



Kemakta Rapport 2011-02



Huvudstudie för Nötöfjärden Oskarshamns kommun

Risker och åtgärdsbehov

Mark Elert och Lars Olof Höglund

April 2011

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Sammanfattning

Nötöfjärden är en uppdämd havsvik som under mer än 60 år varit recipient för utsläpp av sulfitlut och fiberslam från Emsforsbruk vilket orsakat att bankar med fibrer avsatts i fjärden. Fiberbankarna och övriga sediment i fjärden är förorenade med kvicksilver och andra tungmetaller, främst bly, kadmium, koppar, nickel och zink. Undersökningar av fjärden har visat på förhöjda halter metylkvicksilver i ytsedimenten och i fjärdens vatten. Halten av kvicksilver i gädda överskrider EU:s gränsvärden.

Den stora mängden organiskt material i fiberbankarna innebär gynnsamma förhållanden för bildning av metylkvicksilver. De undersökningar som utförts visar att det sker en nedbrytning av fiberbankarna från ytan. Detta innebär att fibrer med höga kvicksilverhalter blir tillgängliga för metylering och även sprids till resten av fjärden. Frigörelsen av metylkvicksilver sker framförallt när vattentemperaturen är hög och sediment och bottenvatten är syrefria. Vid ytan sker också en anrikning av andra tungmetaller, troligen på grund av fällningar med järn.

Nedbrytningshastigheten begränsas sannolikt av tillgången på närsalter, främst fosfor, och uppskattas kunna fortgå under mycket lång tid, flera hundra år. Eftersom nedbrytningen leder till att kvicksilver kontinuerligt blir tillgängligt och att goda förutsättningar för metylering upprätthålls finns inte grund för att tro att problemen med metylering kommer att avta i Nötöfjärden. Troligen kommer metyleringen att fortgå på nuvarande eller möjligen något ökande nivå under överskådlig tid framåt.

Metylkvicksilver är ett bioackumulerbart ämne, vilket innebär att höga halter kan uppkomma i toppkonsumenter. De risker som identifierats med föroreningen i Nötöfjärden gäller framför allt effekter på det akvatiska livet i fjärden samt fåglar och däggdjur som hämtar en stor del av sin föda från fjärden. Det saknas dock mätningar av halter i biologiskt material i alla delar av näringskedjan. I sedimenten finns också höga halter av koppar, kadmium och nickel som kan innebära en risk för bottenlevande organismer.

Att komma i kontakt med sediment eller vatten från Nötöfjärden innebär ingen hälsorisk. Halterna i vattnet är så låga att det inte heller ur föroreningssynpunkt skulle vara hälsofarligt att dricka det. Riskerna bedöms också vara små för personer som följer Livsmedelsverket rekommendationer för konsumtion av fisk.

Kvicksilverförorenade fiberbankar förekommer på flera platser i Sverige. I Nötöfjärden finns kvicksilver i kombination med höga halter av andra föroreningar som kan innebära ökade risker. Detta i kombination med prognosen att situationen sannolikt inte kommer att förbättras under överskådlig tid innebär att ett vi bedömer att det finns ett behov av att genomföra åtgärder. För att klarlägga hur stort behovet är och vilken inriktning som åtgärderna ska ges för att nå effekt behöver dock undersökas mera. Exempelvis bör kompletterande undersökningar av ekologisk status och förorenings-situation i de yttre delarna av Nötöfjärden genomföras. Vidare krävs bättre kunskap om föroreningshalter i olika delar av näringskedjan.

Innehållsförteckning

SAMMANFATTNING	2
1 UPPDRAG OCH SYFTE	5
1.1 Beställare.....	5
1.2 Bakgrund och syfte.....	5
2 OMRÅDESBESKRIVNING	6
2.1 Läge	6
2.2 Recipient och vattenintresse	6
2.3 Områdets nuvarande och framtida användning	6
2.4 Skyddsobjekt i området och dess omgivning	6
3 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	8
3.1 Tidigare utförda undersökningar	8
3.2 Utförda fältarbeten	9
4 GEOLOGISKA OCH HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	10
4.1 Topografi och geologisk uppbyggnad	10
4.2 Vattenförhållanden	10
4.3 Sedimentförhållanden	11
5 HISTORISK REDOGÖRELSE	12
5.1 Områdets industrihistoria	12
5.2 Dag- och spillvattenledningar.....	16
5.3 Avfallshantering och deponier	16
5.4 Övriga verksamheter	16
6 FÖRORENINGARNAS OMFATTNING.....	17
6.1 Påträffade föroreningar.....	17
6.2 Föroreningarnas utbredning och koncentration	17
6.3 Uppskattning av mängden fibrer	24
6.4 Innehåll av föroreningar i sedimenten	27
6.5 Innehåll av föroreningar i vatten	28
6.5.1 Jämförelse med halter uppströms Nötöfjärden.....	29
6.6 Föroreningar i biologiskt material.....	31
7 UTVÄRDERING OCH RISKBEDÖMNING	33
7.1 Syfte	33
7.2 Preliminära övergripande åtgärds mål	33
7.3 Omfattning och utförande	33
7.4 Spridningskällor	34
7.5 Spridningsvägar och recipienter	35
7.6 Fiberförekomst	36
7.7 Förändringar i kvicksilverhalter	37
7.8 Risker för metylering av kvicksilver.....	38
7.8.1 Konceptuell modell för metylering av kvicksilver.....	38
7.8.2 Metylkvicksilver i Nötöfjärden	41
7.8.3 Beskrivning av orsakssamband med utgångspunkt från järn	43
7.8.4 Prognos för metylering av kvicksilver i framtiden.....	45
7.9 Halter av andra ämnen i sedimenten.....	45

7.10	Risker för vatten- och sedimentmiljön	46
7.10.1	Bedömning av halter i sediment	48
7.10.2	Bedömning av halter i ytvatten.....	49
7.10.3	Modellering av upptag i näringskedjor.....	49
7.11	Risker för spridning av föroreningar till Östersjön	52
7.12	Hälsorisker.....	53
8	RISKKLASSNING OCH ÅTGÄRDSBEHOV.....	55
8.1	Ris klassning av Nötöfjärden	55
8.1.1	Föroreningsmängder och farlighet	55
8.1.2	Spridningsförutsättningar.....	56
8.1.3	Känslighet och skyddsvärde.....	56
8.1.4	Förändringar i tiden.....	58
8.1.5	Förslag på riskklassning.....	58
8.2	Bedömning av saneringsbehov och erforderlig riskreduktion	59
8.2.1	Utgångspunkt.....	59
8.2.2	Behov av riskreduktion.....	60
8.2.3	Omfattning av åtgärder	60
8.3	Osäkerheter i bedömning av risk och åtgärdsbehov	61
8.4	Förslag till kompletterande undersökningar	61
9	REFERENSER	65

BILAGA 1 Djupkarta över Nötöfjärden från ekolodsmätning av Myrica AB, 2003

BILAGA 2 Sammanställning av haltprofiler i sediment från undersökningar 2003-2004 från Regnell mfl., 2007

BILAGA 3 Sammanställning av indata till programmet SERAFM

1 Uppdrag och syfte

1.1 Beställare

På uppdrag av länsstyrelsen i Kalmar län har Kemakta Konsult AB genomfört en riskbedömning av fibersedimenten i Nötöfjärden i Oskarshamns kommun.

1.2 Bakgrund och syfte

Nötöfjärden har under 60 - 70 år varit recipient för massa- och papperstillverkningen vid Emsfors bruk. Detta har lett till att stora mängder fibrer ansamlats i fjärden. Det huvudproblem som identifierats i Nötöfjärden är att relativt måttliga halter av kvicksilver i fibersedimenten under de speciella förhållanden som råder i fjärden kan medföra en omfattande bildning av metylkvicksilver. Denna kvicksilverform är rörlig och biologiskt aktiv vilket medför att höga halter kan uppkomma i biologiskt material. Eftersom halterna ökar längre upp i näringskedjan kan det medföra att höga halter uppkommer i rovfiskar och rovfåglar. Detta är liknande den situation som fanns vid Svartsjöarna i Hultsfreds kommun.

Enligt förfrågningsunderlaget skall en komplett huvudstudie slutföras utifrån det befintliga dataunderlaget. Uppdraget är uppdelat i två delar; i en första del görs en riskbedömning som skall ligga till grund för ett avgörande om det finns ett saneringsbehov. Om så är fallet skall i en andra del även en åtgärdsutredning och en riskvärdering göras. Denna rapport redovisar den första delen av uppdraget som behandlar följande moment som enligt Naturvårdsverkets kvalitetsmanual skall ingå i en huvudstudie:

- En beskrivning av området inklusive en redogörelse för industrihistoriken
- En redovisning av undersökningar och utredningar som redovisar miljösituationen och en prognos för området
- Karakterisering och avgränsning av föroreningarna i detalj
- Riskbedömning inklusive bedömning av saneringsbehov

Riskbedömningen grundas främst på undersökningar som utförts med bidragsmedel under år 2003 och 2004 som sammanställts av Regnell m.fl. (2007).

2 Områdesbeskrivning

2.1 Läge

Nötöfjärden ligger söder om Påskallaviks samhälle i Oskarshamns kommun, se figur 2.1. Fjärden har en yta på ca 50 ha och avgränsas från Östersjön av en isälvavlagring som sträcker sig i nordvästlig–sydostlig riktning över Nötö och Fagerön.

2.2 Recipient och vattenintresse

Nötöfjärden har sitt huvudsakliga tillflöde från Emmekalvebäcken som är en avledning från Emån strax nedströms Emsforsen. Utflödet är kustvattenområdet utanför Påskallavik. Genom att fjärden är uppdämd är den ett sötvatten. Kustvattnen ingår i vattenförekomsten Påskallaviksområdet (SE571000-163000). Enligt vattenkartan omfattar vattenförekomsten även själva Nötöfjärden, trots att fjärden egentligen är en sötvattenförekomst. År 2009 bedömdes Påskallaviksområdet ha otillfredsställande ekologisk status (VISS, 2011). Orsaken till den otillfredsställande ekologiska statusen var övergödning. Om alla möjliga och rimliga åtgärder vidtas förväntas god ekologisk status uppnås till 2021. Underlaget för bedömning av den kemiska statusen är litet. Baserat på halter av kvicksilver i gädda bedöms området ej uppnå god kemisk status. Kemisk status exklusive kvicksilver klassificerades 2009 som god baserat på en expertbedömning. Det bedöms finnas risk att god kemisk status inte uppnås till 2015 baserat på provtagning i sediment som visar på påverkan av tungmetaller (kadmium, kvicksilver, bly, koppar och zink). Påverkansanalys visar på låg risk för påverkan från miljögifter, men det finns ett generellt problem med länets kustvatten för påverkan från främst TBT (VISS, 2011).

2.3 Områdets nuvarande och framtida användning

Området saknar detaljplaner men Nötö är upptaget som ett fritidsområde i Oskarshamns kommuns förslag till översiktsplan (Oskarshamns kommun, 2000). Planområdet täcker in själva Nötö och delar av Nötöfjärden. På Nötö finns enstaka bostäder, en fotbollsplan med servicebyggnad, en badplats och en naturcamping. I planen anges att områdets värde som fritidsområde begränsats av föroreningarna i Nötöfjärden. Skogsbruk bedrivs inom området. Nötö omfattas i sin helhet av strandskydd och skydd av landskapsbilden.

2.4 Skyddsobjekt i området och dess omgivning

Nötöfjärden utgör klass 2 i Kalmar läns naturvårdsprogram på grund av sitt fågelliv. Stora flockar av vigg, knipa, storskrake, dopping, knölsvan, sångsvan och änder rastar i fjärden. Även strömstare, kungsfiskare och havsörn har observerats i området (Naturvårdsplanen för Kalmar län, 1997; Artdatabanken, 2010).

Fjärden har ett stort bestånd av gädda och abborre. Genom en ombyggnad av utflödet i Östersjön vid Fagersund under 2006 är detta inte längre ett vandringshinder för fisk och fisk från Nötöfjärden kan bidra till bestånden i omgivande kustvatten. Öring vandrar via Nötöfjärden upp i Emmekalvebäcken för att leka. I fjärden finns även den fridlysta malen som sannolikt även reproducerar sig där (Borger, 2011).

Sticksholmarna i den södra delen av Nötöfjärden är klassade som naturvärdesområde med biotoptypen tallskog (Oskarshamns kommun, 2000; Skogsstyrelsen, 2011).

3 Utförda undersökningar

3.1 Tidigare utförda undersökningar

En rad undersökningar och utredningar har genomförts för Nötöfjärden i syfte att kartlägga fiberförekomst, kvicksilver och andra föroreningar.

Undersökning av cellulosafibers utbredning, halt av kvicksilver och torrsustanshalt i Nötöfjärden, IVL (Freyschuss och von Post, 1976)

Provtagning av fibersediment i inre delen av fjärden samt sediment i yttre delen i syfte att bestämma mängden fibrer och innehåll av kvicksilver. Provtagning utfördes i ett rutnät med 25 punkter i inre delen samt 3 enstaka punkter i yttre delen. Kviksilver analyserades i 27 prover och andra metaller i 2 prover. I 6 punkter togs prov för att bedöma fiberkvalitet.

Geoteknisk undersökning inom Nötöfjärden, K-Konsult 1977.

Undersökning av mäktighet av fiberslam samt bärighet och uppbyggnad av den ursprungliga botten. Undersökningarna omfattade viktsondering i 9 punkter samt provtagning i 3 punkter.

Undersökning av lukt- och vattenemissioner från Kyrkfjärden, von Post, 1978.

Mätningar av luftföroreningssakande ämnen i och kring Nötöfjärden. Fysikalisk-kemiska analyser av vatten och slam.

Kviksilveranalyser på abborre och gädda i Nötöfjärden. Oskarshamns kommun 1981 och 1988.

Kviksilverläckage från fiberbank – upptag i vattenmossa, Examensarbete. Ahlfors och Andersson, 1985.

Utsättning och analys av vattenmossa i Emmekalvebäcken och Nötöfjärden. Analys av kvicksilver i sedimentprover.

Maringeologisk undersökning av Nötöfjärden, Hultgren, 2000.

En förnyad undersökning av fiberbankens utbredning och innehåll av kvicksilver. Analys av kvicksilver utfördes i 21 prover och kadmium i 7 prover.

Förstudie – Kyrkfjärden, Pyyny, Elander och Holmström, 2000.

Studien omfattande en utredning av föroreningssituationen, en preliminär bedömning av riskerna, undersökningsbehovet och en genomgång av möjliga åtgärder.

Ekolodsundersökning av Nötöfjärden, Myrica 2003

Nötöfjärden djupmättes med ekolod och GPS positionering, se bilaga 1.

En helårstudie (2003-2004) av kvicksilvrets fördelning, speciering och flöden i Nötöfjärden, Regnell, Aleljung och Falk, 2007.

Provtagning av sedimentprofiler i 7 profiler i inre och yttre fjärden. Provtagning av vatten i 7 stationer under ett års tid. Provtagning av tidserie av ytsediment i 3 punkter och sedimentfällor i 5 punkter. Profiler i vattenmassan i en station provtogs vid flera tidpunkter. Proverna analyserades med avseende på kvicksilver, metylkvicksilver,

tungmetaller, näringsämnen, mm. Kvicksilvrets transport, speciering och fördelning utreddes och en bedömning gjordes av den framtida utvecklingen.

Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment, Skyllberg, Drott, Lambertsson och Björn, 2006.

Undersökningar av metylering av kvicksilver i Nötöfjärden i ett projekt inom Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering som studerade metyleringsprocesser i kvicksilverförorenade sediment på flera platser i Sverige däribland Nötöfjärden.

3.2 Utförda fältarbeten

Inom ramen för denna utredning har inga fältarbeten genomförts. Studien baseras helt på resultat från tidigare utförda undersökningar samt material som samlats in från andra källor.

4 Geologiska och hydrologiska förhållanden

4.1 Topografi och geologisk uppbyggnad

Området kring Nötöfjärden är flackt med högsta nivåer på ca +5 – 10 m. Den östra sidan mot Östersjön består av en isälvavlagring som avgränsar fjärden mot havet. Isälvavlagringen fortsätter norrut genom Påskallaviks samhälle och tvärrar sedan mot nordväst mot Kristdala.

Enligt SGU:s jordartskarta består området söder om Nötöfjärden av blockrik, sandig morän med partier av berg i dagen. I området finns även inslag av svallgrus och torv.

K-konsult har genomfört mätningar av bottenstabilitet inför en eventuell övertäckning av fibersedimenten (K-konsult, 1977). Undersökningarna visar på fiberslam av en mäktighet på mellan 0,8 och 5,5 m, därunder ett 1,2 m mäktigt lager med sand och silt. Detta följs av ett 0,8 m mäktigt lager av sandig och siltig lera. Under detta lager påträffades sand och silt. Berg påträffades nivåerna -2,5 m till -9,8 m, dvs. på ett djup av 3,5 m – 10,5 m under vattenytan.

4.2 Vattenförhållanden

Nötöfjärden har en yta på 58 ha och ett medeldjup på 1,7 m. Nötöfjärden kan delas in i en inre del som begränsas av ett smalt sund, Djupesund, och en yttre del med utlopp mot Östersjön i Fagersund. Längst mot sydost finns en avsnörd del, Svanket.

Vattennivån i Nötöfjärden regleras av en uppdämning ut mot Östersjön vid Fagersund. Nivån ligger ca 0,5 meter över Östersjöns normalnivå. Tidigare har det även funnits en fördämning i Djupesund, vilket medförde att den inre delen hade en något högre nivå än den yttre, se vidare kapitel 4.

Det huvudsakliga tillflödet till Nötöfjärden går via Emmekalvebäcken. Till Emmekalvebäcken avleds vatten från Emån strax nedströms Emsfors. Avledningen regleras med ett skibord. Tidigare har avledningen reglerats utifrån flödet i Emån och varit upp till 3 m³/s. Under 2004 var medelflödet i Emmekalvebäcken 0,75 m³/s. Övriga tillflöden är en mindre bäck som rinner norrifrån från Påskallavik och ansluter till Emmekalvebäcken strax innan utflödet i Nötöfjärden. Det finns även en mindre bäck som rinner söderifrån mot den yttre fjärden.

Enligt de delavrinningsområden som redovisas i Vattenkartan (Länsstyrelserna, 2011) har tillrinningsområdet till Emmekalvebäcken en yta på 1,27 km². Det direkta tillrinningsområdet till Nötöfjärden är ca 1,5 km². Med en avrinning på ca 6 l/km²,s skulle tillflödet från omgivande landområden till Nötöfjärden vara 0,02 m³/s. Den direkta nederbörden på vattenytan (600 mm/år) skulle ge ett tillskott på ca 0,01 m³/s. Avledningen från Emån är således helt dominerande för vattenföringen i Nötöfjärden.

Vid ett flöde på 0,75 m³/s blir omsättningstiden i fjärden ca 2 veckor.

Förorenat processvatten (utsläpp av sulfutlut från kokeriet samt fibervatten från massabingar och pappersmaskiner) har tidigare släppts ut i Emmekalvebäcken. Överledning anges ha påbörjats någon gång på 1920-talet (Freyschuss och von Post, 1976). Numera sker ingen överledning av vatten från bruket till Emmekalvebäcken. I kapitel 5 redogörs för tidigare förhållanden.

4.3 Sedimentförhållanden

Stora mängder fibrer finns avlagrade i de norra och mellersta delarna av den inre fjärden i form av fiberbankar. Fiberbankarna täcker en yta på ca 200 000 m². I den nordöstra delen av inre fjärden uppgår mäktigheten av fiberbankarna till ca 4 meter, men djupet avtar mot väster och söder (Hultgren, 2000). Vattendjupet är bara några decimeter i de områden där fiberbanken är som mäktigast. I fältprotokoll från undersökningar av Thorn och Arnemo (1972) redovisas en tydlig strömfåra genom fiberbankaren från Emme-kalvebäckens utlopp i norra delen av Nötöfjärden som böjer av mot söder. Mängden uppskattades på slutet av 1970-talet till 400 000 till 450 000 m³ (Freyschuss och von Post, 1976). I den kartering som utfördes 2000 uppskattades mängden fibrer till ca 300 000 – 350 000 m³.

Skillnaden i uppskattningen beror framförallt på bedömningen av hur stor yta som täcks av fibrer. I undersökningen Freyschuss och von Post (1976) uppskattades ytan till 269 000 m² med en medelmäktighet på 1,6 meter. I undersökningen Hultgren (2000) uppskattades ytan till 203 000 m² med en medelmäktighet på 1,5 m. Minskningen i fibermäktighet är mellan 0,2 – 0,4 meter över större delen av den inre fjärden, vilket inneburit att skiktet med synliga fibrer har försvunnit i de södra delarna där fiberlagret var mindre mäktigt. En mer detaljerad utredning av fiberförekomsten redovisas i avsnitt 6.3.

Sedimentförhållandena i de yttre delarna av Nötöfjärden utanför Djupesund har mer naturlig karaktär och uppvisar idag inget markant innehåll av fiber.

5 Historisk redogörelse

5.1 Områdets industrihistoria

Nötöfjärden (eller Kyrkviken som den i vissa sammanhang kallas) är ursprungligen en havsvik som genom fördämningar separerats från Kalmarsund. Sedan 1920-talet har Nötöfjärden varit recipient för processvatten från Emsfors bruk och är därför intimt förknippad med brukets historia. Huvuddelen av beskrivningen av den tidiga historien har hämtats från Oskarhamns kulturnämnds skrift ”Där papper formas” (1985).

Det första bruket

Redan på 1730-talet startade Skrufhults handpappersbruk vid Emsforsen på den södra sidan av Emån. Som råvara användes lump. Ett nytt handpappersbruk anlades 1814 på norra sidan Emsforsen. År 1867 anlades vid Emsfors bruk ett av Sveriges första träsliperier som dock brinner ner efter sex år. Ett nytt bruk byggs upp med en pappersmaskin för tillverkning av omslagspapper, påspapper, sockeremballage och tidningspapper.

Sulfitfabriken och pappersbruket

Kring sekelskiftet sker en omfattande utbyggnad av bruket, en första sulfitkokare installeras 1893, en andra pappersmaskin 1895 och en ny sulfitfabrik byggs 1907. Tillverkning av kokmassa är ca 4000 ton/år och av slipmassa 1500 ton/år. Under 1910-talet finns utbyggnadsplaner för en sulfatfabrik som dock aldrig byggs. Istället sker en utbyggnad av sulfitfabriken med två sulfitkokare. Sulfiten framställdes av elementärt svavel.

Första världskriget innebär problem för Emsfors bruk att exportera papper samt det är svårt att få tillgång på svavel. Därför köps ugnar in för att tillverka svavelsyra från svavelkis. Svavelkis är järnsulfid med ett högt innehåll av tungmetaller. Restprodukten från rostningen, kisaskan, innehåller mycket järn, men även höga halter av tungmetaller. Tillverkningen under denna tid var liten ca 1500-2000 ton papper per år, under 1920 uppges fabriken tidvis ha stått stilla. Baserat på siffror från andra sulfitbruk bör den aktuella produktionen ha inneburit en bildning av ca 400 – 500 ton kisaska per år som restprodukt. Det är oklart hur länge denna tillverkning pågick, i ”Där papper formas” anges bara att efter kriget kunde man få tag på svavel igen. Troligen pågick rostningen av kisaska en bit in på 1920-talet, men inga säkra uppgifter om detta har hittats.

Produktionen ligger på ca 8000 ton/år fram till 1940 då andra världskriget innebär nya problem med avsättningen. Produktion återgår i full drift 1946 och ligger på ca 12 000 ton/år under 1950-talet. För pappersproduktionen användes såväl egen sulfitmassa som utifrån inköpt massa. En ny sulfitkokare på 175 m³ installeras 1962.

Bruket övertas 1965 av Klippans finpappersbruk och 1972 av Södra Sveriges Skogsägares förbund. Produktionen är nu ca 15 000 ton/år. År 1975 stoppas driften av sulfitfabriken. Papperstillverkningen fortsätter med köpt massa från bl.a. Mönsterås och Mörrums bruk. År 1976 tas beslut om att investera 45 miljoner kr i bruket med bland annat ombyggnader och nyinvesteringar i pappersmaskiner.

År 1979 beslutar Södra Skogsägarna om att lägga ned bruket och förhandlingar leder till att Oskarshamns kommun 1980 tar över bruket och bildar ett särskilt industriaktiebolag. AB Emsfors bruk tar över driften 1982. Därefter följer en period med flera ägare som går i konkurs. 1983 lämnas en ansökan till Koncessionsnämnden om tillstånd att

tillverka 40 000 ton per år. I ansökan behandlas sanering av Nötöfjärden. Som förutsättning anges att fibrerna skall kunna renas från kvicksilver och återvinnas, vilket dock inte anses vara möjligt. Koncessionsnämnden ger 1986 den ansökta verksamheten tillstånd under förutsättning av att vissa villkor uppfylls, bland annat gällande villkor för utsläpp av suspenderade ämnen, COD, BOD och fosfor. Produktion ökas till 40 000 ton.

Verksamheten läggs ned 1989 och SÅBI AB tar över bruket. SÅBI ansöker 1990 om att bygga en fabrik för tillverkning av 120 000 ton CTMP-massa från sågverksflis. Ansökan får hård kritik från kommunen, länsstyrelsen och Naturvårdsverket. Regeringsrätten meddelar 1999 avslag på ansökan för byggandet av CTMP-fabriken.

Nötöfjärden

Under 1920-talet börjar avloppsvatten överledas via Emmekalvebäcken till Nötöfjärden (Koncessionsnämnden 1972-07-11).

Under 1950-talet och inledningen av 1960-talet pågår en omfattande process om brukets rättigheter att avleda vatten. År 1953 ansöker bruket om att avleda 2 m³/s från Emån och därav utleda 0,5 m³/s (sulfitlut från kokeriet och fibervatten från massabingar och pappersmaskiner) till Emmekalvebäcken och återstoden tillbaka till Emån. Två sedimenteringsbassänger byggs längs diket mot Emmekalvebäcken. Bassängerna är försedda med avstängningsanordningar på inloppssidan och skibord och skumlinjaler på utloppssidan. Den ena bassängen kan användas för sedimentering när den andra avställs för rensning. Rensningsmassor läggs upp på en mosse norr om bassängerna. Från sedimenteringsbassängerna leder ett dike till Emmekalvebäcken och vidare till Nötöfjärden. Vid utloppet till Östersjön har en skibordsdamm byggts. När bassängerna byggdes är inte helt klart, men de nämns i aktbilaga till ansökan från 1953.

År 1956 uppges att 0,26 m³/s avleds till Emmekalvebäcken. Enligt en deldom från Vattendomstolen 1959 får bruket bortleda 1 m³/s från Emån varav 0,7 m³/s skall återföras ån. Bruket lämnar 1961 in en ny ansökan om att minska återföringen till 0,5 m³/s, med bivillkor att flödet i Emån ej skulle underskrida 4,5 m³/s under perioden 1/8 – 15/11. Enligt vattendom från 1961 fastställd av Vattenöverdomstolen 1962 får Emsfors bruk avleda högst 1,5 m³/s. Emåns vattenföring får dock under perioden 1/8 – 15/11 inte understiga 3 m³/s.

År 1964 kommer en Vattendom som medger tillstånd till fortsatt utsläpp av sulfitlut från kokeriet samt fibervatten från massabingar och pappersmaskiner som efter sedimentering bortleds genom Emmekalvebäcken till Nötöfjärden. Efter ombyggnad av fabriken anges utsläppet till Emmekalvebäcken bli 0,4 m³/s. I domen anges att Emmekalvebäckens naturliga vattenföring är 0,5 m³/s vid medelvatten, men kan vid lågvatten gå ned till 0. Bolaget säger sig vara berett att öka avledning upp till 3 m³/s från Emån till Emmekalvebäcken. Flödet skulle regleras av tröskeldamm. Bolaget är ej villigt att pumpa in havsvatten i fjärden, utföra luftning av fjärdens vatten eller installera en ny anläggning för förbränning av luten. I samband med målet redovisas, vattenschema över fabriken, varaktighetskurva för vattenföring i Emån, undersökningar av utsläppets sammansättning, undersökningar av vatten i Emån, havsvattenundersökningar, biologiska undersökningar av nätprov utanför Påskallavik. Vattendomstolen ger Emsfors bruk tillstånd att fortsätta leda förorenat vatten till Kyrkfjärden med bl.a. följande villkor; Sedimenteringsbassängerna skall hållas i sådant skick att sedimentation erhålls, fördämningen i Djupesund skall färdigställas före utgången av 1965. Vattenöverledning från Emån tilläts om vattenföringen i ån

överstiger 11 m³/s. Mängden som får överledas ökar vid högre vattenföring i Emån till max 3 m³/s vid en vattenföring i Emån överstigande 19 m³/s.

År 1972 initieras en utredning om restaurering av Kyrkfjärden och en arbetsgrupp bildas. Undersökningar av IVL visar att det finns 400 000 m³ fibrer och ca 25 kg kvicksilver. Ett förslag tas fram om att sugmuddra inre Kyrkviken (26,9 ha).

Koncessionsnämnden beslutar 1972 att BS-innehållet i fallande lut skall reduceras med minst 85 %, vattenförbrukningen minskas till 8000 l/min samt att ett förslag till kontrollprogram upprättas. Syrgasmätningar i fjärden visar att den i det närmaste är helt syrgasfri.

Syrgassituationen i Nötöfjärden förbättras sakta efter det att sulfitfabriken lagts ned 1975. Det är i stort sett syrefritt i Fagersund vinter- och sommartid 1975 och 1976. Det är fortfarande dåliga syreförhållanden 1977, men inte helt syrefritt. Toppar med höga halter av suspenderat material förekommer vid högvatten. När vattenföringen i Emån är så låg att inte avledning kan ske till Emmekalvebäcken (< 11 m³/s) pumpas istället 0,6 m³/s från Östersjön.

Fördämningen vid Djupesund raserades vintern 1977, viket inneburit samma vattennivå i inre som i ytter fjärden (Samrådsprotokoll, 1982). Under 1977 konstateras att inpumpningen av havsvatten inte ger någon positiv effekt och beslut om pumpning skall ske i samråd med länsstyrelsen. Bolaget förbinder sig att hålla anläggningen för inpumpning av havsvatten i skick. Djupesundsdammen hålles som tidigare öppen och nivån i Fagersund regleras så att en nivå 30 – 40 cm över havsytan erhålls.

Syreförhållandena i Nötöfjärden stabiliseras efter 1978 och syresituationen har varit tillfredställande sen dess. Luktolägenheten uppges i stort sett ha försvunnit. Mätningar görs av luktemissioner (svavelväte, karbonsulfid, koldisulfid). Svavelväte dominerar med en halt på 43 ppb, övriga ämnen under lukttröskeln. Även andra svavelföreningar kan bidra till lukten. Efter nedläggning av massatillverkningen har luktolägenheterna minskat med 95 % enligt bolaget (Sammanträde 1981-02-269 med arbetsgruppen för restaurering av Kyrkfjärden).

Under 1978 hålls vattennivån i inre och ytter fjärden 40 – 70 cm över havsnivå. Havsvatteninpumpning beslutas ej ske om det inte krävs av länsstyrelsen. Sannolikt har havsvatten varit ogynnsamt för fjärden. (Sammanträde arbetsgruppen för Kyrkfjärdens restaurering, 1978-11-08)

Kyrkfjärden svartlistas 1982 på grund av kvicksilverhalten i gädda. Vid provtagningar 1988 konstateras halterna ha sjunkit och uppfyller EU-nivå, dvs. under 0,5 mg/kg våtvikt.

Vid samråd 1982 om ansökan om villkor för utökad produktion konstateras att fördämning vid Djupesund är raserad och att fördämning vid Fagersund är i dåligt skick, men har reparerats av kommunen och nu fungerar tillfredställande. IVL genomför undersökningar av om fibrer följer med vatten till Fagersund. Proverna visar att materialet i vattnet till största del inte bestod av fibrer utan av mer eller mindre nedbrutet organiskt material av obestämt ursprung. Enligt uppgift skulle det bara vid extrema situationer gå vatten bakvägen över fördämningen. Prover på fibersedimenten visade inte på någon nämnvärd minskning i halt av den mer lättnedbrytbara cellulosan i fibrerna från ytan och nedåt utan förhållandet lignin och cellulosa var konstant.

Undersökningar av kvicksilverläckage från fiberbank genom upptag i vattenmossa genomförs 1985. Provtagning av vattenmossa (*Fontinalis*) sker i Emmekalvebäcken och

Djupesund. Prover tas på sediment i fiberbankarna. Undersökningarna visar på likartade halter i Emmekalvbäcken och Djupesund. Halter i sediment (nivå 5 – 15 cm) varierar mellan 0,18 och 0,61 mg/kg TS.

Analysen på sediment från yttre Nötöfjärden och fiberslam från sedimenteringsbassänger genomförda 1986 indikerade inte någon förekomst av PCB.

I MIFO-klassning genomförd av länsstyrelsen 1994 klassas Nötöfjärden i riskklass 2.

Tabell 5.1 Händelser som kan inverka på tolkningen av föroreningshistoriken i Nötöfjärden.

År	Händelse	Produktion (ton/år)
1730-1890	Småskalig tillverkning av lumpapper och slipmassa	-
1893-1910	Sulfitillverkningen startar och byggs successivt ut i Emsfors	5 500
Första världskriget	Svårt att få tag på svavelråvara. Rostning av svavelkis för tillverkning av sulfitlut	1 500
1920-talet	Återgång till svavelbaserad tillverkning av sulfitluten. Avloppsvatten börjar ledas över via Emmekalvbäcken till Nötöfjärden	4 000
Andra världskriget	Låg produktion på grund av exportsvårigheter	1500
1950-talet	Produktionen ökar. Massa produceras i egen sulfitprocess, men massa köps även in från andra tillverkare	12 000
1953?	Sedimenteringsbassänger för avloppsvatten uppförs. Nötöfjärden däms upp i utloppet vid Fagersund	
1956-1965	Successivt ökad överföring av vatten från Emån via Emmekalvbäcken till Nötöfjärden	12 000 – 14 000
1965	Fördämning uppförs vid Djupesund mellan inre och yttre Nötöfjärden	
1972	Beslut i Koncessionsnämnden att syreförbrukande ämnen i avloppet ska minskas med 85 %. Mätningar visar att Nötöfjärden är nästan helt syrefri	13 000
1975	Driften av sulfitfabriken stoppas	15 000
1976	Syrestatus förbättras något. Inpumpning av havsvatten sker vid lågt flöde i Emån	
1977	Fördämningen vid Djupesund raseras. Inpumpning av havsvatten bedöms ineffektiv och upphör	
1979	Tillverkningen läggs ner	0
1980-1986	Flera ägarbyten sker	-
1982	Svartlistning av Kyrkviken pga Hg-halt i gädda	
1986	Tillstånd för ökad produktion	40 000
1988	Förnyad provtagning visar Hg-halter i gädda < 0,5 mg/kg vilket uppfyller EU-krav	
1989	Tillverkningen läggs ner	-

5.2 Dag- och spillvattenledningar

Från 1920-talet till 1989 har Nötöfjärden varit recipient för avloppsvatten från Emsfors bruk. Mängden vatten var 1959 ca 0,3 m³/s och ökade 1964 till 0,4 m³/s. Se vidare avsnitt 5.1.

Förutom det avloppsvatten som tidigare kom från Emsfors bruk har inga uppgifter om dag- och spillvattenledningar som mynnar ut i Nötöfjärden framkommit. Väg E22 går strax väster om Nötöfjärden och en viss avrinning därifrån kan nå fjärden.

5.3 Avfallshantering och deponier

Enligt Oskarshamns kommuns avfallsplan finns fem deponier i området:

- Gamla sedimenttippen i EM, längs E22 ca 1,5 km söder om Nötöfjärden innehållande fiberslam, träavfall och schaktmassor.
- Nya sedimentdeponin, Gatkärret, längs med tidigare avloppsledning från Emsforsbruk. Innehåller fiberslam från sedimenteringsbassängerna.
- Emsfors gamla brukstipp vid Emån innehållande ståltråd, förpackningar och schaktmassor.
- Emsfors bruks barkdeponi vid Emsfors innehållande bark, bygg- och träavfall.
- Hushållsavfallsdeponi (Emmekalve 2:37) ca 100 m väster om Nötöfjärden med deponering av hushållsavfall mellan 1965 och 1968 därefter byggavfall till 1980.

Fiberslam som fångats upp i de båda sedimenteringsbassängerna har omhändertagits för deponering i Nya sedimentdeponin (Gatkärret) belägen i Emmekalvebäckens närhet. Enligt uppgift har upplaget av fiberslam gett upphov till luktproblem i närområdet och den lokala opinionen mot deponering av fiberslam har varit stark. Inga detaljerade undersökningar av fiberslamsdeponin finns att tillgå.

5.4 Övriga verksamheter

På Nötö finns skjutbanor, varav en längre gevärsskyttebana har kulfänget ca 150 meter från yttre delen av fjärden. Cirka 50 meter norr om den inre delen av fjärden ligger Påskallaviks kyrkogård.

6 Föroreningarnas omfattning

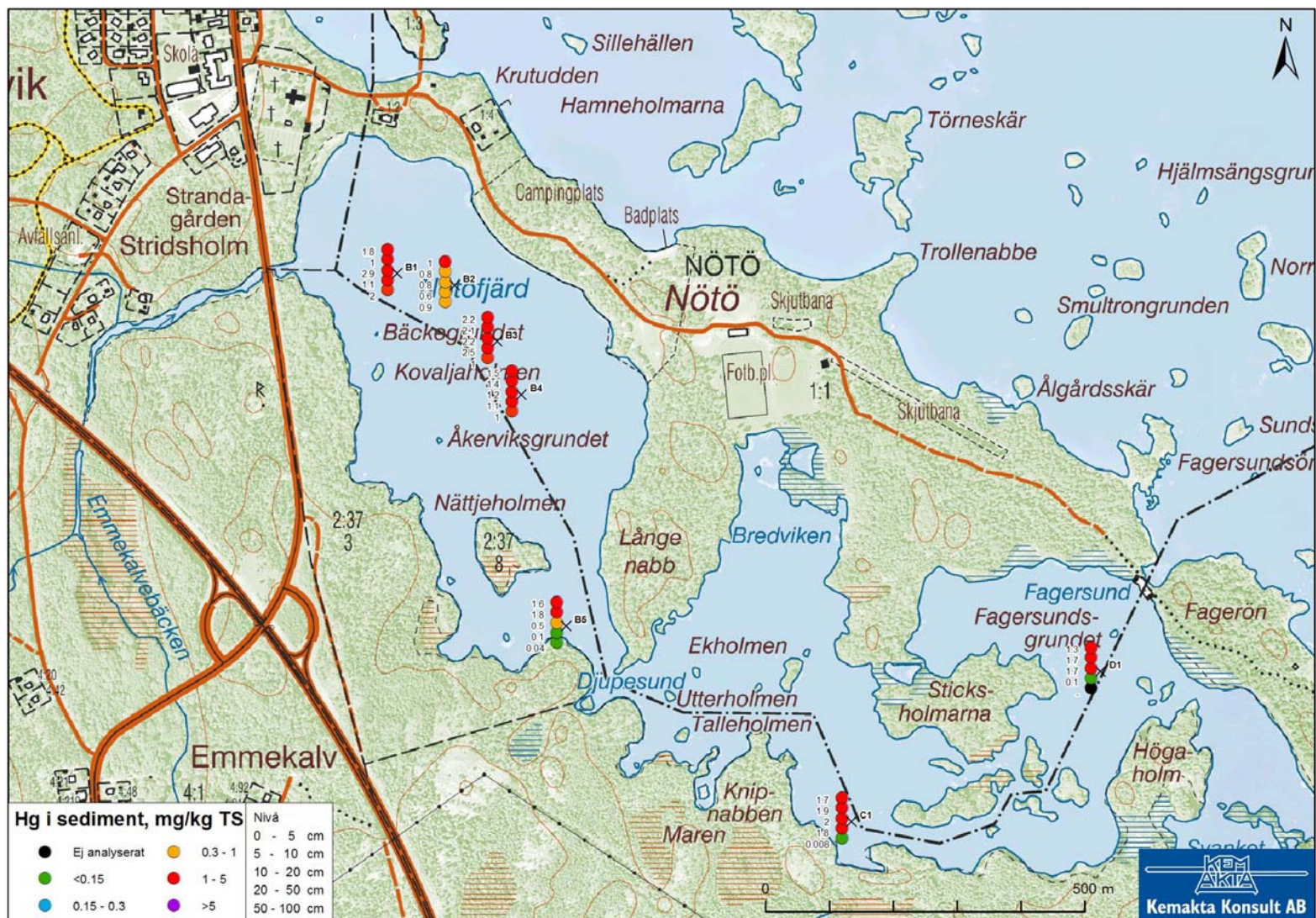
6.1 Påträffade föroreningar

Föroreningsituationen i Nötöfjärden domineras av kvicksilver, men även andra metallföroreningar förekommer i förhöjda halter såsom bly, kadmium, koppar, nickel och zink. Kviksilver förekommer såväl i oorganisk form som organiskt bundet metylkvicksilver. Metylkvicksilver är den giftigaste formen och utgör den största risken för såväl människan och miljön. Oorganiskt kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver i sediment och bottenvatten genom olika biogeokemiska processer. Sedimentens förråd av oorganiskt kvicksilver utgör därför en långsiktig källterm för uppkomsten av metylkvicksilverförorening. Samtidigt sker också processer som bryter ned metylkvicksilver till kvicksilver i oorganisk form.

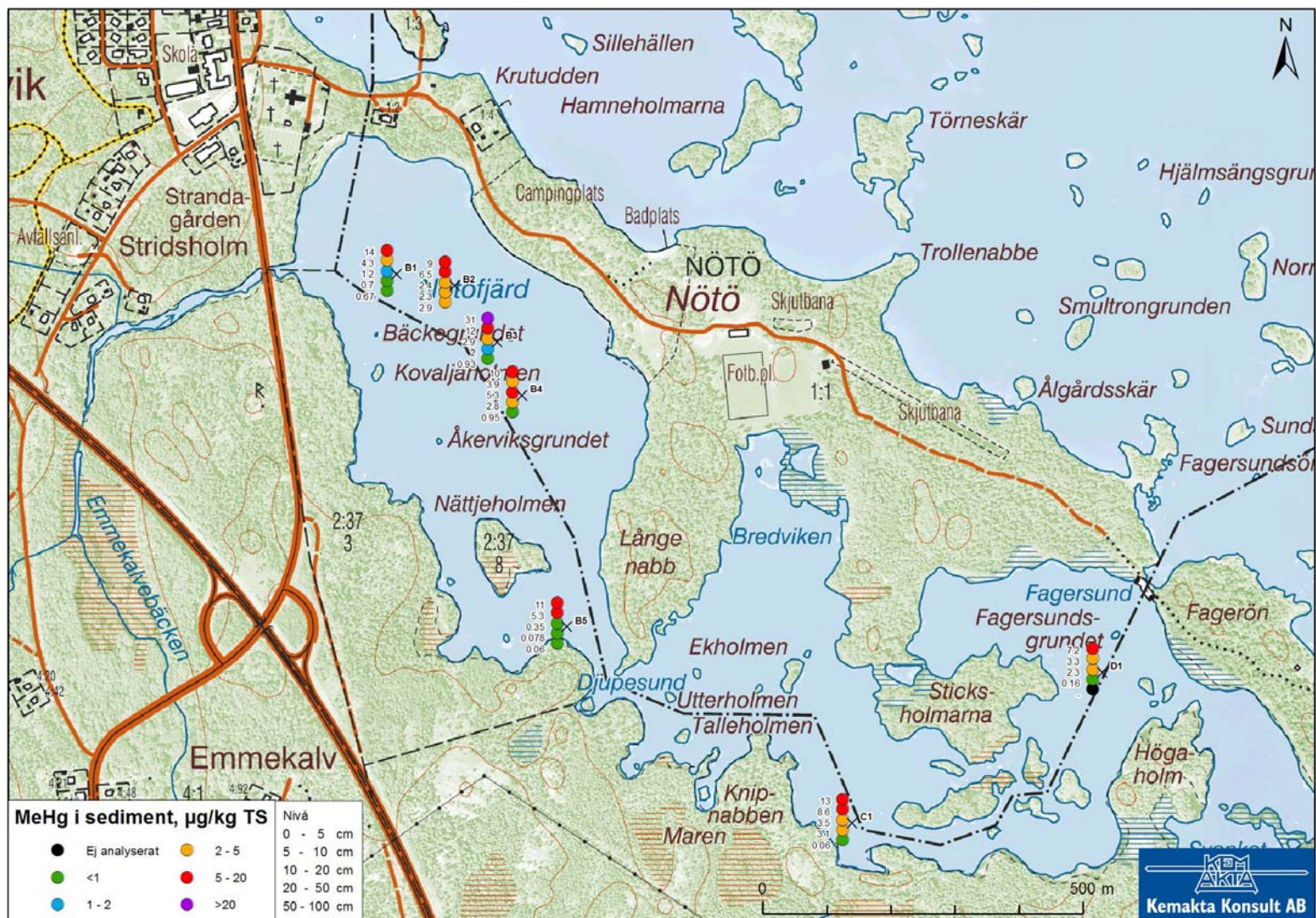
6.2 Föroreningarnas utbredning och koncentration

Föroreningshalterna i Nötöfjärdens sediment varierar såväl spatialt (mellan olika provtagningspunkter) som vertikalt i de sedimentprofiler som provtagits. Föroreningshalterna kan även variera över tid till följd av ändrad föroreningsbelastning, ombildningsprocesser såsom metylering/demetylering av kvicksilver, omlagring/omflyttning av sedimenten och olika spridnings- och fastläggningsprocesser. Jämförelse av THg-profiler från olika provpunkter i sedimenten tycks indikera att omflyttning av fibersediment har skett vid olika tidpunkter. Detta medför tillkommande svårigheter i tolkningen av de processer som påverkar miljöbelastningen i Nötöfjärden.

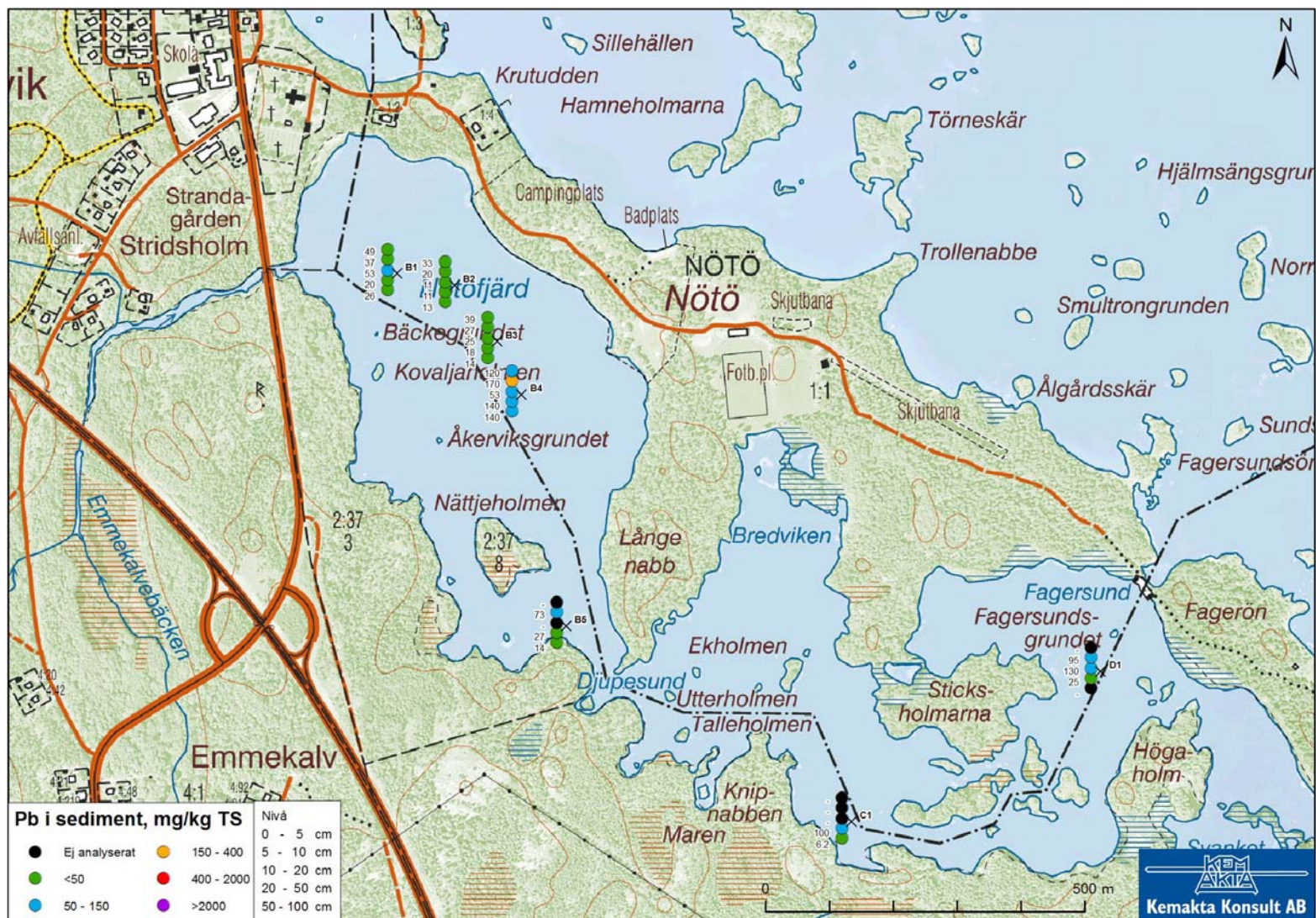
En stor mängd mätningar genomfördes 2003-2004 av Regnell m.fl. (2007). Detaljerad provtagning och kemiska analyser utfördes av sedimentprofiler från sju punkter i inre och yttre Nötöfjärden. I tre provpunkter mättes halter i sedimentytan vid sammanlagt tretton tillfällen under ett helår. För att möjliggöra en översiktlig presentation av den allmänna föroreningsituationen i fjärden har dessa data slagits samman inom olika djupintervaller i sedimenten och medelvärden har beräknats för föroreningshalterna. De beräknade medelhalterna har jämförts med tillståndsklasser för sediment enligt Naturvårdsverket (2000). I figur 6.1 – figur 6.6 visas halterna med färgkodning för totalkvicksilver, bly, koppar, nickel och kadmium, vilka har valts med utgångspunkt i Naturvårdsverkets tillståndsklasser. För metylkvicksilver har en godtycklig indelning i haltklasser använts eftersom tillståndsklasser saknas.



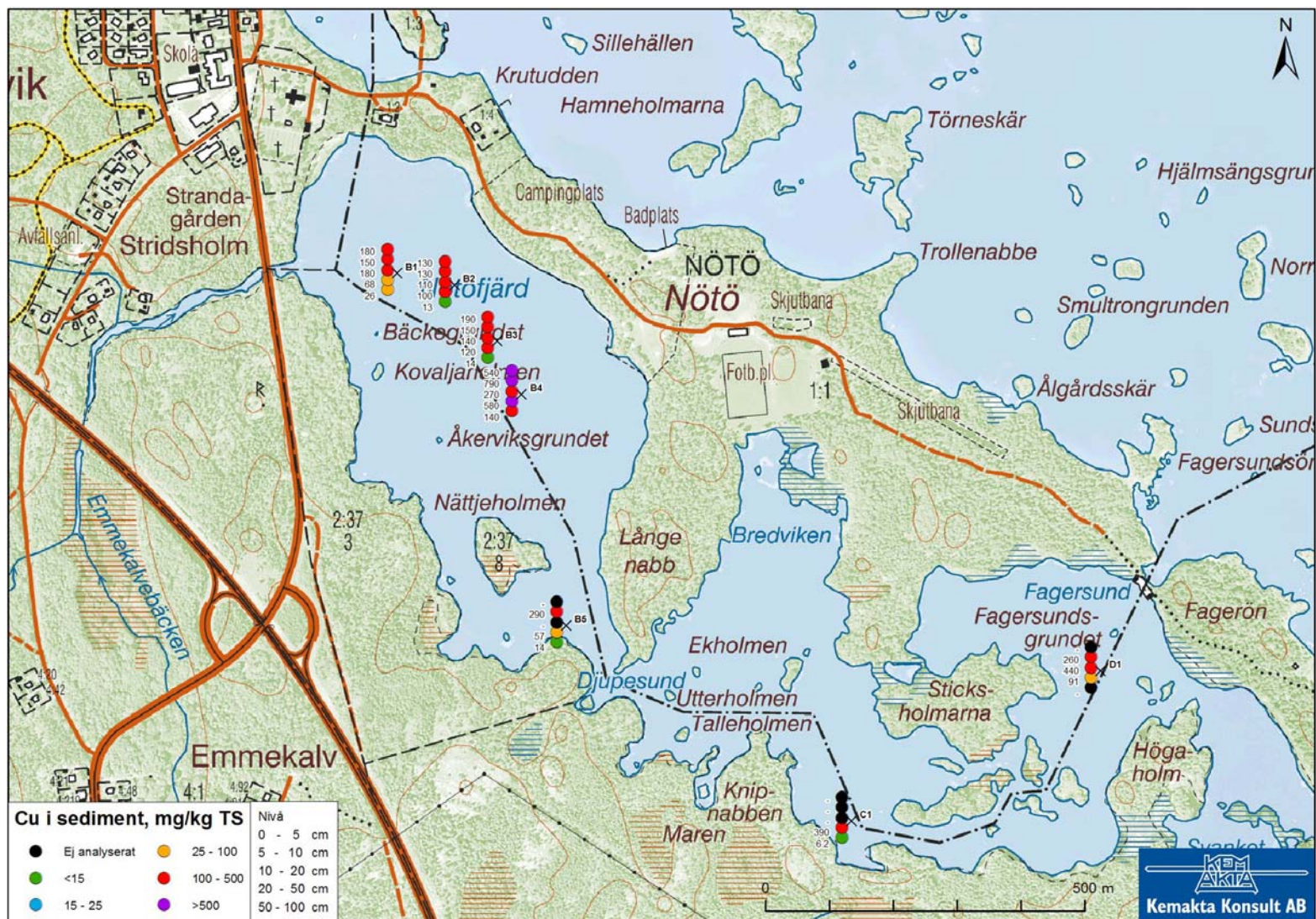
Figur 6.1 Sammanställning av totalkvicksilverhalter i olika provpunkter inom olika djupintervall i sedimentkärnor i Nötöfjärden. Halterna har färgkodats enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser. Grönt=mycket låga, Blått=låga, Orange=måttliga, Rött=höga, Lila=mycket höga halter. Undersökningarna baseras på resultat från Regnell m.fl. (2007).



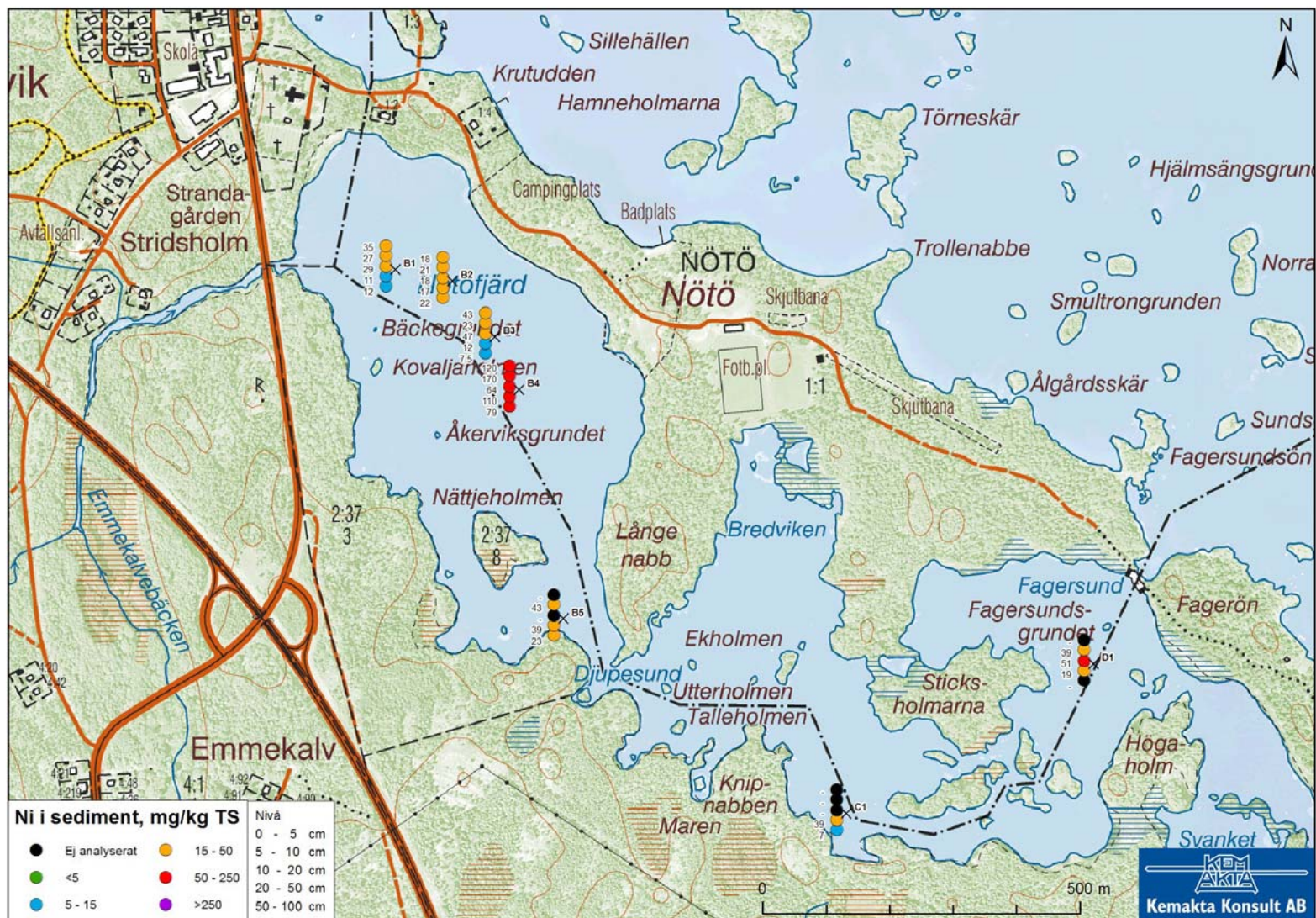
Figur 6.2 Sammanställning av metylkvicksilverhalter i olika provpunkter inom olika djupintervall i sedimentkärnor i Nötöfjärden. Halterna har färgkodats enligt ett egendefinierat system eftersom tillståndsklasser saknas. Undersökningarna baseras på resultat från Regnell m.fl. (2007).



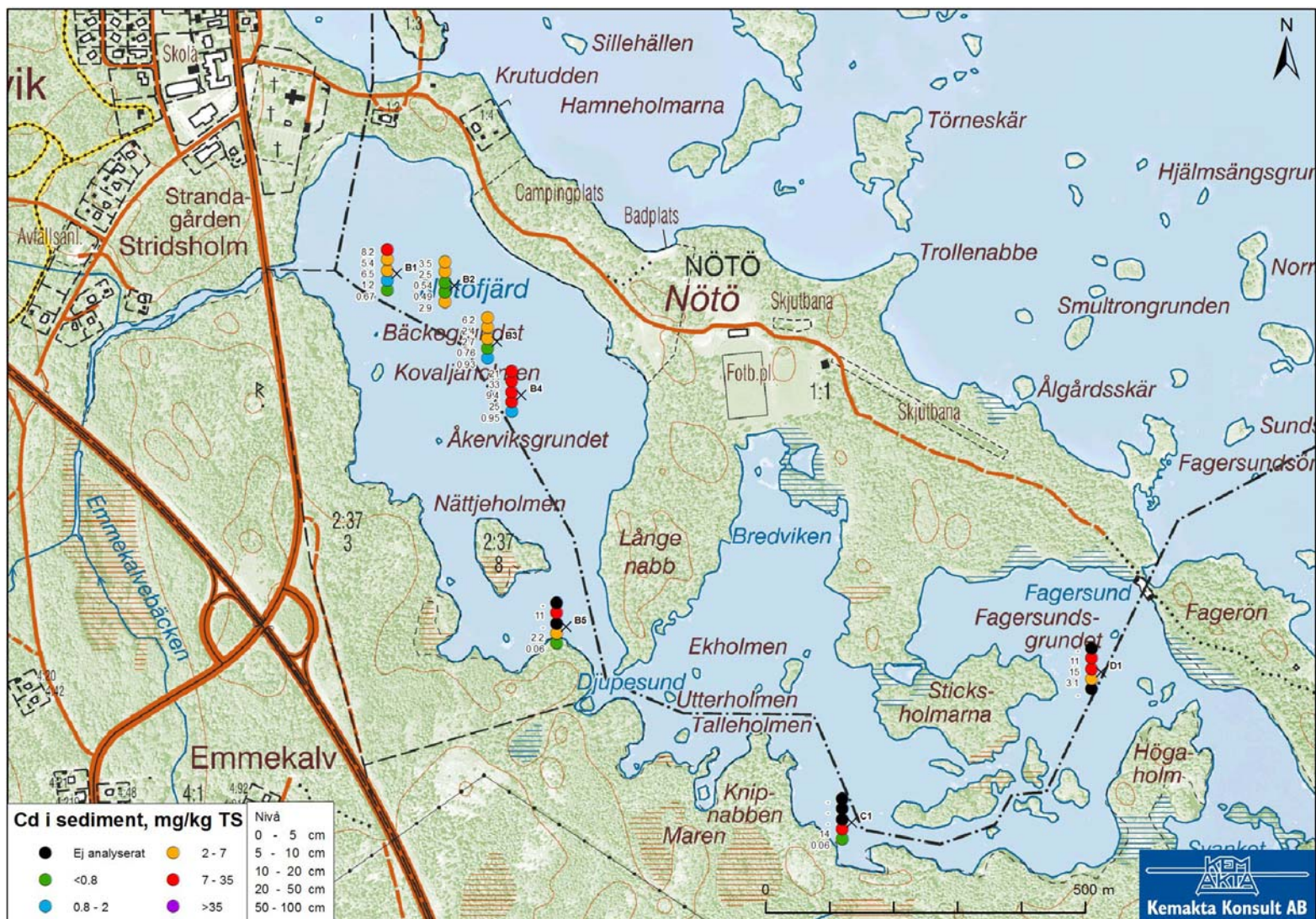
Figur 6.3 Sammanställning av blyhalter i olika provpunkter inom olika djupintervall i sedimentkärnor i Nötöfjärden. Halterna har färgkodats enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser. Grönt=mycket låga, Blått=låga, Orange=måttliga, Rött=höga, Lila=mycket höga halter. Undersökningarna baseras på resultat från Regnell m.fl. (2007).



Figur 6.4 Sammanställning av kopparhalter i olika provpunkter inom olika djupintervall i sedimentkärnor i Nötöfjärden. Halterna har färgkodats enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser. Grönt=mycket låga, Blått=låga, Orange=måttliga, Rött=höga, Lila=mycket höga halter. Undersökningarna baseras på resultat från Regnell m.fl. (2007).



Figur 6.5 Sammanställning av nickelhalter i olika provpunkter inom olika djupintervall i sedimentkärnor i Nötöfjärden. Halterna har färgkodats enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser. Grönt=mycket låga, Blått=låga, Orange=måttliga, Rött=höga, Lila=mycket höga halter. Undersökningarna baseras på resultat från Regnell m.fl. (2007).

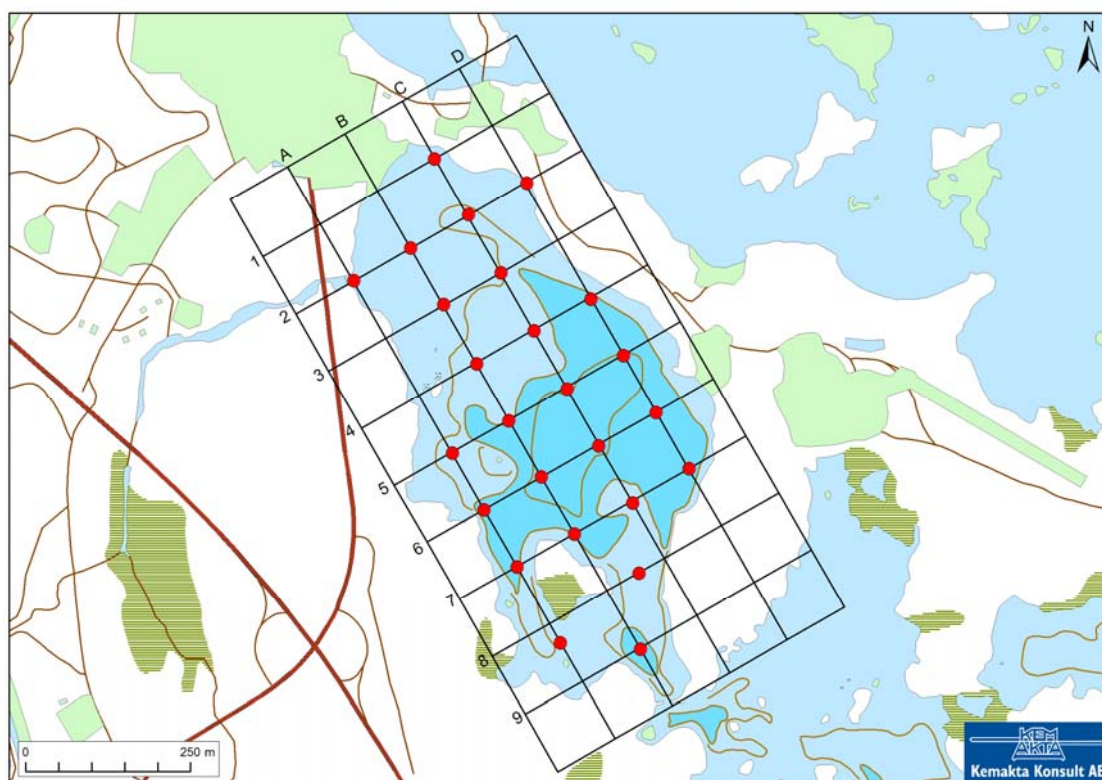


Figur 6.6 Sammanställning av kadmiumhalter i olika provpunkter inom olika djupintervall i sedimentkärnor i Nötöfjärden. Halterna har färgkodats enligt Naturvårdsverkets tillståndsklasser. Grönt=mycket låga, Blått=låga, Orange=måttliga, Rött=höga, Lila=mycket höga halter. Undersökningarna baseras på resultat från Regnell m.fl. (2007).

6.3 Uppskattning av mängden fibrer

I de undersökningar som IVL utförde 1976 gjordes en uppskattning av mängden fibrer i den inre fjärden (Freyschuss och von Post, 1976). Vattendjup och fibermäktighet mättes i 25 punkter placerade i ett rutnät i den inre fjärden, se figur 6.7. Vattendjupet i de nordliga delarna av den inre fjärden var ca 0,5 meter, men ökade till ca 2 - 3 meter i den sydliga delen. Fiberbankarnas mäktighet var som mest nära 5 meter, men minskade markant mot den södra delen av inre fjärden till något 10-tal cm. Det genomsnittliga djupet beräknades till 1,6 meter över en yta på 269 000 m², vilket uppskattades ge en volym fibrer på 400 000 – 450 000 m³.

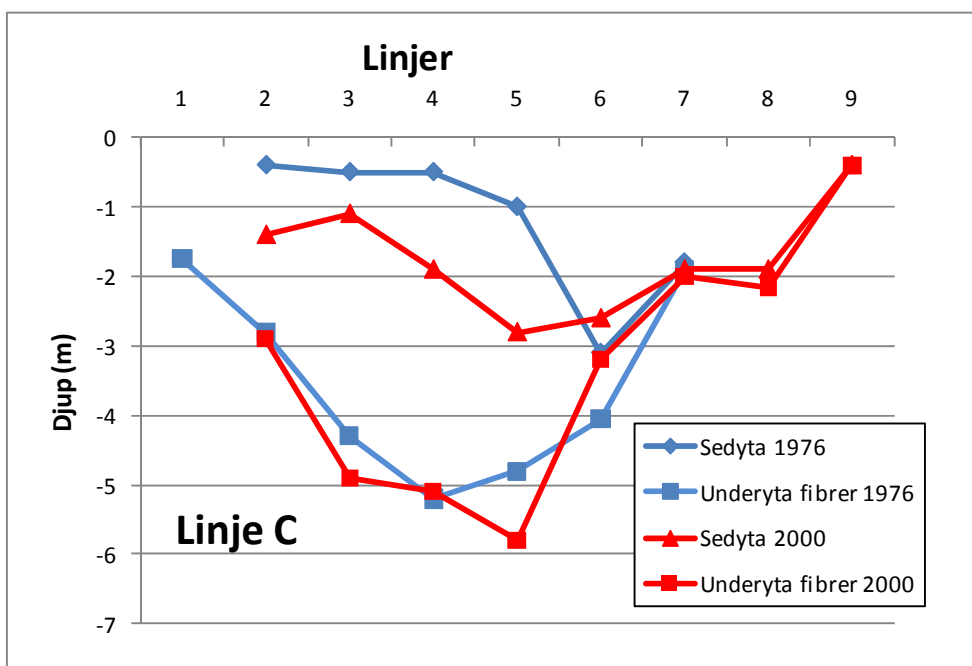
En ny uppskattning av fibermängderna gjordes 2000 (Hultgren, 2000). I denna undersökning mättes vattendjup och sedimentmäktighet i 27 punkter i inre fjärden utsatta enligt samma rutnät som användes 1976. Hultgren anger en genomsnittlig fibermäktighet på 1,5 m, över en yta på 203 000 m², vilket ger en fibervolym på 300 000 – 350 000 m³.



Figur 6.7 Provpunkter i undersökning av Freyschuss och von Post (1976), bakgrundskartans djupnivåer bygger på ekolodsundersökningar av Nötöfjärden utförda av Myrica (2003).

Vi har gjort en jämförelse mellan de två undersökningarna vad gäller vattendjup och fibermäktighet. Jämförelsen försvåras av att inte alltid samma positioner i rutnätet provtagits i de båda undersökningarna, att osäkerheten i positioneringen av provpunkterna bedöms vara relativt stor samt även av de osäkerheter som är förknippade med att bestämma fibermäktighet i delvis nedbrutna fibersediment. I ingen av studierna anges heller någon referensnivå för vattenytan i de olika delarna av fjärden. Vid undersökningen 1976 hade fördämningen vid Djupesund inte rasat och vattennivån bör ha varit några decimeter högre än år 2000.

Det uppmätta vattendjupet är i genomsnitt detsamma 1976 och 2000, ca 1,4 meter. Vid mätningarna 2000 var vattendjupet större i den norra delen av fjärden, men det var lägre i den södra delen, troligen beroende på den sänkta vattennivån efter att dammen i Djupesund rasat. Fibermäktigheten hade i genomsnitt minskat med ca 0,2 m mellan de två undersökningarna, men med stora variationer mellan enskilda provpunkter. Den största minskningen hade skett längs med östra sidan, ca 0,6 m, medan i flera punkter på den västra sidan uppmättes en större fibermäktighet 2000 än 1976. I den sydligaste delen av den inre fjärden noterades ca 0,2 m fibrer i undersökningen 1976, men inga fibrer noterades 2000. Det tolkar vi som att det både skett en omlagring och en nedbrytning av fibrer i den inre delen av fjärden. I figur 6.8 visas en profil längs med provtagningslinjen C med vattendjup och fibermäktighet från mätningarna 1976 och 2000. Vattennivån för 2000 har antagits ligga 0,4 m lägre än 1976 på grund av att fördämningen i Djupesund då hade rasat.



Figur 6.8 Illustration av fiberbankens utbredning längs med transekt C från norr mot söder vid mätningar 1976 och 2000.

De mätningar som utförts 2004 har inte varit inriktade på att mäta fiberdjup. Det kan noteras att i punkten B4 indikerar kol-kväveknoten en påverkan av fibrer ned till ett djup på ca 0,8 m. Data från 1976 och 2000 i punkter i närheten av B4 var 0,95 m respektive 0,6 m.

Vi har också använt undersökningsdata från 1976 och 2000 för att göra en reviderad skattning av mängden fibrer vid de två tidpunkterna. Utgående från det rutnät som använts har en yta för varje provtagningspunkt tagits fram och sedimentmängden i varje punkt har beräknats från uppmätt fibermäktighet, se tabell 6.1. Denna beräkning ger en volym fibrer 1976 på 370 000 m³, dvs. något lägre än IVL:s egen skattning. För år 2000 uppskattas fibermängden till 320 000 m³, vilket stämmer väl med uppskattningen i Hultgren (2000). Dessa resultat skulle innebära en minskning av fiberbanken med ca 50 000 m³ eller 13 %. Mer oklart är om volymminskningen beror på erosion av fibrer, nedbrytning eller en kompaktering av fiberbankarna. Vid mätningarna 1976 var medelvärden för torrsubstansen i proverna på fibermaterial 4,8 % och vid mätningarna 2000 var medelvärdet för torrsubstansen i fiberproven 6 %, vilket även överensstämmer med medelvärdet för torrsubstans i proverna B1 – B4 vid provtagningen 2004.

Ökningen i torrsbstanshalt motsvarar en volymminskning på ca 20 %. Detta skulle därmed kunna tolkas som att den minskning som skett av fiberbankarnas volym i första hand beror av kompaktering, men underlaget för att dra denna slutsats är osäkert. Eftersom fiberskiktets mäktighet minskat även i de delar där det är tunt är det sannolikt att även nedbrytning är en orsak till volymminskningen. Den minskning av glödförlust, innehåll av organiskt kol och kol-kväveknot som kan observeras mot ytan i fibersedimenten visar att en nedbrytning av fibrer sker från ytan. Glödförlusten ligger kring 50 % vid sedimentytan, men är ca 95 % en meter ned. Minskningen av glödförlust i den övre delen av profilen motsvarar nedbrytning av ca 0,2 – 0,3 m fibersediment.

Fibersediment är tämligen motståndskraftiga mot erosion. Troligen beror det på att fibrerna binds samman på motsvarande sätt som i papper. Vid mycket kraftig påverkan av strömmande vatten, kraftig vågbildning eller mekanisk påverkan såsom båtpropellrar, kan erosionseffekter uppkomma. I inre Nötöfjärdens norra del har sannolikt fiberbanken flyttats om i de områden där strömfåran vid utloppet av Emmekalvebäcken sökt sitt läge. Kontinuerlig påverkan av mindre vågbildning i fjärden bedöms vara orsaken till den tämligen flacka ytan på fibersedimenten i inre Nötöfjärdens norra och mellersta del, där mindre omflyttningar av de ytligaste nivåerna kan ha gett en slags nivåutjämnande effekt.

Omflyttning av fibersediment kan även ske genom sjokbildning till följd av gasbildning i fibersedimenten. Om gas bildad djupare ner i sedimenten inte kan strömma ut i den takt den bildas så uppstår gasblåsor i fibersedimentet. Dessa gasblåsor kan leda till att överliggande fibersediment bryts loss och flyter upp till vattenytan. Inverkan av vågor kan då bryta sönder fibersjoken i mindre bitar som åter sedimenterar efter att ha frigjort gasbubblorna. Resultatet blir en spridning av klumpar av fibersedimenten, vilket kan ske lokalt eller över större avstånd med hjälp av vind och vattenrörelser. I Nötöfjärden bedöms dock närsalttillgången djupare ner i fibersedimenten begränsa den mikrobiellt styrda gasbildningen varför denna effekt troligen är av mindre omfattning och betydelse.

En nedbrytning som motsvarar en volymreduktion på 50 000 m³ motsvarar nedbrytning av ca 2500 ton fibrer. Detta ger i genomsnitt en minskning av sedimentmäktigheten med 0,2 - 0,25 m. Under en period av 24 år motsvarar det en nedbrytning på ca 300 kg/dag eller för hela fiberbanken 1,5 g/m²,d.

Tabell 6.1 Beräkning av mängd fiber i inre Nötöfjärden baserat på underlag från undersökningar av Freyschuss och von Post (1976) och Hultgren (2000).

Linje	Längd (m)	Bredd (m)	1976		2000		Diff	Förändring
			mäktighet	volym	mäktighet	volym		
1	100	50	1.05	5250	0.30	1500	-3750	-71%
2	300	100	1.61	48375	1.73	51750	3375	7%
3	200	100	3.45	69000	3.10	62000	-7000	-10%
4	300	100	3.15	94500	2.70	81000	-13500	-14%
5	400	100	2.56	102500	2.38	95000	-7500	-7%
6	400	100	0.90	36000	0.63	25000	-11000	-31%
7	300	100	0.36	10875	0.15	4500	-6375	-59%
8	100	100	0.12	1150	0.09	875	-275	-24%
9	100	100	0.19	1900	0.00	0	-1900	-100%
Summa				369550		321625	-47925	-13%

6.4 Innehåll av föroreningar i sedimenten

Mängden kvicksilver och andra tungmetaller i Nötöfjärden har beräknats utifrån de mätningar som genomförts 2004. Eftersom provtagning endast gjorts i den översta metern av sedimentprofilen måste vissa antaganden göras för fördelningen djupare ned i sedimenten. Beräkningarna har gjorts på följande sätt:

Metallinnehållet per ytenhet i profilen har beräknats utifrån uppmätta halter samt andel torrsubstans och glödförlust. För de prover som tagits i fiberbanken (B1, B2 och B3) har dessa antagits representera halterna per volym fibrer oavsett djup. De fibermängder i olika delar av inre fjärden som beräknats utifrån data från Hultgren (2000) har använts, se tabell 6.1. I tabell 6.2 redovisas vilka prover som antagits vara representativa för olika delar av systemet. För de prover som tagits i områden med begränsat fiberskikt eller utan fibrer (B4 och B5) har det beräknade metallinnehållet per ytenhet i profilerna multiplicerats med den yta de olika provpunkterna kan antas representera. För profilerna B5, C1 och D1 saknas analyser av andra metall än kvicksilver i vissa skikt. I dessa fall har halterna interpolerats för mellanliggande skikt (profil B5) och i de ytligaste skikten antas halten motsvara halten i det ytligaste analyserade skiktet (profilerna B5, C1 och D1). Denna approximation innebär ett tillskott på mellan 10 och 30 % av metallinnehållet i de aktuella profilerna för de flesta metaller. För kadmium blir dock tillskottet närmare 50 % i B5 och C1.

I de yttre delarna av Nötöfjärden finns endast två provpunkter från 2004. Dessa ligger i de djupare delarna av fjärden och det finns därmed lite information om hur metallinnehållet kan tänkas variera med vattendjupet. Beräkningen av mängden är baserat på ytan av de delar av yttre fjärden som har ett vattendjup större än 0,5 meter. Stora delar av den yttre fjärden har ett mycket litet vattendjup och om även sediment i dessa delar innehåller kvicksilver och andra metaller skulle det väsentligt öka metallinnehållet i den yttre fjärden. Delar av den yttre fjärden är även bevuxen med vass.

Tabell 6.2 Volymer och ytor för beräkning av föroreningsmängder i inre fjärden.

Linje	Längd (m)	Bredd (m)	Fiber-mäktighet (m)	Volym för beräkning (m ³)	Djup för beräkning (m)	Yta för beräkning (m ²)	Prov
1	100	50	0.30	1500	0.30	**	B1
2	300	100	1.73	51750	1.73	**	B1
3	200	100	3.10	62000	3.10	**	B1
4	300	100	2.70	81000	2.70	**	B2
5	400	100	2.38	95000	2.38	**	B3
6	400	100	0.63	*	1.00	40000	B4
7	300	100	0.15	*	1.00	30000	B4
8	100	100	0.09	*	1.00	10000	B5
9	100	100	0.00	*	1.00	10000	B5
Yttre fjärden				*		40000	C1
				*		50000	D1

* Beräkningar baserade på sedimentyta

** Beräkningar baserade på volym fibersediment

I tabell 6.3 redovisas det beräknade metallinnehållet i olika delar av Nötöfjärden. Kviksilverinnehållet i fiberbanken har uppskattats till 24 kg, vilket motsvarar tidigare uppskattningar. Innehållet i hela Nötöfjärden har uppskattats till 40 kg. Innehållet i den

yttre fjärden motsvarar ca 12% av det totala kvicksilverinnehållet i Nötöfjärden. Om hela sedimentytan i den yttre fjärden har samma ytbelastning av kvicksilver som i de provtagna punkterna C1 och D1 skulle ytterligare 10 kg finnas där. För övriga tungmetaller är det en större andel av föroreningen som finns i den yttre fjärden. Enligt de beräkningar som utförts skulle en tredjedel av allt zink, och 20 % av allt koppar, bly och zink finnas i den yttre fjärden.

Tabell 6.3 Uppskattade mängder av kvicksilver och andra tungmetaller i olika delar av Nötöfjärden (kg). Metylkvicksilver angivet i gram.

	Hg (kg)	MeHg (g)	Cd (kg)	Co (kg)	Cu (kg)	Ni (kg)	Pb (kg)	Zn (kg)
Inre fjärden								
Fiberbankar	24	38	25	28	1862	266	346	476
Södra delen	11	17	128	115	4872	737	1086	3563
Totalt	35	55	152	143	6734	1003	1433	4039
Yttre fjärden								
Mellandel	3.3	7.4	26	58	821	156	266	1236
Yttre del	1.3	2.8	12	29	377	85	121	807
Totalt	4.6	10.2	38	86	1199	241	387	2043
Hela Nötöfjärden	40	65	190	230	7933	1243	1819	6082

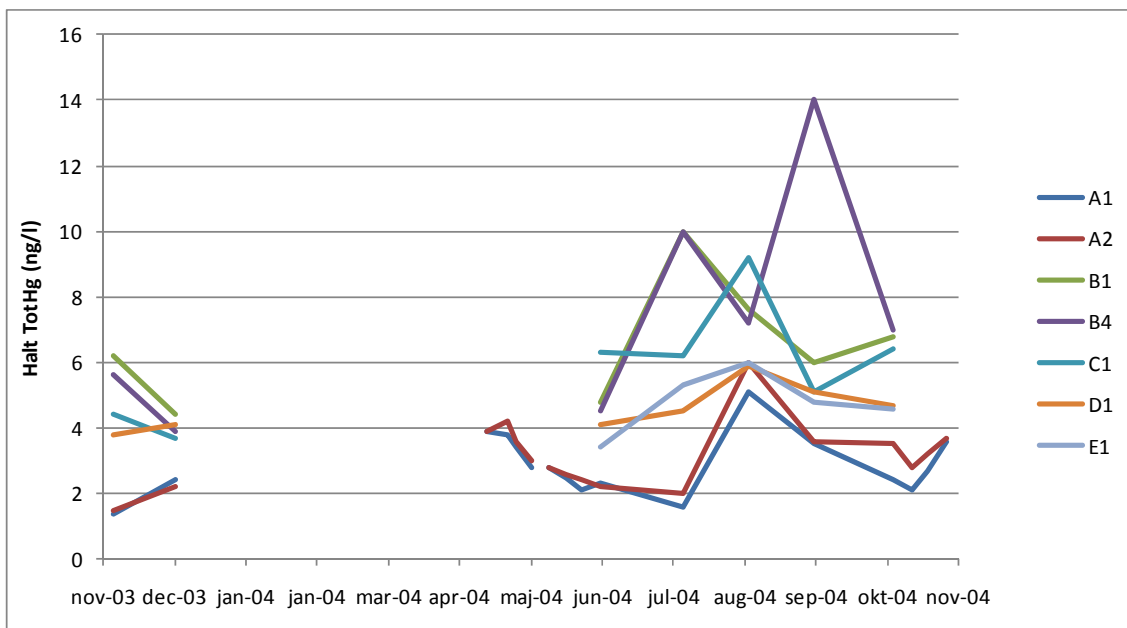
6.5 Innehåll av föroreningar i vatten

De senaste mätningarna av halter i ytvatten är från november 2003 till december 2004 (Regnell m.fl., 2007). I tabell 6.4 visas medelhalter i de olika stationerna under perioden. Halterna i punkt A1 längst uppströms i Emmekalvebäcken överensstämmer väl med halter från samma tidsperiod uppmätta i Emån (SLU, 2011).

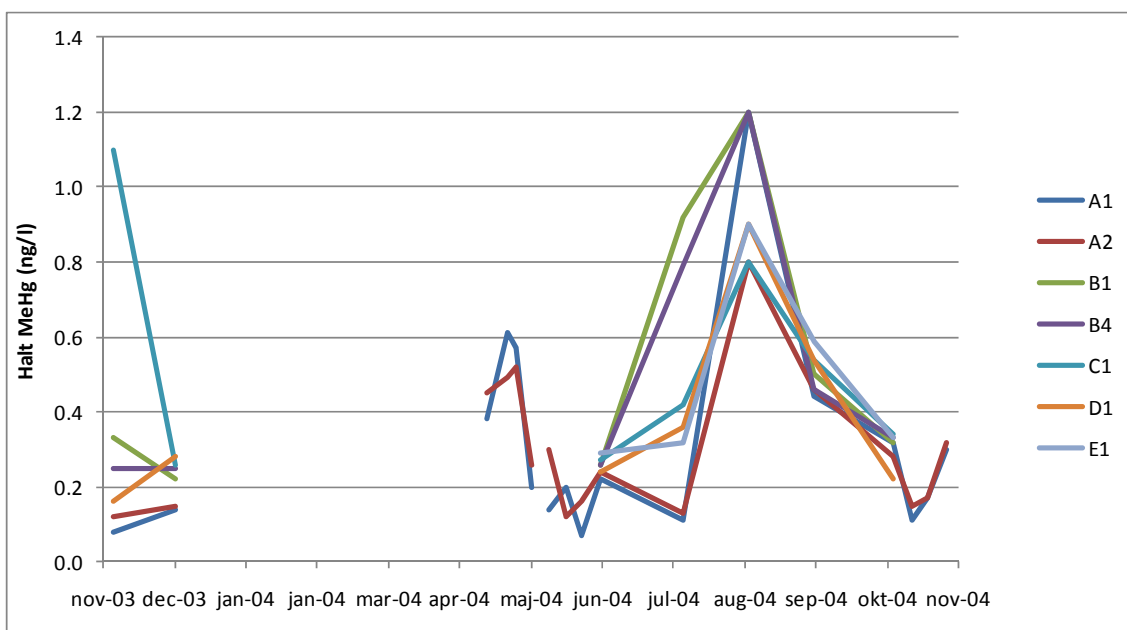
Tabell 6.4 Medelhalter i ytvatten från ($\mu\text{g/l}$), Hg och MeHg (ng/l). Stationer A i Emmekalvebäcken, B i inre fjärden, C & D i yttre fjärden samt E vid utloppet i Östersjön.

Station	Hg	MeHg	Cd	Pb	Cu	Ni
A1	2.8	0.31	0.048	0.36	1.4	0.97
A2	3.1	0.30	0.043	0.42	1.6	0.98
B1	6.1	0.51	0.042	0.55	1.9	1.01
B4	6.7	0.51	0.039	0.57	1.9	1.01
C1	5.6	0.48	0.043	0.64	2.3	1.00
D1	4.5	0.39	0.039	0.62	2.3	1.02
E1	4.4	0.45	0.038	0.64	2.5	1.15

Halterna varierar kraftigt under året där de högsta halterna uppmättes under sensommaren och hösten 2004, se figur 6.9 och figur 6.10. De högsta halterna uppmättes i punkt B4 nedströms fiberbankarna.



Figur 6.9 Halter av totalkvicksilver i ytvatten (ofiltrerat) vid olika provtagningspunkter (ng/l).



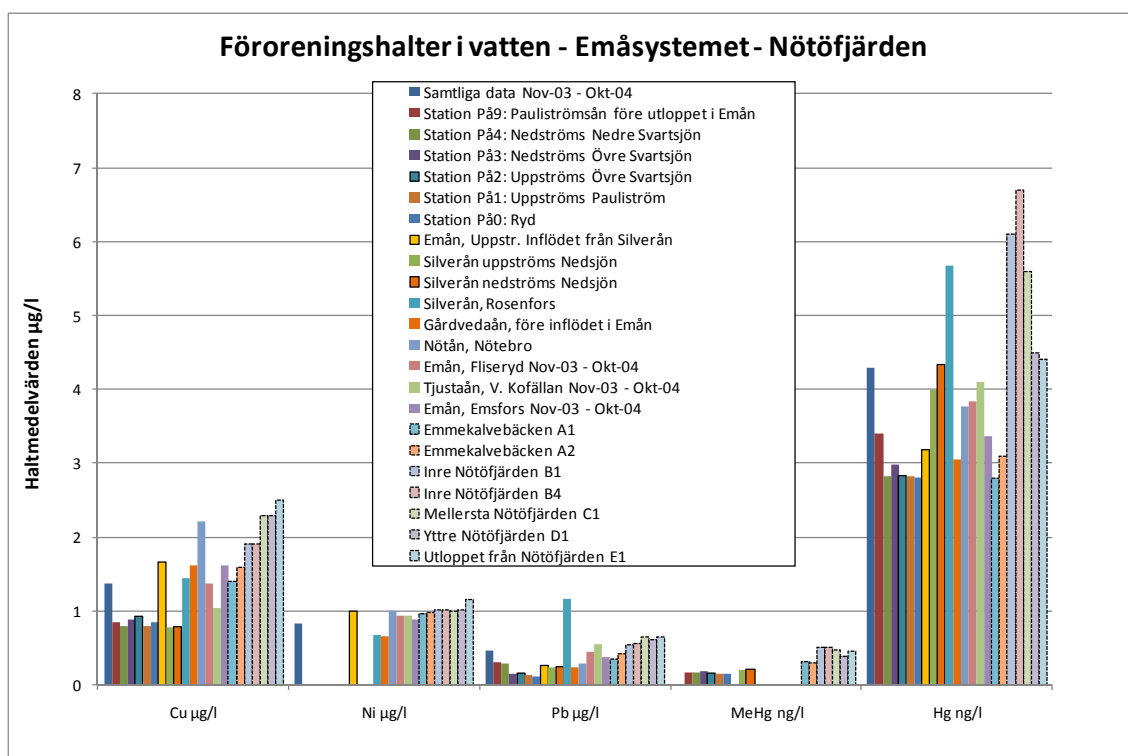
Figur 6.10 Halter av metylkvicksilver i ytvatten (ofiltrerat) vid olika provtagningspunkter (ng/l).

I undersökningarna 2004 mättes också vertikala profiler i 3 punkter. Dessa visade på en förhöjning av halterna av totalkvicksilver och metylkvicksilver i bottenvattnet under sommarmånaderna. Däremot var haltökningen i de filtrerade proverna inte lika markant.

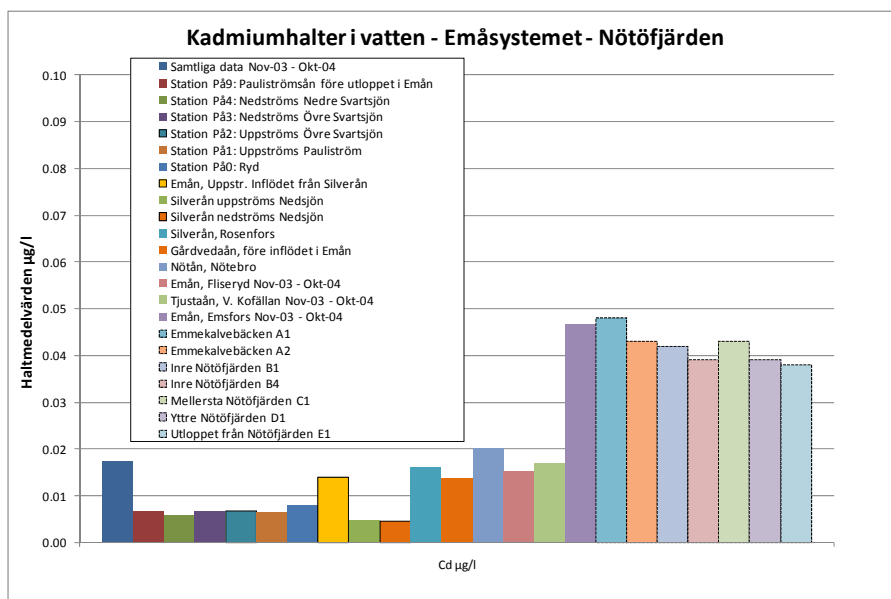
6.5.1 Jämförelse med halter uppströms Nötöfjärden

En sammanställning av data från olika provtagningslokaler i Emåsystemet uppströms Nötöfjärden har gjorts i syfte att klarlägga om de observerade halterna beror på bakgrundbelastning från tillrinnande vatten eller om Nötöfjärden utgör en föroreningskälla i dagsläget. Jämförelser görs dels baserat på medelhalter för olika

föroreningar i samtliga mätningar inom ramen för miljöövervakningen i Emån i ett urval av sex mätstationer (Emsfors, Tjustaån, Fliseryd, Nötån, Silverån, Emån uppströms inflödet av Silverån, Gårdvedaån, samt data från miljökontroll i Silverån vid Nedsjön och miljökontroll i Pauliströmsån vid Svartsjöarna), dels på data för den period som motsvarar mätningarna 2003-2004 i Nötöfjärden för de stationer som ligger närmast uppströms Nötöfjärden (Emsfors, Tjustaån, Fliseryd). Sammanställda medelhalter visas i figur 6.11, samt i kompletterande figur 6.12 för kadmium. Resultaten visar att ett påtagligt föroreningspåslag sker till det ytvatten som passerar genom Emmekalvbäcken och Nötöfjärden. Effekten är särskilt påtaglig för koppar, kadmium, bly, metylkvicksilver och totalkvicksilver. För koppar och bly ökar halterna konsekvent vid passagen genom Emmekalvbäcken och Nötöfjärden jämfört med uppströms halter i Emån. För nickel ses en tendens till ökning främst i Nötöfjärdens yttre del. Kadmium visar en mycket kraftig ökning vid Emsfors och inloppet i Emmekalvbäcken, men halterna minskar något under passagen av Nötöfjärden. Metylkvicksilver och totalkvicksilver ökar kraftigt vid passage av Nötöfjärdens inre del och framförallt totalkvicksilver minskar därefter markant i Nötöfjärdens yttre delar. Resultaten visar en påtaglig påverkan på ytvattnet av ett flertal föroreningar.



Figur 6.11 Medelhalter av olika föroreningar i ytvatten vid mätstationer i Emåsystemet och i Nötöfjärden.

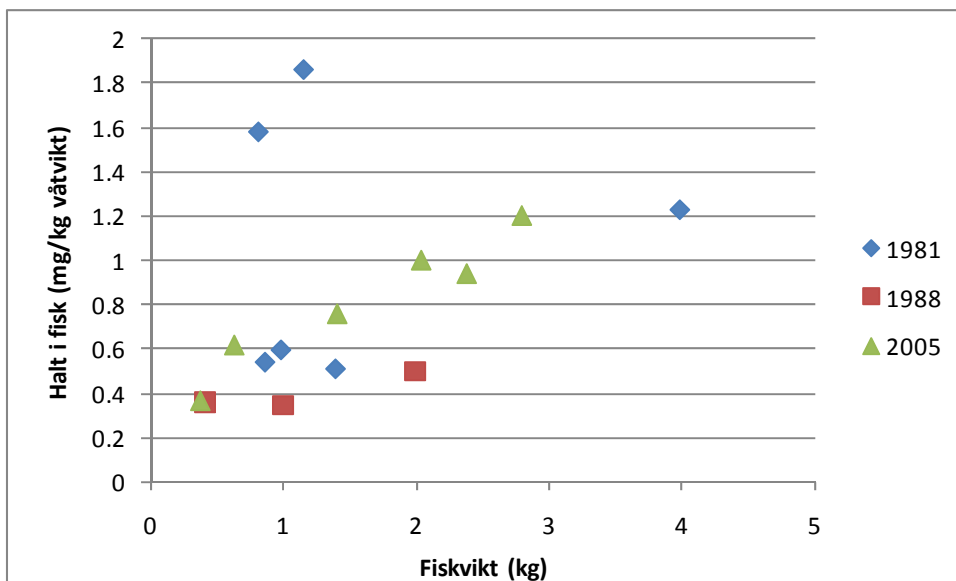


Figur 6.12 Medelhalter av olika föroreningar i ytvatten vid mätstationer i Emåsystemet och i Nötöfjärden.

6.6 Föroreningar i biologiskt material

Antalet mätningar av kvicksilverhalter i biologiskt material är begränsade. Data finns för mätningar av kvicksilver i gädda från 1981, 1988-1989 och 2005, se figur 6.13. Dessutom finns mätningar av upptag av kvicksilver på vattenmossa från 1984. Mätningar av tungmetallhalter i lever hos ungar av svartvit flugsnappare har utförts (Larsson, 2001). Inga andra mätningar halter av övriga tungmetaller i biologiskt material har påträffats.

Halterna i sex gäddor som fångades 1981 var i genomsnitt 1,06 mg/kg våtvikt. Normaliserad till 1-kilos gädda 0,68 mg/kg våtvikt (0,31 – 1,62). Vid undersökningen 1988-1989 analyserades endast tre gäddor som hade en medelhalt på 0,40 mg/kg våtvikt (omräknat till 1-kilosgädda 0,49 mg/kg våtvikt). De sex gäddor som fångades 2005 hade en medelhalt på 0,82 mg/kg våtvikt (omräknat till 1-kilosgädda 0,64 mg/kg våtvikt).



Figur 6.13 Halter i gädda fångad i Nötöfjärden.

Medelhalten i två abborrar fångade 1981 låg på 0,42 mg/kg våtvikt (0,36 & 0,48). Medelhalten i 12 abborrar fångade 2004 var 0,31 mg/kg våtvikt (0,14 - 0,46). De abborrar som fångades 2004 var dock avsevärt mindre än de fångade 1981. I undersökningarna 2004 fångades även mört. Medelvärdet i de 10 mörtarna var 0,15 mg/kg våtvikt.

Halten av kvicksilver i prov på vattenmossa från Djupesund provtagen 1984 låg i intervallet 0,07 – 1,1 mg/kg TS (Ahlfors och Andersson, 1985).

Analys av tungmetallhalter i lever hos svartvit flugsnappare (Larsson, 2001) visar på kvicksilverhalter mellan 0,054 och 0,10 mg/kg våtvikt, vilket är betydligt högre än de som anges för opåverkad miljö 0,04 mg/kg våtvikt. Även halten av kadmium är något högre än i opåverkad miljö. Uppmätta halter av bly var 0,027 – 0,044 mg/kg våtvikt, vilket är lägre än i vad som anges i Larsson (2001) för opåverkad miljö (0,05 – 0,1 mg/kg våtvikt). I en studie av blyhalter i lever hos svartvit flugsnappare kring Rönnskärsverken var halterna under perioden 2000-2006 5,6 mg/kg våtvikt på avstånd av 2,5 km från smältverket. Halterna minskade med ökande avstånd och var 0,08 mg/kg våtvikt på ett avstånd av 90 km (Berglund mfl, 2009).

7 Utvärdering och riskbedömning

7.1 Syfte

I riskbedömning görs en uppskattning av hälso- och miljörisker för dagens situation i Nötöfjärden. Vidare görs en prognos för den förväntade framtida utvecklingen. I riskbedömningen dras slutsatser om behovet av riskreducerande åtgärder. Om ett saneringsbehov konstateras görs en bedömning av hur mycket riskerna behöver reduceras för att undvika skador på hälsa och miljö.

7.2 Preliminära övergripande åtgärds mål

Preliminära övergripande åtgärds mål formuleras i ett tidigt skede av ett projekt för att ange funktionsmål för hur området ska användas efter en eventuell åtgärd. Följande preliminära åtgärds mål föreslås för Nötöfjärden:

- Nötöfjärden ska kunna utnyttjas för friluftslivs- och rekreativ ändamål utan risk för negativa hälsoeffekter.
- Nötöfjärden ska kunna upprätthålla sin funktion som ett viktigt förnyingsområde för fisk och upprätthålla en fiskpopulation av sådan status avseende föroreningshalter att konsumtion av fisk kan ske utan oacceptabla hälsorisker.
- Nötöfjärden utgör en viktig fågellokal med såväl häckande som rastande sjöfåglar, vadare, rovfåglar m.m. Nötöfjärdens föroreningsstatus ska inte medföra risk att Nötöfjärdens funktion som fågellokal påverkas negativt.
- Fiber ska inte utgöra ett störande estetiskt inslag i Nötöfjärdens öppna vattenytor eller i strandzonerna. Ingen störande lukt ska uppkomma som kan hänföras till förekomsten av fiber i Nötöfjärdens sediment eller strandzoner.
- Föroreningar i Nötöfjärdens vatten och sediment ska inte leda till oacceptabel påverkan på biota som permanent eller tillfälligt vistas i eller söker sin föda i Nötöfjärden.
- Föroreningar ska inte resultera i ökande halter i näringsväven. Detta innebär att förutsättningarna för kvicksilvermetylering skall minskas.
- Spridning av föroreningar från inre till yttre fjärden ska inte medföra en haltupbyggnad som orsakar effekter på miljön.
- Spridning av föroreningar från Nötöfjärden till Östersjön ska inte medföra en oacceptabel påverkan på miljön i närområdet kring Nötöfjärdens utlopp.

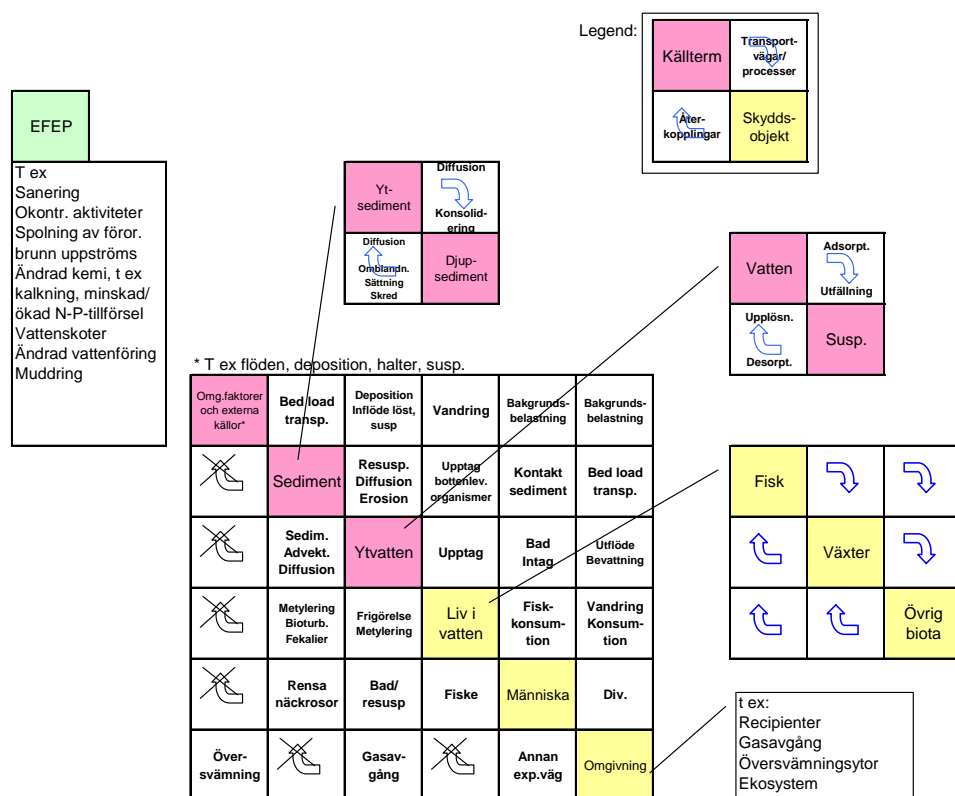
7.3 Omfattning och utförande

Den fördjupade riskbedömning har omfattat utredning av:

- risker för vatten- och sedimentmiljön inklusive risker för fisk, fåglar och däggdjur
- risken för spridning av föroreningar från det förorenade området till Östersjön
- hälsorisker vid vistelse i området vid nuvarande och planerad användning

En konceptuell modell har tagits fram för området som bland annat bygger på den uppdaterade tolkningsmodellen för metylering av kvicksilver (Höglund m.fl., 2008). I

riskbedömningen identifieras föroreningskällor (vilka föroreningar, vilka mängder och i vilka media), skyddsobjekt (vad är det som exponeras för föroreningarna), spridnings- och exponeringsvägar (hur exponeras de för föroreningarna) samt specifika processer och betingelser som leder till metylering av kvicksilver. I processen att strukturera analys och tolkning av styrande processer i förorenade sediment kan interaktionsmatriser användas som ett verktyg, ett exempel på en interaktionsmatris för ett förorenat sediment visas i figur 7.1. I den metodik som togs fram inom ramen för Naturvårdsverkets kunskapsprojekt Hållbar Sanering (Höglund m.fl., 2008) har interaktionsmatrisen kopplats till en utförlig databas med beskrivningar av en stor mängd processer och hur växelverkan mellan dessa påverkar föroreningstransport och olika omvandlingsprocesser i sedimenten. Detta har utnyttjats vid tolkningen av styrande processer för föroreningar i Nötöfjärden.



Figur 7.1 Exempel på en interaktionsmatris för förorenade sediment.

Vid området förekommer förorening i ytvatten och sediment. I exponeringsanalysen görs en uppskattning av transporten av föroreningar från området till media (mark, luft, vatten, sediment) där människor, växter och djur kan exponeras för föroreningarna.

7.4 Spridningskällor

Kvicksilver bedöms utgöra den riskdominanta föroreningen i Nötöfjärden. Kvicksilver förekommer i naturen i elementär form, i jonform och i form av organiskt bundet metylerat kvicksilver. Metylerat kvicksilver, MeHg, är den form som är giftigast i den akvatiska miljön och är även den giftigaste formen för människan.

Kvicksilver tillförs Nötöfjärden via inflödande vatten i Emmekalvebäcken, cirka 70 g Hg/år, men det finns även en betydande reservoar av kvicksilver upplagrad i

sedimenten. Uppskattningar visar att cirka 24 kg kvicksilver finns i de fibersediment som avsatts i Nötöfjärden och ytterligare cirka 16 kg i övriga delar av Nötöfjärden. Efter passage av fiberbanken uppskattas det totala kvicksilverflödet till cirka 130 g/år. Av detta återsedimenteras cirka 30 g/år i de yttre delarna av Nötöfjärden. Uppskattningar av de mängder kvicksilver som lämnar Nötöfjärden uppgår till cirka 100 g/år. Nettoläckaget från Nötöfjärdens fibersediment uppgår därmed till cirka 60 g Hg/år, medan nettoläckaget från hela Nötöfjärden uppgår till cirka 30 g/år. Den upplagrade kvicksilvermängden i fibersedimenten utgör således en föroreningskälla med en uthållighet som motsvarar cirka 1000 år med dagens frigörelsehastighet från fjärden.

Ett tillskott kan även ske genom atmosfärisk deposition, vilket uppskattats till cirka 5 g Hg/år. En viss avgång kan även ske genom avdunstning, detta har dock inte kvantifierats. Gamla deponier finns uppströms Nötöfjärden där bland annat slam från sedimenteringsbassänger från Emsfors bruk lagts upp. Deponierna har inte undersökts varför eventuellt föroreningsläckage inte kan uppskattas. Eventuellt läckage till Nötöfjärden bedöms dock ske via Emmekalvebäcken varför föroreningspåslaget ingår i den ovan uppskattade tillförseln via bäcken. De mätningar som genomförts inom helårsstudien (Regnell m.fl., 2007) visar på ett litet påslag av kvicksilver, bly och koppar mellan de två mätstationerna i Emmekalvebäcken. Påslaget är dock väsentligt mindre än det som sker från den inre delen av Nötöfjärden.

7.5 Spridningsvägar och recipienter

Ytvatten

Föroreningen utgörs i första hand av kvicksilver. Kviksilver tillförs kontinuerligt till Nötöfjärden från Emån via biflödet Emmekalvebäcken. Mätningar indikerar dock att ett mindre tillskott sker under vattnets passage genom Emmekalvebäcken, vilket kan vara en indikation på viss föroreningsbelastning från fabriksområdet kring Emsfors bruk. Från utloppet av Emmekalvebäcken i Nötöfjärdens nordvästra hörn strömmar vattnet genom Nötöfjärden, även benämnd Kyrkfjärden, via Djupesund till Nötöfjärdens yttre delar och slutligen via det uppdämda utloppet vid Fagersund där breddning sker till havet. Nötöfjärden har inga påtagliga ytvattentillflöden utöver Emmekalvebäcken. Av äldre kartor framgår att förbindelsen med Emån funnits sedan 1600-talet och att den norra delen av inre Nötöfjärden på 1920-talet hade en direkt förbindelse med havet via någon form av kanal eller dike.

Grundvatten

Det lokala avrinningsområdet runt Nötöfjärden är litet och bedöms ge ett obetydligt tillskott till vattenbalansen. Ett visst utbyte av grundvatten kan tänkas ske med den åsformation som Nötö och Fagerön utgör. Grova överslagsberäkningar visar att även med försiktiga antaganden kan inte grundvattenflödet genom åsmaterialet vid Nötö och Fagerön utgöra mer än högst 15 % av utflödet genom Fagersund till havet. Det finns dock inga mätningar av grundvattennivåer eller grundvattenflöden som möjliggör någon mer exakt kvantifiering av detta.

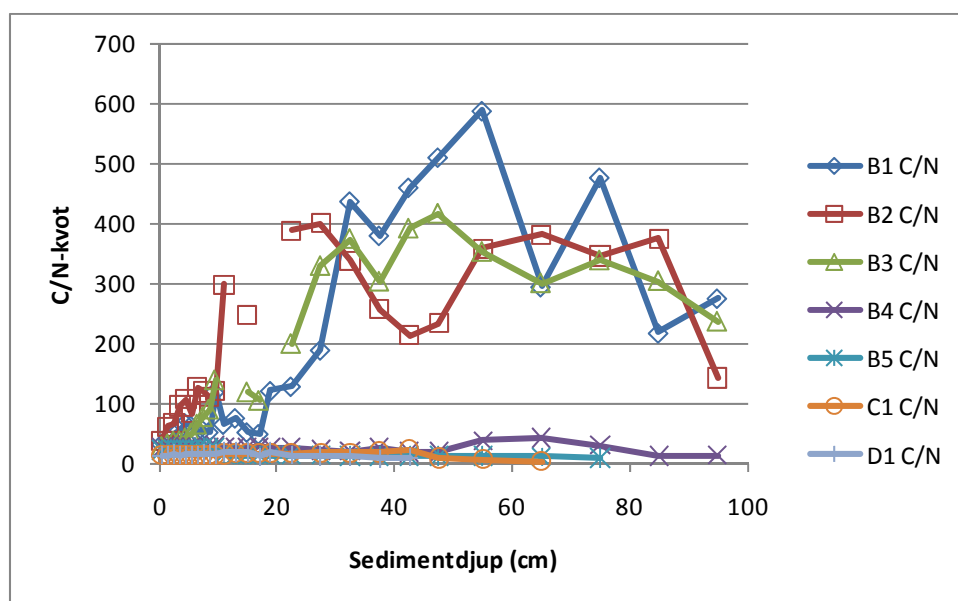
Sediment

Sedimenten i Nötöfjärden har en tydlig antropogen påverkan och uppvisar ett mycket tydligt påslag av fibermaterial från Emsfors bruk. Ställvis har fiberavsättningarna en maktighet på flera meter. De mäktigaste fiberbankarna finns i den norra delen av inre Nötöfjärden, medan fibermäktigheten är väsentligt lägre i den södra delen av Nötö-

fjärden. I yttre Nötöfjärden, utanför Djupesund, är sedimenten av mer naturlig karaktär med inget eller endast obetydligt inslag av fiber.

7.6 Fiberförekomst

Ett mått på inslaget av fibermaterial i sedimenten ges av C/N-kvoten, dvs. kvoten mellan halten av organiskt kol och kväve. I figur 7.2 visas en jämförelse av C/N-kvoterna som funktion av sedimentdjupet för olika lokaler i Nötöfjärden. Sediment med högt inslag av plankton har låga C/N-kvoter, vanligen 5-10, medan sediment med högt inslag av terrester² organiskt material har C/N-kvoter över cirka 20. För rent fibermaterial kan C/N-kvoten bli mycket hög. Naturliga sediment består av organiskt material med inslag av såväl plankton som terrester organiskt material. Med utgångspunkt från de djupare skikten i sedimentkärnor från Nötöfjärden, främst från de yttre delarna där fiberavsättningar inte påverkar möjligheten att provta förindustriellt sediment, indikerar att C/N-kvoter på cirka 15 motsvarar naturliga sediment i området.



Figur 7.2 C/N-kvoter på olika djup i sediment från olika provpunkter i Nötöfjärden. Låga C/N-kvoter indikerar naturliga sediment utan inslag av fiber.

I prover från yttre Nötöfjärden är C/N-kvoterna relativt stabila kring värdet 15. Detta tolkas som en naturlig nivå för sedimenten. Som jämförelse har C/N-kvoter inom intervallet 13–15 beräknats för sediment i den uppströms belägna Grönskogssjön (Ramström och Holmström, 2005). I punkten C1 sjunker C/N-kvoten till mycket låga värden på nivåer djupare än cirka 45 cm i sedimenten, vilket kan indikera förekomst av ökande andel minerogent material i dessa skikt. Detta styrks av kraftigt ökande TS-halt och kraftigt minskande glödförlust, N-tot och C-tot på denna nivå.

I provpunkterna B1, B2 och B3 är C/N-kvoterna kraftigt förhöjda (100-600) på djupare nivåer i sedimenten. C/N-kvoterna minskar dock från cirka 30 cm djup upp mot ytan och når där ett värde kring 30. Detta tolkas som förekomst av relativt väl nedbruten fiber och ökande andel av naturligt partikulärt organiskt material (NPOC).

I provpunkt B4 är mönstret likartat, men C/N-kvoten är som högst cirka 40. Nära ytan stabiliseras C/N-kvoten kring 25. Detta markerar att inslaget av fiber i sedimenten i

² Landlevande växter

punkt B4 är tämligen lågt och tycks sjunka med tiden, troligen till följd av nedbrytning i kombination med minskad tillförsel.

I provpunkt B5 är C/N-kvoten djupare ner stabil kring cirka 10-15. Nära ytan stiger C/N-kvoten till stabilt värde kring 25. Även här är inslaget av fiber lågt.

Fibersedimenten i inre Nötöfjärdens norra och mellersta del har en relativt homogen föroreningshalt nära sedimentytan, något som tyder på inverkan av omblandnings-effekter såsom resuspension/återsedimentation i kontaktytan sediment/vattenpelare. Även vattendjupet i inre Nötöfjärdens norra (0,3-0,8 m) och mellersta delar är relativt konstant vilket gör det troligt att en viss omflyttning av fibersedimenten sker. I inre Nötöfjärdens södra del saknas mäktiga fiberbankarna och vattendjupet större är. Detta tyder på att omflyttningen av fibersediment från de fiberrika norra delarna av inre Nötöfjärden är begränsad. Inslaget av fiber på andra sidan Djupesund är ännu lägre, vilket styrker tolkningen att fibertransport från inre Nötöfjärdens norra och mellersta delar mot söder och vidare mot yttre Nötöfjärden är begränsad. Nedbrytning av fiber i yttre Nötöfjärden kan dock medverka till det låga inslaget av fiber. Dessa tolkningar är väsentliga för bedömningen av risken för framtida spridning av partikelbundna föroreningar och indikerar att spridningen under normala betingelser begränsas av den låga transporten av fibrer från inre Nötöfjärdens norra och mellersta delar där föroreningshalterna är högst.

7.7 Förändringar i kvicksilverhalter

En jämförelse av medelhalter för alla provtagna djup i sedimenten i inre Nötöfjärden visar i undersökningar av Freyschuss och von Post (1976) en totalkvicksilverhalt på 0,9 mg/kg TS, medan motsvarande medelvärde i undersökningar av Regnell m.fl. (2007) för skiktet 0-1 m är 1,37 mg/kg TS. För det allra ytligaste skiktet 0-5 cm visar undersökningarna av Freyschuss och von Post (1976) en medelhalt på 0,21 mg/kg TS medan Regnell m.fl. (2007) visar ett medelvärde på 1,64 mg/kg TS. Detta skulle vid en flyktig betraktelse kunna tolkas som att föroreningsbelastningen till inre Nötöfjärden har ökat under de senaste decennierna, något som inte motsvaras av observationer av föroreningshalter i tillflödet från Emmekalvebäcken.

En fördjupad analys med hjälp av haltfrekvenser visar en högre andel låga halter i mätningar av Freyschuss och von Post (1976) jämfört med Regnell m.fl. (2007). Framförallt i skiktet 0-1 m och i de allra djupaste skikten (vilka troligen innefattar prover av sediment av förindustriell karaktär) är halterna i Freyschuss och von Post (1976) undersökning väsentligt lägre. Om jämförelsen görs med de prov som inte innefattar dessa båda skikt erhålls en relativt god samstämmighet mellan Freyschuss och von Post (1976) och Regnell m.fl. (2007). En möjlig tolkning av denna komparativa haltfrekvensanalys är att fibersediment avsatta i Nötöfjärden efter det Freyschuss och von Post (1976) genomförde sina undersökningar kan ha brutits ner. Regnell m.fl. (2007) diskuterar möjligheten att nedbrytning kan ha ägt rum av det organiska material samtidigt som kvicksilver konservativt anrikats i sedimentens översta skikt. Resultaten från haltfrekvensanalysen ger visst stöd för denna tolkning. Om tolkningen är korrekt så skulle detta medföra att det finns en process som successivt anrikar det befintliga kvicksilvret i sedimentens ytskikt varför kontinuerligt ökande halter kan förväntas så länge fibersediment finns kvar. Nedbrytningen av fiber kan förväntas fortgå under många decennier framåt. Således, om tolkningen är korrekt kan miljöbelastningen av kvicksilver förväntas bestå eller öka under överskådlig tid framåt.

7.8 Risker för metylering av kvicksilver

7.8.1 Konceptuell modell för metylering av kvicksilver

Mängden MeHg i en given vattenmiljö är ett resultat av bildning (metylering), nedbrytning (demetylering) samt till- och bortförsel av MeHg främst med in- och utgående vatten.

Den gängse uppfattningen är att metylering av kvicksilver är starkt kopplad till sulfat-reduktion, vilken utförs av sulfatreducerande bakterier (SRB). För att kvicksilvermetylering skall äga rum krävs följaktligen anaerobi. Även temperaturen spelar stor roll. Normalt innebär en höjd temperatur ökad metylering. Andra förhållanden som är nödvändiga för att kvicksilvermetylering skall äga rum är:

- tillgång på lättnedbrytbart organiskt material
- tillgång på fosfor
- tillgång på sulfat
- bildning av neutrala kvicksilversulfider

En illustration till de förändringar av de biogeokemiska förhållandena i en sjö som påverkan från fiberbankar medför illustreras i form av en konceptuell modell i figur 7.3 (Höglund m.fl. 2008; Regnell m.fl. 2008).

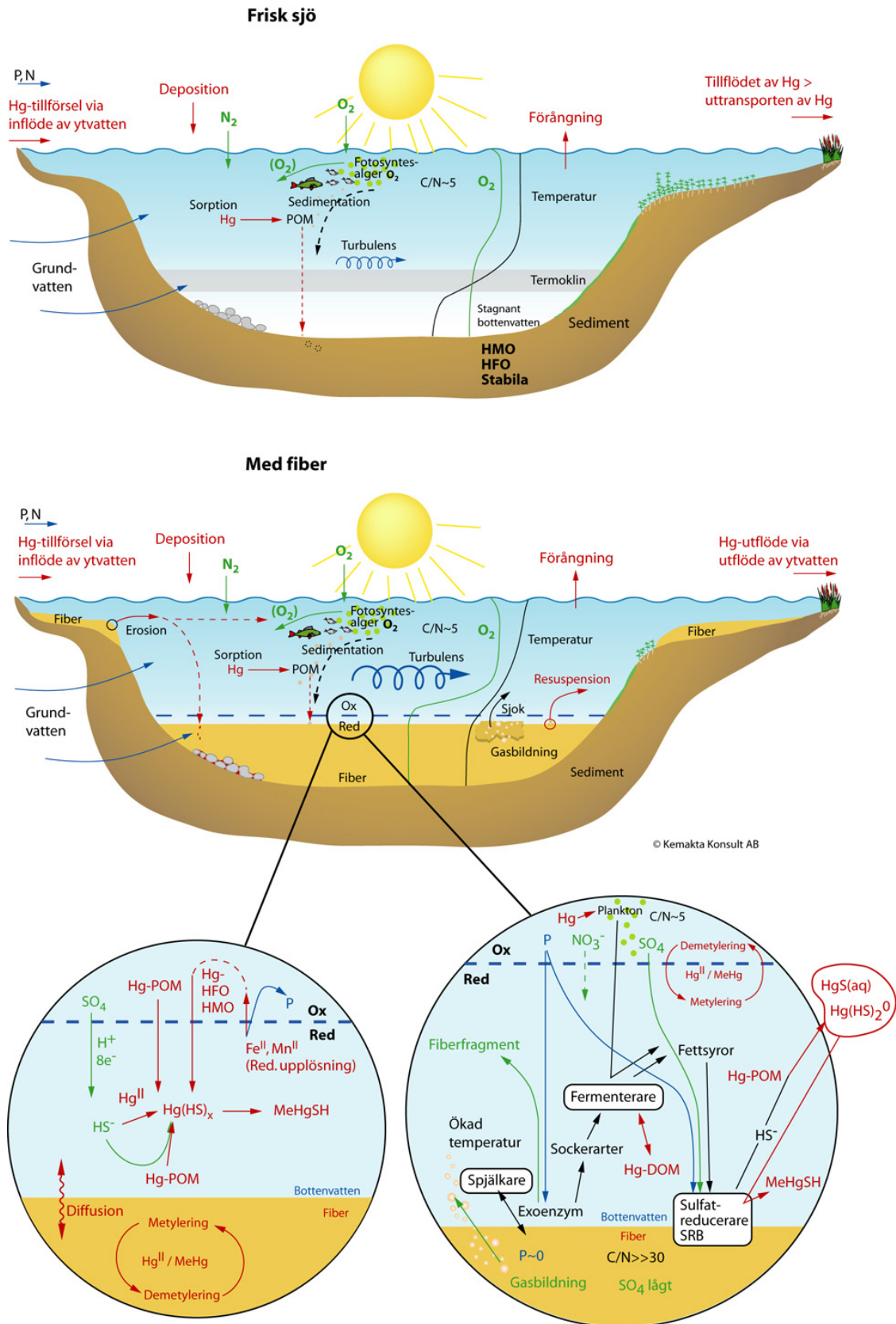
MeHg bildas i syrefria miljöer (våtmarker, anoxiskt vatten och sediment) av det kvicksilver som tillförs med tillrinnande vatten och omgivande mark, genom direktdeposition från atmosfären eller från förorenade sediment.

Demetyleringsprocesserna tycks vara mindre temperaturkänsliga och fortgår även vid låga temperaturer. Detta tyder på att demetylering till betydande del kan ske genom abiotiska processer. Den förskjutning av den relativa hastigheten för metylering och demetylering som sker till följd av temperaturförändringar skapar ett dynamiskt förlopp som följer årstidsväxlingarna. Detta kan förklara att metylkvicksilverhalterna under den kallare årstiden sjunker till låga nivåer i sedimenten.

Påverkan av fibrer

Generellt gäller att kvicksilvermetyleringen är starkt kopplad till nedbrytning av organiskt material som leder till anaeroba förhållanden. Cellulosafiber som avsatts på botten av ett vattendrag ökar risken att MeHg bildas, dels genom att de ofta innehåller adsorberat kvicksilver, dels genom att nedbrytningen av fiber leder till en miljö som gynnar sulfatreduktion. Nedbrytningen av fiber kan emellertid vara begränsad av fosfor, varför en tillförsel av fosfor kan leda till kraftigt ökad nedbrytning av fiber och bildning av MeHg. Den uppgrundning som fiberbankarna orsakar medför också en ökad temperatur i sedimenten. Detta ökar nedbrytningen av organiskt material och därmed kvicksilvermetyleringen.

Nedbrytningen av cellulosafiber sker i en zon av sedimenten som troligen inte är mer än några centimeter djup. Spridning av cellulosafiber från en fiberbank kan därmed öka sedimentområdet där anaerobi råder och där kvicksilvermetylering kan ske. Cellulosafibers påverkan på den mikrobiella aktiviteten och på kvicksilveromsättningen är därmed inte bara kopplad till fiberbankar utan också till sekundärt avsatt fiber. Vid brist på näringsämnen – i synnerhet fosfor – är dock cellulosafiber inte lika lätta för mikroorganismer att bryta ner och utnyttja som energikälla och bas för tillväxt som avdöda alger och plankton är.



Figur 7.3 Skillnader i kvicksilverflöden och kvicksilverkemi mellan en frisk sjö och en sjö som är förorenad med cellulosa-fiber. POM = organiska partiklar, HFO = hydratiserade järnoxider, HMO = hydratiserade manganoxider, NO₃⁻ = nitrat, SO₄²⁻ = sulfat, HS⁻ = fri sulfid (bisulfid), C/N = kol/kvävekvot.

Cellulosafiber som är förorenad med kvicksilver utgör ofta en källa för spridning av kvicksilver som är större än andra källor. Spridningen av kvicksilver från fibersediment påverkar den omgivande och nedströms liggande vattenmiljön och orsakas av att:

- fiber och fiberfragment kan virvlas upp vid tillfällena med höga vattenflöden
- gasbildning i sedimentet lyfter upp fibersjok från vilka fiber sprids
- fiber bryts ner till fiberfragment som lättare sprids i vattenmassan
- en del av kvicksilvret i fibersedimenten bildar sulfidkomplex som avgår till vattnet eller metyleras

Metyleringsprocesser

Metylering av kvicksilver kan förväntas ske i varierande omfattning där nedbrytningsprocesser i organiskt material skapar syrefria betingelser. Givetvis krävs även närvaro av kvicksilver, dock krävs endast låga kvicksilverhalter varför metylering kan äga rum även i system utan påtaglig antropogen påverkan. Svenska studier har visat att särskilt fibersediment verkar skapa betingelser som gynnar bildning av metylkvicksilver (Regnell m.fl., 2007; Skyllberg m.fl. 2006, Höglund m.fl. 2008).

Metyleringen sker till övervägande del genom mikrobiella processer där metyleringen utgör ett sätt för de involverade bakterierna att detoxifiera och lättare kunna utsöndra det kvicksilver de tagit upp. Metylering kan möjligen ske även genom abiotiska reaktioner, men förefaller vara av underordnad betydelse. Det förefaller allmänt vedertaget att mikrobiella metyleringsprocesser i hög grad sker i miljöer där redoxgradienter förekommer, dvs. i övergångszoner mellan syresatta och syrefria miljöer. I sjöar och vattendrag uppträder dessa övergångszoner vanligen nära gränsytan mellan sediment och bottenvatten, men läget kan variera under året och under perioder med stratifiering av vattenmassan, exempelvis till följd av bildning av en termoklin under varm årstid, kan övergångszonen mellan syresatta och syrefria förhållanden återfinnas i den fria vattenpelaren ovanför sedimenten. En typ av bakterier som är verksam i sådana miljöer är sulfatreducerande bakterier (SRB), vilka även anses vara nyckelorganismer för metylering av kvicksilver. Det finns dock flera typer av bakterier som kan metylera kvicksilver, Regnell m.fl. (2007) nämner exempelvis kvävefixerande *Desulfovibrio* men även fermenterande *Clostridium* som har förmåga att både fixera kväve och metylera kvicksilver. Metylering kan även ske i strandzoner och i våtmarker (myrar, mader etc.) i anslutning till sjöar och vattendrag, något som på vissa lokaler i väsentlig grad kan bidra till massbalansen för metylerat kvicksilver.

Den koppling som finns mellan metylering och uppkomsten av syrefria zoner i sediment/ vattenmassa gör att uppkomsten av metylkvicksilver blir beroende av nedbrytningsprocesser för organiskt material, vilket utgör den syreförbrukande reaktionen. Detta har intressanta implikationer för tolkningen av den säsongsmässiga variation som observeras för halter av metylkvicksilver. Nedbrytningen av organiskt material sker i flera steg där i ett initialt steg olika spjälkande mikroorganismer bryter ner komplexa organiska ämnen, såsom cellulosa, och bildar mer kortkedjiga organiska ämnen som kan utnyttjas som energikälla av andra mikroorganismer, exempelvis sulfatreducerande bakterier. Det initiala steget, spjälkningen, utgör en exogen process med hjälp av enzymer som utsöndras av de spjälkande mikroorganismerna. Enzymatiska reaktioner är starkt temperaturberoende, vilket medför att reaktioner av denna typ är starkt hämmade så länge temperaturen i sedimenten/bottenvattnet är låg. Med stigande temperatur ökar spjälkningen snabbt, vilket frisätter lättmetaboliserat organiskt

material och syreförbrukningen ökar. Om tillförseln av syre är lägre än syreförbrukningen utarmas det syre som finns löst i vattenmassan och syrefria förhållanden uppträder. I denna miljö gynnas metyleringsprocesser för kvicksilver, vilket observeras som kraftigt stigande MeHg-halter i sedimentytan och i bottenvattnet under perioder med förhöjd vattentemperatur. I Svartsjöarna observerades att då bottenvattnets temperatur översteg ett tröskelvärde på cirka 7 °C så ökade risken för metylering (Jones och Höglund, 2002). I Nötöfjärden noteras en liknande ökning av metylkvicksilverhalten i vattnet under den varma årstiden, dock noteras en motsvarande ökning även i inflödet i Emmekalvebäcken, varför ökningen inte enbart kan hänföras till processer i sedimenten i Nötöfjärden.

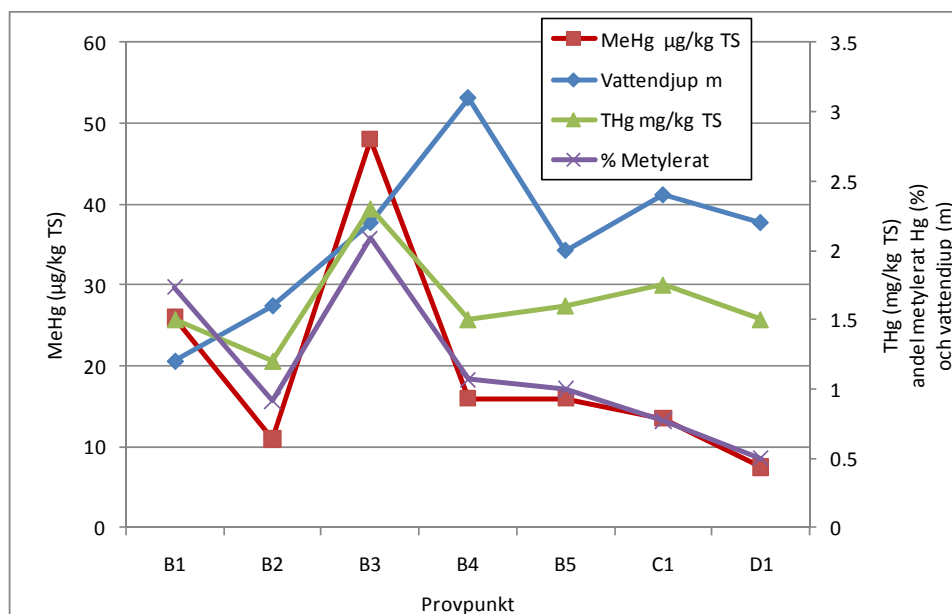
En konsekvens av avsättning av fibersediment i sjöar och vattendrag är att vattendjupet minskar, ibland med flera meter. Detta medför att sedimentytan ligger grundare med en snabbare uppvärmning av bottenvattnet än vad förhållandena var i den naturliga miljön. Detta medför att bottenvattentemperaturen är tillräckligt hög för att medge spjälkningsreaktioner under en längre period av året. Detta bedöms gynna bildningen av MeHg.

Metyleringen har även visats ha en stark koppling till tillgången på närsalter, främst kväve och fosfor (Regnell m.fl., 2007). Autoktont organiskt material, dvs. material som bildats genom exempelvis alg tillväxt i en sjö, har en sammansättning med en låg C/N-kvot och tillräckligt med fosfor för att medge en snabb nedbrytning. Fibermaterial innehåller å andra sidan ett stort överskott av organiskt kol i förhållande till kväve- och fosforinnehållet. Fibers innehåll av cellulosa är dessutom förhållandevis motståndskraftigt mot nedbrytning. För att spjälkning och vidare nedbrytning ska kunna ske i fibermaterial måste därför kväve och fosfor tillföras, annars avstannar nedbrytningen. Detta bedöms vara orsaken till att till synes helt intakta fibrer kan observeras i fiberbankar på vissa platser, trots att flera tiotal år passerat sedan fiber materialet avsattes. Under längre perioder med stark anaerobi är även utarmning av sulfat tänkbar vilket skulle kunna vara begränsande för metyleringshastigheten hos sulfatreducerande organismer. Data från Nötöfjärden visar dock att bottenvattnet har en betydande sulfathalt även under den senare delen av sommaren, sannolikt en effekt av den stora genomströmningen i Nötöfjärden. Detta bör kunna tolkas som att sulfattillgången inte utgör någon kritisk begränsning för metyleringsprocesserna i Nötöfjärden.

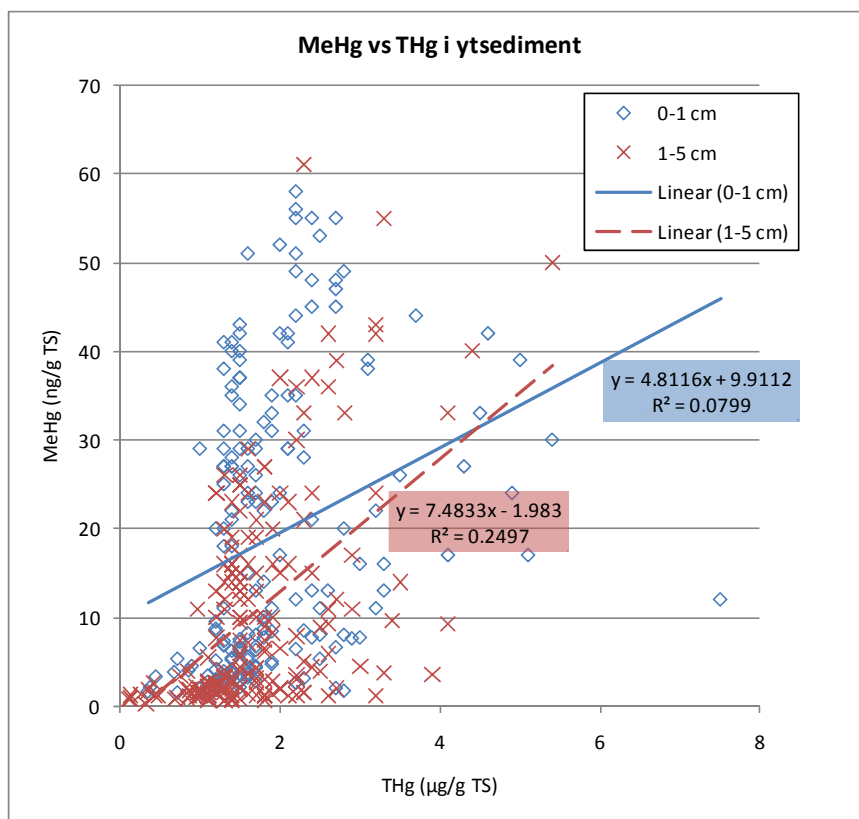
Metyleringshastigheten har i studier av ett antal svenska objekt visats vara starkt korrelerad till förekomst av neutrala kvicksilversulfidkomplex i bottenvattnet (Skjällberg m.fl., 2006). Tolkningen är att de neutrala sulfidkomplexen tas upp lättare av sulfatreducerande bakterier än kvicksilver i andra kemiska former. Kemiska analyser av sedimentprover från Nötöfjärden, kombinerat med olika modellansatser för att tolka det kemiska systemet, har visat att 25 – 95 % av kvicksilvret i porvattnet från Nötöfjärden förekommer som neutrala kvicksilversulfidkomplex (Drott m.fl., 2007).

7.8.2 Metylkvicksilver i Nötöfjärden

En relativt konstant halt av MeHg har uppmätts i Nötöfjärden, cirka 10-25 µg/kg TS i den inre Nötöfjärden och något lägre halter cirka 7-15 µg/kg TS i yttre Nötöfjärden, se figur 7.4. Ett väsentligt högre värde uppträder dock i punkt B3 i inre Nötöfjärden. Andelen metylerat kvicksilver är relativt konstant, 0,5-2 %. En möjlig konsekvens av detta skulle kunna vara att halten THg inte är styrande för mängden MeHg så länge THg finns tillgängligt på någon miniminivå. Om denna tolkning är korrekt så medför det att metyleringsprocesserna kan bibehålla MeHg-halterna på en hög nivå redan vid låga THg-halter. Mot detta talar dock tolkningar av metyleringsprocesser i Svartsjöarna där en tydlig korrelation mellan halterna THg och MeHg konstaterats (Regnell, 2011).



Figur 7.4 Sammanställning av halter av metylkvicksilver (MeHg), totalkvicksilver (THg) och andelen metylerat kvicksilver i ytsediment längs en transekt av provtagningspunkter från inre till yttre Nötöfjärden. Även vattendjupet visas för respektive provpunkt.

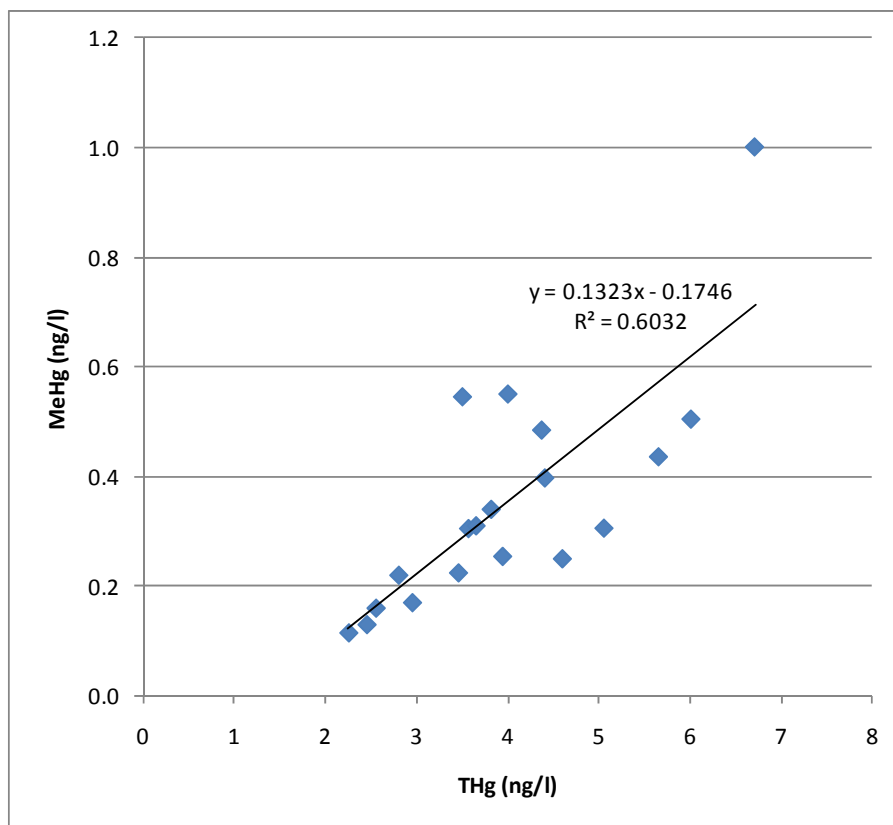


Figur 7.5 Korrelation mellan halterna av MeHg och THg i ytliga sedimentprover från Nötöfjärden (data från Regnell m. fl. 2007).

Sammanställda data för halter i sedimentytan (0-1 cm respektive 1-5 cm djup) visar en relativt låg korrelation mellan MeHg och THg, se figur 7.5. Av figuren framgår att MeHg-halterna tenderar att vara låga då THg-halterna är lägre än cirka 1 µg/g TS, vid högre THg-halter är dock variationen av MeHg-halter mycket stor. Detta kan indikera

att halten THg är begränsande för metyleringen vid låga nivåer, medan andra faktorer inverkar i ökande grad vid högre THg-halter. Förfinade utvärderingar där hänsyn tas till exempelvis årstidsväxlingar kan ge högre grad av korrelation mellan MeHg och THg.

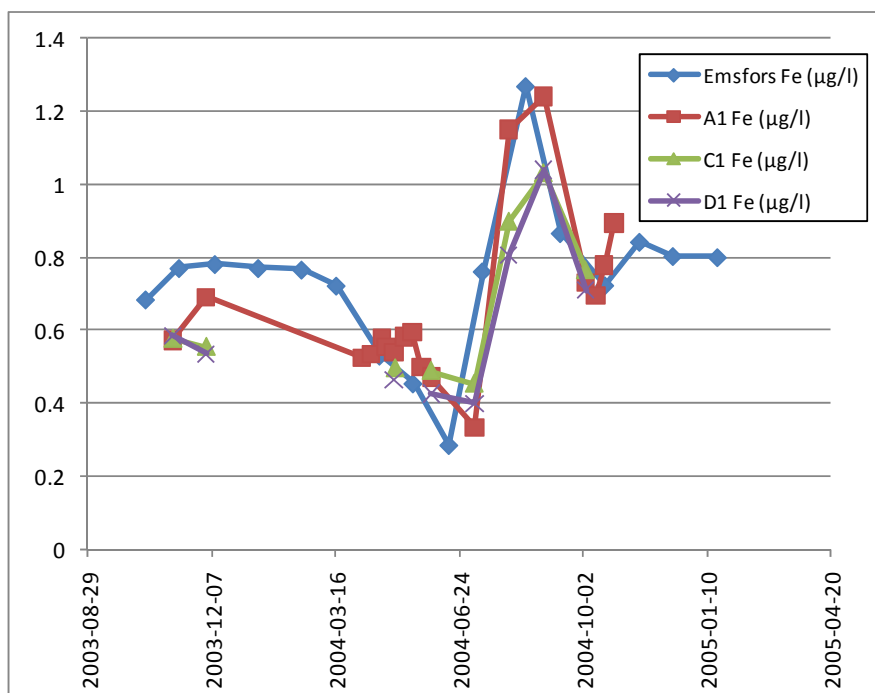
En motsvarande sammanställning av halterna MeHg och THg i vattenprov visar däremot en relativt god korrelation vilket tyder på att tillgången av kvicksilver i vattnet kan vara styrande för metyleringsprocesser i vattenmassan, se figur 7-6.



Figur 7-6 Korrelation mellan medelhalterna av MeHg och THg i vattenprover från Nötöfjärden vid de olika provtagningstillfällena. (data från Regnell m.fl. 2007).

7.8.3 Beskrivning av orsakssamband med utgångspunkt från järn

Nötöfjärdens sediment är belastade med järn vilket förekommer i relativt höga halter. Även halterna av svavel är hög i sedimenten. En möjlig tolkning är att de observerade halterna av järn och svavel påverkats av den tidigare sulfittillverkningen i Emsfors bruk. Nötöfjärden tillförs dock kontinuerligt betydande mängder järn via Emmekalvebäcken. En viss minskning av järnhalten noteras vid passage genom Nötöfjärden, vilket betyder att det sker en viss nettoackumulering i sedimenten, se figur 7.7.



Figur 7.7 Uppmätta halter av järn i ofiltrerade vattenprov uppströms och i ett urval punkter i Nötöfjärden (data från Regnell m.fl., 2007).

Utvärderingen visar en relativ anrikning av järn i sedimentytan. Mätningar av fosfor visar att fosfor binds i sedimentytan och är sannolikt associerad till järnfällningarna genom adsorption. Järnet kan frigöras under perioder med anaerobi i sedimenten. Detta medför att då syret förbrukas i sedimentytan löses järnet upp och den fosfor som sitter adsorberad frigörs till bottenvattnet. Då bottenvattnet blandas med ytvattnet berikas vattenmassan med fosfor vilket ger möjlighet för ökad produktion av biomassa i vattnet. Vid god tillgång på fosfor kan kvävetillgången i vattnet bli begränsande för tillväxten av biomassa. Under sådana förhållanden gynnas kvävefixerande organismer såsom cyanobakterier (även kallade blågrönalger) som kan växa till kraftig. Denna situation är vanlig i samband med algblooming. Tillväxten av cyanobakterier och andra alger leder till en temporärt god syresättning av ytvattnet till följd av fotosyntes. Järnet oxideras och fälls ut som järnhydroxid. Då det biologiska materialet genomlöp sin livscykel sedimenterar de döda algerna till sedimentytan. Detta medför att stora mängder fosfor och kväve tillförs sedimentytan där ett överskott av organiskt kol i form av fiber finns tillgängligt. Då algblooming och biotillväxt ofta sker under den varma årstiden så kommer även bottenvattnet vara uppvärmt och olika spjälkande organismer initierar nedbrytning av såväl det nyligen sedimenterade organiska materialet som fiber-materialet. Frigjord fosfor kan initialt bindas till den utfällda järnhydroxiden. I takt med fortgående nedbrytning förbrukas vattnets syre och förhållandena övergår till anaerobi. Det beskrivna förloppet kan nu starta en ny cykel där järn reduceras och löses upp varvid fosfor frisätts i bottenvattnet.

Då huvuddelen fibrerna avsattes i Nötöfjärden var syresättningen mycket låg och anaeroba förhållanden rådde under stora delar av året. Detta manifesterades bland annat av förhöjda sulfidhalter i vattnet med stora luktproblem som följd. Under dessa förhållanden kan såväl järn i vattnet som kvicksilver ha bundits in i fiberbankarna som järnsulfid och kvicksilversulfid. Detta kan ha påverkat mobiliteten för såväl järn som kvicksilver under denna period och kan i viss mån ha påverkat de haltprofiler som iakttas idag.

7.8.4 Prognos för metylering av kvicksilver i framtiden

Följande observationer i Nötöfjärden är av betydelse för bedömningen av hur metylering av kvicksilver kan tänkas utvecklas över tiden:

- stora mängder fibersediment med signifikanta mängder inbäddat kvicksilver finns i fjärden
- kvicksilvret bedöms frigöras successivt i takt med pågående nedbrytning av fiber materialet
- nedbrytningen av fiber initieras genom exogena enzymreaktioner, vilka är kraftigt temperaturberoende och gynnas av den uppgrundning av Nötöfjärden som fiberbankarna medfört
- nedbrytningshastigheten begränsas sannolikt av tillgången på närsalter, främst fosfor
- nedbrytningen av fiber har uppskattats kunna fortgå under mycket lång tid, flera hundra år
- en relativ anrikning av THg noteras i de ytligaste skikten i sedimenten, vilket visar att kvicksilvret är tillgängligt och aktivt i det komplexa samspel som råder mellan sedimentytan och bottenvattnet i fjärden
- återkommande perioder med anaerobi förekommer i sedimentytan kan leda till frigörelse av fosfor bundet till järnoxider i sedimenten, detta tillskott av fosfor kan gynna kvävefixerande organismer såsom sulfatreducerande bakterier med förmåga att metylera kvicksilver
- påtagligt ökad mängd metylkvicksilver observeras återkommande under den varma perioden av en årscykel
- förloppen bedöms vara cykliska och återkomma årligen

Det finns mot bakgrund av dessa observationer inte grund för att tro att problemen med metylering kommer att avta i Nötöfjärden. Troligen kommer metyleringen att fortgå på nuvarande eller möjligen något ökande nivå under överskådlig tid framåt.

7.9 Halter av andra ämnen i sedimenten

Ytsediment

Sedimentprofilerna i inre fjärden visar på en ökad halt av många tungmetaller mot ytan, se bilaga 2. Effekten är störst för bly, kadmium, kobolt och zink, men kan även observeras för fosfor och svavel. För koppar, järn, nickel och kvicksilver är inte effekten lika tydlig. Detta har tolkats som att en nedbrytning sker av fibersedimenten från sedimentytan och att vissa tungmetaller ånyo binds till kvarvarande organiska faser eller fälls ut som svårösliga metallsulfider som gör att de stannar kvar i sedimenten även sen en stor del av det organiska materialet brutits ned. De beräkningar vi gjort av vilken uppkoncentrering denna nedbrytning skulle kunna resultera i visar att en haltförhöjning med mellan 5 och 7 gånger kan uppkomma, vilket stämmer väl överens med den som observeras från profilerna. Beräkningarna visar att material motsvarande ca 0,2 – 0,3 m fibersediment har brutits ned. Om man antar att nedbrytningen sköt fart när mer syrerika förhållanden uppkom i Nötöfjärden i slutet på 1970-talet skulle det innebära en nedbrytningstakt på strax under 1 cm/år.

Djupare sediment

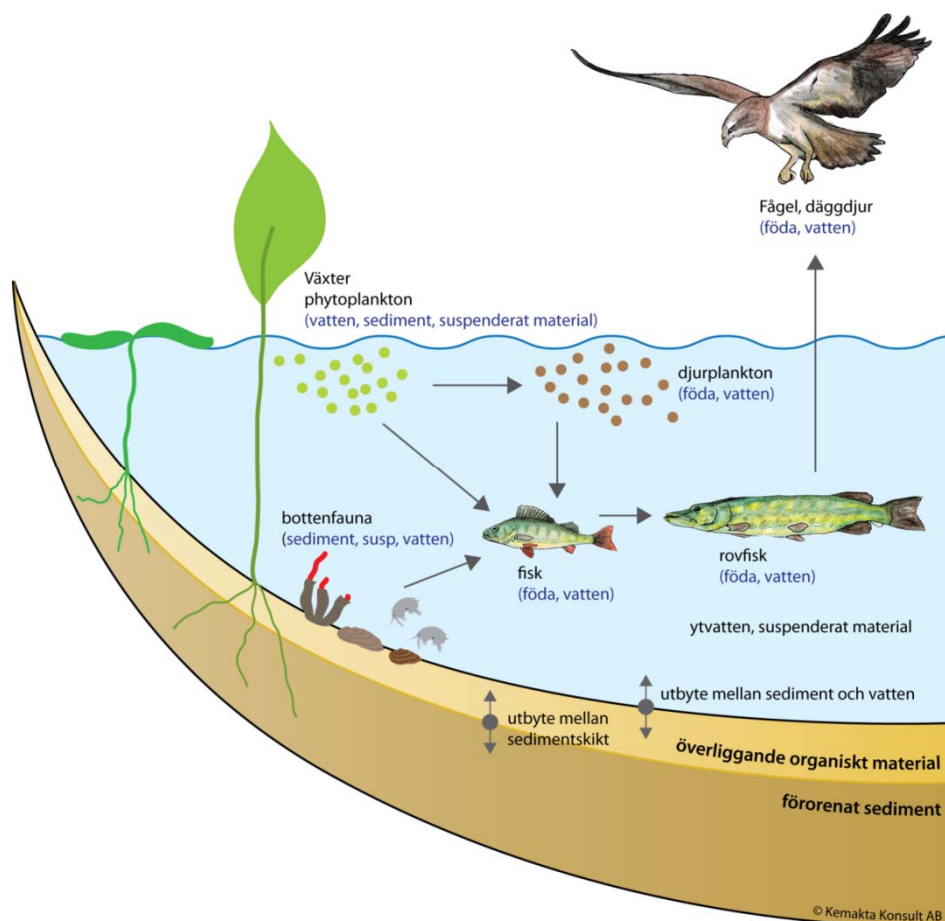
Undersökningar av Regnell m.fl. (2007) visar en samvariation av Pb, Zn, Cd och Co (i någon mån även Cu och Ni) med svavel på djupare nivåer i sediment från provpunkt B1, B3, C1 och D1 (gäller även B4 på ett mellandjup). Detta kan tyda på att dessa metaller kan ha bundits i sedimenten i sulfidform under perioder av anaerobi.

I punkten B1 uppvisar Cu och Ni (i någon mån även Pb, Fe och Co) högre halter i de djupaste nivåerna i sedimenten. Haltnivåerna ligger här ungefär lika högt som i de ytligaste skikten. Det tycks därför som att avsättningen fibermaterialet under en period lett till lägre halter av dessa metaller, dvs. en slags utspädningseffekt. Att halterna i de ytligaste sedimentnivåerna åter ökat till ungefär samma värden som före fiberdepositionen skulle kunna tolkas som att det är ett resultat av en naturlig eller regional bakgrundsbelastning snarare än en lokal föroreningsbelastning.

I punkten B2 är Zn, Pb och Cd (i viss mån även Co, samt Cu och Ni båda kraftigt fluktuerande) förhöjda på den djupaste nivån i sedimentet.

7.10 Risker för vatten- och sedimentmiljön

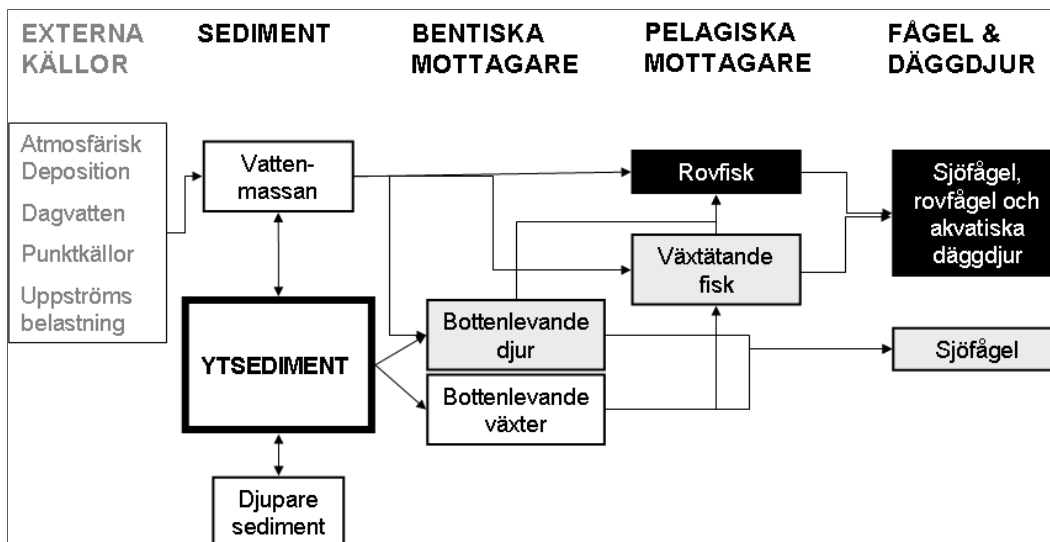
De föroreningar som finns i sediment och vattenmassa i Nötöfjärden innebär en risk för exponering av vattenlevande organismer samt djur och människor som söker föda i fjärden. Figur 7.8 visar en konceptuell bild av näringskedja i ett akvatiskt ekosystem.



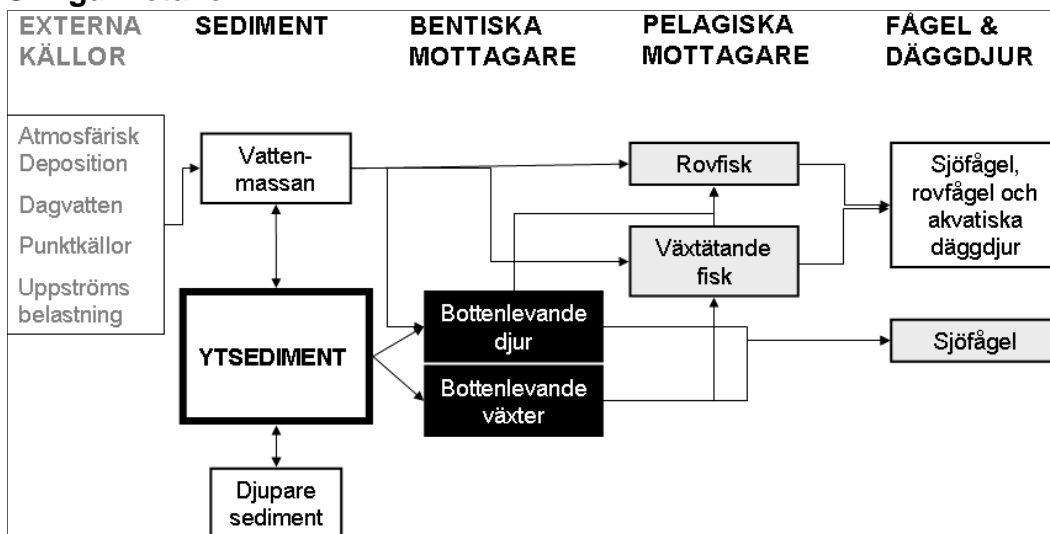
Figur 7.8 Transport av föroreningar i näringskedjan i akvatiska ekosystem. Viktiga exponeringsvägar visas i blå text.

Föroreningens egenskaper såsom till exempel biotillgänglighet och bioackumulerbarhet styr hur de sprids i näringskedjan. Detta illustreras i figur 7.9 från Sternbeck m.fl. (2008). Generellt utgör metaller störst risk för organismer som är stationära i det förorenade området, t.ex. bottenlevande djur och stationär fisk. Metylkviksilver är ett bioackumulerbart ämne och kan därför transporteras högre upp i näringskedjan och därmed är rovfisk, fåglar och vattenlevande däggdjur kritiska grupper.

Kviksilver



Övriga metaller



Figur 7.9 Konceptuell modell för spridning från förorenade sediment av olika typer av föroreningar. De mest kritiska mottagarna är svartmarkerade och de sekundärt betydelsefulla mottagarna gråmarkerade. Från Sternbeck m.fl. (2008)

Bedömning av halter

Ett första steg i att bedöma vilka risker föroreningarna innebär är att jämföra uppmätta halter med olika haltkriterier. Sådana haltkriterier har tagits fram av olika organisationer med olika syfte, t.ex. Naturvårdsverket, EU, CCME i Kanada och RIVM i Nederländerna. Detta används som en första bedömning av om risker finns, men ger inte någon närmare karakterisering av riskerna. Om flera föroreningar samtidigt förekommer kan additiva effekter tas hänsyn till genom att beräkna ett riskindex där kvoten mellan

de uppmätta halterna och bedömningsgrunder för olika föroreningar adderas. Om riskindex överstiger 1 innebär det att den samlade föroreningssituationen kan innebära en risk.

Om riskerna i ett första steg bedöms stora kan en mer fördjupa analys göras i ett andra steg. Där görs en mer utvecklad analys av hur föroreningar kan spridas i näringskedjorna och hur olika djur med skilda födovanor riskerar att exponeras för föroreningar. Denna typ av bedömning görs helst med uppmätta halter av föroreningar i olika steg i näringskedjan, men en första bedömning kan ofta göras med generella data på bioackumulation.

För kvicksilver har en analys enligt det andra steget gjorts, se avsnitt 7.10.3. Dock saknas data för halter i olika steg i näringskedjan för att göra en fullständig analys av spridningen i näringskedjorna varför generella data har i stor utsträckning använts.

7.10.1 Bedömning av halter i sediment

Använda bedömningsgrunder

I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag anges haltnivåer som markerar avvikelse från bakgrund och används för att bedöma om föroreningen härstammar från en punktkälla (Naturvårdsverket, 2000). I rapporten finns även haltnivåer i vatten och i sediment som är relaterade på effekter för miljön för arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. För sediment finns även en tillståndsklassning för kvicksilver. Tillståndet delades in i fem olika klasser från mycket lågt till mycket högt. I och med införlivandet av vattendirektivet i svensk lagstiftning skall miljö kvalitetsnormer införas. Dessa är fortfarande under utarbetande och finns inte för alla relevanta metaller. Därför har de tidigare bedömningsgrunderna även använts i denna analys.

I jämförelsen har även bedömningskriterier från Kanada (CCME, 2010), Nederländerna (RIVM, 2001), Norge (SFT, 2007) samt förslag på miljö kvalitetsnormer från Naturvårdsverket (2008) samt IVL (2008) granskats. De norska bedömningskriterierna för metaller i sediment är snarlika Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, men med en undre gräns för klassen dålig som är ca 2 – 3 gånger högre än den undre gränsen för klassen ”Hög” enligt den svenska tillståndsklassningen. De kanadensiska värden som anger en nivå under vilket biologiska effekter är osannolika (ISQG) ligger för de flesta metaller kring den undre gränsen för den svenska klassen ”Låg”. Det värde som anger föroreningshalter där biologiska effekter är sannolika (PEL) ligger i de flesta fall inom det intervall som i den svenska bedömningen klassas som ”Måttlig”. Markant avvikande är de nederländska kriterierna där halten under vilken biologiska effekter är osannolika (MPC) ligger i nivåer motsvarande de svenska klasserna ”Hög” eller ”Mycket hög”. En jämförelse mellan hur olika ämnen klassats visar att de svenska klassgränserna för bly ligger förhållandevis högt i jämförelse med de från andra länder.

För metylkvicksilver saknas underlag för en tillståndsklassning, istället har en egen bedömning gjorts baserat på halter uppmätta på analyser från andra sedimentobjekt. Halterna under 1 µg/kg har bedömts vara mycket låga, halter mellan 1 – 2 µg/kg låga, halter 2 – 5 µg/kg måttliga, halter 5 – 20 µg/kg höga och halter över 20 µg/kg som mycket höga.

Halter i ytsediment

Uppmätta halter i ytsediment har jämförts med Naturvårdsverkets tillståndsklasser, se tabell 7.1. Medelhalten i de översta 5 cm av sedimenten har jämförts. För stationerna B5, C1 och D1 saknas dock analyser av halter i detta skikt. I stället har halter i material från sedimentfällor på motsvarande ställen använts. Dessa halter är på samma nivå som de halter som uppmätts i de översta analyserade skiktet, djup ca 5 cm för punkt B5 och D1 och djup ca 20 cm för punkt C1.

Halterna av totalkvicksilver i de ytliga sedimenten (0 – 5 cm) ligger alla i halter som innebär en klassning som höga halter enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning för sjöar och vattendrag. Med de gränser som satts upp för bedömning av metylkvicksilver har alla punkter klassats som höga och punkt B3 som mycket hög. För kadmium klassas alla punkter som höga utom B2 och B3 som klassas som måttliga. Vad gäller bly klassas punkterna B1 och B3 i fiberbanken som låga, medan halterna utanför fiberbanken klassas som måttliga. Alla punkter har klassats som höga (punkt B4 som mycket hög) vad avser halten av koppar. Vad avser nickel klassas halterna i alla punkterna som måttliga utom i B4 som klassas som hög.

Tabell 7.1 Klassning av ytsediment (0 – 5 cm) enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning (2000). Halter angivna i mg/kg TS, MeHg som µg/kg TS.

	B1	B2	B3	B4	B5	C1	D1	NV:s tillståndsklass
Hg	1.8	1.0	2.2	1.5	1.6	1.7	1.3	Mycket låg
MeHg	14	9	31	10	11	13	7	Låg
Cd	8.2	3.6	6.2	21	7.8	8.7	7.3	Måttlig
Pb	49	33	39	116	56	71	106	Hög
Cu	178	133	190	541	190	202	146	Mycket hög
Ni	35	18	43	119	28	29	27	
Zn	148	76	132	429	212	352	398	

Not 1 För punkterna B5, C1, D1 saknas mätningar i skiktet 0-5 cm. Istället baseras klassningen på uppmätta halter i sedimentfällor. Markerade i fet kursivstil.

Not 2 Klassningen för metylkvicksilver är enligt nivåer som presenteras ovan.

Ett riskindex har beräknats som summan av uppmätt halt/övrig klassgräns för ”måttlig”, dvs. den nivå där en ökande risk för biologiska effekter. Riskindex ligger mellan 5 och 15 för de olika punkterna.

7.10.2 Bedömning av halter i ytvatten

Även för bedömning av halter i ytvatten används Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 2000). Miljökvalitetsnormer från EU finns för bly, kadmium, kvicksilver och nickel (EU, 2008). Förslag till miljökvalitetsnormer finns för koppar, zink och krom.

Medelhalterna i de olika stationerna för provtagningen 2004 redovisas i tabell 6.4. För kadmium, bly, koppar och nickel ligger halterna i samtliga provpunkter i klassen Låg halt.

7.10.3 Modellering av upptag i näringskedjor

En modellering av kvicksilveromsättningen i Nötöfjärden har gjorts med en modell (SERAFM) från USEPA som framtagen som ett stöd för riskbedömningar och framtagning av åtgärdsåtgärder för sjöar med kvicksilverförorenade sediment (USEPA, 2006). SERAFM simulerar transport, utbyte, metylering, demetylering och bioupptag av

kvicksilver i en förorenad sjö. Modellen beräknar därefter den kvicksilverexponering som människor och olika djurarter kan utsättas för och jämför den med ett tolerabelt intag för en bedömning av risken. Modellen gör beräkningar för tre fall. Det första gäller en sjö med sediment förorenade av historiska utsläpp, det andra för fallet om sedimenten bara utsatts för bakgrundsbelastning och slutligen för ett fall där halterna i sedimenten uppfyller åtgärdsgränser som om möjligt skyddar det biologiska livet i sjön.

Simulering av kvicksilverhalter

Modellen är relativt komplex och innehåller många parametrar. Dessa har initialt tilldelats standardvärden, men användaren kan på olika nivåer använda platsspecifika data. Vi har i möjligaste mån anpassat parametrarna till förhållandena i den inre delen av Nötöfjärden. Fjärdens yta, djup och vattenomsättning har tagits från data från projektet. Vidare har klimatdata, atmosfäriskt nedfall och inflöde från Emmekalvebäcken anpassats till situationen i Nötöfjärden. I indata ingår även kemiska parametrar som platsanpassats (susp i inflöde, DOC-halter i vattenfas). Metylerings- och demetyleringshastigheter, samt sorptionsfaktorer för kvicksilver och metylkvicksilver i sedimenten har baserats på data från Skyllberg m.fl. (2006). En sammanfattning av använda indata ges i bilaga 3.

Simulering med dessa matchar mätta årsmedelvärden på Hg-tot och MeHg relativt väl i ytvattnet, men överskattar halterna i bottenvattnet. Den tenderar också att överskatta halterna av metylkvicksilver i sedimenten. Halter i abborre och gädda är något högre än de som uppmätts i Nötöfjärden.

En kalibrering av modellen gjordes vilket innebar en sänkning av metyleringshastigheten i sedimenten samt justeringar av K_d -värdena som gav en bättre simulering av de uppmätta halterna. Dock överskattade modellen andelen filtrerat kvicksilver i bottenvattnet. De beräknade halterna respektive de uppmätta halterna visas i tabell 7.2.

Tabell 7.2 Beräknade och uppmätta halter av kvicksilver i olika delar av inre Nötöfjärden.

		Modellresultat	Uppmätt Medel (intervall)	Enhet
Ytvatten	MeHg Filtrerat	0.4	0.3 (0,12 - 0,7)	ng/L
	HgT Filtrerat	3.5	3 (1,3 - 4,3)	ng/L
	MeHg Ofiltrerat	0.4	0.5 (0,2 - 1,2)	ng/L
	HgT Ofiltrerat	4.0	6.4 (3,9 - 14)	ng/L
Bottenvatten	MeHg Filtrerat	1.2	0.4 (0,08 - 1,2)	ng/L
	HgT Filtrerat	12.1	3.5 (2,4 - 4,8)	ng/L
	MeHg Ofiltrerat	1.2	1 (0,3 - 2,7)	ng/L
	HgT Ofiltrerat	13.5	10 (6 - 17)	ng/L
Sediment	MeHg ytskikt	0.03	0.02 (0,006 - 0,05)	mg/kg
	HgT ytskikt	1.5	1.5 (0,5 - 2,7)	mg/kg

Simulering av halter i näringskedjan

De beräknade halterna användes sedan för en beräkning av upptaget i näringskedjan. Modellen beräknar koncentrationer i näringskedjan utifrån halter av metylkvicksilver i vattenfasen med hjälp av bioackumulationsfaktorer (BAF), enligt tabell 7.3. Halterna för trofisk nivå 3 (allätande fisk) är i intervallet för de som uppmätts i abborre (medelvärde 0,31 mg/kg; 0,14 - 0,46) och halterna för trofisk nivå 4 (rovfisk) är i

intervallet för de som uppmätts i gädda (medelvärde 0,82 mg/kg; 0,37 – 1,2). Det saknas mätningar på halter från de lägre trofiska nivåerna.

Tabell 7.3 Bioackumulationsfaktorer (BAF) och beräknade halter av kvicksilver i olika trofiska nivåer i inre Nötöfjärden.

Trofisk Nivå	BAF	Halt mg/kg
1: Fytoplankton	500 000	0.07
2: Zooplankton	1 600 000	0.24
2: Bentos	2 500 000	0.37
3: Allätande fisk	160 000	0.24
4: Rovfisk	680 000	1.03

Beräkning av exponering av fåglar och däggdjur

I nästa steg räknar modellen exponeringen för ett antal utvalda fåglar och däggdjur. I modellen ingår, mink, utter, kungsfiskare, lom, örn, vitbröstad svala, kamskrake och brudand. Vitbröstad svala och kamskrake är nordamerikanska fåglar och förekommer inte i Nötöfjärden, men djur med motsvarande födovanor kan förväntas finnas där. Vitbröstad svala är en liten fågel som antas till 80 % livnära sig på bottenlevande djur och 20 % på fisk. Kamskrake livnär sig 10 % på växter, 20 % av bottenlevande djur och 70 % av fisk. I beräkningarna antas att djuren hämtar all sin föda från Nötöfjärden, vilket i de flesta fall är ett försiktigt antagande.

Det riskindex som beräknats (exponering / tolerabelt dagligt intag) ligger på en faktor 2,5 – 9 för samtliga djurarter utom den vitbröstad svalan som har ett riskindex på 34, se tabell 7.4. Detta beror på ett stort födointag i förhållande till kroppsvikt och en diet bestående av en stor andel bottenlevande djur som beräknats ha en hög kvicksilverhalt. Detta stämmer väl med resultat från amerikanska studier som identifierat sångfåglar med habitat i våtmarker som en riskgrupp, men även att fladdermöss och strandfågel är arter med en hög exponering.

Tabell 7.4 Beräknad exponering, tolerabelt intag samt riskindex.

Djur	Exponering (µg/kg,d)	Tolerabelt intag (µg/kg,d)	Riskindex
Mink	48	16	3.0
Utter	66	16	4.1
Kungsfiskare	121	13	9.3
Lom	48	13	3.7
Fiskgjuse	48	13	3.7
Örn	39	13	3.0
Svala	440	13	34
Skrake	75	13	5.8
And	33	13	2.6

De tolerabla dagliga intag som används för fåglar har beräknats från studier på bland annat gräsand och är en tredjedel av den exponering som visade sig ge kroniska effekter i försöken. Effekter av kvicksilver är försämrad fortplantning och vid högre belastning neurologiska störningar och beteenderubbningar. För däggdjur har man utgått från försök på mink och bestämt det tolerabla intaget som en tredjedel av den högsta exponering som inte gav någon effekt.

Slutsatser

Beräkningen av miljörisker för Nötöfjärden på grund av kvicksilver bygger till stor del på beräknade halter i olika delar av Nötöfjärden och har endast i begränsad utsträckning anpassats till de specifika förhållandena där. Beräkningarna visar dock att alla de djurarter som studerats riskerar att få en exponering som markant överstiger ”säkra” nivåer om de hämtar huvuddelen av sin föda från Nötöfjärden. Inga beräkningar har gjorts för de övriga tungmetallerna (kadmium, koppar, bly och zink) som finns i Nötöfjärden som även de kan ge en exponering. Dessa metaller har dock normalt en lägre bioackumulation och förväntas därför inte anrikas i näringskedjan på samma sätt som kvicksilver. En anrikning i bottenlevande organismer kan dock leda till en exponering av djur som har dessa som föda och därmed öka risken för negativa miljöeffekter.

7.11 Risker för spridning av föroreningar till Östersjön

Relaterat till transporten av totalkvicksilver i Emmekalvebäcken ger fibersedimenten i den inre Nötöfjärden ett tillskott med cirka 85 %, medan den yttre Nötöfjärden ger en reduktion av 23 %. Totalt för inre och yttre Nötöfjärden erhålls ett tillskott på 43 % till flödet av totalkvicksilver.

De mängder av THg, MeHg och andra föroreningar som vi observerar sprids idag till Östersjön. Beräknad transport av kvicksilver i Emån vid Emsfors var under perioden 2000 – 2008 närmare 4 kg/år (SLU, 2011). Tillskottet av kvicksilver från fibersedimenten i Nötöfjärden har beräknats till cirka 60 g/år, varav cirka 30 g/år transporteras ut i Östersjön. Utsläppet via Nötöfjärden är således mindre än 1 % av transporten i Emån. Motsvarande relation gäller för de övriga tungmetallerna, se tabell 7.5.

Tabell 7.5 Transport av metaller i Emån samt tillskott av metaller från Nötöfjärden.

	Transport i Emån 2000-2008 (kg/år)	Tillskott Nötöfjärden (kg/år)	Bidrag från Nötöfjärden
Hg	4	0.03	0.8%
Cd	60	Inget tillskott	0.0%
Cu	1800	20	1.1%
Pb	450	5	1.1%
Ni	1100	4	0.4%
Zn	3200	20	0.6%

Vid stormtillfällen kan en ökad resuspension ske av fibrer som skulle kunna öka uttransporten. De fibrer som frigörs måste dock passera genom Djupesund och vidare ut i de yttre delarna av Nötöfjärden innan de når Östersjön. Med tanke på att fiberspridningen ut i den yttre fjärden har varit begränsad under hela den tid fiberutsläpp skett, bedöms riskerna för stora plötsliga utsläpp till Östersjön som begränsade.

7.12 Hälsorisker

Människor kan exponeras för föroreningar i Nötöfjärden på flera olika sätt:

1. Hudkontakt med förorenade sediment vid olika aktiviteter såsom sjösättning av båtar, upptagning av ankare eller vid bad.
2. Ofrivilligt intag av förorenade sediment som fastnat på händer i samband med aktiviteter vid fjärden
3. Inandning av sediment som exponerats för luft så att risk för damning eller kvicksilverångor uppstår.
4. Intag av vatten från fjärden
5. Intag av fisk som fångats i fjärden

I de tre första fallen beror risken på vilken exponering som man utsätts för och vilka halter som finns i sedimenten. Den fjärde exponeringsvägen beror på intag och halt i vattnet och den sista exponeringsvägen beror mängden fisk som konsumeras samt halterna i fisken.

Av de föroreningar som påträffats i Nötöfjärden är det kvicksilver, kadmium och bly som är relevanta för bedömning av eventuella hälsorisker.

Hälsoriskbaserade riktvärden för sediment

För kvicksilver, kadmium och bly har riktvärden beräknats för sedimenten med hänsyn till den exponering som kan ske genom hudkontakt, ofrivilligt intag av sediment samt damning och ångor, exponeringsväg 1 – 3 ovan. Riktvärden har beräknats med Naturvårdsverkets modell för riktvärden i mark (Naturvårdsverket, 2009), men med modifierade exponeringstider.

Kontakt med Nötöfjärdens sediment bedöms ske med relativt låg frekvens och därmed leda till betydligt mindre exponering än exempelvis vid förorenade markområden. I beräkningen har exponeringsfrekvens antagits vara 30 dagar per år. Sedimenten är normalt mycket våta och dammar inte och därmed bedöms riskerna för damning vara mycket små. Detta innebär att höga halter skulle krävas i sedimenten för att exponeringen skulle uppnå sådana nivåer att hälsorisker kan uppkomma.

Detta beräknade hälsoriktvärdena redovisas i tabell 7.6. De halter som påträffats i sedimenten i Nötöfjärden ligger under dessa riktvärden. För kadmium är de högsta halterna i punkt B4 i södra delen av inre fjärden i närheten av riktvärdet.

Tabell 7.6 *Beräknade hälsoriskbaserade riktvärden samt maximalt uppmätt halt i undersökningarna 2004.*

	Riktvärde (mg/kg TS)	Maximal halt (mg/kg TS)
Kvicksilver	50	4,2
Bly	1000	252
Kadmium	50	45

Intag av vatten i fjärden

Vattnet i Nötöfjärden utnyttjas inte som dricksvatten, men skulle under vissa förhållanden kunna tränga in i brunnar som placeras nära fjärden. De halter som

uppmätts i vattnet i Nötöfjärden är att betrakta som låga och ligger långt under de gränsvärden som finns för dricksvatten. Därför skulle även en omfattande användning av Nötöfjärdens vatten inte innebära några risker förknippade med de föroreningar som finns där.

Intag av fisk som fångats i fjärden

Halterna i gädda från Nötöfjärden överskrider EU:s högsta tillåtna kvicksilverhalter som får säljas. I många sjöar i Sverige finns abborre, gädda, gös och lake med höga halter kvicksilver. Personer som äter egenfångad abborre, gädda, gös eller lake bör enligt Livsmedelsverket därför inte äta sådan fisk oftare än en gång per vecka, för att undvika att få i sig kvicksilvermängder som på sikt kan skada hälsan. För gravida och ammande finns särskilda råd. Så länge dessa rekommendationer följs bedöms inte fisk från Nötöfjärden utgöra någon risk.

8 Riskklassning och åtgärdsbehov

8.1 Riskklassning av Nötöfjärden

Nötöfjärden klassades 1994 i länsstyrelsens EBH-databas i riskklass 2 (stor risk). I en klassning enligt MIFO fas 1 placerades Nötöfjärden i riskklass 2. Den riskklassning enligt MIFO fas 2 som genomfördes 2007 baserades på resultaten från Regnell mfl. 2007, vilket medförde att fjärden placerades i riskklass 1 (mycket stor risk). Utifrån den fördjupade riskbedömningen i föreliggande rapport har en riskklassning gjorts. Den följer principerna för MIFO-klassningen, men är utförd med en metodik som är mer anpassad till det relativt omfattande bakgrundsmaterialet.

8.1.1 Föroreningsmängder och farlighet

Ursprung till föroreningarna

Nötöfjärden har under en lång period varit recipient för utsläpp från Emsfors bruk. Utsläppen har framförallt omfattat sulfittlut och fiberhaltigt sköljvatten. Typiska föroreningar är tungmetaller från vedråvaran, t.ex. zink och koppar, kvicksilver som använts för slembekämpning samt svavel. Koppar kan även ha ingått i medel som använts för slembekämpning. I samband med syraframställningen användes blyklädda kärl och rör. Till Nötöfjärden har också sedan början av 1920-talet letts vatten från Emån som innehållit bly, kadmium och kvicksilver med ursprung från industrier längs med Emån. En ytterligare föroreningskälla kan ha varit den rostning av svavelkis som förekom vid bruket under en kortare period i samband med första världskriget. Lokalisering av eventuella upplag för kisaska från denna rostning är inte känd i dagsläget.

Överslagsberäkningar som utförts visar att bidraget från Emån kan förklara det innehåll av kadmium och bly som finns idag i Nötöfjärden där ca 20 – 30 % av det ackumulerade inflödet från Emån återfinns i Nötöfjärden. För koppar bedöms innehållet i Nötöfjärden delvis komma från Emån och delvis från bruket. Däremot är det sannolikt så att innehållet av kvicksilver till huvuddelen består av utsläpp från Emsfors bruk.

Rostningen av svavelkis har sannolikt gett endast ett litet bidrag till Nötöfjärden på grund av att verksamheten förekom under en kort tidsperiod som enligt de uppgifter som finns var innan överledning av processvatten gjordes till Nötöfjärden.

Farlighet

Föroreningarnas farlighet bedöms utifrån hälso- och miljöfarligheten hos de aktuella föroreningarna inom objektet. Ingen hänsyn tas till eventuella samverkans effekter av olika föroreningar. Kviksilver, kadmium och bly klassas som mycket hög farlighet, koppar, kobolt och nickel klassas som hög farlighet, medan zink klassas som måttlig farlighet. Bedömningen följer MIFO-systemets farlighetsklassning (Naturvårdsverket, 1999).

Förorenade sedimentvolym

Reviderade uppskattningar visar att i storleksordningen 290 000 m³ förorenade fibersediment och cirka 65 000 m³ övriga förorenade sediment finns i Nötöfjärden. Enligt MIFO-systemet klassas förorenade volymer >100 000 m³ som mycket stor (Naturvårdsverket, 1999).

Föroreningsmängder

Nötöfjärden beräknas idag innehålla ca 40 kg kvicksilver varav 24 kg finns i fibersediment i den inre delen av fjärden och 11 kg i den södra delen av den inre fjärden utanför de egentliga fiberbankarna. Nötöfjärden uppskattas innehålla ca 60 g metylkvicksilver där huvuddelen finns i den inre fjärden. Även innehållet av övriga tungmetaller är stort ca 200 kg kadmium, 8000 kg koppar, 200 kg kobolt, 2000 kg bly och 6000 kg zink. Enligt MIFO-systemet klassas förekomst av föroreningar med mycket hög farlighet i mer än tiotals kg, föroreningar med hög farlighet i mer än hundratals kg, samt föroreningar med måttlig farlighet i mer än ton, som mycket stor (Naturvårdsverket, 1999). De uppskattade föroreningsmängderna i Nötöfjärden medför klassning som mycket stor föroreningsmängd för dessa ämnen.

8.1.2 Spridningsförutsättningar

Riskerna beror på hur snabbt föroreningar sprids och vilka halter som uppkommer längs spridningsvägarna. Om föroreningsmängder och föroreningshalter är höga kan risker finnas för negativa effekter. För Nötöfjärden där föroreningarna dels finns i form av sediment, dels tillförs genom inflödet från Emmekalvebäcken kan de generella spridningsförutsättningarna bedömas vara mycket stora. Den faktiska spridningen beror dock av hur föroreningarna är bundna till sedimenten, hur snabbt sedimenten bryts ner, i vilken grad sedimenten resuspenderas och återsedimenterar, yttre påverkan av exempelvis båttrafik m.m.

Belastning på Nötöfjärden idag

Nötöfjärden belastas idag av kvicksilver och andra tungmetaller (bly, kadmium, koppar och zink) genom den avledning som sker av vatten från Emån. Mätningarna i Emmekalvebäcken visar inte på något betydande bidrag i dagsläget från det dike med sedimenteringsdammar som använts för att leda processvatten.

Inflödet av kvicksilver från Emån var under år 2004, när regelbundna mätningar gjordes, 70 g per år. Under passagen genom den inre fjärden kom ytterligare ett tillskott på ca 60 gram från fibersedimenten. I den yttre fjärden sker en nettosedimentering som innebär att utsläppet till Östersjön är ca 100 gram per år. Nettotillskottet under passagen av Nötöfjärden är således 30 g per år. Det största haltpåslaget i den inre fjärden skedde under augusti, ca tre gånger större än årsmedelvärdet. Det största utsläppet från den yttre fjärden skedde under juli och var mer än det dubbla årsmedelvärdet. Metylkvicksilver visar ett liknande mönster där inflödet via Emmekalvebäcken är ca 7 g per år, under transport över fiberbankarna ökar transporten till ca 12 g per år, för att åter sjunka till ca 10 g per år ut i Östersjön. Fiberbankarna är således en källa för både kvicksilver och metylkvicksilver, medan den yttre fjärden för närvarande fungerar som en sänka. Detta gäller inte för bly och koppar där transporten ökar under hela passagen genom Nötöfjärden. Transporten av bly ökar från 10 kg/år in i fjärden till 15 kg/år ut och transporten av koppar från 35 kg/år in till närmare 60 kg/år ut ur Nötöfjärden.

8.1.3 Känslighet och skyddsvärde

Känsligheten ger ett mått på risken för exponering av människor för föroreningar i Nötöfjärden idag och i framtiden. Skyddsvärdet ger en bedömning av skyddsvärdet hos de arter eller ekosystem som exponeras för föroreningar i området.

Hälsorisker

Att komma i kontakt med sediment eller vatten från Nötöfjärden innebär ingen hälsorisk. Halterna i vattnet är så låga att det inte heller ur föroreningssynpunkt skulle vara hälsofarligt att dricka det. Riskerna vid förtäring av fisk från Nötöfjärden bedöms också vara små för personer som följer Livsmedelsverket rekommendationer.

Miljön i Nötöfjärden

Nötöfjärden har ett högt skyddsvärde. Den är placerad i klass 2 i Kalmar läns naturvårdsprogram på grund av sitt fågelliv. Fjärden är en rastlokal för sjöfågel och andra fågelarter kan finna föda från insekter som har sitt ursprung i fjärdens sediment. I fjärden finns abborre, gädda och mal. Malen är fridlyst och har stort skyddsvärde. Genom att fisk numera kan vandra mellan fjärden och Östersjön kan den fungera som ett fortplantningsområde för kustfiskar.

Halterna i sediment ligger för de flesta tungmetaller i tillståndsklasserna höga eller mycket höga halter i ytsedimenten, medan halterna i ytvattnet klassas som låga. Riskbedömningen visar att däggdjur och fåglar riskerar att få en exponering för kvicksilver som markant överstiger ”säkra” nivåer om de hämtar huvuddelen av sin föda från Nötöfjärden. Studier av häckning av fåglar kring Nötöfjärden visar att antalet häckningar är bra, men att gruppen vid Nötöfjärden visar sämre resultat när det gäller antalet lyckade häckningar än vid andra lokaler i Oskarshamns kommun (Larsson, 2001). En osäkerhet i riskbedömningen är att mycket få mätningar finns på biologiskt material för olika trofinivåer (växt- och djurplankton, bottenlevande djur, växter, småfisk). Bedömningen av miljörisker för Nötöfjärden bygger därför till stor del på beräknade halter och har endast i begränsad utsträckning kunnat anpassas till de specifika förhållandena där.

Inga beräkningar har gjorts för de övriga tungmetallerna (kadmium, koppar, bly och zink) som finns i Nötöfjärden som även de kan ge en exponering. Dessa metaller har dock normalt en lägre bioackumulering och förväntas därför inte anrikas i näringskedjan på samma sätt som kvicksilver. En påverkan på bottenlevande djur och en utslagning av växt- och bottenfaunasamhället kan leda till en minskad tillgång på föda för fisk och fåglar och därmed innebära negativa miljöeffekter.

I fibersediment är bottenfaunan ofta mer artfattig och endast ett fåtal mycket tåliga arter brukar finnas. Individtätheten kan dock vara relativt hög, sannolikt beroende på att de tåliga sedimentätande arterna har god tillgång till näringsrik föda. I den yttre delen av fjärden är sedimenten mindre påverkade av fibrer och har därmed förutsättningar till ett mer varierat biologiskt liv. Detta innebär att förutsättningarna för biologiska effekter kan skilja sig mellan de olika delarna av Nötöfjärden.

Belastning på Östersjön

Ett tillskott till belastningen av föroreningar i Östersjön erhålls till följd av föroreningssituationen i Nötöfjärden. Undersökningarna visar dock att den ökade belastningen är liten i förhållande till den belastning som sker från Emån.

Risken för plötslig mobilisering av större mängder fibersediment har bedömts vara liten med hänsyn till den begränsade spridning av fiberbankarna som skett till dags dato. Mobiliseringen av fibersediment skulle kunna öka vid höga flöden i Emmekalvebäcken orsakade av en ökad överledning från Emån.

8.1.4 Förändringar i tiden

Under den period utsläpp av sulfittlut och fiberhaltigt vatten skedde till Nötöfjärden var både vattnet och sedimenten i fjärden kraftigt reducerade. Svavelväte bildades och orsakade luktproblem för omgivningen. Efter det att sulfittfabriken lades ned 1975 förbättrades syreförhållandena i vattenmassan, men fibersedimenten fortsätter till största delen att vara reducerade på grund av nedbrytning av organiskt material i fibersedimenten. Fibersedimenten som tidigare delvis stack upp över vattenytan har sjunkit ihop och efter hand har vattendjupet ökat. Den höga syremättnaden i vattenmassan medför att järn och manganoxider kan fällas ut i vattenmassan och sedimentera mot botten. Genom systemet noteras ökande halter av järn i sedimenterande material och i ytsedimenten samt något sjunkande halter i vattenmassan.

Järnhalterna i vattnet ökade markant under sensommaren 2004. Ökningen är mycket lika för alla provtagningsstationer och sammanfaller även med de halter som uppmätts i Emån vid Emsfors som en del i Emåförbundets provtagningar (SLU, 2011). Förändringen i järnhalten är således även en effekt av yttre påverkan på systemet och inte bara beroende av sedimentprocesser i Nötöfjärden.

En viktig fråga för att bedöma den fortsatta utvecklingen av föroreningsituationen är hur halterna i ytsedimenten utvecklas med tiden. Sedimentprofilerna i inre fjärden visar på en ökad halt av många tungmetaller mot ytan. Detta har tolkats som att en nedbrytning sker av fibersedimenten från sedimentytan och att vissa tungmetaller ånyo binds till kvarvarande organiska faser eller fälls ut som svårslösliga metallsulfider som gör att de stannar kvar i sedimenten även sen en stor del av det organiska materialet brutits ned. Att det inte sker någon lika tydlig generell haltökning för kvicksilver i sedimentytan kan tolkas som att kvicksilver i stor utsträckning är bundet till det organiska materialet men frigörs när detta bryts ned. En möjlig orsak till att kvicksilvret inte uppvisar samma distinkta anrikning i sedimentytan som andra tungmetaller skulle kunna vara att komplexbildning sker mellan kvicksilver och sulfidjoner i bottenvattnet. Vid sulfidöverskott bildas lösliga komplex som kan föras upp i vattenmassan. Övriga metaller bildar under dessa betingelser svårslösliga sulfidfällningar. Denna process förklarar dock inte på ett övertygande sätt beteendet hos koppar och nickel. En möjlig förklaring kan vara att dessa båda metaller kan bilda starka komplex med organiska ämnen lösta i vattnet. Vissa ämnen som bildas vid nedbrytning av organiskt material kan utgöra sådana komplexbildare.

8.1.5 Förslag på riskklassning

Riskklassning innebär en samlad bedömning av de risker för människors hälsa och miljön som de förorenade sedimenten i Nötöfjärden medför i dag och i framtiden. Riskklassningen bygger på en sammanvägning av föroreningarnas farlighet, föroreningsnivån i form av halter och mängder, spridningsförutsättningar, samt känslighet och skyddsvärde.

I tidigare utredning har Nötöfjärden av Länsstyrelsen klassats som Klass 1, mycket stor risk. Den nu genomförda utredningen visar att det inte finns anledning att förändra den tidigare riskklassning varför den kvarstår som Klass 1, mycket stor risk

Motiven för riskklassningen av Nötöfjärden är främst:

- Förekommande föroreningar har mycket hög (Hg, Cd, Pb) eller hög farlighet (Cu, Co, Ni).

- Föroreningarna förekommer i halter som klassas som mycket hög eller hög enligt Naturvårdsverkets tillståndsklassning.
- Halter i ytsedimenten visar en ökande halt mot ytan, främst för Pb, Cd, Co och Zn. Detta har tolkats som att pågående nedbrytning leder till en gradvis ökad exponering av föroreningar som tidigare varit inbäddade i sedimenten. En möjlig konsekvens av detta är att föroreningshalterna i ytsedimenten kan fortsätta att stiga under överskådlig tid.
- Förekomsten av fiber i sedimenten utgör en mycket stor källa för organiskt kol. Uppskattningar av nedbrytningshastigheten visar att fiberbankarna kan förväntas bestå under mycket lång tid. Någon naturlig återhämtning kan därför inte förväntas under överskådlig tid.
- Den nedbrytning av fibermaterialet skapar förhållanden som gynnar bildning av metylerat kvicksilver som är den giftigaste formen av kvicksilver. Kviksilveret tycks även mobiliseras då fibermaterialet bryts ner, vilket ökar spridningen.
- Spridningsförutsättningarna för föroreningar i sedimenten bedöms som mycket stora, vilket visas av en massbalans för kvicksilver där den inre delen av Nötöfjärden ger en ökning av nettobelastning på cirka 60 g/år, medan den yttre delen av fjärden har en mer naturlig funktion som kvicksilverfälla och reducerar nettobelastningen till Östersjön till cirka 30 g/år.
- Den uppgrundning av framförallt den inre delen av Nötöfjärden som skett till följd av fiberbankarna medför att risken för spridning av större mängder förorenade sediment genom uppgrumling i samband med stormtillfällen är stor. I en kartering av översvämningsrisker längs Emån har Räddningsverket även konstaterat att överströmning sker från Emån via Emmekalvebäcken till Nötöfjärden vid extrema högvattenflöden (Räddningsverket, 2003).
- Volymen förorenade sediment och de uppskattade föroreningsmängderna är mycket stora.
- Fjärden har höga naturvärden, bland annat som fågelokal och föryngringsområde för fisk.

8.2 Bedömning av saneringsbehov och erforderlig riskreduktion

8.2.1 Utgångspunkt

Baserat på förekommande föroreningsmängder och halter i relation till framtagna platsspecifika riktvärden, risk för exponering och spridning m.m. har en bedömning gjorts av åtgärdsbehovet och behovet av riskreduktion i förhållande till de övergripande åtgärds målen. Viktiga frågeställningar är:

- Vilka exponeringsvägar bör elimineras för att reducera riskerna?
- Hur mycket måste spridningen till omgivningen reduceras?
- Sker förändringar i den biogeokemiska miljön som påverkar förutsättningarna för metylering?
- Hur omfattande åtgärd krävs inom området för att resterande halter efter åtgärd inte ska leda till oacceptabla hälso- eller miljörisker?
- Hur stor kvarvarande föroreningsmängd kan accepteras?

Utöver detta kan omfattningen av åtgärden även påverkas av om det finns risk för att akuta effekter uppstår vid eventuell förändrad användning av området. En bedömning görs även av tidsaspekten, dvs. hur snabbt eventuella åtgärder måste vidtas.

I bedömningen av åtgärdsbehov beaktas även nationella och regionala miljömål för prioriterade föroreningar eller utpekade områden samt risken för ackumulering av föroreningar i olika recipienter.

8.2.2 Behov av riskreduktion

De risker som identifierats med föroreningen i Nötöfjärden gäller framför allt effekter på det akvatiska livet i fjärden samt på fåglar och däggdjur som hämtar en stor del av sin föda från fjärden. För människor är riskerna med kontakt med förorenade sediment och förorenat vatten mycket låga. En person som äter mycket fisk från Nötöfjärden riskerar dock att få en exponering som kan medföra hälsoeffekter. Nötöfjärdens belastning på Östersjön är låg, men kan ha en påverkan på närområdet kring fjärdens utlopp.

De undersökningar som genomförts visar att det pågår ett läckage från fiberbanken och en långsam spridning av förorening från fjärdens inre delar till de yttre delarna. Detta innebär att större ytor kan bli förorenade och därmed också orsaka en större påverkan på det akvatiska livet. Prognosen är att situationen sannolikt inte kommer att förbättras under överskådlig tid. Den pågående nedbrytningen av fibrer skapar en biogeokemisk miljö som ger goda förutsättningar för metylering. Nedbrytningen av fibrer kommer att leda till förhöjda halter i ytsedimenten av metaller såsom kadmium, bly och zink, vilket kan medföra risker för sedimentlevande organismer.

Nedbrytningen av fibersedimenten kommer att leda till gradvis ökat vattendjup, vilket kan leda till lägre temperaturer i bottenvattnet. Men inom överskådlig tid kommer höga vattentemperaturer och en växling mellan oxiderande och reducerande förhållanden att förekomma i bottenvattnet, vilket medför att risk för metylering kvarstår. Andra långsiktiga förändringarna som klimatförändringar med längre perioder med längre varmare somrar, mer nederbörd och kraftigare stormar kan ytterligare förvärra situationen.

Sjöar och kustområden med kvicksilverförorening är allmänt förekommande i Sverige. Kvicksilverförorenade fiberbankar förekommer på flera platser i Sverige. En speciell förutsättning för Nötöfjärden är att kvicksilver finns i kombination med höga halter av andra tungmetaller, vilket kan innebära ökade risker.

Dessa faktorer sammantaget gör att vi bedömer att det finns ett behov av att genomföra åtgärder. Målet för dessa åtgärder är att minska exponeringen av växt- och djurliv i fjärden, minska förutsättningar för kvicksilvermetylering och därmed anrikningen i näringsväven samt även minska spridningen till de yttre delarna av fjärden.

8.2.3 Omfattning av åtgärder

De mätningar som gjorts indikerar att föroreningen är ojämnt fördelad i fiberbankarna. Höga halter kan förekomma både ytligt och längre ned. Detta innebär att det är svårt att avgränsa områden som måste åtgärdas. För kvicksilver är det heller inte enbart halten som är styrande för risken utan också förekomsten av lätt nedbrytbart organiskt material i form av fibersediment. Detta innebär att det troligen krävs mycket omfattande åtgärder för att avsevärt minska föroreningsmängden och för att kraftigt reducera riskerna.

Behovet av åtgärder bedöms inte vara akut, men den långsamma spridningen mot de yttre delarna av fjärden kan medföra att en eventuell åtgärd med tiden kommer att bli svårare att genomföra.

De osäkerheter som finns i bedömningen av riskerna gör att nivån på åtgärdsbehovet är svår att fastställa. Detta gäller framförallt i bedömningen av vilka effekter som föroreningen har idag, men även vad prognosen är för framtiden. I följande avsnitt behandlas de osäkerheter som identifierats samt ges förslag på en metodik för kompletterande undersökningar för att höja säkerheten i bedömningen.

Eftersom information saknas om hur föroreningarna tas upp av biota i sjön bedöms det inte relevant att ta fram några plats specifika riktvärden för sediment för att bedöma miljöeffekter. Tillsviare föreslår vi därför att de generella bedömningsgrunder som diskuteras i avsnitt 7.10.1 används.

8.3 Osäkerheter i bedömning av risk och åtgärdsbehov

För riskbedömningen av nuläget finns osäkerheter i exponeringsanalysen vad gäller föroreningshalter i den yttre delen av fjärden. Där finns endast ett fåtal analyser av sediment och halter i ytsediment saknas för andra föroreningar än kvicksilver. Det finns också osäkerheter i föroreningens biotillgänglighet (framförallt för andra metaller än kvicksilver). Mycket få analyser finns av halter i biota både i den inre delen och i den yttre delen av fjärden. Detta försvårar möjligheten att bedöma exponeringen av arter längre upp i näringskedjan. Det saknas också studier av effekter på biologiskt liv vilket innebär osäkerheter i effektanalysen som istället måste baseras på generella data och antaganden. Det finns också osäkerheter i underlaget för att göra en generell effektanalys, dvs. vilka effekter som föroreningarna orsakar på växter och djur.

Bedömningen av de framtida riskerna är osäker främst beroende på de osäkerheter som finns i hur halterna i ytsedimenten kommer att förändras med tiden, både i fiberbanken, de södra delarna av inre fjärden och i den yttre fjärden. De omfattande undersökningarna i den inre fjärden pekar mot en ökning av halterna i ytsedimenten av kvicksilver, men framförallt av andra metaller. De provpunkter som finns i den södra delen av den inre fjärden visar att en ökning också sker där. Vad gäller yttre fjärden är förhållandena mer osäkra eftersom antalet provpunkter är litet och att analyser saknas av övriga tungmetaller i ytsedimenten. Underlaget för att bedöma transporten från de inre till de yttre delarna av fjärden skulle även behöva kompletteras. Detta innebär framförallt osäkerheter i bedömningen av prognosen för den yttre fjärden.

När det gäller tillskottet av föroreningar till Nötöfjärden är bidraget från Emån relativt väl känt. Däremot finns vissa osäkerheter vad gäller bidraget från de deponier som finns i anslutning till sulfidfabriken i Emsfors och då framförallt det upplag som finns av fibersediment i Gatkärret. I dagsläget bedöms bidraget vara litet, men potentialen för framtida utsläpp är inte undersökt.

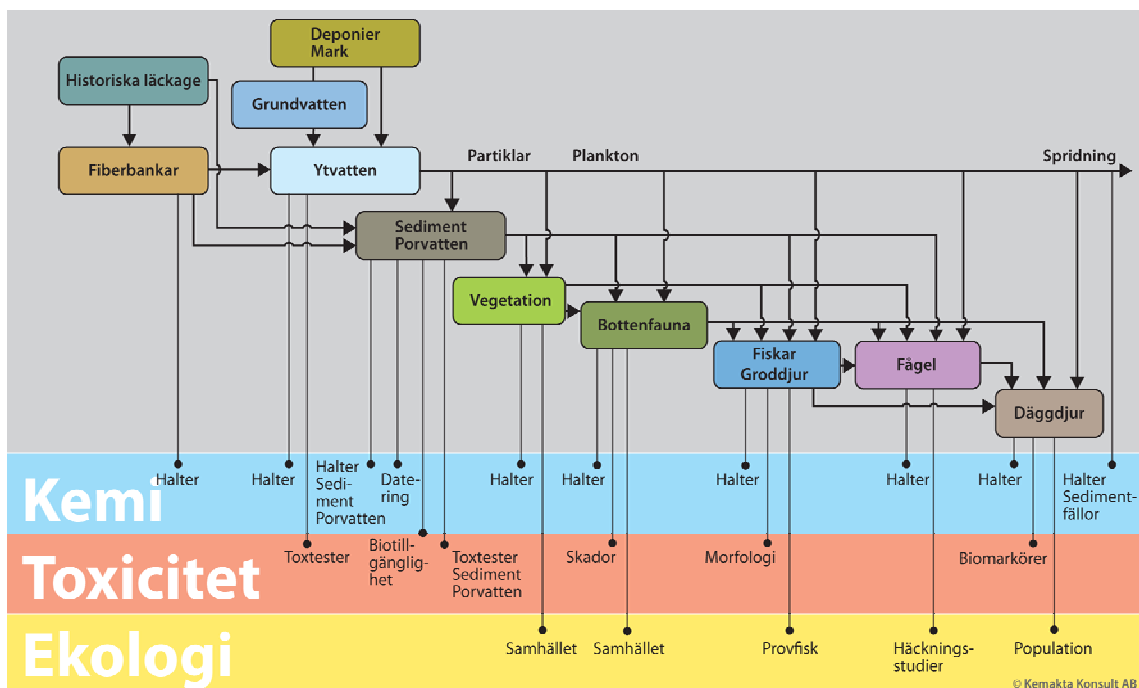
8.4 Förslag till kompletterande undersökningar

I alla miljöriskbedömningar förekommer osäkerheter eftersom det är svårt att kartlägga alla processer och interaktioner som kan vara betydelsefulla i ett ekosystem. Ofta förekommer också flera olika föroreningar som ger en kombinerad effekt. För att minska osäkerheten försöker man basera sina slutsatser på flera oberoende undersökningsmetoder. En vanlig använd metod för att göra detta är den så kallade TRIAD-metoden

(Long och Chapman, 1985) som bland annat föreslagits av Sternbeck m.fl. (2008) och Gilek m.fl. (2009). TRIAD-metoden utgår från tre olika typer av undersökningar:

- Kemisk karakterisering av föroreningsituationen
- Ekotoxikologiska undersökningar
- Ekologiska undersökningar

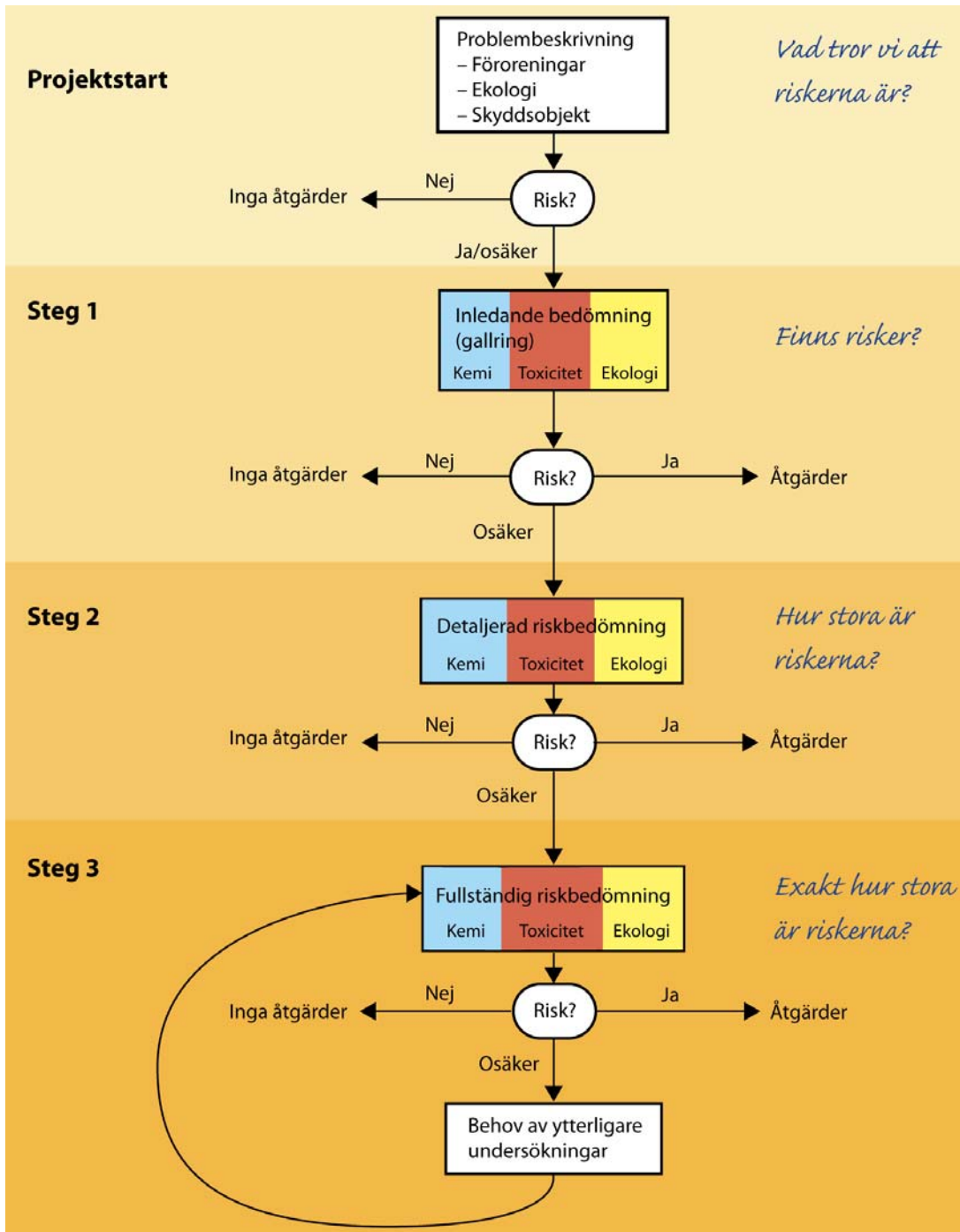
De olika undersökningarna läggs upp på ett sådant sätt att man får ett strukturerat underlag för riskkarakteriseringen. I figur 8.1 redovisas exempel på vilka typer av undersökningar som kan ingå i de olika typerna av undersökningar.



Figur 8.1 En översikt av undersökningsmetoder som kan tillämpas i olika delar av en utredning.

Vilka undersökningar som genomförs beror på vilka föroreningar som förekommer, möjliga spridningsvägar och skyddsobjekt, men även på vilka frågeställningar som man önskar besvara. Eftersom många av undersökningarna är kostsamma så rekommenderas ett stegvis förfarande där undersökningar görs till en nivå som ger ett tillräckligt säkert underlag för att bedöma riskerna och åtgärdsbehovet, se figur 8.2.

En utredning av möjligheten att genomföra ekotoxikologiska undersökningar med denna metod har nyligen tagit fram för länsstyrelsen i Jämtlands län (Jones, m.fl., 2011). Den framtagna metoden kan även tillämpas på Nötöfjärden. I tabell 8.1 redovisas ett förslag till vilka undersökningar som skulle kunna vara aktuella att genomföra i Nötöfjärden.



Figur 8.2 Exempel på ett stegvis förfarande i bedömning av miljörisker (Gilek m.fl., 2009)

Tabell 8-1 Förslag till undersökningar, Nötöfjärden

	Steg 1	Steg 2
Kemiska undersökningar		
Källor	Kartläggning av tänkbara föroreningskällor längs Emmekalvebäckens lopp	Undersökning av metylering i Emmekalvebäcken
Sediment	Sediment (främst ytliga) i yttre Nötöfjärden. Analys av THg, MeHg och andra metaller i vassruggar längs Nötöfjärdens stränder.	Kompletterande analys av sedimentproppar. Sedimentdatering Analys av porvatten Biotillgänglighet av andra metaller än kvicksilver.
Vatten	Kompletterande provtagning och analys av filtrerade/ofiltrerade prov	Passivprovtagning av ytvatten
Biota	Bottenfauna Fisk, muskel och lever; abborre 15 cm Fisk, muskel, större fisk	Vegetation Fåglar
Biologiska undersökningar		
	Åldersbestämning och morfometri, samlingsprov, fisk Provfiske Bottenfaunaundersökning	Fågelinventering och undersökningar av kläcknings- och häckningsförmåga
Toxicitetsundersökningar		
	Mundelsskador, Chironomider	Toxicitetstester av sediment med sedimentlevande evertebrater Toxicitetstester med fiskembryo Kiselalger

9 Referenser

- Ahlfors M och Andersson A-S (1985): Kvicksilverläckage från fiberbank – upptag i vattenmossa. Examensarbete 1985:18. Högskolan i Kalmar.
- Artdatabanken (2010): Rapportsystem för fåglar – Svalan, www.artportalen.se.
- Berglund Å, Klaminder J och Nyholm E (2009): Effects of reduced lead deposition on Pied Flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) nestlings: Tracing exposure routes using stable lead isotopes, *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, pp 208-213.
- Borger T. (2011): Länsstyrelsen i Kalmar, personlig kommunikation.
- CCME (2010): Canadian Sediment Quality Guidelines, CEQG online, www.ceqg-rcqe.ccme.ca/ (december 2010).
- Drott A., Lambertsson L., Björn E. och Skjällberg, U. (2007): Importance of Dissolved Neutral Mercury Sulfides for Methyl Mercury Production in Contaminated Sediments. *Environment Science & Technology* Vol 41: pp 2270-2276.
- Drott A., Lambertsson L., Björn E. och Skjällberg, U. (2008): Do Potential Methylation Rates Reflect Accumulated Methyl Mercury in Contaminated Sediments? *Environment Science & Technology* Vol 42: pp 153-158.
- EU (2008): Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG.
- Freyschuss S, von Post H (1976): Undersökning av cellulosafibers utbredning, halt av kvicksilver och torrsbstanshalt i Nötöfjärden (Kyrkfjärden) , Påskallavik, IVL,
- Gilek M., Jones C., Allard A-S., Gunnarsson J, Lenoir, L, Persson, T., Taylor, A. och Yesilova, H. (2009): Metodik för miljöriskbedömning av förorenade områden. Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar sanering, Rapport 5928.
- Göransson, C., Hellman, K., Johanson, C.-E., Löfroth, M., Månsson, M. & Ots, T. (1983): Inventering av Sveriges våtmarker (VMI). Metod för våtmarksinventering. Naturvårdsverket, Rapport SNV pm 1680, Solna.
- Hultgren P. (2000): Marinekologisk miljöundersökning av Nötöfjärden, Oskarshamn kommun, Göteborgs universitet, Institutionen för geovetenskaper, Avdelningen för marin geologi, Geovetarcentrum, B227 Projektarbete Göteborg 2000. ISSN 1400-3821.
- Höglund, L. O., Södergren Riggare S., Pettersson M. och Jonsson K. (2008): Funktions- och scenarioanalys - en metod att analysera risker i ett långtidsperspektiv, Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar sanering, Rapport 5814.
- IVL (2008): Bedömning av miljögiftspåverkan i vattenmiljö. Samordnad metodutveckling. Rapport B891. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Jones C, Ericsson U och Yesilova H (2011): Utredningar inför ekotoxikologiska undersökningar i akvatisk miljö vid fem förorenade områden i Jämtlands län, Kemakta Rapport 2011-01.
- Jones C. och Höglund L. O. (2002): Utvärdering av nollalternativet avseende Svartsjöarna, Hultsfreds kommun.

- K-konsult, Rydell B. och Johansson T. (1977): PM beträffande geoteknisk undersökning inom Nötöfjärden i Påskallavik tätort, Oskarshamns kommun, Kalmar län. 1977-03-11.
- Larsson T (2001): Holkhäckande fåglar kring Kyrkfjärden 2001.
- Long E R och Chapman P M (1985): A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. Marine Pollution Bulletin 16, 405-415.
- Myrica (2003): Ekolodsundersökningar av Nötöfjärden, Oskarshamns kommun, Kalmar län, Anders Svahnberg, Myrica AB, Värnamo.
- Naturvårdsplan för Kalmar län (1997): Länsstyrelsen i Kalmar län.
- Naturvårdsverket (1999): Metodik för inventering av förorenade områden, NV Rapport 4918.
- Naturvårdsverket (2000): Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag, NV Rapport 4913.
- Naturvårdsverket (2008): Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. NV Rapport 5799.
- Naturvårdsverket (2009): Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning, NV Rapport 5976.
- Oskarshamns kommun (2000): Förslag till översiktsplan, Stadsbyggnadskontoret.
- Oskarshamns kommun (1981): Kvicksilveranalyser i abborre och gädda i Nötöfjärden.
- Oskarshamns kommun (1988): Kvicksilveranalyser i abborre och gädda i Nötöfjärden.
- Oskarshamns kulturnämnds skrift "Där papper formas" (1985).
- Pyyny P. Elander P. och Holmström H. (2000): Kyrkfjärden, förstudie, Länsstyrelsen i Kalmar län, 2000-12-13.
- Ramström C. och Holmström H. (2005): Mobilisering och immobilisering av bly och kadmium i sjösediment. Jämförelse av bly och kadmiums geokemi i Tjurbosjön och Grönskogssjön. Projekt Gladhammars gruvor, delrapport 2004:16, Västerviks kommun.
- Regnell O., Aleljung A. och Falk H. (2007): En helårsstudie (2003-2004) av kvicksilvrets fördelning, speciering och flöden i Nötöfjärden. 2007-03-14.
- Regnéll O., Hovsenius G., Höglund L. O., Meili M., Skyllberg U., Munthe J. och Lindgren M. (2008): Kvicksilver och fibersediment Spridning, omvandling och miljörisker – Underlag för riskbedömning och åtgärdsstrategier, Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar sanering, Opublicerat material.
- Regnell O. (2011): Personlig kommunikation 2011-02-01.
- Renberg I., Bindler R., Bradshaw E., Emteryd O., Englund J. och Leavitt P. (2003): Paleolimnologiska undersökningar i Vättern och Vänern. Vänerns vattenvårdsförbund, Rapport nr 26, 2003, ISSN 1403-6134; Vätternvårdsförbundet, Rapport nr 75, 2003; ISSN 1102-3791 Naturvårdsverket, 2003.
- RIVM (2001): Ecotoxicological serious risk concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposal for first series of compounds. (Verbruggen EMJ,

Posthumus R and van Wezel AP). Bilthoven, the Netherlands: National Institute for Public Health and the Environment. RIVM report no. 711701020.

Räddningsverket (2003): Översiktlig översvämningskartering längs Emån – sträckan från sjön Grumlan till Östersjön samt biflödet Silverån från Silverdalen. Rapport 37, 2003-01-30.

SERAFM (2006): Development of an Ecological Risk Assessment Methodology for Assessing Wildlife Exposure Risk Associated with Mercury-Contaminated Sediments in Lake and River Systems. Part 1: Essential Data Requirements. Part 2: SERAFM -- Spreadsheet-based Ecological Risk Assessment for the Fate of Mercury (A Screening-level Model), US EPA, Report prepared by Knightes C. and Ambrose R.B.Jr., EPA Report April 2006.

SFT (2007): Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter, Rapport TA-2229/2007, Statens Forurensningstilsyn.

Skogsstyrelsen (2011): Skogens pärlor – kartdatabas över värdefulla skogsmiljöer, <http://minasidor.skogsstyrelsen.se/skogensparlor/>.

Skyllberg, U., Drott A., Lambertsson L. och Björn E. (2006): Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment, Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar sanering, Rapport 5629.

SLU (2011): www.slu.se/sv/miljoanalys/statistik-och-miljodata/miljodata

Sternbeck J, Aquilonius K, Josefsson K, Marelius F, Petsonk A och Elander P (2008): Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment, Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar sanering, Rapport 5886.

Svensson A. (2011a): Mätdata för Silverån vid Nedsjön, Länsstyrelsen i Kalmar, personlig kommunikation.

Svensson A. (2011b): Mätdata för Pauliströmsån och Svartsjöarna, Länsstyrelsen i Kalmar, personlig kommunikation.

Thorn S. och Arnemo R. (1972): Fältprotokoll från provtagning i Nötöfjärden 1972-09-08 utförd av Emsfors bruk och Länsstyrelsen i Kalmar.

USEPA (2006): Development of an ecological risk assessment methodology for assessing wildlife exposure risk associated with mercury contaminated sediments in lake and river systems. EPA Report.

VISS (2011): VattenInformationSystem Sverige, www.viss.lst.se

Von Post H (1978): Undersökning av lukt- och vattenemissioner i Kyrkfjärden, IVL.