

PM

Tolkning och bedömning av ekotoxikologisk analys för järnsand från Rönnskär – betydelse och riskanalys för användning av järnsand i anläggningsändamål

BAKGRUND

Boliden Rönnskär har givit Envix Nord AB i uppdrag att göra ett utlåtande och bedömning av utförd ekotoxikologisk testning av Bolidens restprodukt järnsand från Rönnskär.

SAKFRÅGAN

Hur ska resultaten tolkas och vad betyder utfallet från utförd ekotoxikologisk analys ur risksynpunkt och val av användningsområden för järnsanden (Bilaga 1).

1.1 Lagstiftning kring användning av restprodukter inkl. järnsand

Det pågår idag en diskussion om huruvida vissa restprodukter inkl järnsand är att betrakta som ett avfall eller som en produkt och därigenom bedömas antingen utifrån avfallslagstiftning (Ramdirektivet för avfall) eller produktlagstiftning. Enligt artikel 5 i avfallsdirektivet kan järnsand definieras som en biprodukt vilket därmed gör att den ej ska bedömas som ett avfall eller genomgå klassificering som ett sådant. Boliden har fått stöd i Mark och Miljödomstolen¹ för sin hållning av järnsand som biprodukt.

Oavsett om det är fastställt om järnsand är ett avfall eller en biprodukt så ska användning av ett material uppfylla de allmänna hänsynsreglerna och anslutande lagstiftning som återfinns i miljöbalken. Enlig miljöbalken måste ett material bedömas och dess användning utredas. Detta kan ske genom t.ex. bestämning av lakningsegenskaper, potential för spridning av farliga ämnen och vilka effekter dessa bedöms kunna ge hos ett eller flera skyddsobjekt under givna exponeringsförutsättningar. Här passar avfallsdirektivets H14-H15 kriterier bra som ett vägledande ramverk och utförd ekotoxikologisk testning är en del i sådan samlad bedömning oavsett om järnsand betraktas som ett avfall eller produkt.

¹ Mark- och Miljödomstolen deldom mål M1012-09, 2013-07-05

1.2 Relevans och beskrivning av utförda ekotoxikologiska tester

Toxicon har utfört 4 olika ekotoxikologiska tester som motsvarar olika nivåer i en näringskedja (trofinivåer) representerat av både enklare encelliga organismer (bakterie och alg) till flercelliga mer komplicerade organismer (kräftdjur och fisk). De organismer som testats är en marin bakterie (*Vibrio Fischerii*), en sötvattensgrönalg (*P. Subcapitata*), ett marint kräftdjur (*Nitocra Spinipes*) samt en fiskart, Zebrafisk (*Danio rerio*). Samtliga tester är enligt testlaboratoriet utförda som ISO/EN standardförfarande.

Testbatteriet är framtaget av Institutet för tillämpad Miljöforskning (ITM) vid Stockholms universitet på uppdrag av Naturvårdsverket². Syftet med ett biotestbatteri och sammansättningen av testmodellerna är flera:

- Faro – och riskanalyser av material baserat på dess totalhalter som mäts via kemisk analys är sällan relevant för vilken inneboende toxisk potential de kan uppvisa
 - Detta beror istället av materialets förmåga att laka ur skadliga ämnen till vattenfasen som kan spridas till grundvatten och ytvatten. Upptag av urlakade ämnen sker av biotillgänglig andel i vattenfasen till organismer hos vilka potentiellt skadliga effekter kan uppträda.
 - Biotillgänglig andel av metaller i vattenfasen är inte samma sak som den lösta fasen. I den lösta fasen finns metaller bundna både i lösta komplex och till partiklar mindre än 0,45 µm som per definition är det som analyseras i löst fas, men som inte är biotillgängliga.
 - Den biotillgängliga andelen av metaller utgörs främst av lösta joner av metallerna och är vanligen liten i förhållanden till total koncentration i den lösta fasen.
 - Det är därför högst relevant att mäta toxiciteten i lakvatten för att bedöma potentialen för ett material att orsaka
- Den inneboende toxiska potentialen hos materialet utgör nettoresultatet av blandningen av potentiellt toxiska ämnen som lakas ur materialet och det går inte enbart via kemisk analys prediktera vilka effekter som kan uppträda utan detta kräver en biologisk effektanalys.
- Testbatteriet inkluderar fler salttåliga organismer för att kunna testa material, t.ex. askor, som ger hög salinitet i lakvatten vilket sötvattensanpassade organismer inte klarar och där saliniteten i sig kan orsaka en negativ effekt hos testorganismen.
- Olika organismer har varierande känslighet för giftiga ämnen och det är därför viktigt att testa fler organismer som representerar flera olika nivåer i ett ekosystem för att avspela vilka effekter som kan uppträda på olika nivåer i ett ekosystem.
- Biotesterna i aktuellt fall är relevanta genom olika påvisande av störning i olika funktioner samt vilken roll de spelar i ett ekosystem:

² Metodik för klassificering av H14-kriteriet i Avfallsförordningen, Förslag till biotestbatteri för klassificering av farligt avfall av Ekotoxikologisk testning med bakterie, alg, kräftdjur och fiskembryo Avfall Sverige, RAPPORT 2008:16 (2008).

- Mikrotox (*V.fischerii*): Störning av basala funktioner i bakteriecellen som stör metabolism/energiomsättning. Ljusproduktionen är starkt energiberoende och en störning i energiomsättning leder till minskad ljusproduktion. Många basala funktioner i en bakteriecell är också representativa för celler hos högre organismer då cellfunktioner till stor del är gemensamma för bakterier och däggdjursceller.
- Grönalgen *P. subcapitata*: Algen finns främst i sötvatten, men lever i bräckt vatten. Arten är en primärproducent dvs en viktig komponent längre ner i näringskedjan dvs negativa effekter på arten kan leda till minskad biomasseproduktion i ett ekosystem. Algen utgör också föda för andra vattenlevande organismer och är viktig ur den aspekten i sin funktion i ett ekosystem. Störning av basala funktioner i algcellen mäts genom minskad fluorescens jämfört med en kontroll där tillväxt får ske under optimala betingelser.
- Kräftdjuret *N. spinipes*: Litet främst bräckvattenlevande kräftdjur vanligt förekommande över hela världen. Kräftdjuret lever främst i bottenmiljö och i anslutning till sedimentpartiklar. Arten kan vara en viktig födokälla för småfisk och sedimentlevande organismer samt utgör en viktig komponent i ett akvatiskt ekosystem som gör den relevant att studera. Både akut toxicitet hos vuxna kräftdjur (överlevnadsfrekvens efter exponering för lakvatten) och störning i larvutvecklingsfasen hos unga individer kan studeras. Det senare är ett känsligare s.k. subkroniskt toxicitetstest där negativ effekt vanligen kan mätas vid lägre koncentrationer jämfört med mätning av akut toxicitet. Eftersom organismen är ett flercelligt djur avspeglar testet även bättre eventuella negativa effekter från nedbrytningsprodukter av ämnen som den exponerats för då förmågan att omvandla upptagna ämnen är större vid heldjursförsök. Förmågan att reglera upptag av skadliga ämnen t.ex. metaller och att lagra dessa efter upptag utan att det uppstår skada från ämnena är också vanligen större i hos heldjur jämfört med cellbaserade metoder.
- Zebrafisk (*D. rerio*): Zebrafisken tillhör karpfiskar och lever i sötvatten i Indien och omgivande regioner. Arten är tacksam som laboriemodell då den är lätt att odla året runt och flera typer av tester finns utvecklade runt Zebrafisk. I utförd test har befruktade fiskägg exponerats för lakvatten och mätning av överlevnadsfrekvensen hos fiskäggen jämförs mot icke exponerade kontroller. Testet mäter akuttoxicitet på fiskägg som utgör ett särskilt känsligt stadium för exponering av skadliga ämnen.

Av testade organismer gav bakterietestet och algtestet upphov till måttlig akuttoxicitet. Ingen påverkan kunde ses på exponerade ägg i fisktestet och för kräftdjurstestet uppvisades svag effekt först vid mycket höga koncentrationer lakvatten. Utförda tester är alla känsliga tester för mätning av toxicitet inom respektive trofinivå. Enligt utförda tester är bakterie- och algcell testerna de mest känsliga för exponering av lakvatten från järnsand.

Vid utspädning av lakvattnet 7 gånger uppvisade inget av biotesterna någon mätbar effekt.

1.2.1 Relevanta frågeställningar kring testernas utförande och utfall i toxicitetsnivåer.

Testlaboratoriet anger att man utfört lakning av järnsanden enligt SS-EN standard 14735 som är ett anpassat standardiserat laktest för ett preparera lakvatten för efterföljande ekotoxikologisk testning. Standarden innebär att det fasta materialet som ska testas lakas i avjonat vatten under 24 h med en vätske/fast fas kvot på 10 (L/S = 10) samt genomgå filtrering genom 0,45 µm. Det ska noteras att i Toxicons tester så har standard endast följts för mikrotoxtestet. För övriga har lakning utförts i L/S kvot = 10, men i respektive biotests anpassade odlings- eller testmedium. Detta är ett avsteg från standardförfarande även om laboratoriet uppgett att standardförfarande tillämpats.

Genom olika lakningsförhållanden blir jämförelsen av utfallet i toxicitet för biotesterna inte fullt ut jämförbara. Den kemiska analysen av de olika lakvattnen visar också att halter av samma ämne i lakvattnen i flera fall varierar stort vilket högst troligt beror av de olika lakvätskornas kemiska sammansättning (se bilaga 1, tabell 8). Exponeringskoncentrationer och förhållanden för upptag och biotillgänglighet för testorganismerna varierar därför mellan testerna och är av den anledningen inte jämförbara.

För att få en bättre och mer relevant jämförelse mellan testerna skulle alla tester utförts med utgångspunkt från ett lakvatten gjort från avjonat vatten. Den vattenbaserade lakvätskan skulle sedan innan exponering i varje biotest blandats med respektive testmedium till rätt testkoncentration varefter exponering påbörjats.

Syftet med testerna bör vara att avspegla i vilken omfattning järnsanden kan laka ut potentiellt skadliga ämnen under naturliga betingelser dvs efter kontakt med regnvatten eller grundvatten som transporteras genom järnsanden som underlag för en riskanalys. Relevansen med att laka i relativt starka saltlösningar som odlingsmediet frångår därför den verkliga situationen som ska bedömas. En högre jonkoncentration av flera jontyper i lakvätskan än vad avjonat vatten (simulerat regnvatten) innehåller påverkar lakningsprocesserna påtagligt t.ex. pH och katjonbytesreaktioner mellan lakvätskan och den fasta fasen. Bland de utförda testerna har därför testning i mikrotoxmodellen störst relevans för tolkning om lakvattnets eventuella toxicitet som avspegling av lakning från järnsand under naturliga förhållanden.

1.3 Tolkning och bedömning av utförda ekotoxikologiska tester

Utförda tester visar att det lakvatten som järnsand ger upphov till i de olika lakningsförfarandena har en viss inneboende toxicitet som på en skala klassas som måttlig. Vid 7 gångers spädning av lakvattnet uppvisas ingen mätbar effekt i något av de biologiska systemen. Det finns ännu inget harmoniserat system för att utifrån effektnivå vid olika spädningsgrad säga om ett lakvatten från ett testat fast material utgör en viss avfallskategori. Ett förslag till indelning har förts fram av Deventer och Zipperle 2004³ där 3 nivåer förs fram:

- klass 1 - icke-toxisk till måttlig toxisk och klassificering som icke farligt avfall
 - *Kriteriet för Klass 1 är att lakvatten inte uppvisar mätbar effekt inom spädningsintervallet 1- 10 gånger samt är icke-genotoxisk.*
- klass 2 – Uppvisar toxicitet från lakvattnet vid spädningsgrader mellan 10 – 100 gånger av lakvattnet
 - utgör en gränzon mellan icke-farligt och farligt avfall som måste bedömas från fall till fall.
- Klass 3 – Mycket toxisk
 - Uppvisar toxicitet från lakvattnet vid spädningsgrader över 100 gånger av lakvattnet. Bedöms som ett farligt avfall.

Utgår man från Deventer och Zipperles⁴ bedömningssystem skulle spädningsgraden för att uppnå noll effekt i samtliga testsystem klassificeras som icke toxisk till måttligt toxisk och därmed klassificeras som ett icke farligt avfall.

Sett till de kemiska analyserna av lakvatten finns koncentrationer av metaller som överskrider kända nolleffektnivåer för flera metaller och därav kan negativa effekter på testorganismen potentiellt uppstå. I **Tabell 1** redogörs ett urval av metaller där från litteraturen kända nolleffektnivåer (PNEC- predicted no effect concentration) i toxicitet i sötvatten ställt mot uppmätta halter i lakvatten baserat på avjonat vatten använt för mikrotox modellen. Vidare finns i höger kolumn beräkning av riskkvoter utifrån tabellvärden för att ge en översikt av vilka metaller som teoretiskt förväntas ha störst betydelse för uppmätt toxicitet.

I **Tabell 1** återfinns som jämförelse även miljökvalitetsnormer för vissa metaller (Pb, Ni, Cd) i ytvattenförekomster samt svenska förslag till gränsvärden för koppar och zink⁴. Dessa miljökvalitetsnormer och förslag till gränsvärden är relevanta så till vida att användning av järnsand i anläggningsändamål förutsätter att utlakning inte medför att koncentrationer i närmaste ytvatten överskrids vilket bör ingå i en riskanalys för en platsspecifik användning. Under 2014 har nya bedömningsgrunder utkommit på remiss från HaV (Havs- och

³ K. Deventer och J. Zipperle - Ecotoxicological characterization of waste – Method development for determining the „ecotoxicological (H14)“ risk criterion. Herausgegeben von der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Karlsruhe 2004, ISSN 0949-0477 (Bd. 2e, 2004)

⁴ Naturvårdsverket 2009, Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen, Naturvårdsverket rapport 5799.

Vattenmyndigheten) för särskilda förorenande ämnen⁵, däribland koppar och zink. En stor skillnad mot tidigare är att bedömningsgrunder för både koppar och zink är baserad på biotillgänglig koncentration och istället för löst koncentration som tidigare förslag till gränsvärden.

Tabell 1. Halter i lakvatten baserat på lakning enligt standardförfarande med avjonat vatten (L/S = 10) samt, gränsvärden, PNEC värden samt beräknade riskkvoter.

Ämne	Halt i lakvatten från avjonat vatten, Toxicon mikrotöxtest (Bilaga 1)	Dricksvattennorm SLVFS 2001:30	Miljö kvalitetsnorm (EG 2008/105/EG2013/39)	Förslag gränsvärde (Naturvårdsv. 2009, Rapport 5799)	PNEC sötvatten (NOEC/EC10)	Riskkvot (eller spädningsgrad för att nå PNEC funnet i litteraturen)
	µg/l		µg/l	µg/l	µg/l	
Antimon	66,1	5			113 ⁷	0,58
Arsenik	5,8	10				
Zink	720	saknas		3+ bakgr.nivå	7,8 ¹	92
Nickel	113	20	20 / 4		12,3 ²	9,2
Kadmium	0,487	5	0,08-0,45		0,08 ³	6,1
Bly	0,312	10	7,2 / 1,2		8 ⁴	0,26
Koppar	114	2000		4	7,8 ⁵	14,6
Kobolt	5,78	saknas			8 ⁶	0,72

NOEC = no observed effect concentration, EC 10 = koncentration där 10 % effekt uppmäts i ekotoxikologiskt test, Kanadensiska gränsvärden- Canadian Environmental Quality Guidelines, <http://ceqg-rcqe.ccm.ca>. ¹ EU Risk assessment report - Zinc metal 2008, ² EU Risk assessment report - Nickel and Nickel compounds 2008, ³ EU Risk assessment report - Cadmium and Cadmium compounds 2007, ⁴ Voluntary risk assessment report - Lead and Lead Compounds 2008, ⁵ European Copper Institute - Voluntary risk assessment report - Copper and Copper Compounds 2008, ⁶ WHO - Concise International Chemical Assessment Document 69, Cobalt and inorganic Cobalt compound 2006. ⁷ Swedish Chemicals Agency 2008 – Diantimony trioxide, Summary Risk Assessment Report

Bedömt utifrån uppmätta halter i lakvattnet och beräknade riskkvoter skulle bland urvalet av metaller zink tillsammans koppar ha högst koncentrationer i lakvatten i förhållande till kända effektnivåer dvs krävs störst spädningsgrad innan nolleffektnivå för respektive ämnen uppnås. För zink skulle spädningsgraden vara 92 gånger för att uppnå teoretisk nolleffektnivå. Enbart baserat på kemiskt innehåll av lösta halter metaller i lakvattnet skulle därmed zink och koppar ge störst bidrag till uppmätt toxicitet följt av nickel, kadmium och kobolt. Bly skulle i däremot inte bidra med toxicitet då koncentrationen är ca 4 gånger under PNEC.

Toxicons tester visar att oavsett biotestmodell så krävs maximalt 7 gångers utspädning innan nolleffektnivå uppnås. Detta avspeglar att en mindre andel av total mängd löst zink (och andra metaller) i realiteten är biotillgängliga. Diskrepansen kan också bero på skillnader mellan utförda biotester och det biotest som varit begränsande vid fastställande av PNEC. Vidare uppstår alltid skillnader för toxicitetsnivåer vid testning av en blandning som i aktuellt fall jämfört mot testning av enskilda ämnen i rena lösningar genom komplexa

⁵ Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2014-XX) om ändringar i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Underlag återfinns under <https://www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/vart-uppdrag/remisser-frac-hav/remisser/2014-07-08-remiss-gallande-foreskrift-om-klassificering-och-miljokvalitetsnormer-for-ytvatten.html>

interaktioner som förekommer mellan olika metaller och andra styrande faktorer (salthalt, pH, löst organiskt kol mm) som finns som komponenter i autentiska komplexa lakvatten.

Den utspädningsgrad som Naturvårdsverket tillämpar i sin riktvärdesmodell för förorenade områden⁶ i ett scenario för känslig markanvändning är enligt antaget standardvärde satt till 14 gånger för transport från jordporvatten till grundvatten och 4000 gånger spädning gällande transport från jordporvatten till ytvatten. Dessa gäller under vissa givna förutsättningar; storleken på ett förorenat område är 50x50 m, det är 0 m till en dricksvattenbrunn som ska skyddas (i direkt anslutning till det förorenade området), akvifärens mäktighet är 10 m, grundvattnet har en gradient på 3 %, jorden på bedömt område har en hydraulisk konduktivitet på $1 \cdot 10^{-5}$ m/s (stor genomsläpplighet) samt en grundvattenbildning på 100 mm/m² och är förutsäts. Ändras de plats specifika/ användningsspecifika förutsättningarna för dessa parametrar ändras även utspädningsgraden. Till Naturvårdsverkets Rapport 5976 medföljer ett excelbaserat beräkningsprogram som kan illustrera detta om man nyttjar platsspecifika indata i beräkningsmodellen. Jämförs generellt antagna spädningsförhållanden från riktvärdesmodellen med de uppmätta toxicitetsnivåerna för järnsand (ingen effekt vid 7 gångers spädning) indikeras att inga effekter bör uppträda från järnsand. Detta beaktat både för spridning till grundvatten (spädning 14 gånger) och ytvatten (spädning 4000 gånger).

Ekotoxikologiska tester likt den nu utförda utgör en faroanalys som kan vara vägledande om ett specifikt lakvatten potential att leda till skada på olika organismer. I en platsspecifik riskanalys krävs även hänsyn tagen till rådande flöden, spridningshastigheter samt omgivningsförhållanden på den aktuella platsen och vilket/vilka skyddsobjekt som risken ska bedömas för och samt känslighet för de ämnen som uppträder.

Används materialet ovan grundvattenyta och i kombination under hårdgjorda skikt som är fallet vid t.ex. vägbyggnationer, parkeringsytor eller dylikt så är infiltrationen mycket begränsad eller försumbar. I sådana fall måste även risken bedömas utifrån detta och inte enbart utifrån lakningsegenskaper och vilket toxicitet lakvattnet uppvisar. Tillämpas sådana principer vid användning bör riktad användning av järnsand som material kunna ske utan risk för negativa effekter.

Med ökande vattentransport genom materialet bör en platsspecifik bedömning om transporthastighet, utspädningsförhållanden, avstånd till recipient och känslighet hos recipient göras för att kunna uppskatta vilken risk användningen kan förknippas med. Viss vattentransport genom materialet behöver inte utesluta användning om det bedöms som acceptabelt ur risksynpunkt i.e. att användning inte ger upphov till oacceptabel påverkan på grundvattenkvalitet och från negativa konsekvenser för recipienten. Det kan om så krävs i vissa fall där det finns osäkerheter även ske en rimlig uppföljning och kontroll över tid för bedömningen är korrekt, t.ex. via analyser och mätningar i grundvatten och ytvatten.

Sett utifrån det kemiska innehållet i lakvatten från järnsand är det viktigt att skilja på risker för hälsa och miljö. Metallerna med högst innehåll i lakvattnet är zink och koppar. Koppar och zink är ur hälsosynpunkt inga problemämnen i de nivåer som förekommer ens i det

⁶ Naturvårdsverket 2009, Rapport 5976, Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning

koncentrerade lakvattnet. Både koppar och zink är essentiella näringsämnen som människor behöver relativt stort intag av. Koppar förekommer i halter ca 10 gånger högre i våra dricksvattenledningar och utgör ett viktigt tillskott för att människor ska få i sig rekommenderad daglig dos av koppar. I akvatisk miljö kan koppar och zink vara giftigt för vattenorganismer i betydligt lägre koncentrationer (**Tabell 1**). När det gäller utspädningsgrad och hänsyn till skyddsobjekt (t.ex. brunnar eller ytvatten) bör, kopplat till utlakning av koppar och zink från järnsand, risker för ytvatten vara i fokus. Därav följer att den utspädningsfaktor som råder till ytvatten är den viktigare att bedöma. Sett till de uppmätta halterna i lakvatten, att ingen effekt uppmäts vid 7 gångers utspädning för någon av de testade modellerna och att utspädningsgraden vanligen är flera tusen gånger för spridning till ytvatten är risken därmed försumbar för att järnsanden ska orsaka negativa miljöeffekter i akvatisk miljö. Detta inkluderar även de övriga metaller i lakvatten från järnsand då halterna av dessa är lägre än för zink och koppar samt att effektnivåer avseende miljö ligger i samma storleksordning med någon tiopotens i skillnad. Av övriga metaller som inte inkluderas i **Tabell 1** förekommer ingen i noterbart förhöjd halt. Antimon (**Tabell 1**) förekommer i en halt av 66,1 µg/L. Uppskattat PNEC för antimon är dock högre (113 µg/l⁷) än övriga metaller och ingen effekt på akvatiska organismer kan därmed förväntas pga antimon i lakvatten från järnsand.

Avseende hälsoeffekter kan främst kadmium, bly, antimon och arsenik diskuteras utifrån uppmätta halter och spridning via lakvatten från järnsand. Kadmium, bly och arsenik har alla halter i det koncentrerade lakvattnet som underskrider livsmedelverket dricksvattennormer⁸ (**Tabell 1**). Antimonhalten (66,1 µg/l) i lakvatten överskrider dricksvattennorm (5 µg/l). Beaktat standardantagande⁶ att 14 gångers utspädning sker under transport från jordporvatten till grundvatten och till en brunn i direkt anslutning till förorenat område underskrider samma gränsvärde även för en brunn skulle ligga i direkt anslutning till området där järnsand nyttjas helt utan täckning.

Boliden har tagit fram rekommendationer för användning av järnsand i anläggningsmål⁹. Dessa poängterar att användning av järnsand ska ske med vissa förbehåll:

- Den ska inte spridas diffust på marken
- Den ska användas i ren form
- Användas i konstruktioner som täcks av t.ex. bärlager och asfalt, eller betong i husgrunder
- Ej användas nära brunnar eller i områden för vattentäkter (pga risk för ökad urlakning vid ett eventuellt utsläpp av frätande kemikalie som får kontakt med järnsanden)
- Användas ovan grundvattenytan

⁷ Swedish Chemicals Agency 2008 - DIANTIMONY TRIOXIDE, CAS-No.:1309-64-4, EINECS-No.: 215-175-0, SUMMARY RISK ASSESSMENT REPORT

⁸ Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten SLVFS 2001:30

⁹ Boliden Mineral AB 2009-02-19, Järnssand – En kunskapssammanställning

Följs t.ex. Bolidens rekommendation om att inte använda järnsand i närheten av brunnar dvs avståndet till dessa ökar kommer även utspädningsgraden öka. Nyttjas järnsanden enligt rekommendation medför användning, baserat på halter i diskuterat lakvatten, en försumbar risk ur hälsosynpunkt. Används järnsand under täta skikt som asfalt, betong mm minskas flödet genom järnsanden och utspädning ökar mångfalt genom att mycket lite lakvatten transporteras ut från ett område. Utspädningsgraden blir därmed relativt sett större till både grundvatten och ytvatten när spädning sker med tillkommande vatten från omgivande områden och tillkommande ytvattenflöden.

Gällande tillämpning av regler i Naturvårdsverket handbok 2010:1 så måste denna metodik anses förenklad i sin utformning då risken endast uppskattas utifrån vissa på förhand givna förhållanden och förutsättningar för exponering. Handboken är ett första steg i en förenklad bedömning för användaren, men för att göra mer fördjupad analys av risker måste hänsyn tas till omgivningsförhållanden på den aktuella platsen för att bestämma om användning är lämplig eller ej.

För Envix Nord AB

Daniel Ragnvaldsson

Uppdragsledare

Magnus Bergknut

Granskare

Bilagor:

Bilaga 1 Toxicon 2014 – Kemisk och biologisk karakterisering på lakvatten från järnsand från Boliden Rönnskär