Marks Kommun

Miljöanalys av sediment i en dämd å

Ljungaån, Marks Kommun

Christina Nilsson

Miljö i Mark
2005:2

MILJÖ I MARK är en rapportserie som presenterar planer, utredningar, inventeringar m.m. inom miljövårdsområdet i Marks kommun.

Syftet med *MILJÖ I MARK* är att sprida kunskap om natur och miljö i Mark och att informera om kommunens miljöarbete.

MILJÖ I MARK kan beställas från:

Marks kommun
Miljökontoret
511 80 KINNA

Telefon: 0320 – 21 72 77, 21 72 80
Fax: 0320 – 21 75 03
E-post: mhn@mark.se

Förord

Denna rapport är utförd som ett examensarbete vid geovetenskapliga institutionen, Göteborgs Universitet. Handledare har varit Jan Brouzell. Rapporten kommer att användas som kunskapsunderlag i det fortlöpande arbetet med att bibehålla och förbättra Ljungaåns vattenkvalitet.

Författaren är ensam ansvarig för innehållet i rapporten.

Gunnar Edlund
Miljöinspektör

Sammanfattning

Ljungaån har skurit sig ner i ett grusdelta vid Örby, sydost Kinna i Marks kommun. På 1800-talet byggdes en damm i ån, några kilometer från dess utlopp i Öresjön. Bredvid dammen på grusdeltat byggdes på 1940-talet ett sågverk som varit i drift fram till slutet av 1900-talet. Sågverket har använt dammen för mellanlagring för det timmer som sågades.

Syftet med undersökningen av dammen är att ta reda på vilka föroreningar som finns i sedimentet och som kan komma fria om dammen tas bort och ån återställs till sitt ursprungliga utseende. Undersökningen av dammen är av intresse för flora och fauna, då det finns skyddsvärda arter såsom öring och flodpärlmussla i ån.

Djuplodningar gjordes i mars och mätning av syrehalt utfördes i augusti. Sedimentprover togs i maj med hjälp av Ekmanhuggare och limnioshämtare. Analyserna utfördes av Analycen AB. Sedimentet innehåller mycket organiskt material, mestadels barkrester och spån. Metallanalyserna visar på förhöjda halter av kadmium, arsenik, zink, koppar, krom och järn i stora delar av dammen. Dessa ämnen tros härstamma från jord- och skogsbruk uppströms, men även från de bryggor som tidigare legat i dammen och till viss del finns kvar på botten.

De organiska analyser visar att det framförallt är alifater C_{16}-C_{35} som är höga, på vissa platser mycket över riktvärdet. Analyserna visar att även fenolerna har höga värden på vissa platser. Alifaterna härstammar troligen från olika källor. Det mesta kommer förmodligen från terpener som finns i växtmaterial, men en viss del också från olja. Alifaterna bör undersökas närmare och avgränsas för att underlätta sanering vid en eventuell återställning av ån.

Om sedimentfällor anordnas finns det inget som hindrar en återställning av ån med tanke på metaller. Vad gäller organiska ämnen bör dessa undersökas ytterligare och avgränsas. Det flöde som tillkommer om dammen töms kommer troligen inte att påverka ån och omgivningarna.

Författarens förord

Denna rapport är en del av mitt projekt för magisterexamen (160 poäng) vid Institutionen för Geovetenskaper, Göteborgsuniversitet. Rapporten och de undersökningar jag gjort motsvarar 20 poäng av denna examen. Arbetet har utförts i samarbete med Miljökontoret i Marks Kommun, Västra Götalands region och har syftat till att undersöka ett förorenat sediment i en dämd å. Projektet startade i november 2002, men kom igång på riktigt i maj 2003 då provtagningen kunde ske.

Utan stöd, råd och handräckning från flera personer skulle detta arbete både praktiskt och teoretiskt ha blivit mycket svårare. Detta gör att jag vill tacka flera personer. Först vill jag tacka Miljökontoret i Marks kommun, som gav mig tillfälle att göra detta arbete, och det stöd jag fått där från bland andra Sven-Erik Bergström (Miljöchef) och Gunnar Edlund (Miljöinspektör), men även alla andra på kontoret som hjälpt mig då jag varit där. Christian Carlsson skall ha en alldeles speciell eloge för att han i alla väder ställt upp som fikasällskap och med handräckning, då jag utfört mina fältarbeten men även för givande diskussioner angående undersökningarna.

Därefter vill jag tacka Jan Brouzell, studievägledare och lektor vid Geovetenskapliga Institutionen, som sedan i maj 2004 har varit min handledare och stöttat mig vid rapportskrivandet. I detta sammanhang vill jag också tacka studiekamraterna Anders Fersters och Svante Hall för konstruktiv kritik vid rapportskrivandet. Laila Johannesson, kvartärgeolog Geovetarcentrum, tackar jag speciellt för hjälpen vid starten med mitt projekt. Angående labhandledning och diskussioner/frågor runt mina analyssvar vill jag tacka Sofia Holmberg, Göran Ahlberg och Olof Larsson på Geovetarcentrum.

Jag vill även tacka Marks Kennelklubb, för trevligt bemötande och för att jag fått tillgång till deras marker. För lån av provtagningsutrustning vill jag tacka Jan Stensson och Ragnar L på Zoologiska Institutionen och Mats Medin på Medins Åbiologi. Tack även till Per-Olof Olsson, Gatukontoret, Marks kommun för lån av båt och flytvästar.

Sist men inte minst vill jag tacka mina studiekamrater och övriga i min omgivning för det stöd och tålamod de visat under den här tiden och för den hjälp jag fått i fält.

INNEHÅLL

Förord ..... *I*
Sammanfattning ..... *II*
Författarens förord ..... *III*

1 INLEDNING 1

1.1 BAKGRUND 1
1.2 SYFTE 2
1.3 ORIENTERING 2
1.4 OMRÅDESBESKRIVNING 3
1.4.1 Allmänt *3*
1.4.2 Geologi *3*
1.4.2.1 Berggrund 3
1.4.2.2 Örbydeltats uppbyggnad 3
1.4.3 Hydrologi *4*
1.5 TIDIGARE UNDERSÖKNING 4

2 TEORI 6

2.1 HYDROLOGI 6
2.1.1 Syrehalt *6*
2.2 SEDIMENT 6
2.2.1 Föroreningars utbredning i sediment *7*
2.2.2 TRANSPORT 7
2.3 FÖRORENINGAR 7
2.3.1 Organiska ämnen *7*
2.3.2 Metaller *8*
2.4 NEDBRYTNING AV ORGANISKA ÄMNEN 8

3 METOD/UTFÖRANDE 9

3.1 PROVTAGNINGSMETODER I FÄLT 9
3.1.1 Djup *9*
3.1.2 Sedimentprovtagning *9*
3.1.2.1 Provtagning 10
3.1.2.2 Ekmanhämtare 10
3.1.2.1 Limnioshämtare 10
3.1.3 Syremätning *10*
3.1.4 Flödesmätning *10*
3.2 GLÖDGNINGSFÖRLUST/ORGANISK HALT 11
3.3 ANALYSMETODER 11
3.4 BERÄKNINGAR 12

4 RESULTAT 13

4.1 HYDROLOGI 13
4.1.1 Flöde *13*
4.1.2 Volym och omsättningstid *13*
4.1.3 Syreförhållanden/syrehalt *13*
4.2 SEDIMENT 14
4.2.1 Provbeskrivning *14*
4.2.2 TS-torrsubstans *15*
4.2.3 Glödgningsförlust *16*
4.3 PROVRESULTAT 16
4.3.1 Bedömningsgrunder *16*
4.3.2 Analysresultat *17*

5 DISKUSSION 30

5:1 BESKRIVNING AV DAMMSEDIMENTET OCH HYDROLOGIN 30
5:2 FÖRORENINGAR 32

5:3 RIVNING AV DÄMMET 36

6 SLUTSATSER 38

7 FORTSATTA STUDIER 38

REFERENSER 39

ÖVERSIKTSKARTA 41
RIKTVÄRDEN 42
BEDÖMNINGAR ENLIGT NATURVÅRDSVERKETSBEDÖMNINGSGRUNDER: SYRE 44
BEDÖMNINGAR ENLIGT NATURVÅRDSVERKETS BEDÖMNINGSGRUNDER: METALLER 45
BEDÖMNINGAR ENLIGT NATURVÅRDSVERKETS BEDÖMNINGSGRUNDER: ORGANISKA ÄMNEN 46
FÖRDELNINGSKARTOR ÖVER METALLER 49
Kadmium 49
Arsenik 49
Koppar 49
Krom 50
Zink 50
Bly 50
Järn 51
Fosfor 51
GRUNDVATTENSTRÖMNINGEN PÅ SÅGVERKSTOMTEN 52

Bilagor

Bilaga 1 *Karta över närområdet*
Bilaga 2 *Riktvärde*
Bilaga 3 *Dammdjup*
Bilaga 4 *Bedömningsgrunder – syre*
Bilaga 5 *Bedömningsgrunder – metaller*
Bilaga 6 *Bedömningsgrunder – organiska ämnen*
Bilaga 7 *Enskilda PAH och TEX*
Bilaga 8 *Korrelationstabell*
Bilaga 9 *Kartor över vissa metallers halter*
Bilaga 10 *Karta över grundvattnets strömning på sågverkstomten*
Bilaga 11 *Uträkningsexempel*

Figurförteckning

Figur 1.1 *Översiktskarta* 2
Figur 1.2 *Områdeskarta* 2
Figur 1.3 *Översiktsbild av dammen* 4
Figur 3.1 *Ekmanhuggaren* 9
Figur 3.2 *Limnioshämtaren* 9
Figur 4.1 *Platserna för syremätning* 12
Figur 4.2 *Provpunkternas placering* 13
Figur 4.3 *Analysresultat för torrsubstans* 15
Figur 5.1 *Den djupaste rännan i dammen* 27
Figur 5.2 *Flödet nedströms dämmet vid hög- och lågvatten* 27
Figur 5.3 *Jämförelse mellan koppar krom och arsenik* 29
Figur 5.4 *Timmer och bryggrester synliga vid lågvatten* 30

Tabellförteckning

Tabell 4.1 *Uppmätta syrehalter i dammen* 12
Tabell 4.2 *Torrsubstans* 15
Tabell 4.3 *Glödgningsrest* 15
Tabell 4.4 *Halter av organiska ämnen i R12* 16
Tabell 4.5 *Metallhalter i R12* 16
Tabell 4.6 *Halter av organiska ämnen i A2* 17

Tabell 4.7 *Metallhalter i A2* 18
Tabell 4.8 *Halter av organiska ämnen i I3* 18
Tabell 4.9 *Metallhalter i I3* 19
Tabell 4.10 *Halter av organiska ämnen i SY4* 20
Tabell 4.11 *Metallhalter i SY4* 20
Tabell 4.12 *Halter av organiska ämnen i SD4* 21
Tabell 4.13 *Metallhalter i SD4* 21
Tabell 4.14 *Metallhalter i M1* 22
Tabell 4.15 *Metallhalter i M2* 23
Tabell 4.16 *Metallhalter i M3* 23
Tabell 4.17 *Metallhalter i M4* 24
Tabell 4.18 *Metallhalter i M5* 25
Tabell 4.19 *Metallhalter i M6* 25
Tabell 4.20 *Metallhalter i M7* 26

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Intill samhället Örby, strax sydväst Kinna i Marks kommun, rinner Ljungaån, där den har skurit sig ner i ett grusdelta. Ljungaån, som har sitt utlopp i Östra Öresjön, är 15 km lång och har ett avrinningsområde på ca 70 km^2 [Henriksson, 1991]. Den rinner genom Marks kommun förutom den östligaste tredjedelen som rinner genom Svenjunga kommun. Ån domineras i strandkorridoren av barr- och blandskog, men även en del myr- och jordbruksmark förekommer [Halvorsen, 1997]. Ljungaån är av stort intresse för flora och fauna. I ån finns skyddsvärda arter som flodpärlmussla, öring och safsa, av vilka den sistnämnda är fredad i länet [Halvorsen, 1997].

På 1800-talet dämdes Ljungaån upp ca två kilometer från sitt utlopp, troligen för att driva en kvarn nedströms dammen. Ritningar visar ett djup på 5 m där dämmet är som djupast [Lennartsson, H. 1995]. Dämmet har vid minst ett tillfälle restaurerats och höjts.

På dammens norra sida ligger ett nedlagt sågverk. Verksamheten där startade 1943 och avslutades 1999. Sågverkets huvudverksamhet har varit sågning och hyvling. Det sågade virket doppades bland annat i santobrite, som innehöll PCP (pentaklorfenol). Även impregnering skedde, men då säsongsvis av inhyrd verksamhetsutövare [muntligt Rolf Wallerdal, 2002].

Sågverket använde den närliggande dammen som mellanlager för det timmer som skulle sågas. Det förekom både timmer med och utan bark i dammen, men inget behandlat timmer [muntligt Bertil Zelander, 2002-12-09]. Timret drogs upp med hjälp av ett transportband, som var beläget nära dämningen.

Dammen är inte lagligförklarad och om den får vara kvar eller inte vet man idag inget om. Markägaren har ansökt om att bygga ett minikraftverk i anslutning till dammen [A. Elm, 2004]. Ansökan om kraftverksbygge och höjning av dammen avslogs i februari 2003 av vattendomstolen, men har överklagats. Naturintresserade vill att dammen skall rivas, för att hjälpa bland annat öringen att komma högre upp i ån och leka.

Frågan är hur förorenad dammen kan vara och framförallt dess bottensediment. Jordmiljö Nordic AB har på uppdrag av Marks Sågverks AB (2001-06) utfört en miljöteknisk undersökning vid Örby sågverk. Vid denna undersökning togs även ett prov på bottensedimentet i dammen. Analyserna visade på förhöjda värden av bl a alifater, bensen, PAH och vissa tungmetaller [Jordmiljö Nordic AB, 2001-08-21].

1.2 Syfte

Detta arbete är en utökad förundersökning för att utröna om det finns föroreningar i hela dammsedimentet. Syftet är att ta reda på vilka föroreningar som finns i dammsedimentet och som kan lösas ut från sedimentet om dammen rivs, att beräkna flöde och nivåökning vid en eventuell rivning av dämmet. Dammens volym och åns flöde mäts för att se hur mycket vatten som kommer att släppas ut om dammen rivs och eventuellt förändra strömfåran.

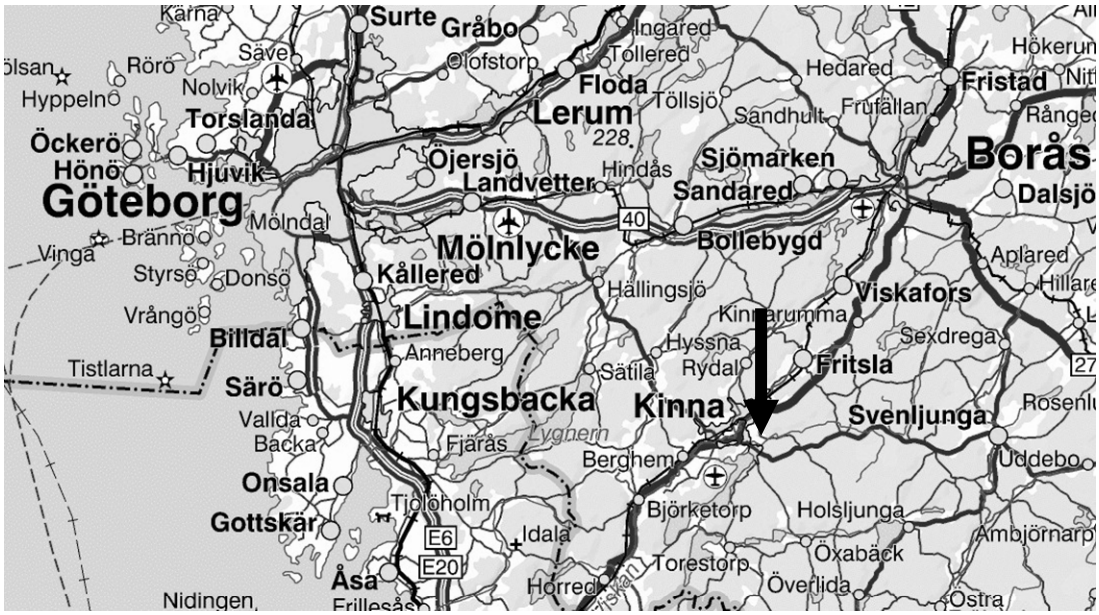
Frågeställning:

Är en återställning av ån möjlig med tanke på

- den vattenvolym som dammen har och hur den påverkar omgivningarna nedströms vid en tappning
- det sediment som sedimenterat i dammen och som kan komma i rörelse vid en tömning
- de föroreningar som kan finnas fastlagda i sedimentet och som kan komma fria vid en tömning och påverka miljön nedströms

1.3 Orientering

Undersökningsområdet är beläget i Marks kommun, 3 km sydöst Kinna centrum i Västra Götalands region. Se figur 1.1.

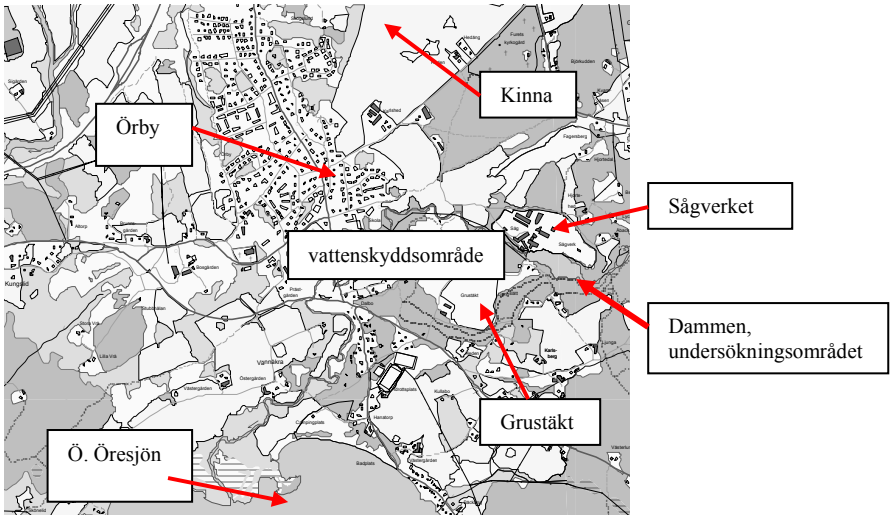


Figur 1.1 O*rienteringskarta. Pilen visar dammens placering. [Sverigekartan]. Skala 1:7500*

1.4 Områdesbeskrivning

1.4.1 Allmänt

Området är ett isälvdelta, Örbydeltat, som Ljungaån skurit sig ner i [Hellgren, 1977]. Cirka 200 m sydväst dammen finns en aktiv grustäkt i deltat. Samhället Örby ligger 1 km nedströms, se figur 1.2. I närheten av dammen och ån har också Örby sin vattentäkt. Gränsen för vattenskyddsområdet går mitt i ån nedströms dammen. Detta gör att vattnet i ån inte bör förorenas. Uppströms och vid dammen finns det skogsmark och nedströms är det ängs- och åkermark.
Intill dammen ligger ett nedlagt sågverk. Uppströms sägs det ligga en gammal gruva [muntligt B. Zelander, 021209].



Figur 1.2 *Områdeskarta (Kommun ekonomiska kartan, Auto-ka-vy) Skala 1:20000*

1.4.2 Geologi

1.4.2.1 Berggrund

Berggrunden i Marks kommun utgörs av urberg, dvs. den är äldre än 600 miljoner år. I kommunen finns magmatiska och metamorfa bergarter, vilka är mellan 900-1200 miljoner år gamla. Den västsvenska regionen, vari Marks kommun ligger, består till största delen av mer eller mindre förskiffrad berggrund (gnejs). Mineralerna i gnejsen är kvarts, kalifältspat, plagioklas, biotit och hornblände. Gnejsen är vanligen grå eller röd och ådrad homogen eller bandad till utseendet och bildad ur magmatiska bergarter. Gångar och linser av basiska bergarter av amfibolittyp förekommer här och var. Pegmatitgångar förekommer på flera håll dvs breda stråk av en ljus bergart med grov struktur [Hellgren, 1979].

1.4.2.2 Örbydeltats uppbyggnad

Örbydeltat har en plan och jämn överyta med markerade distalbranter åt söder och öster, medan västsidan successivt planar ut mot berg och ansluter till de moränklädda höjderna vid Örby kyrka [Hellgren, 1979].

Örbydeltat har dels byggts upp av en isälv från öster (Ljungådalen) och eventuellt en isälv från norr (Gullberg, Hallalycke) och dels genom issjöavlopp från Ätraissjöarna. Dräneringslederna har mynnat i den forna havsfjorden, vars norra begränsningar utgjorts av

Örby-avlagringar. Glacifluviala avlagringar åt öster och nordost visar huvudsträckningen av isälven. Kalspolning på Ljungaåns dalsidor vittnar också om isälvens framfart (bilaga 1).

Deltat har haft två skilda mataområden, dels vid Ljungaslätt och dels 250 m NV gården Maden. Landhöjningen gjorde att deltats överyta (idag 75 m ö h) låg högre än havets nivå. Den forna Ljungaån började därefter erodera och skära sig ner i deltats lösa och vattenmättade material. Exempel på en mindre och ganska grund erosionsränna finns rakt sydväst om sågdammens dämning. Erosionsrännan kan följas en bit i sydvästlig riktning mot fotbollsplanen, men sydväst om dämningen har täktverksamheten utplånat spåren av ursprunglig topografi [Hellgren, 1979].

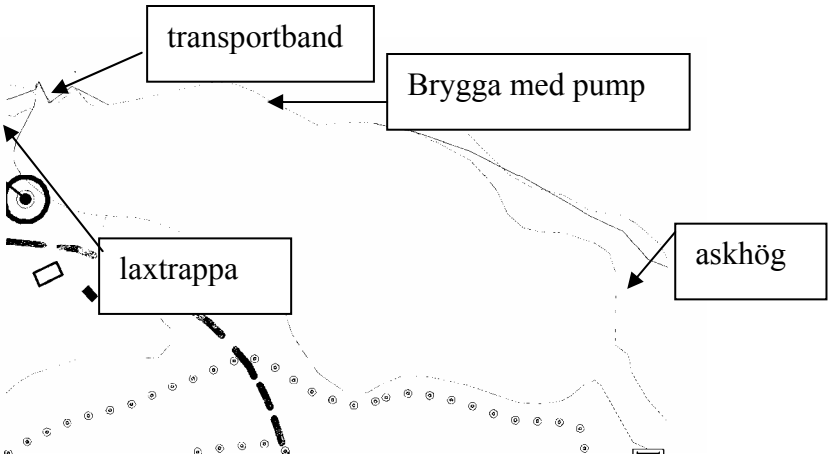
Den gamla erosionsrännan möter Ljungaåns dalgång norr om den större grustäkten [Hellgren, 1977]. Den kraftiga erosionen har åstadkommit stora brinkar, som i Ljungaåns dalgång, men också vid sågverket nordost om täkten. Berghäll förekommer på flera ställen i själva deltat, förutom de hällområden som omger det åt öster och norr. Hällutgåendena är typiskt toppiga, vilket indikerar att berggrundens topografi här är kraftigt oregelbunden. Djupet till underliggande häll kan på de flesta håll inom deltat vara ganska stort [Hellgren, 1979].

1.4.3 Hydrologi

Ljungaån har en medelvattenföring på 1,2 m^3/s vid sitt utlopp i Ö. Öresjön [Henriksson, 1991]. Åns medelhögvattenföring är enligt SMHI (970513) 7 m^3/s och medellågvattenföringen är 0,1 m^3/s.

1.5 Tidigare undersökning

Tidigare undersökning är utförd av Jordmiljö Nordic AB på uppdrag av Marks sågverk AB. Sedimentprovet togs med hjälp av en sedimentprovtagare (enligt beskrivning en Ekmanhämtare) på sågverkssidan några meter från sedimentationsdammarna, dvs ungefär på den plats där transportbandet varit placerat [muntligt Stefan Bylin, 2002-12-18]. Se figur 1.3.



Figur 1.3: *Översiktsbild av dammen. (Kartan är hämtad från auto-ka-vy.)*

Sedimentet bestod till stor del av organiskt material i form av barkrester mm. Vid provtagningen bubblade det upp sumpgas, vilket är en naturlig nedbrytningsprodukt av organiskt material [Jordmiljö Nordic AB, 2001-08-21].

De metaller vars värden klassades som måttligt höga till höga enligt NV rapport 4920 var arsenik, kadmium, koppar, nickel, bly och zink. Det uppmättes inga halter av klorfenoler i sedimentprovet, däremot var halterna av alifater i fraktionen $>C_{16}$-C_{35} förhöjda. Även halterna av aromaten bensen ($>C_6$) var förhöjda medan halterna för de cancerogena PAH höll sig på riktvärdet för KM (se vidare bilaga 2) och därunder [Jordmiljö Nordic AB, 2001-08-21].

De höga metallhalterna i sedimentet tros inte härstamma från sågverket och den verksamhet som pågått där [Jordmiljö Nordic AB, 2001-09-26]. Alifaterna C_{16}-C_{35} kommer troligtvis från de smörjoljor man använt för att smörja transportbandet [muntligt Stefan Bylin, 2002-12-18].

Den höga halten bensen förklaras med att polyaromatiska kolväten bryts ned till enklare bensenringar [Jordmiljö Nordic AB, 2001-08-21].

Att halterna av petroleumkolväten, alifater C_{16}-C_{35} och bensen, och metaller är så höga förklaras med den höga andelen av organiskt material i sedimentet. Detta medför att det kan ske en anrikning av föroreningarna i sedimentet. Om det inte sker någon ny tillförsel av petroleumkolväten så kommer troligtvis dessa att minska på grund av den biologiska nedbrytningen [Jordmiljö Nordic AB, 2001-09-26].

Jordmiljö Nordic AB menar också att muddring enbart skulle röra upp det förorenade sedimentet och leda till en ökad spridning av föroreningarna nedströms dammen, vilket kan leda till att Örbys vattentäkt förorenas [Jordmiljö Nordic AB, 2001-08-21].

Jordmiljö Nordic AB anser att: ”föroreningarna i bottensedimentet föranleder för närvarande inte några direkta saneringsåtgärder. Ett kontrollprogram bör upprättas avseende provtagning på ytvatten och sediment uppströms och nedströms dammen.” De fortsätter: ”Vid eventuell urlakning av föroreningar från sediment till vatten kan man innesluta föroreningarna genom sandtäckning.”

2 Teori

Föroreningar av mark och vatten från industriell verksamhet har pågått under hundratals år. Områden som förorenats benämns förorenade områden eller efterbehandlingsobjekt och är enligt Naturvårdsverket ett område, en deponi, mark, grundvatten eller sediment som är förorenat och vars föroreningshalter överskrider lokal/regional bakgrundshalt [SNV rapport 4638, 1997].

2.1 Hydrologi

Omsättningstiden har betydelse för vattenkvaliteten eftersom den påverkar utspädning, sedimentation och biologiska och kemiska processer [Bergström, 1999].

Vattenföringen varierar under året beroende på mängden nederbörd, avdunstning och magasinering. De södra delarna av landet karaktäriseras av lågvatten på sommaren och i regel hög vattenföring med ett antal flöden såväl höst som vår men även under vintern [Falkenmark & Forsman, 1988].

2.1.1 Syrehalt

Syretillståndet varierar främst beroende på produktionsförhållandena och den organiska belastningen. Syresituationen i vattendrag är normalt sämst vid låg vattenföring, speciellt i förorenade vattendrag. I ytliga vattenskikt av oskiktade sjöar och i rinnande vatten kan betydande dygnsvariation förekomma då det gäller syrehalt och syremättnad [SNV rapport 4913, 2000].

Syrgashalten kan ge en missvisande bild av syretillståndet framförallt i rinnande vatten på grund av variationer i syretillförsel och organisk belastning. Därför bör man också ta hänsyn till halten syretärande ämnen. Halten av organiskt material tillför väsentlig information om risken för att låga syrgashalter kan uppträda mellan de tillfällen syrgashalten mäts.

Hög syrgashalt eller syrgasmättnad är inte alltid ett tecken på en ”frisk” miljö eftersom växternas assimilation kan ge mättnadsvärden på över 100 % i näringsrika vatten [SNV rapport 4913, 2000].

2.2 Sediment

Sedimentets utseende återspeglar både naturliga och av människan styrda processer och förändringar. De faktorer som påverkar sedimentets utbredning och sammansättning är de lokala hydrologiska, de bottendynamiska (ackumulation, transport och erosion) och de topografiska [Asplund, 1979].

Mineral och organiskt fasta partiklar bygger upp sedimentet. Typen av mineral och organiskt fasta partiklar bestäms av dess ursprung medan avlagringsmiljön reglerar partikelstorleken [Asplund, 1979]. Kornstorleken och ett organiskt innehåll i jord påverkar dess struktur och egenskaper [Larsson mfl, 1985]. Ett oförmultnat organiskt material har genom sin partikelform och sina fibrer en förmåga att bygga upp en mycket öppnare struktur än motsvarande oorganiskt material [Larsson mfl, 1985].

Den största andelen av naturligt förekommande organiskt material är humusföreningar. Dessa förekommer i allmänhet i jord, sediment och naturliga vatten. Humusföreningar påverkar de

fysikaliska, biokemiska, geokemiska och biologiska egenskaperna hos ett sediment. Humusföreningarna har även en avgörande inverkan på ackumulering av tungmetaller i sediment [Asplund, 1979].

Vissa organiska föreningar, t ex PAH, kan genom biologiska processer inkorporeras i humus [SNV rapport 4473, 1995].

Sedimentation är den process då organiskt och oorganiskt material deponeras på botten. Det organiska materialet som når botten bryts ner och då åtgår det syre. Om det sedimenterar mycket organiskt material finns det risk för att syrebrist i vattnet kan uppstå.

2.2.1 Föroreningars utbredning i sediment

Tungmetaller kan vara bundna till sedimentpartiklar på olika sätt bl a som hörande till strukturen, som katjoner eller som sorberat material. Det finns en positiv korrelation mellan halten organiskt kol och tungmetaller i sediment men denna positiva korrelation behöver inte förutsätta ett samband eftersom de i sin tur kan kontrolleras av den finkorniga fraktionen i sedimentet. Tungmetallhalterna är vanligtvis höga vid gränsytan mellan sediment och vatten [Asplund, 1979].

Föroreningars utbredning i sediment kan indelas i två typer. Den första är i separat sjunkande fas eller bundna till snabbt sjunkande fast fas, t ex blyhagel och tunga oljor. Spridningsförutsättningarna för dessa är ofta små eller måttliga. Den andra är utbredningen av föroreningar som i ett första skede transporteras med ytvattnet, t ex som lösta i detta. Dessa föroreningar kan, under vissa förutsättningar, sedimentera och förorena sedimentet. För att föroreningar som befinner sig i vattenfas skall kunna sedimentera måste hastigheten på vattnet vara relativt låg och det måste finnas partiklar som de lösta föroreningarna kan fästa på [SNV rapport 4918, 1999].

2.2.2 Transport

Vatten transporterar stora mängder lösta och suspenderade ämnen. Transporten påverkas i huvudsak av geologiska förhållanden, markanvändningen i avrinningsområdet, hydrologiska och klimatologiska förhållanden samt biologiska processer [Bergström, 1999].

Sjöar och vattenmagasin (t.ex. dammar) har stor betydelse för transport av lösta och suspenderade ämnen genom att stora mängder material sedimenterar när vattenhastigheten är låg [Bergström, 1999]

Naturligt förekommande makromolekyler, som humusämnen, är av betydelse för tungmetallers rörlighet i jordar. Om metalljonen binds starkt till komplexet ökar dess rörlighet, men kan minska i rörlighet då humusämnena binds vid mineralytor i jorden. Genom sammanslagning till stora komplex i lösning kan så småningom partiklar bildas [SNV rapport 4473, 1995].

2.3 Föroreningar

2.3.1 Organiska ämnen

Alifater är kolvätekedjor av olika längd dvs varierande antal kolatomer. De är vanligtvis raka eller grenade kolkedjor med varierande antal kolatomer. Dessa kolkedjor kan bestå av

enkelbindningar (alkaner), dubbelbindningar (alkener) eller trippelbindningar (alkyner). Alkaner kallas också parafiner [SNV rapport 4889, 1998].

Aromatiska kolväten är omättade cykliska kolväten dvs de innehåller dubbelbindningar. Dessa har en struktur som bygger på att en eller flera bensenmolekyler (C_6H_6), där sex kolatomer är sammanbundna till en ring. Detta gör dem till mycket stabila kolväten. Kombinationer med alifatiska sidokedjor eller andra mättade eller omättade ringar till bensenstrukturen resulterar i hundratals varianter. Exempel på ämnen med en bensenring är bensen, toluen, xylen och etylbensen. Om ämnena består av flera sammansatta bensenringar kallas de polycykliska aromatiska kolväten, PAH [SNV rapport 4889, 1998].

Petroleum kännetecknas av minskande flyktighet och vattenlöslighet med ökande antal kolatomer. Förmågan att binda till organiskt material ökar med antalet kolatomer [SNV rapport 4889, 1998]. Generellt har aromatiska kolväten högre vattenlöslighet och sämre förmåga att bindas till organiskt material än alifatiska kolväten. De är därför oftast mer mobila [SNV rapport 4889, 1998].

2.3.2 Metaller

Tungmetaller är grundämnen vars densitet överstiger 5 g/cm^3, men även arsenik brukar räknas hit trots att det är en halvmetall. Metaller förekommer oftast i jonform och kan adsorberas till andra laddade partiklar.

I sötvatten förekommer metaller naturligt i låga halter. Medan metallhalten i sediment och organismer är högre på grund av anrikning. Halten av metaller i sjöar eller vattendrag påverkas bland annat av berggrund och jordarter i avrinningsområdet, men även av vattnets surhet och organiska innehåll under naturliga förhållanden. I små mängder fyller vissa metaller viktiga biologiska funktioner [SNV rapport 4913, 2000].

Tungmetallhalten är i regel högre i porvattnet än i det överliggande vattnet. Detta beror på den uppåtriktad diffussion av metaller som förekommer i en sedimentpelare. En förhöjd tungmetallhalt i porvattnet kan även bero på bildning av organiska komplex eller på jämvikter i fasta faser [Asplund, 1979].

2.4 Nedbrytning av organiska ämnen

Då organiska ämnen bryts ner och omvandlas påverkas deras mobilitet och toxicitet. Nedbrytningen kan ske genom biologiska processer och genom abiotiska (icke-levande) reaktioner [SNV rapport 4473, 1995]. En fullständig nedbrytning av organiskt material till oorganiskt (koldioxid, vatten, sulfat, nitrat eller ammoniak) kallas mineralisering. En ofullständig nedbrytning kan leda till bildning av mer eller mindre toxiska föreningar [SNV rapport 4473, 1995].

3 Metod/Utförande

3.1 Provtagningsmetoder i fält

Undersökningens syfte var att reda ut vilka föroreningar som finns i sedimentet, beräkna vattenvolymen och flödesförändringar vid en tömning av dammen. Som grund till beräkningar och analyser utfördes djuplodning, sedimentprovtagning och flödesmätning.

3.1.1 Djup

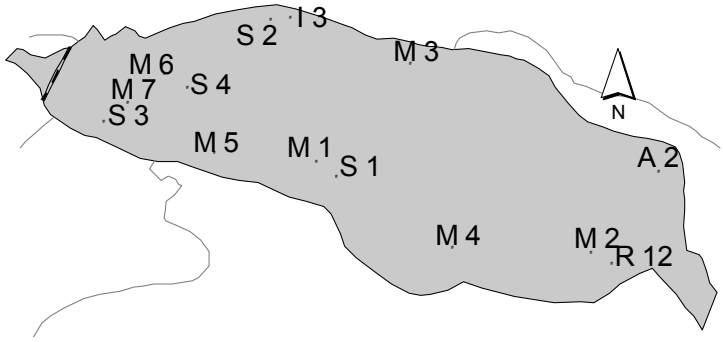
Djupmätningarna gjordes i början av mars då dammen var istäckt. Nio profiler i nord-sydlig riktning borrades upp med isborr och totalt lodades omkring 40 hål. Antalet lodningar per profil var beroende av dammens bredd. Dessutom mättes djupet utmed dämmet på tre platser. Avläsningarna gjordes vid isens överkant (bilaga 3).

3.1.2 Sedimentprovtagning

Sedimentprov togs på ca 14 platser i dammen. De analyser som utfördes på sedimentet var metallanalyser (18 metaller), PAH, fenoler och organiska analyser (innefattade bl a alifater och aromater). Analyserna baserades på vad som tidigare analyserats och påträffats och efter samtal med Lennart Larsson (SGI), Stefan Bylin (Jordmiljö Nordic AB) och Per Sahlin (Analycen Nordic AB). Analysmöjligheterna begränsades på grund av ekonomin.

Fördelningen av analyserna på de olika platserna bestämdes efter samtal med Siv Hansson (Länsstyrelsen), Sven-Erik Bergström (Miljöchef, Marks kommun), Gunnar Edlund (Miljöinspektör, Marks kommun) och examinator Rodney Stevens (Professor, Geovetarcentrum, Göteborgs Universitet). Analysplatsernas placering återges i figur 3.1. Fördelningen av analyserna blev följande:

- Referensplatsen (R12) bestämdes till strax sydväst om inloppet eftersom det inte gick att ta något prov direkt i inloppet på grund av blockighet. På detta prov gjordes alla planerade analyser. Provet togs i sedimentets yta med Ekmanhämtare.



Figur 3.1 *Provpunkternas placering i dammen.*

- Samtliga analyser utfördes på två i förväg utvalda platser. Den ena platsen var nedanför den askhög (med aska från värmepannan) som varit placerad norr om inloppet (A2), fig. 1.3, och den andra vid den brygga som sågverket haft en pump (I3). 60 m ovanför denna brygga hade impregnering skett på sågverkstomten, [muntligt A. Larsson, 2003].

- Sju platser där enbart metallanalyser skedde fördelades över hela dammen (M1-7).

- Två samlingsprov på 4 platser och 2 nivåer i sedimentet togs (S1-4). Detta innebar att alla proverna från samma nivå samlades i ett gemensamt kärl och utgjorde ett prov. Nivåerna var dels i sedimentets yta och dels 15 cm ner i sedimentet.

3.1.2.1 Provtagning

Provtagningen gjordes från båt. Djupet mättes, sedimentets utseende noterades och platsen markerades på kartan. Samlingsproverna togs med en limnioshämtare (lånad av Medins Åbiologi AB) och övriga prover togs med Ekmanhämtare (lånad av Jan Stensson på Zoologiska institutionen Göteborgs universitet).

3.1.2.2 Ekmanhämtare

Ekmanhämtare, figur 3.2, är en bottenhuggare som fungerar som en grävskopa och används för provtagning av det översta skiktet i sedimentet. Den har två kraftiga käftar som slår igen vid provtagningen. Nackdelen med denna provtagning är att finpartiklar sköljs bort och därmed blir underrepresenterade i provet. Ekmanhämtare används främst för provtagning i lösare sediment [SGF Rapport 1:2001, 2001].

Figur 3.2 *Ekmanhuggaren, Foto: A. Elm*

3.1.2.1 Limnioshämtare

Limnioshämtaren, figur 3.3, är en rörprovtagare, med vilken man kan skikta sedimentet horisontellt. Rörprovtagare används för att i lösa sediment erhålla sedimentprofiler från ytliga, lättrörliga sedimentskikt ner till leran [SGF Rapport 1:2001, 2001].

Figur 3.3 *Limnioshämtaren, Foto:C. Nilsson*

3.1.3 Syremätning

Syremätningarna gjordes från kanot i slutet av augusti. Syrehalten mättes med hjälp av syremätare Milwaukee art nr 61391 med fyra meter lång sladd (lånad av Jan Brouzell, Institutionen för Geovetenskaper, Göteborgs Universitet). Vid mätningen mättes först djupet med lod på platsen, därefter syrehalten vid botten och ytan. Mätningar gjordes på tretton platser i dammen.

3.1.4 Flödesmätning

Mätningarna utfördes den 26 oktober med hjälp av latta, måttband, tidtagarur och flottör (i detta fall vasstrå). Platsen för mätningarna var vid bron 350 m nedströms dämmet. Djup och bredd mättes och en profil över tvärsnittsarean av ån vid mätpunkterna upprättades. Med hjälp av dessa kunde sedan flödesberäkningar göras.

3.2 Glödgningsförlust/Organisk halt

Glödgning skedde enligt svensk standard [SS 02 81 13]. Deglarna glödgades 1 timme i 550ºC och proverna torkades i 105ºC och mortlades. Då deglarna och proverna svalnat i exsickator vägdes de in. Därefter glödgades proverna ett flertal gånger i 550ºC. Efter 7 timmar kunde ingen märkbar viktförändring uppmätas. Före varje invägning avsvalnade deglarna i exsickator.

3.3 Analysmetoder

Analyserna utfördes av Analycen, ett ackrediterat analysföretag. De sedimentanalyser som gjordes var metallanalyser, PAH, organiska analyser och destillerbara fenoler.

Metallanalyserna gjordes med ICP-MS och ICP-AES. I ICP-MS sönderdelas provet och joniseras i ett plasma med hög temperatur. Jonerna som bildas analyseras med en mass-spektrometer. I ICP-AES sönderdelas också provet med hjälp av ett plasma med hög temperatur. Den höga temperaturen gör att både joner och atomer emitterar ljus. Då olika metaller sänder ut ljus med olika specifika våglängder kan man bestämma deras koncentrationer genom att mäta detta ljus [Analycen Nordic AB, 2003].
Instrumenten som användes för de organiska analyserna har en separerande del och en detekterande del. Den separerande delen är antingen en gaskromatograf eller en vätskekromatograf. Gaskromatografen separerar substanserna genom att låta provet vandra genom en tunn kapillärkolonn, under ett flöde av gas (helium, kvävgas eller vätgas) med olika temperatur [Analycen Nordic AB, 2003].

För övriga analyser användes gaskromatograf – masspektrometer (GC – MS) [Analycen Nordic AB, juni 2003]. Här joniseras och fragmenteras substanserna i ett mycket kraftigt elektrostatiskt fält då substanserna kommer ut från kapillärkolonnen. Jonerna accelereras sedan i en jonkanon och böjs av i ett elektriskt eller magnetiskt fält som gör det möjligt att bestämma massan hos varje fragment. Olika substanser ger unika spektran eftersom fragmenteringsmönstret är olika beroende på substansens struktur. Instrumentet kan därför användas för identifiering av okända substanser i ett prov [Analycen Nordic AB, 2003].

För BTEX användes en GC – MS (se ovan) med statisk headspace [Analycen Nordic AB, juni 2003]. I headspacetekniken fylls en gastät behållare till hälften med vatten eller jord utspädd med vatten. Behållaren värms upp och gasen ovanför vätskeytan injiceras på en gaskromatograf. Tekniken innebär hög känslighet och låg kontamineringsrisk för flyktiga ämnen. Alifater större än 16 kol är emellertid för tunga för att reproducerbart kunna förflyktigas och kan därför inte analyseras med denna teknik [Analycen Nordic AB, 2003].

3.4 Beräkningar

Medeldjupet (= D) beräknades utifrån följande: alla lodningarna (= n) adderades därefter dividerades de med antalet gjorda lodningar (= N).

$$D = \sum n/N \qquad (3:1)$$

Volymen (= V) beräknades enligt formel:

$$V = \text{arean} \cdot \text{djupet} \qquad (3:2)$$

Flöde och nivåförändringar beräknades enligt följande formel:

$$Q = k \cdot v \cdot A \qquad (3:3)$$

Q = flöde (m^3/s)
k = bottenråhetskonstant, varierar mellan 0,5 (stenig botten) och 0,9 (slät botten)
v = flottörhastighet (m/s)
t = tid (s)

Den teoretiska omsättningstiden räknades ut genom att volymen dividerades med medelflödet[Bergström, 1999].

$$T = V/(Q \cdot 86400) = \text{dygn} \quad (3:4)$$

Det värde som erhölls var ett teoretiskt värde, vilket gjorde att det inte stämmer med verkligheten. Detta beror på att tillrinningen till dammen varierar och att det inte är säkert att hela dammen/vattensamlingen deltar i vattenutbytet på ett likartat sätt [Bergström, 1999].

Flödeshastigheten vid tömning beräknades enligt följande formel:

$$Q = V/t$$

Q = flödeshastighet (m^3/s)
V = volym (m^3)
t = tid (s)

4 Resultat

4.1 Hydrologi

Dammen är på det längsta stället ca 300 m lång och dess bredd varierar mellan 40 – 120 m Omkretsen på dammen är ca 750 m och dess area är ca 22 000 m^2, (uppmätt i auto-ka-vy, Marks kommun ekonomiska digitalkarta).

4.1.1 Flöde

Bredden på mätplatsen är 7 m varför tvärsnittsarean blir 1,69 m^2 (uträknat med hjälp av de djupmätningar som gjordes). Den genomsnittliga flottörhastigheten vid mättillfället var 0,13 m/s. Botten på platsen bedömdes som stenig vilket gör att bottenråhetskonstanten är satt till 0,6.

Flödeshastigheten vid mättillfället blir då:

$$Q = 0{,}6 \cdot 0{,}13 \cdot 1{,}69 \approx 0{,}13 \text{ m}^3/\text{s}$$

Detta ger en hypotetisk nivåhöjning (NÖ) på

1 dygn: NÖ = (0,52/(0,6 · 0,13)) / 7 ≈ **0,96 m**
(flödet: 45 100 m^3 / 86 400 s ≈ 0,52)

2 dygn: NÖ = (0,26/(0,6 · 0,13)) / 7 ≈ **0,48 m**
(flödet: 45 100 m^3 / (86 400 · 2) ≈ 0,26)

5 dygn: NÖ = (0,10/(0,6 · 0,13)) / 7 ≈ **0,20** m
(flödet: 45 100 m^3 / (86 400 · 5) ≈ 0,10)

Beräkningarna visar att om man släpper ut vattnet under en längre tid påverkar detta inte vattennivån något nämnvärt. Uträkningarna förutsätter att ån är lika bred hela vägen från dämmet och nedåt, att vattenhastigheten är densamma och att vattenvolymen är 45 100 m^3. Dessa förutsättningar är naturligtvis enbart hypotetiska.

4.1.2 Volym och omsättningstid

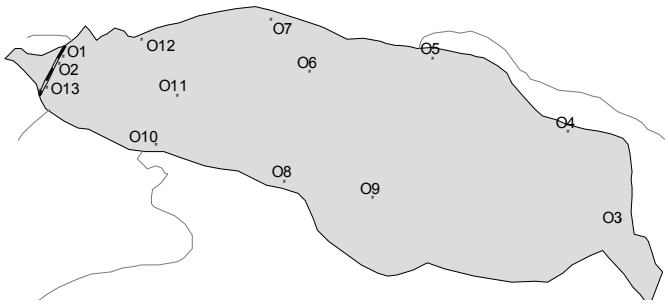
42 lodningar (bilaga 3) gav ett medeldjup på 2,05 m (formel 3:1), och en volym på 45 100 m^3 (formel 3:2). Omsättningstiden beräknades till 10,4 timmar utifrån värdena av flöde och volym (formel 3.3) .

4.1.3 Syreförhållanden/syrehalt

Mätningarna gjordes vid ytan och vid botten Vid mättillfället var ytan väl syresatt, även botten visade på goda syreförhållanden, se tabell 4.1 och figur 4.1. Enligt Naturvårdsverket [SNV rapport 4913, 2000] anses det vara syrerikt tillstånd om det är ≥ 7 mg/dm^3, måttligt syrerikt tillstånd för värden mellan 5 –7 mg/dm^3 och svagt syretillstånd för 3 – 5 mg/dm^3. Se Bilaga 4.

Tabell 4.1 *Syrehalter vid ytan och vid botten*

Plats	Djup (m)	Ytan (mg/dm^3)	Botten (mg/dm^3)
O 1	1,7	6,5	6
O 2	2,9	6,6	4,4
O 3	1,5	7,4	7,3
O 4	2,4	7,7	7
O 5	3	7,2	6,2*
O 6	3,1	7,4	6
O 7	1,9	6,9	4,7
O 8	1,3	7,3	6,6
O 9	1,2	7,3	6,2
O 10	1,2	7,4	6,8
O 11	2,2	7,3	6,5
O 12	2,5	7,1	4,7
O 13	1,3	7,3	6,3
(laxtrappan)		7,3	



Figur 4.1 *De platser där syremätningar är gjorda.*

4.2 Sediment

4.2.1 Provbeskrivning

Proverna är av varierande sammansättning. Det prov som skiljer sig mest från de övriga är referensprovet. Detta är det enda prov man med blotta ögat kan se mineralkorn. I vissa prov förekommer det lerklumpar. Provpunkternas placering kan ses i figur 3.1. Proverna beskrivs utifrån observationer i fält och efter att de torkats i 105ºC.

R12, referensprov
Provet togs söder om inloppet, där det bedömdes att inte askhögen påverkade sedimentet, se figur 4.2. Vattendjupet på platsen är 1,5 m. Provet är sandigt med glittrande bitar. Det är mycket ljust till färgen och i provet finns växtdelar, pinnar, frön och barr (både gamla och nya). Provet hade ingen speciell lukt.

Då provet torkats i 105ºC konstaterades det att fraktionerna är övervägande av sandstorlek och färgen är ljusbrun. Det finns endast lite synligt organiskt material.

A2
Provet togs i sedimentet, nära åbrinken, nedanför sågverkstomten där en askhög varit placerad (figur 1.3 och 4.2). Vattendjupet på platsen är 2,7 m. Provet luktade något surt och är till färgen mörkgrått. Det är vattenrikt, grumligt och finkornigt.

Då provet torkats såg man att det bestod av finare material och är gråaktig till färgen. I provet sågs också små gräsliknande (ca 2 cm) onedbrutna organiskt material.

I3
Provet togs på sågverkssidan intill bryggan där en pump varit placerad (figur 1.3 och 4.2), ca 60 m ovanför denna plats impregnerades virket. Vattendjupet på platsen är 2,0 m. Då provet togs bubblade det upp gas (sumpgas) från botten. Provet luktade gyttja och är grumligt. På

den grumliga ytan kan man se en oljehinna, vilken täckte stora delar av ytan. Provet såg inte ut att innehålla så mycket organiskt material.

Då provet torkats såg det finkornigt ut, innehållande mindre (< 1 cm) onedbrutet organiskt material. Dess färg var gråaktig och det fanns också något gräsliknande material i provet.

Samlingsprover
Samlingsproverna är tagna i den halvan av dammen som är närmast dämningen. Försök gjordes att ta samlingsproverna på sedimentet i hela dammen, men det grövre bottenmaterialet hindrade detta. Provdjupet med limnioshämtare är mellan 15 och 25 cm.

Vattendjup på platserna varierade mellan 1,7 – 2,5 meter. Se figur 4.2, för placering av de fyra provpunkterna. Samlingsytproverna (de översta 2 cm) är alla väldigt lösa. Inga barkbitar kan noteras i dessa prover. På provplatsen S2 blev det en oljehinna överst på ytan. I labbet, då samlingsytprovet (SY4) torkat, kan man se att provet hade en mörkbrun färg. Provet innehöll ett fåtal gräsliknande bitar, som såg ut som barr och även några små (1 mm stora) barkbitar förekom i provet.

Djupproverna (15 cm ner i sedimentet) är fastare dvs de innehöll inte så mycket vatten som ytproverna, utom på S4 där det fortfarande är löst 15 cm ner i sedimentet. I dessa djupprov (SD4) återfinns små barkbitar på alla platserna.

Provet på S2 är utmärkande därför att 10 cm ner i sedimentpelaren såg provet uppdelat ut, ena halvan bestod av humus och finmaterial och den andra halvan av sågspån. Detta fortsatte ner genom hela det 25 cm djupa sedimentprovet. Även 15 cm ner blev det en oljehinna på provets yta.

Då SD4 är torkat kan man se att det innehåller barkbitar (~ 2•2 cm) och en hel del mindre barkbitar (< 1•1 cm). Dessutom finns det strån som är < 1 cm långa. Dessa är synliga men inte i övervägande mängd. Färgen på det torkade provet är gråaktig.

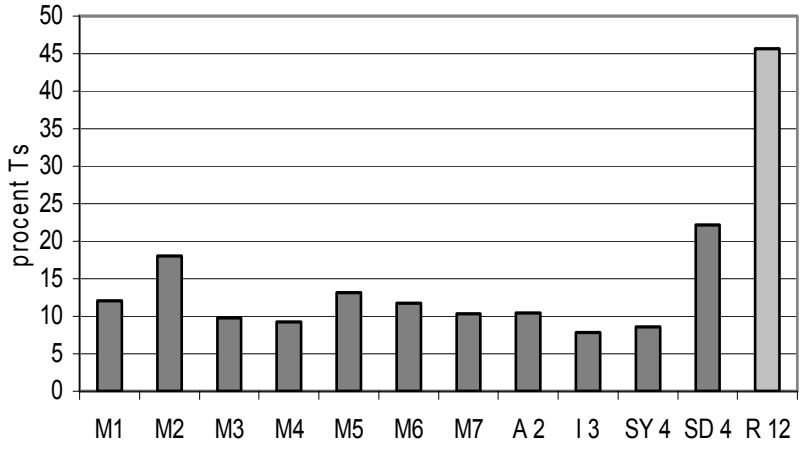
M1 – M7
Denna beskrivning avser prover för endast metallanalyser (figur 4.2). Proverna är fördelade över hela dammen, och togs på platser där vattendjupet varierade mellan 1,35 – 3,3 meter. Proverna M1 – M3 var fastare än de övriga M-proverna, dvs mindre vatteninnehåll. Proverna är mörkbruna till färgen och M3, M6 och M7 hade en oljehinna på ytan. Proverna M1 – M4 innehöll endast lite organiskt material, medan M5 – M7 innehöll mer och dessa prover innehöll också barkbitar. I provet M2 hittades lerklumpar. Det är endast vid M3 som sumpgas noterades.

De prover som är med in i labbet är M1, M3, M4, M6 och M7. Då dessa torkats hade de en ljusgrå till brungrå färg. I proverna återfinns små barkbitar och i M3, M4 och M6 finns också några små träbitar (vissa såg ut som strån).

4.2.2 TS-torrsubstans

Torrsubstansresultatet visar på ett högt vatteninnehåll, se figur 4.2. I referensprovet är torrsubstansen 45,6 %. I övriga prov är TS-halten mellan 7,8 och 22,2 % (se tabell 4.2 och figur 4.2).

Figur 4.2 *Analysresultat för TS – torrsubstans*



Tabell 4:2 *Torrsubstansen*

prov	*torrsubstans*
M1	12,10%
M2	18,00%
M3	9,80%
M4	9,20%
M5	13,20%
M6	11,70%
M7	10,30%
A 2	10,40%
I 3	7,80%
SY 4	8,60%
SD 4	22,20%
R 12	45,60%

4.2.3 Glödgningsförlust

Glödgningsförlusten påvisar en hög organisk halt. Efter 7 timmars glödgning återstod mellan 50 % och 74 % av det ursprungliga materialet, förutom i referensprovet där återstoden är 93 % (se tabell 4.3).

Tabell 4.3 *Tabell över glödgningsrest*

Prov	R 12	A 2	I 3	SY 4	SD 4	M 1	M 3	M 4	M 6	M 7
Före glödgning (g)	6,44	2,44	2,02	2,82	4,15	3,96	2,39	1,4	1,57	2,22
Efter (7 t) (g)	5,99	1,23	1,07	1,52	2,95	2,87	1,48	0,92	0,93	1,3
kvar efter 7 t (%)	93,1	50,5	52,8	54,1	71,1	72,3	62	65,7	59,2	58,7

4.3 Provresultat

4.3.1 Bedömningsgrunder

Alifater, aromater och fenoler är jämförda med riktvärden för känslig markanvändning (KM) (se vidare Bilaga 6). Det har inte gått att finna några riktvärden för dessa ämnen i sediment därför har riktvärden för förorenad mark och genomsläppliga jordar använts. Detta är det som mest överensstämmer med sedimentet i å och sjö [muntligt J. Brouzell, 2003]. Dessa värden är hämtade från Naturvårdsverkets rapport 4889 (Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer).

Metallernas värden jämförs med generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) för förorenad mark, vilka är hämtade från Naturvårdsverkets rapport 4638, Generella riktvärden för förorenade områden (se vidare Bilaga 5).

Indelningen av tillstånd är hämtade från naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet. Metallernas tillståndsbedömning är hämtad från Naturvårdverkets rapport 4913 (Sjöar och vattendrag) och övriga är hämtade från Naturvårdverkets rapport 4918 (Förorenade områden). För metallerna finns det en bedömning av tillstånd för metaller i sediment, men övriga ämnen är bedömda efter tillstånd för förorenad mark. För de olika tillståndskriterierna (se Bilaga 5 och 6).

4.3.2 Analysresultat

R12

Alla organiska analyser är under de riktvärden som Naturvårdsverket räknat fram. Se tabell 4.4. Enligt tillståndsbedömningen hamnar de analyserade ämnena inom tillstånds-bedömningen mindre allvarligt (tabell 4.4).

Tabell 4.4 *Halterna av organiska ämnen vid R12*

Ämnen (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	Referenspunkt R12
Alifater C5-C8	50	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %
Alifater > C8-C10	10	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %
Alifater > C10-C12	35	Mindre allvarligt	< 5 ± 25 %
Alifater > C12-C16	100	Mindre allvarligt	< 5 ± 25%
Alifater > C16-C35	100	Mindre allvarligt	11 ± 25 %
Aromater >C8-C10	8	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %
Aromater >C10-C35	20	Mindre allvarligt	< 10 ± 25 %
Bensen	0,01	Mindre allvarligt	< 0,01 ± 20 %
Summan av TEX	10	Mindre allvarligt	< 0,1
Cancerogena PAH[4)]	0,3	Mindre allvarligt	< 0,30
Övriga PAH[4)]	20	Mindre allvarligt	< 0,30
Fenoler	4 (fenol+kreosol)[3)]	Mindre allvarligt	2,2 ± 10 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4889
2) Indelning av tillstånd för förorenad mark enligt NVV rapport 4918
3) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
4) Detta är summeringar av PAH. För enskilda ämnen av PAH och TEX se Bilaga 7

Alla analyserna av metaller är under riktvärdena för respektive metall, förutsatt att det finns riktvärden (tabell 4.5).

Bedömningen av tillstånd för metaller ligger mellan ”mycket låga halter” och ”låga halter” (tabell 4.5).

Tabell 4.5 *Metallhalterna vid R12*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	Referenspunkt R12
As	15	Mycket låga halter	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	57 ± 20 %
Be	-	-	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Låga halter	0,92 ± 25 %
Co	30	-	22 ± 25 %
Cr	120	Mycket låga –låga halter	10 ± 20 %
Cu	100	Mycket låga halter	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	17200 ± 20 %
Li	-	-	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	1100 ± 15 %
Mo	-	-	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*430 ± 10 %*
Pb	80	Mycket låga halter	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	6,1
V	120	-	23 ± 15 %
Zn	350	Mycket låga halter	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

A2

Resultatet av de organiska analyserna visar att de ämnen som är förhöjda vid A2 är alifater >C10 – C12 (högre än referensvärdet, lägre än riktvärdet), alifater >C12 – C16 (högre än referensvärdet, lägre än riktvärdet), alifater >C16 – C 35 (högre än både referensvärdet och riktvärdet). Då det gäller aromaterna är analysvärdet lika med referensvärdet, men under riktvärdet. Analysvärdet för bensen överstiger både referensvärdet och riktvärdet, medan TEX är lika med referensvärdet och under riktvärdet. De destillerbara fenolerna är högre än både referensvärdet (tio gånger) och riktvärdet. Cancerogena PAH överskrider både riktvärdet och referensvärdet, medan övriga PAH är under riktvärdet men över referensvärdet (tabell 4.6).

Tillståndsbedömningen bedöms som allvarligt för alifater >C16 – C35 och fenoler medan bensen bedöms som ”måttligt allvarligt”, övriga bedöms som ”mindre allvarligt tillstånd” (tabell 4.6).

Tabell 4.6 *Halterna av organiska ämnen vid A2*

Ämnen (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	A2	Referenspunkt R12
Alifater C5-C8	50	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C8-C10	10	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C10-C12	35	Mindre allvarligt	20 ± 25 %	< 5 ± 25 %
Alifater > C12-C16	100	Mindre allvarligt	33 ± 25 %	< 5 ± 25%
Alifater > C16-C35	100	Allvarligt	830 ± 25 %	11 ± 25 %
Aromater >C8-C10	8	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Aromater >C10-C35	20	Mindre allvarligt	< 10 ± 25 %	< 10 ± 25 %
Bensen	0,01	Måttligt allvarligt	0,16 ± 20 %	< 0,01 ± 20 %
Summan av TEX	10	Mindre allvarligt	<0,1	< 0,1
Cancerogena PAH[4)]	0,3	Allvarligt	1,7	< 0,30
Övriga PAH[4)]	20	Mindre allvarligt	7	< 0,30
Fenoler	4 (fenol+kreosol)	Allvarligt	23 ± 10%	2,2 ± 10 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4889
2) Indelning av tillstånd för förorenad mark enligt NVV rapport 4918
3) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
4) Detta är summeringar av PAH. För enskilda ämnen av PAH och TEX se Bilaga 7

På denna provtagningspunkt överskrider i stort sett alla metaller referensvärdet, de två som är under är järn och mangan. Det är bara kadmium som överskrider riktvärdet. Se tabell 4.7.
Enligt Naturvårdverkets tillståndsbedömning hamnar arsenik, kadmium, krom, koppar och zink inom gränsen för måttligt höga halter (tabell 4.7).

Tabell 4.7 *Metallhalterna vid A2*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	A2	Referenspunkt R12
As	15	Måttligt höga halter	12 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	180 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	1,00 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	5,9 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	29 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	18 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Måttligt höga halter	32 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	11800 ±20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	6,2 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	520 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	<9,7± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	14 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1600* ± 10 %	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	60 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,56 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	62	6,1
V	120	-	43 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Måttligt höga halter	430 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

I3

Resultatet av de organiska analyserna visar att de ämnen som är förhöjda på I3 är alifater >C12 – C16 (högre än referensvärdet, lägre än riktvärdet), alifater >C16 – C 35 (högre än både referensvärdet och riktvärdet). Då det gäller aromaterna är analysvärdet lika med referensvärdet, men under riktvärdet. BTEX-analyserna är under riktvärdena på denna provtagningspunkt. De destillerbara fenolerna är högre än både referensvärdet och riktvärdet. De cancerogena PAH-analyserna överskrider både referensvärdet och riktvärdet, medan övriga PAH-analyser överskrider referensvärdet men inte riktvärdet (tabell 4.8).

Enligt tillståndsbedömningen är det endast cancerogena PAH som bedöms befinna sig inom gränsen för ett allvarligt tillstånd, övriga hamnar inom gränserna för mindre allvarligt tillstånd (tabell 4.8).

Tabell 4.8 *Halterna av organiska ämnen vid I3*

Ämnen (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	I3	Referenspunkt R12
Alifater C5-C8	50	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C8-C10	10	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C10-C12	35	Mindre allvarligt	< 5 ± 25 %	< 5 ± 25 %
Alifater > C12-C16	100	Mindre allvarligt	40 ± 25 %	< 5 ± 25%
Alifater > C16-C35	100	Mycket allvarligt	2300 ± 25 %	11 ± 25 %
Aromater >C8-C10	8	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Aromater >C10-C35	20	Mindre allvarligt	< 10 ± 25 %	< 10 ± 25 %
Bensen	0,01	Mindre allvarligt	< 0,01 ± 20 %	< 0,01 ± 20 %
Summan av TEX	10	Mindre allvarligt	<0,1	< 0,1
Cancerogena PAH[4)]	0,3	Allvarligt	1	< 0,30
Övriga PAH[4)]	20	Mindre allvarligt	1,7	< 0,30
Fenoler	4	Måttligt allvarligt	9,7 ± 10 %	2,2 ± 10 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4889
2) Indelning av tillstånd för förorenad mark enligt NVV rapport 4918
3) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
4) Detta är summeringar av PAH. För enskilda ämnen av PAH och TEX se Bilaga 7

På I3 överskrider i stort sett alla metaller referensvärdet. De fyra som är under referensvärdet är barium, järn, kobolt och mangan. Det är endast kadmium som överskrider riktvärdet (tabell 4.9).

Enligt tillståndsbedömningen befinner sig krom och zink på måttligt höga halter medan koppar befinner sig på måttligt höga till höga halter. Kadmium hamnar på låga – måttligt höga halter (tabell 4.9).

Tabell 4.9 *Metallhalterna vid I3*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	I3	Referenspunkt R12
As	15	Låga halter	7,5 ± 25 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	54 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	0,52 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Låga –måttligt höga halter	2,0 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	11 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Måttligt höga halter	22 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Måttligt höga halter	39 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	8500 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	7,1 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	210 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	<9,6 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	13 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1000 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Mycket låga halter	41 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,89 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	36	6,1
V	120	-	39 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Måttligt höga halter	360 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

SY4

Resultatet av de organiska analyserna visar att de ämnen som är förhöjda i SY4 är alifater >C16 – C 35 (högre än både referensvärdet och riktvärdet). Då det gäller aromater är analysvärdet lika med referensvärdet, men under riktvärdet. BTEX-analyserna är under riktvärdet i detta prov. De destillerbara fenolerna är högre än referensvärdet och i stort sett lika med riktvärdet för fenoler och kreosol. De cancerogena PAH-analyserna överskrider både referensvärdet och riktvärdet, medan övriga PAH-analyser överskrider referensvärdet men inte riktvärdet (tabell 4.10).

Enligt tillståndsbedömningen hamnar alifater >C16 – C35 inom gränsen för ett allvarligt tillstånd medan fenoler och cancerogena PAH hamnar inom måttligt allvarligt (tabell 4.10).

Tabell 4.10 *Halterna av organiska ämnen vi SY4*

Ämnen (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	SY4	Referenspunkt R12
Alifater C5-C8	50	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C8-C10	10	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C10-C12	35	Mindre allvarligt	< 5 ± 25 %	< 5 ± 25 %
Alifater > C12-C16	100	Mindre allvarligt	< 5 ± 25 %	< 5 ± 25%
Alifater > C16-C35	100	Allvarligt	440 ± 25 %	11 ± 25 %
Aromater >C8-C10	8	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Aromater >C10-C35	20	Mindre allvarligt	< 10 ± 25 %	< 10 ± 25 %
Bensen	0,01	Mindre allvarligt	< 0,01 ± 20 %	< 0,01 ± 20 %
Summan av TEX	10	Mindre allvarligt	< 0,1	< 0,1
Cancerogena PAH[4)]	0,3	Måttligt allvarligt	0,47	< 0,30
Övriga PAH[4)]	20	Mindre allvarligt	0,72	< 0,30
Fenoler	4	Måttligt allvarligt	4,1 ± 10 %	2,2 ± 10 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4889
2) Indelning av tillstånd för förorenad mark enligt NVV rapport 4918
3) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
4) Detta är summeringar av PAH. För enskilda ämnen av PAH och TEX se Bilaga 7

På denna provtagningspunkt överskrider alla metaller referensvärdet. Det är arsenik och kadmium som överskrider riktvärdet för respektive metall (tabell 4.11).

Enligt tillståndsbedömningen hamnar arsenik, kadmium, nickel och zink inom gränsen för måttligt höga halter (tabell 4.11).

Tabell 4.11 *Metallhalterna i SY4*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	SY4	Referenspunkt R12
As	15	Måttligt höga halter	16 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	160 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	1,2 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	3,6 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	48 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	14 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Låga halter	22 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	64600 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	6,0 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	3000 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,7 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	11 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1500 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	54 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	1,5 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	26	6,1
V	120	-	46 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Måttligt höga halter	320 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

SD4
Resultatet av de organiska analyserna visar att de ämnen som är förhöjda på SD4 är alifater >C16 – C35 (högre än både referensvärdet och riktvärdet). Då det gäller aromater är analysvärdet lika med referensvärdet, men under riktvärdet. BTEX-analyserna är under riktvärdet i detta prov. De destillerbara fenolerna är lika med referenspunkten och under riktvärdet. De cancerogena PAH-analyserna överskrider både referensvärdet och riktvärdet, medan övriga PAH-analyser överskrider referensvärdet men inte riktvärdet (tabell 4.12).

Enligt tillståndsbedömningen hamnar alifater >C16 – C35 inom gränsen för allvarligt och cancerogena PAH inom gränsen för måttligt allvarligt (tabell 4.12).

Tabell 4.12 *Halterna av organiska ämnen i SD4*

Ämnen (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	SD4	Referenspunkt R12
Alifater C5-C8	50	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C8-C10	10	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Alifater > C10-C12	35	Mindre allvarligt	< 5 ± 25 %	< 5 ± 25 %
Alifater > C12-C16	100	Mindre allvarligt	9,9 ± 25 %	< 5 ± 25 %
Alifater > C16-C35	100	Allvarligt	420 ± 25 %	11 ± 25 %
Aromater >C8-C10	8	Mindre allvarligt	< 5 ± 20 %	< 5 ± 20 %
Aromater >C10-C35	20	Mindre allvarligt	< 10 ± 25 %	< 10 ± 25 %
Bensen	0,01	Mindre allvarligt	< 0,01 ± 20 %	< 0,01 ± 20 %
Summan av TEX	10	Mindre allvarligt	< 0,1	< 0,1
Cancerogena PAH[4)]	0,3	Måttligt allvarligt	0,58	< 0,30
Övriga PAH[4)]	20	Mindre allvarligt	0,75	< 0,30
Fenoler	4	Mindre allvarligt	2,1 ± 10 %	2,2 ± 10 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4889
2) Indelning av tillstånd för förorenad mark enligt NVV rapport 4918
3) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
4) Detta är summeringar av PAH. För enskilda ämnen av PAH och TEX se Bilaga 7

På denna provtagningsplats överskrider i stort sett alla metaller referensvärdet, de två som är under referensvärdet är kobolt, mangan och tenn. Det är endast kadmium som överskrider riktvärdet (tabell 4.13).

Enligt tillståndsbedömningen hamnar de bedömda ämnena inom gränsen för låga värden (tabell 4.13).

Tabell 4.13 *Metallhalterna i SD4*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	SD4	Referenspunkt R12
As	15	Låga halter	7,6 ± 25 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	86 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	0,64 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Låga halter	1,5 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	21 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	14 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Låga halter	20 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	17700 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	7,0 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	740 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,4 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	7,9 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*810 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	54 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,50 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	15	6,1
V	120	-	37 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	160 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

M1

De metaller som överskrider riktvärdet är kadmium och kobolt, se tabell 4.14. Enligt tillståndsbedömningen ligger kadmium på måttligt höga halter. Någon tillståndsbedömning för kobolt har inte hittats. Arsenik är inte över riktvärdet men enligt tillståndsbedömningen befinner den sig på låga – måttligt höga halter (tabell 4.14).

Tabell 4.14 *Metallhalterna i M1*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	M1	Referenspunkt R12
As	15	Låga –måttligt höga halter	10 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	120 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	1,1 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	2,5 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	50 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	13 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Låga halter	18 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	41400 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	7,3 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	1700 ±15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,5 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	12 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1200 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	63 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,94 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	18	6,1
V	120	-	46 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	240 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913

3) Fosfor är inte en metall

M2

Kadmium och kobolt är de metaller som överskrider riktvärdena för respektive metall (tabell 4.15). Naturvårdsverkets tillståndsbedömning säger att kadmium hamnar inom gränsen för låga halter och arsenik mellan låga – måttligt höga halter (tabell 4.15).

Tabell 4.15 *Metallhalterna i M2*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	M2	Referenspunkt R12
As	15	Låga –måttligt höga halter	10 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	75 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	0,83 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Låga halter	1,5 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	37 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	11 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Mycket låga halter	14 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	48100 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	6,0 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	990 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,4 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	8,5 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*880 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	52 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	1,1 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	10	6,1
V	120	-	44 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	200 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

M3

De metaller som överskrider riktvärdet är kadmium och kobolt (tabell 4.16). Arsenik och kadmium hamnar enligt tillståndsbedömningen på måttligt höga halter övriga tillståndsbedömda metaller hamnar på låga halter (tabell 4.16).

Tabell 4.16 *Metallhalterna i M3*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	M3	Referenspunkt R12
As	15	Måttligt höga halter	13 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	150 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	1,2 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	3,5 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	39 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	15 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Låga halter	24 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	26800 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	7,6 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	1000 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,6 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	14 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1300 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	74 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,69 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	30	6,1
V	120	-	50 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	270 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

M4

De metaller som överskrider respektive riktvärde är kadmium och kobolt (tabell 4.17). Analysvärdet för arsenik är precis under riktvärdet och enligt tillståndsbedömningen hamnar arsenik på måttligt höga halter. Även kadmium hamnar på måttligt höga halter enligt tillståndsbedömningen (tabell 4.17).

Tabell 4.17 *Metallhalterna i M4*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	M4	Referenspunkt R12
As	15	Måttligt höga halter	14 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	120 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	1,2 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	2,7 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	44 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	11 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Låga halter	16 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	64700 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	5,1 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	1800 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,7 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	11 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1400 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	58 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	1,5 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	15	6,1
V	120	-	46 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	260 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

M5

De metaller som överskrider respektive riktvärden är arsenik, kadmium och kobolt, se tabell 4.18. Arsenik och kadmium hamnar på måttligt höga halter enligt Naturvårdverkets tillståndsbedömning medan nickel hamnar mellan låga – måttligt höga halter (tabell 4.18).

Tabell 4.18 *Metallhalterna i M5*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	M5	Referenspunkt R12
As	15	Måttligt höga halter	17 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	130 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	0,98 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	3,2 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	51 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	15 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Låga halter	23 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	24500 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	7,8 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	2000 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,6 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga –Måttligt höga halter	15 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1000 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	72 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,79 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	21	6,1
V	120	-	43 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	280 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

M6

De metaller som överskrider riktvärdena på M6 är arsenik, kadmium och kobolt, se tabell 4.19. Enligt tillståndsbedömningen hamnar arsenik på höga halter, kadmium, krom, koppar och nickel på måttligt höga halter (tabell 4.19).

Tabell 4.19 *Metallhalterna i M6*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	M6	Referenspunkt R12
As	15	Höga halter	32 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	130 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	1,1 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	2,8 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	31 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Måttligt höga halter	44 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Måttligt höga halter	50 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	30800 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	9,7 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	1000 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,6 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga halter	14 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1300 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	58 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,81 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	22	6,1
V	120	-	50 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	250 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

M7

De metaller som överskrider riktvärdena är arsenik, kadmium och kobolt, se tabell 4.20. Enligt tillståndsbedömningen hamnar arsenik, kadmium och zink på måttligt höga halter, koppar och nickel hamnar mellan låga – måttligt höga halter (tabell 4.20).

Tabell 4.20 *Metallhalterna i M7*

Metall (mg/kg Ts)	Riktvärde KM[1)]	Tillstånd[2)]	M7	Referenspunkt R12
As	15	Måttligt höga halter	17 ± 20 %	3,5 ± 25 %
Ba	-	-	140 ± 20 %	57 ± 20 %
Be	-	-	1,1 ± 20 %	0,45 ± 20 %
Cd	0,4	Måttligt höga halter	3,5 ± 25 %	0,92 ± 25 %
Co	30	-	58 ± 25 %	22 ± 25 %
Cr	120	Låga halter	16 ± 20 %	10 ± 20 %
Cu	100	Låga –Måttligt höga halter	25 ± 10 %	7,2 ± 10 %
Fe	-	-	26700 ± 20 %	17200 ± 20 %
Li	-	-	7,4 ± 15 %	5,3 ± 15 %
Mn	-	-	2000 ± 15 %	1100 ± 15 %
Mo	-	-	< 9,6 ± 20 %	<9,1 ± 20 %
Ni	35	Låga –Måttligt höga halter	15 ± 30 %	5,6 ± 30 %
P[3)]	-	-	*1100 ± 10 %*	*430 ± 10 %*
Pb	80	Låga halter	66 ± 25 %	20 ± 25 %
Sn	-	-	0,74 ± 20 %	0,54 ± 20 %
Sr	-	-	21	6,1
V	120	-	44 ± 15 %	23 ± 15 %
Zn	350	Låga halter	280 ± 15 %	100 ± 15 %

1) Riktvärde för KM i förorenad mark enligt NVV rapport 4638
2) Tillståndsklassning för metaller i sediment enligt NVV rapport 4913
3) Fosfor är inte en metall

5 Diskussion

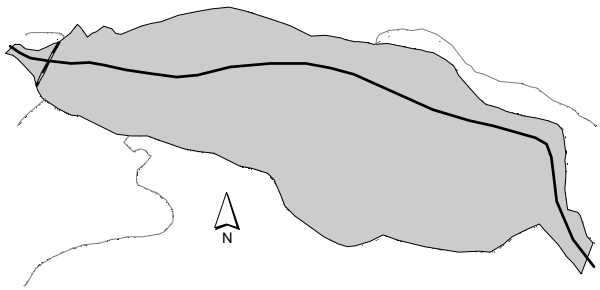
5:1 Beskrivning av dammsedimentet och hydrologin

Denna beskrivning är baserad på fältobservationer under vintern – våren 2003, djuplodningar (4-5 mars) samt de sedimentprov som togs den 6 maj 2003.

Generellt kan sägas att bottensedimentet består av en hel del organiskt material i olika nedbrytningsstadier. I de östra delarna är materialet grövre dvs det är inte lika nedbrutet som i de västra delarna. Sedimentet är också finare i de södra delarna än i de norra. Mängden ökar också från öster mot väster. I dammen syns också en hel del timmerstockar, vissa ligger i ytan och andra sitter fast i botten. De prover som togs kunde inte ge någon uppfattning om hur mycket timmer som finns på botten.

Försök att mäta sedimentets djup med hjälp av georadar gjordes i mars. Detta gick dock inte att genomföra på grund av mättekniska fel och på grund av issmältning.

Djuplodningarna visar att det är i den norra delen av dammen som det är djupast. Med tanke på detta kan man dra slutsatsen att det är där som ån normalt skulle rinna om den inte var dämd (figur 5.1). Då lodningarna gjordes uppmättes också isen till att vara tjockare emot söder (ca 40 cm) än den var i de norra delarna (ca 30 cm). Vid tö blir det isfritt på den norra sidan innan det blir isfritt på den södra sidan.



Figur 5.1 *Linjen visar på de djupaste platserna som uppmätts i dammen och därmed åns sträckning om inte dämmet fanns.*

Skillnaden mellan högvatten och lågvatten i dammen kan variera mycket. Laxtrappan var vid det lägre vattenståndet helt utan vatten se figur 5.2.

Figur 5.2 *Bilderna visar dämmet nedströms vid hög- och lågvatten. Bilden till vänster är tagen i mitten av april och den till höger i slutet av september. Foto: C. Nilsson*

Ritningar [Marks kommun, Miljökontorets arkiv] visar att dämningen är ca 5 m där den är som högst/djupast. Vattendjupet är lodat till 3,30 m på den platsen. Detta medför att en uppskattning på sedimentets tjocklek här är ungefär 1,5 m. Det suspenderade materialet stoppas av dämmet och gör att det ansamlas just här. Detta gör sedimentationshastigheten större vid dämmet än i övriga dammen.

Hela dammen var då syremätningarna gjordes (i slutet av augusti) helt syresatt och inga syrefria områden uppmättes. Detta visar endast syretillståndet vid mättillfället. För att få rättmätiga värden bör syrehalten mätas vid flera tillfällen, vid varierande tid på dygnet och över hela året. Detta för att syret varierar med den organiska halten och växternas syreproduktion. Det är ju ovanligt att en å eller ett vattendrag är syrefri, och detta är ju trots dämningen en å. De lägre syrehalterna återfanns på sågverkssidan. Detta beror troligtvis på att här är djupare och här finns också organiskt material, såsom sågspån som skall brytas ned, men också föroreningarna är i allmänhet högre på denna sida, vilkas nedbrytning och omvandling också påverkar syrehalten.

För att se vilken tänkbar höjning vattenytan kan få då dämmet rivs har flera beräkningar gjorts med olika tider för tömning av dammen. Vid en tömning över ett dygn (24 timmar) ökar flödet med ca 0,52 m^3/s, vilket ger en höjning av vattenytan med ca 1 m. Höjningarna är beräknade utifrån mätningsdagens vattenhastighet (ca 0,13 m/s) och skall adderas till den uträknade. Ökar flödet blir vattenhastigheten högre, vilket gör att vattnet försvinner fortare och vattennivån ökar inte lika mycket som beräkningarna säger. Detta gör att förutsättningarna leder till ett värsta scenario, eftersom förutsättningarna enbart är teoretiska. Några av de förutsättningar som påverkar vattenytans nivå i detta fall är följande:

- Hastigheten blir högre om det är ett högre flöde, detta medför då att vattennivån blir lägre än den beräknade.
- Bredden varierar mycket på sträckan mellan dämmet och bron, bredden är ända upp till ca 30 m på vissa ställen. Detta gör att vattnet kan breda ut sig på en större yta och leder till att vattenytan/vattennivån sänks.
- Flödeshastigheten varierar beroende på volymen. Vattenvolymen vid tömningen är beräknad på 45 000 m^3 men varierar beroende på när på året dammen töms.

Om dammen töms under en timme skulle flödet öka med ca 12,53 m^3/s, (vilket skulle ge en hypotetisk höjning av vattenytan med ca 23 m). Detta kan jämföras med högvattenflödet på 50 år som är 16 m^3/s. Volymen i dammen är inte så stor och ger inga större vattenmängder som kan påverka åfåran något nämnvärt nedströms. Vattenmängdens påverkan nedströms kan dessutom minskas betydligt om man tömmer dammen under längre tid. Översvämningar nedströms är inte troliga, då bredden är bra mycket större än vid bron, varifrån beräkningarna baseras.

Detta medför att det som påverkar mest är om vattnet i dammen är förorenat eller om sedimentet med föroreningarna följer med nedströms.

5:2 Föroreningar

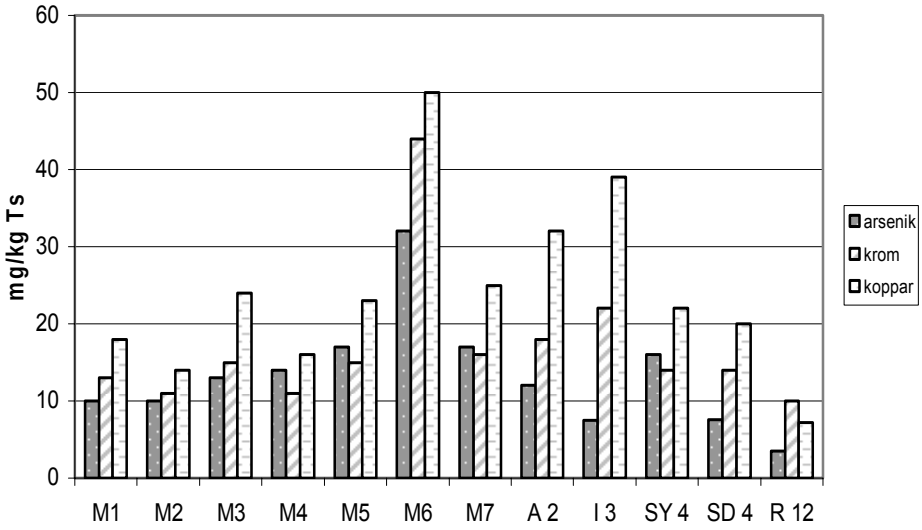
Förhöjda halter av ämnen i sedimentet kan bero på både naturliga och antropogena källor. Även ett ämne som har naturlig härkomst kan utgöra en förorening om det skulle förekomma mycket av den. Detta eftersom det åtgår syre vid nedbrytningen och om detta tar slut har naturen inte möjlighet att ta hand om det genom naturliga nedbrytningsprocesser. Vissa ämnen kan förekomma i mark och sediment som både naturliga och som antropogena. Mängden av dessa ämnen varierar med den organiska halten och på kornstorleken i sedimentet. För att kunna jämföra olika platser kan man korrigera dessa båda med ämnena för att sedan göra en normalisering.

Försök med att normalisera för organisk halt har gjorts. Detta gick inte att genomföra, eftersom det enligt korrelationen, se Bilaga 8, inte fanns något linjärt samband mellan organisk halt, litium (används istället för kornstorlek) och de metaller som visade sig vara höga. Korrelationen hade troligtvis blivit annorlunda om det varit fler provplatser än tio.

Dammens sediment påverkas till viss del av omgivningarna, såsom av berg, skogs- och jordbruksmarker i avrinningsområdet. Den höga järnhalten kan bero på vittring från omgivande berggrund, vilket påvisas vid referensplatsen, där det hittades glittrande ljusa korn. Vid noggrannare undersökning i labbet visade sig dessa korn vara glimmer. Denna glimmer är biotit som förlorat järn (Fe), vilket gör den ljusare och genomskinligare [muntligt J. Brouzell, 2003]. Järnet kan sedan ha fastlagts i sedimentet, vilket kan var en orsak till att halterna av järn är höga.

Uppströms finns det jord- och skogsbruk, härifrån härstammar antagligen en del av de metaller som detekterats i dammen. Ämnen som ingår i fosfatgödselmedel och bekämpningsmedel från jord- och skogsbruk är t ex fosfor, kadmium, arsenik och järn [G. Dave, 2002]. För halternas placering i dammen se Bilaga 9. Dessa ämnen har sedan fastlagts i dammsedimentet då åns strömhastighet minskat. Den höga organiska halten gör också att metallerna lättare binder till sedimentet.

Arsenik förekommer inte enbart i bekämpningsmedel utan också vid impregnering. Jämför man arsenik med koppar och krom, som är ämnen som ingår i impregneringsmedel, ser man att dessa följer varandra rätt bra. I figur 5.3 kan man se att är det mer av den ena metallen är det också vanligtvis högre halt av de andra två också. Trots detta var korrelationen mellan dessa metaller låg. (Av dessa tre metaller är det bara arsenik som ligger över riktvärdet för KM.)



Figur 5.3 *Diagrammet visar en jämförelse mellan halterna av arsenik, krom och koppar*.

Den högsta halten återfanns närmast sågverket på platsen M6. De provplatser som är placerade på sågverkssidan är också högre än övriga då det gäller dessa tre metaller. Det skulle vara lätt att tro att detta berodde på den impregnering som skedde på sågverkstomten ca 60 m från dammen [muntligt A. Larsson, 2003]. Tittar man på grundvattnets strömningsriktning vid denna plats, se Bilaga 10, är den inte mot dammen, utan grundvattnet når ån först efter dämningen. Troligare är då att dessa ämnen (koppar, krom och arsenik) härstammar från de bryggor som låg i dammen då timret lagrades där. Dessa bryggor kan ha varit impregnerade och det är detta som återspeglar sig i dammsedimentet [muntligt B. Zelander, 2003-09-22]. Rester av dessa bryggkonstruktioner kan finnas kvar på botten, inte enbart på de grunda delarna, och ”läcker” föroreningar/metaller till sedimentet (figur 5.3). Enligt Bertil Zelander (2003) plockades de flesta bryggor upp då timmerlagringen i dammen avslutades, ”men några bryggor kan ju ligga kvar” [muntligt B. Zelander 2003-10-27]. Detta är då också en möjlig förklaring till att det är högre halter av koppar, krom och arsenik i samlingsproverna som är tagna i ytan än i de prover tagna 15 cm ner i sedimentet.

Figur 5.4 *Timmer och rester av bryggor synliga vid lågvatten. Foto: C. Nilsson*

I bryggkonstruktionerna fanns också galvaniserat järn. Dessa kan vara orsaken till de höga zinkhalterna, som uppmätts på flera platser. Den höga järnhalten kan också härstamma från bryggkonstruktioner och inte enbart vara av naturlig art. Zinkhalterna är trots detta högst vid askhögen och vid pumpbryggan. Den organiska halten kan ha viss betydelse för detta.

Blyhalterna ligger högt i hela bottensedimentet, dock inte över naturvårdsverkets riktvärde. Samlingsproverna visade att blyhalten var densamma i ytan som i djupprovet. Bly förekommer i blyackumulatorer och har dessutom förekommit som tillsats i bensin [SNV rapport 4915, 1999]. Vid I3 har det skett oljehantering och är den plats man skulle tro att blyhalten är högst, men här är den lägst (om man bortser från R12) 41 mg/kg Ts, se bilaga 9. Värdena i dammen i övrigt varierar mellan 52 och 74 mg/kg Ts, där ett av de högsta värdena påträffas på den södra sidan i M5 (72 mg/kg Ts). För att se de analyserade värdena i dammen se bilaga 9.2.

Efter samtal med Torbjörn Synnerdahl på Analycen Nordic AB i Lidköping, angående summan av cancerogena PAH i några av proverna, uppstod en viss tveksamhet då det gäller dessa värdens pålitlighet. Summeringen går till så att de värden som är uppmätta adderas, om inte analysvärdet uppnår detektionsgränsen adderas halva detektionsgränsvärdet till den gemensamma summan. För uträkning se exempel 1 i Bilaga 11.

Detektionsgränserna i proverna kan variera. Detta beroende på vilka övriga föroreningar och i vilken mängd som dessa förekommer i provet [muntligt T. Synnerdahl, 2003]. I analysrapporterna över dammen varierar detektionsgränserna från 0,03 till 0,48 (mg/kg Ts). Detta gör det svårt att jämföra platserna med varandra. På grund av att det i provet där detektionsgränsen är <0,48 (mg/kg Ts) adderas 0,24 till summan, trots att det kanske är under 0,03 (mg/kg Ts). Detta leder i så fall till en högre summa av cancerogena PAH än vad det egentligen är. Det höga värdet gör summan högre medan det kanske inte är mer av PAH:na i det provet än i det med lägre detektionsgräns.

Granskar man rapporterna ser man att i några av rapporterna har dessa summeringar inte gjorts på detta sätt, utan genom att decimaltecknet flyttats ett steg till vänster. För uträkning se exempel 2 i Bilaga 11.

Analysrapporten visar ett nästan dubbelt så stort värde för summan av de cancerogena PAH:na än vad det blir om man använder den uträkning som är bruklig. Efter samtalet sändes en ny analysrapport för A2, med ändrat värde för summan av cancerogena PAH utan att någon ny analys hade gjorts. Båda värdena är ju så rätta de kan bli, men skiljer sig åt rätt mycket. Skall det då göras en tillståndsbedömning utifrån dessa värden blir skillnaden ännu större. Analycen är ackrediterade för att utföra summa cancerogena PAH och summan av övriga PAH, men inte för summan av TEX. Den tveksamma summeringen av ämnen gör att summeringarna av TEX, cancerogena PAH och övriga PAH inte kommer att tas upp till diskussion i detta arbete.

Den organiska halten varierar i proverna, men är hög i alla proverna minst 30 % försvann vid glödgningen, referensprovet borträknat. En högre halt av organiskt material gör att en större mängd av föroreningar kan fastläggas i sedimentet.

Korrigering för karbonater har inte gjorts eftersom glödgningen skedde vid 550ºC och karbonaterna påverkas först vid ca 600ºC [Larsson m fl, 1985].

Platserna för organiska analyser valdes med tanke på att de var utsatta dvs här hade någon form av verksamhet ägt rum. Detta för att se de högsta värdena i dammen. Jämför man I3 och A2 med SY4 ser man då det gäller organiska analyser att alifater >C16-C35 och fenoler är högre i I3 och A2 än i SY4. Proven är tagna med olika metoder, vilket gör att en jämförelse inte är riktigt likvärdig, men vid SY4 användes limnioshämtaren vilket ger ett mindre ostört prov än med Ekmanhämtaren som användes vid de andra tillfällena. Detta medför att hade man använt limnioshämtaren vid I3 och A2 hade analysvärdena eventuellt varit högre. Detta visar också att platserna I3 och A2 är platser med högre halter än vad man kan tänkas hitta/detektera i övriga delar av dammen.

Alifater >C16 – C35 förekom i höga halter i fyra av fem prover. Analycen har klassat dessa som motorolja i I3, SY4 och SD4 och i A2 är de klassade som ospecificerade kolväten. Referensprovet klassades som ospecificerade kolväten men halten var låg, endast 11 mg/kg Ts, vilket är cirka tio gånger under riktvärdet. De fragmentjoner som används för att identifiera alifater finns även hos terpener [muntligt P. Ivarsson, 2003]. Terpener är en grupp kolväten som finns i växtmaterial och dessa substanser hamnar i jorden vid naturliga nedbrytningsprocesser. Detta kan medföra att föroreningsgraden övervärderas då den naturliga bakgrundshalten från nedbrytningsprodukter är hög [muntligt P. Ivarsson, 2003]. På de platser som alifathalten var hög var också den organiska halten hög, i I3 observerades dessutom spån i provet. Detta medför att det förmodligen är en ganska hög bakgrundshalt från terpener och att de höga värdena inte är enbart någon förorening (som t ex olja) utan är mestadels från växtmaterial, som i detta fall är spån. Det vore intressant att ta reda på vilken den egentliga halten från de olika ämnena är, dvs hur stor del som är från olja och hur stor del som kommer från terpener. Analycen har klassat alifaterna som motorolja, vilket det troligen är till viss del, men vissa av dessa alifater kommer troligtvis från terpenerna i spånen.

Fenolhalten är också hög på de platser där spån förekommer och där också högre organisk halt har återfunnits. Fenoler ingår precis som terpener i växtmaterial, att dessa båda är höga och att den organiska halten är hög kan tala för att de ämnen som finns där kommer från växtriket och inte är enbart föroreningar.

A2 är den plats där mycket från askhögen nått dammsedimentet (eventuellt har det även dumpats aska här [Miljökontorets arkiv, 1995]). Pannan eldades med ”högt tryck i fläktarna” för att få ut så stor kapacitet som möjligt från denna [muntligt B. Zelander, 2003-09-22]. Detta medförde att all spån inte förbrändes lika bra och det spån som skulle ha eldats med följde med askan ut, oförbränd. Detta talar för den höga organiska halten som förekommer i provet. Den höga organiska halten binder i sin tur de organiska föroreningarna och metallerna och dessa blir då också höga. Analyserna här är höga framförallt då det gäller de större alifaterna, fenoler och bensen. Fenoler och bensen kan vara nedbrytingsprodukter av större ämnen, t ex PAH och andra aromater, men fenolerna kan också vara en nedbrytningsprodukt från spånen eller flisen. Alifaterna kan härstamma från naturlig nedbrytning av trät där terpener är långa kolkedjor av samma slag som olja men med viss avvikelse, se ovan.

Metallhalterna vid A2 är höga främst då det gäller zink, kadmium och arsenik, men även koppar anses vara av måttligt höga halter. Med tanke på de föroreningar som förekommer vid denna plats är det troligt att även annat än spån har eldats i pannan som askan härstammar ifrån.

I3 är den plats där en pump varit placerad i närheten. Då dessa prover togs sågs en oljehinna på ytan. Analycen har klassat alifaterna som motorolja [Analysrapport, 2003], men troligtvis

kommer en viss del från terpener i växtmaterial/spån. Då det gäller metaller är det koppar, krom och zink som utmärker sig, men även till viss del kadmium. Fenolhalten är också hög här. Tio centimeter ner i sedimentet återfanns mycket spån/träflis. Spånet påverkar också alifathalten se tidigare stycke om A2.

Samlingsproverna är endast tagna i halva dammen, den delen närmast dämmet. Detta gör att de endast visar föroreningshalterna i de västra delarna. Då det gäller alifater är halterna relativt likvärdiga i ytprovet och djupprovet. Metallhalterna är högre i ytan än de är 15 cm ner i sedimentet. Detta kan påvisa att metallföroreningarna är av nyare datum, men kan också bero på en uppåtriktad diffusion. Fenolerna är högre i ytan (4,1 mg/kg Ts) än 15 cm ner (2,1 mg/kg Ts). Slutsatsen blir då att det inte finns så stor mängd av metallhalter sammanlagt i sedimentet utan mest i ytan. Då en av provplatserna i samlingsprovet är densamma som I3, är det troligt att alifaterna kommer från denna plats (vid bryggan) och bidraget från de tre övriga provplatserna inte har varit så stort. Istället har det skett en utspädning från dessa tre platser, vilket gör skillnaden mellan SY4 (440 mg/kg Ts) och I3 (2300 mg/kg Ts).

5:3 Rivning av dämmet

Frågan är vad som händer om ån återställs till sitt ursprungliga skick eller inte. Vad händer om man gör detta?

Det som kan sägas om vattenmängden är att det inte rör sig inte om några stora volymer i dammen och väljer man då ett tillfälle då det dessutom är lågvatten blir volymen mindre. Volymen på 45 100 m^3 är beräknad då det är vintertid och högre flöde än i slutet av sommaren. I september 2003 var vattendjupet ca en halvmeter lägre än i mars samma år. Detta gör en minskning på ca 10 000 m^3 vatten, vilket gör att volymen minskar med nästan en fjärdedel.

Det förekommer föroreningar som metaller och organiska ämnen, vissa med förhöjda halter, i sedimentet. Sedimentvolymen gick inte att beräkna och därför går det inte att säga i vilken mängd föroreningarna förekommer. Helt klart är att föroreningarna (eller förhöjda halter av vissa ämnen) finns där, i stort sett spridda över hela dammen, vilket inte var väntat. Då den provtagningsplats som var närmast inloppet A2 var den plats där det detekterades flest förhöjda halter. Jämförelsen mellan samlingsproverna visar att när det gäller metaller förekommer dessa med högre halter i ytan, vilket säger att mängden kanske i det stora hela inte är så stor om. Fenolhalten är också högre i ytan och klassades som måttligt allvarliga [SNV rapport 4918, 1999] dvs även om den är högre i ytan än på djupet ligger de på riktvärdet för KM (4 mg/kg Ts). Det är de längre alifaterna som kan vara ett problem eftersom dessa ligger 4 gånger över riktvärdet i samlingsproverna och är tillståndsklassade som allvarliga. Även om alifaterna kommer från terpenerna är det höga halter och inget man vill ha med i dricksvattnet. Det finns ju även giftiga terpener.

Då man river dämmet följer en hel del av det förorenade sedimentet med vattnet som finns i dammen. Finns det gammalt timmer på botten och kanske även gamla bryggor skulle dessa i viss mån fungera som en sedimentfälla och hindra en del av sedimentet att följa med vattnet nedströms. Man kan också bygga sedimentfällor nedanför dämmet för att ta hand om det sediment som trots allt följer med vattnet. På så sätt minimerar man risken för att föroreningarna ska nå vattenskyddsområdet/vattentäkten.

Det som kan vara ett problem, efter att dämmet har rivits och ån återställts, är åns erosion på sågverkssidan. Ån kommer efter rivningen att rinna/flyta fram på sågverkssidan och då också att erodera i grusdeltat på denna sida. Är föroreningshalterna höga här kommer föroreningarna att följa med det eroderade materialet nedströms mot vattentäkten. Som det är idag då vattnet är dämt eroderar det inte lika mycket på denna sida. Det material som eventuellt eroderas då dämmet finns där sedimenterar till största delen i dammen. En rivning förutsätter därför att det på sågverkssidan inte förekommer några föroreningar som sedan kommer att påverka vattnet och vattenskyddsområdet/vattentäkten nedströms.

Vid vilken vattennivå som är bäst att tömma dammen kan diskuteras utifrån två aspekter. Den ena är när det är högvatten för att få så stor utspädning som möjligt av föroreningarna. Den andra är vid lågvatten för att minimera riskerna med att ån skall ta andra vägar t ex dra sig in i grusdeltat och den spåntipp som är placerad där eller brädda [C. Carlsson, 2004]. Med tanke på de vattenvolymer och de beräkningar som gjorts är denna risk inte stor (se ovan).

Sågverkets verksamhet tros inte vara någon direkt anledningen till de förhöjda halterna av metaller i dammen. Utan mer en indirekt påverkan med tanke på de bryggor som fanns i dammen vid timmerlagringen. De förhöjda halterna av alifater och fenoler kommer troligtvis från spånet och har då en direkt anknytning till sågverkets verksamhet. Dessa anses dock som naturliga i sammanhanget, eftersom de troligtvis härstammar från växtmaterial, men med visst inslag från den antropogena föroreningen olja.

En förutsättning för att dammen kan rivas är att den inte fungerar som ett magasin för de metaller som antas komma uppströms ifrån. Om det är så att dessa metaller magasineras i dammen bör den vara kvar för att dessa metaller inte skall påverka vattenskyddsområdet nedströms.

6 Slutsatser

Vattenvolymen är

- 45 000 m^3 och tros inte påverka åns sträckning nedströms vid en tömning av dammen. Nivåhöjningen av åns vattenyta och det ökade flödet är beroende på vilken tid man väljer att tömma dammen på.

Sedimentet

- hindras av de stockar och bryggdelar som troligtvis ligger på botten av dammen och fungerar som en sedimentfälla
- kan även hindras genom att sedimentfällor anordnas strax nedanför dammen, för att samla upp det sediment som följer med vattnet ut från dammen vid en tömning

De föroreningar som analyserats och som anses ha förhöjda halter, tros ha följande ursprung:

- Metaller som har högre analysvärde än riktvärdet eller strax därunder är arsenik, kadmium, koppar, bly och zink
- Organiska ämnen som har högre analysvärde än riktvärdet eller strax därunder är alifater C16 – C32 och fenoler
- Metallerna tros härstamma indirekt från sågverket dvs. från de bryggor som har funnits i dammen och delvis finns kvar. Metallerna kan också komma från den askhög som varit placerad intill åns inlopp i dammen. Vissa av metallerna kan härstamma från skogs- och jordbruk uppströms ifrån
- Alifaterna och fenolerna kan komma från olja men troligtvis kommer det mesta från terpenerna i trät (spånet), dvs. också detta en indirekt påverkan från sågverket.

En återställning av ån är möjlig under vissa förutsättningar. För detta gäller bland annat följande:

- Tömma dammen innan man river dämmet.
- För att dammen skall kunna tas bort bör det inte förekomma några föroreningar på sågverkssidan som ån/vattnet kan erodera.
- Sedimentfällor anordnas nedströms för att ta hand om det sediment som följer med vattenmassorna

7 Fortsatta studier

- Undersöka om dammen fungerar som ett magasin för de metaller som kommer uppströms ifrån.
- Analysera alifater för att komma fram till den naturliga bakgrundshalten från terpener och begränsa alifaternas utbredning.
- Analysera vattnet om och vilka föroreningar som förekommer där.
- Undersöka om det finns kvicksilver i sedimentet.

Referenser

Litteraturreferenser

Asplund, J., 1979, *Tungmetaller i naturliga vatten* (En litteraturöversikt), Statens Naturvårdsverk

Bergström, S., 1993, *Sveriges Hydrologi – grundläggande hydrologiska förhållanden*, tredje upplagan (1999), SMHI/Svenska Hydrologiska rådet

Carlsson, C., 2004, *Föroreningar och spridningsrisk vid en deponi*

Elm, A., 2004, *En dammrivnings effekter på flora och fauna i och längs en å*

Falkenmark, M., Forsman, A., *Vattnet i vår värld* (Kurslitteratur på grundkurs i Geovetenskap, kopierad upplaga, med tillstånd från författarna 1988)

Hellgren, B., 1979, *Grusinventering, Marks kommun*, Geologkonsult, Berg- och jordgeologiska undersökningar

Henriksson, L., 1991, *Vattenöversikt, Ytvatten*, Miljö i Mark 1991:3, Marks Kommun

Halvorsen, B., 1997, *Naturvärdesbedömning av rinnande vatten (En bedömning, efter system Aqua, av 29 vattendrag i Mark)*, Miljö i Mark 1997:3, Marks Kommun,

Jordmiljö Nordic AB, 2001, *Översiktlig Miljöteknisk Undersökning*,

Jordmiljö Nordic AB, 2001, *Åtgärdsutredning*

Larsson, R-, Nilson, G., Rogebäck, J., 1985, *Bestämning av organisk halt, karbonathalt och sulfidhalt i jord*, Statens Geotekniska Institut, Rapport No 27

SNV, Svenska Naturvårdsverket, 2000, *Bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag*, Rapport 4913

SNV, Svenska Naturvårdsverket, 1999, *Metodik för inventering av Förorenade områden*, Rapport 4918

SNV, Svenska Naturvårdsverket, 1995, *Föroreningar i deponier och mark (Ämnens spridning och omvandling)* , Rapport 4473

SNV, Svenska Naturvårdsverket, 1997, *Generella riktvärden för förorenad mark*, Rapport 4638

SNV, Svenska Naturvårdsverket, 1998, *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*, Rapport 4889

SNV, Svenska Naturvårdsverket, 1999, *Grundvatten*, Rapport 4915

Svedhage, K., Lind, B., 1990, *Geologiska naturvårdsobjekt i Marks kommun (underlag till naturvårdsplan)*, Miljö i Mark 1990:7, Marks Kommun,

SGF Rapport 1:2001, 2001, *Fälthandbok, miljötekniska markundersökningar*, Svenska Geotekniska Föreningen

Muntliga referenser

Brouzell, Jan, universitetslektor GVC, Göteborgs Universitet, 2003-09-11

Bylin, Stefan, Jordmiljö Nordic AB 2002-12-18

Dave, Göran, Institutionen för Miljövetenskap, Göteborgs Universitet, föreläsning 2002-02-26

Hansson, Siv, Länsstyrelsen, Vänersborg 2003-03-28

Ivarsson, Per, Analycen Nordic AB, Lidköping, 2003-10-28

Larsson, Anders, fd arbetare på Örby sågverk 2003-04-18

Larsson, Lennart, SGI 2002-11-21

Sahlin, Per, Analycen AB, Göteborg 2002-12-18

Synnerdal, Torbjörn, Analycen AB, Lidköping, 2003-09-15

Wallerdahl, Rolf, kommunpolitiker, fd arbetare Örby sågverk 2002-11-27**,** genom Christian Carlsson

Zelander, Bertil, Zelanders trä AB (fd ägare Örby Sågverk) 2002-12-09

Zelander, Bertil, Zelanders trä AB (fd ägare Örby Sågverk) 2003-09-22

Zelander, Bertil, Zelanders trä AB (fd ägare Örby Sågverk) 2003-10-27

Övriga referenser

Analycen Nordic AB, 2003 (juni), Analysrapport

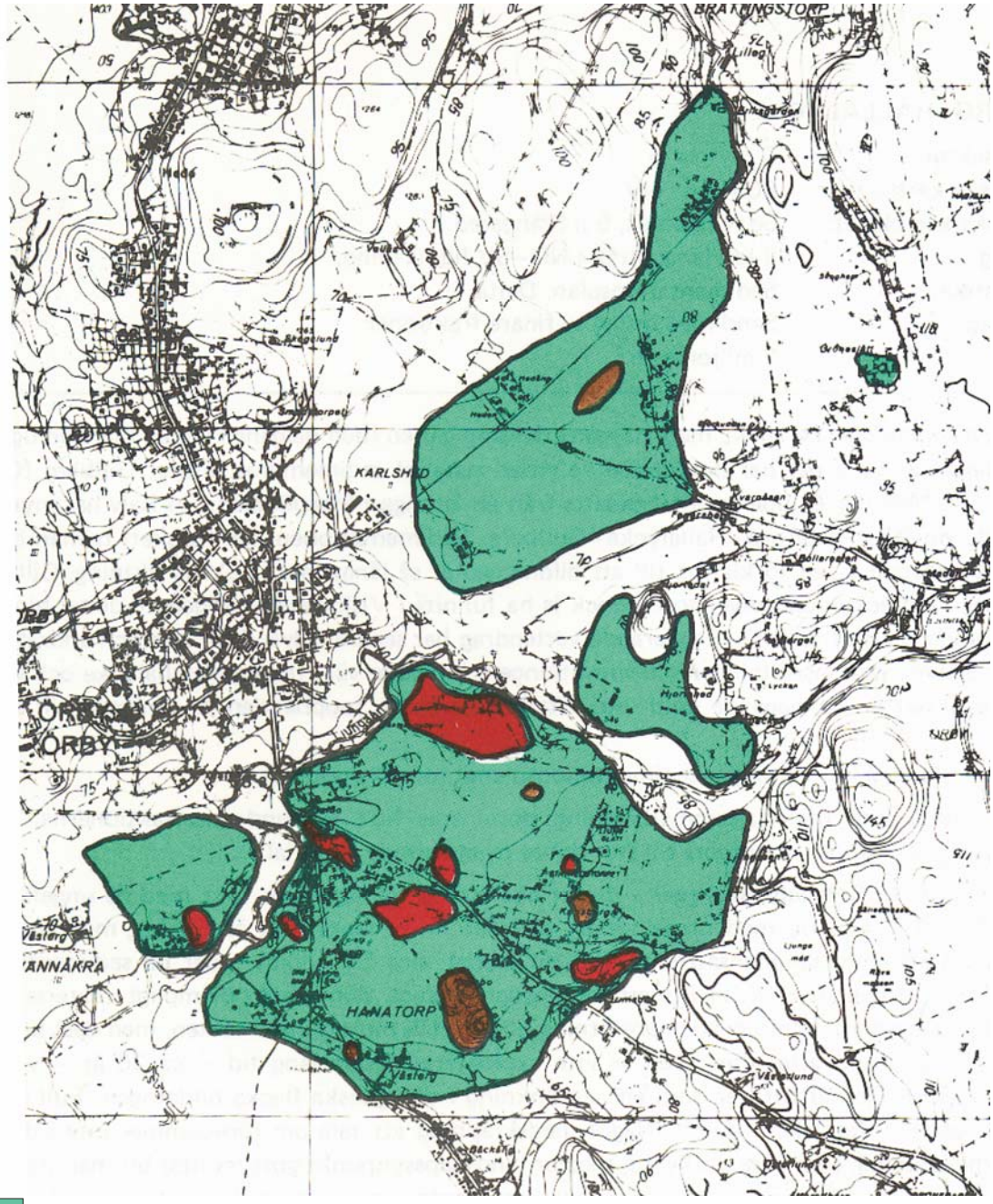
Analycen Nordic AB, 2003, http://www.analycen.se

Ekonomiska kartan, Auto-ka-vy, Marks Kommuns digitala karta

Lennartsson, Håkan, Ansökan om kraftverksbygge, 1998 Miljökontorets Arkiv, Marks Kommun

Miljökontorets Arkiv, Marks sågverk, diverse arkiverade handlingar

Översiktskarta



Grusförekomst

Grustäkt (även avslutad)

Berghäll i avlagringen

Kartan visar Örbydeltats utbredning och är hämtad från Grusinventering i Marks Kommun, 1979 av B. Hellgren

Riktvärden

Riktvärden för förorenade områden markerar en nivå som bör underskridas för att undvika risk för oönskade effekter. Detta behöver dock inte innebära att en halt över riktvärdet medför dessa oönskade effekter.

För beräkning och användning av riktvärden har ett antal grundläggande principer fastlagts:

- Det gäller för halter i mark, grundvatten eller sediment på lokalt begränsade områden som har belastats med föroreningar från en punktkälla. De är inte avsedda som miljökvalitetsmål för storskalig påverkan och inte heller för påverkan av luftburna eller andra diffusa föroreningar.
- De sätts så att eventuell spridning av föroreningarna vidare i miljön inte medför hälsorisker eller oönskade miljöeffekter i andra medier.
- De beräknas med ett antagande om att all analyserbar förorening är tillgänglig för spridning och upptag, vilket i vissa situationer kan innebära en kraftig överskattning av risken om tillgängligheten är begränsad.
- Generella och branschspecifika
    - De beräknas för att kunna gälla ett mycket stort antal objekt i landet/branschen
    - De tar endast i mycket begränsad omfattning hänsyn till samverkanseffekter mellan föroreningar.

Generella riktvärden för bedömning av förorenad mark styrs av vad marken skall användas till efter sanering. Riktvärden har tagits fram för tre olika typer av markanvändning:

- Känslig markanvändning (KM) – markkvaliteten begränsar inte markanvändningen och grundvattnet skyddas.
- Mindre känslig mark med grundvattenskydd (MKM GV) – markkvaliteten begränsar val av markanvändning och grundvattnet skyddas. Grundvattenuttag kan ske på visst avstånd från föroreningen.
- Mindre känslig mark (MKM) – markkvaliteten begränsar val av markanvändning. Inget grundvattenuttag sker.

I detta arbete har känslig markanvändning (KM) använts. En längre förklaring av detta är:
– markkvaliteten begränsar inte val av markanvändning och grundvattnet skyddas. Detta benämns ibland ”multifunktionalitet”. Marken kan exempelvis utnyttjas för bostäder, daghem, odling och djurhållning och grundvatten kan tas ut. De exponerade grupperna antas vara barn och vuxna som är permanent bosatta i området under en livstid. Dessa människor antas ha ett normalt levnadssätt vad gäller t ex kostvanor och aktiviteter. Oftast är barns exponering gränssättande. De flesta typerna av markekosystem skyddas. Ekosystemet i närbelägna ytvatten skyddas.

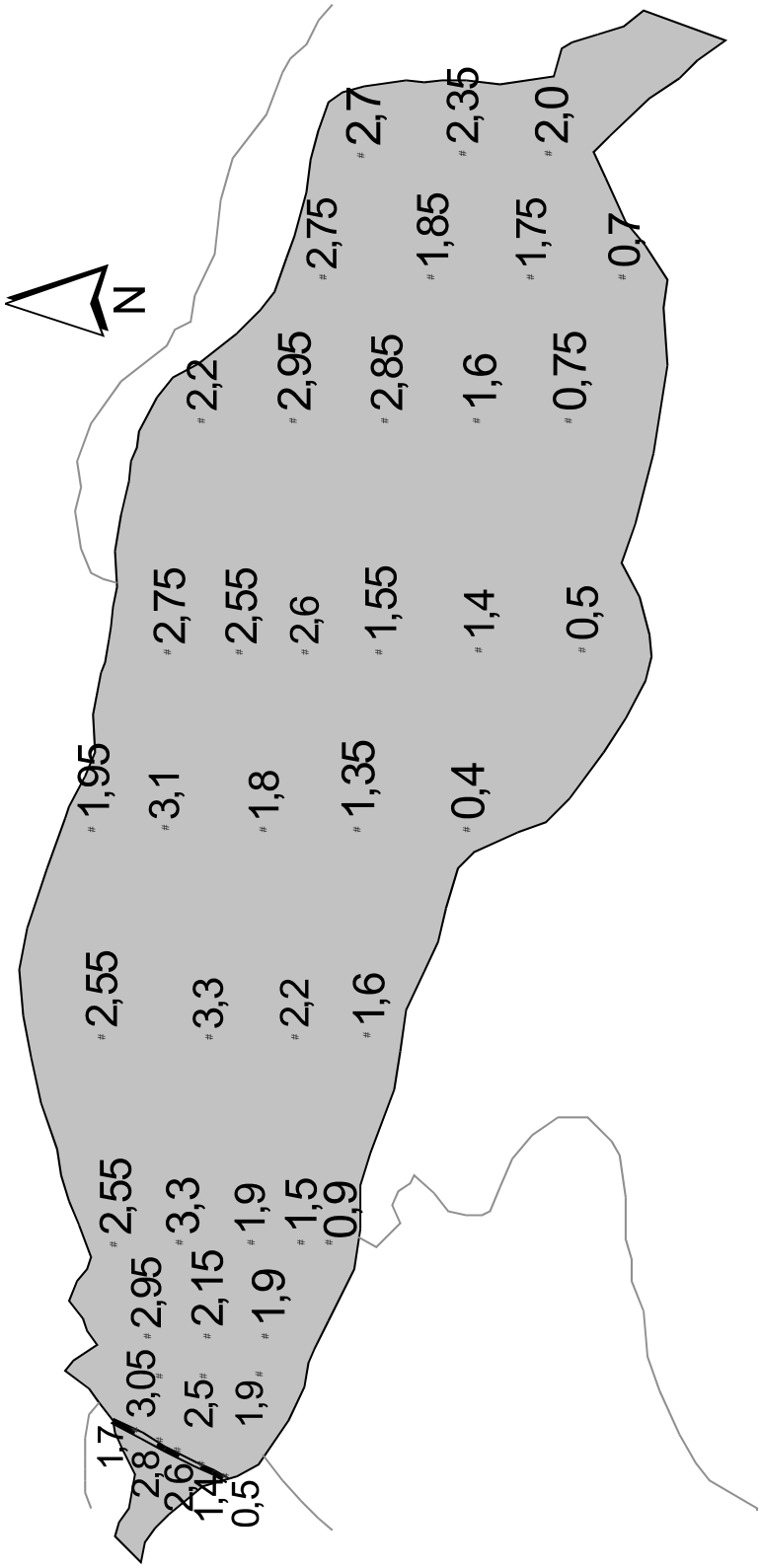
Referenser:

Sammanträdesprotokoll, 2002-03-21, Miljönämnden i Marks kommun, *Riskbedömning angående förorenad mark vid Örby såg*

SNV, Naturvårdsverket Rapport 4889, 1998, *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*

SNV, Naturvårdsverket, Rapport 4918, 1999, *Metodik för inventering av Förorenade områden*

Dammdjup



Figuren visar djupet som lodningarna gav i meter.

Bedömningar enligt Naturvårdsverketsbedömningsgrunder: syre

Bedömning av syretillstånd i sjöar och vattendrag

Bedömning av syretillstånd görs dels i temperaturskiktade sjöars bottenvatten, dels i den cirkulerande vattenmassan i oskiktade sjöar. I alla sjöar bedöms årsvisa minimivärden som baseras på mätningar av halter under kritiska perioder (vårvinter/vår, sensommar/höst) under tre år [SNV Rapport 4913, 2000].

Även i vattendrag bedöms årsvisa minimivärden men där bör bedömningsunderlaget utgöras av provtagningar tolv gånger per år under tre år. I små vattendrag kan haltmätningar behöva utökas, speciellt sommartid [SNV Rapport 4913, 2000].

Klass	Benämning	Halt årsminimum
1	Syrerikt tillstånd	> 7
2	Måttligt syrerikt tillstånd	5 – 7
3	Svagt syretillstånd	3 – 5
4	Syrefattigt tillstånd	1 – 3
5	Syrefritt eller nästan syrefritt tillstånd	< 1

Referenser:

SNV, Naturvårdsverket, Rapport 4913, 2000, *Bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag*

Bedömningar enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder:
Metaller

Halter av metaller i sediment ger en återspegling av metalltillförseln till ett vattenområde. Beträffande risken för biologiska effekter av metaller i halter motsvarande de olika klasserna gäller följande:

Klass 1: Inga eller mycket små risker finns för biologiska effekter. Halterna representerar en uppskattning av halter i opåverkade vatten, där ingen mänsklig påverkan förekommer.

Klass 2: Små risker för biologiska effekter. Majoriteten av vattnen inom denna klass har förhöjda metallhalter till följd av utsläpp från punktkällor och/eller långdistansspridning. Klassen kan dock inrymma halter som är naturliga i t.ex. vissa geologiskt avvikande områden. Haltförhöjningen är sådan att mätbara effekter i allmänhet inte kan registreras.

Klass 3: Effekter kan förekomma. Risken är störst i mjuka, närings- och humusfattiga vatten samt i vatten med lågt pH-värde. Med effekter menas här påverkan på arter eller artgruppers reproduktion eller överlevnad i tidigare livsstadier, vilket ofta yttrar sig som en minskning av artens individantal. Minskat individantal kan medföra återvekningar på vattnets organismsamhällen och på hela ekosystemets struktur.

Klass 4 och 5: Ökande risker för biologiska effekter. Metallhalterna i klass 5 påverkar överlevnaden hos vattenlevande organismer redan vid kort exponering.

Klassificeringen för metaller i sediment baseras på variationen av halter i ytsediment i svenska sjöar. Klassindelningen är indelad så att klass 1-3 inbegriper 95 % av mätvärdena i underlagsmaterialet. Klasserna 4 och 5 representerar halter som i allmänhet återfinns i lokalt belastade områden. Den högsta klassen inbegriper endast de högsta uppmätta halterna i Sverige.

Tabell 1 *Tillstånd, metaller i sediment*

Klass	Benämning	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	As
1	Mycket låga halter	< 15	< 150	< 0,8	< 50	< 10	< 5	<5
2	Låga halter	15-25	150-300	0,8-2	50-150	10-20	5-15	5-10
3	Måttligt höga halter	25-100	300-1000	2-7	150-400	20-100	15-20	10-30
4	Höga halter	100-500	1000-5000	7-35	400-2000	100-500	50-250	30-150
5	Mycket höga halter	> 500	> 5000	> 35	> 2000	> 500	>250	>150

Referenser:

SNV, Naturvårdsverket, Rapport 4913, 2000, *Bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag*

Bedömningar enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder: Organiska ämnen

Här bedöms risker relaterade till hur allvarliga effekter uppmätta halter kan innebära. Uppmätta halter på objektet jämförs med effektbaserade värden och leder till en effektbaserad bedömning. Det finns ett flertal typer av effektbaserade värden som kan användas.

För sediment finns i dag inte tillräckligt väl underbyggda effektbaserade värden som indelning av tillstånd kan utgå ifrån. I enstaka fall kan riktvärden från andra länder användas. Vid bedömning av föroreningsnivå i sediment ges avvikelse från jämförvärde större tyngd. Principer för indelning av tillstånd i sediment om riktvärde finns (gäller även för mark och grundvatten):

Mindre allvarligt → < riktvärdet
Måttligt allvarligt → 1-3 ggr riktvärdet
Allvarligt → 3-10 ggr riktvärdet
Mycket allvarligt → > 10 ggr riktvärdet

Tabell 2 *Indelning av tillstånd för förorenad mark baserat på riktvärden för förorenad mark, mg/kg Ts. Riktvärdet (KM) är gränsen mellan "mindre allvarligt" och "måttligt allvarligt".*

Ämne	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Fenol + kreosol	<4	12-apr	12-40	>40
Bensen	<0,06	0,06-0,18	0,18-0,6	>0,6
TEX	<10	30-okt	30-100	>100
Cancerogena PAH	<0,3	0,3-0,9	0,9-3	>3
Övriga PAH	<20	20-60	60-200	>200
Alifater >C5-C16	<100	100-300	300-1000	>1000
Alifater >C16-C35	<100	100-300	300-1000	>1000
Aromater >C8-C10	<40	40-120	120-400	>400

Referenser:

SNV, Naturvårdsverket, Rapport 4918, 1999, *Metodik för inventering av Förorenade områden*

Cancerogena PAH

Prov nr	Benzo(b,k)antracen	Krysen	Benzo(b,k)flouranten	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Dibenso(a,h)antracen
A 2	<0,48	0,48	<0,48	<0,48	<0,48	<0,48
I 3	0,2	0,4	0,2	<0,03	0,13	<0,03
SY 4	0,12	0,18	0,12	<0,03	<0,03	<0,03
SD 4	0,07	0,18	0,16	<0,03	0,14	<0,03

Övriga PAH

Prov nr	Naftalen	Acenaftalen	Flouren	Acenaften	Fenantren	Antracen	Flouranten	Pyren	Benzo(g,h)perylen)	Summa ö PAH
A 2	1,5	0,48	<0,48	<0,48	<0,48	<0,48	3,4	0,48	<0,48	7
I 3	0,2	0,07	<0,03	<0,03	0,2	<0,03	0,47	0,4	0,34	1,7
SY 4	0,18	<0,03	<0,03	<0,03	0,06	<0,03	0,18	0,12	0,12	0,72
SD 4	0,07	<0,03	<0,03	<0,03	0,09	<0,03	0,25	0,14	0,14	0,75
R 12	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	0,07	0,03	<0,03	<0,30

TEX

Prov nr	Toluoen	Etylbensen	Xylen
A 2	< 0,1	< 0,1	< 0,1
I 3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
SY 4	< 0,1	< 0,1	< 0,1
SD 4	< 0,1	< 0,1	< 0,1
R 12	< 0,1	< 0,1	< 0,1

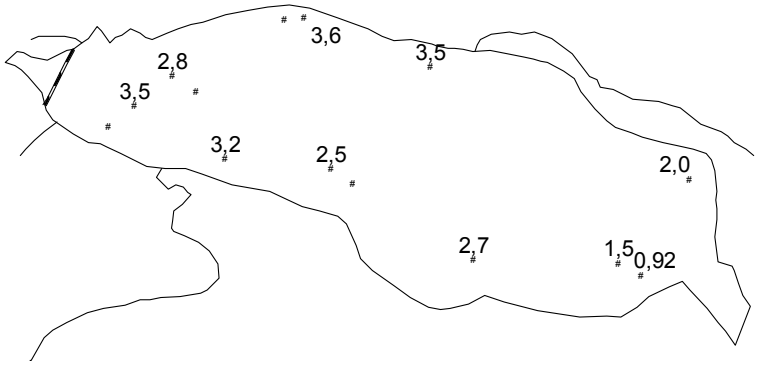
Tabellen visar korrelationen mellan organisk halt och metaller. Värdet talar om R^2-värdet.

	org. halt	*fosfor*	*arsenik*	*barium*	*beryllium*	*kadmium*	*kobolt*	*krom*	*koppar*	*järn*	*litium*	*mangan*	*molybden*	*nickel*	*bly*	*tenn*	*strontium*	*vanadin*
org. halt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
fosfor	**0,5855**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
arsenik	0,1772	0,2264	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
barium	0,2633	0,672	0,2059	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
beryllium	0,144	**0,6012**	0,3317	**0,6706**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kadmium	0,4915	**0,6628**	0,0648	***0,7972***	0,2913	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
kobolt	2,00E-08	0,1032	0,0687	0,3055	**0,5955**	**0,0595**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
krom	0,1808	0,0613	**0,6995**	0,0126	0,0127	0,0076	0,063	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
koppar	**0,5574**	0,1939	0,4853	0,0417	0,0135	0,103	0,091	***0,8121***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
järn	0,0291	0,093	0,062	0,0305	0,4006	0,0178	0,374	0,0296	0,1022	-	-	-	-	-	-	-	-	-
litium	0,1671	0,058	**0,5851**	0,0552	0,0963	0,0101	0,007	**0,6934**	**0,5998**	0,0259	-	-	-	-	-	-	-	-
mangan	0,1098	2,00E-05	0,0235	0,0402	0,2881	0,0187	0,804	0,1084	0,2519	**0,545**	0,0126	-	-	-	-	-	-	-
molybden	***0,8116***	***0,8388***	0,2138	0,3965	0,4406	0,4733	0,071	0,0751	0,293	0,0666	0,0732	0,0006	-	-	-	-	-	-
nickel	***0,8131***	**0,5646**	0,3178	0,4286	0,3727	0,4538	0,108	0,1908	0,464	0,0032	0,3875	0,0022	**0,717**	-	-	-	-	-
bly	0,3641	**0,652**	0,2311	**0,6746**	***0,8387***	0,418	0,454	0,0155	0,0723	0,1248	0,1846	0,1047	0,586	**0,6813**	-	-	-	-
tenn	0,0077	0,0965	0,0158	0,0075	0,1385	0,0387	0,077	0,0126	0,0113	**0,7135**	0,0499	0,1811	0,182	0,0003	0,039	-	-	-
strontium	**0,5775**	0,3922	0,0002	0,2765	0,0077	**0,6924**	0,075	0,255	0,2383	0,2521	0,0066	0,3903	0,337	0,3264	0,1029	0,1025	-	-
vanadin	0,4586	**0,7134**	0,4425	0,4681	***0,755***	0,2691	0,234	0,1618	0,2598	0,1701	0,3405	0,0347	**0,702**	**0,6971**	***0,8513***	0,13	0,0814	-
zink	***0,8505***	**0,5473**	0,0144	0,2435	0,0515	**0,6101**	0,013	0,0355	0,32	0,077	0,0179	0,201	**0,656**	0,5484	0,2159	2,00E-05	***0,8337***	0,2306

Fördelningskartor över metaller

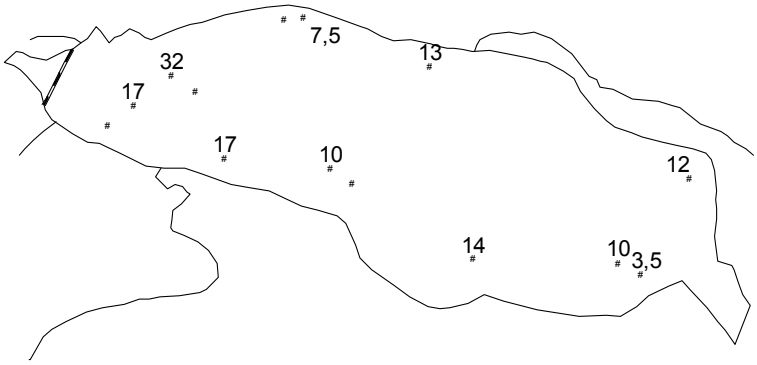
Bilderna visar fördelningen av uppmätta värden i dammen. Enheten i samtliga fall är mg/kg Ts.

Kadmium



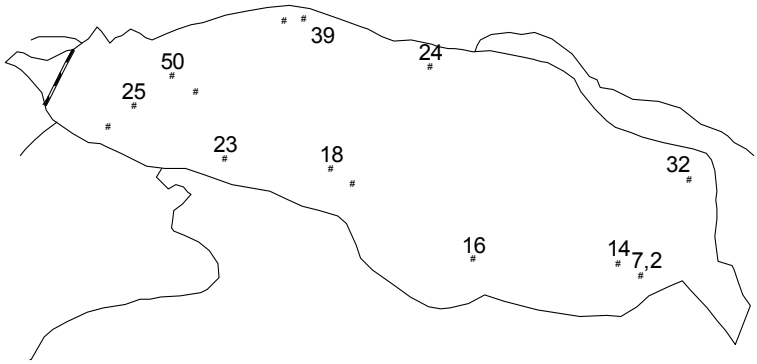
Riktvärdet för kadmium är 0,4 mg/kg Ts.

Arsenik



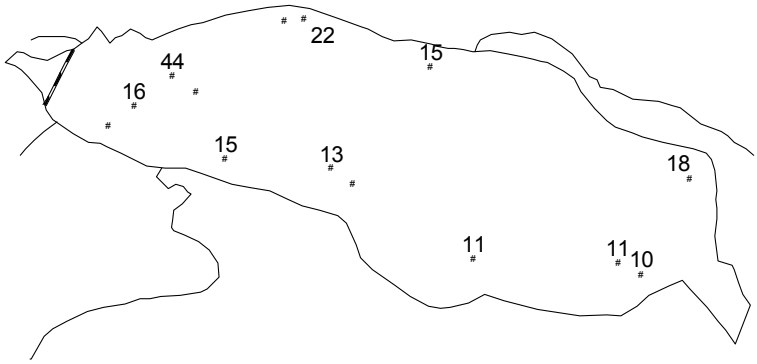
Riktvärdet för arsenik är 15 mg/kg Ts.

Koppar



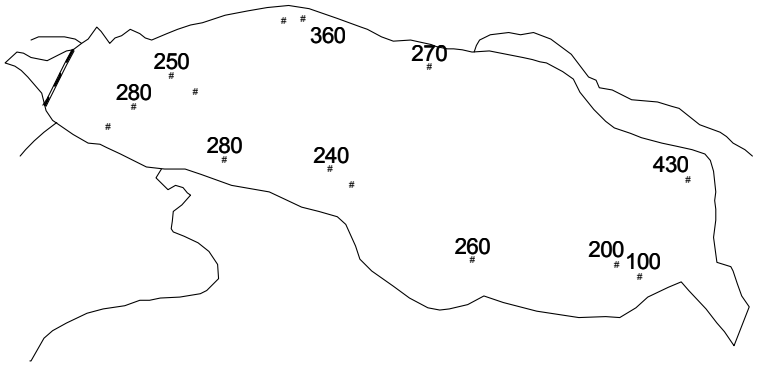
Riktvärdet för koppar är 100 mg/kg Ts.

Krom



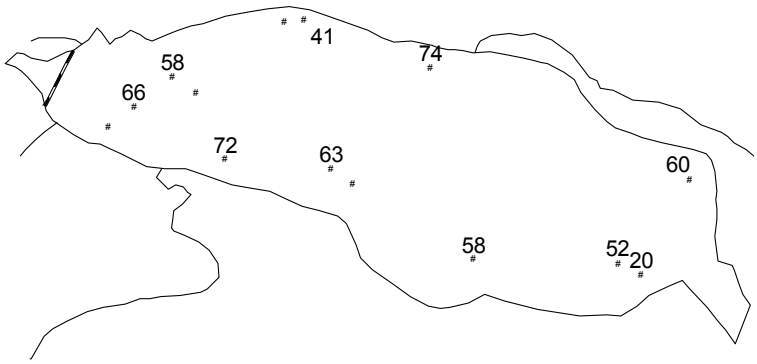
Riktvärdet för krom är 120 mg/kg Ts.

Zink



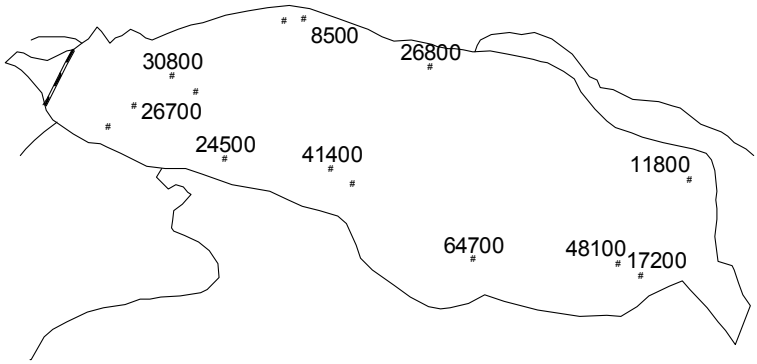
Riktvärdet för zink är 350 mg/kg Ts.

Bly



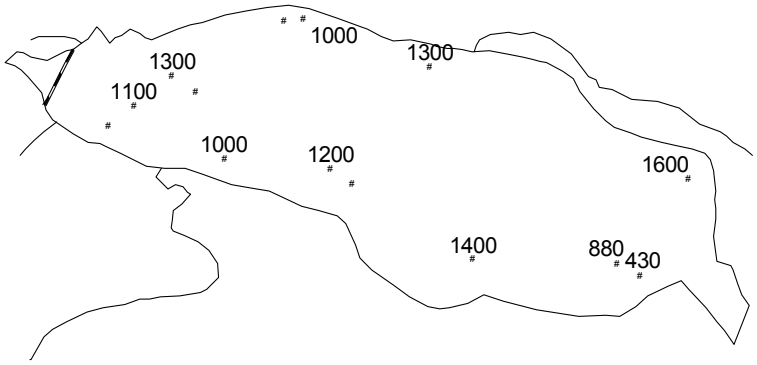
Riktvärdet för bly är 80 mg/kg Ts.

Järn



Det finns inget riktvärde för järn.

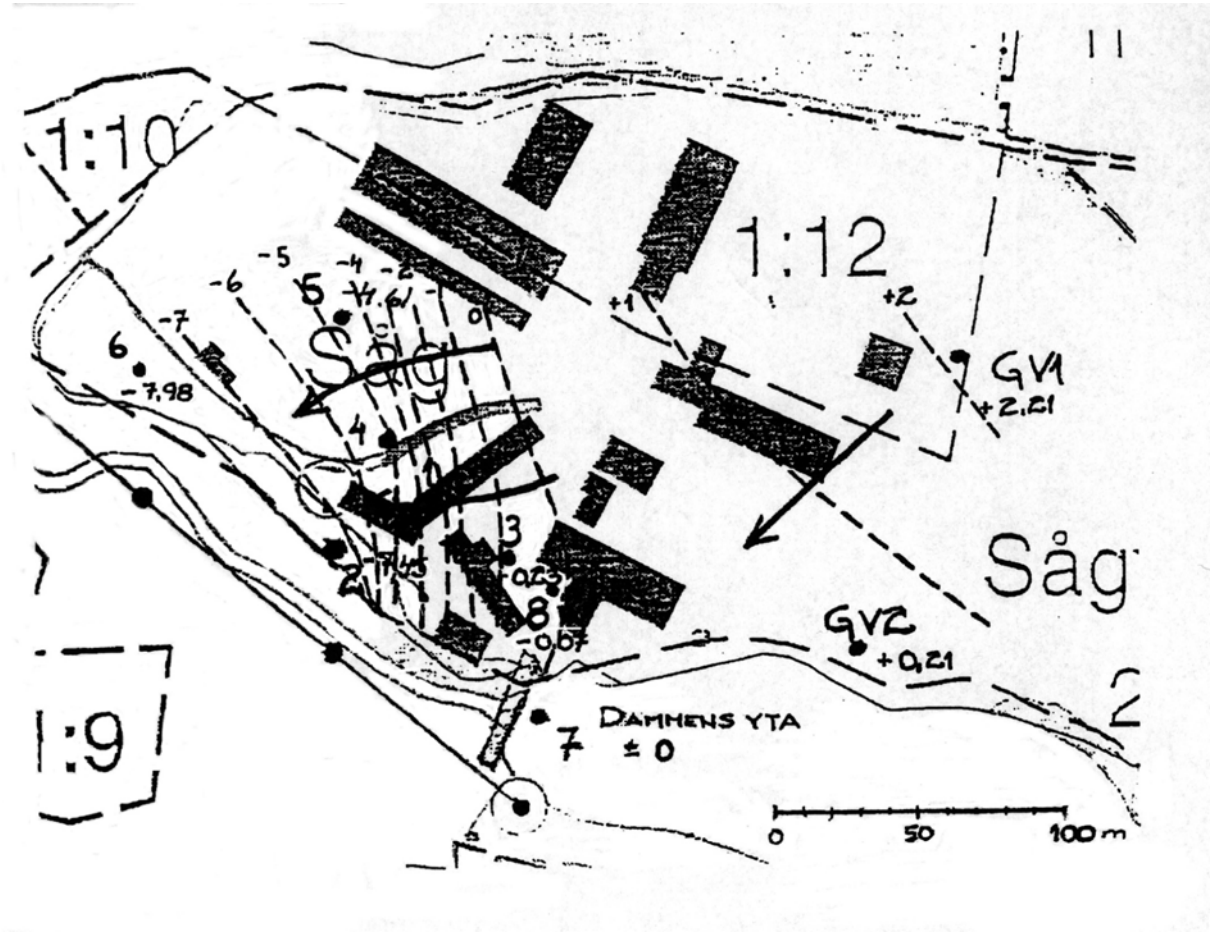
Fosfor



Det finns inget riktvärde för fosfor i sediment.

Grundvattenströmningen på sågverkstomten

Kartan visar grundvattnets strömningsriktning på sågverkstomten, krysset visar den plats som impregnering utfördes, [muntligt A. Larsson].



Kartan är hämtad från Jordmiljös undersökningar på sågverkstomten [Jordmiljö Nordic AB, 2001].

Uträkningsexempel för summan av cancerogena PAH

Under kolumnen ”analysrapport” står värdena från analysrapporten och under uträkning står de värden som skall summeras för att få summan av PAH.

Exempel 1 (från I3):

	Analysrapport (mg/kg Ts)	Uträkning
Benzo(a)antracen	0,20	0,2
Krysen	0,40	0,4
Benzo(b,k)flouranten	0,20	0,2
Benzo(a)pyren	<0,03	0,015
Indeno(1,2,3-cd)pyren/	0,13	0,13
Dibenzo(a,h)antracen	<0,03	0,015
Summa		1,0 (mg/kg Ts)

Exempel 2 (från R12):

	Analysrapport (mg/kg Ts)	Uträkning
Benzo(a)antracen	<0,03	0,015
Krysen	<0,03	0,015
Benzo(b,k)flouranten	0,07	0,07
Benzo(a)pyren	<0,03	0,015
Indeno(1,2,3-cd)pyren/	0,03	0,03
Dibenzo(a,h)antracen	<0,03	0,015
Summa	0,3 (mg/kg Ts)	0,16 (mg/kg Ts)

Rapportserien **MILJÖ I MARK**

Rapportserien började ges ut 1988, och sedan 1991 finns följande rapporter :

1991:1 Grusförsörjningsplan – revidering
1991:2 Vattenöversikt – grundvatten
1991:3 Vattenöversikt – ytvatten
1991:4 Våtmarker som kvävefällor i Marks kommun – bakgrund och åtgärdsförslag

1992:1 Kvävefälla i Veselången – teknisk utformning
1992:2 Bottenfaunan i Slottsåns vattensystem våren 1991
1992:3 Bottenfaunan i Surtans vattensystem hösten 1991

1993:1 Dokumentation av några hotade och sällsynta arter i Marks kommun
1993:2 Radon i hus – undersökningar gjorda 1972–1992 i Marks kommun

1994:1 Slottsåns vattensystem – Fiskevårdande åtgärder
1994:2 Märgelgravar och andra småvatten i Marks kommun
1994:3 Naturvårdsplan
1994:4 Lavar och luft i Marks kommun 1993
1994:5 Miljö i Mark – Lokal Agenda 21

1995:1 Miljöprojekt i Mark - så här har vi gjort

1996:1 Färghandeln - Bilhandeln, underlag till miljödiplomering
1996:2 Bottenfauna i Marks kommun - En sammanställning

1997:1 Fiskevårdsplan för Lillån, Viskan
1997:2 Fiskevårdsplan för Surtan
1997:3 Naturvärdesbedömning av rinnande vatten - En bedömning, efter *System Aqua* av 29 vattendrag i Mark

1998:1 Texilkemikalier och plastadditiver

2001:1 Projekt Småvatten i Mark 2001 – en del i SNF:s jordbrukskampanj

2002:1 Lokalisering av en järnvägsanknuten godsterminal i Marks kommun

2003:1 Förändringar av arealförluster och halter av fosfor och kväve i Marks kommuns vattendrag 1987-2001

2004:1 Häggån i Marks kommun-beskrivning och naturvärdesbedömning av skyddsvärda vatten- och landmiljöer samt förslag till åtgärder
2004:2 Sjön Lygnerns miljötillstånd - förr och nu
2004:3 En dammrivnings effekter på flora och fauna i och längs en å – Ljungaån, Marks kommun

2005:1 Ängar och hagar i Marks kommun – En återinventering sommaren 2004
2005:2 Miljöanalys av sediment i dämd å – Ljungaån, Marks kommun
2005:3 Närsalter i Surtan – källfördelning och åtgärdsförslag