

Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggnings- byggande

David Bendz, Ola Wik, Celia Jones, Michael Pettersson, Mark Elert

Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggnings- byggande

- inklusive haltkriterier för Sb och As

Environmental guidelines for reuse of ash in civil engineering applications

- including criteria for Sb and As

David Bendz
Ola Wik
Celia Jones
Michael Pettersson
Mark Elert

Q6-665

Abstract Q6-665

I denna rapport presenteras en modell för riskbedömning av aska som konstruktionsmaterial i ett avgränsat lokalt riskperspektiv för två olika tillämpningar - en asfalterad väg respektive en oskyddad grusväg. Modellen är baserad på definierade emissions- och spridningsscenarion där särskilda skyddsåtgärder inte skall behöva vidtas vare sig i lokalisering eller själva konstruktionen av vägen samt förutbestämda miljö- och hälsokriterier. Bedömningssystemet tar hänsyn till hälso- och miljöeffekter vid spridning av fasta partiklar (askans totalhalt) och lakvatten (askans lakbarhet). Modellen har tillämpats på ett antal olika ämnen och riktvärden beräknats för när användningen kan medföra ringa risk eller ej. Miljö- och hälsokriterier för molybden och antimon är behäftade med en relativt stor osäkerhet beroende på kunskapsbrist. I dessa fall har två olika alternativa kriterier utnyttjats.

- 1) försiktiga kriterier baserat på god samstämmighet med naturliga halter och/eller andra svenska riskbedömningssystem
- 2) kriterier baserat på aktuellt tillgängliga underlag rörande hälso- och miljöfarlighet.

Beräknade riktvärden har jämförts med data för ett antal askor. Riktvärden för lakbarhet av mobila ämnen som klorid och sulfat överskrider för en betydande andel (ca 20%) av askorna vid användning i en oskyddad grusväg. Även för antimon förefaller utlakning kunna medföra mer än ringa risk (10% av alla askor) åtminstone om försiktiga kriterier tillämpas. För bly överskrider beräknade riktvärden för både lakbarhet och totalhalt. Speciellt i det senare fallet är känsligheten stor och små förändringar i modellen leder till stora förändringar i andelen askor som överskrider eller underskrider riktvärdet för totalhalt. Även innehåll av arsenik kan medföra mer än ringa risk då majoriteten av askorna av överskrider beräknat riktvärde för totalhalt för en oskyddad grusväg. Intag av växter som utsatts för damning är den dominerande exponeringsvägen med hänsyn till askornas totalhalt. Känsligheten och osäkerheten i modellen är stor för denna exponeringsväg varför det finns behov att förbättra modellbeskrivning och kunskapsunderlaget med empiriska studier.

Förord

Ur ett resurshushållningsperspektiv finns det stora vinster att göra vid återanvändning av askor i anläggningsbyggande. Naturliga ballastmaterial kan sparas och i vissa fall kan askanvändning ge effektiva konstruktioner. Under vilka förutsättningar som återanvändning av askor kan ske med ringa risk ur ett miljöskyddsperspektiv har återstått att klargöra. I den föreliggande rapporten presenteras ett system, en modell, för att göra en sådan bedömning i ett lokalt riskbedömningsperspektiv

Projektgruppen har utgjorts av:

David Bendz och Ola Wik, Statens Geotekniska Institut
Celija Jones, Michael Pettersson, Mark Elert, Kemakta

Projekthandläggare på Värmeforsk har varit Claes Ribbing. En referensgrupp har varit knuten till projektet och följande personer har medverkat:

Jon Petter Gustafsson, KTH
Rolf Sjöblom, TEKEDO
Raul Grönholm, SYSAV

Vi i projektgruppen vill framföra ett stort tack till Claes Ribbing och referensgruppen för stort engagemang och kloka synpunkter.

Linköping juli 2009

Ola Wik, projektledare

Sammanfattning

Bedömningsgrunder för restproduktanvändning har efterfrågats av såväl producenter, sektorsansvariga och myndigheter. Målsättningen med detta projekt är att beskriva ett förslag till miljöbedömningssystem för askanvändning, som kan användas för att avgöra om en tänkt användning som konstruktionsmaterial i anläggningsbyggande utgör ringa risk eller ej från ett lokalt riskbedömningsperspektiv.

Projektets huvudsakliga syfte har varit att komplettera tidigare publicerade generella haltkriterier [1] med kriterier utarbetade för molybden (Mo) och antimon (Sb). Under hand med att arbetet bedrivits har dock ett antal felaktigheter i tidigare modelleringar identifierats och en mer övergripande revidering har därför genomförts inklusive nya modelleringar avseende de ämnena As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Se, Zn, F, Cl, naftalen och benzo(a)pyren) för vilka riktvärden publicerats i en tidigare rapport [1].

De toxikologiska kriterier som finns för Mo och Sb är behäftade med en relativt stor osäkerhet beroende på kunskapsbrist. I dessa fall har två olika alternativa riktvärden beräknats

- ett baserat på att avvikelserna från naturliga halter eller andra svenska riskbedömningssystem skall vara minimala
- ett baserat på toxikologiska bedömningar av hälso och miljöfarlighet.

Projektet behandlar problematiken i ett avgränsat lokalt riskperspektiv. Övergripande avvägningar gentemot en t.ex. storskalig användning inom en region eller andra samhällsintressen, t.ex. resurshushållning, inkluderas ej i bedömningsmodellen. Projektet är fokuserat på de ämnen där det finns en utvecklad miljöpolicy och kunskap. Arbetsmiljöaspekter behandlas ej inom ramen för projektet.

Beräkning av riktvärden har gjorts genom en beskrivning av systemet, uppställande av en konceptuell modell inkluderande askkonstruktion, emissionsprocesser, exponeringsvägar och exponeringspunkter. Den konceptuella modellen har sedan beskrivits matematiskt och beräkningar av riktvärden har genomförts genom att beakta antagade befintliga hälso- och miljökriterier i exponeringspunkterna. Beräkningar har utförts för två olika typer av konstruktioner, med eller utan slitlager av asfalt som motverkar infiltration och damning, som utsätts för nederbörd och risk för grund- eller ytvatteninträngning.

Utgångspunkten vid riskbedömningen har varit att askor skall kunna användas som vilket byggmaterial som helst. Några särskilda skyddsåtgärder skall inte behöva vidtas vare sig i själva hanteringen eller val av plats till exempel när det gäller krav på att skydda konstruktionen från nederbörd i byggskedet eller att byggandet endast får ske med ett skyddsavstånd till närboende. Alla exponeringsbedömningar som gjorts har haft som utgångspunkt att de skall vara försiktiga (konservativa) och innebära ringa risk från miljö och hälsoskyddssynpunkt. Många av de försiktiga antaganden som gjorts är extremt konservativa. Men i de fall beräknad exponering trots detta har visat sig vara obetydlig har det inte ansetts angeläget att förbättra modellen för att minska säkerhetsmarginaler-

na. Det finns också antaganden i beräkningarna som kan underskatta riskerna om förutsättningarna ändras. Till exempel har det antagits att konstruktionerna har en begränsad utbredning i förhållande till omgivningen (10 m bredd). Det måste därför påpekas att ändringar i förutsättningar för beräkningarna kan motivera förändringar av modellparametrar för att inte de antaganden och avgränsningar som gjorts skall få oproportionelig betydelse.

Beräkningarna är baserade på definierade emissions- och spridningsscenario och begreppet ringa risk innebär här att påverkan i form av ett tillskott i definierade exponeringspunkter inte överskrider förutbestämda miljö- och hälsokriterier. Som huvudprincip har ingen inteckning av acceptabla toxikologiska referensvärden gjorts med hänsyn till exponering från andra källor. Det antas att bakgrundsbelastning är försumbar i förhållande till valda toxikologiska referensvärden. Undantag från denna princip har gjorts hänsyn till beräknade hälsorisker för ämnena bly, kadmium, kvicksilver och nickel där en inteckning av det toxikologiska referensvärdet gjorts. Bedömningssystemet inkluderar hälso- och miljörisk vid spridning av fasta partiklar och hälsorisk vid intag av grundvatten, miljöeffekt i ytvatten samt hälso och miljöeffekt i postdriftfas. Beräkningarna skall ge ett skydd på individnivå och under ogynnsamma exponeringsförhållanden. Exponeringsvägarna är inandning av damm, oralt intag, hudkontakt och intag via lokalt odlade eller vildväxande växter. För dessa exponeringsvägar är jämförelsegrunden totalhalt. För exponering via grund- och ytvatten är jämförelsegrunden utlakade mängder som kan bestämmas med laktest.

Ett urval av askor (ej farligt avfall) där data funnits tillgängliga (ALLASKA, MALTE) har klassificerats i olika kategorier/applikationer baserat på totala halter och lakbarhet, vilket kan sammanfattas enligt följande. Erforderligt dataunderlag saknas för att avgöra den risk som naftalen, bens(a)pyren, antimon och selen utgör. Innehållet av kadmium, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel och zink i den övervägande delen av askorna har god marginal avseende beräknade riktvärden för både lakning och totalhalt. Totalhalterna och lakbarheten för dessa ämnen utgör därmed med den använda modellen generellt ringa risk från ett lokalt perspektiv vid anläggningsbyggande. Med avseende på lakbarhet kan innehållet av antimon och bly medföra mer än ringa risk.

För konstruktioner utan asfalt överskrider innehållet av arsenik de beräknade riktvärdena för totalhalt för ett stort antal askor även med hänsyn taget till den orala biotillgänglighetsfaktorn för askor. Detta gäller även bly om än i betydligt mindre utsträckning. Det är intag av växter som utsatts för damning som synes vara begränsande, men brister i lämpliga beräkningsmetoder och data gör beräkningarna osäkra. Dessutom finns det svårigheter att ta fram kriterier för när man utan vidare åtgärder kan lämna askkonstruktioner kvar i marken efter användningens upphörande. Här är hälsoriskerna vid intag av växter som vuxit på askan som är svår att beräkna, vilket tillsammans med oavsiktligt intag av aska är begränsande. Arsenik är det begränsande ämnet i samtliga fall och valet av miljökriterie för arsenik är därför kritiskt.

För antimon minskar den beräknade risken tydligt om ett toxikologiskt baserat hälsokriterie tillämpas istället för nuvarande gränsvärde för dricksvatten. Även för arsenik har

det stor betydelse vilken risk som bedöms acceptabel och där det i Sverige nu tillämpas olika mindre stränga för exponering via dricksvatten jämfört med andra exponeringsvägar.

När det gäller lösliga och mobila ämnen så pekar resultaten på att fluoridinnehållet i askor utgör ringa risk. Klorid och sulfat kan, i oskyddade konstruktioner, däremot innebära mer än ringa risk för påverkan på grundvattenkvaliten. Dessa ämnen försämrar möjligheten att nyttja grundvatten som dricksvatten i en lokalt belägen brunn men utgör ingen hälsorisk..

Jämförelsen mellan de beräknade riktvärdena och tillgänglig askdata tyder på att de flesta askorna kan komma till användning i anläggningskonstruktioner utan att innebära mer än ringa risk. (för de generella scenarier som beräkningarna baseras på). I det askdata-material som funnits tillgängligt utgörs varje enskild kombination av bränsletyp och anläggningstyp i allmänhet av endast några data vilket inte gör det möjligt att göra generella bedömningar för olika asktyper.

Det framtagna bedömningssystemet är även lämpligt att utnyttja för platsspecifika riskbedömningar men bör i såfall utvecklas i de avseende där modellbeskrivningen är behäftade med betydande osäkerhet.

Nyckelord: riskbedömning, aska, riktvärden, emission, exponering

Summary

Swedish producers, authorities and users have acknowledged the need for common environmental guidelines for residues. The objective of this project has been to develop a proposal for common environmental guidelines for reuse of ash in civil engineering applications. The project has a narrow risk assessment with application on an strictly near-field, local perspective and focus on a limited set of substances. Health aspects for construction workers are not covered in the project.

The starting point in the risk assessment is the assumption that ashes may be used just like any conventional construction material. Special requirements or regulations regarding precautionary actions in the handling of ashes, regarding the site or surroundings will be avoided. The guiding principle has been the precautionary principle: reuse of ash is acceptable only if it constitute an insignificant risk to health and environment. The calculations are based on defined emission- and exposure scenarios. The concept of insignificant risk imply that the impact in the defined points of compliance does not exceed established health- and environmental criteria.

The model address health risks associated with spreading of particles and exposure by dust, oral intake, dermal contact and intake by vegetables or wild grown berries and consumption of ground water. Off-site environmental effects in surface waters and in soil as well as health- and environmental risks in the post use phase are also considered. Exposure by dust is addressed in the same way as in the Swedish Environmental Protection Agency's guidelines for contaminated soil [12]. The guidelines values for exposure by dust, oral intake, dermal contact and intake by vegetables or wild grown berries are total content, whereas the guidelines for exposure by consumption of ground water or environmental effects in surface waters are based on leaching properties of the ash.

The guidelines rely on a conceptual model, defined emissions and exposure scenarios including exposure pathways and points of compliance. Risk evaluation becomes an issue of comparing the estimated (-modeled) increased concentrations at specified target points with general human and environmental toxicological criteria. Guidelines have been calculated for two different types of constructions, with or without an impermeable (asphalt-) pavement that prevents rain water from infiltrating into the road. Also the possible exposure of intruding ground water has been taken into account.

A set of ashes, for which data on total content and leachability was available in the AL-LASKA and MALTE database, have been classified according to three categories of applications/situations. The results show that due to lack of data it could not be assessed whether naphthalene, ben(a)pyren and selen in ashes imply an insignificant risk or not. Cadmium, copper, chromium, mercury, molybdenum, nickel and zinc generally shows a large margin to the calculated guidelines for total content and leachability for most ashes. Thus, ashes in constructions constitute an acceptable risk with respect to these elements. Antimony and lead in ashes fall above the guideline values for leaching in some cases. The total content of arsenic in many ashes exceeds the guideline values

when used in an unpaved construction even when taking the oral bioavailability of arsenic in ashes in consideration. To a lesser extent this also holds for total content of lead. Accordingly, it can not be excluded that the reuse of some ashes in some applications may imply a certain risk. Spreading as dust, deposition on vegetables and the subsequent intake has revealed itself as an important exposure pathway. Little data, theory and models are available on dust generation and transport, the calculations made here are rough and conservative. Also, guidelines for the ash construction left in place in the postuse phase are difficult to determine. The health risk associated with intake of vegetables and accidentally oral intake are crucial. In both cases arsenic sets the limits.

Toxicological criteria can be critical and choosing toxicological based criteria instead of current drinking water limits reduces calculated risks with antimony. In Sweden discrete risk factors are used for evaluating drinking water compared other exposure pathways for arsenic. A practice that has an significant effect on calculated risks.

Model calculations indicate that fluoride constitute only an insignificant risk. Chloride and sulfate in ashes may, depending on the construction, constitute a certain effect with respect to the drinking water quality in a local well.

The comparison between the calculated guideline values and the ash data that was available showed that the majority of the ashes could be used in a road construction without implying a significant risk to health or environment. In the available set of ash data, each combination of incineration plant and fuel is only represented by few data. This makes it difficult to draw specific conclusions for a certain type of ash...

The model or framework for developing the general guidelines, presented herein, may also be used for site specific environmental risk assessments. If so, the model should be further developed to better describe the risk for exposure by dust.

Keywords: risk assessment, ash, guideline, emission, exposure

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND OCH SYFTE	1
1.2	BESKRIVNING AV RAPPORTEN.....	2
2	MILJÖBEDÖMNING	3
2.1	BEDÖMNINGSNIVÅ.....	3
2.2	PRINCIPER FÖR RISKBEDÖMNING	4
3	ANLÄGGNING, EMISSIONER, OCH EXPONERINGSVÄGAR.....	8
3.1	SYSTEMGRÄNSER.....	8
3.2	ANLÄGGNING	9
3.3	EMISSIONER I EN ANLÄGGNINGS LIVSCYKEL	9
3.4	EXPONERAD PLATS	13
4	PRINCIPER FÖR BERÄKNING AV RIKTVÄRDEN.....	14
4.1	PRINCIPER FÖR BERÄKNING AV HÄLSO- OCH MILJÖRISK VID SPRIDNING AV FASTA PARTIKLAR (TOTALHALTSBASERADE EXPONERINGSVÄGAR)	15
4.2	PRINCIPER FÖR BERÄKNING AV HÄLSORISK VID INTAG AV GRUNDVATTEN, MILJÖEFFEKT I YTVATTEN SAMT HÄLSO- OCH MILJÖEFFEKT I POSTDRIFTFAS	16
5	TOXIKOLOGISKA REFERENSVÄRDEN FÖR HÄLSA OCH MILJÖ	18
5.1	HÄLSORISK OCH MILJÖRISK FÖR PARTIKELBUREN SPRIDNING.....	18
5.2	HÄLSORISK VID INTAG AV GRUNDVATTEN (DRICKSVATTENNORMER) OCH MILJÖRISK I YTVATTEN.....	20
5.3	MARKKVALITET I POSTDRIFTFASEN.....	22
5.4	KRITERIER FÖR ACCEPTABEL ASKKVALITET FÖR ASKA SOM LÄMNAS KVAR I KONSTRUKTIONEN I EN POSTDRIFTFAS.....	22
6	HÄLSORISK OCH PÅVERKAN PÅ MARKKVALITET FRÅN SPRIDNING AV ASKPARTIKLAR	23
6.1	ÖVERSIKTIG BESKRIVNING AV BERÄKNINGSMODELL OCH MODELLPARAMETRAR FÖR HÄLSO- OCH MILJÖRISK BASERAT PÅ FÖRORENINGSINNEHÅLL I ASKPARTIKLAR.	23
6.2	GENERELLA ANTAGANDEN OCH ÖVERVÄGANDEN VID VAL AV MODELLPARAMETRAR FÖR HÄLSORISKBEDÖMNING.....	24
6.3	BERÄKNINGSRESULTAT TOTALHALTSBASERADE RIKTVÄRDEN FÖR HÄLSA OCH MILJÖ	26
6.4	BERÄKNING AV PÅVERKAN PÅ MARKKVALITET	30
6.5	SAMMANSTÄLLNING BERÄKNINGSRESULTAT TOTALHALTSBASERADE RIKTVÄRDEN	30
7	HÄLSO- OCH MILJÖRISK BASERAT PÅ LAKBART INNEHÅLL	32
7.1	INLEDNING.....	32
7.2	ALLMÄNT OM MODELER FÖR EMISSIONER	32
7.3	ALLMÄNT OM MODELL FÖR TRANSPORT OCH EXPONERING.....	34
7.4	RESULTAT	35
7.5	SAMMANSTÄLLNING AV RIKTVÄRDEN FÖR HÄLSO- OCH MILJÖRISK BASERAT PÅ LAKBART INNEHÅLL	41
8	JÄMFÖRELSE MELLAN BERÄKNADE RIKTVÄRDEN OCH TILLGÄNGLIG ASKDATA.....	43
8.1	NAFTALEN OCH BENS(A)PYREN SAMT SELEN.....	44
8.2	ANTIMON	45
8.3	MOLYBDEN	46
8.4	ARSENIK	47
8.5	BLY	48

8.6	KADMIUM.....	49
8.7	KOPPAR	50
8.8	KROM	51
8.9	KVICKSILVER.....	52
8.10	NICKEL	53
8.11	ZINK	54
8.12	FLUORID.....	55
8.13	SULFAT	56
8.14	KLORID	57
9	DISKUSSION.....	58
10	FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSARBETE	61
11	LITTERATURREFERENSER	62

Bilagor

A Data för beräkning av haltkriterier för antimon och molybden vid askanvändning i anläggningsbyggande

B Matematisk modellbeskrivning och parameterdata för beräkning av hälsorisk vid spridning av dammpartiklar från vägen

C Matematisk modellbeskrivning och parameterdata för beräkning av hälsorisk och miljörisk baserat på lakbart innehåll

D Beräkningar för kvarlämnade askkonstruktioner

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Målsättningen med detta projekt har i först hand varit att komplettera en tidigare Värme-forskrappport ”Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande” [1] med riktvärden avseende antimon (Sb) och molybden (Mo). Miljöriktlinjerna beskriver ett förslag till generella miljöriktlinjer för askanvändning, som kan användas för att avgöra om en tänkt användning i anläggningsbyggande utgör ringa risk eller ej. Med hjälp av systemet ska riktvärden för den lokala miljöpåverkan som erhålls i en tillämpning kunna beräknas utifrån förutbestämda miljö- och hälsokriterier. Modellen kan också användas för platsspecifika bedömningar. I arbetet med kompletteringen har ett antal felaktigheter identifierats i tidigare beräkningar i den tidigare publicerade rapporten från 2006. Dessa har rättats till vilket motiverat att nya uppdaterade riktvärden för samtliga ämnen som omfattas av ”Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande” publiceras i denna rapport.

Riskbedömningssystem som utvecklats för förorenad mark och de acceptanskriterier för de olika avfallsdeponiklasserna som publicerats den 16 januari 2003 i annex II till deponeringsdirektivet 1999/31/EC utgör viktiga ramar för projektet. I egenskap av relevanta existerande bedömningsgrunder måste miljöriktlinjerna harmoniera med dessa. Det riskbedömningssystem som tillämpas för förorenad mark har utvecklats sedan arbetet med miljöriktlinjer för askor inleddes och nya riktvärden har föreslagits sedan dess [2]. Den senaste utveckling som skett har dock endast kunnat uppdateras för ämnena Mo och Sb. I övriga fall tillämpas dataunderlaget för förorenad mark från en tidigare remissversion [14].

Projektet behandlar problematiken i ett avgränsat riskperspektiv och miljö kvalitetsmålen betonas från ett lokalt perspektiv, övergripande avvägningar gentemot andra samhällsintressen inkluderas ej i modellen. Generella riktvärden beräknas för att inga oönskade miljö- och hälsoeffekter skall uppkomma på 20 meters avstånd från vägen. Den lagstiftning och det bedömningssystemet som utgjort referensramarna för projektet hanterar inte frågor om arbetsmiljö.

EU:s kemikaliepolicy, såsom den kommer till uttryck i REACH, ramdirektivet för vatten, byggprodukt direktivet och deponeringsdirektivet, kommer också att spela en stor roll för framtida miljöbedömningar av nyttiggörande av askor för anläggningsändamål. Dessa direktiv identifierar vissa ämnesgrupper och enskilda ämnen för vilka speciella krav ställs. Bland dessa prioriterade ämnen återfinns välbekanta miljöstörande ämnen för vilka det också finns en utvecklad miljöpolicy i Sverige i form av bedömningsgrunder, riktvärden eller till och med åtgärder för att begränsa användning. För andra ämnen finns det endast begränsad kunskap och ingen utvecklad policy. Ett exempel på de förra ämnena är näringsämnen och de vanliga tungmetallerna, medan ett exempel på de senare är t.ex. många naturfrämmande organiska ämnen. För en del ämnen i den senare kategorin saknas även kunskap om vilka halter som man kan förvänta sig i naturliga miljöer

i Sverige. Projektet är fokuserat på de ämnen där det finns en utvecklad miljöpolicy och kunskap.

1.2 Beskrivning av rapporten

Denna rapport är inte upplagd som en handbok. I rapporten beskrivs alla moment i arbetet i att ta fram riktvärden för askanvändning på ett relativt ingående och detaljerat sätt. För att ge läsaren en viss vägledning vid läsningen så beskrivs rapportens innehåll och disposition översiktligt här.

Kapitel 2 är av en orienterande karaktär och beskriver:

- Principer för riskbedömning
- På vilken bedömningsnivå den riskbaserade bedömningen görs, vilka aspekter som vägs in i miljöriktlinjerna, vilka ämnen som beaktas och val av kriterier i exponeringspunkt.
- Befintliga relevanta normer och kriterier och vilka ämnen och kriterier som bedömts vara relevanta för miljöriktlinjerna.

Till grund för beräkningarna ligger beskrivning av systemet, exponeringsvägar, emissionsscenarier, etc. Detta kan sammantaget betraktas som den konceptuella modell som ligger till grund för (matematiska-) beräkningsmodellen. I kapitel 3 och 4 beskrivs de huvudtyper av konstruktioner, exponeringsvägar, yttre påverkan (randvillkor) och beräkningsprinciper i framtagandet av generella miljöriktlinjer.

I kapitel 4 definieras exponeringspunkterna och i kapitel 5 redovisas de toxikologiska referensvärden för hälsa och miljö som anses vara begränsande för acceptabel imission i de valda exponeringspunkterna. En särskild utredning för antimon och molybden avseende referensvärden och andra parametrar av betydelse för beräkningarna redovisas i bilaga A.

I kapitel 6 och 7 samt bilaga B och C beskrivs hur modellberäkningarna genomförts och vilka parametervärde som valts. De beräknade riktvärdena presenteras i tabellform i kapitel 6 respektive 7 och jämförs i diagram med tillgänglig askdata i kapitel 8.

en läsare som vill skaffa sig en snabb bild av vad som kommit fram i projektet kan hoppa över dessa kapitel och gå till resultaten vilka presenteras i slutet av kapitel 6 och 7 samt kapitel 8

I kapitel 9 presenteras en generell riskklassning baserad på tillgänglig askdata och en diskussion om resultatens signifikans, genomförda förenklingar och antaganden och metodikens svagheter.

Utifrån de erfarenheter som gjorts i detta projekt så ges i detta avslutande kapitlet 10 ett antal förslag på angelägna FoU uppgifter.

2 Miljöbedömning

2.1 Bedömningsnivå

En miljöbedömning av, i detta fallet, en vägkonstruktion kan göras på olika nivåer. Roth och Eklund [4] definierar fyra olika nivåer: materialnivå, lokal miljöskyddsnivå, begränsad LCA nivå och industriell systemnivå, se tabell Tabell 1.

Tabell 1. En översikt över de olika nivåerna på vilka miljöbedömningar av en restproduktkonstruktion kan göras och vilka typ av frågeställningar som bedömningen kan ge svar på (efter [4]).

	Material-nivå	Lokal miljö-bedömningsnivå	Begränsad LCA nivå	Industriell system nivå
Exempel på olika miljöaspekter	Totalhalt, laknings-egenskaper	Bidrag av Cd till den lokala föroreningsnivån	Förbrukning av energi och råvaror	Effekter på regional skala, t.ex ökade transporter
Behandlar föroreningsrisk	Ja	Ja	Delvis	Delvis
Behandlar resursaspekt	Nej	Delvis	Ja	Ja
Exempel på verktyg och modeller	Kemisk analys	Risk bedömning Materialflödesanalys,	Livscykelanalys, Miljökonsekvensbeskrivning,	Livscykelanalys, Strategisk Miljökonsekvensbeskrivning

På *materialnivån* bedöms nyckelparametrar som totalhalt och lakegenskaper för askan i fråga. Ur denna aspekt bedöms endast den emission som återanvändning av aska kan medföra och vilket massflöde som man måste ta hänsyn till på de högre bedömningsnivåerna. På den *lokala miljöbedömningsnivån* tar man hänsyn till platsen där askan skall användas inklusive exponeringsförutsättningar, bakgrundshalter, övriga föroreningskällor och massflöden i omgivningen. På den *begränsade livscykelanalysnivån* lämnar man den spatiala dimensionen och har ett mer övergripande perspektiv. Här tar man t.ex hänsyn till uttag av naturgrus, energiförbrukning och generering av avfall. På den *industriella nivån* studeras frågeställningar på ett mycket övergripande plan. Exempelvis effekten av askanvändning i ett regionalt perspektiv och dess betydelse för trafikflödena, trafikanterna och producenten av askan.

Typiska bedömningsverktyg/metoder som används på de olika nivåerna är laktest, riskbedömning, LCA respektive strategisk miljökonsekvensbeskrivning, se tabell 1.

Användningen av alternativa material medför nytta på flera sätt, både för samhället och för det enskilda företaget där en restprodukt uppkommer. Nyttan kan även uppkomma för det företag som använder en restprodukt. Nyttan för samhället uppkommer eftersom naturresurser sparas. Dels kan restprodukter ersätta en del av naturmaterial som bergkross och naturgrus, dels eftersom anläggningar för deponering kan utnyttjas effektivare. Till dessa nyttoaspekter kommer eventuellt minskade transporter (pga av kortare transportavstånd mellan förbränningsanläggning och plats för användning) och påföljande stör-

ning på omgivningen, beroende på var restprodukten uppkommer och var den kommer att användas.

I detta projekt har ett bedömningsverktyg som skall användas på den lokala bedömningsnivån utvecklats. De övergripande bedömningsnivåerna beaktas ej och bedömningssystemet tar ej hänsyn till de nyttoaspekter (t.ex minskat uttag av naturlig ballast) som är förenade med användning av aska i anläggningskonstruktioner.

2.2 Principer för riskbedömning

En generell struktur för riskbedömning inkluderar, se Figur 1 (efter [5], [6], [7], [8], [9], [10]):

- Problemformulering
- Identifiering av fara/oönskat scenario
- Emissionsanalys
- Exponeringsanalys
- Dos-respons analys
- Riskuppskattning
- Riskvärdering

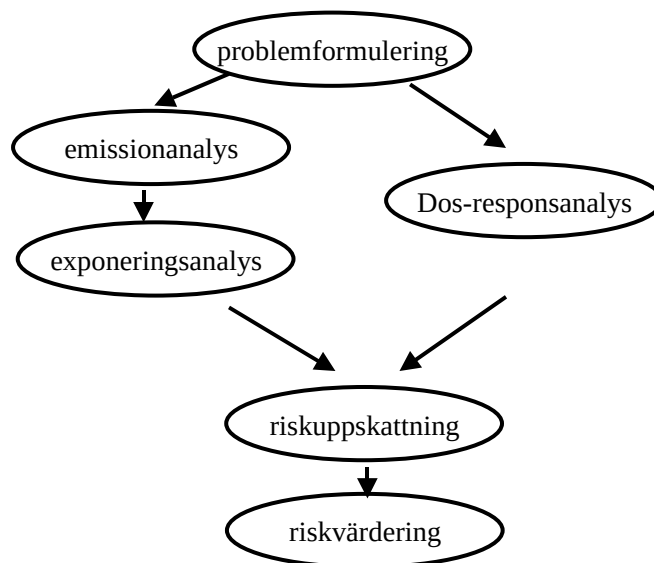
Problemformulering och identifiering av fara innebär en identifiering och formulering av vad man vill bedöma och varför. Sedan en kvalitativ bedömning av generering/en/närvaron, läckagescenario och potentiell effekt på miljö, människor och djur av en emission av ett specifikt ämne eller ämnesgrupp som identifierats vara av speciellt intresse. De ämnen och ämnesgrupper som kommer att vara i fokus för riskbedömningen inom ramarna för detta projekt beskrivs i kapitel 1.4.

Emissionsanalysen innebär en beskrivning och kvantifiering av potentialen för frigörelse av nyckelsubstanserna samt att ett läckage till omgivande miljö sker, se kap. 2.2.4. Ett viktigt hjälpmedel är modeller för emissionsprocessen och bedömning av resultatens signifikans. Emission av en specifik miljöstörande ämne förutsätter att:

- askan innehåller ämnet i fråga
- en transportväg mellan askan och den omgivande miljön existerar.
- en mobilisering och transport till systemets (t.ex vägbankens) rand sker. (Vid damning bryr vi oss inte om ifall ämnet är lakbart eller inte.)

Emissionsanalysen kan grovt delas upp i två steg:

- Karakterisering av materialet, med avseende på förekomst och lakbarhet av hälso- och miljöstörande substansernas.
- Beskrivning och kvantifiering av processerna då miljöstörande substanser mobiliseras och transporteras ut ur den tekniska konstruktionen.



Figur 1. Generell struktur för riskbedömning

Figure 1. General framework for environmental risk assessment

Exponeringsanalysen innefattar en beskrivning och kvantifiering av de sätt, transportvägar och under vilka förhållanden människor, djur och miljö kan exponeras för de miljöstörande substanserna. Exponeringsmodellen beskriver även vilken halt av ämnet kan förväntas erhålla i exponeringspunkten (spridningsmodell) och en modell för hur olika de bedömda organismerna exponeras för ämnet i exponeringspunkten.

Dos- responsanalys innebär en beskrivning och kvantifiering av relationen mellan en specificerad exponering av ett ämne och en resulterande hälso/miljöeffekt.

I *riskuppskattning* utvärderas risken för oönskat scenario genom integrering och utvärdering av resultaten från emissions-, exponerings- och dos-responsanalysen.

Fram till och med den sista punkten ovan är målsättningen att riskhanteringsprocessen skall vara objektiv. Det är emellertid oundvikligt att andra hänsynstagande (miljöpolitiska, ekonomiska etc) inkluderas redan i *problemformuleringen* och *identifieringen av fara/oönskat scenario*. Först i steget *Riskvärdering* utvärderas betydelsen av den uppskattade risken genom beaktande av krav som ställts upp från naturvetenskapliga, tekniska, politiska, ekonomiska, etiska och sociala aspekter. Detta steg följs av beslutsfattande och förslag till åtgärder.

2.2.1 Val av kemiska ämnen och värdering av toxikologiskt referensvärden

Val av vilka ämnen som omfattas och värderingar av effektkriterier i riskbedömningen har tidigare diskuterats i [1] och läsaren hänvisas dit för en fördjupning.

I detta projekt har riskvärderingen gjorts på ett förenklat sätt genom beaktande av befintliga normer och toxikologiska data (toxikologiskt referensvärden) som representerar acceptabla hälso- och miljöeffekter för respektive exponeringsväg (se kapitel 4). Den generella strukturen för riskbedömning kan därför förenklas till:

- Problemformulering
- Identifiering av fara/oönskat scenario
- Emissionsanalys
- Exponeringsanalys
- Riskvärdering

En strikt tillämpning av en riskbedömningsmodell kan i vissa situationer ge ”orimliga” slutresultat. Exempelvis kan det beräknade riktvärdet vara betydligt lägre än

- bakgrundshalter för ämnet i naturlig jord.
- den belastning som accepteras från allmänt förekommande konstruktionsmaterial.

Ofta beror sådana resultat på att modellsystemet och den matematiska beskrivningen är en konservativ förenkling av verkliga förhållanden. Avvikelse mellan kemiska, fysikaliska eller toxikologiska indata – som ofta baseras på labb- eller modellförsök - och de naturliga förhållandena är också en förklaring. Avvikelsen kan också bero på att samhället i allmänhet är mer eller mindre medvetet beredd att acceptera en större risk för det aktuella ämnet än den som legat som grund för riskbedömningen eller anser att nyttan med användningen av ämnet överväger de effekter som ämnet ger. Ett sådant exempel är den saltning av vägar som görs för att förhindra olyckor.

På samma sätt som för Naturvårdsverkets beräkningsmodell för riktvärden för förorenad mark [14] kan en justering av de beräknade riktvärdena göras i förhållande till svenska normala bakgrundsvärden i jord.

Ytterligare justering eller gränser för beräkningsresultat kan behövas för att förhindra att geologiskt eller geokemiskt orimliga förhållanden beräknas. Den parameterisering som utnyttjas vid beräkningarna förutsätter att materialegenskaper befinner sig inom vissa gränser. Beräkningsresultat som ger värden utanför dessa gränser bör därför kontrolleras och justeras.

Ytterligare gränser för systemet kan ha sin utgångspunkt från etablerade regelsystem som lagar och förordningar eller ”sunt förnuft”: Sådana gränser kan vara haltgränser i form av:

- gränser för farligt avfall
- acceptanskriterierna enligt rådets beslut för deponering på en deponi för farligt avfall.

2.2.2 Slutsats

Villkor och justeringar för att ta hänsyn till faktorer som avgör vad som är acceptabel föroreningsspridning från tekniska askkonstruktioner innebär ett flertal avvägningar. I det generella fallet utan kunskap om platsspecifika förhållanden är sådana villkor och justeringar ytterst en ren värderingsfråga. Även när kunskap föreligger om den lokala situationen blir värderingar av avgörande betydelse. Till exempel kan lokalt förhöjda bakgrundshalter av ett ämne både tas som intäkt såväl för att ytterligare tillskott måste begränsas som att ytterligare tillskott kan accepteras om tillskottet i det senare fallet inte innebär någon avsevärd försämring av den befintliga situationen.

Föreliggande miljöbedömning baseras på etablerade dataunderlag när det gäller potentiella miljöeffekter och spridning i ett lokalt perspektiv. För att så långt som möjligt undvika att värderingsfrågor byggs in i redovisade beräkningar har inte någon justering eller inteckning av valda toxikologiskt referensvärden gjorts. Men det är viktigt att vara medveten om att sådana avvägningar kan redan vara gjorda i använda toxikologiskt referensvärden. Ett undantag från denna princip görs dock när det gäller hälsomässiga effekter vid spridning av fasta partiklar (se kapitel 6) då en justering för allmän exponering av ämnena bly, kadmium, kvicksilver, nickel används i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsmodell [14].

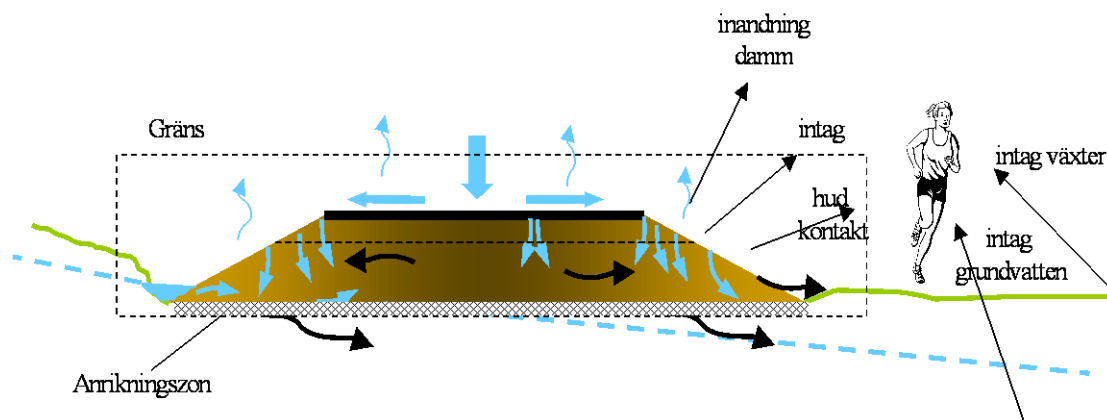
3 Anläggning, emissioner, och exponeringsvägar

3.1 Systemgränser

Bedömningssystemet omfattar emissioner och exponeringsbedömning från askkonstruktioner i form av vägar under hela den tekniska konstruktionens livslängd, inklusive anläggning, drift och underhåll. Även den exponering som kan uppstå i samband med att anläggningen rivs efter driftfasen inkluderas. Modellen omfattar endast användningen av material i obundna applikationer.

Modellsystemet syftar även till att omfatta en förenklad bedömning och vägledning av acceptabla risker i det fall konstruktionerna tas ur drift utan att anläggningen rivs.

Bedömningssystemet omfattar endast riskbedömning av ett enskilt objekt på lokal miljöbedömningsnivå. Risker förknippade med katastrofer (vägen spolats bort) eller en direkt olaglig eller felaktig hantering (materialet används i en sandlåda eller på odlingsmark) etc kan inte bedömas med det modellsystem som byggs upp inom ramen för projektet utan kräver andra riskvärderingssystem som inte omfattas här.



Figur 2. Schematisk bild av modellsystemets omfattning. Den streckade ramen markerad gränsen mellan själva konstruktionen från vilket emissionerna sker och den omgivande miljön i vilken exponering sker.

Figure 2. Schematic illustration of the scope of the model system. The dashed frame indicates the border between the building construction and the exposed environment.

I Figur 2 redovisas en schematisk bild av modellsystemets omfattning. Någon direkt exponering i själva konstruktionen bedöms inte vara relevant (det är ett arbetsmiljöproblem utanför ramen för projektet). All exponering av betydelse förväntas ske utanför själva konstruktionen. Emissionssystemet omfattar hela den tekniska markkonstruktionen med vägbanken inklusive vägdikets botten.

De geokemiska förhållandena i en askbaserat konstruktionsmaterial skiljer sig i allmänhet på många sätt från de geokemiska förhållandena som finns i underlagrande naturlig mark. Främst är det pH-förhållanden som avviker. Ämnen som frigörs från konstruktionsmaterialet och transporteras ut ur konstruktionen möter en annan kemisk miljö och kan då fastläggas. I fastläggningszonen kommer även partiklar som vandrar ner genom vägkonstruktionen att läggas fast. Fastläggningszonen är sannolikt relativt begränsad i tjocklek och antas här vara i storleksordningen 5 cm.

Vägbank och vägdike utgör en teknisk och juridisk enhet med vägkonstruktionen. Underhåll av dessa sker av väghållaren. Vägverket (publ 98:008) har särskilda rutiner för omhändertagande av sådana schaktmassor som uppstår vid underhåll av vägdiken.

3.2 Anläggning

Konstruktionens uppbyggnad och ingående material har stor betydelse för på vilket sätt som askan i konstruktionen exponeras för vatten och atmosfär och på vilket sätt som utlakning och dammemission kan ske. Både materialegenskaper och den tekniska konstruktionen motverkar i varierande grad damning och fördröjer exponeringen för vatten och den resulterande utlakningen. I de generella miljöriktlinjerna beaktas två olika typer av konstruktioner:

- Grusad skogsbilväg, konstruktion utan tätskikt (endast grustäckt), där aska använts som förstärkningslager. I konstruktionens driftfas beräknas att en påtaglig infiltration av nederbörd sker och även att partiklar kan spridas från asklagret. Grustäckningen förväntas inte helt kunna förhindra att askpartiklar migrerar upp i konstruktionen varför partikelspridning förväntas ske av aska även under konstruktionens driftfas. Asklagrets tjocklek förutsätts vara maximalt 0,5 m och vägens bredd 10 m. För denna konstruktion beräknas även ett riktvärde baserat på förutsättningen att konstruktionerna tas ur drift utan att anläggningen rivs.
- Asfalterad landsväg, konstruktion med tätskikt, aska har använts som förstärkningslager. I konstruktionens anläggningsfas beräknas en påtaglig infiltration. I konstruktionens driftfas beräknas att infiltrationen av nederbörd genom vägbanan är försumbar och att exponering för vatten endast kan äga rum via vägens flanker eller genom grundvatteninträngning. Risken för spridning av partiklar genom damning antages vara begränsad till vissa faser i vägens livslängd. Asklagrets tjocklek förutsätts vara 0,5 m och vägens bredd 10m.

3.3 Emissioner i en anläggnings livscykel

De potentiella emissionen från en markkonstruktion varierar under en konstruktions livscykel. Vissa exponeringsvägar är endast aktiva i en viss fas under vägens tekniska livslängd. I 0 framgår hur en vägkonstruktions livscykel fördelar sig på olika faser.

Faser i vägkonstruktionens livscykel[1].

Fas	Händelse	Aktiv period dagar/år
År 1	Anläggning	7
År 1-31	Drift	365
År 1-31	Underhåll	0,2
År 31-32	Rivning	7

Enligt tidigare resonemang så bedöms i huvudsak inte någon direkt exponering i själva konstruktionen vara relevant utan exponering av betydelse förväntas ske utanför själva konstruktionen. En viss begränsad exponering förväntas dock kunna ske i konstruktionsens anläggnings- och rivningsfas.

Tabell 2. Sammanställning av de exponeringsvägar som beaktas i miljöriktlinjerna.

	Beaktas i föreliggande rapport
Hälsoeffekter:	
Intag via föda	ja
Direktintag aska	ja
Hudkontakt	ja
Damm (inandning)	ja
Ånga ¹⁾	nej
Intag grundvatten	ja
Miljöeffekter:	
Mark (pga damm)	ja
Ytvatten	ja

¹⁾ För studerade ämnen i askor bedöms förångning vara av underordnad betydelse.

Som tidigare beskrivits så omfattar emissionssystemet hela den tekniska markkonstruktionen inklusive en eventuell fastläggningszon (<5cm) i den naturligt lagrade marken direkt under konstruktionen och vägbanken inklusive vägdikets botten. Fastläggningszonen, vägbank och vägdiken anses inte vara delar av den exponerade omgivningsmiljön för vilken det är relevant att tillämpa toxikologiska hälso- och miljökriterier. I Tabell 2 har de exponeringsvägar som beaktats redovisats. Plustecken betecknar graden av sannolikhet att en viss emissionsväg är aktiv i ett visst skede av vägens livslängd och den bedömning som gjorts är mycket översiktlig. En grov kvalitativ rangordning av sannolikheten har gjorts genom att beteckna en högre grad av sannolikhet med två plus-tecken.

3.3.1 Emission av damm

Emission av damm till omgivning kan uppstå vid samtliga skeden i en markkonstruktions livscykel. Störst risk för emissionerna är under skeden då materialet hanteras såsom i anläggningsfasen, rivningsfasen och i någon mån även då underhåll sker men i gengäld sker dessa under en begränsad period. Målsättningen har inte varit att utveckla en matematisk modell som beskriver damning under olika skeden av en markkonstruk-

tions livscykel utan att istället söka empiriska data för att dimensionera hur stor emissionen av damm är till omgivningen.

3.3.2 Spill av konstruktionsmaterial

Spill av konstruktionsmaterial till omgivningen på grund av brister i hanteringen eller olyckor kan ske vid anläggning, rivning och underhåll. Storleken av ett sådant spill är omöjlig att modellera matematisk och svår att uppskatta generellt. Någon sådan emission ingår därför inte i modellsystemet utan det förutsätts att hantering sker så att spill av betydelse förhindras.

3.3.3 Emission av partiklar via erosion

Vattenburen transport av partiklar från vägkonstruktionen (erosion) eller brister i konstruktionen kan medföra att partiklar förs till vägdiket. Där kan partiklarna fastläggas eller transporteras vidare till en nedströms liggande ytvattenrecipient. Någon betydande partikeltransport förväntas inte ske utanför dikessystemen. Ingen av de riskbedömningsmodeller som utgör underlag för arbetet innehåller en spridningsmodell som direkt kan tillämpas på de aktuella emissionsförhållandena. Dikessystem i anslutning till vägen anses höra till vägkonstruktionen och någon riskbedömning av denna emissionsväg har därför inte genomförts.

3.3.4 Emission av lakvatten

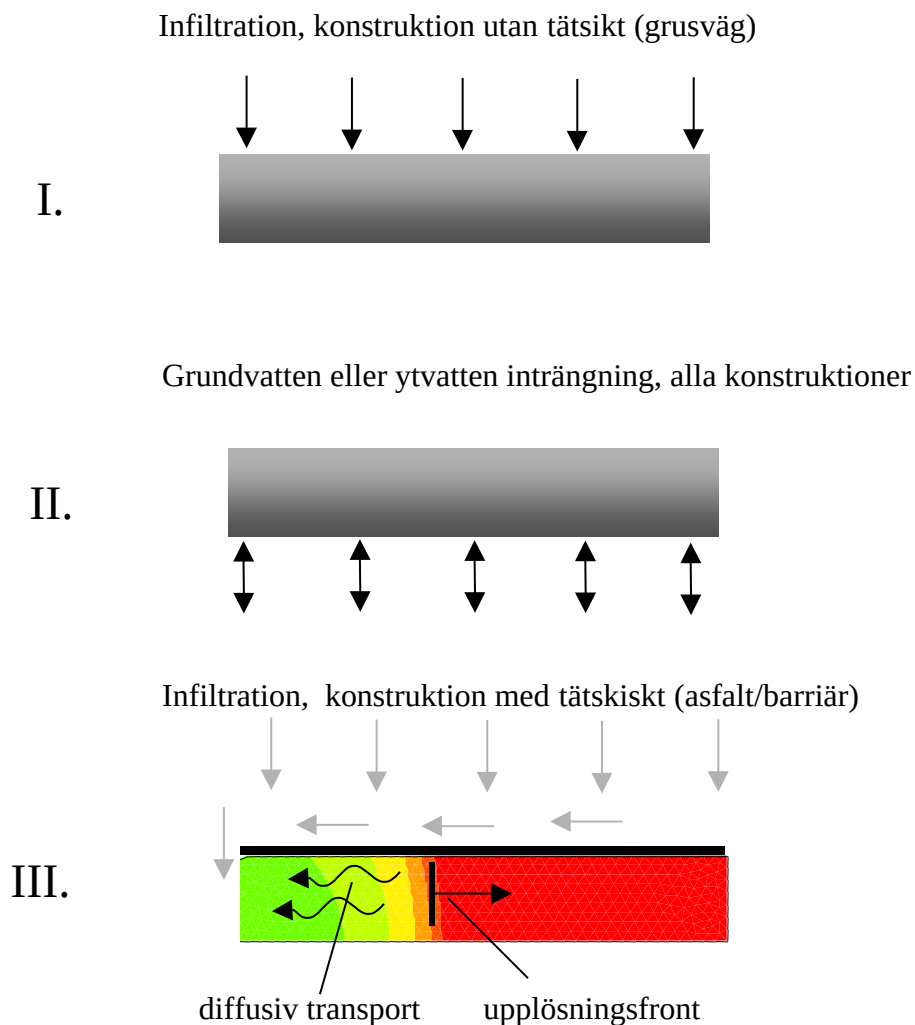
Vatten kan ta sig in i en vägkonstruktion på flera sätt. Nederbörd som faller på vägytan kan rinna av från ytan och infiltrera i dräneringslagren, magasineras i gropar på ytan, avdunsta eller infiltrera genom ytan in i underliggande materiallager. Infiltrationskapaciteten beror på vägmaterialets permeabilitet och förekomsten av icke vattentäta skarvar och sprickor [15]. Lokala skador och sprickbildning av asfalt kan avvatta stor ytor och lokalt ge en hög infiltration. Regnvatten som avbördas från vägbanan som ytavrinning infiltrerar i väggroppens flanker och kan också tränga in under vägbanan driven av en kapillärl potential [15] [16][18]. Fukthalten i väggroppens flanker styrs av nederbörd, evaporation och eventuell transpiration. Fukthalten kan därmed variera kraftigt i jämförelse med väggroppens inre regioner. Fluktuationer i fukthalt kan leda till en potentialskillnad mellan väggroppens inre och yttre regioner vilken driver en horisontella fukttransport [18]. Under fuktig väderlek är fukthalten i väggroppens yttre regioner högre jämfört med fukthalten mitt under vägen vilket resulterar i en fukttransport in i väggroppen. Under torr väderlek kan effekterna bli de omvända. Vatten kan dessutom tränga in i väggroppen direkt från omgivande yt- och grundvatten. Dräneringssystemet skall avleda vatten från vägkonstruktionen, både grundvatten och infiltrerande yt- och regnvatten. Dräneringssystemets effektivitet kan minska genom utfällningar och igen-sättning. I andra fall har man iakttagit att vatten kan ta sig in i vägkonstruktionen genom dräneringssystemet.

Fältförsök har bekräftat betydelsen av vägens flanker för utlakningen [17][18]. Advektiv transport och utspolning är den dominerande transportmekanismen i vägflanken medan masstransporten under asfaltsbeläggningen styrs av horisontella koncentrationsgradienter, diffusion och kapillärt vattenflöde.

De scenarier för exponering för vatten och resulterande utlakning som beaktas i de generella miljöriktlinjerna är:

Scenario I:	Infiltration genom bärlager, endast konstruktion utan tätskikt
Scenario II:	Yt- och grundvatteninträngning, alla konstruktioner
Scenario III:	Infiltration i vägens slänter och horisontell kapillär fukttransport in i väggkropppen, endast konstruktion med tätskikt.

Ovanstående scenarier illustreras schematiskt i figur 3.



Figur 3. Scenarier för exponering för vatten och resulterande lakvattenbildning

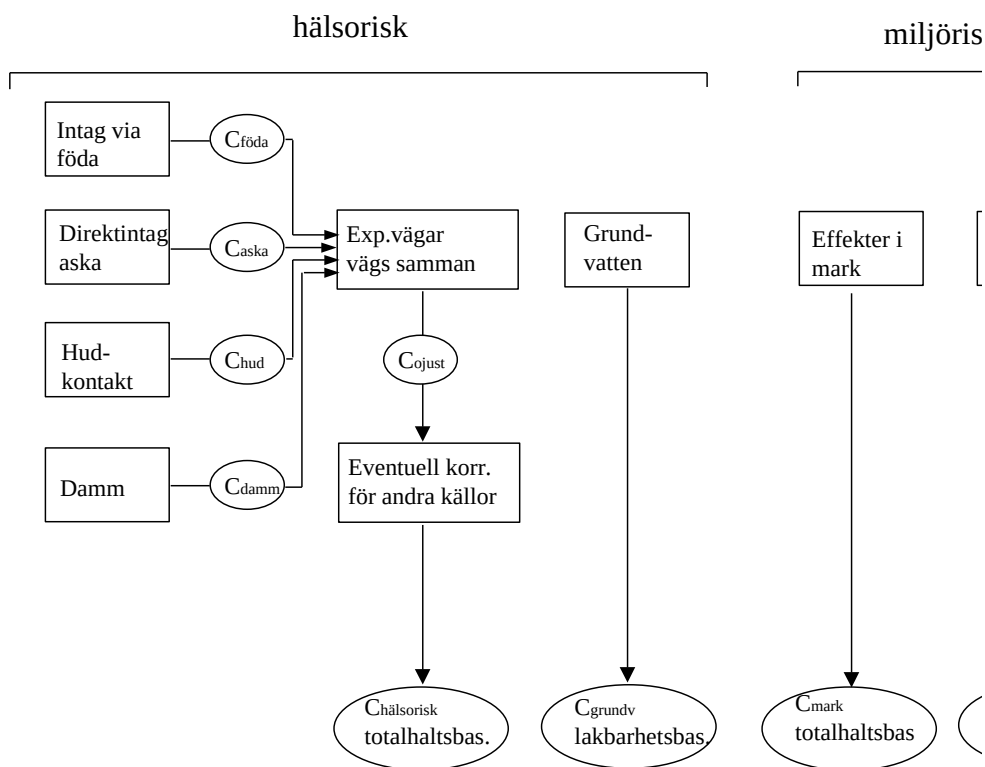
Figure 3. Scenarios for infiltration or intrusion of water and the resulting production of leachate

3.4 Exponerad plats

Den exponerade platsen antas vara naturlig skogsmark och tomtmark som ligger i direkt anslutningen till vägen. Tomtmarken antas vara ett område inom ett avstånd av 20 m från vägbanan där marken utnyttjas på ett sätt som motsvarar de förhållande som i [14] antas för känslig markanvändning.

4 Principer för beräkning av riktvärden

I figur 4 redovisas bedömningssystemet översiktligt. Som framgår av figuren är beräkningen av riktvärden för askan uppdelad i hälsoeffekter och miljöeffekter. Vilka avgränsningar som gjorts med avseende på exponeringsvägar har redovisats i tidigare kapitel 3.



Tabell 3.

Figur 4. Översiktlig illustration av bedömningssystemets komponenter

Figure 4. Illustration of the assessment system and its components

Beräkningen av hälsoeffekterna är uppdelad i beräkningarna för de exponeringsvägar där jämförelsegrunderna är totalhaltsbaserade, vilka är:

- intag via växter som odlas på platsen
- direkt intag aska
- hudkontakt
- inandning damm

samt en exponeringsväg där jämförelsegrunden kommer att vara lakbarhetsbaserad,

- intag av grundvatten.

Vid beräkningen av miljöeffekter kommer jämförelsegrunden att vara lakbaserad när det gäller effekter i ytvatten och naturlig mark som underlagrar konstruktionen samt totalhaltsbaserad för effekter i omgivande mark pga dammspridning.

De totalhaltsbaserade hälsokriterier kan ej på ett enkelt sätt vägas samman med de lakbaserade kriterierna. Riskerna för dessa två grupper av exponeringsvägar måste bedömas separat. Det lakbaserade hälsokriteriet utgår från att dricksvattnormerna ej skall överskridas i en definierad exponeringspunkt och eftersom dricksvattnets bidrag till det totala intaget av ett visst ämne utgör en liten andel av den tolerabla humana exponeringen från samtliga exponeringsvägar (10-20 %) så är dess bidrag till en sammanvägd hälsoeffekt begränsad (med undantag av arsenik). De miljöriskbaserade exponeringen berör två olika markområden (under och på sidan av vägen) och bedöms separat.

4.1 Principer för beräkning av hälso- och miljörisk vid spridning av fasta partiklar (totalhaltsbaserade exponeringsvägar)

4.1.1 Hälsorisk

Exponeringen via de totalhaltsbaserade exponeringsvägarna kommer i princip att beräknas på samma sätt som i bedömningsgrunderna för förorenad mark [14], se vidare kapitel 6. Beräkningarna skall ge ett skydd på individnivå och under ogynnsamma exponeringsförhållanden. Den exponerade zonen antages ligga i direkt anslutning till konstruktionen: 0-20 m från vägens kant.

4.1.2 Markkvalitet

Två typer av totalhaltsbaserade riktvärden för miljörisk beaktas i bedömningssystemet för markkvalitet:

- Ett kvarlämnat asklager i en övergiven konstruktion.
- Markmiljön i anslutning till en konstruktion dit aska spritts genom damning och deposition. Även här antages den exponerade zonen ligga i direkt anslutning till konstruktionen: 0-20 m från vägens kant.

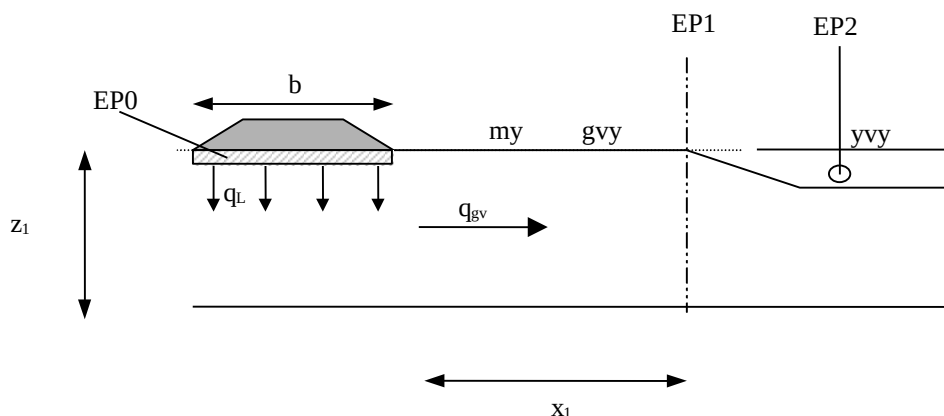
Den markmiljö som avses i det senare fallet är det fall där konstruktionen överges utan att konstruktionsmaterialen (askan) omhändertas och återvinns. För detta fall görs en särskild beräkning av den exponering som kan uppstå och de risker det kan medföra i enlighet med den svenska beräkningsmodellen för förorenad mark [12], se bilaga D.

Den markmiljö som avses i det första fallet är det översta skiktet av mark den som ligger i anslutning till, men utanför, anläggningens/konstruktionens fysiska systemgränser. Själva konstruktionen bedöms inte ha något ekologiskt skyddsvärde i driftfasen och eventuella miljöeffekter i konstruktionen beaktas därför ej. Enligt kap 2.5 ingår även eventuellt ett anrikningsskikt under vägen samt vägens diken i konstruktionen. Själva

konstruktionen bedöms inte ha något ekologiskt skyddsvärde och eventuella miljöeffekter i konstruktionen beaktas därför ej. Det markkvalitetskriterie som utnyttjas är beräknade generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) enligt [14] men för Sb och Mo enligt bilaga A. I föreliggande rapport definieras recipienten för markmiljö som ett 1 dm ytligt marklager. Acceptabel belastningen från vägkonstruktionen förutsätts få ge ett tillskott till denna markzon med en kvantitet som motsvarar riktvärdet för KM. Användning av andra bedömningssystem som belastnings- och flödesberäkningar baserade på det naturliga massflöde under en livscykel eller bakgrundsbelastning pga atmosfärisk deposition har övervägts under arbetets gång men utesluts på grund av den stora bristen på data för olika ämnen i sådana bedömningssystem.

4.2 Principer för beräkning av hälsorisk vid intag av grundvatten, miljöeffekt i ytvatten samt hälso- och miljöeffekt i postdriftfas

Den konceptuella modell som ligger till grund för beräkningen av spridning via grundvattnet är illustrerad i Figur 5.



Figur 5. Konceptuell modell för hälsoeffekter för exponering via dricksvatten och miljöeffekter i ytvatten.

Figure 5. Conceptual model for exposure through drinking water and ecological impact in surface water

Beräkningar av hälsoeffekter via intag av grundvatten och miljöeffekter i angränsande ytvatten är scenariobaserade. Riskvärderingen av hälsoeffekter pga av intag av grundvattnet görs genom att ansätta dricksvattenkriterier i vald exponeringspunkt (EP1). Riskvärderingen av miljöeffekter i angränsande ytvatten görs genom att i vald exponeringspunkt (EP2) ansätta ett kvalitetskriterium för ytvatten som baserar sig på svenska och utländska kvalitetskriterier, riktvärden och normer för skydd av akvatiska ekosystem enligt samma modell som i [12] men för Sb och Mo enligt bilaga A.

Ytterligare ett kriterium med avseende på totalhalt i jorden ansätts för det jordlager som underlagrar konstruktionen och anrikningszonen. I denna exponeringspunkt (EP0) får

belastningen ge ett tillskott till denna markzon med ett kvantitet som motsvarar det generella riktvärdet för känslig markanvändning [12] men för Sb och Mo enligt bilaga A. Vägen skall kunna grävas bort vid vilket tillfälle som helst utan att belastningen till den underliggande jorden som lämnas kvar på platsen överstiger detta kriterium (postdriftfas). Den markzon där EP0 kriteriet ansätts ligger alltså under vägen och den grunda fastläggnings/anrikningszon som beskrivits i kap 3.1.

Exponeringsmodellering för spridning och intag av grundvatten och miljöeffekter i ytvatten baseras på denna konceptuella modell.

5 Toxikologiska referensvärden för hälsa och miljö

För antimon (Sb) och molybden (Mo) konstaterades i den tidigare genomförda utredningen [1] att det saknades en komplett uppsättning data för att beräkna miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande. Sammanställning och val av sådana data har därför genomförts som en särskild del av detta uppdrag, se bilaga A.

5.1 Hälsorisk och miljörisk för partikelburen spridning

Kriterier för hälsorisker i direkt anslutning till konstruktionen (0-20 m från vägens kant) baserar sig på de data som används för beräkning av generella riktvärden för förorenad mark [14]. För vissa ämnen har dock data har uppdaterats och anpassats till de exponeringsförhållanden som råder vid askanvändning.

Tabell 4. Toxikologiska referensvärden för bedömning av hälsorisk vid spridning av damm från konstruktionen till den närmaste omgivningen. Värden är hämtade från Naturvårdsverket [14] om inte annat anges.

Ämne	Oralt intag		Inandning	
	Tolerabelt dagligt intag (TDI)	Riskbaserat tolerabelt intag för genotoxiska ämnen	Toxikologisk referenskoncentration	Riskbaserad koncentration för genotoxiska ämnen,
	mg/(kg,dag)	mg/(kg,dag)	mg/m3 luft	mg/m3 luft
Arsenik	0,0011	0,000006	0,00003 ¹⁾	0,0000067
Bly	0,0035		0,0005	
Kadmium	0,001		0,000005	0,0000056
Koppar	0,5		0,001	
Zink	1		0,06 ³⁾	
Krom	1		0,06 ²⁾	
Kvicksilver	0,00047		0,001	
Nickel	0,005		0,000025	
Kobolt	0,0014		0,0005 ²⁾	
Vanadin	0,009		0,001	
Antimon	0,006 ⁴⁾		0,0004 ⁴⁾	
Molybden	0,01 ⁴⁾		0,012 ⁴⁾	
Benso(a)pyren		0,000023		0,00000011
Naftalen	0,02		0,003	

1) [19]

2) [20].

3) [21]

4) Se bilaga A

I modellen som används för beräkning av hälsorisker finns en möjlighet att ta hänsyn till att ämnen i askor kan vara så hårt bundna att biotillgängligheten är begränsad. Orala biotillgänglighetsfaktorer för ett antal ämnen i askor har bestämts med en sk *in vitro* metod [22] och redovisas i Tabell 5. Det finns i Sverige igen allmänt eller från myndigheter accepterad system för hur biotillgänglighetsfaktorer skall tillämpas i riskbedömningar [23]. Ett enkelt tillvägagångssätt är att betrakta uppmätta askspecifika biotillgänglighetsfaktorer som ett mått på reativ oral biotillgänglighet. Den *in vitro* metod som

använts för att ta fram data för askor i tabell 6 är validerad för bly och används i Holland för att bestämma blys relativa biotillgänglighetsfaktorer i förorenad mark [23].

Tabell 5. Exempel på biotillgänglighetsfaktorer för bedömning av relativ oral biotillgänglighet.

	Uppmätt oral biotillgänglighet in vitro min-max[22]	Valt värde som mått på relativ oral biotillgänglighet	Exempel på generell relativa biotillgänglighet för förorenad mark enligt bil 7 i [23]
Arsenik	0,4-1,0	1	0,5
Bly	0,1-0,6	0,6	0,6
Kadmium	0,5-0,75	0,75	-
Koppar	0,2-0,7	0,7	-
Zink	0,07-0,6	0,6	-
Krom	0,04-0,3	0,3	-
Kvicksilver	-	-	-
Nickel	0,1-0,5	0,5	-
Kobolt	-	-	-
Vanadin	-	-	-
Antimon	0,05-0,3	0,3	-
Molybden	-	-	-

Som underlag för begränsning av påverkan på markkvaliteten i direkt anslutning till konstruktionen utnyttjas på samma sätt som vid begränsning av påverkan på markkvaliteten i postdriftfasen (se kap 4.1.2) de generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) som anges i Tabell 8.

5.2 Hälsorisk vid intag av grundvatten (Dricksvattennormer) och miljörisk i ytvatten

I Tabell 6 redovisas de kriterier som ansatts för att beräkna hälsorisk vid intag av grundvatten tillsammans med de kriterier som ansatts TAC-modellen [39] som låg till grund för rådets beslut om mottagningskriterier för avfall vid deponering (NFS 2004:10). I detta projekt som handlar om riktlinjer för hälsa och miljö skiljs på tekniska/estetiska aspekter från hälsomässiga, eftersom syftet är att undersöka i vilken grad ett bildat lakvatten kan innebära risker för hälsa. De justeringar som gjorts i TAC-modellen (för att upptag från vattenledningsrör ej sker) av Cu och Zn har också gjort här. Både sulfat och klorid saknar gränsvärde ur hälsoaspekt. Koncentrationer på kloridhalter över 100 mg/l föranleder teknisk anmärkning. Vid halten för teknisk anmärkning kan korrosionsangrepp påskyndas och vid estetisk anmärkning, 300 mg/l, kan kloridjonerna ge upphov till salt smak.

Tabell 6. Toxikologiska referensvärden samt svenska dricksvattennormer och toxikologiska referensvärden för TAC-modellen. Halterna är i $\mu\text{g/l}$ om inget annat anges.

Ämne	Valt kriterie miljöriktlinjer	Gränsv. dricksv. (SLVFS 2001:30)	Rådets beslut (NFS 2004:10)
Antimon	5 alt 20 ¹⁾	5	5
Arsenik	10	10	10
Bly	10	10	10
Kadmium	5	5	4
Koppar	50	2 mg/l	50 ²⁾
Krom	50	50	50
Kvicksilver	1	1,0	1,0
Nickel	20	20	20
Selen	10	10	
Zink	100		100 ²⁾
Molybden	70 ³⁾	-	
Fluorid	1500	1500	1500
Klorid	100 000	100 000 ⁴⁾	250 000 ⁴⁾
Sulfat	100 000	100 000 ⁴⁾	250 000 ⁴⁾
Naftalen	-		
Benso(a)-pyren	0,01	0.01	

- 1) Som alternativ till europeiska dricksvattenkriterier - 5 $\mu\text{g/l}$ - används även ett toxikologiskt referensvärde baserat på mer aktuella toxikologiska bedömningar, se bilaga A
- 2) Justerat värde för att upptag från vattenledningsrör ej sker
- 3) Se Bilaga A
- 4) Tekniskt grundad anmärkning

För miljörisker i ytvatten så ansätts kriterier i enlighet med bedömningsgrunderna för förorenad mark [14], se Tabell 7.

Tabell 7. Toxikologiska referensvärden för ytvatten: Miljöriktlinjer för askanvändning och beräkningsmodell riktvärden för mark [14]. Halterna i µg/l.

Ämne	Kriterie miljöriktlinjer	Beräkningsmodell förorenad mark Remissversion [14]
Antimon ¹⁾	0,1 alt 23	0,1
Arsenik	0,6	0,6
Bly	1	1
Kadmium	0,05	0,05
Kobolt	0,6	0,6
Koppar	2,5	2,5
Krom	0,8	0,3 (Cr VI) 0,8 (Cr III)
Kvicksilver	0,01	0,01
Molybden ¹⁾	0,3 alt 29	0,3
Nickel	0,8	0,8
Selen	1 ²⁾	
Vanadin	0,6	0,6
Zink	6	6
Fluorid	200 ³⁾	-
Klorid	100 000 ³⁾	-
Sulfat	50 000 ⁴⁾	-
Naftalen	1,1	1,1
Ben-so(a)pyren	0,005	0,005

1) Se Bilaga A, som alternativ till det bakgrundshaltsbaserade miljökriteriet från beräkning av generella riktvärden för förorenad mark användas även en toxikologiskt baserat kriterie.

2) [24]

32) [25] (150 mg/l som NaCl)

4) [26]

5.3 Markkvalitet i postdriftfasen

I exponeringspunkten EP0 (jordlager som underlagrar konstruktionen och anrikningszonen) samt i mark i anslutning till konstruktionen ansätts Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) som kriterier. Avsikten är att totalhalten i den underliggande jorden som lämnas kvar på platsen efter att vägen blivit bortgrävd ej på ett avgörande sätt skall begränsa markens framtida användningsområde. De generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) anges i Tabell 8 som mg/kgTS.

Tabell 8. Generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) hämtade från i en remissversion av Naturvårdsverkets modell för riskbedömning av förorenad mark [14] om inte annat anges.

Ämne	Generella riktvärden KM (mg/kgTS)
Antimon	12 ¹⁾
Arsenik	10
Barium	-
Bly	120
Kadmium	3
Kobolt	20
Koppar	100
Krom	120
Kvicksilver	2
Nickel	25
Molybden	40 ¹⁾
Selen	-
Vanadin	100
Zink	250
Fluorid	-
Klorid	-
Sulfat	-
Naftalen	10
Benso(a)pyren	0,25

1) Se Bilaga A.

5.4 Kriterier för acceptabel askkvalitet för aska som lämnas kvar i konstruktionen i en postdriftfas

I bilaga D redovisas en modellberäkning av den acceptabla koncentrationen av föroreningar i aska som kvarlämnas i en konstruktion. Beräkningarna är gjorda i enlighet med de kriterier som tillämpas i en remissversion av Naturvårdsverkets modell för riskbedömning av förorenad mark [14].

6 Hälsorisk och påverkan på markkvalitet från spridning av askpartiklar

6.1 Översiktlig beskrivning av beräkningsmodell och modellparametrar för hälso- och miljörisk baserat på föroreningsinnehåll i askpartiklar.

Exponeringen via de totalhaltsbaserade exponeringsvägarna beräknas enligt samma huvudprinciper som i en remissversion av Naturvårdsverkets modell för riskbedömning av förorenad mark [14]. Beräkningarna skall ge ett skydd på individnivå och under ogynnsamma exponeringsförhållanden. I beräkningarna för de totalhaltsbaserade exponeringsvägarna ingår följande grundläggande komponenter:

- R den genomsnittliga exponeringen för askpartiklar i kontaktmediet (jord, luft, damm eller odlade grönsaker), t.ex. inandning av askpartiklar per kg kroppsvikt och dag.
- BTF är en tillgänglighetsfaktor som anger hur stor andel av föroreningshalten i kontaktmediet som tas upp och ger en toxisk effekt.
- f_{exp} är en tillgänglighetsfaktor som anger hur stor den aktuella exponeringen för kontaktmediet är. Det kan vara att andelen vistelsetid på platsen är begränsad.
- TRV det toxikologiska referensvärdet för föroreningen, (till exempel TDI - tolerabelt intag av förorening i enheten mg/kg kroppsvikt och dag).

I möjligaste mån har valda parametervärden hämtas från Naturvårdsverket [14]. Efter som spridningsmodellen i föreliggande riskbedömning har en helt annan utformning krävs dock data för en mängd parametrar som saknas i [14]. Valet av parametervärden har då fått uppskattas genom en ”expertbedömning” och kommer i många fall att styras både av konstruktionstypen, vilken fas (anläggning, drift och underhåll eller rivning) konstruktionen befinner sig i och konstruktionens placering/plats.

Den halt av ett ämne i askan (C) som ger en exponering motsvarande det toxikologiska referensvärdet (TRV) för varje enskild exponeringsväg (i) och fas i vägen livscykel (j) beräknas enligt:

$$C_{i,j} = \frac{TRV_i}{R_{i,j} \cdot BTF_i \cdot f_{exp,i}} \quad (6.1)$$

Vid exponering för ämnen med kroniska toxiska effekter, integreras exponeringen över ett 1 år. Integrering sker med hänsyn till tiden som exponeringsvägen är aktiv under respektive *respektive fas*. Separata beräkningar görs för kroniska hälsorisker för vuxna och barn. Den fas och ålder som då får det lägsta integrerade hälsoriskvärdet blir styrande för vilken halt av föroreningar som kan tillåtas i askan.

För cancerogena ämnen som kan skada arvsmassan (genotoxiska ämnen) integreras över samtliga *exponeringsvägar och faser* till ett livstidsmedelvärde för individens hela livs-

tid. Detta beräknas utgående från den tidsviktade medel exponeringen för ett barn (0-6 år) och exponeringen för en vuxen (7-64 år). En kritisk grupp är individer som är barn vid tidpunkten då konstruktionen anläggs och som bor vid vägen under hela sin vuxna livstid.

Ett integrerat hälsoriskvärdet, $C_{ojusterat}$ [mg/kg], som tar hänsyn till samtidig exponering via alla exponeringsvägar och vägens faser (j), beräknas som den inverterade summan för alla exponeringsvägar enligt [12]:

$$C_{ojusterat} = \frac{1}{\frac{1}{C_{inandning}} + \frac{1}{C_{oralt}} + \frac{1}{C_{hud}} + \frac{1}{C_{odlad,grönsak}}} \quad (6.2)$$

För ett antal ämnen justeras det beräknade integrerade hälsoriskvärdet för att ta hänsyn till att delar av det tolerabla dagliga intaget (TDI) redan är intecknat genom annan exponering. Det justerade integrerade hälsoriskvärdet, $C_{hälsa}$ [mg/g] för ett specifikt ämne beräknas enligt [14].

$$C_{hälsa} = C_{ojusterat} \cdot \left(1 - \text{andel av TDI från andra källor} \right) \quad (6.3)$$

6.2 Generella antaganden och överväganden vid val av modellparametrar för hälsoriskbedömning

I följande avsnitt ges en sammanfattning av de viktigaste beräkningsförutsättningarna och avvikelserna i förhållande till riktvärden för förorenad mark [14].

En förutsättning för arbetet har varit att genom relativt grova approximationer och överslagsbedömningar skapa ett översiktligt underlag för vilka exponeringsvägar som kan ha avgörande inflytande på exponering för föroreningar i askor som används i konstruktionerna. Som tidigare beskrivits så kan spridning av damm från en vägkonstruktion till omgivningen vara en potentiellt betydande spridningsvektor som påverkar intag via flera exponeringsvägar:

- Intag av föda genom att odlade grönsaker eller frukter förorenas av damm
- Inandning av damm
- Hudkontakt med damm som deponeras
- Oralt intag av dammpartiklar som fastnar i luftvägar och sedan sväljs

För de två senare exponeringsvägarna finns även en möjlighet till direktkontakt med aska från själva konstruktionen i samband med byggande, rivningsåtgärder och underhåll. För dessa två exponeringsvägar har därför förutom exponering för spridda dammpartiklar även en direkt exponering för aska förutsatts ske kunna i enlighet med de beräkningsförutsättningar som gäller i [14] under kortare perioder då det sker en bearbetning av vägen (anläggning, underhåll, rivning).

Det råder stor brist på empiriska data om dammspridning från nyttjande av askor i vägbyggande. Flera av de undersökningar som finns avser i första hand yrkesmässig exponering och ger därför oftast inte den typ av information som krävs för en bedömning av yttre miljö- och hälsorisker. Endast enstaka data har funnits tillgängliga i detta skede. I Finland har dammhalter på $0,4 \text{ mg/m}^3$ uppmäts på 45 m avstånd i samband med anläggningsskedet av vägar med kolflygaska (under för dammspridning gynnsamma meteorologiska förhållanden med stor potential för spridning) och ej mätbara på 60 m avstånd (under ogynnsamma meteorologiska förhållanden med liten potential för spridning) [27]. I [28] har för en grusad vägkonstruktion med askastabiliserat bärlager uppmäts halter av inandningsbara partiklar PM_{10} på $0,05\text{--}0,1 \text{ mg/m}^3$ och en emission av deponeerade partiklar motsvarande ca 2 g/m^2 under en dag med måttligt gynnsamma dammspridningsförhållanden men med mycket hög trafikintensitet (ca 50 fordon per timme). Resultaten pekar på att trafikintensitet och meteorologiska förhållanden starkt påverkar emissionen. Det är dock inte helt klarlagt hur stor andel av de emitterade partiklarna som utgörs av aska. I stadsmiljö kan partikelhalter PM_{10} på uppemot ca $0,5 \text{ mg/m}^3$ uppmätas vid enskilda tillfällen medan medelhalten är ca 10 ggr lägre. Dessa värden avser dock partikelspridning av belagda vägars ytskikt men ger ändå en indikation på vilka partikelhalter som kan uppstå. Som jämförelse kan nämnas att det vid beräkning av generella riktvärden för förorenad mark [14] har antagits att dammhalten i medeltal är $0,041 \text{ mg/kg}$.

Det finns matematiska modeller som kan användas för att beräkna dammspridning och dess miljö- och hälsoeffekter vid lagring och hantering av fasta material (exempel på sådana beräkningar finns i [29] och [30]). Sådana modeller är dock beroende av en mängd olika indata avseende meteorologiska förhållanden, askornas egenskaper, hanteringsintensitet mm. Data för vilket det saknas kunskap om byggande med askor i dagsläget. Det har därför inte bedömts relevant att i detta skede utnyttja sådana modeller.

Både materialet och konstruktionen kan under ogynnsamma förhållande orsaka stora emissioner av damm. Som ett försiktigt antagande förutsätts att gynnsamma dammspridningsförhållanden råder vid hantering av aska. Modellberäkningarna inbegriper två scenarier

- asfaltväg byggd med slaggrus i bärlager
- grusväg byggd med flygaska i bärlager.

Det har antagits att emissionerna av askpartiklar från en vägyta bestående av aska uppgår till $0,5 \text{ g/m}^2$ för slaggrus och 1 g/m^3 för flygaska under trafik och meteorologiska förhållanden som är gynnsamma för damning. Partikelemissioner i samband med bearbetning av vägen och hantering av aska som ett vägbyggnadsmaterial (anläggning, underhåll och rivning) har antagits öka emissionerna med en faktor 10. Under bruk av vägen minskar emissionerna av aska med 50% om ytan skyddas av ett grusslitlager medan partikelemissioner helt förutsätts förhindras om ytan är belagd med asfalt. Därutöver är det orimligt att gynnsamma dammspridningsförhållanden alltid råder vid trafik på vägen

varför dammmission i medeltal antas minska med en faktor 0,1 för att bättre motsvara en genomsnittlig driftsituation.

Den antagna dammmissionen motsvarar för en grusvägskonstruktion ca 0,8 kg aska per kvadratmeter väg under en vägs livscykel (ca 30 år) vilket 0,5 mm av asklagrets tjocklek under samma period.

Dammhalten (av aska) i exponeringszonen har uppskattas till ca 0,6 mg/m³ i samband med bearbetning och hantering av aska. Vid drift av vägen (ej hårdgjord) erhålls en medelkoncentration i omgivande luft av ca 0,003 mg/m³. Den respirabla fraktionen har antagits vara 10 % av askdammhalten i luft (i [14] antas den respirabla fraktionen som når lungorna vara 75%). Vid oralt intag har det förutom direktexponering enligt ovan antagits att 10% av den totala mängden inandad damm sväljs.

Huvuddelen av alla trafikgenererade partiklar som emitteras från vägar deponeras inom ca 20 m från vägen [31] vilket motsvarar exponeringszonen (EP1) i beräkningarna. Ett generellt antagande har gjorts där det förutsätts att den årliga depositionen inom 20 m avstånd från vägen (EP1) motsvarar 75 % den mängd som emitteras från vägen. Deponerat damm ger upphov till en exponering via hud eller via grödor som odlas i exponeringszonen. Den beräknade exponeringen via grödor baseras på att 30% av den årliga konsumtionen odlas i exponeringszonen. Odlingssäsongen har antagits uppgå till 60 dagar med skörd vid två tillfällen. Den mängd aska som deponerats på växterna under hela odlingssäsongen har minskats med 90% för att ta hänsyn till en stor del av deponerade föroreningar i askan sköljs bort innan växterna konsumeras. Den justerade depositionen har använts som underlag för att beräkna den mängd föroreningar som via damm kan transporteras till växter i omgivningen som konsumeras (se bilaga B).

Den aktiva perioden för olika faser av vägens livscykel har beskrivits tidigare (se 3.3). Eftersom de toxikologiska referensvärdena för kronisk exponering avser en period av 1 år har en integrering gjorts där det förutsätts att drift sker under resten av året för de faser som endast utgör en mindre andel av ett helt år. För genotoxiska ämnen där en integrerad exponering beräknas för en livstid av 64 år förutsätts att vägen bryts upp och ny-anläggs en gång med aska som konstruktionsmaterial.

6.3 Beräkningsresultat totalhaltsbaserade riktvärden för hälsa och miljö

Resultatet från beräkningen av totalhaltsbaserade riktvärden enligt Bilaga B för en grusväg redovisas i Tabell 9, Tabell 10 och Tabell 11 samt för asfaltbelagd väg i Tabell 12, Tabell 13 och Tabell 14).

6.3.1 Beräkningsresultat för grusväg

För koppar, krom och zink resulterar beräkningarna i acceptabla halter på mer än 10% se Tabell 9. Sådanna halter inte realistiska i askor och står dessutom i uppenbar konflikt med regelverk för klassificering av askor som farligt avfall och några riktvärden redovisas därför ej.

Som framgår av Tabell 10 så utgör konsumtion av växter som kontaminerats med damm från vägen den helt dominerande exponeringsvägen. Av Tabell 11 framgår att den fas i vägens livscykel som är styrande för riktvärdets storlek för de flesta ämnena är den spridning av damm som beräknats ske i samband med anläggandet eller rivning av vägen. För arsenik och bens(a)pyren som är cancerogna är det dock den sammanlagda exponeringen under en livstid som är begränsande.

Tabell 9. Grusväg - Beräknade riktvärde för att begränsa hälsoriskerna i enlighet med de toxikologiska referensvärden som anges i kapitel 5.1 och de beräkningsprinciper som angivits i kapitel 6 ovan samt bilaga B.

Riktvärden Hälsorisk med damspridning	Ojusterat (mg/kg TS)	Bakgrunds- exponering %-TDI	Justerat för bakgrunds- exponering (mg/kg TS)
Antimon	3400	0%	3400
Arsenik	55	0%	55
Bly	2100	33%	1400
Kadmium	440	25%	330
Koppar	Ingen begränsning ¹⁾		
Kobolt	820	0%	820
Krom	Ingen begränsning ¹⁾		
Kvicksilver	270	70%	80
Molybden	5900	0%	5900
Nickel	1900	50%	950
Zink	Ingen begränsning ¹⁾		
Naftalen	11000	0%	11000
Bens(a)pyren	110	0%	110

1) Beräknade riktvärden ger en acceptabel halt på mer än 10%.

Tabell 10. Grusväg - Redovisning av respektive exponeringsvägs relativa andel av det integrerade riktvärdet.

	Oralt intag	Hudkontakt	Inandning damm	Konsumtion av växter
Antimon	2,2%	3,0%	2,9%	92%
Arsenik	1,0%	1,2%	0,4%	97%
Bly	2,3%	0,6%	0,7%	96%
Kadmium	1,7%	11%	15%	72%
Koppar	1,5%	1,4%	33%	64%
Kobolt	2,3%	2,1%	0,3%	95%
Krom	2,2%	4,0%	1,6%	92%
Kvicksilver	2,2%	5,0%	0,0%	93%
Molybden	2,3%	1,0%	0,1%	97%
Nickel	1,5%	23%	13%	62%
Zink	2,3%	2,0%	1,6%	94%
Naftalen	2,1%	9,4%	0,6%	88%
Bens(a)pyren	0,5%	4,0%	46%	49%

Tabell 11. Grusväg - Redovisning av riktvärden för den känsligaste exponeringsvägen beräknade kroniska riktvärden för olika faser av vägens livscykel samt för genotoxiska ämnen även det integrerade riktvärdet för livstidsexponering över samtliga olika faser.

Styrande riktvärde för askanvändning (mg/kg TS)	Barn - Kronisk exponering i samband med anläggande och rivning	Livstidsexponering 64 år genotoxiska ämnen
Antimon	3400	
Arsenik	610	55
Bly	2100	
Kadmium	440	12000
Koppar	Ingen begränsning ¹⁾	
Kobolt	820	
Krom	Ingen begränsning ¹⁾	
Kvicksilver	270	
Nickel	1900	
Molybden	5900	
Zink	Ingen begränsning ¹⁾	
Naftalen	11000	
Bens(a)pyren		110

1) Beräknade riktvärden ger en acceptabel halt på mer än 10%.

6.3.2 Beräkningsresultat för asfaltbelagd väg

För koppar, krom och zink resulterar beräkningarna i acceptabla halter på mer än 10%, se Tabell 12. Sådana halter inte realistiska i askor och står dessutom i uppenbar konflikt med regelverk för klassificering av askor som farligt avfall och några riktvärden redovisas därför ej.

Tabell 12. Asfaltbelagd väg - Beräknade riktvärde för att begränsa hälsoriskerna i enlighet med de kriterier i som anges i kapitel 5.1 och de beräkningsprinciper som angivits i kapitel 6.1.

Riktvärden (mg/kg TS)	Ojusterat	Bakgrunds-exponering %-TDI	Justerat för allmän bakgrundsexponering
Antimon	6800	0%	6800
Arsenik	150	0%	150
Bly	4200	33%	2800
Kadmium	900	25%	680
Koppar	Ingen begränsning ¹⁾		
Kobolt	1600	0%	1600
Krom	Ingen begränsning ¹⁾		
Kvicksilver	540	70%	160
Molybden	12000	0%	12000
Nickel	3800	50%	1900
Zink	Ingen begränsning ¹⁾		
Naftalen	21000	0%	21000
Bens(a)pyren	410	0%	410

1) Beräknade riktvärden ger en acceptabel halt på mer än 10%.

Som framgår av Tabell 13 så utgör konsumtion av växter som kontaminerats med damm från vägen den helt dominerande exponeringsvägen. Av Tabell 14 framgår att den fas i vägens livscykel som är styrande för riktvärdets storlek för de flesta ämnena är den spridning av damm som beräknats ske i samband med anläggandet eller rivning av vägen. För arsenik och bens(a)pyren som är cancerogna är det dock den sammanlagda exponeringen under en livstid som är begränsande.

Tabell 13. Asfaltbelagd väg - Redovisning av respektive exponeringsvägs relativa andel av det integrerade riktvärdet.

	Oralt intag	Hudkontakt	Inandning damm	Konsumtion av växter
Antimon	4,4%	3,5%	2,3%	89,7%
Arsenik	2,3%	1,9%	0,3%	95,6%
Bly	4,6%	0,7%	0,6%	94,1%
Kadmium	3,5%	13,1%	12,3%	71,1%
Koppar	3,3%	1,7%	28,7%	66,3%
Kobolt	4,6%	2,4%	0,22%	92,8%
Krom	4,4%	4,7%	1,3%	89,6%
Kvicksilver	4,4%	5,9%	0,0%	89,7%
Molybden	4,6%	1,2%	0,1%	94,1%
Nickel	2,9%	27,4%	10,3%	59,4%
Zink	4,5%	2,4%	1,3%	91,8%
Naftalen	4,1%	11,1%	0,5%	84,3%
Bens(a)pyren	1,6%	8,8%	22,6%	66,9%

1) Beräknade riktvärden ger en acceptabel halt på mer än 10%.

Tabell 14. Asfaltbelagd väg - Redovisning av separat beräknade kroniska riktvärden för olika faser av vägens livscykel samt för genotoxiska ämnen även det integrerade riktvärdet för livstidsexponering över samtliga olika faser.

Styrande riktvärde för askanvändning (mg/kg TS)	Barn - Kronisk exponering i samband med anläggande och rivning	Livstidsexponering 64 år genotoxiska ämnen
Antimon	6800	
Arsenik	1200	150
Bly	4200	
Kadmium	900	92000
Koppar	Ingen begränsning ¹⁾	
Kobolt	1600	
Krom	Ingen begränsning ¹⁾	
Kvicksilver	540	
Molybden	3800	
Nickel	12000	
Zink	Ingen begränsning ¹⁾	
Naftalen	21000	
Bens(a)pyren		410

1) Beräknade riktvärden ger en acceptabel halt på mer än 10%.

6.4 Beräkning av påverkan på markkvalitet

Depositionen av askpartiklar i vägens närhet kan ge upphov till en anrikning av föroreningar i den kringliggande markens ytlager. Organismer som lever i marken inom exponeringszonen antas påverkas av denna anrikning. Dessutom påverkas markens kvalitet även med avseende på potentiellt nyttjande som odlingssubstrat etc. Påverkan förväntas i första hand ske i markens övre organiska skikt med en tjocklek av ca 0,1 m. För att beräkna ett riktvärden med avseende på en acceptabel deposition utnyttjas de beräkningar av askdeposition som gjorts avseende risk för eventuella hälsoeffekter i depositions-zonen (0-20 m från vägdiket), se bilaga B.

Om det tillåtna ackumulerade depositionen av partikelburna föroreningar beräknas enligt se bilaga B erhålls ett riktvärde för askanvändning som innebär ringa risk i enlighet med nedan. För en asfaltväg resulterar beräkningarna i acceptabla halter för koppar, krom och zink på mer än 10%, se Tabell 15. Sådana halter inte realistiska i askor och står dessutom i uppenbar konflikt med regelverk för klassificering av askor som farligt avfall och några riktvärden redovisas därför ej.

Tabell 15. Beräknade riktvärden avseende markkvalitet vid användning av aska i grusväg och belagd väg ($C_{\text{markkvalitet}}^{\text{ämne}}$). Fet stil anger att dessa är lägre än motsvarande hälsomässigt beräknade riktvärde och att markkvalitetsvärdet blir styrande.

Riktvärde för askanvändning (mg/kg TS)	Grusväg	Asfaltväg
Antimon	3100	24000
Arsenik	2600	20000
Bly	31000	Ingen begränsning ¹⁾
Kadmium	770	6000
Koppar	26000	Ingen begränsning ¹⁾
Kobolt	5100	40000
Krom	31000	Ingen begränsning ¹⁾
Kviksilver	510	4000
Molybden	10000	80000
Nickel	6400	50000
Zink	64000	Ingen begränsning ¹⁾
Naftalen	2600	20000
Bens(a)pyren	64	500

1) Beräknade riktvärden ger en acceptabel halt på mer än 10%.

6.5 Sammanställning beräkningsresultat totalhaltsbaserade riktvärden

I Tabell 16 har resultaten sammanställts av riktvärdesberäkningar för hälso- och miljörisk för de scenarier där aska sprids via dammpartiklar till omgivning. Riskerna har endast bedömts i ett lokalt perspektiv och för konstruktioner i form av vägar med en bredd av 10 m. Beräkningarna har utförts med försiktiga bedömningar för nyttjade parametrar och för att motsvara ringa hälso- och miljörisk utan att några särskilda skyddsåtgärder vidtas vid användning av materialet som ett konstruktionsmaterial eller vid lokalisering

av konstruktionen. Många av de försiktiga antaganden som gjorts är extremt konservativa. Men i de fall beräknad exponering samt hälso- eller miljöeffekter trots detta har visat sig vara obetydliga har det inte ansetts angeläget att förbättra modellen för att minska säkerhetsmarginalerna. Det finns också antaganden i beräkningarna som kan underskatta riskerna om förutsättningarna ändras. Till exempel har det antagits att konstruktionerna har en begränsad utbredning i förhållande till omgivningen (10 m bredd). Det måste därför påpekas att ändringar i förutsättningar för beräkningarna kan motivera förändringar av modellparametrar för att inte de antaganden och avgränsningar som gjorts skall få oproportionelig betydelse. I tabellen indikeras om det är hälso- eller miljörisk som begränsar det redovisade riktvärdet.

Tabell 16. Sammanställning av riktvärden för den risk spridning av aska via damm kan utgöra. Värdena har beräknats för att motsvara ringa miljörisk vid användning av aska som konstruktionsmaterial i en 10 m bred konstruktion utan att vidtaga särskilda skyddsåtgärder. Fet stil anger att det beräknade markkvalitetsvärdet för miljöpåverkan blir lägre än motsvarande hälsomässiga riktvärde.

	Grusväg	Asfaltväg
	mg/kg TS	mg/kg TS
Antimon	3100	6800
Arsenik	55	150
Bly	1400	2800
Kadmium	330	680
Koppar	26000	Ingen begränsning ¹⁾
Kobolt	820	1600
Krom	31000	Ingen begränsning ¹⁾
Kvicksilver	80	160
Molybden	5900	12000
Nickel	950	1900
Zink	64000	Ingen begränsning ¹⁾
Naftalen	2600	20000
Bens(a)pyren	64	410
Fluorid ²⁾	-	-
Klorid ²⁾	-	-
Sulfat ²⁾	-	-

1) Beräknade riktvärden ger en acceptabel halt på mer än 10%.

2) För dessa ämnen har riktvärden inte beräknats eftersom spridning till omgivning genom transport bundet till dammpartiklar bedömts vara av försumbar betydelse från hälso- och miljösynpunkt.

7 Hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll

7.1 Inledning

I detta kapitel beskrivs modellberäkningar för hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll. Som tidigare beskrivits i kapitel 4 görs riskvärderingen av hälsoeffekter, pga av intag av grundvatten, genom att ansätta dricksvattenkriterier i vald exponeringspunkt (EP1). Riskvärderingen av miljöeffekter i angränsande ytvatten görs genom att ansätta miljökriterier i vald exponeringspunkt (EP2). Kriteriet för postdriftfasen ansätts för det jordlager som underlagrar konstruktionen (EP0). Den konceptuella modell som ligger till grund för beräkningarna finns beskriven i kapitel 3.

7.2 Allmänt om modeller för emissioner

Modellberäkningarna inbegriper tre olika emissionsscenarier (se även kap. 3.3.4):

- Scenario I: *Infiltration konstruktion utan tätskikt(grusväg)*
- Scenario II: *Grund- eller ytvatteninträngning konstruktion med eller utan tätskikt.*
- Scenario III: *Infiltration, konstruktion med tätskikt (asfaltväg)*

Koncentrationen i det första lakvattnet som uppkommer i samtliga scenarier antas representera jämvikt mellan fast fas och porvatten och betecknas, C_{eq} .

Vid modelleringen av lakvattenemissionen görs ingen skillnad mellan scenario I och scenario II. Modellberäkningarna inkluderar två olika modellansatser för att beskriva emissionen i scenario I och II:

- Fyrkantspuls, dvs koncentrationen i lakvattnet antages vara konstant under 30 år, vilket ungefärligen motsvarar en vägs livslängd, se kapitel 3.3. För de lättlösliga ämnena så tas hänsyn till att den totala infiltrationen och lakvattenbildningen kan ske under en begränsad del av året. Tidpunkten för detta varierar, från Skåne där huvuddelen av grundvattenbildningen ske under höst och vintermånader, till norra delen av Sverige där den mest intensiva infiltrationen sker på våren i samband med snösmältningen. För de retarderande ämnena, dvs de ämnen som kan förväntas sorbera i marken vid transport med grundvattnet, så tas däremot ingen hänsyn till detta. Även om lakvattenbildningen är säsongsberoende så kommer detta att ha en liten påverkan i EP 1 för de retarderande ämnena eftersom pulserna kommer att överlagras under transporten i grundvattenzonen.
- Exponentiell modell, vilket innebär att koncentrationen antages klinga av exponentiellt med tiden (se bilaga C). Denna modell har använt bl.a i den sk TAC modellen för framtagande av mottagningskriterier för deponering, se [39]. Till skillnad från fyrkantsmodellen så medför en exponentiell modell att utlakningen beräknas fortsätta även efter det att vägen tagits ur bruk. Utlakningskonstanten k (kappa), se bilaga C, styr hur emissionerna fördelar sig mellan perioden för och efter år 30. Ju lägre k ,

desto långsammare är utlakningsförloppet och en större andel av emission kommer att ske efter 30 år.

Scenario III: antages skilja sig från de övriga genom att utlakningen antages ske genom diffusiv transport vilket kan vara begränsande för utlakningen. Utlakningen ur konstruktionen kan därför ske långsammare jämfört med de övriga scenarierna. Den utlakade mängden i samtliga scenarier förväntas konvergera mot samma totala mängd för tillräckligt lång tid. Ingen hänsyn tas till att även kapillärt flöde (omättade förhållanden) kan vara en viktig transportmekanism i detta scenario (se [18]).

För scenario III så beskrivs emissionen med en:

- Diffusionsmodell, denna modell beskriver diffusionstransport ut ur en vägkonstruktion där infiltration endast sker i kanten (se bilaga C). Notera att ingen hänsyn till kapillär advektiv transport tas.

För samtliga scenarier (I, II, III) görs följande antaganden:

- Den ackumulerade nettonederbörden och lakvattenbildningen under året är 300 mm. Som exempel kan nämnas att den årliga nettonederbörden representerar två (2) porvolymeter för en konstruktion som är 0,5 meter tjock med porositeten 0,3 enligt följande uttryck:

$$\text{antal porvolymeter} = \frac{q_L t}{h \varepsilon} \quad (7.1)$$

där h är tjockleken på det upplagda lagret av aska (m), ε är porositeten q_L är lakvattenbildning (m/år) och t är längden på den aktuella tidsperioden (här är $t = 1$ år).

Som beskrivits tidigare så görs beräkningen för en tidsperiod på 30 år. Om man beaktar att

$$LS = \frac{q_L t \cdot 1000}{h \rho} \quad (7.2)$$

där ρ är densiteten för asklagret (kg/m^3), så representerar en tidsperiod på 30 år $LS = 12$, för ett 0.5 meter tjockt asklager ($\rho = 1500 \text{ kg/m}^3$).

Den mängd föroreningar som lakar ut under vägens beräknade livslängd 30 år motsvaras alltså av mängden S (mg/kg) uppmätt med ett laktest vid $L/S = 12$ (Notera detta avviker från de LS förhållanden som standardiserade CEN/EN laktest föreskriver).

En jämviktskoncentration inställer sig i vätskefas i direkt kontakt med den fasta fasen efter en viss tid. I samtliga scenarier antages att porvattnet vid emissionsmodelleringens början är i jämvikt med den fasta fasen vid koncentrationen C_{eq} . Om ekvation 7.1 och

7.2 kombineras så får man att 1 porvolym motsvarar $LS=0,2$. Dvs, den vattenvolym antas ha koncentrationen C_{eq} motsvarar $LS=0,2$. I detta sammanhang görs sedan antagandet att denna jämviktskoncentration representeras av koncentrationen hos det första lakvattnet i ett kolonnlaktest (C_0 , $LS=0,1$).

De olika angreppssätten för att modellera emissionen sammanfattas i Tabell 17 och beskrivs utförligt i bilaga C.

Tabell 17. Sammanfattning av de olika angreppssätten för att modellmässigt beskriva emissionen som redovisas i detta kapitel.

Scenario	Modell	Lättlösliga ämnen ($K_d=0$)	Retarderande ämnen
I & II	Fyrkantspuls	Lakvattenbildningen sker som årlig 90 dagars fyrkantspuls. Koncentrationen i lakvattnet antages vara konstant.	Lakvattenbildningen är konstant under 30år och koncentrationen är konstant. Efter 30 år sker ingen utlakning
	Exponentiell	Lakvattenbildning konstant och koncentrationen beskrivs med en exponentialmodell. Utlakning beräknas kunna ske även efter 30 år.	
III	Diffusionsmodell	Infiltration i vägkant konstant under 30år och koncentrationen i lakvattnet beskrivs med diffusionsmodell.	

7.3 Allmänt om modell för transport och exponering

För markskiktet direkt under konstruktionen (EP0) kommer den maximalt acceptabla emissionen vara direkt proportionell mot det toxikologiska referensvärdet samt förhållandet mellan askskiktets tjocklek och det mottagande markskiktets tjocklek, se bilaga C.

Om man utgår från konstruktionens dimensioner och antagna flöden av lakvatten, grundvatten och ytvatten enligt bilaga C så blir utspädningsfaktorn mellan lakvatten och grundvattnet (EP1) 18 ggr. Utspädningsfaktorn mellan grundvatten och ytvatten är 20 ggr. Den sammanlagda utspädningsfaktorn mellan lakvatten och ytvatten (EP2) blir följaktligen $18 \cdot 20 = 380$ ggr. Till dessa utspädningsfaktorer skall sedan läggas till en ämnes-specifik retardationsfaktor som beror på dispersion och eventuell sorption i jorden samt på ämnenas emissionfördelning enligt Tabell 17.

Det finns stora fördelar med att använda en endimensionell modell med analytisk lösning för att beräkna dispersion och sorption. Hur väl en endimensionell modell kan beskriva transporten jämfört med en tvådimensionell modell har genomförts och redovisats i [1]. Slutsatsen av jämförelsen var att den endimensionella modellansatsen fungerar väl för att beskriva transporten i grundvattnet och koncentrationen (integrerad över hela akvifärens djup) över tiden för den konceptuella modell. Överensstämmelsen mellan den endimensionella och tvådimensionella modellen visade sig vara mycket god när

det gäller transport av lösta icke-retarderande ämnen i grundvattnet. Ej förvånande blir dispersionen något större vid den tvådimensionella modelleringen vilket innebär att en endimensionell modell ger en försiktig skattning av ämnens koncentration i en viss punkt. Skillnaden mellan modellresultaten från den endimensionella respektive tvådimensionella modellen är större för retarderande ämnen, men skillnaden avtar med transportsträckan..

För de retarderande ämnena så visar modellberäkningar enligt i bilaga C att det är den utlakade mängden som är dimensionerande för retraktionsfaktorn. Fördelningen av emissionen under vägens livslängd (30 år) är av mindre betydelse. Detta beror på att den tidsperiod under vilken emissionen sker är kort i jämförelse med transporttiden till EP1, 25 m från vägens mitt, för de retarderande ämnena. För de icke-retarderande ämnena klorid, sulfat och i viss mån fluorid ($K_d=2$) får däremot emissionens fördelningen i tiden stor betydelse.

Retardationsfaktorn är en ämnesspecifik parameter som beror av sorption och dispersion i grundvattenakvifären. I de modelleringar som genomförts styrs den beräknade av retraktionsfaktorn av dispersiviteten (grekteen) samt K_d och k , medan diffusion har en underordnad betydelse i det definierade scenariot. Notera att den beräknade retraktionsfaktorn är oberoende av ämnets koncentration eftersom en linjär sorptionsmodell används (K_d -modellen) och eftersom diffusionen är försumbar. När väl en retraktionsfaktor beräknats kommer därför riktvärden vara en linjär funktion av värdet på det toxikologiska referensvärdet i exponeringspunkten (EP1 och EP2).

7.4 Resultat

7.4.1 Scenario I och II

För scenario I och II så redovisas resultatet från beräkningar i Tabell 18 för de olika emissionsmodellerna. Som framgår av Tabell 18 är de beräknade riktvärdena för S mycket lika för den exponentiella emissionsmodellen och fyrkantspulsen för retarderande ämnen. Man kan därför dra slutsatsen att för retarderande ämnen är det den totala mängd S som lakar ut under vägens livslängd som är dimensionerande. Hur denna emission fördelar sig under vägens livslängd är av mindre betydelse. Detta är en viktig slutsats eftersom den gör att valet av emissionsmodell för de retarderande ämnen inte är kritisk. Anledningen till detta är att vägens livslängd är mycket kortare än transporttiden för de retarderande ämnen från konstruktionen till EP1. Som exempel kan nämnas att det tar i storleksordningen 150 år innan koncentrationen av bly ($K_d=50$) når sitt maxvärde i EP1 och i storleksordningen 350 år innan krom ($K_d=100$) når sitt maxvärde i EP1.

För de flesta modellerade ämnena sker - beroende på höga k -värdena - mer än 90% av massflödet ut från konstruktionen inom 30 år med exponentialmodellen, se Tabell 18,. Detta medför enligt ovan att S (L/S 12) riktvärdena för den exponentiella emissionsmodellen och fyrkantspuls blir lika stora. För undantagen Sb, As, Hg, och Cr beräknas enligt den exponentiella emissionsmodellen (och dessa elements låga k -värden) en bety-

dande emission ske även efter 30 år; vilket resulterar i påtagligt lägre S riktvärden jämfört med fyrkantspulsmodellen, se Tabell 18).

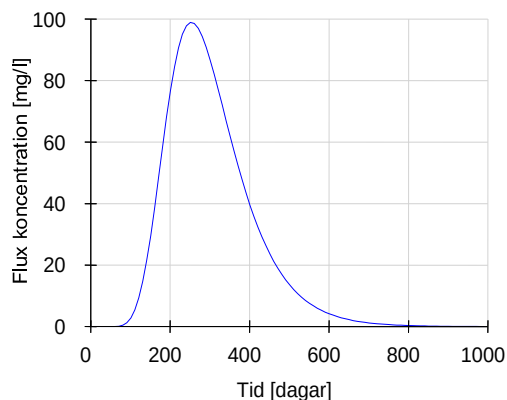
För de icke retarderande ämnena klorid och sulfat eller ämnen med mycket låg retardation som fluorid är emissionsmodellen, och en eventuell säsongvariation i lakvattenbildningen, av stor betydelse för koncentrationen som funktion av tiden i EP1. För klorid och sulfat så utvärderades fallet att infiltrationen och lakvattenbildningen från konstruktionen sker under en begränsad del av året. (T=90 dagar) vilket beskrivits tidigare (bilaga C). Transporttiden till EP 1 är relativt snabb och pulserna från efterföljande år kommer därför att endast i mycket begränsad omfattning att överlagra tidigare pulser. Av denna anledning är ett S-riktvärde inte relevant och i Tabell 18 anges endast ett Co – riktvärde för klorid och sulfat.

Tabell 18. Scenarie I och II: Riktvärde hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll för emissionmodellerna beräknade enligt bilaga C. För exponentialmodellen anges även den andel av totalt lakbar mängd som lakar ut inom 30 år från vägens anläggande. Dimensionerande riktvärden är markerade med fet stil.

	EP0	EP1/EP2 Fyrkantspuls T=30 år				EP1/EP2 Exponential modell				
	Krit. EP0 S (mg/kg)	Dricksvatten		Miljö / Ytvatten		Dricksvatten		Miljö / Ytvatten		Andel lakat 30 år
		S LS 12 (mg/kg)	Co (mg/l)	S LS 12 (mg/kg)	Co (mg/l)	S LS 12 (mg/kg)	Co (mg/l)	S LS 12 (mg/kg)	Co (mg/l)	
Sb	12	1,4	0,11	0,55	0,046	1,4	0,21	0,55	0,082	73%
As	10	11	0,88	13	1,1	4,9	0,49	5,9	0,59	30%
Pb	120	11	0,88	22	1,8	10	2,9	21	5,8	96%
Cd	3	2,3	0,19	0,45	0,038	2,2	1,1	0,44	0,22	100%
Cu	100	17	1,4	17	1,4	16	4,6	16	4,6	97%
Cr	120	110	8,8	34	2,8	94	19	30	6,1	88%
Hg	2	2,1	0,18	0,42	0,035	1,1	0,12	0,21	0,024	45%
Mo	40	110	9,5	9,8	0,82	120	41	9,9	3,5	99%
Ni	25	21	1,8	17	1,4	21	6,2	17	5	97%
Se		2,2	0,18	4,4	0,36	1,5	0,57	3	1,1	99%
Zn	250	66	5,5	80	6,6	63	18	76	22	97%
F	³⁾	320	27	850	71	190	44	500	120	93%
Cl	³⁾	⁴⁾	4400	⁴⁾	88000	3700	2100	75000	43000	100%
SO ₄	³⁾	⁴⁾	4400	⁴⁾	44000	5900	2000	59000	20000	98%
NaF ¹⁾	10	-	-	1	0,085	-	-	-	-	-
B(a)P ²⁾	0,25	-	-	-	-	-	-	-	-	-

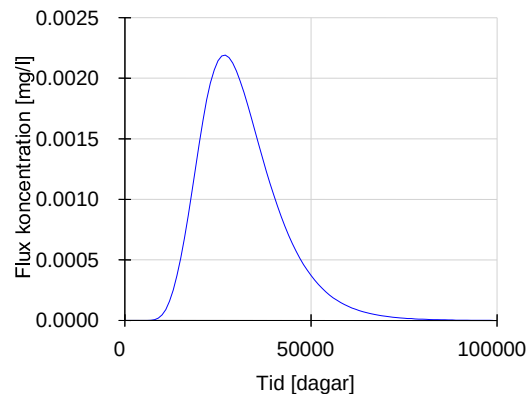
- 1) Naftalen: Beräkning har här genomförts utan att ta hänsyn till nedbrytning. Beräkningar där hänsyn tagits till nedbrytning visar att transporttiden är tillräckligt lång för att total nedbrytning skall kunna ske innan EP1.
- 2) Benzo(a)pyren: Pga det höga Kd-värdet når inte plymen EP1 inom en överskådlig tidsrymd. Endast EP0 kriteriet har därför angetts.
- 3) Fluorid, klorid och sulfat förväntas inte fastläggas i marken under konstruktionen.
- 4) Endast riktvärde med avseende på C₀ beräknat med en fyrkantspuls T=90 dagar, se bilaga C

Figur 6 visar koncentrationen i EP1 för klorid eller sulfat med riktvärden enligt Tabell 18. Transporttiden för fronten att nå EP1 är mindre än 200 dagar, men endast en mycket begränsad överlagring kommer ske av pulsen från nästa år.



Figur 6. Koncentration i EP1 för klorid eller sulfat efter utlakning med en 90 dagars puls enligt Tabell 18.

Figure 6. Concentration in EP1 for chloride and sulphate after emission with a 90-day pulse according to Tabell 18.



Figur 7. Naftalenkoncentration i EP2 för scenario I och II med fyrkantspulsmodellen ($T = 30$ years) utan att ta hänsyn till nedbrytning). Riktvärden enligt Tabell 18.

Figure 7. Concentration of Naphtalen in EP2 for scenario I and II with the square pulse model (without considering degradation), Guideline values according to Tabell 18.

För Bensoapyren har endast det riktvärde som stipuleras av EP0 kriteriet kunnat beräknas. Enligt modellberäkningen så når inte plymen EP1 inom en överskådlig tidsrymd ($>>1000$ år) pga det höga K_d -värdet ($K_d=1300$). Endast EP0 kriteriet har därför angetts i Tabell 18.

I modellberäkningen för naftalen togs hänsyn till nedbrytning enligt en nollte ordningens kinetik med en nedbrytningskonstant på $0,1 \text{ (dag}^{-1}\text{)}$ (aeroba förhållanden, se bilaga C). Modellberäkningen visar att med ett K_d -värde på 20 är transporttiden tillräckligt lång för att total nedbrytning skall kunna ske innan EP1. Modellberäkningen genomfördes också för ett konservativt fall där ingen nedbrytning (anaeroba förhållanden, se bilaga C) antas ske (med fyrkantspulsen som emissionsmodell) och riktvärden för miljöeffekter bestämdes se Figur 7. Inget riktvärde för hälsoeffekter har beräknats beroende på avsaknad av toxikologiska referensvärden.

Samtliga riktvärden för utlakbar mängd, S, i Tabell 18 motsvarar L/S12 (30 år). För att underlätta jämförelser med standardiserade skak eller kolonnlaktest vid L/S 10 så har en omräkning skett och resultatet presenteras i Tabell 19.

Tabell 19. Scenarie I och II: Riktvärde S vid L/S 10 för hälso- och miljörisk. Dimensionerande riktvärden är markerade med fet stil.

		EP1/EP2 Fyrkantspuls T=30 år		EP1/EP2 Exponential modell	
		Dricksvatten	Miljö / Ytvatten	Dricksvatten	Miljö / Ytvatten
		S L/S 10 (mg/kg)	S L/S 10 (mg/kg)	S L/S 10 (mg/kg)	S L/S 10 (mg/kg)
Antimon	Sb	1,2	0,46	1,2	0,5
Arsenik	As	9,2	11	4,2	5,1
Bly	Pb	9,2	18	10	20
Kadmium	Cd	1,9	0,38	2,2	0,43
Koppar	Cu	14	14	16	16
Krom	Cr	92	28	89	28
Kvicksilver	Hg	1,8	0,35	0,9	0,19
Molybden	Mo	92	8,2	110	9,8
Nickel	Ni	18	14	20	16
Selen	Se	1,8	3,7	1,5	2,9
Zink	Zn	55	67	62	74
Fluorid	F	270	710	180	480
Klorid	Cl	⁴⁾	⁴⁾	3700	74000
Sulfat	SO ₄	⁴⁾	⁴⁾	5800	58000
Naftalen	Naf	-	0,83	-	-

7.4.2 Scenario III

Modellberäkningarna för att ta fram riktvärden för scenario III kan genomföras på många alternativa sätt, dvs det finns ett obegränsat antal kombinationer av parametrarna Co och S värden som är möjliga för att uppfylla de kriterier som ansätts i EP 1 och EP2.

Modellberäkningar visar att scenario III kan ge S riktvärden som är så höga att de riskerar att de står i konflikt med annan miljöpolicy beroende på att endast en liten del kommer att hinna laka ut under 30 år. Höga riktvärden för S innebär i praktiken en deponeeringsfilosofi. Här görs därför bedömningen att ett riktvärde för S bör bestämmas utifrån hänsyn till:

- att inte komma i konflikt med annan miljöpolicy
- risken att barriären inte uppfyller avsedd funktion, vilket skulle kunna innebära oönskad påverkan på hälsa och miljö.

Retarderande ämnen

För retarderande ämnen beräknas riktvärdet för C_0 utifrån följande två förutsättningar:

- För retarderande ämnen väljs det riktvärde för S som beräknats utifrån det jordkvalitetskriterie som ansatts i EP0 som riktvärde för den maximalt tillgängliga lakbara mängden. Detta betyder att oavsett vilken funktion som konstruktionens barriär verkligen kommer att ha och oavsett om konstruktionen kommer att utsättas för en oförutsedd exponering av vatten (ex. grundvatteninträngning) så riskerar man ej att överskrida det ansatta jordkvalitets kriteriet i EP0.
- under 30 år kommer samma totala mängd av ett visst ämne att laka ut ur vid scenario III som scenario I&II.

Beräkningsprinciper redovisas i bilaga C och resultatet från beräkningarna redovisas i nedanstående Tabell 20.

Tabell 20. Riktvärde för Scenario III: hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll. Dimensionerande riktvärden är markerade med fet stil.

		Riktvärde Dricksvatten	Riktvärde Ytvatten/miljö
		Co (mg/l)	Co (mg/l)
Antimon	Sb	10	1,7
Arsenik	As	740	1100
Bly	Pb	62	250
Kadmium	Cd	110	4,5
Koppar	Cu	190	190
Krom	Cr	6200	630
Kvicksilver	Hg	150	5,9
Molybden	Mo	22000	160
Nickel	Ni	1200	760
Selen	Se	320	1300
Zink	Zn	1200	1700

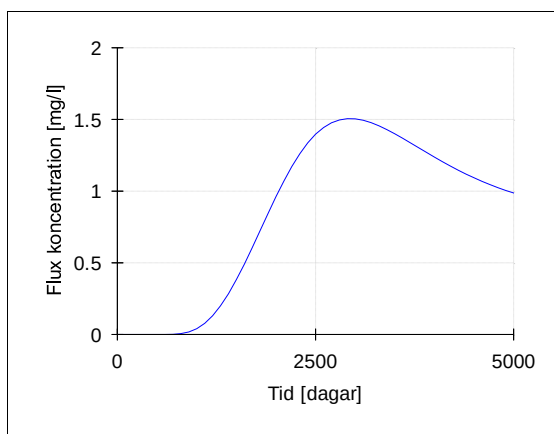
Icke retarderande ämnen

För fluorid, klorid och sulfat är det inte relevant att definiera ett S riktvärde baserat på ett jordkvalitekriterium som tidigare pga att dessa ämnen är mobila och kommer inte att läggas fast i jorden under konstruktionen. Istället väljer vi här att definiera ett S riktvärde utifrån mottagningskriterierna för deponering på en deponi för farligt avfall (NFS 2004:10). Baserat på dessa beräknades Co riktvärdena enligt beskrivning i Bilaga C. I Tabell 21 redovisas de beräknade Co riktvärdena för Scenario III samt mottagningskriterierna för deponering på en deponi för farligt avfall.

Tabell 21. Riktvärde för Scenario III Mottagningskriterier för deponering på deponi för farligt avfall (NFS 2004:10)

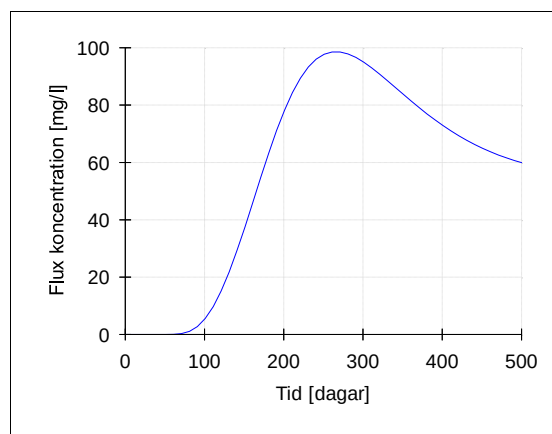
	Scenario III EP1 Riktvärde Dricksvatten	NFS 2004:10	
	Co (mg/l)	Co (mg/l)	S L/S 10 (mg/kg)
Fluorid	3607900	120	500
Klorid	16562000	15000	25000
Sulfat	750032000	17000	50000

I Figur 8 och Figur 9 redovisas resultatet av dessa beräkningarna, som koncentrationen av fluorid och klorid i EP1. I samtliga fall är det dricksvattenkriterierna i EP1 som är styrande vilka är 1,5 mg/l för fluorid och 100 mg/l för klorid och sulfat (se Tabell 6).



Figur 8. Fluoridkoncentration i EP1 för scenario III ($C_o=7900$ mg/l, $S=500$ mg/kg)

Figure 8. Koncentration of fluoride in EP1 for scenario III ($C_o=7900$ mg/l, $S=500$ mg/kg)



Figur 9. Kloridkoncentration i EP1 för scenario III ($C_o=62000$ mg/l, $S=25000$ mg/kg)

Figure 9. Koncentration in EP1 for scenario III ($C_o=62000$ mg/l, $S=25000$ mg/kg)

7.5 Sammanställning av riktvärden för hälso- och miljörisk baserat på lakbart innehåll

Resultaten av riktvärden för hälso- och miljörisk baserat på lakbarhet har sammanställts i Tabell 22. I tabellen redovisas de styrande (hälso vs miljö) riktvärdena för C_0 och S för respektive scenario. För emissionsberäkningen i scenario I och II har exponentialmodellen använts därför att bedömningen har gjorts att den emissionsmodellen beskriver ett mer sannolikt förlopp utifrån erfarenheter från utlakning i kolonn och lysimeterskala.

S riktvärdena i scenario III har för retarderande ämnen definierats utifrån EP0 kriteriet och för icke retarderande ämnen (F, Cl och SO_4) enligt mottagningskriterierna för farligt avfall, enligt ovan. I kolumn två från vänster indikeras om det är hälso (H)- eller miljörisk (M) som är styrande.

Tabell 22. Sammanställning riktvärden för hälsa och miljö baserat på lakbarhet. Om dricksvatten (EP1-hälsoaspekter) eller ytvatten (EP2-miljöaspekter) är styrande anges.

Ämne		Styrande	Scenario I och II		Scenario III	
			S (L/S 10) (mg/kg)	C_0 (mg/l)	EP0 S (LS 10) (mg/kg)	C_0 (mg/l)
Antimon	Sb	EP2	0,5	0,082	12	1,7
Arsenik	As	EP1	4,2	0,49	10	740
Bly	Pb	EP1	10	2,9	120	62
Kadmium	Cd	EP2	0,43	0,22	3	4,5
Koppar	Cu	EP1/EP2	16	4,6	100	190
Krom	Cr	EP2	28	6,1	120	630
Kvicksilver	Hg	EP2	0,19	0,024	2	5,9
Molybden	Mo	EP2	9,8	3,5	40	160
Nickel	Ni	EP1	16	5	25	760
Selen	Se	EP1	1,5	0,57	1	320
Zink	Zn	EP1	62	18	250	1200
Fluorid	F	EP1	180	44	500	7900
Klorid	Cl	EP1	3700	2100	25000	62000
Sulfat	SO_4	EP1	5800	2000	50000	32000
Naftalen ¹⁾			10		10	
Bensoa-pyren ²⁾			0,25		0,25	

- 1) Transporttiden är tillräckligt lång för att total nedbrytning skall kunna ske innan EP1. Endast S riktvärde baserat på EP0 kriteriet har därför angetts.
- 2) Pga det höga K_d -värdet når inte plymen EP1 inom en överskådlig tidsrymd. Endast S riktvärde baserat på EP0 kriteriet har därför angetts.

7.5.1 Sammanställning av alternativa riktvärden för antimon och molybden

De riktvärden som beräknats för antimon och molybden i Tabell 22 är baserade på sådana referensvärden som tillämpas inom ramen för beräkningsmodellen för förorenad mark [2]. När det gäller dricksvattennormer för antimon samt ekotoxikologiska referensvärden för ytvatten för både antimon och molybden så beskrivs i bilaga A alternativa toxikologiska referensvärden baserade på nyare toxikologisk kunskap eller alternativ metodik att fastställ ekotoxikologiska referensvärden. Dessa alternativa referensvärden har också redovisats i Tabell 6 och Tabell 7 under kapitel 5. På basis av de olika referensvärdena och i enlighet med de beräkningsprinciper som anges i kapitel 7.3 kan alternativa riktvärden beräknas enligt Tabell 23. Av tabellen framgår att med beräkningar enligt huvudalternativet är ytvattenkriterier styrande för ämnenas riktvärden med de alternativa toxikologiska referensvärdena medför att dricksvattenkriterier är styrande

Tabell 23. Sammanställning av alternativa riktvärden för hälsa och miljö baserat på lakbarhet. Dimensionerande riktvärden är markerade med fet stil.

S L/S 10 (mg/kg)		EP1/EP2 Fyrkantspuls T=30 år		EP1/EP2 Exponential modell	
		Dricksvatten	Miljö / Ytvatten	Dricksvatten	Miljö / Ytvatten
		S L/S 10 (mg/kg)	S L/S 10 (mg/kg)	S L/S 10 (mg/kg)	S L/S 10 (mg/kg)
Antimon	Referensvärde (µg/l)	5	0,1	5	0,1
	Riktvärde (mg/kg)	1,2	0,46	1,2	0,5
	Referensvärde (µg/l)	20	23	20	23
	Riktvärde (mg/kg)	4,8	110	4,8	115
Molybden	Referensvärde (µg/l)	70	0,3	70	0,3
	Riktvärde (mg/kg)	92	8,2	110	9,8
	Referensvärde (µg/l)	70	29	70	29
	Riktvärde (mg/kg)	92	790	110	950

8 Jämförelse mellan beräknade riktvärden och tillgänglig askdata

Baserat på de riktvärden som beräknats har en jämförelse gjorts med tillgängliga data från olika undersökta askor som sammanställdes i [1]. Insamling av data har gjorts från två olika databaser. En publik databas (ALLASKA) som kan laddas ner från Värmeforsk hemsida och en intern databas vid SGI (MALTE). För antimon och molybden har dataunderlaget kompletterats med ytterligare data från MALTE. Ytterligare några enskilda värden från enskilda avslutade eller pågående projekt har utnyttjats. Mycket få askor från förbränning av hushållsavfall i rosteranläggningar med värden på lakning vid L/S 0,1 fanns tillgängliga när datasammanställningen genomfördes [1].

Samtliga lakdata har mätts enligt standardiserade skak (SS-EN 12457) och kolonntest (CEN/TS 14405). I två fall har värden för L/S 10 med skaktest uppmätts med enstegslakning istället för tvåstegslakning. Totalhalt har bestämts med kungsvatten eller motsvarande och skall därför ge ett konservativt mått på total innehåll av antimon,

Totalt har data rörande ca 40 olika askor från drygt 20 st olika pannanläggningar utvärderats. Inga askor där det varit känt att de klassats som farligt avfall har tagits med. Tillgängliga lakdata vid kolonnlakning L/S 0,1 är dock mycket få och finns (för ett varierande antal ämnen) endast tillgängliga för 20 st olika askor huvudsakligen sk ”pannsand” (dvs aska från BFB och CFB-anläggningar) och en anläggning med huvudsakligen biobränsleeldad roster. De flesta anläggningarna har en blandad mix av bränslen där någon typ av avfall ingår (hushållsavfall, RT-flis, däck, utsorterat industriavfall etc). Mot bakgrund det begränsade dataunderlaget har endast en grov uppdelning av datamaterialet i olika typer av askor kunnat göras enligt följande.

Bottenaska från avfallsförbränning (B.avfall)

Bottenaska från rosteranläggningar för förbränning av hushållsavfall

Bottenaska (B.aska)

Bottenaska från andra typer av anläggningar än ovanstående. Askorna representerar ett brett spektrum av olika förutsättningar när det gäller bränsletyp och förbränningsteknik - från fluidbäddpannor eldade med exempelvis trä, returträ (RT) och hushållsavfall till rosterpannor eldade med exempelvis bark eller däck+RT. En stor andel av data rör sk panssand från BFB- eller CFB-anläggningar. Varje enskild kombination av bränsletyp och anläggningstyp representeras dock i allmänhet av endast ett eller ett par data.

Flygaska (F.aska)

Flygaska som representerar olika typer av pannor och bränslen (ej hushållsavfall).

Ej specificerade (E.Spec)

Aska från anläggningar där det saknas kunskap om anläggningens utformning och askans ursprung.

I följande avsnitt redovisas för respektive ämne en grafisk representation av de riktvärden som beräknats för totalhalt (se Tabell 16) respektive lakbarhet (se Tabell 22). Riktvärdena redovisas på så sätt att tre olika kategorier av applikationer kan urskiljas enligt följande:

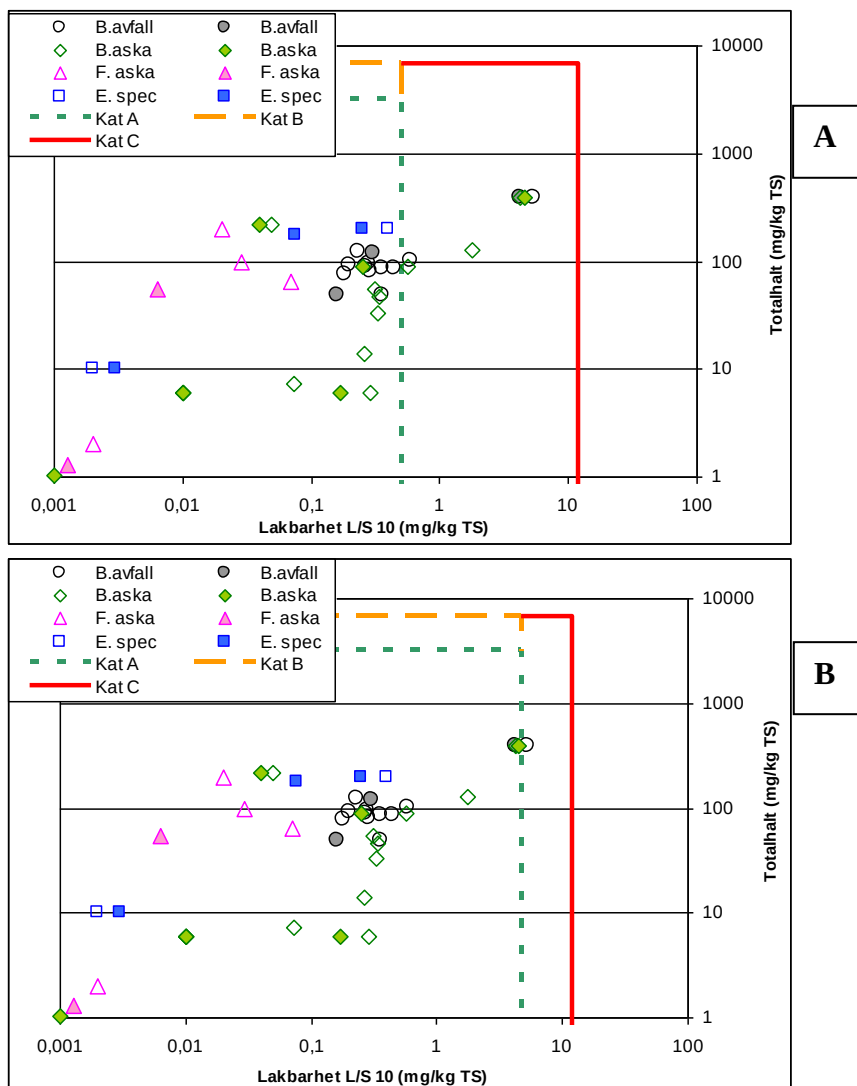
- Kategori A: Infiltration av nederbörd och inträngning av grundvatten kan ske helt fritt i konstruktionen. Inga extra åtgärder för att förhindra damning utförs. Denna kategori motsvarar scenariot "Grusväg" för dammspridning (kap 6) samt scenariot I och II för lakvattenemission (kap 7)
- Kategori B: Inträngning av grundvatten kan ske helt fritt i konstruktionen. Avgång av partiklar genom damning förhindras helt under drift av vägen men kan ske i samband med anläggandet samt underhåll och rivning av vägen. Denna kategori motsvarar scenariot "Asfaltväg" för dammspridning (kap 6) samt scenariot II för lakvattenemission (kap 7)
- Kategori C: Inträngning av lakvatten eller nederbörd förhindras. Urlakning kan endast ske genom diffusion i vägbanken. Avgång av partiklar genom damning förhindras under drift av vägen men kan ske i samband med anläggandet samt underhåll och rivning av vägen. Denna kategori motsvarar scenariot "Asfaltväg" för dammspridning (kap 6) samt scenariot III för lakvattenemission (kap 7)

För samtliga kategorier gäller, som tidigare nämnts, att beräkningarna har utförts för en vägkonstruktion med ett asklager som har en tjocklek på 0,5 m och bredd på 10 m.

8.1 Naftalen och Bens(a)pyren samt Selen

Riktvärden har beräknats för naftalen och bens(a)pyren när det gäller totalhalt och lakbarhet samt selen när det gäller lakbarhet. Tyvärr har det saknats data i de databaser som utnyttjats rörande askors innehåll och lakbarhet av dessa ämnen. I dagsläget saknas standardiserade laktest för organiska ämne vilket förklarar bristen på data för naftalen och bens(a)pyren. Bristen på data gör det svårt att mer precist bedöma huruvida dessa ämne kan utgöra en risk eller inte för några askor. Preliminärt bedöms de dock inte utgöra en dominerade riskfaktor med hänsyn taget till de relativt höga riktvärden som beräknats.

8.2 Antimon



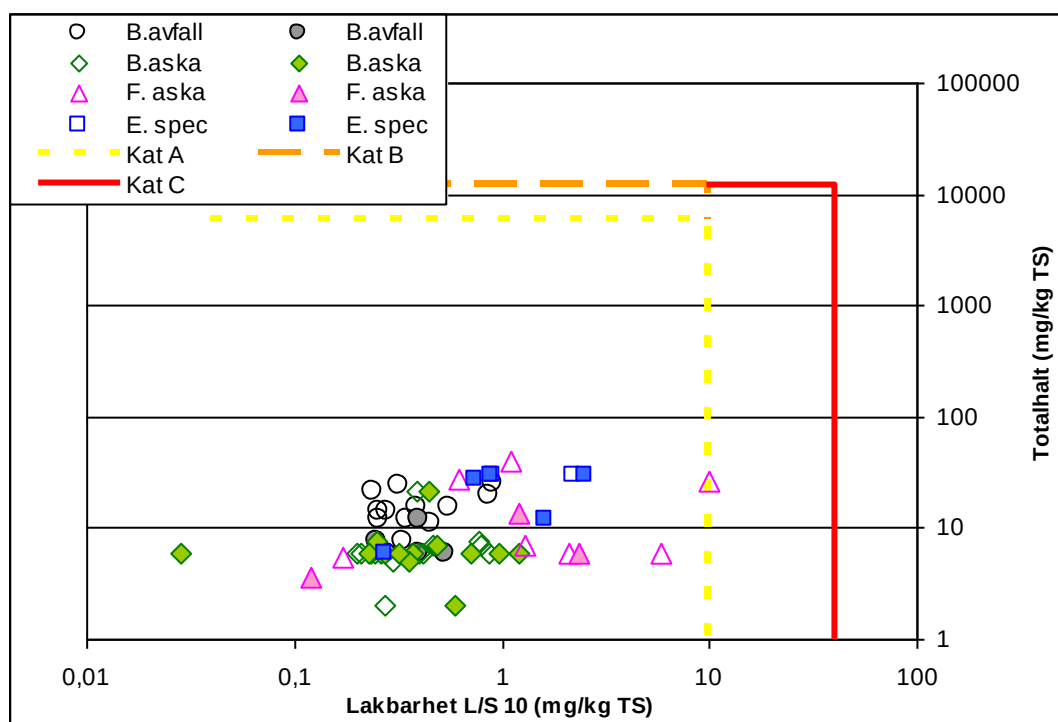
Figur 10. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av antimon i förhållande till beräknade riktvärden. Figur A och B representerar olika möjliga alternativa toxikologiska referensvärden i exponeringspunkten. Lakdata från både skaktest och kolontest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 10. Evaluation of data on the leachability and total content of antimony in relation to calculated guideline values. Figure A and B represents different possible alternative toxicological referens values in point of compliance. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Samtliga askor understiger enligt Figure 10 med marginal beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för antimon. Däremot så överstiger drygt 10 % av alla granskade lakdata det beräknade riktvärden för lakning (0,5 mg/kg TS, kategori A/B) baserat på ett referensvärde för ytvatten som motsvarar 90-percentilen av bakgrundshalter i ytvatten, se Figure 10 A. Flera askor uppvisar även lakdata som är nära detta riktvärde och om endast hälften av referensvärdet skulle kunna intecknas så skulle det vara ca 40% av alla askor som överstiger riktvärdet. Om riktvärdet istället baseras på toxikologiskt grundade referens-

värden är det endast två askor överstiger detta och flertalet askor har god marginal till ett överskridande se Figure 10 B. I det senare fallet är det dricksvattennormen som är styrande referensvärde. Den dricksvattennorm som tillämpats vid beräkning av det högre riktvärdet är dock baserat på ett uppdaterat toxikologiskt underlag i förhållande till den officiella svensk dricksvattennormen som är ca 4 gånger lägre, se bilaga A. Vilket referensvärde som väljs har alltså en avgörande betydelse för ifall innehållet av antimon i askor utgör ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.3 Molybden

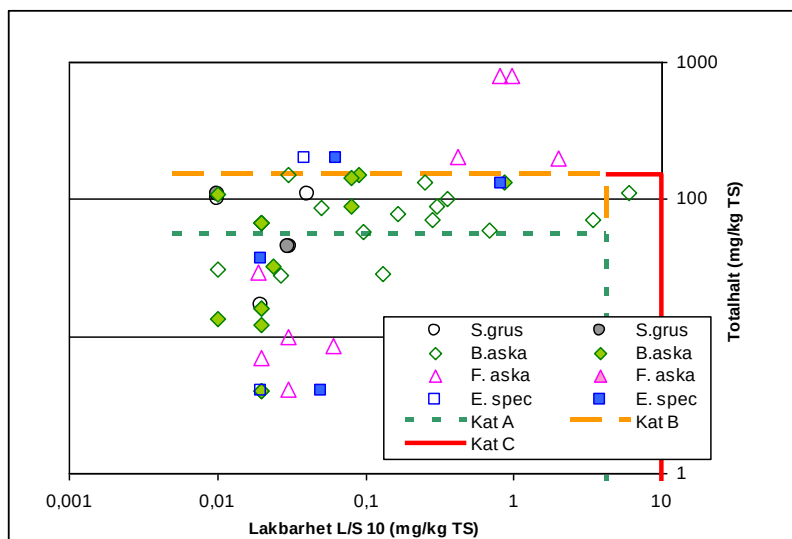


Figur 11. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av antimon i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 11. Evaluation of data on the leachability and total content of antimony in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Samtliga askor understiger enligt Figur 11 med marginal beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för molybden och endast en av alla granskade lakdata överstiger det beräknade riktvärden för lakning (9,8 mg/kg TS, kategori A/B) baserat på ett referensvärde för ytvatten som motsvarar 90-percentilen av bakgrundshalter i ytvatten. Om istället toxikologiskt grundade referensvärden används som utgångspunkt för beräkning av riktvärdet (92 mg/kg TS) uppvisar samtliga askor har god marginal till ett överskridande. I det senare fallet är det den officiella svenska dricksvattennormen som är styrande referensvärde. Innehållet av molybden i askor tycks generellt utgöra ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.4 Arsenik



Figur 12. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av arsenik i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

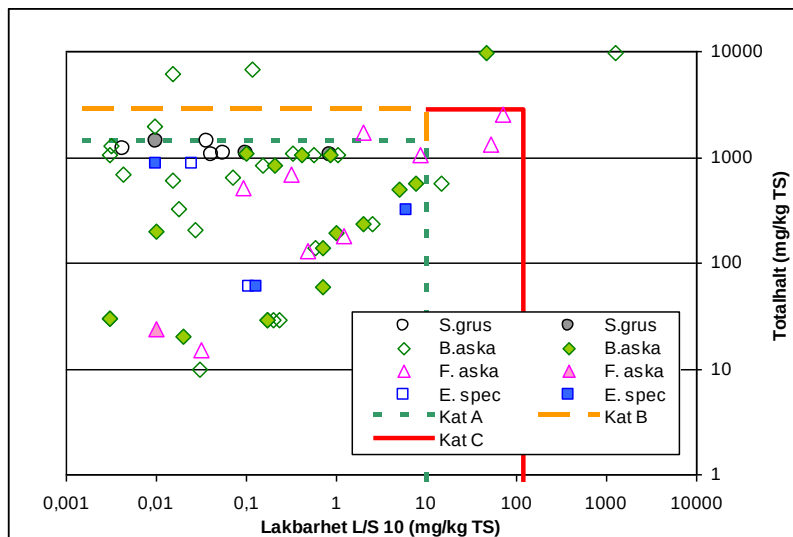
Figure 12. Evaluation of data on the leachability and total content of arsenic in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Som framgår av Figur 12 klarar samtliga askor utom en beräknade riktvärden för lakning både för kategori A och kategori C. Några askor ligger dock relativt nära riktvärdena och om inte hela det valda hälsokriteriet kan utnyttjas kommer ytterligare ett fåtal askor överskrida riktvärdena för lakning.

Ett betydande antal askor överskrider beräknade riktvärden för totalhalt vid användning utan skyddsåtgärder för damning. När det gäller riktvärden för kategori A (utan skyddsåtgärder mot damning) är det endast ca 45% av för askorna som klarar det beräknade riktvärdet (55 mg/kg TS). För kategori B och C (med förhindrad damning under bruk av vägen) är det ca 70% av askor som överskrider det beräknade riktvärdet (150 mg/kg TS). Beräknade riktvärden för totalhalt utesluter därmed inte att arsenikinhållet i askor utgör mer än ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i grusvägar från vilka det dammar aska under konstruktion och drift. Hälsoeffekter för arsenikintag via damm domineras helt av det beräknade intaget av dammpartiklar via odlade grönsaker under en livstid. I beräkningsmodellen är det dock den damning som sker i samband med byggande, rivning eller underhåll som har en dominerande betydelse för emissionerna och exponeringen. För asfaltsvägar svarar emissioner av aska som sker vid några få tillfällen i samband med byggande, underhåll och rivning (totalt ca 40 dagar under 64 års livstid) för hela exponeringen. Samma fasen i en grusvägs livscykel utgör 70% av den totala exponeringen. De beräknade totalhaltsbaserade riktvärdet är alltså extremt känsligt för de förutsättningar som antagits när det gäller emissioner av aska och deposition på odlade grönsaker vid några få tillfällen i vägens livscykel. Den orala biotillgängligheten för arsenik i askor har visat sig variera mellan 40 och 100% i en undersökning

på ett begränsat antal askor. Som ett försiktigt och generellt mått lämpligt för alla typer av askor bör därför en oral biotillgänglighetsfaktor på 1 tillämpas även om tillgängligheten visade sig minska med ökad totalhalt [22].

8.5 Bly



Figur 13. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av bly i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonnstest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

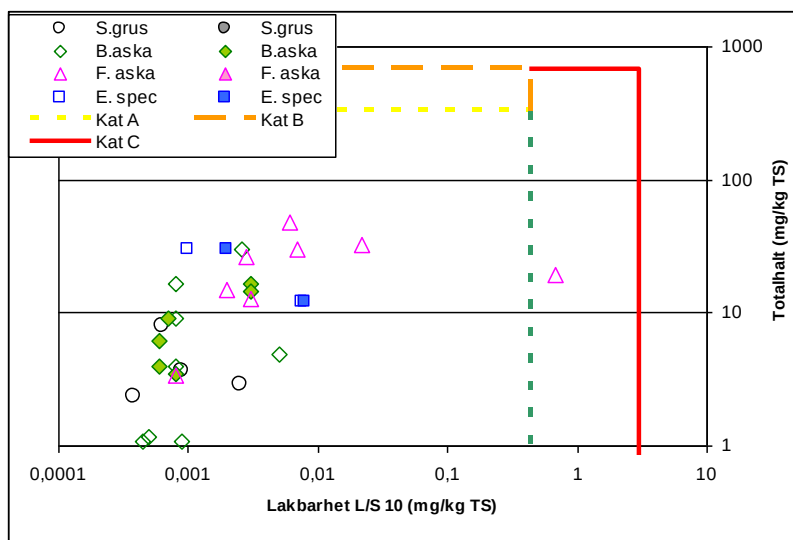
Figure 13. Evaluation of data on the leachability and total content of lead in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Som framgår av Figur 13 är det ett antal askor (ca 10 %) som överskrider riktvärden för lakning för kategori A (vägar utan infiltrationsbegränsning) men endast en (extrem) aska som överskrider riktvärden för kategori C. Ytterligare ett antal askor ligger relativt nära riktvärdena men även i det fall endast halva det valda toxikologiska referensvärdet kan intecknas kommer är antalet askor som överskrider riktvärdet för kategori A att vara begränsat (ca 15%).

När det gäller riktvärden för totalhalt är det ca 15 % av askorna som överskrider beräknade riktvärden (1400 mg/kg TS) för kategori A, grusvägar utan skyddsåtgärder mot damning. Även för kategori B/C, asfalterade vägar överskrider ett fåtal av askorna (drygt 5 %) riktvärdet (2800 mg/kg TS). Ytterligare ett stort antal askor ligger relativt nära riktvärdena och i det fall endast halva det valda toxikologiska referensvärdet kan intecknas kommer är antalet askor som överskrider riktvärdet för kategori A att vara omfattande (ca 45 %). Riktvärdet för bly styrs helt av potentiella hälsoeffekter av intag av dammpartiklar via odlade grönsaker som antas kunna ske i samband med byggnad eller rivning. För asfaltsvägar svarar därmed emissioner av aska som sker vid några få tillfällen i samband med byggnad, underhåll och rivning (totalt ca 14 dagar under vägens livslängd på 30 år) för den styrande exponeringen. De beräknade totalhaltsbaserade rikt-

värdet är alltså extremt känsligt för de förutsättningar som antagits när det gäller emissioner av aska och deposition på odlade grönskaer vid några få tillfällen i vägens livscykel. Den orala biotillgängligheten för bly i askor har visat sig variera mellan 10-60% i en undersökning på ett begränsat antal askor. Som ett försiktigt och generellt mått lämpligt för alla typer av askor bör därför en oral biotillgänglighetsfaktor på 0,6 tillämpas även om tillgängligheten visade sig minska med ökad totalhalt [22]. Även med hänsyn taget till denna orala biotillgänglighet kommer ett stort antal askor ligga nära det föreslagna riktvärdet.

8.6 Kadmium

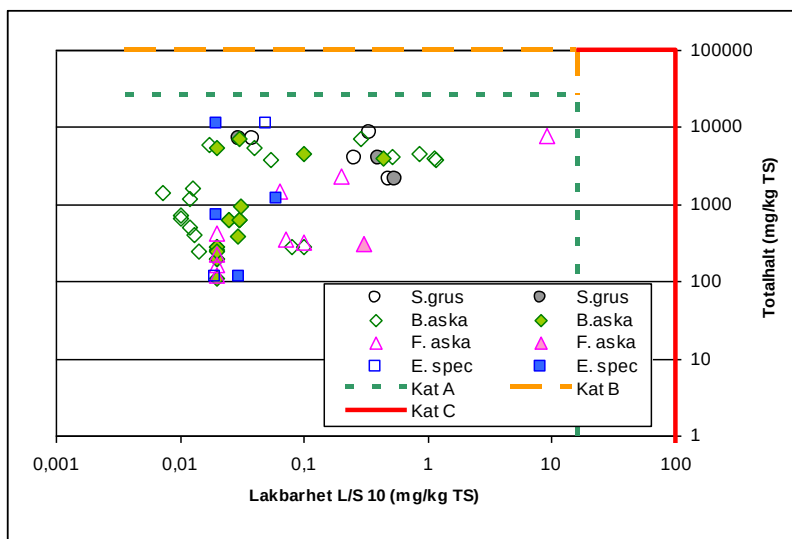


Figur 14. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av kadmium i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 14. Evaluation of data on the leachability and total content of cadmium in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Som framgår av Figur 14 är det endast en enstaka aska som överskrider beräknade riktvärden för lakning (0,43 mg/kg TS, kategori A/B). Samtliga övriga askor har god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Kadmiuminnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.7 Koppar

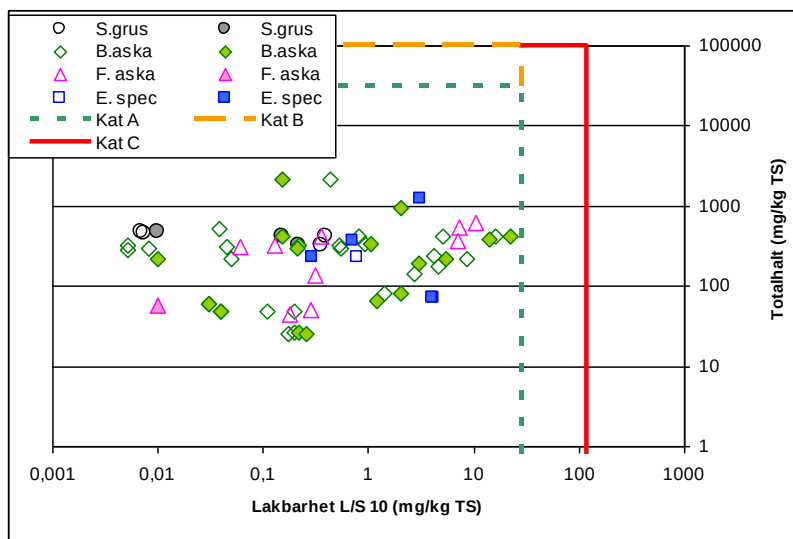


Figur 15. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av koppar i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonnstest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 15. Evaluation of data on the leachability and total content of copper in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för koppar är mycket höga med halter på 2,6 % (kategori A, grusvägar) respektive mer än 10 % (kategori B, asfalterade vägar) och begränsade av den påverkan på markkvalitet som kan ske genom deposition av dammpartiklar i anslutning till vägen. I den grafiska presentation (Figur 15) har en övre gräns för redovisad totalhalt på 100 000 mg/kg TS (10 %) valts. Inga askor överskrider denna gräns. Som framgår av Figur 15 är det endast en enstaka aska som ligger i närheten av beräknade riktvärden för lakning (kategori A/B). Samtliga övriga askor har god marginal avseende riktvärden för lakning och totalhalt. Kopparinnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.8 Krom

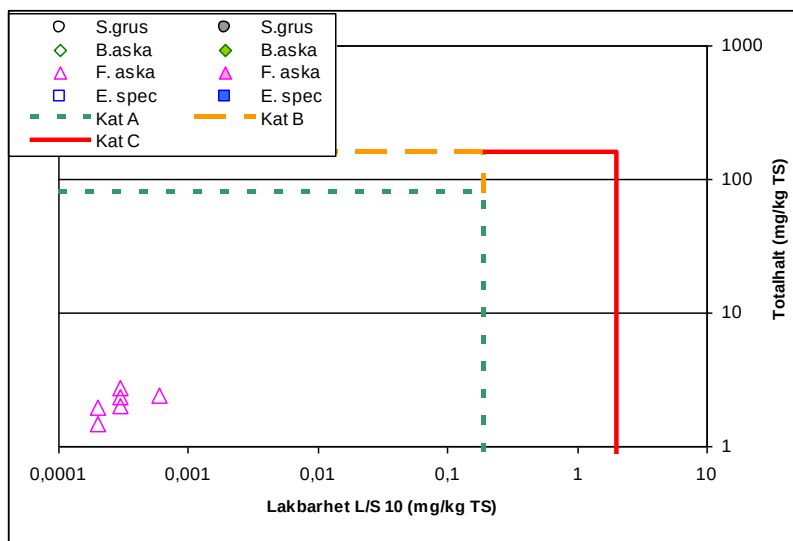


Figur 16. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av krom i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonnstest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 16. Evaluation of data on the leachability and total content of chromium in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för krom är mycket höga med halter på 3,1 % (kategori A, grusvägar) respektive mer än 10% (kategori B, asfalterade vägar och begränsade av den påverkan på markkvalitet som kan ske genom deponerade dammpartiklar i anslutning till vägen. I den grafiska presentation (Figur 16) har en övre gräns för redovisad totalhalt på 10000 mg/kg TS (10 %) valts. Som framgår av Figur 16 finns ett antal askor som ligger nära beräknade riktvärden för lakning (28 mg/kg TS, kategori A/B, vägar med infiltration). Dessa riktvärden styrs av risken för ekologisk miljöpåverkan i ytvattendrag. Övriga askor har i huvudsak god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Krominnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.9 Kvicksilver

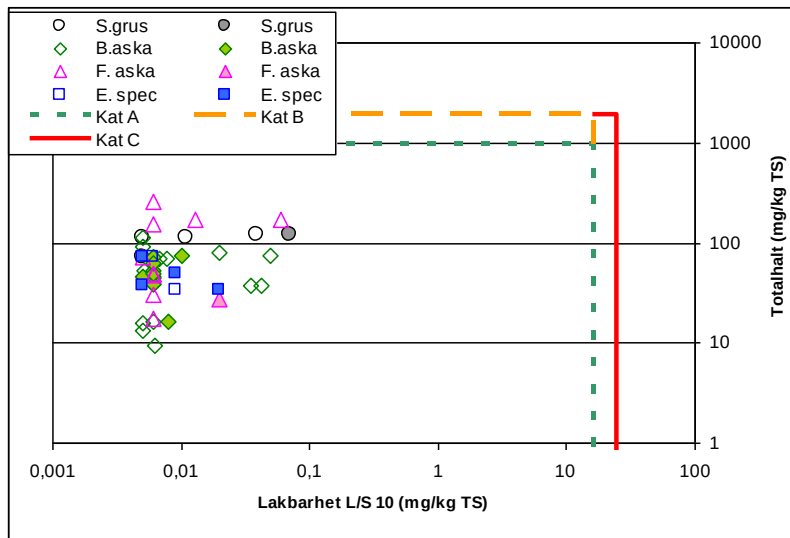


Figur 17. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av kvicksilver i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonnstest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 17. Evaluation of data on the leachability and total content of mercury in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Nästan samtliga lakdata rörande kvicksilver redovisar ej detekterbara halter. Datapunkterna som redovisas som detektionsgräns ligger därför i huvudsak på samma plats och skymmer varandra. Antalet data är dock av samma omfattning som för övriga metaller. Samtliga askor har enligt Figur 17 god marginal avseende beräknade riktvärden både för lakning och totalhalt. Kvicksilverinnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.10 Nickel

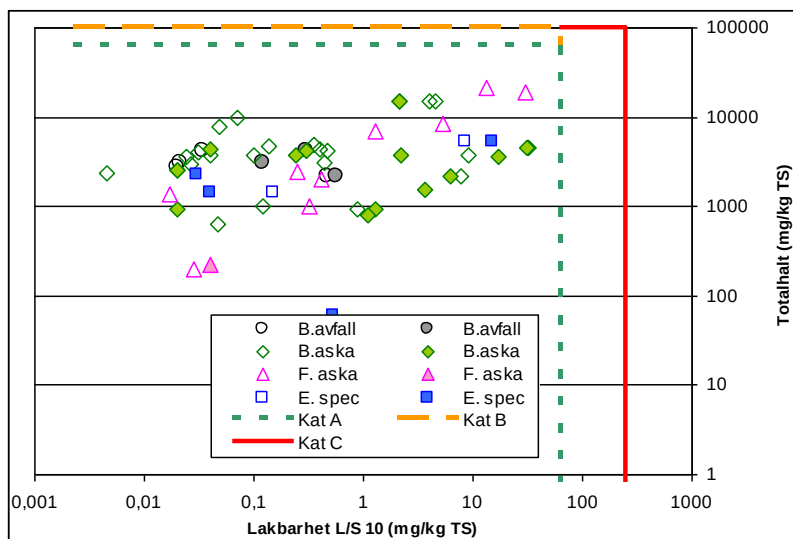


Figur 18. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av nickel i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 18. Evaluation of data on the leachability and total content of nickel in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Samtliga askor har enligt Figur 18 god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Nickelinhållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.11 Zink

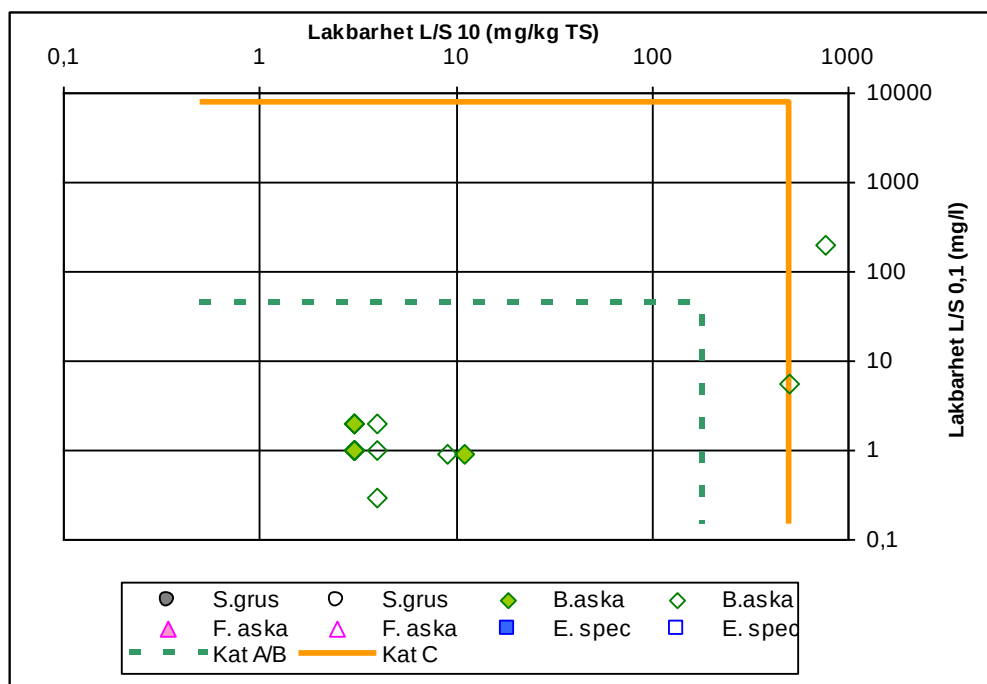


Figur 19. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av zink i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonnstest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 19. Evaluation of data on the leachability and total content of zinc in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

Beräknade totalhaltsbaserade riktvärden för zink är begränsade av den påverkan på markkvalitet som kan ske genom deposition av dammpartiklar i anslutning till vägen och mycket höga med halter på 6,4 % (kategori A, grusvägar) respektive mer än 10 % för (kategori B, asfalterade vägar). I den grafiska presentation (Figur 19) har en övre gräns för redovisad totalhalt på 100000 mg/kg TS (10 %) valts. Ingen av askorna överskrider dessa riktvärden. Som framgår av Figur 19 är det ett fåtal enstaka askor som ligger i närheten av beräknade riktvärden för lakning (62 mg/kg TS, kategori A/B, vägar med infiltration). Huvudelen av askorna har mycket god marginal avseende både riktvärden för lakning och totalhalt. Zinkinnehållet i askor utgör därmed generellt sett ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.

8.12 Fluorid

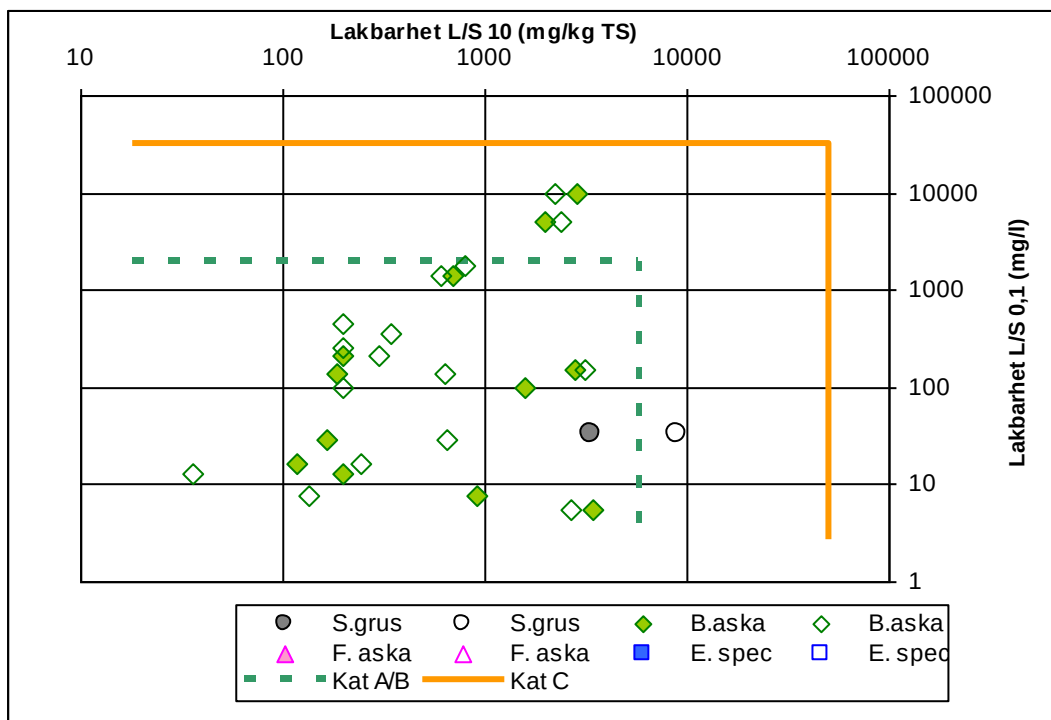


Figur 20. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet av fluorid i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 20. Evaluation of data on the leachability and total content of fluoride in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

För fluorid har inga totalhaltsbaserade riktvärden beräknats eftersom fluorid relativt lätt lakas ut från askor och dessutom har stor mobilitet i markmiljö. Antalet tillgängliga askor med kompletta lakdata för fluorid är mycket få (10 st) och data för flygaskor saknas helt. Som framgår av Figur 20 överskrider ett par extrema askor lakgränsvärden för samtliga kategorier (text L/S10 500 mg/kg TS, Kategori C). Dessa utgörs av sk pansandsaskor. I sammanhanget bör nämnas att gränsvärdet L/S10 kategori C är helt baserat på generella mottagningskriterier för deponering av farligt avfall. För övriga askor tycks därmed att fluoridinnehållet i askor inte utgör en mer än ringa risk även vid användning som konstruktionsmaterial i oskyddade vägar där infiltration kan ske.

8.13 Sulfat

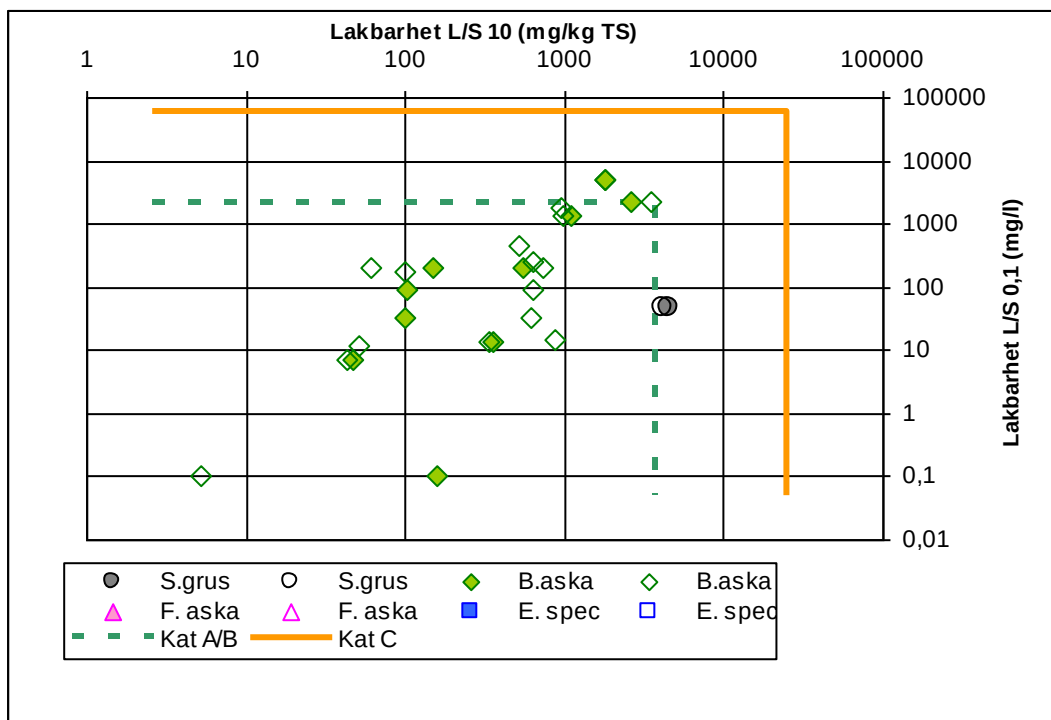


Figur 21. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av sulfat i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 21. Evaluation of data on the leachability and total content of sulphate in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

För sulfat har inga totalhaltsbaserade riktvärden beräknats eftersom sulfat lätt lakas ut från askor och dessutom har stor mobilitet i markmiljö. Antalet tillgängliga askor med kompletta lakdata för sulfat är få (17 st) och data för flygaskor saknas helt. Som framgår av Figur 21 överskrider en betydande andel av dessa (ca 15 %) något av lakgränsvärden för kategori A/B (L/S 0,1 2000 mg/l, L/S 10 5800 mg/kg TS). Flera askor ligger relativt nära riktvärdet och om inte hela det valda referensvärdet (teknisk anmärkning dricksvattenkriterier) kan intecknas kommer ytterligare flera askor överskrida riktvärdena. En halvering av referensvärdet skulle medföra att ca 40% av askorna överskrider kategori A/B. Inga lakkriterier för kategori C (konstruktion med skydd mot infiltration) överskrids. Beräknade riktvärden för utlakning utesluter därmed inte att sulfatinnehållet i askor utgör en mer än ringa risk vid användning av askor som konstruktionsmaterial i oskyddade vägar där infiltration sker.

8.14 Klorid



Figur 22. Utvärdering av data rörande askors lakbarhet och totalhalt av klorid i förhållande till beräknade riktvärden. Lakdata från både skaktest och kolonntest redovisas där data från skaktest representeras av ofyllda symboler.

Figure 22. Evaluation of data on the leachability and total content of chloride in relation to calculated guideline values. Leaching data from batch test and column test are presented as empty and filled symbols, respectively.

För klorid har inga totalhaltsbaserade riktvärden beräknats eftersom klorid lätt lakas ut från askor och dessutom har stor mobilitet i markmiljö. Antalet tillgängliga askor med kompletta lakdata för klorid är få (17 st) och data för flygaskor saknas helt. Som framgår av Figur 22 överskrider en inte obetydlig andel av dessa (drygt 20 %) lakgränsvärden för kategori A/B (L/S 0,1 2100 mg/l, L/S 10 3700 mg/kg TS). Flera askor ligger relativt nära gränsvärdena och om inte hela det valda referensvärdet (teknisk anmärkning dricksvattenkriterier) kan intecknas kommer ytterligare några askor överskrida riktvärdena. Inga för lakgränsvärden för kategori C (asfaltväg med skydd mot infiltration) överskrids. Beräknade riktvärden för utlakning utesluter därmed inte att kloridinnehållet i askor utgör en mer än ringa risk vid användning som konstruktionsmaterial i oskyddade vägar där infiltration sker.

9 Diskussion

Utgångspunkten vid riskbedömningen har varit att askor skall kunna användas som vilket byggmaterial som helst. Några särskilda skyddsåtgärder skall inte behöva vidtas vare sig i själva hanteringen eller val av plats till exempel när det gäller krav på att vidta skyddsåtgärder i byggskedet eller att byggandet endast får ske med ett skyddsavstånd till närboende. Alla bedömningar som gjorts har haft som utgångspunkt att de skall vara försiktiga och motsvara en ringa risk från miljö- och hälsoskyddssynpunkt. Samtidigt måste det konstateras att det varken är rimligt eller önskvärt att alla riktvärdena tillåter att alla typer av askor kan nyttjas som konstruktionsmaterial. Flygaskor kan förväntas anrikas på ett antal miljöfarliga metaller som till exempel kadmium, bly och kvicksilver och användning av avfall som bränsleråvara kan bidra till höga halter av till exempel antimon, arsenik, bly och koppar. Miljöegenskaper för askor beror både på processutformning och bränsletyp.

Det är viktigt att understryka att riktlinjer är generella, dvs de bygger på ett antal alternativa emissionsmodeller kopplade med ett bestämt utspädnings- och spridningsscenario. I dessa generella miljöriktlinjer har vi så långt som möjligt använt oss av parametervärde från två närbesläktade riskbedömningssystem, den sk TAC-modellen [39] för beräkning av mottagningskriterier för deponering samt bedömningsmodellen för förorenad mark [14]. Anledningen till detta är att miljöriktlinjer skall harmonisera med dessa system. Det enskilda fallet kan naturligtvis avvika mycket från de scenarier som beskrivits och den generella modell som utvecklats t.ex om den lokala situationen ger en mindre utspädning eller konstruktionen innebär ett tjockare lager av aska så måste en platsspecifik beräkning utföras.

Mot bakgrund av det dataunderlag för askor som granskats kan följande riskklassning göras generellt avseende ringa risk i ett lokalt riskperspektiv vid användning av askor som konstruktionsmaterial och inom ramen för de modellscenarier som tillämpats i projektet.:

1. Ämnen som utgör ringa risk

Halter av ämnen som kadmium, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel och zink i askor tycks med undantag för ett fåtal askor utgöra ringa risk för miljöskador även om dataunderlaget rörande askors innehåll och lakbarhet för dessa ämnen har varit bristfälligt

2. Ämnen som utgör något mer än ringa risk vid hög infiltration av vatten (oskyddad konstruktion)

Lakbara halter av antimon kan antingen utgöra mer än ringa risk eller mindre än ringa risk beroende på vilken typ av referensvärde för acceptabel halt i exponeringspunkten som väljs, se även nedan. Arsenik utgör med få undantag ringa risk från lakningssynpunkt medan ett antal askors lakning av bly om än i måttlig omfattning överstiger lakriterierna. Lakning av bly från askor är dock ofta förknipad med mycket höga pH i lavattnet och de förändrade geokmiska förhållanden som uppstår när ba-

siskt asklakvatten når marken skulle kunna ge en effektiv fastläggning av blyet i marken.

Av förhållandevis mobila ämnena kan klorid och sulfat utgöra mer än ringa risk vid nyttjande i konstruktioner som helt saknar skydd mot infiltration medan de däremot utgör ringa risk vid konstruktioner där infiltrationen av vatten är begränsad. Notera att toxikologiskt referensvärdena inte representerar en hälsorisk utan är tekniska anmärkningar i de svenska dricksvattennormerna (se kap 5.2). Halterna av fluorid tycks i huvudsak endast motsvara ringa risk även för oskyddade konstruktioner men dataunderlaget är mycket begränsat.

3. Ämnena som kan utgöra mer än risk med avseende på totalhalt.

När det gäller spridning av föroreningar med damm tycks beräknade riktvärden för bly och arsenik indikera ett behov av att särskilda åtgärder vidtas som säkerställer att damm inte sprids i känsliga miljöer. Beräkningar rörande risken av kvarlämnade vägar, efter det att de tagits ur bruk, pekar på att dessa ämnen kan utgöra mer än ringa risk från hälsosynpunkt (bilaga D). Detta gäller framför allt för arsenik som hos flertalet askor motsvarar tydligt mer än ringa risk i förhållande till beräknade riktvärden. Beräkningarna utgår från en exponering på 40 dagar per år och en årlig konsumtion av 1 kg växter från området. Något skyddslager som begränsar exponering förutsätts inte finnas (se bilaga D).

En svårighet i arbetet har varit att avgöra vilken hänsyn som skall tas till övergripande miljöpolitiska mål och policys och val av toxikologiskt referensvärden för olika ämnen. Till exempel frågan om vilken marginal som bör tillämpas vid beräkningarna i förhållande till en generell bakgrundsbelastning (som gör att en del av acceptabla toxikologiskt referensvärden är intecknade av annan exponering). Ett annat exempel är hur anpassning skall göras till vissa fastslagna miljömål att undvika material som innehåller vissa utpekade ämnen. Sådana frågor har därför helt lämnats utanför beräkningarna och hela toxikologiskt referensvärdet har här tagits i anspråk vid beräkning av riktvärde.

Den betydelse som värderingsfrågor har vid val av toxikologiskt referensvärden framgår även vid en närmare studie av arsenik. Dricksvattennormen för arsenik (som utgör det styrande toxikologiskt referensvärdet för utlakningsriktvärden) motsvarar en livstidsrisk för canceruppkomst på 0,1-0,3 % [*Resultatrapport till Naturvårdsverket, Kontrakt nr 215 0409, Nationell kartläggning av arsenikhalter i brunnsvatten samt hälsoriskbedömning, Marika Berglund, IMM, Britt-Marie Ek, Bo Thunholm, Kaj Lax, SGU, 2005-06-10*]. Det toxikologiskt referensvärde som tillämpas för partikelburen exponering (huvudsakligen damning) är däremot dimensionerat för en livstidsrisk på 0,001 %. Om en livstidsrisk på 0,1 % skulle tillämpas även avseende partikelburen exponering för arsenik i aska skulle samtliga granskade askor klara beräknade riktvärden med god marginal. Naturligtvis gäller även det omvända att en stor del av askorna inte skulle klarar lakbaserade riktvärden om dricksvattennormer dimensionerades för en livstidsrisk på 0,001 %

Liknande förutsättningar gäller antimon där underlag för ett antal olika alternativa toxikologiska referensvärden tagits fram. En försiktig ansats där naturliga bakgrundshalter tas som utgångspunkt för beräkning av riktvärden för acceptabel utlakning innebär att antimon för många askor kan utgöra mer än ringa risk. Om i stället tillgängliga toxikologiska dataunderlag tas som utgångspunkt för beräkning av riktvärden kommer antimon endast undantagsvis utgöra mer än ringa risk.

I den generella konceptuella modellen för spridning i grundvatten till dricksvattenbrunn och till ytvatten så blir valet av Kd-värde och hydrologiska förhållande (akvifärens djup, grund- och ytvattenflödet storlek samt avstånd till exponeringspunkten) av avgörande betydelse för vilken utspädning och koncentration som erhålls i exponeringspunkten.

Modellen för beräkning av risker med dammspridning innehåller ett stort antal parametrar och en matematiska beskrivning som i huvudsak består av ”kvalificerade” gissningar. Intag av grönsaker, frukt och bär som kontaminerats med damm utgör den helt dominerade exponeringsvägen och här behöver kraftiga förbättringar göras av modellbeskrivningen för att bättre riskbedömningar skall kunna göras. En central sådan faktor är hur stor andel av det damm som deponeras på odlade grönsaker (eller vilda bär) som kan förväntas vara tillgängligt vid konsumtionstillfället. I modellen förutsetts att denna andel är 10%. För både asfaltvägar och grusvägar svarar emissioner av aska som sker vid några få tillfällen i samband med byggnad, underhåll och rivning (totalt ca 20 dagar under vägens livslängd på 30 År) för den dominerande emissionen av damm till de odlade grönsakerna. De beräknade totalhaltsbaserade riktvärdet är alltså extremt känsligt för de förutsättningar som antagits när det gäller emissioner av aska och deposition på odlade grönsaker vid några få tillfällen i vägens livscykel. Förbättringar av modellen är därför framför allt nödvändiga när det gäller dammemissioner vid hantering av aska under anläggning och rivning av vägar. Även bättre kunskap om den damning som kan ske vid drift av grusvägar är av intresse. Speciellt kunskap och beskrivning av sådana förhållanden som kan skapa kortvariga men intensiva spridningsincidenter behöver förbättras.

Den orala biotillgängligheten av ämnen i askor har visat sig vara tämligen hög. För de ämnen där oralt intag av aska (via odlade grönsaker) är en dominerande exponeringsväg medför inte justeringar med avseende på oral biotillgänglighet någon avgörande förändring av de beräknade hälsoriskerna.

De beräkningar som utförts utgår från att askan är täckt av ett slitlager av naturgrus eller asfalt och att konstruktionen inte utsätts för extrem påverkan, som t.ex att material sprids på ett okontrollerat sätt till omgivning vid ras eller skred. Det förutsätts också att normal aktsamhet iakttages under anläggning och driftfas. Det rekommenderas därför att askanvändning i anläggningar byggs på ett sådant sätt och på en sådan plats så att ovanstående utgångspunkter för bedömningssystemet är uppfyllda.

Valda riskbedömningsmodeller har inte funnits lämpliga när det gäller att bedöma ekotoxikologiska krav på kvarlämnade vägar. I det avseendet krävs en alternativ bedömningsmodell.

10 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Under arbetet med utarbetande av miljöriktlinjer har en brist på kunskap identifierats inom följande områden:

Grundläggande materialegenskaper

- Laktest för organiska ämnen
- Effektiv diffusionskoefficient för askor

Ämnestransport i mark och grundvatten

- Effekten av påverkan av alkaliskt lakvatten på underliggande jordlager och basbuffringskapaciteten för svenska jordar.
- Kd-värden för svenska jordar.

Damning: Teorier, modeller, data och testmetoder för generering och spridning av damm samt biotillgänglighet

- Modellen för beräkning av risker med dammspridning innehåller många osäkra delmoment. Speciellt modellbeskrivning av och kunskap om betydelsen av damningsincidenter bör utvecklas.
- Bedömningssystem för kvarlämnade askmaterial efter det att konstruktionen tagit ur bruk, speciellt rörande ekotoxikologiska krav.

11 Litteraturreferenser

- [1] Bendz D, Wik O, Elert M och Håkansson K., Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande., Miljöriktig användning av askor, Rapport 979, Värmeforsk, 2006
- [2] Naturvårdsverkets hemsida 2009-02-19,
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Verksamheter-med-miljopaverkan/Efterbehandling-av-fororenade-omraden/Riskbedomning/Nya-generella-riktvarden-for-fororenad-mark/>
- [3] Håkansson, K., Wik, O., Bendz, D., Helgesson, H. and Lind, B., Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande – Etapp 1. ISSN 0282-3772, Värmeforsk, Stockholm, 2004
- [4] Roth, L. and Eklund, M., 2003. Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden. Waste Management, 23: 107-116, 2003
- [5] Asante-Duah, D., Risk assessment in environmental management, Wiley & sons, Chichester, England, 515 p, 1998.
- [6] Hartlén, J., Fällman, A.-M., Back, P.-E., Jones, C., Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work. AFR-report 250, Naturvårdsverket, 1999
- [7] Covello, V.T. and M.W., Merkhofer, Risk assessment methods - approaches for assessin health and environmental risks, Plenum Press, New York, USA, 318p, 1993.
- [8] Fairman, R., C.D. Mead, W.P. Williams. Environmental Risk Assessment - approaches, experiences and information sources, projektledare Ingvar Andersson Naturvårdsverket, EEA rapport, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, London, 1997
- [9] LaGoy, P.K., Risk Assessment - principles and applications for hazardous waste and related sites, Noyes publications, Park Ridge, New Jersey, USA, 248p, 1994
- [10] McKendry, P.J., Landfill design using a quantitative approach to risk assessment,
- [11] Pavasars, I., Characterisation of organic substances in waste materials under alkaline conditions (Avhandling). Linköping Studies in Arts and Science 186., 1999
- [12] Lind, B, L. Larsson, J. Norrman, O. Arvidsson, M. Arm SGI samt J-P Gustafsson, D Gustafsson, S-Å Ohlsson, Energiaska som vägbyggnadsmaterial-utlakning och miljöbelastning från en provväg Swedish Geotechnical Institute, SGI. Varia 557, 142 sidor, 2005
- [13] Naturvårdsverket , Development of generic guideline values, report 4639, Naturvårdsverket, 1996
- [14] Naturvårdsverket, Beräkningsmodell för riktvärden för mark, REMISSVERSION, 2005-07-04, Kontaktperson NV Yvonne Österlund, 2005

-
- [15] Rimbault, G., Description of moisture content and water movement in road pavements and embankments, ALT-MAT, Report No., WP1LCPC.005/WP1.SGI.004, 1999
- [16] Bendz, D., P. Flyhammar, J. Hartlén, M. Elert, *Leaching from residues used in highway applications – a system analysis*, Kapitel i: Environmental Impact Assessment of Recycled Hazardous Waste Materials On Surface and Groundwaters: Chemodynamics, Toxicology, Modeling and Information System, Water Pollution Series, ISBN: 3-540-00268-5, Springer Verlag, 2004
- [17] Flyhammar, P., D. Bendz, Redistribution and leaching of different elements in a sub-base layer of MSWI bottom ash in a pavement construction, Accepted: Journal of Hazardous Materials, 2005
- [18] Bendz D., Arm M., Flyhammar P., Westberg G., Sjöstrand K., Lyth M., Wik O., Projekt Vändöra: En studie av långtidsegenskaper hos vägar anlagda med bottenaska från avfallsförbränning, Värmeforsk Q4-241, 2005.
- [19] California Environmental Protection Agency - OEHHA - Toxicity Criteria Database, access 2006-02-14
<http://www.oehha.ca.gov/risk/ChemicalDB/chronicreference.asp?name=arsenic&number=7440382>
- [20] RIVM, Re-evaluation of possible human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM Report 711701 025. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Nederländerna, 2001.
- [21] Miljöstyrelsen Danmark, Miljøstyrelsens vejledning nr. 2, 2002 ”B-værdivejledningen”, 2002
- [22] Carlsson C, Bendz D, Jones C, Oral biotillgänglighet av arsenik, antimon och ett urval av metaller i askor, Miljöriktig användning av askor - rapport 1065, Värmeforsk 2008.
- [23] Törneman N., Cox E. E., Durant N. D., Azziz C., Bouwer E., Biotillgänglighet som företeelse och vid riskbedömningar av förorenade områden, Hållbar sanering rapport 5895, Naturvårdsverket januari 2009
- [24] CCME, Canadian Water Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- [25] British Columbia, Ministry of environment, Ambient Water Quality Guidelines for Chloride, April 2003
- [26] British Columbia, Ministry of environment, Ambient Water Quality Guidelines for Sulphate, November 2000
- [27] Wahlström, M., Eskola, P., Laine-Ylijoki, J., Leino-Forsman, H., Mäkelä, E., Olin, M. & Juvankoski, M. Risk assessment of industrial by-products used in earth construction (in Finnish).. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 79 s + app. 54p. (VTT Research Notes 1995). Data muntligen refererade av Margareta Wahlström, 1999
- [28] Gustafsson M., Blomqvist G., Wik O., Damning från grusväg delvis uppbyggd av aska., Miljöriktig användning av askor, Rapport 963, Värmeforsk 2006.

-
- [29] Abbott J, Coleman P, Howlett L, Wheeler P. Environmental and health Risks Associated with the Use of Processed Incinerator Bottom Ash in Road Construction. Prepared for BREWEB, EMC-00-68, 2003.
- [30] Gustafsson M., Wik O., Frogner-Kockum p., Partikelspridning vid byggnation av väg med aska - modellöversikt, undersökning av fuktighetsgradens betydelse för damning och karaktärisering av partiklar från flygaska, Rapport 1100, Värmeforsk 2009.
- [31] Lind, B. Hantering av vägdagvatten – råd och rekommendationer för val av miljöåtgärder, SGI rapport projekt 10671, 2004
- [32] IAEA: Handbook of parameter values for prediction of radionuclide transfer in temperate environments, Tech report series 364. International Atomic Energy Agency, Wien, 1994.
- [33] RIVM, Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden. van den Berg R. Report 725201006. Modified version of original report from 1991. RIVM (National Institute of Public Health and Environmental Protection), Nederländerna, 1995
- [34] Simunek et al, HYDRUS 2-D, US Salinity Lab, 1999
- [35] Howard P., Boetling R., Jarvis W., Meylan W., Michalenko E., Handbook of environmental degradation rates. Lewis Publ., Inc. ISBN 0-87371-358-3, 1991.
- [36] Aronson, D., M. Citra, K. Shuler, H. Printup, and P.H. Howard. Aerobic Biodegradation of Organic Chemicals in Environmental Media: A Summary of Field and Laboratory Studies. Prepared for U.S. EPA, Athens, GA, 1998.
- [37] Aronson, D. and P.H. Howard. Anaerobic Biodegradation of Organic Chemicals in Groundwater: A Summary of Field and Laboratory Studies. Prepared for the American Petroleum Institute, SRC TR-97-0223F. 1997.
- [38] Naturvårdsverket Oförbränt material i aska - Andel organiskt kol, mätmetoder, och mängder. Rapport 5334, 2003.
- [39] Hjelmar O., H.A van der Sloot, D. Guyonnet, R.P.J.J. Rietra, A Brun och D. Hall, Development of acceptance criteria for landfilling of waste: An approach based on impact modelling and scenario calculations, Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 1-5 October, 711- 721, 2001
- [40] Hansen, J.B., Grøn, C., Hjelmar, O., Asmussen, O., Klem, S., Mizutani, S., Gamst, J., Wahlström, M., Håkansson, K., och Breedweld, G., 2004. Leaching tests for non-volatile organic compounds – development and testing. Insänd till NORDTEST, Espoo för publicering.
- [41] Hu Q., J.S.Y. Wang. Aqueous-phase diffusion in unsaturated geological media: a review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 33(3), 275-297, 2003
- [42] Lichtner, P. C., The quasi-stationary state approximation to coupled mass transport and fluid rock interactions in a porous medium. Geochim Cosmochim Acta 52, 143-165, 1988

-
- [43] Blomqvist, G. De-icing salt and the roadside environment: Air-borne exposure, damage to Norway spruce and system monitoring, Avhandling, Kungliga Tekniska Högskolan, Division of Land and Water Resources, ISBN 91-7283-081-6, 2001.
- [44] RVF, Bedömningsgrunder för förorenade massor, 2002
- [45] Johansson Thunqvist, E-L. Estimating chloride concentration in surface water and groundwater due to deicing salt application, Avhandling, Kungliga Tekniska Högskolan, Department of Land and Water Resources Engineering, ISBN 91-7283-532-X, 2001.
- [46] Legret M., Pagotto C. Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural road, Sci. Tot. Env., 235:143, 1999
- [47] Norrström A.C., Jacks G. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts, Sci. Tot. Env., 218:161, 1998
- [48] Pihl, K.A., J. Raaberg Examination of pollution in soil and water along roads caused by traffic and the road pavement, The Danish Road Institute, report 104, 2000
- [49] Lindgren Å. Asphalt wear and pollution transport, Sci. Tot. Env., 189/190:281, 1996
- [50] Rood, G.A., Wilde, P.G.M.d. och Aalbers, T.G., 1995. Emissie van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) uit diverse bouwmaterialen en afvalstoffen. 771402003, RIVM, rijksinstituut voor volksgezondheid en milieuhygiëne, Bilthoven, NL.
- [51] Larsson, L., Mellanlagring av asfalt. Utlakning från uppbruten asfalt - delrapport 1. SGI Varia 468, Statens geotekniska institut, 1998.
- [52] Bäckström, M. On the chemical state and mobility of lead and other trace elements at the biogeosphere/technosphere interface. Doktorsavhandling, Örebro Universitet, 2002
- [53] Ojala, L. & Mellqvist. E. Vägsalt – användning och påverkan på grundvattnet SGU-rapport 2004:13. Sveriges Geologiska Undersökning, 2004.

BILAGOR

A Data för beräkning av haltkriterier för antimon och molybden vid askanvändning i anläggningsbyggande

Celia Jones, Michael Pettersson, Mark Elert Kemakta AR 2008-03

A.1 Inledning

Denna rapport har tagits fram på uppdrag av Statens Geotekniska Institut som en del av Värmeforskprojektet Q6-665, haltkriterier för antimon och molybden vid askanvändning i anläggningsbyggande.

I rapporten ges förslag till indata som behövs för haltberäkningarna. De föreslagna parametervärdena har baserats på en sammanställning och utvärdering av tillgänglig toxikologisk, ekotoxikologisk samt geokemiska data. Underlagsinformationen sammanfattas i rapporten. I vissa fall har de föreslagna parametervärdena baserats på datasammanställningar från internationella och nationella organisationer, men i andra fall har information från litteraturen och andra källor använts.

Parametervärdena som föreslås i denna rapport kommer att användas i en modell som redan har utvecklats för framtagning av miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande (Bendz m.fl., 2006). Modellen har sedan tidigare använts för framtagning av riktvärden för elva föroreningar (nio metaller samt naftalen och benzo(a)pyren). De förslag som ges till parametervärden för molybden och antimon i denna rapport utgår från samma värdering och ambitionsnivå vad gäller skydd av hälsa och miljö som fastställdes vid utveckling av modellen (Bendz m.fl., 2006).

Ett av de parametervärden som behandlas är fördelningskoefficienten mellan fast fas och en lösning, det s.k. Kd-värdet. Flera definitioner av Kd används (Gustafsson et al., 2007). Ett Kd-värde kan bestämmas genom sorptionsförsök (en vattenlösning med en förorening får komma i kontakt med en fast fas och sorptionen beräknas från skillnaden i föroreningskoncentration i vattnet före och efter försöket, ett sk sorptions-Kd). Kd-värden kan även beräknas från lakförsök, där ett förorenat fast material får komma i kontakt med en vätska varvid föroreningen överförs till vätskefasen. Detta värde kallas lak-Kd. Ett sådant Kd-värde har inte nödvändigtvis sin förklaring i en ren desorptionssprocess. Det kan finnas andra processer som styr hur en förorening frigörs från det fasta förorenade materialet, exempelvis upplösning och vittring. Vilka processer som är styrande för lakningen beror bland annat på det fasta materialets karaktär, lakvätskan samt de fysikaliska och kemiska betingelserna. Exempel på material där andra processer än desorption normalt är styrande för frigörelsen av en förorening är slagg, kisaska och glas. De Kd-värden som föreslås i denna rapport ska användas för att beskriva transporten nedströms en föroreningskälla. Sorptionsförsök bedöms bättre representera den process som skall beskrivas än vad lakförsök gör.

A.2 Molybden

Bakgrundshalter i mark

SGU har genomfört rikstäckande markgeokemiska karteringar (SGU, 2007). Naturliga bakgrundshalter finns redovisat för finfraktionen (<0,063 mm) av morän respektive för

sedimentjordarterna. Redovisade halter baseras på lakning med salpetersyra (7M HNO₃) följt av analys med ICP-MS.

Tabell 1. Molybdenhalt (mg/kg TS) i finjord-lera respektive morän (SGU, 2007).

Percentil	p10	p30	p50	p70	p90	p95	p99
finjord-lera (n=1 474)	0,16	0,26	0,36	0,56	1,21	1,79	6,52
morän(n=12 815)	0,13	0,21	0,31	0,48	1,01	1,58	4,56

Dessutom har molybdenhalterna i 25st matjordar rapporterats (Ericsson, 2001), se nedan

Tabell 2. Molybdenhalt (mg/kg TS) i matjord (Ericsson, 2001).

percentil	p25	p50	p75
Molybdenhalt	0,2	0,36	0,67

Data för bedömning av spridning i miljön

K_d-värden i mark

I miljön förekommer molybden huvudsakligen i form av anjonen molybdat, MoO₄²⁻. I anaeroba, sulfidrika förhållanden uppträder thiomolybdat (MoS₄²⁻). Sorption till såväl järn- och aluminiumoxidtytor som organiskt material styr förekomsten av molybden i grundvatten. Sorptionen är stark vid låga pH och avtar med ökande pH. Vid sorption till kaolinit erhålls ett maxima i andel sorberad molybden vid pH 3-4 (Goldberg och Forster, 1998). Vid alkaliska förhållanden är molybden lösligt. Närvaro av fosfat har en negativ inverkan på sorptionen av molybden (Gustafsson, 2004).

Uppgifter om molybdens fastläggningsförmåga i mark är i stort sett obefintlig. Inom det pågående arbetet med att ta fram en uppdaterad version av modell för beräkning av generella och platsspecifika riktvärden (Naturvårdsverket, 2007) föreslås ett K_d-värde på 80 l/kg för molybden. Detta värde baseras på en databas med resultat från ett antal laktester, huvudsakligen skaktester, utförda inom ramen för statliga efterbehandlingsprojekt i Sverige (Elert et al, 2006). För molybden omfattar databasen åtta skaktester (L/S=2 och L/S=10) med en totalhalt av molybden mellan 1,5 och 3 360 mg/kg TS. Beräknade K_d-värden ligger i intervallet 32 -31 300 l/kg med ett medelvärde på ca 2 800 l/kg. Det valda K_d-värdet (80 l/kg) utgör 10-percentilen för de beräknade K_d-värdena.

I TAC-modellen (Hjelmar et al., 2006) används ett K_d-värde på 10 l/kg för molybden. Detta värde skall vara ett sorptions K_d. Utifrån litteratordata från sorptionsförsök, tex Buchter m.fl. (1989), bedöms detta vara lågt. Därför baseras det föreslagna K_d-värdet på sammanställningen av data från svenska projekt.

Förslag: 80 l/kg

Upptag i växter

Molybden är ett essentiellt ämne i växter och finns i ett antal enzymer, t.ex. nitratreduktas som är viktiga för kvävet metabolismen.

Molybden som finns i mineralpartiklar i jord är generellt inte tillgängligt för växtupptag. I jord med pH>4 förekommer molybden i form av molybdatjonen (MoO₄²⁻) som sorberar till lerpartiklar. Andelen av detta molybden som är tillgänglig för växtupptag är be-

roende på jordens pH-värde och fosfathalt. I sura jordar är tillgängligheten av molybden för växtupptag lågt, vilket kan bero på att molybden binder till metalloxider (järn, mangan och aluminium). Förekomst av organiskt material i sura jordar kan öka bioupptaget av molybden. Detta kan bero på bildning av organiska molybdenkomplex, vilket förhindra bindning till metalloxider. Under alkaliska förhållanden är molybden relativt rörligt och tillgängligt för växtupptag.

Upptag av molybden i växter ökar med ökande pH (Tyler och Olsson, 2001, Kabatia Pendias, 2001)). Många av studierna som har genomförts på upptag av molybden i växter har fokuserat på upptag av molybden från askor (t.ex. Coding et al, 1998). Ökat upptag av molybden har observerats under de alkaliska förhållandena som råder i askor.

Sammanställningar av information om upptag av molybden i växter har gjorts av ett antal organisationer, (NCRP 1996, IAEA 2001, Coughtrey et al. 1983, RIVM 2001). Deras förslag till växtupptagsfaktorer sammanfattas i Tabell 3 nedan. Coughtrey et al (1983) konstaterar att växtupptagsfaktorer kan vara upp till en faktor 100 högre i alkaliska jordar, i vattensjuka jordar, eller vid molybdenbrist, än i neutrala matjordar. Få data finns från studier av växtupptag av molybden från jord och som kan används vid beräkning av växtupptagsfaktorer. Data för rotsaker är särskilt bristfälligt. I vissa sammanställningar (t.ex. IAEA 2001, NCRP, 1983) finns ingen beskrivning av dataunderlaget, och de angivna värdena kan vara försiktiga uppskattningar av växtupptagsfaktorer.

Tabell 3. Växtupptagsfaktor för molybden från datasammanställningar

Referens	Växtupptagsfaktor*		växt, jord
	(mg/kg färsk växt per mg/kg TS jord)	(mg/kg torr växt per mg/kg TS jord)	
IAEA (2001)	0,2		grödor, rot- och grönsaker
IAEA (2001)		1,0	foderväxter
NCRP (1996)	0,1		rot- och grönsaker
NCRP (1996)		0,4	foderväxter
Coughtrey et al (1983)		0,5	generellt, vanliga jordar
Coughtrey et al (1983)		0,05	frukter/grödor, vanliga jordar
Coughtrey et al (1983)		2,5	baljväxter, vanliga jordar
RIVM (2001)		0,3	bladgrönsaker
RIVM (2001)		0,015	morot
RIVM (2001)		0,12	generellt, växter

*Upptagsfaktorer baserade på våtvikt är generellt 10-20% av upptagsfaktorer baserade på torrsvikt.

Naturvårdsverket (2008) har föreslagit ett värde på 0,12 mg/kg torrsvikt växt per mg/kg TS jord för blad- och rotgrönsaker baserat på data sammanställt av RIVM. Detta värde ligger inom intervallen av olika uppskattningar, och rekommenderas för alla växtdelar (rot och skott).

Förslag: 0,12 mg/kg torrsvikt växt per mg/kg TS jord.

Data för bedömning av hälsorisker

Molybden är ett essentiellt ämne, med ett uppskattat dagligt behov av 0,1-0,3 mg för vuxna (WHO, 2006).

En sammanställning av data om molybdens cancerframkallande egenskaper har gjorts av RIVM, som drog slutsatsen att molybden inte är genotoxiskt. Varken USEPA eller IPCS har klassat molybdens cancerframkallande egenskaper.

Oralt intag

Toxikologiska referensvärden har tagits fram av USEPA (IRIS databas), av RIVM och av WHO (2006).

WHOs data baseras på en studie av människor som exponerats genom dricksvatten. En icke-effektnivå från denna studie, 0,2 mg/l i dricksvatten, motsvarar ett dagligt intag av 0,4 mg eller (med antagande av ett dricksvattenintag på 2 l/dag) ca 0,007 mg/kg kroppsvikt och dag och en kroppsvikt på 60 kg). Vid framtagande av dricksvattennormen användes en säkerhetsfaktor 3 för extrapolering mellan individer.

USEPA (IRIS databasen) har fastställt ett RfD-värde (Referensdos) på 0,005 mg/kg kroppsvikt och dag. Detta värde är baserat på en studie där det dagliga intaget av molybden i mat och dricksvatten uppskattats till 10-15 mg/dag för vuxna. Detta värde fastställdes 1993.

Även RIVM (2001) har tagit fram ett TDI-värde (Tolerabelt dagligt intag) för molybden; 0,01 mg/kg kroppsvikt och dag. Detta värde föreslås som TDI-värde, eftersom den stämmer ganska bra och det är på samma nivå med värdet som beräknas från försöket som ligger till grund för WHOs dricksvattennormen.

Förslag för TDI: 0,01 mg/kg och dag

Dricksvattennormer

WHO (2006) har fastställt en dricksvattennorm på 0,07 mg/l. Detta värde är baserat på en tvåårig studie av människor som exponerats genom dricksvatten. En icke-effektnivå på 0,2 mg/l observerades, och en säkerhetsfaktor 3 används för att ta hänsyn till variation mellan människor. (Valet av säkerhetsfaktorn tar hänsyn till att molybden är ett essentiellt ämne. Säkerhetsfaktorer för variation mellan människor kan vara mellan 1 och 10).

Inga svenska/europeiska dricksvattennormer finns för molybden.

Förslag: 0,07 mg/l

Inandning

Ett RfC-värde (Referenskoncentration) på 0,012 mg/m³ har föreslagits av RIVM (2001). Detta värde baseras på en studie på råttor och möss där en icke-effektnivå på 12 mg/m³ observerades. En säkerhetsfaktor 1000 tillämpades för att ta hänsyn till extrapolering mellan arter, samt från en semi-kronisk exponering till kronisk exponering.

Inga förslag till RfC-värden har tagits fram av WHO eller USEPA.

Förslag: 0,012 mg/m³

Hudkontakt

En relativ absorptionsfaktor för hudupptag av molybden föreslås av Naturvårdsverket (2007). Eftersom inga data om hudupptag finns för molybden har det föreslagna värdet, 0,01, baserats på värdet för vanadin, som togs fram av USEPA (2001, 2004) utifrån studier av hudupptag av metaller.

Förslag: 0,01

Data för bedömning av miljörisker

Mark

Naturvårdsverket (2007) har föreslagit ett värde för känslig markanvändning på 70 mg/kg.

Riktvärdet har baserats på RIVM:s datasammanställning (RIVM, 2005). 25-percentilen från fördelningen av RIVM:s toxicitetsdata för markprocesser är 105 mg/kg. Med hänsyn till osäkerheten i dataunderlaget har lägsta rapporterade NOEC1-värdet använts som riktvärde, vilket är lägre än 25-percentilen från fördelningen. Lägsta LOEC1-värde i USDoE:s sammanställning är 200 mg/kg, vilket indikerar att riktvärdet är tillräckligt skyddande för markprocesser.

Inga riktvärden för molybden har tagits fram av CCME.

Förslag: 70 mg/kg

Ytvatten

Naturvårdsverket (2007) har föreslagit ett ytvattenkriterium på 0,3 µg/l baserat på data i FOREGS sammanställning av bakgrundshalter i ytvatten i Sverige (FOREGS, 2008). Det valda värdet motsvarar 90-percentilen av bakgrundshalterna. Detta värde har valts för att försäkra att bidraget av molybden från förorenade områden inte leder till ökad belastning på vattendragen.

Detta värde kan jämföras med data i RIVM:s sammanställning av toxicitetsdata för akvatiska organismer (RIVM, 2005). Det finns få data för molybdens toxicitet för akvatiska organismer. Data från studier av kronisk exponering har rapporterats endast för alg. Data från akutexponering av fem olika grupper finns, och lägsta akutdata är lägre än värdet för kronisk exponering av alg. Därför är alg inte den känsligaste gruppen för molybden. Det lägsta akuta värdet (EC50 data) är 29 mg/l. RIVM använder en säkerhetsfaktor 1000 för att utifrån detta värde beräkna ett riktvärde (Maximum Permissible Concentration) för sötvatten på 29 µg/l. Detta värde indikerar att det föreslagna värdet är tillräckligt skyddande mot toxiska effekter i akvatiska organismer.

Förslag: 0,3 µg/l med 29 µg/l som ett toxikologiskt baserat alternativ

A.3 Antimon

Bakgrundshalter i mark

SGU har genomfört rikstäckande markgeokemiska karteringar (Andersson, 2006). Naturliga bakgrundshalter finns redovisat för finfraktionen (<0,063 mm) av morän, se nedan. Redovisade halter baseras på lakning med salpetersyra (7M HNO₃) och kungsvatten, följt av analys med ICP-MS.

¹ NOEC : No observed effect concentration
LOEC: Lowest observed effect concentration

Tabell 4. Antimonhalt (mg/kg TS) i finjord-lera respektive morän (Andersson, 2006).

Percentil	p10	p30	p50	p70	p90	p95	p99
lakning med 7M HNO ₃ (n=7770)	0,004	0,008	0,011	0,018	0,028	0,032	0,058
lakning med kungsvatten (n=5971)	0,03	0,07	0,13	0,19	0,29	0,36	0,74

Det har på senare tid framkommit att lakning med 7M HNO₃ ger resultat som kraftigt underskattar totalmängden antimon i jord, och att uppslutning med kungsvatten (HCl/HNO₃, 3:1) istället bör användas för bestämning av antimon. De antimonhalter som ges i Andersson (2006) skall därför användas med stor försiktighet. Antimonhalter efter kungsvattenlakning har också rapporterats för 25 st matjordar (Eriksson, 2001), se nedan.

Tabell 5. Antimonhalt (mg/kg TS) i matjord (Ericsson, 2006).

Percentil	p25	p50	p75
antimonhalt (mg/kg)	0,2	0,25	0,3

Data för bedömning av spridning i miljön

K_d-värden i mark

Antimon förekommer både i trevärd och i femvärd form. Under aerobiska förhållanden dominerar Sb(V) formen (Bhakhar, 2006). Den lösliga formen i jord är förmodligen antimonat (Sb(OH)₆⁻, som kan sorberas och tas upp av växter på samma sätt som fosfat och arsenat. Sorption av antimon styrs av tillgången av järn- mangan- och aluminium-oxidtytor, medan sorption till organiskt material är av mindre betydelse (Filella et al, 2002). Närvaro av fosfat och organiska syror har påvisats ge en viss reduktion i sorptionen av antimon (Bahkhar, 2006). Resultat i Tighe et al., (2005) indikerar att humussyror i sura jordar med ett stort inslag av organiskt material kan vara av betydelse för sorptionen av femvärd antimon (ECB, 2008).

Rapporterade data över K_d-värden för antimon från nio studier är sammanställda i tabellen nedan. Tabellen utgörs av såväl sorptionsförsök (en vattenlösning med antimon får komma i kontakt med en fast fas och sorptionen beräknas från skillnaden i antimonkoncentration i vattnet före och efter försöket) som lakförsök. De 117 rapporterade K_d-värdena spänner över intervallet 0,2 – 105 l/kg med ett geometriskt medelvärde på 170 l/kg. Då endast data från sorptionsförsöken (34 värden) beaktas erhålls ett geometriskt medelvärde på 80 l/kg. För lakförsöken (83 värden) är motsvarande medelvärde drygt 230 l/kg. Som framgår av data i tabell 3.3, uppvisar lakförsöken en större spridning i K_d-värden och ett högre medelvärde.

Gerritse et al., (1982) rapporterar en adsorptionskonstant för antimon i sandig jord på ca 2-16 och för "sandy loam" på 20 (ECB, 2008).

Generellt fastläggs trevärt antimon bättre i marken och över ett bredare pH-intervall än vad som är fallet med femvärt antimon (Johnson et al., 2005). Den femvärda formen är nästan fullständigt sorberad till jordpartiklar då pH underskrider 5 medan trevärt antimon når detta tillstånd först vid ett pH-värde av 10 eller högre. I ECB (2008) refereras resultat från Pauwels (1985) som indikerar att antimon sorberar kraftigast vid ett pH-

värde kring 3-4, och att detta har sin förklaring i att de ytor som sorption sker till blir allt mer negativt laddade då pH ökar varvid sorptionen av anjonen Sb(OH)_6^- blir svagare. I ett flertal av de undersökningar som redovisas i tabell 3.3 framgår det inte i vilken form antimon föreligger, men då denna uppgift ges är det oftast som Sb(III). Med detta underlagsmaterial som grund går det inte att påvisa någon skillnad sorptionen mellan de två formerna av antimon.

I TAC-modellen (Hjelmar et al., 2006) används ett Kd-värde på 5 l/kg för antimon. 10-percentilen av de Kd-värden som har erhållits i de 34 sorptionsförsök som är sammanställda i Tabell 6 uppgår till 6,3 l/kg.

Under beaktande av den spridning som föreligger i rapporterade data föreslås ett Kd-värde på 10 l/kg, baserat på resultaten från sorptionsförsöken.

Förslag: 10 l/kg

Tabell 6. Sammanställning över rapporterade data för sorption av antimon.

Typ av experiment	Förening	Oxidationstal	K_d (L/kg)				Antal	Reference
			Min	Max	Artemetiskt medel	Geometriskt medel		
Lakförsök	Ej känt	Ej känt	560	7 500	2 200	1 600	14	Ettler et al (2007)
Lakförsök	Ej känt	Ej känt	0.2	1 700	190	41	22	Elert <i>et al.</i> , (2006)
Lakförsök	Ej känt	Huvudsakligen Sb(V)	4	320	94	48	6	Johnson et al (2005)
Lakförsök	Ej känt	Ej känt	14	100 000	7 900	1 300	24	Flynn et al (2003)
Lakförsök	Sb ₂ S ₃	Sb(III)	420	4 200	2 300	1 300	2	Hammel et al (2000)
Lakförsök ¹⁾	KSbO-tartrat	Sb(III)	26	30	28	28	3	Hammel et al (2000)
Lakförsök ¹⁾	Sb ₂ S ₃	Sb(III)	62	160	130	120	3	Hammel et al (2000)
Lakförsök ¹⁾	Sb ₂ S ₅	Sb(V)	34	84	52	48	3	Hammel et al (2000)
Lakförsök	Ej känt	Ej känt	8	25	14	13	3	van der Sloot et al (1991)
Sorption	Ej känt	Ej känt	32	750	390	150	2	van der Sloot et al (1991)
Sorption	KSb tartrat	Sb(III)	7	1 000	150	65	16	King (1988)
Sorption	Huvudsakligen HSbO ₂ /Sb(OH) ₃	Sb(III)	2	6 000	2 900	1 100	8	Hoeffner (1985)
Sorption	SbCl ₃	Sb(III)	2	34	10	7	8	Erdal (1977)
Lakförsök	SbCl ₃	Sb(III)	58	120	82	78	3	Erdal (1977)
Alla sorptionsförsök			2	6 000	790	80	34	
Alla lakförsök			0.2	100 000	3 000	260	77	

Artificiellt förorenad jord.

Upptag i växter

Växtupptag av antimon påverkas av samma faktorer som påverkar rörlighet av antimon i jord, t.ex. metalhydroxidhalten och pH samt i viss mån halten organiskt material och lerhalt. Ingen klar relation mellan olika jordegenskaper har dock påvisats i studier av växtupptag från olika jordarter (t.ex. Pauwels, 1985).

En sammanställning av information om upptag av antimon i växter har gjorts. Data från följande studier har sammanställts: Pauwels (1985), Fahrenhorns och Renger (1990), Mitchell (1992), Furr m.fl. (1976), Laul m.fl. (1977), Lux m.fl. (1995), Hale och Wallace (1970), Cataldo och Wildung (1978). Upptag av antimon i växter från olika jordar (vissa med inblandning av annat material, t.ex. aska, blyhagel, avloppsslam och torv) rapporteras i dessa studier. Resultaten av dessa studier sammanfattas i Tabell 7 nedan.

Tabell 7. Sammanställning av litteraturläsa för upptag av antimon i växter

växt	antal obser- vationer	Växtupptagsfaktor mg/kg torr växt per mg/kg jord		
		bästa uppskattning	max	min
grödor	24	0,006	0,05	0,0001
frukt	9	0,3	1	0,01
grönsaker	56	0,7	2	0,005
baljväxter, frö/baljor	18	0,24	1,2	0,008
potatis	6	0,3	1	0,02
rotsaker	42	0,6	2,7	0,03

Ett antal andra sammanställningar av information om upptag av antimon i växter har gjorts, (NCRP, 1996; IAEA, 2001; Coughtrey et al., 1983; RIVM, 2001). Deras förslag till växtupptagsfaktorer sammanfattas i tabell 3.5 nedan. I vissa sammanställningar (t.ex. IAEA 2001; NCRP, 1983) finns ingen beskrivning av dataunderlaget, och de angivna värdena kan vara försiktiga uppskattningar av växtupptagsfaktorerna. Dock är dessa värden framtagna med avseende på upptag till ätliga delar av växterna.

Senare publikationer (Hammel et al, 2000 och Gal et al, 2007) har studerat upptaget av antimon från jordar med höga antimonhalter (från gruvområden där naturliga halterna antimon i jord är höga). I dessa studier är växtupptagsfaktorn ca 0,0005 i frukt, sädeslag och rotsaker och ca 0,004 i blad/skott grönsaker. I studier med jord som hade kontaminerats artificiellt med olika kemiska former av antimon (KSbO-tartrate och Sb₂S₃) var den biotillgängliga fraktionen högre (sex månader efter kontaminering) och upptagsfaktorn för bladgrönsaker var mellan 0,2 och 0,5.

Tabell 8. Växtupptagsfaktor för antimon från datasammanställningar

Referens	Växt upptagsfaktor	
IAEA (2001)	0,001 (mg/kg färsk växt per mg/kg TS jord)	grödor, rot- och grönsaker
IAEA (2001)	0,1 (mg/kg torr växt per mg/kg TS jord)	foderväxter
NCRP (1996)	0,01 (mg/kg färsk växt per mg/kg TS jord)	rot- och grönsaker
NCRP (1996)	0,1 (mg/kg torr växt per mg/kg TS jord)	foderväxter
Coughtrey et al (1983)	0,05 (mg/kg torr växt per mg/kg TS jord)	kan överskatta upptag i frukter, rotsaker och baljväxter.
RIVM (2001)	0,01 (mg/kg torr växt per mg/kg)	geometrisk medelvärde av tillgängliga uppgifter.

Ett värde på 0,01 mg/kg torrsvikt växt per mg/kg TS jord föreslås för både bladgrönsaker och rotsaker. Detta värde ligger inom intervallen av olika uppskattningar och rekommenderas därför för både rot- och grönsaker. Detta värde även används av Naturvårdsverkets modell för riktvärden för förorenade mark.

Förslag: 0,01 mg/kg torrsvikt växt per mg/kg TS jord

Data för bedömning av hälsorisker

Toxiciteten av antimon är beroende av den kemiska formen. Generellt är antimon (V) den mindre toxiska formen. Det finns inga data som indikerar att antimon är cancerogent genom oralt intag. Det finns en indikation från studier på försöksdjur att antimontrioxid är genotoxiskt. Antimontrioxid har även visat sig kunna orsaka cancer i lungorna till följd av inhalation, dock är det osäkert om effekten orsakats av höga dammhalter eller av antimontrioxid. Antimontrioxid har klassats av IARC som "possibly carcinogenic to humans" (Grupp 2B)". Dock är antimontrioxid inte den förekomstform som vanligtvis påträffas i mark. Antimontrioxid har låg biotillgänglighet (WHO, 2006).

Oralt intag

WHO (2006) har fastställt ett TDI-värde på 6 µg/kg kroppsvikt och dag, baserat på en icke-effektnivå på 6,0 mg/kg kroppsvikt och dag från en studie av födointag och tillväxt i råttor (denna studie publicerades 1999). En säkerhetsfaktor på 1000 tillämpas för att ta hänsyn till extrapolering från råttor till människor samt att studien var en korttidsstudie. USEPA (IRIS databas) har fastställt ett RfD-värde på 0,4 µg/kg kroppsvikt och dag. Även detta värde är baserat på studier på råttor och en säkerhetsfaktor 1000. Detta värde har inte uppdaterats sedan 1991.

Förslag: 6E-3 mg/kg kroppsvikt och dag.

Dricksvattennormer

EU (direktiv 98/83/EG) har fastställt ett gränsvärde för antimon i dricksvatten på 5 µg/l. Detta direktiv har införlivats i Sverige genom SLVFS 2001:30, med ändringar t.o.m. LIVSFS 2005:10. Gränsvärdet är baserat på en tidigare provisorisk dricksvattennorm från WHO (WHO, 1993). Detta värde var dåvarande rapporteringsgränsen som använts eftersom dricksvattennormen som beräknades utifrån tillgängliga toxicitetsdata låg under rapporteringsgränsen. WHO har dock uppdaterat dricksvattennormen (se nedan).

WHO (2006) har förslagit en dricksvattennorm på 0,02 mg/l. Dricksvattennormen baseras på WHO:s TDI-värde (se oralt intag ovan) samt antagandet att 10% av det tolerabla intaget får komma från dricksvatten.

Dricksvattennormen är gränsvärdet från EU direktiv 98/83/EG och är gällande i Sverige. Det förslag som WHO senare utarbetat är dock baserat på ett mer aktuellt vetenskapligt underlag och föreslås därför som ett toxikologiskt grundat referensalternativ.

Förslag: 5 µg/l med 20 µg/l som toxikologisk grundat referensalternativ.

Inandning

Inga toxicitetsreferensvärden för inhalation av antimon har påträffats. Ett referensvärde för antimon i luft kan beräknas utifrån TDI-värdet, och antagandet att hela intaget av antimon sker via inandning. Med antagandet att andningshastigheten för vuxna är 20 m³/d och kroppsvikten 70 kg, är referenshalten i luft 2×10⁻⁴ mg/m³.

För antimontrioxid anger IRIS ett RfC-värde på 2×10⁻⁴ mg/m³, baserat på en studie där råttor exponerats under ett år. Värdet stämmer med värdet som kan räknas från TDI-värdet. Säkerhetsfaktorer på 10 (för att skydda känsliga individer), 3 (extrapolering från djurförsök till människor) och 3 (brist av data om effekter på reproduktion och utveckling) har använts vid framtagande av RfC-värdet.

Förslag, 2×10⁻⁴ mg/m³.

Hudkontakt

En relativ absorptionsfaktor för hudupptag av antimon föreslås av Naturvårdsverket (2007). Eftersom inga data finns för hudupptag av antimon har det föreslagna värdet, (0,03) baserats på data för arsenik. För arsenik finns en del experimentella studier på upptag från jord. Dessa studier visar en in vivo absorption mellan 3,2 och 4,5 % för arsenik blandad med jord (Wester 1993). US-EPA (2001; 2004) använder studien som underlag för en rekommenderad absorptionsfaktor på 3%.

Förslag: 0.03

Data för bedömning av miljörisker

Antimon är även giftigt för miljön och ett antal studier ha gjorts för att ta fram vid vilka halter som en negativ påverkan på miljön kan förväntas. Även för miljön beskrivs den trevärda formen Sb(III) som mer toxisk än den femvärda Sb(V). Det saknas dock vanligen information om vilken form av antimon som använts i olika ekotoxikologiska tester. Det är sannolikt att Sb(III) som tillsätts till jord eller vatten vid början av ett ekotoxikologiskt test kommer att oxideras till Sb(V) under testperioden (se Oorts et al , 2008 och Filella et al, 2002) och att testresultaten därför visar antingen den kombinerade toxiciteten av Sb(III) och Sb(V) eller, om oxidation sker snabbt, enbart toxiciteten av Sb(V). Därför har inget försök gjorts att skilja mellan olika kemiska former av antimon i sammanställning av ekotoxikologiska data.

Skillnaderna i lösligheten av olika kemiska former av antimon kan påverka toxiciteten. SbCl₃ är en lättlöslig form av antimon och frigörelsen av giftiga joner sker snabbare än från Sb₂O₃.

Mark

Naturvårdsverket (2007) har föreslagit ett riktvärde för skydd av markmiljön vid känslig markanvändning på 20 mg/kg TS. Värdet är baserat på RIVM:s datasammanställning (RIVM, 2005).

I Nederländerna har inga MPA/MPC (Maximum Permissible Addition/Maximum Permissible Concentration) riktvärden tagits fram. I RIVM:s datasammanställning finns 4 NOEC-värden för tre olika grupper organismer. Det lägsta NOEC-värdet är 17 mg/kg och 25-percentilen för de nederländska data är ca 28 mg/kg.

En sammanställning av data om antimons ekotoxikologiska egenskaper har gjorts av europeiska kemikaliebyrån, (European Chemicals Bureau - ECB) i samband med den riskbedömning av diantimontrioxid (Sb_2O_3) som utförts av Kemikalieinspektionen (ECB, 2008). För jord anger ECB en trolig halt där inga effekter förekommer (PNEC) som 37 mg/kg TS (ECB, 2008). ECB:s PNEC-värde baserades inte på NOEC-värden för fastfashalten i jorden, eftersom man bedömde att Sb_2O_3 inte åldrats tillräckligt för att jämvikt mellan fastfas och porvatten skulle ha uppnåtts och att man därigenom riskerade att underskatta toxiciteten. Istället beräknades PNEC-värdet med den porvattenhalt (9,7 mg/l) som uppmättes vid NOEC-värdet och som sedan räknades om till halt i jord baserat på ett Kd-värde på 38 l/kg. Dessutom användes en säkerhetsfaktor på 10.

USEPA:s eco-SSL för evertetrater är 78 mg/kg, vilket är det geometriska medelvärdet av tre EC20-data. En jämförelse mellan Naturvårdsverkets riktvärde och dessa data indikerar att riktvärdet är tillräckligt skyddande för marklevande organismer. USEPA:s eco-SSL för däggdjur är mycket lägre, 0,27 mg/kg, men detta riktvärde är baserat på ett mycket osäkert toxikologiskt referensvärde för däggdjur, som kan ligga mellan 0,059 och 13,3 mg/kg. Eftersom eco-SSL värdet varierar direkt med det toxikologiska referensvärdet kan eco-SSL för däggdjur vara upp till 200 gånger högre.

Inga riktvärden har tagits fram av CCME för antimon i mark.

Förslag: 20 mg/kg

Ytvatten

Naturvårdsverket (2008) har föreslagit ett ytvattenkriterium på 0,1 $\mu\text{g/l}$. Detta värde har valts för att försäkra att bidraget av antimon från förorenade områden inte leder till ökad belastning på vattendragen. Naturvårdsverkets ytvattenkriterium är baserat på FOREGs sammanställning av bakgrundshalter i ytvatten i Sverige (FOREGS, 2008). Det valde värdet motsvarar 90-percentilen av bakgrundshalter.

Toxikologiska data för sötvattenorganismer har sammanställts av RIVM (2005). Icke-effekt koncentrationer eller EC/10-koncentrationer i vatten låg mellan 0,8 och 121 mg/l för fem grupper av organismer. Dessa data indikerar att det föreslagna värdet är tillräckligt skyddande mot toxiska effekter i sötvatten.

ECB (2008) har sammanställt ekotoxikologiska data i samband med den riskbedömning av diantimontrioxid (Sb_2O_3) som utförts av Kemikalieinspektionen. Antalet ekotoxikologiska studier för söt- och saltvattenarter som ECB identifierat som pålitliga visas i tabell 3.6. Observera att för det lägsta akuta toxicitetsvärdet för sötvatten evertetrater (rygggradslösa djur) är nästan samma värde som det lägsta kroniska värdet.

Tabell 9. Sammanställning av ekotoxikologiska studier som ingår i ECB:s studie.

Typ av vatten	Typ av test	Antal studier			Lägsta toxiska halt (mg/l)		
		Fisk	Evertebrater	Alg	Fisk	Evertebrater	Alg
Sötvatten	Akuta	3	2		14,4	1,77	
	Kroniska	2	1	3	1,13	1,74	2,11
Saltvatten	Akuta	1	0		6,9		
	Kroniska	0	0	0			

ECB anger den halt där sannolikt ingen effekt uppträder (PNEC-värdet) i sötvatten som 113 µg/l, vilket är beräknat utifrån den lägsta halt som inte visar på någon effekt (NOEC-värdet) delat med en säkerhetsfaktor på 10. Denna säkerhetsfaktor anses lämplig eftersom data finns för fisk, evertebrater och alg. Ingen hänsyn togs till det lägsta akuta toxicitetsvärdet för ryggradslösa djur (hydra) eftersom andra kroniska toxicitetsvärden (NOEC-värden) finns för samma trofiska nivå (sekundära konsumenter, i detta fall fisk). Hade det akuta värdet kommit från en annan trofisk nivå, beräknas PNEC värdet utifrån lägsta NOEC och en säkerhetsfaktor på 50, dvs PNEC hade blivit ca 23 µg/l. På grund av den stora skillnaden mellan arten Hydra, ett nässeldjur, och fisk bedöms det lägre värdet kunna vara väl så motiverat.

För saltvatten beräknades PNEC-värdet från lägsta NOEC-värdet i tabellen samt en säkerhetsfaktor 100 (11,3 µg/l). En högre säkerhetsfaktor har använts eftersom tillgången på data för saltvattenorganismer är dålig.

Förslag: 0,1 µg/l med 23 µg/l som ett toxikologiskt baserat alternativ.

A.4 Referenser

- A [1] Andersson M (2006): Geokemiska kartan, Markgeokemi, Metaller i morän och andra sediment från Varberg till Lidköping, Rapport K 45, Sveriges Geologiska Undersökning (Innehåller även rikstäckande data). 2006.
- A [2] Bendz D, Wik O, Elert M och Håkansson K (2006): Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande. Värmeforsk rapport 979. Värmeforsk, Stockholm.
- A [3] Bhakhar N (2006): Antimony removal by iron-oxide coated Olivine and water treatment residual, Master Thesis, Environmental Engineering and Sustainable Infrastructure, Royal Institute of Technology, Stockholm
- A [4] Buchter B, Davidoff B, Amacher MC, Hinz C, Iskandar IK, Selim HM (1989): Correlation of Freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements. Soil Science, 148, 5, 370-379.
- A [5] Cataldo D och Wildung R (1978): Soil and plant factors influencing the accumulation of heavy metals by plants. Environ. Health Perspect. 27, 149-159.
- A [6] Coding EE och Wright RJ (1998): Plant uptake of selenium, arsenic and molybdenum from soil treated with coal combustion byproducts. Fresenius Environmental Bulletin, v 7 (1/2), pp
- A [7] Coughtrey PJ, Jackson D och Thorne MC (1983): Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. Vol 2 och 3. A.A. Balkema, Rotterdam.

- A [8] ECB (2008): European Union Risk Assessment Report. DIANTIMONY TRIOXIDE. CAS No: 1309-64-4. EINECS No: 215-175-0. Utkast maj 2008.
- A [9] Eriksson J (2001): Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda, Rapport 5148, Naturvårdsverket, 2001.
- A [10] Elert M, Fanger G, Höglund L O, Jones C, Suér P, Wadstein E, Bjerre-Hansen J och Groen C (2006) Laktester för riskbedömning av förorenade områden, Kunskapsprogrammet för Hållbar Sanering, Naturvårdsverket, Stockholm
- A [11] Erdal B, Wolfsberg K, Vidale R, Duffy C och Hoffman D (1977) Laboratory measurements of radionuclide distribution between selected ground water and geologic media , Los Alamos Scientific Laboratories, PNL-SA-6957, New Mexico, USA
- A [12] Ettler V, Mihjaljevic M, Sebek O och Nechutny Z (2007), Antimony availability in highly polluted soils and sediments – A comparison of single extractions, *Chemosphere*, 68, 455-463
- A [13] Fahrenhorst C och Renger M (1990): The effects of verhy large amounts of lead, antimony and arsenic on agricultural soils in the vicinity of shooting ranges. (På tyska). Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. Reihe Kongressberichte, 32, 827-830.
- A [14] Filella M, Belzile N och Chen Y-W (2002): Antimony in the environment: a review focused on natural waters II Relevant solution chemistry, *Earth-Sci. Rev.*, 59, 265-285
- A [15] Flynn H C, Meharg A A, Bowyer P K och Paton G I, (2003), Antimony bioavailability in mine soils, *Environ. Pollut.*, 124, 93-100
- A [16] FOREGS (2008): Forum of European Geological Surveys. Geochemical atlas of Europe. Salminen (ed). EuroGeoSurveys - FOREGS. Geological Survey of Finland.
- A [17] Furr A, Kelly W, Bache C, Gutenmann W och Lisk D (1976): Multielement uptakek by vegetables and millet grown in pots on fly as amended soil. *J. Agric. Food Chem*, 24, 4, 885-888.
- A [18] Gal J, Hurtshouse A, Cuthbert S (2007). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 42:9, 1263-1274
- A [19] Gerritse RG, Vriesema R, Dalenberg JW and de Roos HP (1982): Effect of sewage sludge on trace element mobility in soils. *J Environ Qual*. 11: (3): 359-364.
- A [20] Gustafsson J P (2004): Molybden och volfram i svenska jordar – förekomstformer och löslighet, Slutrapport december 2004, SGU-projekt kontrakt 03-1125/2001.
- A [21] Gustafsson J P, Elert M, Berggren Kleja D och Jarvis N (2007): Modeller för spridning av metaller från mark till vatten, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5741, Naturvårdsverket, Stockholm
- A [22] Hale VQ och Wallace A (1970): Effects of chelates on uptake of some heavy metal radionuclides from soil by bush beans. *Soil Sci*, 109, 262-263.
- A [23] Hammel W, Debus R och Steubing L (2000); Mobility of antimony in soil and its availability to plants. *Chemosphere* 41, 1791-1798
- A [24] Hjelmar O, Holm J, Gudbjerg J, Bendz D, Suér P, Rosqvist H, Wahlström M och Laine-Ylijoki J (2006): Development of criteria for acceptance of mono-

lithic waste at landfills, TemaNord 2006:555, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark

- A [25] Hoeffner S L (1985) Radionuclide Sorption on Savannah River Plant Burial Ground Soil – A Summary and Interpretation of Laboratory Data, Savannah River Laboratory, DE86004080/XAD, DP-1702, Aiken, Sc, USA
- A [26] IAEA (2001): Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety reports series, No 19. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- A [27] IRIS: Integrated risk information system. USEPA (uppdateras regelbundet). <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?IRIS>
- A [28] Johnson C A, Moench H, Wersin P, Kugler P och Wenger C (2005): Solubility of antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. J. Environ. Qual., 34, 248-254
- A [29] Kabata Pendias A (2001): Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed. CRC Press.
- A [30] King L D (1988) Retention of metals by several soils of the southeastern United States, J.Environ.Qual., 17(2), 239-250
- A [31] Laul J, Weimar W och Rancitelli L (1977): Biogeochemical distribution of Rare Earths and other Trace elements in Plants and Soils. BNWL-SA-6078.
- A [32] Lux D, Kammerer L, Ruhm W, Wirth E och Newton G (1995): Cycling of Pu, Sr, Cs and other long lived radionuclides in forest ecosystems of the 30 km zone around Chernobyl. Science of the Total Environment. 173/174, 1/6, 375-384.
- A [33] Mitchell N (1992): The influence of soil type and climate on the uptake of radionuclides into wheat. PhD thesis, Imperial College, University of London.
- A [34] NCRP (1996): Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water and ground. NCRP report no 123 (I). National Council on Radiation Protection and Measurements. Bethesda, MD, USA.
- A [35] Naturvårdsverket (1999): Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Naturvårdsverkets rapport 4913. naturvårdsverket.
- A [36] Naturvårdsverket (2007): Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Remissversion 2007-10-19..
- A [37] Oorts K, Smolders E, Degryse F, Buekers J, Gasco G, Cornelis G och Mertens J (2008): solubility and toxicity of antimony trioxide (Sb₂O₃) in soil. Environ. Sci. Technol. 42, 4378-4383.
- A [38] Pauwels J (1985): The behaviour of antimony in the soil and its uptake by plants. Rijksuniversiteit Gent.
- A [39] RIVM (2001a): Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater, (Lijzen J P A, Baars A J, Otte P F, Rikken M, Swartjes F A, Verbruggen E M J, Wezel A P van), RIVM Bilthoven, Report nr 711701021.
- A [40] RIVM (2001b): Versluijs CW och Otte, PF. Accumulatie van metalen i planten. RIVM rapport 7171701 024. National Institute for Public Health and the Environment.

- A [41] RIVM (2005): Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. van Vlaardingen, PLA, Posthumus R och Posthuma-Doodeman CJAM. RIVM report 601501029. National Institute for Public Health and the Environment.
- A [42] SGU (2007): Utdrag ur SGU:s Regionala markgeokemiska databas, september 2007.
- A [43] Stehouwer RC, Sutton P och Dick WA (1996): Transport and plant uptake of soil-applied dry flue gas desulfurisation by-products. *Soil Science*, v 161(9), pp 562-574.
- A [44] Tighe M, Lockwood P and Wilson S (2005): Adsorption of antimony (V) by floodplain soils, amorphous iron (III) hydroxide and humic acid. *J Environ Monit* 7: 1177-1185.
- A [45] Tyler G och Olsson T (2001): Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming. *Plant and Soil*, v 230 (3), pp 307-321.
- A [46] USEPA (2001; 2004): Risk assessment guidance for Superfund. Volume 1. Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment) EPA/540/R/99/005. Washington DC: US Environmental Protection Agency
- A [47] Van der Sloot H A, de Groot G J, Hoede D och Wijkstra J (1991) Mobility of trace elements derived from combustion residues and products containing these residues in soil and groundwater, Netherlands Energy Research foundations, ECN (Pettern), ECN-C--91-059 NTIS/DE92790147
- A [48] Wester RC, Maibach HI, Sedik L (1993): In vivo and in vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil. *Fundamental and Applied Toxicology*, 20, 336-340.
- A [49] WHO (2006a): Guidelines for Drinking-water Quality. First addendum to third edition. Volume 1 Recommendations, 2006.

B Matematisk modellbeskrivning och parameterdata för beräkning av hälsorisk vid spridning av dammpartiklar från vägen

B.1 Spridningsmodell för dammpartiklar

I Tabell 1 sammanfattas de parametrar som används för beräkning av spridning av damm från vägen till omgivningen.

Tabell 1. Parametrar för beräkning av spridning av damm från vägen till omgivningen.

	Grusväg	Asfaltväg
B – Vägkonstruktionens bredd (m)	10	10
x1 – Zon inom vilken exponering sker. Avstånd från vägkant (m)	20	20
E _d – Antagen standardemission av <u>askpartiklar</u> emitterat till omgivande luft från en yta byggd av aska (g/m ² ,d). Värdet är konservativt valt för att återspegla en situation för en väg med hög trafikintensitet och med meteorologiska förhållanden gynnsamma för att sprida damm mot den sida av vägen där exponeringsobjektet befinner sig	1	0,5
T _{väg} – Livstid för en väg innan den rivs upp och nyanläggs (år)	32	32
T _{växt} – Tiden för en växtsäsong (dagar)	60	60
T _{anl} – tid för att anlägga en väg (exponeringsdagar)	7	7
T _{riv} – tid för att riva en väg (exponeringsdagar)	7	7
T _{uh} – tid för att underhålla en väg (exponeringsdagar)	1	1
T _{uhf} – Den tidperiod som går mellan underhållsåtgärder (år)	5	5
f _{emanl} – Faktor för den ökade damning i förhållande till E _d som erhålls under det anläggningsarbeten pågår	10	10
f _{emriv} – Faktor för den ökade damning i förhållande till E _d som erhålls under det rivningsarbete pågår	10	10
f _{emuh} – Faktor för den ökade damning i förhållande till E _d som erhålls under det underhållsarbete pågår	10	10
f _{embr} – Faktor för den minskade damning i förhållande till E _d som erhålls vid bruk av vägen då den är försedd med aktuellt ytskikt.	0,5	0
f _{lte} – Faktor för den minskade damning i förhållande till E _d som erhålls vid långtidsemissioner	0,1	0,1
h _{damm} – Medelluftnivå (höjd) inom vilken dammet sprider sig (m)	2	2
v – Medelvindhastighet (m/s)	1	1
f _{in/ut} – Faktor för hur koncentrationen av dammpartiklar inomhus beror av koncentrationen utomhus [14] ¹	1,26	1,26
f _{t-inne} – Andel av tiden inomhus [12]	0,88	0,88

f_{dep} – Andel av dammet som antas deponeras (dimlös)	0,75	0,75
--	------	------

¹ Faktorn $f_{in/ut}$ har uppskattats med utgångspunkt för de värden som används i [12] avseende koncentrationen av förorenade partiklar respektive vistelsetiden inomhus kontra utomhus.

Koncentration av damm [mg/m^3], inomhusluft	0,055	$f_{in/ut} = \frac{0,055 \cdot 0,8}{0,07 \cdot 0,5} \approx 1,26$
Koncentration av damm [mg/m^3], utomhusluft	0,07	
Andel damm från förorenad jord [%], inomhusluft	80	
Andel damm från förorenad jord [%], utomhusluft	50	

Damm i inandad luft

Koncentrationen av damm i utomhusluften vid vägen för respektive fas beräknas med följande ekvation:

$$C_{dut,fas} = \frac{E_d \cdot f_{emfas} \cdot b}{v \cdot h_{damm}} \cdot \frac{1000}{60 \cdot 60 \cdot 24}, (\text{mg}/\text{m}^3) \quad (\text{B.4})$$

där index fas anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (anl , riv , uh).

Medan ovanstående faser i vägens livscykel pågår under några få dagar vid varje enskilt tillfälle så antas att vägen brukas under 365 dagar om året. För bruksfallet blir det därmed orimligt att anta att meteorologiskt gynnsamma dammspridningsförhållande råder under hela perioden. För att ta hänsyn till detta införs en faktor där dammemissionen justeras ner med en faktor f_{lte} i förhållande till den antagna emissionsfaktorn enligt:

$$C_{dut,br} = \frac{E_d \cdot f_{lte} \cdot f_{emfas} \cdot b}{v \cdot h_{damm}} \cdot \frac{1000}{60 \cdot 60 \cdot 24}, (\text{mg}/\text{m}^3) \quad (\text{B.5})$$

För att kunna beräkna genomsnittliga dagliga exponeringen för damm måste damkoncentrationen i luft integreras över aktuell exponeringstid vilket är minst 1 år med hänsyn till kronisk humantoxisk effekt. För faser som endast utgör en liten del av ett år eller en livstid (anläggning och rivning) måste därför ett tidsvägt årsmedelvärde beräknas enligt följande:

$$C_{dut,anl}^{\text{år}} = \frac{C_{danl} \cdot T_{anl} + C_{dbr}^{\text{år}} \cdot (365 - T_{anl})}{365}, \text{Årsmedelhalt}(\text{mg}/\text{m}^3) \quad (\text{B.6})$$

$$C_{dut,riv}^{\text{år}} = \frac{C_{driv} \cdot T_{riv} + C_{dbr}^{\text{år}} \cdot (365 - T_{riv})}{365}, \text{Årsmedelhalt} (\text{mg}/\text{m}^3) \quad (\text{B.7})$$

Underhållsfasen integreras i bruksfasen så att ett värde erhålls gemensamt för bruk och underhåll av vägen erhålls:

$$C_{dut,uhbr}^{\text{år}} = \frac{C_{duh} \cdot T_{uh} / T_{uhf} + C_{dbr}^{\text{år}} \cdot (365 - T_{uh} / T_{uhf})}{365} \cdot f_{lte}, \text{Årsmedelhalt} (\text{mg}/\text{m}^3) \quad (\text{B.8})$$

Den integrerade dammkoncentrationen vid vistelse både utomhus och inomhus beräknas för de olika faserna enligt :

$$C_{dfas} = C_{dut, fas} \cdot (1 - f_{t-inne}) + C_{dut, fas} \cdot f_{in/ut} \cdot f_{t-inne}, \text{ (mg/m}^3\text{)} \quad (\text{B.9})$$

I Tabell 2 redovisas de beräknade integrerade dammkoncentrationen vid vistelse både utomhus och inomhus baserat på parametervärden från Tabell 1.

Tabell 2. Beräknade integrerade dammkoncentrationen vid vistelse både utomhus och inomhus vid vägen.

GRUSVÄG	Period	Medelhalt $C_{d,fas} \text{ (mg/m}^3\text{)}$	Integrerings- period	Årsmedelhalt $C_{d,fas}^{\text{år}} \text{ (mg/m}^3\text{)}$
Anläggningsfas	7 dagar	0,58	1 år	0,014
Underhålls och bruksfas	1 dag underhåll vart 5:e år		30 år	0,0032
Rivningsfas	7 dagar	0,58	1 år	0,014
ASFALTVÄG				
Anläggningsfas	7 dagar	0,29	1 år	0,0055
Underhålls och bruksfas	1 dag underhåll vart 5:e år		30 år	0,00016
Rivningsfas	7 dagar	0,29	1 år	0,0055

Damm som deponeras i exponeringszonen

Den mängd damm som deponeras inom exponeringszonen beräknas enligt:

$$F_{dep, fas} = \frac{E_d \cdot b \cdot f_{emfas} \cdot f_{dep}}{x1} \cdot 1000, \text{ (mg/m}^2\text{,d)} \quad (\text{B.10})$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uh*).

Medan ovanstående faser i vägens livscykel pågår under några få dagar vid varje enskilt tillfälle så antas att vägen brukas under 365 dagar om året. För bruksfallet blir det därmed orimligt att anta att meteorologiskt gynnsamma dammspridningsförhållande råder under hela perioden. För att ta hänsyn till detta så införs även här (se ekv. B.5) en faktor där dammemissionen justeras ner med en faktor f_{lte} i förhållande till den antagna emissionsfaktorn enligt:

$$F_{dep, br} = \frac{E_d \cdot f_{lte} \cdot b \cdot f_{emfas} \cdot f_{dep}}{x1} \cdot 1000, \text{ (mg/m}^2\text{,d)} \quad (\text{B.11})$$

Som underlag för påverkan på kvaliteten hos odlade eller vilda växter som konsumeras beräknas den genomsnittliga depositionen under en växtsäsong vilken antas vara 2 månader. För faser som endast utgör en liten del av ett år eller en livstid (anläggning och rivning) måste därför ett tidsvägt växtsäsongsmedelvärde beräknas enligt följande:

$$F_{dep, anl}^{växt} = F_{dep, anl} \cdot T_{anl} + F_{dep, br} \cdot (T_{växt} - T_{anl}), \quad \text{totaldeposition (mg/m}^2\text{) under en växtsäsong} \quad (\text{B.12})$$

$$F_{dep,riv}^{växt} = F_{dep,riv} \cdot T_{riv} + F_{dep,br} \cdot (T_{växt} - T_{riv}), \quad \text{totaldeposition (mg/m}^2\text{) under en växtsäsong}$$

(B.13)

Underhållsfasen integreras i bruksfasen så att ett värde gemensamt för bruk och underhåll av vägen erhålls:

$$F_{dep,uhbr}^{växt} = F_{dep,uh} \cdot T_{uhf} + F_{dep,br} \cdot (T_{växt} - T_{uhf}), \quad \text{totaldeposition (mg/m}^2\text{) under en växtsäsong}$$

(B.14)

I Tabell 3 redovisas den beräknade deposition av askpartiklar under en växtsäsong baserat på parametervärden från Tabell 1.

Tabell 3. Beräknad deposition av askpartiklar under en växtsäsong.

GRUSVÄG	Period T_{fas}	Deposition under fasen $F_{dep,fas}$ (mg/m ²)	Integreringsperiod $T_{växt}$	Deposition under en växtsäsong $F_{dep,fas}^{växt}$ (mg/m ²)
Anläggningsfas	7 dagar	26000	60 dagar	27000
Underhålls och bruksfas	1 dag underhåll vart 5:e år		60 dagar	1900
Rivningsfas	7 dagar	26000	60 dagar	27000
ASFALTVÄG				
Anläggningsfas	7 dagar	13000	60 dagar	13000
Underhålls och bruksfas	1 dag underhåll vart 5:e år		60 dagar	380
Rivningsfas	7 dagar	13000	60 dagar	13000

Som underlag för påverkan på marken i vägens närhet beräknas den totala depositionen under två hela livscyklar för vägen (dvs den anläggs år 1 och drivs till år 32 då den rivs varefter den nyanläggs med samma konstruktion år 33 och drivs fram till år 64 då den åter rivs) enligt följande

$$F_{dep}^{tot} = F_{dep,anl} \cdot T_{anl} \cdot 2 + \frac{F_{dep,uh} \cdot T_{uh} \cdot (T_{väg} - 2)}{T_{uhf} \cdot 2} + F_{dep,riv} \cdot T_{riv} \cdot 2 + F_{dep,br} \cdot T_{väg} \cdot 2, \quad (\text{mg/m}^3)$$

(B.15)

Resultatet redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Beräknad totaldeposition av askpartiklar under två hela livscyklar (64 år) för vägen

	Aktiv tid under två hela livscyklar	Beräknad deposition för respektive fas (mg/m ²)
GRUSVÄG		
Anläggningsfas	14 dagar	53000
Bruksfas	64 år	438000
Underhållsfas	12 dagar	45000
Rivningsfas	14 dagar	53000
F_{dep}^{tot} Totaldeposition under två vägcykler		588000
ASFALTVÄG		
Anläggningsfas	14 dagar	26000
Bruksfas	64 år	0
Underhållsfas	12 dagar	22000
Rivningsfas	14 dagar	26000
F_{dep}^{tot} Totaldeposition under två vägcykler		75000

B.2 Inandning av damm

För beräkning av exponering på grund av inandning av damm används en metod som baseras på ett toxikologiskt kriterium för tolerabel eller en cancerriskbaserad luftkoncentration (toxikologisk referenskoncentration, RfC) för respektive ämne. För de ämnen som omfattas av [14] saknas ofta sådana data. I [14] används i sådana fall en alternativ riskberäkning baserat på tolerabelt dagligt intag (TDI). I denna studie har istället kompletterande data rörande referenskoncentrationer identifierats för föreliggande riskbedömning (se kapitel 5.1) vilket i samtliga fall ger en mer konservativ bedömning av hälsorisen.

I Tabell 5 redovisas de parametrar som använts för att beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i dammande askpartiklar som inandas, $C_{id,fas}^{\text{ämne}}$ (mg/m³) (se ekv B.9).

Tabell 5. Parametrar för beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i dammande askpartiklar som inandas, $C_{id,fas}^{\text{ämne}}$.

	Grusväg		Asfaltväg	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
$C_{d,fas}$ - Integrerad dammkoncentration vid vistelse inne och ute (mg/m ³)-	se Tabell 2	se Tabell 2	se Tabell 2	se Tabell 2
f_{resp} – Respirabel fraktion av damm	0,1	0,1	0,1	0,1
BRT – Andningshastighet [14]	7,6	20	7,6	20
$f_{expdamm}$ – Exponeringstid [d/år] [14]	365	365	365	365

För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat dammexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del vare fas utgör under en livstidexponering motsvarande 64 år:

$$C_{d,int} = \frac{C_{d,anl} \cdot 2 + C_{d,riv} \cdot 2 + C_{d,uhr} \cdot 60}{64} \quad (B.16)$$

I Tabell 6 redovisas resultatet från beräkning av årsmedelhalt av inandad damm, med hänsyn taget till respirabel fraktion och exponeringstid.

Tabell 6. Årsmedelhalt för inandad damm, med hänsyn taget till respirabel fraktion och exponeringstid.

Fas	Integreringsperiod	Grusväg ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		Asfaltväg ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
		totalt	respirabelt	totalt	respirabelt
Anläggning eller rivning	1 år	17	1,7	6,8	0,68
Drift och underhåll	30 år	3,9	0,39	0,19	0,019
Livstidsintegrerat	64 år	4,8	0,48	0,61	0,061

För varje ämne beräknas en specifik envägskoncentrationen i aska för inandning, C_{id} [mg/kg], enligt [14]:

$$C_{id,fas}^{\text{ämne}} = \frac{RfC \cdot 365}{f_{\text{expdamm}} \cdot C_{d,fas} \cdot BTF_{idamm}} \cdot 10^6 \quad (B.17)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uhr* eller *int*).

RfC är det toxikologiska referensvärdet [mg/m^3], dvs. Toxikologisk referenskoncentration för icke genotoxiska ämnen eller Riskbaserad koncentration för genotoxiska ämnen, se kapitel 5.1.

BTF_{idamm} är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för inandning. Den har ansats till 1 för samtliga ämnen [14].

B.3 Oralt intag

Oralt intag av aska kan ske genom att aska tas direkt i munnen, eller att fingrar eller föremål som varit i kontakt med askan stoppas i munnen. I exponeringsanalysen förutsätts det att barn eller vuxna under faser i vägens livcykel då aska kan ligga direktexponerat (anläggning, underhåll eller rivning) under 20 % av exponeringstiden får i sig aska på samma sätt som beskrivs i [14]. Därutöver antas det att en andel av partiklar som inandats sväljs.

I Tabell 7 redovisas de parametrar som använts för beräkning av riktvärde för oralt intag.

Den viktbaseade dagliga årsmedelxponeringen för respektive fas beräknas genom att addera direktexponering och exponering via nedsvalda inandade partiklar till ett integrerat årsmedelvärde $R_{od,fas}$ (mg aska/kg,d). För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat damexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del vare fas utgör under en livstidexponering motsvarande 64 år där .

$$R_{od,int} = \frac{R_{od,anl}^{Barn} + R_{od,uhr}^{Barn} \cdot 6 + R_{od,anl}^{Vuxen} + R_{od,riv}^{Vuxen} \cdot 2 + R_{od,uhr}^{Vuxen} \cdot 54}{64} \quad (B.18)$$

Tabell 7. Parametrar för beräkning av riktvärde för oralt intag, $C_{od,fas}^{\text{ämne}}$.

	Grusväg		Asfaltväg	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Intag via direktexponering:				
Dagligt intag av aska vid direktexponering (mg/d) [12]	150	50	150	50
$f_{\text{expdirekt}}$ – Exponeringstid (d/år)				
Anl/riv	1,4	1,4	1,4	1,4
Uhbr	0,04	0,04	0,04	0,04
m - Kroppsvikt (kg) [14]	15	75	15	75
Intag via nedsvalda inandade partiklar:				
Årsmedelhalt för totalt inandat damm (mg/m³)	se Tabell	se Tabell	se Tabell	se Tabell
	2	2	2	2
f_{or} – Oralt nedsvald fraktion	0,1	0,1	0,1	0,1
BR – Andningshastighet (m³/d) [14]	7,6	20	7,6	20
m - Kroppsvikt (kg) [12]	15	75	15	75

I Tabell 8 redovisas den beräknade dagliga årsmedel exponeringen vid oralt intag av askpartiklar $R_{od,fa.s.}$.

För varje ämne beräknas en specifik envägs koncentrationen i aska för oralt intag, $C_{od,fas}^{\text{ämne}}$ [mg/kg], enligt [12]:

$$C_{od,fas}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{R_{od,fas} \cdot BTF_{damm}} \quad (B.19)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uhr* eller *int*) och:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. *TDI* för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, se kapitel 5.1

BTF_{damm} är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för oralt intag. Den har generellt ansats till 1 för samtliga ämnen. I kapitel 8 diskuteras betydelsen av de i Tabell 5 angivna orala tillgänglighetsfaktorerna för ämnen där oralt intag utgör en begränsande faktor för beräknat riktvärde.

Tabell 8. Beräknad daglig årsmedel exponering vid oralt intag av askpartiklar Rod,fas

	Grusväg (mg aska /kg,d)		Asfaltväg (mg aska /kg,d)	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Intag via direktexponering:				
Anläggning eller rivning	0,038	0,0026	0,038	0,0026
Underhåll och bruk	0,0011	0,00007	0,0011	0,00007
Totalt intag via direktexponering och ned-svalda inandade partiklar:				
Anläggning eller rivning	0,039	0,0032	0,039	0,0032
Underhåll och bruk	0,0013	0,00019	0,0011	0,00019
Livstidsintegrerat	0,010		0,00088	

B.4 Hudkontakt

När aska fastnar på huden kan immission ske genom upptag av hälsostörande ämnen genom huden. Hälsoeffekten är en funktion av storleken av den exponerade hudytan, mängden aska på hudytan, graden av upptag genom huden och exponeringstiden. I exponeringsanalysen förutsätts det att barn eller vuxna under faser i vägens livcykel då aska kan ligga direktexponerat (anläggning, underhåll eller rivning) under 20 % av exponeringstiden får i sig aska på samma sätt som beskrivs i [14]. Därutöver antas det att askpartiklar i form av damm fastnar på hår, hud och kläder och att dessa dammpartiklar också ger upphov till en hudkontakt. Denna exponering uppskattas genom att den beräknade deponering av damm som sker under den aktuella exponeringstiden multipliceras med den exponeringsyta som antas för hudkontakt i [14]. Eftersom det kan förväntas att exponeringen är som störst under den period som motsvarar växtsäsong har beräknad deposition av dam under en växtsäsong används som ett lämpligt mått. I Tabell 9 redovisas de parametrar som används för beräkning av riktvärde för hudkontakt med askpartiklar.

Den viktbaseade dagliga årsmedel exponeringen för respektive fas beräknas genom att addera direktexponering och exponering via dammpartiklar till ett integrerat årsmedelvärde $R_{hd,fas}$ (mg aska/kg,d). För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat dammexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del varje fas utgör under en livstidsexponering motsvarande 64 år där .

$$R_{hd,int} = \frac{R_{hd,anl}^{Barn} + R_{hd,uhbr}^{Barn} \cdot 6 + R_{hd,anl}^{Vuxen} + R_{hd,riv}^{Vuxen} \cdot 2 + R_{hd,uhbr}^{Vuxen} \cdot 54}{64} \quad (B.20)$$

Tabell 9. Parametrar för beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i askpartiklar som ger hudkontakt, $C_{hd,fas}^{\text{ämne}}$.

		Grusväg		Asfaltväg	
		Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Direkt hudexponering:					
f_{exphud} Exponeringstid (d/år)	Anl/riv	1,4	1,4	1,4	1,4
	Uhbr	0,04	0,04	0,04	0,04
Ytexponering (mg aska/m ² ,d) [14]		5100	5100	5100	5100
Storlek av exponerad hudyta (m ²) [14]		0,28	0,17	0,28	0,17
m - Kroppsvikt (kg) [12]		15	75	15	75
Exponering via dammpartiklar som fastnar på hår, hud och kläder:					
Exponeringstid [d/år] ¹		60	60	60	60
Medelhalt för deponerat damm under exponeringstiden(mg/m ²)		se Tabell 4	se Tabell 4	se Tabell 4	se Tabell 4
Storlek av exponerad hudyta (m ²) [14]		0,28	0,17	0,28	0,17
m - Kroppsvikt (kg)		15	75	15	75

Resultatet av beräkningen av den viktbaseade dagliga årsmedelxponeringen för respektive fas redovisas i Tabell 10.

Tabell 10. Beräknad daglig hudexponering med askpartiklar $R_{hd,fas}$

	Grusväg (mg aska /kg,d)		Asfaltväg (mg aska /kg,d)	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Hudkontakt via direktexponering:				
Anläggning eller rivning	0,37	0,048	0,37	0,048
Underhåll och bruk	0,014	0,00074	0,014	0,00074
Total hudkontakt via direktexponering och deponerade askpartiklar:				
Anläggning eller rivning	1,8	0,23	1,0	0,13
Underhåll och bruk	0,066	0,0043	0,032	0,0021
Livstidsintegrerat	0,045		0,026	

¹ I Naturvårdsverket 2005 tillämpas en exponeringstid på 80 dagar för barn och 45 dagar för vuxna. Exponeringstiden 60 dagar har valts för att den överensstämmer med en växtsäsong och därmed underlättar beräkningarna.

För varje ämne beräknas en specifik envägs-koncentrationen i aska för hudkontakt, $C_{hd, fas}^{\text{ämne}}$ [mg/kg], enligt [14]:

$$C_{hd, fas}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{BTF_{hud} \cdot R_{hd, fas}} \quad (B.21)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uhbr* eller *int*) och:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. *TDI* för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, se kapitel 5.1.

BTF_{hud} är den ämnesspecifika relativa absorptionsfaktorn för upptag genom huden [dimensionslös]. Data för storleken på denna faktor har hämtats från [14] se Tabell 11.

Tabell 11. Relativa absorptionsfaktorn för upptag genom huden vid hudexponering för askpartiklar baserat på data från [14] om inte annat anges.

Ämne	<i>BTF_{hud}</i>
Antimon ¹⁾	0,03
Arsenik	0,03
Bly	0,006
Kadmium	0,14
Koppar	0,02
Zink	0,02
Krom	0,04
Kvicksilver	0,05
Molybden ¹⁾	0,01
Nickel	0,35
Vanadin	0,02
Bens(a)pyren	0,2
Naftalen	0,1
PAH cancerogena	0,2
PAH övriga	0,2

1) Data från Bilaga A

B.5 Intag via lokalt odlade eller vildväxande växter

Intag via föda antas ske genom intag av grönsaker, bär och svamp som kontaminerats pga spridning och deposition av damm på de växter som kommer att konsumeras i konstruktionens närområde. Upptag av föroreningar från aska via rotsystemet antas vara av underordnad betydelse och har inte inkluderats i beräkningarna. Detta är en betydande avvikelse jämfört med [14] där man gjort det motsatta antagandet och enbart tar hänsyn till upptag via rotsystemet och förutsätter att nyttjade konservativa upptagsfaktorerna även täcker in damning. Askpartiklar som deponeras på växterna förorenar dessa. Deposition av damm på odlade bladgrönsaker uppskattas med hjälp av depositionshastigheten och den effektiva bladytan per kg torr växt [32][33]. Data för partiklar ligger i intervallet:

- för torrdeposition värden i storleksordningen 0,5 – 1 m²/kg TS
- För våtdeposition värden på ca 2 m²/kg TS

Totalt bedöms ett värde på 1 m²/kg TS vara en rimlig uppskattning. Beräknat på våtvikt erhålls ca 5 ggr lägre värden, dvs 0,2 m²/kg.

Den minskning av partiklar som sker naturligt genom att partiklar sköljs bort av nederbörd sker enligt [33] med halveringstid på ca 21 dagar. Den avsköljning som sker i samband tillredning kan för finpartikulärt stoft variera kraftigt från 0-80 % [32]. I föreliggande beräkningar har den damning som kan ske i samband kortvariga anläggnings-, underhålls- och rivningsprocesser relativt stor betydelse. När dessa damningsepisoder inträffar i förhållande till skörd och konsumtion har därför stor betydelse för effekten av naturlig avsköljning. Å andra sidan så kan en intensivare sköljning innan tillredning förväntas om växterna är synbart dammiga och sköljningen är också effektivare om en stor andel utgörs av relativt grova partiklar. I föreliggande beräkningar antas att 90 % av deponerade ämnen sköljs bort antingen av nederbörd eller vid tillredning. I Tabell 12 redovisas de parametrar som använts för att beräkna riktvärden för föroreningsinnehåll i växter.

Tabell 12. Parametrar för beräkning av riktvärde för föroreningsinnehåll i växter som konsumeras.

	Grusväg		Asfaltväg	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Växtsäsong (d/år)	60	60	60	60
Medelhalt för deponerat damm under växtsäsongen (mg/m²)	se Tabell 3	se Tabell 3	se Ta- bell 3	se Tabell 3
A_{växt} – Genomsnittlig exponerad växtyta (m²/kg)	0,2	0,2	0,2	0,2
N_{skörd} – Antal gånger som växter skördas under en växtsäsong	2	2	2	2
f_{skölj} - Faktor som anger hur stor del av deponerat damm som sköljs bort innan växten konsumeras	0,1	0,1	0,1	0,1
Genomsnittligt dagligt intag av växter (kg/d) [14]	0,15	0,29	0,15	0,29
Andel av konsumtionen som hämtas inom exponeringszonen (%) [14]	30	30	30	30
m - Kroppsvikt (kg) [14]	15	75	15	75

Den viktbaserade dagliga årsmedel exponeringen för respektive fas beräknas till ett integrerat årsmedelvärde $R_{vd,fas}$ (mg aska/kg,d). För ämnen som orsakar cancerrisk måste ett integrerat damexponeringsvärde beräknas i proportion hur stor del vare fas utgör under en livstidexponering motsvarande 64 år där

$$R_{vd,int} = \frac{R_{vd,anl}^{Barn} + R_{vd,uhbr}^{Barn} \cdot 6 + R_{vd,anl}^{Vuxen} + R_{vd,riv}^{Vuxen} \cdot 2 + R_{vd,uhbr}^{Vuxen} \cdot 54}{64} \quad (B.22)$$

Resultatet redovisas i Tabell 13.

Tabell 13. Beräknad daglig exponering via konsumerade växter $R_{vd,fas}$

Fas:	Grusväg (mg aska /kg,d)		Asfaltväg (mg aska /kg,d)	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Anläggning eller rivning	1,6	0,68	0,78	0,33
Underhåll och bruk	0,11	0,046	0,023	0,009
Livstidsintegrerat	0,11		0,038	

För varje ämne beräknas en specifik envägs-koncentrationen i aska för exponering via konsumerade växter $C_{vd,fas}^{\text{ämne}}$ [mg/kg], enligt [14]:

$$C_{vd,fas}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{R_{vd,fas} \cdot BTF_{oralt}} \quad (B.23)$$

där index *fas* anger respektive fas i vägunderhåll och nyttjande (*anl*, *riv*, *uhbr* eller *int*) och:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg kroppsvikt, d], dvs. TDI för icke genotoxiska ämnen eller riskbaserat dagligt intag för genotoxiska ämnen, se kapitel 5.1.

BTF_{oralt} är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för oralt intag. Den har ansats till 1 för samtliga ämnen.

B.6 Parameterdata och matematisk modellbeskrivning för beräkning av påverkan på markkvalitet

För en grusväg beräknas den ackumulerade depositionen av askpartiklar uppgå till ca 80 g/m² för en belagd väg och ca 600 g/m² för en grusväg under en period som svarar mot två väglivscykler (64 år).

Tabell 14. Parametrar för beräkning av riktvärde för påverkan på omgivande marks markkvalitet

	Grusväg	Asfaltväg
Exponeringstid (två vägcykler, år)	64	64
F_{dep}^{tot} Mängd deponerat damm under exponeringstid (mg/m ²)	se Tabell 4	se Tabell 4
Δz_1 Påverkat marklagers tjocklek (m)	0,1	0,1
ρ_{jord} densitet underliggande jordlager (kg/m ³) [12]	1500	1500

Andelen aska i marken beräknas enligt

$$R_{\text{markkvalitet}} = \frac{F_{\text{dep}}^{\text{tot}}}{\Delta z_1 \cdot \rho_{\text{jord}}} \quad (\text{B.24})$$

I Tabell 14 redovisas de parametrar som använts i beräkningarna där den beräknade andelen aska (i viktsprocent) i ett påverkat markskikt $R_{\text{markkvalitet}}$, för två vägcykler (64 år) är 0,39% för grusväg och 0,051% för asfaltväg.

För varje ämne beräknas ett specifikt riktvärde rörande påverkan på markkvalitet, $C_{\text{markkvalitet}}^{\text{ämne}}$: enligt

$$C_{\text{markkvalitet}}^{\text{ämne}} = \frac{TRV}{R_{\text{markkvalitet}} \cdot BTF_{\text{markkvalitet}}} \quad (\text{B.25})$$

där:

TRV är det toxikologiska referensvärdet [mg/kg TS jord], riktvärden för känslig markanvändning KM se kapitel 5.3.

$BTF_{\text{markkvalitet}}$ är den ämnesspecifika tillgänglighetsfaktorn för damms påverkan på markkvalitet. Den har ansatts till 1 för samtliga ämnen.

C Matematisk modellbeskrivning och parameterdata för beräkning av hälsorisk och miljörisk baserat på lakbart innehåll

C.1 Modell emissionsscenario I och II

Fyrkantspuls

Med fyrkantspulsmodellen så beskrivs koncentrationen i lakvattnet, C_L (mg/l), från askkonstruktionen enligt:

$$C_L(t) = C_{eq}, \quad 0 < t < T, \quad (C.1)$$

Där T är den tid under vilken emissionen äger rum. Koncentrationen i lakvatten är hela tiden C_{eq} och representerar en jämviktskoncentration mellan porvatten och den fasta fasen (eller den maximala koncentrationen som uppkommer i porvattnet då utlakningen styrs av tillgängligheten).

För icke retarderande ämnen (Cl och SO_4) ansätts $T = 90$ dagar vilket representerar den mest regnintensiva perioden på året. Den totala lakvattenbildningen antas ske under denna period och uppgå till 300 mm.

För retarderande ämne så tas ingen hänsyn tas till att infiltration/lakvattenbildningen är säsongsvariande, eftersom pulserna kommer att överlagra varandra pga av retardationen och den långa transporttiden till EP1. Här ansätts $T = 10950$ dagar (30år).

Exponentialmodell

Med denna modelle så beskrivs koncentrationen i lakvattnet, C_L (mg/l), från askkonstruktionen med en exponentialfunktion enligt:

$$C_L(t) = C_{eq} e^{-kt} \quad (C.2)$$

där C_{eq} (mg/l) är den initiella koncentrationen i lakvattnet vilken antas vara i jämvikt med den fasta fasen, k är en modellparameter som styr hastigheten med vilken koncentrationen avklingar med tiden, t , och b är konstruktionens bredd (m) i grundvattenflödesriktningen (x-led). Den massa, m (g/m), som lakar ut ur konstruktionen per längdmeter (vinkelrätt mot grundvattenriktningen) under tiden T blir då

$$m = q_L b \cdot \int_0^T C_{eq} e^{-kt} dt = q_L b \cdot \frac{C_{eq}}{k} (1 - e^{-kT}) \quad (C.3)$$

Om (7.2) och (C.3) kombineras så kan den utlakade mängden (mg/kg), S , uttryckas som en funktion av L/S (l/kg), dvs den ackumulerade lakvattenbildningen (l) per mängd (kg) aska :

$$S = \frac{q_L}{\rho h} \cdot 1000 \cdot \frac{C_{eq}}{k} \left(1 - e^{-\frac{k \cdot L / S \cdot h \cdot \rho}{q_L \cdot 1000}}\right) \quad (C.4)$$

För lång tid konvergerar den utlakade mängden mot

$$S = \frac{q_L}{\rho h} \cdot 1000 \cdot \frac{C_{eq}}{k} \quad (C.5)$$

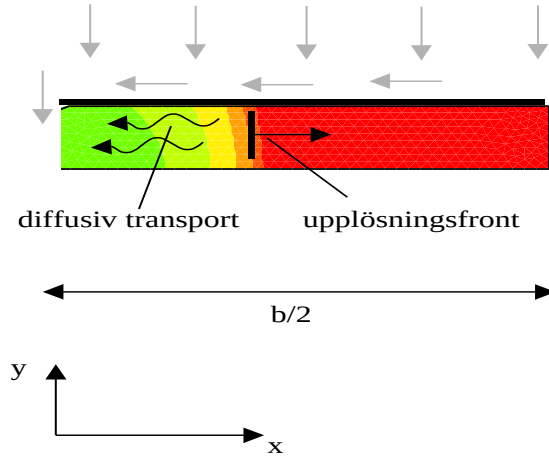
eller

$$\frac{C_{eq}}{k} = \frac{Sh\rho}{1000q_L} \quad (C.6)$$

För att studera effekten av det sätt på vilket en viss utlakad mängd är fördelad i tiden så kan man variera modellparametrarna C_{eq} och k så att villkoret (C.6) är uppfyllt.

C.2 Modell emissionsscenario III

För emissionsscenario III beräknas lakvattenkoncentrationen genom att beakta att mass-transporten ut ur konstruktionen styrs av diffusion, eventuell advektiv transport med omättat vattenflöde och lösligheten för respektive ämne. Här beskrivs en modell som endast tar hänsyn till transport med diffusion. Då regnvatten som avbördas på vägytan infiltrerar längs asfaltens kant kommer en koncentrationsgradient att uppstå som driver masstransporten ut ur konstruktionen. Under antagandet om lokal jämvikt kommer en upplösningsfront att bildas och röra sig horisontellt in i konstruktionen vilket illustreras i Figur 1.



Figur 1. Emissionsscenario III: Upplösningsfront som bildats och rör sig horisontellt in i konstruktionen. Diffusionstransport av lösta ämnen till vädkanten där bort transport sker med advektion.

Figure 1. Emission scenario III: Dissolution front propagating horizontally into the construction. Dissolved elements are transported by diffusion to the edge of the construction where they are carried away with advection.

Massbalansvillkoret för den rörliga randen (fronten) som befinner sig i position $X(t)$, med origo i konstruktions kant och x -axeln orienterad mot vägens mitt kan formuleras enligt:

$$\rho S 1000 \frac{dX(t)}{dt} = \theta D_e \frac{\partial C(x, t)}{\partial x}, \quad x = X(t) \quad t > 0 \quad (\text{C.7})$$

Där D_e är en effektiv diffusionskoefficient (m^2/s) och θ är vatteninnehållet (m^3/m^3). Den effektiva diffusionskoefficienten inkluderar effekter av det porösa mediets geometri och vatteninnehåll. Den huvudsakliga fysikaliska parametern som påverkar den effektiva diffusionen är vatteninnehållet men beroendet är komplext. Ett lågt vatteninnehåll ger inte bara en mindre effektiv (våt) area (vinkelrätt mot diffusionen) utan också längre diffusionsvägar (tortuositet). En sammanställning av experimentella observationer av den effektiva diffusionskoefficientens, D_e , beroende av vattenhalten har presenterats av [41]. Sammanställningen visar tydligt en icke-linjär relation mellan effektiv diffusionskoefficient och vattenhalt. Den effektiva diffusionskoefficienten avtar med en lägre vattenhalt och konvergerar mot $D_e = 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ för volumetriska fukthalter högre än 0,25. Dessutom beror förhållandet D_e/D_0 (där D_0 är diffusionskoefficienten för diffusion fritt i vatten) också på det porösa mediets struktur, t.ex så är kvoten för en finkornig jord lägre än för en grovkornig jord [41].

Enligt nedanstående randvillkor antas att porvattenkoncentrationen vid konstruktionens kant är noll på grund av utspädningen med ytvavrinningen från vägbanan som infiltrerar i vägläntan. Detta är ett konservativt antagande eftersom antagandet ger en maximal koncentrationsgradient och masstransport ut ur konstruktionen.

$$C(x,t) = 0, x = 0 \quad t > 0 \quad (C.8)$$

Initial villkor:

$$\begin{aligned} C(x,t) &= C_{eq}, 0 \leq x \leq b \quad t = 0 \\ X(t) &= 0, t = 0 \end{aligned} \quad (C.9)$$

Om upplösningsfronten rör sig långsamt erhålls en linjär koncentrationsprofil mellan fronten och konstruktionens kant. Under antagande om stationaritet kan en approximation av frontens hastighet beräknas (se t.ex [42]) enligt:

$$C(x,t) = \frac{C_{eq}}{X(t)} x \quad (C.10)$$

Derivering av (C.10) ger

$$\frac{\partial C}{\partial x} = \frac{C_{eq}}{X(t)} \quad (C.11)$$

Insättning av (C.11) i ekvation (C.7) ger

$$\rho S \frac{dX(t)}{dt} = \theta D_e \frac{C_{eq}}{X(t)}, x = X(t) \quad t > 0 \quad (C.12)$$

Genom att integrera (C.12) erhålls

$$\int X(t) dX(t) = \int \frac{\theta D_e C_{eq}}{\rho S} dt \quad (C.13)$$

Genom att beakta initialvillkoret (C.9) ges lösningen för utlakningsfrontens läge och hastighet som

$$X(t) = \sqrt{2 \frac{\theta D_e C_{eq}}{\rho S \cdot 0,001}} t \quad (C.14)$$

$$\frac{dX(t)}{dt} = \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq}}{2\rho S \cdot 0,001t}} \quad (C.15)$$

Masstransporten, J (g/m²s), horisontellt ut ur konstruktionen vid ena kanten (x=0) kan då skrivas

$$J(t) = D_e \frac{C_{eq}}{X(t)} = \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq} \rho S \cdot 0,001}{2t}} \quad (C.16)$$

Under det konservativa antaganden om att koncentrationen vid vägens rand är noll så att en maximal koncentrationsgradient kan upprätthållas (ekv C.10) så kan den resulterande koncentrationen i grundvattnet beräknas genom att ta hänsyn till utspädningen med det regnvatten som avbördas på vägytan och infiltrerar längs asfaltskanten, I (m/år):

$$C_{x0}(t) = 2 \frac{J(t)h}{Ib} = 2 \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq} \rho S \cdot 0,001}{2t}} \frac{h}{Ib} \quad (C.17)$$

Lägg märke till multipliceringen med 2 för att ta hänsyn till att masstransporten sker ut ur vägens båda sidor.

Upplösningsfrontens hastighet bestäms av storleken på den utlakbara mängden, S (mg/kg). Ju större S desto långsammare rör sig upplösningsfronten in i konstruktionen, vilket innebär att koncentrationsgradienten kommer att vara stor under lång tid. Allt eftersom upplösningsfronten rör sig in i vägen kommer koncentrationsgradienten och det diffusiva massflödet ut ur konstruktionen att minska.

Den total massan, m (g/m), som transporterats ut ur konstruktionen per längdmeter under en viss tid, $0 < t < t_1$, kan beräknas enligt

$$m(t_1) = 2h \int_0^{t_1} \sqrt{\frac{\theta D_e C_{eq} \rho S \cdot 0,001}{2t}} dt = 2h \sqrt{2\theta D_e C_{eq} \rho S \cdot 0,001 t_1} \quad (C.18)$$

C.3 Exponeringsmodellering

Modell för beräkning av koncentration i EP 1

Följande antaganden har gjorts vid exponeringsmodelleringen:

- Ingen infiltration sker längs transportvägen från askkonstruktionen till vald exponeringspunkt. Detta är ett konservativt antagande eftersom infiltration längs transportvägen ger en högre utspädning.
- Askkonstruktionen ligger i kontakt med grundvattnet (ingen omättad zon), vilket också är ett konservativt antagande.

Tillvägagångssättet vid den endimensionella modelleringen av koncentrationen i EP 1 inklusive utspädning med grundvatten ($z_1 q_{gv}$) och i ytvattenrecipient (Q_{yt}) kan beskrivas schematiskt enligt Figur 2. Figuren illustrerar hur lakvattenflödet med koncentrationen $C_L(t)$ blandas med grundvattenflödet med koncentrationen $C=0$ och den resulterande koncentrationen blir $C_{x_0}(t)$ (se ekv. C.20). Därefter sker transport under inverkan av retardation till EP1. Den resulterande koncentrationen i EP1 beräknas med modellverktyg. Grundvattnet strömmar sedan ut i ytvattnet och ytterligare en utspädning sker (se ekv. C.21).

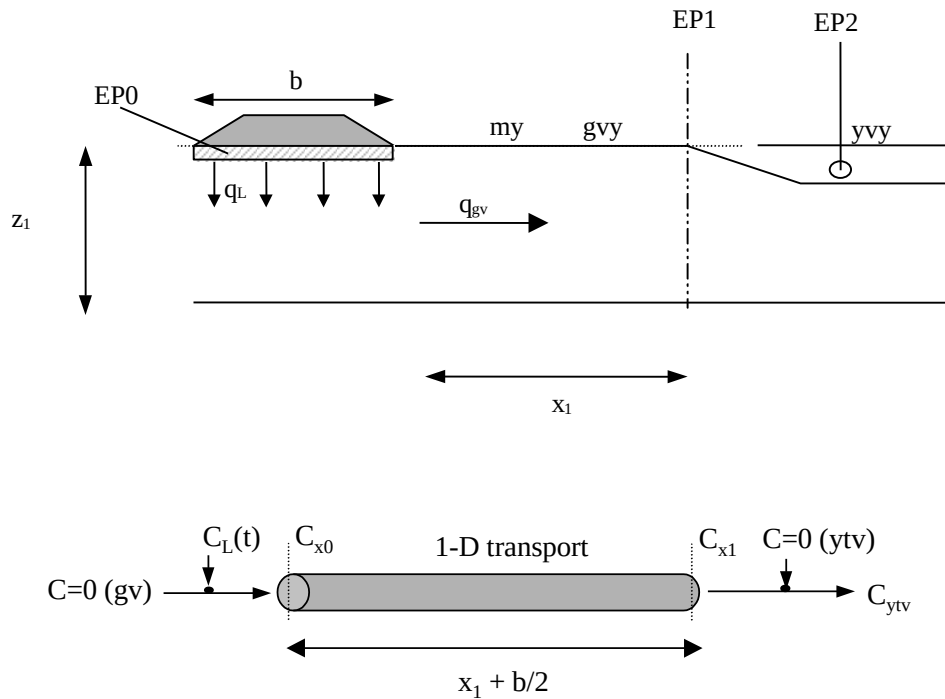
Enligt ovanstående antagande ligger väggkonstruktionen direkt i kontakt med grundvattnet och den utspädning som sker av lakvattnet från konstruktionen (q_L) kan formuleras:

$$\text{Utspänningsfaktor} = \frac{z_1 q_{gv} + b q_L}{b q_L} \quad (\text{C.19})$$

Koncentrationen i grundvattnet efter utspädning under askkonstruktionen, $C_{x_0}(t)$ blir

$$C_{x_0}(t) = \frac{b q_L C_L(t)}{z_1 q_{gv} + b q_L} \quad (\text{C.20})$$

För modelleringen av transporten av lösta ämnen användes det endimensionella analytiska modellverktyget STANMOD/CXTFIT med parametervärden enligt kapitel 7.3.4.



Figur 2. Schematisk illustration av 1-D modelleringen av koncentrationer i EP 1 och EP 2.

Figure 2. Schematic illustration of the 1-D modelling of the concentration in EP1 and EP2.

Modell för beräkning av koncentration i EP 2

I ett förenklat fall då hela massflödet i EP1 antas tillföras ytvattnet så kan koncentrationen i ytvattnet (EP 2) beräknas enligt:

$$C_{y_{tv}}(t) = \frac{qz_2 L \int_0^{z_2} C(x, t) dz}{Q_{y_{tv}}}, \quad x = x_2, \quad t > 0 \quad (C.21)$$

där

$$\frac{Q_{y_{tv}}}{qz_2 L} = \text{utspädningsfaktor (grundvatten- ytvatten)} \quad (C.22)$$

Enligt denna ekvation räknas koncentration över tiden i ytvattnet ut genom att skala om koncentrationen i EP1 med en skalfaktor (utspädningsfaktor grundvatten-ytvatten) (C.22).

I bedömningsgrunderna för förorenad mark används följande flöde i ytvattenrecipient vid beräkningen av generella riktvärden: $Q_{yt} = 1\,000\,000\text{ m}^3/\text{år}$. Samma ytvattenflöde väljs här. Askkonstruktionens längd, L , parallellt med ytvattnet på avståndet x_3 sätts till 1000 m.

I vissa fall kan lakvattnet från konstruktionen rinna av ytligt och transporteras via ytvavrinning (t.ex i dike) direkt till det närliggande ytvattnet utan att passera mark- och grundvattenzonen. En sådan exponeringsväg antas inte vara aktiv kontinuerligt, utan endast under korta tidsperioder (vid extrem nederbörd, översvämning etc). Denna exponeringsväg har ej beaktats vid framtagandet av dessa generella riktlinjer.

C.4 Modellering av koncentration i EP 0

Beräkning av halten i jorden, $\bar{C}$ (mg/kg), i exponeringspunkten EP0 som ett integrerat värde i det översta jordlagret $0-\Delta z$ (m) direkt under askkonstruktionen vid en tidpunkt då vägen eventuellt grävs bort anges av:

$$\bar{C}(x,t) = \frac{1}{h} \int_0^{\Delta z} \bar{C}(x,z,T) dz, \quad -b \leq x \leq 0 \quad (\text{C.23})$$

För de ämnen där fastläggningen förväntas ske, så beräknas den högsta möjliga totalhalten (mg/kg) för ett visst ämne i det översta jordlagret $0-\Delta z$ (m) direkt under askkonstruktionen som

$$\bar{C}_0(x,t) = \frac{q_L \cdot 1000}{\rho_{jord} \Delta z} \int_0^T C(x,t) dt, \quad -b \leq x \leq 0 \quad (\text{C.24})$$

där T är vägens maximala livslängd. Dvs den totala utlakade mängden antas läggas fast i det översta jordlagret. Vägen skall kunna grävas bort vid vilket tillfälle som helst utan att totalhalten i den underliggande jorden som lämnas kvar på platsen överstiger ett visst uppställt kriterie. Här ansätts kriteriet för känslig markanvändning (KM), C_{krit} (se kapitel 5.3). Riktvärdet för den total utlakbar mängden, S , som kan tillåtas vid det L/S som motsvarar vägens livslängd kan utifrån ovanstående resonemang beräknas som:

$$S = \frac{C_{krit} \Delta z \rho_{jord}}{h \rho_{aska}} \quad (\text{mg/kg}) \quad (\text{C.25})$$

C.5 Summering modellparametrar

Modellparametrar oorganiska ämnen

Modellparametrarna som användes vid modellberäkningarna redovisas i Tabell 1 och Tabell 2. En mängd empiriska modeller för den effektiva diffusionskoefficienten finns publicerade. I brist på data för den effektiva diffusionkoefficienten i askor som funktion av fukthalten så väljs här konservativt $D_e = 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ [41].

Tabell 1. Modellparametrar-geometri och hydrologi

parameter	värde	Förklaring
b (m)	10	konstruktionens bredd
x_1 (m)	20	avstånd väggkant - exponeringspunkt i grundvatten (EP1)
¹⁾ z_1 (m)	5	djup grundvattenakvifär
ε	0,3	porositet aska
θ (m³/m³)	0,25	vattenhalt aska
ρ_{aska} (kg/m³)	1500	densitet aska
ρ_{jord} (kg/m³)	1500	densitet underliggande jordlager
Δz (m)	0,5	tjocklek underliggande jordlager där jordkvalitekriterie ansätts
q_L (m/år)	0,3	årlig lakvattenbildning
¹⁾ q_{gv} (m/år)	10	Grundvattenflöde
¹⁾ ϕ	0,3	porositet grundvattenakvifär
¹⁾ K_s (m/s)	1,4 E-4	hydraulisk konduktivitet grundvattenakvifär
¹⁾ D_0 (m/s²)	1,0 E-9	diffusion i fritt vatten
λ (m)	2	dispersivitet i grundvattenakvifär
Q_{yt} (m³/år)	1 000 000	Ytvattenflöde
L (m)	1000	Askonstruktionens längd parallellt med ytvattnet

1) Parametervärde hämtad från TAC-modellen

De ämnesspecifika retardationsparametrarna för oorganiska ämnen, K_d värden, har hämtats från TAC-modellen och bilaga A, se Tabell 2.

Tabell 2. Ämnesspecifika modellparametrar från TAC- modellen om inte annat anges.

	k (LS ⁻¹)	k (år ⁻¹)	K_d (l/kg)
Antimon	0,11	0,044	10 ¹⁾
Arsenik	0,03	0,012	50
Barium	0,15	0,060	2
Bly	0,27	0,108	50
Kadmium	0,50	0,200	20
Koppar	0,28	0,112	14
Krom	0,18	0,072	100
Kvicksilver	0,05	0,020	100
Nickel	0,29	0,116	50
Selen	0,38	0,152	5
Zink	0,28	0,112	30
Molybden	0,35	0,140	80 ²⁾
Fluorid	0,22	0,088	2
Klorid	0,57	0,228	0
Sulfat	0,33	0,132	0

1) Se bilaga A (Kd-värde i TAC-modellen 5 mg/kg).

2) Se bilaga A (Kd-värde i TAC-modellen 10 mg/kg).

Modellparametrar organiska ämnen

Organiska ämnen kan i betydligt högre grad än oorganiska vara flyktiga vilket innebär att parametrar som beskriver avgång till luft behövs. Nedbrytning av organiska ämnen är ytterligare en faktor som skiljer dem från oorganiska ämnen. Nedbrytningshastigheten antas ofta ske enligt nollte eller första ordningens reaktionskinetik. Det finns åtskillig data som publicerats inom detta område t.ex. [35], med mikrobiella halveringstider för både aeroba och anaeroba förhållanden. I [36] finns en litteraturöversikt över aerob nedbrytning av både bens(a)pyren och naftalen och i [37] finns en litteraturöversikt över anaerob nedbrytning som tar upp nedbrytning av naftalen. Studier relaterade till förorenad mark visar att första ordningens reaktionskinetik kan överskatta nedbrytningen vid höga halter [36]. Det är rimligt att utgå från att halterna kommer att vara betydligt lägre i en askkonstruktion. Här görs därför bedömningen att en försiktigt satt nedbrytningshastighet enligt första ordningens reaktion inte kommer att överskatta nedbrytningshastigheten.

Den nedbrytning som rapporterats i litteraturen kan bero på dåligt kontrollerade syrehalter i laboratorie- eller fältförsök [37]. För aerob nedbrytning av naftalen rapporterar [36] en första ordningens nedbrytningskonstant på 0,0064 till 5,0 per dag, med de flesta värdena mellan 0,1 – 1 per dag motsvarande halveringstider på 1 -108 dagar.

För bens(a)pyren verkar nedbrytning ske mycket långsamt jämfört med övriga PAH:er. Median värde för nedbrytning var 0,0027 per dag enligt sammanställningen i [36]. I kreosotförorenat grundvatten återfanns den maximala nedbrytningshastigheten. I vissa

försök märks ingen nedbrytning alls, vilket gör att en konservativ bedömning för denna PAH är att nedbrytning inte sker.

Halten organisk kol (TOC) har stort inflytande på utlakningen av organiska föroreningar eftersom TOC är den dominerande sorbenten i materialet. Beräkningen av frigörelse av organiska föroreningar i beräkningsmodellen för förorenad jord baseras direkt på TOC-halten. I beräkningsmodellen för förorenad jord är halten av organiskt kol satt till 2 %. Detta representerar en organisk halt av ungefär 4 % och kan allmänt sett sägas vara ett normalt värde för askor. För biobränsleaskor kan emellertid värdena för organisk halt i vissa fall ligga betydligt högre, medan för vissa anläggningar förbränningen är effektivare. I TAC-modellen användes följande värden för skrymdensitet, vattenhalt och andel porluft [39].

Tabell 3. Jordparametrar TAC-modell

	TAC-modell
Skrymdensitet	1,5 kg/dm ³
Halt organisk kol	0,001 - 0,03 kg/kg
Vattenhalt	0,1 dm ³ /dm ³
Andel porluft	0,2 dm ³ /dm ³

För naftalen respektive bens(a)pyren kommer samma värden som i förorenad markmodellen att användas. Då aktuella värden för organiskt kol finns sätts dessa in i modellen. Om fördelningen mellan organiskt kol och vatten är känd (K_{oc}) använd denna och K_d -värdet beräknas genom multiplikation med halten organiskt kol.

Som ingångsvärden (C_0) för bens(a)pyren och naftalen föreslås för bens(a)pyren 1 µg/l och naftalen 10 µg/l vilket är de högsta värdena som presenterades i Hansen (2004) vid lakning av krossade lerduvor. K_d -värden för bens(a)pyren och naftalen baserar sig på data från RIVM (2001) och en halt organiskt kol på 2%. Detta ger ett K_d -värde på 1300 l/kg för bens(a)pyren och 20 l/kg för naftalen.

C.6 Scenario III

Retarderande ämnen

För retarderande ämnen väljs det riktvärde för S som beräknats utifrån det jordkvalitetskriteriet som ansatts i EP0 som riktvärde för den maximalt tillgängliga lakbara mängden (se diskussion i kapitel 7.4.2). Utifrån detta görs sedan en beräkning av ett C_0 riktvärde för att inte de kriterier som ansätts i EP1 och EP 2 skall överskridas. Detta betyder att oavsett vilken funktion som konstruktionens barriär verkligen kommer att ha och oavsett om konstruktionen kommer att utsättas för en oförutsedd exponering av vatten (ex. grundvatteninträngning) så riskerar man ej att överskrida det ansatta jordkvalitetskriteriet i EP0.

Som beräkningarna och resultatredovisningen i kapitel 7.4.1 visar så är de beräknade mängderna av ett ämne som tillåts lakas ut under vägens livslängd i huvudsak oberoende av om emissionsmodellen baseras på en fyrkantspulsmodell eller en exponentiell modell. Vi väljer här att utgå från den mängd per meter väg (g/m) som lakas ut under 30 år enligt fyrkantspulsmodellen är när vi räknar ut ett C_0 kriterie för emissionsscenario III enligt:

$$m^{fyr}(30) = q_L C_0^{fyr} \cdot b \cdot 30 \quad (C.26)$$

De riktvärden för C_0^{fyr} som redovisats i kapitel 7.4.1 (scenario I och II) motsvarar följande utlakade mängder i gram per meter i längdriktningen av konstruktionen (beräknade med ekvation C.26), se Tabell 4:

Tabell 4. Utlakade mängder per meter konstruktion (g/m) under 30 år enligt ekvation C.26 och C_0^{fyr} riktvärden för fyrkantspulsmodellen (scenario I och II) i kapitel 7.4.1.

Ämne		hälsa	Miljö
		$m^{fyr}(30)$ (g/m)	$m^{fyr}(30)$ (g/m)
Antimon	Sb	10	4,1
Arsenik	As	80	95
Bly	Pb	80	160
Kadmium	Cd	17	3,4
Koppar	Cu	130	130
Krom	Cr	800	250
Kvicksilver	Hg	16	3,2
Molybden	Mo	860	73
Nickel	Ni	160	130
Selen	Se	16	33
Zink	Zn	500	600

Enligt tidigare beskriven emissionsmodell för scenario III (ekv. C.22) är den totala mängd (g /m) som lakas ut under 30 år:

$$m(30) = 2h\sqrt{2\theta D_e C_{eq} \rho S \cdot 0,001 \cdot 30} \quad (C.27)$$

Ett C_0 riktvärde (mg/l) för emissionsscenario III kan beräknas genom att sätta $m(30)=m^{fr}$ i ekvation C.27 och arrangera om C.27 enligt:

$$C_0 = \frac{\left(\frac{m(30)^{fyr}}{2h} \right)^2}{2\theta D_e \rho S \cdot 0,001 \cdot 30} \quad (C.28)$$

Där $m(30)^{fr}$ är de värden som beräknats i Tabell 4 och S det värde för $EP0$ som beräknats enligt ekvation C.25 och redovisats i kapitel 7.4.1.

Det C_0 riktvärde som beräknas enligt ekvation (C.28) innebär att under 30 år kommer samma totala mängd av ett visst ämne att laka ut ur vid scenario III som scenario I&II.

Icke retarderande ämnen

För fluorid, klorid och sulfat är det inte relevant att definiera ett S riktvärde baserat på ett jordkvalitekriterium som tidigare pga att dessa ämnen är mobila och kommer inte att läggas fast i jorden under konstruktionen. Istället väljer vi här att definiera ett S riktvärde utifrån mottagningskriterierna för deponering på en deponi för farligt avfall (NFS 2004:10). Rikvärden för Co beräknades baserade på dessa.

Den modellverktyg som användes för att modellera transporten av lösta ämnen (STANMOD/CXTFIT) kan inte hantera ett randvillkor av det slag som ekvation C.17 (emissionsmodell). Av den anledning diskretiserades den kontinuerliga ekvationen (C.17) i en trappstegsfunktion. I övrigt beräknades Co riktvärdet på samma sätt som tidigare i scenario I och II.

D Beräkningar för kvarlämnade askkonstruktioner

D.1 Inledning

Inom ramen för arbetet har även en strävan funnits att genomföra en riskbedömning för det fall då vägbyggnadsmaterialet lämnas kvar efter det att vägen tagits ur bruk. Helt andra systemgränser än de som tidigare utnyttjats vid beräkning av en väg som är i drift eller under konstruktion kommer då att gälla. Det innebär att exponeringsvägar och modellens utformning måste ges andra förutsättningar. På samma sätt som tidigare gäller dock att beräkningarna utförts enbart från en generaliserad lokal riskbedömningsnivå. Specifika lokala förutsättningar som kan råda i det enskilda fallet eller övergripande LCA- och systemaspekter har inte beaktats.

Nedan presenteras beräkningsförutsättningar och beräkningsresultat för vägmaterial av aska som lämnas kvar efter det att vägen tagits ur bruk..

D.2 Konstruktion

Den kvarlämnade konstruktionen består av en ur bruk tagen grusväg eller annan väg där beläggningar i form av asfaltlager avlägsnats. Något skyddslager som motverkar direktkontakt med askmaterialet förutsätts inte finnas. Vägen antas efterhand växa igen till en mer eller mindre integrerad del av omgivningen och någon skarp systemgräns föreligger inte längre på samma sätt som när vägen är i drift. Vägbyggnadsmaterialet kommer genom sin annorlunda fysiska och kemiska sammansättning dock inte inom överskådlig tid ha samma markfunktionalitet som ostörd naturlig mark. Asklagrets tjocklek förutsätts vara maximalt 0,15 m och vägens bredd 10 m. En begränsning av asklagrets tjocklek till 0,15 m har antagits för att föreslagna exponeringshypoteser ska utgöra ett konservativt antagande även om det förekommer verksamhet som innebär att delar av vägmaterial grävs om och förflyttas för att nyttjas på ett annat sätt än som vägmaterial. Vid en sådan händelse antas att den begränsade skiktjockleken bidrar till att en betydande omblandning sker med underlagande naturlig mark eller vägbyggnadsmaterial. I den nya exponeringssituationen som då uppstår kommer askan inte längre att utgöra ett homogent lager utan ha blandats ut med naturliga jordmaterial.

D.3 Emissioner efter att bruk av en anläggning upphört

Hela den tidigare tekniska markkonstruktionen - vägbank, vägdike inklusive en eventuell fastläggningszon i den naturligt lagrade marken direkt under konstruktionen - utgör den exponerade omgivningsmiljön för vilken det är relevant att tillämpa toxikologiska hälso- och miljökriterier. I Tabell 1 redovisas de exponeringsvägar som beaktas.

Tabell 1. Sammanställning av de exponeringsvägar som beaktas vid beräkning av risker med kvarlämnade konstruktioner

	Beaktas för denna exponeringssituation
Hälsoeffekter:	
Intag via föda	ja
Direktintag aska	ja
Hudkontakt	ja
Damm (inandning)	ja
Ånga	nej
Intag grundvatten	nej

För ämnen i askor förutsätts avgång med ånga vara av underordnad betydelse. Det är ett rimligt antagande då exponering sker utomhus på ett smalt objekt (10 m bredd) och eventuell förekomst eller bildning av föreningar som kan förångas rimligen är mycket liten. Några överslagsmässiga beräkningar har även bekräftat att antagande inte riskerar utgöra ett betydande fel.

Hälsomässig exponering genom intag av grundvatten och miljöeffekter som uppstår som en följd av påverkan på ytvatten har tidigare beaktats vid beräkningar av riktvärden vid lakning från en vägkonstruktion. Förutsättningarna för exponering via dessa transportvägar förändras inte när vägen tas ur bruk varför några nya riktvärden inte behövs utan tidigare beräkningsresultat för lakning gäller även för detta scenario.

D.4 Plats

Den exponerade platsen antas vara naturlig mark. Markanvändningen täcker in mark som används för friluftsliv, vandringar, promenader, lek, samt bär- och svampplockning. Exponerade grupper är barn och vuxna som regelbundna tider vistas i området. Däremot förutsätts att platsen inte utnyttjas som odlings- och tomtmark. Utgångspunkten för beräkningarna motsvarar Mark med Litet Utnyttjande (MLU) - en typ av markanvändning som togs fram i Naturvårdsverket och SPIMFABs förslag till riktvärden för bensinstationer (NV 4889).

D.5 Modellbeskrivning

För beräkningar av hälso- och miljöeffekter används uteslutande den svenska beräkningsmodellen för förorenad mark i remissversin från 2005 [14].

När det gäller exponering via inandning eller oralt intag av partiklar och hudkontakt antas att avvikelserna mellan förutsättningar vid beräkningar för förorenad mark och vid beräkningar för askkonstruktioner inte vara större än att metoden bör ge jämförbara resultat. Exponeringen för och den relativa betydelsen av dessa exponeringsvägar är proportionellt beroende av den antagna vistelsetiden på området (dagar/år).

Vid intag av växter använder beräkningsmodellen särskilda ämnesspecifika anrikningsfaktorer. Mycket stora avvikelser kan föreligga för askbaserade konstruktionsmaterial jämfört med de förhållanden som antas i beräkningsmodellen. Avvikelse beror av ämnet och dess egenskaper och kan medföra både en underskattning av riskerna på grund av en högre mobilitet i aska men också en överskattning beroende på lägre mobilitet eller skyddseffekt genom höga halter av baskatjoner i askan. Det är dock rimligt att anta att de växter som etablerar sig i området i huvudsak har sitt rotsystem utanför själva askkonstruktionen pga askan utgör en ogynnsam växtmiljö. Upptag av ämnen från själva askkonstruktionen bör därmed till stor del ske sekundärt från jord i anslutning till askkonstruktionen där de kemiskt fysikaliska förhållandena mer bör likna normala markförhållanden. Det använda beräkningssättet bör därför ge en konservativ uppskattning av riskerna med avseende på denna aspekt. Exponeringen för och den relativa betydelsen av denna exponeringsväg (intag av växter) är oberoende av exponeringstiden men proportionellt beroende av den antagna konsumerade mängden växter från området (kg/år).

D.6 Parameterkänslighet

För vägbyggnadsändamål har effekten av vissa antaganden studerats, enligt följande:

- Exponeringstider för vuxna och barn (10, 20, 40 respektive 80 dagar per år), se Tabell 2
- Konsumtion av växter från området för barn och vuxna (0.1, 1 respektive 10 kg/år), se Tabell 3.

D.7 Resultat hälsobaserade riktvärden

För samtliga ämnen är den risk som beräknats orsakas av inandning av damm av underordnad betydelse. Av tabell 2 och 3 framgår att direktintag av och hudkontakt med aska utgör viktiga exponeringsvägar främst för bly, krom, kvicksilver och nickel. Intag av växter utgör dominerande exponeringsväg för naftalen, bens(a)pyren, zink och kadmium och . Arsenik intar en intermediär position.

Tabell 2. Hälsoriskbaserade beräkningsresultat för olika exponeringstider för vistelse i området. Parametern för intag av växter från området är i dessa exempel satt till 1 kg/år för både barn och vuxna.

Exponeringstid	10 dagar	20 dagar	40 dagar	80 dagar
Ämne	Avrundat (mg/kg TS)	Avrundat (mg/kg TS)	Avrundat (mg/kg TS)	Avrundat (mg/kg TS)
Antimon	8900	5700	3300	1800
Arsenik	26	21	15	9,1
Bly	3 700	2 500	1 500	870
Kadmium	69	64	56	45
Koppar	160 000	140 000	120 000	91 000
Krom (III)	ej begr.	ej begr.	570 000	310 000
Kvicksilver	140	100	64	37
Molybden	2600	2400	2200	1700
Nickel	670	490	320	190
Zink	160 000	150 000	140 000	120 000
Bens(a)pyren	6,6	6	5,1	3,9
Naftalen	280	280	270	260

Tabell 3. Hälsoriskbaserade beräkningsresultat för olika intag av växter för området. Exponeringstiden för vistelse i området är för dessa exempel satt till 40 dagar per år för både barn och vuxna.

Intag växter	10 kg/år	1 kg/år	0,1 kg/år
Ämne	Avrundat riktvärde (mg/kg TS)	Avrundat riktvärde (mg/kg TS)	Avrundat riktvärde (mg/kg TS)
Antimon	1400	3300	3900
Arsenik	3,1	15	23
Bly	520	1500	1900
Kadmium	7,2	56	170
Koppar	17000	120000	310000
Krom (III)	250000	570000	650000
Kvicksilver	19	64	84
Molybden	280	2200	6400
Nickel	87	320	440
Zink	16000	140000	520000
Bens(a)pyren	0,71	5,1	13
Naftalen	28	270	2200

D.8 Markmiljöbaserade riktvärden

I beräkningsmodellen finns inga möjligheter att modellera markmiljöeffekter för tungmetaller. Det har därför inte bedömts lämpligt att genomföra några ekotoxikologiska beräkningar för den aktuella tillämpningen.

D.9 Sammanfattning

Hälsomässig beräkningar av risk har utförts för askmaterial som lämnas kvar i vägar som tagits ur bruk [12]. Beräkningarna har utförts med hjälp av den svenska modellen för förorenad mark och avser enbart en generaliserad lokal riskbedömningsnivå. Som utgångspunkt har en markanvändning som motsvarar mark med litet utnyttjade (MLU, [12]) använts. Följande förutsättningar har ansatts vid beräkningarna:

- Det askbaserade konstruktionsmaterialet finns i vägens ytskikt och är maximalt 0,15 m tjockt.
- En exponeringstid för barn och vuxna på 40 dagar per år. Detta värde är dubbelt så stort som standardexponeringstiden enligt MLU och ger skydd även för nedlagda vägar som frekventeras relativt ofta.
- Exponering via grundvatten och ytvatten (fisk) undantas eftersom separata riskbedömningar baserade på lakning som tidigare beräknats för en grusväg bedöms vara tillämpliga även för den kvarlämnade vägen (se scenario I och II i kapitel 7 i rapporten).
- Ett intag av 1 kg/år av växter från området antas vilket är samma värde som enligt MLU.

Beräkningsresultaten ges i Tabell 4. När beräkningsresultatet för något ämne anger en ”riskhalt” större än 50 000 mg/kg TS (5 %) så kan det antas att beräkningsförutsättningar med stor sannolikhet starkt påverkas av ämnenas speciering och de kemiska förutsättningarna. Det bedöms i de fallen direkt olämpligt att basera riskbedömningen på modellen för förorenad mark. För sådana ämnen anges att beräkningsresultaten ej är relevanta.

Tabell 4. Beräkningsresultat för askmaterial i vägens ytskikt i vägar som lämnas kvar i en väg som tagits ur bruk (utförda med hjälp av den svenska modellen för förorenad mark och en modifierad variant av Mark med Litet Utnyttjande: exponeringstid 40 dagar och årligt intag av 1 kg växter från området).

Ämne	Beräkningsresultat (avrundade) avseende halter i askmaterial som potentiellt kan utgöra hälsomässig risk (mg/kg TS).
Antimon	3300
Arsenik	15
Bly	1500
Kadmium	60
Koppar	Ej relevant (> 5%)
Krom (III)	Ej relevant (> 5%)
Kvicksilver	60
Molybden	2200
Nickel	300
Zink	Ej relevant (> 5%)
Bens(a)pyren	5
Naftalen	300

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeteknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35