

Miljöproblemet sura sulfatjordar

Ett kunskapsunderlag och en beskrivning av Länsstyrelsen
Västerbottens och Länsstyrelsen Norrbottens strategiska arbete



Länsstyrelsen
Norrbotten



Länsstyrelsen
Västerbotten

Miljöproblemet sura sulfatjordar - Ett kunskapsunderlag och en beskrivning av Länsstyrelsen Västerbottens och Länsstyrelsen Norrbottens strategiska arbete

Datum: 2017-03-20

Ansvarig utgivare: Länsstyrelsen Västerbotten, Storgatan 71 B, 901 86 Umeå

www.lansstyrelsen.se/vasterbotten, vasterbotten@lansstyrelsen.se

010-225 40 00

Text: Huvudansvarig för sammanställningen är Jan Åberg vid miljöanalysenheten, Länsstyrelsen i Västerbotten. Innehållet i rapporten har granskats och utformats i samverkan med en styrgrupp bestående av ett flertal tjänstemän vid Länsstyrelsen i Norrbotten och Västerbotten. En särskild granskning har därtill utförts av Gustav Sohlenius vid Sveriges Geologiska Undersökning (SGU).

Omslagsbild: Harrsjöbäcken vid Harrsjömyran, Bureå. Foto: Jan Åberg

Miljöproblemet sura sulfatjordar

Ett kunskapsunderlag och en beskrivning av
Länsstyrelsen Västerbottens och Länsstyrelsen
Norrbottens strategiska arbete

Innehåll

Förord	5
Sammanfattning	6
1 Inledning	7
2 Länsstyrelsens aktiviteter	8
2.1 Berörda miljömål och miljökvalitetsnormer	8
2.2 Hittills genomfört	9
2.3 Förslag på kommande aktiviteter	11
3 Kunskapsunderlaget	14
3.1 Terminologin	14
3.2 Ett problem på global skala	17
3.3 Exempel på hur miljöproblemet hanteras i andra länder	17
3.4 Uppmärksamheten kring sulfatjordar förr och nu	18
3.5 Sulfatjordarnas bildning och egenskaper	19
3.6 Torrläggning snarare än landhöjning skapar problemet	20
3.7 Generell riskbedömning för grundvatten och ytvatten	21
3.8 Urlakning och halveringstider	22
3.9 Riskområden och kärnområden	23
3.10 Ytvattenkemi	24
3.11 Fiskdöd i sjöar och vattendrag	26
3.12 Påverkan i havet	28
3.13 Hälsorisker för människor	29
3.14 Miljöåtgärder	31
3.15 Kemiska aspekter som rör våtläggning	37
4 Referenser	40
4.1 Muntliga referenser	40
4.2 Skriftliga referenser	40
Bilaga 1. Lagar och regler med koppling till sura sulfatjordar	44
Bilaga 2. Nollalternativet, exemplet Lövånger	49
Bilaga 3. Flödesschema för riskbedömning	53

Förord

Sura sulfatjordar orsakar försurningsproblem i många vattendrag längs Norrlandskusten. Påverkan är i vissa områden så kraftig att miljömålen inte nås och att många vattenförekomster i Norrbotten och Västerbotten inte har god ekologisk status. Länsstyrelserna i Norrbotten och Västerbotten har därför under de senaste åren sammanställt och tagit fram ny kunskap om sura sulfatjordar.

Det finns ett stort behov av att de sura sulfatjordarna uppmärksammas på regional och nationell nivå och att vi tillsammans mellan länen har ett gemensamt underlag och en gemensam strategi hur vi ska arbeta med dem. Samarbete med andra regionala myndigheter, kommuner, vattenråd och lokala aktörer är angeläget för att komma vidare i arbetet att nå miljömålen för vatten. Vi lägger stor vikt vid det förebyggande arbetet för att undvika att problem uppstår och det är viktigt att öka kunskapen om hur miljöhänsyn kan kombineras med pågående markanvändning. Det finns även behov att öka kunskapen om hur vattenmiljöer som är negativt påverkade av sura sulfatjordar kan restaureras för att få god ekologisk status.

Ett syfte med rapporten är att samla befintlig kunskap för att underlätta beslut och prioriteringar av de insatser som Länsstyrelserna gör med koppling till sura sulfatjordar. Rapporten kan också användas av andra myndigheter i deras handläggning av ärenden, och i planering av insatser och förvaltning. Ett annat syfte är att öka den allmänna förståelsen för sura sulfatjordar och sprida information så att miljöproblem både kan undvikas och åtgärdas.

Innehållet i rapporten är utvalt och granskat av tjänstemän vid Länsstyrelsen i Norrbotten och Västerbotten, samt av Gustav Sohlenius vid Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). Huvudansvarig för sammanställningen är Jan Åberg vid miljöanalysenheten, Länsstyrelsen i Västerbotten.

För Länsstyrelsen Västerbotten:

För Länsstyrelsen Norrbotten:

Eva Mikaelsson

Marie Björklund

Enhetschef miljöanalysenheten

Enhetschef miljöanalysenheten

Magnus Langendoen

Anna-Carin Ohlsson

Enhetschef miljöenheten

Enhetschef miljöskyddsgruppen

Sammanfattning

Sura sulfatjordar ger en negativ påverkan på ekosystemen i ett flertal kustnära vattenmiljöer i Norrbotten och Västerbotten. I vissa fall är påverkan så omfattande att bestånden av fisk och många andra vattenlevande organismer har slagits ut eller skadats påtagligt (kap 3.9, 3.11 och 3.12).

Potentiellt sura sulfatjordar bildas i havet (kap 3.5) och kan vid torrläggning skapa miljöproblem i många kustområden runt om i världen, genom läckage av svavelsyra och metaller (kap 3.2). Landhöjningen längs Bottenviken har bidragit till att lyfta upp *potentiellt sura* sulfatjordar till nivåer som ibland överstiger 80 meter över havet. Vid torrläggning av *potentiellt sura* sulfatjordar – vilket oftast har skett genom dikning av sjöar och våtmarker – sker en omvandling till *faktiskt sur* sulfatjord (kap 3.6).

Riskområdet för *faktiskt sura* sulfatjordar i norra Sverige är stort på grund av den stora landhöjningen efter istiden, men de påtagligaste miljöproblemen uppkommer sällan på höjdnivåer över 80 meter över havet (kap 3.9).

Tekniskt sett finns ett flertal definitioner och begrepp med koppling till sur sulfatjord, varav *potentiellt sur* sulfatjord och *faktiskt sur* sulfatjord är de mest centrala (kap 3.1). Svartmocka och sulfidjord är andra vanliga begrepp, som dock kräver tydlighet vid användningen (kap 3.1).

I likhet med många andra miljöproblem är förebyggande åtgärder av stor betydelse. Kunskap om sulfatjordarnas utbredning och om hur riskbedömningar kan göras är central för det arbetet. När ekosystemet redan är påverkat är en logisk åtgärd att minska syretillgången i marken, så att sulfiderna i jorden inte längre kan oxidera (kap 3.14). Men även åtgärder som inte minskar oxidationen kan ge positiva effekter i de påverkade ekosystemen (kap 3.14).

Sura sulfatjordar

- Omkring 5% av jordbruksmarken i Sverige (140 000 ha) beräknas ligga på sura sulfatjordar. Andelen skogbevuxen sur sulfatjord är ännu inte kvantifierad.
- Den största ytan sura sulfatjordar finns i norra Sverige, vilket beror på att landhöjningen har varit som störst där.
- Sur sulfatjord kan bli bördig jordbruksmark om kalkning och dränering kombineras.
- Det tar lång tid för svavelsyran i dikade sulfatjordar att lakas ut. Sannolikt kan negativa effekter kvarstå upp mot 100 år eller mer.

1 Inledning

Sura sulfatjordar bidrar idag till försämrade ekologiska förhållanden i ett flertal vattenmiljöer i Norrbottens och Västerbottens kustland. I vissa fall är påverkan så omfattande att bestånden av fisk och många andra vattenlevande organismer har slagits ut eller skadats påtagligt.

Potentiellt sur sulfatjord finns på främst finkorniga havsbottnar som genom landhöjning lyfts upp ur havet, och som bevarats i en syrefri miljö även efter landhöjningen. Dessa jordar är *potentiellt sura*, eftersom svavelinnehållet i form av sulfider kan omvandlas till svavelsyra om den syrefria miljön rubbas. När en sådan förändring sker, genom t.ex. dikning, skapas *faktiskt sur* sulfatjord som bidrar till urlakning av svavelsyra och metaller till grundvatten och ytvatten.

Landhöjningen har lett till att *potentiellt sura* sulfatjordar har bevarats långt upp på land i norra Sverige. Den stora ekologiska påverkan som idag kan observeras i vissa vattenmiljöer är dock inte kopplad till själva landhöjningen, utan istället till mänskliga torrlägningsaktiviteter i marker som aldrig torkade upp efter landhöjningen. Främsta exemplet på sådana aktiviteter är olika former av dikning i sjöar och våtmarker.

Som ett led i uppdraget att både förhindra försämringar och förbättra vattenkvaliteten i sulfatjordspåverkade vattenmiljöer jobbar Länsstyrelserna i Västerbotten och Norrbotten tillsammans med de frågor som rör sura sulfatjordar. Syftet med det arbetet är:

- att samla aktuell kunskap om sura sulfatjordar
- att identifiera behov av ny kunskap
- att ta fram underlag för prioritering av miljöer som är i behov av åtgärder.
- att identifiera åtgärder och aktiviteter som kan bidra till att minska de negativa miljöeffekterna från sura sulfatjordar.
- att presentera ett underlag som kan användas i en nationell och regional dialog med syfte att uppmärksamma miljöproblemet.

I arbetet uppmärksammas inte minst behovet av ytterligare kunskap. Detta gäller dels problemets geografiska omfattning och dess effekter på vattenmiljön, men också hur miljöhänsyn kan kombineras med pågående bruksmetoder. Dessutom framhålls behovet av information och rådgivning både för att förebygga nya problem men också för att minska effekterna från historisk och pågående markanvändning.

En övergripande målsättning för åtgärdsarbetet är att hitta arbetsformer som tar ett samlat grepp om de tre hållbarhetsaspekterna ekonomisk, social och ekologisk hållbarhet. Åtgärdsarbetet behöver därför ske i samråd med alla berörda, och sträva efter att harmonisera miljöaspekter med samhällsnytta och produktion på bästa möjliga sätt. Det är också viktigt att planera uppföljning för att utveckla arbetssätten och de genomförda åtgärderna, samt att ta hänsyn till att många av de vatten som berörs av sura sulfatjordar också påverkas av andra miljöproblem. Det

lokala engagemanget – genom vattenråden, fiskevårdsområden, samfälligheter och andra lokala organisationer – är av stor betydelse för framgångsrika åtgärder.

2 Länsstyrelsens aktiviteter

Riksdagens 16 nationella miljömål är en central utgångspunkt för Länsstyrelsens arbete med sura sulfatjordar. Utifrån miljömålen ska Länsstyrelsen sedan verka för en hållbar samhällsutveckling som innefattar såväl sociala och ekonomiska, som ekologiska aspekter.

2.1 Berörda miljömål och miljö kvalitetsnormer

Vissa av de 16 nationella miljömålen har preciserats med hänvisning till miljö kvalitetsnormer, som följer av EU-direktiv. Miljö kvalitetsnormerna för vatten betyder i praktiken att den ekologiska och kemiska statusen inte ska försämrats, och att statusen ska höjas i de vatten som har sämre än god status.

Sura sulfatjordar bidrar till en *sämre än god* ekologisk status i ett flertal vattenförekomster i Norrbotten och Västerbotten. Många av dessa har haft pH-värden under 5 med sulfat- och aluminiumhalter som ligger högt över det som kan betraktas som de lokala bakgrundsvärdena för ”bara” luftburen försurning (Sundqvist 2009; Åberg 2012a). Sura sulfatjordar riskerar även i vissa fall att påverka den kemiska statusen i både ytvattnet och grundvattnet (vilket diskuteras mera ingående i kap 3.7).

Sura sulfatjordar bidrar till att försvåra måluppfyllelsen för åtta av miljömålen. Därtill finns målkonflikter mellan dessa åtta miljömål och de två miljömålen *levande skogar* och *ett rikt odlingslandskap*. Skogsbruk, odling eller nyodling som bedrivs på sura sulfatjordar bidrar nämligen till att behålla eller öka arealen värdefull och produktiv skogsmark, betesmark och jordbruksmark, enligt miljömålets indikatorer. Men brukande av sur sulfatjord bidrar samtidigt ofta till den försurning och metallbelastning som påverkar åtta andra miljömål negativt. Denna målkonflikt sätter också ett tydligt fokus på den största utmaningen i arbetet med att komma till rätta med problemen: nämligen att betrakta värdena av mark- och vattenresurserna på ett integrerat sätt¹.

Här nedan följer en lista med de tio miljömål som berörs:

- **3 Bara naturlig försurning**, eftersom de *faktiska sura* sulfatjordarna² i högsta grad är antropogena.
- **4 Giftfri miljö**, eftersom metaller som kadmium, nickel och zink kan frigöras från *faktiska sura* sulfatjordar när de syresätts.

1 I UNEP:s rapport över det 21:a århundradets största miljöfrågor utpekas integreringen av markens och vattnets förvaltning som den viktigaste vattenfrågan och den sjätte viktigaste miljöfrågan av 21 frågor: ”*This new knowledge argues for a shift in the management paradigm such that water and land are handled in an integrated fashion*” (UNEP 2012).

2 Definitionen för *faktisk sur* sulfatjord förklaras närmare i kap 3.1.

- **7 Ingen övergödning**, eftersom vissa åtgärder inom jordbruket som minskar övergödning, eventuellt också kan bidra till att minska problem från sura sulfatjordar.
- **8 Levande sjöar och vattendrag**, eftersom sura sulfatjordar idag bidrar till att vattenlivet i många sjöar och vattendrag längs Norrbottens och Västerbottens kust är allt ifrån måttligt påverkat till mycket negativt påverkat av syror, lösta metaller och metallfällningar.
- **9 Grundvatten av god kvalitet**, eftersom ytligt grundvatten och enskilda brunnar påverkas negativt av mänsklig verksamhet i sura sulfatjordar.
- **10 Hav i balans och levande kust och skärgård**, eftersom de små kustmynnande vattendragen har en särskild betydelse för rekrytering av havslevande fiskarter, samt att sedimenten och tidvis även vattenmassorna i havet utanför påverkade vattendrag, får förhöjda halter metaller.
- **11 Myllrande våtmarker**, eftersom utdikning av våtmarker kan leda till bildning av *faktiskt sura* sulfatjordar. Omvänt kan återskapade våtmarker leda till reducerad försurning, och därtill en rad andra miljöförbättringar³.
- **12 Levande skogar**, eftersom det finns betydande arealer skogsmark på sura sulfatjordar som ger god skogstillväxt förutsatt att dräneringsdjupet är tillräckligt stort.
- **13 Ett rikt odlingslandskap**, eftersom sura sulfatjordar är goda odlingsjordar (om det plöjda skiktet kalkas upp till rimliga pH-värden), samt eftersom ca 5 % av det svenska odlingslandskapet har skapats på mark som kan innehålla sur sulfatjord (Sohlenius 2011).
- **16 Ett rikt växt och djurliv**, eftersom de påverkade mindre kustvattendragen genom sin närhet till havet har potential för hög biodiversitet, samt har en särskild betydelse för havslevande arter som reproducerar sig i skyddade sötvatten, däribland exempelvis de rödlistade arterna flodnejonöga och ål, och den regionalt missgynnade havsöringen.

2.2 Hittills genomfört

Genom den ökade uppmärksamheten, och den ökande kunskapen om sura sulfatjordar, har Länsstyrelserna och Vattenmyndigheten i Bottenvikens vattendistrikt kunnat arbetat med frågan om sura sulfatjordar på flera olika sätt:

- 2010 tog Vattenmyndigheten i Bottenvikens vattendistrikt upp sura sulfatjordar som ett prioriterat problem (Vattenmyndigheten 2010).
- 2010 ordnade Vattenmyndigheten i Bottenvikens distrikt en svensk-finsk workshop om sura sulfatjordar, med över 80 deltagare från Sverige och Finland.

³ Våtmarkernas multifunktionalitet diskuteras exempelvis i av Andersson (2012) och i rapporten med åtgärdsförslag för att motverka sulfatjordsförsurning inom Högforsån (Åberg 2012a).

- 2011 påbörjades det svensk-finska projektet ”För Livskraftiga Småvatten i Kvarkenregionen” (FLISIK, Interreg Botnia Atlantica, <http://flisik.org/>) med mål att bland annat inhämta nya kunskaper från Finland, och att ta fram åtgärdsförslag för det sulfatjordspåverkade vattendraget Högforsån i Västerbotten.
- 2012 representerades den svenska delen av FLISIK-projektet på den sjunde internationella sulfatjordskonferensen 7IASSC (<http://projects.gtk.fi/7iassc>).
- 2012 handledde projektet FLISIK två examensarbeten som bidrog till att identifiera några av de tydligaste kärnområdena för sur sulfatjord i Västerbotten (Avenius 2012; Myrstener 2012).
- 2012 handledde Länsstyrelsen i Norrbotten ett examensarbete som bidrog till nya kunskaper om riskområden för sura sulfatjordar (Filppa 2012).
- 2013 inledde Länsstyrelsen i Västerbotten projekt FLISIK arbetet med en vattenkemisk kartläggning med syfte att lokalisera kärnområden av sur sulfatjord.
- 2013 ordnade Länsstyrelsen i Västerbotten en workshop om sura sulfatjordar i samarbete med Sveriges geologiska undersökning (SGU), samt samarbetade med SGU vid kartering av sura sulfatjordar i Västerbotten.
- 2014 inledde Länsstyrelserna i Norrbotten och Västerbotten en vattenkemisk kartläggning av riskområden sulfatjordsområden i kustmynnande vattendrag. Detta skedde inom ramen för särskilda åtgärdsprojekt med finansiering från Havs- och Vattenmyndigheten (HaV).
- 2015 förtydligades miljöproblemet sura sulfatjordar av Vattenmyndigheten i VISS⁴ och i åtgärdsprogrammet för 2016-2021 i Bottenvikens vattendistrikt⁵.
- 2015 startade två svensk-finska interregionala EU-projekt med fokus på sura sulfatjordar: dels ”Kustmynnande Vattendrag i Bottenviken- Metodutveckling och ekologisk restaurering”⁶ (Norrbotten, Interreg Nord) dels projektet ”VIMLA - Vatten och Människan i Landskapet”⁷, (Västerbotten, Interreg Botnia Atlantica).

4 Vatteninformationssystem Sverige (VISS) <http://viss.lansstyrelsen.se/>

5 <http://www.vattenmyndigheterna.se/sv/nyheter/2016/pages/atgardsprogram-vatten-beslutade-2016-2021.aspx/>

6 https://www.ely-keskus.fi/sv/web/ely/peramereen_laskevot_joet_kunnostus#.V-TfVdEvA-U

7 <https://vimlavatten.org/>

2.3 Förslag på kommande aktiviteter

De sura sulfatjordarnas breda miljöpåverkan gör att Länsstyrelsen behöver verka på flera olika plan, varav de följande tre är centrala:

- identifiera vattenmiljöer där sura sulfatjordar orsakar miljöproblem.
- förebygga påverkan i ännu opåverkade vattenmiljöer.
- öka kunskapen om vilka miljöåtgärder som är praktiskt möjliga

Utöver det har Länsstyrelsen en central roll att kommunicera varför arbetet behöver utföras, samt att agera som samarbetspartner med andra svenska myndigheter, som Skogsstyrelsen och Trafikverket, och de finska aktörer som har stor kunskap och erfarenhet om sura sulfatjordar.

På sidan 11 (tabell 1) sammanfattas de målbilder och aktiviteter som ligger till grund för arbetet under de närmaste åren. Några av aktiviteterna genomförs redan, medan andra är planer och förslag. Texten här nedan är ett komplement till tabellen.

KARTLÄGGNING OCH KVANTIFIERING: Kartläggningen och kvantifieringen av sulfatjordsproblemen i Norrbotten och Västerbotten är en grundläggande åtgärd för att bedöma åtgärdsbehovet, och prioritera aktiviteter och åtgärder där de gör bäst nytta. Länsstyrelserna fortsätter arbetet med att kartlägga påverkade vattendrag och arbetar tillsammans med exempelvis SGU⁸ och andra aktörer inom ramen för olika typer av samarbetsprojekt. Inom vattenförvaltningen sker en klassificering av vattenförekomster och bedömningen av status genom att tillämpa bedömningsgrunder eller genom expertbedömningar av ytvattenstatusen⁹.

FÖREBYGGANDE ARBETE: Länsstyrelsen har en viktig roll som kunskapsmyndighet och ser till att samla upp och sprida information och kunskap. Detta kan ske i rådgivning och vid dialoger, samt genom kommunernas och länsstyrelsernas arbete med att planera användningen av mark och vatten. Det förebyggande arbetet syftar till att informera om regler som gäller (vad som *måste* göras) och om försiktighetsåtgärder som *bör* vidtas i samband med åtgärder som riskerar att aktivera sura sulfatjordar. Länsstyrelsen kan också agera via prövning och tillsyn av miljöfarliga verksamheter och vattenverksamhet. I bilaga 1 sammanfattas de regler och riktlinjer som har koppling mot sura sulfatjordar.

8 Samarbetet med SGU innebär i sin tur ökad tillgänglighet till finsk sulfatjordsstatistik: SGU tillämpar samma provtagningsmetodik som finska GTK, och kan därför dra nytta av det stora statistiska underlaget från Finland som visar hur sulfatjordar är fördelade i landskapet samt vilka jordarter som kan bilda *faktiskt sur* sulfatjord.

9 Expertbedömning: en bedömning gjord utifrån bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunderna inte kan tillämpas (HVMFS 2013:19 om klassificering och MKN avseende ytvatten)

MILJÖÅTGÄRDER: I dag saknas såväl tillräcklig kunskap som finansiering för att påbörja direkta miljöåtgärder i större skala. I första hand behövs en kunskapsuppbyggnad om problemets omfattning, om lämpliga metoder och om genomförbarhet i förhållande till aktuell markanvändning. Inom ramen för arbetet med EU:s vattendirektiv tar Länsstyrelsen fram åtgärdsunderlag och föreslår åtgärder för de vatten som riskerar att inte nå miljökvalitetsnormerna.

Arbetet för att öka kunskapen om miljöåtgärder bör också i första hand inriktas på pilotprojekt i mindre skala. Dessa projekt ska analysera såväl kemisk-biologisk påverkan, som sociala och ekonomiska effekter. I analysen av möjliga åtgärdsalternativ ingår inte minst att identifiera vilka åtgärder som kan genomföras framgångsrikt i samverkan med markägare och andra sakägare, samt att identifiera de framgångsfaktorer som säkerställer att åtgärderna blir långsiktigt hållbara, såväl ekologiskt, som socialt och ekonomiskt.

KOMMUNIKATION: Med effektiv kommunikation ökar den allmänna medvetenheten om sura sulfatjordar. Kunskap om de olika målgruppernas behov av information är avgörande för kommunikationen. Exempel på olika målgrupper är t.ex. media, allmänheten, vattenråd, verksamhetsutövare, beslutsfattare, kommuner och nationella myndigheter.

Vi behöver mer kunskap, några exempel:

- Det behövs en mer heltäckande kartläggning över vilka vattendrag som påverkas av sura sulfatjordar, graden av skada idag och hur det har sett ut historiskt.
- Det behövs kunskap om i vilken omfattning ekosystemen längs kusten påverkas av sura sulfatjordar.
- Det behövs mer kunskap och erfarenhet om hur modernt jordbruk och skogsbruk kan bedrivas på sura sulfatjordar utan att orsaka stora försurningseffekter.
- Det behövs mer kunskap om i vilken omfattning muddringar, infrastrukturprojekt och stadsbebyggelse inom riskområdet påverkar vattendragen.
- Det behövs mer kunskap om eventuella hälsorisker för människor.

Övergripande frågor: Hur förenas produktionsmålen och miljömålen och vilka insatser ger mest miljönytta?

Kartläggning och kvantifiering	Förebyggande arbete	Miljöåtgärder	Kommunikation
Aktuella frågor			
<p><i>Vilka kärnområden skapar de största miljöproblemen? Hur kan åtgärderna prioriteras?</i></p>	<p><i>Hur långt når myndigheterna i sitt arbete med tillsyn och prövning? Hur förebyggs problemen på bästa sätt? Vilka målgrupper finns?</i></p>	<p><i>Vilka miljöåtgärder fungerar? Vilka åtgärder är praktiskt genomförbara i Norr- och Västerbotten? Vilka åtgärder är långsiktiga? Vilka åtgärder kan användas när akuta problem uppstår av okunskap eller oaktsamhet?</i></p>	<p><i>När, var och hur sker kommunikationen? Vilka målgrupper kan identifieras?</i></p>
Målbilder			
<p><i>Kärnområdena har identifierats och prioriterats för vidare åtgärder.</i></p>	<p><i>Rådgivnings, tillsyns- och prövningsarbetet baseras på senaste kunskapen om var sura sulfatjordar finns och vilka problem de orsakar.</i></p>	<p><i>Arbetet med miljöåtgärder görs genom förstudier, initiativ till pilotprojekt, och uppmuntran till innovation.</i></p>	<p><i>Kommunikation, som bidrar till att nya kunskaper och erfarenheter utbyts mellan olika aktörer.</i></p>
Aktiviteter för Länsstyrelsen			
<ul style="list-style-type: none"> ▶Kärnområden av sur sulfatjord ("hotspots") identifieras. ▶Avrinningsområden rangordnas med avseende på problemets kvantitet. ▶Länsstyrelserna samarbetar med SGU i deras arbete kopplat till sura sulfatjordar i norra Sverige. ▶Vattendragen statusklassas med avseende på miljöproblemen försurning och miljögifter inom ramen för arbetet med EU's vattendirektiv. 	<ul style="list-style-type: none"> ▶Webbsidor skapas med information om sura sulfatjordar ▶Utbildning tillhandahålls för handläggare i statlig och kommunal förvaltning, samt lantbruksrådgivare som arbetar på uppdrag av Länsstyrelsen. ▶Gemensamma riktlinjer tas fram för handläggare som bedriver tillsyn och prövning. ▶Det tas fram en broschyr om sura sulfatjordar 	<ul style="list-style-type: none"> ▶ Tar fram åtgärdsunderlag och föreslår åtgärder inom ramen för arbetet med EU:s vattendirektiv ▶Åtgärdsförslag tas fram för de avrinningsområden som bedöms vara rimliga att åtgärda i det rådande kunskapsläget. ▶En plan för hantering av akuta problem påbörjas: exempelvis för påverkan som uppstått av okunskap eller oaktsamhet vid markavvattning. ▶Innovation och småskaliga försök uppmuntras. ▶Länsstyrelsen tar initiativ till att åtgärdsförsök med uppföljning inleds inom kärnområden. 	<ul style="list-style-type: none"> ▶En enhetsöverskridande och länsöverskridande grupp för sura sulfatjordar bildas (internt LST). ▶En gemensam kommunikationsplan skapas (internt LST) ▶Länsstyrelserna kommunicerar frågorna med forskare och lokala och regionala myndigheter, så som Skogsstyrelsen, Trafikverket, och kommunerna. ▶Länsstyrelsens strategiska arbete med sura sulfatjordar kommuniceras med ansvarig nationell myndighet. ▶Länsstyrelsen kommunicerar med kommunerna om behov av samdeponering av sulfatjordsmassor

3 Kunskapsunderlaget

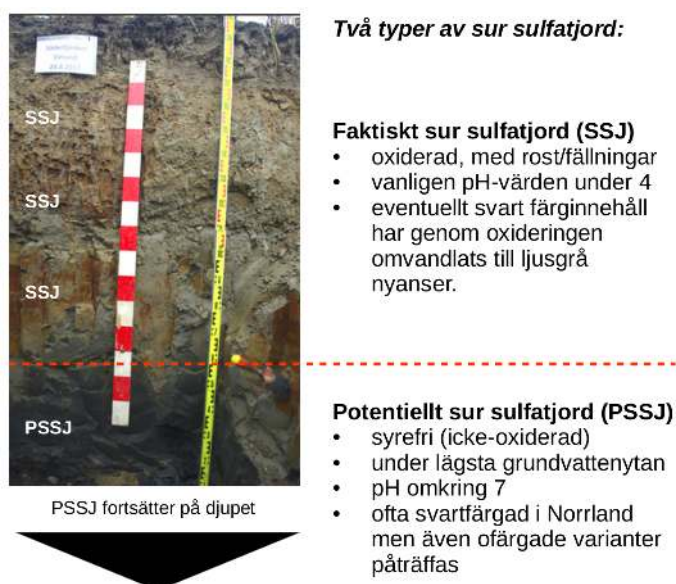
I detta kapitel redovisas och diskuteras kunskapsläget och det kunskapsbehov som ligger till grund för Länsstyrelsens arbete.

3.1 Terminologin

Begreppet *sur sulfatjord* används för *potentiellt sur* och *faktiskt sur* sulfatjord:

- **potentiellt sur sulfatjord:** Är nära pH-neutral om den är helt ostörd. Om den har utsatts för luft (syre) kan den ha pH-värden ner mot 4. *Potentiellt sur* sulfatjord kan därmed vara allt från nära neutral till delvis försurad.
- **faktiskt sur sulfatjord:** Är en kraftig försurad jord som ursprungligen hade ett nära neutralt pH-värde. Om pH används som definierande gräns har den ett pH-värde som är lägre än 4.

Vid den praktiska användningen av ovanstående två begrepp bör det noteras att både *potentiellt sur* och *faktiskt sur* sulfatjord kan ha genomgått en så stor pH-förändring att ekosystemet påverkas negativt. *Potentiellt sura* sulfatjordar som ”bara” försurats från neutralt till exempelvis pH 5 (tekniskt sett fortfarande *potentiellt surt*), kan mycket väl påverka den ekologiska statusen i en känslig vattenmiljö. En medvetenhet om att *potentiellt sur* inte betyder samma sak som ”orsakar ännu inga problem” ger i sin tur utrymme för hänsyn till lokala förutsättningar och målet om icke-försämring i vattenekosystemen.



Figur 1. *Potentiellt sur* sulfatjord omvandlas till faktisk sur sulfatjord vid torrläggning. Bilden visar en jordprofil som innan dikning hade nära neutralt pH från ytan och nedåt. De neutrala pH-värdena finns idag endast under grundvattenytan som ligger djupare än 1 meter under markytan. Foto: Jan Åberg

Tabell 2. Centrala ord och definitioner med koppling till begreppet sur sulfatjord.

Begrepp	Kommentar
<p>Potentiellt sur sulfatjord</p> <p>(rekommenderas att användas istället för sulfidjord eller svartmocka)</p>	<p>Internationellt accepterad benämning för sulfidhaltigt sediment som försuras kraftigt vid oxidering. Ostörd <i>potentiellt sur</i> sulfatjord har normalt sett nära neutralt pH, som ska kunna sjunka under 4 vid fullständig oxidation. Relaterade begrepp är Sulfidjord, Svartmocka, Svartlera, Alunjord.</p>
<p>Övergångszon</p> <p>(detta begrepp har en pedagogisk poäng vid användningen av begreppet sulfidjord, men behöver inte användas om potentiellt sur sulfatjord används istället)</p>	<p>Svensk benämning på delvis oxiderad <i>potentiellt sur</i> sulfatjord, som ännu inte nått pH under 4, men som gör det vid fullständig oxidation. Bidrar till urlakning av syror och metaller, samtidigt som den har potential att ge en ännu starkare effekt vid fortsatt oxidation.</p>
<p>Faktiskt sur sulfatjord/sur sulfatjord</p> <p>(som inte ska sammanblandas med potentiellt sura jordar, som t.ex. sulfidjord och svartmocka).</p>	<p>Internationellt accepterad benämning för oxiderade och kraftigt försurade sulfathaltiga sediment. Tekniskt sett har jorden både ett högt innehåll av lättlösliga metaller och ett pH under 4. Relaterade svenska begrepp är Sälta, Döjard, Fjäderalun och Frasalun.</p>
<p>Sulfidjord</p> <p>(ibland misstolkat begrepp pga av differentierad användning i samhället)</p>	<p>Sediment med innehåll av sulfid. Begreppet syftar endast på icke-försurat material. Därför behöver begreppet <i>sulfidjord</i> alltid särskiljas från <i>övergångszon</i> och <i>faktiskt sur sulfatjord</i>.</p>
<p>Svartmocka</p> <p>(olämpligt som generellt begrepp, eftersom det finns potentiellt sur sulfatjord som är ofärgad. Därtill är faktiskt sur sulfatjord som härrör från svartmocka alltid ofärgad, Figur 4)</p>	<p>Sulfidhaltigt sediment med innehåll av järnmonosulfid (FeS). Svartmocka är ibland helt svart (Figur 2), men kan även vara svartstrimming (Figur 3) eller upplevas som gråblå, om strimmorna är smala. Oavsett hur den svarta färgen uppträder är svartmocka i de flesta fall en <i>potentiellt sur</i> sulfatjord. Därtill bör det noteras att <i>potentiellt sura</i> sulfatjordar i många fall är ofärgade (Sohlenius m.fl. 2015).</p>

Den i allmänhet mest praktiska *tekniska användningen* av begreppen utgår från att *potentiellt sur* sulfatjord ursprungligen är i stort sett pH-neutral, men att den genom ofullständig oxidation även kan ha pH-värden mellan 4-6¹⁰, som vid fullständig oxidation sjunker under pH 4. *Faktiskt sur* sulfatjord har ett pH som är lägre än 4, som orsakats genom syresättning av *potentiellt sur* sulfatjord.

Det svenska begreppet *sulfidjord* används av SGU för *potentiellt sur* sulfatjord, som är ostörd och icke-oxiderad (Sohlenius m.fl. 2015). Begreppet *sulfidjord* har en pedagogisk poäng, eftersom svavelinnehållet i helt orörd sulfidjord i stort sett bara består av sulfider (utan innehåll av svavelsyra/sulfat). För att skilja mellan sulfid och sulfat krävs dock att ett tredje begrepp, *övergångszon*, används för den *potentiellt sura* sulfatjord som är ofullständigt oxiderad och därmed innehåller både sulfid och sulfat. I praktiska sammanhang har användningen av begreppet *sulfidjord* lett till viss begreppsförvirring, kanske på grund av att det cirkulerar

10 Enligt SGU:s definition ”övergångszon” mellan *potentiellt sur* och *faktiskt sur*.

olika tekniska definitioner för sulfidjord¹¹ som inte är samstämmiga med SGU:s definition. Samtidigt har begreppet sulfidjord därtill ibland används för både *potentiellt* och *faktiska sura* sulfatjordar.



Figur 2. *Potentiellt sur* sulfatjord. Helsvart variant. Söderfjärden, Vasa, Finland. Foto: Jan Åberg



Figur 3. *Potentiellt sur* sulfatjord. Svartstrimmig variant. Stöcke, Umeå. Foto: Jan Åberg



Figur 4. Både *potentiellt sur* sulfatjord och *faktiskt sur* sulfatjord kan vara ofärgad, ofta med inslag av järnfällningar. Söderfjärden, Vasa, Finland. Foto: Jan Åberg

11 Trafikverket har åtminstone i vissa fall (t.ex. vid masshanteringen vid bygget av Ådalsbanan) använt en teknisk definition där jord över 0,5vikt% svavel benämns "sulfidjord". SGU anger halten 0,2% som tillräcklig halt för att skapa pH-värden under 4, med tillägget att betydligt lägre halter än så kan orsaka försurningsproblem. I SGU:s publicerade definition är svavelhalten av underordnad betydelse eftersom *sulfidjord* är en svavelhaltig jord som oavsett svavelhalt har pH över 6, som efter oxidation sjunker under 4.

3.2 Ett problem på global skala

Sura sulfatjordar berör omkring två miljarder människor i främst kustområden runt om i världen (Ljung m.fl. 2009). Den globala ytan sur sulfatjord är i storleksordningen 24-30 miljoner hektar¹². I internationella vetenskapliga sammanhang har sura sulfatjordar till och med benämnts som ”the nastiest soils in the world” (de vidrigaste jordarna i världen)¹³, på grund av den ibland extremt påtagliga miljöpåverkan.

Länder där havsbottnar kommit till ytan – på grund av landhöjning, eller havsnivåförändringar – är särskilt utsatta för riskerna. Australien och norra Skandinavien är exempel på sådana områden:

- I Australien har havsytan sjunkit omkring 1-2 meter de senaste 8 000 åren, vilket gör att ca 4 miljoner hektar mark innehåller *potentiellt sura* sulfatjordar. Omfattande vattenmiljöproblem har skapats vid dikning och muddring och när floder, sjöar och vattenmagasin tömts genom konstbevattning och andra vattenuttag (Sammut och Lines-Kelly 2000).
- I Finland och Sverige har stora arealer havssediment lyfts upp genom landhöjning. Landhöjningen i sig skapar främst *potentiellt sura* sulfatjordar, medan efterföljande dikning och torrläggning av människan orsakar oxidering och bildning av faktiska sura sulfatjordar. Uppskattningsvis finns minst 140 000 hektar odlad sur sulfatjord i Sverige (5% av odlingsmarken) (Öborn citerad av Sohlenius 2011) och upp till ca 340 000 hektar odlad sur sulfatjord i Finland (Nuotio, Rautio, och Zittra-Bärsund 2009).

3.3 Exempel på hur miljöproblemet hanteras i andra länder

I både Finland och Australien finns liknande sulfatjordsproblem som i Sverige. I båda dessa länder har problemen lyfts till nationell myndighetsnivå med nationella riktlinjer för att hantera problemen (Finska Jord- och skogsbruksministeriet och Finska Miljöministeriet 2011; Environment Protection and Heritage Council och Natural Resource Management Ministerial Council 2011)

I Australien finns också den oberoende organisationen NatCASS, som i likhet med de svenska vattenråden bygger på en bred samhällsrepresentation av intressegrupper. NatCASS arbetar enbart med sura sulfatjordar, och håller möten två gånger per år med syfte att utbyta information och komma framåt i implementeringen av den Australiensiska strategin för sura sulfatjordar.

I Australien har sockerindustrin utfärdat riktlinjer för sina odlare som har mark på sura sulfatjordar. Ett ”best practice”-dokument har skapats och en ambitiös och framgångsrik egenkontroll görs för att hindra miljöpåverkan.

12 Ingen fullständig global kartläggning finns men ytan kan uppskattas vara mer än 24 miljoner hektar (Nuotio, Rautio, och Zittra-Bärsund 2009)

13 T. ex. internationella konferenserna om sur sulfatjord (Österholm, Yli-Halla, och Edén 2012)

Forskningen om sulfatjordar resulterar i en allt större bredd av publikationer (Leigh Sullivan, muntl.). En internationell arbetsgrupp¹⁴ av forskare bevakar dessa framsteg inom kunskapen. Arbetsgruppen ordnar vart fjärde år en internationell konferens om sura sulfatjordar. Hittills har 8 konferenser hållits, varav den näst senaste hölls i Finland år 2012, och den senaste i USA (sommaren 2016).

3.4 Uppmärksamheten kring sulfatjordar förr och nu

Det är sannolikt att det redan tidigt i historien fanns en erfarenhetsmässig kunskap om de sura sulfatjordarna i Norr- och Västerbotten. Sulfatjord som grävdes upp från diken förblev inte sällan ”död” under lång tid, och kallades därför ibland för ”döjord”. I vissa fall bildades saltkristaller på jordytan, vilket kan ha varit upphovet till namnet ”sälta”. Troligen fanns också kunskap om att dessa salter innehöll svavel, eftersom ordet sälta också har en språklig koppling till alun (som är ett sulfathaltigt salt). Därtill har även begreppen ”frasalun” och ”fjäderalun” förekommit för de salter som bildades på sur sulfatjord.

Negativa effekter i form av fiskdöd omtalades redan på 1800-talet på flera olika platser i Västerbotten (C. Holm 1942b), medan kopplingen mellan fiskdöd och sura sulfatjordar dokumenterades i Lövånger i början av 1900-talet, av geologiprofessorn Arvid Högbom (Högbom 1921, Bilaga 2).

”Vid undersökning fann J., att fiskarnes gälhålor voro fyllda av slem, och att det var detta, som kvävde dem, visade ett av honom företaget experiment. Han plockade upp några halvdöda abborrar, rensköljde deras gälar och släppte dem i vattnet, då de genast kvickt simmade bort. Till en början syntes de stora fiskarna mera motståndskraftiga, men så en dag kunde han från båten eller vadande ut i vattnet med händerna ta upp ansevärd gäddor samt stor braxen, som låg och flämtade i vassen.”

Observation angående massfiskdöden i samband med Gärdefjärdens sänkning år 1933. Citatet är hämtat från Lövångersbokens kapitel ”Fiskar” (Holm 1942b). Den därpå följande utvecklingen i Gärdefjärden fram till idag redovisas i Bilaga 2.

De flesta större torrlägningsprojekt i kärnområden av sura sulfatjordar har stöttats av staten, som bidragit med exempelvis projektering, ägodelning och vattendomar, samt inte minst finansieringen genom en kombination av direkta stöd (ofta omkring 50%) och statliga lån (resterande belopp) (G. Holm 1949). Åtminstone några torrlägningsprojekt på 1900-talet tog hänsyn till att behovet av kalk måste kunna tillgodoses för att skapa lönsamhet (tolkat utifrån G. Holm 1949), men det finns också exempel på projekt som misslyckats delvis på grund av att marken inte kalkades (Åberg 2012a).

Vissa torrlägningsprojekt gav upphov till en tydlig opposition på grund av den förväntade fiskdöden, men husbehovsfiskets värde sattes vanligen lågt i förhållande till värdet av ny jordbruksmark (G. Holm 1949). Inte minst omkring Lövånger ledde detta till att flera stora sjöars fiskbestånd hade slagits ut i slutet av 1930-talet (C. Holm 1942b, Bilaga 2).

¹⁴ Gruppen *The Acid Sulfate Soil Working Group (ASS WG) of the International Union of Soil Sciences* organiseras via International Union of Soil Sciences (<http://www.iuss.org/>)

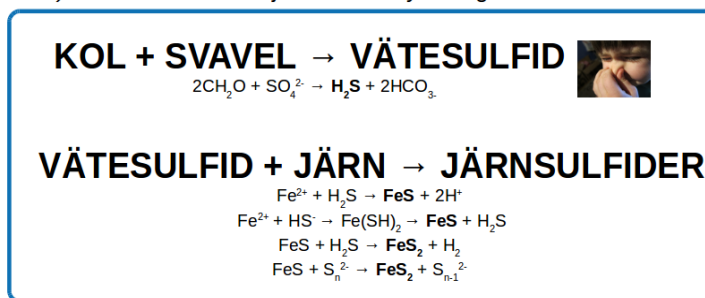
För perioden efter andra världskriget fram till idag finns en omfattande dokumentation kring försurning genom nedfall av sura ämnen från luften. Denna luftburna försurning bidrog till att sulfatjordarna fick mindre uppmärksamhet, även om påverkan kan antas ha varit minst lika stor som idag.

Åtgärder för att minska sulfatjordarnas negativa miljöeffekter började diskuteras mera allmänt efter millennieskiftet. Detta kan delvis kopplas till att EU:s vattendirektiv satte ett tydligare fokus på de mest påverkade vattnen. Därtill minskade den luftburna försurningen, samtidigt som en omfattande fiskdöd skedde år 2006 i vattendrag och längs kusten i Västra Finland. Fiskdöden kopplades ganska snabbt till sura sulfatjordar och ledde till att finska nationella myndigheter började agera i frågan. Forskningsprojekt och ett nationellt strategiskt arbete inleddes för att komma till rätta med problemen (Finska Jord- och skogsbruksministeriet och Finska Miljöministeriet 2011). Sammantaget ledde den ökade uppmärksamheten kring sulfatjordarnas påverkan att ett mera fokuserat arbete sattes igång även i Sverige (se vidare i kap 2.2)

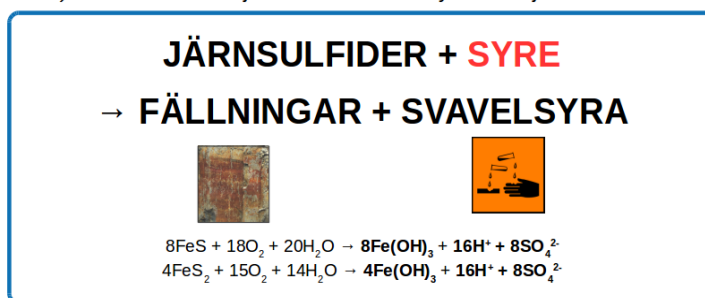
3.5 Sulfatjordarnas bildning och egenskaper

Potentiellt sur sulfatjord bildas genom en naturlig process i grunda och syrefattiga bottensediment i havet (Figur 5A). *Faktiskt sur* sulfatjord bildas främst genom människans geologiskt sett mycket snabba syresättning av de *potentiellt sura* sulfatjordarna (Figur 5B) (se även resonemanget om landhöjningen i kap 3.6). För detaljer och ytterligare referenser kring de kemiska reaktionerna hänvisas till Filppa (2012).

A) *Potentiellt sur* sulfatjord bildas i syrefattiga havsbottnar:



B) *Faktiskt sur* sulfatjord bildas när den syrefria miljön rubbas:



Figur 5. Kemiska reaktioner vid bildningen av (A) *potentiellt sur* sulfatjord och (B) *faktiskt sur* sulfatjord. Foto: Jan Åberg

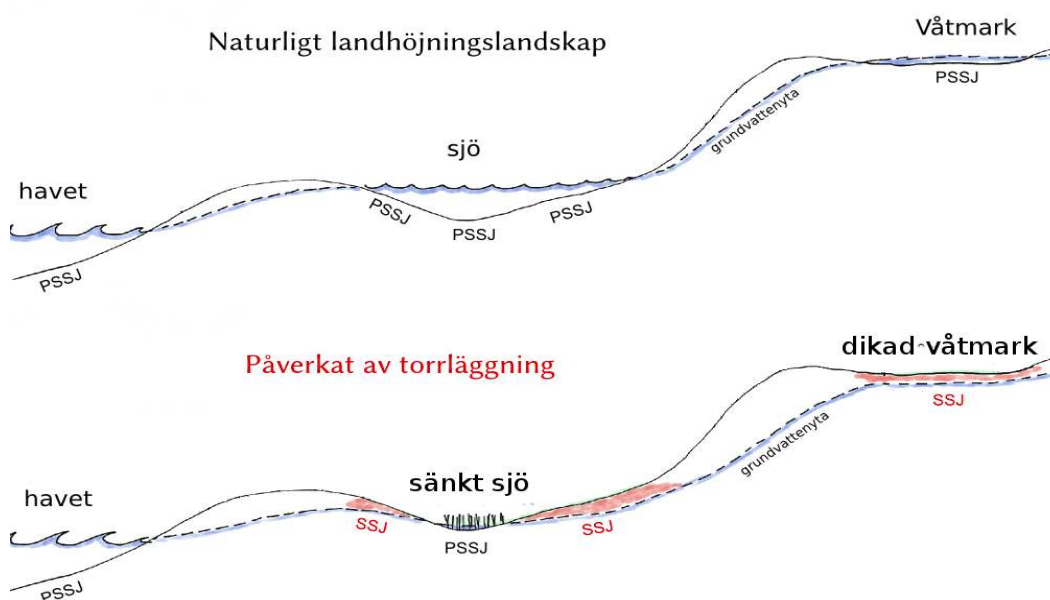
Faktiskt sura sulfatjordar i Norra Sverige kan i de flesta fall förväntas uppstå i material som har svavelhalter över 0,2%; inte desto mindre kan försurningspotentialen vara stor även vid halter som är betydligt *lägre* än 0,2% (Sohlenius m.fl. 2015:41-42, Mattbäck m.fl. pågående forskning).

Potentiellt sur sulfatjord i Norr- och Västerbotten kan vara svart eller svartstrimmig, men även helt och hållet sakna tecken på svart färg (Sohlenius m.fl. 2015:41).

Vid torrläggningen spricker sura sulfatjordar ofta upp så att en gynnsam och delvis självdränerande jordstruktur bildas. I kombination med kalkning kan mycket goda odlingsjordar skapas, trots att jorden under det plöjda ytskiktet inte påverkas av kalkningen, utan kan ha pH-värden under 3. Sulfatjordarnas generellt sett höga porositet och höga halter av organiskt material (ibland med torv på ytan) gör att den torrlagda marken successivt kan sjunka ihop så mycket – på grund av kompaktion och oxidering av det organiskt materialet – att den behöver torrläggas på ännu större djup, med följderna att den underliggande *potentiellt sura* sulfatjord oxideras ytterligare (Rainer Rosendal, muntl.).

3.6 Torrläggning snarare än landhöjning skapar problemet

Markanvändningen har en avgörande betydelse för sulfatjordarnas påverkan vattenmiljöerna. Enbart landhöjningen har inte kunnat kopplas till problemen (Figur 6; Boman, Åström, och Fröjdö 2008; Österholm och Åström 2004).



Figur 6. Princip för bildning av faktisk sur sulfatjord (SSJ) i ett landhöjningslandskap. *Övre bilden:* Potentiellt sur sulfatjord (PSSJ) bildas i havet och har nära neutralt pH. Genom landhöjning bevaras *potentiellt sur* sulfatjord i sjöar och våtmarker långt upp på land. *Nedre bilden:* Potentiellt sur sulfatjord omvandlas till faktisk sur sulfatjord (SSJ) vid torrläggning av sjöar, våtmarker och vattenmättade djupa jordlager. Notera att enbart landhöjning inte skapar ekologiska problem (illustrerat i övre bilden).

Markanvändningens betydelse visas exempelvis av att miljöproblem från sulfatjordar uppkommer även på höjdnivåer upp till åtminstone 60-70 meter över nuvarande havsytta. Om enbart landhöjning orsakar problem borde de potentiella sura sulfatjordar som höjdes ur havet för mer än 6 000 år sedan, redan vara urlakade och inte kunna avge syror på det sätt som sker idag. De historiska beskrivningarna indikerar därtill tydligt att även de mest påverkade sjöarna och vattendragen idag, var opåverkade av försurning innan den storskaliga markavvattningen påbörjades (C. Holm 1942a; Åberg 2012b).

3.7 Generell riskbedömning för grundvatten och ytvatten

Negativ vattenpåverkan uppkommer i praktiken vid de flesta aktiviteter som skapar torrläggning av *potentiellt sur* sulfatjord. Några exempel är dikning och muddring, täktning av matjord, samt schaktning och masshantering vid större infrastrukturprojekt och liknande. Vid beräkningar av förväntade miljöeffekter finns dock åtminstone två viktiga faktorer att ta hänsyn till:

- *volymen* sur sulfatjord som skapas.
- recipientens *känslighet*.

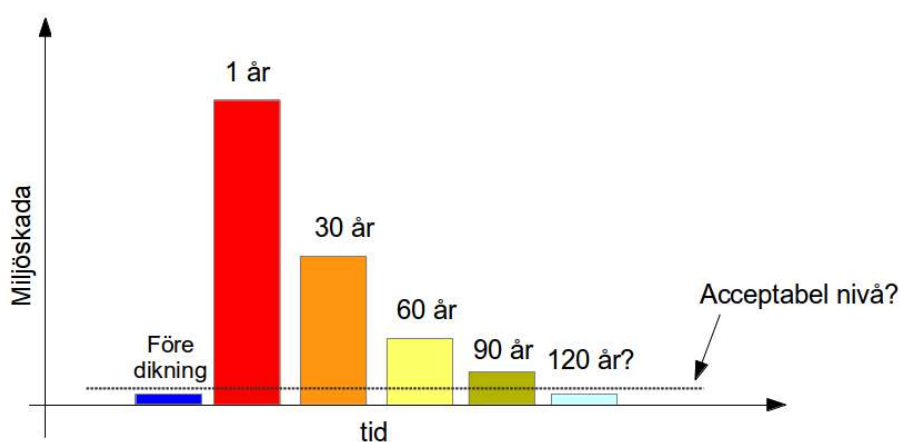
När det gäller volymer kan man generellt sett utgå från att exempelvis muddring eller schaktning av några enstaka kubikmeter *potentiellt sur* sulfatjord sällan leder till värre problem än att man skapar en kulle med ”död jord”. Däremot är det uppenbart att närliggande grundvatten och avrinning i diken påverkas av sulfatjordsmassor i stora upplag (Östrén 2011). Där större upplag har placerats på höjder eller allmänt högt upp i avrinningsområden, har urlakningen därtill kunnat spåras ganska långt nedströms i grundvattnet (Sjodin 2014). Det finns dock inga belägg för att uppläggning av sulfatjordsmassor skulle bidra till lika stor påverkan på ytvatten som storskalig markavvattning (se vidare resonemang nedan).

För vattendrag gäller att påverkan blir mindre ju större andel av avrinningsområdet som saknar sur sulfatjord. Detta samband följer i sin tur ofta storleken på vattendraget. Både fjällälvarna och skogsälvarna påverkas av sura sulfatjordar, men har en stor del av sina avrinningsområden uppströms den sura sulfatjorden, vilket bidrar till att den kemiska påverkan från sulfatjordarna späds mycket kraftigt i nedersta loppet. Små bäckar och sjöar längs kusten kan däremot vara totalt dominerade av avrinning från kärnområden, och därmed vara mycket tydligt påverkade. Det troligen kraftigast påverkade större vattendraget längs Norrlandskusten är Herstångersälven (500km²). Påverkan där handlar inte om enstaka muddringar eller schaktningar. Inte heller den ganska omfattande dikning som skedde redan under 1800-talet tycks ha påverkat ekologin i Herstångersälven. Istället kan påverkan kopplas till den djupgående torrläggning av sjöar och våtmarker som skedde under 1900-talet. Att volymen *faktiskt sur* sulfatjord kan bli mycket stor genom dikning, illustreras i följande räkneexempel: Andelen åkermark inom Herstångersälven är idag ca 13% (6500 hektar). Om kärnområden antas uppta 25% av åkermarkens yta och oxidationsdjupet är 50 cm, blir mängden *faktiskt sur* sulfatjord inom Hertsångersälven minst 8 miljoner m³ (eller i

storleksordningen 160 st massupplag med 50 000 m³ sulfatjordsmassor i varje upplag)¹⁵.

3.8 Urlakning och halveringstider

Extra stor bildning av svavelsyra riskerar att ske efter nydikning och dikesrensning, eller under torra somrar då grundvattnet sjunker extra mycket (Toivonen m.fl. 2013). Detta gör att urlakningens omfattning i praktiken varken kan bedömas genom enstaka mätningar eller med regelbundna mätningar under enstaka år (Erixon 2009). För att få en bild av situationen behövs istället regelbundna mätningar under flera år.



Figur 7. Ca 30 år har angetts som halveringstid för urlakning av svavel från åkermark (Österholm och Åström 2004). Om den inledande miljöskadan är stor kan man därför räkna med att det tar betydligt längre än 30 år för den ekologiska återhämtningen. Slutsatsen att svavelurlakningen inte sker linjärt, utan istället följer ett logaritmiskt avtagande (med halveringstider), baseras bland annat på erfarenheter från historiska torrläggningar som ännu många år efter torrläggningen orsakar kraftig kemisk påverkan nedströms.

Trots svårigheten att uppskatta urlakningstider finns åtminstone en publicerad studie angående förloppet i dikad åkermark. Denna anger 30 år som halveringstid, med tillägget att ytterligare lång tid kan krävas innan läckaget av syror och metaller når acceptabla nivåer för miljön (Österholm och Åström 2004). Att 30 år

15 Detta räkneexemplet ger troligen snarare ett underskattat än ett överskattat värde, eftersom det bygger på antagandet att 50 cm sulfatjord oxideras, vilket motsvarar en oxiderad volym av 5 000 m³ sulfatjord per hektar. Enligt SGU:s provtagningar i Norr- och Västerbotten ligger dock oxidationsdjupet vanligen snarare på 150cm, samtidigt som uppskattningen att 25% av åkermarken ligger inom kärnområden är fullt rimligt. Huvudsyftet med exemplet är dock inte att ge en exakt siffra utan istället att visa att även till synes små förändringar av dräneringsdjupet ger stor effekt. Till och med så små förändringar som 5-10cm kan medföra oxidering av motsvarande 500-1000 m³ sulfatjord per hektar, vilket i sin tur motsvarar en försurningseffekt av ca 500-1000 års surt regn per hektar (Jämförelsen att 10 cm oxidering motsvarar ca 1000 år av surt regn gjordes under den svensk-finska sulfatjordskonferensen i Luleå år 2010. Andra liknande jämförelser är att oxidering av 1 ton järnsulfid kan bidra till bildning av 1,5 ton svavelsyra (Sammut och Lines-Kelly 2000)).

kan vara för kort tid för att uppnå tydlig ekologisk återhämtning, kan bekräftas exempelvis av den ännu idag extremt påverkade avrinningen från sjöar som dikades ut och torrlades för mer än 60 år sedan (Avenius 2012, Åberg 2012a).

Principen för ett icke-linjärt urlakningsförlopp med halveringstiden 30 år illustreras i Figur 7. I den figuren visas också att förhållandet mellan den initiala skadan och den acceptabla nivån (streckad linje) är avgörande för när skadan läker utan åtgärder. Denna nivå kan inte förutsägas i generella ordalag (i termer av t.ex. pH eller sulfathalt i vattnet), utan behöver istället fastställas från fall till fall, med hänsyn till den specifika miljöns känslighet (se även resonemangen kring nollalternativet i kap 3.14 och Bilaga 2, samt resonemanget kring den praktiska användningen av begreppet *potentiellt sur* sulfatjord i kap 3.1).

3.9 Riskområden och kärnområden

Riskområdet för potentiella sura sulfatjordar i Sverige, med särskilt fokus på Norr- och Västerbotten, har pekats ut av Sveriges Geologiska Undersökning, SGU (Sohlenius 2011, Sohlenius m.fl. 2015). Generellt sett kan området sägas vara avgränsat av jordartskartans finsediment som avsatts i hav, samt av sand och torvjordar som förmodas kunna överlagra sådana finsediment. Om den *potentiellt sura* sulfatjorden ligger några meter ned, under exempelvis torv eller svallsediment och älvsediment, är dock miljöproblemen vanligtvis obetydliga eftersom grundvattenytan i de flesta fall når över.

En ungefärlig övre höjdgräns för risk för starkt sura sulfatjordar är ca 80 meter över havet (sediment som är yngre än ca 6500 år), medan risken för den extremaste surheten (pH<3) främst finns på höjder från 0-40 meter över havet (Sohlenius m.fl. 2015). För vidare detaljer kring vilken typ av frågor som behöver besvaras vid en riskbedömning, se bilaga 3.

Sohlenius m.fl. (2015) visar att det inom riskområdet finns ett flertal lokaler, även nära kusten, där de översta oxiderade horisonterna inte kännetecknas av lågt pH. Detta visar indirekt att de faktiska sura sulfatjordar som skapar vattenproblem tenderar att finnas koncentrerat på vissa ytor. Dessa ytor har fått benämningen "kärnområden" i denna rapport. Skillnaden mellan riskområden och kärnområden blir därmed:

- *Riskområde*: ett icke-detaljarterat område där det finns en uppenbar risk att hitta *potentiellt sur* eller *faktiskt sur* sulfatjord.
- *Kärnområde*: ett konstaterat område med *faktiskt sur* sulfatjord som bidrar till att försura vattendrag nedströms.

Länsstyrelsens vattenkemiska provtagningar hittills bekräftar att de tydligaste vattenproblemen härrör från mindre områden inom riskområdet, och att dessa områden efter landhöjningen hade en hög grundvattennivå året om – som våtmark eller sjöbotten – tills dess att någon form av dikning skapade torrare förhållanden.

3.10 Ytvattenkemi

Vattenkemin i avrinning från kärnområden är vanligtvis tydligt avvikande jämfört med närliggande opåverkade vatten. Bland annat har vattnet en hög total jonstyrka, som inkluderar förhöjda koncentrationer av sulfat och en rad olika metaller. När ett vattenprov bedöms med avseende på metallbelastning och biologisk påverkan krävs därtill att stor hänsyn tas till att påverkan varierar påtagligt beroende på vattenflödes storlek, och på vilken fraktion/form som de urlakade metallerna tar:

- Vid låga flöden tar vattendragen mest emot utströmning av djupt liggande grundvatten, som även inom kärnområden är mest påverkat av *potentiellt sur* sulfatjord, medan högre flöden i större utsträckning präglas av utströmning direkt från *faktiskt sur* sulfatjord. De mest påverkade perioderna inträffar därför normalt sett vid uppgående vårflöden och höstflöden då nybildad svavelsyra och urlakade metaller sköljs ut i starkast koncentration, medan extra kraftig påverkan inträffar vid högflöden som föregåtts av onormal sommartorka, så som skedde i Finland och Norrbotten år 2006.
- Metaller från sura sulfatjordart bildar oftast biologiskt sett mera skadliga fraktioner vid lägre pH-värden (Nystrand och Österholm 2013). Aluminium är ett av de mesta kända exemplen på detta. En halt av 1000 µg/l Al_{tot} vid högt pH-värde ger liten biologisk påverkan jämfört med samma halt vid låga pH-värden. I de mest påverkande vattendragen är innehållet av oorganiskt aluminium (Al_i) relativt sett mycket högt i förhållande till totalhalten (se tabell 3).

Av det ovanstående framgår att bedömningar av miljöpåverkan med hjälp av enbart kemiska data allra minst kräver tillgång till mätningar som utförs vid de tidpunkter när kemin är som mest kritisk. För att få en bild av mellanårsvariationer (som också kan vara stora) krävs därtill långa mätserier (se t.ex. Erixon 2009). För att få en bild av den generella geografiska variationen i ett större område bör provtagningen riktas mot ett eller flera gemensamma högflöden inom det område som ska undersökas. Ett exempel på den typen av undersökning utfördes av Sundqvist (2009) och baserades på en riktad provtagning våren 2006 i 28 mindre kustmynnande vattendrag i Västerbotten. Resultaten visade bland annat att sulfathalterna låg över 0,1 mekv/l i 23 av de 28 vattendragen, motsvarande minst ca dubbelt så höga halter jämfört med vad som kan förväntas icke-sulfatjordspåverkade vatten i området (ca 0,05 mekv/l, Åberg 2012a). Sulfathalterna i de 6 mest påverkade vattendragen var mellan ca 0,5-1 mekv/l eller ca 10-20 gånger högre än i icke-påverkat. Undersökningen visade tydligt att en geografiskt utspridd provtagning vid ett högflöde fungerar som screening-metod, och att den luftburna försurningen bidrar med en relativt sett så liten påverkan att den rimligen inte stör tolkningarna¹⁶.

¹⁶ De delområden i Dalkarlsån och Hertsångersälven som utpekats som känsligast för surt regn, har i själva verket högre pH-värden och bättre ekologisk status än de områden som utpekats som mindre känsliga för surt regn men innehållandes sura sulfatjordar (Åberg 2012b, Åberg opubl.).

Om mätserier finns tillgängliga eller om enstaka extremvärden har uppmätts, kan det även finnas möjligheter att riskbedöma vattnet utifrån miljökvalitetsnormen för kemisk status för prioriterade ämnen. Vid en sådan klassning överskrider exempelvis gränsvärdet för kadmium i det välstuderade Holmsundet i Norrbotten (60 km²) (för medelhalt, data från Erixon 2009). Vidare kan det konstateras att flera andra vattendrag troligen har liknande kemi. Högforsån i Västerbotten, hamnar t.ex. strax under gränsvärdet för kadmium med nuvarande data, medan större delen av dikessystemet inom Högforsåns kärnområde (med över 30 diken) troligen överstiger gränsvärdena (Åberg 2012a). Dike "D9" som mynnar till Högforsån hade en kadmiumhalt på 1,2 µg/l (15 gånger högre än EU-gränsvärdet för mjukt ytvatten). Några andra parametrar som exemplifierar kemien inom kärnområden ges tabell 3 (raden "Kärnområde inom Högforsån").



Klockarbäcken, Umeå



Rudadammen, Dalkarlså



Punkt 16, Högforsån



Harrsjöbäcken, Bureå

Figur 8: Exempel på sulfatjordspåverkat vatten i Västerbotten. Just dessa exempel har relativt högt pH, vilket skapar metallfällningar som påverkar bottenfaunan negativt (t.ex. Persson och Lundbergh 1996). Foto: Jan Åberg

I tabell 3 redovisas exempel hur den kemiska påverkan kan uttrycka sig i vattendrag i Norrbotten och Västerbotten. Herstångersälven (506 km²) är ett av de största vattendragen längs Norrlandskusten som uppvisar påtaglig kemisk påverkan från sura sulfatjordar. Vid mynningen uppmättes våren 2006 hela 903 µg oorganiskt aluminium (Al_i) per liter, vilket bedömdes vara mycket skadligt för vattenlivet (Sundqvist 2009; Ahlström 2011). Därtill finns även många kustnära bäckar (se exempel i Figur 8) som genom metallfällningar på bottenarna har påtagligt artfattig bottenfauna.

Tabell 3. Exempel på vattendrag i Västerbotten och Norrbotten, som indikerat kemisk påverkan av sura sulfatjordar, samt exempel på vatten från ett kärnområde för sur sulfatjord. Den lokala bakgrundshalten för svavel i opåverkade vattendrag är ca 0,05 mekv/l. EC=konduktivitet. Al_i=oorganiskt aluminium.

Vattendrag, kommun* (avrinningsområde km ²)	Min pH	Max EC (mS/m)	Max Al _{tot} (µg/l)	Max Al _i (µg/l)	Max SO ₄ (mekv/l)
<i>Västerbotten</i>					
Lillån, S (44,4)	4,57	15,4	3800	1490	1,125
Storbäcken**, S (29)	4,52	11,9	3360	1150	0,863
Hertsångerälven, R (506)	4,55	14,9	3590	903	0,969
Ratuån, R (100)	4,45	10,5	1640	524	0,468
Lövseleån, R (25,9)	4,7	7,93	1280	321	0,485
Mångbyån, S (219)	4,81	12,1	2990	315	0,748
Kinnbäcken, S (27,5)	4,76	5,25	1260	296	0,309
Sandåsån, R (29,8)	4,7	8,72	780	209	0,391
Sundbäcken, R (18,8)	4,92	12,9	1870	196	0,449
Dalkarlsån, R (347)	4,82	5,91	1020	190	0,323
Kärnområde inom					
Högforsån, R (<1)	3,5	>100	28800	25000	>13
<i>Norrbotten</i>					
Holmsundet, L (60)	4,5	ca 40	4800	-	4,375
Persöfjärden, L (402)	4,5	-	1300	-	2,656
Kippelbäcken, L (8,1)	5,0	14,2	-	-	-
Idbäcken, K (29,9)	5,5	29,5	-	-	-

* S=Skellefteå, R=Robertsfors, L=Luleå, K=Kalix ** Innervik

Data från Västerbotten: 2 prov per vattendrag under vårfloden 2006 (urval av vdr. med pH<5)(Sundqvist 2009)

Data från Högforsån: dike D9 i fd djuphålan av Västervikssjön november 2011 (Åberg 2012a). Data från Norrbotten: enstaka prov från Länsstyrelsens miljöövervakning år 2014 i Kippelbäcken och Idbäcken, samt 12 prov i Holmsundet och 7 prov i Persöfjärden under 2004-2005 (Erixon 2009)

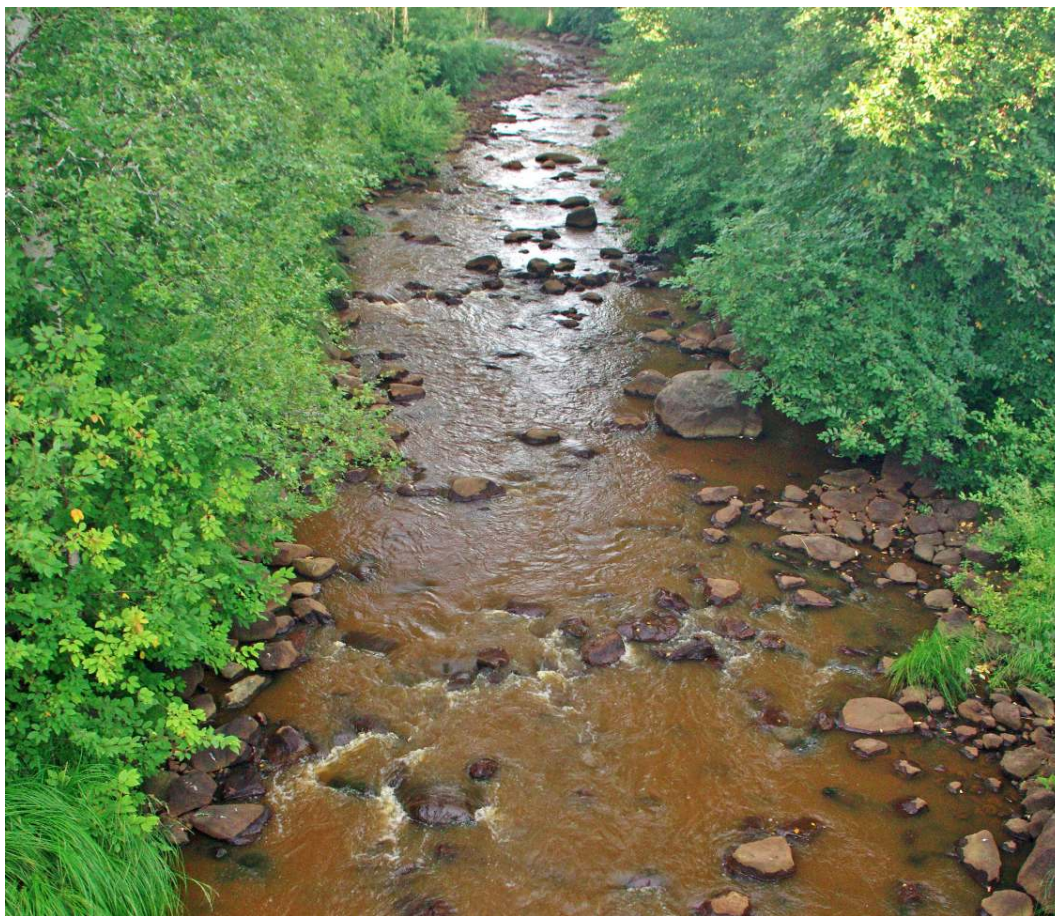
3.11 Fiskdöd i sjöar och vattendrag

Det är generellt sett svårt att finna säkra historiska belägg för långsamma eller smygande förändringar i fiskpopulationer, trots att det redan på 1700-talet började skrivas om försämringar av insjöfisket i Sverige (enligt Nordqvist 1918).

Händelser med fiskdöd kan däremot betraktas som betydligt säkrare tecken på stora ekologiska förändringar, som längs Norrlandskusten ofta kan kopplas till olika former av dikning av sulfatjordar. Dokumenterade uppgifter om sulfatjordsrelaterad fiskdöd längs Norrlandskusten finns för åtminstone ett stort antal sjöar och vattendrag i Lövångersbygden (C. Holm 1942b; Högbom 1921, Bilaga 2), samt nedre delarna av Dalkarlsån i Robertsfors kommun (Åberg

2012b). I modern tid har sulfatjordsrelaterad fiskdöd rapporterats i Norrbottens kustland åren 1990-1991, 1996, 2003 och 2004 (Filppa 2012).

Av tabell 3 framgår att många vattendrag är påtagligt påverkade av Al_i med koppling till sura sulfatjordar. Dessa vatten har i de flesta fall svaga fiskpopulationer i förhållande till de dokument och muntliga uppgifter som beskriver goda fiskevatten med försurningskänsliga arter (Figur 8). Påverkan behöver dock inte alltid leda till synlig fiskdöd eller en helt fisktom miljö, men likväl andra påtagliga försämringar. Ett exempel på sådana är att årsklasser av yngel slås ut under vissa år (Hudd 2000).



Figur 9. Herstångersälvens biflöde Kålabodaån (i Västerbotten) uppvisar en starkt sulfatjordspåverkad kemi med pH-värden som tidvis går ner mot åtminstone 4,4, samtidigt med halter av oorganiskt aluminium som överstiger 1000 $\mu\text{g/l}$ (uppmätt den 11 november 2013). Vid tidpunkten då bilden togs var pH-värdet högre än så, vilket märks på att vattnet är grumligt av fällningar. Trots att stationära fiskbestånd saknas idag, har höstvandring av av lake konstaterats, vilket visar att även starkt sulfatjordspåverkade vattendrag kan ha en ekologisk betydelse, i synnerhet om det inom systemet finns vatten av bättre kvalitet dit de vandrande fiskarna kan söka sig (se vidare resonemang om indirekta miljöåtgärder i kapitel 3.14). Foto: Jan Åberg

3.12 Påverkan i havet

Sulfatjordarnas påverkan i Bottniska viken kan belysas både som en generell påverkan på havsvattnet, och som en specifik påverkan omkring vattendragens mynningar:

PÅVERKAN PÅ MEDELMETALLKONCENTRATIONEN I HAVSVATTNET: Sundström, Åström, och Österholm (2002) konstaterade att sura sulfatjordar i Finland bidrar med en metallbelastning till havet som troligen är större än vad den finska industrin bidrar med. I en uppföljning av den studien visades att finska västkustens stora vattendrag hade betydligt högre metallkoncentrationer än övriga stora vattendrag som rinner ut i Bottenviken (Roos och Åström 2006). Studien av Roos och Åström (2006) använde dock enbart data från svenska fjäll- och skogsälvar (större än 1600km²) vilket Erixon (2009) problematiserade enligt följande:

”Trots att den areella fördelningen av sura sulfatjordar inte är känd i detalj i Norr- och Västerbotten indikerar resultaten i föreliggande studie att det stora antalet kustnära avrinningsområden i norra Sverige totalt kan utgöra en betydande men hittills okänd källa för metaller till Bottenviken och Östersjön.” Erixon 2009:47

LOKAL PÅVERKAN I ESTUARIER OCH SEDIMENT: Sett till metallmängd per volym (=koncentration) har de stora vattendragen längs Norrlandskusten generellt sett en god vattenkvalitet, vilket bland annat konstaterades av Roos och Åström (2006). Metallhalterna i de mindre kustvattendragen i norra Sverige är däremot jämförbara med finska sulfatjordspåverkade vattendrag, med metallhalter i storleksordningen 60-400 gånger högre än i referensvattendraget Kalixälven (Erixon 2009; Bauer och Ingri 2012). Innebörden av detta är åtminstone trefaldig:

A) ett litet sulfatjordspåverkat kustvattendrag kan ge lika stor metallbelastning till havet som en stor opåverkad älv.

B) när mynningsområden (estuarier) påverkas av sura sulfatjordar¹⁷ innebär det även försämringar av lekområdena för flertalet havslevande fiskarter. Och eftersom tillgången på just lekområden kan betraktas som en populationsbegränsande faktor för vissa arter (Sundblad m.fl. 2014), är en rimlig slutsats att sura sulfatjordar generellt sett även påverkar reproduktionen av fisk i havet. Därtill finns belägg för att plymer av surt vatten från vattendragen kan flytta sig relativt koncentrerat i havet utanför, innan de upplöses. Under den tiden undviks vattnet av fiskstim vilket kan försvåra det kustnära fisket (Hudd m.fl. 1984 citerad av Hudd 2000).

C) ett litet sulfatjordspåverkat kustvattendrag kan bidra med höga koncentrationer av metaller i de sediment som bildas i mynningsområdet. En studie utanför Vörå norr om Vasa i Finland, visar att detta problem

¹⁷ Inkluderat i detta finns även vissa fiskfattiga sjöar och vattendrag med namn som indikerar historiska förekomster av känsliga arter: Idbäcken, Harrbäcken, Harrsjön, Mörtviken etc.

troligen är betydande (Nordmyr, Österholm, och Åström 2008). Samma studie visade också att metallutfällningen skedde stegvis genom att exempelvis aluminium och koppar fälldes i havsområdet som ännu påverkade av mynningens surare vatten, medan mangan, nickel och zink fälldes längre ut där havsvattnet var pH-neutralt.

3.13 Hälsorisker för människor

Genom att sulfatjordar bidrar till urlakning av metaller blir den kanske mest aktuella frågan kring hälsorisker, om mat eller dricksvatten kan påverka människans hälsa:

PÅVERKAN VIA DRICKSVATTEN? Att grundvatten kan påverkas av sura sulfatjordar har troligen varit känt sedan lång tid tillbaka, eftersom vattnet ofta får en avvikande smak och färg. Normalt sett kontrolleras dock den typen av problem i både gemensamma vattentäkter och enskilda brunnar, vilket säkerställer en god dricksvattenkvalitet för de allra flesta människor i Sverige. Men även om sulfatjordspåverkat vatten mot förmodan skulle konsumeras, kommer intaget av sulfatjordsvattnets metaller troligen att bli litet i förhållande till metallintaget via vanlig *mat*. Här nedan följer ett resonemang som belyser detta:

Kadmium är en av få metaller som i Sverige påverkar både enskilda människor och samhällsekonomin negativt (Kemikalieinspektionen 2012). Påverkan från dricksvatten anges dock inte som en betydande källa i det fallet, eftersom halterna av kadmium och andra metaller i svenskt dricksvatten generellt sett är mycket låga i förhållande till gränsvärdena. Exempelvis är den kadmiumhalt som livsmedelsverket anger som gräns för tjänligt dricksvatten 5µg/l, vilket är ca 4 gånger *högre* än kadmiumhalten i Högforsåns dike D9 (jfr tabell 3), som är en extremt sulfatjordspåverkad vattenmiljö. Detta betyder dock inte att kadmium från sulfatjordar inte orsakar en *ekologisk* påverkan¹⁸, utan istället människans fysiska förmåga att absorbera skadliga mängder kadmium via dricksvatten är relativt begränsad: Dricksvatten som är på gränsen till tjänligt med avseende på kadmium (5µg/l) orsakar nämligen på sin höjd att det totala dagliga mänskliga *intaget* av kadmium (vilket inte är samma sak som absorptionen) blir i samma storleksordning som den dagliga normala *absorptionen* via maten (minst 11µg/dag för kvinnor enligt Kemikalieinspektionen [2012:29]). Samma resonemang kan också föras gällande aluminium, som är den metall som vanligen förekommer i allra högst koncentration i sulfatjordspåverkat vatten: endast om halten i dricksvattnet skulle vara högt över gränsen för tjänligt med anmärkning (0,1mg/l, enligt SLVFS 2001:30), skulle dosen kunna bli hög i förhållande till det normala intaget via maten, som uppskattas vara i storleksordningen 2-10mg/dag, enligt livsmedelsverket¹⁹.

18 Gränsen för tjänligt dricksvatten (5µg/l) är mer än 60 gånger högre än EU:s gränsvärde för mjukt ytvatten (0,08µg/l, enligt EU:s priorlista i direktivet 2008/105/EG: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0105&from=FI>)

19 <http://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/aluminium/>

Gällande dricksvatten kan det sammanfattningsvis konstateras att det finns flera saker som talar för att risken för ett högt intag av metaller är obefintlig för de allra flesta, medan den är något förhöjd, fast fortfarande troligen liten, även i de få fall (i enskilda brunnar) där dricksvatten påverkas av sur sulfatjord.

PÅVERKAN VIA MAT? Fältmarsch, Åström, och Vuori (2008) konstaterade att det finns studier som indikerar att sura sulfatjordar borde kunna ge hälsoeffekter hos människan genom exempelvis upptag i gräs och vidare till mjölkprodukter. Samtidigt konstaterades att forskningen varken var entydig eller tillräckligt omfattande för att dra säkra slutsatser. Fältmarsch m.fl. gjorde därför två uppföljande studier kring hur metallupptaget fungerar i havre och kål som odlats på sur sulfatjord i Finland (Fältmarsch m.fl. 2009 och 2010). En av slutsatserna i dessa studier var att upptaget av metaller var oberoende av de lättillgängliga halterna som lakas ut ur den sura sulfatjorden. Detta föreslogs bero på att växter har en förmåga att hålla tillbaka och reglera upptaget av ämnen, inklusive potentiellt skadliga metaller.

Ingen av de två studierna visade att odling på sur sulfatjord ledde till märkbart högre halter av metaller i grödan jämfört med de kontroller som inte påverkades av sura sulfatjordar. Däremot drogs slutsatsen att det inte kan uteslutas att sulfatjordar vars oxider anrikas på metaller ger ett ökat upptag i grödan av vissa metaller. Sådan anrikning är dock antagligen ovanlig i Norr- och Västerbotten, där den *faktiskt sura* sulfatjorden generellt sett har lägre koncentrationer metaller jämfört med opåverkad *potentiellt sur* sulfatjord (Sohlenius m.fl. 2015) (se även resonemanget om anrikning av arsenik på oxider i kap 3.15). Den försiktiga huvudslutsatsen av studierna av Fältmarsch m.fl. (2009 och 2010) var att de stora mängder av metaller som de facto mobiliseras i sura sulfatjordar ”med lätthet förloras till diken, som i sin tur kontaminerar närliggande vattendrag och estuarier, medan de bara delvis anrikas i kål och andra tidigare studerade grödor (havre)” (Fältmarsch m.fl. 2010).

Det bör också noteras att Kemikalieinspektionen (2012) uppmärksammade en labstudie av Eriksson (1989) som visar att sur jord kan öka upptag av kadmium i grödor. Eriksson (1989) fann dock att den starkaste surgöringen av jorden (med svavelsyra) inte ökade upptaget av kadmium i de studerade växterna, vilket indikerar att *faktiskt sur* sulfatjord troligen inte ökar upptaget av kadmium i grödor. Senare fältförsök har även indikerat att det finns undantag i Erikssons modell gällande kadmium (Singh och Myhr 1998).

3.14 Miljöåtgärder

En slutsats som kan dras av de ovanstående avsnitten är att den mest märkbara skadan av sura sulfatjordar sker i ekosystemen i sjöar, vattendrag och fjärdar, medan påverkan på människan genom mat och dricksvatten kan antas vara försumbar i de flesta fall. En rimlig prioritering för åtgärder blir därmed att förebygga och minska påverkan på ytvattenekosystemen, kopplat till de tre miljömålen *Bara naturlig försurning*, *Levande sjöar och vattendrag* samt *Hav i balans och levande kust och skärgård*.

Det finns fortfarande ett behov av kunskap om hur olika åtgärder fungerar i praktiken. Att testa och utvärdera åtgärder i mindre skala är därför ett lämpligt första steg (vilket beskrivs närmare i kap 2). Åtgärderna som tas upp i de två följande underkapitlen beskrivs i termer av **direkta** och **indirekta** miljöåtgärder.



Figur 10. Exempel på direkt miljöåtgärd i form av att förebygga att *faktiskt sur* sulfatjord bildas: En instabil mark vid ett vägbygge består i detta fall av *potentiellt sur* sulfatjord som fått ligga kvar istället för att schaktas bort, samtidigt som stabilisering har skett med pålar. Hela träd användes som pålar, eftersom stål och betong riskerar att frätas sönder i det översta *faktiskt sura* skiktet. Den *potentiellt sura* skiktet hade i detta fall en mäktighet på upp till 16 meter. Bilden är tagen mellan Smedsbyn-Boden i Norrbotten år 2013, strax väster om Persöfjärden. Foto: Sara Elfvendahl.

DIREKTA ÅTGÄRDER

Direkta miljöåtgärder är alla åtgärder som syftar till att hindra och minska den bildning av svavelsyra som sker i sulfatjorden. Inom denna kategori ryms exempelvis nivåreglering av grundvatten i dikade marker, och placering av sulfatjordsmassor i syrefria deponier. Direkta åtgärder ryms inom följande underkategorier:

1. *Förebygga oxidation*
2. *Förhindra oxidation genom att stabilisera eller höja grundvattennivån.*
3. *Förhindra oxidation genom att hämma de bakterier som katalyserar sulfidoxidationen.*
4. *Förhindra oxidation genom att flytta den sura sulfatjorden till en syrefri miljö.*

FÖREBYGGANDE ARBETE. Den kanske främsta direkta åtgärden är det förebyggande arbetet. Detta gäller inte minst eftersom *potentiellt sura* sulfatjordar kan finnas på djupet i redan dikade marker (t.ex. i jordbruksmark, torvtäcker och bostadsområden), inom dikningsföretag som idag har högre nivåer än vad vattendomen föreskriver, samt inom de fuktiga marker med finkornig jord som anses vara i behov av dikning, skyddsdikning, dikesrensning eller täckdikning. Kunskap om kärnområdenas utbredning, sulfatjordarnas miljörisker, regler för markavvattning m.m. bör därför spridas bland de verksamhetsutövare som kan tänkas vara berörda.

AVANCERAD REGLERBAR DRÄNERING. De finska projekten *CATERMASS*²⁰ och *PRECIKEM*²¹ studerade två möjliga angreppssätt för sura sulfatjordar i åkermarker under det plöjda skiktet. Båda angreppssätten bygger på att dräneringssystemen i marken kan användas för att tillsätta eller bortföra grundvatten med stor precision. I det ena fallet hämmas oxidationen genom att grundvattnet hålls på en hög nivå under så lång tid som möjligt (utan att skada grödorna, eller förhindra vårbruket). I det andra fallet förhindras oxidationen genom en tillsats av bakteriehämmande ämnen i det vatten som pumpas in (främst kalkrikt vatten eller humus). Metoderna är ännu inte fullständigt utvärderade, och om de ska testas i Sverige bör intensivt brukade marker inom kärnområden väljas i första hand, eftersom metoderna är skötselkrävande.

20 <http://www.catermass.fi/>

21 <https://www.novia.fi/forskning/fokusomraden/hallbar-energiteknik/hallbar-energiteknik/Avslutade-projekt/fou-projekt-precikem>



Figur 11. För avancerad reglerbar dränering i sura sulfatjordar krävs i de flesta fall att ytterkanten av fälten tätats med plastfilm (vilket görs av maskinen i bild). Med täta kanter kan vattennivån i åkermarken fyllas på med en enkel pump, och därefter behållas höga även vid torka, vilket minskar bildningen av svavelsyra. Bilden togs på Söderfjärden i Vasa, Finland, vid den internationella sulfatjordskonferensen år 2012. Foto: Jan Åberg

ENKEL REGLERBAR DRÄNERING. Vinklade utloppsrör (stigarrör) i täckdikesutloppen kan troligen också användas för att reglera vattennivåerna. Stigarrör är redan idag utbredda längs Norrlandskusten, men inte med främsta syfte att hushålla med vatten, utan istället för motverka att metallfällningar bildar proppar i täckdikena. På de tunga jordar (med hög halt ler) som ingick i projektet *CATERMASS* fungerade dock inte stigarrör för att hindra grundvattensänkning och oxidering. Åkermarkens sidor ut mot huvuddikena behövde i det fallet tätas med plastfilm för att hindra utflödet genom självdränerande sprickor. Sprickbildande sulfatjordar finns även i Sverige (exempelvis i Klintsjön), men i de lite grövre finsedimenten (där sprickbildning inte sker) kan grundvattenreglering med enbart stigarrör eventuellt fungera bättre.

PRECISIONSAVVÄGDA DIKESSYSTEM. En annan metod för att höja grundvattenytan utan att det påverkar produktionen negativt kan vara att med hjälp av precisionsavvägningar (med t.ex. laserinstrument) utforma dikessystemen så att de följer marklutningen så bra som möjligt, vilket förhindrar att partier med onödigt djupa diken (och djup oxidation) skapas.



Figur 12. Enkel reglerbar dränering med vinklade stigarrör i utloppet av täckdiken (bild till höger). Vid höga flöden vinklas rören horisontellt så att dräneringen blir effektiv, medan rören fälls upp vid låga flöden. Syftet är att behålla vatten i täckdiketsröret och på sått minska risken för att täckdiket sätts igen med fällningar (vilket skett i bilden till vänster). Observera att denna metod inte fungerar för att minska urlakning av svavelsyra från tunga självsprickande jordar, men att den eventuellt skulle kunna fungera på de finkorniga jordar som inte självspricker (se vidare resonemang i texten). Foto: Jan Åberg

HYDROLOGISK ÅTERSTÄLLNING. Om kärnområdet är avgränsat och samtidigt ger en stark negativ effekt på vattensystemet nedströms kan det även finnas anledning att undersöka möjligheten att ställa om markens nuvarande produktion. Detta kan göras i mer eller mindre stor omfattning där den största effekten förväntas uppnås vid återställning av den ursprungliga hydrologin i kärnområdet. Sådan *hydrologisk återställning* skulle exempelvis kunna vara en lämplig åtgärd när det gäller mindre lyckade torrlägningsprojekt eller avslutade torvtäkter där *potentiellt sur* sulfatjord kommit fram. Här nedan ges exempel hur skalan från icke-fullständig till fullständig hydrologisk återställning skulle kunna fungera:

- Grundvattennivåerna bevakas inom kärnområden, samtidigt som vatten från vattendrag eller reservoarer uppströms används för att fylla på grundvatten inom kärnområdena under extremt torra somrar.
- Kärnområden ställs om till betesmark eller vall, som används trots att grundvattenytan är högre än vad som är optimalt för produktionen.
- Kärnområden ställs om till permanent skogsmark, eller en kombination av betesmark och skogsmark, med träslag som tål permanent höga grundvattennivåer.

- Kärnområden ställs om till grunda våtmarker som producerar vattenväxter (exempelvis starr) som kan skördas genom t.ex. bete.
- Kärnområden ställs till sitt ursprungliga hydrologiska läge, vilket i de flesta fall skapar en våtmark eller en sjö.

DEPONERING. Direkta åtgärder kan också användas mot *potentiellt sura* sulfatjordar som hamnar utanför den syrefria bildningsmiljön, vilket gäller t.ex. schaktmassor och liknande material. I det fallet är deponering aktuell som åtgärd. För att räknas som en *direkt åtgärd* krävs dock att endast *potentiellt sura* sulfatjordar med högt pH-värde deponeras och att jorden läggs i en helt och hållet syrefri miljö²². I flera fall har dock schaktmassor av sulfatjord snarare lagts upp i delvis oxiderade upplag, som påverkar intilliggande grundvatten genom bland annat ökade sulfathalter (Östrén 2011).

NOLLALTERNATIVET. Slutligen bör det också noteras att nollalternativet kan vara en möjlig direkt metod – även om den kan sägas vara både passiv och generellt sett långsamt verkande, samt med en risk för påverkan på de sediment som bildas i systemet nedströms, inklusive havet. Nollalternativet innebär att ingenting görs annat än att oxidationen tillåts pågå fram tills dess att all svavelsyra har lakas ut. Från Lövånger finns ett relativt väldokumenterat exempel på hur nollalternativet har fungerat hittills vad gäller ekologisk återhämtning (se bilaga 2).

INDIREKTA ÅTGÄRDER

Indirekta åtgärder är alla åtgärder som utan att direkt påverka den sura källan ändå minskar de negativa effekterna för vattenlivet. Inom denna kategori ryms följande tre huvudtyper av åtgärder:

1. *Kalkning av försurad jord eller försurat vatten.*
2. *Förbättring av avrinningsområdets naturliga buffertförmåga.*
3. *Förbättringar av ekosystemets robusthet/resiliens.*

KALKNING. För att omvandla *faktiskt sur* sulfatjord till odlingsbar jord behöver kalk blandas noggrant inom det plöjda ytskiktet (20-30cm). För att kalkning ska ge märkbar effekt i det avrinnande vattnet måste däremot kalken finfördelas ner mot 1-2 meters djup. Att kalka så djupt ner kräver både mycket energi och stora mängder kalk²³, vilket gör att metoden blir orimligt kostsam i stor skala. Mindre

22 Den kommersiella deponin Däva D.A.C. i Umeå skriver exempelvis "Ett pH-värde under 5 tyder på att sulfidjorden redan är i ett försurad tillstånd. Sulfidjordar som har ett pH-värde under 5 tas därför inte emot utan vidare bedömning"

http://avfallscenter.se/download/18.6cb02deb13d3f84af7a814a/1370868763894/dac-information_om_deponering_av_sulfidjord.pdf

23 Teoretiskt sett behövs 250-500 ton kalk/ha för att höja pH i det översta 1-2 meters skiktet från under 4 till över 5,5. I praktiken bör man dock räkna med att behovet är större, eftersom

schakt- och muddringsmassor vid små/känsliga recipienter, kan däremot troligen åtgärdas effektivt, både ut miljö- och kostnadssynpunkt, om inblandningen sker lika noggrant som vid kalkning av jordbruksmark.

Ytvattenkalkning nära de sura källorna fungerar för att öka överlevnaden för fisk, åtminstone i måttligt påverkade vattendrag med små flöden (Nuotio, Rautio, och Zित्रa-Bärsund 2009). Däremot kan kalkningsbehovet bli orimligt stort i de större påverkade vattendragen, eftersom den kraftigaste aciditeten inträffar vid högflödena (Toivonen m.fl. 2013). Kalkning är också i de flesta fall mycket resurskrävande på sikt, eftersom urlakning av sulfatjordar sker långsamt (se kap 3.8). Slutligen bör det noteras att ytvattenkalkning riskerar att skapa metallfällningar (Nuotio, Rautio, och Zित्रa-Bärsund 2009) och därmed problem för bottenfauna på liknande sätt som i områden där kalkrikt vatten blandas med vatten från sura sulfatjordar (t.ex. Harrsjöbacken som undersöktes av Persson och Lundbergh 1996, samt bildexempel Figur 7).

Kalkfilterdiken är annan typ av främst kortsiktig åtgärd. Filtret höjer pH och gör att metaller fälls ut i kontakten med kalken. Kalkfilterdikenas totala effekt är bara delvis dokumenterad, men eventuellt kan akuta försurningsproblem förhindras i avrinning från exempelvis torvtäkter eller andra tillståndsgivna/villkorade företag. Metallfällningarna på filtret leder dock till en relativt snabb försämring av den praktiska effekten, vilket gör att filtret behöver bytas med intervall på 1-3 år (Nuotio, Rautio, och Zित्रa-Bärsund 2009).

Deponier har i vissa fall konstruerats så att *potentiellt sur* sulfatjord kan oxideras. I sådana fall har kalkning behövts för att höja pH i det sura och metallbelastade lakvattnet. I fallet med Botniabanans deponi U23 uppges i bilagan till tillståndsansökan att botten av uppläggningsplatsen ska täckas med kalk varefter massorna kommer att "kalkas för att neutralisera sulfatinnehållet i jordvattnet". Denna typ av kalkning av inkommande massor, utförs troligen inte lika jämnt fördelat som vid kalkning av åkermarkernas brukade skikt, vilket leder till ökad risk för problem i mottagande recipienter. Effekten av kalken kan även avta relativt snabbt om metallfällningar fastläggs i kalkskikten på liknande sätt som i kalkfilterdiken (se referens i ovanstående stycke).

FÖRBÄTTRING AV AVRINNINGSSOMRÅDETS NATURLIGA BUFFERTFÖRMÅGA. Nyskapade ytvattenvolymer kan bidra till att minska sulfatjordarnas miljöpåverkan, även om området som våtläggs inte innehåller sur sulfatjord. Dels bidrar en ökad andel våt sedimentyta till att en större mängd sulfat och metaller läggs fast²⁴, dels bidrar ökade ytvattenvolymer till att tillfälliga surstötter buffras (vilket idag i exempelvis Lövånger, se Bilaga 2). I avrinningsområdets skala kan den kemiska förbättringen förväntas vara märkbar främst där det är möjligt att återskapa relativt sett stora mängder hydrologiskt och kemiskt buffrande ytvatten. Värt att notera är dock att även små ytvatten som skapas med god vattenkvalitet, kan vara värdefulla för att öka resiliensen i ett försurat system (se nästa punkt).

fällningar som lägger sig på kalken tenderar att försämma kalkens funktion.

24 Rossel et. al. (2005) är en av flera forskargrupper som påtalat skapade våtmarkers betydelse för fastläggning av bland annat sulfat och aluminium.

FÖRBÄTTRINGAR AV EKOSYSTEMETS ROBUSTHET/RESILIENS. Både svensk och finsk erfarenhet visar att känsliga fiskarter, så som exempelvis mört, nors, lake och öring, tillfälligt kan befinna sig på vandring i de delar av vattendragen som under surstötarna har mycket stressande kemiska förhållanden för försurningskänsliga arter²⁵. Denna vandring bör rimligen tolkas som att *om* det finns goda livsmiljöer inom de försurade systemen finns också potential till att de försurade delarna nyttjas tillfälligt av de känsliga arterna. Om åtgärder sätts in för att förbättra livsmiljöerna i delområden, påverkas inte kemin i första hand, men däremot ökar antalet gynnsamma och skyddande livsmiljöer som vattenlivet har tillgång till. Exempel på åtgärder kan vara att skapa våtmarker, återställa nivåer i sänkta sjöar, och säkerställa fria vandringsvägar för vattenlivet (för ytterligare resonemang kring denna typ av åtgärder se t.ex. Åberg 2012a).



Figur 13. Exempel på en indirekt åtgärd: förbättringar av ekosystemets robusthet/resiliens. En ca 1 hektar stor konstgjord våtmark har skapats i Vebomark, Västerbotten. Våtmarken har god vattenkemi och fungerar som refug för känsliga arter som missgynnats eller försvunnit på grund av sulfatjordsförsurning i närområdet. Foto: Jan Åberg

3.15 Kemiska aspekter som rör våtläggning

Grundvattenhöjande metoder bidrar till syrefattiga förhållanden i den sura sulfatjorden. Detta stoppar nybildningen av svavelsyra och höjer pH i nedströms liggande vatten (t.ex. Burton m.fl. 2008). pH-höjningen vid en våtläggning bidrar därmed till flera positiva miljöeffekter:

- Aluminium och oorganiska fraktioner av aluminium minskar, vilket bidrar till att vattnets akuta giftighet för fisk och andra vattenorganismer minskar.

²⁵ Några exempel på tillfälliga fiskförekomster i starkt påverkade vatten: lake i Kålabodaån, nors i Vörå, mört i Ratuån, samt havsöring och harr i Tvärån i Umeå.

- Halterna av kadmium, nickel, zink, mangan, och flera andra metaller minskar i vattnet.

Att återskapa syrefattiga förhållandena i jorden kan dock också bidra till att frigöra sådana ämnen som under den oxiderade perioden bundits fast i oxiderat järn. Arsenik är troligen av främsta intresse i detta fall (Burton m.fl. 2008, Nystrand och Österholm 2013). Om arsenik, och eventuella andra ämnen som binder till oxiderat järn, har ackumulerats i sulfatjorden kan därmed en frigörelse ske vid våtläggningen. Det finns dock flera indikationer som pekar på att detta problem är begränsat, vilket redovisas i punkterna här nedan:

- I SGU:s stora studie i Norr- och Västerbotten saknades ackumulationszoner av arsenik i jordprofilerna (Sohlenius m.fl. 2015).
- Reduktion av oxiderad sulfatjord sker långsamt i djupare lager (se vidare i nästa stycke), vilket leder till långsam, snarare än plötslig, ämnesfrigörelse från oxider. Eventuella frigjorda ämnena från oxider i ett våtligt sediment kommer därtill främst att transporteras via diffusion, vilket ytterligare stannar upp frigörelsen till ytvattnet.
- De reducerande förhållanden som årligen inträder vid höga grundvattennivåer i dikade marker borde kunna medföra en regelbunden frigörelse av arsenik och andra ämnen som bundits till oxider, på ett liknande sätt som sker i sulfatjordar som tidvis torrläggs och översvämmas i områden med höga tidvattenfluktuationer (jfr. Johnston m.fl. 2010).
- Följande resonemang kan föras: de ämnen som kan läggas fast i oxider härrör från källor inom avrinningsområdet, vilket innebär att det krävs en märkbar halt av t.ex. arsenik i vattnet för att ämnet ska läggas fast i märkbar omfattning. För att sulfatjorden ska kunna ackumulera stora mängder av ett visst ämne krävs därtill att en stor del av det vatten som rinner genom avrinningsområdet kommer i kontakt med sulfatjordens oxider, så att en märkbar andel av koncentrationen i vattnet faktiskt läggs fast. Dessa båda förutsättningar kan förväntas vara sällsynta, eftersom sulfatjord tenderar att finnas på små ytor inom kärnområden, som sällan kommer i kontakt med mer än en bråkdel av avrinningsområdets inflödande vatten. Detta innebär i sin tur att fastläggning av ämnen i oxider i de allra flesta fall kan förväntas motsvara endast en liten andel av den totala halten i det inflödande ytvattnet, vilket i sin tur innebär att den frigörelse som *eventuellt* sker vid återskapade syrefattiga förhållanden knappast kommer att motsvara mer än en liten andel av den naturliga halten i vattnet – även om det pågått en ackumulation på oxiderna under många år.

Vid permanent våtläggning (våtmarks- och sjöåterställning, eller liknande åtgärd med rörligt ytvatten ovanför markytan) kan man förvänta en snabb bildning av ett reducerat ytskikt i sedimentet närmast vattenytan, medan det troligen tar flera år innan hela den tidigare oxiderade jordprofilen har reducerats (Creeper m.fl. 2012). Det reducerande ytskiktet innebär i praktiken att den kvarvarande sulfatjorden djupare ned inte påverkar ytan, och att ytvattnets pH kan förväntas höjas relativt

omgående efter våtläggning, förutsatt att pH i det inflödande vattnet har en viss buffrande förmåga genom innehåll av humus eller alkalinitet (Paul Shand, muntl., Shand 2012)²⁶. Mobiliserade metaller kan dock antas finnas kvar djupare ned, men eftersom transporten av ämnen genom permanent vattenöverlagrade sedimentet främst sker via diffusion, kan den totala urlakningen av metaller förväntas vara långsammare än vad som kan urlakas via de gravitationsstyrda grundvattenflöden som sker genom dikad mark. Den reducerade ytan fungerar därtill eventuellt som en diffusionspärr vilket ytterligare kan minska kontakten med ytvattnet.

Slutligen bör det noteras att reducerande förhållanden och sulfatreduktion i våtmarker och sjöar också bidrar till metylering av kvicksilver. I det fallet är det däremot delvis oklart vilken nettoeffekten blir eftersom processen demetylering (främst fotokemisk nedbrytning av metylgruppen) på senare tid har uppmärksamats som så betydelsefull att den eventuellt är större än metyleringen i grunda norrländska sjöar och våtmarker vars nivåer höjs (Tjerngren 2012).

Sammanfattningsvis pekar mycket på att våtläggning ger en total sett positiv miljöeffekt i vattnet. Samtidigt finns vissa oklarheter kring kemiska effekter, som gör att pilotstudier i mindre skala bör föregå mera storskaliga projekt.

26 En sådan typ av process var troligen förklaringen till pH-höjningen i Högforsån vid vårflodsmax år 2012, då 40% av den torrlagda Västervikssjön översvämmades under några dagar (Åberg 2012a)

4 Referenser

4.1 Muntliga referenser

Rosendal, Rainer. Rådgivare vid ProAgria Österbotten.
30 augusti 2012

Shand, Paul, Fil dr/Geokemist vid CSIRO Land and Water - Waite Campus,
Australien, 27 augusti 2012

Sullivan, Leigh, Professor vid Southern Cross University, Australien.
27 augusti 2012.

4.2 Skriftliga referenser

- Ahlström, Johan. 2011. ”Åtgärdsplan 2010-2015 Försurning och kalkning”. Text.
Åtkomstdatum September 6.
<http://www.lansstyrelsen.se/vasterbotten/Sv/publikationer/2011/Pages/atgardspan-2010-2015-forsurning-och-kalkning.aspx>
- Andersson, Kim. 2012. ”Varför multifunktionella våtmarker? En studie om våtmarksimplementering och aktörssamverkan i Sverige”. <http://www.sei-international.org/publications?pid=2254>.
- Avenius, Joel. 2012. *Sänkta sjöars inverkan på ytvatten i Västerbottens kustland : Samband mellan sänkningsnivåer och vattenkemi i sjöar på sulfidrika sedimentjordar*. <http://umu.diva-portal.org/smash/record.jsf?searchId=1&pid=diva2:575429>
- Bauer, Susanne, och Johan Ingri. 2012. ”Älvtransporterade spårmetaller till Bottenviken. Länsstyrelsen Norrbotten.” Länsstyrelserapport 17/2012. Länsstyrelsen i Norrbotten.
- Burton, Edward D., Richard T. Bush, Leigh A. Sullivan, Scott G. Johnston, och Rosalie K. Hocking. 2008. ”Mobility of arsenic and selected metals during re-flooding of iron- and organic-rich acid-sulfate soil”, *Chemical Geology*, 253(1–2):64-73 <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.04.006>
- Boman, Anton, Mats Åström, och Sören Fröjdö. 2008. ”Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide—The role of artificial drainage”. *Chemical Geology* 255 (1–2) (September 30): 68–77. doi:10.1016/j.chemgeo.2008.06.006
- Creeper, N. L., P. Shand, R. W. Fitzpatrick, och J. Hutson. 2012. ”Behaviour of iron, aluminium and other selected metals following the rewetting of inland acid sulfate soils containing sulfuric material”. I , Guide 56:171. Geological survey of Finland Guide 56. Vaasa, Finland: Geological survey of Finland.
- Environment Protection and Heritage Council, och Natural Resource Management Ministerial Council. 2011. *National guidance for the management of acid sulfate soils in inland aquatic ecosystems*. Canberra, ATC.: Environment Protection and Heritage Council; Natural Resource Management

- Ministerial Council. <http://nrmonline.nrm.gov.au/catalog/mql:2464/>
- Eriksson J.E. 1989. "Influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil". *Water, Air & Soil Pollution* 48: 317–335
- Erixon, Peter. 2009. *Klimatstyrda sulfidoxidationer som orsak till surhet och höga metallhalter i vattendrag i norra Sverige*. Luleå: Avdelningen för geovetenskap, Institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap, Luleå tekniska universitet. <http://pure.ltu.se/ws/fbspretrieve/2609873>
- Filppa, Erika. 2012. "Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd av grundvattensänkning – Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten Luleå". Examensarbeten i miljövetenskap vid Lunds universitet, 30 hp, ven publicerat av Länsstyrelsen i Norrbotten: rapportserie 11/2012.
- Finska Jord- och skogsbruksministeriet, och Finska Miljöministeriet. 2011. "Riktlinjer för minskning av olägenheterna från sura sulfatjordar fram till år 2020". Nationell strategi 2a/2011. Finska Jord- och skogsbruksministeriet, Finska Miljöministeriet. http://www.mmm.fi/attachments/mmm/julkaisut/julkaisusarja/newfolder_62/5xB7gwWM5/mmmjulkaisu2011_2a.pdf.
- Fältmarsch, Rasmus M., Mats E. Aström, och Kari-Matti Vuori. 2008. "Environmental Risks of Metals Mobilised from Acid Sulphate Soils in Finland : a Literature Review". *Boreal Environment Research* 13 (5): 444–456.
- Holm, Carl. 1942b. "Fiskar". I *Lövånger : en sockenbeskrivning under medverkan av flere fackmän. D. 1*, 166–186. Umeå ;
- . 1942a. *Lövånger : en sockenbeskrivning under medverkan av flere fackmän. D. 1*. Umeå ;
- Holm, Gösta. 1949. *Lövånger : en sockenbeskrivning under medverkan av flere fackmän. D. 2*. Umeå ;
- Hudd, Richard. 2000. "Springtime Episode Acidification as a Regulatory Factor of Estuary Spawning Fish Recruitment", mars. <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/22344>.
- Högbom, A.G. 1921. "Om vitriolbildning i naturen såsom orsak till massdöd av fisk i våra insjöar." *Svensk FiskeriTidskrift* Häfte 2: 41–51.
- Johnston, Scott G., Annabelle F. Keene, Edward D. Burton, Richard T. Bush, Leigh A. Sullivan, Angus E. McElnea, Col R. Ahern, C. Douglas Smith, Bernard Powell, och Rosalie K. Hocking. 2010. "Arsenic Mobilization in a Seawater Inundated Acid Sulfate Soil". *Environmental Science & Technology* 44 (6): 1968–73. doi:10.1021/es903114z.
- Kemikalieinspektionen. 2012. "Samhällsekonomisk kostnad för frakturer orsakade av kadmiumintag via maten (Socio-economic costs of fractures caused by cadmium intake in food)". PM 12/12. Sundbyberg. https://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM_12_12_kadmium.pdf
- Ljung, Karin, Fiona Maley, Angus Cook, och Philip Weinstein. 2009. "Acid sulfate soils and human health—A Millennium Ecosystem Assessment". *Environment International* 35 (8) (November): 1234–1242. doi:10.1016/j.envint.2009.07.002.

- Myrstener, Maria. 2012. *Konduktivitet i vattendrag som indikator på sura sulfatjordar*. <http://umu.diva-portal.org/smash/record.jsf?searchId=2&pid=diva2:570996>.
- Nordmyr, Linda, Peter Österholm, och Mats Åström. 2008. "Estuarine behaviour of metal loads leached from coastal lowland acid sulphate soils". *Marine Environmental Research* 66 (3) (September): 378–393. doi:10.1016/j.marenvres.2008.06.001.
- Nordqvist, Oscar. 1918. "Våra sjöars fiskavkastning". *Statsvetenskaplig tidskrift* Vol. 21 Extrahäfte: 1–48.
- Nuotio, Eeva, Liisa Maria Rautio, och Sofia Zित्रa-Bärsund. 2009. "På väg mot kontroll av de sura sulfatjordarna - förslag till riktlinjer för minskning av de olägenheter som sura sulfatjordar orsakar". Arbetsgruppspromemoria jsm 2009:8a. Jord- och skogsbruksministeriet.
- Nystrand, Miriam I., och Peter Österholm. 2013. "Metal species in a Boreal river system affected by acid sulfate soils". *Applied Geochemistry* 31 (april): 133–41. doi:10.1016/j.apgeochem.2012.12.015.
- Persson, Bo-Göran, och Klas Lundbergh. 1996. "Undersökning av bottenfauna och vattenkemi i 17 vattendrag kring Rönnskärsverken". 1:1996. Skellefteå: Skellefteå kommun.
- Roos, Marcus, och Mats Aström. 2006. "Gulf of Bothnia Receives High Concentrations of Potentially Toxic Metals from Acid Sulphate Soils". *Boreal Environment Research* 11 (5): 383–388.
- Rosell, Frank, Bozsér, Orsolya, Collen, Peter and Parker, Howard (2005) "Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems", *Mammal Review*, 35(3-4): 248–276.
- Sammut, Jesmond, och Rebecca Lines-Kelly. 2000. *An introduction to acid sulphate soils*. Canberra: Natural Heritage Trust, Australian Seafood Industry Council.
- Shand P., S. Grocke, R. W. Fitzpatrick, R. H. Merry, M. Thomas, och N. L. Creeper, "Mobilization of acidity and metals during refilling of a dried wetland: a comparison of laboratory data and field data." I , Guide 56:171. Geological survey of Finland Guide 56. Vaasa, Finland: Geological survey of Finland.
- Singh, Bal Ram, och Kristen Myhr. 1998. "Cadmium uptake by barley as affected by Cd sources and pH levels". *Geoderma* 84:185-194
- Sjödín 2014. "Egenkontroll Haparandabanan, årsrapport 2013 - Haparanda och Kalix kommuner, Norrbottens län". Rapport från Sweco 2014-03-12, utgiven av Trafikverket. Dnr: TRV 2010/26889 .
- Sohlenius, Gustav. 2011. "Sulfidjordar och sura sulfatjordar - vad gör SGU?" SGU-rapport 2011:12. Uppsala: SGU. http://www.sgu.se/dokument/service_sgu_publ/SGU-rapport_2011-12.pdf
- Sohlenius, Gustav, Nelly Aroka, Hanna Wåhlén, Jo Uhlbäck, och Lena Persson. 2015. "Sulfidjordar och sura sulfatjordar i Västerbotten och Norrbotten". SGU-rapport 2015:26. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning (SGU).
- Sundblad, Göran, Ulf Bergström, Alfred Sandström, och Peter Eklöv. 2014. "Nursery Habitat Availability Limits Adult Stock Sizes of Predatory Coastal Fish". *ICES Journal of Marine Science: Journal Du Conseil* 71

- (3): 672–80. doi:10.1093/icesjms/fst056.
- Sundqvist, Mattias. 2009. ”Kustmynnande vattendrag i Västerbottens län - Bedömning av naturvärde och påverkansgrad”. 1:2009. Meddelandeserien. Umeå: Länsstyrelsen i Västerbotten. <http://www.lansstyrelsen.se/vasterbotten/SiteCollectionDocuments/Sv/Publicationer/2009/Kustmynnande%20vattendrag%20i%20V%C3%A4sterbottens%20i%20C3%A4n.pdf>.
- Sundström, Robert, Mats Åström, och Peter Österholm. 2002. ”Comparison of the Metal Content in Acid Sulfate Soil Runoff and Industrial Effluents in Finland”. *Environmental Science & Technology* 36 (20) (Oktober 1): 4269–4272. doi:10.1021/es020022g.
- Tjerngren, Ida M. J. 2012. ”Redefining the role of wetlands as methyl mercury sources”. Akademisk avhandling, Sveriges Lantbruksuniversitet SLU <http://pub.epsilon.slu.se/8554/>
- Toivonen, Janne, Peter Österholm, och Sören Fröjdö. 2013. ”Hydrological Processes behind Annual and Decadal-Scale Variations in the Water Quality of Runoff in Finnish Catchments with Acid Sulfate Soils”. *Journal of Hydrology* 487 (april): 60–69. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.02.034.
- UNEP. 2012. ”Issues for the 21st Century: Result of the UNEP Foresight Process on Emerging Environmental Issues.” Nairobi, Kenya: United Nations Environment Programme (UNEP). http://www.unep.org/pdf/Foresight_Report-21_Issues_for_the_21st_Century.pdf
- Vattenmyndigheten. 2010. ”Åtgärdsprogram Bottenvikens vattendistrikt”. 2010/1. Länsstyrelsens rapportserie. Vattenmyndigheten i Bottenvikens vattendistrikt. <http://www.vattenmyndigheterna.se/>
- Åberg, Jan. 2012a. ”Högforsån - ett kustnära småvatten som undersökts för att finna förslag på åtgärder som minskar negativa effekter av sura sulfatjordar”. Arbetsrapport. Länsstyrelsen i Västerbotten.
- . 2012b. ”Dalkarlsån - fiskdöd, fiskliv och vattenvård”. Robertsfors kommun. Rapport. Tillgänglig via: <http://janaberg.se/dalkarlsan/>
- Österholm, Peter, Markku Yli-Halla, och Peter Edén, red. 2012. *7th International Acid Sulfate Soil Conference in Vaasa, Finland 2012 - Towards Harmony between Land Use and the Environment*. Vol Guide 56. Geological Survey of Finland. http://arkisto.gtk.fi/op/op56/op_056.pdf.
- Österholm, Peter, och M. Åström. 2004. ”Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland”. *Soil Research* 42 (6): 547–551.
- Östrén, Hanna. 2011. *Uppföljning av projekt Haparandabanans vattenanknutna åtaganden, naturmiljöeffekter och miljömål*. Uppsala: Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper. <http://uu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:461879>

Bilaga 1. Lagar och regler med koppling till sura sulfatjordar

Negativ miljöpåverkan från sura sulfatjordar kan till stor del kopplas till markavvattningsprojekt eller annan verksamhet som förändrar syretillgången i *potentiellt sur* eller *faktiskt sur* sulfatjord. I dagsläget är grundprincipen att alla sådana verksamheter kräver tillstånd från Länsstyrelsen, med undantag för vissa mindre omfattande verksamheter, som enbart kräver en anmälan till berörd myndighet (oftast länsstyrelsen eller skogsstyrelsen).

I de följande styckena följer hänvisningar till regler och lagrum som kan ha koppling till verksamheter som kan komma att beröra sura sulfatjordar. För fördjupningar kring begreppen som kopplas till vattenverksamheter hänvisas till naturvårdsverkets handbok om vattenverksamhet:

<https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-0157-5.pdf>

Dikning

*Reglerna som rör dikning har en stark koppling till det juridiska begreppet **markavvattning**. Den juridiska definitionen för markavvattning är: ”åtgärder som utförs för att avvattna mark när det inte är fråga om avledande av avloppsvatten, eller som utförs för att sänka eller tappa ur ett vattenområde eller för att skydda mot vatten, när syftet med åtgärden är att varaktigt öka en fastighets lämplighet för ett visst ändamål” (11 kap 2 § 4 p MB).*

Ny skogsdikning och dikning i jordbruksmark. Alla nya diken är tillståndspliktiga enligt miljöbalken 11 kap 13 § och ansökan görs hos länsstyrelsen. Om markavvattningen berör flera markägare kan länsstyrelsen lämna över ärendet till Mark- och miljödomstolen som då även prövar frågan om andelsfördelning i markavvattningsföretaget. I alla ansökningar måste den sökande beskriva verksamheten, vilken påverkan den kan ha och vilka försiktighetsåtgärder man kommer att vidta. Ett tillstånd till markavvattning är ofta begränsat i tid och anger villkor som ska minimera påverkan i nedströms liggande vattendrag.

Vid **rätning eller ändring av befintliga diken** styr syftet med ändringen om åtgärden går att göra som en mindre anmälan om vattenverksamhet enligt 11 kap 9a § miljöbalken, eller om ändringen kräver ett nytt tillstånd för markavvattning. Om åtgärden varaktigt ökar fastighetens värde för ett visst ändamål räknas den i stort sett alltid som markavvattning i juridisk mening.

Bortledning av vatten kan i de flesta fall innebära att en markavvattning uppstår och får därför inte genomföras utan att länsstyrelsen gett tillstånd till markavvattning enligt 11 kapitlet 13 § miljöbalken. **Vallar** som byggs för att skydda mot vatten (t.ex. vid översvämningar) räknas också som markavvattning och kräver tillstånd hos länsstyrelsen. Tillfälliga skydd mot översvämningar får

däremot byggas utan tillstånd.

Dikesrensning. För alla vattenanläggningar finns ett underhållsansvar som gör att anläggningen (diket) ska underhållas så att det inte uppkommer skada för allmänna eller enskilda intressen (11 kapitlet 17 § miljöbalken). Undantaget är om dikena inte underhållits på så lång tid att ett nytt naturtillstånd uppträtt i diket, d.v.s. diket har i princip helt tappat sin avvattnande effekt och en ny flora har börjat växa i området. Då får man inte rensa diket utan att först söka nytt tillstånd till markavvattning. Rensningar för att bibehålla vattnets djup och läge är inte tillståndspliktigt enligt 11 kap 15 § miljöbalken. Breddningar och/eller fördjupningar av befintliga diken räknas som en ny markavvattning och kräver också ett nytt tillstånd.

Den som utför en dikesrensning bör prata med eventuella sakägare nedströms i dikessystemet, om de kan komma att beröras av verksamheten (t.ex. om det kommer att rinna mer vatten i diket). Rensningar av diken i skogsmark behöver i vissa fall anmälas för samråd till Skogsstyrelsen sex veckor innan de påbörjas enligt 12 kap 6 § miljöbalken. Om fisket kan skadas ska en anmälan göras till länsstyrelsen (oavsett om det är skogsmark eller jordbruksmark) i enlighet med 11 kapitlet 15 § miljöbalken. Syftet med att rensningarna anmäls till skogsstyrelsen och länsstyrelsen är att styra åtgärderna så att de utförs vid tidpunkter som ger minst påverkan och att bästa möjliga teknik används. Äldre markavvattningsföretag med vattendom berör ofta flera olika markägare och har en andelsförteckning som ligger till grund för kostnadsfördelningen vid t.ex. underhållsåtgärder.

Skyddsdikning ska anmälas till skogsstyrelsen minst sex veckor innan åtgärden påbörjas, enligt 14 § skogsvårdslagen (1979:429). Skyddsdikning innebär att ett tillfälligt grunt dike (enligt skogsvårdslagens allmänna råd max 50 cm djupt) grävs för att kompensera för den höjda grundvattenytan som kalhyggen tillfälligt skapar. Ett skyddsdike är en tillfällig lösning på den höjda grundvattennivån vid avverkning och får inte rensas utan ska växa igen så fort återetablering skett. Skyddsdikning kan definitionsmässigt inte ske på torvmark eller blöt mark, och behovet av skyddsdikning kan oftast reduceras genom att använda brukningsmetoder som är anpassade till de hydrologiska förutsättningarna.

Vägdiken. Längsgående diken som hör till vägar är i de allra flesta fall inte tillståndspliktiga om de endast avvattnar vägbanan eller är avsedda för att leda bort smältvatten från vägbanan. Undantaget är om diket är en förutsättning för att vägen ska kunna dras igenom det aktuella området (vid blöta partier). Diken i våtmarker är alltid tillståndspliktiga i anslutning till vägar eftersom diket är en förutsättning för att vägen ska hålla den funktion som avses (varaktigt öka fastighetens värde för ett visst ändamål, enligt markavvattningsdefinitionen).

Täckdikning med en diameter som understiger 30 cm är tillåtet på jordbruksmark utan tillstånd om det inte skadar allmänna och enskilda intressen (enligt 11

kapitlet 13 § miljöbalken). Om fisket kan skadas av avvattningen ska dock täckdikningen anmälas till länsstyrelsen enligt 11 kap 15 § miljöbalken.

Rörläggning av befintliga diken är oftast aktuellt i jordbruksmark och kan vara tillåtet. De flesta öppna diken i jordbruksmark omfattas dock av det generella biotopskyddet enligt 7 kapitlet 11 § miljöbalken vilket innebär att en sådan rörläggning först kräver en dispens från biotopskyddet innan det kan utföras. Om diket måste fördjupas för att rörläggningen ska kunna genomföras krävs ett nytt tillstånd till markavvattning.

Övriga åtgärder i vatten

Grävning och utfyllnad i vatten och muddring, kan i vissa fall beröra *potentiellt sur* och *faktiskt sur* sulfatjord. Verksamheter av mindre omfattning bör anmälas till länsstyrelsen enligt 11 kap 9a § miljöbalken. Vilka typer av åtgärder och omfattningen av dem framgår av § 19 i förordningen av vattenverksamhet. Större verksamheter kräver tillstånd till vattenverksamhet från Mark- och miljödomstolen.

Dumpning under vattenytan, är teoretiskt sett en fungerande metod för att behålla syrefria förhållanden i *potentiellt sur* sulfatjord. Kvittblivning av material eller massor under vattenytan är dock helt förbjudet, utom i de fall där dispens ges enligt 15 kapitlet i miljöbalken (av länsstyrelsen).

Bryggor och pirar kräver åtminstone anmälan om vattenverksamhet enligt 11 kapitlet 9a § miljöbalken till länsstyrelsen. Större anläggningar kan kräva tillstånd från Mark- och miljödomstolen. Oftast krävs också strandskyddsdispens (7 kap 12 och 15 §§) för bryggor och pirar om de inte ligger inom område där strandskyddet har upphävts (i t.ex. en detaljplan).

Anlagda våtmarker berör i vissa fall mark med sur sulfatjord. Anläggning av små våtmarker under 5 ha bör anmälas till länsstyrelsen enligt 11 kapitlet 9a § medan större våtmarker kräver tillstånd från Mark- och miljödomstolen.

Övriga åtgärder på land

Uppläggning av muddringsmassor, schaktmassor. Massor av olika slag klassas ofta som avfall och upplag av materialet kräver då åtminstone en anmälan till kommunen enligt 9 kap 6 §. Ibland kan dessa massor användas för olika anläggningsändamål. Då är det viktigt att det verkligen finns ett anläggningsändamål för massorna och att det inte enbart rör sig om en kvittblivning av massorna. I så fall ska det klassas som deponering. Om föroreningsinnehållet är så att risken för att förorena mark, vattenområde eller grundvatten är ringa ska detta anmälas till kommunen. Är det mer än ringa risk för föroreningar är det en tillståndspliktig verksamhet och tillstånd söks hos länsstyrelsen. I det fallet behövs vanligtvis en provtagning. Är de massor som ska läggas upp helt utan föroreningsrisk (jungfruliga) behövs dock ingen provtagning,

och heller ingen anmälan eller tillstånd enligt kapitel 9 i miljöbalken. Då är det istället aktuellt med en anmälan enligt 12 kapitlet 6 § miljöbalken om uppläggningsväsentligt förändrar naturmiljön. En sådan anmälan görs åtminstone 6 veckor innan verksamheten planeras och till länsstyrelsen.

Bestämmelserna om hur massorna får hanteras finns i Miljöprövningsförordningen, där anmälnings- och tillståndsplikt för miljöfarlig verksamhet regleras:

Återvinning för anläggningsändamål: *Tillståndsplikt B* och verksamhetskod 90.131 gäller för att återvinna icke-farligt avfall för anläggningsändamål på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, om föroreningsrisken inte endast är ringa.

Anmälningsplikt C och verksamhetskod 90.141 gäller för att återvinna icke-farligt avfall för anläggningsändamål på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten, om föroreningsrisken är ringa.

Deponering: *Tillståndsplikt B* och verksamhetskod 90.271 gäller för att deponera icke-farliga muddermassor på land längs små sund, kanaler eller vattenvägar som massorna har muddrats från, om 1) mängden massor är mer än 1 000 ton, eller 2) föroreningsrisken inte endast är ringa.

Tillståndsplikt C och verksamhetskod 90.281 gäller för att deponera icke-farliga muddermassor längs små sund, kanaler eller vattenvägar som massorna har muddrats från, om 1) mängden massor är högst 1 000 ton, eller 2) föroreningsrisken endast är ringa.

Tillståndsplikt B och verksamhetskod 90.300- i gäller för att deponera icke-farligt avfall som inte är inert, om 1) den tillförda mängden är mer än 2 500 ton men högst 100 000 ton avfall per kalenderår, eller 2) mängden avfall som deponeras är mer än 25 000 ton

Samråd enligt 12 kap 6 § miljöbalken

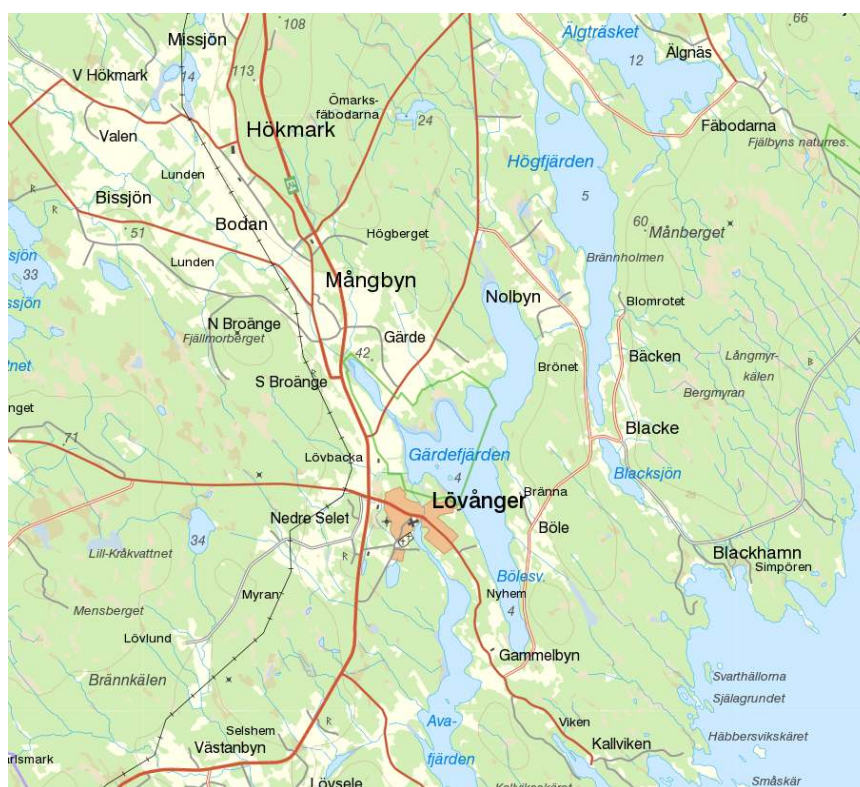
Alla åtgärder som inte är tillståndspliktiga eller anmälningspliktiga enligt andra regler i miljöbalken och som väsentligt kan komma att ändra naturmiljön ska anmälas till tillsynsmyndigheten. Beroende på vilken verksamhet det är frågan om så kan tillsynsmyndigheten vara olika men generellt sett är skogsstyrelsen tillsynsmyndighet för alla åtgärder som är kopplade till skogsbruk och skogsbruksåtgärder, generalläkaren tillsynsmyndighet för det som är kopplat till militär verksamhet och länsstyrelsen tillsynsmyndighet för resten. Exempel på verksamheter det kan vara frågan om är grävningar, upplag, prospektering, vägar, master och markförbättringar som ändrar den naturliga miljön på platsen så att det blir något annat.

Exempel på åtgärder som kan vara kopplade till sura sulfatjordar är större dräneringsarbeten runt byggnader. Dräneringar är vanligen tillåtet utan att verksamhetsutövaren behöver anmäla eller söka tillstånd, men om grävningen riskera att påverka naturmiljön utanför tomten på ett väsentligt sätt kan åtgärden behövas anmälas till länsstyrelsen enligt 12 kapitlet 6 § miljöbalken.

Det är alltid den som planerar att utföra en åtgärd som är ansvarig för att ta reda på vilka tillstånd och krav det är för att få utföra åtgärden. Om det sker en skada är det verksamhetsutövaren som är ansvarig för skadan och som också är ansvarig att avhjälpa den skada som uppstått (2 kapitlet miljöbalken, hänsynsreglerna). Tillsynsmyndigheten kan, om det krävs, förelägga verksamhetsutövaren att vidta åtgärder för att minimera påverkan från en verksamhet.

Bilaga 2. Nollalternativet, exemplet Lövånger

Att låta sura sulfatjordar lakas ur kan också räknas som en åtgärd, eller åtminstone en strategi, eftersom svavelhalten kommer att minska genom urlakning – tids nog. Till skillnad från de flesta andra metoder har den naturliga urlakningen pågått under lång tid, fast med en mestadels bristfällig dokumentation. I åtminstone ett fall har det dock bevarats texter som visar på att vattenkvaliteten och de ekologiska förhållandena, i även extremt hårt drabbade system, kan bli mycket bättre med tiden. De huvudsakliga referenserna för denna dokumentation (som refereras här nedan) är Högbom (1921) och Holm (1942):



Figur 14: Lövångersområdet och dess sjöar. Karta: Lantmäteriet [CC-BY]

Omkring år 1850 genomfördes den troligen första sänkningen av nivån i sjön Gärdefjärden (då med en yta av ca 650 hektar) vid byn Lövånger, i Skellefteå kommun. Sänkta slåttersjöar i Norrland dämades i de allra flesta fall till ursprunglig nivå förutom vid tiden omkring slåttern, vilket gjorde att sjösänkningar för sjöslåtter vanligen inte orsakade en djupgående oxidation av de *potentiellt sura* sulfatjordarna. Syftet med nivåsänkningen var därför troligen att tappa ur sjön vid slåttern, men att även kunna dämna sjön till ursprunglig nivå för att hålla sjöslåtterängarna frostfria och gödslade genom naturlig sedimentation.

Från omkring år 1900 ersattes sjöslåttern alltmer av vallodling med insådda kvävefixerande baljväxter. Dessa slåttervallar var minst lika produktiva som de mest rikgivande dammängena, men lättare att skörda eftersom de kunde beträdas

av hästar och hästdragna slåttermaskiner. Den slåtteredämning som troligen genomfördes i Gärdefjärden upphörde därför gissningsvis omkring år 1900, samtidigt som ett ökat fokus lades på att öka utbytet på slåttervallarna runt sjön. De *potentiellt sura* sulfatjordarna runt sjön började därför troligen oxidera vid den tiden.

År 1914 inträffade en extremt torr sommar i Lövångersbygden, och stora delar av Sverige. Detta var inledningen på den första dokumenterade fiskdöden i Gärdefjärden och troligen den första kraftiga torkan efter att vinterdämningen upphört. Inflödena till sjön upphörde i stort sett, samtidigt som avdunstningen bidrog till att uppemot 15% (100 hektar) av Gärdefjärdens sjöbotten blottades och delvis torkade upp, vilket ledde till att stora mängder *faktiskt sura* sulfatjordar bildades.

År 1915, när de nybildade *faktisk sura* sulfatjordarna genomsköljdes av smältvatten och nederbörd, inträffade en omfattande fiskdöd i Gärdefjärden, samt även i Avafjärden, som ligger nedströms. Mellan åren 1915 och 1918 (under 4 år) var vattnet i de båda sjöarna så surt att ett ”klart och nästan färglöst vatten” skapades. Detta tillstånd kan förklaras med att humus fälls ut vid extremt låga pH-värden (vanligen från omkring pH 4,5 och nedåt).



Figur 15. Gärdefjärdens södra halva. Vy från från badplatsen i Bölesviken mot byn Gärde (3 km norr om fotoplatsen). Foto: Jan Åberg

Åren 1919-1920 återtog vattnet sin naturligt bruna färg (vilket tyder på att pH-värdena steg), samtidigt som fiskbestånden började återhämta sig genom invandring från de närliggande sjöarna och havet.

År 1933 sänktes Gärdefjärdens nivå ca 1 meter till genom ytterligare fördjupning av utloppet, vilket återigen ledde till omfattande fiskdöd i Gärdefjärden och Avafjärden.

År 1934 sänktes även den strax uppströms liggande Högfjärden med ca 1 meter, vilket ledde till liknade massfiskdöd som i Gärdefjärden och Avafjärden. Eftersom Högfjärden ligger strax uppströms Gärdefjärden, ökade även belastningen av surt vatten till de redan ”döda” sjöarna Gärdefjärden och Avafjärden.

Under 1940-talet var de tre ovan nämnda sjöarna i stort sett fisklösa. Gärdefjärden och Högfjärden kallades ”döda haven”.

Under 1950-talet och framåt ändrades inte nivåerna i de ovan nämnda sjöarna, men däremot började grävmaskiner användas i allt större omfattning för att förbättra diverse svårbrukade och blöta odlingsmarker, vilket ledde till fortsatt torrläggning av potentiell sura sulfatjordar inom avrinningsområdet. Därtill ledde den globalt sett ökande användningen av svavelhaltiga fossila bränslen (som även bildade kväveoxider/salpetersyra vid förbränningen) till att surt regn ytterligare förvärrade den redan påtagliga försurningen.

Omfattande dikning i kombination med stort nedfall av surt regn på 1970-80-talet ledde till att försurningen fortsatte att vara påtaglig i området.

1990-talet och framåt: Både nedfallet av surt regn och nydikningen minskade påtagligt.

Nutid: Ännu idag är sulfathalterna i de ovan nämnda Lövångerssjöarna betydligt högre än i de närliggande referenssjöar som enbart påverkas av surt regn. Bland annat har Gärdefjärdens huvudinlopp Mångbyån uppvisat episodiska surstötter ner mot pH 4 i kombination med höga sulfathalter. Trots det tycks dessa syror i dagsläget buffras så effektivt (av bland annat de stora vattenmassorna) att även bestånd av försurningskänsliga fiskar återigen reproducerar sig.

Redogörelser från lokala uppgiftslämnare tyder på att de nutida fiskbestånden i både Gärdefjärden och Högfjärden, är i stort sett lika artrika som innan de stora torrlägningsprojekten. I sjöarna finns bland annat sik, lake, mört och brax. I Gärdefjärden har braxen kommit tillbaka under de senaste åren, vilket indikerar att den nuvarande relativt goda kemin nåddes ganska sent (eftersom den lokala erfarenheten är att brax är känsligare än mört).

Räknar man från år 1915 tog det därmed uppemot 100 år från det att den första fiskdöden inträffade tills dess att artrikedomen av fisk återställdes i Gärdefjärden. Kanske hade förloppet kunna gå något snabbare om den luftburna försurningen räknas bort, men det är inte helt säkert med tanke på att sulfathalterna är betydligt högre än i de referenssjöar som enbart påverkas av luftburen försurning.

I Högfjärden verkar återhämtningen ha gått snabbare än i Gärdefjärden. Kanske tog det ”bara” omkring 30-40 år, vilket sannolikt kan kopplas till att mängden *faktiskt sur* sulfatjord som skapades runt sjön var mindre.

Avafjärden visar däremot alltså en tydlig kemisk påverkan med tidvis låga pH-värden och höga sulfathalter. Det biologiska läget är dock betydligt bättre än förr, eftersom sjön nyligen fått tillbaka bestånd av små mörtar, vilket tyder på att reproduktionen av mört i sjön tycks fungera åtminstone vissa år.

Sammanfattningsvis blir slutsatsen att *nollalternativet* fungerar som en slags direkt (men passiv) metod, men att målet kan vara längre bort än vad som anses vara acceptabelt.



Figur 16. Högfjärden. Vy norrut från sjöns södra ände. Foto: Jan Åberg

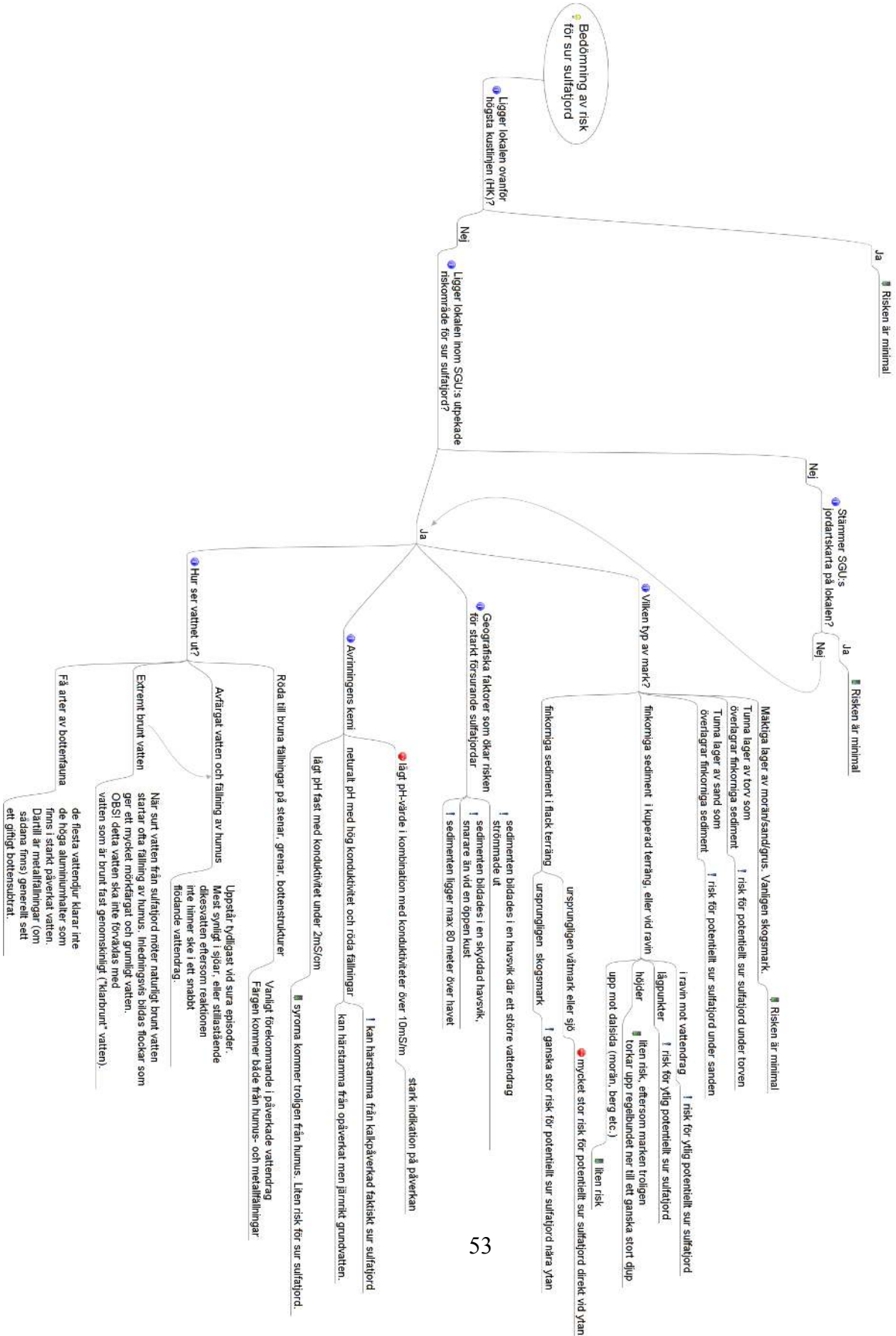
Det kanske främsta värde som *nollalternativet* skapar för framtida generationer är ett odlingsbart landskap som är större än de tidigare generationernas odlingslandskap, och som samtidigt har ett mindre inslag av *faktiskt sura* sulfatjordar och mindre skadlig inverkan på vattendragens kemi. Samtidigt kan man också säga att *nollalternativet* riskerar att bidra till att lämna ett landskap som innehåller mindre ytvatten och grundvatten, samt mer metaller i havets sediment, än vad framtida generationer kan komma att önska.

Nollalternativet behöver därför avgöras från fall till fall, med särskild hänsyn till:

- nuvarande och kommande behov av odlingsmark och skogsmark.
- nuvarande och kommande behov av sjöar och våtmarker.
- skillnader mellan *nollalternativet* och aktiva miljöåtgärder, när det gäller hur snabbt en god kemisk kvalitet i ytvattnet kan förväntas uppnås.
- var de urlakade metallerna kommer att ackumuleras, och om koncentrationerna som kan förväntas blir skadliga.

Bilaga 3. Flödesschema för riskbedömning

Version 1 av ett pågående arbete.





Länsstyrelsen
Norrbotten



Länsstyrelsen
Västerbotten