

Förslag till reviderat
sedimentkemiprogram
för Vänern

Underlagsrapport

VÄNERNS VATTENVÅRDSFÖRBUND

27 NOVEMBER 2020

Innehåll

Projektnummer: 32400085-002

Version 2: 27-11-2020 13:17

Författare: Nils Ekeroth, John

Sternbeck, Tomas Hjorth

Granskning: Sanna Börjesson

1	Bakgrund	3
2	Läshänvisning	3
3	Uppdragets omfattning och avgränsningar	3
4	Programmets syfte, mål och strategi	4
5	Provpunkter	4
5.1	Justering av befintliga provpunkter	4
5.2	Referenspunkter för storskalig bakgrundbelastning	7
5.3	Förslag på nya provpunkter	7
6	Analysvariabler	9
6.1	Rapporteringsgränser och prioritering	15
6.2	Utgående analysvariabler	16
6.3	Tillkommande analysvariabler	16
6.4	Behov av provmängd	16
7	Strategi för provuttag	17
7.1	Ytsediment	17
7.2	Trendanalys	17
8	Kvalitetssäkrande åtgärder	20
9	Resultatutvärdering och jämförelsekriterier	20
9.1	Trendutvärdering	20
9.2	Bedömningsgrunder	20
10	Referenser	22
<hr/>		
	Appendix 1 : Lokalisering av provpunkter	24

1 Bakgrund

Vänern är en mycket stor näringsfattig sjö som består av två stora samt ett antal mindre strandnära vattenförekomster. Avrinningsområdet är därmed varierat och består av såväl skogs- och jordbruksområden som tätorter, större städer och industrialiserade områden. Vattenområdena varierar också med avseende på vattendjup, omsättningstid, avstånd till påverkansområden mm.

Genom övervakningsprogrammet för sedimentkemi har föroreningsituationen undersökts vid tre tillfällen: 1998, 2008/2009 och 2018. Under denna period har förändringar skett avseende t.ex. punktkällebelastning, storskaligt atmosfäriskt nedfall och även vad gäller de krav som ställs på miljö kvalitet inom vattenförvaltningen. Vid genomförandet av programmet 2018 identifierades ett behov av att se över programmet, främst vad gäller provpunkternas placering, strategi för provuttag, analysvariabler, kvalitetssäkring och utvärderingskriterier. Detta resulterade i ett uppdrag att se över nuvarande sedimentkemiprogram och ge förslag på hur det kan revideras.

2 Lëshänvisning

I föreliggande underlagsrapport motiveras och diskuteras utformningen av förslaget till reviderat sedimentkemiprogram för Vänern. För att det konkreta förslaget ska vara så kort och koncist som möjligt redovisas det i ett separat dokument (*"Program för undersökningar av sedimentkemi i Vänern"*). Två alternativa utföranden presenteras; ett fullskaligt program som inkluderar samtliga föreslagna provpunkter samt ett mindre omfattande program som enbart omfattar de mest prioriterade provpunkterna (prio ett-provpunkter, se avsnitt 5).

3 Uppdragets omfattning och avgränsningar

De moment som ingår i NIRAS uppdrag är följande (återgivna i något förkortad och justerad form från vattenvårdsförbundets beställning):

- Utvärdering och anpassning av provpunkternas placering. Detta görs utifrån tillgängligt dataunderlag som levererats av beställaren.
- Identifiering av de provpunkter som är mest lämpliga som referenspunkter för Vänern, det vill säga återspeglar storskalig bakgrundsbelastning.
- Identifiering av ämnen som kan fasas ut från programmet, alternativt läggs till.
- Redovisning av förhållandet: materialbehov – möjliga analyser inklusive rapporteringsgräns – kostnad. Det vill säga som underlag för framtida prioritering och val av skiktjocklek.
- Precisering av erforderliga rapporteringsgränser för respektive ämnesgrupp.
- Ge förslag på kvalitetssäkrande åtgärder som kan vidtas vid provtagning.
- Ge förslag på (i Sverige nu tillgängliga) bedömningsgrunder och andra utvärderingskriterier som är relevanta att använda vid utvärdering av mätdata från sedimentkemiprogrammet.

Den ursprungliga uppdragsbeskrivningen omfattade inte en översyn av sedimentkemiprogrammets syften och mål. Under arbetets gång meddelade vattenvårdsförbundet (genom Sara Peilot) att en översyn av syften och mål kan ingå i uppdraget om NIRAS ser ett behov av det.

I nedanstående avsnitt motiveras utformningen av förslaget till reviderat program. De avvägningar som gjorts beskrivs och för- och nackdelar med olika typer av utformning diskuteras.

4 Programmens syfte, mål och strategi

De mål och syften som anges i nuvarande program anses kunna kondenseras och tydliggöras enligt nedan:

Syfte:

- Karakterisering av regionala bakgrunds nivåer i Vänerns ytsediment.
- Belysa lokal föroreningspåverkan i vissa områden.
- Ge underlag för uppföljning av långsiktiga förändringar av såväl regional bakgrundsbelastning som lokal påverkan.
- Ge möjlighet att upptäcka eller följa upp indikationer på nya föroreningar i miljön.

Mål:

- Beskriva rådande regionala bakgrundshalter och jämföra med historiska nivåer för att värdera om bakgrundshalter förändras över tid.
- Beskriva rådande lokal föroreningspåverkan i vissa områden och identifiera eventuella förändringar över tid.

Genom föregående undersökning (Vänerns Vattenvårdsförbund 2019) har lämpliga bakgrundslokaler identifierats och beskrivs i senare kapitel. Föroreningsnivåer i dessa punkter bedöms motsvara storskalig bakgrundsbelastning och kan utgöra referensnivåer vid identifiering av lokal påverkan. Det finns också ett behov att studera hur halter förändras över tid. Detta har huvudsakligen möjliggjorts genom jämförelse av resultat från de olika undersökningarna, dvs med ca 10 års intervall. Det finns flera begränsningar med denna strategi. Det blir vanligen olika laboratorier som utför analyserna vilket kan innebära osäkerhet i jämförelsen av resultaten. Provtagningen kan utföras på olika sätt vilket också minskar jämförbarheten. Och slutligen kan jämförelser bara göras ca vart 10:e år och för de ämnen man tidigare valt att analysera.

NIRAS föreslår istället att tidstrender studeras genom studier av sedimentkärnor. Genom datering kan föroreningshalternas variation över djupet också beskrivas över tid och man kan även inkludera ämnen som tidigare ej varit undersökta.

5 Provpunkter

5.1 Justering av befintliga provpunkter

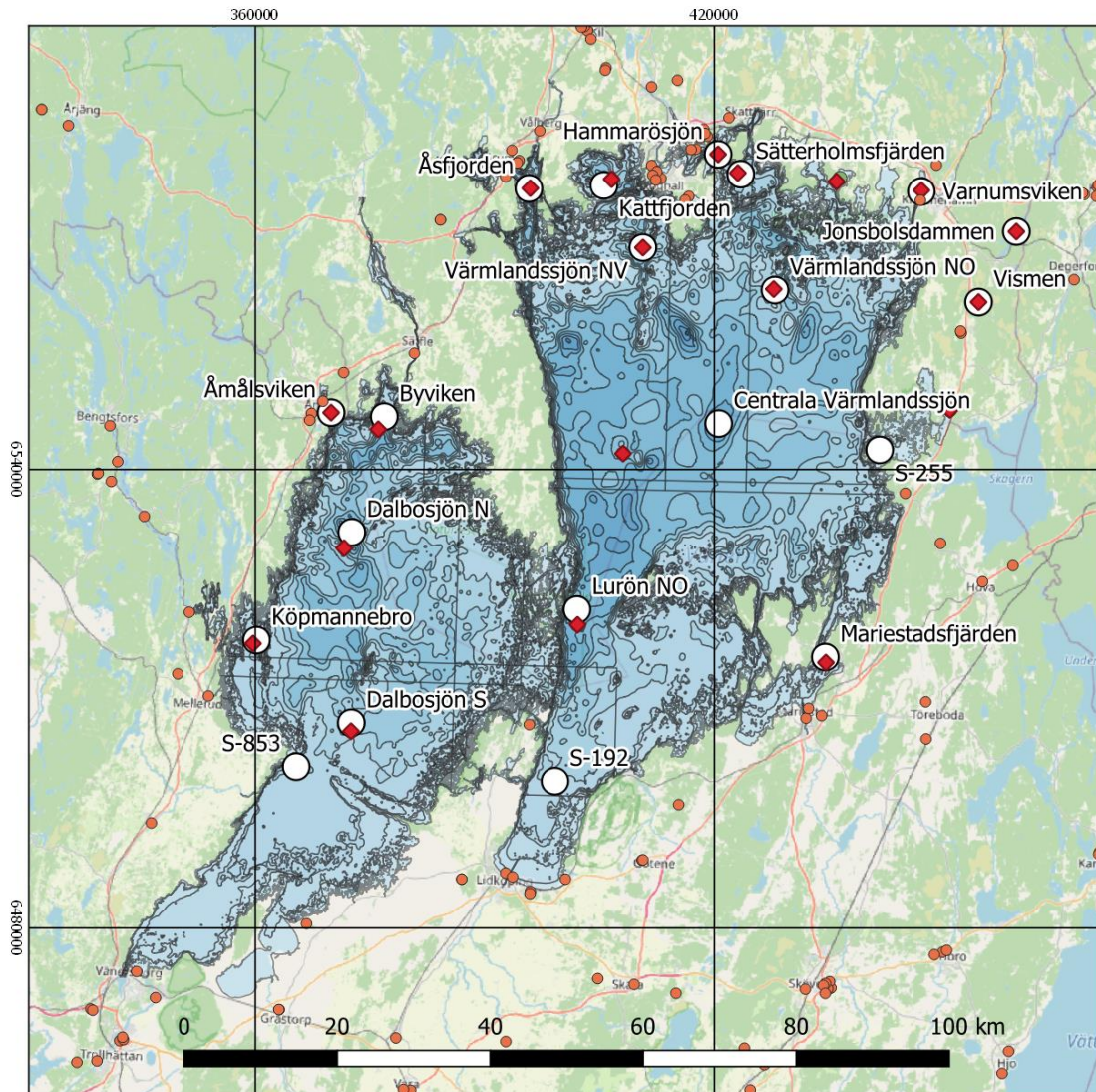
I samband med NIRAS provtagning 2018 noterades avvikelser kring vissa av provtagningskoordinaterna i det befintliga provtagningsprogrammet:

- I flera fall avvek vattendjupen markant från de djup som anges i programmet.
- I flera fall överensstämmer inte de angivna provtagningskoordinaterna med vad som anges i datavärdens stationsregister och VISS (Tabell 5.1).
- I flera fall var provpunkterna olämpligt lokaliserade (inom ankringsförbud, i sluttningar, utanför ackumulationsområden).

Förslagen på justerade provtagningskoordinater (Figur 5.1) har tagits fram utifrån erfarenheter från fältarbetet och med hjälp av detaljerad djupdata som förmedlats av beställaren. Som regel har de föreslagna provtagningspunkterna placerats ut där sannolikheten för förekomst av ackumulationsbotten är som högst (dvs inom lokala djuphålor med flack botten) i närheten av de befintliga provpunkterna. Ändringar av provpunkternas position medför risk för oväntade bottenförhållanden vid den nya provtagningsplatsen. Av den anledningen har ändringar undvikits i några fall trots att djupdataunderlaget indikerat att mindre justeringar skulle innebära att

provpunkterna hamnade något djupare eller mer centrerat inom respektive provpunkts djuphåla. Detta gäller sex av provpunkterna som provtagningen 2018 visade ligger "tillräckligt" bra.

En annan följd av att flytta provpunkter är att jämförelser med tidigare resultat försvåras. Detta har dock inte tagits så stor hänsyn till eftersom (i) provtagningsprogrammet genomförs så pass sällan och att det därmed inte finns så stort dataunderlag att jämföra med och (ii) tidstrender föreslås övervakas genom haltprofiler i sedimentkärnor snarare än genom jämförelser med tidigare data.



Figur 5.1 Översiktsskarta av Vänern. Vita cirklar visar provpunkter enligt förslaget till reviderat program och röda diamanter visar provpunkterna enligt nuvarande program. Tillståndspliktigt miljöfarlig verksamhet är utmärkt med orangea punkter. S-853 och S-192 är tillkommande punkter (se avsnitt 5.3). S-255 ersätter provpunkten Kolstrandsviken.

För sex av provpunkterna avviker koordinaterna i nuvarande program från datavårdens stationsregister och VISS. Tre av dessa föreslås koordinaterna korrigeras enligt stationsregistret och för de tre övriga föreslås nya positioner.

Under revisionen av föreliggande rapport framkom att SGU håller på att bearbeta mer högupplöst batymetrisk underlag än vad som använts vid framtagandet av justerade provtagningskoordinater. Förslagen på justerade provtagningskoordinater bör stämmas av mot SGUs dataunderlag när det är färdigt.

Tabell 5.1 Översikt av justeringar som föreslås med avseende på provpunkternas lokalisering.

Nr	Namn	Överensstämmelse med stationsregistret (nuvarande program)	Justerad koordinat (föreslaget program)	Kommentar (se nedan)	Prio (1/2)
1	Värmlandssjön NV	Ja	Nej	1	2
2	Värmlandssjön NO	Ja	Ja	12	2
3	Centrala Värmlandssjön	Ja	Ja	5	2
4	Lurön NO	Ja	Ja	6	1
5	Dalbosjön S	Ja	Ja	7	1
6	Köpmannebro	Ja	Ja	8	1
7	Dalbosjön N	Ja	Ja	9	2
8	Byviken	Nej	Ja	4	1
10	Åsfjorden	Nej	Ja	2	1
11	Kattfjorden	Ja	Ja	3	1
18	Hammarösjön	Ja	Nej	1	1
12	Sätterholmsfjärden	Nej	Ja	13	1
13	Varnumsviken	Nej	Ja	2	1
14	Lunnerviken	Nej	Utgår	10	
15	Vismen	Ja	Nej	1	2
16	Jonsbolsdammen	Ja	Nej	1	2
17	Kolstrandsviken	Ja	Ersätts	10	
25	Mariestadsfjärden	Nej	Ja	11	1
26	Åmålsviken	Ja	Nej	1	1

- 1) Koordinat i befintligt program anses lämplig.
- 2) Korrigering enligt stationsregistrets koordinat, vilken anses lämplig
- 3) Koordinat i befintligt program inom område med ankringsförbud. Förslagen koordinat utanför ankringsförbudet och på större djup (50-60 m) än i nuvarande program.
- 4) Förslagen koordinat flyttad ca 2 km NO om befintlig koordinat till samma position där vattenprovtagas (stn ID: 00148707). Förslagen koordinat djupare (30-40 m vattendjup), mer representativ för Byviken och mer vind- och vågskyddad än nuvarande provpunkt.
- 5) Befintlig koordinat uppe på en ås. Förslagen koordinat ca 13 km NO om befintlig koordinat, i stor och mer centralt lokaliserad djuphåla (70-80 m).
- 6) Förslagen koordinat ca 2 km N om befintlig koordinat.
- 7) Förslagen koordinat ca 650 m NO om befintlig koordinat, i lokal djuphåla med större djup (40-50 m).
- 8) Förslagen koordinat ca 650 m NO om befintlig koordinat, i lokal djuphåla med större djup (30-40 m).
- 9) Koordinat i befintligt program ligger relativt grunt och uppe på en sluttning. Ny punkt i lokal djuphåla (2,3 km åt NO), sannolikt med mer utpräglad ackumulationsbotten (70-80 m djupt).
- 10) Inga ackumulationsbottnar i närområdet. Kolstrandsviken ersätts med S-255, se Appendix 1 .
- 11) Befintlig provpunkt och provpunkten i stationsregistret ligger relativt grunt (ca 5-7 m). Förslagen koordinat i lokal djuphåla (ca 12 m), ca 750 m N om befintlig koordinat.
- 12) Förslagen koordinat ca 500 m SO om befintlig koordinat, mer centrerat inom samma djuphåla.
- 13) Förslagen koordinat ca 400 m SO om koordinat i befintligt program.

En översikt av de förändringar som föreslås ges i Tabell 5.1, som även innehåller en prioritering för respektive provpunkt (prio ett och prio två). Prioriteringen speglar hur viktig respektive provpunkt är för att målen i provtagningsprogrammet ska nås. Prio ett-stationer bedöms som kritiska att ha med i programmet medan prio två-stationer bedöms som värdefulla men ändå mindre betydelsefulla. Provtagningsstationer inom den senare kategorin kan väljas bort av exempelvis budgetskäl eller ersättas med nya stationer om det i framtiden uppkommer skäl ta prover på nya platser. Några av provpunkterna anses olämpliga och bedöms kunna utgå ut programmet. En översiktlig bild över provpunkternas läge ges i Figur 5.1. Stationsvisa motiveringar av provpunkternas lokalisering och prioriteringsindelning enligt förslaget till reviderat program ges i Appendix 1.

5.2 Referenspunkter för storskalig bakgrundbelastning

Bland provpunkterna i öppna Vänern (vattenförekomsterna Dalbosjön och Värmlandssjön) noterades vid senaste undersökningen (Vänerns vattenvårdsförbund 2019) i allmänhet lägst halter vid Dalbosjön S och Lurön NO, vilket indikerar att dessa två är de (bland "utsjöstationerna") med minst påverkan från lokala föroreningskällor. Såväl Lurön NO som Dalbosjön S anses vara lämpliga referenspunkter för storskalig bakgrundbelastning i Vänern och klassificeras som "prio ett" (Tabell 5.1). För att få en bild av den rumsliga variationen av bakgrundshalter i öppna Vänern är det värdefullt att ha mer än en referenspunkt i vardera vattenförekomst. Analyser av PAH-mönstret tyder på att även följande lokaler till stor del speglar bakgrundbelastning, vilket gör dem lämpliga som komplementära referenspunkter för öppna Vänern (prio två): Värmlandssjön NV, Värmlandssjön NO, Centrala Värmlandssjön och Dalbosjön N. Utvärdering av övriga föroreningar visade att provpunkterna i vattenförekomsten Värmlandssjön (Värmlandssjön NV, Värmlandssjön NO, Centrala Värmlandssjön, Lurön NO) uppvisade högre halter av kvicksilver och vissa klorerade dioxiner och furaner än vid bakgrundspunkterna i Dalbosjön. Detta motiverar att halterna vid de strandnära lokalerna relateras till bakgrundshalter vid referenspunkter inom samma vattenförekomst.

Att ha flera referenspunkter är värdefullt eftersom det ger information om bakgrundshalternas variation. Detta är väsentlig kunskap vid bedömning av påverkansgrad i andra provpunkter.

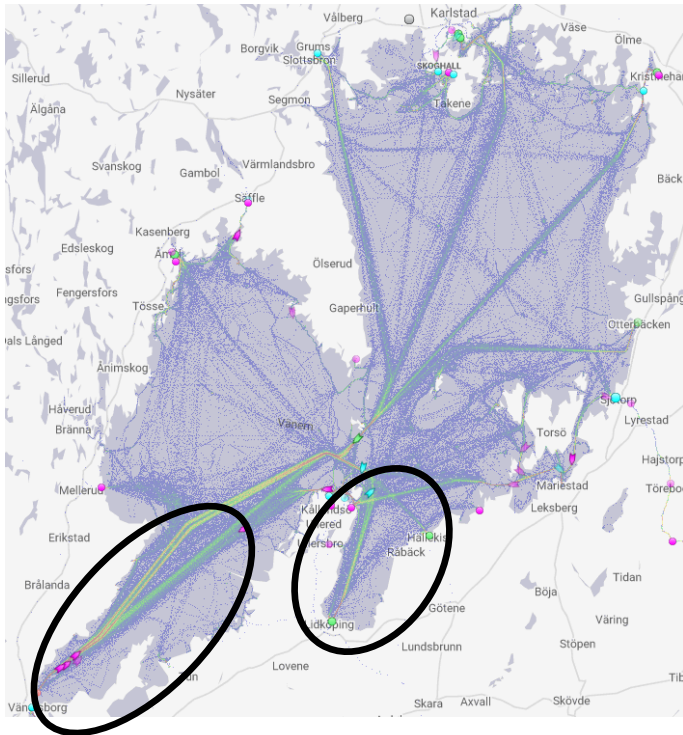
5.3 Förslag på nya provpunkter

Provpunkterna i nuvarande program anses vara tillräckliga för att svara upp mot syften och mål som rör regional påverkan i Vänern. Vad gäller lokal föroreningspåverkan finns några områden där det inom nuvarande program inte sker någon provtagning men som kan antas vara potentiellt lokalt påverkade. Detta gäller främst Vänersborgsviken och Kinneviken utanför Lidköping, vilka båda är relativt tungt trafikerade med fartygstrafik (Figur 5.2). Kinneviken mottar vatten från Lidån som rinner genom Lidköping.

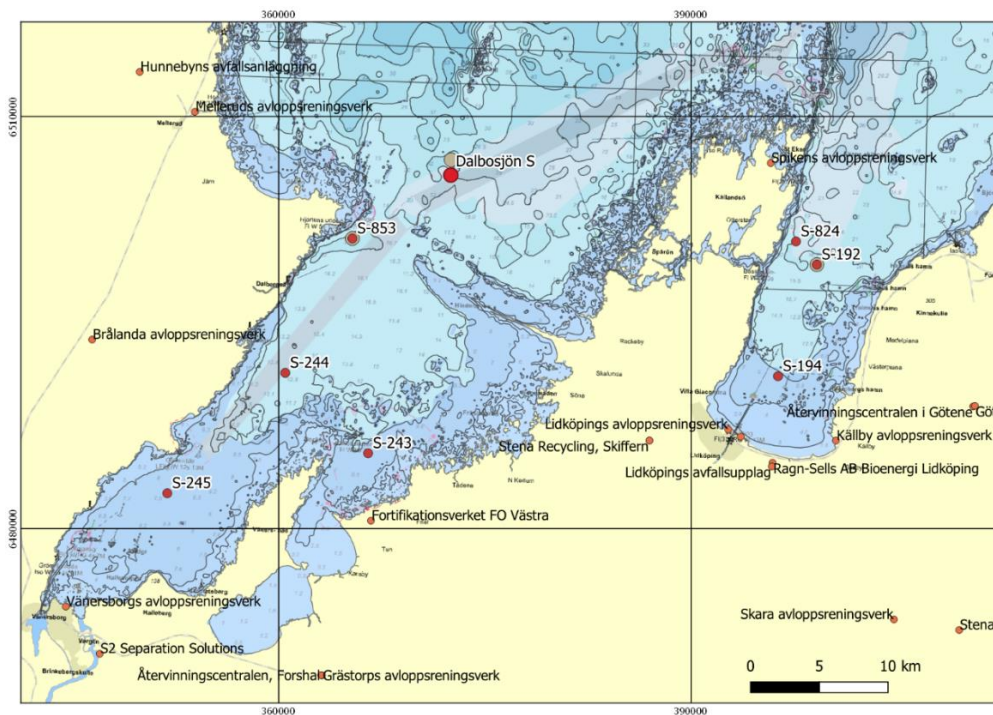
Provtagningsdata från tidigare provtagningar i dessa områden finns tillgänglig i SGUs databas (<http://resource.sgu.se/oppnadata/marin/api/miljoovervakning/lan/14?format=csv>). De inre delarna av Vänersborgsviken utgörs sannolikt av transport/erosionsbottnar, vilket indikeras av höga uppmätta TS-halter (ca 30-50% i ytskiktet) för stationerna S-243, S-244, S-245, och S-805 (Figur 5.3). Dessa är därför sannolikt olämpliga som övervakningsstationer. Bland tidigare provtagna lokaler i området är den mest lämpliga provpunkten ur bottenytshänseende S-853 med rapporterad TS-halt om 9,4 %. Provpunkten ligger i en djuphåla i nära anslutning till farleden in mot Vänersborg och kan vara lämplig främst för övervakning av TBT.

I likhet med Vänersborgsviken är Kinneviken relativt grund i dess inre delar. TS-halten vid S-192 och S-824 har uppmätts till 14-16%, vilket ligger inom det övre intervallet för typiska ackumulationsbottnar. En preliminär provpunkt vid S-192 föreslås ingå i provtagningsprogrammet (Figur 5.3). Innan nästa genomförande av provtagningsprogrammet kan det med fördel

genomföras en förstudie av möjligheten att hitta en lämplig lokal (ackumulationsbotten) längre in i Kinnevikens (i området mellan S-192 och S-194).



Figur 5.2 Skämdump från marinetrax.com som illustrerar fartygstrafikintensitet i Vänern 2016. Hämtad: (www.marinetraffic.com/en/ais/home/centerx:13.2/centery:58.8/zoom:9). Vänernsborgsviken och Kinnevikens är inringade.



Figur 5.3 Nya provpunkter föreslås i Vänernsborgsviken (vid S-853) och Kinnevikens (vid S-192 eller om möjligt i området mellan S-192 och S-194). Provpunkten Dalbosjön S i nuvarande provtagningsprogram syns norr om Vänernsborgsviken. I kartan är även tillståndspliktig miljöfarlig verksamhet utmarkerade med orangea punkter.

6 Analysvariabler

Nuvarande analysomfattning återges i Tabell 6.1 och

Tabell 6.2. Vid senaste undersökningen var det många organiska föroreningar som inte detekterades. Detta kan bero att analysmetoden inte var tillräckligt känslig eller att dessa ämnen inte förekommer i sediment i relevanta nivåer. Det finns därför ett behov att gå igenom befintligt analysprogram, och följande prioriteringsgrund användas: Är ämnesgruppen relevant att undersöka i sediment? Om detta är fallet så bör den vara kvar i programmet, givet att den påträffades vid senaste undersökningen. Om den inte påträffades kan den ändå vara relevant om den analysmetod som användes inte var tillräckligt känslig, och en känsligare metod kan användas. Om ämnesgruppen inte bedöms relevant kan den utgå eller nedprioriteras. Vilka ämnesgrupper som detekterades vid undersökningen 2018 listas i Tabell 6.1 och Tabell 6.2 tillsammans med kommentarer om rapporteringsgränser i de fall de bedöms kunna sänkas.

Vad som är en relevant ämnesgrupp för ett regionalt miljöövervakningsprogram kan förstås diskuteras. Det finns ett antal organiska s.k. PBT-ämnen som spridits i stor omfattning och som också kan påverka tjäligheten hos fisk. Användningen av sådana ämnen har ofta reglerats och det finns ett värde i att följa upp effekten i miljön av regleringen. Detta gäller även vissa toxiska metaller som spridits såväl lokalt som storskaligt genom atmosfäriskt nedfall. Dessa kriterier är relevanta för bakgrundsmiljöer i Vänern. Ämnen med miljöfarliga egenskaper som har en lokal påverkan i större eller mindre delar av Vänern och som binder effektivt till sediment, dvs som inte har hög vattenlöslighet, är också relevanta för programmet. Sådana ämnen behöver undersökas i både bakgrundslokaler och områden med potential att vara lokalt påverkade. Därutöver finns för ett antal föroreningar gränsvärden som används för klassificera ekologisk och kemisk status (HVMFS 2019:25) och för vilka det därför är angeläget att regelbundet undersöka deras förekomst och dessutom ta fram referensdata för bakgrundslokaler. Nedan ges en kort rekommendation för respektive ämnesgrupp.

Metaller

Samtliga undersökta metaller detekterades i proven förutom silver som endast påträffades i ett prov. Jämförelse med silvers geologiskt betingade halter samt tidigare mätningar i svenska sediment (Sternbeck m.fl., 2015) tyder på att en rapporteringsgräns om ca 50 µg/kg TS erfordras om bakgrundshalter ska kunna detekteras. Silver är ett ämne som bl.a. är toxiskt för bakterier och vattenlevande organismer och vars spridning från samhället varit betydande även om det finns tecken på minskande halter. Om silver ska ingå i programmet bör syftet vara att studera tecken på lokal påverkan nedströms t.ex. städer och reningsverk. För att kunna konstatera om det rör sig om lokal förorening rekommenderas rapporteringsgräns om ca 50 eller som högst 100 µg/kg TS och helst även att silver undersöks i några bakgrundspunkter. Wolfram undersöktes endast i en lokal (Åmålsviken) och uppmätta halter är i nivå med vad som kan förväntas i geologiskt material. Det finns således inga tecken lokala utsläpp av wolfram i detta område.

Halterna av övriga metaller är överlag inte anmärkningsvärt höga. Gränsvärden och bedömningsgrunder enligt HVMFS 2019:25 överskreds inte, med något undantag, och generellt minskar halterna över tid. Metaller är dock att betrakta som en standardanalys i sediment, de är relevanta ur ett miljöperspektiv och de finns många källor till spridning, inkl. bakgrundsbelastning via atmosfäriskt nedfall. Därtill är provmaterialbehovet för metallanalyser lågt. De metaller som undersökts ingår vanligen i tillgängliga analysprogram även om t.ex. kvicksilver ibland är ett tillägg. Vissa av metallerna förekommer i förhöjda halter medan andra troligen främst uppträder i bakgrundshalter. Metallerna koppar, kadmium och bly är också reglerade med bedömningsgrunder eller gränsvärde i vattenförvaltningen, vilket är ett motiv för övervakning. Det rekommenderas att samtliga undersökta metaller ingår i programmet, med förbehåll för silver och wolfram enligt föregående stycke.

Andra grundämnen

Undersökningen 2018 innefattade TOC, totalkväve, totalfosfor och svavel som alla påträffades i samtliga prov. TOC är en basparameter som för vissa ämnen dessutom krävs för jämförelse mot gränsvärden enligt vattenförvaltningen, varför TOC ingår som en prio ett-variabel. Laboratorierna erbjuder ofta en TOC som beräknas utifrån den mindre kostsamma analysen av glödförlust. Dessa beräknade TOC-värden stämmer inte för sediment och det är därför bättre att analysera TOC direkt. Totalkväve och totalfosfor är ett grovt mått på näringsbelastningen men eftersom Vänern inte är påverkad av övergödning betraktas de inte som kritiska variabler. Svavel som också främst också är kopplad till övergödningens problematik bedöms inte heller vara nödvändigt att övervaka.

Tabell 6.1. Grundämnen och metaller som analyserades i senaste undersökningen.

Ämnesgrupp	Prov med detekterade halter	Kommentar
As	Alla	
Cd	Alla	
Co	Alla	
Cr	Alla	
Cu	Alla	
Hg	Alla	
Ni	Alla	
Pb	Alla	
V	Alla	
Zn	Alla	
Fe	Alla	
Al	Alla	
Ag	1 av 28	Betydligt lägre rapporteringsgränser krävs
W	1 av 1	Endast Åmålsviken
TOC	Alla	
Totalkväve	Alla	
Totalfosfor	Alla	
Svavel	Alla	

Tabell 6.2. De organiska ämnen som analyserades i senaste undersökningen.

Ämnesgrupp	Prov med detekterade halter	Kommentar	Haltintervall
PAH			
PAH summa 16	17 av 17		0,1-6,6 mg/kgTS
PCB			
ΣPCB-7	0 av 11	Förhöjd rapporteringsgräns pga brist på provmängd	
Dioxinlika PCB, 12 enskilda kongener	11 av 11 för vissa kongener		
Tributyltenn	3 av 13		<1-10 µg/kgTS
Bromerade flamskyddsmedel			

PBDE #28-#100 4 st.	0 av 17	Lägre rapporteringsgränser krävs
Deka-BDE #209	0 av 17	Lägre rapporteringsgränser krävs
DekaBB	0 av 17	Lägre rapporteringsgränser krävs
HBCD	0 av 17	Lägre rapporteringsgränser krävs
TBBPA	0 av 17	
Dioxiner och furaner		
ΣPCDD/F	11 av 11, färre för många kongener	
Ftalater		
Tio enskilda exkl. DEHP	0 av 16	
DEHP	16	<50-900 µg/kgTS
Alkylfenoler		
4-tert-oktylfenol	0 av 17	<1-1,4 µg/kgTS
4-nonylfenoler (tekn blandning)	1 av 17	<10-21 µg/kgTS
Oljekolväten		
oljeindex >C10-<C40	3 av 4	
alifater/aromater fraktion >C10-C12	0 av 4	
alifater/aromater fraktion >C12-C16	0 av 4	
alifater/aromater fraktion >C16-C35	3 av 4	
alifater/aromater fraktion >C35-<C40	2 av 4	
Perfluorerade föreningar		
PFOS	6 av 16	<3-4,1 µg/kgTS
14 andra PFAS	0 av 16	<3 µg/kgTS

PAH

Vissa PAH är reglerade i sediment inom vattenförvaltningen och PAH-gruppen är också en mycket vanlig förorening som sprids såväl storskaligt via bl.a. atmosfäriskt nedfall som från många diffusa källor och punktkällor. Undersökningen 2018 visade att gränsvärdet för antracen överskreds i två lokaler och halterna var överlag i klass 2-3 enligt Naturvårdsverkets äldre bedömningsgrunder. PAH visade tecken på avtagande bakgrundshalter men även flera lokaler med tydligt lokalt påverkade halter. Det storskaliga atmosfäriska nedfallet av PAH visar dock i Sverige inte någon tydlig avtagande trend (IVL, 2016). I de sju provpunkter som belägna i öppna och västra Vänern¹ är sammansättningen av PAH närmast identisk och halterna relativt låga, vilket tyder på att detta är lokaler som främst påverkas av atmosfärisk bakgrundsbelastning av

¹ Värmlandssjön NV, Värmlandssjön NO, Centrala Värmlandssjön, Lurön NO, Dalbosjön S, Köpmannebro och Dalbosjön N

PAH. Provpunkterna i Västra och Norra Vänern skilde sig mot detta mönster vilket indikerar lokal belastning utöver bakgrund.

PAH är ämnen med betydande akvatisk toxicitet och föroreningarna antracen och fluoranten är också reglerade med gränsvärde i vattenförvaltningen, vilket är ett motiv för övervakning. PAH rekommenderas ingå i fortsatt övervakning men eftersom halterna är så lika bland stationerna i öppna Vänern är det för dessa tillräckligt att övervaka referensstationerna Lurön NO och Dalbosjön S.

PCB och dioxinlika PCB

PCB är en grupp av 207 ämnen med samma grundstruktur men med varierande egenskaper. Som grupp räknas PCB som bioackumulerbara, persistenta och toxiska, vilket bl.a. visar sig genom att ämnena fortfarande ca 40 år efter ett svenskt förbud mot användningen förekommer allmänt i fisk. Vanligen analyseras 7 olika kongener, Σ PCB-7 i såväl sediment som fisk. I den senaste undersökningen var halterna lägre än rapporteringsgränsen. Allmänt har dock storskalig atmosfärisk belastning minskat i Sverige under de senaste årtiondena (IVL, 2016) liksom i vissa fall även halterna i fisk och särskilt i den marina miljön (t.ex. Naturhistoriska riksmuseet 2015, 2017). I abborre från Vänern bedöms halterna av PCB-7 vara låga och under lång tid har halterna varit långt under gränsvärdet (Vänerns Vattenvårdsförbund 2019b). Frågan är hur relevant det är att fortsatt dokumentera dessa allmänt minskande halter även i sediment. År 1998 detekterades PCB-7 i haltnivåer om upp till 89 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS i Vänerns ytsediment och vid nästa provtagningsomgång var halterna som högst 14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS (Vänerns Vattenvårdsförbund 2009). Då halterna 2018 var <21 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS tyder detta på en allmänt minskande belastning, i linje med t.ex. det storskaliga atmosfäriska nedfallet. Kongenen PCB-118 som ingår i gruppen Σ PCB-7 analyserades vid undersökningen 2018 även med en mer känslig metod och den visade sig vara förhöjda i Åmålsviken och Åsfjorden (nära den övre gränsen för klass II, låg halt, enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet). Förslaget till reviderat program omfattar analys av PCB7 och dioxinlika PCB vid dessa lokaler samt i Kattfjorden där liknande halter uppmättes 2008/2009. Analyser av vertikala profiler av PCB7 och dioxinlika PCB föreslås även för två av provpunkterna i öppna Vänern (Dalbosjön N och Värmlandssjön NV) i syfte att dokumentera hur den historiska belastningen förändrats över tid.

TBT och tennorganiska ämnen

Tennorganiska ämnen har använts som båtbottnfärg, fungicid och även som tillsatskemikalier i bl.a. vissa plaster. Det finns därför en potentiell påverkan både från sjöfart, gamla marinor och båtklubbar samt från tätorter via dagvatten. I synnerhet TBT är mycket toxiskt för vattenlevande organismer. I undersökningen 2018 (Vänerns Vattenvårdsförbund 2019) analyserades enbart TBT och halterna kan betecknas som relativt låga, merparten av proven visade < 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS. Högre halter har tidigare påträffats i marinor (Bengtsson och Cato 2011) vid Lidköping och Mariestad. I Mälaren var halterna relativt låga utom i vissa områden där påverkan sannolikt var knuten till en trång farled eller en hamn (Sternbeck, 2015). Sedan 2008 finns ett globalt förbud mot TBT i båtbottnfärg, vilket också leder till en succesivt minskad förekomst i miljön. Undersökningen i Vänern 2018 (Vänerns Vattenvårdsförbund 2019) visade att bakgrundsvärdena genomgående var <1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS och således lägre än gränsvärdet för god kemisk status. Tennorganiska ämnen föreslås framgent att riktas mot områden som är belägna nära farleder eller hamnar. TBT omfattas av gränsvärde inom vattenförvaltningen vilket är ett argument att ha med den i programmet.

Bromerade flamskyddsmedel

Inom gruppen bromerade flamskyddsmedel analyserades polybromerade difenyletrar av två typer, dekabromerad bifenyyl, hexabromcyklododekan samt tetrabrombisfenol A. Inget av dessa

ämnen detekterades i sedimenten. Ämnena uppträder ofta i mycket låga halter och i Mälaren genomfördes nyligen en motsvarande undersökning (WSP 2018) som innefattade PBDE (#28-154) samt HBCD. För PBDE var rapporteringsgränsen tio gånger lägre än i Vänern (0,05 µg/kg TS) men i flertalet prov kunde ämnena ändå inte detekteras. I ett fåtal prov påvisades halter något över rapporteringsgränsen. Även för HBCD var rapporteringsgränsen lägre än för Vänern (0,5 µg/kg TS) och endast i ett prov påträffades ämnet i halter över rapporteringsgränsen.

Användningen av penta-BDE, deka-BDE och HBCD är internationellt reglerad (t.ex. EU 2019/1021 och POP-konventionen), halterna i sediment är mycket låga och även med känsligare analysmetoder svåra att mäta, och svensk miljöövervakning visar att den storskaliga belastningen via luft och atmosfäriskt nedfall minskar. Minskade halter syns även i abborre från Vänern (Vänerns vattenvårdsförbund, 2019b). Det kan därför vara relevant att ompröva om dessa ämnen ska övervakas i Vänerns sediment. PBDE anrikas i näringskedjan och ett mer effektivt alternativ kan vara att följa utvecklingen av penta-BDE (#28-154) i fisk. För fisk finns dessutom, till skillnad för sediment, gränsvärden för bromerade flamskyddsmedel. TBBPA är en något mer vattenlöslig och mindre persistent flamskyddsmedel som dessutom kan debromeras i sediment varför det ämnet skulle kunna fasas ut ur programmet. Dekabromerade bifenyli har aldrig haft samma spridning som penta-BDE och föreslås också kunna fasas ut. Sammanfattningsvis föreslås att övervakningen av bromerade flamskyddsmedel upphör i sediment och att det är mer relevant att mäta i fisk.

Klorerade dioxiner och furaner

Vänern har en historisk problematik kring bl.a. "dioxiner" (polyklorerade dioxiner och furaner) med förhöjda halter i fet fisk. Halterna i sediment har dock minskat under senare år (se t.ex. Vänerns Vattenvårdsförbund 2019; IVL 2018). Det har också diskuterats att källan till dioxiner i fet fisk idag inte är industriella utsläpp i regionen utan skulle kunna vara det storskaliga atmosfäriska nedfallet. I 2018 års undersökning uppvisade halterna av summa WHO-TEQ² i ytsediment relativt måttliga geografiska variationer. Vissa lokalt förhöjda halter påträffades, särskilt i Kattfjorden, och dessa skillnader var mycket tydliga för vissa högklorerade kongener. Detta indikerar att det i vissa mer kustnära områden kan förekomma lokalt belastade områden med högre dioxinhalter. Sammanfattningsvis bedöms det relevant att fortsatt analysera dioxin i sediment men antalet lokaler skulle kunna reduceras. Övervakningen av klorerade dioxiner och furaner föreslås fortsätta i Kattfjorden, Åsfjorden och Åmålsviken där högst halter uppmätts vid tidigare undersökningar och där det tidigare funnits verksamheter som orsakat utsläpp av dessa ämnesgrupper. Ämnesgruppen föreslås också övervakas vid referensstationerna i öppna Vänern.

Ftalater

Av de elva ftalater som analyserats detekterades endast DEHP. Jämförelse med föregående undersökning 2008 tyder på kraftigt minskande halter. Ftalater är mer lösliga och betydligt mindre persistenta än t.ex. PCB eller PCDD/F varför de inte är självklart att de anrikas lika effektivt i sediment. Av de elva ftalater som undersöktes är DEHP en av de mest svårlösliga och som dessutom använts och spridits i mycket stor omfattning, vilket kan vara en förklaring till att just denna ftalat påträffats. I slam från svenska reningsverk är det t.ex. vanligen DEHP som uppträder i betydligt högre halter än övriga ftalater (Haglund och Olofsson, 2008), med undantag för DINP och DIDP som dock inte analyserats här. Det bedöms inte motiverat att fortsätta analysera flertalet av de ftalater som analyserats 2018. I öppna Östersjön har framförallt följande ftalater påvisats (SGU, 2019): DEHP, DBP, DINP och DiDP. Dessa vore också relevant att

² De 16 enskilda dioxiner och furaner som analyseras viktas ofta ihop efter sin humantoxiska potential och anges som en summa, WHO-TEQ. Toxiciteten varierar stort mellan olika kongener och minskar generellt med ökande kloreringsgrad.

analysera i Vänern men det är väsentligt med mer känsliga analysmetoder och även rutiner för att minimera kontamineringsrisk i samband med provtagning.

Alkylfenoler

De långkedjiga alkylfenolerna 4-tert-oktylfenol och 4-nonylfenol (teknisk blandning) ingick i undersökningen från 2018 och detekterades inte i något ytsediment, men i låga halter i några prov från djupare sediment. Vid den tidigare undersökningen (Alcontrol 2009) kunde alkylfenoler inte heller detekteras men vid det tillfället var analysmetoden betydligt mindre känslig. Betydligt högre halter har tidigare påvisats i t.ex. Stockholmsregionen (Sternbeck m.fl., 2003) men undersökningar i slam från reningsverket tyder på att användning och spridning av dessa ämnen minskat i Sverige (t.ex. Umeå Universitet 2015 samt "Miljöbarometern" i Stockholms stad, www.miljobarometern.stockholm.se).

Det finns inom vattenförvaltningen inga tillämpliga gränsvärden eller bedömningsgrunder för dessa ämnen i sötvattensediment, men i EUs underlagsdokument från 2005 (Anonym 2005a, 2005b) togs preliminära värden fram om 180 och 34 µg/kg TS för 4-nonylfenol respektive 4-tert-oktylfenol, vilket är högre än de rapporteringsgränser som tillämpats. Rapporteringsgränserna i undersökningen från 2018 bedöms vara tillräckligt låga både i förhållande till tidigare uppmätta halter i Sverige (Sternbeck m.fl., 2003) och till framtagna men ej fastställda effektbaserade kriterier. Då ämnena inte kunde påvisas i något ytsediment föreslås därför att de fasas ut från programmet.

Oljekolväten

Alifater/aromater och oljeindex undersöktes bara i fyra nordliga lokaler 2018. Oljeindex samt den tyngre fraktionen påvisades. Alifater och aromater har relativt låg vattenlöslighet och besitter även viss nedbrytbarhet. Det finns inte heller några bedömningsgrunder för dessa ämnen i sediment. Det föreslås därför att dessa ämnen utgår.

Perfluorerade föreningar

Av 15 perfluorerade föreningar kunde endast PFOS detekteras. Halterna av samtliga övriga perfluorerade föreningar var således lägre än 3 µg/kg TS. I ytsediment från Centrala Värmlandssjön, Lurön NO, Dalbosjön N, Dalbosjön S, Köpmannebro och Byviken uppmättes halter av PFOS runt 3-4 µg/kg TS. I övriga punkter var halterna ej detekterbara (dvs <3 µg/kg TS). Vid de provpunkter där halter över rapporteringsgräns uppmätts i ytsediment 2018 saknas data från tidigare år. Dock är rapporteringsgränsen ca 3 ggr lägre än vad som 2008/2009 uppmättes i ytsediment från Åmålsfjärden.

I Mälarens ytsediment undersöktes 2018 drygt 20 perfluorerade föreningar av olika slag. Merparten av alla resultat lägre än rapporteringsgränsen 0,5 µg/kg TS. Den vanligast detekterade perfluorerade föreningen var PFOS vars halter varierade mellan 0,5 och 10 µg/kg TS (WSP 2018). Andra perfluorerade föreningar som påvisades i ett fåtal prov och i halter nära rapporteringsgränsen var t.ex. PFUnDA (perfluorundekansyra) och PFDS (perfluordekansulfonsyra).

Perfluorerade föreningar är en stor grupp ämnen med varierande egenskaper men som generellt är mycket stabila och som generellt binder svagare till sediment än vad t.ex. många PAH och PCB gör. Ämnesgruppen är relevant såtillvida att många ämnen är hälso- och miljöfarliga, samt att många områden i Sverige konstaterats vara förorenade av vissa sådana ämnen. Om perfluorerade föreningar fortsatt ska ingå i Vänerns program för miljöövervakning i sediment bör rapporteringsgränserna sänkas betydligt och endast innefatta mer långkedjiga ämnen, dvs minst 7-8 kol. Fokus bör också vara på mer strandnära områden som potentiellt kan

vara förorenade. PFAS-ingår i förslaget till reviderat program som en prio ett-variabel för några av provpunkterna nära större tätorter samt vid referenslokalerna. Ett mer väl underbyggt val av provpunkter kan göras i samråd med kommunernas och länsstyrelsernas inventeringar av förorenade område.

EOX

EOX är ett mått på organiskt bundet klor, det finns också andra mått såsom AOX vilket är mindre specifikt och därmed ger högre halter än EOX. EOX har bl.a. spridits från pappers- och massindustrin och för AOX finns det skattningar att utsläppen minskade kraftigt under 1980-talet, i samband med att metoden med klorblekning övergavs (IVL, 2016b). Undersökningarna i Vänerns sediment visar tydligt att en stor haltminskning inträffade under perioden 1998-2008/2009, dvs något decennium efter att utsläppen minskade. Därefter är förändringarna mindre och i vissa fall har en tydlig ökning uppmätts under perioden 2008/2009 till 2018 (Centrala Värmlandssjön, Dalbosjön N, Mariestadsfjärden; se Vänerns vattenvårdsförbund 2019). Även om EOX är ett relativt ospecifikt mått så motsvarar det fettlösliga potentiellt bioackumulerbara klororganiska föreningar. Halterna av EOX är avsevärt högre än av t.ex. PCB. Av detta skäl, samt att det finns tecken på ökande halter i vissa områden, föreslås att EOX fortsatt ingår i övervakningsprogrammet för de stationer där ämnesgruppen övervakas i nuvarande program.

D4/D5

Siloxanerna oktametylcyklotetrasiloxan (D4) och dekametylcyklopentasiloxan är svårnedbrytbara, bioackumulerande och toxiska ämnen som framför allt används i produktion av kiselpolymerer, men även ingår i vissa typer av kosmetikaprodukter, polermedel osv. Ämnenas förekomst i Vänerns sediment är till vår kännedom okänd. Ämnesgruppen utgick vid undersökningen 2018 på grund av provmängdsbegränsningar och analyserades inte heller 2008/2009.

Förslag till bedömningsgrunder för D4 har nyligen tagits fram av Stockholms universitet på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (HaV) och Naturvårdsverket (Sahlin & Ågerstrand 2018). För sediment föreslås ett gränsvärde om 15 µg/kg TS, vilket inkorporerats i HaVs senaste föreskrifter (HVMFS 2019:25). För närvarande är rapporteringsgränserna för D4 och D5 hos kommersiella analyslaboratorier betydligt högre (ALS: 2 mg/kg TS). Eftersom D4 inkorporerats i HaVs föreskrifter som ett särskilt förorenande ämne och för att det inte har kunnat analyseras tidigare kan det göras en screening av D4/D5 till exempel vid nästa provtagningsomgång. Detta förutsätter att metoder blir tillgängliga som möjliggör en rapporteringsgräns om högst 15 µg/kg TS och att det finns kvalitetssäkrade metoder för provtagning och analys.

pH

Det finns ingen uppenbar anledning att mäta pH inom ramen för sedimentkemiprogrammet och syftet med pH-mätningarna framgår inte av nuvarande program. pH är känslig för förändrade redox-förhållanden och för att få rättvisande värden av pH i sedimentet krävs därför att mätningen utförs mycket kort efter det att proverna samlats in. I förslaget till reviderat program föreslås pH-mätningarna utgå.

6.1 Rapporteringsgränser och prioritering

Vilka analysvariabler som förslås ingå i programmet framgår i avsnitt 7 där variablerna även tilldelats olika prioriteringsordning med utgångspunkt från resonemangen som redovisas i ovanstående avsnitt 6. Prioriteringsindelningen kan användas om det uppstår brist på provmaterial eller för att välja bort vissa analyser av exempelvis budgetskäl eller om nya miljöföroreningar identifieras (se 6.3).

6.2 Utgående analysvariabler

Nedanstående analysvariabler i nuvarande program föreslås utgå, i enlighet med resonemangen i avsnitt 6. Antalet analyser som utgår (jämfört med nuvarande program) visas inom parentes.

- Glödningsförlust (direkt mätt TOC bättre mått) (29)
- Alkylfenoler (4-tert-oktylfenol och 4-nonylfenol) (12)
- Bromerade flamskyddsmedel (21)
- Ftalater (med undantag för DEHP, BBP, DINP och DIDP) (21 om ämnesgruppen utgår helt)
- pH (29)
- Alifater och aromater (4)
- Wolfram (1)

6.3 Tillkommande analysvariabler

Genom forskning, miljöövervakning samt kontroll av samhällets kemikalieanvändning upptäcks regelbundet nya misstänkta föroreningar. Ett exempel som fått stort genomslag är bromerade flamskyddsmedel som började studeras i Sverige för ca 20 år sedan och där nu flera av dessa ämnen bl.a. genom FN:s POP-konvention förbjudits i många länder. Miljöövervakningen har en viktig roll i att bekräfta om sådana ämnen också förekommer i miljön. Ett miljöövervakningsprogram för sediment lämpar sig mycket väl för att studera många sådana "nya" misstänka föroreningar och också för att följa upp åtgärder i form av t.ex. förbud eller minskade utsläpp. Ett program kan också användas för att studera om det finns tecken på lokal påverkan av sådana ämnen. Det är således starkt rekommenderat att det görs en bedömning av behovet av att analysera ytterligare variabler inför varje provtagningsomgång.

För närvarande finns inga definitiva rekommendationer på tillkommande analysvariabler. Men några förslag kan ges. Klorparaffiner har påträffats i relativt höga halter i tätorter (Sternbeck m.fl, 2003) och även i öppna Östersjön (SGU, 2019). Jämfört med andra klorerade föroreningar är halterna ofta relativt höga och det föreslagna programmet bör ha goda förutsättningar att beskriva såväl bakgrundshalter som påvisa om lokal påverkan förekommer. Bland tennorganiska föreningar finns oktyltennföreningarna som inte används i båtbottnfärger utan används i bl.a. vissa plaster.

6.4 Behov av provmängd

Nuvarande sedimentkemiprogram omfattar ett stort antal analysvariabler för ytsediment, ofta uppemot 20 ämnesgrupper. Samtidigt stipuleras att fem sedimentkärnor ska samlas in per station vilket är långt ifrån tillräckligt för att genomföra samtliga analyser. I vissa fall ska dessutom en delmängd av det insamlade materialet sparas i fryst form vilket leder till ännu större brist på provmaterial för analyser. Den brist på provmaterial som fås i nuvarande program är som störst för sedimentnivån 0-1 cm på grund av att torrsbstanshalten är som lägst i det ytnära sedimentet.

Vid den senaste provtagningen (2018) varierade torrsbstanshalten i sedimentets ytskikt (0-1 cm) mellan 2,8-24,1 % (medianvärde 11,0%). Provtagningsrören som användes hade en jämförelsevis stor innerdiameter (8,4 cm), vilket innebär att volymen av 0-1 cm-nivån var ca 55 cm³. Antagande om våtviktsdensitet om 1,1 g/cm³ och torrsbstanshalt om 11% ger att varje kärna innehåller ca 6,7 g torrsbstans för sedimentnivån 0-1 cm. De fem kärnorna per provtagningsstation ger alltså uppemot 34 g provmaterial för kemiska analyser, vilket stämmer väl överens med vad som samlades in vid undersökningen 2018. Detta ska jämföras mot provmängden som efterfrågas av kommersiella analyslaboratorium på i storleksordningen ett par hundra gram.

Under NIRAS genomförande av sedimentkemiprogrammet 2018 gjordes omfattande ansträngningar att i samråd med analyslaboratoriet anpassa analysmetoderna till de mycket begränsade provmängderna. Det gjordes också avsteg från att frysa och spara prover (i samråd med beställaren) så att allt material kunde användas vid analyserna. Tack vare detta kunde flertalet analysvariabler bestämmas men i flera fall med en förhöjd rapporteringsgräns.

För att omfattningen (och därmed kostnaden) på fältgenomförandet ska hållas på en liknande nivå som för nuvarande program, dvs att det totala kärnor som samlas in hålls på en liknande nivå, krävs att provuttaget för ytsediment justeras till 0-2 cm. Uppskattningar av sedimentationshastigheten i öppna Vänern uppskattas till 3 mm per år (Klingberg 2000) vilket innebär att sedimentnivån 0-2 cm motsvarar knappt 7 års ackumulation. I strandnära områden är sedimentationshastigheten högre (t.ex. 6 – 7 mm/år i Klarälvens mynningsområde, Klingberg 2000).

Bedömningen av att 0-2 cm ytskiktintervall är nödvändigt grundar sig på vad som efterfrågas av kommersiella analyslaboratorier vid tillfället för framtagandet av föreliggande program (juni 2020). Kraven på mängd provmaterial kan komma att minska i framtiden till följd av metodologisk utveckling.

7 Strategi för provuttag

I föreslaget program sker klassificering av föroreningsnivåer i ytsediment på halter i samlingsprov för nivå 0-2 cm. Trender över tid utvärderas huvudsakligen genom provuttag av djupare sedimentnivåer och analys av ett urval av variabler (se avsnitt 4). Analyser av vertikala profiler i sedimentet ger en bild av historisk föroreningsbelastning och fungerar även som en typ av kvalitetssäkring av provpunkterna (se avsnitt 8).

7.1 Ytsediment

I förslaget till reviderat program föreslås provuttag av skiktet 0-2 cm för ytsediment istället för 0-1 cm som tidigare (se 6.4). Antalet kärnor som behöver samlas in per station varierar beroende på vilka typer av analyser som föreslås ingå för respektive station (Tabell 7.1). Det totala antalet kärnor som behöver samlas in enligt föreslaget program är 64 om bara prio ett-stationer provtas, och 96 om samtliga stationer ingår. Nuvarande program omfattar insamling av 95 kärnor (exklusive mikroplast).

7.2 Trendanalys

Vid vissa provpunkter föreslås att en av sedimentkärnorna skiktas i djupled i 3 cm-intervall ner till 30 cm för trendövervakning och kvalitetssäkring. Trendanalys är särskilt intressant för provpunkterna som identifierats som prio ett-referenslokaler för regional belastning samt vid utvalda stationer i norra Vänern som påverkats starkast av historiska lokala föroreningskällor. I

Tabell 7.3 har Åsfjorden och Kattfjorden föreslagits. För Hammarösjön har viss trendutvärdering genomförts inom ramen för nuvarande program. Stationerna som trendövervakas bör bytas ut mellan varje provtagningsomgång eftersom flera decenniers föroreningshistorik fås vid varje tillfälle och för att hålla nere kostnaderna behöver inte samtliga stationer och variabler som föreslås i

Tabell 7.3 ingår vid nästkommande provtagningsomgång. Metaller bör dock ingå eftersom t.ex. bly i många fall kan användas för grov datering och som en form av kvalitetssäkring av provtagningen och ackumulationsförhållanden vid provtagningsplatsen. Datering genom analys av ^{210}Pb och/eller ^{137}Cs kan vara motiverat för att få ett exakt mått på sedimentationshastighet men det bör noteras att det för närvarande är relativt dyra analyser som inte alltid är tillgängliga hos kommersiella analyslaboratorier.

Tabell 7.1 Analysvariabler **för ytsediment** enligt prio ett och prio två för respektive provtagningsstation samt nödvändigt antal kärnor för de olika prioriteringsalternativen.

Nr	Provpunkt (prio)	Ytsediment (antal kärnor, 0-2 cm)	Analysvariabler (se Tabell 7.2)	
			Prio 1	Prio 2
1	Värmlandssjön NV (2)	7	1,2,3,7,10-16	4,5,6
2	Värmlandssjön NO (2)	7	1,2,3,7,10-16	4,5,6
3	Centrala Värmlandssjön (2)	7	1,2,3,7,10-16	4,5,6
4	Lurön NO (1)	7	1,2,3,7,8,10-16	4,5,6
5	Dalbosjön S (1)	7	1,2,3,7,8,10-16	4,5,6
6	Köpmannebro (1)	4	1,2,3,7,8,14,16	4,5,6
7	Dalbosjön N (2)	7	1,2,3,7,10-16	4,5,6
8	Byviken (1)	3	1,2,3,8,9,14,16	4,5,6
10	Åsfjorden (1)	7	1,2,3,7,8,10-15,16	4,5,6
11	Kattfjorden (1)	7	1,2,3,7,8,10-15,16	4,5,6
18	Hammarösjön (1)	5	1,2,3,8,9,13-15,16	4,5,6
12	Sätterholmsfjärden (1)	3	1,2,3,8,9,14	4,5,6
13	Varnumsviken (1)	5	1,2,3,8,9,13-15,16	4,5,6
15	Vismen (2)	2	1,2,3,8,16	4,5,6
16	Jonsbolsdammen (2)	2	1,2,3,8,16	4,5,6
25	Mariestadsfjärden (1)	5	1,2,3,7,8,9,13-15,16	4,5,6
26	Åmålsviken (1)	6	1,2,3,8,9,10-13-15	4,5,6
	S-255 (ersätter Kolstrandsviken) (1)	3	1,2,3,8,14	4,5,6
Ny	S-853 (1)	1	1,2,3,8,9	4,5,6
Ny	S-192 (1)	1	1,2,3,8,9	4,5,6

Tabell 7.2 Förteckning över analysvariabler. Nr från Tabell 7.1

Analysvariabel, från Tabell 7.1	Analysvariabel	Erforderlig rapporteringsgräns	Kommentar
1	Torrsubstanshalt (%)	Ej tillämpligt	
2	TOC	Ej tillämpligt	Analyserad, ej beräknad från glödförlust
3	Metaller	As: 1 mg/kg TS Cd: 0,2 mg/kg TS Co: 0,2 mg/kg TS Cr: 0,5 mg/kg TS Cu: 0,6mg/kg TS Hg: 0,15 mg/kg TS Ni: 2 mg/kg TS Pb: 2 mg/kg TS V: 0,4 mg/kg TS Zn: 150 mg/kg TS Fe: 20 mg/kg TS Al: 100 mg/kg TS	
4	Totalfosfor	200 mg/kg TS-	
5	Totalkväve	700 mg/kg TS	
6	Svavel	200 mg/kg TS	
7	EOX	1 mg/kg TS	
8	PAH	0,01 mg/kg TS	Per enskild förening
9	TBT	1 µg/kg TS	
10	Klorerade dioxiner och furaner	5 ng/kg TS 2 ng/kg TS	Hexa-, hepta- och oktaklorerade kongener Övriga kongener Lägre rapporteringsgränser (1 ng/kg TS) är fördelaktigt för trendutvärdering
11	Dioxinlika PCB	1 ng/kg TS	Per enskild förening
12	PCB7	0,1 µg/kg TS	Per enskild förening
13	PFAS	0,1 µg/kg TS	Per enskild förening
14	Ftalater	0,05 µg/kg TS	DEHP i kombination med DINP och DIDP. För närvarande krävs orealistisk provmängd för att nå låg rapporteringsgräns för DINP och DIDP
15	Silver (Ag)	0,05 mg/kg TS	
16	D4/D5	15 µg/kg TS	För närvarande ej möjligt att nå tillräckligt låg rapporteringsgräns

Tabell 7.3 Förslag på provtagningsstationer och analysvariabler för trendövervakning.

Nr	Provpunkt (prio)	Analysvariabler (se Tabell 7.2)
Referenslokaler		
4	Lurön NO (1)	1,3,8,10-12
5	Dalbosjön S (1)	1,3,8,10-12
Lokalt påverkade		
10	Åsfjorden (1)	1,3,8,10-12
11	Kattfjorden (1)	1,3,8,10-12

8 Kvalitetssäkrande åtgärder

I tillägg till de kvalitetssäkrande åtgärder som ges i nuvarande program, föreslås följande tillägg.

Provtagningsförloppet bör videodokumenteras *in situ* framförallt för att säkerställa att ytsedimentet inte spolats bort av tryckvågen som kan uppkomma under provtagaren.

Provpunkter som omfattas av trendanalys kan kvalitetssäkras (med avseende på ackumulationsförhållanden) genom analys av ämnen med känd utsläppshistorik (t.ex. bly).

9 Resultatutvärdering och jämförelsekriterier

9.1 Trendutvärdering

Trendanalyser görs enligt förslaget främst genom bedömningar av vertikala haltprofiler i sedimentet. Jämförelser kan också göras med ytsedimenthalter i tidigare undersökningar men eftersom provuttaget ändras från 0-1 till 0-2 cm och vissa provtagningslokaler justerats blir resultaten inte helt jämförbara.

9.2 Bedömningsgrunder

Halter i sediment kan bedömas dels efter föroreningsgrad och dels i förhållande till effektbaserade kriterier. Detta är två helt olika frågeställningar och det är inte lämpligt att blanda olika typer av kriterier.

För att bedöma föroreningsgrad har man för Vänerns övervakningsprogram tidigare använt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder från 1999. För metaller användes bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999a). Dessa innefattade inte organiska föroreningar som därför bedömdes mot värden för kust och hav (Naturvårdsverket 1999b). Båda dessa bedömningsgrunder bygger på en statistisk fördelning av uppmätta värden som insamlats från 1980- och 1900-talet. Klassgränserna är indelade i femgradig skala från mycket låg till mycket hög. Klassgränserna för metaller återges i Tabell 9.1. Skillnaden mellan systemen illustreras för bly i Figur 9.1 och är mycket stora. En halt som enligt Kust och Hav hamnar i klass 5 (mycket höga halter) kan vara klass 2 (låga halter) enligt sjöar och vattendrag. NIRAS uppfattning är att bedömningsgrunderna för metaller i sediment enligt sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999a) har orimligt höga klassgränser för många metaller. Om man beaktar att en naturlig halt av bly i sediment kan vara ca 10 mg/kg TS kan alltså halten vara förhöjd 40 gånger innan halten ens klassas som hög. NIRAS föreslår därför att bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag helt tas bort som jämförelsekriterier och att värdena för kust och hav i stället tillämpas. De har tidigare använts för t.ex. sedimenten i Mälaren där de ger en relativt rimlig klassning (Sternbeck, 2015). Bakgrundsstationerna kan klassas mot bedömningsgrunder för kust och hav och därefter kan klassningen av andra provpunkter jämföras mot detta.

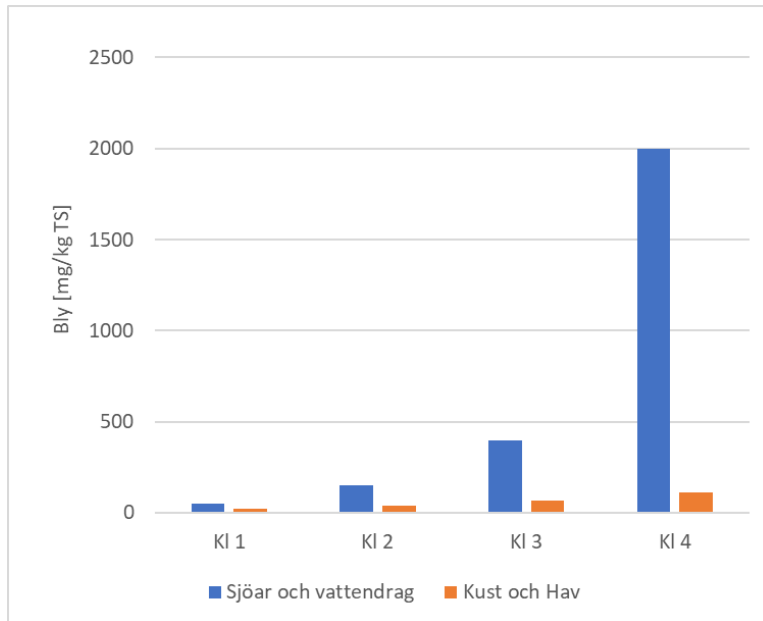
För vissa organiska föroreningar såsom PAH, PCB, PBDE och tennorganiska ämnen finns uppdaterade bedömningsgrunder i SGU (2017). Även dessa är för kust och hav men för sötvatten finns ingen samlad utvärdering och överlag finns inte så mycket data.

För att bedöma farligheten eller miljörisken skulle effektbaserade kriterier kunna tillämpas. Underlag för att ta fram sådana kriterier är ofta sparsamt och det är inte heller möjligt att med ett generellt värde beakta t.ex. variationer i biotillgänglighet eller ekosystemets känslighet. Sådana generella effektbaserade kriterier blir därför relativt osäkra varför en fördjupad riskbedömning av sediment vanligen baseras även på andra data såsom toxicitetstester och

biologiska undersökningar. Med detta sagt så finns det ändå inom vattenförvaltningen effektbaserade kriterier för ett fåtal ämnen (Cd, Cu, Pb, antracen, fluoranten och TBT) som tillämpas som gränsvärden för ekologisk eller kemisk status. Dessa bör användas för utvärdering av ekologisk och kemisk status i vattenförekomsterna, men av nämnda skäl bör man ändå vara försiktig med att tolka miljörisker utifrån en sådan jämförelse.

Tabell 9.1 Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller i ytsediment (mg/kg TS). Varje värde i klass 1-4 avser den övre haltgränsen för respektive klass.

	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Sjöar och vattendrag rapport 4913.					
As	5	10	30	150	>150
Cd	0,8	2	7	35	>35
Cr	10	20	100	500	>500
Cu	15	25	100	500	>500
Hg	0,15	0,3	1	5	>5
Ni	5	15	50	250	>250
Pb	50	150	400	2000	>2000
Zn	150	300	1000	5000	>5000
Kust och hav rapport 4914					
As	10	17	28	45	>45
Cd	0,2	0,5	1,2	3	>3
Cr	40	48	60	72	>72
Cu	15	30	50	80	>80
Hg	0,04	0,12	0,4	1	>1
Ni	30	45	66	99	>99
Pb	25	40	65	110	>110
Zn	85	127,5	204	357	>357



Figur 9.1. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för bly. Jämförelse mellan klasshalter för "Sjöar och vattendrag" och "Kust och hav".

Ämnen för vilka jämförelsekriterier saknas utvärderas förslagsvis genom jämförelser provpunkterna emellan. Påverkans-/avvikelsegrad i områden med lokal föroreningspåverkan kan skattas genom jämförelse med halter vid de föreslagna referensstationerna i öppna Vänern (Lurön NO och Dalbosjön S samt prio-två stationerna Värmlandssjön NV, Värmlandssjön NO, Centrala Värmlandssjön och Dalbosjön N, se 5.2).

10 Referenser

- Anonym (2005a) Priority Substance No. 24: 4-Nonylphenol (branched) and Nonylphenol. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS). Substance data sheet.
- Anonym (2005b) Priority Substance No. 25: Octylphenols (para-tert-octylphenol). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Environmental Quality Standards (EQS). Substance data sheet. Tillgänglig online 2020-11-27: https://circabc.europa.eu/sd/d/38053232-85b7-4668-895b-22bf91aca0e3/25_Octylphenols_EQSdatasheet_310705.pdf
- Bengtsson H. och Cato I (2011) TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 - En studie av belastning och trender. Länsstyrelsen i västra Götaland. Rapport 2011:30.
- Haglund P och Ulrika Olofsson (2008) Miljöövervakning av slam - Redovisning av resultat från 2008 års provtagning (inklusive en sammanfattning av åren 2004-2008). Rapport från Umeå Universitet till Naturvårdsverket.
- HVMFS 2019:25 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

- IVL (2016) Nationell luftövervakning - Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft. IVL C 224.
- IVL (2016b) Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter. Utvärdering av 50 års miljöundersökningar. IVL B2272.
- IVL (2018) Dioxiner i sediment och fisk från Vänern och Vättern. Rapport B2310.
- Klingberg (2000) Redeponering av cesium – 137 och ackumulationshastigheter inom Klarälvens mynningsområde i Vänern. SGU
- Naturhistoriska riksmuseet (2015) The National Swedish Contaminant Monitoring Programme for Freshwater Biota, 2015.
- Naturhistoriska riksmuseet (2017) Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2017 (2016 years data).
- Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – kust och hav. Rapport 4914.
- Sahlin & Ågerstrand (2018) Octamethylcyclotetrasiloxane (D4) – EQS data overview. ACES Report 22. Stockholms universitet.
- SGU (2017) Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU rapport 2017:12.
- SGU (2019) Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender. Rapport 2019:06.
- Sternbeck J. (2015) Mälarprojektet: Sedimentundersökningar i Mälaren och runt Södertälje kanal. WSP rapport till Sjöfartsverket.
- Sternbeck J., Allmyr M. and Österås A.H. (2015) Screening of platinum group elements and silver in the Swedish environment. WSP rapport till Naturvårdsverket.
- Sternbeck m.fl (2003) WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL B1538.
- Umeå Universitet (2015) Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk. Resultat från år 2015 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2015.
- Vänerns Vattenvårdsförbund (2009) Metaller och organiska miljögifter i Vänersediment 2008/2009. Rapport 52
- Vänerns Vattenvårdsförbund (2019) Undersökningar av sedimentkemi i Vänern 2018. Rapport 114.
- Vänerns Vattenvårdsförbund (2019b) Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2018. Rapport 111.
- WSP (2018) Metaller och organiska föroreningar i sediment från Mälaren.

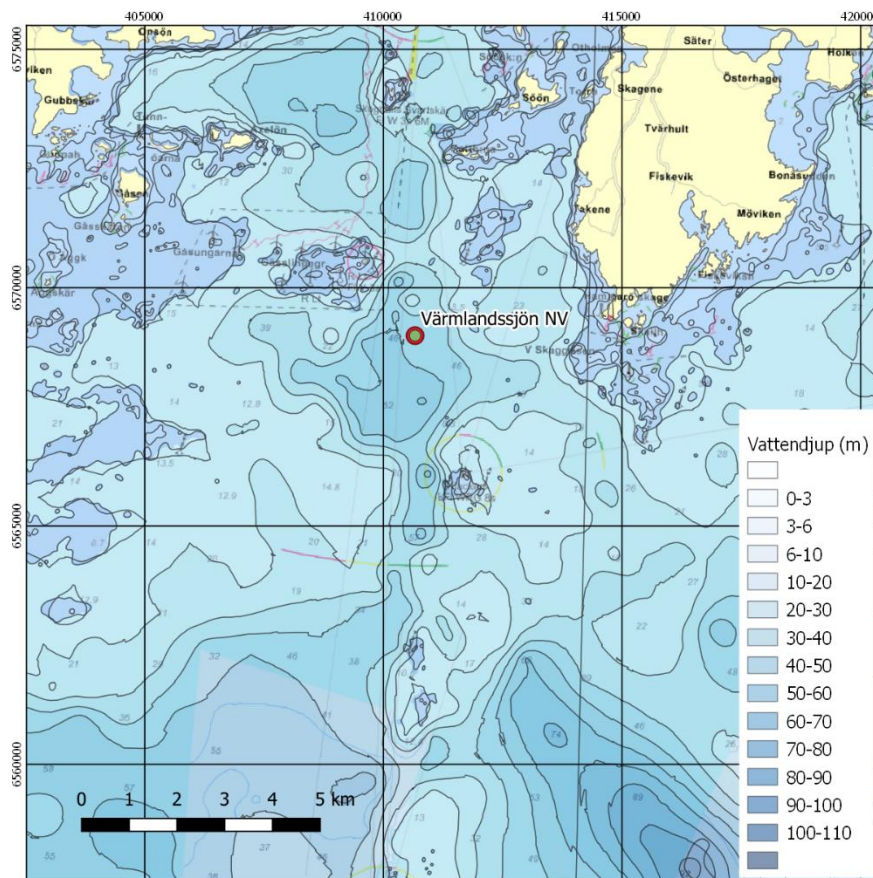
Appendix 1: Lokalisering av provpunkter

För varje punkt anges uppmätta TS-värden och uppmätt vattendjupintervall vid senaste provtagningen eftersom låga TS-värden (ca <15% i ytsediment) och flack botten är indicium på ackumulationsförhållanden.

Värmlandssjön NV (1)

Prio	2
Vattendjup 2018 (m)	50,9-51,2
TS-halt (% , 2018)	11

Provpunkten utgör en referenspunkt för öppna NV Värmlandssjön (Figur 10.1). Provpunktens lokalisering föreslås ej ändras. Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret och lokaliseringen anses lämplig med avseende på bottenpografi. Provpunkten ligger inom ett flackt område vilket visas av små skillnader i vattendjup mellan provtagningarna 2018. Något större vattendjup finns strax SV om provpunkten där dock farleden in mot Karlstad går.

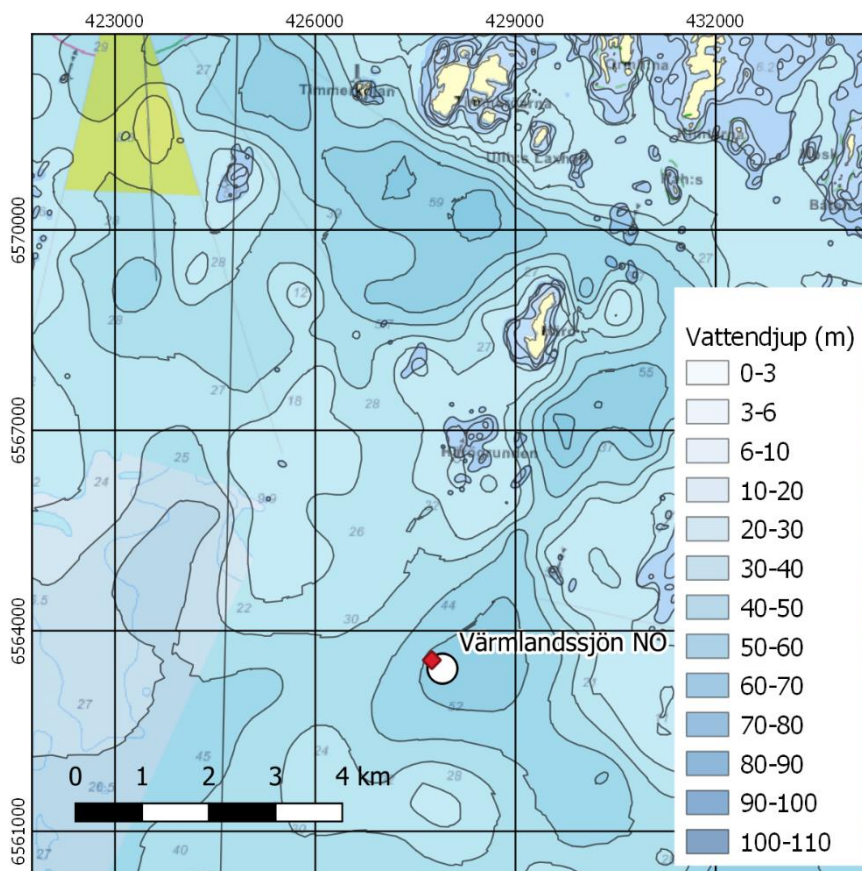


Figur 10.1 Lokalisering av provpunkt Värmlandssjön NV. Röd punkt anger positionen i nu gällande program och grön punkt visar position enligt stationsregistret. Ingen förändring av provpunktens lokalisering föreslås.

Värmlandssjön NO (2)

Prio	2
Vattendjup 2018 (m)	45,0-45,7
TS-halt (% , 2018)	11

Provpunkten utgör en referenspunkt för öppna NO Värmlandssjön (Figur 10.2). Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret men förslås justeras något så att den hamnar mer centrerat i djuphålan. Föreslagen lokalisering grundar sig på preliminärt dataunderlag SGU och bör stämmas av med SGU när deras djupdata är färdigbearbetad.

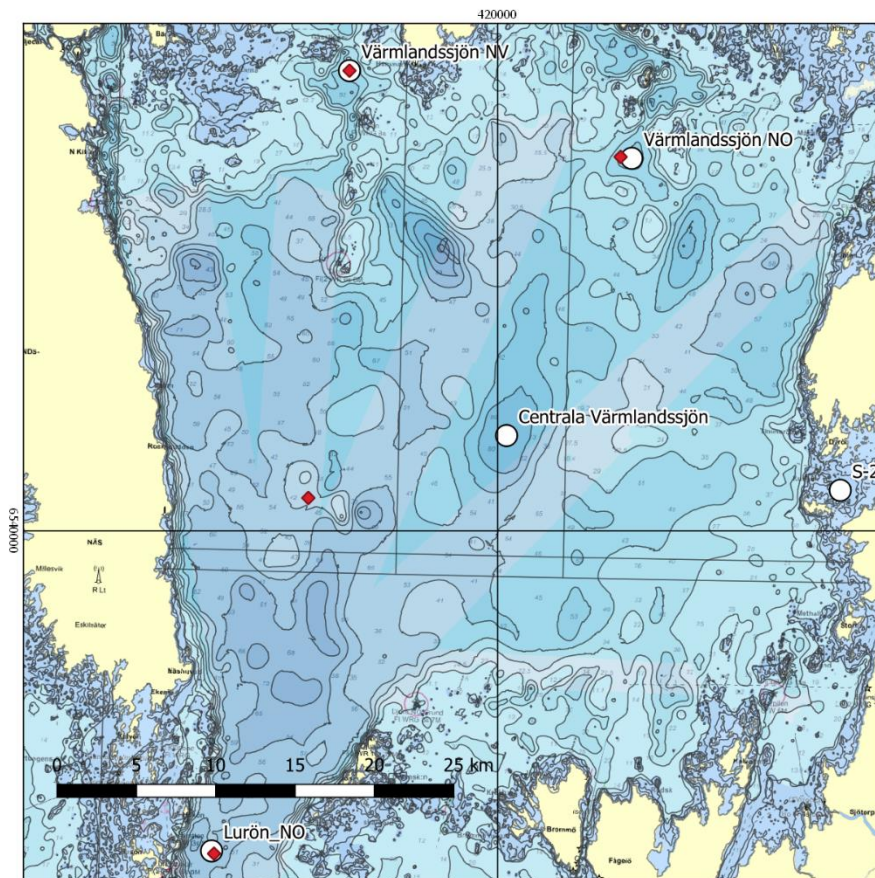


Figur 10.2 Lokalisering av provpunkt Värmlandssjön NO. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (samstämmig med stationsregistret). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Centrala Värmlandssjön (3)

Prio	2
Vattendjup 2018 (m)	49,0-49,5
TS-halt (% , 2018)	5,6

Provpunkten utgör en referenspunkt för centrala Värmlandssjön (Figur 10.3). Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret men lokaliseringen anses olämplig då del ligger på en ås och lokaliseringen föreslås ändras. Föreslagen position ligger mer centralt i Värmlandssjön i en stor djuphåla.

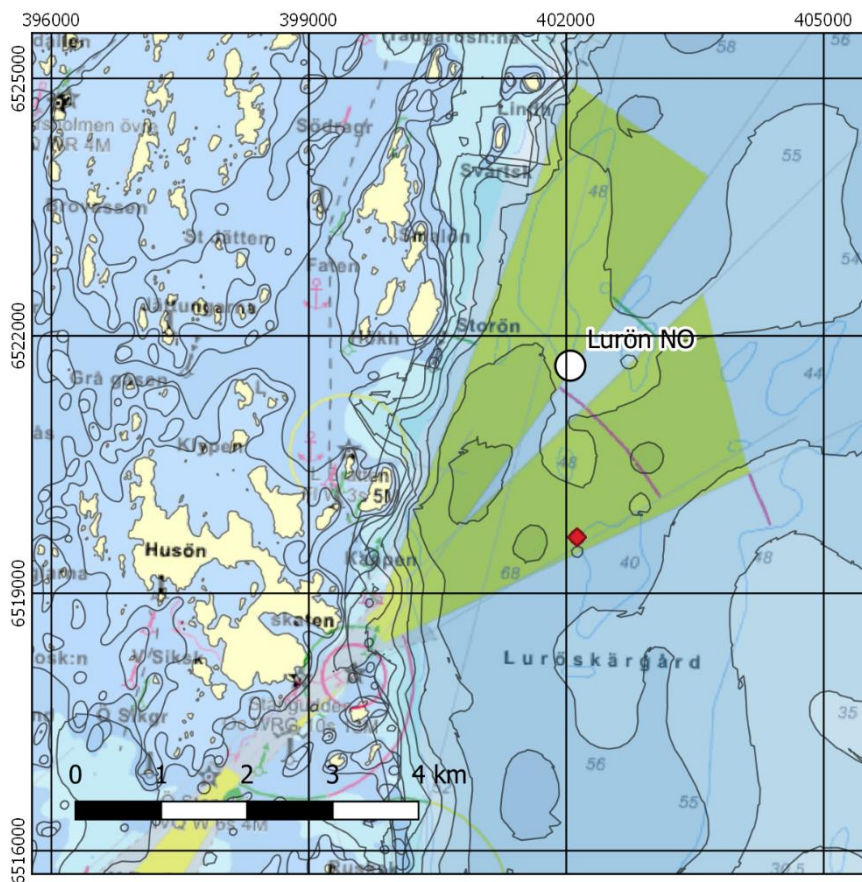


Figur 10.3 Lokalisering av provpunkt Centrala Värmlandssjön. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (samstämmig med stationsregistret). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Lurön NO (4)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	64,0-64,1
TS-halt (% , 2018)	10,5

Provpunkten utgör en referenspunkt för Värmlandssjön (Figur 10.4). Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret men lokaliseringen anses olämplig på grund av sluttande botten och förhållandevis litet vattendjup. Föreslagen lokalisering grundar sig på preliminärt dataunderlag SGU och bör stämmas av med SGU när deras djupdata är färdigbearbetad.

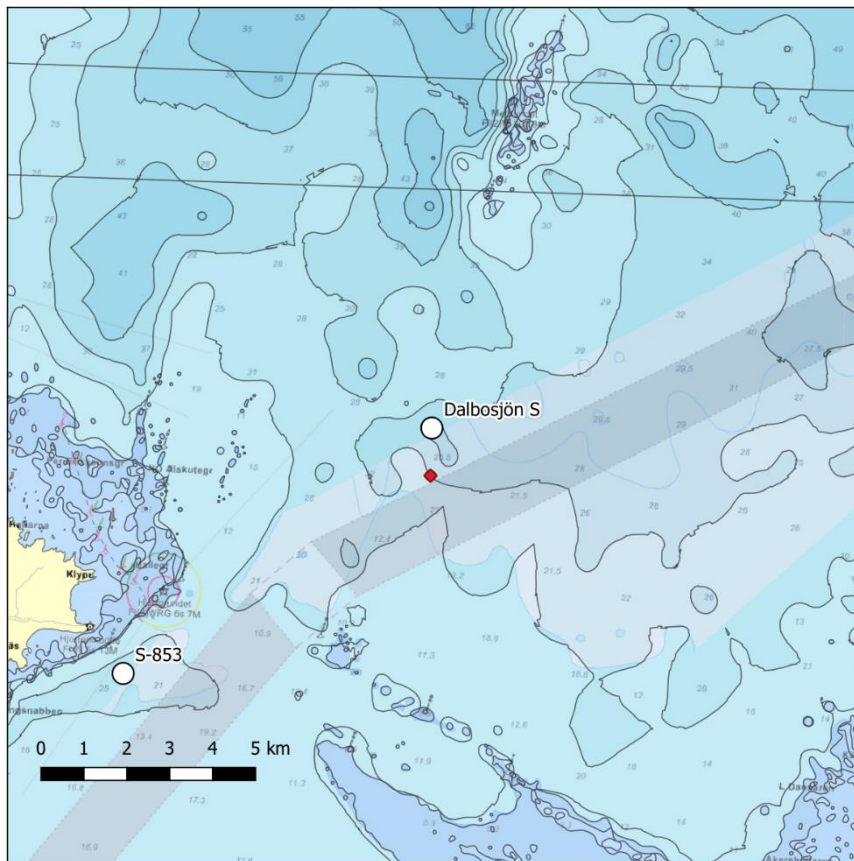


Figur 10.4 Lokalisering av provpunkt Lurön NO. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (samstämmig med stationsregistret). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Dalbosjön S (5)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	24,5-24,7
TS-halt (% , 2018)	12,4

Provpunkten utgör en referenspunkt för Dalbosjön (Figur 10.5). Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret men lokaliseringen uppe på en ås anses olämplig. Föreslagen position är inom en närliggande djuphåla.

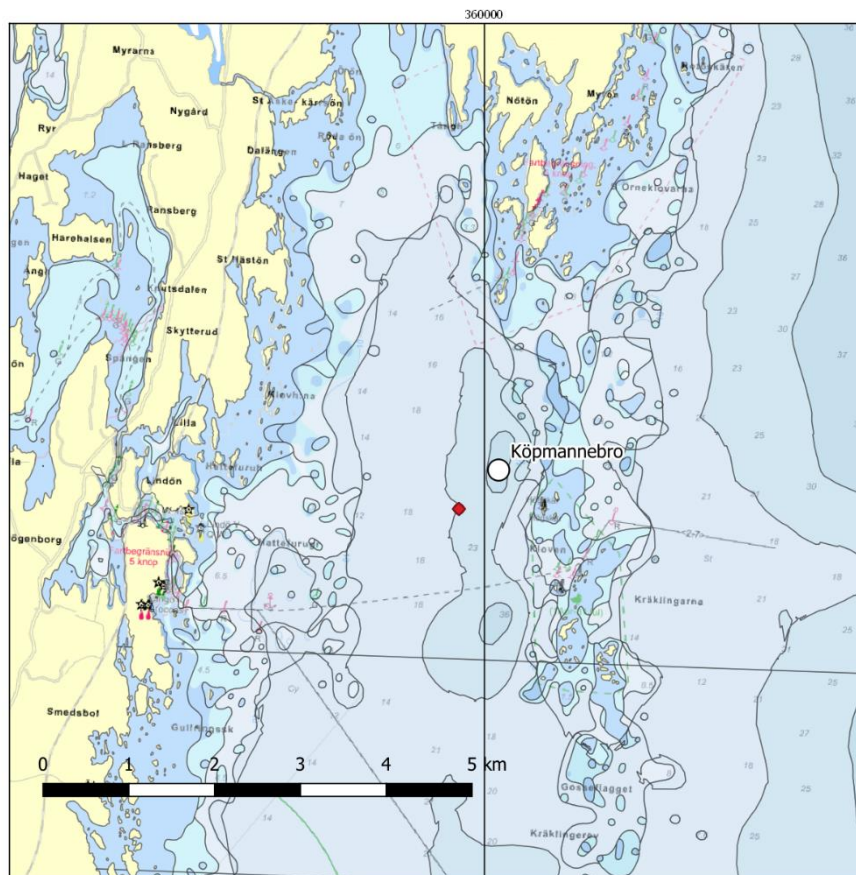


Figur 10.5 Lokalisering av provpunkt Dalbosjön S. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (samstämmig med stationsregistret). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Köpmannebro (6)

Prio	2
Vattendjup 2018 (m)	22,8-23,2
TS-halt (%₂₀₁₈)	12,7

Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret men lokaliseringen anses kunna förbättras. Föreslagen position är inom ett närliggande område med större vattendjup (Figur 10.6).

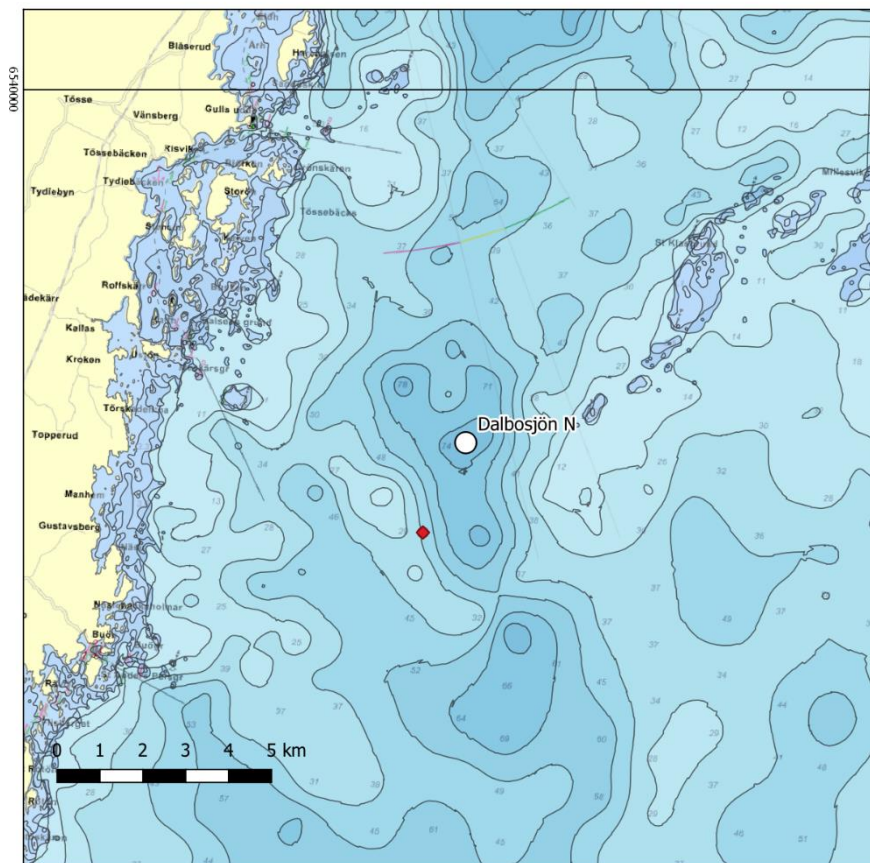


Figur 10.6 Lokalisering av provpunkt Köpmannebro. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (samstämmig med stationsregistret). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Dalbosjön N (7)

Prio	2
Vattendjup 2018 (m)	51,3-52,5
TS-halt (%₂₀₁₈)	12,9

Provpunkten utgör en referenspunkt för Dalbosjön. Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret men lokaliseringen anses olämplig då del ligger inom ett relativt grunt område. Föreslagen position ligger inom en närliggande djuphåla (Figur 10.7).

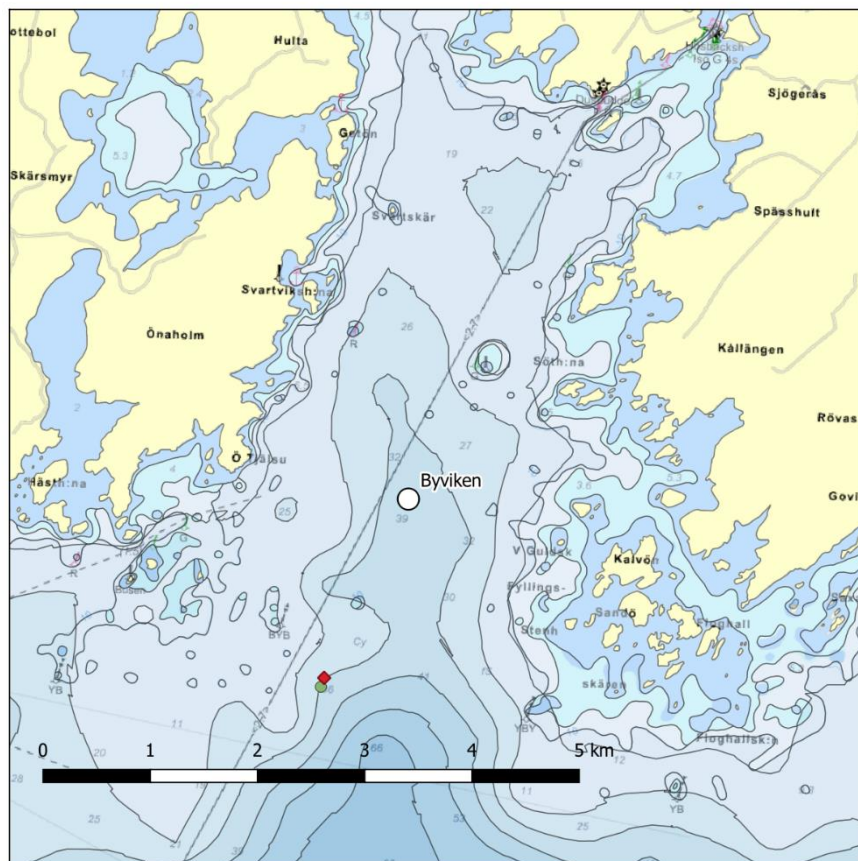


Figur 10.7 Lokalisering av provpunkt Dalbosjön N. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (samstämmig med stationsregistret). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Byviken (8)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	33,4-33,6
TS-halt (%₂₀₁₈)	11,4

Koordinaten i nuvarande program skiljer sig marginellt från stationsregistret men lokaliseringen anses kunna förbättras till en något djupare position som sannolikt är mer representativ för Byviken (Figur 10.8).

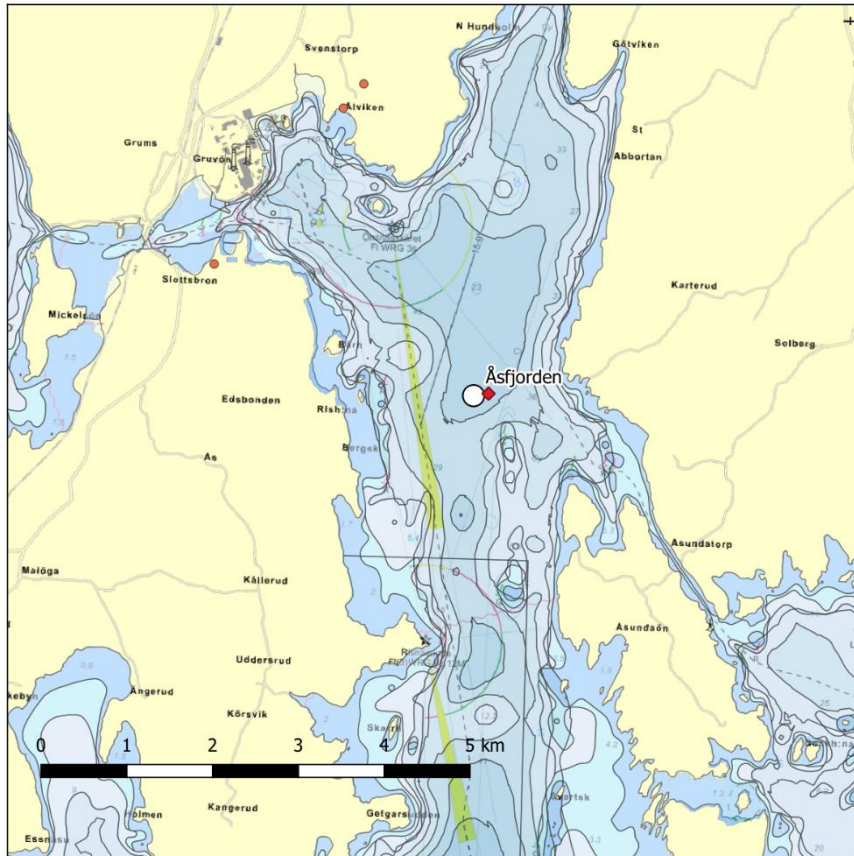


Figur 10.8 Lokalisering av provpunkt Byviken. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (som skiljer sig något från stationsregistret, grön punkt). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Åsfjorden (10)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	49,5-49,8
TS-halt (% , 2018)	10,6

Koordinaten i nuvarande program skiljer sig något från stationsregistret. Lokaliseringen föreslås justeras enligt koordinaten i stationsregistret (Figur 10.9).

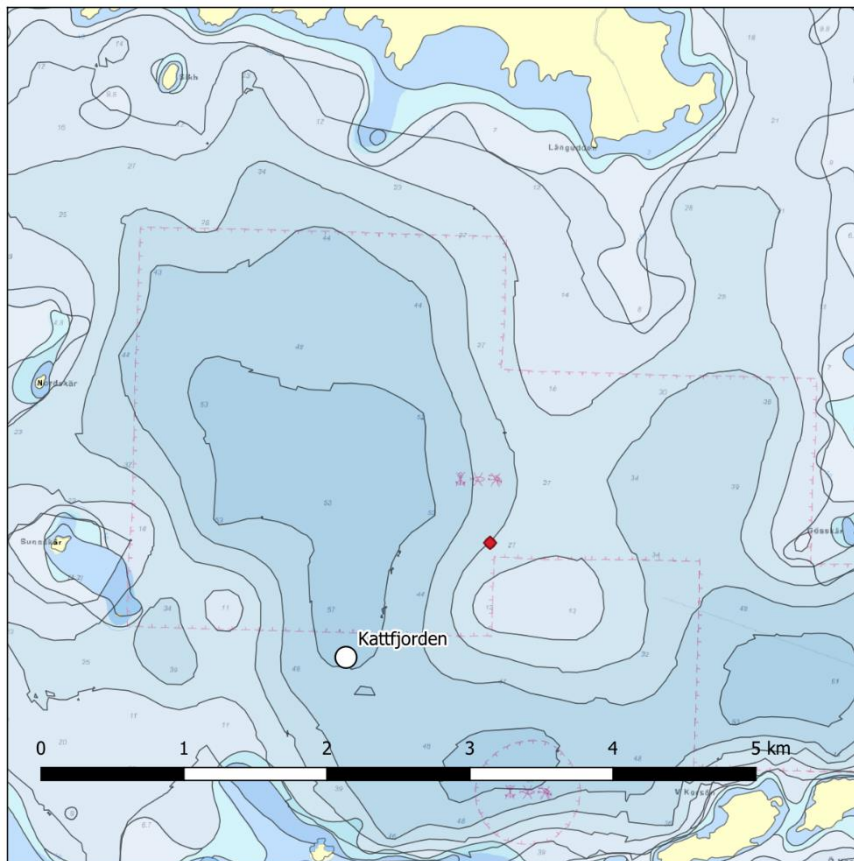


Figur 10.9 Lokalisering av provpunkt Åsfjorden. Röd punkt anger positionen i nu gällande program. Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering som är samstämmig med stationsregistret.

Kattfjorden (11)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	30,7-30,9
TS-halt (%₀, 2018)	8,7

Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret men lokaliseringen anses olämplig då den ligger inom ett ankringsförbud. Föreslagen koordinat ligger utanför ankringsförbudet och på större djup (50-60 m) än i nuvarande program (Figur 10.10).

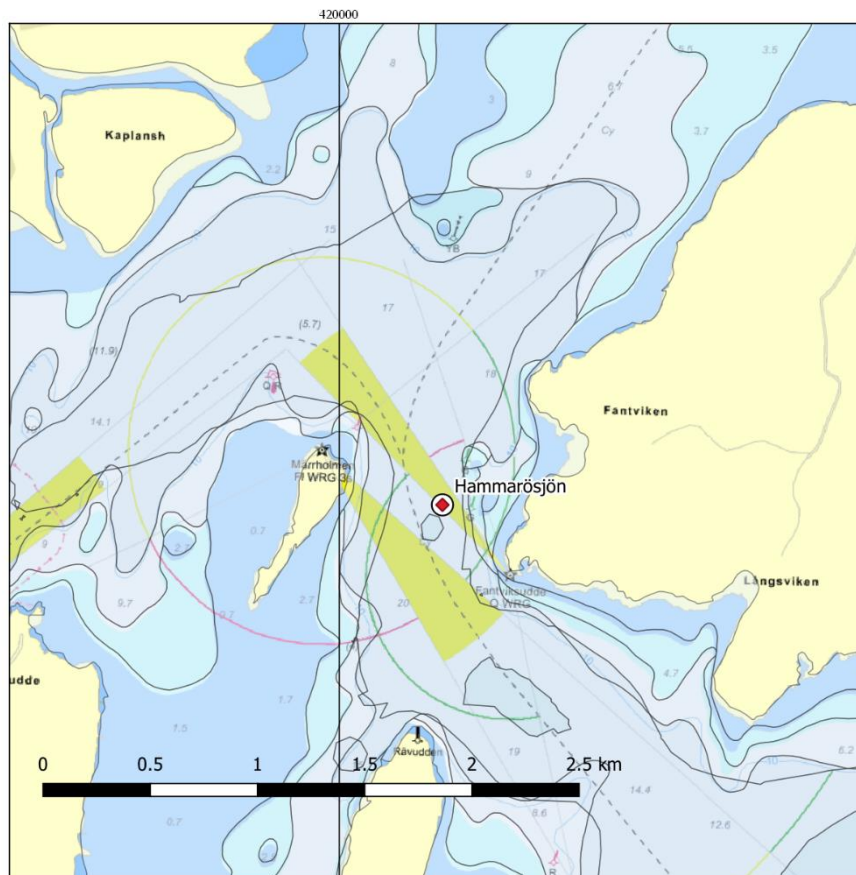


Figur 10.10 Lokalisering av provpunkt Kattfjorden. Röd punkt anger positionen i nu gällande program (samstämmig med stations-registret). Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Hammarösjön (18)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	21,0-22,4
TS-halt (% , 2018)	12,2

Provpunktens lokalisering föreslås ej ändras (Figur 10.11). Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret och lokaliseringen anses lämplig med avseende på botten-topografi.

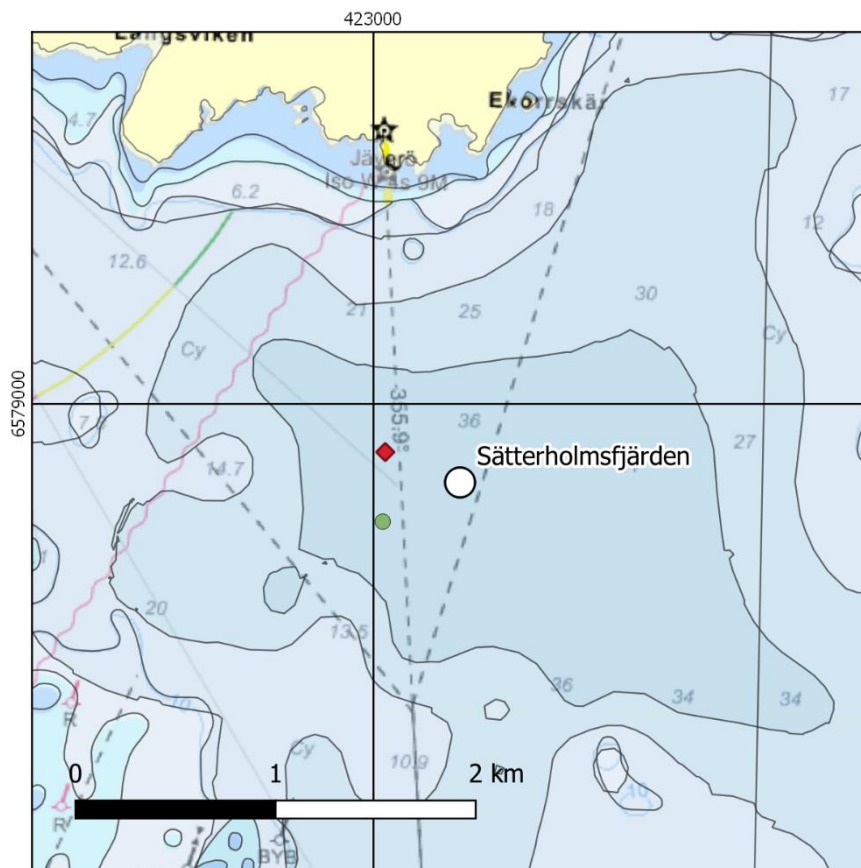


Figur 10.11 Lokalisering av provpunkt Hammarösjön. Vit punkt anger föreslagen koordinat som är identisk med den i nuvarande program och stationsregistret.

Sätterholmsfjärden (12)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	34,2-34,5
TS-halt (% , 2018)	6,2

Koordinaten i nuvarande program skiljer sig från stationsregistrets. Föreslagen lokalisering grundar sig på preliminärt dataunderlag SGU och bör stämmas av med SGU när deras djupdata är färdigbearbetad (Figur 10.12).

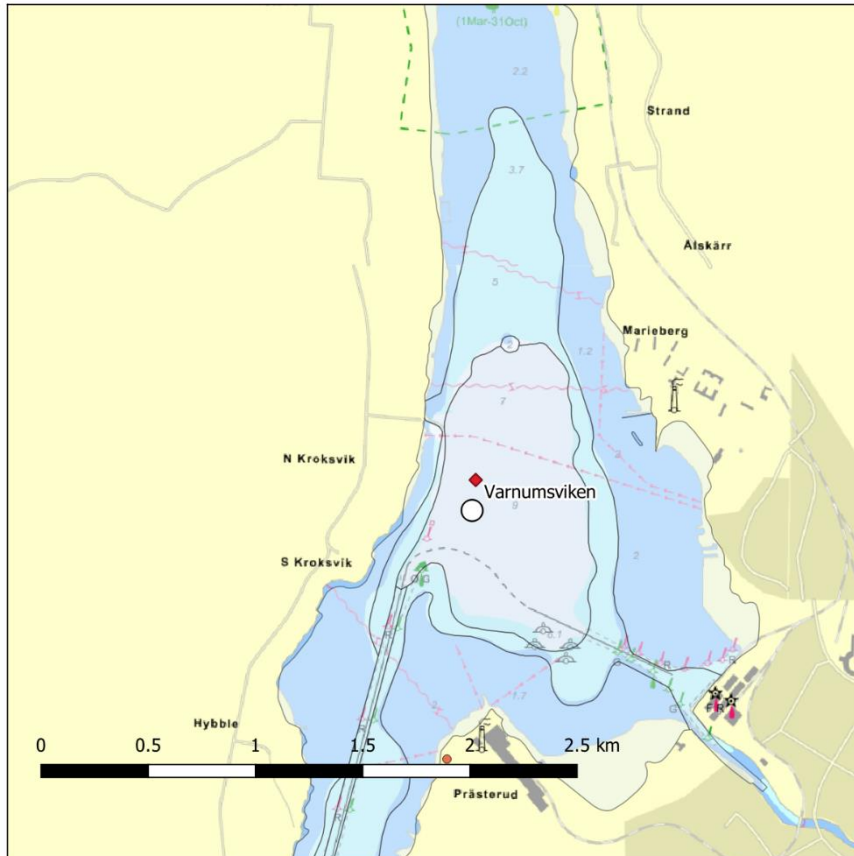


Figur 10.12 Lokalisering av provpunkt Sätterholmsfjärden. Röd punkt anger positionen i nu gällande program. Rön punkt anger position enligt stationsregistret. Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering.

Varnumsviken (13)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	7,6-7,7
TS-halt (%₂₀₁₈)	8,6

Koordinaten i nuvarande program skiljer sig något från stationsregistrets. Lokaliseringen föreslås justeras enligt koordinaten i stationsregistret (Figur 10.13).

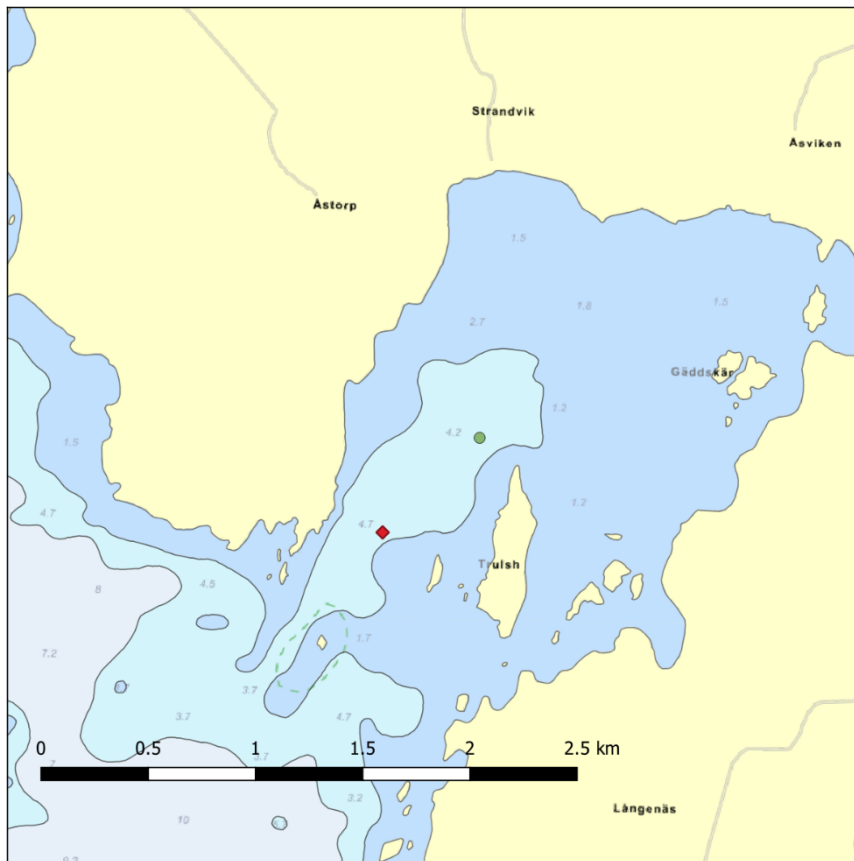


Figur 10.13 Lokalisering av provpunkt Varnumsviken. Röd punkt anger positionen i nu gällande program. Vit punkt visar nytt förslag till lokalisering som är samstämmig med stationsregistret.

Lunnerviken (14) (utgå)

Prio	-
Vattendjup 2018 (m)	4,9-4,0
TS-halt (%₂₀₁₈)	16,6

Koordinaten i nuvarande program skiljer sig från stationsregistret (Figur 10.14). Hela Lunnerviken samt området utanför bedöms utgöras av transportbotten vilket gör lokalen olämplig för övervakning av sedimentkemi. Provpunkten föreslås utgå.



Figur 10.14 Lokalisering av provpunkt Lunnerviken. Röd punkt anger positionen i nu gällande program som skiljer sig från stationsregistret. Provpunkten föreslås utgå.

Vismen (15)

Prio	2
Vattendjup 2018 (m)	19
TS-halt (% , 2018)	2,8

Batymetrisk data saknas för Vismen. Torrsubstansen var mycket låg vilket tyder på ackumulationsförhållanden. Stationskoordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret och föreslås ej ändras.

Jonsbolsdammen (16)

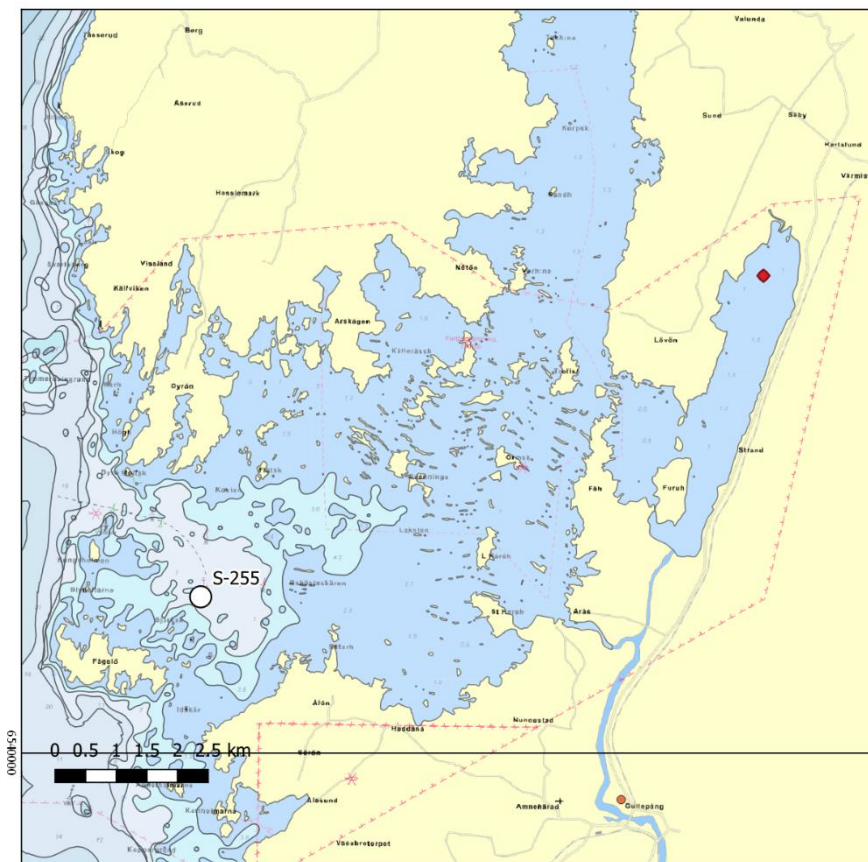
Prio	2
Vattendjup 2018 (m)	2,1
TS-halt (% , 2018)	7,9

Batymetrisk data saknas för Jonsbolsdammen. Torrsubstansen var låg vilket tyder på ackumulationsförhållanden trots att dammen är grund. Stationskoordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret och föreslås ej ändras.

Kolstrandsviken (17), ersätts med S-255

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	1,1
TS-halt (% , 2018)	24,1

Provtagningskoordinaten i nuvarande program är samstämmig med stationsregistret men provpunkten anses olämplig för övervakning av sedimentkemi på grund av transportbottenförhållanden. Provpunkten föreslås att ersättas med S-255 som provtagits tidigare (Figur 10.15). TS-halten vid S-255 uppges vara omkring 13,5% enligt tidigare mätning (<http://resource.sgu.se/oppnadata/marin/api/miljoovervakning/lan/14?format=csv>).

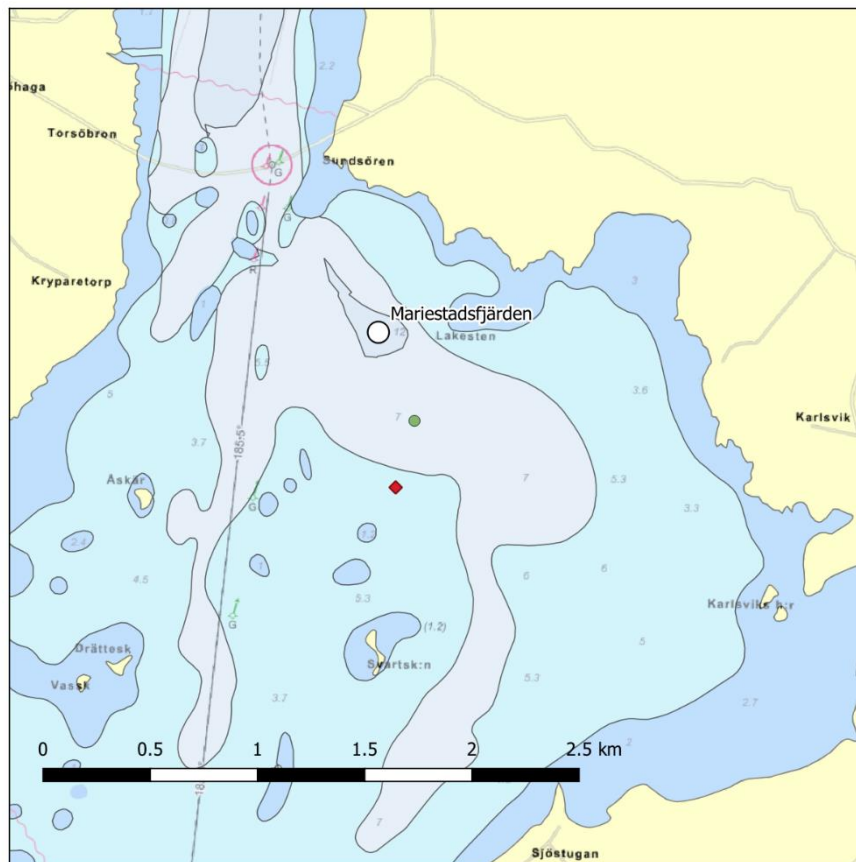


Figur 10.15 Lokalisering av provpunkt vid Lunnerviken. Röd punkt anger positionen i nu gällande program som är samstämmig med stationsregistret. Provpunkten föreslås ersättas av S-255 (vit punkt).

Mariestadsfjärden (25)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	10,5-10,8
TS-halt (%_v, 2018)	16,1

Provpunkten i nuvarande program avviker något från stationsregistret och båda ligger relativt grunt. Torrsbstanshalten i ytsedimentet vid undersökningen 2018 tyder på transportbottenförhållanden. Föreslagen provpunkt är lokaliserad i ett närliggande område med större vattendjup (Figur 10.16).

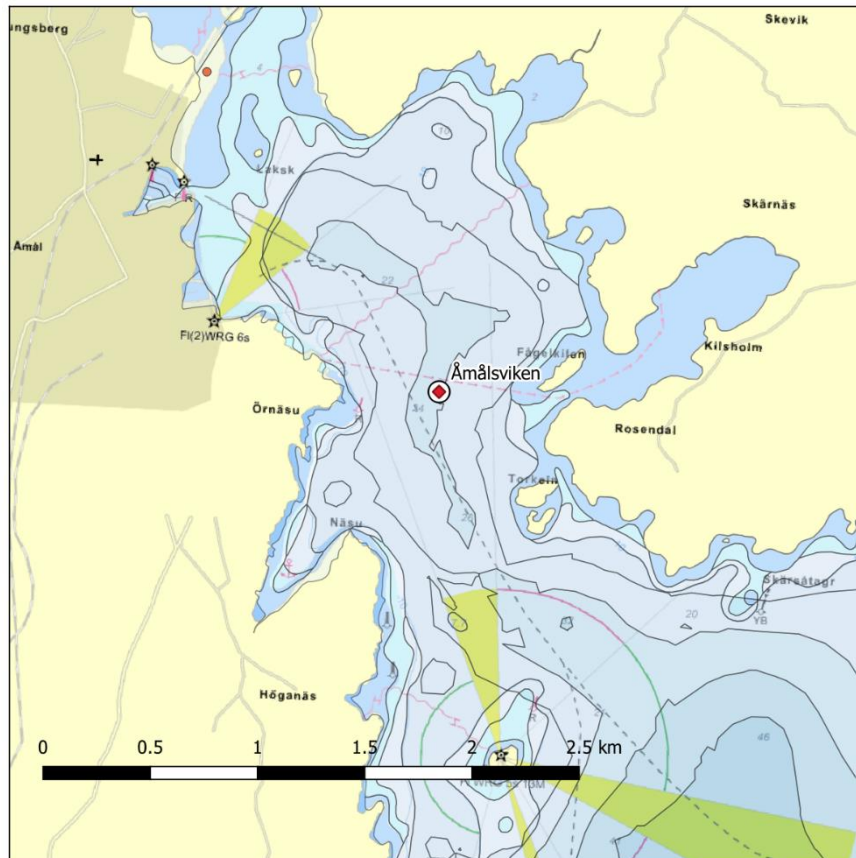


Figur 10.16 Lokalisering av provpunkt Mariestadsfjärden. Röd punkt anger positionen i nu gällande program som avviker från stationsregistret. Vit punkt anger föreslagen provpunkt i det reviderade programmet.

Åmålsviken (26)

Prio	1
Vattendjup 2018 (m)	23,6-24,0
TS-halt (%₂₀₁₈)	12,7

Koordinaten i nuvarande program stämmer överens med stationsregistret och anses lämplig för fortsatt övervakning (Figur 10.17).



Figur 10.17 Lokalisering av provpunkt Åmålsviken. Vit punkt anger föreslagen koordinat som är identisk med den i nuvarande program och stationsregistret.