
Järn- och aluminiumurlakningar från invallningar – en undersökning av tre områden i Skåne



Titel: Järn- och aluminiumurlakningar från
invallningar – en undersökning av tre
områden i Skåne

Beställare: Länsstyrelsen Skåne genom Karin
Olsson

Författare: Kajsa Åbjörnsson, Marika Stenberg,
Ekoll AB och Gustav Sohlenius (SGU)

Foto: Om inget annat anges är foto i
rapporten tagna av Ekoll AB. Även
figurerna är gjorda av Ekoll AB. Foto
på framsida är flygbild över Fredriksdal
2017. Bilden är tagen av Kristian
Nilsson.

Innehåll

Bakgrund.....	5
Syfte	6
Mål.....	6
Metoder.....	7
Vatten	7
Jord.....	9
Klassificering.....	10
Helgeå.....	12
Fredriksdalsviken	12
Geologi.....	14
Markanvändning	14
Hydrologi/Dikningsföretag	15
Hamiltonhill.....	16
Provtagningspunkter.....	17
Resultat från provtagningar	20
Fredriksdalsviken.....	Fel! Bokmärket är inte definierat.
Jord	20
Vatten	23
Hamiltonhill	27
Jord	27
Vatten	29
Stordiket vid Hammarsjön	31
Geologi/topografi	32
Markanvändning	32
Hydrologi/Dikningsföretag	33
Provtagningspunkter.....	34
Resultat från provtagningar	36
Jord	36
Vatten	39
Kävlingeån.....	43
Geologi/topografi	45
Markanvändning	45
Hydrologi/Dikningsföretag	46

Provtagningspunkter.....	47
Resultat från provtagningar	49
Jord	49
Vatten	52
Görslövsån	56
Geologi/topografi	57
Markanvändning	58
Hydrologi/Dikningsföretag	58
Provtagningspunkter.....	61
Resultat från provtagningar	63
Jord	63
Vatten	64
Diskussion	67
Referenser.....	69
Bilaga 1 – vattenkemi, rådata	71
Bilaga 2. Lagstiftning markavvattning – Sverige.....	76

Bakgrund

Efter sommaröversvämningar 2007 observerades massiva järnutfällningar på strandängarna längs nedre delarna av Helge å i Skåne. Strandängarna tar vid översvämningssituationer, direkt eller via transport i Helge å, emot dräneringsvatten från invallningar längs ån. Frågan väcktes om det kunde vara invallningarna som var orsaken till järnutfällningarna, vilket indikerades vid senare markprovtagningar då kraftigt förhöjda halter av järn i det ytliga jordlagret uppmättes inom flera strandängsområden. Även i andra delar av Skåne, t ex på Vombs ängar intill Kävlingeån och på strandängar intill Görslövsån utanför Jonstorp, har järnutfällningar observerats på översvämmade områden.

Järn är ett av de vanligaste ämnena i jordskorpan och förekommer t ex i sulfider. Vid höga halter av järnsulfider i jorden bildas så kallade sulfidjordar vilka, då de exponeras för syre, kan bilda sura sulfatjordar. Sulfidjordarna är ett resultat av sedimentations- och mikrobiella processer som ägt rum i syrefattiga vattenmättade miljöer med tillgång på organiskt material, järn och svavel. De järnsulfidhaltiga sedimenten bildas i första hand i havs- eller bräckt vatten men kan även bildas i sjöar och våtmarker under syrefattiga förhållanden. Sulfidjordarna finns sålunda framförallt i områden som efter den senaste istiden täckts av bräckt vatten.

Om sulfidjordar exponeras för syre, t.ex. vid dikning/dränering bildas sura sulfatjordar vilka läcker syra och metaller till diken och vattendrag och kan förorsaka problem både på land och i vatten. Invallning av naturligt vattenmättade marker i syfte att vinna odlingsbar mark får samma effekt då även dessa marker dikas för att sänka grundvattennivån. En konsekvens med invallningen är att den odlingsbara marken oftast ligger lägre än dräneringsvattnets recipient på grund av bortodling vilket innebär att dräneringsvattnet måste lyftas/pumpas till recipienten vilket sker stötvis med stora mängder förorenat vatten på kort tid.

I Danmark, som har intensivt jordbruk och liknande topografi som Skåne, har sura jordar och järnutfällningar diskuterats i mer än 30 år och redan 1985 kom ”Okkerloven”. Denna lag tillåter inte dränering i områden som har pekats ut som riskområden. I de fall dispens ges medföljer krav på motåtgärder som hindrar läckage av järn till vattendrag. I Sverige har invallningsföretag och dikningsföretag inte samma krav på det bortdränerade vattnets kvalitet.

I Sverige anses de sura sulfatjordarna främst vara belägna längs Norrlandskusten (Sohlenius 2011), även om det är känt att dessa jordar förekommer längre söderut. Dock är kartläggningen av sulfidjordar (potentiellt sura sulfatjordar) i Sverige långt ifrån heltäckande och har främst varit förlagd till områden med sänkta sjöar samt områden som till stora delar följer Litorinahavets tidigare utbredning. Detta eftersom det under Litorinahavsperioden rådde gynnsamma förhållanden för sulfidbildning. Man har dock inte kartlagt jordarna i t ex Skåne där Litorinahavet också bredde ut sig (figur 1) och där det även finns sänkta sjöar. Eftersom man på Jylland i Danmark konstaterat stora ytor med sulfidjordar och sura sulfatjordar (Madsen 1985) är det inte osannolikt att anta att dessa jordar även kan finnas i de sydligaste delarna av Sverige. Sulfidmineralen förekommer främst i gyttjiga jordar vilka dock kan överlagras av yngre jordarter som t.ex. sand och torv.



Figur 1. Littorinahavets ungefärliga utbredning i Skåne, ljusgrått i kartan (från Sohlenius m fl 2009).

Efter att Biosfärområde Kristianstads Vattenrike uppmärksammat problemen och informerat nationella myndigheter sökte och erhöLL Länsstyrelsen Skåne medel från Naturvårdsverket för att utreda järn- och aluminiumurlakningar från invallningar längs de nedre delarna av Helge å samt i ytterligare två områden där problematiken uppmärksammats. Denna rapport är en del av detta projekt.

Syfte

Syftet med projektet är att utreda omfattning, utbredning och relevans av järn- och aluminiumproblematiken vid invallningar i Helge å, Kävlingeån och Görslövsån (figur 2) samt att ta fram förslag på åtgärder och lyfta fram eventuella förändrings/kompletteringsbehov gällande tillämpning av lagstiftning i syfte att öka möjligheten att ingripa.

Mål

Målet med projektet som helhet är att:

- Få en ökad förståelse för de processer som orsakar järn- och aluminiumurlakning från invallningar.
- Få en ökad förståelse för hur järn- och aluminiumurlakning påverkar på växt- och djurliv i påverkade områden.
- Få en ökad förståelse för hur processerna för järn- och aluminiumurlakning och påverkan på växt- och djurliv kan komma förändras i ett förändrat klimat.
- Ta fram förslag på åtgärder för att minska problemen i påverkade områden.

Denna rapport behandlar de i projektet ingående områdena och provtagningar i dessa. Bilagt finns också ett stycke om lagstiftningen gällande markavvattning med diskussion om eventuella möjligheter att ingripa. Inom projektet har även en litteraturstudie tagits fram vilken är en sammanställning av befintlig kunskap inom ämnesområdena listade under "Mål" ovan (Åbjörnsson & Stenberg 2017).



Figur 2. De i projektet ingående områdena; Helge å, Kävlingeån och Görslövsån.

Metoder

Vatten

Vattenprovtagningsslokaler valdes ut tillsammans med uppdragsgivaren. Provtagning (figur 3, figur 4) utfördes varannan månad under perioden oktober 2016 – augusti 2017 på 4 punkter vid Helge å, 2 punkter i/vid Kävlingeån och 2 punkter i Görslövsån (se nedan under respektive område), totalt 6 provtagningstillfällen/punkt. Dessutom gjordes i april 2018, åtta månader efter sista provtagningen, ytterligare en provtagning på lokalerna.

Vid enstaka tillfällen togs även vattenprov på ett antal andra lokaler vid Helge å samt i/vid Kävlingeån (se nedan under respektive område).



Figur 3. Vattenprovtagning vid Stordiket.

Under perioden oktober 2016 – augusti 2017 analyserades vattnet med avseende på järn (Fe total + filtrerat), aluminium (Al total + filtrerat) av ALcontrol AB (numera SYNLAB) medan temperatur, pH, syrgas (halt + mättnad), konduktivitet, turbiditet analyserades i fält av Ekoll AB. Från och med februariprovtagningen 2017 provtogs även vatten för analys av TOC vilken utfördes av SYNLAB.

Vid den sista provtagningen, i april 2018, analyserades utöver ovanstående parametrar även totalfosfor (tot-P), fosfatfosfor (PO₄-P), totalkväve (tot-N), nitrat + nitritkväve (NO₂-N), ammoniumkväve (NH₄-N), alkalinitet samt färg av SYNLAB.

Det finns inga ”bedömningsgrunder” för varken järn eller aluminiumkoncentrationer i svenska vatten (Havs- och Vattenmyndigheten 2013) och inget av ämnena finns med på EU:s lista över prioriterade substanser (EU 2008). Detta trots att järn och aluminium i en studie av 71 olika kemiska ämnen (bl.a. metaller, pesticider, POP:s (långlivade organiska föroreningar) och läkemedel) rankats som nr 2 (aluminium) respektive nr 7 (järn) vad gäller det hot respektive ämne utgör på det akvatiska ekosystemet (Johnson m fl 2017). Däremot finns vattenkvalitetskrav för järn i t.ex. Canada och järn samt aluminium i USA. I Kanada är gränsvärdet för järn i sötvatten 300 µg/l (Canadian Council of Ministers of the Environment 2014) medan man i USA har satt gränsvärdet till 1000 µg/l. USA har även ett gränsvärde för aluminium mellan pH 6,5-9 på 750 µg/l för akut toxicitet och 87 µg/l för kronisk toxicitet (U.S. Environmental Protection Agency 2018). Med kronisk toxicitet avses toxiska effekter med lång latenstid och/eller som kräver att substansen bioackumuleras. Vid akut toxicitet får man effekter efter engångsexponering. Avsaknaden av bedömningsgrunder för järn och aluminium i Sverige och Europa gör att vi i denna rapport relaterar analysresultaten av järn och aluminium till de kanadensiska och amerikanska gränsvärdena.



Figur 4. Fältanalys av vatten.

Samtliga analysresultat från vattenprovtagningarna återfinns i tabellform i bilaga 1 -vattenkemi, rådata.

Jord

Områden för jordprovtagning valdes ut i vattenprovtagningslokalernas tillrinningsområde, delvis baserat på resultaten från vattenprovtagningarna men även på jordarterna (jordartskartan) i respektive område.

Provtagningen (figur 5) utfördes av SGU (Sveriges Geologiska Undersökningar) vid ett tillfälle i slutet på april 2018, i samband med den sista vattenprovtagningen.



Figur 5. Jordprovtagning vid Fredriksdalsviken.

Jordprofiler borrades upp med hjälp av en förlängningsbar Edelmannborr vilken ger en kärna som är ca 5 cm i diameter uppdelad i knappt 20 cm långa delar (figur 6). Jordkärnan placerades på

marken utmed en tumstock och pH mättes var 10:e cm. Jordart, färg samt förekomst av t.ex. järnutfällningar, mineralet jarosit och sulfidutfällningar noterades längs kärnan (figur 6). De jordar som i fält hade pH under 4 klassificerades i de flesta fall som aktiv sur sulfatjord (se vidare i avsnittet nedan om klassificering). Från varje lokal samlades även minst ett jordprov in för pH-mätning efter oxidation. Dessa prover togs primärt från material längst ner i jordprofilen där reducerade förhållanden råder och där ett pH över 6 uppmätts. Syftet var att undersöka om pH sjönk då proverna oxiderades. Om pH sjunkit till värden under 4 indikerar det att det reducerade provet innehåller sulfidmineral som då de oxiderat gett upphov till sura förhållanden. Jorden kan då klassificeras som en sulfidhaltig potentiellt sur sulfatjord. Efter nio veckor mättes pH på nytt med samma instrument och om pH hade sjunkit till under 4 betraktades analysen som slutförd. Om pH sjunkit markant men ej tillräckligt så förlängdes inkubationstiden med tio veckor eller tills det att pH stabiliserats.

På 3 lokaler (vid Fredriksdalsviken (F1) och Stordiket (F5) vid Helge å samt ängarna vid Kävlungeån (F10)) togs dessutom prover från olika djup för analys av torrsubstans och grundämnena: arsenik (As), barium (Ba), beryllium (Be), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), järn (Fe), kvicksilver (Hg), mangan (Mn), nickel (Ni), fosfor (P), bly (Pb), strontium (Sr), vanadin (V), zink (Zn). Analyserna utfördes av ALS Scandinavia AB, Luleå.



Figur 6. Fältanalys av jordkärnesektioner.

Klassificering

Efter provtagning i fält och pH-mätning (oxidation) i laboratoriet på SGU klassificerades jordlagren/horisonterna på varje provtagningslokal utifrån pH kriterier (tabell 1). Dessa lager definieras dels med utgångspunkt från jordart och dels med utgångspunkt från om respektive lager är oxiderat eller reducerat (syrefritt) i fält. På vissa lokaler har endast en jordart observerats men profilen har delats upp i två horisonter; en övre oxiderad och en nedre reducerad. På andra lokaler kan det finnas flera jordarter och den övre oxiderade horisonten kan då exempelvis bestå av lera och sand. Om båda dessa jordarter kan klassificeras som sur sulfatjord kommer hela den oxiderade zonen att klassas som sur sulfatjord. Om endast den ena jordarten kan klassas som sur sulfatjord

så kommer endast delar av den oxiderade zonen att klassas som sådan. På samma sätt kan den reducerade, syrefria, jorden bestå av både jordarter som utgörs av sulfidjord och sådana som inte kan klassas som sulfidjord. Sulfidjorden klassificeras med utgångspunkt från de pH-värden som uppmätts i laboratorium efter det att proverna oxiderat. I de flesta fall sjunker pH kraftigt i sulfidjordar som exponeras för luft. I vissa områden finns kalkhaltiga sulfidjordar vilka inte blir sura då de oxiderar. Därför används här termen potentiellt sura sulfatjordar. Detta för att särskilja sulfidjordar som potentiellt kan påverka vattenmiljön negativt från sådana som inte förväntas ha den påverkan.

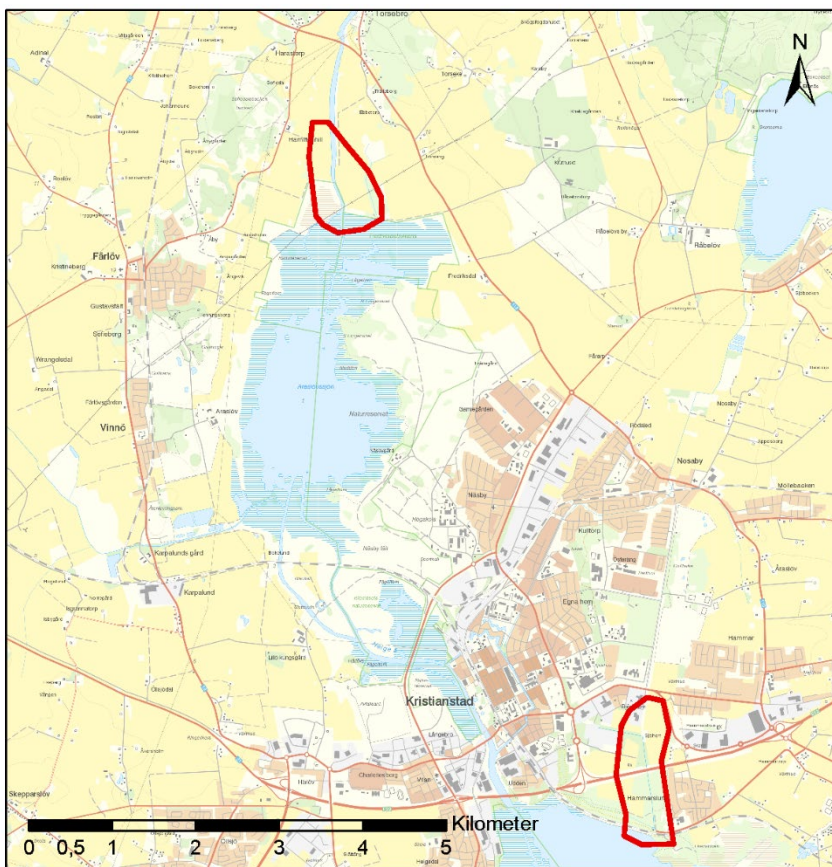
Tabell 1. Lagerklasser med beskrivning.

Lagerklass	Beskrivning
Ej sur sulfatjord	Oxiderad horisont där pH vid mätning i fält >4
Ej potentiellt sur sulfatjord	Reducerad horisont där pH efter oxidation i laboratoriet inte är < 4
Sur sulfatjord	Oxiderad horisont där pH i fält är <4 eller 5 i de fall horisonten underlagras av sulfidjord < 4,
Övergångszon	Horisont i övergången mellan oxiderad och reducerad jord där pH i fält är mellan 4,5 och 6 och efter inkubation i laboratoriet är < 4.
Sulfidhaltig, potentiellt sur sulfatjord	Reducerad horisont där inkubations pH i laboratoriet är <4 och pH i fält > 6.

Helgeå

Helge å är Skånes största vattendrag. Ån har sin upprinnelse i det småländska höglandet medan utloppet är i Hanöbukten. Ån har sedan forntiden varit viktig som transportled och området längs ån utnyttjades tidigt vilket boplatslämningar från stenålder till järnålder visar. Sedan 1700-talet fram till mitten av 1950-talet har regleringar i åns nedre delar gjorts; dräneringar, invallningar och sjösänkningar.

De nedre delarna av Helge å och dess avrinningsområde utgör biosfärsområdet Kristianstad vattenrike. Området är Sveriges största strandängsområde där strandängarna översilas av vatten från Helge å i situationer med högt vattenstånd. Dessa översvämningar har i vissa fall resulterat i att järn fällts ut på ängarna med potentiella konsekvenser för flora och fauna. Inom detta projekt har två områden, Fredriksdalsviken och Hamiltonhill, valts ut för undersökning (figur 7).



Figur 7. Provtagningsområden vid Helge å (röda markeringar). Fredriksdalsviken samt Hamiltonhill är inringat i norr medan övriga provtagningspunkter finns inom det södra området.

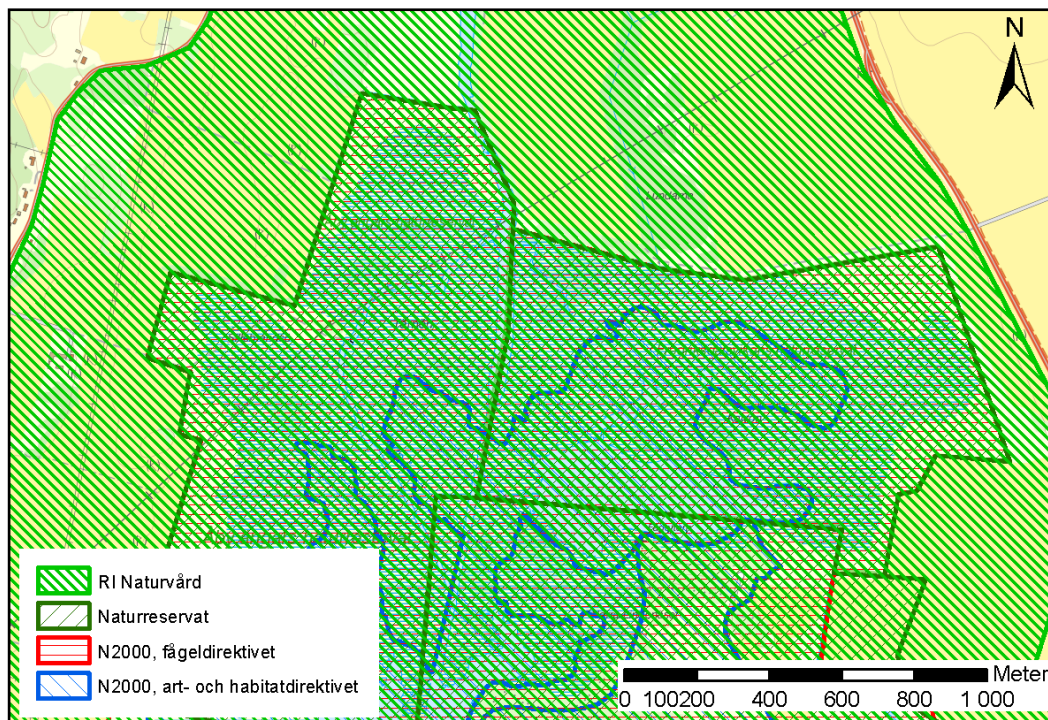
Fredriksdalsviken

Fredriksdalsviken (figur 8) ingår i våtmarksområdet längs Helge å och har tidigare varit en del av Araslövssjön. Området har stor betydelse för våtmarksfåglar, såväl häckande som rastande. Fredriksdalsviken karakteriseras av stora vattenståndsvariationer med regelbundna översvämningar under vår och höst. Under Littorinahavsperioden var området en grund havsvik (figur 1).



Figur 8. Dike beläget i fredriksdalsvikens norra del. Provtagningspunkt H1 är belägen i diket.

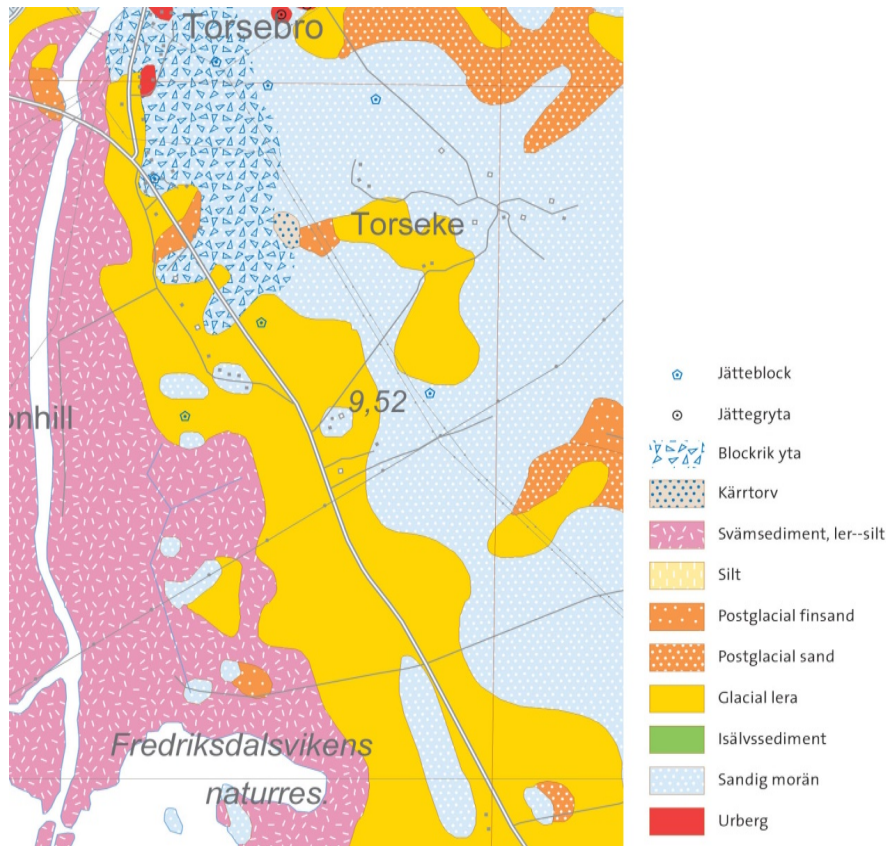
Fredriksdalsviken är ett naturreservat men är även utpekad som riksintresse för naturvård samt Natura 2000-område (figur 9).



Figur 9. Skyddade områden vid Fredriksdalsviken.

Geologi

Enligt jordartskartan utgörs jorden i Fredriksdalsviken främst av svämsediment, (ler-silt) men det finns även områden med glacial lera och sandig morän (figur 10).



Figur 10. Jordarter i Fredriksdalsområdet, Jordartskartan 1:25 000–1:50 000

Markanvändning

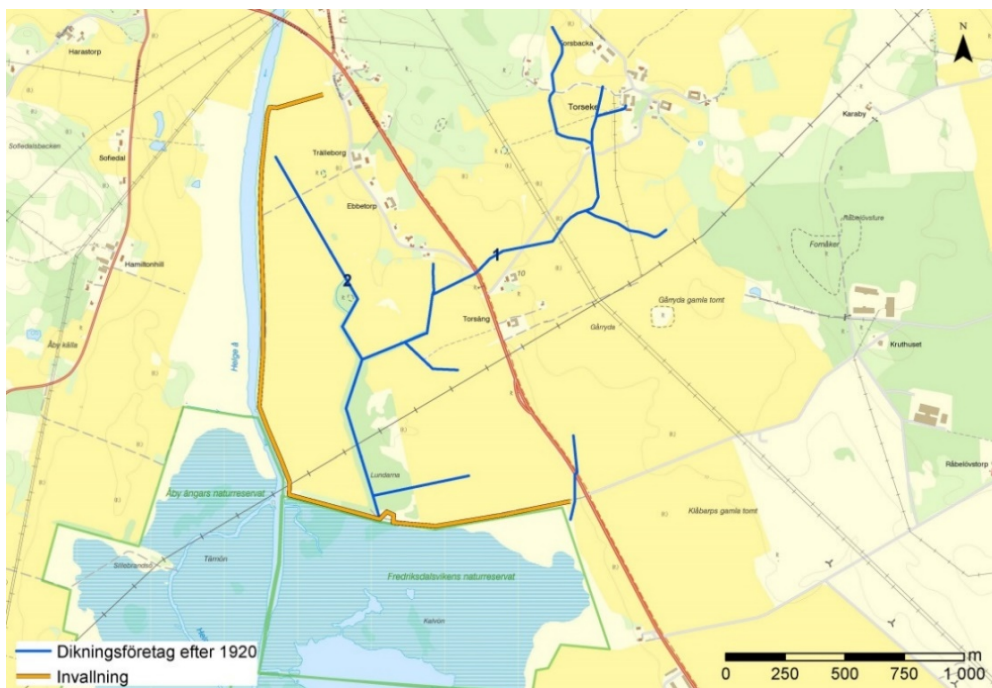
De flacka områdena längs denna del av Helge å har under många århundranden översvämmats av vatten från ån och efterlämnat ett näringsrikt slam på markerna (figur 11). Markerna utnyttjades främst bete eller slätter, men efter de omfattande utdikningarna från slutet av 1800-talet till mitten av 1900-talet har marken framförallt nyttjats som åkermark. Dock används marken i Fredriksdalsviken idag som betesmark medan det invallade området norr om Fredriksdalsviken är åkermark.



Figur 11. Skånska rekognoseringskartan (1812-1820) över Helge å vid Fredriksdal.

Hydrologi/ Dikningsföretag

Under en period som sträckte sig från 1800-talets slut till mitten av 1900-talet genomfördes utdikning/dränering och invallning i området för att öka odlingsarealen (figur 12, tabell 2). För att effektivt kunna leda bort dräneringsvattnet och skydda åkermarken från översvämningar kombinerades den ca 3 km långa invallningen med en pumpstation.



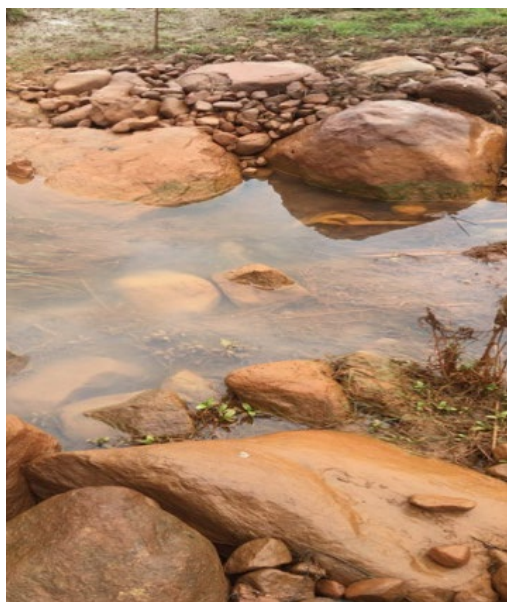
Figur 12. Dikningsföretag och invallning i Fredriksdalsområdet norr om Kristianstad.

Tabell 2. Dikningsföretag vid Fredriksdal. Nr på karta refererar till löpnummer på karta i figur 12. Årtal avser avslutad syneföretning. Aktnamn är Lantmäteriets (före 1920) respektive Länsstyrelsens (efter 1920).

Nr på karta	Namn	Årtal	Längd (km)	Aktnamn
<i>Efter 1920</i>				
1	Torseke	1934	2,64	11-KLS-779
2	Fredriksdal-Torseke invallningsföretag	1950	3,18	11-KLS-1585

Hamiltonhill

Hamiltonhill är belägen på Helge ås västra sida, i höjd med Fredriksdalsviken vilken ligger på åns motsatta sida. Området har tidigare dikats ut vid flera tillfällen och vallades in i början på 1900-talet med en ca 2,5 km lång vall vilken kombinerades med pumpar för en effektiv bortförsel av vattnet från åker/betesmarkerna. Förhållandena i området var likartade de i Fredriksdalsviken med bl.a. järnutfällningar (figur 13).



Figur 13. Järnutfällningar vid ett av inloppen till våtmarken Hamiltonhill.

En restaurering av området resulterade i ett drygt 50 ha stort våtmarksområde (figur 14) vilket var färdiglagd år 2014.



Figur 14. Del av den restaurerade våtmarken Hamiltonhill

Provtagningspunkter

I Fredriksdalsviken (H1, nedströms pumpstationen) togs vattenprover för analys vid samtliga tillfällen (tabell 3, figur 16). Dock var dikesfåran torr vid sista provtagningsstillfället (april 2018) vilket resulterade i att provtagningspunkten fick flyttas längre ”nedströms” där det fanns en mindre vattensamling. Analysen från detta tillfälle är därför inte medtagen i figurerna (endast i text) eftersom det provtagna vattnet med största sannolikhet främst bestod av regnvatten. I april 2018 gjordes en engångsprovtagning av vatten i ytterligare 1 punkt i Fredriksdalsviken (H6, uppströms pumpstationen) (figur 15, figur 16). Vid detta provtagningsstillfälle togs även två jordprov i området (F1 och F2) (tabell 3, figur 16).

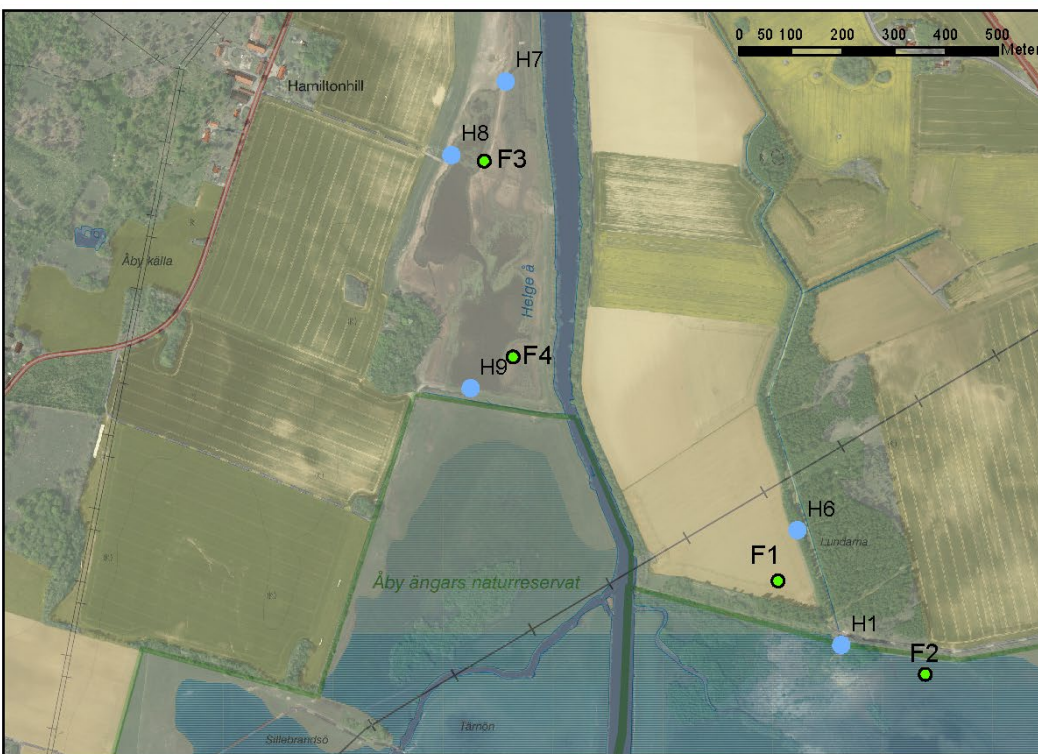


Figur 15. Diket uppströms pumpbrunnen i Fredriksdalsviken. Diket var vattenprovtagningsspunkt H6.

I Hamiltonhill provtogs såväl vatten (3 provpunkter) som jord (2 punkter) vid ett tillfälle, i april 2018 (tabell 3, figur 16).

Tabell 3. Provtagningspunkter med koordinater samt datum för provtagningsstillfällena i Fredriksdalsviken och Hamiltonhill. Samtliga datum avser 161024, 161216, 170223, 170421, 170621, 170822 och 180425.

Beteckning	Provpunkt	Koordinater		Datum
		<i>E</i>	<i>N</i>	
<i>Vatten</i>				
H1	Fredriksdalsviken, nedströms pumpstation	6215309	445984	Samtliga
H6	Fredriksdalsviken, uppströms pumpstation	6215531	445900	180425
H7	Tillflöde norr Hamiltonhill	6216398	445335	180425
H8	Tillflöde väster Hamiltonhill	6216256	445231	180425
H9	Utflöde våtmark Hamiltonhill	6215806	445267	180425
<i>Jord</i>				
F1	N Fredriksdalsviken	6215432	445863	180425
F2	Fredriksdalsviken	6215252	446148	180425
F3	Hamiltonhill, norr	6216243	445295	180425
F4	Hamiltonhill, söder	6215865	445351	180425
F7	S Araslövssjön	6212120	445678	180425



Figur 16. Topografiska kartan (överst) samt ortofoto (nederst) över provtagningspunkterna i Fredriksdalsviken och Hamiltonhill. Nummer som föregås av bokstaven H avser vattenprov medan de som föregås med F är jordprover. Den översta kartan visar den punkt (H1) som provtagits och analyserats vid samtliga provtagningsstillfällen, övriga punkter är endast provtagna vid ett tillfälle, i april 2018.

Resultat från provtagningar - Fredriksdalsviken

Jord

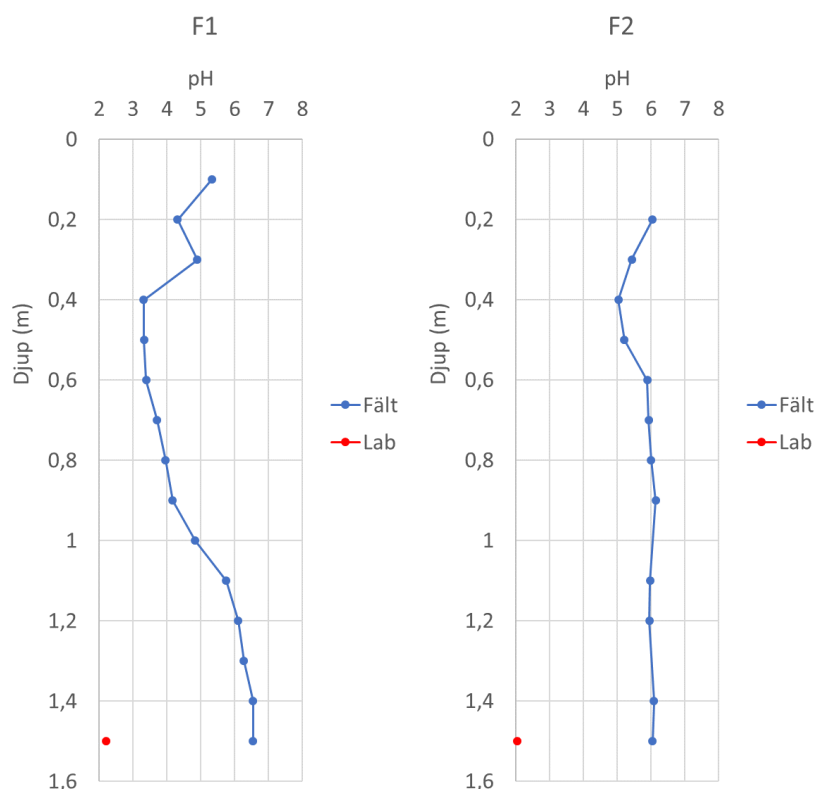
Den av SGU karterade jordarten på jordartskartan genomfördes under 1980-talet och visar 'svämsediment' på båda lokalerna (F1 och F2) samt ett stort område runt omkring.

Provtagningen på de båda lokalerna visar dock att området består av ett mäktigt lager lergyttjagyttjelera (figur 17, tabell 4). Tidigare jordartskartering har troligtvis gjorts i utkanterna av området där jordarten troligtvis är svämsediment.



Figur 17. Jordprofil med 1,5 meter gyttjelera där markytan är närmst kameran (nedre delen av jordprofilen på bilden) (Foto: SGU).

De översta 80 centimetrarna av jordprofilen består av oxiderad jord, med rostutfällningar. I denna del uppmättes låga pH-värden i fält (som lägst pH 3,3), vilket kategoriserar jorden som sur sulfatjord. Under denna nivå är färgen på jorden mörkgrå/svart och pH stiger till pH 5,5 (figur 18). Efter oxidering uppmättes pH värden så låga som 2,2 respektive 2,0 vid 1,5 meters djup (figur 18). Den reducerade jorden har därför klassificerats som en potentiellt sur sulfatjord.



Figur 18. Fredriksdal. pH-profil i jorden vid de båda provtagningspunkterna F1 och F2. Blå punkter avser pH-värden uppmätta i fält medan röda punkter avser pH-värden efter oxidation på lab. Djup (m) avser "avstånd från markytan".

Lokal F1 är belägen norr (uppströms) om pumpstationen medan Lokal F2 ligger söder om (nedströms) (figur 16). Till följd av pumpningen som håller nere grundvattenytan på lokal F1 är jordprofilen ett skolboksexempel på en sur sulfatjord med underlagrande sulfidjord (potentiellt sur sulfatjord) (tabell 4). Lokal 2 innehar samma jordprofil till jordart och kornstorlek, men är inte sur då den har en "naturlig" hög grundvattennivå. Vid provtagningsstillfället var dock grundvattennivån samma på båda lokalerna 0,7 m under markytan, beroende på att pumpen vid provtagningsstillfället var ur bruk (tabell 4).

Tabell 4. Markanvändning, jordart och sulfidjordsklassificering i lokalerna F1 och F2 i Fredriksdalsviken.

Lokal	Markanvändning	Lager	Djup (m)	Jordart	Sulf klass	Inslag
F1	Åker/Vall - utdikad sjö Grundvattenyta: 0,7 m	1	0-0,2	Gyttjelera	Sur sulfatjord	
		2	0,2-0,6	Gyttjelera	Sur sulfatjord	Rostutfällning
		3	0,6-0,8	Gyttjelera	Sur sulfatjord	
		4	0,8-1	Gyttjelera	Övergångszon	
		5	1-1,5	Gyttjelera	Potentiellt sur sulfatjord	
F2	Åker/Vall (i träda) - utdikad sjö Grundvattenyta: 0,7 m	1	0-0,7	Gyttjelera	Ej sur sulfatjord	
		2	0,7-1,5	Gyttjelera	Potentiellt sur sulfatjord	

Resultaten av metallanalyserna är svårtolkade. De sura förhållandena som karaktäriserar sura sulfatjordarna ger upphov till en kemisk vittring vilket leder till att ett antal metaller och andra element kan mobiliseras från jordarna. Tidigare studier från Finland och Sverige har visat att ämnen som kobolt (Co), koppar (Cu), zink (Zn), kadmium (Cd), mangan (Mn) och nickel (Ni) lakats ut från sura sulfatjordar, vilket leder till perioder med höga koncentrationer av dessa ämnen i vattendrag som förekommer i anslutning till sådana jordar (Sohlenius och Öborn 2004, Åström 2001a). Samma studier visar att ämnen som bly (Pb) och krom (Cr) inte mobiliseras från sura sulfatjordar.

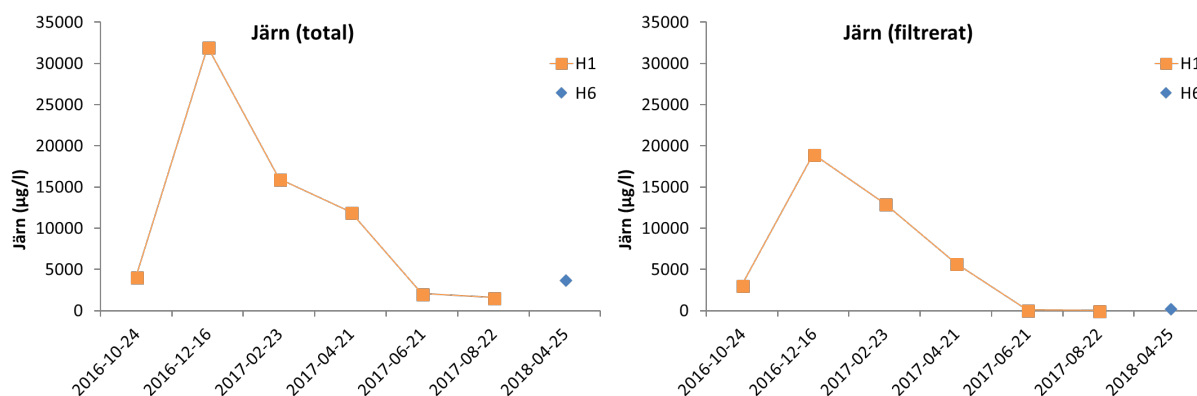
Lokal F1 uppvisar visserligen lägre halter av Cd, Co, Cu, Mn, Zn och Ni i ett av proverna från den oxiderade sura jorden (0,9 m under markytan) jämfört med halterna i provet som tagits djupare ner (1,5) i den reducerade jorden (tabell 5). Dock uppvisar även det ytligaste provet (0,4 meter under markytan) även det högre halter av samma ämnen. Det provet har tagits från en nivå med pH strax över 3 vilket borde kunna ha lett till att ovanstående metaller lakats ut från jorden. Resultat från tidigare undersökningar har visat att enskilda nivåer i sura sulfatjordar kan innehålla höga halter av ämnen som omdistribuerats på grund av de sura förhållandena. Sådana nivåer med höga halter av lättlösliga ämnen har dock påträffats längre ner i marken, vid övergången mellan oxiderad och reducerad jord (Sohlenius och Öborn 2004). För att kunna göra någon tolkning av förhållandena skulle resultat från analyser av dessa ämnen från flera nivåer behövas. Vad gäller järn är halterna höga jämfört med motsvarande värden från sura sulfatjordar i norra Sverige (Sohlenius m fl 2015).

Tabell 5. Resultat från analyser av metaller i jordprov vid Fredriksdalsviken. Samtliga halter redovisas som mg/kg i torkat prov med undantag av torrsubstans (TS) som redovisas i %.

F1			
Djup (m)	0,4	0,9	1,5
TS (%)	36,8	40,6	29,3
As	<3	<3	<3
Ba	61,7	63,1	79,7
Be	1,5	0,252	1,29
Cd	0,302	<0.1	0,387
Co	25,7	3,33	20,2
Cr	20,6	15,6	18,5
Cu	13,5	10,5	18,4
Fe	49 700	90 400	77 900
Hg	<1	<1	<1
Mn	516	114	1540
Ni	25,1	6,1	17
P	773	944	843
Pb	9,75	7,83	7,63
Sr	29,1	13,7	114
V	38,6	51,2	48,1
Zn	244	31,9	112

Järn

Halterna av totaljärn var extremt höga i diket vid pumpstationen (figur 19). Under december 2016 låg halterna 30 respektive 100 gånger högre än gränsvärdena i USA respektive Kanada. Medelhalten under vintermånaderna december och februari var 24 000 µg/l, även detta långt över gränsvärdena. Den filtrerade järnhalten är något lägre, men under vintermånaderna extremt hög (figur 19). Även i diket innan pumpstationen (H6) är den totala järnhalten hög vid det enda provtagningstillfället i april 2018 (figur 19).



Figur 19. Järn total + järn filtrerat. Totalhalten av järn (µg/l) (vänster figur) samt halten av filtrerat järn (µg/l) (höger figur) vid 6 provtagningstillfällen i provpunkt H1. Järnhalten (total + filtrerat) (µg/l) i provpunkt H6 mättes vid ett tillfälle, i april 2018.

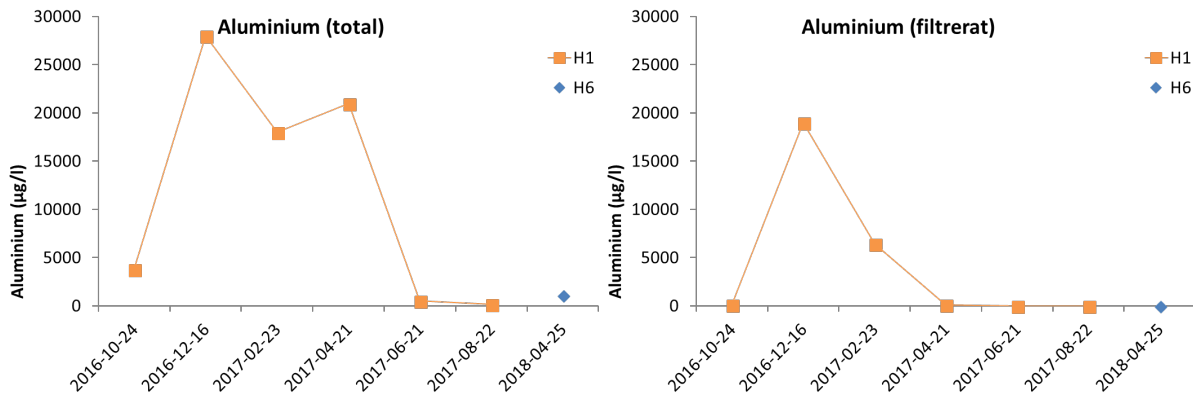
De höga järnhalterna avspeglas även på marken längs diket (H1) där järnet i vattnet faller ut som järnockra (figur 20).



Figur 20. Järnutfällningar på marken som omger diket vid H1 i Fredriksdalsviken.

Aluminium

I diket vid pumpstationen uppmättes vid de fyra första provtagningsstillfällena totalhalter av aluminium överstigande USA:s gränsvärde för akut toxicitet (figur 21). I december 2016 var halten över 30 gånger högre. Gränsvärdet för kronisk toxicitet överskreds vid samtliga provtagningsstillfällena, så även i diket innan pumpstationen vid det enda provtagningsstillfället, i april 2018.

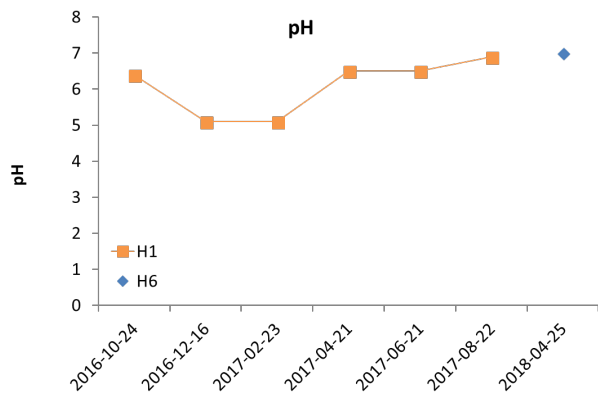


Figur 21. Totalhalten av aluminium ($\mu\text{g/l}$) (vänster figur) samt halten av filtrerat aluminium ($\mu\text{g/l}$) (höger figur) vid 6 provtagningsstillfällena i provpunkt H1. Aluminiumhalten (total + filtrerat) ($\mu\text{g/l}$) i provpunkt H6 mättes vid ett tillfälle, i april 2018.

pH

Under vintermånaderna december 2016 och februari 2017 uppmättes ett pH på 5,1 vilket är ”mycket surt” enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2000) (figur 22). De första biologiska skadorna i sjöar och vattendrag sker redan vid ett pH-värde strax under 6,0. Nederbördsrika perioder som t.ex. hösten ökar avrinningen från omgivande marker vilket resulterar i lägre pH och högre halt av metaller i vattenmiljöer kring sura sulfatjordar, vilket kan förklara de låga pH-värdena samt de höga järn- och aluminiumhalterna under vintermånaderna i denna studie.

Vid 3 av provtagningsstillfällena (oktober 2016, april & juni 2017) var vattnet enligt bedömningsgrunderna ”måttligt surt”. Endast vid ett provtagningsstillfälle, i augusti 2017, var pH högre, 6,9, vilket motsvarar ett ”nära neutralt” vatten enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2000) (figur 22). I diket uppströms pumpstationen, provtagningspunkt H6, var pH i vattnet 7,0 vid det enda provtagningsstillfället i april 2018 (figur 22). Dock hade intilliggande åkermark kalkats i anslutning till provtagningsstillfället vilket kan avspeglas i vattenkemin (figur 23).



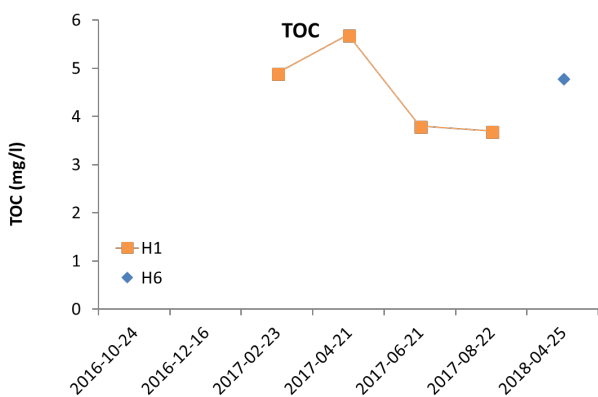
Figur 22. pH-värdet i provpunkt H1 mätt vid 6 tillfällen under perioden 2016-2017 samt i H6 mätt vid ett tillfälle i april 2018.



Figur 23. Kalkningsrester på den invallade åkern vid lokal F1.

TOC

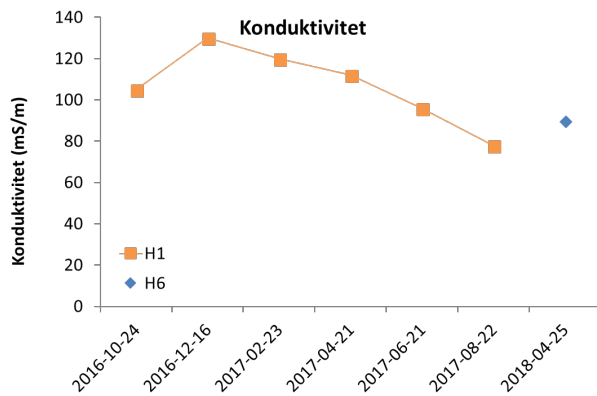
Halten av TOC varierade mellan 3,7 och 5,7 mg/l (figur 24), vilket klassas som mycket lågt - lågt enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2000).



Figur 24. Vattnets TOC-halt (mg/l) i provtagningspunkt H1 mätt vid 4 tillfällen under perioden 2016-2017 samt i H6 mätt vid ett tillfälle i april 2018.

Konduktivitet

Konduktiviteten var högst under vintermånaderna december 2016 och februari 2017 (figur 25). Lägre pH innebär generellt större löslighet av metaller och som en konsekvens mer fria joner. Sälunda följer konduktiviteten i stora drag de uppmätta järn- och aluminiumhalterna samt pH med högre ledningsförmåga under vintern.



Figur 25. Konduktiviteten (mS/m) i provtagningspunkt H1 mätt vid 6 tillfällen under perioden 2016-2017 samt i H6 mätt vid ett tillfälle i april 2018.

Övriga vattenkemiska analyser

Turbiditeten i diket nedströms pumpstationen (H1) var högst under december 2016-april 2017 vilket kan förklaras av den högra avrinningen efter höstregnen och det under provtagningsperioden pågående vårregnet. Under vintermånaderna december-16 och februari-17 var vattnet ”syrerikt” i H1 medan det vid övriga provtagningsstillfällen var ”måttligt syrerikt” (Naturvårdsverket 2000). Vattnet i H6 (diket uppströms pumpstationen) var i april 2018 ”syrerikt” (Naturvårdsverket 2000). Alkaliniteten i H6 visar på en bra buffertkapacitet (mot försurning) (tabell 6).

Diken/vattendrag i det skånska jordbrukslandskapet har allmänt mycket höga såväl kväve som fosforhalter. I H6 uppmättes en måttligt hög halt totalfosfor vilket enligt Naturvårdsverket (2000) är ett måttligt näringsrikt tillstånd (tabell 6). Totalkvävehalten å andra sidan var mycket hög. Diket uppströms pumpstationen kantas av den invallade åkern från vilken det tar emot ytavrinning- samt dräneringsvatten. Den höga kvävehalten och den i jämförelse låga fosforhalten tyder på att fosfor kemiskt bundits till järn, järn som oxiderat efter att jorden torrlagts genom sänkning av grundvattennivån.

Tabell 6. Analysresultat för vattentemperatur, syre, turbiditet i punkten H1 vid 6 provtagningsstillfällen under 2016 och 2017. Analysresultat för vattentemperatur, syre, turbiditet, färg, alkalinitet HCO₃, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat+nitritkväve samt ammoniumkväve i punkten H6 vid ett provtagningsstillfälle, i april 2018.

Fredriksdalsviken		H1						H6
		2016		2017				2018
		okt	dec	febr	april	juni	aug	april
Vattentemp	°C	8,8	3,8	5,1	10,5	16	14,2	9,6
Syre	mg/l	6,78	7,19	7,73	6,55	5,25	5,05	9
Turbiditet	FTU	3	12,73	16,94	27,28	3,21	2,41	2,79
Färg	mg Pt/l							60
Alkalinitet, HCO ₃	mg/l							150
Totalfosfor	µg/l							23
Fosfatfosfor	µg/l							<2
Totalkväve	µg/l							4600
Nitrat + nitritkväve	µg/l							4000
Ammoniumkväve	µg/l							730

Resultat från provtagningar - Hamiltonhill

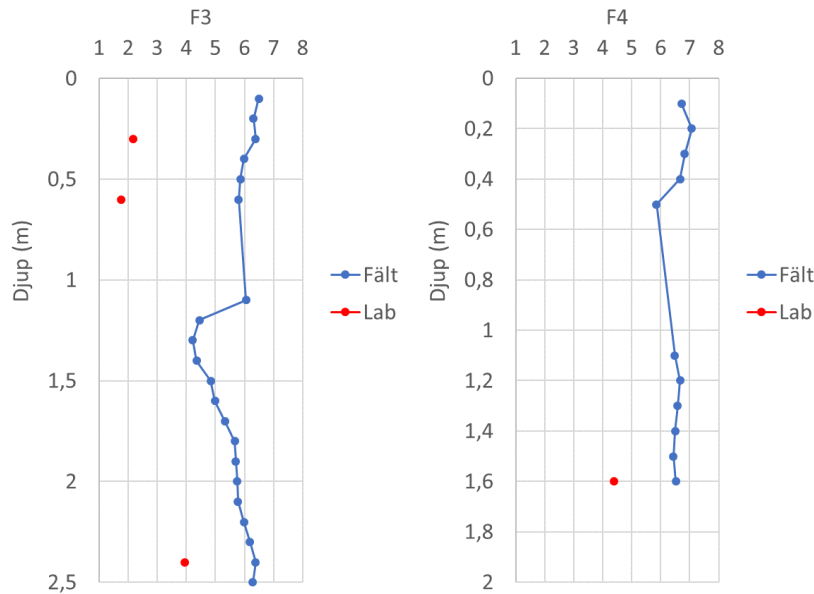
Jord

Den av SGU karterade jordarten på jordartskartan genomfördes under 1980-talet och visar 'svämsediment' på båda lokalerna (F3 och F4) vilket inte stämmer vad gäller lokal F3 där jordarten är gytjelera (tabell 7). Provtagningspunkten låg ute på en holme i den restaurerade våtmarken vid Hamiltonhill (figur 26).



Figur 26. Provtagning vid Hamiltonhill, provtagningspunkt F3 (Foto: SGU).

De översta 70 centimetrarna bestod av fyllnadsmassor med låga pH-värden i underkant (pH 4 vid 0,6 m). Dessa massor är dock rimligt att anta är uppgrävda från platsen, det är alltså samma jordart, men jordmassorna är vända och syresatta vilket styrks av pH-sänkningen som efter oxidation sjönk till pH 1,8 vid 0,6 m och pH 2,2 vid 0,3 m. Lager 3 i (tabell 7) är klassad som 'ej bedömd' på grund av osäkerhet men är sannolikt en potentiellt sur sulfatjord. Under lager 3 återfanns gytjelera, som i överkant hade pH >6, men som sedan sjönk till pH 4,2 vid 1,3 meter för att sedan stiga igen (figur 27). Grundvattennivån vid tiden för undersökningen var 0,5 m.



Figur 27. pH-profil i jorden vid de båda lokalerna F3 och F4. Blå punkter avser pH-värden uppmätta i fält medan röda punkter avser pH-värden efter oxidation på lab. Djup (m) avser "avstånd från markytan".

Lokal 4 är belägen i södra delen av Hamiltonhill-våtmarken. Här består jordlagerföljden av ett väldigt mäktigt svämsediment med kornstorleken silt till finsand. Grundvattennivån var vid provtagningstillfället 0,3 m under markytan, men färg och rostutfällningar (figur 28) skvallrar om att marken relativt nyligen är återställd till våtmark. Jorden klassas inte som en sur sulfatjord. Lager 4 på lokal F4 är inte bedömd då pH-värdet i jordprovet fortfarande sjunker efter 15 veckor på lab.



Figur 28. Rostutfällningar i svämsediment bestående av siltig sand (Foto: SGU).

Tabell 7. Markanvändning, jordart och sulfidjordsklassificering i lokalerna F3 och F4 i Hamiltonhill.

Lokal	Markanvändning	Lager	Djup (m)	Jordart	Sulf klass	Inslag
F3	Åker/Vall (i träda) Grundvattenyta: 0,5 m	1	0-0,5	Fyllning	Potentiellt sur sulfatjord	Rostutfällning
		2	0,5-0,7	Fyllning	Sur sulfatjord	
		3	0,7-1,1	Gyttjelera	Sannolikt potentiellt sur sulfatjord	
		4	1,1-2,2	Gyttjelera	Övergångs zon	
		5	2,2-2,5	Gyttjelera	Potentiellt sur sulfatjord	
F4	Åker/Vall (i träda) - återställd våtmark Grundvattenyta: 0,3 m	1	0,1-0,2	Svämsediment (siltig sand)	Ej sur sulfatjord	Rostutfällning
		2	0,2-0,8	Svämsediment (siltig sand)	Ej sur sulfatjord	
		3	0,8-1	Sand	Ej sur sulfatjord	
		4	1-1,6	Grovsiltfinsand		

Vatten

Vattenkemiska analyser

Vid provtagningstillfället i april 2018 var totalhalterna av järn mycket höga i våtmarken vid Hamiltonhill (tabell 8). I H8 uppmättes den högsta totalhalten av järn, 6 gånger högre än i övriga punkter och den lägsta andelen av filtrerat järn. H8 är ett av inloppen där det tidigare täckta vattnet rinner in i våtmarken över en stenbelagd sluttande ränna där det syresätts kraftigt och järnet fälls då ut på stenarna och i vattnet som ockra (figur 29), därav den låga halten filtrerat järn i vattnet. Den höga turbiditeten ("starkt grumligt vatten", Naturvårdsverket 2000) i H8 är sannolikt även det ett resultat av järnutfällningarna.



Figur 29. Ett av inloppen till våtmarken-Hamiltonhill, provtagningspunkt H8.

Även aluminium var relativt högt i H8, dock betydligt lägre än vid alla utom ett av provtagningstillfällena i Fredriksdalsviken (H1) (tabell 8). pH var neutralt i samtliga punkter. TOC halten bedöms som måttligt hög - hög (Naturvårdsverket 2000). Halten av totalkväve var mycket hög i samtliga punkter medan totalfosforhalten varierade. I H7 och H9 uppmättes höga halter av totalfosfor (Naturvårdsverket 2000) medan halten i H8 var extremt hög (tabell 8). Samtliga halter ligger inom normalspektrumet i det skånska jordbrukslandskapet. Halterna tyder på att fosfor inte i samma grad som tidigare, då förhållandena liknade de som råder vid Fredriksdalsviken, kemiskt binds till järn redan i jorden. De lägre närsalthalterna i H7 och H9 jämfört med H8 tyder på effektiva näringsreducerande processer i våtmarken såsom denitrifikation, upptag, fastläggning i sediment m.m.

Tabell 8: Analysresultat för järn (total + filtrerat), aluminium (total + filtrerat), pH, TOC, konduktivitet, vattentemperatur, syre, turbiditet, färg, alkalinitet HCO₃, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat+nitritkväve samt ammoniumkväve i punkterna H7- H9 i april 2018.

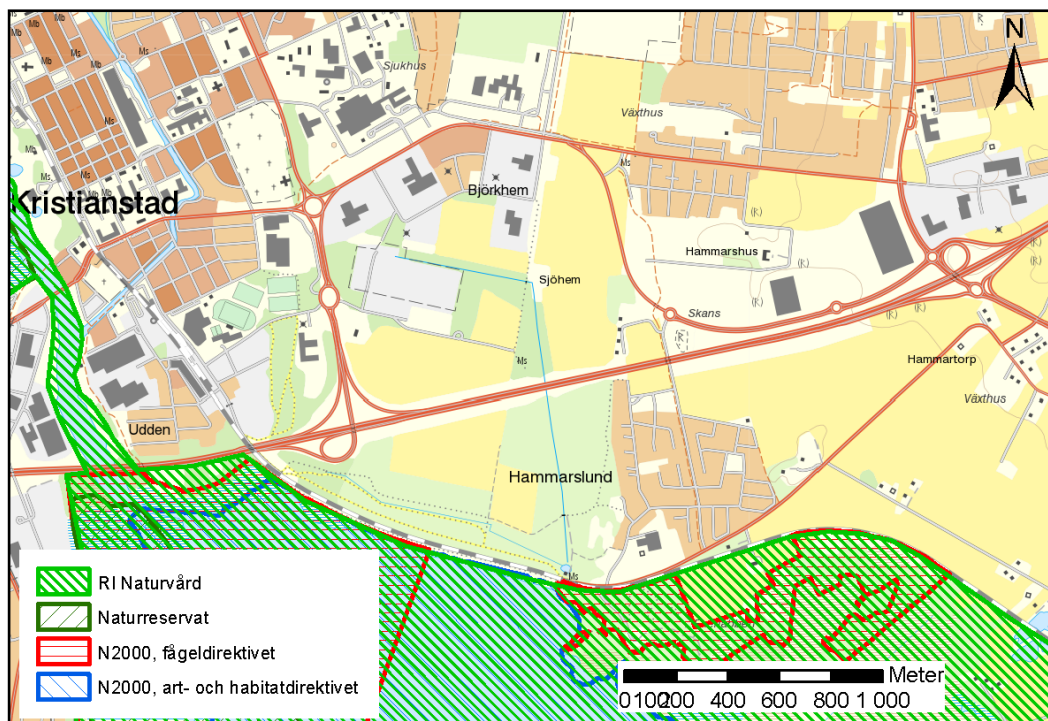
2018-04-25		H7	H8	H9
Järn, total	$\mu\text{g}/\text{l}$	2900	12000	2200
Järn, filtrerat	$\mu\text{g}/\text{l}$	2000	130	1000
Aluminium, totalt	$\mu\text{g}/\text{l}$	100	310	100
Aluminium, filtrerat	$\mu\text{g}/\text{l}$	36	3,8	50
pH		7,5	7,1	7,6
TOC	mg/l	14	9,8	17
Konduktivitet	mS/m	51	63	38
Vattentemp	$^{\circ}\text{C}$	8	7,1	11
Syre	mg/l	9,9	8,8	8,8
Turbiditet	FTU	1,8	8,15	2,17
Färg	$\text{mg Pt}/\text{l}$	120	40	120
Alkalinitet, HCO ₃	mg/l	140	180	95
Totalfosfor	$\mu\text{g}/\text{l}$	39	190	38
Fosfatfosfor	$\mu\text{g}/\text{l}$	8,9	31	3,1
Totalkväve	$\mu\text{g}/\text{l}$	2900	4400	1600
Nitrat + nitritkväve	$\mu\text{g}/\text{l}$	2200	3600	520
Ammoniumkväve	$\mu\text{g}/\text{l}$	53	520	21

Stordiket vid Hammarsjön

Det invallade området vid Stordiket (figur 30) har inget formellt skydd, men recipienten Hammarsjön är utpekad som riksintresse för naturvård samt Natura 2000, både inom fågeldirektivet och inom art- och habitatdirektivet. Delar av Hammarsjön är också naturreservat (figur 31).



Figur 30. Stordiket uppströms pumpstationen vid Hammarsjön.

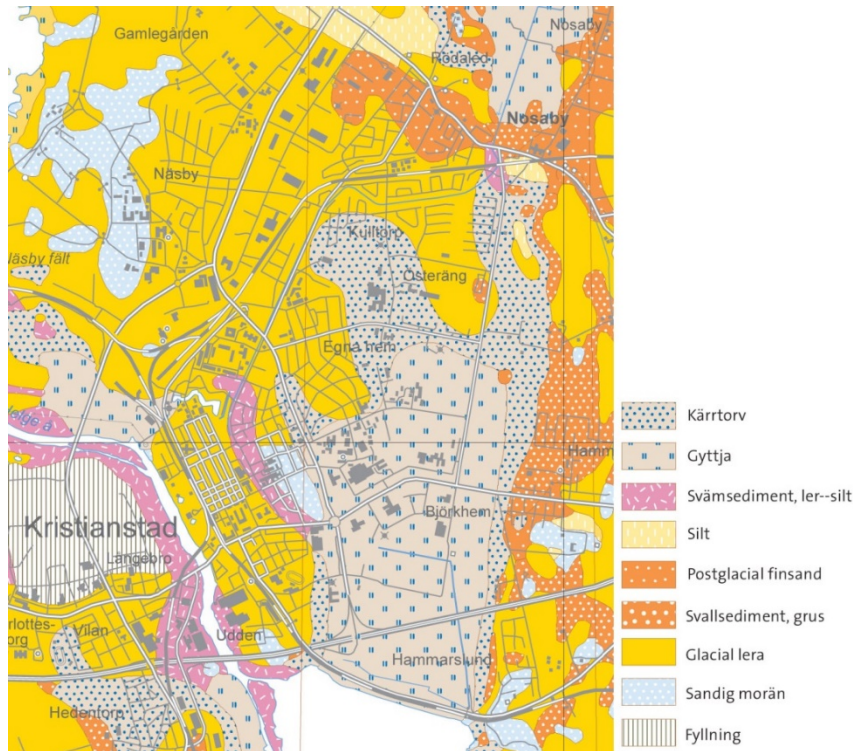


Figur 31. Skyddade områden vid Stordiket som mynnar i Hammarsjön.

Geologi/topografi

Området norr om Hammarsjön är flackt och består till stor del av gammal sjöbotten.

Jordlagren utgörs främst av gyttja och glacial lera med inslag av kärrtorv, grus, sandig morän, silt och finsand (figur 32).



Figur 32. Jordarter i Nosaby-Hammarsjöområde, Jordartskartan 1:25 000–1:50 000.

Markanvändning

Området som utgörs av gammal sjöbotten består idag till allra största del av tätbebyggt område bl.a. centralsjukhuset. I området finns Kristianstads centrala reningsverk som är Kristianstads största reningsverk. I norra delen finns en golfbana och allra längst upp i nordväst finns ett litet område med åkermark. Hela området bestod av en vik i Hammarsjön för 200 år sedan (figur 33).



Figur 33. Skånska rekognosceringskartan (1812-1820) över Helge å vid Hammarsjön.

Hydrologi/Dikningsföretag

På 1800-talet växte Sveriges befolkning kraftigt vilket ökade behovet av mark, både för matproduktion och för bebyggelse. Under 1860-talet torrlades därför Nosabyjön genom utdikning och Kristianstad kunde bre ut sig österut (figur 34). En vall i söder avgränsar området mot Hammarsjön. Under slutet på 1800-talet till och med mitten på 1900-talet fortsatte utdikningarna i området. I dagsläget finns sju aktiva dikningsföretag i det aktuella området (figur 34, tabell 9)



Figur 34. Dikningsföretag och invallning nordost om Hammarsjön i Kristianstad.

Tabell 9. Dikningsföretag nordost om Hammarsjön. Nr på karta refererar till löpnummer på karta i figur 34. Årtal avser avslutad syneförättning. Aktnamn är Lantmäteriets (före 1920) respektive Länsstyrelsens (efter 1920).

Nr på karta	Namn	Årtal	Längd (km)	Aktnamn
<i>Före 1920</i>				
1	Nosaby-Hammarsjön (delning av landvinningar)	1870	15,25	11-NBJ-77
2	Råbelövssjöns sänkning och Nosabybäckens reglering	1895	6,41	11-NBJ-131
3	Avloppsdiken å Kristianstads Östra ängar	1902	3,61	11-KRI-44
4	Nosaby-Hammarsjöns invallning	1904	20,98	11-DIV-114
5	Utloppsdike från Kristianstads Nya Kyrkogård å Näsby nr 19	1910	0,53	11-KRI-46
<i>Efter 1920</i>				
1	Nosaby-Hammarsjö diknf.	1921	18,65	11-KLS-356
2	Hammar nr 9	1927	0,49	11-KLS-1894
3	Näsby tegelbruks df	1927	1,68	11-KLS-457
4	Hammarshus diknf. I, II och III	1953	2,81	11-KLS-1663

Provtagningspunkter

I Stordiket (H2-H4) togs vattenprover för analys vid samtliga tillfällen (figur 35, figur 36, tabell 10). Vid ett tillfälle (februari 2017) togs ett vattenprov från ett tillrinnande dike nedströms de ordinarie provpunkterna (H5). I april 2018 togs även två jordprov i området (F5 och F6) (figur 36, tabell 10).



Figur 35. Reningsverksdiket (H3) (från vänster på bilden) där detta rinner ut i Stordiket strax nedströms H2.



Figur 36. Topografiska kartan (överst) samt ortofoto (nederst) över provtagningspunkterna i Stordiket. Nummer som föregås av bokstaven H avser vattenprov medan de som föregås med F är jordprover. Den översta kartan visar de punkter (H2-H4) som provtagits och analyserats vid samtliga provtagningsstillfällen. Punkt H5 är provtagen endast vid ett tillfälle, i februari 2017.

Tabell 10. Provtagningspunkter med koordinater samt datum för provtagningsstillfällena i Stordiket. Samtliga datum avser 161024, 161216, 170223, 170421, 170621, 170822 och 180425.

Beteckning	Provpunkt	Koordinater		Datum
		E	N	
<i>Vatten</i>				
H2	Stordiket	6209312	449174	Samtliga
H3	Reningsverket	6209145	449000	Samtliga
H4	Uppströms Hammarsjön	6208214	449284	Samtliga
H5	Dike vid pumpstationen Hammarsjön	6208054	449218	170223
<i>Jord</i>				
F5	Vid reningsverk	6209025	449107	180425
F6	N Hammarsjön	6208144	449132	180425

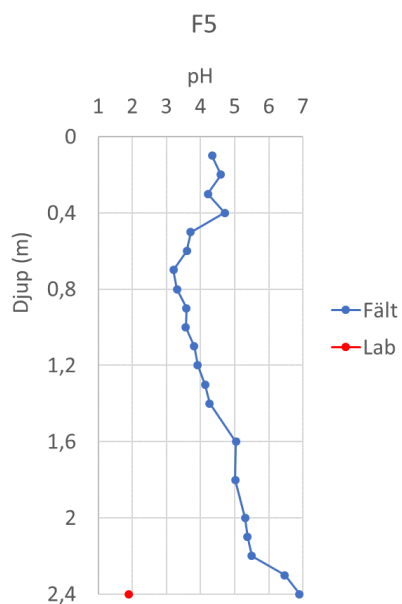
Resultat från provtagningar

Jord

Lokal F5 är belägen i ett invallat område som torrlagts genom att grundvattenytan hålls nere med hjälp av pumpning. Grundvattennivån var vid provtagningsstillfället 0,9 m under markytan. Jordarten består av gyttja med ett överliggande 30 cm djupt lager av lergyttja. Jorden är en sur sulfatjord med pH ner till 3,2 vid 0,7 meter (tabell 10, figur 37). Mellan 0,3-0,8 m förekom det ljusgula mineralet jarosit vilket är ett ypperligt indikatormineral eftersom det endast är stabilt vid låga pH. Lokal F5 är ytterligare ett skolboksexempel på sur sulfatjord. Vid oxidering sjönk pH i jorden ytterligare i de djupare lagren (figur 37).

Tabell 10. Markanvändning, jordart och sulfidjordsklassificering i lokalerna F5 och F6 vid Stordiket.

Lokal	Markanvändning	Lager	Djup (m)	Jordart	Sulf klass	Inslag
F5	Lövsskog, - utdikad sjö	1	0-0,3	Gyttja	Sur sulfatjord	Jarosit
		2	0,3-1	Gyttja	Sur sulfatjord	Jarosit
		3	1-1,2	Gyttja	Sur sulfatjord	
		4	1,2-1,5	Gyttja	Övergångszon	
		5	1,5-2,4	Gyttja	Potentiellt sur sulfatjord	
F6	Björkskog - utdikad sjö Grundvattenyta: 0,9 m	1	0-0,5	Gyttja	Ej sur sulfatjord	
		2	0,5-1,2	Gyttja	Sur sulfatjord	
		3	1,2-1,5	Gyttja	Övergångszon	
		4	1,5-2	Gyttja	Potentiellt sur sulfatjord	



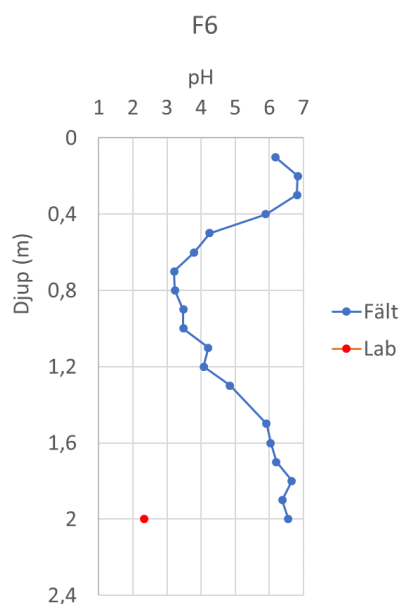
Figur 37. pH-profil i jorden vid de båda lokalerna F5. Blå punkter avser pH-värden uppmätta i fält medan röda punkter avser pH-värden efter oxidation på lab. Djup (m) avser "avstånd från markytan".

Resultatet av metallanalyserna från F5 visar höga halter av järn jämfört med motsvarande värden från sura sulfatjordar i norra Sverige (Sohlenius m fl 2015). Halterna av Cd, Co, Cu, Mn, Zn och Ni är lägre i de två översta proverna (0,4 m och 0,8 m) jämfört med prover tagna från djupare nivåer (tabell 11). De översta två proverna är tagna från nivåer kännetecknande av lågt pH vilket kan förväntas ha lett till att vissa element lakats ut från de övre jordhorisonterna. Det underliggande provet från 1,4 m djup kommer från övergångszonen mellan oxiderad sur jord och reducerad neutral jord vilket tillsammans med de två resterande proven från 2 m och 2,4 m kännetecknas av högre halter av ovan nämnda metaller (tabell 11). Däremot finns inga större variationer mellan proverna då det gäller halterna av Pb och Cr. Sammantaget visar detta att flera för miljön potentiellt skadliga element sannolikt mobiliserats från den sura sulfatjorden på lokal 5. Troligen har även andra ämnen, t ex sällsynta jordartsmetaller, lakats ut från lokalen (Åström 2001b).

Tabell 11. Resultat från analyser av metaller i jordprov vid Stordiket. Samtliga halter redovisas som mg/kg i torkat prov med undantag av torrsubstans (TS) som redovisas i %.

F5					
Djup (m)	0,4	0,8	1,4	2	2,4
TS (%)	55	36,7	31,9	30,6	23,2
As	5,2	4,49	4,48	4,51	5,08
Ba	118	78,2	53,7	63	74,8
Be	0,589	0,293	1,4	1,14	1,2
Cd	0,165	<0.1	0,278	0,27	0,293
Co	4,77	2,92	17,1	12,3	12,6
Cr	27,5	25,3	23,7	22,9	22
Cu	13,6	15,9	17,5	19	20,3
Fe	137 000	69 900	57 800	61 000	71 800
Hg	<1	<1	<1	<1	<1
Mn	189	98,3	886	1250	1250
Ni	10,6	7,55	28,5	23	22
P	1630	1150	1030	1020	973
Pb	22,1	18,5	10,5	13,5	9,75
Sr	43,9	61,9	33,5	92,7	115
V	96,9	47	42	41,1	47,8
Zn	61,7	29,2	133	103	98,2

Jordprofilen vid lokal F6 var lik den vid F5 eftersom de togs i samma område, knappt 900 meter från varandra (figur 38). Sur sulfatjord påträffades dock här först på 0,5 meter (tabell 10).



Figur 38. pH-profil i jorden vid de båda lokalerna F6. Blå punkter avser pH-värden uppmätta i fält medan röda punkter avser pH-värden efter oxidation på lab. Djup (m) avser "avstånd från markytan".

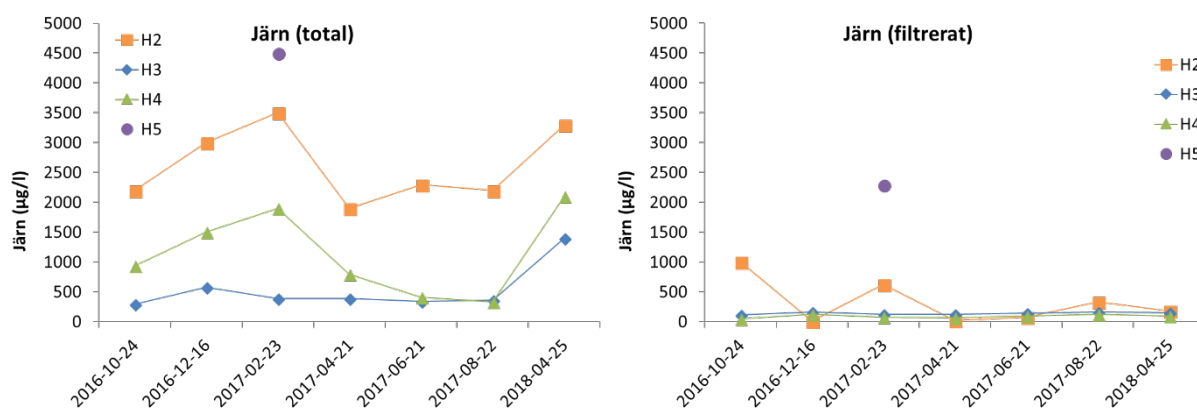


Figur 39. Jordprovtagning på lokal F6 (Foto: SGU).

Vatten

Järn

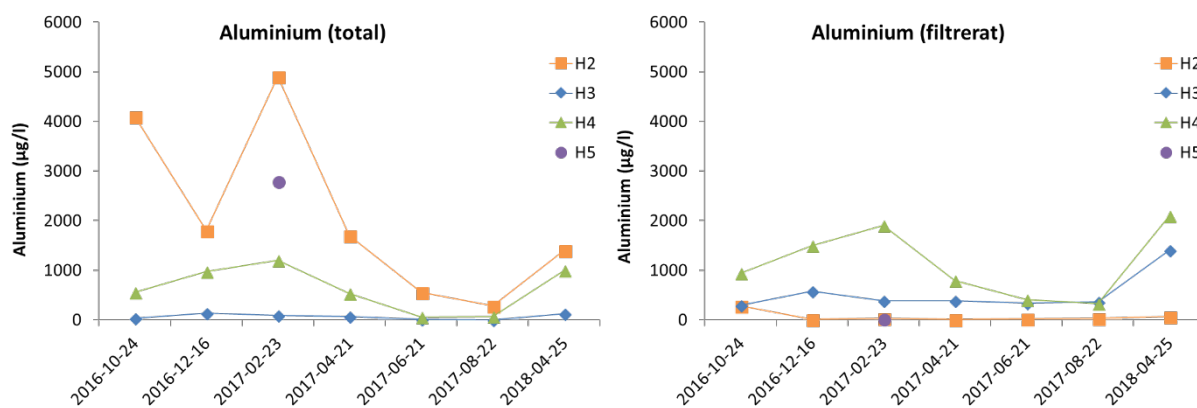
Halterna av totaljärn var mycket höga i Stordiket (H2) (figur 40). Inte vid något tillfälle ligger halterna under varken Kanadas (300 µg/l) eller USA:s (1000 µg/l) gränsvärde. Halten av järn i diket från reningsverket (H3) är lägre, en effekt som genom utspädning blir synbar i H4, provpunkten i Stordiket nedströms reningsverket, där halten är lägre än i H2 trots att H2 och H4 endast ligger drygt 1000 meter ifrån varandra (figur 40). Totaljärnhalten är, precis som i Fredriksdalsviken, högre under vintermånaderna troligtvis beroende på den ökade avrinningen under denna period. Avrinning från den sura sulfatjorden som omger H3 på sydsidan och H4 på västsidan påverkar med största sannolikhet de järnhalter som uppmättes i dessa båda vattenprovtagningsspunkter. Vattnet i diket innan pumpstationen vid Hammarsjön (H5) var kraftigt ockrafärgat vid det enda provtagningstillfället i februari 2017. Här uppmättes även den högsta järnhalten av samtliga provtagningsspunkter vid Stordiket (figur 40). Diket (H5) är smalt och håller endast en liten vattenvolym. Vatten från jordprovtagningsslokal F6 har sin avrinning till diket vilket kan förklara den höga halten.



Figur 40. Totalhalten av järn (µg/l) (vänster figur) samt halten av filtrerat järn (µg/l) (höger figur) vid 7 provtagningstillfällen i provpunkt H2, H3 och H4. Järnhalten (total + filtrerat) (µg/l) i provpunkt H5 mättes vid ett tillfälle, i februari 2017.

Aluminium

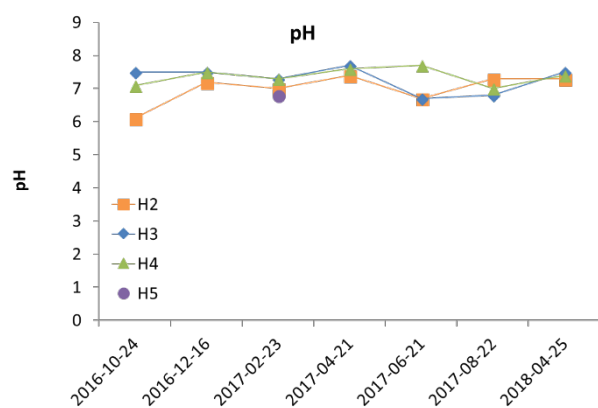
Aluminiumhalterna var mycket höga i Stordiket med undantag av reningsverksdiket (figur 41). Vid de fyra första provtagningstillfällena i H2 låg halterna högre än USA:s gränsvärde för akut toxicitet medan halterna under samtliga provtagningstillfällena översteg gränsvärdet för kronisk toxicitet. De lägre totalaluminiumhalterna i reningsverksdiket bidrar även här med en haltsänkning pga utspädning, aluminiumhalten i H4 var betydligt lägre än H2 (figur 41).



Figur 41. Totalhalten av aluminium (µg/l) (vänster figur) samt halten av filtrerat aluminium (µg/l) (höger figur vid 7 provtagningstillfällena i provpunkt H2, H3 och H4. Aluminiumhalten (total + filtrerat) (µg/l) i provpunkt H5 mättes vid ett tillfälle, i februari 2017.

pH

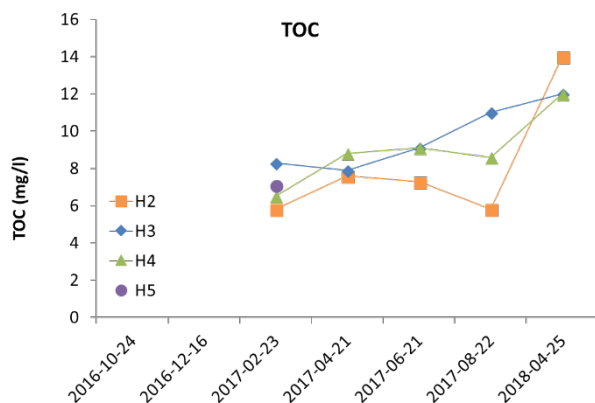
pH-värdet i H2 – H4 var överlag neutralt, endast vid enstaka tillfällen var pH under 7 (figur 42). I H5 var pH-värdet 6,8 vid det enda provtagningstillfället vilket klassas som ”nära neutralt” (Naturvårdsverket 2000).



Figur 42. pH-värdet i punkterna H2-H4 vid 7 provtagningstillfällena under perioden 2016-2018 samt i punkten H5 vid ett tillfälle i februari 2017.

TOC

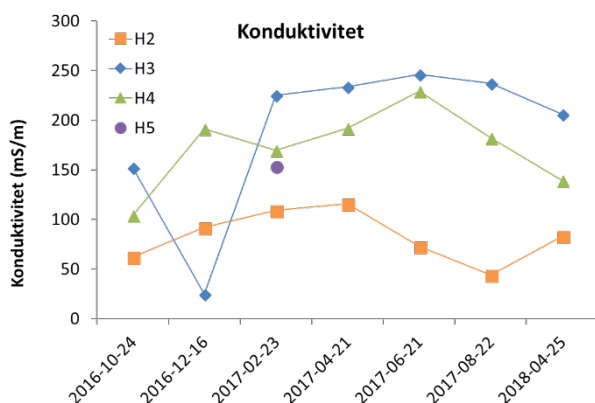
TOC-halten i H2 (figur 43) var enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (2000) ”låg” vid alla utom det sista provtagningsstillfället. I H3 var halten ”måttlig” vid samtliga provtagningsstillfällen medan den i H4 var ”låg” vid första provtagningsstillfället och ”måttlig” vid övriga.



Figur 43. TOC-halten i punkterna H2-H4 vid 7 provtagningsstillfällen under perioden 2016-2018 samt i punkten H5 vid ett tillfälle i februari 2017

Konduktivitet

Konduktiviteten var lägst i H2 medan den var högst i diket från reningsverket (H3) med undantag av provtagningsstillfället i december 2016 (figur 44). Konduktiviteten i H4 var även den mycket hög. Den mycket höga konduktiviteten i H3 och H4 kan bero på lösta joner som når vattnet från den sura sulfatjorden vid reningsverksdikets sydsida samt Stordiketets (H4) västsida.



Figur 44. Konduktiviteten i punkterna H2-H4 vid 7 provtagningsstillfällen under perioden 2016-2018 samt i punkten H5 vid ett tillfälle i februari 2017

Övriga vattenkemiska analyser

Vattentemperaturen i diket från reningsverket (H3) var vid samtliga tillfällen betydligt högre än i H2, Stordiket, som är reningsverksdikets recipient. Detta höjde effektivt vattentemperaturen även i Stordiket vilket syns på den högre temperaturen i H4 jämfört med H2.

Syretillståndet i reningsverksdikedet var ”svagt” vid samtliga provtagningsstillfällena utom ett, oktober 2016. Syrehalten i Stordikets två provtagningspunkter varierade från svagt syretillstånd – syrerikt tillstånd (Naturvårdsverket 2000) (tabell 12).

Vid de flesta provtagningsstillfällena var grumligheten obefintlig i reningsverksdikedet medan det i H2 varierade från ”måttligt grumligt” till ”starkt grumligt” och i H4 från ”ej eller obetydligt grumligt vatten” till ”betydligt grumligt vatten” (Naturvårdsverket 2000) (tabell 12).

Alkaliniteten var mycket hög i samtliga provtagningspunkter vid engångsprovtagningen i april 2018 vilket visar på en mycket bra buffertkapacitet mot surstötar (tabell 13).

Såväl totalfosfor- som totalkvävehalten var högst i reningsverksdikedet (H3) med en ”extremt hög fosforhalt” och en ”mycket hög kvävehalt” (Naturvårdsverket 2000). Både totalfosforhalten och totalkvävehalten var högre i H4 jämfört med H2 vilket indikerar en påverkan från reningsverksdikedet (tabell 13).

Tabell 12. Analysresultat för vattentemperatur, syre samt turbiditet i punkterna H2-H4 vid 7 provtagningsstillfällena under perioden 2016–2018 samt i punkten H5 i februari 2017.

		2016		2017				2018
		okt	dec	febr	april	juni	aug	april
Vattentemp	°C							
	H2	9,9	4,3	6,3	11,3	19,1	17	10,8
	H3	14,9	12,8	12	14,5	20,7	20,5	8,2
	H4	12,1	9,1	8,6	13	20,5	18,9	
				6,9				
Syre	mg/l							
	H2	4,7	5,5	6,49	6,16	5,8	5,26	14
	H3	6,7	4,58	3,49	4,99	4,37	3,78	4,3
	H4	7,01	4,05	5,39	9,4	4,56	4,95	7,2
				5,85				
Turbiditet	FTU							
	H2	4,6	1,86	9,41	3,53	3,34	4,87	9,52
	H3	0	0,31	0	0	0	0	2,78
	H4	0	3,66	2,69	1,49	0	0,07	5,98
				4,61				

Tabell 13. Analysresultat för färg, alkalinitet, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat+nitritkväve och ammoniumkväve i punkterna H2-H4 i april 2018.

2018-04-25		H2	H3	H4
Färg	mg Pt/l	40	50	30
Alkalinitet, HCO ₃	mg/l	180	350	250
Totalfosfor	µg/l	55	120	86
Fosfatfosfor	µg/l	4,1	6,2	3
Totalkväve	µg/l	3000	4700	3500
Nitrat + nitritkväve	µg/l	1100	4100	2300
Ammoniumkväve	µg/l	1100	290	580

Kävlingeån

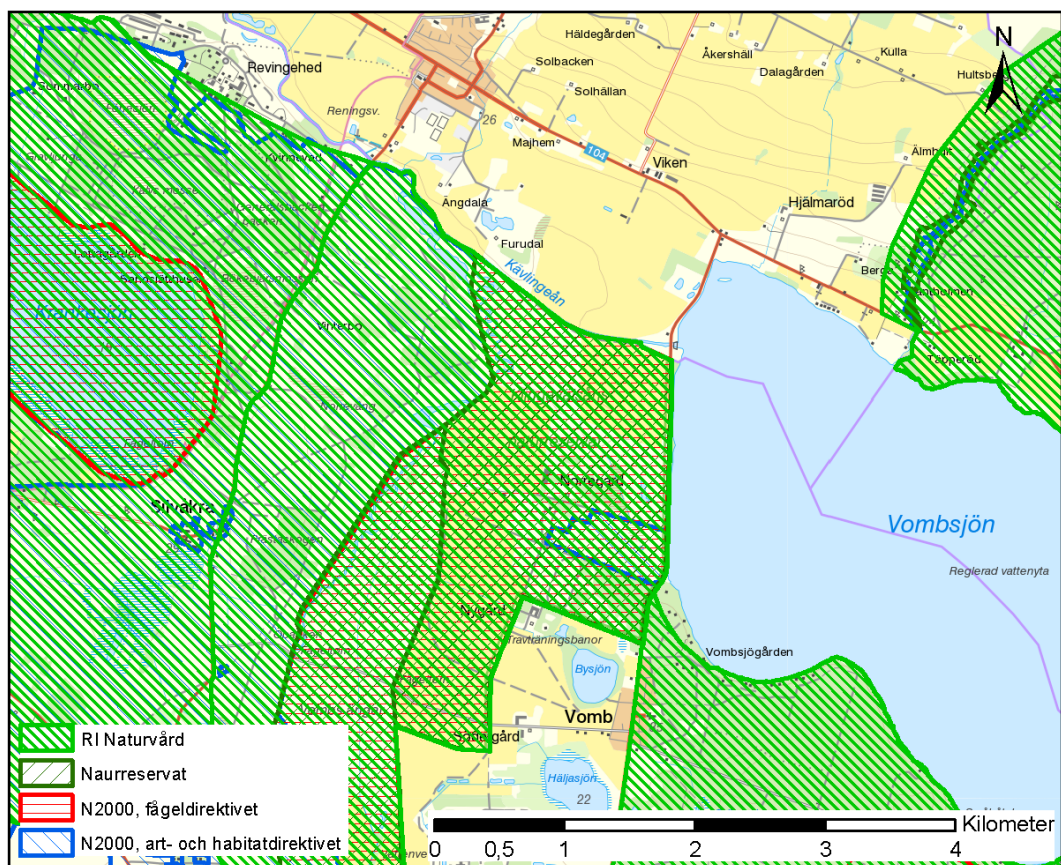
Kävlingeån (figur 45) rinner i väst-nordvästlig riktning genom jordbrukslandskapet i Skånes södra delar. Det undersökta området i och vid Kävligeån ligger nära utloppet från Vombsjön.

Vombsjön sänktes på 1930-talet och man började med vattentäkt i slutet på 1940-talet. Ett med tiden ökat uttag resulterade i att sjön behövde vallas in i slutet på 1960-talet, en invallning på ca 1 m. Provtagningsområdet ligger i naturreservaten ”Vombs ängar” och ”Klingavälsåns dalgång” och är även utpekad som riksintresse för naturvård samt Natura 2000, främst inom fågeldirektivet men även en mindre del inom art- och habitatdirektivet (figur 46).



Figur 45. Kävligeån vid Vombsjöns utlopp.

Området består av gamla fuktängar/översilningsängar vilka till viss del återskapats. De fuktiga ängsmarkerna på Vombs ängar (figur 47) har ett rikt fågelliv och har stor betydelse som häckningsområde för många våtmarksfåglar. Järnutfällningar har observerats på flera ställen i området vilket potentiellt kan ha negativa konsekvenser för såväl flora som fauna. Enligt figur Littorinahavet har området troligtvis varit en havsvik under Littorinahavsperioden.



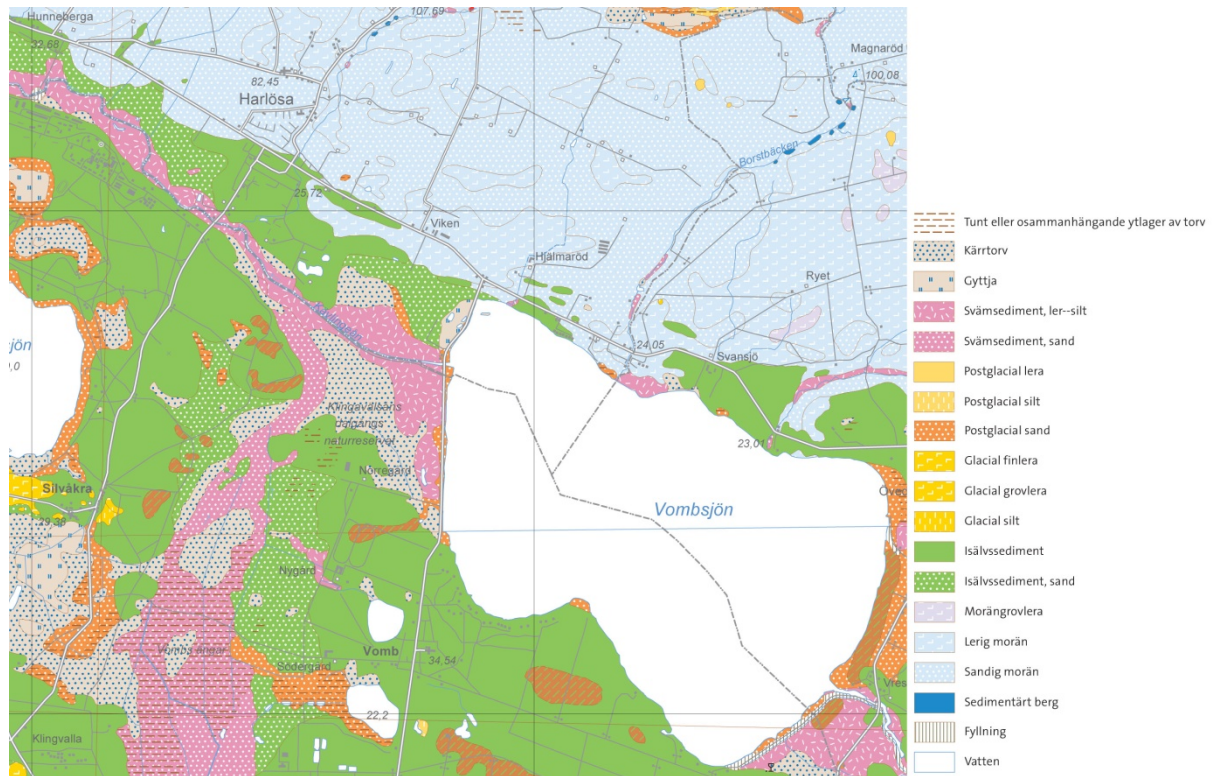
Figur 46. Skyddade områden vid Kävingeån vid Vombsjöns utlopp.



Figur 47. Översvämmad mark på Vombs ångar.

Geologi/topografi

Området längs Kävlingeån nedströms Vombsjön är flackt. Jordlagren utgörs främst av isälvsediment runt Vombsjön och västerut medan det i norr framförallt är morän (figur 48). Stora delar av svämsedimenten längs Kävlingeån är leriga med en varierande organisk halt, vilket gör att de ofta är jämförbara med gyttjelera (Daniel 1999). Längs Klingavälsån utgörs svämsedimenten av sand. Större områden med kärrtorv finns utmed båda åarna.



Figur 48. Jordarter i Kävlingeåområdet, Jordartskartan 1:25 000–1:50 000

Markanvändning

Historisk sett utgjordes området av bl.a. översilningsmarker och våtmarker (figur 49) vilka började försvinna på 1930–1940-talet i samband med vattennivåsänkningar. De gamla översilningssystemen restaurerades dock i slutet på 1990-talet och ett stort fuktängsområde återskapades. Idag hävdas ängarna med bete.



Figur 49. Skånska rekognosceringskartan (1812–1820) över Kävlingeån vid Vombsjön.

Hydrologi/ Dikningsföretag

Utöver vattensänkningarna genomfördes mellan 1930- och 1970-talet även omfattande utdikningar i området för att öka arealen odlingsbar mark. I dagsläget finns tre aktiva dikningsföretag i det aktuella området (figur 50, tabell 14). Jämför man dagens sträckning av Kävlingeån med Kävlingeån på Skånska rekognosceringskartan från 1812–1820 ser man även att ån har rätats ut och kanaliserats (figur 49, figur 50). Åren 1948–1949 togs Vombs vattenverk i bruk och för att klara av högre vattenuttag gjordes i slutet av 1960-talet en invallning av sjön (figur 50).



Figur 50. Dikningsföretag och invallning vid Vombsängar intill Kävlingeån. © Lantmäteriet (bakgrundskartan).

Tabell 14. Dikningsföretag vid Vombs ängar. Nr på karta refererar till löpnummer på karta i figur 50. Årtal avser avslutad syneförrättning. Aktnamn är Lantmäteriets (före 1920) respektive Länsstyrelsens (efter 1920).

Nr på karta	Namn	Årtal	Längd (km)	Aktnamn
<i>Efter 1920</i>				
1	Kävlingeåns vattenavledningsföretag	1936	34,87	12-LN-610
2	Viken	1946	3,63	12-LN-856
3	Vombs invallningsföretag	1976	1,44	12-LN-2265

Provtagningspunkter

På två lokaler, en i Kävlingeån (K1) samt en i en pumpbrunn intill Kävlingeån (K2), togs vattenprover för analys vid samtliga tillfällen (figur 51, tabell 15). Proven i pumpbrunnen togs då denna var av avstängd (figur 51, Tabell 15). I april 2017 provtogs 3 tillrinnande diken (K5, K6 och K7) medan dikenas mittpunkt (K4) provtogs vid ett tillfälle, i juni 2017. Dikenas mittpunkt (K4) är den punkt där de 3 diken sammanstrålar och går ner i rör vilket mynnar i pumpbrunnen (K2) (figur 51, tabell 15). I Kävlingeån, nedströms pumpbrunnen (K7), togs vattenprov vid två tillfällen, i augusti 2017 samt i april 2018 (figur 51, tabell 15). I april 2018 togs även jordprov i området (F8, F9 och F10) (figur 51, tabell 15).



Figur 51. Topografiska kartan (överst) samt ortofoto (nederst) över provtagningspunkterna i och vid Kävlingsån. Nummer som föregås av bokstaven K avser vattenprov medan de som föregås med F är jordprover. Den översta kartan visar de punkter (K1 och K2) som provtagits och analyserats vid samtliga provtagningsstillfällena.

Tabell 15. Provtagningspunkter med koordinater samt datum för provtagningsstillfällena i Kävlingeån. Samtliga datum avser 161024, 161216, 170223, 170421, 170621, 170822 och 180425. * ej provtaget 180425.

Beteckning	Provpunkt	Koordinater		Datum
		E	N	
Vatten				
K1	Kävlingeån	6173540	408556	Samtliga
K2	Pumpbrunn	6173544	408423	Samtliga*
K3	Dike mitt	6172910	408413	170621
K4	Dike öster	6172866	408521	170421
K5	Dike väster	6172823	408433	170421
K6	Dike söder	6172967	408272	170421
K7	Kävlingeån, nedströms pumpbrunn	6173605	408366	170822, 180426
Jord				
F8	S Vombs ängar	6172306	408793	180426
F9	Vombs ängar	6173332	408663	180426
F10	N Kävlingeån	6173660	408702	180426

Resultat från provtagningar

Jord

Lokal F8 var av SGU karterad som torv på gränsen till svämsediment. Provtagningen visar dock att isälvsavlagringen till väst och sydväst breder ut sig mer än vad jordartskartan visar – hela jordprofilen består av isälvsand. Jorden klassades som ej sur sulfatjord (tabell 16).

Grundvattennivån vid provtagningen var 0,6 m under markytan.

Även lokal F9 är karterad som torv på gränsen till svämsediment. Provtagningen visar dock en intressant jordprofil med gyttjelera den översta halvmeteren. Under detta finns ett 5 cm mäktigt lager av ”asktorv”, vilket tyder på brand och under det torv ovanpå friktionsjord (figur 52).

Grundvattennivån är i princip i nivå med markytan (figur 53). Prov från de undre lagren visar att det finns potentiellt sur sulfatjord här (tabell 16, figur 54).



Figur 52. Kävlingeån. Jordprofil präglad av Vombsjöns historia med nivåsänkningar och höjningar, samt en händelse av trolig brand (Foto: SGU).

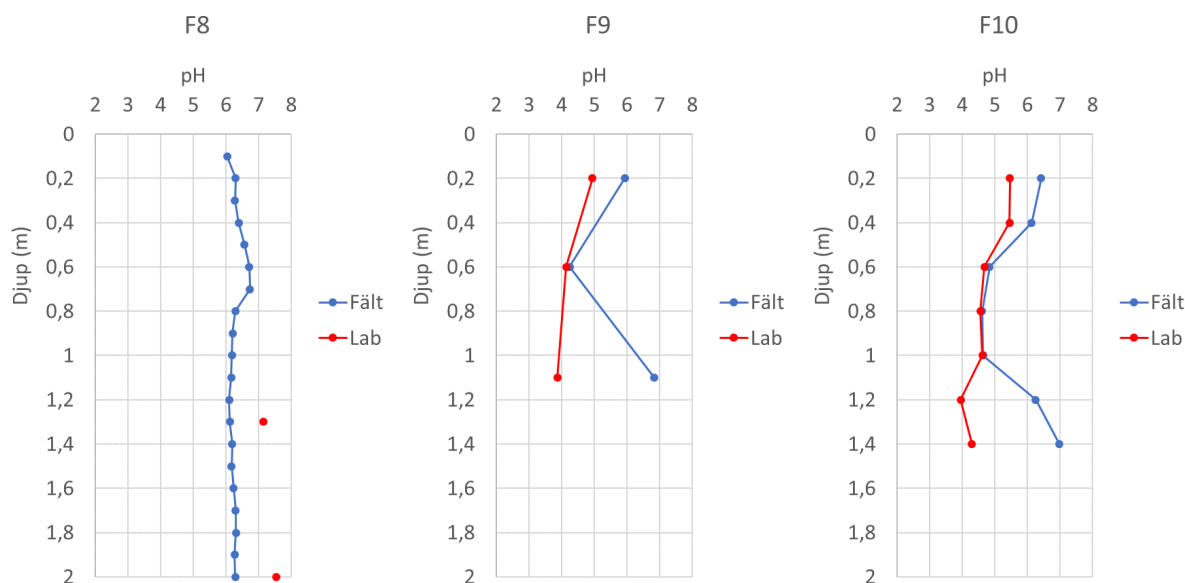


Figur 53. Provtagningslokal F9 vid Vombs ängar, söder om Kävlingeån (Foto: SGU).

Lokal F10 är belägen på Kävlingeåns nordsida och jorden består här av 0,45 m svämsediment bestående av gyttjelera till sand. Under detta återfinns samma 5 cm mäktiga lager av ”asktorv” som på lokal F9. Grundvattennivån var vid provtagningen ca 1,3 m under markytan. De nedersta två lagren klassas som potentiellt sur sulfatjord (tabell 16). Dock kan vissa av de oxiderade pH-värdena från denna lokal minska ytterligare då dessa efter 15 veckor ännu håller på att sjunka (figur 54).

Tabell 16. Markanvändning, jordart och sulfidjordsklassificering i lokalerna F8, F9 och F10 vid Kävlingeån.

Lokal	Markanvändning	Lager	Djup (m)	Jordart	Sulf klass	Inslag
F8	Skogsmark	1	0-0,2	Torv	Ej sur sulfatjord	
	Grundvattenyta: 0,6 m	2	0,2-2	Sand	Ej potentiellt sur sulfatjord	
F9	Åker/Vall (i träda) -utdikad sjö	1	0-0,5	Gyttjelera	Ej sur sulfatjord	
		2	0,5-0,6	Torv	Ej sur sulfatjord	
		3	0,6-0,7	Torv	Ej sur sulfatjord	
		4	0,7-0,8	Grovsand	Potentiellt sur sulfatjord	
		5	0,8-1,1	Sand	Potentiellt sur sulfatjord	
		6	1,1-1,2	Finsand	Potentiellt sur sulfatjord	
F10	Åker/Vall (i träda) -utdikad sjö Grundvattenyta: 1,3 m	1	0-0,4	Gyttjelera	Ej sur sulfatjord	
		2	0,4-0,5	Torv	Ej sur sulfatjord	
		3	0,5-0,9	Grovsand	Ej sur sulfatjord	
		4	0,9-1,3	Sand	Potentiellt sur sulfatjord	
		5	1,3-1,4	Finsand	Potentiellt sur sulfatjord	



Figur 54. pH-profil i jorden vid lokalerna F8, F9 och F10 vid Kävlingeån. Blå punkter avser pH-värden uppmätta i fält medan röda punkter avser pH-värden efter oxidation på lab. Djup (m) avser "avstånd från markytan".

Analysresultaten av metaller från lokal F10 är svåra att tolka. En orsak till detta är att de tre proven som analyserats tagits från nivåer med olika jordarter vilket gör det svårare att utvärdera ifall vissa metaller läkats ut som en följd av de relativt sura förhållandena som råder i denna jord. Vissa ämnen som tex Cu och Ba uppvisar av okänd orsak mycket höga halter i de två översta proverna (tabell 17).

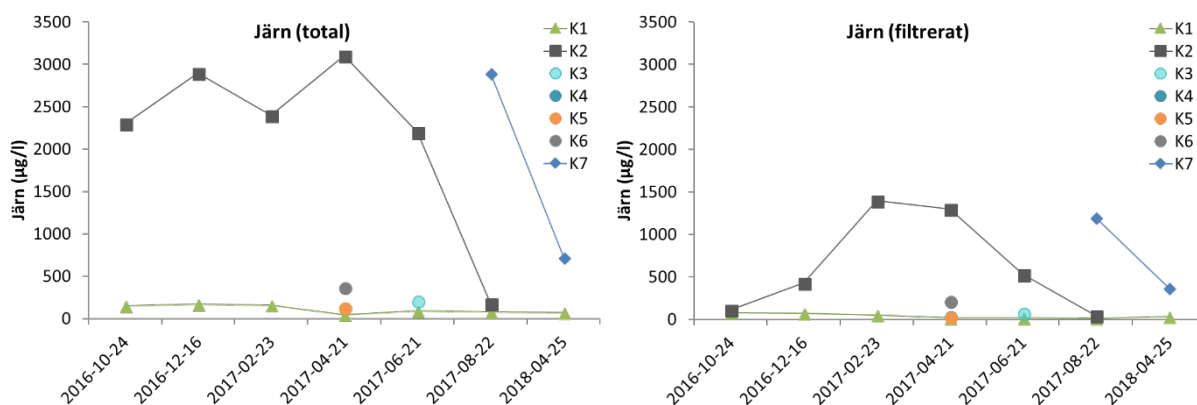
Tabell 17. Resultat från analyser av metaller i jordprov vid Kävlingeån. Samtliga halter redovisas som mg/kg i torkat prov med undantag av torrsubstans (TS) som redovisas i %.

F10			
Djup (m)	0,3	0,5	1,2
TS (%)	48,9	29,7	82
As	<3	11,4	9,88
Ba	1450	485	20,6
Be	2,33	0,488	<0.1
Cd	1,47	0,435	<0.1
Co	6,14	2,16	2,28
Cr	45,7	16,8	1,82
Cu	126	101	1,4
Fe	21 300	24 300	10 500
Hg	<1	<1	<1
Mn	218	47,1	40
Ni	47,5	17,2	7,09
P	977	530	212
Pb	25,8	9,5	2
Sr	119	105	37,2
V	53,4	68	4,16
Zn	77,9	13,6	15,5

Vatten

Järn

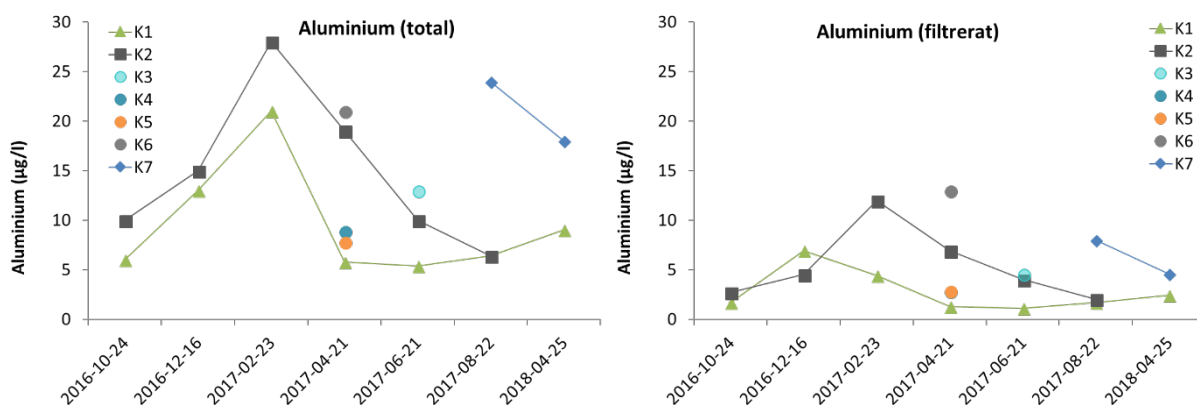
Järnhalten i Kävlingeån (K1) var låg vid samtliga provtagningsstillfällen (figur 55). Även halterna i övriga punkter med undantag av K2 och K7 var låga. K2 är den brunn som tar emot vatten från K3-K6 varför en ackumulering av ffa utfällt järn samlas här. De högre järnhalterna i K7 (Kävlingeån nedströms pumpbrunn) kan bero på att pumpning skett i nära anslutning till provtagningen.



Figur 55. Totalhalten av järn ($\mu\text{g/l}$) (vänster figur) samt halten av filtrerat järn ($\mu\text{g/l}$) (höger figur) vid provtagningar i punkterna K1-K7 under perioden 2016-2018. Noterat att endast punkt K1 provtagits vid samtliga tillfällen.

Aluminium

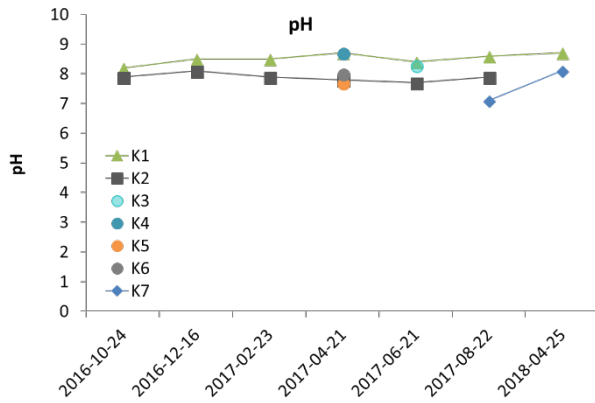
Vid samtliga provtagningsstillfällen i samtliga provtagningspunkter var aluminiumhalterna låga (figur 56). Vid alla provtagningsstillfällen uppmättes halter långt under USA:s gränsvärde för kronisk toxicitet ($87 \mu\text{g/l}$).



Figur 56. Totalhalten av aluminium ($\mu\text{g/l}$) (vänster figur) samt halten av filtrerat aluminium ($\mu\text{g/l}$) (höger figur) vid provtagningar i punkterna K1-K7 under perioden 2016-2018. Notera att endast punkt K1 provtagits vid samtliga tillfällen.

pH

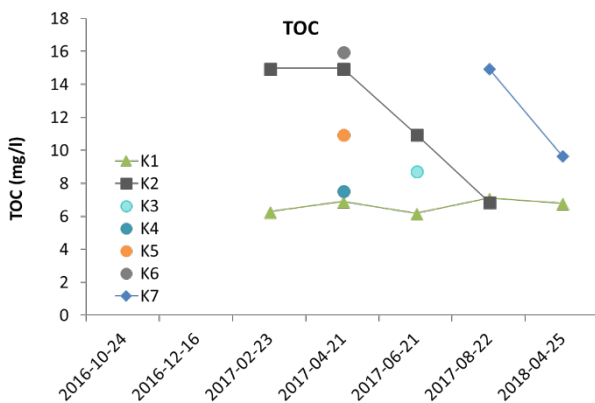
pH var över 7 under hela provtagningsperioden i samtliga provtagningspunkter (figur 57)



Figur 57. pH-värdet i punkterna K1-K7 under perioden 2016-2018. Notera att endast punkt K1 har provtagits vid samtliga tillfällen.

TOC

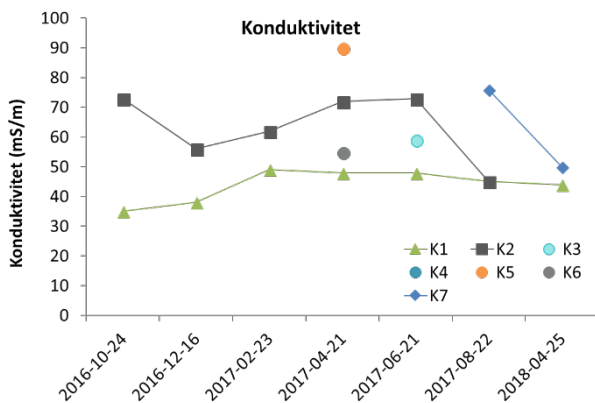
TOC-halten i Kävlingeån (K1) var ”låg” vid samtliga provtagningsstillfällen (Naturvårdsverket 2000, figur 58). I övriga punkter varierade halten mellan ”låg” till ”hög” halt.



Figur 58. TOC-halten i punkterna K1-K7 under perioden 2016–2018.

Konduktivitet

Konduktiviteten var vid samtliga provtagningsstillfällen under 100 mS/m (figur 59) vilket är normalt för näringsrika vatten i det skånska jordbrukslandskapet.



Figur 59. Konduktiviteten i punkterna K1-K7 under perioden 2016–2018.

Övriga vattenkemiska analyser

I Kävlingeån (K1) visade syrehalterna på ”måttligt syrerikt” tillstånd – ”syrerikt” tillstånd vid samtliga provtagningsstillfällen med undantag av april 2017 (Naturvårdsverket 2000) (tabell 18). Syretillståndet var ”svagt” – ”måttligt” i provtagningspunkterna i diken vilket dels kan bero på att det vatten som leddes till de olika diken kom från täckta rör dels på den stora mängd biomassa som fanns i diken och som vid nedbrytningen förbrukar syre. Överlag var grumligheten i vattnet ”obetydligt” i K1 och ”svagt” i övriga punkter (Naturvårdsverket 2000) (tabell 18).

Neutralisationskapaciteten är generellt hög i området och förmår buffra sura vatten vilket syns på den höga alkaliniteten (tabell 19).

Totalkvävehalterna var mycket höga i såväl K1 som K7 medan totalfosforhalten i K1 var måttlig och i K7 hög. Den högre fosforhalten i K7 kan bero dels på ökad närsaltbelastning från den sträcka kantad med åkermark som ligger mellan K1 och K7, dels på om det pumpats ut vatten från brunnen i nära anslutning till provtagningsstillfallet. Brunnen är recipient för ett relativt stort jordbruksområde och belastas således av mycket näringsämnen.

Tabell 18. Kävlingeån. Analysresultat för vattentemperatur, syre samt turbiditet i i punkterna K1-K6 under perioden 2016-2018.

		2016		2017				2018
		okt	dec	febr	april	juni	aug	april
Vattentemp	°C							
	K1	7,8	2,9	3,2	7,6	17,5	19,5	10
	K2	9,7	6,3	6	8	12,2	18,5	
	K3					14,3		
	K4				8,2			
	K5				8			
	K6				7,7			
							13,6	9,7
Syre	mg/l							
	K1	7,79	8,82	7,28	3,84	6,83	5,82	11,1
	K2	4,67	3,49	3,92	4,38	3,01	5,73	
	K3					5,48		
	K4				4,62			
	K5				4,81			
	K6				5,32			
							4,14	10,3
Turbiditet	FTU							
	K1	0	0	0	0	0	0,64	0
	K2	0,56	0,56	0,53	0	0	1,9	
	K3					0,13		
	K4				0			
	K5				0			
	K6				0			
							1,18	0,37

Tabell 19. Analysresultat för färg, alkalinitet, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat+nitritkväve och ammoniumkväve i punkterna K1 och K7 i april 2018.

2018-04-25		K1	K7
Färg	<i>mg Pt/l</i>	25	40
Alkalinitet, HCO ₃	<i>mg/l</i>	160	180
Totalfosfor	<i>µg/l</i>	16	43
Fosfatfosfor	<i>µg/l</i>	2	10
Totalkväve	<i>µg/l</i>	3300	2600
Nitrat + nitritkväve	<i>µg/l</i>	3000	2100
Ammoniumkväve	<i>µg/l</i>	29	79

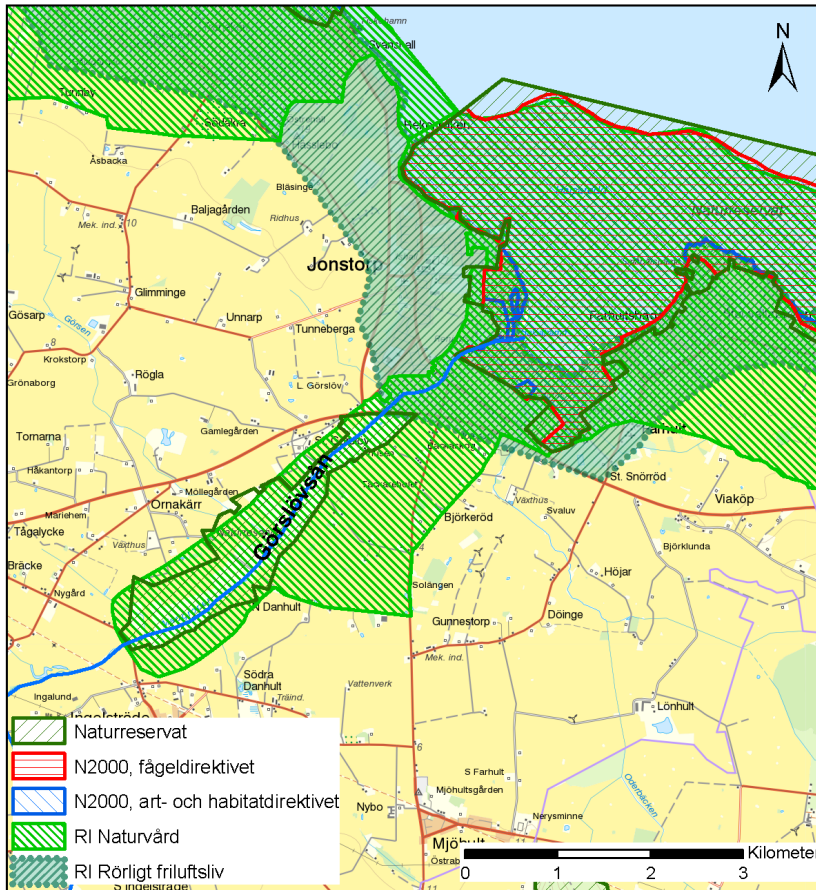
Görslövsån

Görslövsån (figur 60) är en liten jordbrukså som sträcker i nord-nordöstlig riktning och mynnar i Skälderviken vilken är naturreservat, utpekad som Natura 2000-område och riksintresse för naturvård m.m. (figur 61). Ån har varit utsatt för omfattande kanalisering och utdikning vid ett par tillfällen. Åns nedre del rinner bland annat genom Naturreservatet ”Görslövsåns mader”. Maderna användes förr som betes- och slåttermarker medan de idag framförallt hävdas genom slätter.

Det flacka landskapet och långsamma avrinningen gör att maderna kring ån översvämmas vid riklig nederbörd i kombination med högt vatten i Skälderviken. Vid de skyddade (reservat och annat skydd) strandängarna längs Görslövsån har man sedan länge observerat järnutfällningar. Järnutfällningar syns även på broar och andra objekt i anslutning till ån. Enligt figur Littorinahavet var området en havsvik under littorinahavsperioden (figur 1).



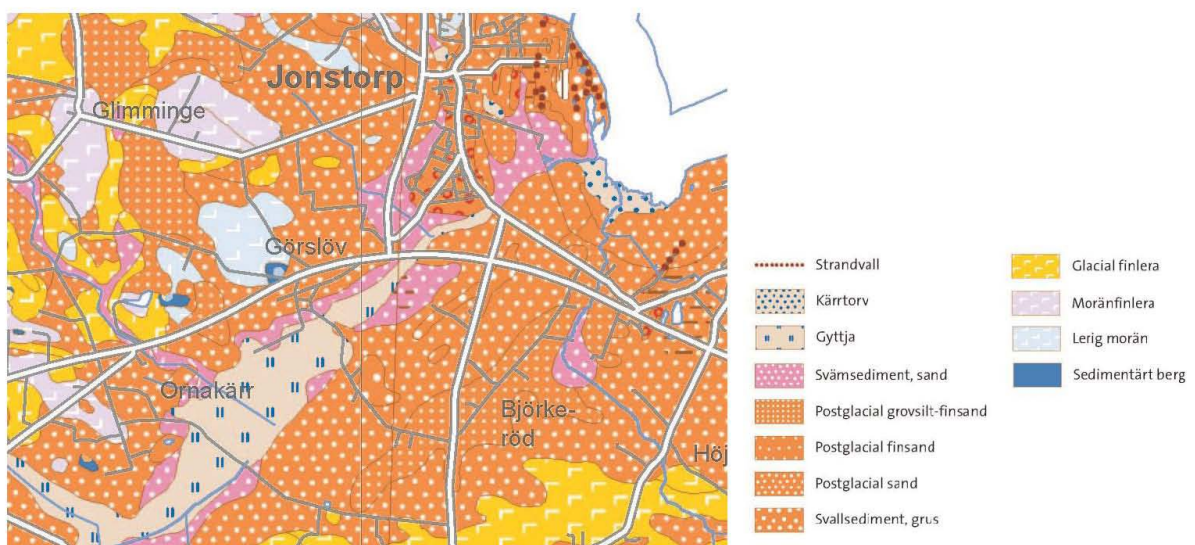
Figur 60. Görslövsån vid Görslövsåns mader.



Figur 61. Skyddade områden vid Görslövsån och dess mynning i Skälderviken.

Geologi/ topografi

Området kring Görslövsån var fram till för ca 2000 år sedan ett havssund ("Kullasundet"). Sundet förband Öresund och Skälderviken och utgjorde länge en vattenled omgiven av stora våtmarker (Åkesson 2017). Jordlagren i Görslövs mader utgörs underst av sandig-lerig morän (10-20 m) överlagrad av grovmo-sand (postglaciala svämsediment). Det översta lagret består av gytta (figur 62) som delvis härstammar från Littorinahavet.



Figur 62. Från Jordartskartan 1:25 000–1:50 000. © Sveriges geologiska undersökning (SGU)

Markanvändning

Området kring Görslövsåns nedre del har troligtvis använts till bete och madslåtter så länge som människor varit bofasta i trakten och maderna utgjorde fram till 1860-talet en del av en omfattande betesallmänning (Kulla fålad) (Åkesson 2017). Sedan en tid tillbaka betas dock inte området närmast ån (maderna) efter återkommande problem med sjuka betesdjur. Omgivande marker brukas som åkermark.



Figur 63. Skånska rekognosceringskartan från 1810-1812 över området kring Görslövsån.

Hydrologi/ Dikningsföretag

Görslövsån och dess omgivning har varit föremål för omfattande utdikningar (figur 63, figur 64, tabell 20). Ån kanaliserades på 1910-talet och har därefter fördjupats vid flera tillfällen (Åkesson 2017). De återkommande fördjupningarna har resulterat i att bottennivån uppströms Görslöv ligger ca 1 m lägre än vid utloppet i Skälderviken vilket resulterar i att saltvatten kan tränga flera kilometer upp i ån vid låg vattenföring. Massorna från fördjupningarna har lagts upp som vallar längs Görslövsån. Omgivande marker översvämmas trots detta vid stora nederbördsmängder i kombination med högt vattenstånd i Skälderviken.



Figur 64. Dikningsföretag som mynnar direkt i Görslövsån eller i biflöden som har Görslövsån som recipient. © Lantmäteriet (bakgrundskartan).

Tabell 20. Dikningsföretag i Görslövsåns tillrinningsområde. Företagen mynnar antingen direkt i Görslövsån eller i biflöden till Görslövsån. Nummer på karta i tabellen nedan refererar till löpnummer på karta i figur 64. Årtal avser avslutad syneföretning. Aktnamn är Lantmäteriets (före år 1920) respektive Länsstyrelsens (efter år 1920).

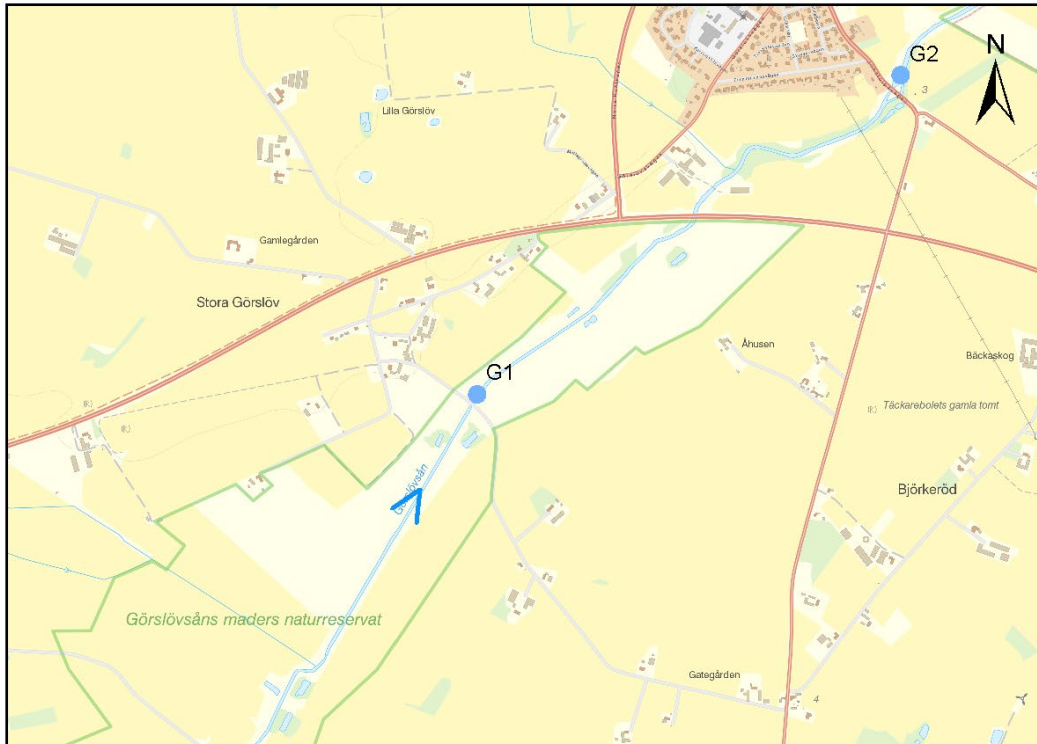
Nr på karta	Namn	Årtal	Längd (km)	Aktnamn
<i>Före 1920</i>				
1	Madgropen	1911	9,94	12-VÄS-310
2	Björkeröd nr 3 och 5	1913	2,26	12-FAR-115
3	Nr 9 och 10 Farhult, samt Gunnestorp m.fl.	1892	5,02	12-FAR-98
4	Nr 1 Hulta m fl hemman	1911	1,36	12-VÄS-317
5	Nr 1 o 2 Södra Danhult	1921	2,37	12-VÄS-400
6	Brandstorpsbäcken och dess tillopp	1912	12,77	12-ALL-217
7	Rödmossen	1899	0,98	12-BRU-146
8	Östra och västra Klappe	1897	2,92	12-ALL-183
9	Nygrävning av floddike till nr 1 Döshult	1911	1,65	12-ALL-213
10	Nr 2 Östra Äsperöd m fl hemman	1920	0,04	12-VÄS-368
11	Nr 2 Östra Äsperöd m fl	1917	0,83	12-VÄS-349
12	Nr 1 Västra Äsperöd	1913	4,28	12-VÄS-326
13	Nr 1 Västra Äsperöd	1912	1,57	12-VÄS-322
14	Nr 16 Väsby samt nr 1 Tågalycke	1913	0,60	12-VÄS-323
15	Nr 17 Väsby m fl hemman	1914	1,08	12-VÄS-324
16	Plöninge (Stjärnelund), Väsby, Måarp, Tjärröd och Lönskog	1917	6,16	12-VÄS-350
17	Nr 3 Väsby och nr 1 Rågakra	1896	1,16	12-VÄS-244
18	Görsebäcken	1889	7,96	12-BRU-138
19	Görsebäcken inom Svenningstorp	1902	0,96	12-JON-157
20	Kullenbergstorp m fl hemman	1917	2,73	12-BRU-194
21	Nr 1 och 5 Jonstorp	1912	3,34	12-JON-181
<i>Efter 1920</i>				
1	Ornakärr nr 1, 2 och 7 m fl hemman	1929	4,32	12-LN-251
2	Farhult	1954	2,73	12-LN-1128
3	Pottmjöhult nr 1	1932	1,43	12-LN-384
4	Df den s k Sandbäcken	1920	2,17	12-LN-55
5	Df V Östraby nr 4 m fl hemman	1929	2,74	12-LN-274
6	Täppehusen-Ornakärr	1932	1,05	12-LN-406
7	Ornakärr nr 1	1932	0,99	12-LN-383
8	Danhult-Ingelstråde	1920	2,84	12-LN-53
9	Mjöhult-Torshult	1944	4,5	12-LN-830
10	Mjöhult nr 1, 2 och 3 under Kulla Gunnarstorps gods	1928	0,96	12-LN-200
11	Döshult	1965	1,63	12-LN-2207
12	Gåsabäckens df	1937	3,12	12-LN-557
13	Ornakärr	1948	2,41	12-LN-908
14	Tågalycke, Väsby df	1932	2,75	12-LN-405
15	Gösarp	1948	5,3	12-LN-905
16	Backagården	1960	1,6	12-LN-2136
17	Bölsåkra- Jonstorp	1972	3,42	12-LN-2255
18	Möllebäckens rensningsföretag	1981	1,76	12-LN-2283

Provtagningspunkter

På två lokaler i Görslövsån togs vattenprov för analys vid samtliga provtagningsstillfällen, G1 ca 2,5 km uppströms utloppet och G2 i Jonstorp strax innan utloppet i Skälderviken. Markprover togs vid ett tillfälle, i april 2018 (F11 och F12) (tabell 21 och figur 65).

Tabell 21. Provtagningspunkter med koordinater samt datum för provtagningsstillfällen i Görslövsån. Samtliga datum avser 161024, 161216, 170223, 170421, 170621, 170822 och 180425.

Beteckning	Provpunkt	Koordinater		Datum
		E	N	
<i>Vatten</i>				
G1	Görslövsån, uppströms	6231958	354793	Samtliga
G2	Görslövsån, nedströms	6232941	356096	Samtliga
<i>Jord</i>				
F11	Görslövsåns NR, söder	6230922	353837	180426
F12	Görslövsåns NR, norr	6231669	354501	180426



Figur 65. Topografiska kartan (överst) samt ortofoto (nederst) över provtagningspunkterna i och vid Görslövsån. Nummer som föregås av bokstaven G avser vattenprov medan de som föregås med F är jordprover. Den översta kartan visar de punkter (G1 och G2) som provtagits och analyserats vid samtliga provtagningsstillfällen.

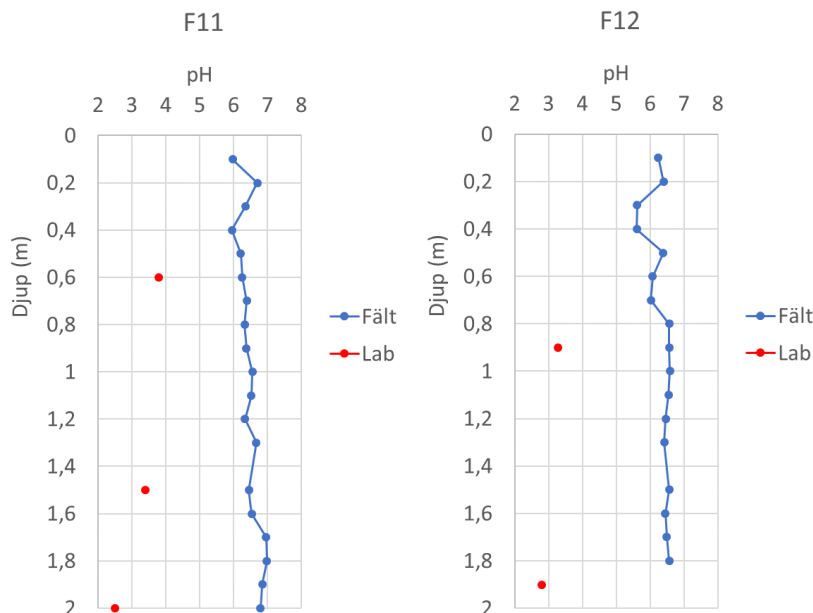
Resultat från provtagningar

Jord

Båda lokalerna (F11 och F12) hade gyttjelera på karteringsdjupet 0,5 m, med svämsediment ovanpå (tabell 22). Grundvattennivån var på provtagningsdagen 0,8 m i F11 och 0,4 m i F12 (tabell 22). I jordprofilen på lokal 12 fanns en förekomst av skal vid 0,9 till 1 m (lager 4). Dock var skalfragmenten för små för att göra en närmare tolkning av ålder. Efter oxidation har pH sjunkit rejält i båda proverna, vilket visar att jorden på de båda provtagna lokalerna under ca 0,5 m djup är potentiellt sura sulfatjordar (figur 66, tabell 22).

Tabell 22. Jordprover tagna vid Görslövsån.

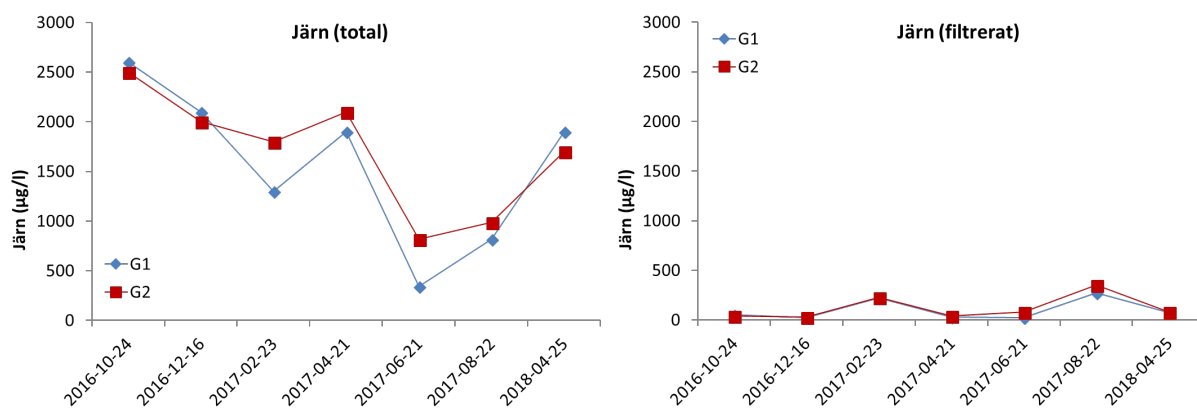
Lokal	Markanvändning	Lager	Djup (m)	Jordart	Sulf klass	Inslag
F11	Åker/Vall Grundvattenyta: 0,8 m	1	0-0,1	Matjord	Ej sur sulfatjord	
		2	0,1-0,2	Svämsediment (lera)	Ej sur sulfatjord	
		3	0,2-0,4	Sand	Ej sur sulfatjord	Rostutfällning
		4	0,4-1,6	Gyttja	Potentiellt sur sulfatjord	
		5	1,6-2	Sand	Potentiellt sur sulfatjord	
F12	Åker/Vall Grundvattenyta: 0,4 m	1	0-0,1	Matjord	Ej sur sulfatjord	
		2	0,1-0,5	Svämsediment (sandig lera)	Ej sur sulfatjord	Rostutfällning
		3	0,5-0,8	Gyttja	Potentiellt sur sulfatjord	
		4	0,8-1	Gyttja	Potentiellt sur sulfatjord	Skalförande
		5	1-1,7	Gyttja	Potentiellt sur sulfatjord	
		6	1,7-2	Sand	Potentiellt sur sulfatjord	



Figur 66. pH-profil i jorden vid lokalerna F11 och F12 vid Görslövsån. Blå punkter avser pH-värden uppmätta i fält medan röda punkter avser pH-värden efter oxidation på lab. Djup (m) avser "avstånd från markytan".

Järn

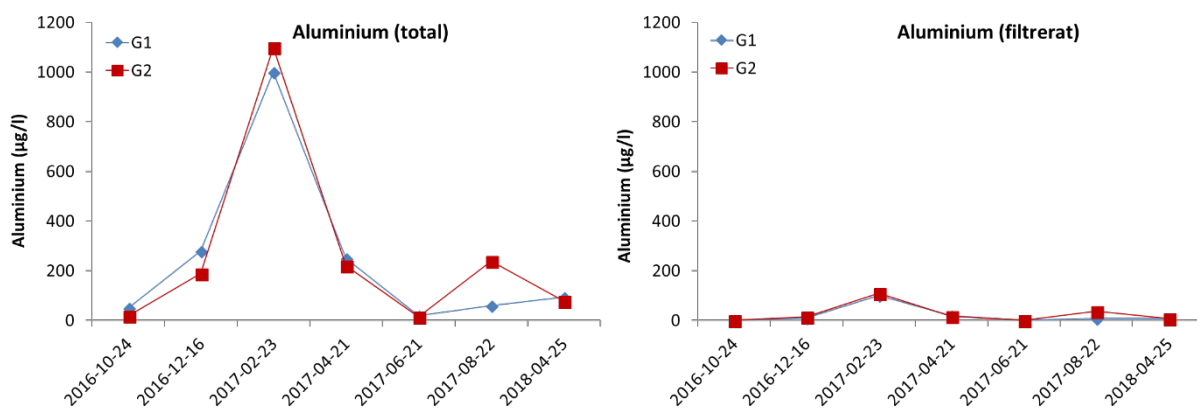
Vattnet i Görslövsån är rödbrunfärgat och har ockrautfällningar på åslänter, brofundament och andra konstruktioner i anslutning till vattnet. Den totala järnhalten var hög i båda provtagningspunkterna under alla provtagningsstillfällena utom under sommarmånaderna 2017. Halterna låg samtliga över både Kanadas (300 µg/l) och USA:s (1000 µg/l) gränsvärde för toxicitet (figur 67).



Figur 67. Totalhalten av järn (µg/l) (vänster figur) samt halten av filtrerat järn (µg/l) (höger figur) i Görslövsån (G1+G2) 2016-2018.

Aluminium

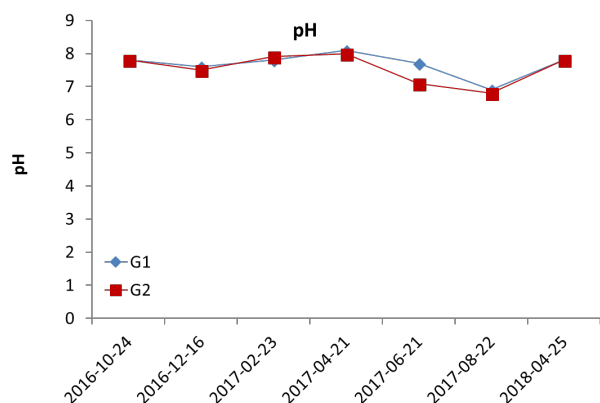
Den totala aluminiumhalten varierade stort över provtagningsperioden med en kraftig topp i februari 2017 i båda provtagningspunkterna (figur 68). Halten vid detta tillfälle översteg USA:s gränsvärde för akut toxicitet.



Figur 68. Totalhalten av aluminium (µg/l) (vänster figur) samt halten av filtrerat aluminium (µg/l) (höger figur) i Görslövsån (G1+G2) 2016-2018.

pH

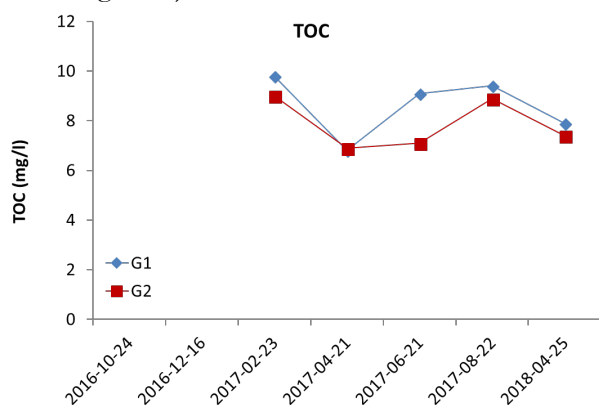
pH-värdet var över 7 i båda provtagningspunkterna med undantag av i augusti 2017 (figur 69).



Figur 69. pH-värdet i Görslövsån (G1+G2) under perioden 2016-2018.

TOC

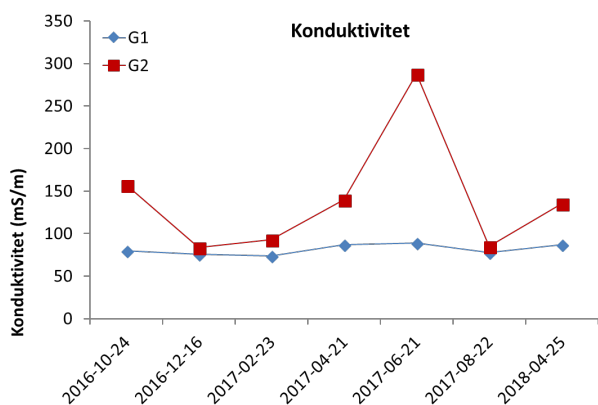
TOC-halten var ”låg” i båda punkterna vid samtliga provtagningsstillfällen (Naturvårdsverket 2000, figur 70).



Figur 70. TOC-halt i Görslövsån (G1+G2) under perioden 2016-2018.

Konduktivitet

Konduktiviteten i G1 var stabil under alla provtagningsstillfällen medan den varierade stort i G2 (figur 71). Variationen i G2 med mycket högre konduktivitet vid några tillfällen är troligtvis en effekt av saltvatteninträngning från havet. Vid flera tillfällen uppmärksammades ”backflow” av ytvattnet vid G2.



Figur 71. Konduktivitet i punkterna G1 + G2 i Görslövsån under perioden 2016-2018.

Övriga vattenkemiska analyser

Syreförhållandet var överlag bra i båda provtagningspunkterna (tabell 23). Dock noterades ett svagt syretillstånd vid augustiprovtagningen 2017. Vattnet var kraftigt grumligt i februari 2017 troligtvis beroende på kraftig nederbörd vilken spolat ner jordpartiklar från omgivande åkrar (tabell 23).

Alkaliniteten i Görslövsån visar på mycket god buffertkapacitet (tabell 24). Det var en stor skillnad i fosforhalt mellan G1 och G2. Halten var mer ”extremt hög” (Naturvårdsverket 2000) i G1, mer än 4 gånger högre än den nedströms belägna G2. Avståndet ner till G2 är endast ca 1,7 km, en sträcka som kantas av jordbruksmark varför en ökning av fosforhalten snarare än en minskning var att förvänta. ”Mycket höga halter” av totalkväve uppmättes i de båda punkterna vid provtagningsstillfället i april 2018 (tabell 24).

Tabell 23. Görslövsån. Analysresultat för vattentemperatur, syre samt turbiditet i punkterna G1 och G2 vid 7 provtagningsstillfällen under perioden 2016-2018.

		2016		2017			2018	
		okt	dec	febr	april	juni	aug	april
Vattentemp °C	G1	7,5	3,8	4,6	8,5	20,6	18,8	13,4
	G2	7,6	4,2	4,3	8,7	20	18,2	12,3
Syre mg/l	G1	7,7	6,47	7,05	7,48	9,15	4,81	8,9
	G2	5,4	6,51	7,25	7,97	6,44	4,78	9,2
Turbiditet FTU	G1	6,77	4,84	20,79	6,05	0,76	1,33	4,38
	G2	5,78	4,12	22,37	5,44	0,86	3,15	4,36

Tabell 24. Analysresultat för färg, alkalinitet, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat+nitritkväve och ammoniumkväve i punkterna G1 och G2 i april 2018.

2018-04-25		G1	G2
Färg	mg Pt/l	25	25
Alkalinitet, HCO ₃	mg/l	240	240
Totalfosfor	µg/l	220	53
Fosfatfosfor	µg/l	26	9,5
Totalkväve	µg/l	4000	3700
Nitrat + nitritkväve	µg/l	3600	3700
Ammoniumkväve	µg/l	110	90

Diskussion

Även om det finns belägg för att sura sulfatjordar förekommer i Mälardalen och på andra platser i södra halvan av Sverige har dessa jordar främst uppmärksammats längs Norrlandskusten. Dock är kartläggningen av sulfidjordar (potentiellt sura sulfatjordar) i Sverige långt ifrån heltäckande och har främst varit förlagd till dessa områden. Resultaten från detta projekt visar att det även i Skåne finns sulfidjordar.

Resultaten av provtagningarna i Kristianstadsområdet visade med all tydlighet att det där finns sura sulfatjordar och efter oxidation av jordproverna från Vombsjön och Görslövsån kan det konstateras att det även där finns (potentiellt) sura sulfatjordar.

Baserat på årsmedelhalter är det endast en av de i projektet ingående provtagningslokalerna, K1, som klarar det lägsta gränsvärdet för järn, (Kanadas 300 µg/l) (tabell 25). K1, Kävlingeån, ligger ca 400 m nedströms utloppet i Vombsjön, en kort sträcka där påverkan från omgivande jordbruksmark troligtvis inte hinner att bli särskilt märkbar på vattenkemin utan mer speglar vattenkemin i sjön. I punkten K7 som även den ligger i Kävlingeån men ca 800 meter nedströms utloppet i Vombsjön är järnhalten betydligt högre än i K1 vid de två tillfällen denna punkt provtog. Eftersom sommaren 2017 var nederbördsrik kan de högre värdena bero på pumpning från brunnen i anslutning till provtagningsstillfället men kan även bero på längre ”påverkanssträcka” (jämfört med K1) från de omgivande potentiellt sura sulfatjordarna. I Kristianstadsområdet uppmättes de lägsta värdena i H3, reningsverksdikedet (tabell 25). Provtagningspunkten var belägen ca 200 m nedströms reningsverkets utsläppspunkt och speglar troligtvis mer eller mindre halterna i vattnet när det lämnar reningsverket.

Tabell 25. Järnhalter i projektets ”grundlokaler”, max, min, års- och vintermedelvärden (december & februari).

Järn (µg/l)	H1	H2	H3	H4	K1	K2	G1	G2
Max	32000	3500	580	1900	170	3100	2600	2500
Min	2100	1900	290	410	47	2200	340	820
Årsmedel	11300	2517	392	978	116	2180	1510	1702
Vintermedel	24000	3250	485	1700	165	2650	1700	1900

Fredriksdalsviken (H1) och punkten H2 (uppströms reningsverksdikedet) hade båda årsmedelvärden långt över USA:s gränsvärde för akut toxicitet för aluminium (750µg/l).

Reningsverksdiket har en stor utspädningsseffekt i Stordiket vilket syns på den kraftiga minskningen i aluminiumhalt mellan H2 och H4 (tabell 26). Årsmedelhalten i H4 ligger, trots utspädningsseffekten, långt över gränsvärdet för kronisk toxicitet och nära gränsvärdet för akut toxicitet. Årsmedelvärdena i Görslövsåns båda punkter (G1 och G2) låg över gränsvärdet för kronisk toxicitet men under det för akut toxicitet. Dock uppmättes vid ett tillfälle halter överstigande gränsen för akut toxicitet i båda provtagningspunkterna. Årsmedelhalten av aluminium i Kävlingeån var mycket låga (tabell 26).

Tabell 26. Aluminiumhalter i projektets ”grundlokaler”, max, min, års- och vintermedelvärden (december & februari).

Aluminium ($\mu\text{g/l}$)	H1	H2	H3	H4	K1	K2	G1	G2
Max	28000	4900	140	1200	21	28	1000	1100
Min	540	560	13	54	5	10	19	14
Årsmedel	11922	2223	56	564	10	15	276	297
Vintermedel	23000	3350	113	1090	17	22	640	645

De höga järn- och aluminiumhalter som uppmätts inom projektet har en kraftig negativ effekt på såväl flora som fauna. Toxiska såväl aluminium- som järnhalter har uppmätts vid flera tillfällen. Framförallt utmärker sig Fredriksdalsviken (H1) och Stordiket (H2) vid Kristianstad med extremhög aluminium- (tabell 26) och järnhalter (tabell 25). I ett examensarbete från Lunds Universitet (Ljungström Rautiainen 2017) togs 5 sparkprover på bottenfauna i bl a vattenprovtagningsspunkten F1 med ett alarmerande resultat, totalt tjugo individer varav arton bestod av stickmyggs-larver fanns i de fem prov som togs på lokalen. Det är inte enbart i vattnet som förutsättningarna för liv/livsmiljöer försvinner utan detta kan även ske på omgivande marker vid höga flöden då vatten med humusbundna järnhydroxider svämmar över och sedimenterar på land. Om partiklarna som sedimenterar är sura kan detta påverka pH i jorden (Farmer 1993). Om marken är sur växer de flesta växter dåligt eller inte alls. Om metaller i jorden dessutom går i lösning på grund av de sura förhållandena kan detta i kombination med en hög totalhalt av sulfider ge störningar samt direkta skador på växten. Utfällningar av metallhydroxider kan även direkt påverka växters fotosyntes genom att t.ex. blockera klyvöppningar och ”kväva” bladen (Naidoo & Chirkoot 2004), påverka en växts etableringsförmåga (Grantz m fl 2003) och på många andra sätt påverka vegetationen tillväxt och utbredning vilket kan leda till t.ex. minskad födotillgång och förlust av livsmiljöer för fåglar och andra djur.

De sura sulfatjordar som identifierats i detta projekt tillsammans med de i många fall toxiska halter av såväl järn som aluminium som uppmätts i vattenrecipienterna är alarmerande. Områdena i projektet består av naturligt vattenmättade marker som dikats (för att sänka grundvattenytan) och vallats in i syfte att vinna odlingsbar mark. En konsekvens med invallningen är att den odlingsbara marken oftast ligger lägre än dräneringsvattnets recipient på grund av kompaktion och bortodling. Detta innebär att dräneringsvattnet måste lyftas/pumpas till recipienten vilket sker stötvis med stora mängder förorenat vatten på kort tid.

Det finns ett stort behov av ökad kunskap om var sura/potentiellt sura sulfatjordar finns i den södra halvan av Sverige samt vilka konsekvenser dessa har på omgivande land- och vattenmiljöer på varje specifik plats. Utökade undersökningar i form av karteringar, inventeringar och provtagningar av jordar och vatten samt flora och fauna i områdena och framtagande av specifika

åtgärder är nödvändig. Till exempel kommer, som ett resultat av identifieringen av sura sulfatjordar i Kristianstadsområdet inom detta projekt, dessa att undersökas närmre inom ett doktorandprojekt på Kalmar Universitet.

Diskussioner bör föras med invallnings-/dikningsföretagen i områdena om möjliga åtgärder, såsom exempelvis reglerbar dränering, ockrafällningsdammar eller återdränkning. En sammanställning och diskussion om lagstiftningen kring markavvattning, företagens skyldigheter och rättigheter samt statens möjligheter finns i bilaga 2.

Tack

Tack till Christian Öhrling, Otto Pile och Marina Becher på SGU för fältarbete (CÖ & OP) och arbete på lab (MB) samt för värdefull hjälp vid tolkning av jordprovsresultaten. Tack även till referensgruppen; Jenny Lonnstad (NV), Gustav Sohlenius (SGU), Emma Kritzberg (LU), Stephan Köhler (SLU), Jesper Goodley Dannisøe (DHI Danmark) och Hans Cronert (Lst Skåne) för värdefulla diskussioner under projektets gång.

Referenser

Canadian Council of Ministers of the Environment. 2014. Water quality guidelines for the protection of aquatic life. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>.

Daniel, E. 1999. Beskrivning till jordartskartan 2D Tomelilla NV. SGU, Serie Ae nr:123.

Farmer, A. 1993. The effects of dust on vegetation: a review. *Environmental Pollution* 79: 63-75.

Grantz, D.A., Gamer, J.H.B. & Johnson, D.W. 2003. Ecological effects of particulate matter. *Environment International* 29: 213-239.

Johnson, A.C., Donnachie, R.L., Sumpter, J.P., Jürgens, M.D., Moeckel, C.M. och Pereira, M.G. 2017. An alternative approach to risk rank chemicals on the threat they pose to the aquatic environment. *Science of the Total Environment* 599-600:1372-1381.

Ljungström Rautiainen, K. 2017. Iron and Aluminum leaching from peatland soils in Southern Sweden – Effects on benthic macroinvertebrates. Examensarbete på masternivå, Lunds universitet.

Madsen, H.B., Jensen, N.H., Jakobsen, B.H. och Platou, S.W. 1985. A method for identification and mapping potentially acid sulfate soils in Jutland, Denmark. *Catena*. 12:363-371.

Naidoo, G. & Chirkoot, D. 2004. The effects of coal dust on photosynthetic performance of the mangrove, *Avicennia marina* in Richards Bay, South Africa. *Environmental Pollution* 127: 359-366.

Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag, andra upplagan. Rapport 4913.

SGU. Jordartskarta 1:25 000-1:100 000. Kartgeneratören.

Sohlenius, G. & Öborn I., 2004: Geochemistry and partitioning of trace elements in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation. *Geoderma* 122, 167–175.

Sohlenius, G. 2011. Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? SGU-rapport 2011:12.

Sohlenius, G., Aroka, N., Wåhlén, H., Uhlbäck, J. & Persson, L. 2015. Sulfidjordar och sura sulfatjordar i Västerbotten och Norrbotten. SGU-rapport 2015:26. Sveriges geologiska undersökning (SGU).

Sohlenius, G., Bastani, M., Persson, L. och Lax, K. 2009. On the recognition of areas with problematic sulphidic sediments using multi-disciplinary data. *Environmental Geology* 56:973–984.

U.S. Environmental Protection Agency. 2018. National Recommended Water Quality Criteria - Aquatic Life Criteria Table. <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>

Åkesson, R. 2017. Naturvårdsplan för Höganäs kommun 2017-2026, Del B – Områdesbeskrivningar. Höganäs kommun.

Åström, M., 2001a: The effect of acid soil leaching on trace element abundance in a medium-sized stream, W. Finland. *Applied Geochemistry* 16. 387-396.

Åström, M., 2001b: Abundance and fractionation patterns of rare earth elements in streams affected by acid sulphate soils. *Chemical Geology* 175, 249–258.

Bilaga 1 – vattenkemi, rådata

H1 – Fredriksdalsviken

	161024	161216	170223	170421	170621	170822
Fe, tot (µg/l)	4100	32000	16000	12000	2100	1600
Fe, filtr (µg/l)	3100	19000	13000	5800	81	20
Al, tot (µg/l)	3800	28000	18000	21000	540	190
Al, filtr (µg/l)	110	19000	6400	86	2,6	7,4
pH	6,4	5,1	5,1	6,5	6,5	6,9
TOC (mg/l)			4,9	5,7	3,8	3,7
Konduktivitet (mS/m)	105	130	120	112	96	78
Vattentemp (°C)	8,8	3,8	5,1	10,5	16	14,2
Syremättnad (%)	71	65,3	76,5	77,9	67,4	69,2
Syre (mg/l)	6,78	7,19	7,73	6,55	5,25	5,05
Turbiditet (FTU)	3	12,73	16,94	27,28	3,21	2,41

H6 - Dike Fredriksdal

	180425
Fe, tot (µg/l)	3800
Fe, filtr (µg/l)	310
Al, tot (µg/l)	1100
Al, filtr (µg/l)	9,1
pH	7
TOC (mg/l)	4,8
Konduktivitet (mS/m)	90
Vattentemp (°C)	9,6
Syremättnad (%)	-
Syre (mg/l)	9
Turbiditet (FTU)	2,79
Färg (mg PT/l)	60
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)	150
Totalfosfor (µg/l)	23
Fosfatfosfor (µg/l)	<2
Totalkväve (µg/l)	4600
NO ₂ -N (µg/l)	4000
Ammoniumkväve (µg/l)	730

Hamiltonhill

	H7	H8	H9
Datum	180425	180425	180425
Fe, tot (µg/l)	2900	12000	2200
Fe, filtr (µg/l)	2000	130	1000
Al, tot (µg/l)	100	310	100
Al, filtr (µg/l)	36	3,8	50
pH	7,5	7,1	7,6
TOC (mg/l)	14	9,8	17
Konduktivitet (mS/m)	51	63	38
Vattentemp (°C)	8	7,1	11
Syremättnad (%)	-	-	-
Syre (mg/l)	9,9	8,8	8,8
Turbiditet (FTU)	1,8	8,15	2,17
Färg (mg PT/l)	120	40	120
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)	140	180	95
Totalfosfor (µg/l)	39	190	38
Fosfatfosfor (µg/l)	8,9	31	3,1
Totalkväve (µg/l)	2900	4400	1600
NO ₂ -N (µg/l)	2200	3600	520
Ammoniumkväve (µg/l)	53	520	21

H2 – Stordiket uppströms

	161024	161216	170223	170421	170621	170822	180425
Fe, tot (µg/l)	2200	3000	3500	1900	2300	2200	3300
Fe, filtr (µg/l)	1000	9,1	620	25	79	330	180
Al, tot (µg/l)	4100	1800	4900	1700	560	280	1400
Al, filtr (µg/l)	280	16	30	14	24	39	66
pH	6,1	7,2	7	7,4	6,7	7,3	7,3
TOC (mg/l)			5,8	7,6	7,3	5,8	14
Konduktivitet (mS/m)	62	92	109	116	73	44	83
Vattentemp (°C)	9,9	4,3	6,3	11,3	19,1	17	10,8
Syremättnad (%)	58,7	51,9	66,2	70	82,2	70,3	-
Syre (mg/l)	4,7	5,5	6,49	6,16	5,8	5,26	8,2
Turbiditet (FTU)	4,6	1,86	9,41	3,53	3,34	4,87	9,52
Färg (mg PT/l)							40
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)							180
Totalfosfor (µg/l)							55
Fosfatfosfor (µg/l)							4,1
Totalkväve (µg/l)							3000
NO ₂ -N (µg/l)							1100
Ammoniumkväve (µg/l)							1100

H3 - Dike från reningsverk

	161024	161216	170223	170421	170621	170822	180425
Fe, tot (µg/l)	290	580	390	390	340	360	1400
Fe, filtr (µg/l)	110	160	120	120	140	160	150
Al, tot (µg/l)	29	140	86	65	13	5,6	120
Al, filtr (µg/l)	12	28	26	18	2,9	2,4	14
pH	7,5	7,5	7,3	7,7	6,7	6,8	7,5
TOC (mg/l)			8,3	7,9	9,1	11	12
Konduktivitet (mS/m)	152	25	225	234	246	237	206
Vattentemp (°C)	14,9	12,8	12	14,5	20,7	20,5	14
Syremättnad (%)	75	48,8	36,4	56,8	59	51,2	-
Syre (mg/l)	6,7	4,58	3,49	4,99	4,37	3,78	4,3
Turbiditet (FTU)	0	0,31	0	0	0	0	2,78
Färg (mg PT/l)							50
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)							350
Totalfosfor (µg/l)							120
Fosfatfosfor (µg/l)							6,2
Totalkväve (µg/l)							4700
NO ₂ -N (µg/l)							4100
Ammoniumkväve (µg/l)							290

H4 - Stordiket nedströms

	161024	161216	170223	170421	170621	170822	180425
Fe, tot (µg/l)	940	1500	1900	790	410	330	2100
Fe, filtr (µg/l)	53	120	75	66	100	120	97
Al, tot (µg/l)	550	980	1200	530	54	71	1000
Al, filtr (µg/l)	23	23	22	26	11	8,5	61
pH	7,1	7,5	7,3	7,6	7,7	7	7,4
TOC (mg/l)			6,5	8,8	9,1	8,6	12
Konduktivitet (mS/m)	104	191	170	192	229	182	139
Vattentemp (°C)	12,1	9,1	8,6	13	20,5	18,9	12,8
Syremättnad (%)	77	40,5	55,5	101,4	62,3	66,5	-
Syre (mg/l)	7,01	4,05	5,39	9,4	4,56	4,95	7,2
Turbiditet (FTU)	0	3,66	2,69	1,49	0	0,07	5,98
Färg (mg PT/l)							30
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)							250
Totalfosfor (µg/l)							86
Fosfatfosfor (µg/l)							3
Totalkväve (µg/l)							3500
NO ₂ -N (µg/l)							2300
Ammoniumkväve (µg/l)							580

H5 – Sidodike

	170223
Fe, tot (µg/l)	4500
Fe, filtr (µg/l)	2300
Al, tot (µg/l)	2800
Al, filtr (µg/l)	19
pH	6,8
TOC (mg/l)	7,1
Konduktivitet (mS/m)	154
Vattentemp (°C)	6,9
Syremättnad (%)	60,7
Syre (mg/l)	5,85
Turbiditet (FTU)	4,61

K1 – Kävlingeån

	161024	161216	170223	170421	170621	170822	180425
Fe, tot (µg/l)	150	170	160	47	93	75	74
Fe, filtr (µg/l)	79	73	54	17	18	11	33
Al, tot (µg/l)	6	13	21	5,8	5,4	6,4	9
Al, filtr (µg/l)	1,7	6,9	4,4	1,3	1,1	1,7	2,4
pH	8,2	8,5	8,5	8,7	8,4	8,6	8,7
TOC (mg/l)			6,3	6,9	6,2	7,1	6,8
Konduktivitet (mS/m)	35	38	49	48	48	45	44
Vattentemp (°C)	7,8	2,9	3,2	7,6	17,5	19,5	10
Syremättnad (%)	78,8	80,4	69,4	62,1	87,3	74,5	
Syre (mg/l)	7,79	8,82	7,28	3,84	6,83	5,82	11,1
Turbiditet (FTU)	0	0	0	0	0	0,64	0
Färg (mg PT/l)							25
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)							160
Totalfosfor (µg/l)							16
Fosfatfosfor (µg/l)							2
Totalkväve (µg/l)							3300
NO ₂ -N (µg/l)							3000
Ammoniumkväve (µg/l)							29

K2 – Pumpbrunn

	161024	161216	170223	170421	170621	170822
Fe, tot (µg/l)	2300	2900	2400	3100	2200	180
Fe, filtr (µg/l)	110	430	1400	1300	530	45
Al, tot (µg/l)	10	15	28	19	10	6,4
Al, filtr (µg/l)	2,7	4,5	12	6,9	4	2
pH	7,9	8,1	7,9	7,8	7,7	7,9
TOC (mg/l)			15	15	11	6,9
Konduktivitet (mS/m)	73	56	62	72	73	45
Vattentemp (°C)	9,7	6,3	6	8	12,2	18,5
Syremättnad (%)	47,3	35,4	45,4	57,5	36,7	73,6
Syre (mg/l)	4,67	3,49	3,92	4,38	3,01	5,73
Turbiditet (FTU)	0,56	0,56	0,53	0	0	1,9

K7 - Kävlingeån nedströms pumpbrunn

	170822	180425
Fe, tot (µg/l)	2900	720
Fe, filtr (µg/l)	1200	370
Al, tot (µg/l)	24	18
Al, filtr (µg/l)	8	4,6
pH	7,1	8,1
TOC (mg/l)	15	9,7
Konduktivitet (mS/m)	76	50
Vattentemp (°C)	13,6	9,7
Syremättnad (%)	53,2	-
Syre (mg/l)	4,14	10,3
Turbiditet (FTU)	1,18	0,37
Färg (mg Pt/l)		40
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)		180
Totalfosfor (µg/l)		43
Fosfatfosfor (µg/l)		10
Totalkväve (µg/l)		2600
NO ₂ -N (µg/l)		2100
Ammoniumkväve (µg/l)		79

Diken vid Kävlingeån

	K3 - Mittpunkt diken	K4 - Dike öster	K5 - Dike väster	K6 - Dike söder
Datum	170621	170421	170421	170421
Fe, tot (µg/l)	210	130	130	370
Fe, filtr (µg/l)	80	38	34	220
Al, tot (µg/l)	13	8,9	7,8	21
Al, filtr (µg/l)	4,6	2,8	2,9	13
pH	8,3	8,7	7,7	8
TOC (mg/l)	8,8	7,6	11	16
Konduktivitet (mS/m)	59	55	90	55
Vattentemp (°C)	14,3	8,2	8	7,7
Syremättnad (%)	70,5	60,5	60,1	63,8
Syre (mg/l)	5,48	4,62	4,81	5,32
Turbiditet (FTU)	0,13	0	0	0

G1 - Görslövs mad

	161024	161216	170223	170421	170621	170822	180425
Fe, tot (µg/l)	2600	2100	1300	1900	340	820	1900
Fe, filtr (µg/l)	51	24	220	29	26	270	73
Al, tot (µg/l)	50	280	1000	250	19	59	95
Al, filtr (µg/l)	2	11	100	19	0,25	7,7	8,5
pH	7,8	7,6	7,8	8,1	7,7	6,9	7,8
TOC (mg/l)			9,8	6,8	9,1	9,4	7,9
Konduktivitet (mS/m)	80	76	74	87	89	78	87
Vattentemp (°C)	7,5	3,8	4,6	8,5	20,6	18,8	13,4
Syremättnad (%)	84,6	60	76,3	84,6	125,9	70,6	
Syre (mg/l)	7,7	6,47	7,05	7,48	9,15	4,81	8,9
Turbiditet (FTU)	6,77	4,84	20,79	6,05	0,76	1,33	4,38
Färg (mg PT/l)							25
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)							240
Totalfosfor (µg/l)							220
Fosfatfosfor (µg/l)							26
Totalkväve (µg/l)							4000
NO ₂₃ -N (µg/l)							3600
Ammoniumkväve (µg/l)							110

G2 - Görslöv nära utloppet

	161024	161216	170223	170421	170621	170822	180425
Fe, tot (µg/l)	2500	2000	1800	2100	820	990	1700
Fe, filtr (µg/l)	42	27	230	42	83	350	82
Al, tot (µg/l)	20	190	1100	220	14	240	78
Al, filtr (µg/l)	1,8	15	110	17	0,5	37	7,1
pH	7,8	7,5	7,9	8	7,1	6,8	7,8
TOC (mg/l)			9	6,9	7,1	8,9	7,4
Konduktivitet (mS/m)	157	84	93	140	288	85	135
Vattentemp (°C)	7,6	4,2	4,3	8,7	20	18,2	12,3
Syremättnad (%)	57	63,7	72,5	88	88,1	70,8	
Syre (mg/l)	5,4	6,51	7,25	7,97	6,44	4,78	9,2
Turbiditet (FTU)	5,78	4,12	22,37	5,44	0,86	3,15	4,36
Färg (mg PT/l)							25
Alkalinitet (HCO ₃ mg/l)							240
Totalfosfor (µg/l)							53
Fosfatfosfor (µg/l)							9,5
Totalkväve (µg/l)							3700
NO ₂₃ -N (µg/l)							3700
Ammoniumkväve (µg/l)							90

Bilaga 2. Lagstiftning markavvattning – Sverige

Den första egentliga lagen omfattande vattenfrågor i Sverige kom 1879 som ett resultat av de accelererande sjösänkningarna och utdikningarna. Lagen kallas därför dikningslagen (DL). Den lag som idag ofta refereras till i utdikningsärenden är 1918 års vattenlag, även kallad den ”äldre vattenlagen” (ÄVL). ÄVL var gällande fram till 1983 då den ersattes med en ny och omstrukturerad vattenlag (VL). I VL infördes begreppet markavvattning, som innebär åtgärder som syftar till att varaktigt torrlägga mark för ett visst ändamål. Fram till 1986 hade lagen som syfte att öka tillgången på odlingsbar mark och förbättra avkastningen samtidigt som allmänna och enskilda intressen bevakades.

Sedan 1986 krävs tillstånd för all markavvattning och efterhand har nya begränsningar införts i lagstiftningen till skydd för natur och miljö. VL införlivades i miljöbalken 1998 som i sin tur blev gällande 1999 och är den lag som råder som juridisk grund för vattenverksamhet idag (Hagerberg m fl 2004, Larsson m fl 2013). Enligt MB 11 kap.17 § är den som äger en vattenanläggning skyldig att underhålla den så att det inte uppkommer skada för allmänna eller enskilda intressen genom ändringar i vattenförhållandena (Jordbruksverket 2009).

Intressekonflikter markavvattning

Dränering, dikning och invallning av jordbruksmarker får i många fall negativa konsekvenser för miljön. Flera miljöer såsom våtmarker och slingrande vattendrag har försvunnit vilket lett till en minskad biodiversitet i jordbrukslandskapet. Markavvattningsåtgärder ökar även läckaget av bland annat kväve, fosfor, pesticider och metaller till vattendrag, sjöar och hav.

Dränerade, odlade gyttejordar med höga sulfidhalter läcker metaller och surt vatten.

Koncentrationerna av många ämnen stiger i vattendrag som passerar områden med sura sulfatjordar. I vissa fall kan halterna av t ex metaller som järn och aluminium långt överskrida utsläppen från industrier (ex Sundström m fl 2002). Ett markavvattningsföretag är till skillnad från industrin dock endast ansvarigt för att leda bort vattnet, men har inget ansvar för att det bortledda vattnet håller god vattenkvalitet.

Läckage av metaller i koncentrationer som är direkt giftiga för levande organismer är inte hållbart i längden. Nedan följer en diskussion om eventuellt möjliga sätt att stoppa en verksamhet med tillstånd om företagens ägare inte vill sluta bruka marken.

1. Verkan av domar och beslut enligt 24 kap. 3 § MB

”Tillståndsmyndigheten får helt eller delvis återkalla tillstånd, dispens eller godkännande som meddelats enligt balken, eller enligt föreskrifter med stöd av balken, och förbjuda fortsatt verksamhet [...]

3. om det till följd av verksamheten eller åtgärden har uppkommit någon olägenhet av väsentlig betydelse som inte förutsågs när verksamheten eller åtgärden tilläts,

7. om det behövs för att uppfylla Sveriges förpliktelser till följd av EU-medlemskapet, [...]

Avveckling av markavvattningsföretag kan handla om såväl helt som delvis återkallande av tillstånd till markavvattning. Enligt en rapport från Miljösamverkan Sverige (2015) är paragrafen sannolikt svårtillämpad. Rent teoretiskt vet man att kraftigt minskat antal våtmarker har lett till väsentliga olägenheter i form av minskad biologisk mångfald, utsläpp av växthusgaser och frigörande av näringsämnen, vilka inte förutsågs när markavvattningsföretagen bildades. Men att återkalla tillståndet för ett enskilt företag kan vara svårt att motivera och kräver mycket speciella omständigheter.

Återkallelse av tillstånd ska normalt följas av ett rivningsåläggande enligt 24 kap. 4 § MB, riktat mot anläggningens ägare.

24 kap. 4 § MB. ”I samband med ett beslut om återkallelse enligt 3 § andra stycket som avser en vattenanläggning skall mark- och miljödomstolen ålägga den som är ansvarig för underhållet av anläggningen att riva ut den och att vidta de åtgärder som behövs för att förebygga eller minska skador genom utrivningen.

I stället för åläggande enligt första stycket får mark- och miljödomstolen medge någon annan vars rätt är beroende av utrivningen eller, till skydd för allmänna intressen, staten, en kommun eller ett vattenförbund att riva ut anläggningen på den underhållsskyldiges bekostnad. Domstolen får också meddela förordnande enligt 11 kap. 20 §. Då äger 11 kap. 20 § fjärde stycket och 21 § motsvarande tillämpning. Lag (2010:923).

2. Verkan av domar och beslut enligt 24 kap. 5 § MB

”I fråga om miljöfarlig verksamhet eller vattenverksamhet får tillståndsmyndigheten ompröva tillstånd när det gäller en bestämmelse om tillåten produktionsmängd eller annan liknande bestämmelse om verksamhetens omfattning, samt ändra eller upphäva villkor eller andra bestämmelser eller meddela nya sådana [...]

2. om verksamheten med någon betydelse medverkar till att en miljökvalitetsnorm inte följs, [...]

5. om det genom verksamheten uppkommit en olägenhet av någon betydelse som inte förutsågs när verksamheten tilläts,

6. om förhållandena i omgivningen har ändrats väsentligt, [...]

Tillståndsmyndigheten får inte med stöd av denna paragraf meddela så ingripande villkor eller andra bestämmelser att verksamheten inte längre kan bedrivas eller att den avsevärt försvåras. Lag (2016:782).”

Omprövning av tillstånd för markavvattning innebär att domstolen kan ändra verksamhetens omfattning och ändra villkoren för verksamheten vilket skulle krävas för att återdränka invallade torvjordar. Dock får ändringarna som omprövningen innebär inte göras så ingripande att verksamheten inte längre kan bedrivas eller att den avsevärt försvåras 24 kap. 5 § MB 5 stycket.

Denna tillämpning har prövats i rätten, i mål M 7741-02 vid Miljööverdomstolen Svea hovrätt, där Kammarkollegiet inte fick gehör för sin önskan att ändra ett sjösänkingsföretags vattenregim till fördel för naturvården.

3. Oförutsedda skador enligt 24 kap. 13§ MB

Om en vattenverksamhet eller en vattenanläggning, som har utförts i enlighet med ett tillstånd enligt denna balk medför skador som inte förutsågs av mark- och miljödomstolen när tillståndet meddelades, får den skadelidande framställa anspråk på ersättning enligt 31 kap.

Om det är frågan om betydande skador för enskild eller för något allmänt intresse, får begäras sådana ändringar på verksamhetsutövarens bekostnad av vattenverksamheten eller vattenanläggningen som, utan att medföra skador för tredje man eller väsentliga olägenheter för tillståndshavaren, är ägnade att förebygga eller minska framtida skador. I fråga om allmänna intressen förs talan av Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten, Kammarkollegiet, länsstyrelse eller kommun.

Anspråk på grund av oförutsedda skador ska för att få tas upp till prövning framställas till mark- och miljödomstolen inom fem år eller den längre tid, högst tjugo år, som kan ha bestämts i samband med tillståndet. Tiden räknas från utgången av den av domstolen bestämda tiden inom vilken arbetena ska vara utförda.[...]

Myndigheter kan göra anspråk om det sker skador som inte förutsågs när tillståndet gavs. Dock måste detta göras inom fem år (beroende på tillståndet max 20 år).

4. Tillsyn 26 kap. 1§ MB

”[...]I fråga om miljöfarlig verksamhet eller vattenverksamhet som omfattas av tillstånd skall tillsynsmyndigheten även fortlöpande bedöma om villkoren är tillräckliga.

Tillsynsmyndigheten skall dessutom, genom rådgivning, information och liknande verksamhet, skapa förutsättningar för att balkens ändamål skall kunna tillgodoses. Lag (2005:182).”

Man skulle möjligen kunna lägga till nya villkor för att kunna minska läckage av metaller. Men om berörda markavvattningsföretag är tillståndsgivna under äldre vattenlagen, när det inte gavs några villkor och man inte kunde förutse de konsekvenser det har blivit idag, kan det troligen vara svårt att hävda rätten att ingripa i vattenanläggningen. ”Bestämmelsen [...] är enligt förarbetena tänkt att användas endast i undantagsfall. Den är hämtad från 40 § miljöskyddslagen (1969:387), enligt vars förarbeten som exempel på en situation som avsågs nämndes en snabbt uppblossande epidemi. VL innehöll ingen motsvarighet.”. En tillämpning av stadgandet skulle kunna tänkas bli aktuell i samband med oförutsedda t.ex. mycket höga flöden i vattendrag som dels kan orsaka allvarliga översvämningar och dels kan medföra risk för dammbrott med allvarliga konsekvenser. I sådana situationer kan det bli fråga om svåra avvägningar mellan skadeverkningarna av en överdämning uppströms dammen och av höga flöden nedströms genom en större tappning genom dammen. En mycket viktig fråga i det sammanhanget är dammsäkerheten. Klarar

dammen en överdämning? Klarar nedströms liggande dammar en högre tappning från dammen (dominoeffekt)?” (Naturvårdsverket 2000b)

5. Föreläggande och förbud 26 kap. 9§ MB

”En tillsynsmyndighet får i det enskilda fallet besluta om de förelägganden och förbud som behövs för att denna balk samt föreskrifter, domar och andra beslut som har meddelats med stöd av balken ska följas.

Mer ingripande åtgärder än vad som behövs i det enskilda fallet får inte tillgripas.

Förelägganden och förbud får inte begränsa ett beslut eller en dom om tillstånd i ansökningsmål som har rättskraft enligt 24 kap. 1 §.

Ett tillståndsbeslut eller en tillståndsdom hindrar dock inte en tillsynsmyndighet från att meddela sådana förelägganden eller förbud som

1. är brådskande och nödvändiga för att undvika att ohälsa eller allvarlig skada på miljön uppkommer, eller [...]”

Länsstyrelsen har som tillsynsmyndighet möjlighet att besluta om föreläggande eller förbud mot vattenverksamhet. Det är svårt att begränsa de beslut som redan ligger i och med tillståndet, men Länsstyrelsen kan göra begränsningar i tillståndet i fall där det t ex är nödvändigt för att undvika allvarlig skada på miljön. Då berörda markavvattningsföretag är tillståndsgivna under äldre vattenlagen när det inte gavs några villkor och man inte kunde förutse de konsekvenser som är synliga idag kan det troligen vara svårt att hävda rätten att ingripa i vattenanläggningen. Enligt förarbetet till bestämmelsen ska föreläggande eller förbud endast ske i undantagsfall. Paragrafen är hämtad från 40§ i Miljöskyddslagen (1969:387) och skulle endast vara aktuell vid t ex epidemier eller vid oförutsedd översvämning som kan ge risk för dammbrott vid höga flöden, speciellt om det kan bli påverkan på nedströms liggande dammar (Naturvårdsverket 2000b).

6. Miljöbrott enligt 29 kap. 1§ MB

”För miljöbrott döms till böter eller fängelse i högst två år den som med uppsåt eller av oaktsamhet

1. orsakar att det i mark, vatten eller luft släpps ut ett ämne som typiskt sett eller i det enskilda fallet medför eller kan medföra

a) en förorening som är skadlig för människors hälsa, djur eller växter i en omfattning som inte har ringa betydelse, eller

b) någon annan betydande olägenhet i miljön, [...]

4. bedriver verksamhet eller vidtar en åtgärd som ändrar yt- eller grundvattennivån på ett sätt som skadar eller kan skada människors hälsa, djur eller växter i en omfattning som inte har ringa betydelse eller som medför eller kan medföra någon annan betydande olägenhet i miljön. [...]

Om en behörig myndighet har tillåtit förfarandet, eller om förfarandet är allmänt vedertaget eller med hänsyn till omständigheterna kan anses försvarligt, döms inte till ansvar enligt denna paragraf. Lag (2016:341).”

Höga halter av aluminium och järn i vattendrag, orsakade av industriutsläpp, skulle varit ett miljöbrott. Miljöbrott kräver dock uppsåt och/eller oaktsamhet, vilket man inte kan hävda när det gäller markavvattning med tillstånd. Tillståndet för verksamheten gör i sig också att miljöbrott inte kan hävdas.

7. Särskild tvångs rätt för vattenverksamhet enligt 28 kap 10 § 1 p. MB

”Den som utför eller skall utföra en vattenverksamhet kan av mark- och miljödomstolen ges rätt att utföra anläggningar eller åtgärder inom fastigheter som tillhör någon annan och ta i anspråk mark eller annat utrymme för detta, när det är fråga om

1. vattenverksamhet som utförs av staten, kommuner eller vattenförbund och som är önskvärda från hälso- eller miljösynpunkt eller som främjar fisket,[...]”

Stat, kommun eller vattenförbund kan få göra åtgärder inom fastigheter som tillhör någon annan. Detta kan vara en möjlighet att använda gentemot markavvattningsföretag som motsäger sig en återdränkning av marken, om man först ansöker om omprövning av verksamhet och sedan anlägger t ex en stor våtmark.

Referenser

- Hagerberg, A., Krook, J. och Reuterskiöld, D. 2004. Åmansboken : vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxån-Braåns vattenvårdskommitté
- Larsson, T., de Maré, L., Lindmark, P., Rangsjö, C.-L. och Johansson, T. 2013. Jordbrukets markavvattningsanläggningar i ett nytt klimat. Jordbruksverket Rapport 2013:14.
- Jordbruksverket. 2009. Klimatförändringarna och juridiken.
- Wesström, I., Hargeby, A. och Tonderski, K. 2017. Miljökonsekvenser av markavvattning och dikesrensning. Naturvårdsverket, Rapport 6777.
- Sundström m fl 2002
- Miljösamverkan Sverige. 2015. Markavvattningsföretag - Vägledning för tillsyn, omprövning och avveckling. Rapportnummer 2015:2.
- Naturvårdsverket. 2000b. Tillsyn över vattenverksamhet Rapportnummer: 5125.