



Yttrande parter:

Scandinavian Copper Development Association
Box 594
721 10 Västerås

Nordic Galvanizers
Danderydsvägen 146
182 36 Danderyd

Mottagande part:

Byggvarubedömningen Service AB
Landsvägen 50 A
172 63 Sundbyberg

Synpunkter angående Byggvarubedömningens Bedömningskriterier 4.0

Bakgrund

Med anledning av Byggvarubedömningens arbete för att ta fram livscykelkriterier önskar vi att framföra synpunkter på de delar som berör koppar och zink. Från metallbranschens sida delar vi helt och fullt uppfattningen att byggvaror ska bedömas från helhetsperspektiv som innebär livscykelbedömning. Enligt vår åsikt innehåller kriterieförslaget dock inte en balanserad bild av hela livscykeln.

Proceduren för livscykelbedömning är standardiserad inom ISO-standarder och för produkter pågår arbete i EU för att ta fram Product Environmental Footprint, som baserar sig på dessa standarder. Metallbranschen, där både koppar och zink deltar medverkar i EUs pilotprojekt för att skapa gemensamma regler för bedömning av byggnadsplåt. Vi anser att Byggvarubedömningens livscykelkriterier inte bör skapa ett helt nytt sätt att bedöma, utan borde vara i linje med andra liknande initiativ.

Miljöarbetet ska ligga i absolut framkant. Viktiga fördelar med metaller i ett livscykelperspektiv, såsom lång livslängd och att metaller är 100 % återvinningsbara, förbises medan man istället överskattar effekten av den eventuella avrinningen av metall. Därför är det viktigt att olika bedömningsorganisationer är välinformerade, tar stöd av den senaste kunskapen och gör kloka val. Prioriteringarna ska ligga på att bekämpa riktiga hot mot miljön, inte på orealistiska hotbilder som med all sannolikhet aldrig förverkligas. Utlakning i kontakt med vatten är ytterligare ett kriterium som Byggvarubedömningen inte granskar i samband med andra produkter och ämnen och därför diskriminerar produkter som innehåller koppar och zink.

- Det finns inga begränsningar för koppar eller zink som byggnadsmaterial på EU-, regional eller nationell nivå. I regeringens Kemikalieproposition 2013 föreslås heller inga nya begränsningar.

- Forskning från Avdelningen för korrosionslära på KTH och Svenska Miljöinstitutet (IVL) visar med all tydlighet att koppar- och zinkutsläppen från tak och fasader är försumbara jämfört med de nivåer som finns naturligt i miljön. IVL:s rapporter visar bland annat att avrinningen från koppartak saknar betydelse och att koppar och zink i sediment i Stockholms vattenområden minskat sedan 1996.
- Stockholm stads grundvattenrapport från 2013 (Dnr 2012-16634, s 10) visar på trendmässigt sjunkande koppar- och zinkhalter.
- Koppars och zinks miljö- och hälsorisker har granskats av EU. Resultaten visade att det inte fanns några risker för människan eller miljön av koppar eller zink som byggmaterial.
- Enligt REACH har industrin ansvar för att samla information om egenskaper och användning av ämnen som de tillverkar eller importerar, och måste göra en bedömning av de faror och potentiella risker som är kopplade till ämnet. Enligt CLP (klassificering, märkning och förpackning) ska leverantören klassificera ämnet genom s.k. egenklassificering. Koppar- och zinkindustrin har uppfyllt alla krav av kemikalielagstiftningen och det har bekräftats att det inte finns behov till riskminskningsåtgärder.
- Det finns nationella regler för koppar- och zinkhalter i avloppsslam, och i Sverige ligger nivåerna tryggt under dessa gränsvärden. Allt slam från Stockholms reningsverk klarar med god marginal gällande riktvärden för användning på jordbruksmark och är REVAQ-certifierade. Allt slam från Stockholms reningsverk har levererats till jordbruk och återställning av markområden vid gruvor – även detta slam måste uppfylla krav för användning på matjord.
- Länsstyrelsen i Stockholms Län har inte konstaterat några problem förorsakade av koppar eller zink i Stockholms vattenområden.
- Slutsatsen från den forskning som bedrivits såväl inom EU som i Sverige visar alltså på att koppar och zink som byggmaterial inte är farliga vare sig för människa eller miljö. Det finns ingen anledning att undvika dessa ämnen i byggandet.

Koppar och zink är inte cancerframkallande, mutagena, reproduktionstoxiska, bioackumulerande och inte heller SVHC-ämnen (Substances of Very High Concern), eller kandidatämnen till SVHC. Koppar och zink är godkända av andra bedömningssystem för byggnader och byggmaterial i Sverige; t.ex. BASTA. Koppar och zink finns inte heller på den så kallade SIN-listan av International Chemicals Secretariat.

Koppar och zink är väl undersökta byggmaterial runtom i världen. Lokala utsläpp i Stockholm har studerats, med avseende på deras spridning och risk för miljöpåverkan. Inga negativa effekter av koppar- eller zinkanvändningen i vattenledningssystem och tak eller fasader har konstaterats. Bidrag i form av naturliga bakgrundsemissioner är dominerande och de är även mycket större utsläppskällor än de av Byggvarubedömningen utpekade produkterna.

Riskminskningsåtgärder bör inte riktas mot enstaka små källor utan påvisade miljöeffekter. Samband mellan orsak och verkan måste säkerställas, annars leder

begränsningar inte till någon förbättring i miljön. Samtidigt som dessa åtgärder vilka saknar riskbaserade motiv förs fram, bortses från utsläpp via större utsläppskällor, t.ex. trafik och kontaktledning. Detta är diskriminerande åtgärder med undermåliga motiveringar och utan hänsyn till konsekvenserna om åtgärderna drivs igenom. Tillståndet i miljön i Sverige ger ingen anledning för riskminskningsåtgärder med koppar eller zink. Riskminskningsåtgärder måste grundas på gällande lagar och regler, gränsvärden fastställda genom myndighetsbeslut samt en vetenskapligt sund riskbedömning. Åtgärder som på olika sätt innebär inskränkningar för enskilda produkter eller företag kan inte motiveras av eller vila på förslag och diskussioner som förs som en del av en vetenskaplig debatt.

EU:s gemensamma forskningscenter JRC genomförde 2012 en studie (JRC 2012)¹ för att se över om det finns ett behov av att skärpa gränsvärdena för föroreningar i slam från reningsverk inom EU. JRC utförde en screening av avloppsslam i 15 EU-länder och samarbete skett med reningsverk i de respektive länderna. Mer än 60 prover analyserades för innehåll av 22 spårämnen och 92 organiska ämnen, bland annat aktiva substanser i läkemedel, sötningsmedel, hygienprodukter och bekämpningsmedel. Många av ämnena har aldrig tidigare studerats i en så geografiskt spridd undersökning. En slutsats i rapporten är att det inte finns någon anledning att sätta upp nya gränsvärden i EU:s direktiv för avloppsslam med anledning av det inte finns några mätbara risker som kan identifieras. Utifrån syntesen i EU-rapporten går det inte att finna motiv till att ytterligare begränsa användningen av slam p.g.a. koppar- och zinkinnehåll under nuvarande svenska förhållanden.

¹ JRC Joint Research Centre 2012, Occurrence and levels of selected compounds in European Sewage Sludge Samples - Results of a Pan-European Screening Exercise (FATE SEES).

Förslag till Byggvarubedömningens livscykelkriterier

Som främsta motiv och underlag till förslaget ligger Naturvårdsverkets slutsammanställning för Hållbar återföring av fosfor, Naturvårdsverket rapport 6580². En generell synpunkt angående denna rapport är att miljödepartementet ännu inte tagit ställning runt de slutsatser som presenteras i rapporten. Det är därför problematiskt att använda dessa slutsatser som grund för bedömningskriterierna och som kan få stor betydelse på hur man ser på valen av hållbara byggmaterial.

För koppar och zink vill vi härmed ge en överblick på kunskapsläget kring metallerna och särskilt utveckla status för koppar och zink. Det som anges som orsak till att placera koppar och zink i undviks-kategorin är den eventuella risken att laka ut metall ifrån koppar- och zinkinnehållande material och därmed utgöra en miljörisk vid olika exponeringsvägar nedströms. Särskilt nämns och berörs potentialen att orsaka skada för jordlevande organismer vid återföring av rötslam till jordbruksmark samt en generell problematik för att utlakning ska orsaka förhöjda nivåer och skador på akvatiska organismer via spridning till ytvatten.

Därför fokuseras denna PM gällande status för både påverkan på ytvatten och slamfrågan med en nulägesstatus över hur dessa risker bedöms både på ett nationellt plan samt med ett urbant perspektiv med Stockholm som exempel.

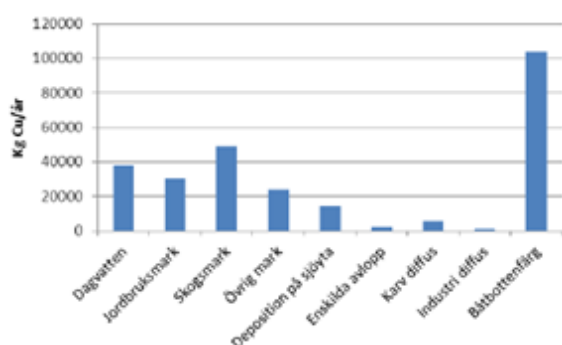
Emissioner av zink och koppar i Sverige samt halter i slam och ytvatten

I samhället är trenden i under flera årtionden är att diffusa flöden av metaller inkl. koppar och zink från människans aktiviteter till miljön minskat. För att ge BVB en nulägesstatus på flöden och halter av koppar och zink ges en kort översikt på rådande läge i Sverige för aktuella metaller.

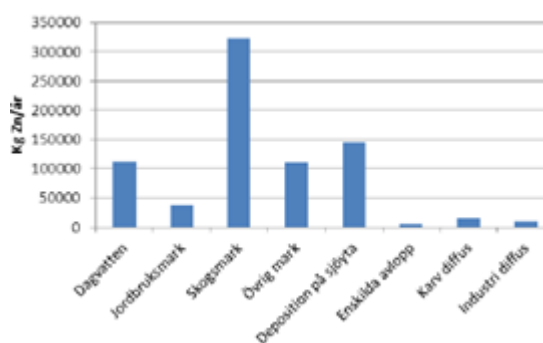
Diffusa emissioner

Bakgrundshalter av koppar och zink i olika delar av världen varierar kraftigt. Därför är det viktigt att halter bedöms på regional eller lokal basis. Flöden av koppar och zink och andra kemiska ämnen till Svenska sjöar och vattendrag följs upp i nationella mätprogram för emissioner från olika källor. Resultaten används bl.a. för Sveriges internationella rapportering avseende utsläpp till luft och vatten.

I Figur 1 ges en översikt över koppar- och zinkemissioner från olika källor för Sverige år 2012.



Figur 1a. Emissioner av koppar i Sverige



Figur 1b. Emissioner av zink i Sverige

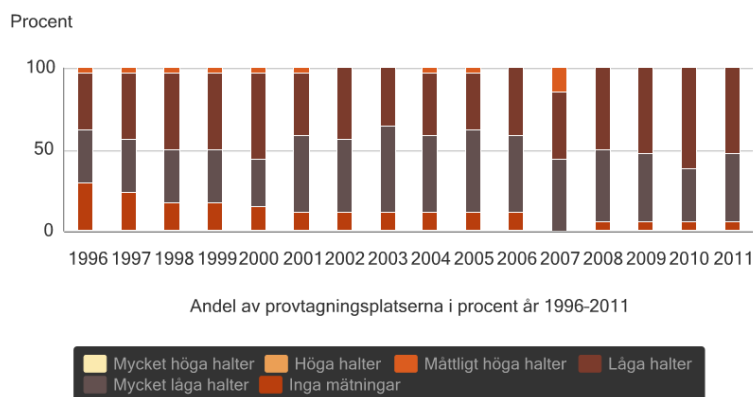
² Naturvårdsverket 2013, Rapport 6580 – Hållbar återföring av fosfor.

Emissioner av koppar kan indelas i punktkällor och diffusa. För koppar liksom andra metaller är bidraget från diffusa källor (270 ton) större än från punktkällor (11 ton). Största enskilda källa utgör båtbottnfärger med ett uppskattat bidrag på 104 ton. Läckage från skogsmark, övrig mark och jordbruksmark uppgår till ca 100 ton, dagvatten 38 ton och deposition på sjöyta 14 ton. Enskilda avlopp, kommunala avloppsreningsverk och industri står för en liten del med 2,5 ton, 5,5 ton respektive 1 ton³. Avrinning från kopparkoppar och kopparfasader har bedömts till ca 2 ton/år till vattenmiljön⁴. Denna siffra är sannolikt överskattad då korrosionen på kopparmaterial har minskat med åren med minskat surt nedfall som påverkar korrosionshastigheten vilket visats genom forskning kring korrosionsprocesser för metallbaserade tak- och fasadmateriäl vilket pågår sedan länge vid KTH Stockholm⁵.

Totalt uppskattades diffusa emissioner av zink till cirka 760 000 kg/år under 2012³. Som källa dominerade utsläpp från skogsmark med på 324 000 kg zink, se Tabell 1b. Tillskott genom atmosfärisk deposition på vatten utgjorde uppskattningsvis ca 145 000 kg och dagvatten 112 000 kg. Utsläpp från övrig mark uppskattades till 110 000 kg och jordbruk 39 000 kg. Enskilda avlopp, små reningsverk och små industrier bidrog totalt sett mycket lite till totala emissioner av zink³.

Halter och status i ytvatten av koppar och zink

Aktuell statistik från Svenska vattendrag visas i Figur 2 och 3 som illustrerar att halterna i Svenska vattendrag minskat under senare delen av 2000-talet och är överlag mycket låga eller låga. Trenden i svenska sjöar både för koppar och zink är likartad.



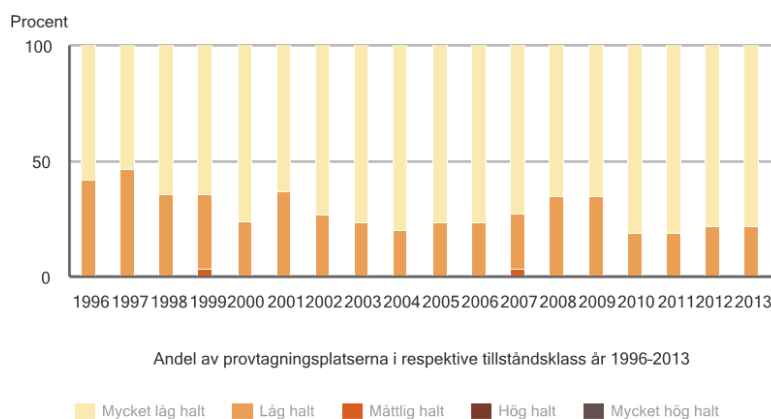
Källa: Naturvårdsverket

Figur 2. Kopparhalterna i Svenska vattendrag. Halterna har minskat under senare delen av 2000-talet och överlag är halterna mycket låga eller låga. Källa: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Koppar-i-vattendrag/>

³ SMED 2012, Diffusa emissioner till luft och vatten, Rapport Nr 106 2012

⁴ Koppar i samhälle och miljö. Lars Landner & Lennart Lindeström, 1998

⁵ <https://www.kth.se/en/che/divisions/surfcorr/forskning>



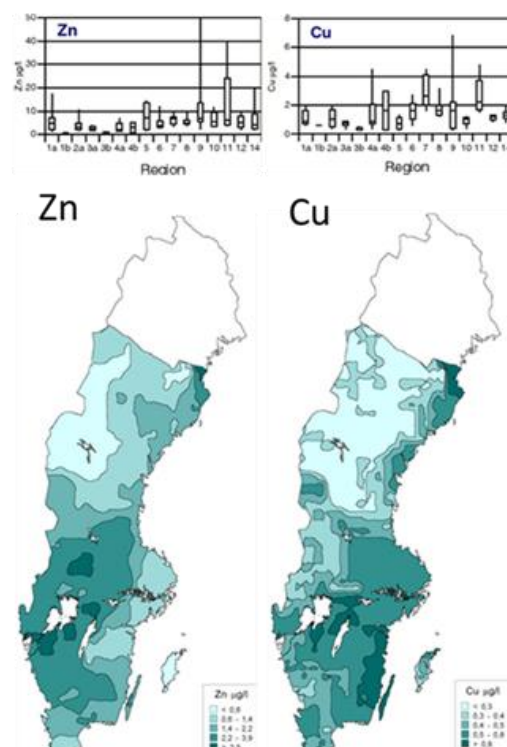
Källa: Naturvårdsverket

Figur 3. Zinkhalterna i Svenska vattendrag. Halterna överlag är mycket låga eller låga. Källa: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Zink-i-vattendrag/>

I den nationella övervakningen med Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) som datavärd redogörs samlat i Tabell 1 statistik från 2013 för uppmätta halter koppar och zink för både sjöar och vattendrag⁶. Det är med få undantag låga halter av både koppar och zink som råder i svenska sjöar och vattendrag.

Tabell 1. Halter av koppar och zink i svenska sjöar och vattendrag ingående i nationell miljöövervakning och geografisk variation av zink- och kopparhalter i olika ekoregioner⁶

	2013 SWE Data SLU ⁶	
	Cu µg/l	Zn µg/l
Min	0,06	0,3
5th P	0,15	0,6
10th	0,19	0,7
50th	0,45	2,3
90th	1,328	8,4
Max	12	53
(n)	524	480



För att kunna bedöma risker med koppar och zink i vattenmiljö är det viktigt med vetenskapligt underbyggda, validerade metoder vilka baseras på de senaste rönen samt är förankrade i EU gemensam lagstiftning. Nytt sedan ett par årtionden är kunskapen om att metallers biotillgänglighet avgör vilken risk de utgör i de medier de uppträder. Intensiv forskning på detta område har bedrivits och stegvis implementerats i lagar och regelverk, inte minst i det omfattande EU-gemensamma vattendirektivet för att uppnå en god kemisk och ekologisk status i Europas ytvatten. Sedan 2015 är svenska

⁶ <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/datavardskap/>

bedömningsgrunder för både koppar och zink baserade på biotillgängliga halter⁷, dvs inte totalhalter eller lösta halter då lokala fysikalisk-kemiska förhållanden avgör metaller biotillgänglighet. För koppar och zink och metaller i allmänhet är vattnets pH, innehåll av humusämnen (löst organiskt kol – DOC) och kalcium kärnparametrar som styr metallers biotillgänglighet. Modelleringsverktyg som tar hänsyn till biotillgänglighet i riskbedömningssammanhang finns idag tillgängligt (gratis) och för vatten har den sk. Biotic ligand model (BLM) utvecklats, bl.a. i den frivilliga riskbedömningen för koppar⁸ och zink⁹. För att åskådliggöra beräknade risker för koppar och zink och rådande nivåer i svenska ytvatten (data från SLU 2013⁴) redogörs i Tabell 2 och 3 data för BLM-modellering (bio-met v2.3)¹⁰.

Tabell 2. Statistik över ingående och beräkning av biotillgängliga koncentrationer och riskkvoter för koppar i svenska sjöar och vattendrag som ingår nationell miljöövervakning. WB* = inom modellens validerade intervall.

	All	WB*	All			WB*			All	WB*	All	WB*	All	WB*	All	WB*
	Cu µg/l	Cu µg/l	pH	DOC mg/l	Ca mg/l	pH	DOC mg/l	Ca mg/l	Local EQS Cu	Local EQS Cu	BioF Cu	BioF Cu	Bioavail. Conc Cu	Bioavail. Conc Cu	RCR Cu	RCR Cu
Min	0,1	0,1	4,4	0,4	0,2	6,0	0,6	3,1	1,0	2,8	0,007	0,007	0,002	0,004	0,002	0,004
5th P	0,2	0,2	5,1	1,4	0,7	6,4	1,1	3,2	4,9	5,4	0,020	0,016	0,006	0,008	0,006	0,008
10th	0,2	0,2	5,6	2,2	1,1	6,6	2,0	3,4	7,8	7,8	0,023	0,020	0,008	0,010	0,008	0,010
50th	0,5	0,6	6,8	7,3	3,1	7,1	7,0	5,6	19,3	24,4	0,052	0,041	0,027	0,029	0,027	0,029
90th	1,3	1,6	7,4	14,3	15,0	7,7	13,5	27,6	43,1	50,7	0,13	0,13	0,12	0,14	0,12	0,14
Max	12,0	9,0	8,9	41,4	117,4	8,4	23,4	89,4	144,6	144,6	1,00	0,36	1,17	0,84	1,17	0,84
(n)	524	193	1305	1305	1305	631	631	631	1305	631	1305	631	524	193	524	193

Tabell 3. Statistik över ingående och beräkning av biotillgängliga koncentrationer och riskkvoter för zink i svenska sjöar och vattendrag som ingår nationell miljöövervakning. WB* = inom modellens validerade intervall.

	All	WB*	All			WB*			All	WB*	All	WB*	All	WB*	All	WB*
	Zn µg/l	Zn µg/l	pH	DOC mg/l	Ca mg/l	pH	DOC mg/l	Ca mg/l	Local EQS Zn	Local EQS Zn	BioF Zn	BioF Zn	Bioavail. Conc Zn	Bioavail. Conc Zn	RCR Zn	RCR Zn
Min	0,30	0,30	4,4	0,4	0,2	6,1	0,6	5,0	11,9	11,9	0,08	0,10	0,004	0,10	0,003	0,009
5th P	0,50	0,50	5,1	1,4	0,7	6,6	1,3	5,2	11,9	11,9	0,18	0,15	0,03	0,11	0,003	0,010
10th	0,50	0,50	5,6	2,2	1,1	6,8	2,1	5,4	14,3	16,1	0,20	0,16	0,05	0,15	0,004	0,014
50th	2,1	1,1	6,8	7,3	3,1	7,3	7,5	8,6	27,4	35,5	0,40	0,31	0,15	0,46	0,01	0,04
90th	7,8	9,4	7,4	14,3	15,0	7,8	14,0	51,2	53,6	68,3	0,8	0,7	0,5	2,2	0,05	0,2
Max	53,0	53,0	8,9	41,4	117,4	8,0	23,4	117,4	143,9	107,2	0,9	0,9	1,3	35,8	0,1	3,3
(n)	524	92	1305	1305	1305	360	360	360	1306	360	1306	360	524	92	524	92

Riskkvoterna är låga för alla statistiska nivåer och även vid 90e percentilen ligger riskkvoten på 0,05 (alla data) till 0,2 (inom validerat intervall för beräkningsmodellen). En uppdelning är gjort för data som ligger innan för validerat intervall för biotillgänglighetsmodellen för zink. Det finns svenska sjöar och vattendrag som hamnar utanför validerat intervall, främst genom sjöar med avvikande surt pH och låga kalciumkoncentrationer vilket minskar antal data som ingår i beräkningen. När alla data beaktas extrapolerar modellen biotillgänglighet utanför validerat intervall. Sammantaget visar tabell 2 och 3 att det på ett nationellt plan, med få och sällsynta undantagsfall, inte kan påvisas risker för koppar och zink i svenska ytvatten, för de indikatorsjöar- och vattendrag som ingår med fördelning över hela Sverige.

I ett urbant perspektiv och med Stockholm i fokus presenteras i Tabell 4 och 5 data för Stockholms innerstad motsvarande beräkning av biotillgänglig koncentration och riskkvoter i den mån det finns för koppar och zink.

⁷ Havs- och Vattenmyndigheten 2015 - föreskrift HVMFS 2015:4

⁸ <http://echa.europa.eu/sv/copper-voluntary-risk-assessment-reports>

⁹ European Commission 2010, European Union Risk Assessment Report Zinc metal, ISBN 978-92-79-17540-4

¹⁰ <http://bio-met.net/bio-met-bioavailability-tool>

För koppar har data använts från IVL rapport B2013¹¹ och för zink har data för pH, kalcium och DOC nyttjats från samma rapport⁹, men halt av zink har utgått ifrån miljöövervakning av Stockholm stad¹² och med konservativt val av den högsta uppmätta halten i Mälaren (sötvatten) och Saltsjön (bräckt vatten).

Tabell 4. Beräkningsexempel för tillämpning av riktvärden för koppar baserade på biotillgänglighet istället för löst halt. Jämförelse av beräkning av riskkvoter för representativa mätpunkter i Mälaren och Saltsjön, Stockholm.

Provpunkt	Djup	Uppmätt halt löst Cu (µg/l) ^a	BLM biotillgänglig koncentration (µg/l) ^{a,b}	Lokal EQS BLM (µg/l) ^{a,b}	Riskkvot med 0,5 µg/l biotillgänglig koncentration ^{c,*}	Riskkvot om lokal EQS BLM tillämpas ^b
Mälaren M3	0,5 m	2,7	0,06	48,21	0,12	0,056
Mälaren M3	23 m	2,5	0,05	48,21	0,1	0,052
Mälaren M2	0,5 m	3	0,06	48,21	0,12	0,062
Mälaren M2	20 m	2,4	0,05	48,21	0,1	0,050
Mälaren M1	0,5 m	3,7	0,06	43,7	0,12	0,085
Mälaren M1	16 m	2,8	0,08	43,7	0,16	0,064
Saltsjön S1	0,5 m	5,7	0,3	18,77	0,16	0,304
Saltsjön S1	27 m	2,8	0,24	11,56	0,17	0,242
Saltsjön S2	0,5 m	4,7	0,25	18,77	0,13	0,250
Saltsjön S2	27 m	2,3	0,2	11,56	0,14	0,199
Saltsjön S3	0,5 m	3,2	0,19	16,65	0,10	0,192
Saltsjön S3	27 m	1,7	0,15	11,56	0,10	0,147

a) Data från IVL 2011¹¹

b) Beräkning baserad på BLM bio-met v2.3_04-12-2013¹⁰

c) Föreskrift från HaV⁷ (HVMFS2015:4), * siffror i kursiv stil avser beräkning för övergångsvatten där gränsvärdet är 0,87 µg/l som multiplicerats med (DOC/2)^{<0,6136}

För koppar visas i Tabell 4 data från 12 mätpunkter (IVL 2011¹¹) från Mälaren och Saltsjön och beräkning av biotillgängliga koncentrationer koppar och riskkvoter.

Jämförelsen i Tabell 4 visar hur riskkvoterna generellt är låga med tillämpning av ett riktvärde baserat på biotillgänglig koncentration koppar. För alla mätpunkter i Mälaren och Saltsjön är riskkvoterna 0,3 eller lägre, oavsett om lokalspecifika EQS som BLM modellerar fram utifrån platsspecifik förhållanden eller om bedömningsgrund från HaV tillämpas. Exemplet visar att med hänsyn tagen till biotillgänglighet indikeras en mycket låg och försumbar risk för ytvatten i Stockholms innerstad och att halterna med god marginal ligger under nivåer där negativa effekter från koppar kan förväntas.

I Tabell 5 görs en motsvarande beräkning utifrån ett värsta fall scenario där vattenkvalitetsparametrar hämtats från IVL 2011¹¹ och halten löst zink från Stockholms stads miljöövervakningsprogram.

¹¹ IVL 2011 -A. Jönsson, Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in sediments in the city-centre of Stockholm, Sweden. Origins, deposition rates and bio-availability. IVL report B2013.

¹² Miljöförvaltningen Stockholm stad, Miljön i Stockholm 2015 – Tillstånd och utveckling.

Tabell 5. Beräkningsexempel för tillämpning av riktvärden för zink baserade på biotillgänglig halt. Jämförelse av beräkning av riskkvoter för representativa mätpunkter i Mälaren och Saltsjön, Stockholm.

Provpunkt	Uppmätt halt löst Zn (µg/l) ^a	BLM biotillgänglig koncentration Zn (µg/l) ^{b, c}	Lokal EQS BLM (µg/l) ^{b, c}	Riskkvot om lokal EQS BLM tillämpas ^{b, c}	Riskkvot med 5,5 µg/l biotillgänglig koncentration (sötvatten) som bedömningsgrund ^d
Mälaren *	5,6	1,7	35,5	0,16	0,31
Saltsjön*	4,7	0,8	61,7	0,08	0,15

a) Data från Stockholm stad¹². Högsta värde har använt i beräkning för konservativ ansats.

b) Data från IVL 2011¹¹. Medelvärde av pH, DOC och kalciumhalt har använts för punkter M1-M3 respektive S1-S3.

c) Beräkning baserad på BLM bio-met v 3.3_04-01-2016¹⁰

d) Föreskrift från HaV⁷ (HVMFS2015:4)

Även för zink är riskkvoter i likhet med koppar mycket låga och i samma storleksordning både för Mälaren och Saltsjön (högsta värde = 0,31).

Sammantaget kan det inte heller lokalt för Stockholm påvisas verkliga risker med förekommande halter av koppar och zink i ytvatten. Restriktioner mot koppar och zinkanvändning kan därmed inte ur ett riskperspektiv motiveras utifrån halter i ytvatten varken nationellt eller för urbana miljöer exemplifierat för Stockholmsmiljön.

Halter av koppar och zink i slam

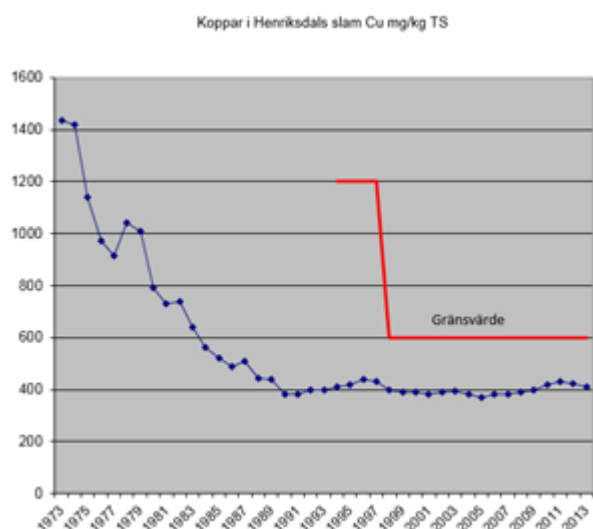
I Tabell 6 redogörs metallhalter (medelvärden) i slam i Sverige under åren 2000-2012.

Tabell 6. Metallhalter i slam från svenska reningsverk. Källa SCB 2014¹³

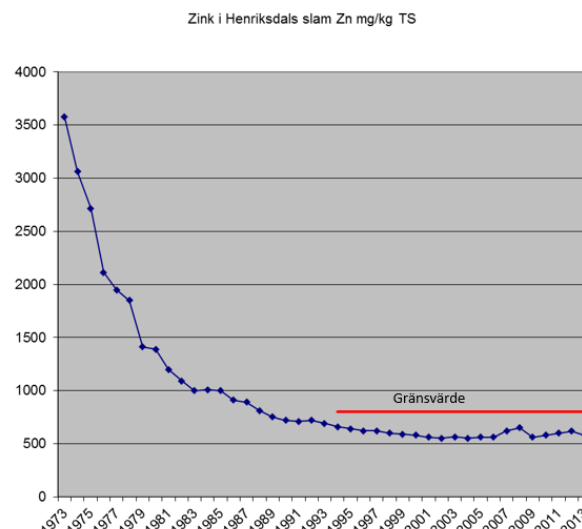
	Medelvärden, mg/kg TS									
	Personekvivalenter (dim)			Totalt	Totalt	Totalt	Totalt	Totalt	Totalt	Totalt
	– 20 000	20 001 – 100 000	100 001 –	2012	2010	2008	2006	2004	2002	2000
Fosfor	19 560	26 090	30 730	26 400	27 640	27 740	26 977	28 145	27 717	27 810
Kväve	40 600	40 380	46 710	43 020	44 080	42 590	42 050	40 093	37 864	38 537
Kadmium	0,9	1,1	1,0	1,0	0,9	0,8	1	1	1,3	1,1
Krom	27,5	32,3	24,8	28,0	28,8	28,3	29,3	28,9	29,7	31
Koppar	290,9	347,1	395,1	352,8	347,3	335,3	357,9	345,9	370,3	373,4
Kvicksilver	0,4	0,6	0,7	0,6	0,6	0,6	0,8	0,9	0,9	1
Nickel	14,0	16,2	20,4	17,4	16,6	16,9	18,8	20,3	17,1	16,7
Bly	16,7	21,0	26,3	22,1	21,9	22,4	27,5	24,6	30,7	33,8
Zink	498,7	627,6	641,5	601,4	570,1	544,3	551,5	508,3	548,6	549,4

I figur 4 a och b redovisas utvecklingen halter av koppar i rötslam från Henriksdals reningsverk i Stockholm.

¹³ Statistiska centralbyrån SCB 2014, Utsläpp till vatten och slamproduktion 2012, Kommunala reningsverk, massa -och pappersindustri samt övrig industri



Figur 4a. Kopparhalter i rötslam från Henriksdals reningsverk 1973-2013 ställt mot gällande gränsvärde.



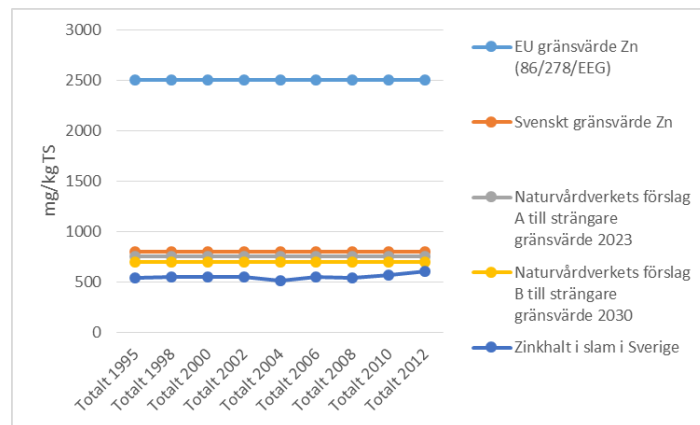
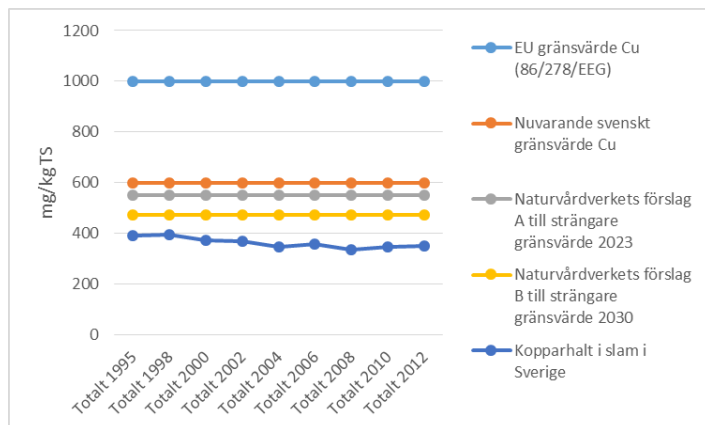
Figur 4b. Zinkhalter i rötslam från Henriksdals reningsverk 1973-2013 ställt mot gällande gränsvärde.

Den långsiktiga trenden som anges vara uppåtgående för koppar kan inte styrkas om man studerar en graf för halter från åren 1973 till 2013. En kraftig minskning har skett från 1970-tal till 1990-tal, men sedan har snarare har en plåtå med mindre variationer nåtts. Noterbart är att trots att Stockholms miljöprogram tydligt har minskat installering av nya kopparrör och tak på 2000-talet, kan ingen skillnad påvisas i slammets kopparhalter. Värderna ligger under perioden väl under gränsvärden på 600 mg/kg TS.

Allt slam från Henriksdals reningsverk transporteras till Bolidens gruvor för användning som jordförbättringsmaterial i samband med moräntäckning vid återställning av gråbergssupplag eller sandmagasin vid gruvor. Slammet ger bättre resultat än andra lösningar då innehållet av organiskt material är högt liksom innehållet av näringsämnen. Slammet håller även markfukten bra och sammantaget medför slampåförsel en snabb växtetablering vilket motverkar erosion. Det kan också till viss del användas som ersättning för morän vid återställning och därmed minska användningen av naturresurser. Transporten sker med Bolidens eget koppartåg som returtransport. Detta avtal innebär att slammets uppfyller de kvalitetskrav som gäller innehållet av ingående ämnen i slammets enligt lagstiftning och överenskommelse för användning inom jordbruksändamål. Enligt Stockholm Vattens årsrapport och tillsynsrapport är anledningen till denna användning rent avtalsmässig.

Slamanvändning på åkermark

I Figur 5 redovisas halter i slam av koppar (5a) och zink (5b) ställts mot gällande gränsvärden för slamanvändning i jordbruket inom EU, rådande svenska gränsvärden samt de förslag till stegvis sänkning av gränsvärden som presenterats som alternativ A och B i Naturvårdsverkets rapport 6580¹²



Figur 5a. Kopparhalter i svenskt slam 1995-2012 jämförts mot gällande gränsvärden inom EU, Sverige samt Naturvårdsverkets förslag A och B till strängare gränsvärden 2023 och 2030¹²

Figur 5b. Zinkhalter i svenskt slam 1995-2012 jämförts mot gällande gränsvärden inom EU, Sverige samt Naturvårdsverkets förslag A och B till strängare gränsvärden 2023 och 2030¹²

Av **Figur 5** kan man tydligt utläsa att även om det striktaste gränsvärdet som presenterats i Naturvårdsverkets förslag (475 mg/kg TS för Cu och 700 mg/kg TS för Zn) så är rådande halter i svenskt slam väl under dessa.

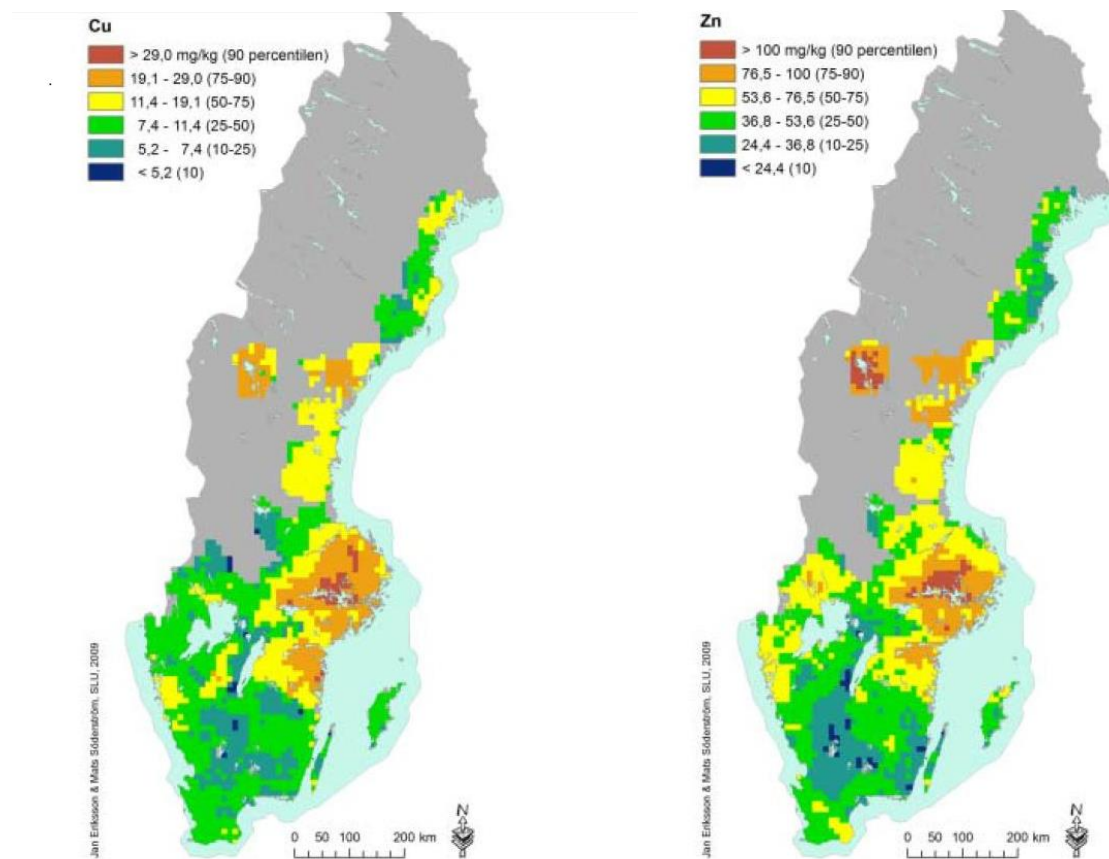
Det finns rikt- och gränsvärden för svensk åkermark, vilka ger vägledning runt slamspridning och användningen av konstgödsel på åkrar. Enligt Naturvårdsverkets rapport 6349, Tillståndet i svensk åkermark och gröda 2009¹⁴, finns det 3,7 % av total areal av åkermark där rekommendationen gäller att inte sprida slam pga. att kopparhalten i mark är över 40 mg/kg. 40 mg/kg är ett lågt riktvärde för åkerjord från internationella perspektiv. På 4 % av totala arealen åkermark var zinkhalten högre än 100 eller 150 mg/kg. Dessa områden med högre koppar- och zinkhalter i mark är ett resultat av högre bakgrundshalter vilket beror på att de är sedimentära jordar (alunskiffer, sulfidlorer) med ett naturligt högre innehåll av metaller. Bifogade kartor, se Figur 6a och 6b visar metallhalter i åkermark enligt två redovisade studier^{15,15}. Studierna konstaterade att 25% av svenska åkrar har kopparbrist. Studierna visar inte någon anrikning av metaller i mark under åren. Ungefär 28 ton koppar sprids årligen till åkrar i avloppsslam (72 000 ton slam) och från handelsgödsel och kopparsulfat sprids årligen 34 ton på svenska åkrar. Slamspridning kan inte täcka behovet av koppertillskott i svenskt jordbruk.

En forskningsrapport, beställd av Skånes kommuner, visar att slamgödsling ökar skörd och markens mullhalt jämfört med mark som inte fått något slam. Studien gäller för två gårdar i Skåne där ett unikt slamgödslingförsök pågått i över 30 år. Projektet initierades som ett samarbetsprojekt mellan LRF, Malmöhus läns Hushållningssällskap, kommunerna

¹⁴Naturvårdsverket rapport 6349 (2009), Tillståndet i svensk åkermark och gröda - Data från 2001-2007

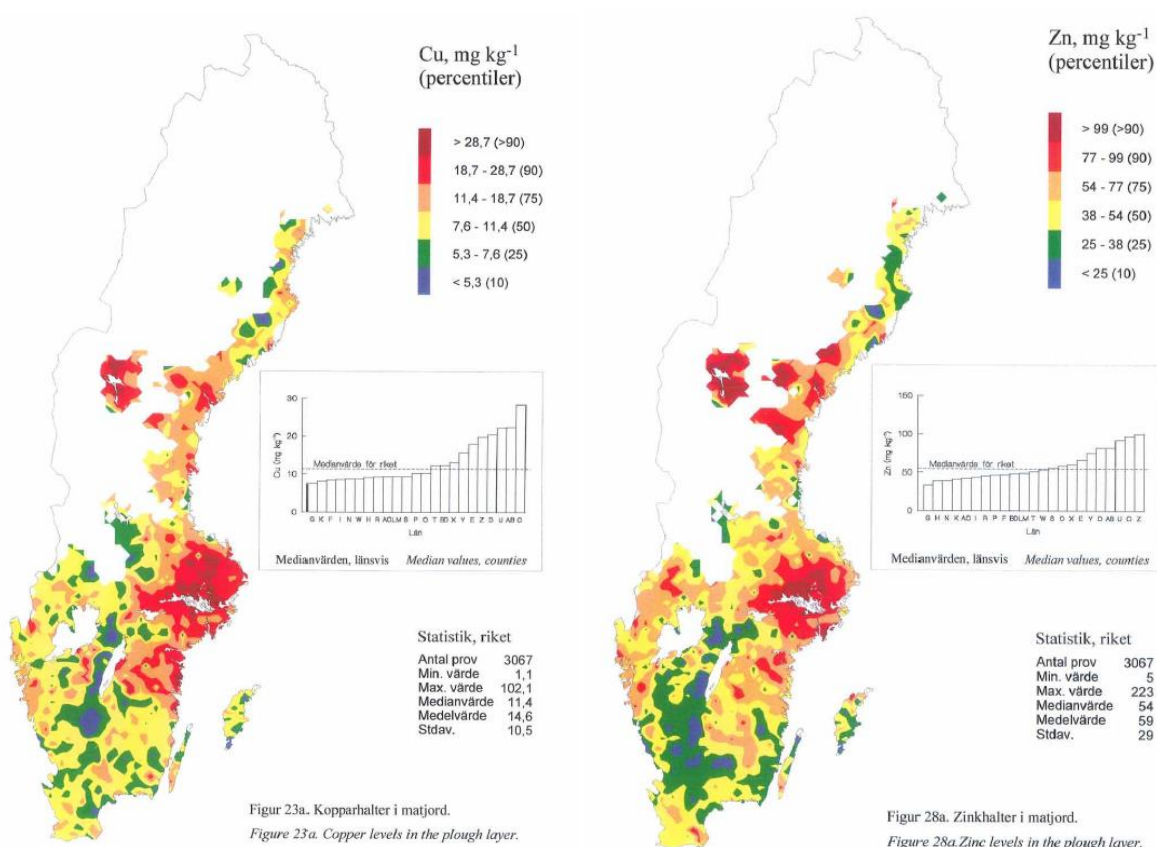
¹⁵ Naturvårdsverket rapport 4778 (1997), Tillståndet i svensk åkermark

i sydvästra Skåne och Sysav¹⁶. Undersökningen har entydigt visat att reningsverksslam inte haft någon negativ påverkan på skördeprodukternas upptag av metaller.



Figur 6a. Koppar- och zinkhalter i svensk jordbruksmark. Från Tillståndet i svensk åkermark och gröda 2009, Naturvårdsverkets rapport 6349

¹⁶ Andersson P-G. (2012): Slamspridning på åkermark – fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-2011. Hushållningssällskapens rapportserienr 16.



Figur 6b. Koppar- och zinkhalter i svensk jordbruksmark. Från Tillståndet i svensk åkermark, Naturvårdverkets rapport 4778.

Risker för toxiska effekter i mark genom spridning av slam

I den riskanalys som utförts i rapport 6580 med tillhörande underlagsrapporter anges den kritiska faktorn för koppar är att metallen i ett långsiktigt perspektiv ska ackumulera i jord i så stor utsträckning att koppar når toxiska nivåer i jorden och begränsar markfunktionen. För zink anges risken för spridning till ytvatten som den styrande faktorn för att motivera ytterligare begränsningar i slammet för spridning på åkermark.

Avseende zink och dess inverkan på ytvatten som motiv till försiktighetsmått och användning av slam medges att ingen hänsyn tas till fastläggningsprocesser i jorden vid beräkning av potential för spridning. Att modellera detta är av naturliga skäl mycket komplicerat och bedömning av förutsättningar för spridning bär därför göras utifrån rådande status och kunskapsläge kring zink i svenska ytvatten. Föregående kapitel har givit en överblick av flöden av zink samt status och risker för zink i ytvatten både nationellt och med ett urbant perspektiv för Stockholm. Utifrån detta underlag går det inte att säga att risken för att påverkan från ytvatten är relevant, i synnerhet inte om lakning från slam bedöms utgöra en begränsande faktor då bidrag av zink från jordbruksmark är litet i förhållande till andra emissioner av zink, se Figur 1 b.

Biotillgänglighet för koppar, zink och andra metaller har studerats intensivt i drygt ett par årtionden och det finns gott om vetenskapliga artiklar i ämnet. Alltför lite hänsyn tas till biotillgänglighet i diskussion om revidering av nya begränsningsvärden. De generella

PNEC värden som tillämpas för bedömning av risker med metaller i slam är inte uppdaterade och mycket litteratur har publicerats på området se de presenterades. Även om man finner riskkvoter väl under 1 så tas inte full hänsyn till ny kunskap och dataunderlag för biotillgänglighet och toxiska effekter i markmiljön. Med dessa taget i beaktande skulle säkerhetsmarginalen öka och slutsatserna bli annorlunda för risker med innehåll av koppar och zink i slammet.

Det är känt att metallers upptag i biota och växter styrs av dess kemiska form och att det är den fria lösta jonen som vanligen tas upp hos växter och marklevande organismer¹⁷. Processer och olika förhållanden i jord påverkar i hög grad i vilken form metallerna förekommer och därmed vilka förutsättningar som råder för att metallen ska vara i biotillgänglig form. Jordar har väldigt komplex struktur och består av en mängd mineral och organiskt material som reflekterar dess ursprung i form av berggrund och typ av organiskt material som den bildats från. Lösta joner i jorden tas upp i växter via jordens porvatten. Hur mycket metaller som finns i jordens porvatten styrs främst av pH-värdet. pH är den enskilt viktigaste parametern som påverkar utbytet mellan lösningen och de bindingsställen som finns i jordstrukturen, följt av CEC och innehåll av metalloxider/lermineral¹⁸.

Ur ett riskperspektiv går det därför att bedöma risken förknippat med närvaro av metaller i jord för en specifik plats utifrån markens inneboende egenskaper istället för att tillämpa generella kriterier för alla platser. Detta gäller även i ett internationellt perspektiv där riktvärden genererade inom EU inte nödvändigtvis tar hänsyn till svenska jordar och svenska förhållanden.

För koppar redogörs det uppdaterade kunskapsläget i efterföljande avsnitt.

PNEC-värden för koppar (haltgräns där de tidigaste toxiska effekterna uppträder för den känsligaste organismen) har beräknats i jord i den omfattande riskbedömning som presenterats ECHA inom ramen för REACH (VRAR 2009⁶). Där redogörs PNEC värden i intervallet 78,9 - 172,8 mg Cu/kg TS och underlaget som är mycket omfattande består av 251 individuella kroniska NOEC/EC10 värden från 30 olika arter och processer som representerar olika trofiska nivåer (nedbrytare, primärproducenter, primär konsumenter). De känsligaste organismerna utgörs av markens mikroorganismer och underlaget inkluderar data för en rad känsliga mikrobiella processer. Detta underlag är mycket omfattande och borde utnyttjas vid genomgång av befintlig litteratur inför en ny riskbedömning för slamanvändning och en revidering av de svenska begränsningsvärdena vilket inte har varit fallet.

Specifikt har även omfattande studie för beräkning av PNEC-värden för odlingsmark har nyligen utförts och redogörs nedan.

I en omfattande studie utförd har nolleffektvärden (PNEC omfattande växter, ryggradslösa djur, mikrobiologiska processer i jord och däggdjur inkl. människa) och riskkvoter för koppar beräknats för alla länder i EUs 27 medlemsländer för odlingsmark och betesmark¹⁹. I studien tas hänsyn till de styrande parametrarna (pH, innehåll av

¹⁷ Rensing C och Maier R, Issues underlying use of biosensors to measure metal bioavailability. *Ecotoxicol. Environ. Safe.* 2003, 56, 140-147.

¹⁸ Sauvé S, Hendershot W, och Allen H, Solid-Solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organics matter. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 1125-1131.

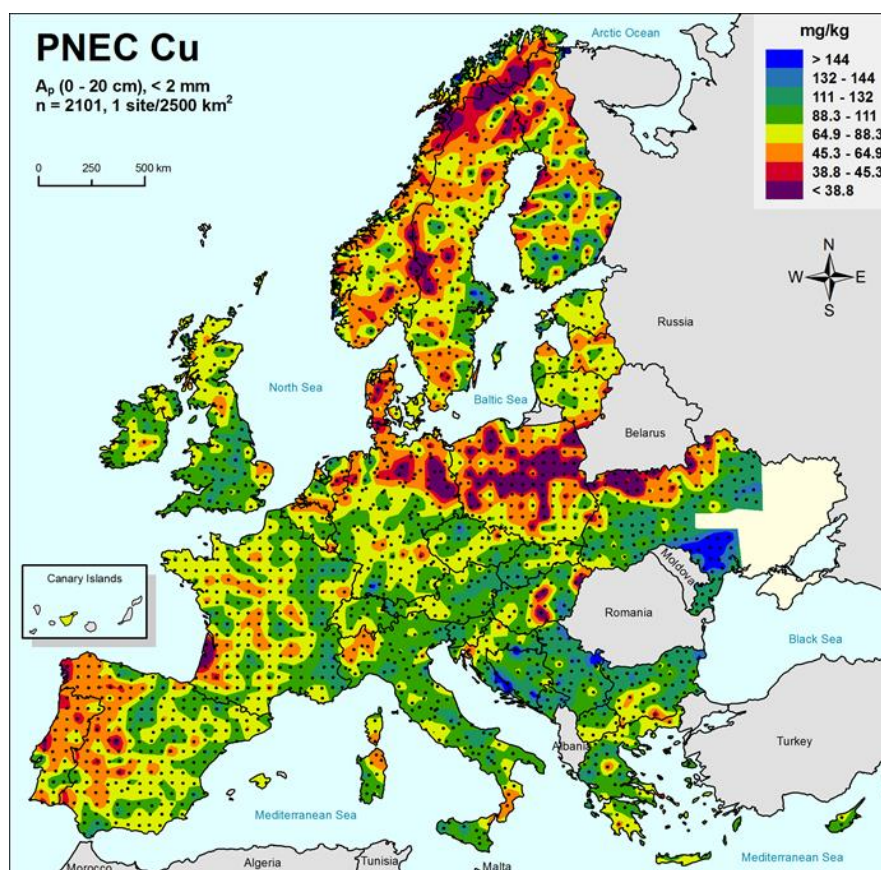
¹⁹ ARCHE 2010 (Oorts K and van Nederkassel J), Distribution of Cu PNEC values and Risk Characterisation Ratios (RCR) for soil in the EU 27. Final report June 2010.

organiskt kol, lermineral, katjonbyteskapacitet) för koppars (och andra katjoniska metallers) biotillgänglighet. Framräknat PNEC för odlingsmark var för Sverige (n=187) 44,1 mg/kg TS för 10e percentilen och 122,6 mg/kg TS för den 90 percentilen med medianvärde om 80,1 mg/kg TS (min 18,6 och max 201,6). Beräknade riskkvoter för odlingsmark i Sverige var 0,06 för 10e percentilen och 0,31 för 90 percentilen med medianvärde på 0,14 (min 0,03 och max 0,76).

Studien visar tydligt att det i nuläget inte finns några risker identifierade p.g.a rådande kopparhalter i odlingsjordar i Sverige och Europa som helhet. Tvärtom styrker den omfattande studien användning av slam med nuvarande kopparinnehåll och det finns inte motiv till ytterligare begränsningar i användning av slam p.g.a. kopparinnehållet. Nämd studie och redogjorda PNEC värden och riskkvoter ska ställas i relation till den riskkvot om 0,6 utgående från ett PNEC på 30 mg/kg TS som presenterats under Naturvårdsverkets regeringsuppdrag¹⁴. Om det vid beslut om nya gränsvärden för koppar i slam tas hänsyn till detta bör slutsatsen om risker med koppar i slam bli annorlunda.

Data från Archestudien²⁵ kan illustreras som en geografisk översikt över Europa där det tydligt framgår att geografin och platsspecifika förhållanden har stor betydelse för känslighet för effekter av koppar. Med den kunskap som finns idag går det att göra goda prediktioner om metallers biotillgänglighet och risk för en jord där egenskaper och karakterisering är kända. Figur 6 visas en översikt på beräknade platsspecifika PNEC-värden för jordbruksmark avseende koppar (från Oorts och Schoeters 2012)²⁰.

²⁰ GEMAS atlas, chapter 12. Koen Ooerts and Ilse Schoeters, Use of monitoring data for risk assessment of metals in soil under the European REACH regulation.



Figur 6. Regionalspecifika PNEC-värden för koppar i jordbruksmark med hänsyn tagen till biotillgänglighet och lokala markförhållanden och jordtyper.

Översiktskartan i Figur 6 visar hur PNEC varierar kraftigt över Europa och även inom Sverige. Minst känslig är jordbruksmarker i området vid Mälardalen och Östergötland medan Dalarna och norra norrland utgör områden med känsligare mark för koppareffekter i jord. Med detta som underlag kan man således även på ett välgrundat sätt välja vilka marker man sprider slam på och i vilken kvantitet. Runt Mälardalen är PNEC värden generellt över 88 mg/kg TS koppar medan de känsligaste nämnda områden har PNEC värden under 38 mg/kg TS. I Figur 5 och 6 illustreras högre bakgrundhalter av koppar runt Mälardalen och som ligger närmast gränsvärdet på 40 mg/kg TS för slamspridning. Men bara för att det finns högre halter i marken där betyder inte det att det skulle vara mer risker med slamspridning eftersom marken i samma område också är mindre känslig för tillförsel av koppar p.g.a. koppar i marken har låg biotillgänglighet.

Specifikt för koppar i slam har Smolders mfl (2011)²¹ visat hur sedvanlig behandling av slam medför ökad inbindning av koppar som minskar dess biotillgänglighet. Jämfört med tillsatt koppar i form av slam till jord skiljer det sig en faktor 5,9 jämfört med nytillsatt koppar i saltlösning. Slammet bidrog i mindre utsträckning till att minska utlakning och biotillgänglig hos nytillsatt koppar (faktor 1,4) i jord som innehöll slamtillsatser. Den minskade biotillgängligheten var i studien gemensam för både slam, naturgödsel och kompost. Underlaget i studien är ytor som behandlats med slam och gödsel i flera årtionden och ingen ökad biotillgänglighet har, med avseende på koppar, kunnat påvisas

²¹ Erik Smolders,* Koen Oorts, Enzo Lombi, Ilse Schoeters, Yibing Ma, Sharyn Zrna, and Mike J. McLaughlin 2012. The Availability of Copper in Soils Historically Amended with Sewage Sludge, Manure, and Compost. J. Environ. Qual. 41:1–9

och kontinuerlig tillsats har inte påvisas utgöra någon "tidsinställd bomb". Studien visar att koppar redan vid behandling av slam och under sk. ageing processer inkorporerar koppar till slammets komponenter. Den minskade tillgängligheten kvarstod även om jorden periodvis blev surare²¹. En motsvarande biotillgänglighetsfaktor har i riskbedömningen för zink⁷ beräknats till 3.

Mot bakgrund av presenterade synpunkter och faktaunderlag vill SCDA och Nordic Galvanizers uppmana BVB att beakta presenterat material vid slutlig utformning av de nya bedömningskriterierna. Vi står gärna till förfogande för att presentera underlagen ytterligare vid en sammankomst om så önskas.

1 februari 2016



Pia Voutilainen

Scandinavian Copper
Development Association

pia.voutilainen@copperalliance.se

Tel: 021-19 87 38



Annikki Hirn

Nordic Galvanizers

annikki@nordicgalvanizers.com

08 - 446 67 60



Daniel Ragnvaldsson, Konsultstöd

Envix Nord AB

daniel.ragnvaldsson@envix.se