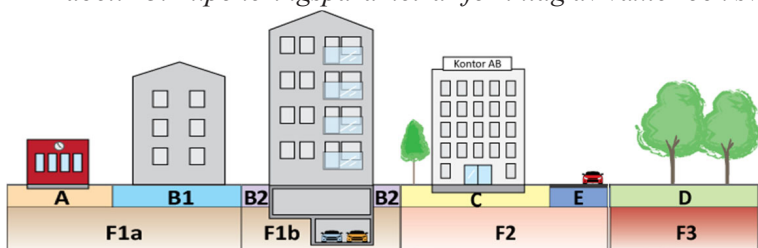
	Årligt intag [kg/år]		
	Totalt (NV, 2009)	Från KM-område (NV, 2009)	Från A, B, D-område
Barn	91	9	5
Vuxna	146	15	7

Indata till riktvärdesberäkningarna

- A. Förskola, skola och småhus med mindre tomt, 0-1 m⁷:** Intaget av frilandsodlade växter på området bedöms vara något begränsat. En andel på 5 % från området används därför. Detta motsvarar intaget från några fruktträd, bärbuskar och grönsaker.
- B. Flerbostadshus, 0-1 m:** Intaget av frilandsodlade växter på området bedöms vara något begränsat. En andel på 5 % från området används därför, detta motsvarar intaget från enstaka fruktträd, bärbuskar och grönsaker.
- C. Verksamheter/kontor, 0-1 m:** Inget intag, inga ätliga växter på området.
- D. Nyanlagda parker och grönytor, 0-1 m:** Intaget av frilandsodlade växter på området bedöms vara något begränsat. En andel på 5 % från området används därför, vilket motsvarar intaget från enstaka fruktträd, bärbuskar och svamp.
- E. Hårdgjorda ytor, 0-1 m:** Inget intag, ingen möjlighet för ätliga växter antas finnas inom större hårdgjorda ytor.
- F. Djupare jord och jord:** Inget intag. Växters rotsystem avtar markant med djupet och de flesta grönsaker och bärbuskar har ett rotdjup på mindre än 1 m, se mer i kap 7.2.

I Tabell 13 redovisas vilka exponeringsantaganden som har ansatts för intag av växter och svampar vid beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm riktvärdena, samt vid beräkning av KM och MKM.

Tabell 13. Exponeringsparametrar för intag av växter och svamp



Intag av växter	A.	B1.	F1a.	B2.	F1b.	C.	E.	F2.	D.	F3.	KM	MKM
Konsumtion, barn [kg/dag]	0,25	0,25	0	0,25	0	0	0	0	0,25	0	0,25	0
Konsumtion, vuxna [kg/dag]	0,4	0,4	0	0,4	0	0	0	0	0,4	0	0,4	0
Andel från odling på plats [-]	0,05	0,05	0	0,05	0	0	0	0	0,05	0	0,1	0

6.1.5. Inandning av ångor

Exponering av föroreningar genom inandning av ångor sker för flyktiga ämnen som avgår från jord och grundvatten till luften. Exponeringen inomhus är betydligt större än den utomhus eftersom luftombytet utomhus är mycket stort. Viktiga faktorer som styr exponeringen är vistelsetiden på området, transporthastigheten från marken samt utspädningen från marken till luften. Beroende på om en referenskoncentration för luft (RfC eller RISK_{inh}) finns tillgängligt för ett ämne eller inte används något olika beräkningsmetodik i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Beräkning av ångtransport är komplicerat och en lång rad faktorer påverkar hur en förorening transporteras från källzon och in i en byggnad, såsom föroreningens egenskaper, markförhållanden, grundläggning, bottenplattans konstruktion och utförande, dränerings- och ventilations-system. Beräkningen i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell är, precis som andra likartade modeller, förenklad och har i studier visat sig överskatta porgashalten (Provoost et al, 2014). Att hellre överskatta än underskatta riskerna är i linje med gängse riskbedömningsmetodik, men för att undvika översanering bör ytterligare utredningar övervägas om det visar sig att ångtransport blir styrande för saneringsbehovet. För ytterligare information om möjliga metoder se exempelvis SGIs rapport *PAH i porgas. Provtagning, modellering och övergripande metodik vid riskbedömning* (2016). Vidare är ångtransporten större i genomsläppliga jordar än i normaltäta, vilket med de försiktiga antaganden som görs resulterar i att flera Storstadsspecifika riktvärden för Stockholms genomsläppliga jordar blir lägre än motsvarande generella riktvärden (vilka är beräknade för normaltäta jordar). I Tabell 18 är det markerat vilka Storstadsspecifika riktvärden för Stockholm som styrs av ångtransport.

Den vistelsetid som används för Naturvårdsverkets generella riktvärden är 24 h/dygn 365 dagar/år för KM och 8 h/dygn 200/60 dagar/år (för vuxna/barn) för MKM. För de generella riktvärdena antas att hela vistelsetiden på området tillbringas inomhus.

Ångtransport kan ske både i vertikal- och horisontalled. I exploateringsområden gränsar ofta olika markanvändningsscenarier till varandra och därför kan horisontalspridningen vara betydelsefull. Är ytan hårdgjord ökar också risken för horisontell spridning av föroreningar i gasfas. Detta innebär att hänsyn bör tas till risk för ånginträngning till byggnader även för markscenarier utan byggnader. En viss andel inomhusvistelse har därför inkluderats i de två markanvändningsscenarierna D. *Nyanlagda parker och grönytor* och E. *Hårdgjorda ytor* och, för att ta hänsyn till att ångor

från dessa områden kan påverka inomhusluften i angränsande områden med byggnader, se Tabell 13. Konsekvensen av det blir att riktvärdena för flyktiga ämnen i dessa scenarier sänks något.

En annan risk med flyktiga ämnen är att de kan spridas med grundvattnet och på så sätt transporteras från ett område där exponeringen är lägre (t.ex. ett parkområde), till ett område där den är högre (t.ex. ett bostadsområde) och där orsaka hälsorisker. Beräkningar med hänsyn till detta har gjorts, vilka beskrivs närmare i avsnitt 8.2.2.

Halten av föroreningar i inandningsluften beräknas från halten i jordens porluft med en utspädningsfaktor. Utspädningen påverkas till stor del av djupet till föroreningen, jordens genomsläpplighet och föroreningens diffusivitet i marken. Utspädningen till utomhusluft blir så stor att denna exponeringsväg ej blir styrande i riktvärdesberäkningarna. För inomhusluft påverkas utspädningen också av grundkonstruktionens täthet och husets luftomsättning. För markanvändningsscenarierna A. *Förskola, skola och radhus/småhus med mindre tomt 0-1 m*, B.1. *Flerbostadshus utan källare 0-1 m* och C. *Verksamheter/kontor 0-1 m* har inga justeringar gjorts från de antaganden som görs för Naturvårdsverkets generella riktvärden. Däremot påverkar förekomsten av källare i markanvändningsscenariot B.2. *Flerbostadshus med källare 0-1 m* beräkningen av riktvärdena och justeringar har därför gjorts enligt nedan.

I markanvändningsscenariot *Flerbostadshus med källare 0-1 m* antas källaren utgöras av utrymmen som ej används för bostadsändamål eller arbetsplatser. I en byggnad med ventilerad källare kan därför den extra utspädning som en källare medför räknas med i utspädningen till inandningsluften i ovanliggande bostäder.

Den extra utspädningen som källaren medför påverkas av en mängd parametrar såsom källarens och resterande byggnadens konstruktion, förekomst av hiss och trapphus, temperaturskillnader mellan inom- och utomhusluft, vindhastighet, ventilation mm. Dock får luften i källaren inte innehålla så höga föroreningshalter att det innebär en risk att vistas i källaren. I samband med upprättandet av storstadsspecifika riktvärden 2009 gjordes en litteraturstudie för att utreda vilken extra skyddsnivå en källare medför. I en rapport framtagen på uppdrag av US EPA där simuleringar av utspädning av radon gjorts erhöles en utspädning mellan källare och ovanliggande våningar mellan 4 till ca 1000 gånger. Denna variation är mycket stor och beror bland annat på att olika byggnadstyper och väderfenomen ingått i simuleringen.

I en vägledning från US EPA angående modellering av ånginträngning redovisas empiriska data från studier av utspädning mellan källare och vå-

ning över källaren. I flerbostadshus där källaren är avskärmad från resten av byggnaden är utspädningen 5 gånger (US EPA, 2004). Forskning har även gjorts i Danmark där halter av klorerade kolväten uppmäts i en våning ovanför en kemptvätt i ett flerbostadshus. Utspädningen var som minst 7-8 gånger och transporten via luftrörelser var den mest betydelsefulla transportvägen (Miljöministeriet, 2003 och 2005).

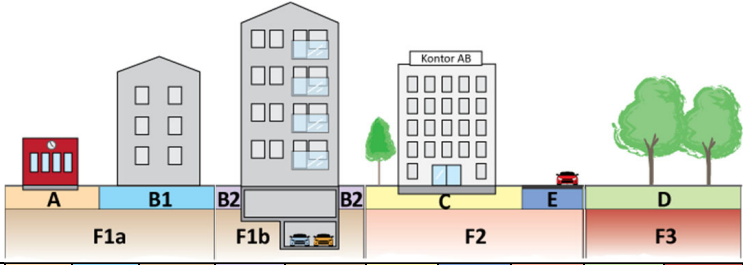
En sammanställning av radonmätningar i kommersiella lokaler inom Stockholms stad 2010-2015 har genomförts vilket kan relateras till utspädning av föroreningar mellan källare och ovanliggande våning (Golder, 2017c). Totalt har radonmätningar skett i 11 fastigheter där mätare dels har installerats i källarplan och dels på ovanliggande våningar. De flesta byggnaderna är byggda efter år 1975 och innehåller därför inte blåbetong som kan ge ifrån sig radon. Den största delen av uppmätta radonhalter bedöms därför komma från marken under byggnaderna. I sammanställningen har medelvärdet av mätningarna i källarplan respektive ovanliggande våningar beräknats. Utifrån dessa medelvärden har utspädningsfaktorer tagits fram, utspädningsfaktorerna varierar mellan 0,8 och 11,0 med ett medelvärde på 4 gånger. Denna utspädning ligger ungefär i nivå med utspädningen i den amerikanska vägledningen (5 ggr) och den danska utredningen (7-8 ggr). Genom en sammanvägning av resultaten från dessa undersökningar har utspädningen från källaren till ovanliggande våning i beräkningarna av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm ansatts till 5 gånger.

En källare medför dock att en större del av byggnaden, både källargolv och källarväggar, är i kontakt med jorden. Detta leder i sin tur till att ånginträngningen av eventuella föroreningar i den omkringliggande jorden blir större och därmed reduceras det extra skydd som en källare medför något. Beräkningar har därför genomförts för att utreda hur mycket större ånginträngningen är i ett flerbostadshus med källare jämfört med ett flerbostadshus utan källare. I beräkningarna har det antagits att föroreningar har lika stor benägenhet att tränga in via väggar som golv. För typiska flerbostadshus med en bottenyta i storleken 10 m gånger 20 – 50 m och källarväggar som når ned 2 till 3 meter under markytan innebär detta att kontaktytan med jorden blir 1,5 – 1,9 gånger större än för ett hus med platta på mark. I kombination med den utspädning på 5 gånger som sker från källaren till ovanliggande utrymmen med bostäder ger det en extra utspädningsfaktor på ca 2,6 till 3,5 gånger. I beräkningarna av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm används därför en extra utspädningsfaktor till inomhusluft för flerbostadshus med källare på 3 gånger.

Indata till riktvärdesberäkningarna

I Tabell 14 redovisas vilka exponeringsantaganden som har ansatts för inandning av ångor vid beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm, samt vid beräkning av KM och MKM.

Tabell 14. Exponeringsparametrar för inandning av ångor



	A.	B1.	F1a.	B2.	F1b.	C.	E.	F2.	D.	F3.	KM	MKM
Exponeringstid barn	365	365	365	365	365	60	365	60	365	60	365	60
Exponeringstid vuxna	365	365	365	365	365	200	365	200	365	200	365	200
Andel inomhusvistelse	1	1	1	1	1	1	0,1	1	0,1	0,1	1	1
Luftomsättning i byggnaden	12	12	12	36	36	12	12	12	12	12	12	12

6.2. Exponeringsvägar vilka ej inkluderas

Nedan redovisas exponeringsvägar som ej anses vara relevanta för framtagandet av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm samt motivering till varför de inte tagits med.

- **Intag av dricksvatten.** I Stockholms stad sker dricksvattenförsörjningen nästan uteslutande i kommunal regi. Av den anledningen har bedömning gjorts att intag av grundvatten via dricksvatten ej inkluderas.
- **Intag av fisk.** I de storstadsspecifika riktvärdena ingår inte exponering via intag av fisk. Orsaken till detta är att halter i fisk i Stockholms stad vanligen inte direkt kan relateras till föroreningar i marken, utan beror på andra faktorer såsom historiska utsläpp eller bidrag från andra källor. Därigenom är det inte möjligt att bestämma ett åtgärdsbehov inom ett markområde på grundval av eventuella risker för exponering vid intag av fisk. Indirekt medför det skydd mot spridning till ytvatten som ingår i riktvärdena också en begränsning av denna exponeringsväg. I beräkningarna av Naturvårdsverkets generella riktvärden ingår inte heller intag av fisk som en exponeringsväg.

7. Miljöriskbedömning

Marken är en komplex miljö med många olika organismer, bakterier, växter, svampar och djur som har stor betydelse för markens kemisk-fysikaliska egenskaper och funktioner såsom nedbrytning av organiskt material och frigörelse av näringsämnen. Vid beräkning av riktvärden är utgångspunkten att markens nuvarande och framtida funktion ska skyddas från påverkan av föroreningar.

Eftersom markfunktion är komplex görs en del förenklade antaganden i riktvärdesberäkningarna. Markmiljödelen av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell bygger på modeller utvecklade i Nederländerna av RIVM. Grundtanken är att om huvuddelen av organismerna eller markprocesserna inte avsevärt påverkas så skyddas också markfunktionen. Metoden gör inte någon viktning av arter eller deras funktion i ekosystemet och därmed går det inte att exakt avgöra i vilken utsträckning markens ekosystem bevaras om en given andel av arterna skyddas. För känslig markanvändning baseras riktvärdena för markmiljö på att 75 % av arterna skyddas, vilket inte antas ge någon väsentlig påverkan på markens funktion. Den nivån motsvarar också den som används i Nederländerna för känsliga typer av markanvändning. För mindre känslig markanvändning utgår riktvärdena för markmiljö från ett skydd av 50 % av arterna, vilket inte bedöms ge några betydande effekter på markens funktion.

De dos-responssamband som används bygger på effekter observerade under relativt kort tid och tar inte hänsyn till någon anpassning av arter eller artsammansättning. Den tar heller inte alltid hänsyn till att åldrad förorening i fält ofta är mer svårtillgänglig än förorening som tillsätts jord i samband med laboratorieförsök.

7.1. Val av skyddsnivåer för markmiljön

För flera av de vanligt förekommande föroreningarna i urban miljö är skyddet av markmiljön ofta styrande för riktvärdena, exempelvis för barium, koppar, krom och zink, men i många fall även för bly. Detta kan innebära omfattande schaktning och transport av massor och därmed höga efterbehandlingskostnader för att säkerställa en markmiljö som i det specifika fallet kanske har begränsat skyddsvärde. Borttransport av massor som inte medför någon risk innebär i sig en negativ påverkan på markmiljön.

En utgångspunkt för de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm är en vilja att minska schaktmängderna och masstransporterna i staden, varför det inte bedöms motiverat med omfattande schakter enbart för att teoretiskt skydda markmiljön.

Vilket skyddsvärde ett markecosystem har är till stora delar en riskvärderingsfråga. En utgångspunkt för de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm är att Stockholms stad för all överskådlig framtid kommer att vara en storstadsregion. Livsmedelsproduktion eller återgång till naturlig mark bedöms inte som sannolika markanvändningar i de scenarier som storstadsspecifika riktvärden gäller för, varken på kort eller lång sikt. Därmed bedöms behovet av markmiljöns ekosystemtjänster som begränsat i de ytliga scenarier där marken inte är hårdgjord, och som försumbart i de scenarier där marken är bebyggd, hårdgjord eller belägen på stort djup. Med utgångspunkt i detta har den lägre nivån av generellt skydd för markmiljön, motsvarande skydd av 50 % av arterna (MKM-skydd), använts för yttlig jord vid skola, förskola och småhus (scenario A), flerbostadshus (scenario B) samt nyanlagda parker och grönytor (scenario D). För övriga scenarier bedöms det ogästvänliga habitatet (under hårdgjorda ytor, under byggnader och i djup jord (se nedan för ytterligare diskussion kring den djupa jorden) utgöra en så stor negativ påverkan på markecosystemet, genom att t.ex. begränsa syretransporten och ge brist på organiskt material, att det är osannolikt att det över huvud taget finns, eller kommer att finnas, ett fungerande markecosystem på platsen. Marken i dessa scenarier har också huvudsakligen en teknisk funktion vilket innebär att det inte finns något krav på ett fungerande markecosystem. Därmed ansätts inget skydd av markmiljön vid verksamheter (scenario C), under hårdgjorda ytor (scenario E) och djupare än 1 m under markytan (scenarierna F). Det bör återigen poängteras att dessa avvägningar mellan markmiljöskydd, miljöeffekter av åtgärder och kostnader egentligen är en riskvärderingsfråga, men de har här inkluderats i riskbedömningen för att skapa ett lätthanterligt system för bedömning av mindre exploateringsprojekt.

7.2. Djupberoende och omblandning av jordar

Olika metoder kan användas för att bestämma vilka halter som kan accepteras i en djupare jord. Ett sätt som använts i de tidigare storstadsspecifika riktvärdena är att utgå från en lägre skyddsnivå för de jordlevande organismerna, så att skydd av 25 % eller 10 % av arterna tillämpades i vissa scenarier (Sweco, 2009). Ett problem med denna metod är att det är mycket svårt att avgöra vad en ändrad skyddsnivå innebär för påverkan på markecosystemet.

I de storstadsspecifika riktvärden som redovisas i denna rapport har istället en begränsning införts som innebär att riktvärdena för djup jord begränsas så att de inte kan vara mer än fem gånger högre än det lägsta riktvärde som kan förekomma i överlagrande jord. Detta för att inte riskera vertikal förorenings-spridning som kan innebära en risk för miljöeffekter i den ytliga jorden.

Studier visar på att antalet arter och individer av jordlevande organismer minskar kraftigt med djupet. Även växternas rotsystem avtar markant med djupet. Studierna har främst gjorts på naturliga jordar, men även försök på urbana fyllnadsjordar med normala föroreningshalter visar på detta (Sweco, 2014). De haltnivåer som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för skydd av markmiljön utgår från att organismerna i jorden har en direktkontakt med den förorenade jorden. Eftersom växtrötter, marklevande djur och processer till mycket stor del är koncentrerade till yttlig jord och i mindre utsträckning har direktkontakt med djupare liggande förorenad jord är dessa haltnivåer inte direkt tillämpliga för bedömning av djupare jordar. De djupare marklagren utgör dock en stor volym och förorening i dessa lager kan påverka den ytliga jorden. Detta kan till exempel ske genom att förorening transporteras uppåt i jordprofilen under perioder med stor avdunstning eller att markorganismer säsongvis söker sig till större djup för att undvika frost. En uppåtriktad transport i jordprofilen kan också ske genom att det sker en omblandning av själva jorden på grund av naturliga processer eller mänsklig aktivitet såsom schaktning.

Det kan också ske ett uppåtriktat vattenflöde i jorden. Vattenhalt och vattenströmning i det översta marklagret beror av infiltration, avdunstning och jordmaterialets egenskaper. Förhållandena kommer också att variera under året beroende på temperatur, nederbördsförhållanden och växtsäsong. För icke-hårdgjorda ytor i Stockholm gäller generellt att det över året netto sker en nedåtriktad transport. I de beräkningar som gjorts varierar infiltrationen mellan ca 80 till 130 mm/år i avrinningsområden med blandad markanvändning baserat på massbalans mellan nederbörd, evapotranspiration och ytavrinning. För grönytor beräknas infiltrationen kunna vara högre. Genomförda vattenbalansberäkningar (se bilaga D) har visat att i Stockholm är avdunstningen större än nederbörden fyra månader per år, vilket medför möjlighet till ett visst uppåtriktat flöde av vatten. Detta medför i sin tur att förorening som finns i porvattnet i den djupare jorden tidvis sprids uppåt. Beräkningar har visat att denna föroreningstransport kan motsvara ca 10-20 % av föroreningen, vilket innebär att om halterna i den djupare jorden är 100 mg/kg kan det medföra en halt på 10-20 mg/kg i den ytliga jorden. Det exakta förhållandet kan dock variera från år till år och beror även på jordens egenskaper såsom vattenhållande förmåga. Maskar och andra jordlevande djur kan orsaka bioturbation, det vill säga en omblandning och transport av jord som även påverkar jordens struktur och innehåll av organiskt material. Djupet som berörs är vanligen några decimeter (Ireson och Butler 2009). Omblandningen är ofta så effektiv att de översta decimetrarna blir homogena. Bioturbation kan både medföra att djupare liggande jord transporteras upp till ytan och att yttlig jord förs nedåt.

7.3. Inverkan av markens egenskaper

En stor andel av den ytliga marken i Stockholm består av fyllning av olika karaktär. I många jordar i stadsmiljö är förutsättningarna för biologiskt liv dåliga på grund av låg halt organiskt material, dåliga vattenhållande egenskaper, stor andel hårdgjorda ytor och lågt näringsinnehåll. För att kunna bedöma markfunktionen på ett jordmaterial krävs en platsspecifik bedömning. Metoder för detta har utvecklats, exempelvis ISO-standarderna Soil quality TRIAD approach (ISO 19204:2017) för bedömning av de ekologiska riskerna vid ett förorenat område och Soil Function Box (SF Box) från Chalmers tekniska högskola (Volchko et al 2014) för bedömning av en efterbehandlings effekter på markfunktionen. I vissa fall kan fyllningen ha sådana egenskaper att den kan utgöra ett fungerande markekosystem, i andra fall har fyllningen inte sådana förutsättningar, exempelvis på grund av dålig vattenhållande förmåga eller mycket låg halt organiskt material. I SF Box klassificeras jord utifrån egenskaper såsom lerhalt, organiskt innehåll, fraktion grövre material, pH, vattenhållande förmåga samt innehåll av kväve och fosfor (Volchko et al. 2014).

Tungmetallers effekter på markekosystemet beror av jordegenskaper såsom pH, halt organiskt material och lerhalt. I den s.k. PNEC-kalkylatorn har toxicitetstester som sammanställts inom REACH använts för att ta fram metoder för att beräkna hur tungmetallers toxicitet påverkas av jordegenskaperna (Smolders et al 2009). För att undersöka vilken påverkan pH, halt organiskt kol och lerhalt har på markmiljöriktvärdena har beräkningar med PNEC-kalkylatorn gjorts, vilka redovisas i bilaga C. Beräkningarna, som har gjorts för bly, koppar och zink, visar att de generella markmiljöriktvärdena är tillämpliga på de flesta jordar som förekommer vid exploatering i Stockholm. Bedömningen är att detta gäller även övriga ämnen.

7.4. Befintliga parker och naturområden

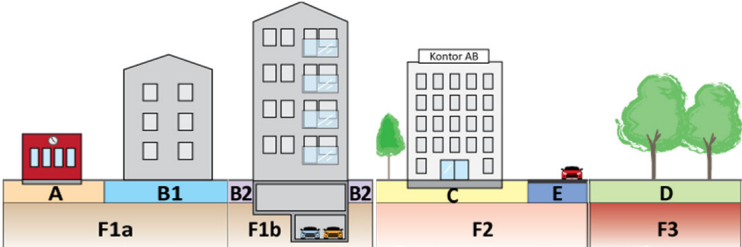
Ett särfall kan vara de befintliga parker och naturområden som finns i staden. Undersökningar har visat att flera av dessa är förorenade (J&W 2001, Geosigma 2015, Liljemark 2016) och såvida detta inte innebär en risk för de människor som vistas i områdena eller riskerar att orsaka föroreningsspridning, finns det goda skäl att bevara de befintliga parkerna och naturområdena. De Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm kan vara tillämpliga även inom dessa områden men en platsspecifik bedömning av åtgärdsbehovet bör göras.

Indata till riktvärdesberäkningarna

I tabell 15 redovisas vilken skyddsnivå för markekosystemet som har använts vid beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm.

För beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm har det baserat på ovanstående resonemang lagts in en begränsning så att riktvärdena i ett djupare jordlager (djup under markytan i storleksordningen 1 m) inte bör vara mer än 5 gånger högre än riktvärdet i ovanliggande yttlig jord.

Tabell 15. Skydd av markmiljö vid respektive scenario



	A.	B1.	F1a.	B2.	F1b.	C.	E.	F2.	D.	F3.	KM	MKM
Skydd av markmiljö	MKM (50%)	MKM (50%)	0 ¹	MKM (50%)	0 ¹	0	0	0 ¹	MKM (50 %)	0 ¹	75%	50%

¹ Begränsas av ovanliggande jord med faktor 5

8. Hydrologiska indata till modellen

8.1. Infiltration

Hydrologin i urban miljö påverkas kraftigt av hårdgjorda ytor och dagvattenhantering. De flesta studier som gjorts av hydrologin i urbana system har handlat om avrinning efter kraftiga regn och dimensionering av VA-system, mycket få handlar om infiltration i urban miljö.

I bilaga D har infiltrationen i några olika avrinningsområden i Stockholm utvärderats i en vattenbalans. Använda indata har varit ytavrinning, avdunstning och infiltration från SMHI (2019) samt justerade avrinningskoefficienter ursprungligen från Svenskt Vatten (2004, 2016). Dessutom har hänsyn tagits till att en viss infiltration även sker genom hårdgjorda ytor (Mansell och Rollet 2007; Ragab et al. 2003).

Indata till riktvärdesberäkningarna

I tabell 16 nedan redovisas värden för infiltrationen som används vid beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm. Beräkningarna tar hänsyn till att åtgärder görs för lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). Om betydande infiltration av dagvatten sker inom området bör en platsspecifik bedömning göras huruvida de storstadsspecifika riktvärdena kan användas med hänsyn till infiltrationsantagandena.

Tabell 16. Indata för infiltration till riktvärdesmodellen

	Område	Infiltration (mm/år)
A.	Förskola, skola, småhus	100
B.	Flerbostadshus	80
C.	Verksamheter och kontor	80
D.	Nyanlagda parker och grönytor	140
E.	Under hårdgjorda ytor	40
F1.	Djupare jord under bostäder	100
F2.	Djupare jord under hårdgjorda ytor och verksamheter	40
F3.	Djupare mark under parker och grönytor	140

8.2. Skydd av grundvatten

I Naturvårdsverkets generella riktvärden tas hänsyn till risker med förorenat grundvatten på tre olika sätt; dels tas hänsyn till människors användning av grundvatten, exempelvis som dricksvatten eller för bevattning, dels skydd av grundvattnet som en resurs och slutligen tas hänsyn till spridning av föroreningar med grundvattnet till sjöar eller vattendrag. Grundvattnet i Stockholms kommun är allmänt påverkat av föroreningar och används generellt inte för dricksvattenändamål utan dricksvatten tas i stället från Mälaren. Även användningen av grundvatten för andra ändamål, exempelvis bevattning, är ytterst begränsad. Detta innebär att andra krav kan ställas på grundvattenskyddet.

I de storstadsspecifika riktvärdena tas därför ingen hänsyn till skydd av grundvatten med hänsyn till människors användning. Däremot tas hänsyn till att grundvatten kan utgöra en spridningsväg för föroreningar, då grundvattnet strömmar ut i sjöar, vattendrag och våtmarker samt vid avgång av föroreningar i gasfas under byggnader. I avsnitten nedan motiveras dessa ställningstaganden. Det är viktigt att påpeka att en sanering av ett förorenat område utifrån de angivna riktvärdena inte kommer leda till någon försämring av grundvattnets kvalitet, eftersom massor med höga föroreningshalter kommer att åtgärdas. För områden där en betydande grundvattenförorening förekommer bör en platsspecifik bedömning göras.

8.2.1. Grundvatten i Stockholm

År 2006 infördes ett dotterdirektiv (2006/118/EG) till vattendirektivet vilket syftar till att skydda grundvattnet mot föroreningar och försämring. I Sverige finns fem vattenmyndigheter som bland annat beslutar om vilka grundvatten som ska klassas som grundvattenförekomster enligt vattendirektivets definition. Detta görs enligt instruktioner och föreskrifter från SGU. Den största grundvattentillgången i Stockholm, Stockholmsåsen, utgör inte någon grundvattenförekomst enligt vattendirektivets definition. I Stockholms stad finns det endast två mindre grundvattenförekomster vilka tangerar Stockholms administrativa gränser, dessa är Trollbäcken i sydost och Silverdal i nordväst. Grundvattnet i Stockholm är på många ställen förorenat av bland annat tungmetaller och organiska föroreningar, se nedan. Det ska dock påpekas att även om grundvattnet i sig inte utgör en grundvattenförekomst gäller vattendirektivets generella bestämmelse, det så kallade icke-försämringskravet (Stockholms stad, 2015).

Miljöförvaltningen i Stockholms stad har kartlagt grundvattnet i staden vid tre tillfällen, 1996-1997, 2003-2004 och 2011-2012 med syfte att undersöka vilken kemisk påverkan staden har samt att följa upp haltförändringar över tiden. Vid undersökningen 2011-2012 analyserades ett stort

antal ämnen i ytligt grundvatten i jord på 74 platser i Stockholmsområdet (Miljöförvaltningen, 2013). Majoriteten av proverna påvisade åtminstone någon förorening i förhöjd halt. I jämförelse med SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (SGU, 2013) uppvisade 58 % av proverna höga eller mycket höga halter av näringsämnen och 17 % av proverna höga eller mycket höga halter av tungmetaller. Även organiska föroreningar påträffades frekvent i proven men eftersom bedömningsgrunder i stor utsträckning saknas för organiska ämnen relaterades de huvudsakligen till laboratoriets rapporteringsgränser. Vid jämförelse med uppmätta halter i ytvatten drogs slutsatsen att grundvattnet i Stockholm kan utgöra en källa för vissa föroreningar så som perfluorerade ämnen och nonyl- och oktylfenoler i ytvatten.

8.2.2. Risk för ånginträngning från förorenat grundvatten

Om det förekommer flyktiga föroreningar i grundvatten i höga halter kan detta utgöra en risk för ånginträngning i ovanliggande byggnader. Eftersom förorenat grundvatten kan sprida sig från det område där den ursprungliga föroreningen finns (föroreningskällan) så innebär det att även områden utanför det aktuella förorenade området kan påverkas av de flyktiga föroreningarna. Detta kan medföra att områden med känslig markanvändning, exempelvis bostäder, skulle kunna påverkas av kvarvarande förorening i intilliggande områden med mindre känslig markanvändning (t.ex. under hårdgjorda ytor eller i verksamhetsområden). Beräkningar har gjorts för att säkerställa att flyktiga föroreningar i jord som lämnas kvar under hårdgjorda ytor eller verksamhetsområden inte kan påverka grundvattnet så att det leder till en förhöjd ånginträngning i ett intilliggande bostadsområde. Dessa beräkningar visar att ingen risk för detta finns ens i mycket ogynnsamma fall, se bilaga E.

8.2.3. Spridning av föroreningar från grundvatten till ytvatten

Föroreningar i grundvattnet kan även spridas till sjöar och vattendrag och orsaka en belastning i dessa. Detta tas hänsyn vid beräkning av skydd av ytvatten som beskrivs närmare i avsnitt 8.3.

8.2.4. Exponeringsvägar och skyddsobjekt som beaktas

Baserat på ovanstående resonemang har bedömning gjorts att följande exponeringsvägar och skyddsobjekt tas hänsyn till vid beräkningarna av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm

- Påverkan på ytvatten
- Ånginträngning

De exponeringsvägar och skyddsobjekt som det ej tas hänsyn till är:

- Grundvatten som dricksvatten
- Grundvatten för bevattning
- Grundvatten som naturresurs
- Grundvattenberoende ekosystem

8.2.5. Föroreningar under grundvattenytan

Vid beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm antas samtliga markanvändningsscenarier ligga ovan grundvattenytan. Riktvärdena kan dock vara tillämpliga även under grundvattenytan i det fall spridningsrisken är låg och föroreningsmängderna måttliga. Förutsättningarna för spridning av förorening som ligger under grundvattenytan varierar kraftigt beroende på jordart, geohydrologiska förhållanden och föroreningens djup under grundvattenytan. Spridningsförutsättningarna kan även påverkas av närhet till ytvattendrag eller markdränering. Beräkningar som utförts visar att för förhållanden med normaltät jord (hydraulisk konduktivitet mindre än 10⁻⁵ m/s) och måttligt djup med förorenad jord under grundvattenytan (max 1 – 2 m) kommer riskerna med förorening under grundvattenytan att täckas in av de värden som anges för förorening över grundvattenytan. För objekt med mer genomsläppliga jordar och där förorening påträffas i grundvattnet kan en platsspecifik bedömning behöva göras.

Ett stöd för bedömningen av risken med föroreningar under grundvattenytan finns i de sårbarhetskartor för grundvatten som tagits fram för Stockholm (Länsstyrelsen i Stockholm 2017). I dessa görs en klassning av områden baserat på jordart och infiltrationshastighet. Som en tumregel kan riktvärden för jord över grundvattenytan antas gälla även under grundvattenytan för områden som klassats ha en låg eller måttlig sårbarhet. Om det aktuella objektet ligger inom ett område med hög sårbarhet bör en bedömning göras av halter i grundvatten och om dessa tyder på att föroreningsspridningen är betydande görs en platsspecifik bedömning. Speciell hänsyn bör tas i de fall det finns risk för en snabb avrinning till ytvatten, exempelvis för objekt som är strandnära eller ligger nära ett vattendrag, se även avsnitt 8.3.

8.3. Skydd av ytvatten

8.3.1. Halkriterier för skydd av ytvatten

Skydd av ytvatten inkluderas alltid vid beräkning av riktvärden med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Vid beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena har samma antaganden använts som vid beräkning av de generella riktvärdena, vilket innebär att riktvärdet för jord utgörs av den

maximala föroreningshalt som inte förväntas medföra att uppsatta haltkriterier för ytvatten överskrids. Haltkriterierna för metaller baseras på en begränsning av halttillskottet så att normalt förekommande halter i sjöar och vattendrag inte ska överskridas på grund av utsläpp från det förorenade området. Detta innebär samtidigt att halttillskottet inte ska orsaka några miljöeffekter i berörda ytvatten. För organiska föroreningar som inte förekommer naturligt baseras sig haltkriterierna på kravet att undvika risk för miljöeffekter. För majoriteten av ämnena är haltkriterierna för skydd av ytvatten lägre än dricksvattennormerna, vilket innebär att människors hälsa oftast skyddas per automatik då ytvattenmiljön skyddas.

Riktvärdena för jord avseende skydd av ytvatten tas fram genom att beräkna den maximala halten som vattnet från det förorenade området kan ha utan att det efter omblandning i ytvattnet gör att haltkriterierna där överskrids. Även detta är i enlighet med de metoder som används för att ta fram generella riktvärden. Den maximala halten i jorden beräknas sedan genom att använda de antaganden som görs om utlakning från den förorenade marken. Detta bygger på en rad förenklingar såsom att utlakningen är konstant och styrs av jämviktsförhållande mellan den förorenade jorden och porvattnet, utsläppet sker direkt till ytvattnet utan någon fördröjning eller nedbrytning samt att det sker en snabb omblandning i ytvattnet. För mindre sjöar och vattendrag är samtliga dessa antaganden försiktiga och riskerar att överskatta riskerna. För större vattenförekomster kan dock antagandet om en snabb omblandning underskatta riskerna.

De haltkriterier för ytvatten som används i riktvärdesmodellen är inte tänkta att användas för att bedöma status på en vattenförekomst och är heller inte direkt jämförbara med de gränsvärden och bedömningsgrunder som anges i Havs- och Vattenmyndighetens (HaV) föreskrifter. HaV anger värden för vissa av de metaller och organiska ämnen som finns på listan med Storstadsspecifika riktvärden. För de organiska ämnena har HaV:s värden beaktats i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för aktuella ämnen. För metaller är HaV:s värden i de flesta fall angivna för löst eller biotillgänglig halt, medan riktvärdesmodellen beaktar totalhalt. Totalhalten kan vara signifikant högre än den lösta eller biotillgängliga halten.

Riktvärdesmodellen har använts för att beräkna vilket halttillskott i ett ytvatten som ett exploateringsområde skulle kunna ge upphov till. I beräkningarna antas att halterna i jorden motsvarar de högsta Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm (F2 Djup jord under hårdgjorda ytor). Beräkningen visar att de haltkriterier för ytvatten (avseende totalhalt) som används i riktvärdesmodellen även innebär ett skydd mot att HaV:s gränsvärden och bedömningsgrunder överskrids. De haltkriterier för ytvatten

som tillämpas för de generella riktvärdena har därför bedömts tillämpliga även för de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm. Det ska dock noteras att de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm endast är tillämpliga på områden med en ungefärlig storlek av 50 x 50 m. För större områden ska platsspecifika riktvärden beräknas.

8.3.2. Ytvatten i Stockholm

År 2000 antog Europaparlamentet Vattendirektivet (2000/60/EG) vilket syftar till att skydda och förbättra allt vatten i EU. I Sverige infördes vattendirektivet i svensk lagstiftning år 2004. Som en del av Vattendirektivet infördes även bestämmelser för kvaliteten på vattnet i en vattenförekomst, s.k. miljökvalitetsnormer (MKN). Grundkravet var att god status skulle uppnås till år 2015 om inte undantag beslutas. I Stockholms stad finns det idag ett 20-tal vattenförekomster vilka samtliga har fått undantag från tidsfristen och ska uppnå god status till år 2021 och i ett fåtal fall till 2027. Vattenförekomsterna utgörs av 14 sjöar inklusive sex delområden av Mälaren samt tre kustvatten och fyra vattendrag, dessa listas i bilaga E. I dagsläget är det bara en av dessa vattenförekomster (Mälaren – Görväln) som uppnår både god ekologisk och kemisk status utan överallt överskridande ämnen (kvicksilver och bromerade dinitfenyletrar). Den största anledningen till att god status inte uppnås i Stockholms vatten är övergödning, men även hög halt av miljögifter (Stockholms stad, 2015). I Stockholms stad finns också fem mindre sjöar och nio vattendrag som klassas som övrigt vatten och därmed inte har någon fastställd miljökvalitetsnorm.

8.3.3. Utspädning från porvatten till ytvatten

Utgångspunkten har varit att åtgärder som genomförs baserade på de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm ska ge förutsättningar för en förbättring av kvaliteten i de vattenförekomster som finns i Stockholm. Detta innebär att den belastning som ett åtgärdat område kan medföra på en vattenförekomst ska vara liten.

Påverkan från ett förorenat områdes på en vattenförekomst beror på en rad faktorer såsom föroreningshalter, områdets storlek och avvattningsförutsättningar för spridning, omsättningen i vattenförekomsten, mm. Vid beräkningen av de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm används samma metodik som för Naturvårdsverkets generella riktvärden, där en faktor beräknas som anger hur porvatten från ett förorenat område späds ut i ytvattenrecipienten. Liksom för de generella riktvärdena tar beräkningarna inte hänsyn till fördröjning och nedbrytning av föroreningar under transporten till ytvattenrecipienten eller bakgrundshalter i ytvattnet. Beräkningarna täcker således in fall där föroreningar transporteras direkt

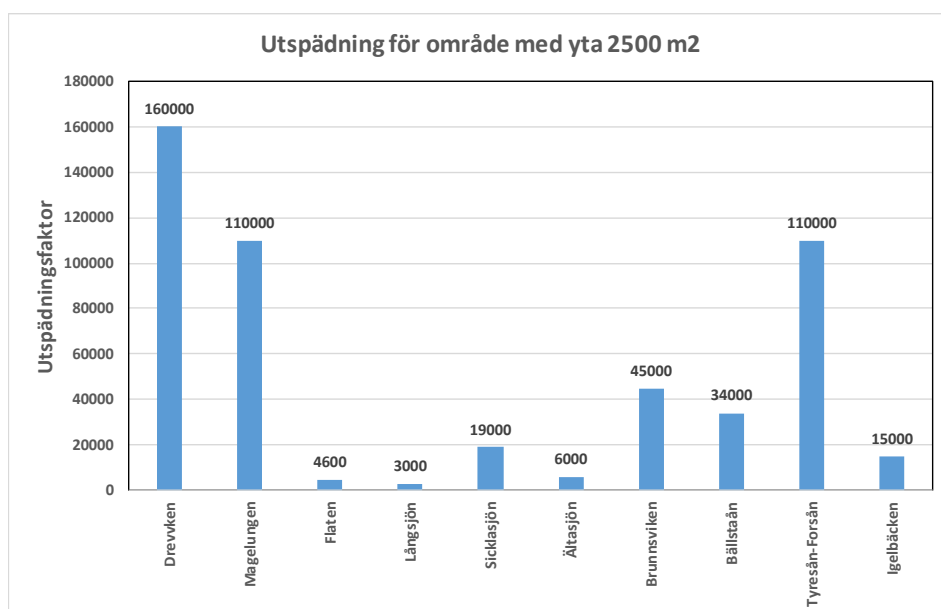
från det förorenade området via en ledning ut i ytvattenrecipienten. En sammanställning av Stockholms vattenförekomster har gjorts i syfte att utreda hur porvatten från ett förorenat område späds ut i ytvattenrecipienterna. Det är mycket stora skillnader i vattenomsättning mellan olika vattenförekomster i Stockholm. Det värde som väljs för utspädningsfaktorn för de Storstadsspecifika riktvärden i jord i Stockholm bör vara skyddande även för de vattenförekomster som har låg omsättning. Undantag har dock gjorts för två vattenförekomster med mycket liten vattenomsättning. Detta gäller Kyrksjön i Bromma och Trekanten i Liljeholmen. Kyrksjön har liten vattenomsättning och huvuddelen av tillrinningsområdena utgörs av naturreservat. Belastningen kommer huvudsakligen från dagvatten och inte från förorenad mark. Trekanten har en låg naturlig vattenomsättning vilken ökats på konstgjord väg. Belastningen på Trekanten kommer huvudsakligen från dagvatten från vägar och bostadsområden och bidraget från förorenad mark bedöms vara av underordnad betydelse (WRS, 2017). Därför har dessa två sjöar inte beaktats vid val av utspädningsfaktor för beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm.

Sjöarna Judarn och Råcksta Träsk är små med låg vattenomsättning och är inte klassade som vattenförekomster. De bedöms dock ha ett skyddsvärde och lokala åtgärdsprogram är framtagna (Sweco, 2017a och 2017b). Även för dessa sjöar utgörs huvuddelen av tillrinningsområdena av naturreservat och belastningen kommer huvudsakligen från dagvatten. Risker för påverkan från förorenad mark bedöms vara liten och inte heller dessa sjöar har tagits med vid valet av utspädningsfaktor.

Inga utspädningsberäkningar har gjorts för Mälarens delområden eftersom de har mycket stora vattenvolymer och en mycket stor, men svårberäknad omsättning. Beräkningar har inte heller gjorts för Strömmen eftersom det är en vattenförekomst med ett komplicerat strömsystem (Vattenprogram för Stockholm, 2000). Mälaren, Norrström och Strömmens vatten bedöms på grund av sin storlek och höga omsättning inte vara begränsande vid framtagandet av utspädningsfaktor från de förorenade områdena. Vid beräkning av utspädning i ytvattenrecipienterna har det förorenade områdets yta ansatts till 50 x 50 m och infiltrationen till 100 mm. En infiltration på 100 mm har valts då det enligt kapitel 9.1 är den infiltration som kan väntas för scenario A och är i det övre spannet av valda infiltrationsmängder för de olika markanvändningsscenarierna. Indata och beräkningar av utspädningen redovisas i bilaga E. Utspädningsfaktorn beror linjärt på mängden vatten som infiltrerar genom det förorenade området och därmed också av områdets yta. För ett område som är 100 x 100 m skulle således utspädningsfaktorn bara vara 25 % av den för ett område

som är 50 x 50 m. Därför bör en platsspecifik bedömning göras om området är väsentligt större än 50 x 50 m och det förekommer föroreningar för vilka spridning till ytvatten är en styrande faktor.

Utspädningsfaktorerna för de olika vattendragen visar generellt på att det finns en grupp ytvatten bestående av större sjöar och vattendrag med en hög utspädning >20 000 gånger samt en grupp bestående av mindre sjöar med en utspädning 3000 till 6000 gånger. Fördelningen i utspädning mellan vattenförekomsterna redovisas i Figur 3.



Figur 3 Utspädning i olika recipienter från ett 50 x 50 m stort förorenat område vid en infiltration på 100 mm/år

Indata till riktvärdesberäkningarna

I tabell 17 redovisas indata för utspädning till ytvatten som används vid beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena. För ett förorenat område med en yta på 50 x 50 m och en infiltration på 100 mm ger detta en utspädningsfaktor på 4000 gånger, vilket motsvarar utspädningen som används vid beräkning av de generella riktvärdena. Denna utspädning är också mindre eller i nivå med den utspädning som beräknats för flertalet av de aktuella recipienterna (se bilaga E). Eftersom den modell som används för att beräkna riktvärden för skydd av ytvatten inte beaktar alla processer som minskar belastningen från ett förorenat område, bedöms den valda utspädningsfaktorn vara skyddande för alla de recipienter som är aktuella inom Stockholms stad. Den belastning som kan komma från områden med

markföroreningar i halter under de beräknade riktvärdena är också liten i förhållande till belastningen från andra källor såsom dagvatten.

Tabell 17. Använda värden för transportmodell ytvatten

Sjö	
Sjöns volym	1 000 000 m ³
Sjöns omsättningstid	1 år

8.3.4. Användning av ytvatten som dricksvatten

Huvuddelen av dricksvattnet i Stockholm kommer från Mälaren. Det skydd som riktvärdena ger för vattenmiljön ger också ett skydd vid användning av ytvatten som dricksvatten. I östra delen av Mälaren finns ett vattenskyddsområde för de fyra ytvattentäkterna Lovö, Norsborg, Görväln och Skytteholm. Vattenskyddsområdet består av fyra vattentäktszoner, en vid respektive vattenverk, samt en sekundär och en primär skyddszon. Den sekundära skyddszonen inkluderar områden vars vatten avrinner till Mälaren. Den primära skyddszonen består av landområden närmare än 50 m från strandlinjen vid medelvattenstånd. I skyddsföreskrifterna (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2008) anges i 1 § *Generell bestämmelse* att det för både primär och sekundär skyddszon gäller att "Befintliga verksamheter eller hantering ska bedrivas så att risken för vattenförorening minimeras". I 14 § *Muddring, mark- och anläggningsarbeten* anges vidare att för den sekundära skyddszonen gäller att muddring, mark- och anläggningsarbeten inte får ske om de kan medföra risk för vattenförorening.

8.3.5. Avstånd från vattendrag då riktvärdena är tillämpliga

I strandnära lägen är risken för föroreningsspridning till ytvatten större dels på grund av att föroreningar kan spridas till ytvattnet via ytaavrinning eller erosion men också för att grundvattnet ofta har en högre hydraulisk koppling till ytvattnet. Av den anledningen har en bedömning gjorts att de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm är tillämpliga för områden som ligger mer än 50 m från en ytvattenförekomst. Detta motsvarar avståndet för den primära skyddszonen till Östra Mälarens vattenskyddsområde. I det fall området ligger närmare eller i direkt anslutning till en ytvattenförekomst bör platspecifika riktvärden beräknas. För mer information se bilaga E.

9. Justering av riktvärdena

Utöver det som beskrivs ovan har några ytterligare justeringar av de framräknade riktvärdena gjorts. Dels har riktvärdena justerats upp så att de inte är lägre än lokal bakgrundshalt, dvs. den halt som idag förekommer i mark som inte har påverkats av lokala punktkällor eller förorenade fyllnadsmassor. Dels har vissa riktvärden justerats ned för att undvika att allt för höga föroreningshalter tillåts. Dessa justeringar är inte riskbaserade utan är värderingsfrågor, i likhet med valet av skyddsnivå för markekosystemet (se kapitel 7.4).

9.1. Bakgrundshalter

Tätorter så som Stockholm har under lång tid varit utsatta för diffusa föroreningar vilket medför att metallbelastningen många gånger är högre än vad som påträffas i omkringliggande icke-urbana områden. Naturvårdsverket definierar bakgrundshalt som den halt som idag förekommer i mark som inte har påverkats av lokala punktkällor. Detta innebär att den naturliga halten tillsammans med tillskottet av diffusa föroreningar utgör bakgrundshalten. Urbana miljöer ger ofta förhöjda föroreningsnivåer i mark av silver, arsenik, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, bly och antimon. Främst påträffas dessa förhöjda halter i den ytliga jorden. Dessutom kan förhöjda halter av organiska ämnen, såsom PAH-föreningar förekomma i urban miljö, som ett resultat av långvarig diffus förorening. För Naturvårdsverkets generella riktvärden avseende metaller gäller att dessa inte ska vara lägre än den bakgrundshalt som beror på naturlig förekomst i marken eller den halt som orsakas av diffus antropogen spridning, dvs. storskalig atmosfärisk deposition. När det gäller en storstadsregion så är det svårare att göra en klar definition av vad som är bakgrundshalt. För de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm är utgångspunkten att beakta bakgrundshalter som beror på naturlig förekomst i marken samt diffus påverkan av utsläpp från trafik och annan verksamhet, men inte räkna med halter i jordar bestående av markant förorenad fyllning. En målsättning att minska halterna i jorden i Stockholm ned till en nationell bakgrund skulle medföra mycket omfattande åtgärder och transporter av massor. Dock ska åtgärder genomföras om de är motiverade utifrån ett riskminskningsperspektiv.

Bakgrundshalterna bygger på ett flertal undersökningar som gjorts av mark i Stockholm. Dessa redovisas närmare i bilaga F. I utvärderingen av de olika undersökningarna har prover på material som kan identifieras som markant förorenad fyllning (stort inslag av glas, metall och annat avfall) uteslutits i de fall detta framgått av fältprotokoll eller på grund av ett generellt högt föroreningsinnehåll. De bakgrundshalter som redovisas i tabell 17 är i nivå med eller lägre än tidigare uppskattningar (Sweco, 2009; SGU, 2009).

I tabell 18 redovisas de bakgrundshalter som har använts för beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm. Som jämförelse anges också de bakgrundshalter som används för Naturvårdsverkets generella riktvärden. Bakgrundshalterna i Stockholm är högre än de generella för bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver och zink. Den största skillnaden gäller bly och kvicksilver där bakgrundshalten i Stockholmsjordar är 3 respektive 5 gånger högre än den nationella. Analyser av jord från parkmark i Stockholm visar att 75 % av proverna har halter som överstiger det nationella bakgrundsvärdet. Valet av Stockholmspecifika bakgrundshalter påverkar endast de platsspecifika riktvärdena för kvicksilver som styrs av risken för inträngning av ångor i byggnader, där riktvärdet för vissa markanvändningar, exempelvis A Förskola, skola och småhus med mindre tomt samt vissa andra markanvändningar höjs till bakgrundsnivån 0,5 mg/kg TS. Höjningen från det beräknade hälsoriskbaserade riktvärdet är dock liten och riktvärdesmodellen gör flera försiktiga antaganden när det gäller risker med spridning av kvicksilverångor till inomhusluft, exempelvis att allt kvicksilver föreligger i en mycket flyktig form. Därför bedöms en höjning av riktvärdet till den lokala bakgrundsnivån inte utgöra någon hälsorisk.

För organiska ämnen har inte tillräckligt dataunderlag kunnat insamlas för att göra en justering av bakgrundshalten. Därmed görs samma antagande som för generella riktvärden, att bakgrundsbelastning inte förekommer av dessa ämnen.

Tabell 18. Bakgrundshalter som använts vid beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena (mg/kg TS). Som jämförelse anges också de bakgrundshalter som används i Naturvårdsverkets generella modell (Naturvårdsverket, 2016), föreslagna högsta lokala bakgrundshalter (SGU, 2009) samt värden använda i tidigare Storstadsspecifika riktvärden (Sweco, 2009).

Ämne	Storstadsspecifika riktvärden	NV generella	SGU ytliga sandiga jordar Stockholm	Stockholm, Malmö, Göteborg
Arsenik	10	10	6	8
Bly	60	20	100	104
Kadmium	0,5	0,2	0,4	0,5
Kobolt	15	10	15	8
Koppar	40	30	40	107
Krom tot	50	30	50	33
Kvicksilver	0,5	0,1	-	1
Nickel	25	25	22	17
Zink	100	70	150	150

9.2. Nedjustering av riktvärden

Med ovanstående indata till riktvärdesmodellen finns ingen begränsning i hur höga riktvärdena kan bli. För vissa scenarier, där markecosystemet har begränsat skyddsvärde och människor endast i begränsad omfattning kommer i kontakt med jorden kan detta resultera i mycket höga riktvärden. Det bedöms dock inte lämpligt att lämna kvar kraftigt förhöjda föroreningshalter i jorden och därför görs ett antal justeringar för att sänka riktvärdena.

Dels justeras riktvärdena så att inga halter överskrider Avfall Sveriges föreslagna riktvärden för farligt avfall (Avfall Sverige, 2019). Avfall Sverige baserar haltgränserna på ämnens klassificering enligt kemikalielagstiftningen, utifrån deras hälsofarliga och miljöfarliga egenskaper.

Dels justeras riktvärdena för djup jord så att dessa inte är mer än fem gånger högre än det lägsta riktvärde som kan förekomma i överlagrande jord. Detta för att inte riskera vertikal föroreningsspridning som kan innebära en risk för återkontaminering av den ytliga jorden (se kapitel 7.3). Dessutom görs en justering så att inga riktvärden för yttlig jord (0-1 m u my) är mer än fem gånger högre än de generella riktvärdena för mindre känsliga markanvändning (MKM), och inga riktvärden för djup jord (>1 m u my) är mer än 10 gånger högre än MKM. Detta eftersom det inte bedöms som lämpligt att lämna kvar kraftigt förhöjda föroreningshalter i massorna efter genomförd exploatering. Att högre halter i förhållande till de generella riktvärdena accepteras i djup jord än i yttlig jord motiveras av

att exponeringen för den djupa jorden generellt är lägre och att de generella riktvärdena inte tar någon hänsyn till jorddjup.

Det bör observeras att dessa justeringar inte utgår från beräknade effekter och på så sätt inte är riskbaserade. Ett undantag är justeringen för att skydda mot vertikal föroreningsspridning. Justeringarna bidrar dock till att skydda mot påverkan på intilliggande områden. Horisontell och vertikal transport av föroreningar kan förekomma i jordar vilket skulle kunna sprida kraftigt förhöjda föroreningshalter från ett område där de inte utgör någon risk till ett intilliggande område, där de istället kan utgöra risk. Ett exempel på detta skulle kunna vara spridning av flyktiga ämnen från områden med hårdgjorda ytor till intilliggande bostadsområden. Genom att inte tillåta att några riktvärden är högre än fem gånger riktvärden för ovanliggande jord eller fem respektive tio gånger MKM bedöms riktvärdena skydda mot framtida risker för vertikal eller horisontell transport av föroreningar.

10. Storstadsspecifika riktvärden för Stockholm

Beräkningar med ovanstående antaganden och justeringar har resulterat i en uppsättning riktvärden enligt tabell 19 (för normaltät jord) och Tabell 20 (för genomsläpplig jord).

I tabellen har riktvärdena färgkodats baserat på vilket skyddsobjekt (människors hälsa, markmiljö eller spridning till ytvattenrecipient) som är styrande för det sammanvägda riktvärdet. Dessutom har färgkodning applicerats som visar om riktvärdet styrs av skydd mot fri fas eller justering för bakgrundshalt. Färgkodningen visar även om justering har gjorts så att halterna inte ska överskrida farligt avfall-gränsen, och om de är justerade baserat på förhållande till överlagrande jordmassor eller det generella riktvärden för MKM (se kapitel 9).

De beräknade riktvärdena för flera flyktiga ämnen vid genomsläppliga jordmassor är lägre än motsvarande generella riktvärden. Detta beror på att ångtransporten är större i genomsläppliga massor än i normaltäta. Om halterna av något flyktigt ämne blir styrande för efterbehandlingsåtgärder kan utökade utredningar göras för att bedöma risken för exponering genom inandning av ånga. De ämnen som är aktuella har markerats med asterisk i tabellen.

Storstadsspecifika riktvärden för Stockholm, 2019-08-29

NORMALTÄT - tabell 1 och 19

Normaltät jord	A. Skola, förskola, småhus	B. Flerbostadshus		C Verksamheter	D. Nyanlagda parker & grönytor	E. Under hårdgjorda ytor	F. Djupare jord >1 m				KM	MKM
		1. Utan källare	2. Med källare				1a. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, utan källare	1b. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, med källare	2. Under hårdgjorda ytor samt inom verksamhetskvarter	3. Under parkmark		
[mg/kg TS]	Utan källare			Utan källare								
Arsenik	10	10	10	50	10	100	50	50	100	50	10	25
Barium	300	300	300	1500	300	1 500	1500	1500	3000	1500	200	300
Bly	70	120	120	600	70	600	350	600	600	350	50	400
Kadmium	2	2,5	2,5	20	2	40	10	15	40	10	0,8	12
Kobolt	35	35	35	175	35	175	175	175	350	175	15	35
Koppar	200	200	200	1000	200	1 000	1000	1000	2000	1000	80	200
Krom tot	150	150	150	750	150	750	750	750	1500	750	80	150
Kviksilver	0,5	0,5	0,7	2,5	1	6	2,5	2,5	6	1,8	0,25	2,5
Nickel	120	120	120	600	120	600	600	600	1000	600	40	120
Zink	500	500	500	2500	500	2 500	2500	2500	2500	2500	250	500
PAH-L	15	15	15	75	15	75	75	75	150	75	3	15
PAH-M*	3,5	3,5	10	20	20	100	7	10	40	70	3,5	20
PAH-H	1,8	2,5	2,5	35	1,8	50	9	25	50	9	1	10
Trikloret*	1,5	1,5	2,5	3	3	3	6	6	6	6	0,2	0,6
Tetrakloret*	6	7	6	6	6	6	12	12	12	12	0,4	1,2
PCB-7	0,015	0,018	0,018	0,5	0,015	0,8	0,075	0,2	0,8	0,075	0,008	0,2
Bensen*	0,18	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,012	0,04
Toluen*	20	20	50	70	40	120	50	50	120	40	10	40
Etylbensen*	50	50	50	180	50	250	150	150	350	100	10	50
Xylen*	18	18	50	100	50	250	90	100	250	80	10	50
Alifat >C5-C8*	30	30	100	180	200	700	150	250	700	300	25	150
Alifat >C8-C10*	25	25	70	150	180	600	125	300	700	700	25	120
Alifat >C10-C12*	200	200	500	1000	500	1 000	1000	1000	1000	1000	100	500
Alifat >C12-C16	500	500	500	1000	500	1 000	1000	1000	1000	1000	100	500
Alifat >C16-C35	1 000	1 000	1 000	2500	1 000	2 500	2500	2500	2500	2500	100	1000
Aromat >C8-C10	50	50	50	250	50	250	250	250	500	250	10	50
Aromat >C10-C16	15	15	15	75	15	75	75	75	150	75	3	15
Aromat >C16-C35	40	40	40	80	40	150	70	70	180	50	10	30

*Riktvärdet styrs för vissa scenarier av risker med inandning av ånga, utökade undersökningar kan göras om saneringsbehovet styrs av dessa ämnen

	Riktvärde styrs av hälsa
	Riktvärde styrs av markmiljö
	Riktvärdet styrs av spridning till ytvatten
	Riktvärdet styrs av skydd mot fri fas
	Riktvärdet justerat map bakgrundshalt

	Ändrade pga justering av djup jord
	Ändrade pga multipel av MKM
	Röda siffror = justerade för FA
	Lila kursiva siffror: mindre än KM/MKM

Storstadsspecifika riktvärden för Stockholm, 2019-O8-29

GENOMSLÄPPLIG - tabell 2 och 20

Genomsläpplig jord	A. Skola, för- skola, småhus	B. Flerbostadshus		C Verksam- heter	D. Nyanlagda parker & grönytor	E. Under hårdgjorda ytor	F. Djupare jord >1 m				KM	MKM
		1. Utan källare	2. Med källare				1a. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, utan källare	1b. Inom bostads- kvarter, förskola och skola, med källare	2. Under hårdgjorda ytor samt inom verksamhetskvarter	3. Under parkmark		
[mg/kg TS]	Utan källare			Utan källare								
Arsenik	10	10	10	50	10	100	50	50	100	50	10	25
Barium	300	300	300	1500	300	1500	1500	1500	3000	1500	200	300
Bly	70	120	120	600	70	600	350	600	600	350	50	400
Kadmium	2	2,5	2,5	20	2	40	10	15	40	10	0,8	12
Kobolt	35	35	35	175	35	175	175	175	350	175	15	35
Koppar	200	200	200	1000	200	1000	1000	1000	2000	1000	80	200
Krom tot	150	150	150	750	150	750	750	750	1500	750	80	150
Kviksilver	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	1,2	0,5	0,5	0,5	0,8	0,25	2,5
Nickel	120	120	120	600	120	600	600	600	1000	600	40	120
Zink	500	500	500	2500	500	2500	2500	2500	2500	2500	250	500
PAH-L	7	7	15	40	15	75	12	25	70	75	3	15
PAH-M*	1,8	1,8	5	10	10	40	3	6	15	25	3,5	20
PAH-H	1,8	2,5	2,5	35	1,8	50	9	25	50	9	1	10
Trikloret*	0,35	0,35	0,8	2	1,5	3	0,5	1	3	5	0,2	0,6
Tetrakloret*	1,2	1,2	3,5	6	6	6	1,5	3,5	8	12	0,4	1,2
PCB-7	0,012	0,018	0,018	0,4	0,015	0,7	0,06	0,2	0,6	0,075	0,008	0,2
Bensen*	0,03	0,03	0,08	0,18	0,18	0,2	0,04	0,1	0,25	0,4	0,012	0,04
Toluen*	3	3	8	15	20	70	4	10	25	35	10	40
Etylbensen*	15	15	40	80	50	250	25	50	120	100	10	50
Xylen*	2,5	2,5	7	12	18	60	3,5	8	20	35	10	50
Alifat >C5-C8*	20	20	60	120	50	200	12	35	60	100	25	150
Alifat >C8-C10*	5	5	15	30	30	100	6	12	30	50	25	120
Alifat >C10-C12*	30	30	80	180	200	700	50	100	250	400	100	500
Alifat >C12-C16	120	120	350	800	500	1000	250	500	1000	1000	100	500
Alifat >C16-C35	1 000	1 000	1 000	2500	1 000	2500	2500	2500	2500	2500	100	1000
Aromat >C8-C10	12	12	30	70	50	250	20	40	100	180	10	50
Aromat >C10-C16	15	15	15	75	15	75	75	75	150	75	3	15
Aromat >C16-C35	40	40	40	80	40	150	70	70	180	50	10	30

*Riktvärdet styrs för vissa scenarier av risker med inandning av ånga, utökade undersökningar kan göras om saneringsbehovet styrs av dessa ämnen

	Riktvärde styrs av hälsa
	Riktvärde styrs av markmiljö
	Riktvärdet styrs av spridning till ytvatten
	Riktvärdet styrs av skydd mot fri fas
	Riktvärdet justerat map bakgrundshalt

	Ändrade pga justering av djup jord
	Ändrade pga multipel av MKM

Röda siffror = justerade för FA

Lila kursiva siffror: mindre än KM/MKM

11. Tillämpning av de storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm

De storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm kan användas som underlag för mätbara åtgärds mål för jordmassor inom staden om det aktuella markanvändningsscenariot stämmer överens med de antaganden som gjorts vid beräkning av dessa riktvärden (se kapitel 2 samt övriga delar av rapporten ovan). Innan storstadsspecifika riktvärden används som åtgärds mål krävs en riskvärdering, där man på ett strukturerat sätt väger relevanta aspekter och beslutar om lämpliga mätbara åtgärds mål och åtgärdsalternativ för den aktuella platsen. Om storstadsspecifika riktvärden används som mätbara åtgärds mål behöver den aktuella platsen delas in i olika egenskapsområden som klassificeras efter de markanvändningsscenarier som anges i kapitel 4. Egenskapsområdena får inte vara för små, och hänsyn ska tas till den mest känsliga markanvändningen, i enlighet med vad som framgår av kapitel 4.

Eventuell avhjälpande åtgärd kräver anmälan till tillsynsmyndighet enligt 28 § förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd (1998:899). Miljöförvaltningen bedömer, i varje enskilt fall, om föreslagna riktvärden är tillämpbara. Bedömning görs bland annat avseende föreslagen saneringsnivå och förhållanden på plats.

Precis som vid all exploatering av förorenade områden behöver information om eventuella restföroreningar bevaras för eftervärlden.

12. Osäkerheter

Beräkning av platsspecifika riktvärden är alltid behäftat med osäkerheter. Dessa beror till stor del på den komplexitet som finns i miljön och på variationer och osäkerheter i indata som används vid beräkningarna. Genom att använda Naturvårdsverkets riktvärdesmodell försöker vi förenkla denna komplexitet till något som kan hanteras med en rimlig arbetsinsats och till en rimlig kostnad, både rörande framtagande av indata och beräkningar.

En annan osäkerhet orsakas av att det inte går att förutse alla framtida förändringar som kan ske av markanvändningen inom ett område. Genom att införa de justeringar som redovisas i kapitel 9 säkerställs att de variationer som finns i föroreningsituationen inom ett objekt inte kan medföra oacceptabla risker vid de förändringar i markanvändningen som är rimliga att förvänta. Om mer omfattande förändringar görs, exempelvis om ett verksamhetsområde förändras till ett bostadsområde, förutses att en förnyad bedömning av riskerna görs.

Osäkerheterna är olika stora i olika delar av riktvärdesmodellen och således blir osäkerheterna i de beräknade riktvärdena olika stora för olika skyddsobjekt och exponeringsvägar. I Naturvårdsverkets rapport 5976 beskrivs de osäkerheter som finns kopplade till riktvärdesmodellen. De storstadsspecifika riktvärdena för Stockholms stad är generella och ska gälla för markområden inom en hel kommun, med varierande markegenskaper, recipienter, grundvattenförutsättningar etcetera. Det ger extra osäkerheter vid dessa beräkningar.

Generellt kan sägas att hälsoriskerna kan bedömas relativt väl för hela Stockholms kommun, då exponeringsvägar och -tider är relativt likartade för likartade scenarier inom hela kommunen. Samma sak gäller miljörisker kopplade till markekosystemet. Hur förorening sprids till ytvatten beror däremot till stor del på hur det förorenade området är beläget i förhållande till recipienten och huruvida detta innebär en risk för recipienten beror på egenskaper hos denna. Det gör att beräkningen av spridningsrisker blir mer osäker. Med tanke på att de Storstadsspecifika riktvärdena är avsedda att tillämpas på mindre exploateringsområden i en redan bebyggd omgivning är dock risken liten att dessa områden kommer att bidra till någon mer omfattande påverkan på ytvatten.

13. Referenser

Avfall Sverige, 2019. Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2019:01 ISSN 1103-4092

Geosigma, 2015. Översiktlig miljöteknisk markundersökning av parkmarker i Stockholm

Golder, 2014. Norra Djurgårdsstaden Översiktlig miljöteknisk markundersökning, Ropsten till Loudden. 2014-10-07. Uppdragsnummer: 1351240076

Golder, 2017a. Hagastaden - kv Helix Miljöteknisk markundersökning. 2017-05-17. Uppdragsnummer 1665209

Golder, 2017b. Fältrapport – Miljöteknik, Golder - Vinterviken

Golder, 2017c. Radonsammanställning, långtidsmätningar som utförts inom kommersiella lokaler inom Stockholms stad 2010-2015.

Ireson A M, Butler A P, 2009. A Review of Soil Bioturbation and Soil Development, Research report number: Imperial/NRP 018, Department of Civil and Environmental Engineering, Imperial College, London.

J&W, 2001 Undersökning av föroreningar i park- och naturmark i Stockholm, 2001-07-18. Uppdragsnr: 06550099.

Kemakta, 2016a. Komplettering av miljötekniska undersökningar på kv. Åstorp 2, fas 2. Kemakta AR 2016-08.

Kemakta, 2016b. Undersökningsrapport mark och sediment. Kolkajen-Ropsten, Kemakta Ar 2016-11.

Kemakta, 2017. Bromstensstaden. Komplettering miljöteknisk markundersökning, förklassificering och underlag till schaktplan. Kemakta AR 2017-03.

Leback, 2002. Hur grundkonstruktionen påverkar transport av flyktiga föroreningar från marken och in i en byggnad.

Leij F J, Alves W J. Alves, and van Genuchten M Th, 1996. The UN-SODA Unsaturated Soil Hydraulic Database, User's Manual Version 1.0. EPA/600/R-96/095. US EPA.

Nemes A, Schaap M, Leij F, 1999. The UNSODA Unsaturated Soil Hydraulic Database Version 2.0, US Salinity Laboratory.

Liljemark, 2016. Översiktliga miljötekniska undersökningar. Stockholms badplatser.

Linde et. al, 2000. Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden. Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Sciences.

Länsstyrelsen i Stockholms län, 2008. Östra Mälarens vattenskyddsområde. Beteckning 5210-2001-65713. 2008-11-25.

Länsstyrelsen i Stockholms län, 2017. Sårbarhetskartor för grundvatten. [online] Tillgänglig på:
<http://www.lansstyrelsen.se/Stockholm/Sv/manniska-och-samhalle/krisberedskap/risker-i-lanet/Pages/sarbarhetskartor-for-grundvatten.aspx> [2017-03-22].

Mansell M och Rollet F, 2007. The water balance of paved surfaces in urban areas, Proc. of the SUDSnet National Conf. 2007, Coventry Univ. TechnoCentre.

Miljöförvaltningen, 2013. Grundvatten i Stockholm 2011-2012. November 2013. Stockholms stad.

Miljøministeriet 2003. Feltafprøvning af sporgasmetode til brug for måling af transport af forureninger mellem renserier og tilstødende lejligheder, Miljøprojekt Nr. 816, 2003 [online]. Tillgänglig via: <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2003/maj/feltafproevning-af-sporgasmetode-til-brug-for-maalng-af-transport-af-forureninger-mellem-renserier-og-tilstoedende-lejligheder/> [2018-05-24]

Miljøministeriet 2005. Måling av den aktuelle flux mellem renseri og lejlighed på 2 lokaliteter, Arbejdsrapport nr 1, 2005 [online] Tillgänglig via: <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2005/feb/maaling-af-den-aktuelle-flux-mellem-renseri-og-lejlighed-paa-2-lokaliteter/> [2018-05-24]

Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976.

Naturvårdsverket, 2016. Riskbedömning av förorenade områden, NV rapport 5977

Naturvårdsverket, 2016. Uppdaterat beräkningsverktyg och nya riktvärden för förorenad mark [online]. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Fororenade-omraden/Riktvarder-for-fororenad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarder/> [2019-04-05]
Provoost et al, 2014. Probabilistic Risk Assessment for Six Vapour Intrusion Algorithms. Environment & Pollution, 3(2)

Ragab R, Rosier P, Dixon A, Bromley J, Cooper J D, 2003. Experimental study of water fluxes in a residential area. 2. Road infiltration, runoff and evaporation. Hydrol. Process, vol 17, p 2423-2437.

SGL, 2016. PAH i porgas. Provtagning, modellering och övergripande metodik vid riskbedömning, Wermlandskajen och Klaraborgs före detta gasverk – WP2.

SGL, 2018. Klassning av förorenade jordmassor in situ Information och råd SGL publikation 40, utgåva 2.

SGU, 2007. Metaller i morän och andra sediment i Östra Mälardalen med Stockholm. Geokemiska kartan Markgeokemi.

SGU, 2009. Metaller i morän Region Heby-Enköping-Uppsala, K224. Geokemiska kartan Markgeokemi.

SGU, 2013. Bedömningsgrunder för grundvatten. SGU rapport 2013:01, Sveriges geologiska undersökning.

SMHI, 2017. SMHI Öppna data, Nederbördsdata för station 98210. <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/?parameter=3#>
SMHI, 2019. SMHI Vattenwebb, Data för delavrinningsområden 7122, 7149, 7116, 7020, 7031, 40952, 40944, 6843, 7013, 6930, 7140, 63477. [online]: Tillgänglig på: <http://vattenwebb.smhi.se/> [2019-04-17]

Smolders E, Oorts K, van Sprang P, Schoeters I, Jansen C T, Mc Grath S P, McLaughlin M J, 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards, Environ. Tox. Chem. vol 28, No 8, 1633-1642.

Stockholms stad, 2015. Handlingsplan för god ytvattenstatus – god ekologisk och kemisk status. Miljöförvaltningen. 2015-03-09.

Stockholms stad, 2015. Stockholms stads Handlingsplan för god vattenstatus. Miljöförvaltningen. Dnr:2012-4519.

Stockholms stad, 2016. Stockholms stads miljöprogram, 2016-2019. Stadsledningskontoret.

Svenskt Vatten, 2004. Dimensionering av allmänna avloppsledningar. Publikation P90.

Svenskt Vatten, 2016. Avledning av dag-, drän- och spillvatten. Publikation P110.

Sweco, 2009. Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborgs och Stockholms stad. 2009-06-17. Uppdragsnummer: 1155277000.

Sweco, 2014. Markmiljö i Malmö Stad och dess inverkan på saneringsbehov i djupare jord. Underlag för riskvärdering. För Malmö Stad Fastighetskontoret.

Sweco, 2017a. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Judarn. Miljöförvaltningen Stockholms Stad.

Sweco, 2017b. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Råcksta Träsk. Miljöförvaltningen Stockholms Stad.

Tyréns, 2009. Ekotoxikologiskt test av fyllnadsmassor från Annedal, 2009-11-11. Uppdragsnr: 215327A.

USEPA, 2004: User's guide for evaluating subsurface vapour intrusions into buildings.

Vattenprogram för Stockholm, 2000. Faktaunderlag Saltsjön. Från miljöbarometern Stockholms stad.

Volchko Y, Norrman, J, Rosén, L et al. (2014) "SF Box - A tool for evaluating the effects on soil functions in remediation projects". Integrated Environmental Assessment and Management, vol. 10(4), pp. 566-575.

WRS, 2017. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Trekanten. Miljöförvaltningen Stockholms Stad, Rapport 2017-1056-A.

WSP, 2015. Miljöteknisk provtagning av porluft och jord, framtagande av mätbara åtgärds mål avseende markföroreningar. 2015-12-04. Uppdragsnummer: 10207901

WSP, 2016. Miljöteknisk utredning för Sättra torg. 2016-05-18. Uppdragsnummer: 10228786

14. Bilagor

- A1. Indata till beräkningar
- A2. Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm
- A3. Uttagsrapporter
- B. Jordegenskapernas påverkan på utspädningsfaktorn
- C. Beräkning av markmiljöriktvärdenas känslighet med hjälp av PNEC-calculator
- D. Infiltration i avrinningsområden i Stockholms stad
- E. Beräkning av utspädning till ytvatten
- F. Bakgrundshalter i Stockholms stad

Bilaga A2: Storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm

Ämne	A. Skola, förskola, småhus		B. Flerbostadshus				C. Verksamheter		D. Parker och grönytor		E. Under härdgjorda ytor	F. Djupa riktvärden > 1 m										KM	MKM	FA		
	Utan källare		1. Utan källare		2. Med källare		Utan källare		Över gv		Över GVV		1a. Inom bostadskvarter samt förskola och skola, utan källare		1b. Inom bostadskvarter samt förskola och skola, med källare		2. Under härdgjorda ytor samt inom kvarter för verksamheter		3. Under parkmark							
	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp	Ntät	G. allpp						
Typ av scenario	Under/över gv																									
Jordtyp																										
Arsenik	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	100	100	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	50	50	10	25	1000	
Barium	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	200	200	300	300	50000	
Bly	70	70	120	120	120	120	600	600	70	70	600	600	350	350	350	350	600	600	350	350	50	400	2500			
Kadmium	2	2	2,5	2,5	2,5	2,5	20	20	2	2	40	40	10	10	10	10	15	15	40	40	10	10	0,8	12	1000	
Kobolt	35	35	35	35	35	35	175	175	35	35	175	175	175	175	175	175	350	350	175	175	15	35	1000			
Koppar	200	200	200	200	200	200	1000	1000	200	200	1000	1000	1000	1000	1000	1000	2000	2000	1000	1000	80	200	2500			
Krom tot	150	150	150	150	150	150	750	750	150	150	750	750	750	750	750	750	1500	1500	750	750	80	150	10000			
Kviksilver	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	2,5	2,5	1	0,5	6	1,2	2,5	2,5	2,5	2,5	6	6	1,8	0,8	0,25	2,5	50			
Nickel	120	120	120	120	120	120	600	600	120	120	600	600	600	600	600	600	1000	1000	600	600	40	120	1000			
Zink	500	500	500	500	500	500	2500	2500	500	500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	2500	250	500	2500			
PAH-L	15	7	15	7	15	15	75	40	15	15	75	75	75	12	75	25	150	70	75	75	3	15	1000			
PAH-M*	3,5	1,8	3,5	1,8	10	5	20	10	20	10	100	40	7	3	10	6	40	15	70	25	3,5	20	3000			
PAH-H	1,8	1,8	2,5	2,5	2,5	2,5	35	35	1,8	1,8	50	50	9	9	25	25	50	50	9	9	1	10	50			
Trikloret*	1,5	0,35	1,5	0,35	2,5	0,8	3	2	3	1,5	3	3	6	0,5	6	1	6	3	6	5	0,2	0,6	1000			
Tetrakloret*	6	1,2	7	1,2	6	3,5	6	6	6	6	6	6	12	1,5	12	3,5	12	8	12	12	0,4	1,2	10000			
PCB-7	0,015	0,012	0,018	0,018	0,018	0,018	0,5	0,4	0,015	0,015	0,8	0,7	0,075	0,06	0,2	0,2	0,8	0,6	0,075	0,075	0,008	0,2	10			
Bensen*	18	0,03	0,2	0,03	0,2	0,08	0,2	0,18	0,2	0,18	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0,1	0,4	0,25	0,4	0,4	0,012	0,04	1000			
Toluen*	20	3	20	3	50	8	70	15	40	20	120	70	50	4	50	10	120	25	40	35	10	40	1000			
Etylbenzen*	50	15	50	15	50	40	180	80	50	50	250	250	150	25	150	50	350	120	100	100	10	50	1000			
Xylen*	18	2,5	18	2,5	50	7	100	12	50	18	250	60	90	3,5	100	8	250	80	35	10	50	1000				
Alfat >C5-C8*	30	20	30	20																						

Bilaga A3: Uttagsrapporter scenario A-F3

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **A förskola, skola, småhus**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under radhus med mindre tomt, samt vid förskola och skola

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik_SSR	10	mg/kg	Bakgrundshalt
Barium	300	mg/kg	Skydd av markmiljö
Bly_SSR	70	mg/kg	Intag av jord
Kadmium_SSR	2,0	mg/kg	Intag av växter
Kobolt_SSR	35	mg/kg	Intag av växter
Koppar_SSR	200	mg/kg	Skydd av markmiljö
Krom tot_SSR	150	mg/kg	Skydd av markmiljö
Kviksilver_SSR	0,50	mg/kg	Bakgrundshalt
Nickel_SSR	120	mg/kg	Skydd av markmiljö
Zink_SSR	500	mg/kg	Skydd av markmiljö
PAH-L	7,0	mg/kg	Inandning av ånga
PAH-M	1,8	mg/kg	Inandning av ånga
PAH-H	1,8	mg/kg	Intag av växter
Trikloretren	0,35	mg/kg	Inandning av ånga
Tetrakloretren	1,2	mg/kg	Inandning av ånga
PCB-7	0,012	mg/kg	Intag av växter

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	A förskola, skola, småhus	KM	
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas	se rapporten (obl)
Andel växter från odling på plats	0,05	0,1	se rapporten (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	se rapporten (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	se rapporten (obl)
Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde	se rapporten (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	se rapporten (obl)
Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **A förskola, skola, småhus**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under radhus med mindre tomt, samt vid förskola och skola

Måktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	m	se rapporten (trv)
--	---	---	---	--------------------

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Arsenik_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Bly_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kadmium_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kobolt_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Koppar_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Krom tot_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kvicksilver_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Nickel_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Zink_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **A Förskola, skola och småhus**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under radhus med mindre tomt, samt vid förskola och skola

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Bensen	0,030	mg/kg	Inandning av ånga	
Toluen	3,0	mg/kg	Inandning av ånga	
Etylbensen	15	mg/kg	Inandning av ånga	
Xylen	2,5	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C5-C8	20	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C8-C10	5,0	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C10-C12	30	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C12-C16	120	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C16-C35	1 000	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Aromat >C8-C10	12	mg/kg	Inandning av ånga	
Aromat >C10-C16	15	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Aromat >C16-C35	40	mg/kg	Skydd av markmiljö	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	örskola, skola och små	KM	
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas	Se rapporten (obl)
Andel växter från odling på plats	0,05	0,1	Se rapporten (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	Se rapporten (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	Se rapporten (obl)
Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde	Se rapporten (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	Se rapporten (obl)
Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Mätkighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	Se rapporten (frv)
		m	

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **A Förskola, skola och småhus**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under radhus med mindre tomt, samt vid förskola och skola

Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **B Flerbostadshus**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under flerbostadshus med liten tomt, små odlingsmöjligheter. Med och utan källare

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik_SSR	10	mg/kg	Bakgrundshalt
Barium	300	mg/kg	Skydd av markmiljö
Bly_SSR	120	mg/kg	Intag av jord
Kadmium_SSR	2,5	mg/kg	Intag av växter
Kobolt_SSR	35	mg/kg	Skydd av markmiljö
Koppar_SSR	200	mg/kg	Skydd av markmiljö
Krom tot_SSR	150	mg/kg	Skydd av markmiljö
Kviksilver_SSR	0,50	mg/kg	Bakgrundshalt
Nickel_SSR	120	mg/kg	Skydd av markmiljö
Zink_SSR	500	mg/kg	Skydd av markmiljö
PAH-L	15	mg/kg	Skydd av markmiljö
PAH-M	3,5	mg/kg	Inandning av ånga
PAH-H	2,5	mg/kg	Intag av växter
Trikloretren	1,5	mg/kg	Inandning av ånga
Tetrakloretren	7,0	mg/kg	Inandning av ånga
PCB-7	0,018	mg/kg	Intag av växter

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
Intag av dricksvatten	B Flerbostadshus	KM	
	beaktas ej	beaktas	Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - intag av jord	180	365	dag/år
			Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - intag av jord	180	365	dag/år
			Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	60	120	dag/år
			Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	60	120	dag/år
			Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - inandning av damm	180	365	dag/år
			Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	180	365	dag/år
			Se rapporten (ob)
Andel växter från odling på plats	0,05	0,1	-
			Se rapporten (ob)
Grundvattenbildning	80	100	mm/år
			Se rapporten (ob)

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **B Flerbostadshus**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under flerbostadshus med liten tomt, små odlingsmöjligheter. Med och utan källare

Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde	Se rapporten (ob)
Skydd av grundvattnen	utförs ej	utförs	Se rapporten (ob)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Mäktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	m se rapporten (frv)

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Arsenik_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Bly_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kadmium_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kobolt_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Koppar_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Krom tot_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kvicksilver_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Nickel_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Zink_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **B. Flerbostadshus**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under flerbostadshus med liten tomt, med små odlingsmöjligheter, med eller utan källare (justera luftomsättning)

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Bensen	0,18	mg/kg	Inandning av ånga
Toluen	20	mg/kg	Inandning av ånga
Etylbensen	50	mg/kg	Skydd av markmiljö
Xylen	18	mg/kg	Inandning av ånga
Alifat >C5-C8	30	mg/kg	Inandning av ånga
Alifat >C8-C10	25	mg/kg	Inandning av ånga
Alifat >C10-C12	200	mg/kg	Inandning av ånga
Alifat >C12-C16	500	mg/kg	Skydd av markmiljö
Alifat >C16-C35	1 000	mg/kg	Skydd av markmiljö
Aromat >C8-C10	50	mg/kg	Skydd av markmiljö
Aromat >C10-C16	15	mg/kg	Skydd av markmiljö
Aromat >C16-C35	40	mg/kg	Skydd av markmiljö

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
B. Flerbostadshus			
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - intag av jord	180	365	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	180	365	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	60	120	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	60	120	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	180	365	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	180	365	Se rapporten (obl)
Andel växter från odling på plats	0,05	0,1	Se rapporten (obl)
Grundvattenbildning	80	100	mm/år
Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde	Se rapporten (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	Se rapporten (obl)

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **B. Flerbostadshus**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under flerbostadshus med liten tomt, med små odlingsmöjligheter, med eller utan källare (justera luftomsättning)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Mäktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	Se rapporten (frv)

Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.

Utagsrapport

Generellt scenario: MKM
Eget scenario: C Verksamheter

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under byggnader som används för verksamheter med mycket små grönytor och utan odling

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik_SSR	50	mg/kg	Intag av jord
Barium	20 000	mg/kg	Intag av jord
Bly_SSR	600	mg/kg	Intag av jord + exp. andra källor
Kadmium_SSR	20	mg/kg	Skydd av ytvatten
Kobolt_SSR	300	mg/kg	Skydd av ytvatten
Koppar_SSR	3 000	mg/kg	Skydd av ytvatten
Krom tot_SSR	2 500	mg/kg	Skydd av ytvatten
Kviksilver_SSR	0,50	mg/kg	Bakgrundshalt
Nickel_SSR	1 500	mg/kg	Skydd av ytvatten
Zink_SSR	12 000	mg/kg	Skydd av ytvatten
PAH-L	40	mg/kg	Inandning av ånga
PAH-M	10	mg/kg	Inandning av ånga
PAH-H	35	mg/kg	Hudkontakt jord/damm
Trikloretren	2,0	mg/kg	Inandning av ånga
Tetrakloretren	7,0	mg/kg	Inandning av ånga
PCB-7	0,40	mg/kg	Intag av jord

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	C Verksamheter	MKM	
Exp.tid barn - intag av jord	30	60	Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - intag av jord	100	200	Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	30	60	Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	45	90	Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - inandning av damm	30	60	Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	100	200	Se rapporten (ob)
Vattenhalt	0,11	0,32	Se rapporten (ob)
Andel porluft	0,24	0,08	Se rapporten (ob)
Grundvattenbildning	80	100	Se rapporten (ob)

Utagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **C Verksamheter**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under byggnader som används för verksamheter med mycket små grönytor och utan odling

Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs	Se rapporten (ob)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	Se rapporten (ob)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Mäktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	Se rapporten (frv)

Egendefinierade ämnen			
Följande ämnen är egendefinierade:			
- Arsenik_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Bly_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kadmium_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kobolt_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Koppar_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Krom tot_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kvicksilver_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Nickel_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Zink_SSR			Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".
--

Utagsrapport

Generellt scenario: MKM
Eget scenario: C Verksamheter

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under byggnader som används för verksamheter och utan grönytor.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Bensen	0,18	mg/kg	Inandning av ånga	
Toluen	15	mg/kg	Inandning av ånga	
Etylbensen	80	mg/kg	Inandning av ånga	
Xylen	12	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C5-C8	120	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C8-C10	30	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C10-C12	180	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C12-C16	800	mg/kg	Inandning av ånga	
Alifat >C16-C35	2 500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Aromat >C8-C10	70	mg/kg	Inandning av ånga	
Aromat >C10-C16	500	mg/kg	Skydd mot fri fas	
Aromat >C16-C35	80	mg/kg	Skydd av ytvatten	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
C Verksamheter			
Exp.tid barn - intag av jord	30	60	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	100	200	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	30	60	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	45	90	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	30	60	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	100	200	Se rapporten (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	Se rapporten (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	Se rapporten (obl)
Grundvattenbildning	80	100	Se rapporten (obl)
Markmiljö beaktas i sammanvägning	utförs ej	utförs	Se rapporten (obl)
hälsa/miljö			
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	Se rapporten (obl)

Utagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **C Verksamheter**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord under byggnader som används för verksamheter och utan grönytor.

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Mäktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	Se rapporten (frv)

Egendefinierade ämnen
Inga egendefinierade ämnen används.

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **D Parker och grönytor**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Avser parkmark

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik_SSR	10	mg/kg	Bakgrundshalt
Barium	300	mg/kg	Skydd av markmiljö
Bly_SSR	80	mg/kg	Intag av jord
Kadmium_SSR	5,0	mg/kg	Intag av jord
Kobolt_SSR	35	mg/kg	Skydd av markmiljö
Koppar_SSR	200	mg/kg	Skydd av markmiljö
Krom tot_SSR	150	mg/kg	Skydd av markmiljö
Kviksilver_SSR	1,8	mg/kg	Skydd av ytvatten
Nickel_SSR	120	mg/kg	Skydd av markmiljö
Zink_SSR	500	mg/kg	Skydd av markmiljö
PAH-L	15	mg/kg	Skydd av markmiljö
PAH-M	25	mg/kg	Inandning av ånga
PAH-H	3,0	mg/kg	Intag av jord
Trikloretren	8,0	mg/kg	Intag av växter
Tetrakloretren	10	mg/kg	Skydd av markmiljö
PCB-7	0,030	mg/kg	Intag av jord

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	D Parker och grönytor	KM	
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas	Se rapporten (ob)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	Se rapporten (ob)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0,1	1	Se rapporten (ob)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	Se rapporten (ob)
Grundvattenbildning	140	100	Se rapporten (ob)
Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde	Se rapporten (ob)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	Se rapporten (ob)

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **D Parker och grönytor**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning

Avser parkmark

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (trv)
Mäktighet på förorenat jordlager som riktivärdet gäller för	1	2	m	Se rapporten (trv)

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Arsenik_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Bly_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kadmium_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kobolt_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Koppar_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Krom tot_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Kvicksilver_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Nickel_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)
- Zink_SSR	Stockholmspecifik bakgrundshalt (ob)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **D Parker och grönytor**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser parkmark parklek

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Bensen	1,5	mg/kg	Inandning av ånga
Toluen	40	mg/kg	Skydd av ytvatten
Etylbensen	50	mg/kg	Skydd av markmiljö
Xylen	50	mg/kg	Skydd av markmiljö
Alifät >C5-C8	200	mg/kg	Skydd av markmiljö
Alifät >C8-C10	200	mg/kg	Inandning av ånga
Alifät >C10-C12	500	mg/kg	Skydd av markmiljö
Alifät >C12-C16	500	mg/kg	Skydd av markmiljö
Alifät >C16-C35	1 000	mg/kg	Skydd av markmiljö
Aromat >C8-C10	50	mg/kg	Skydd av markmiljö
Aromat >C10-C16	15	mg/kg	Skydd av markmiljö
Aromat >C16-C35	40	mg/kg	Skydd av markmiljö

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
D Parker och grönytor KM			
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas	Se rapporten (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	Se rapporten (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0,1	1	Se rapporten (obl)
Andel växter från odling på plats	0,01	0,1	Se rapporten (obl)
Grundvattenbildning	140	100	Se rapporten (obl)
Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde	Se rapporten (obl)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	Se rapporten (obl)
Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde	Kommentarer till modellparametrar (frv)
Måktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	Se rapporten (frv)

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **D Parker och grönytor**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser parkmark parklek

Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.

Utagsrapport

Generellt scenario: MKM
Eget scenario: E Under hårdgjorda ytor

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord 0-1 m u my, under större sammanhängande hårdgjorda ytor

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik_SSR	100	mg/kg Akutotoxicitet	
Barium	30 000	mg/kg Intag av jord	
Bly_SSR	600	mg/kg Intag av jord + exp. andra källor	
Kadmium_SSR	40	mg/kg Skydd av ytvatten	
Kobolt_SSR	600	mg/kg Skydd av ytvatten	
Koppar_SSR	6 000	mg/kg Skydd av ytvatten	
Krom tot_SSR	5 000	mg/kg Skydd av ytvatten	
Kvikksilver_SSR	1,2	mg/kg Inandning av ånga	
Nickel_SSR	3 000	mg/kg Skydd av ytvatten	
Zink_SSR	25 000	mg/kg Skydd av ytvatten	
PAH-L	180	mg/kg Inandning av ånga	
PAH-M	40	mg/kg Inandning av ånga	
PAH-H	50	mg/kg Skydd mot fri fas	
Trikloretren	8,0	mg/kg Inandning av ånga	
Tetrakloretren	25	mg/kg Inandning av ånga	
PCB-7	0,70	mg/kg Intag av jord	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	E Under hårdgjorda ytor	MKM	
Exp.tid barn - intag av jord	20	60	Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - intag av jord	20	200	Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	20	60	Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	20	90	Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - inandning av damm	20	60	Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	20	200	Se rapporten (ob)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	Se rapporten (ob)
Exp.tid barn - inandning av ånga	365	60	Se rapporten (ob)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	365	200	Se rapporten (ob)

Utagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **E Under hårdgjorda ytor**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord 0-1 m u my, under större sammanhängande hårdgjorda ytor

Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0.1	1	-	Se rapporten (ob)
Vattenhalt	0.11	0.32	dm³/dm³	Se rapporten (ob)
Andel porluft	0.24	0.08	dm³/dm³	Se rapporten (ob)
Grundvattenbildning	40	100	mm/år	Se rapporten (ob)
Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs		Se rapporten (ob)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Se rapporten (ob)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Måktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	m	Se rapporten (frv)

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Arsenik_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Bly_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Kadmium_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Kobolt_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Koppar_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Krom tot_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Kvicksilver_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Nickel_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)
- Zink_SSR	Stockholmspecific bakgrundshalt (ob)

Egendefinierade ämnen redovisas i kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".
--

Utagsrapport

Generellt scenario: MKM
Eget scenario: E Under hårdgjorda ytor

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord 0-1 m u my, under större sammanhängande hårdgjorda ytor

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde	Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Bensen	0,70	mg/kg Inandning av ånga	
Toluen	70	mg/kg Inandning av ånga	
Etylbensen	350	mg/kg Skydd av ytvatten	
Xylen	60	mg/kg Inandning av ånga	
Alifat >C5-C8	200	mg/kg Inandning av ånga	
Alifat >C8-C10	100	mg/kg Inandning av ånga	
Alifat >C10-C12	700	mg/kg Inandning av ånga	
Alifat >C12-C16	1 000	mg/kg Skydd mot fri fas	
Alifat >C16-C35	2 500	mg/kg Skydd mot fri fas	
Aromat >C8-C10	300	mg/kg Inandning av ånga	
Aromat >C10-C16	500	mg/kg Skydd mot fri fas	
Aromat >C16-C35	180	mg/kg Skydd av ytvatten	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario	Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	E Under hårdgjorda ytor	MKM	
Exp.tid barn - intag av jord	20	60	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - intag av jord	20	200	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	20	60	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	20	90	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - inandning av damm	20	60	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av damm	20	200	Se rapporten (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. damm	0	1	Se rapporten (obl)
Exp.tid barn - inandning av ånga	365	60	Se rapporten (obl)
Exp.tid vuxna - inandning av ånga	365	200	Se rapporten (obl)
Andel inomhusvistelse - inandn. ånga	0,1	1	Se rapporten (obl)
Vattenhalt	0,11	0,32	Se rapporten (obl)
Andel porluft	0,24	0,08	Se rapporten (obl)
Grundvattenbildning	40	100	Se rapporten (obl)

Utagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **E Under hårdgjorda ytor**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser jord 0-1 m u my, under större sammanhängande hårdgjorda ytor

Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs
---	-----------	--------

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.1a. Djupare jord - Bostäder utan källare**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupare jord > 1 m, under bostäder med källare

Beräknade riktvärden

Ämne	R
------	---

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.1a. Djupare jord - Bostäder utan källare**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupare jord > 1 m, under bostäder med källare

Vattenhalt	0,35	0,32	dm ³ /
------------	------	------	-------------------

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F1a. >1 m Bostäder utan källare**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupt liggande jord >1 m

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvär
------	---------

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F1a. >1 m Bostäder utan källare**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupt liggande jord >1 m

Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs	Se rapporten
---	-----------	--------	--------------

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.1b. Djupare jord - Bostäder m källare**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupare jord > 1 m, under bostäder med källare

Beräknade riktvärden

<

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.1b. Djupare jord - Bostäder m källare**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupare jord > 1 m, under bostäder med källare

Vattenhalt	0.35	0.32	dm ³ /dm ³ </
------------	------	------	-------------------------------------

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F1b. >1 m Bostäder utan källare**

Naturvärdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupt liggande jord >1 m

Beräknade riktvärden

Ämne	R
------	---

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F1b. >1 m Bostäder utan källare**

Naturvår

Utagsrapport

Generellt scenario: MKM
Eget scenario: F.2 Djupare jord verksamheter mm

Utagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **F.2 Djupare jord verksamheter mm**

Utagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **F.2 >1m verksamheter och hårdgjord**

Utagsrapport

Generellt scenario: **MKM**
Eget scenario: **F.2 >1m verksamheter och hårdjord**

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.3 Djupare jord parkmark**

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.3 Djupare jord parkmark**

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.3 >1 m Parkmark**

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **F.3 >1 m Parkmark**

Naturvårdsverket, version 2.0.1

Beskrivning
Avser djupt liggande jord >1 m

Grundvattenbildning	140	100	mm/år	Se rapporten (ob)
Skydd av markmiljö	MKM-värde	KM-värde		Se rapporten (ob)
Markmiljö beaktas i sammanvägning hälsa/miljö	utförs ej	utförs		Se rapporten (ob)
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Se rapporten (ob)

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Måktighet på förorenat jordlager som riktvärdet gäller för	1	2	m	Se rapporten (frv)

Egendefinierade ämnen

Inga egendefinierade ämnen används.

Bilaga B: Jordegenskapernas påverkan på utspädningsfaktorn

Bilaga B Jordegenskapernas påverkan på utspädningsfaktorn

1 Inledning

De storstadsspecifika riktvärdena har tagits fram för genomsläppliga respektive normaltäta jordar. Syftet med denna bilaga är att ge stöd för att kunna bedöma vilka jordarter som är att betrakta som normaltäta respektive genomsläppliga med avseende på kapaciteten för ångtransport och därmed risk för ånginträngning i byggnader.

Vissa av jordens egenskaper ges som indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (NV, 2017). Detta gäller densitet, halt organiskt kol, samt volymen vattenfyllda respektive luftfyllda porer. Jordens densitet varierar vanligen relativt lite och har även liten inverkan på riktvärdena.

Volymen vattenfyllda och luftfyllda porer har stor inverkan på transporten av ångor i marken och den exponering som detta medför för människor. Denna del av riktvärdesmodellen är relativt komplicerad och inte heller linjär. Det är därför inte helt enkelt att förutse vilken inverkan en ändring av indata för med sig.

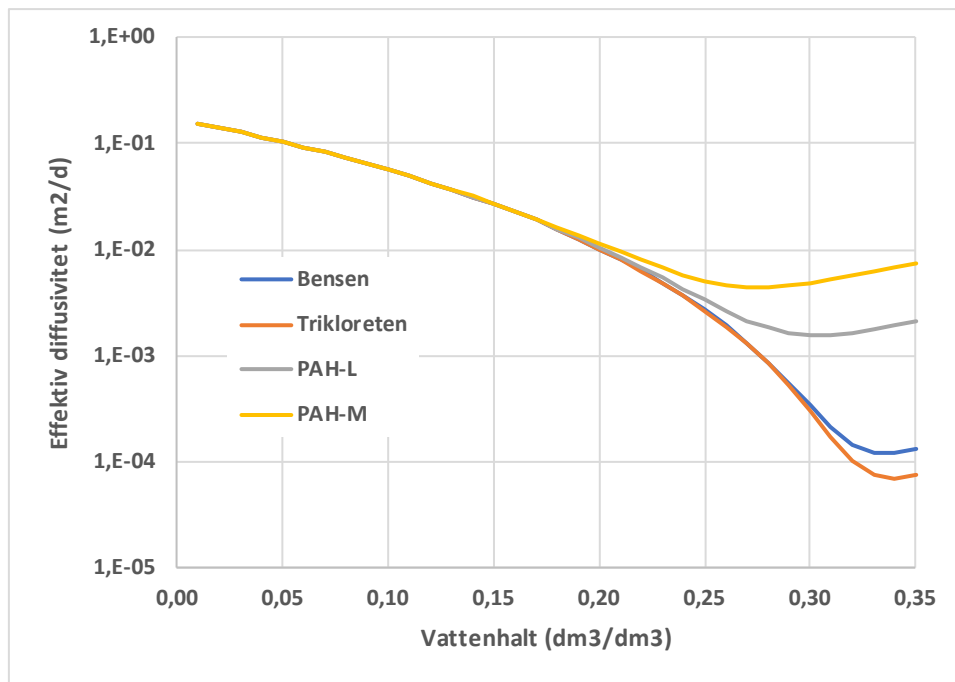
Halten organiskt kol i marken har betydelse för hur organiska ämnen binds i marken och inverkar därför på alla de exponeringsvägar där transport av organiska föroreningar ingår, exempelvis avgång av ångor, upptag i växter samt spridning till grundvatten och ytvatten. I modellen antas bindningen av den organiska föroreningen vara proportionell mot halten organiskt kol i jorden. En fördubbling av halten organiskt kol i marken ger således en halvering av halten av den mobila organiska föroreningen.

2 Beskrivning av modellen för ångtransport

2.1 Beräkning av effektiv diffusivitet

I modellen antas att flyktiga föroreningar kan röra sig i marken genom diffusion både i ångfas och som lösta i porvattnet. Diffusion som sker i ångfas i de luftfyllda porerna i jorden är oftast den dominerande transportvägen. Diffusiviteten av ångor är dock kraftigt beroende av vattenhalten och är mycket låg i jordar nära vattenmättnad. I dessa fall kan diffusionen i porvattnet vara betydelsefull, framförallt för ämnen med lågt ångtryck i förhållande till sin löslighet (låg Henrys konstant, H). Diffusiviteten i vattenfasen ökar i stället med vattenmättnaden. I figur 1 redovisas den totala diffusiviteten i både ångfas och vattenfas som funktion av vattenmättnadsgraden för några ämnen med olika Henrys konstant, H .

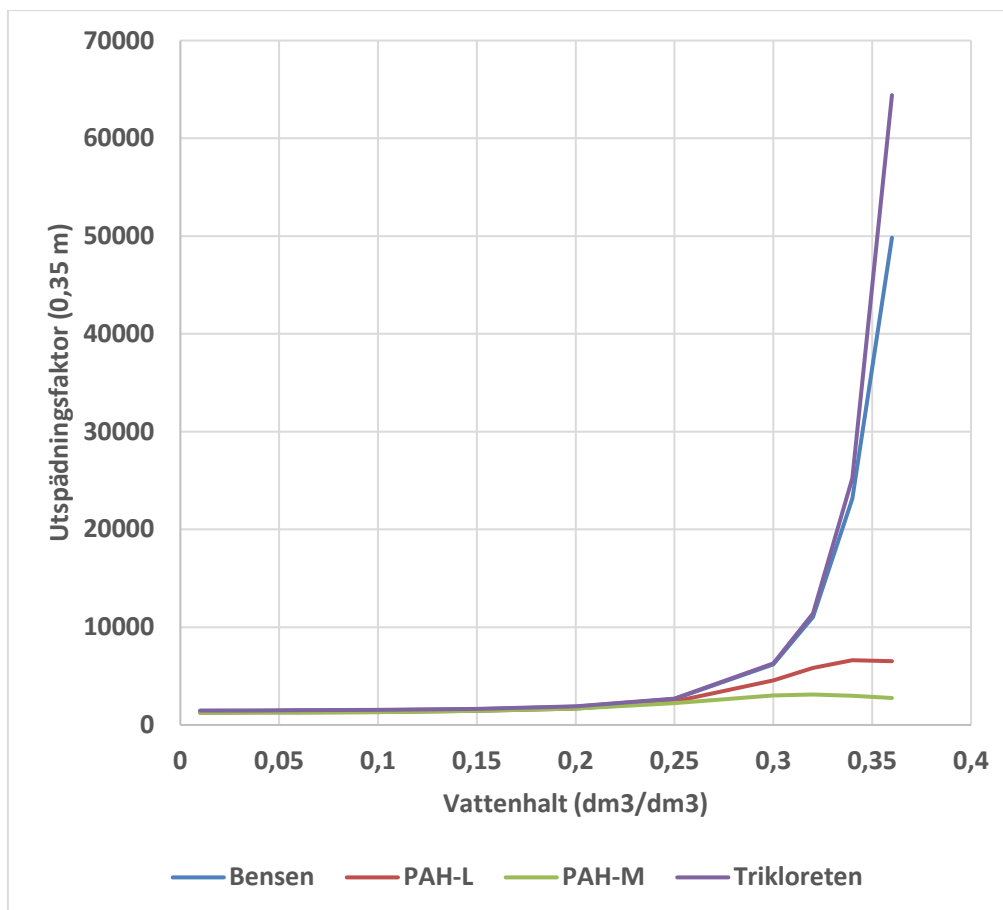
Ur figuren framgår att för ämnen med hög Henrys konstant är skillnaden i diffusivitet upp till 1000 gånger mellan en jord med låg vattenhalt och en med hög vattenhalt. Därför är det viktigt att göra en bra bedömning av vattenmättnadsgraden i den aktuella jorden. Eftersom vattenmättnadsgraden varierar med djupet och även i tiden så är det inte möjligt att ta fram ett "riktigt" värde. Generellt gäller att mer grovkorniga och genomsläppliga jordar har lägre vattenmättnad än finkorniga täta jordar.



Figur 1 Effektiv diffusivitet (ångfas och löst) som funktion av vattenhalt för bensen ($H=0,16$), trikloreten ($H=0,28$), PAH-L ($H=0,01$) och PAH-M ($H=0,0028$).

2.2 Beräkning av utspädningsfaktor

I riktvärdesmodellen ingår beräkningen av diffusionen i jorden som en del i beräkningen av utspädningsfaktorn mellan halten av föroreningen i porluften och halten i en byggnad ovanför föroreningen. I beräkningen av utspädningsfaktorn ingår även det motstånd som ges av byggnadens bottenkonstruktion. I de fall man har en jord med låg vattenmättnad och därmed en hög diffusivitet av ångor i jorden så är det byggnadens konstruktion som orsakar huvuddelen av transportmotståndet och därmed är styrande för utspädningen. Detta innebär att diffusiviteten i jorden inte har någon betydelse om den överskrider ett visst värde. I figur 2 illustreras det genom att visa beräknad utspädningsfaktor (halten i porluft/halten i inomhusluft) för några ämnen i jordar med olika vattenhalt. För bensen och trikloreten (ämnen som har en relativt hög Henrys konstant) så är utspädningen relativt konstant vid låga vattenhalter (utspädning ca 1500 gånger), men ökar kraftigt när vattenhalten i jorden överstiger 0,25 – 0,3 dm^3/dm^3 . De lätta och medeltunga PAH-föreningarna har en betydligt lägre Henrys konstant än bensen och trikloreten. Effekten av detta är att utspädningen för dessa ämnen vid låga vattenhalter är densamma som för bensen och trikloreten, men att ökningen av utspädningen är betydligt måttligare vid höga vattenhalter. Detta beror på att dessa ämnen även diffunderar som lösta i porvattnet och därmed kan transporteras genom jorden trots att vattenhalten är hög.



Figur 2 Variation av utspädningsfaktor (porluft/inomhusluft) vid vattenhalt i jorden för några flyktiga föreningar. Total porositet 0,4 dm³/dm³.

3 Typjordar för de storstadsspecifika riktvärdena

Vid beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena antas att en normaltät jord har en vattenhalt på 0,32 dm³/dm³ och en lufthalt på 0,08 dm³/dm³, dvs. samma värden som används i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (NV 2016). Detta ger en utspädningsfaktor mellan porluft och inomhusluft på ca 10 000 för ämnen med hög Henrys konstant. För mer genomsläppliga jordar antas en vattenhalt på 0,11 dm³/dm³ och en lufthalt på 0,24 dm³/dm³, vilket ger en utspädningsfaktor på ca 1500. Eftersom vattenhalten normalt ökar med djupet har högre värden använts för jord på ett djup mer än 1 meter från markytan. Där antas vattenhalten vara 0,35 i den normaltäta jorden och 0,15 i den genomsläppliga. Ur figur 2 framgår att utifrån aspekten transport av ångor så bör jordar med en vattenhalt under ca 0,25 dm³/dm³ betraktas som genomsläppliga.

3.1 Beräkning av vattenhalt, diffusivitet och utspädningsfaktor

Vattenhalten i jordar beror på kapillär stigning samt på hur mycket vatten som infiltrerar. Ofta beskrivs de vattenhållande egenskaperna hos en jord med en kapillärtryckskurva. Den kan användas för att beräkna vattenhalten i den omättade zonen ovanför grundvattenytan i en jord där det inte sker någon rörelse av vattnet, en så kallad stationär profil. Olika ekvationer finns där jordens egenskaper bestäms av parametrar, såsom maximal och residual vattenhalt samt parametrar som beskriver kapillärkurvans form (van Genuchten 1980, Ghanbarian-Alavijeh et al. 2010).

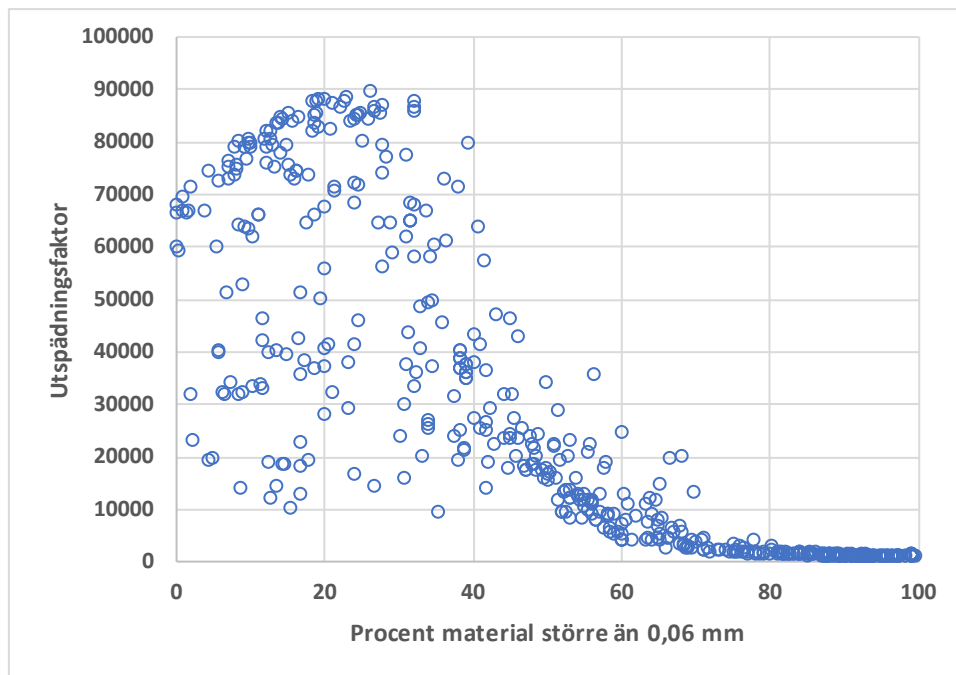
I en jord där det sker vattenrörelser blir det mer komplicerat, om det infiltrerar vatten genom jorden så ökar vattenhalten i jordprofilen och om det sker en avdunstning från ytan minskar den. Jordens förmåga att släppa igenom vatten ökar med vattenhalten, dvs. den relativa permeabiliteten är beroende av vattenhalten. Även detta förhållande kan beskrivas med ekvationer som är beroende av motsvarande parametrar som används för att beskriva kapillärtryckskurvans form (Mualem 1976). Dessa formler har använts för att beräkna vattenhaltsprofilen i olika jordtyper.

En serie beräkningar har gjorts av vilken vattenhalt som en jord kan innehålla på grund av kapillär stigning samt med det ytterligare villkoret att vattenmättnaden ska ge en tillräcklig relativ permeabilitet som medger en infiltration på 100 mm/år. Beräkningar har gjorts för drygt 500 jordar från databasen UNSODA (Nemes et al. 1999). Med datorprogrammet ROSETTA (Shaap et al. 2001) har parametrar för att beskriva kapillärtryckskurvor, hydraulisk konduktivitet och relativ permeabilitet beräknats. Vattenmättnaden vid en given tryckhöjd (0,4 m) har beräknats och utifrån den har diffusivitet i ångfas och löst i vattenfas samt den kombinerade effektiva diffusiviteten beräknats. I beräkningarna antas en dimensionslös Henrys konstant på 0,2.

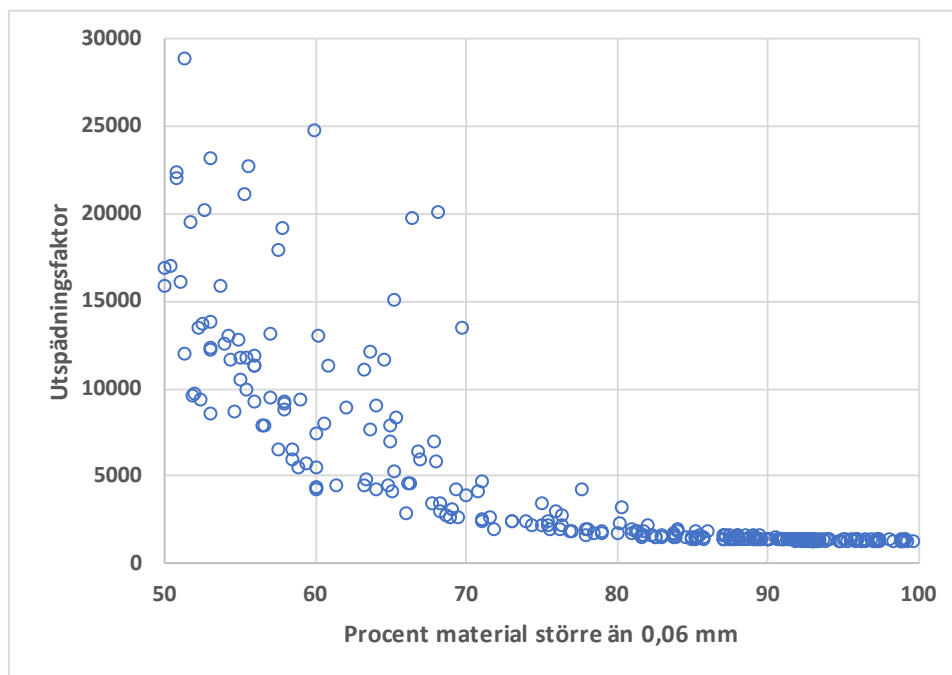
Den effektiva diffusiviteten har sedan använts för att beräkna utspädningen mellan porluft och inomhusluft enligt den metod som används i Naturvårdsverkets modell och de övriga parametrar för luftinträngning och luftomsättning som används för de generella riktvärdena.

Beräkningarna visar att utspädningsfaktorn blir mycket känslig för proportionerna grövre material respektive finmaterial i jorden. Finare material såsom silt och sand har hög vattenhållande förmåga och ger en stor andel vattenfyllda porer och därmed en högre utspädningsfaktor. I figur 3 och 4 redovisas utspädningen som funktion av andelen grövre material > 0,06 mm (sand eller större fraktioner) i de olika jordproverna. Ur figuren framgår att en utspädningsfaktor på ca 10 000, motsvarande den antagna normaltäta jorden, uppnås för en halt grövre material på ca 60 procent och att en utspädningsfaktor motsvarande den genomsläppliga jorden (1 500 gånger) uppnås för jordar med en halt grövre material på ca. 80 procent.

Huvuddelen (ca 60 %) av de jordar som innehåller mindre än 40 % sand har en utspädningsfaktor större än 50 000 gånger, vilket motsvarar den för täta jordar. Vissa jordar med högt lerinnehåll har dock en hög vattengenomsläpplighet, vilket medför en lägre vattenhalt och en lägre utspädningsfaktor.



Figur 3 Beräknad utspänningsfaktor plottad mot andel sand (material >0,06 mm) för ca 500 typjordar med varierande sammansättning.



Figur 4 Beräknad utspänningsfaktor plottad mot andel sand (material >0,06 mm) för ca 500 typjordar med varierande sammansättning. Förstoring av högra delen av figur 3.

3.2 Indelning av jordar

Enligt denna beräkning skulle t.ex. finkorniga jordar (silt, lera, silt- och lermorän) betraktas som täta eller normaltäta och grovkorniga jordar (grus, sand, grus- och sandmorän) som genomsläppliga. De blandkorniga jordar (slitiga, sandiga grus- och sandmoräner) skulle utgöra en övergångszon mellan de två typerna. Se även nomogram för klassificering av moräner i figur 5.

Leij F J, Alves W J. Alves, and van Genuchten M Th, 1996. The UNSODA Unsaturated Soil Hydraulic Database, User's Manual Version 1.0. EPA/600/R-96/095. US EPA.

Schaap M G, Leij F J, van Genuchten M Th, 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions, *Journal of Hydrology*, 251, pp 163-176.

Van Genuchten M Th, 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Sci. Soc. Am J.* 44, 892-898.

Bilaga C: Beräkning av markmiljöriktvärdenas känslighet med hjälp av PNEC-calculator

Bilaga C Markmiljöriktvärdenas känslighet (PNEC-kalkylatorn)

1.1 Metodik

Utgångspunkten för Naturvårdsverkets generella riktvärden för skydd av markmiljön (NV, 2017) är att markens nuvarande och framtida funktion ska skyddas från påverkan av föroreningar. Marken är en komplex miljö med många olika organismer som har stor betydelse för funktioner såsom nedbrytning av organiskt material och frigörelse av näringsämnen. Dessutom har markorganismerna betydelse för markens kemisk-fysikaliska egenskaper genom t.ex. kvävefixering, nedbrytning av organiskt material och uppluckring. Eftersom markfunktion är komplex görs en del förenklade antaganden när riskerna för påverkan av föroreningar ska bedömas.

Den modell som används för de svenska riktvärdena bygger på modeller utvecklade i Nederländerna av RIVM. Grundtanken är att om huvuddelen av organismerna eller markprocesserna inte avsevärt påverkas så skyddas också markens funktion. Metoden gör inte någon viktning av olika arter eller deras respektive funktion i ekosystemet och därmed går det inte att exakt avgöra i vilken utsträckning markens ekosystem bevaras om en given andel av arterna skyddas. För känslig markanvändning baseras riktvärdena för markmiljö på att 75 % av arterna skyddas, vilket inte antas ge någon påverkan på markens funktion. För mindre känslig markanvändning utgår riktvärdena för markmiljö från ett skydd av 50 % av arterna, vilket inte bedöms ge några betydande effekter på markens funktion.

De dos-responssamband som används bygger på effekter observerade under relativt kort tid och tar inte hänsyn till någon anpassning av arter eller olika artsammansättningar. Den tar inte heller alltid hänsyn till att åldrad förorening i fält ofta är mer svårtillgänglig än förorening som tillsätts jord i samband med laboratorieförsök. Baserat på jämförelser mellan laboratoriestudier och fältstudier har korrektionsfaktorer för åldring av förorening tagits fram, se nedan.

1.2 Inverkan av markens egenskaper

Mycket av marken i Stockholm består av fyllning av olika kvalitet. I vissa fall kan fyllningen ha sådana egenskaper att den har möjlighet att utgöra ett fungerande markekosystem, i andra fall har fyllningen sådana egenskaper att den inte har sådana förutsättningar, exempelvis på grund av dålig vattenhållande förmåga eller mycket låg halt organiskt material.

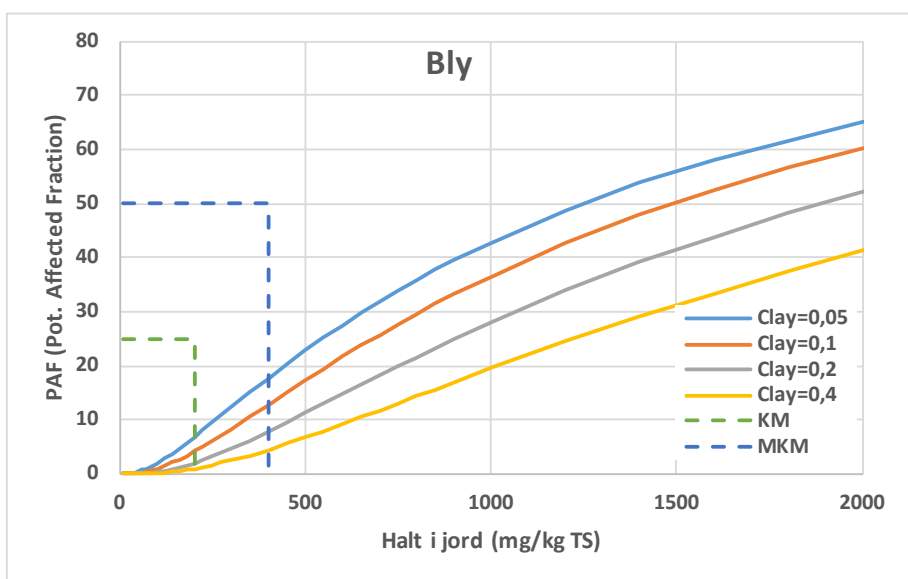
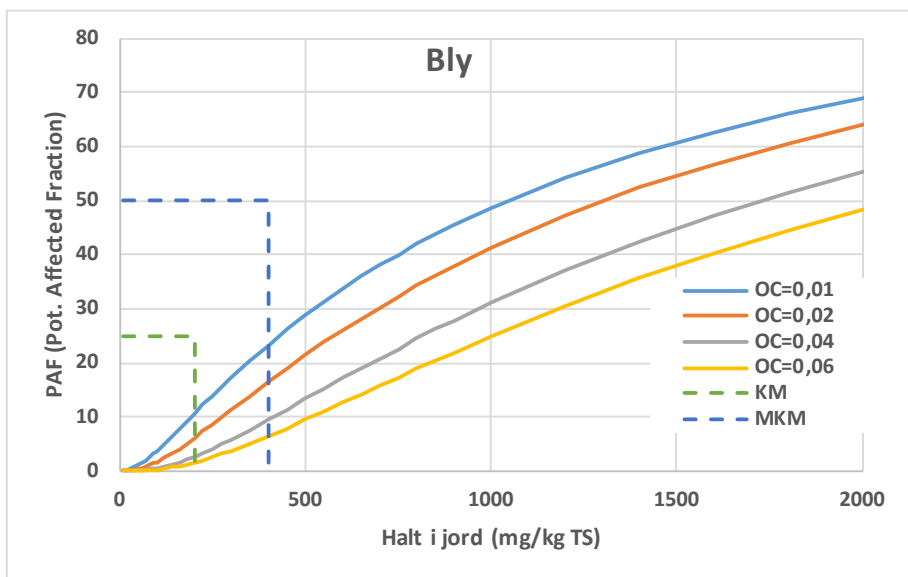
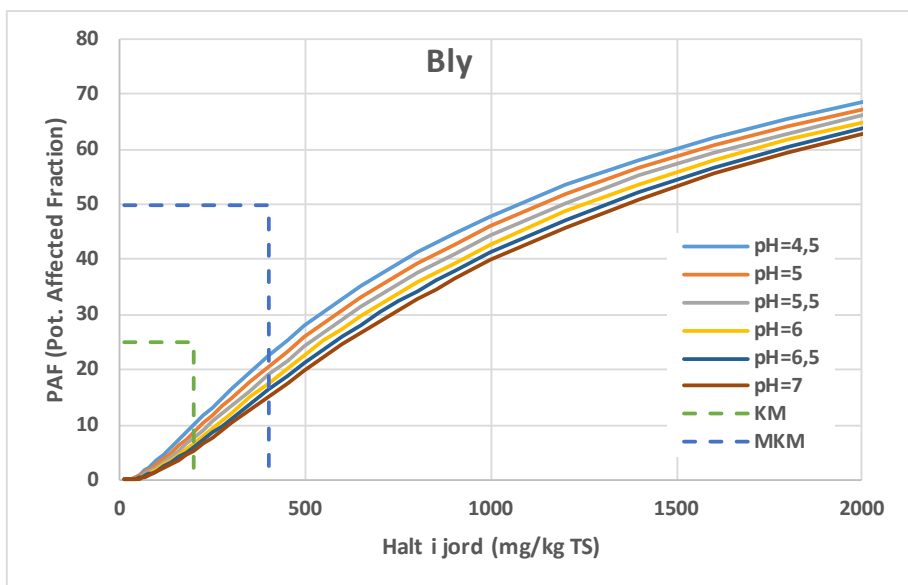
För att kunna bedöma markfunktionen på ett jordmaterial görs en platsspecifik bedömning. Vid Chalmers Tekniska Högskola utvecklas metoder för att klassificera jord utifrån egenskaper såsom lerhalt, organiskt innehåll, fraktion grövre material, pH, vattenhållande förmåga samt innehåll av kväve och fosfor. Med verktyget SF Box (Volchko et al 2014) kan en utvärdering av en jords potentiella funktion göras med hjälp av en integration av olika indikatorer. Med TRIAD-metoden görs en utvärdering av markens kemiska, ekotoxiska och ekologiska status genom ett antal standardiserade tester. Metoden kan appliceras stegvis med en ökande grad av komplexitet. En ISO-standard finns för TRIAD-metoden (ISO 19204:2017)

Effekten av tungmetaller på markekosystemet beror av jordegenskaper såsom pH, halt organiskt material och lerhalt. Den stora mängden tester som sammanställts inom

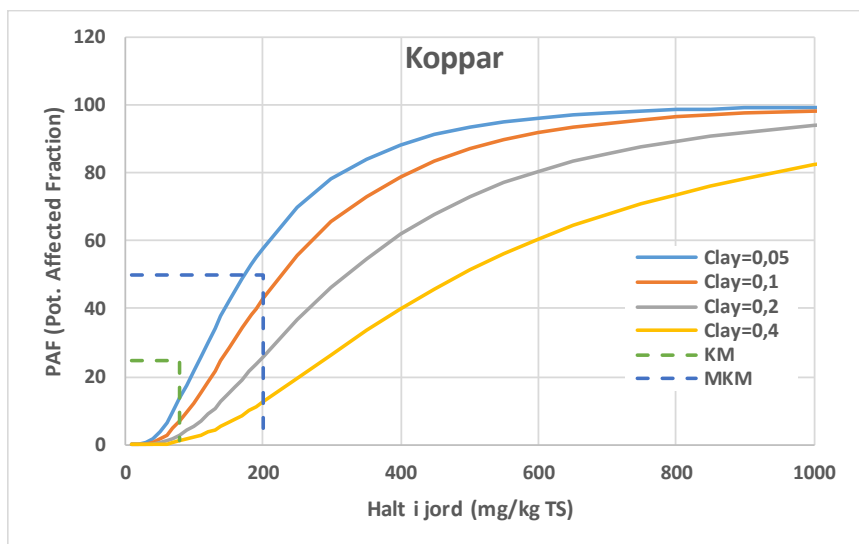
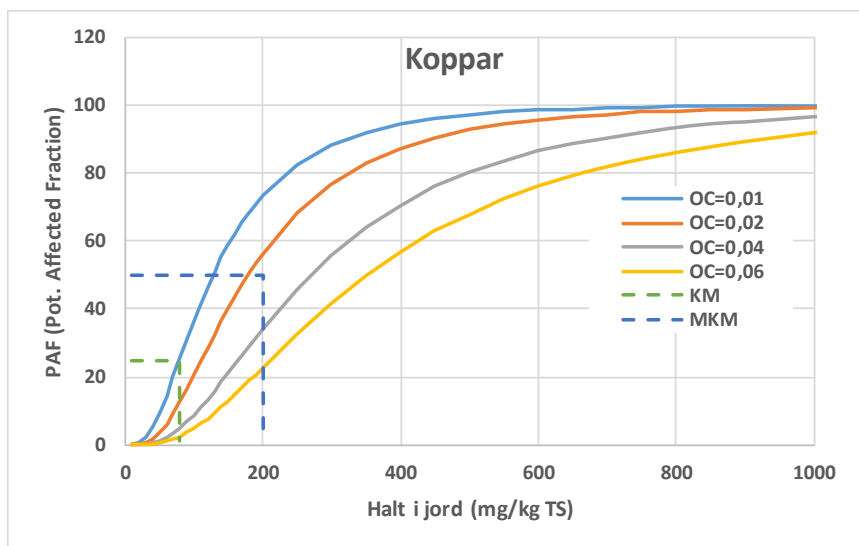
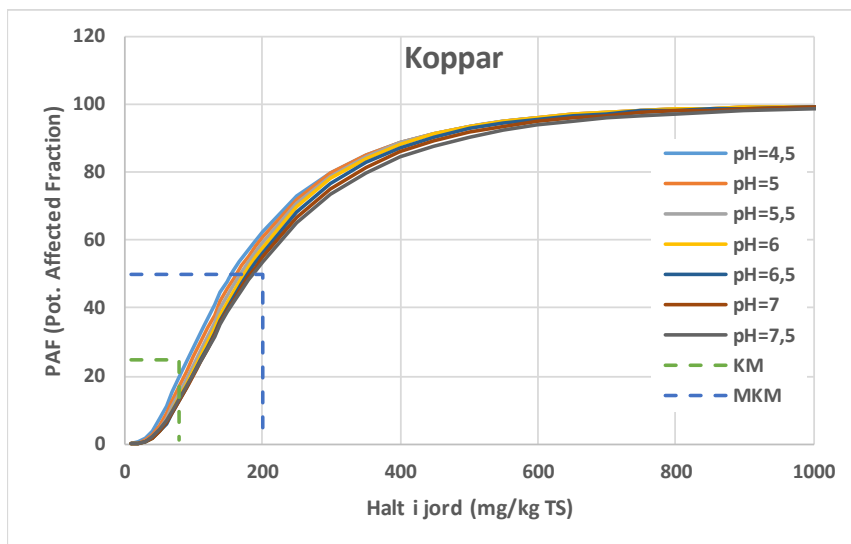
REACH har använts för att ta fram metoder för att beräkna hur tungmetallers toxicitet påverkas av jordegenskaperna. Baserat på dessa data har ett beräkningsverktyg tagits fram som kallas för PNEC¹-kalkylatorn (Smolders et al 2009, Arche 2017). I beräkningsverktyget finns också generella korrektionsfaktorer för de olika metallerna som tar hänsyn till skillnaden i tillgänglighet mellan färsk förorening i laboratorieförsök och åldrad förorening i fält. Denna faktor har satts till 2 för koppar, 3 för zink och 2-4 för bly (Arche 2017).

Vi har använt PNEC-kalkylatorn för att undersöka miljöriktvärdenas känslighet för pH, halt organiskt kol och lerhalt. I figur 1 till 3 visas beräknad andel av arter som påverkas vid olika halter i jordar med olika egenskaper. Beräkningar har gjorts för bly, koppar och zink. Kurvan visar andel påverkade arter som funktion av halten i jorden. I diagrammet markeras också nivåerna motsvarande KM (25 % påverkade arter) och MKM (75 % påverkade arter). Aktuella riktvärden för skyddsnivåer motsvarande KM och MKM är således den halt som gäller för skärningspunkten med dessa respektive nivåer. I figurena visas också de generella värdena för KM och MKM.

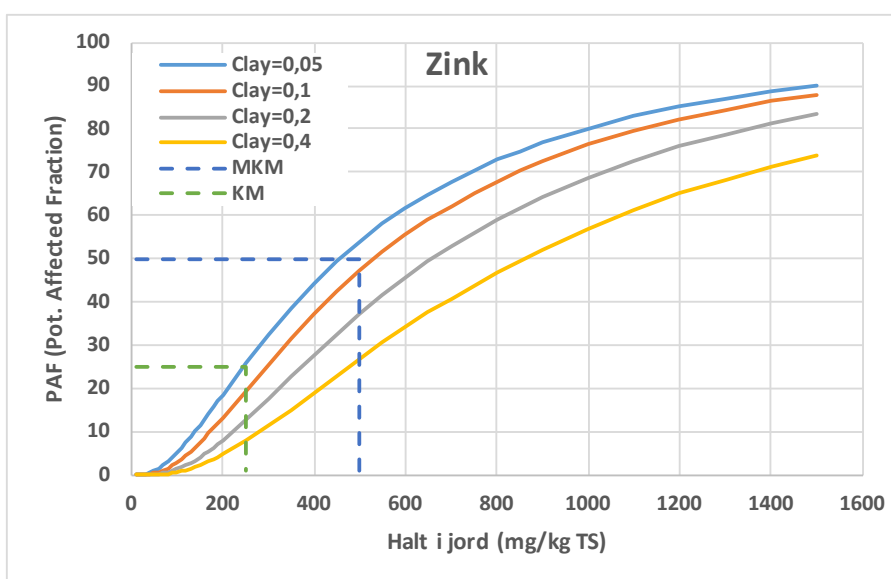
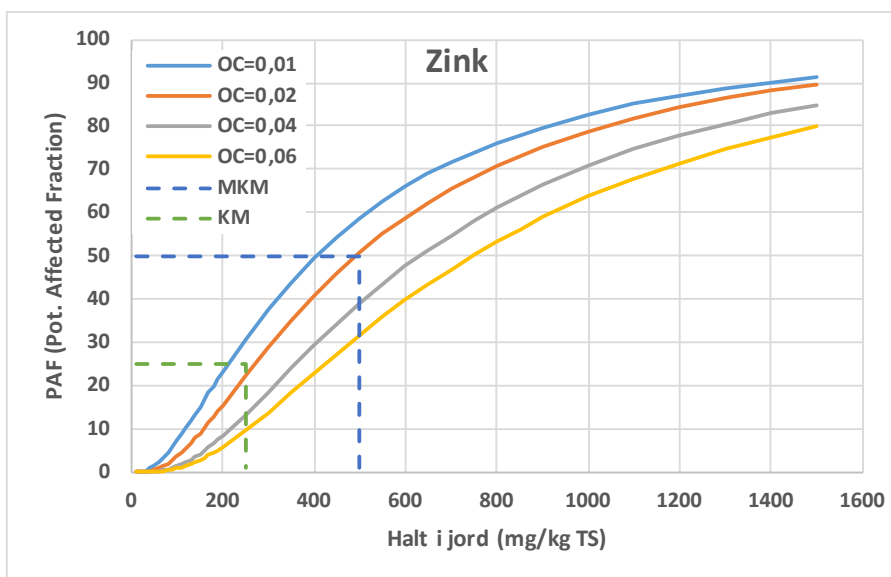
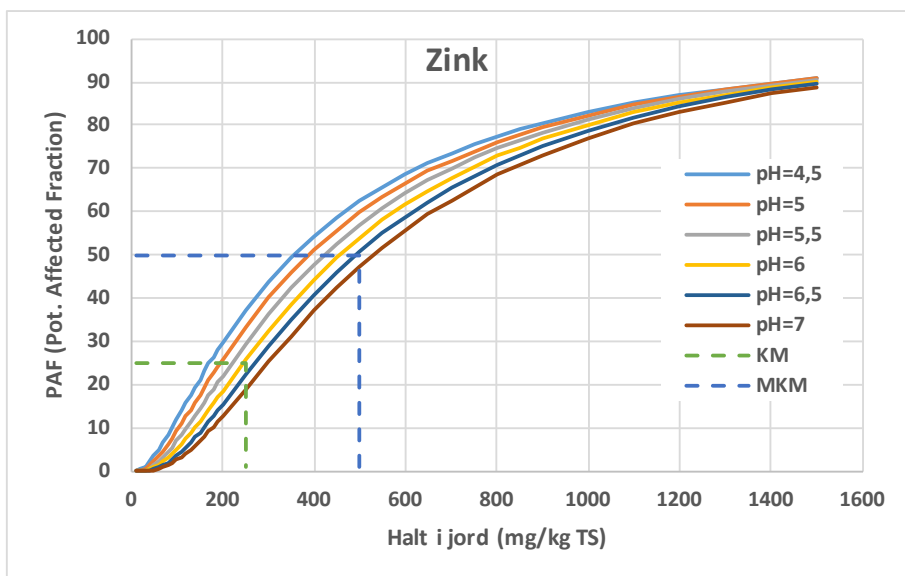
¹ PNEC = Predicted No Effect Concentration



Figur 1 Resultat från PNEC-beräkningar för bly med variation av pH, organiskt kol (OC) och lerinnehåll (clay).

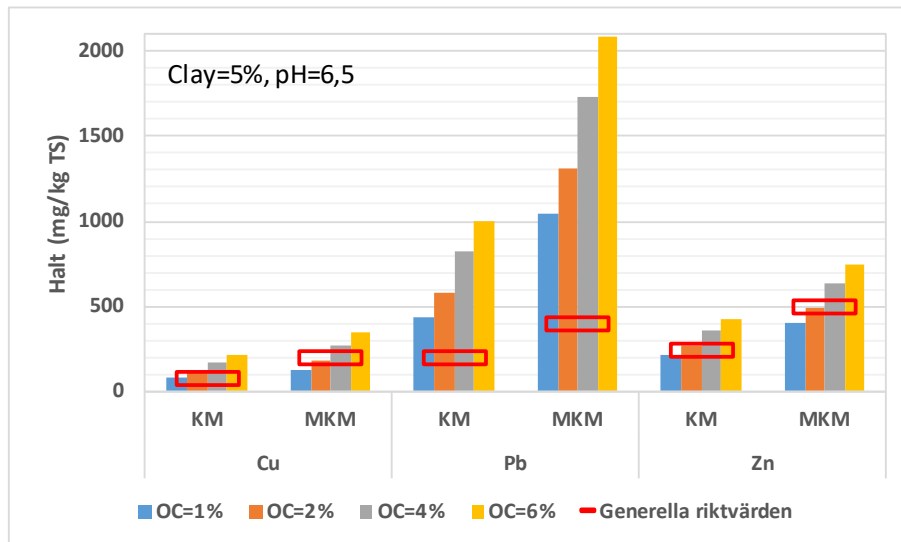


Figur 2 Resultat från PNEC-beräkningar för koppar, med variation av pH, organiskt kol (OC) och lerinnehåll (clay).

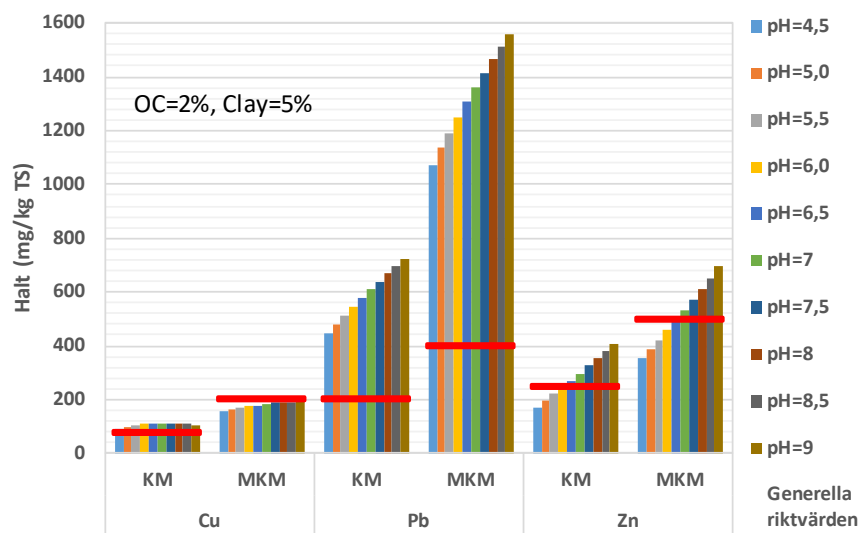


Figur 3 Resultat från PNEC-beräkningar för zink, med variation av pH, organiskt kol (OC) och lerinnehåll (clay).

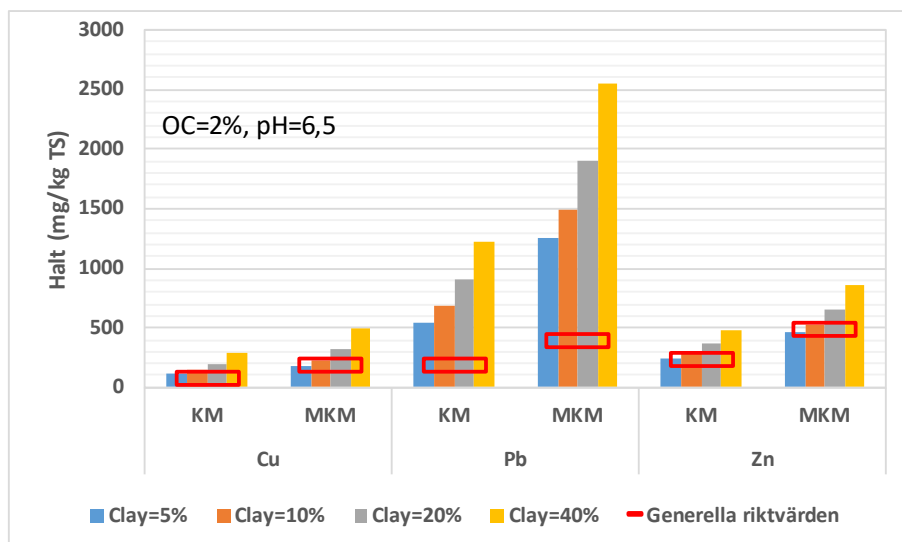
I figur 4 till 6 redovisas en sammanställning av variationerna av halt organiskt kol, pH respektive lerinnehåll. I figurerna redovisas också de värden som används i Naturvårdsverkets generella modell (röd markering).



Figur 4 Sammanställning av resultat för variation av halt organiskt kol (OC).



Figur 5 Sammanställning av resultat för variation av pH.



Figur 6 Sammanställning av resultat för variation av lerinnehåll.

Resultaten visar att den mest känsliga parametern är halten av organiskt kol (som varierats mellan 1 och 6 %) samt lerhalten (som varierats mellan 5 och 40 %). En variation av pH-värdet inom variationsområdet 4,5 – 7 har en mindre effekt på andelen påverkade arter för koppar, men påverkar toxiciteten av bly och zink.

För bly beräknar PNEC-modellen högre miljöriktvärden än vad som anges i Naturvårdsverkets generella modell för alla parameterkombinationer. En förklaring till detta kan vara den korregeringsfaktor labb-fält som används i PNEC-kalkylatorn.

För koppar är miljöriktvärdena från PNEC-modellen i nivå med eller högre än de generella miljöriktvärdena för jordar med mer än 2 % organiskt kol.

De beräknade värdena för zink är jämförbara eller något högre än de generella för jordar med mer än 2 % organiskt kol, pH över 6,0 och ett lerinnehåll på mer än 2 %.

Detta innebär att för koppar och zink bedöms de generella riktvärden vara tillämpliga för de flesta jordar som förekommer vid exploateringar i Stockholm. För bly kan miljöriskerna något överskattas med de generella riktvärdena. Det bör dock observeras att de generella riktvärdena även tar hänsyn till bioackumulering, något som inte ingår i PNEC-modellen, men som kan ha en viss betydelse för framförallt bly.

1.3 Djupberoende

Studier visar på att antalet arter och individer av jordlevande organismer minskar kraftigt med djupet. Även växternas rotsystem avtar markant med djupet. Studierna har främst gjorts på naturliga jordar, men även försök på urbana fyllnadsjordar med normala föroreningshalter visar på detta (Sweco 2014). Eftersom marklevande djur och processer till mycket stor del är koncentrerade till ytlig jord har slutsatsen dragits att skyddsbehovet för markmiljö på större djup är lägre. Ett annat sätt att formulera detta är att säga att de haltnivåer som tagits fram för skydd av markmiljön, som utgår från en direktkontakt mellan organismer och den förorenade jorden inte är direkt tillämpliga. De djupare marklagren utgör dock en stor volym och förorening i dessa lager kan ha en inverkan på markfunktionen i den ytliga jorden. Detta kan till exempel vara genom att förorening transporteras upp under perioder med stor avdunstning eller att organismer

säsongssvis söker sig till större djup för att undvika frost. Förorening i djupare jord är därför inte helt utan betydelse.

Olika metoder kan användas för att bestämma vilka halter som kan accepteras i en djupare jord. Ett sätt som användes för de tidigare Storstadsspecifika riktvärdena (Sweco, 2009) var att utgå från en lägre skyddsnivå för de jordlevande organismerna, exempelvis 25 % skydd för okänsliga miljöer och 10 % för mycket okänsliga markmiljöer. Ett problem med denna metod är att det är mycket svårt att avgöra vad en lägre skyddsnivå innebär för påverkan på markekosystemet och markens funktion. Därför har denna metod inte använts för de Storstadsspecifika riktvärdena för Stockholms stad.

Ett alternativ är att basera sig på den vertikala spridning som sker i markprofilen. Den kan bestå av spridning av löst förorening genom flöden av mark- eller grundvatten, men också av transport av jordpartiklar genom bioturbation. Storleken på denna spridning blir kraftigt beroende av platsspecifika faktorer och ett valt värde blir relativt grovt ”tillyxat”. Ett sätt att praktiskt lösa det är att ställa villkor på hur stor skillnad det kan vara i miljöriktvärden mellan djupare och mer ytlig jord.

En uppåtriktad transport i jordar kan ske både genom ett uppåtriktat vattenflöde i jorden och genom att det sker en omblandning av själva jorden på grund av naturliga processer eller mänsklig aktivitet.

Vattenhalt och vattenströmning i det översta marklagret beror av infiltration, avdunstning och jordmaterialets egenskaper. Förhållandena kommer att variera under året beroende på temperatur, nederbördsförhållanden och växtsäsong. För icke-hårdgjorda ytor i Stockholm gäller generellt att det över året netto sker en nedåtriktad transport. I de beräkningar som gjorts varierar infiltrationen mellan ca 80 till 130 mm/år i avrinningsområden med blandad markanvändning. Beräkningarna baseras på massbalans mellan nederbörd, evapotranspiration och ytavrinning. För parker och grönområden beräknas infiltrationen kunna vara högre.

Enligt den vattenbalans som använts för att beräkna infiltrationen är totala nederbörden ca 620 mm, avdunstningen ca 300 mm, ytavrinningen ca 190 mm och infiltrationen ca 130 mm, se bilaga D. På helårsbasis sker det därför en nettoinfiltration marken, men eftersom evapotranspiration varierar kraftigt över året så är den tidvis större än nederbörden. Beräkningar har gjorts baserat på nederbördsstatistik för Stockholm för perioden 2012 till 2015 (SMHI 2017), data för månadsvis potentiell evapotranspiration vid Bromma (Eriksson 1981) samt antagandet att den verkliga avdunstningen är 50% av den potentiella. Dessa beräkningar visar att avdunstningen är större än nederbörden fyra månader per år, vilket medför möjlighet till ett uppåtriktat flöde av vatten som motsvarar ca 10% till 20% av det nedåtriktade flödet. Detta medför i sin tur att förorening som finns i porvattnet i den djupare jorden tidvis sprids uppåt och att halterna i den ytliga jorden kan få ett tillskott på 10% - 20% av de som finns i den djupare jorden. Med ett antagande om att jämvikt råder mellan halten i porvattnet och halten i jorden så skulle det innebära att djupare förorening i en halt på 100 mg/kg skulle kunna medföra en halt på 10 – 20 mg/kg i den ytliga jorden. Det exakta förhållande kan dock variera från år till år och beror även på jordens egenskaper såsom vattenhållande förmåga.

Maskar och andra jordlevande djur kan orsaka bioturbation, det vill säga en omblandning och transport av jord som även påverkar jordens struktur och innehåll av organiskt material. Djupet som berörs är vanligen några decimeter (Ireson och Butler 2009). Omblandningen är ofta så effektiv att de översta decimetrarna blir homogena.

Bioturbation kan både medföra att djupare liggande jord transporteras upp till ytan och att ytlig jord förs nedåt.

För beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena har det baserat på ovanstående resonemang lagts in en begränsning så att riktvärdena i ett djupare jordlager (> 1 meter under markytan) inte bör vara mer än 5 gånger högre än riktvärdet i ovanliggande ytlig jord.

2 Referenser

Arche, 2017. PNEC-calculator. Metals spreadsheet EURAS.

<https://www.arche-consulting.be/tools/soil-pnec-calculator/>

Eriksson B, 1981. Den potentiella avdunstningen i Sverige. RMK 28, SMHI.

Ireson A M, Butler A P, 2009. A Review of Soil Bioturbation and Soil Development, Research report number: Imperial/NRP 018, Department of Civil and Environmental Engineering, Imperial College, London.

ISO, 2017. Soil quality TRIAD approach; ISO 19204:2017.

Naturvårdsverket, 2017. Uppdaterat beräkningsverktyg och nya riktvärden för förorenad mark [online]. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Riktvarden-for-foro-renad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarden/> [2018-06-14]

SMHI, 2017a. SMHI Öppna data, Nederbördsdata för station 98210. <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/?parameter=3#>

Smolders E, Oorts K, van Sprang P, Schoeters I, Janssen C T, McGrath S P, McLaughlin M J, 2009. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards, Environ. Tox. Chem. vol 28, No 8, 1633-1642.

Sweco, 2014. Markmiljö i Malmö Stad och dess inverkan på saneringsbehov i djupare jord. Underlag för riskvärdering. För Malmö Stad Fastighetskontoret.

Volchko Y, Norrman, J, Rosén, L et al. (2014) "SF Box - A tool for evaluating the effects on soil functions in remediation projects". Integrated Environmental Assessment and Management, vol. 10(4), pp. 566-575.

Bilaga D: Infiltration i avrinnings- områden i Stockholms stad

Bilaga D Infiltration i avrinningsområden i Stockholms stad

1 Vattenbalans urban miljö

Hydrologin i urban miljö påverkas kraftigt av hårdgjorda ytor och dagvattenhantering. De flesta studier som gjorts av hydrologin i urbana system har handlat om avrinning efter kraftiga regn och dimensionering av VA-system, mycket få handlar om infiltration i urban miljö.

1.1 Beräkningar för avrinningsområden i Stockholm

Infiltrationen i urbana system har utvärderats med vattenbalansberäkningar. Med hjälp av data från SMHI har en vattenbalans gjorts för tolv olika avrinningsområden inom Stockholm med olika typer av markanvändning. Detta är inte en exakt beräkning av infiltrationen, men kan ge uppfattning om rimliga siffror. Vattenbalansen bygger på följande:

$$P = E + Y + I$$

Där:

P = nederbörd (mm/år)

E = avdunstning (mm/år)

Y = ytavrinning (mm/år)

I = infiltration (mm/år)

Nederbörd, avrinningen, vilken utgörs av ytavrinning samt infiltration, bygger på beräknade värden för olika avrinningsområden som medelvärde för perioden 1999-2017 (SMHI 2019). I tabell 2 redovisas data för några avrinningsområden och i tabell 3 data för nederbörd och avrinning samt beräknade värden för avdunstning, ytavrinning och infiltration.

Avdunstningen anges av SMHI som lokal evapotranspiration med variation mellan de olika områdena på 211 till 377 mm/år och med ett medelvärde för perioden på 289 mm/år, vilket stämmer väl med den justerade potentiella evapotranspiration i Bromma på 616 mm/år (Eriksson 1981), med en justering med utgångspunkt att den verkliga evapotranspirationen är ca 50% av den potentiella.

För att beräkna hur stor del av avrinningen som består av ytavrinning har denna också beräknats med hjälp av avrinningskoefficienter beroende på markanvändningen. Dessa anger andelen av nederbörden som rinner av från olika typer av ytor och finns framtagna bland annat av Svenskt Vatten (2004, 2016). Dessa avrinningskoefficienter är dock framtagna bland annat för dimensionering av dagvattensystem och är därför satta för att inte underskatta ytavrinningen vid kortvariga intensiva nederbördstillfällen. De kan därför överskatta ytavrinningen beräknade som årsmedelvärden och innebär också att det inte går att få en vattenbalans över avrinningsområdena. Därför har avrinningskoefficienterna justerats ned för att uppnå en vattenbalans över de olika avrinningsområdena. De använda värdena anges i tabell 3.

För de olika avrinningsområdena anger SMHI markanvändning indelad i hårdgjorda ytor, tätort, skogsmark, sjöar och vattendrag samt en del övriga marktyper. Dessa

överensstämmer inte helt med de typer av markanvändning som används av Svenskt Vatten. Värdena på avrinningskoefficienterna har valts enligt följande:

Avrinningskoefficienten för hårdgjorda ytor har sänkts från Svenskt Vattens korttidsvärde på 0,85 till 0,6. För avrinningsområdet Norrmalm där landytan helt utgörs av hårdgjorda ytor ger det en avrinning på 366 mm/år och en infiltration på 33 mm/år. För en hårdgjord yta varierar infiltrationen kraftigt beroende på ytans skick. De studier som har gjorts av infiltrationen genom ytor som hårdgjorts genom asfalt eller betong visar på att en yta i gott skick släpper igenom mindre än 2 % av nederbörden (Mansell och Rollet 2007), medan asfaltsytor med sprickor kan släppa genom mellan 6 till 9 % (Ragab et al. 2003). För årsnederbörden i Stockholm på 620 mm (SMHI 2017), skulle en yta i gott skick släppa igenom ca 12 mm, medan en yta med sprickor skulle släppa igenom mellan 37 och 56 mm. I beräkningarna av riktvärdena antas en infiltration på 40 mm, vilket bedöms täcka in asfalt och betong med sprickor samt även sten- eller plattlagda ytor.

Avrinningskoefficienten för tätort har satts till 0,15. Svenskt Vatten anger som korttidsvärden, 0,25 för villaområden, 0,32 för radhusområden och 0,45 för områden med flerfamiljshus. För övriga ytor såsom skogsmark och jordbruksmark har en avrinningskoefficient på 0,05 använts. Detta ger en ytavrinning på ca 300 mm/år för innerstadsområdena och 150 till 250 mm/år för ytterstadsområdena. Infiltrationen blir runt 50 mm/år för innerstaden och 80 till 100 mm/år för ytterstaden.

2 Värden för riktvärdesberäkningarna

I tabellen nedan ges de värden för infiltrationen som används vid beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena. De valda värdena bygger på en utvärdering av de studerade avrinningsområdena och fördelningen av markanvändning i dessa samt även på uppgifterna om läckage i asfaltsytor med sprickor.

Tabell 1 Värden på infiltration som används för beräkning av riktvärdena.

	Område	Infiltration (mm/år)
A.	Förskola, skola, småhus	100
B.	Flerbostadshus	80
C.	Verksamheter och kontor	80
D.	Parker och grönytor	140
E.	Under hårdgjorda ytor	40
F1.	Djupare jord under bostäder	100
F2.	Djupare jord under hårdgjorda ytor och verksamheter	40
F3.	Djupare mark under parker och grönytor	140

3 Referenser

Eriksson B, 1981. Den potentiella avdunstningen i Sverige. RMK 28, SMHI.

Mansell M och Rollet F, 2007. The water balance of paved surfaces in urban areas, Proc. of the SUDSnet National Conf. 2007, Coventry Univ. TechnoCentre.

Ragab R, Rosier P, Dixon A, Bromley J, Cooper J D, 2003. Experimental study of water fluxes in a residential area. 2. Road infiltration, runoff and evaporation. Hydrol. Process, vol 17, p 2423-2437.

Svenskt Vatten, 2004. Dimensionering av allmänna avloppsledningar. Publikation P90.

Svenskt Vatten, 2016. Avledning av dag-, drän- och spillvatten. Publikation P110.

SMHI, 2017. SMHI Öppna data, Nederbördsdata för station 98210. <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/?parameter=3#>

SMHI, 2019. SMHI Vattenwebb, Data för delavrinningsområden 7122, 7149, 7116, 7020, 7031, 40952, 40944, 6843, 7013, 6930, 7140, 63477. <http://vattenwebb.smhi.se/>

Tabell 1 Data för de studerade avrinningsområdena

		Norr- malm	Norra Kungs- holmen	Södra Kungs- holmen	SV Söder- malm	Östra Söder- malm	Husar- viken	Västra Bromma	Söderort	Lilje- holmen	Hammarby Sjöstad	Östermalm Djurgården	Bällsta
Yta	km2	0,21	1,82	2,08	2,64	2,50	4,16	12,9	21,0	1,37	1,40	7,49	38,9
Avrinning (MQ) ¹	m3/s	0,00269	0,0204	0,0236	0,0281	0,0295	0,0324	0,0924	0,2083	0,0139	0,0164	0,0727	0,3198
Avrinning (MQ) ¹	mm/år	398	354	358	337	373	246	226	314	322	371	307	260
Markanvändning	Avrinnings- koefficient ²												
Jordbruksmark	0,05	0%	0%	0%	0%	0%	10,4%	0,7%					3,0%
Sjö och vattendrag	0,5	0%	0%	0%	0%	0%	1,1%	0%	0%	0%	0%	0%	0,03%
Skogsmark	0,05	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0,9%	0%	0%	0,00%	4,22%
Tätort	0,15	0%	22,56%	19,1%	30,4%	15,4%	64,7%	81,6%	49,4%	40,9%	24,3%	50,50%	52,74%
Härdgjorda ytor	0,6	100%	77,44%	80,9%	69,6%	84,6%	20,9%	16,9%	49,6%	59,1%	75,4%	46,52%	36,60%
Övrig mark	0,05	0%	0%	0%	0%	0%	2,9%	0,9%	0,1%	0,0%	0,3%	2,98%	3,37%
Effektiv avrinningskoeff. ³		0,60	0,50	0,51	0,46	0,53	0,23	0,22	0,37	0,42	0,49	0,36	0,30

Tabell 2 Data för nederbörd och avrinning samt beräknade värden för avdunstning, ytavrinning och infiltration.

Namn		Norr- malm	Norra Kungs- holmen	Södra Kungs- holmen	SV Söder- malm	Östra Söder- malm	Husar- viken	Västra Bromma	Söderort	Lilje- holmen	Hammarby Sjöstad	Östermalm Djurgården	Bällsta
SMHI-område		7122	7149	7116	7020	7031	40952	40944	6843	7013	6930	7140	63477
Nederbörd ¹	mm/år	610	608	608	610	615	606	603	625	608	616	617	597
Avrinning ¹	mm/år	398	354	358	337	373	246	226	314	322	371	307	260
Lokal evapotranspiration ¹	mm/år	211	253	250	273	242	360	377	312	288	258	311	337
Avrinningskoeff. ³	mm/år	0,60	0,50	0,51	0,46	0,53	0,23	0,22	0,37	0,42	0,49	0,36	0,30
Ytavrinning ⁴	mm/år	366	303	313	283	326	142	135	233	253	301	220	182
Infiltration ⁵	mm/år	32	51	46	54	47	104	91	81	69	69	87	79

¹ SMHI 2019

² Baserade på Svenskt Vatten 2016, justerade för vattenbalans.

³ Viktad avrinningskoefficient baserat på markanvändning

⁴ Nederbörd * Effektiv avrinningskoefficient

⁵ Nederbörd – Avdunstning - Ytavrinning

Bilaga E: Beräkning av utspädning till ytvatten

Bilaga E Skydd av grundvatten och ytvatten

1 Skydd av grundvatten

Grundvattnet i Stockholms stad används inte för vattenförsörjning och inga grundvattenförekomster som klassats enligt vattendirektivet ligger i Stockholm, förutom två grundvattenförekomster (Trollbäcken och Stockholmsåsen-Silverdal) som har en mindre del som går innanför gränserna för Stockholm (VISS 2018). Den del av Stockholmsåsen som går genom Stockholm från Bellevueparken i norr över Gamla Stan mot Sköndal i söder klassas inte som en grundvattenförekomst enligt vattendirektivet, men kan i framtiden utgöra en grundvattenresurs. Detta innebär att det för närvarande inte finns några miljökvalitetsnormer för grundvatten i Stockholm förutom de ovan nämnda områdena.

Även om inte grundvatten används för vattenförsörjning så finns det anledning att se grundvattnet som en naturresurs. Föroreningar i grundvatten kan också innebära andra risker, exempelvis kan flyktiga ämnen i höga halter i grundvatten orsaka föroreningar i byggnader, grundvatten strömmar också ut i ytvatten, våtmarker eller källor och kan påverka miljön där.

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket 2017) tas hänsyn till effekter av förorening i grundvattnet på två sätt:

- Vid beräkning av det hälsoriskbaserade riktvärdet genom det bidrag till exponeringen som intag av dricksvatten från en brunn i förorenat grundvatten kan ge. Detta är inte aktuellt för de Storstadsspecifika riktvärdena, eftersom grundvattnet i Stockholms stad inte används som dricksvattenresurs.
- Ett generellt skydd av grundvattnet på ett givet avstånd från det förorenade området. För de generella riktvärdena motsvarar de haltkriterier som satts för skydd av grundvattnet för de flesta ämnen vid en halt som motsvarar halva dricksvatten-normen. Eftersom grundvattnet i Stockholms stad inte används som dricksvatten-resurs används inte heller denna typ av generellt skydd för de Storstadsspecifika riktvärdena.

1.1 Andra krav på grundvatten

Även om grundvatten i Stockholm inte används som dricksvatten och endast i liten omfattning för bevattning kan det finnas andra skäl till att begränsa påverkan på grundvattnet från förorenade områden, såsom risk för ånginträngning i byggnader. Detta görs dock indirekt genom begränsningar av andra delar av riktvärdesmodellen och har kontrollerats genom beräkningar, se nedan.

De riktvärden som beräknas för flyktiga ämnen tar hänsyn till direkt transport av ångor från marken in i en ovanliggande byggnad. Med de antaganden som görs i modellen kommer detta även vara skyddande för grundvatten under byggnaden (eftersom jämvikt antas mellan föroreningar i mark och i markvatten/grundvatten). Däremot så skulle förorenat grundvatten under vissa förutsättningar kunna påverka en mer känslig omgivning. För att kontrollera att så inte är fallet har särskilda beräkningar gjorts. I dessa beräkningar antas att flyktiga ämnen i marken i halter motsvarande riktvärdena i ett mindre känsligt område sprida med grundvattnet till ett intilliggande mer känsligt område. Beräkningarna visar att de riktvärden som gäller för jorden vid

markanvändningsscenarierna C Verksamheter, D Parker och grönytor och E Hårdgjorda ytor, även skyddar mot att flyktiga föroreningar sprids mot områden med mer känslig markanvändning (scenario A och B). Det mest kritiska fallet är om jorden inom ett förorenat område (enligt scenario C) har en medelhalt av flyktiga ämnen i marken som ligger på samma nivå som riktvärdet för normaltät jord, dvs. den jordtyp som ger de högsta riktvärdena och att grundvattnet från det förorenade området strömmar mot ett område med känslig markanvändning på genomsläpplig jord. Det vill säga det fall som innebär störst risk för ånginträngning. Även i detta mycket pessimistiska fall visar modellberäkningarna att det inte skulle kunna vara någon risk att halten av flyktiga ämnen i inomhusluft i bostäder nära det förorenade området överskrider de haltkriterier som används i riktvärdesmodellen.

Föroreningar i grundvattnet kan även sprida sig till ytvattnet och därmed riskera påverka den akvatiska miljön. Risker för detta tas hänsyn till vid beräkning av riktvärden för skydd av ytvatten som behandlas i avsnitt 2.

Tabell 1 Ytvattenförekomster inom Stockholms stad samt klassning av ekologisk och kemisk status (Förvaltningscykel 3).

	Namn	Vattenkategori	Huvudavrinningsområde	Statusklassning 2017	
				Ekologisk	Kemisk-Hg
1	Brunnsviken	Kust	Till annat land - SE000	Otillfredställande	Uppnår ej god
2	Bällstaån	Vattendrag	Norrström - SE61000	Otillfredställande	Uppnår ej god
3	Drevviken	Sjö	Tyresån - SE62000	Otillfredställande	Uppnår ej god
4	Flaten	Sjö	Tyresån - SE62000	God	God
5	Igelbäcken*	Vattendrag	Kustområde - SE60061	God	God
6	Judarn**	Sjö	Norrström - SE61000		
7	Kyrksjön (Bromma)	Sjö	Norrström - SE61000	Otillfredställande	Uppnår ej god
8	Lilla Värtan	Kust	Till annat land - SE000	Måttlig	Uppnår ej god
9	Långsjön (Älvsjö)	Sjö	Norrström - SE61000	Måttlig	Uppnår ej god
10	Magelungen	Sjö	Tyresån - SE62000	Otillfredställande	Uppnår ej god
11	Mälaren-Fiskarfjärden	Sjö	Norrström - SE61000	God	Uppnår ej god
12	Mälaren-Görväln	Sjö	Norrström - SE61000	God	Uppnår ej god
13	Mälaren-Riddarfjärden	Sjö	Norrström - SE61000	Måttlig	Uppnår ej god
14	Mälaren-Rödstensfjärden	Sjö	Norrström - SE61000	God	God
15	Mälaren-Ulvsundasjön	Sjö	Norrström - SE61000	Måttlig	Uppnår ej god
16	Mälaren-Årstaviken	Sjö	Norrström - SE61000	God	Uppnår ej god
17	Norrström	Vattendrag	Norrström - SE61000	Måttlig	God
18	Räcksträsk**	Sjö	Norrström - SE61000		
19	Sicklasjön	Sjö	Kustområde - SE61062	Måttlig	Uppnår ej god
20	Strömmen	Kust	Till annat land - SE000	Otillfredställande	Uppnår ej god
21	Trekanten	Sjö	Norrström - SE61000	Måttlig	Uppnår ej god
22	Tyresån-Forsån	Vattendrag	Tyresån - SE62000	Måttlig	Uppnår ej god
23	Ältasjön	Sjö	Kustområde - SE61062	Måttlig	God

* Preliminär vattenförekomst 2017 (tidigare statusklassning anges).

** Klassat som övrigt vatten 2017.

2.2 Beräkning av utspädning

De flesta delar av Stockholm ligger nära en ytvattenrecipient. I få områden är avståndet till en vattenförekomst mer än ett par kilometer. Dessutom avleds ofta dag- och markvatten direkt via ledningar till ytvatten, vilket kan ge en snabb transport av föroreningar från ett markområde till ett ytvatten.

I tabell 2, 3 och 4 redovisas data för Stockholms vattenförekomster (sjöar, kustvatten respektive vattendrag) samt beräknad utspädning. I bedömningen ingår inte Kyrksjön eftersom dess tillrinningsområde ligger i ett naturreservat. Även Judarn och Räcksta Träsk har uteslutits eftersom de klassas som övriga vatten. Vid beräkning av utspädning i ytvattenrecipienterna har det förorenade områdets yta antagits vara 50 x 50 m och infiltrationen 100 mm. En infiltration på 100 mm har valts då det är den infiltration som kan väntas för scenario A och är i det övre spannet av valda infiltrationsmängder för de olika markanvändningsscenarierna. Indata och beräkningar av utspädningen redovisas i tabell 2 till 4. Utspädningsfaktorn beror linjärt på mängden vatten som infiltrerar genom det förorenade området och därmed också av områdets yta. För ett område som är 100 x

100 m skulle således utspädningsfaktorn bara vara 25 % av den för ett område som är 50 x 50 m.

Utspädningen har beräknats med data på sjövolym och omsättning från Miljöbarometern (Stockholms stad 2018). Där anges inte någon omsättningstid för Mälaren eller Strömmen, men den bedöms vara mycket stor på grund av de stora vattenflödena. Omsättningstiden för Brunnsviken har beräknats utifrån tillrinningen och den pumpning som sker baserat på uppgifter i Vattenprogram för Stockholm 2000 (Stockholm stad 2003). Där ingår dock inte utbytet med Lilla Värtan på grund av vattennivåvariationer.

Tabell 2 Data för sjöar i Stockholm. För Mälarens delområden har ingen utspädning beräknats då dessa beräkningar blir osäkra pga den stora sjövolymen.

Sjöar	Storlek (km ²)	Sjövolym (Mm ³)	Omsättning (år)	Utspädning (ggr)
Drevviken	5	37	0,92	160 000
Magelungen	2,45	11,6	0,42	110 000
Mälaren – Görveln	73			Mycket stor
Mälaren – Fiskarfjärden	16			Mycket stor
Mälaren - Riddarfjärden	3	22	0,04	Mycket stor
Mälaren – Rödstensfjärden	13			Mycket stor
Mälaren - Ulvsundasjön	2	11		Mycket stor
Mälaren – Årstaviken	1	7,8		Mycket stor
Flaten	0,63	4,56	4,00	4600
Judarn	0,062	0,179	0,92	780
Kyrksjön	0,056	0,077	0,58	530
Långsjön	0,29	0,617	0,83	3000
Räcksta Träsk	0,037	0,0471	0,06	3300
Sicklasjön	0,15	0,466	0,10	19 000
Ältasjön	0,73	2,71	1,80	6000
Trekanten	0,14	0,57	0,9*	2500

* Inklusive tillförsel av dricksvatten

Tabell 3 Data för kustvatten i Stockholm.

Kustvatten	Storlek (km ²)	Sjövolym (Mm ³)	Omsättning (år)	Utspädning (ggr)
Brunnsviken	1,5	10,1	0,9	45 000
Lilla Värtan	13	200	0,016	Mkt stor
Strömmen	4			Mkt stor

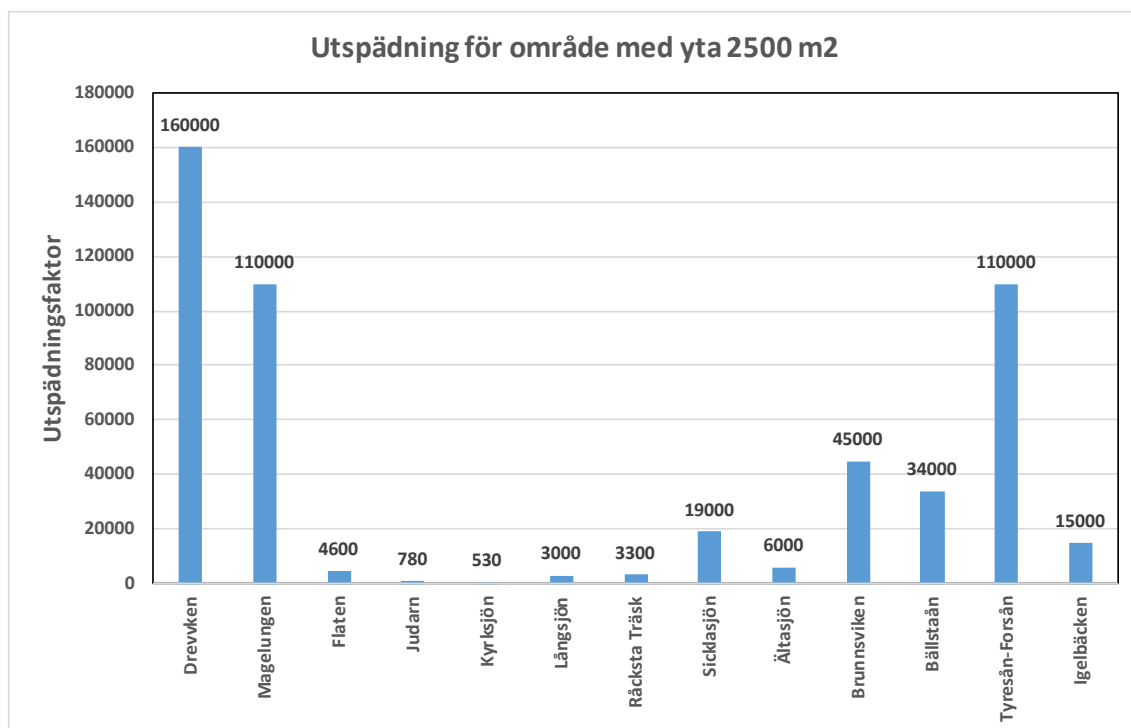
Tabell 4 Data för vattendrag i Stockholm.

Vattendrag	Längd (km)	Medelvattenförling (Mm ³ /år)	Utspädning (ggr)
Bällstaån	10	8,5	34 000
Norrström	0,38	5266	Mkt stor
Tyresån-Forsån	1,4	26,8	110 000
Igelbäcken*	10	3,8	15 000

2.3 Val av indata till riktvärdesberäkningarna

Utspänningsfaktorerna för de olika vattendragen visar generellt på att det finns en grupp ytvatten bestående av större sjöar och vattendrag med en hög utspädning >20 000 gånger samt en grupp bestående av mindre sjöar med en utspädning 3000 till 6000 gånger. Fördelningen i utspädning mellan vattenförekomsterna redovisas i figur 2.

Sjöarna Judarn och Råcksta Träsk är små med låg vattenomsättning men är inte klassade som vattenförekomster, men bedöms ha ett skyddsvärde och lokala åtgärdsprogram är framtagna (Sweco, 2017a och 2017b). Även Kyrksjön i Bromma har låg vattenomsättning och är klassad som vattenförekomst. Dock utgörs huvuddelen av tillrinningsområdena till dessa sjöar av naturreservat och belastningen kommer huvudsakligen från dagvatten och inte från förorenad mark. Även sjön Trekanten som har en låg naturlig vattenomsättning som ökas på konstgjord väg. Belastningen på Trekanten kommer huvudsakligen från dagvatten från vägar och bostadsområden och bidraget från förorenad mark bedöms vara av underordnad betydelse (WRS, 2017). Därför har inte dessa sjöar beaktas vid val av utspänningsfaktorer för beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena.



Figur 2 Utspädning i olika recipienter från ett 50 x 50 m stort förorenat område vid en infiltration på 100 mm/år.

I riktvärdesmodellen beräknas utspädningen av vatten från det förorenade området till ett ytvatten. Modellen tar således bara hänsyn till utspädning och inte effekter som skulle kunna minska ett utsläpp i recipienten, såsom fördröjning i marken, nedbrytning, förångning etc. Modellen är således även skyddande för fall där det sker en snabb direkt transport från områden ytvatten eller där vatten leds dit via ledningar eller diken.

Utspädningen beräknas som kvoten mellan den mängd vatten som kommer i kontakt med förorenad jord och vattenomsättningen i ytvattnet. Detta förutsätter att det sker en snabb och fullständig omblandning i ytvattnet. Detta är dock inte ett rimligt antagande för flera av de stora ytvattenförekomsterna som finns i Stockholm, eftersom det skulle

förutsätta omblandning i mycket stora vattenvolymer. Riktvärden beräknade på detta sätt skulle därmed underskatta riskerna vid utsläpp till stora vattenförekomster. Det är därför inte motiverat att använda den höga utspädningen som beräknas för Mälaren och de större sjöarna i Stockholm.

Därför har indata för beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena valts utifrån de värden som används vid beräkning av Naturvårdsverkets generella riktvärden, se tabell 5. För ett förorenat område med en yta på 50 x 50 m och en infiltration på 100 mm ger detta en utspädningsfaktor på 4000 gånger, vilket också motsvarar utspädningen som används vid beräkning av de generella riktvärdena. Denna utspädning är mindre eller i nivå med den utspädning som beräknats för flertalet av de aktuella recipienterna. Eftersom den modell som används för att beräkna riktvärden för skydd av ytvatten inte beaktar alla processer som minskar belastningen från ett förorenat område såsom fastläggning i marken, bedöms denna utspädningsfaktor vara skyddande för alla de recipienter som är aktuella inom Stockholms stad. En platsspecifik bedömning bör dock göras området är väsentligt större än 50 x 50 m, området är närmare än 50 meter från en ytvattenförekomst och där det förekommer föroreningar för vilka spridning till ytvatten är en styrande faktor.

Tabell 5. Använda värden för transportmodell ytvatten

Sjö	
Sjöns volym	1 000 000 m ³
Sjöns omsättningstid	1 år

2.4 Effekter på recipienter

Den belastning som kan komma från områden med markföroreningar i halter i nivå med de beräknade riktvärdena har grovt uppskattats med riktvärdesmodellen. För ett pessimistiskt fall där medelhalten i marken motsvarar riktvärdena för markanvändnings-scenario F2 Djup jord under hårdgjorda ytor, beräknas det teoretiska halttillskottet i en ytvattenförekomst maximalt uppgå till 25 % av de bedömningsgrunder/gränsvärden som finns för ytvatten och för huvuddelen av föroreningar i en betydligt lägre andel. Denna beräkning förutsätter att läckaget från området når vattenförekomsten utan att halterna minskar på grund av fastläggning, förångning eller nedbrytning. Detta tillskott bedöms inte påverka möjligheten att förbättra status på de vattenförekomster som finns inom Stockholms stad.

3 Referenser

Naturvårdsverket, 2017. Uppdaterat beräkningsverktyg och nya riktvärden för förorenad mark [online]. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Fororenade-omraden/Riktvarden-for-foroerad-mark/Berakningsverktyg-och-nya-riktvarden/> [2018-06-14]

Stockholms stad, 2018. Miljöbarometern
<http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/>

Stockholms stad, 2003. Vattenprogram för Stockholm 2000 - Brunnsviken
http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/vp/faktablad/Faktaunderlag_Brunnsviken.pdf

Sweco, 2017a. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Judarn. Miljöförvaltningen Stockholms Stad.

Sweco, 2017b. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Råcksta Träsk. Miljöförvaltningen Stockholms Stad.

VISS, 2018. VISS – Vatteninformationssystem Sverige, Länsstyrelserna.
<http://viss.lansstyrelsen.se>

WRS, 2017. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Trekanten. Miljöförvaltningen Stockholms Stad, Rapport 2017-1056-A.

Bilaga F: Bakgrundshalter i Stockholms stad

Bilaga F Bakgrundshalter i Stockholms stad

1 Undersökningar i Stockholmsområdet

Tätorter så som Stockholm har under lång tid varit utsatta för diffusa föroreningar vilket medför att föroreningsbelastningen många gånger är högre än vad som påträffas i omkringliggande icke-urbana områden. Naturvårdsverket definierar bakgrundshalt som den halt som idag förekommer i mark som inte har påverkats av lokala punktkällor. Detta innebär att den naturliga halten tillsammans med tillskottet av diffusa föroreningar utgör bakgrundshalten. Urbana miljöer ger ofta förhöjda föroreningsnivåer i mark av silver, arsenik, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, bly och antimon. Främst påträffas dessa förhöjda halter i den ytliga jorden. Dessutom kan förhöjda halter av organiska ämnen, såsom PAH-föreningar förekomma i urban miljö, som ett resultat av långvarig diffus förorening.

Ett antal undersökningar har gjorts av bakgrundshalter i jord i Stockholmsområdet. År 2000 provtogs jord i innerstaden, ostörd jord framförallt i ytterområden, i parker i ytterområden samt i nedlagda industriområden. Jordprover togs ytligt (0-5 cm) samt djupare (30 cm) (Linde et al. 2001). Undersökningarna visar att i innerstaden och i nedlagda industriområden (wastelands) påträffades jord med halter kraftigt överstigande den nationella bakgrunden ned till ett djup av minst 30 cm. I ostörd jord och i parker var halten förhöjd i ytskiktet, men i mindre utsträckning på djupet 30 cm.

Miljöförvaltningen i Stockholm undersökte 2001 halter av metaller i Stockholms parker (J&W 2001). Provtagningen med skruvborr ned till 2 meter gjordes i 11 parker, varav 8 låg i innerstaden. Framförallt bly, kvicksilver, koppar och zink uppvisade förhöjda halter ned till ca 1,5 m djup.

År 2007 undersökte SGU halten av metaller i Stockholmsjord (SGU 2007). I djupare sedimentär jord (ca 1 m) och moränjord (0,7–0,8 m) så var 90-percentilen av halterna (den halt som bara 10 procent av proverna överstiger) på ungefär samma nivå som de värden som används för de generella riktvärdena. I den ytliga jorden (0,05 – 0,1 m) var halterna förhöjda. En indelning av proverna beroende på markanvändning (urban eller rural jord) visar att förhöjningen är väsentligt större i den urbana jorden. I enstaka provpunkter kunde dock höga halter förekomma även i rural jord.

Miljöförvaltningen i Stockholm har också låtit undersöka jord i 25 parker i Stockholm (Geosigma 2015) samt vid 19 badplatser (Liljemarks 2016). De analyserade proverna bestod både av naturlig jord och fyllning.

I tabell 1 och 2 redovisas en sammanfattning av 90-percentilen av uppmätta halter i de olika undersökningarna. I Linde et al. (2001) rapporteras inte 90-percentilen, istället redovisas maxvärdena.

Tabell 1 Sammanställning av undersökningar av uppmätta halter i jord i Stockholm (mg/kg TS). Redovisas som 90-percentiler förutom för Linde et al. (2001), där endast maxvärden är tillgängliga.

	Linde et al. 2001 (Maxvärde)						J&W 2001	Parker Geosigma 2015 ^{*)}		Badplatser Liljemarks 2016	
	Innerstad		Ostörd		Parker		90-perc				
	0-5 cm	30 cm	0-5 cm	30 cm	0-5 cm	30 cm	Alla djup	Alla	Urval	Alla	Urval
Arsenik	10	23	20	8	9	6	6			3,5	2,6
Bly	444	339	122	32	49	35	381	146	92	110	55
Kadmium	0,8	0,6	0,4	0,25	0,9	0,2	0,5			0,3	0,25
Kobolt							13			9	9
Koppar	105	153	35	37	45	36	124			69	42
Krom tot	39	42	145	52	66	48	42			29	31
Kvicksilver	3,3	2,9	0,44	0,08	1,5	0,2	6,8	1,7	0,5	<0,2	<0,2
Nickel	14	21	21	28	31	26	27			15	17
Zink	408	527	109	112	502	126	232			233	137

* Data från enskilda prover redovisas endast i labbprotokoll. Eftersom manuell inmatning av en stor mängd data krävs har endast bly och kvicksilver utvärderats.

Tabell 2 Sammanställning av SGU:s undersökningar av uppmätta halter i jord i Stockholm (mg/kg TS). Redovisas som 90-percentiler.

	SGU, 2007 (90-perc)					
	Sed.jord	Morän	Ytjord			Alla prov
	Alla prov	Alla prov	Alla prov	urbant	ruralt	
Arsenik	6	3	4	4	3	4,5
Bly	19	11	60	77	34	36
Kadmium	0,2	0,07	0,3	0,4	0,3	0,2
Kobolt	15	8	11	11	11	14
Koppar	30	13	28	30	20	26
Krom tot	51	28	33	33	32	44
Kvicksilver						..
Nickel	29	15	18	18	18	25
Zink	92	45	103	113	83	89

2 Val av bakgrundshalter

Sammanställningen visar att halterna av flertalet metaller är allmänt förhöjda i ytjorden i Stockholmsregionen. Inom mer påverkade områden som innerstaden förekommer förhöjda halter även på större djup. Detta bedöms dock inte vara en bakgrundshalt orsakad av en diffus antropogen spridning utan mer beroende på de fyllnadsmassor som använts. På samma sätt som för Naturvårdsverkets generella riktvärden har 90-percentilen av data använts som underlag för bakgrundshalterna i Stockholm, men fokus har lagts på halter i ostörd jord och fyllning utan markant inslag av avfall. Därför har

prover som utifrån fältanteckningar har kunnat identifieras som fyllning uteslutits från underlaget.

Bakgrundshalten av bly är förhöjd i Stockholm och visar också på mycket stora skillnader mellan olika platser och jorddjup. I den undersökning av parkmark som Miljöförvaltningen genomfört (Geosigma 2015) så är 90-percentilen av blyhalten i alla ytliga prov (ned till ett djup av 10 – 20 cm) 146 mg/kg TS. Variationen i halt är dock mycket stor och flertalet prover med höga halter har också ett tydligt inslag av fyllning (tegel, glas, mm noterat i fältprotokoll). Om man utesluter analyser på proverna från de fyra mest förorenade innerstadsparkerna samt enstaka kraftigt avvikande prov från andra parker hamnar 90-percentilen på ca 90 mg/kg TS. Detta ligger mer i linje med de halter i yttjord som påträffats i SGU:s urbana prover (77 mg/kg TS), men är högre än de halter som påträffats i parker i undersökningen utförd av Linde et al. (2001) (35-49 mg/kg TS). Den provtagning som gjorts vid badplatser (Liljemarks 2016) visar på en 90-percentil av blyhalten i alla prov på 110 mg/kg TS. Om man rensar bort analyser på prover med en markant påverkad fyllning hamnar 90-percentilen för blyhalten på ca 50 – 60 mg/kg TS. För beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena har en bakgrundshalt för bly på 60 mg/kg TS valts utgående från en samlad bedömning av 90-percentilen för ostörd mark samt ett urval av prover från undersökningarna av parkmark och badplatser.

För kvicksilver kan bakgrundshalten ha betydelse för riktvärdet och även där är halterna mycket varierande mellan olika prover och olika undersökningar. Linde et al. (2001) rapporterar halter upp till 0,44 mg/kg TS i ytprov från ostörd mark och 1,5 mg/kg TS i parkmark. Några decimeter ned är halterna lägre 0,1 – 0,2 mg/kg TS. Undersökningar av parkmark (J&W 2001) visar på höga kvicksilverhalter ned till ett djup på 1,5 m (90-percentil mellan 2,8 och 9,9 mg/kg TS för olika nivåer). På djupet 2 m togs endast 7 prover med en beräknad 90-percentil på 0,6–0,7 mg/kg TS. Undersökningen av parkmark (Geosigma 2015) visade på en mycket stor variation i kvicksilverhalter, med en 90-percentil för alla prover på 1,7 mg/kg TS. Om analyser av prover med en betydande andel påverkad fyllning utesluts blir 90-percentilen ca 0,5 mg/kg TS. Vid undersökningen av badplatser (Liljemark 2016) var halten kvicksilver i samtliga 49 prover utom ett under rapporteringsgränsen på 0,2 mg/kg TS. Halten i det enda provet över rapporteringsgräns var 0,6 mg/kg TS. För beräkning av de Storstadsspecifika riktvärdena har en bakgrundshalt för kvicksilver på 0,5 mg/kg TS valts baserat på 90-percentilen från urvalet av prover från undersökningarna av parkmark.

Även för kadmium, kobolt, koppar, krom och zink har de storstadsspecifika bakgrundshalterna höjts något jämfört med de generella. De valda värdena utgår från de 90-percentiler av analyser som gjorts i SGU:s undersökningar (SGU 2007) samt de undersökningar som gjorts i parker och badplatser.

I tabell 3 redovisas de bakgrundshalter som har använts för beräkning av de storstadsspecifika riktvärdena. Som jämförelse anges också de bakgrundshalter som används för Naturvårdsverkets generella riktvärden. Vidare redovisas de bakgrundshalter som användes för de tidigare Storstadsspecifika riktvärdena (Sweco, 2009) samt ett förslag till högsta lokala bakgrundshalter som tagits fram av SGU (2009).

Tabell 3 *Bakgrundshalter (mg/kg TS) som använts vid beräkning av de platsspecifika riktvärdena. Som jämförelse redovisas också de bakgrundshalter som använts för Naturvårdsverkets generella riktvärden, föreslagna högsta lokala bakgrundshalter (SGU, 2009) samt värden använda i tidigare Storstadsspecifika riktvärden (Sweco, 2009).*

	Storstadsspecifika riktvärden	NV generella	SGU ytliga sandiga jordar Stockholm	Stockholm, Malmö, Göteborg
Arsenik	10	10	6	8
Bly	60	20	100	104
Kadmium	0,5	0,2	0,4	0,5
Kobolt	15	10	15	8
Koppar	40	30	40	107
Krom tot	50	30	50	33
Kvicksilver	0,5	0,1	-	1
Nickel	25	25	22	17
Zink	100	70	150	150

3 Referenser

Geosigma, 2015. Översiktlig miljöteknisk markundersökning av Parkmarker i Stockholm, Geosigma AB. Grap 14330. För Miljöförvaltningen i Stockholm, Dnr 2015-3200.

J&W, 2001. Undersökningar av föroreningar i park- och naturmark i Stockholm. J&W Energi och Miljö, Stockholm.

Liljemarks, 2016. Översiktliga miljötekniska markundersökningar Stockholms badplatser, Liljemarks Consulting AB.

Linde M, Bengtsson H, Öborn I, 2001. Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden, Water, Air, and Pollution: Focus 1: 83-101.

SGU, 2007. Metaller i morän och andra sediment Östra Mälardalen med Stockholm. Geokemiska kartan. Margeokemi K77, Sveriges geologiska undersökning. Inklusive data från SGU:s databas för margeokemi.

SGU, 2009. Metaller i morän Region Heby-Enköping-Uppsala, K224. Geokemiska kartan Markgeokemi.

Sweco, 2009. Storstadsspecifika riktvärden för Malmö, Göteborgs och Stockholms stad. 2009-06-17. Uppdragsnummer: 1155277000.

