

Brunnsviken

Underlag för lokalt åtgärdsprogram – Sedimentprovtagning

Oktober 2016



Dokumentnamn: PM_sedimentprovtagning_Utkast20161019.docx	Antal sidor: 42
Upprättat av: Tomas Hjorth, Katrin Holmström, Per Björinger	Datum: 2016-10-20 11:19:00
Framställt av: NIRAS Sweden AB för Stockholms Miljöförvaltning	Rev. Datum: 2017-01-10
Projektnr: 5000744	Status: Slurapport

NIRAS Sweden AB

Org.nr: 556175-6197

Telefon: +46 (0) 8 503 844 00

Fax: +46 (0)8 545 533 33

Besöksadress

Fleminggatan 14, 9tr

112 26 Stockholm

Postadress

Box 70375

107 24 Stockholm

Bidragande till rapportens framtagande:

Tomas Hjorth (Uppdragsledare/expert/handläggare/fältpersonal)

08-545 545 533 05

tomas.hjorth@niras.se

Clara Neuschütz (Fältpersonal/expert)

Sanna Börjesson (Fältpersonal/handläggare)

Åsa Säfvenfelt (Fältpersonal/handläggare)

Jelena Mocevic (Fältpersonal/handläggare)

Marko Filipovic (Fältpersonal)

Johan Edvinsson (Fältpersonal)

Ulf Långström (Expert side-scan sonar, Deepvision)

Katrin Holmström (Handläggare)

Per Björinger (Kvalitetsgranskare)

Projektnr: 5000744

Kvalitets- och miljöarbete inom NIRAS SWEDEN AB:

NIRAS Sweden AB:s verksamhet har ett ledningssystem som är uppbyggt enligt principerna i kvalitetssystemet SS-EN ISO 9001:2015 och miljösystemet SS-EN ISO 14001:2015. Ledningssystemet tar också i beaktning standarderna ISO 10006:2003, PMBOK Guide och NCB. NIRAS har etablerat en helt elektronisk version av sitt ledningssystem, kallat Portalen (företagets intranät) som innehåller instruktioner, rutiner och mallar som effektiviserar, systematiserar samt kvalitets- och miljösäkrar det dagliga arbetet. Revisioner av systemet sker genom interna granskningar av uppdrag. Detta för att säkerställa att systemet uppfyller sin funktion så att kvalitet i arbetssätt samt leveranser motsvarar kundens ställda krav.

Framsida: Vy över Brunnsviken fotograferad vid ballongfärd (någon gång mellan 1909-1911). Källa: Stockholms Stadsmuseum.

INNEHÅLL

SAMMANFATTNING.....	4
1. BAKGRUND	5
1.1. Syfte 5	
2. INTRODUKTION.....	5
2.1. Sediment som informationskälla.....	5
2.2. Förutsättningar i Brunnsviken	6
3. GENOMFÖRANDE	10
3.1. Inledande screening av bottenstrukturer	10
3.2. Sedimentprovtagning.....	10
3.2.1. Del 1.....	10
3.2.2. Del 2.....	13
3.2.3. Del 3.....	14
3.2.4. Provhantering.....	14
3.2.5. Provuttag 1 samt inledande analys av fast fas	15
3.2.6. Provuttag 2 samt utökad analys	15
3.2.7. Provuttag 3.....	16
4. RESULTAT OCH DISKUSSION	17
4.1. Bottenstrukturer och objekt.....	17
4.2. Grundläggande karakterisering av sedimenten	18
4.2.1. Torrsubstans, TOC och proxys till minerogent material	19
4.2.2. Miljökarakteriserande element	23
4.2.3. Sammanfattning miljökaraktäriserande element	26
4.3. Miljöstörande ämnen	27
4.3.1. Förhållande till bedömningsgrunder samt miljökvalitetsnormer.....	27
4.3.2. Datering – Åldersuppskattning samt uppskattning av massackumulation ..	30
4.3.3. Trender	32
4.3.4. Uppskattning av Recent belastning samt förbättringsbehov.....	39
5. SLUTSATSER.....	41
6. REFERENSER.....	42

Bilaga 1: Resultat från side-scan sonar

Bilaga 2: Grafer med trender för enskilda ämnen

SAMMANFATTNING

Miljöförvaltningen i Stockholm har fått medel till att göra en sedimentundersökning av miljögifter i Brunnsviken som ett underlag till framtagande av ett lokalt åtgärdsprogram. NIRAS fick i uppdrag att utforma och genomföra undersökningen.

Undersökningen syftade till att genom sedimentprovtagning i ett antal provpunkter erhålla en representativ bild av utbredning och trender av miljöföroreningar i sedimenten i Brunnsviken, vilket möjliggör utvärdering av föroreningskällor och jämförelse mot bedömningsgrunder och miljökvalitetsnormer.

Uppmätta halter av miljöstörande ämnen i ytsediment redovisas jämfört med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sediment, samt i jämförelse med miljökvalitetsnorm där sådan finns. Jämförelsen visar att organiska miljögifter i Brunnsvikens sediment förekommer i höga halter över hela Brunnsviken. Halten antracen och tribytyltenn (TBT) överskrider också miljökvalitetsnormen i alla punkter, varav TBT kraftigt. Halterna av metaller i ytsedimenten förekommer i måttliga till höga halter. Undantaget är arsenik och kobolt som endast uppmättes i låga halter i alla punkter. Kadmium och bly överskrider uppsatt miljökvalitetsnorm för sediment i alla punkter.

Halter av miljöstörande ämnen i djupare sedimentlager redovisas som trender för varje ämne och punkt, relaterat till sedimentens uppskattade ålder. Trenderna visar för de flesta miljöstörande ämne visar en topp runt 1970 för att sedan avklinga mot nuvarande halter. Silver och i viss mån tenn uppvisar dock ökning även under senare år.

Utifrån uppskattad kronologi i sedimenten har ackumulationshastigheten i de olika provtagna punkterna beräknats. Utifrån denna ackumulationshastighet, samt halterna i ytsediment har vidare massackumulation och belastning av respektive ämne beräknats. Med ledning av Vattenmyndighetens uppsatta miljökvalitetsnormer för sediment har förbättringsbehov för Brunnsviken beräknats för de ämnen som omfattas av sådan norm.

1. BAKGRUND

Genom implementeringen av vattendirektivet i miljöbalken har kommunerna fått en nyckelroll i att genomföra och driva på arbetet med att nå miljökvalitetsnormerna för vatten. Nuvarande åtgärdsprogram för varje vattendistrikt redovisar, på en översiktlig nivå, vad kommuner och myndigheter behöver göra för att distriktens vatten ska uppnå normerna. Inför nästa förvaltningscykel (2016-2021) utarbetar länsstyrelserna/vattenmyndigheterna fördjupade beskrivningar av åtgärdsbehov för olika åtgärdsområden, som kommer bestå av flera sammanhängande vattenförekomster. Det är dock först i lokala åtgärdsprogram som vattenarbetet kan konkretiseras på en sådan nivå att operativa åtgärder kan identifieras och kostnader för att nå god vattenstatus kan beräknas.

Miljöförvaltningen i Stockholm, som har en samordnande roll för det kommunövergripande vattenarbetet i Stockholm, har fått medel till att göra en yttäckande sedimentundersökning av miljögifter i Brunnsviken som ett underlag till framtagande av ett lokalt åtgärdsprogram. NIRAS har fått i uppdrag att utforma och genomföra undersökningen.

1.1. Syfte

Undersökningen syftar till att genom sedimentprovtagning i ett antal provpunkter erhålla en representativ bild av utbredning och trender av miljöföroreningar i sedimenten i Brunnsviken, vilket i sin tur möjliggör utvärdering av föroreningskällor och jämförelse mot bedömningsgrunder och miljökvalitetsnormer.

2. INTRODUKTION

2.1. Sediment som informationskälla

Sediment kan under vissa förutsättningar återspegla både den pågående och historiska belastningen av de flesta ämnen som omsatts inom avrinningsområdet till följd av naturliga processer, tex bränder eller landhöjning, likväl till följd av mänskliga aktiviteter. Oavsett vilka ämnen som studeras så är det av största vikt att de sediment man utvärderar inhämtats från utpräglade ackumulationsbottnar.

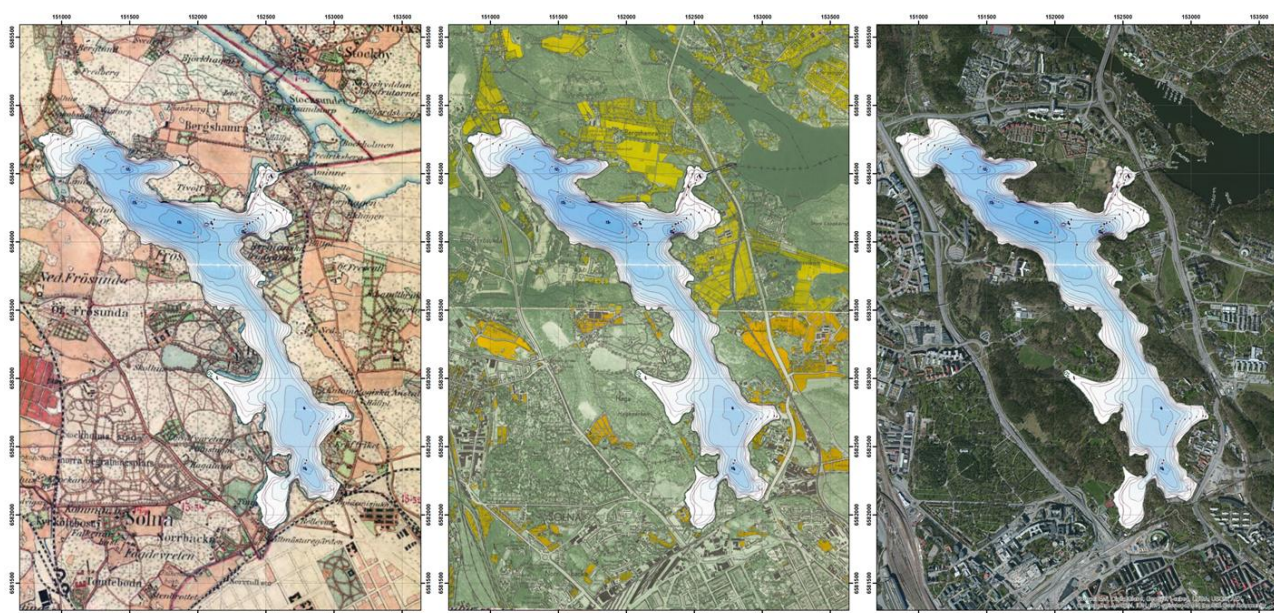
Akkumulationsbottnar karakteriseras av att ytan i området uppvisar liten lutning, är väl avgränsad, samt att bottenvattnet uppvisar låga strömhastigheter. Inom ett sådant område finns goda förutsättningar att det material som sedimenterar (dvs avsätts på botten) vid en tidpunkt ligger kvar och med tiden överlagras av yngre material. De lager som är längst ned i kärnan är äldst, och sedimentytan motsvarar det som avsatts i nutid.

Övriga bottenytter utgörs av transport- eller erosionsbottenar och dessa karakteriseras som namnen antyder antingen av att sedimenterat material tidvis transporteras över bottenytan eller att botten eroderas till följd av ytans lutning eller bottenströmmar. Prover tagna i denna typ av bottenar är betydligt osäkrare att knyta till specifika händelser, och tolkningen blir svårare då gränsen mellan ackumulations-, transport- och erosionsbottenar ofta är diffus och kan förändras över tiden.

I sjöar utan större in- och utlopp brukar ackumulationsområden omgärdas av transportbottenar och den strandnära zonen domineras av erosionsbottenar, vanligtvis beroende på att vågverkan är större i grundare områden samt den aktuella lutningen i området.

2.2. Förutsättningar i Brunnsviken

Brunnsvikens geografiska läge nära centrala Stockholm innebär att vattenområdet har påverkats av mänskliga aktivitet under flera hundra år. Ett tydligt exempel på detta är hur markanvändningen i Brunnsvikens omgivning förändrats över tiden, se figur 1. Det är dock framförallt under de senaste ca 75 åren som de miljöstörande ämnena som idag omfattas av gällande miljökvalitetsnormer och bedömningsgrunder kan ha släppts ut i nämnvärd omfattning.

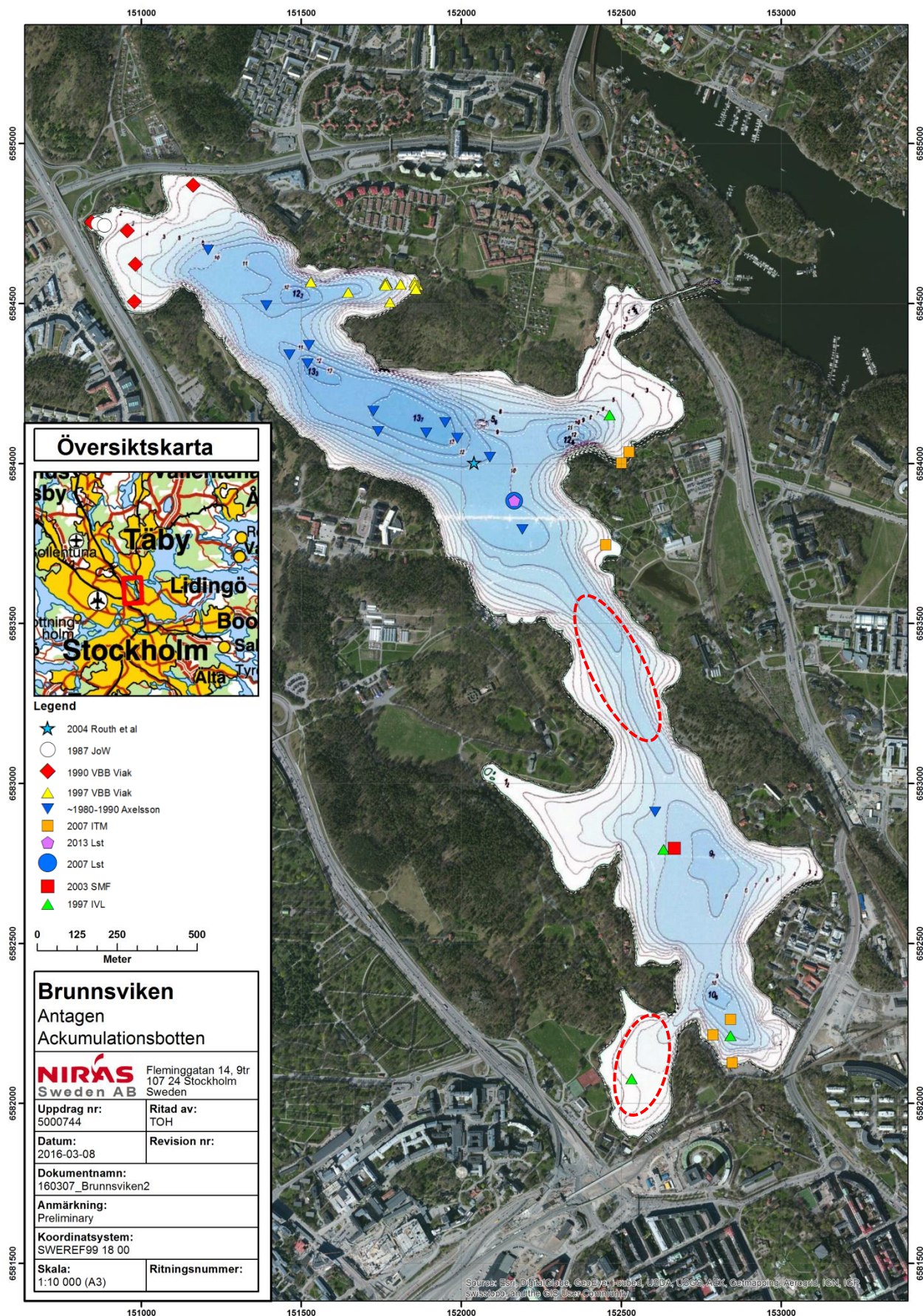


Figur 1 – Markanvändningen runtom Brunnsviken under det senaste århundradet. Till vänster - Brunnsvikens omgivning runt år 1900 (Häradskartan); mitten - runt 1950 (Ekonomiska kartan); till höger - nutid (ortofoto). Djupdata från Myrica (2000).

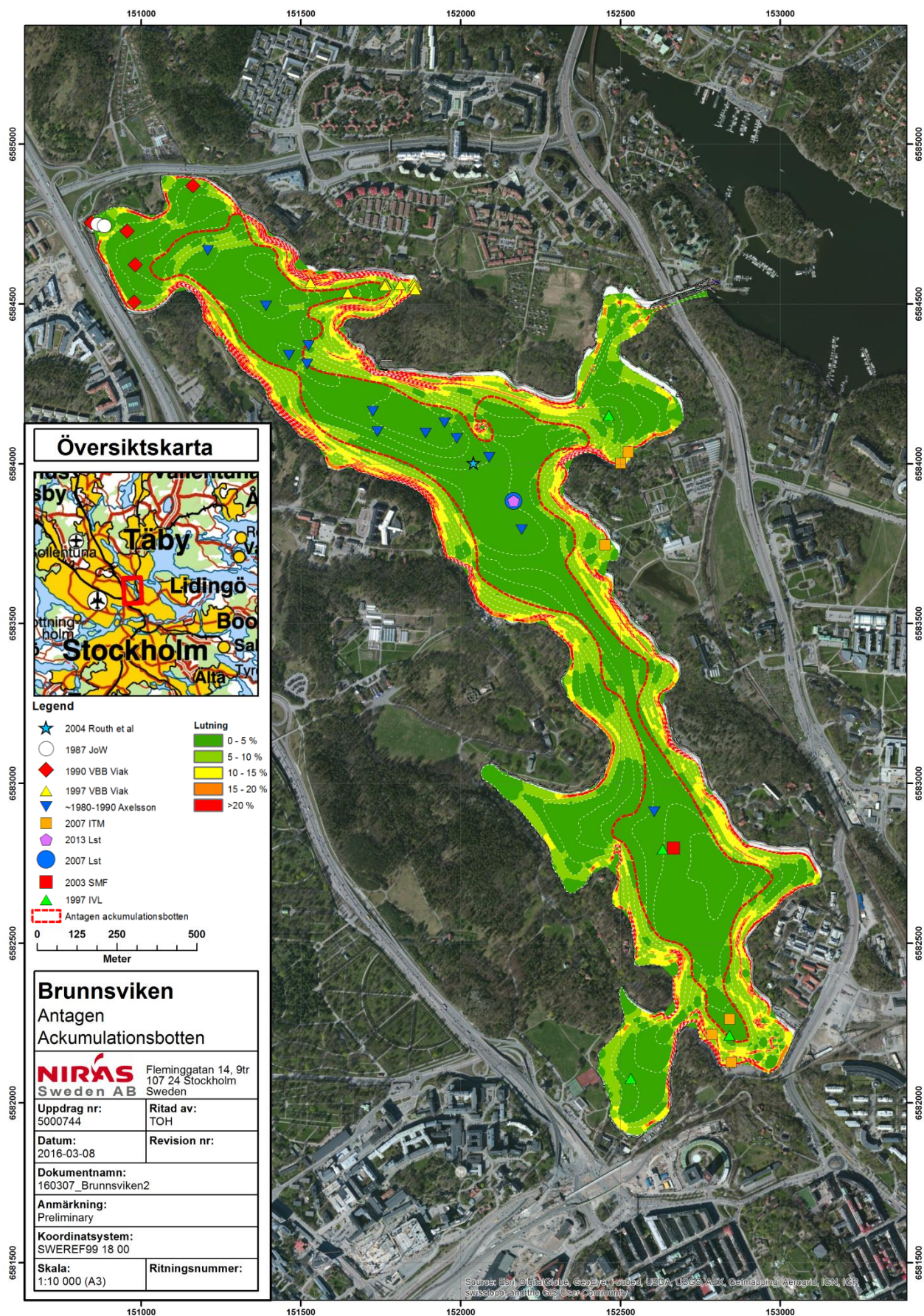
Brunnsvikens sediment har studerats relativt flitigt, både genom offentliga myndigheters försorg, men även inom ramen för forskning och utbildning som bedrivits vid tex Stockholms Universitet (se figur 2).

Utifrån de erfarenheter som dokumenterats framkommer en ganska tydlig bild av att Brunnsviken uppvisar relativt stor variation i fråga om sedimentationshastighet beroende på vilken del av området som studerats. Kärnor från djuphålur i norr och söder (se tex Routh et al, 2004 och provtagningen utförd av IVL 1997) utmed den centrala sänkan uppvisar tex en sedimentationshastighet som lett till att sediment som avsatts vid mitten av 70-talet återfinns ca 10-15 cm ned i sedimenten, medan kärnor från andra delar antyder en betydligt högre sedimentationshastighet.

Vid utvärdering av positionen där tidigare provtagning skett, och då i ljuset av nu framtagna djup- och lutningsmodell, framkommer att många av de provtagningar som hittills genomförts i Brunnsviken skett på ytor som sannolikt bör karakteriseras som transportbottnar, dvs botten där historiska trender riskerar att vara störda eller ej kompletta (se figur 3). Lutningsmodellen är genererad från djupkurvor framtagna från interpolering av djup från enkelstrålande ekolod med positioner från dGPS (Myrica 2000), dvs en form av extrapolering av redan tolkade data vilket inte är optimalt men borde ge en första indikation på rådande lutningsförhållanden. I samma figur har antagna ackumulationsbottnar avgränsats med en röstreckad linje, baserat på att förutsättningar för kontinuerlig ackumulation bör finnas då villkoren > 6 m djup och lutning $< 5^\circ$ uppfylls. Resultat från studier där sediment inhämtats utanför denna avgränsning bör pga. bottenarnas fysiska förutsättningar användas med försiktighet vid bedömning av större ytors status.



Figur 2 - Identifierade tidigare provtagningar. De inringade områdena visar var provtagning skett inom ramen för kurser och forskning på Stockholms Universitet (Institutionen för geologiska vetenskaper).



Figur 3 – I figuren redovisas tidigare provtagningar i förhållande till bottnarnas lutning. Ytan innanför den rödstreckade linjen indikerar bottnar där förutsättningar för kontinuerlig sedimentation sannolikt föreligger (djup > 6 m, lutning <5°).

3. GENOMFÖRANDE

3.1. Inledande screening av bottenstrukturer

Information rörande bottenstrukturer och objekt inhämtades med hjälp av side-scan sonar den 23 november 2015. Fältarbetet utfördes från NIRAS provtagningsbåt HUMLA av Tomas Hjorth (NIRAS) och Ulf Långström (Deepvision). Utrustningen som användes var Deepvisions side-scan sonar DE3468D. Väderleken var mycket gynnsam för mätning med side-scan sonar, ca -5 grader och svag vind.

Efter utfört fältarbete sammanställdes informationen i ett GIS inkluderande position för identifierade objekt/föremål och strukturer.

3.2. Sedimentprovtagning

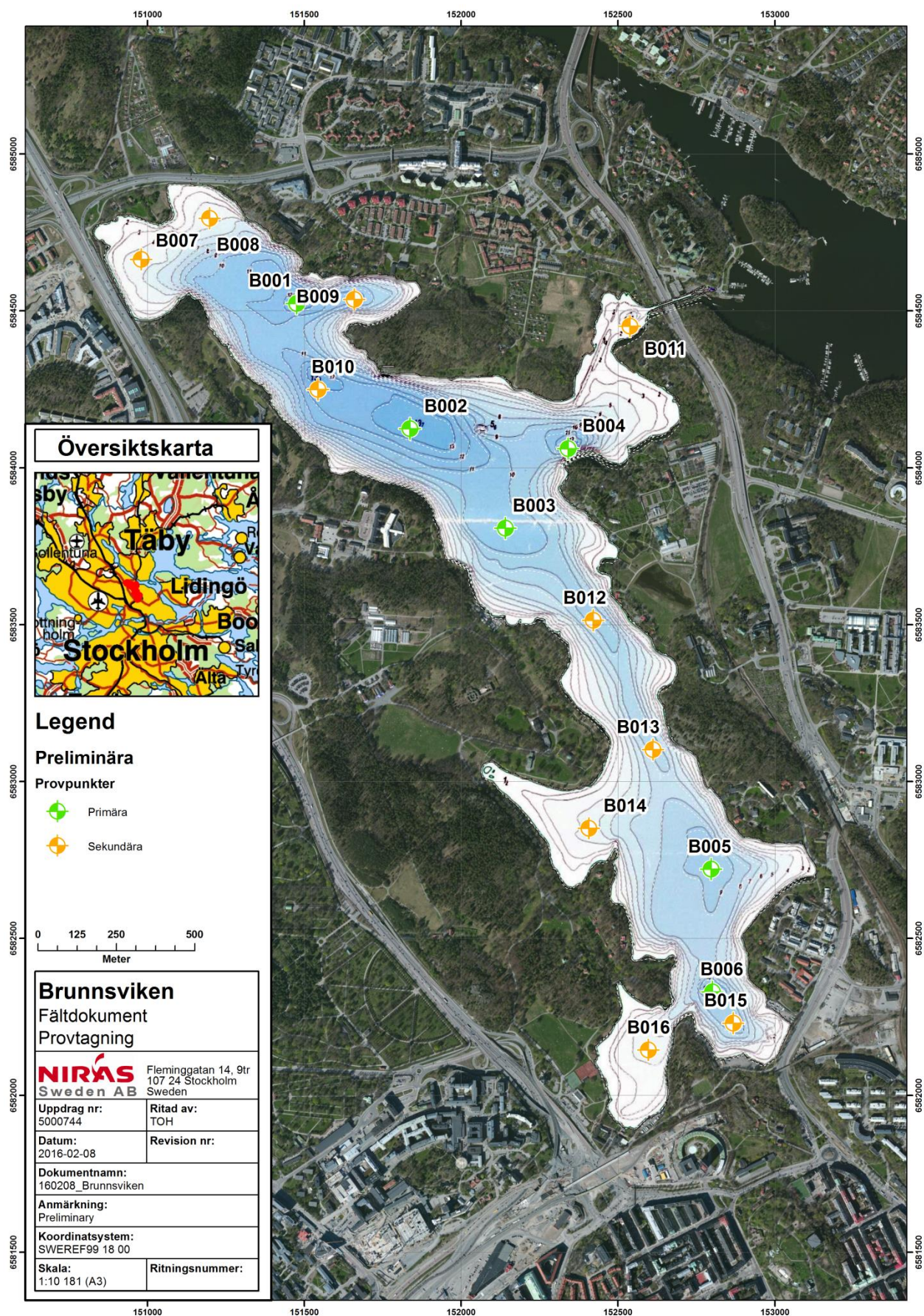
3.2.1. DEL 1

I NIRAS ursprungliga genomförandeförslag antogs att provtagning vid ca 6 st primära respektive 8-15 sekundära provpunkter skulle vara en rimlig omfattning för att erhålla en representativ bild sedimentens status i Brunnsviken. Vid de primära provpunkterna skulle ytsediment (0-2 cm; dvs det sediment som avsatts i nutid), från ca 3 kärnor inhämtas och hanteras som samlingsprov vid efterföljande analys av de mest prioriterade ämnena. Därutöver planerades att en kärna från både de primära och sekundära provpunkterna skulle inhämtas och skiktas i 2-cm skikt i hela dess längd för att möjliggöra utvärdering av den historiska belastningen i Brunnsvikens olika delar. Kombinationen av oväntat hög vattenhalt i sedimenten, samt stort behov av material vid analys innebar dock att antalet kärnor som skulle inhämtas vid de primära provpunkterna behövde öka från ursprungliga ca 3 till ca 10 st trots att kärnorna som skulle inhämtas har en tämligen stor diameter (84 mm), och därmed volym.

Efter utvärdering av resultatet från den inledande screeningen av bottenstrukturer kontrollerades att provpunkterna var belägna mer än ca 25 m från större bottenförlagda installationer såsom kablar, rör och vrak, och i vissa fall korrigerades positionen något för att minska risken för att provtagning skulle ske i störda sediment (se slutliga positioner i figur 4).

Provtagningen utfördes den 8-9 december 2015 från NIRAS provtagningsbåt HUMLA. Position och vattendjup registreras vid varje provpunkt.

Provtagningen utfördes med en sk. kolvprovtagare vilken utan modifiering och under normala förhållanden tillåter provtagning av ostörda sedimentkärnor med en längd upp till ca 1 m. Den erhållna sedimentkärnans diameter är då 84 mm.



Figur 4 - Provpunkter enligt ursprungligt genomförandeförslag.

Vid i stort sett samtliga besökta provpunkter var gasavgången relativt kraftig vid upptag av kärnorna, vilket identifierades genom omfattande bubbling på vattenytan runt provpunkten. Gasavgång är ett vanligt fenomen vid provtagning av sediment med hög halt organiskt material och leder ibland till att de ytliga och nyligen avsatta lagren (~1 cm) virvlas upp i röret då gasen expanderar till följd av den tryckförändring som uppstår då provtagaren dras upp genom vattenpelaren. Detta inträffade även vid denna provtagning. Men då det normalt sett enbart rör sig om ytliga lager som virvlas upp vilka hinner sedimentera innan skiktning, och ovanliggande vattenfas rent okulärt såg normal ut, bedömdes att detta inte skulle resultera i oacceptabel störning beträffande kärnans lagerföljd.

Med syfte att förbättra möjligheterna till kvalitetssäkring samt utvärdering av bottnarnas beskaffenhet filmades provtagningsförloppet för minst en kärna per besökt provpunkt. Filmningen utfördes i detta fall utan möjlighet att kontrollera resultaten i realtid. Vid kontroll av filmerna under dag två upptäcktes dock att sedimenten hade betydligt sämre bärighet än vad som normalt påträffas i vattenområden liknande Brunnsviken. Detta medförde att utrustningen sjönk ned i sedimenten innan mekanismen för kärnprovtagning kunde lösas ut. Detta innebar i värsta fall att någon decimeter av de övre sedimentlagren antingen komprimerades eller trycktes åt sidan (se exempel i figur 5). Då detta uppdagades avbröts provtagningen för att möjliggöra utvärdering.

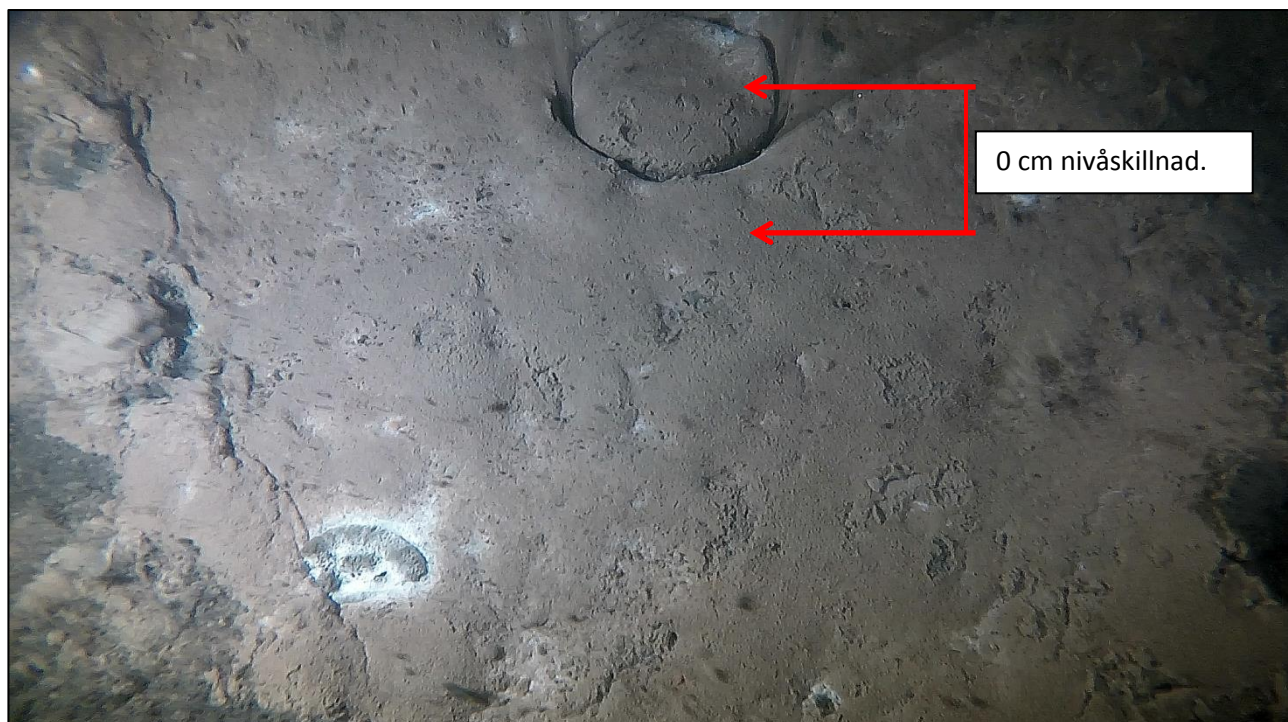


Figur 5 - Dokumentation av provtagningsförloppet. Bilden visar hur akrylröret skär ned i sedimentet innan själva provtagningsmekanismen aktiverats vilket i värsta fall leder till att de översta lagren riskerar att komprimeras alternativt tryckas åt sidan med störning i kärnans lagerföljd som resultat. I sammanhanget bör nämnas att störningen som syns i bilden uppstår trots att provtagaren sänkts ned med mycket stor försiktighet.

3.2.2. DEL 2

Den 21 december 2015 återupptogs provtagningen med modifierad provtagningsutrustning. Den huvudsakliga skillnaden var att ytan på provtagarens "ben" utökats mer än 10 ggr för att minska risken för nedsjunkning. Därutöver var det nödvändigt att minska antalet provpunkter, dels för att den modifierade utrustningen resulterade i en långsammare provtagningsprocedur, dels för att hinna utföra provtagningen inom aktuell tidsram. Från de ursprungliga 6 primära provpunkterna fokuserades provtagningen på att erhålla ca 10 st bra kärnor från de tre huvudsakliga ackumulationsområdena i Brunnsvikens djupare områden, dvs provpunkt B001, B002 och B005 (se figur 4).

Vid granskning av film från provtagningsförloppet framgick att modifieringen var lyckad och relativt intakta kärnor kunde erhållas (se figur 6). Problem med uppgrumling till följd av gasavgång vid upptag samt att då provtagaren landar på botten kvarstod men bedöms ha relativt liten inverkan på sedimentens lagerföljd.



Figur 6 - Dokumentation av provtagningsförloppet. Bilden visar att akrylröret skär ned i sedimentet utan att komprimera eller störa ytsedimenten.

3.2.3. DEL 3

Den 31 maj och 1 juni utfördes kompletterande sedimentprovtagning vid provpunkterna B004, B006, B007, B008, B009, B012, B014, B015 och B016. Därutöver inhämtas nya kärnor från B002 och B005, samt en extra kärna från B007, B008, B014, B015 och B016. Det primära syftet var att förbättra den geografisk täckningen, speciellt i grundområden, men även att genom porvattenextraktion av parallella kärnor följt av analys och diffusionsberäkning få en första indikation på eventuellt pågående utläckage av miljöstörande ämnen ut i vattenpelaren.

3.2.4. PROVHANTERING

3.2.4.1. Generellt

Samtliga sedimentkärnor okulärbesiktigades och fotograferades. Eventuell skiktning, lukt och andra intryck dokumenterades. En kärna från respektive provpunkt skiktades i 2-cm skikt i hela dess längd ned i av laboratoriet levererat provkärl. Från övriga 8-9 st kärnor per provpunkt sparades enbart ytsedimenten (0-2 cm). På kvällen efter provtagningen levererades proverna till ALS mottagning i Danderyd.

3.2.4.2. Porvattenextraktion

Porvatten extraherades vid ett urval av djupnivåer från kärnor inhämtade vid B002, B005, B007 och B015. Extraktionen utfördes med enligt en metodik vidareutvecklad av NIRAS vilken baseras på lysimetrar. Extraktet är att betrakta som fritt från partiklar, i betydligt större grad än vid tillämpning av sugfiltrering eller porvattenpress samtidigt som kontakt med atmosfäriskt syre kan undvikas till större grad.

3.2.4.3. Beräkning av diffusionsflöden

Med syftet att uppskatta transport i löst fas över sedimentytan har diffusionsflödet för Cu, Cr samt Ni beräknats genom att tillämpa Fick's första lag (dessa metaller valdes därför att de representerar gruppen miljöpåverkande metaller samt därför att porvattendata möjliggjorde beräkningar):

$$J = - D \delta C / \delta x$$

där J är flödet (massan över en tvärsnittyta per tidsenhet), D är diffusionskoefficienten och $\delta C / \delta x$ är koncentrationsgradienten (i detta fall mellan nivåerna 0-2 cm och 2-4 cm sedimentdjup).

Vissa anpassningar har införts. I litteraturen anges diffusionskoefficienter för specifika joner, t ex Cu^{2+} . Dessa koefficienter är, temperatur- och tryckkorrigerade, i vattenlösningar i storleksordning $10^{-5} - 10^{-6} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. I naturliga system förekommer knappast rena joner utan metallerna transporteras sannolikt i varierande omfattning bundna till organiska eller oorganiska joner eller

komplex och koefficienter för dessa till stora delar okända komplex är svåra att föreslå. Detta innebär att de diffusionskoefficienter som bestämts vid laboratorieexperiment i rena lösningar, och ofta vid högre koncentrationer än i miljö, inte kommer att vara helt relevanta.

Vid beräkning av diffusion i sediment måste även en korrektion för att diffusionssträckan inte är rak samt för sedimentets porositet införas. En turtuositet om 1,3 samt en porositet om 0,7 därför har antagits. Diffusionskoefficienter för de aktuella metallerna har hämtats från CRC Handbook (1994). Resultaten från beräkningarna redovisas under avsnitten 4.2.2.1 samt 4.3.3.2.

3.2.5. PROVUTTAG 1 SAMT INLEDANDE ANALYS AV FAST FAS

Med syfte att utvärdera dels sedimentationsbetingelserna (tex störd eller ostörd lagerföljd), dels för att få en uppskattning av hur uttag inför analys av dyrare parametrar lämpligen bör ske, valdes ca 15-16 st 2-cm skikt ut från kärnor inhämtade vid B001, B002 och B005 för inledande analys av parametrar med antingen känd utsläppshistorik eller på annat sätt värdefulla vid utvärdering av den rådande miljön i sedimenten. I detta fall analyserades nedan parametrar:

As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn, Ag, Al, B, Ba, Be, Ca, Fe, K, Li, Mo, Mg, Mn, Na, S, Sr, Sn, P, TOC.

3.2.6. PROVUTTAG 2 SAMT UTÖKAD ANALYS

Efter att kärnornas integritet verifierats vid den inledande analysen (-i fråga om obruten sedimentation, representativitet etc), var tanken att anpassa provuttaget för att dels säkerställa att resultatet ska kunna användas vid klassificering av Brunnsvikens status, dels så att mixning mellan sedimentlager från perioder med vitt skild belastning undviks.

Rent konkret kan detta innebära att man med detta förfarande under givna förutsättningar kan acceptera sammanslagning av flera efter varandra följande 2-cm skikt från en och samma kärna, och då med syfte att erhålla ett samplingsprov vilket kan analyseras med avseende på dyrare parametrar (-vilka dessutom ofta kräver större mängd material). Detta utan att man i större omfattning riskerar att "sudda ut" trender för ämnen som bara förekommer i en viss del av sedimentkärnan (dvs vid viss tid i historien).

Följande analyser utfördes slutligen på respektive prov:

Provpunkt B001 (4 st intervall): tennorganiska ämnen, PAH-16, PCB-7, klorerade pesticider.

Provpunkt B002 (4 st intervall): tennorganiska ämnen, bromerade flamskyddsmedel, PFAS.

Provpunkt B005 (4 st intervall): tennorganiska ämnen, PAH-16, PCB-7, klorerade pesticider, bromerade flamskyddsmedel, PFAS

3.2.7. PROVUTTAG 3

Baserat på analysresultaten från provuttag 1 och 2 kunde provuttaget samt parameterintervall anpassas till mycket stor grad för de prov som inhämtades vid den tredje provtagningsomgången, och då med samma strategi som beskrivs ovan. Därutöver lämnades ett par ytterligare skikt in från tidigare analyserade kärnor för på hög detaljnivå kunna beskriva haltvariationer.

Samtliga porvattenextrakt lämnades in för analys.

Följande analyser utfördes slutligen på respektive prov (nivå = distinkt skikt/djupnivå, intervall = sammanslagna skikt inom ett definierat djupintervall):

Provpunkt B001: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, kompletterande nivåer).

Provpunkt B002: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, kompletterande nivåer), grundämnen (porvatten; 6 nivåer), tennorganiska föreningar (porvatten; 3 nivåer).

Provpunkt B004: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), tennorganiska ämnen (fast fas, 5 intervall), PAH-16 (fast fas, 4 intervall).

Provpunkt B005 : grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, kompletterande nivåer), grundämnen (porvatten; 7 nivåer), tennorganiska föreningar (porvatten; 4 nivåer).

Provpunkt B006: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), tennorganiska ämnen (fast fas, 5 intervall), PAH-16 (fast fas, 4 intervall).

Provpunkt B007: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), PAH-16 (fast fas, 4 intervall), grundämnen (porvatten; 7 nivåer), tennorganiska föreningar (porvatten; 3 nivåer).

Provpunkt B008: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), PAH-16 (fast fas, 4 intervall).

Provpunkt B009: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), klorerade pesticider (fast fas, 5 intervall).

Provpunkt B012: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), tennorganiska ämnen (fast fas, 5 intervall).

Provpunkt B014: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer).

Provpunkt B015: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), tennorganiska ämnen (fast fas, 6 intervall), PAH-16 (fast fas, 6 intervall), grundämnen (porvatten; 7 nivåer), tennorganiska föreningar (porvatten; 4 nivåer).

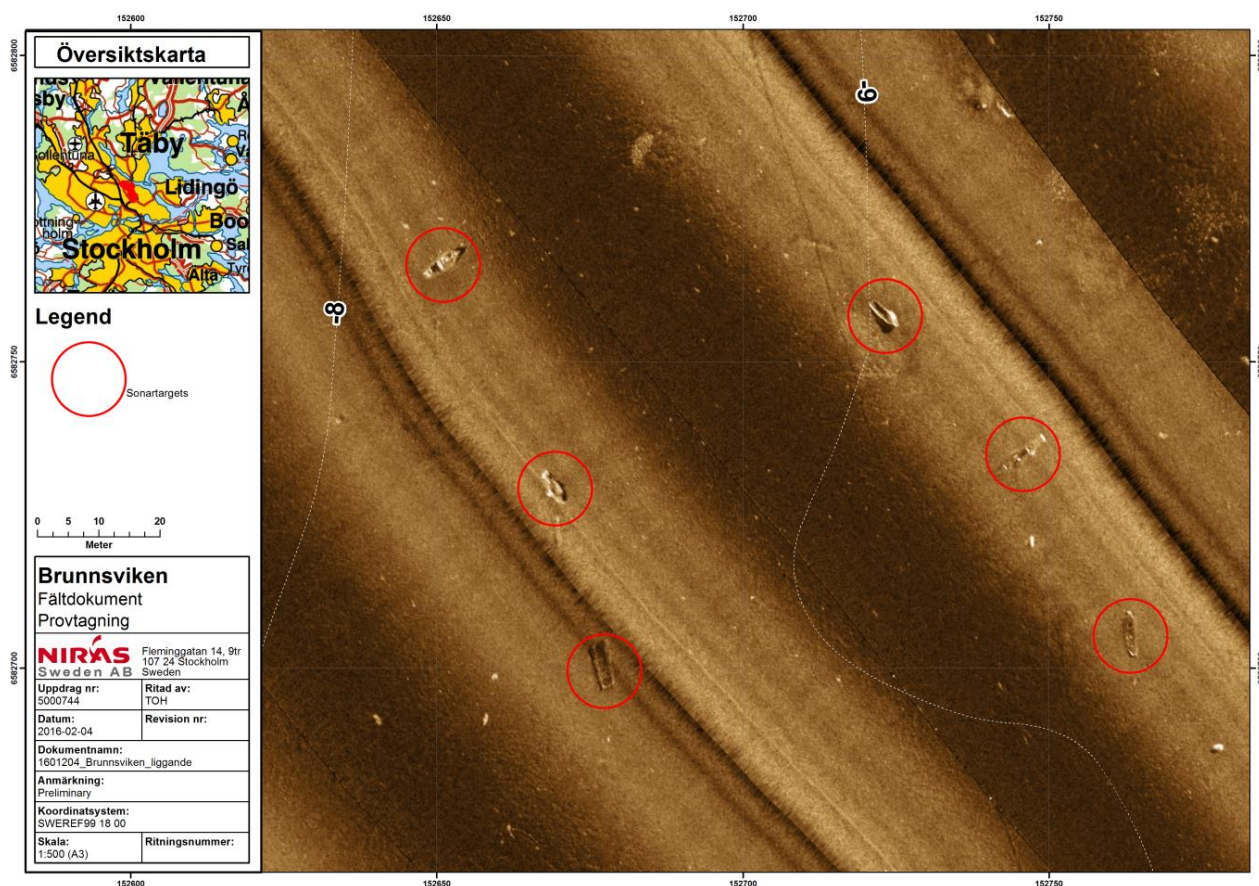
Provpunkt B016: grundämnen enl. 3.2.5 (fast fas, 13 nivåer), tennorganiska ämnen (fast fas, 5 intervall), PAH-16 (fast fas, 4 intervall).

4. RESULTAT OCH DISKUSSION

4.1. Bottenstrukturer och objekt

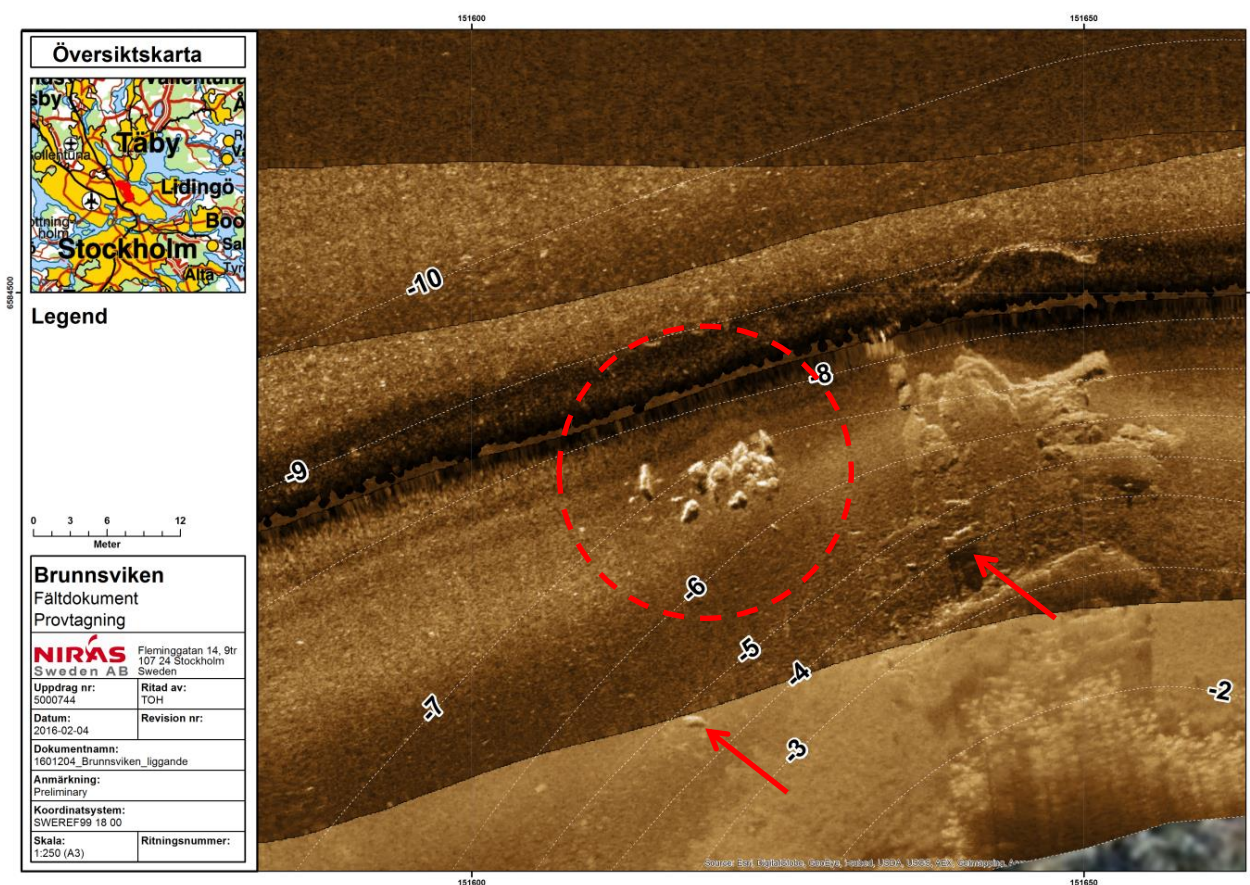
Side-scan sonar kan kort liknas vid att belysa botten med släpljus varvid strukturer och föremål framträder tydligt. Val av utrustning, frekvens och djup påverkar vilken täckning som erhålls samt vad som framträder tydligast. I det aktuella fallet var fokus på att kunna identifiera objekt på botten men samtidigt kunna bedöma botten typ (tex mjuk- eller hårbotten).

I bilaga 1 redovisas en högupplöst översiktsskarta med det färdiga resultatet för hela Brunnsviken (>95 % täckning). Ganska tidigt framgick att Brunnsvikens botten är full med vrak och bottenförlagda installationer i form av kablar och rör, och ca 150 objekt/föremål och strukturer har hittills identifierats och registrerats i en geografisk databas (se exempel i figur 7). En misstänkt dumpad bil påträffades utanför Brunnsvikens strandbad vilket meddelades enligt gängse praxis till berörd myndighet.



Figur 7 - Exempel på de många vrak som påträffats vid screening med side-scan sonar; i detta fall i kanten av djupområdet väster om Brunnsvikens kanotklubb. Hur väl konturerna av vraken syns är sannolikt till stor del beroende av graden av övertäckning med sediment; detta kan ge viss härledning i fråga om den relativa åldern hos vraken.

Ett av de specifika syftena med att dokumentera objekt på botten med side-scan sonar var att följa upp de rykten att tunnor med avfall från f.d Statens växtskyddsanstalten dumpats i Bergshamraviken i samband med nedläggningen av anstalten. Till följd av detta utfördes mätning i flera stråk och med olika inställningar i viken, och det enda tydliga tecken på främmande föremål som skulle kunna stämma in på ovan beskrivning framgår i figur 8. Vid detaljgranskning av flera stråk framgick att ett par av objekten skulle kunna ha rätt storlek och formen av en delvis nedsunken tunna. Dessa ska utvärderas vidare med hjälp av filmning.



Figur 8 – I den yttersta södra delen av viken, strax norr om udden påträffades objekt som sannolikt inte har naturligt ursprung. Objektet (inom den rödstreckade cirkeln) ligger på ca 6-7 meters djup, precis i kanten på sluttningen där botten börjar plana ut mot djupare områden. Pilarna pekar på ytterligare ett par liknande objekt.

4.2. Grundläggande karakterisering av sedimenten

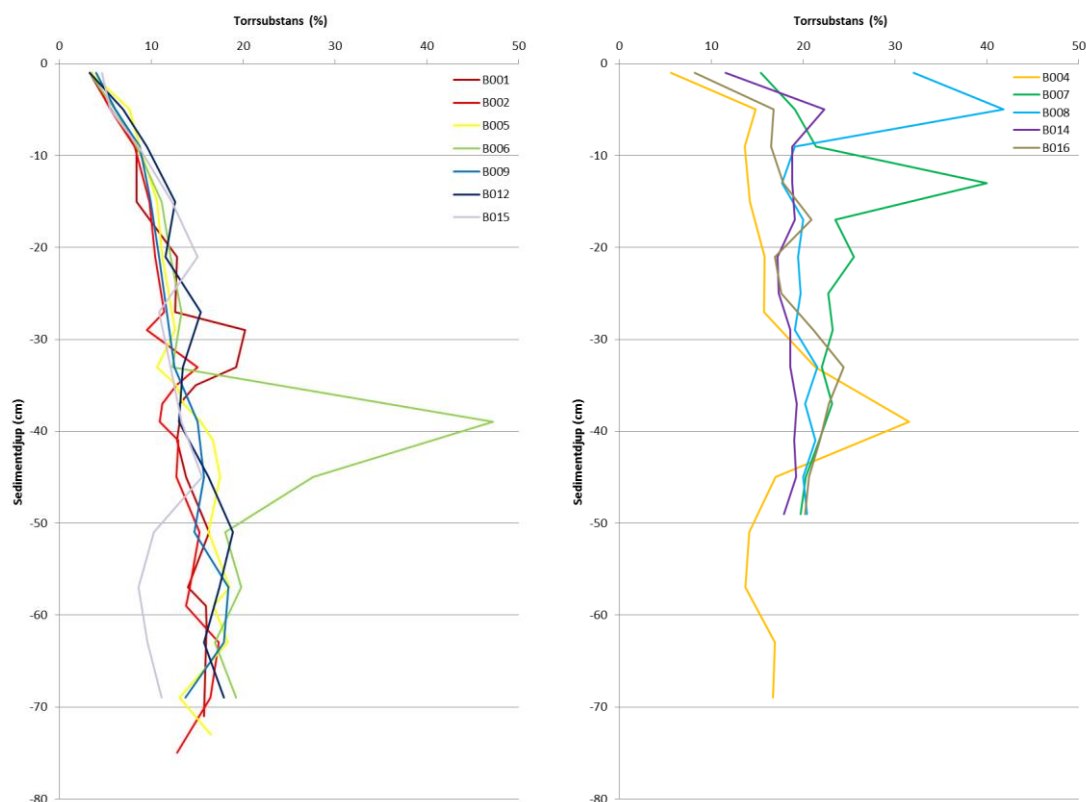
Följande avsnitt redovisar de generella slutsatser som kan dras utifrån utvärdering av grundläggande parametrar såsom torrsubstans, totalt organiskt kol och fraktion minerogent material. Det är framförallt trender som jämförs och då med beaktande att sedimentationshastigheten varierar

mellan de olika provtagningspunkterna, dvs effekten av ett historiskt event kan därför dyka upp på olika djup i olika kärnor. Historiska trender diskuteras mer utförligt i senare avsnitt.

4.2.1. TORRSUBSTANS, TOC OCH PROXY TILL MINEROGENT MATERIAL

Innan man börjar granska resultaten för de miljöstörande ämnen som vanligtvis är av intresse är det en god idé att först utvärdera de mer basala parametrarna torrsubstans, totalt organiskt kol och om möjligt någon proxy till fraktionen minerogent material, och då i hela den provtagna sedimentkärnans längd. Resultatet ger ofta en mycket bra indikation på de rådande betingelserna där sedimenten provtagits, men utgör också en bra möjlighet att kvalitetssäkra både provtagning och analysresultat.

I den vänstra grafen i figur 9 redovisas hur halten torrsubstans (x-axeln) förändras i förhållande till djup från sedimentytan (y-axeln), och då för kärnorna som tagits vid provpunkt B001, B002, B005, B006, B009, B012 och B015, samtliga centralt belägna i eller anslutning till de djupare delarna av Brunnsviken. Det mest intressanta som framkommer i grafen är den övergripande likheten mellan samtliga kärnor, samt det faktum att halten torrsubstans är extremt låg i samtliga analyserade prov (~3-20 % med ett fåtal avvikelser), eller uttryckt på alternativt sätt så utgörs sedimenten av mer än 80 % vatten.



Figur 9 - halten torrsubstans i förhållande till djup från sedimentytan för kärnorna som tagits vid provpunkter vid de djupare delarna (vänster) samt de grundare delarna (höger) av Brunnsviken.

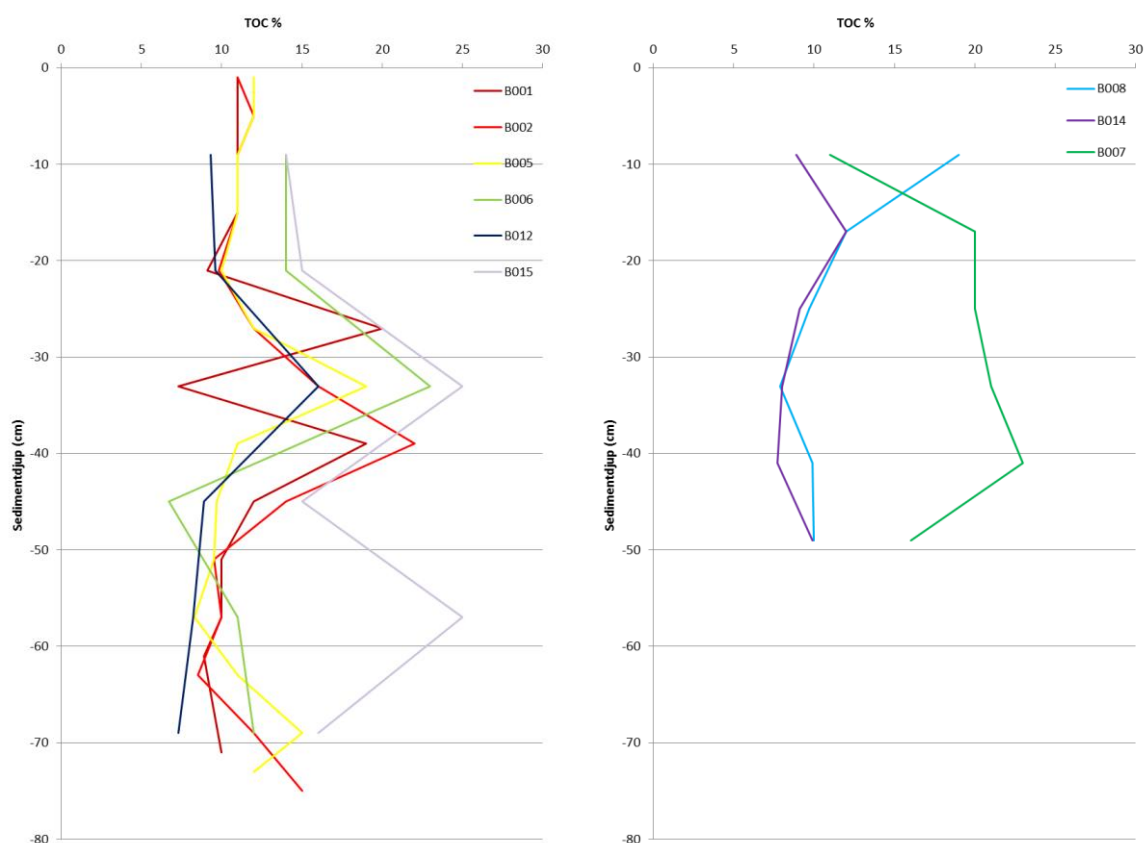
Till höger i Figur 9 redovisas halten torrsubstans på motsvarande sätt för kärnor som tagits vid provpunkt B004, B007, B008, B014 och B016, vilka alla är belägna i grundare vikar eller mycket strandnära. Torrsubstansen för dessa kärnor är generellt sett ca 50-100 % högre än vad som uppmätts i djupområdena, men den är fortfarande relativt låg (~20-25 %) i jämförelse med många andra vattenområden med snarlika geografiska förutsättningar och djupintervall.

Ovan skillnader är till stor del beroende på att man får en fraktionering av det material som tillförs Brunnsviken från omkringliggande landområden och vattendrag. Dvs tyngre material (grus, sand, silt) avsätts närmare stranden medan lättare partiklar, företrädesvis med högre andel lättare organiskt material men även ler, kan hållas i suspension under lång tid innan det avsätts. Det senare materialet är därutöver mer erosionskänsligt och transporteras därför utmed botten till dess att strömdastigheter och lutning tillåter "slutlig" sedimentation, och då vanligtvis i djupområden eller skyddade sänkor.

Att halten torrsubstans avklingar mot djupet i en och samma kärna är i huvudsak en effekt av konsolidering, dvs att sedimenten sätter sig och till viss del även en följd av det lättare organiska materialet bryts ned i ytnära lager där syretillgången normalt sett är större. I kärnorna från djupområdena tycks effekten från konsolidering avklinga något vid ca 40 cm djup, men i dessa lager är vattenhalten fortfarande oväntat hög. Ett orsak till detta skulle kunna härledas till att en förhållandevis stor andel organiskt material fälls ut då tillrinnande sötvatten (dagvatten, ytavrinning etc) mixas med det saltare vattnet i Brunnsviken (vilket tillförs från Lilla Värtan till följd av pumpning av bottenvatten ut till Lilla Värtan). Detta fenomen uppträder ibland i estuarina miljöer (i zonen där sött vatten mixas med salt) men i detta fall är sedimentationsbassängerna förhållandevis små vilket ökar den relativa andelen fluffiga organiskt material som bildas vid flockulering/koagulering och sedimenterar i förhållande till motsvarande oorganiskt material.

I den vänstra grafen i figur 10 redovisas på motsvarande sätt halten totalt organiskt kol (TOC) vilken även den är relativt hög rent generellt till extremt hög i form av en peak inom djupintervallet 30-45 cm i de flesta av kärnorna från djupområden. Vid jämförelse med torrsubstans framkommer att den kraftiga ökningen i fråga om TOC inte tycks påverka halten vatten som binds upp i sedimenten, och det trots att halten TOC är mer än dubbelt så hög ovan och under peaken. Det bör dock i detta sammanhang poängteras att även om TOC är hög så utgör ökningen inom intervallet 30-45 cm enbart 10 % av den totala mängden torrt material (dvs TS) vilket i sin tur enbart utgör ca 15-20 % av våtvikten in-situ. Förändringen i fråga om sammansättning betraktad in-situ är med andra ord marginell, ca 1-2 %, och är kanske pga av detta svår att identifiera i figur 9 (dvs som TS). Själva ökningen i fråga om TOC (dvs peaken) kan vara en följd ökad tillförsel av organiskt material, sannolikt i kombination med försämrade syresättning och därmed begränsad nedbrytning.

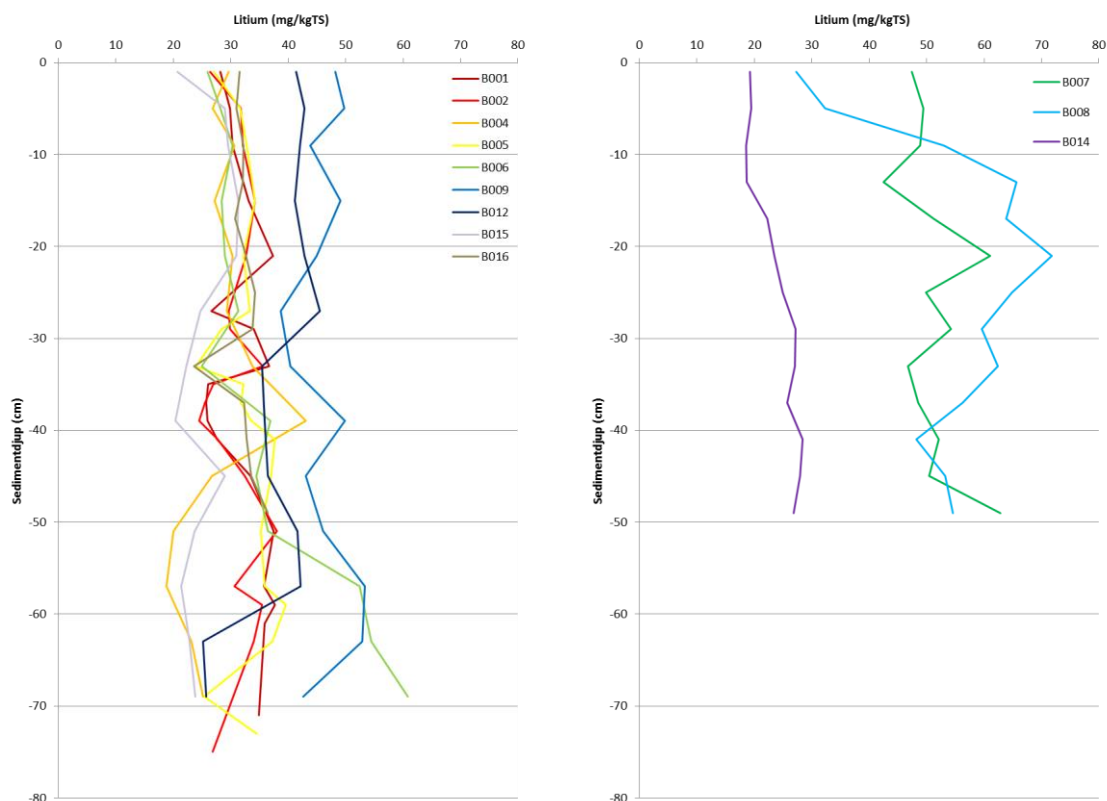
Tillgänglighet till syre är sannolikt skälet bakom att halten TOC synes väsentligt lägre i kärnor från grundområdena, speciellt i djupare lager och i grafen till höger redovisas två exempel (B008 och B014). Skillnader i upplösning (dvs hur tätt prov har tagits ut från analys) samt att relativt sett färre prov analyserats med avseende på TOC i jämförelse med grundämnen och torrsubstans, gör dock att jämförelsen i blir mer generell än distinkt. Intressant är dock att B007 uppvisar en mycket bred peak trots att området snarast är att karakterisera som grundområde (transportbotten). Orsaken till detta är sannolikt förknippad med närheten till utloppet av Råstaån vilken avvattnar ett mycket stort urbant avrinningsområde.



Figur 10 - Halten totalt organiskt kol (TOC) i förhållande till djup från sedimentytan för kärnorna som tagits vid provpunkter vid de djupare delarna (vänster) samt de grundare delarna (höger) av Brunnsviken.

Halten litium redovisas i Figur 11, och då som representant för fraktionen minerogent material, tex lermineral och andra oorganiska partiklar. Element som litium och aluminium används ofta vid normalisering av data just pga att halten ofta återspeglar tillförseln av minerogent material till recipienten vilken ofta är relativt konstant över tiden i jämförelse med tex belastningen av miljöstörande ämnen, åtminstone utifrån ett lokalt perspektiv.

I detta fall framgår utifrån grafen till vänster att i många av kärnorna från djupområdena sjunker litiumhalten i det intervallet då TOC ökar vilket visar att tillförseln och inlagringen av organiskt material under denna period varit påtaglig och sannolikt resulterat i en ökad sedimentationshastighet i området, kanske med 25-30 %. Den övergripande slutsatsen blir därför att förutsättningarna för en aerob och därmed mer effektiv nedbrytning varit dåliga i dessa områden.



Figur 11 – Halten Litium i förhållande till djup från sedimentytan för kärnorna som tagits vid provpunkter vid de djupare delarna (vänster) samt de grundare delarna (höger) av Brunnsviken.

I grafen till höger ges exempel för de tre mest utpräglade grundområdena; här ser man att B014 tycks motta minerogent material av en helt annan sammansättning än övriga delar av sjön, alternativt att det är äldre material som omlagrats. Halten är dessutom mycket stabil i hela det analyserade intervallet. B007 och B008 uppvisar en generellt högre halt än övriga kärnor. Intressant att notera att B009 som är belägen nära B007 och B008 är den kärna från djupområden som uppvisar liknande litiumhalter, vilket sammantaget antyder en gemensam källa.

Sammantaget kan sägas att utvärderingen av torrsubstans, totalt organiskt kol och litium visar att sedimenten i Brunnsviken generellt sett uppvisar

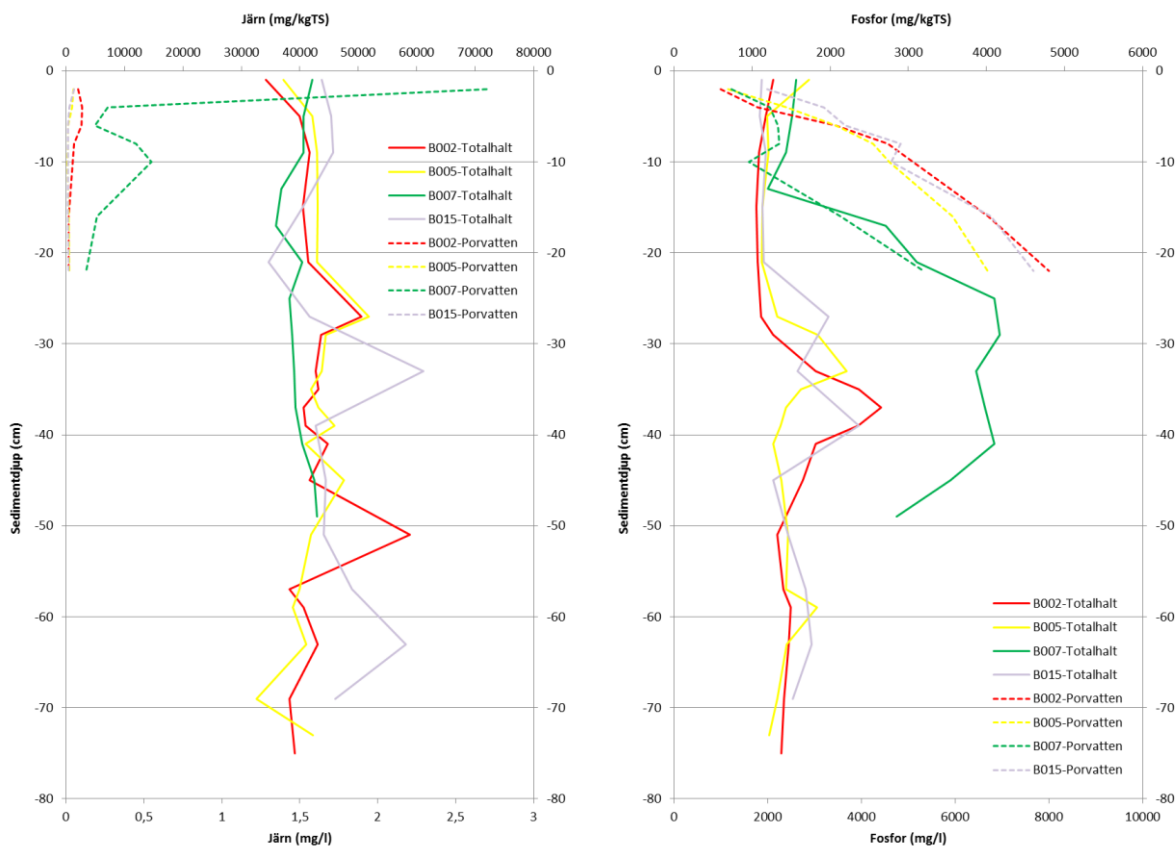
- Extremt hög vattenhalt (>80 %) i kärnornas hela längd (primärt djupområden).
- Relativt hög TOC (>10 %) i kärnornas hela längd.
- Snarlika profiler i samtliga kärnor som inhämtats från djupområden (beaktat skillnader i sedimentationshastighet).
- Den förhöjda halten TOC i B007 antyder att Råstaån för med sig stora mängder organiskt material till Brunnsviken, åtminstone utifrån ett historiskt perspektiv.

4.2.2. MILJÖKARAKTERISERANDE ELEMENT

För att få en god bild av vilka förutsättningar som finns för att miljöstörande ämnen fastläggs, mobiliseras eller bryts ned (organiska ämnen) är det en god idé att utvärdera ämnen som återspeglar rådande och till viss mån tidigare miljö och i detta fall med fokus på gränsskiktet mellan bottenvatten och sediment. I detta sammanhang brukar det framförallt röra sig om redoxkänsliga ämnen vilka har en tydlig koppling till syremättnadsgraden i bottenvattnet ovan sedimenten, i detta fall exemplifierat av järn (Fe), fosfor (P) och svavel (S).

Järn bildar vid syretillgång fällningar av framförallt amorfa järn(hydr)oxider vilka effektivt binder upp tungmetaller, men även fosfor kan medfällas. Och är syretillgången stabil finns förutsättningar för fortlöpande sedimentation och inlagring av berörda ämnen. Fällningarna är i sig inte stabila utan löses lätt upp om syretillgången minskar till följd av nedbrytning av organiskt material vilket i sin tur kan leda till mobilisering av järn, tungmetaller och fosfor. Detta kan ske i både vattenpelaren och sedimenten. En vanlig situation är att gränsen mellan oxiderande (aerob) och reducerande (anaerob) miljö uppträder någon centimeter ned i sedimenten vilket i sin tur kan leda till anrikning av dessa element i ytsedimenten.

Vid jämförelse mellan uppmätt halt järn i fast fas och halter i porvattnet framkommer två tänkbara scenarios för de djupare områdena, här exemplifierat av B002, B005 och B015 i figur 12. I dessa kärnor är järnhalten i sedimenten (fast fas) relativt konstant över djupet samtidigt som halten i porvattnet (löst fas) är förhållandevis låg. Detta kan vara ett tecken på att allt järn som mobiliseras effektivt binds upp av den sulfid som bildas vid bakteriell sulfatreduktion, och/eller att allt mobilt järn, sannolikt amorfa (hydr)oxider, löses upp redan i det anoxiska bottenvattnet. Båda dessa scenarios lämnar dock begränsade möjligheter till att några större mängder fosfor skulle inlagras i sedimenten tillsammans med amorfa järn(hydr)oxider, varken i nutid och längre tillbaka i tiden i denna typ av områden. Tittar man istället på B007 tycks förutsättning för anrikning i det absoluta ytskiktet vara möjlig, dvs bottenvattnet är syresatt åtminstone under längre perioder.

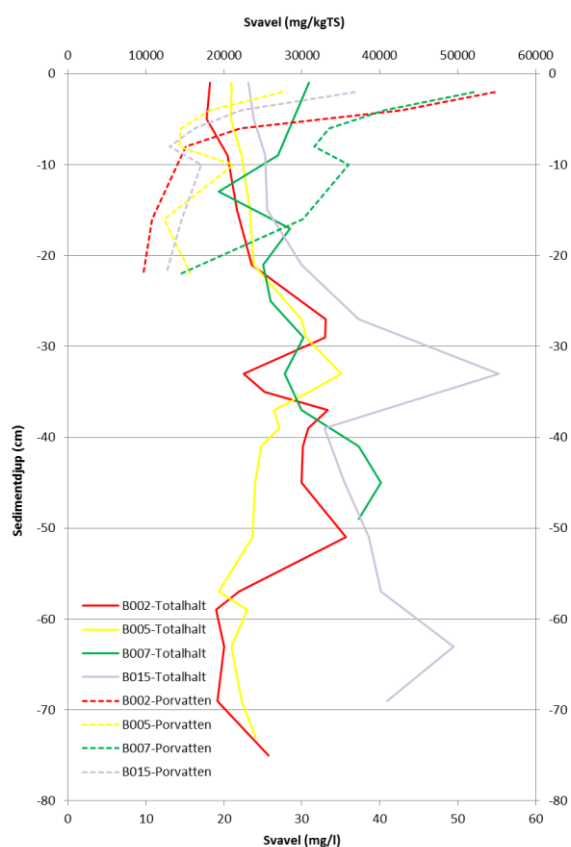


Figur 12 – Järn och fosfor uppmätt i fast fas (sediment) och löst fas (porvatten) i ett antal kärnor som inhämtats från grundområden (B007) och eller mindre djupare områden (B002, B005, B007 och B015).

Eftersom järn och fosfor i många kärnor uppvisar i stort sett motsatt förhållande dvs järnhalten är relativt sett låg i det ytliga lagret medan halten fosfor något förhöjd (se de heldragna graferna i figur 12), måste dock alternativ förklaring till den synbara anrikningen av fosfor i vissa djupintervall utvärderas. En tänkbar förklaring skulle kunna vara att ytsedimenten kan innehålla lättnedbrytbart organiskt material med relativt hög fosforhalt samtidigt som den relativa andelen minerogent och mer järnrikt material därför är lägre än i djupare lager. Bara ett par centimeter ned så har det lättillgängliga organiska materialet brutits ned och stabila förhållanden uppträder. De höga halterna av fosfor vid ca 30-45 cm djup i B002, B005 och B015 samt 20-40 cm i B007 skulle också kunna härledas till organisk material, om än sådant som inlagrats, vilket stämmer väl överens med graferna i figur 10. I den mån sedimenten läcker fosfor tycks således den bakomliggande processen vara nedbrytning av inlagrat organiskt material.

Svavel å andra sidan kan sannolikt knytas till atmosfäriskt nedfall (utifrån historiskt perspektiv) och svavel i sedimenterande organiskt material, men främst kopplat till inflöde av sulfatrikt saltvatten från Lilla Värtan till följd av utpumpning av Brunnsvikens syrefattiga bottenvatten, vilket möjliggör bakteriell sulfatreduktion och bildning av sulfider som inlagras i sedimenten. I sammanhanget kan nämnas att i närliggande Lilla Värtan uppmäts som mest runt 25 000 mg/kgTS svavel i sediment från ackumulationsbottnar samt 40-150 mg/l i svavel löst i vattenpelaren vilket stämmer väl överens med de halter som uppmäts i ytsediment och bottenvatten från Brunnsviken (se figur 13).

De snabbt sjunkande halterna sett från ytan och nedåt är samtidigt ett tydligt tecken på att bakteriell sulfatreduktion är en pågående process.



Figur 13 - Halten inlagrat och löst svavel i sedimenten.

4.2.2.1. Diffusion av fosfor till vattenmassan

Diffusionsflöden till/från vattenmassan beräknade enligt Fick's andra lag visar att löst fosfor läcker från sedimenten till vattenmassan i mängder om ca 300 – 500 g/m² och år (se Tabell 1).

Tabell 1 - Diffusionsflöden av fosfor från sedimenten till vattenmassan beräknade utifrån halter uppmätta i porvatten från nivåerna 0-2 cm respektive 2-4 cm. För beräkningarna användes diffusionskoefficienter för PO₄³⁻ (CRC Handbook).

Station	Diffusionsflöde g/m ² /år
B002	315
B005	498
B007	327
B015	486

Ovan beräkning ger dock ett orimligt resultat eftersom ett flöde av fosfor av denna magnitud ut från sedimenten i så fall skulle vara i paritet med massan av allt sediment som avsätts per år (se avsnitt 4.3.2 nedan). Även om uppmätta halter i porvattnet är korrekta finns således klara begränsningar i hur resultaten kan användas för diffusionsberäkningar.

4.2.3. SAMMANFATTNING MILJÖKARAKTÄRISERANDE ELEMENT

Sammantaget kan sägas att utvärderingen av järn, fosfor och svavel visar att sedimenten i Brunnsviken uppvisar

- Avsaknad av tydlig haltökning av järn vid ytan samt i övrigt normal och stabil halt antyder låg tillgång till syre i bottenvattnet vid de flesta provpunkter.
- Svag ökning av fosfor i ytskiktet antyder viss interncirkulation / fällning med järn(hydr)oxider, alternativt nedbrytning av organiskt material vid ytan vilket frigör fosfor ut i vattenpelaren.
- Fosfor följer TOC relativt väl vilket kan ge indikation om förekomstform.
- Fosforhalter ca 25-30 % högre halt innan peak än efter vilket antyder en mindre grad av inlagring nu än tidigare.
- Snarlika fosforprofiler i många av kärnorna samt långa perioder med stabil halt antyder att förekomstformen är relativt stabil (undantaget ytskikt).
- Fördelningen av järn, fosfor och svavel i de ytliga sedimenten indikerar längre perioder med helt syrefri miljö där förutsättningen för inlagring av mobilt järn (som järn(hydr)oxider) och därmed även oorganiskt (mobilt) fosfor, är låg, samt att förutsättningen för sulfidbildning är god. Detta styrks av uppmätta halter i porvattnet.
- Nedbrytning av inlagrat organiskt material kan vara den dominerande processen bakom de höga halterna av fosfor i porvattnet, vilken åtminstone delvis drivs av bakteriell sulfatreduktion.

4.3. Miljöstörande ämnen

4.3.1. FÖRHÅLLANDE TILL BEDÖMNINGSGRUNDER SAMT MILJÖKVALITETSNORMER

Ytsedimentets uppmätta halter av miljöstörande ämnen har jämförts med miljökvalitetsnormer för sediment, i de fall sådana finns (HVMFS 2013:19). Miljökvalitetsnormer som tagits fram är baserade på ekotoxikologiska effektstudier, och är satta för att skydda den känsligaste organismgruppen. Halterna av kadmium, bly och antracen överskrider föreslagen miljökvalitetsnorm för sediment (Tabell 2).

Tabell 2 – Uppmätta halter i förhållande till gällande miljökvalitetsnormer. För organiska ämnen ska MKN normaliseras mot kolhalten i sedimentprovet. Av redovisningstekniska skäl har här istället de uppmätta halterna normaliserats mot respektive kolhalt.

Provpunkt	Intervall	Antracen	Fluoranten	TBT	Kadmium	Bly
B001	0-2	50	214	171	6,88	162
B002	0-2			142	5,77	153
B004	0-6	78	478	277	6	138
B005	0-2	83	417	270	4,63	206
B006	0-6	100	625	438	4,92	268
B007	0-6	77	423		12,4	254
B008	0-6	87	539		4,65	57
B009	0-6				6,92	146
B012	0-6			328	6,05	167
B014	0-6				7,2	153
B015	0-6	132	864	440	4,66	326
B016	0-6	171	833	742	7,63	421
MKN	Undre gräns	24	2000	1,6	2,3	130
Halter av organiska ämnen är uttryckta i ug/kgTS; halter av metaller är uttryckta i mg/kgTS.						
Röda rutor markerar överskridande						
Halter av organiska ämnen har normaliserats mot 5% organiskt kol						

Ytsedimentets uppmätta halter av miljöstörande ämnen har också jämförts med Naturvårdverkets statistiska bedömningsgrunder som inkluderar fler ämnen än miljökvalitetsnormerna gör idag (Naturvårdsverkets rapporter 4913 samt 4914) (se tabell 3-5). Dessa bedömningsgrunder beskriver endast en statistisk klassning av data, och det finns ingen väl definierad koppling mellan klassgränser och effekter. Därför kan ett ämne som enligt bedömningsgrunderna ligger i klass 2 vid en viss punkt fortfarande överskrida miljökvalitetsnormen (exempelvis bly i denna undersökning). På samma sätt förekommer fluoranten i halter i sedimenten som klassas som 5, hög halt, samtidigt som den inte överskrider miljökvalitetsnorm. Där nya miljökvalitetsnormer finns bör dessa företrädesvis användas för statusklassning inom vattenförvaltningen.

Halterna av metaller i ytsedimenten är enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar måttliga till höga för de flesta undersökta metaller i Brunnsvikens sediment, se Tabell 3. Undantaget är arsenik och kobolt som endast uppmättes i låga halter i alla punkter.

Tabell 3 - Uppmätta halter av metaller i ytsediment, i förhållande till Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverkets rapport 4913).

Provpunkt	Intervall (cm)	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
B004	0-2	7,9	6	13	93,9	176	1,95	42,1	138	741
B006	0-2	7,89	4,92	12,9	82,2	237	3,58	42,8	268	915
B007	0-2	6,89	12,4	16,1	225	373	<0,8	61,5	254	1310
B008	0-2	4,69	4,65	8,93	79	89,6	0,482	28,4	56,5	372
B009	0-2	9,67	6,92	17,8	121	246	<0,8	51,3	146	920
B012	0-2	8,68	6,05	16	105	201	<0,8	50,7	167	853
B014	0-2	5,54	7,2	12,9	116	200	2,58	57,6	153	826
B015	0-2	7,68	4,66	14,1	82,8	306	<0,8	45,7	326	1090
B016	0-2	6,53	7,63	14,4	123	401	<0,8	57,9	421	1230
B001A	0-2	7,38	6,88	15,8	108	214	1,74	41,6	162	727
B002A	0-2	7,23	5,77	15	93,2	191	1,62	40,1	153	682
B005A	0-2	7,22	4,63	14,5	86,7	222	2,76	45,5	206	755
Klass	Klassgränser	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Klass 1	Undre gräns	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Övre gräns	5	0,8	12	10	15	0,15	5	50	150
Klass 2	Undre gräns	5	0,8	12	10	15	0,15	5	50	150
	Övre gräns	10	2,0	20,4	20	25	0,30	15	150	300
Klass 3	Undre gräns	10	2	20,4	20	25	0,3	15	150	300
	Övre gräns	30	7,0	34,8	100	100	1,0	50	400	1000
Klass 4	Undre gräns	30	7	34,8	100	100	1	50	400	1000
	Övre gräns	150	35	60	500	500	5	250	2000	5000
Klass 5	Undre gräns	150	35	60	500	500	5	250	2000	5000
	Övre gräns									
Alla halter är uttryckta i mg/kg TS										
Röda, alternativt vita siffror motsvarar rapporteringsgräns för det specifika provet										
Halterna har ej normaliserats mot organiskt kol										

Uppmätta halter av organiska miljögifter i ytsedimenten visar genomgående mycket höga halter jämfört med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Rapport 4914), se Tabell 4 samt Tabell 5.

Halten PAH, PCB, klorerade bekämpningsmedel förekommer i liknande halter som tidigare uppmätts med den geografiska skillnaden att PAH är något högre i söder medan PCB och klorerade bekämpningsmedel är något högre i norr. Av ftalater är det enbart DEHP som förekommer över rapporteringsgräns och då med något högre halter i norr jämfört med söder. Bromerade flamskyddsmedel och PFAS förekom inte i halter över respektive rapporteringsgräns.

Flera tennorganiska föreningar påträffas i sedimenten. Monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT) samt tributyltenn (TBT) förekommer i djupled i sedimenten, ända ned mot 50 cm, MBT återfinns

framförallt i djupare lager. Monooktyltenn och dioktyltenn däremot förekommer främst i ytsedimentet. Även mono-, di- och trifenyltenn detekteras i sedimenten på flera nivåer.

Tributyltenn (TBT) förekommer i högst halt, följt av dioktyltenn. Halten av TBT är hög i hela Brunnsviken även om halten är betydligt högre i söder än i norr (se Tabell 2). Den förhållandevis höga halten som uppmäts i norr är oväntad med tanke på att provpunkterna i norr ligger relativt långt från närmaste marina som dessutom är relativt liten.

Tabell 4 - Uppmätta halter av PAH i ytsediment, i förhållande till bedömningsgrunder (Naturvårdsverkets rapport 4914).

Provpunkt	Intervall (cm)	Fenantren	Antracen	Fluoranten	Pyren	Bens(a)antracen	Chrysen	Bens(b)fluoranten	Bens(k)fluoranten	Bens(a)pyren	Bens(ghi)perylene	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Summa id11 PAH
B001	0-2	180	110	470	500	220	180	490	230	330	530	560	3800
B002													
B005	0-2	340	200	1000	910	450	380	820	420	620	790	930	6900
B004	0-5	330	140	860	850	490	370	750	390	700	640	570	6100
B006	0-2	520	240	1500	1300	770	650	1100	590	850	980	1000	9500
B007	0-2	350	170	930	1100	550	360	1000	470	770	1100	810	7600
B008	0-2	150	66	410	460	200	160	310	150	250	220	210	2600
B015	0-2	620	290	1900	1600	930	670	1400	720	1100	1000	890	11000
B016	0-2	760	410	2000	1800	1200	910	2200	1100	1500	1600	1500	15000
B009													
Klass 1 Ingen halt		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Klass 2 Låg halt		0-10	0-2	0-20	0-12	0-10	0-13	0-50	0-20	0-20	0-30	0-50	0-280
Klass 3 Medelhög halt		10-30	2-8	20-80	12-50	10-35	13-50	50-150	20-50	20-60	30-100	50-170	280-800
Klass 4 Hög halt		30-100	8-30	80-270	50-200	35-110	50-180	150-400	50-160	60-180	100-350	170-600	800-2500
Klass 5 Mycket hög halt		>100	>30	>270	>200	>110	>180	>400	>160	>180	>350	>600	>2500
Alla halter är uttryckta i $\mu\text{g/kg TS}$													
Röda, alternativt vita siffror motsvarar rapporteringsgräns för det specifika provet													
Halterna har ej normaliserats mot organiskt kol													

Tabell 5 - Uppmätta halter av PCB samt klorerade bekämpningsmedel i ytsediment, i förhållande till bedömningsgrunder (Naturvårdsverkets rapport 4914).

Provpunkt	Intervall (cm)	HCb	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 138	PCB 180	Summa PCB 7 duth	a-HCH	b-HCH	g-HCH	p,p'-DDT	p,p'-DDE	p,p'-DDD
B001	0-2	0,83	4,3	16	44	32	57	63	37	250	<0.00010	0,3	<0.00010	0,81	15	27
B002																
B005	0-2	0,55	3,3	11	28	20	30	34	18	140	<0.00010	0,28	0,12	0,41	12	20
B009		0,61									<0.00010	0,29	0,1	0,7	16	30
Klass 1 Ingen halt		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Klass 2 Låg halt		0-0,04	0-0,06	0-0,06	0-0,16	0-0,15	0-0,03	0-0,3	0-0,1	0-1,3	0-0,01	0-0,03	0-0,01	0-0,02	0-0,2	0-0,13
Klass 3 Medelhög halt		0,04-0,2	0,06-0,2	0,06-0,2	0,16-0,6	0,15-0,6	0,03-0,3	0,3-1,2	0,1-0,4	1,3-4	0,01-0,07	0,03-0,3	0,01-0,1	0,02-0,1	0,2-0,7	0,13-0,8
Klass 4 Hög halt		0,2-1	0,2-0,6	0,2-0,8	0,6-2	0,6-2	0,3-3,5	1,2-4,1	0,4-1,9	4-15	0,07-0,3	0,3-3	0,1-1,3	0,1-0,7	0,7-2,5	0,8-5
Klass 5 Mycket hög halt		>1	>0,6	>0,8	>2	>2	>3,5	>4,1	>1,9	>15	>0,3	>3	>1,3	>0,7	>2,5	>5

4.3.2. DATERING – ÅLDERSUPPSKATTNING SAMT UPPSKATTNING AV MASSACKUMULATION

Datering av sediment faller utanför ramen för aktuellt projekt men med hjälp av jämförelse mot resultat från tidigare undersökningar där datering utförts kan en relativ åldersuppskattning erhållas. I detta fall sker jämförelsen med Routh et. al. där flera sedimentkärnor inhämtades på kanten av djupområdet där B002 är belägen (se Figur 2). Dessa kärnor analyserades på metaller, kol/kväve-isotoper, PAH, black carbon etc. samt daterades med hjälp av både ¹³⁷Cs och ²¹⁰Pb. Med utgångspunkt från Routh et. al har en kronologi tagits fram för övriga provtagningspunkter i studien. För framtagande av kronologin har antagits att sedimentationen/påbyggnadshastigheten i en och samma kärna är linjär över hela intervallet, dock kan hastigheten vara olika mellan kärnor. Antagen kronologi redovisas i figurer i avsnitt 4.3.3 nedan, samt i bilaga 2.

Den linjära påbyggnadshastigheten har beräknats för respektive provpunkt, och redovisas i Tabell 6. Beräkningen baseras på antagande om linjär ackumulationshastighet för tidsintervallet 1970-2016. Påbyggnadshastigheten varierar mellan de olika punkterna, och är lägst i B008, och högst i B004. Medelvärde för ackumulationshastigheten i Brunnsviken beräknas till 0,68 cm/år.

Tabell 6 - Beräknad linjär ackumulationshastighet för de olika provpunkterna. Beräkningen baseras på antagande om linjär ackumulationshastighet för tidsintervallet 1970-2016.

Provpunkt	Linjär ackumulationshastighet (beräknad) [cm/år]
B001	0,80
B002	0,80
B004	1,24
B005	0,72
B006	0,72
B007	0,83
B008	0,21
B009	0,59
B012	0,72
B014	0,37
B015	0,63
B016	0,48

Massackumulationen för utvalda element har beräknats vid utvalda provpunkter i Brunnsviken. Beräkningen baseras på den beräknade ackumulationshastigheten samt relation till TS i för respektive sedimentkärna (Tabell 7).

Den beräknade massackumulationen varierar mellan de olika provpunkterna, men ligger inom samma intervall som de uppskattningar som gjordes i Östlund et al 1998. Massackumulationen är hög för alla ämnen i B007, beroende på den höga TS-halt som återfinns i denna provpunkt. Massackumulationen av TBT är klart förhöjd vid B015 som ligger nära Segelsällskapet Brunnsviken, samt Albano båtklubb. Även massackumulationen av koppar och zink är något förhöjd i denna punkt, i förhållande till tex B002 och B005.

Värt att notera är att den beräknade massackumulationen utgör summan av sedimenterat partikulärt material samt massa tillfört eller fränfört genom molekylär diffusion.

Tabell 7 - Beräknad massackumulation[mg/m²/år] för utvalda element vid utvalda provpunkter. Beräkningen baseras på antagande om linjär ackumulationshastighet för tidsintervallet 1970-2016, samt relation till TS.

Provpunkt	Linjär ackumulationshastighet [cm/år]	TS [%]	Beräknad massackumulation [mg/m ² /år]													Summa id11 PAH	Summa PCB 7 dutch	Antracen
			As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	P	TBT					
B002	0,80	3,5	2,0	2	4	26	54	0,46	11	43	192	358	0,040	-	-			
B005	0,72	3,4	1,8	1	4	21	54	0,67	11	50	184	422	0,067	1,7	0,034	0,049		
B007	0,83	15,4	8,8	16	21	289	479	<1	79	326	1681	2002	-	9,8	-	0,218		
B015	0,63	4,6	2,2	1	4	24	88	<0,2	13	94	315	323	0,13	3,2	-	0,084		
B002	anoxisk miljö																	
B005	södra delen av sjön																	
B007	syresatt miljö,norra delen av sjön																	
B015	nära marinan																	

För att få en uppskattning om TBT härstammar från en aktiv källa har butyltin degradation index (BDI) beräknats (se Tabell 8). Det mycket låga värdet skulle kunna antyda att tillförsel av TBT sker fortlöpande. Alternativet är förstås att nedbrytningen är ringa vilket är rimligt om bottenarna är helt syrefria under stora delar av året.

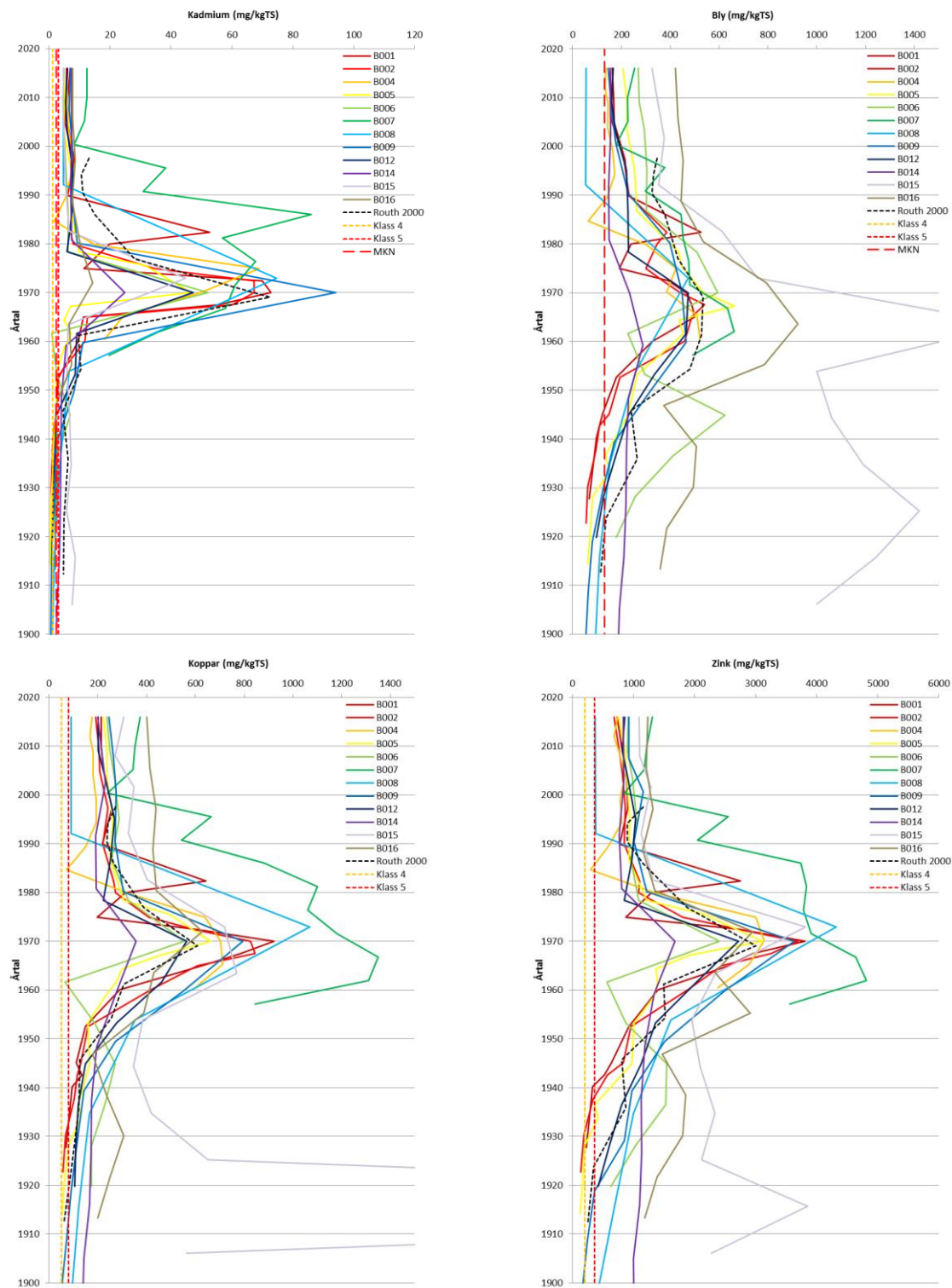
Tabell 8 - Beräkning av butyltin degradation index (BDI).

	TS_105°C	monobutyltenn	dibutyltenn	tributyltenn (TBT BDI)	
B001 samlingsprov	3,5	<7	7,55	377	0,04
B002 samlingsprov	5,1	<5	7,07	312	0,04
B005 samlingsprov	3,7	<7	15,5	648	0,03

4.3.3. TRENDER

4.3.3.1. Metaller/grundämnen

Figur 14 visar hur belastningen av utvalda metaller förändrats under de sista 100 åren samt hur halten förhåller sig till bedömningsgrunder samt MKN i förekommande fall. Dessa trender, samt ytterligare finns redovisade i större storlek i bilaga 2. Återigen framkommer tydligt att variationen mellan provpunkterna är relativt liten.



Figur 14 - Trender för kadmium, koppar, zink och bly och jämförelse mot bedömningsgrunder och miljökvalitetsnormer för sediment (i förekommande fall).

Arsenik

- Peak runt 1960-1970.
- Mycket snarlika profiler i samtliga kärnor antyder en mer diffus källa.
- Halterna under klass 4 i stort sett samtliga prov.
- I stort sett samma halter idag som vid 1900-talets början.

Koppar

- Peak vid 1965-1975.
- Mycket snarlika profiler i de flesta kärnorna antyder en mer diffus källa.
- B007, B015 och B016 uppvisar väsentligt förhöjda halter i ytsediment; samtliga belägna i vikar med dagvattentillförsel. De två senare punkterna ligger också nära marinor.
- B007 uppvisar i stora delar av kärnan dubbelt så höga halter än vad som generellt uppmäts i Brunnsviken.
- Variationen är mindre nu än för 80 år sedan vilket antyder att den relativa betydelsen av lokala källor minskat.
- Idag drygt 3 ggr högre halt i ackumulationsområden än vid 1900-talets början.

Zink

- Peak vid 1965-1975.
- Mycket snarlika profiler i de flesta kärnorna antyder en mer diffus källa.
- B007, B015 och B016 uppvisar väsentligt förhöjda halter i ytsediment; samtliga belägna i vikar med dagvattentillförsel. De två senare punkterna ligger också nära marinor.
- B007 uppvisar i stora delar av kärnan dubbelt så höga halter än vad som generellt uppmäts i Brunnsviken.
- Variationen är mindre nu än för 80 år sedan vilket antyder att den relativa betydelsen av lokala källor minskat.
- Idag drygt 3 ggr högre halt i ackumulationsområden än vid 1900-talets början.

Nickel

- Peak vid 1965-1975.
- Mycket snarlika profiler i de flesta kärnorna antyder en mer diffus källa.
- B007 uppvisar i delar av kärnan dubbelt så höga halter än vad som generellt uppmäts i Brunnsviken.
- Halterna över klass 5 vid peak varefter halterna sjunker till under klass 4.
- I stort sett samma halter idag som vid 1900-talets början.

Kadmium

- Peak vid 1965-1975.
- Mycket snarlika profiler i de flesta kärnorna antyder en mer diffus källa.
- Upp till 50 % högre halter i norr jämfört med söder (hela kärnan).
- B007 uppvisar väsentligt högre halter än vad som uppmäts i övriga Brunnsviken sedan 1970-talet.
- Halter över klass 5 samt MKN i sediment avsatta efter ~1940-talet.
- Idag ca 15 ggr högre halt än vid 1900-talets början.

Krom

- Peak runt 1965-1975.
- Snarlika profiler i samtliga kärnor.
- B007 uppvisar väsentligt högre halter än vad som uppmäts i övriga Brunnsviken sedan 1970-talet.
- Halter över klass 5 samt MKN i sediment avsatta efter ~1940-talet.
- Idag ca 15 ggr högre halt än vid 1900-talets början.
- Upp till 25 % högre halter i norr jämfört med söder (fom ~1950).
- Halter över klass 5 i sediment avsatta efter ~1950-talet.
- Idag ca 2 ggr högre halt än vid 1900-talets början.

Bly

- Relativt bred peak under 1960-1970.
- Lokalt minima nämnd peak i B001 & B002 antyder en lokal störning i form av minerogent / renare material; kanske till följd av arbetena med luftningsanordningar i områdets norra del.
- Genomgående ca 30 % högre halter i söder jämfört med norr (hela kärnan).
- B015 och B016, och till viss del B007 uppvisar väsentligt till extremt mycket högre halter än vad som uppmäts vid övriga provpunkter. Punkterna är belägna i vikar med dagvattentillförsel. De två senare punkterna ligger också nära marinor
- I övrigt snarlika profiler i samtliga kärnor.
- Halter över klass 5 och MKN (med få undantag) i sediment avsatta efter ~1950-talet.
- Idag ca 3 ggr högre halt än vid 1900-talets början.

Tenn

- Peak vid 1965-1975.
- Antydning till peak vid 1945 i B002, B005, B006, och B015.
- En av få metaller som antyder en ökning mot ytan i kärnornas övre del.
- I övrigt snarlika profiler i samtliga kärnor.
- Idag drygt 8 ggr högre halt än vid 1900-talets början (ackumulationsbottnar).

Kvicksilver

- Peak runt 1945 korrelerar väl med etableringen av Statens Växtskyddsanstalt i Bergshamra, dock är halten ca 50 % högre i B005 vilket antyder att källan finns i områdets södra delar.
- Peak vid 1970.
- Extra peak vid 1980 i B001.
- Generellt sett högre halter i söder (B005, B006) jämfört med norr (B001)(ytsediment).
- Upp till 100 % högre halter i söder jämfört med norr (peak vid 1940-1945).
- I övrigt snarlika profiler i samtliga kärnor.
- Halter som regel över klass 5 i sediment avsatta efter ~1940-talet.
- Idag ca 5 ggr högre halt än vid 1900-talets början (ackumulationsbottnar).

Silver

- Enda metallen som inte uppvisar en generell återgång från sitt maxima.
- Snarlika profiler i samtliga kärnor från ackumulationsområden.
- Stor koncentrationsspridning i kärnornas hela längd antyder aktiva punktkällor (sedan 50-talet).
- Idag uppemot 40 ggr högre halt än vid 1900-talets början.

Vanadin

- Bred peak/ökning i intervallet 1970-2000.
- Snarlika profiler i samtliga kärnor från liknande miljöer.
- I stort sett samma halter idag som vid 1900-talets början.

Kobolt

- Låg halt, snarlika profiler i samtliga kärnor samt avsaknad av tydliga peakar antyder att kobolt förekommer i lokal bakgrundshalt.
- Halter under klass 4.

4.3.3.2. Diffusion av metaller till/från vattenmassan

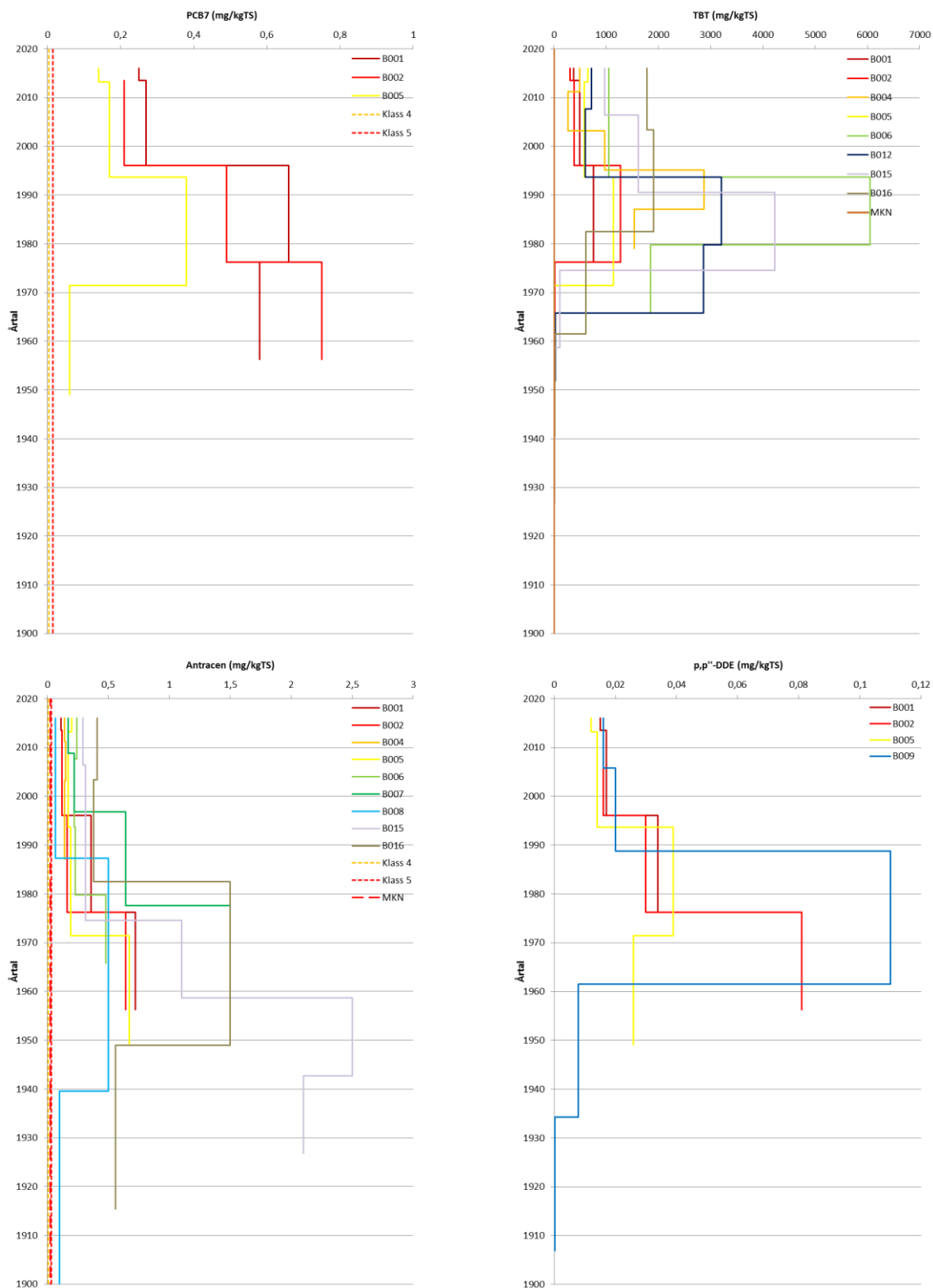
Diffusionsflöden beräknade enligt Fick's andra lag visar på endast små flöden mellan sedimenten och vattenmassan (se Tabell 9).

Tabell 9 - Diffusionsflöden av metaller (Cu, Cr samt Ni) mellan sedimenten och vattenmassan beräknade utifrån halter uppmätta i porvatten från nivåerna 0-2 cm respektive 2-4 cm. Ett negativt tal innebär ett uppåtriktat flöden från sedimenten till vattenmassan. För beräkningarna hämtades diffusionskoefficienter från CRC Handbook, 1994.

Station	Cu (g/m ² /år)	Cr (g/m ² /år)	Ni (g/m ² /år)
B002	0,022	-1,339	-0,704
B005	0,399	0,105	0,187
B007	0,192	-0,259	0,955
B015	0,063	1,0262	0,804

4.3.3.3. Organiska ämnen

Figur 15, samt figurer i bilaga 2 visar hur belastningen av utvalda organiska miljögifter förändrats under de sista 20-60 åren samt hur halten förhåller sig till dels bedömningsgrunder samt MKN i förekommande fall. Återigen framkommer det tydligt att variationen mellan provpunkterna är relativt liten, nedan ges en översiktlig sammanfattning av utvalda organiska ämnen. Med anledning av de höga analyskostnaderna som är förknippade med organiska miljögifter, och behovet av större mängder material för analys, har dessa analyserats i färre punkter. I varje punkt har flera lager slagits samman inför analysen, vilket ger färre mätpunkter i kärnan, och ger graferna deras kantiga profiler. Intervallen är dock anpassade för att undvika blandning mellan lager med antaget höga och låga halter (se diskussion rörande strategi ovan).



Figur 15 - Trender för PCB, TBT, antracen och p,p' DDE, samt jämförelse mot bedömningsgrunder och miljökvalitetsnormer för sediment (i förekommande fall). Figurerna visas i större skala i bilaga 2.

Tennorganiska föreningar (TBT mfl)

- Halterna av TBT visar en tydlig peak runt 1990 för flera provpunkter.
- Halterna är högre i Brunnsvikens södra del (B006, B015, B016), vilket är förväntat med tanke på närheten till båtklubbarna i södra delen av viken, men även halterna i övriga delar av sjön är kraftigt förhöjda.
- Halterna TBT har legat stabilt på ungefär samma nivå sedan ca år 2000.

PAH

- Halterna av PAH är förhöjda i sedimenten fram till 1980-talet, varefter de börjar sjunka till nuvarande nivåer
- En möjlig peak finns från 1950, och sträcker sig fram mot 1980-talet.
- Halterna har genomgående legat högst i de södra delarna av Brunnsviken (B0015, B0016)

Klorerade pesticider

- DDT och dess nedbrytningsformer (DDE och DDD) visar en peak mellan 1960-1990, varefter halterna sjunker till omkring nuvarande halter.
- HCH visar en liknande peak mellan 1960-1990, för att sedan avta.
- Halter av både DDT och HCH är dock fortfarande medelhöga till höga i de punkter de detekteras.

PCB

- PCB uppvisar höga halter under 1960 talet för att efter 1970 sjunka. Från ca 1995 sjunker halterna endast långsamt.
- Halterna i ytsediment är fortfarande höga (klass 5), enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder
- Högst halter förekom under 1970-talet i de norra delarna av Brunnsviken (B001 och B002), och ett liknande mönster återfinns idag.

Ftalater

- Av ftalaterna var det endast DEHP som förekom i halter över detektionsgräns. Endast ytsediment analyserades.

4.3.4. UPPSKATTNING AV RECENT BELASTNING SAMT FÖRBÄTTRINGSBEHOV

Den recenta belastningen av utvalda ämnen har uppskattats baserat på den beräknade massackumulationen (exempel för typområden redovisas i Tabell 7). Detta summeras i Tabell 10, och jämförs med tidigare beräknad årlig tillförsel av fosfor, kväve, bly, kadmium, koppar och zink via dagvatten från tillrinningsområdet (WRS 2016). Eftersom både halt och sedimentationshastighet varierar från punkt till punkt måste uppskattningen utgå från generella antaganden. I detta fall innebär det att medelvärdet för massackumulation (uttryckt som $\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$) från samtliga provpunkter multipliceras med sjöns hela yta för att erhålla ett mått på total belastning. Det vore dock önskvärt att dela upp sjön i olika regimer med utgångspunkt från både sedimentationshastighet och halter i sedimenten. Pga. Brunnsviken läge med flera tänkbara punktkällor och stor variation i fråga om sedimentationsförhållanden skulle dock ett sådant angreppssätt sannolikt bli mycket dyrt utan att med säkerhet förbättra resultatet.

Den beräknade belastningen (årlig inlagring) har jämförts med den beräknade tillförseln från avrinningsområdet (WRS 2016), och ligger i samma storleksordning.

Tabell 10 - Beräknad total belastning av utvalda ämnen, medelvärde för alla punkter. Belastningen har beräknats med utgångspunkt från beräknad massackumulation, samt uppskattad total yta ackumulationsbotten. Massackumulationen varierar från punkt till punkt, här anges ett medelvärde av alla punkter ($n=8-12$ beroende på ämne), samt standard error (SE). Den beräknade belastningen har jämförts med den tillförseln som tidigare beräknats från avrinning (WRS 2016).

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	P	TBT	Summa id11 PAH	Summa PCB 7 dutch	Antracen
Beräknad massackumulation															
Massackumulation,															
Medelvärde alla punkter	$[\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}]$	3,0	3,3	6,2	56	110	0,6	21	88	400	608	0,2	3,2	0,048	0,08
SE	$\pm$	0,6	1,2	1,4	22	35	0,1	5,6	24	121	140	0,04	1,0	0,01	0,02
Beräknad belastning															
Beräknad belastning,															
medelvärde alla punkter	$[\text{kg}/\text{år}]$	4,6	4,9	9,2	85	165	0,85	32	132	600	912	0,25	4,7	0,071	0,115
SE	$\pm$	0,9	1,8	2,1	32	52	0,19	8,3	36	182	210	0,06	1,5	0,02	0,03
Beräknad tillförsel från avrinning															
(tabell 8, WRS 2016)	$[\text{kg}/\text{år}]$		2			110			52	440	700				

Utifrån uppmätt halt i ytsedimenten kan förbättringsbehovet för att uppfylla miljö kvalitetsnorm uppskattas för de ämnen som har miljö kvalitetsnorm för sediment. Beräknat förbättringsbehov redovisas i Tabell 11, tillsammans med en jämförelse mot förbättringsbehov angivna i VISS, samt WRS tidigare uppskattning av förbättringsbehovet (WRS 2016). De framräknade förbättringsbehoven i denna studie är i samma storleksordning, men generellt högre än tidigare beräknade, detta gäller framförallt antracen. Beräkningarna i denna studie är gjorda utifrån ett medelvärde från 8-12 ytsedimentprover, medan WRS beräkningar baseras sig på 1 sedimentkärna. Underlaget för VISS beräkning är okänt.

Tabell 11 - Beräknat förbättringsbehov (baserat på ytsedimenthalt) redovisas tillsammans med en jämförelse mot förbättringsbehov angivna i VISS, sam WRS tidigare uppskattning av förbättringsbehovet (WRS 2016)

	Antracen (n=8)	Fluoranten (n=8)	TBT (n=7)	Kadmium (n=12)	Bly (n=12)
Medelhalt ytsediment [ug/kg]	203	1134	794	6476	204208
MKN [ug/kg]	24	2000	1,6	2300	120000
MKN normaliserat mot medelhalt kol 10,4 %	50	4160	3,3		
Differens uppmätt halt-MKN [ug/kg]	153	-	791	4176	84208
Beräknat Förbättringsbehov [mg/kg]	0,15	-	0,8	4,2	84
Beräknat förbättringsbehov %	75%	-	100%	64%	41%
Beräknat förbättringsbehov [kg/år]	0,04	-	0,10	1,3	23
Förbättringsbehov angivet i VISS [mg/kg]	0,025	-	0,5	3,4	52
Beräknat förbättringsbehov (WRS 2016, tabell 17)	20%	-	99%	49%	25%

5. SLUTSATSER

- Medelhög till hög halt av de flesta miljöstörande metallerna; de flesta dock avklingande mot ytan.
- Silver men även i viss mån tenn ökar fortfarande (igen).
- Förutsättningarna för att sulfidälskande tungmetaller ska bindas hårt till sedimenten är goda vilket styrks av att trenderna av dessa ämnen återspeglar känd utsläppshistorik.
- TBT uppvisar en avklingande trend mot norr men förekommer i klart förhöjda halter i större delen av vattenområdet. Transportmekanismen är dock okänd.
- I mångt och mycket snarlika trender för flera ämnen i ackumulationsområden i norr och söder; detta antyder att eventuella punktkällor för dessa ämnen har marginell påverkan på vattenförekomsten i stort, samt att den dominerande källan sannolikt är diffus och tillförs i snarlik omfattning till områdets olika delar.
- Interncirkulation av fosfor tycks ske främst i den översta centimetern av sedimentet och sannolikt i bottenvattnet. Detta styrks av en stabil halt i underliggande 20 cm av sedimentet samtidigt som miljön i dessa sediment är att betrakta som starkt anaerob.
- Dålig samstämmighet mellan massackumulation och diffusionsflöden för redoxkänsliga element.
- Den beräknade belastningen av miljöstörande ämnen (baserat på massackumulationen) ligger i samma storleksordning som tidigare beräknad tillförsel från tillrinningen.
- Även om belastning kan uppskattas utifrån halter i sedimenten så bör resultatet verifieras med hjälp av alternativ metod, tex uppsamling av fallande material över en längre period samt i flera typområden.

6. REFERENSER

Myrica 2000. Singelbeamlodning kombinerat med dGPS.

Routh et al 2004. Limnol. Oceanogr., 49(5), 2004, 1560–1569.

IVL 1998. Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm- flöden och halter

IVL 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL Rapport/report B1538

HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

HVMFS 2015:4. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Länsstyrelsen Stockholm, 2015. Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Rapport 2015:3.

Naturvårdsverket, 1999. Rapport 4914 - Bedömningsgrunder för kust och hav.

Naturvårdsverket, 1999. Rapport 4913 - Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag

CRC Handbook of Thermophysical Thermochemical Data, 1994. CRC Press Inc. Boca Raton

WRS 2016. Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Brunnsviken. RAPPORT nr 2015-0874-A

