

Dumpningsutredning i Projekt Kolkajen

WSP Sverige AB

Datum: 11 april 2025

Administrativa uppgifter

Uppdragsgivare: WSP Sverige AB

Kontaktperson: Johan Hörnsten

Uppdragsledare Niras: John Sternbeck

john.sternbeck@niras.se

Beställare:

Stockholms Stad – Exploateringskontoret

Helen Österberg

helen.ostberg@extern.stockholm.se

Ombud: Åbergs Advokatbyrå

Karin Hernvall,

08 – 696 95 80, karin.hernvall@adv-aberg.se

Rev.nr	Datum	Beskrivning	Utarbetat av	Granskat av
[Enter rev.no]	2025-04-11	Bilaga till ansökan om tillstånd	John Sternbeck Niras	Sanna Guldbrandzén

Sammanfattning

Stockholms stad bedriver projekt Kolkajen vilket innebär omvandling av ett tidigare industriområde på norra Djurgården i Stockholm till ett bostadsområde. Det planerade bostadsområdet är beläget invid Lilla Värtans västra strand strax norr om Lidingöbron. Utbyggnaden i Lilla Värtan innebär att muddring erfordras, dels för att minska risken för framtida spridning av förorenade sediment men också av tekniska skäl. De mindre förorenade massor som muddras av tekniska skäl saknar lämpliga egenskaper för att kunna nyttiggöras i bygg och anläggningsverksamhet. Dessa massor behöver därför bortskaffas och det miljömässigt mest lämpliga alternativet är dumpning.

Ett antal tänkbara områden har utvärderats avseende deras lämplighet, bl.a. djup- och strömförhållanden, kapacitet, naturskyddade områden, lek- och uppväxtområden för fisk, andra intressen såsom sjöfart. Ett ca 90 meter djupt och väl avgränsat område i Kanholmsfjärden bedöms uppfylla samtliga krav. Området har goda ackumulationsförhållanden. Detta område och dess närmare omgivning har undersökts avseende djupförhållanden, sedimentens egenskaper, bottenfauna och syreförhållanden. En utredning av förväntad grumlingspåverkan har också utförts.

De massor som ska dumpas har generellt lägre föroreningsgrad än nuvarande botten i området. Bottenfauna har ej påträffats vilket beror på dåliga syreförhållanden. Avståndet till kringliggande grundområden som bl a är av betydelse för lek och uppväxt av fisk är ca 2 km och bedöms inte påverkas av den grumling som uppstår vid dumpning.

En samlad bedömning är att konsekvenser på ekosystemet i samband med dumpningen blir högst begränsade och inte medför någon bestående effekt. Den nya bottenyta som uppkommer får en lägre föroreningsgrad än nuvarande botten och uppgrundningen är så ringa att risk för ändrade strömförhållanden inte föreligger. Vad gäller miljö kvalitetsnormer strider dumpningen inte mot försämringsförbudet och äventyrar inte heller möjligheten att uppnå MKN i vattenförekomsten. Sammantaget visar utredningen att planerad dumpning under de förutsättningar som angivits inte innebär en olägenhet för hälsa eller miljö.

Innehåll

1.	Inledning	5
2.	Underlag	5
3.	Beskrivning av muddermassor	6
4.	Alternativ hantering	7
5.	Utgångspunkter för dumpning	8
6.	Val av dumpningsområde	9
6.1.	Beskrivning av alternativen	9
6.2.	Val av område	11
7.	Dumpningsområde Kanholmsfjärden	12
7.1.	Allmänna förutsättningar	12
7.2.	Sedimentförhållanden	13
7.3.	Vattenkvalitet	14
7.4.	Biologiska förhållanden	16
7.5.	Områdets lämplighet för dumpning	17
8.	Miljöpåverkan från dumpning	18
8.1.	Grumling och vattenkvalitet	18
8.2.	Bottenförhållanden	21
8.3.	Sjöfart	24
8.4.	Friluftsliv	24
9.	Effekter och konsekvenser av dumpning	24
9.1.	Byggskedet	24
9.2.	Lång sikt	25
9.3.	Påverkan på ekologisk och kemisk status	25
9.4.	Samlad bedömning	27
10.	Referenser	27
	Bilaga A Sediment, bottenfauna och vattenkvalitet	28
	Bilaga B Grumling vid dumpning av muddermassor i Kanholmsfjärden	29

1. Inledning

På norra Djurgården i Stockholm sker omvandling av ett tidigare industriområde till ett bostadsområde. Det planerade bostadsområdet är beläget invid Lilla Värtans västra strand strax norr om Lidingöbron. Byggnation kommer även ske i vattenområdet vilket bland annat innebär att muddring erfordras, dels av tekniska skäl men även för att minska risken för framtida spridning av förorenade sediment.

De övre sedimentlagren i muddringsområdet är förorenade motsvarande klass 5 enligt bedömningsgrunder i SGU (2017) och Naturvårdsverket (1999). Dessa sediment kommer att omhändertas vid godkänd mottagningsanläggning.

Underliggande massor som ska muddras är mindre förorenade, motsvarande klass 1-4 enligt samma bedömningsgrunder, och utgörs huvudsakligen av lerig delvis gytig silt samt underliggande fastare lera. Överlag är dessa massor, till följd av dåliga geotekniska egenskaper, inte lämpliga för nyttiggörande eller som grundläggning för planerade konstruktioner. Massorna behöver därför bortskaffas. Denna rapport redovisar möjliga alternativ för bortskaffande, visar alternativa lämpliga dumpningsområden och beskriver i mer detalj det område som föreslås. För detta område beskrivs även konsekvenserna av att dumpa aktuella muddermassor.

2. Underlag

Flera undersökningar och utredningar ligger till grund för denna utredning om hantering av muddermassor, och som underlag för ansökan om dispens från det allmänna dumpningsförbudet (29 § 15 kap MB). Det planerade dumpningsområdet har undersökts avseende:

- Hydrografi: salthalt, syrenivåer och temperatur
- Sediment: föroreningshalter, kornstorlek och sedimenttyp
- Bottenfauna
- Djupförhållanden i och i närheten av dumpningsområdet

Resultaten beskrivs översiktligt i rapporten och i bilaga A.

Det har också utförts en hydrodynamisk 3D-modellering för dumpningsförfarandet som bl.a. kvantifierat förväntad grumling samt sedimentpålagring under genomförandet. (DHI, 2025; bilaga B).

Muddermassornas föroreningsgrad klassas utifrån kriterierna för organiska ämnen enligt SGU (2017) och för metaller enligt Naturvårdsverket (1999). Eftersom många föroreningar sprids diffust och storskaligt, bl.a. genom atmosfäriskt nedfall, är det rimligt att klassa utifrån dessa skalor som bygger på normalt förekommande halter i ytsediment från Östersjön, dvs innefattande eventuella bakgrunds nivåer till följd av storskalig spridning och deposition. Klass 1 motsvarar mycket låg och klass 5 mycket hög halt. Denna typ av klassning har under de senaste ca 15 åren varit praxis när det gäller tillståndsfrågor för vattenverksamhet samt dispenser för dumpning. Innan SGU (2017) uppdaterade bedömningsgrunder för organiska föroreningar klassades även dessa ämnen mot kriterierna i Naturvårdsverket (1999).

3. Beskrivning av muddermassor

De övre sedimentlagren som ska muddras i Projekt Kolkajen är påtagligt förorenade och motsvarar huvudsakligen klass 5 enligt bedömningsgrunder från SGU (2017) och Naturvårdsverket (1999). Styrande för denna klassning är förekomsten av PAH. Dessa massor kommer att omhändertas särskilt och beskrivs inte närmare i denna rapport.

De sediment i Kolkajenområdet som underlagrar de mest förorenade massorna utgörs huvudsakligen av måttligt lösa finkorniga material med ett genomsnittligt TS-värde på 45 % (variation ca 30-55 %) och en TOC-halt på 2,8 % (variation ca 0,6-5 %). Föroreningsgraden är med två undantag klass 1-4 och mängden muddermassor i klass 1-4 uppgår till ca 160 000 tfm³ (teoretiskt fast volym). På grund av viss osäkerhet i djupet till fast botten mellan undersökningspunkterna skulle volymen kunna bli något högre varför dispens söks för 200 000 m³. Föroreningsgraden varierar mellan olika ämnesgrupper (Tabell 1). PCB har inte detekterats i något prov. TBT och andra tennorganiska ämnen har bara påträffats i två prov och då i halter motsvarande klass 3.

Frånvaron av PCB och tennorganiska ämnen, som generellt inte ens förekommer i bakgrunds nivåer i dessa massor, visar att sedimenten avsatts längre tillbaka i tiden, troligen under första halvan av 1900-talet eller tidigare. Metaller förekommer till helt övervägande del i klass 1-3 förutom ett prov där nickel motsvarar klass 4. I två enskilda prov uppträder koppar respektive kvicksilver i halter strax över gränsen för klass 4, och detta bedöms sakna betydelse för konsekvenserna av dumpningen¹. PAH är den enda ämnesgruppen som tydligt förekommer som en förorening i dessa sediment. Föroreningsgraden för PAH-16 motsvarar klass 1-4, varav ca 80 % är klass 1-3 och klass 1-2 utgör ca 60 % av undersökta prov.

I Tabell 1 beskrivs föroreningsgraden i aktuella muddermassor. Ett stort antal prov har undersökts. Vid muddring och dumpning omblandas massorna och haltvariationen i dumpade massor är betydligt lägre än i de enskilda prov som analyserats. För att ändå ge en bild av halternas variation innan muddring redovisas medelhalt, standardavvikelse och 90-percentil. Beräkningarna baseras på samtliga analysresultat för de ämnen som inte utgör klass 5. Som framgår av tabellen har flertalet ämnen en låg standardavvikelse i förhållande till medelvärdet, vilket illustrerar att haltvariationen är måttlig. För kadmium är variationen något större men halterna är alltså låga. Även PAH uppvisar en högre variation vilket beror på att huvuddelen av alla analyserade prov motsvarar klass 1-3 och en mindre del motsvarar klass 4.

¹ Avgränsningen av sediment i klass 5 och klass 1-4 baseras på PAH-analyser vilket beror på att PAH var den dominerande föroreningen vid den tidigare gastillverkningen. 393 PAH-analyser har utförts, men även metaller har analyserats i ca en tredjedel av proverna (139 analyser). PCB-7 och tennorganiska ämnen har analyserats i ett mindre antal prover (28 prover) och påträffades huvudsakligen inte.

Halterna av summa PCB-7 och butyltennföreningar är överlag låga. Klassningen av analyserade prov styrs nästan uteslutande av halten PAH-16. Avgränsning av sediment i klass 1-4 bedöms därmed som mycket tillförlitlig. I cirka 1 % av fallen (två prov) styrs klassningen av koppar respektive kvicksilver som något överskrider gränsen för klass 4. Avvikelsen bedöms som försumbar.

Tabell 1. Föroreningsgrad i de muddermassor (klass 1-4) som planeras att dumpas.

Medel	Enhet	Muddermassor från Kolkajen			Klass
		Medel	Standardavvikelse	90-percentil	
Arsenik	mg/kg TS	5,6	2,0	7,9	1-2
Kadmium	mg/kg TS	0,11	0,11	0,26	1
Kobolt	mg/kg TS	14	1,8	15,6	1-2
Krom	mg/kg TS	42	5,8	48	2-3
Koppar	mg/kg TS	37	15	44	3
Kvicksilver	mg/kg TS	0,06	0,11	0,05	2
Nickel	mg/kg TS	33	6	38	2-4
Pb, bly	mg/kg TS	18	2,0	20	1
Zn, zink	mg/kg TS	92	12	107	2-3
Summa PAH-16	mg/kg TS	0,86	1,0	2,4	1-4 [§]
Summa PAH-11	mg/kg TS	0,29	0,58	0,76	
Summa PCB-7	µg/kg TS	<0,4	Alla data under r.gr.	Alla data under r.gr.	1
TBT, tributyltenn	µg/kg TS	<1		<0,5	2-3 [#]

För TBT motsvarar klass 2 halter <1 µg/kg TS. Det innebär att i huvuddelen av analyserade prov på muddermassor har TBT inte detekterats.

§ För PAH utgör klass 1 ca 65 % av analyserade prov. Endast några % av volymen utgörs av klass 4.

4. Alternativ hantering

De lösa jordlager (lera och gyttja) som staden avser muddra och dumpa är väl undersökta med avseende på geotekniska egenskaper. Undersökningarna visar att både skjuvhållfastheten och deformationsmodulen är mycket låga och att det inte är möjligt att anlägga den i projektet planerade utfyllnaden utan förstärkningsåtgärder. Förutom det ansökta alternativet har staden i detalj utrett två andra alternativ:

- Utbyggnad i vattenområdet genom anläggande av påldäck. Alternativet har förkastats eftersom det kräver stora mängder betong och stål vilket med dagens produktionsmetoder skulle innebära en mycket hög klimatpåverkan i strid med stadens uttalade ambition för utbyggnad av Norra Djurgårdsstaden.
- Grundförstärkning av gyttja och lera genom vertikaldränering bakom inblandningspelare kombinerad med förbelastning, inklusive överlast, för att öka skjuvhållfastheten och ta ut förväntade deformationer. Alternativet visade sig inte tekniskt genomförbart pga. att stabilitetsförhållandena i ett skede av uppfyllningen skulle vara otillfredsställande och innebära risk för skred.

Ett ytterligare alternativ som inte utretts på samma detaljnivå är stabilisering av hela jordvolymen med inblandningspelare. Alternativet förkastades tidigt eftersom även detta kräver stora mängder cement och medför hög klimatpåverkan i jämförelse med den ansökta grundläggningsmetoden.

Massornas geotekniska egenskaper innebär att muddermassorna inte heller kan användas som fyllningsmassor för grundläggning på andra platser i staden utan inblandning av stora mängder cement. Eftersom staden disponerar över stora volymer bergmassor som kan användas för detta ändamål är ett

sådant förfarande inte förenligt med stadens ambition att minimera klimatpåverkan från pågående och planerade utbyggnadsprojekt.

Massorna behöver därför bortskaffas och alternativet till dumpning är deponering vid godkänd mottagningsanläggning. De muddermassor som planeras att dumpas utgör inte farligt avfall och skulle motsvara massor som får läggas i en deponi för inert eller icke-farligt avfall. Ur ett deponiperspektiv har massorna låg föroreningsgrad. I jämförelse med förorenade schaktmassor från land, där deponering är ett vanligare alternativ, kan det konstateras att halterna i aktuella muddermassor genomgående är lägre än Naturvårdsverkets generella riktvärden för mindre känslig markanvändning (MKM) och att mer än 90 % alla prov på dessa muddermassor uppvisar halter lägre än det generella riktvärdet för känslig markanvändning (KM). Ur föroreningsperspektiv skulle massorna alltså kunna användas för t.ex. markberedning vid bostäder.

Deponering av muddermassor på land förutsätter:

- En deponi som dels har tillstånd att ta emot aktuell volym blöta relativt lösa massor och dels är beredd av upplåta sitt deponeringsutrymme för massor med relativt låg föroreningsgrad
- Lossning från pråm till kaj
- Eventuellt viss avvattning vid kaj innan transport
- Lastning vid kaj på lastbil för transport till mottagningsanläggning

Att ta omfattande deponiutrymme i anspråk för blöta och finkorniga massor med denna relativt låga föroreningshalt bedöms inte lämpligt. Troligen skulle massorna behöva transporteras från Kolkajen med lastbil till en mottagningsanläggning med omfattande kapacitet för dessa massor. I storleksordningen motsvarar det ca 25 000 lastbilstransporter, enkel väg. Lossning från pråm och lastning på lastbil kan också sänka produktionstakten och därmed förlänga perioden då grumlande arbeten utförs. Slutligen bedöms det att de deponiutrymmen som finns i regionen gör mer miljönytta för deponering av mer förorenade massor, där deponering är motiverat för att minska spridning av miljöfarliga föroreningar.

Sammanfattningsvis skulle landdeponering innebära omfattande landtransporter av lösa, blöta och lågt förorenade massor samt förlänga genomförandet inklusive muddringstiden under vilken grumling kan uppstå. Dumpning bedöms därför vara ett mer lämpligt alternativ, förutsatt att miljökonsekvenserna är små och tillfälliga.

5. Utgångspunkter för dumpning

Dumpning kommer att utföras med en bottentömmande pråm. Beroende på vilken pråm som nyttjas förväntas varje tömning omfatta ca 200-1000 m³. Entreprenören väljer pråmstorlek utifrån projektets förutsättningar och sjösäkerhet. Generellt krävs större pråmar vid trafik längre ut i skärgården medan mindre pråmar kan nyttjas i innerskärgården. Genom successiv muddring kan den mindre mängd sediment med föroreningshalter i tillståndsklass 4 muddras och dumpas först, för att därefter täckas av muddermassor med lägre föroreningsgrad.

Tiden för dumpningens genomförande styrs av muddringsplanen. Muddringskapaciteten bedöms som mest uppgå till 1500 – 2000 m³ per dygn. Totalt bedöms dumpning pågå cirka 3-4 månader. Muddring av klass 1-4, och därmed även dumpning, utförs vid två olika tillfällen. Vid båda tillfällena kommer mer ytliga sediment som delvis består av klass 4 dumpas först och därefter dumpas klass 1-3. Den bottenyta som råder efter genomförd dumpning kommer således ha en föroreningsgrad motsvarande klass 1-3.

Avsikten är att dumpning ska utföras under perioden 15 september-15 april. Dumpning kommer inte utföras i perioden 16 april-14 september.

På pråmen kommer oljelänsar och absorberande material finnas tillgängligt om läckage skulle ske från någon av maskinerna. Slangar, kopplingar och övrig utrustning kontrolleras regelbundet för att minimera risken för slangbrott. Positionering sker med GPS och pråmens läge kan följas med AIS.

Det finns ett antal kriterier som normalt bör uppfyllas för att ett område ska vara lämpligt som dumpningsområde:

- Lämpliga fysiska förutsättningar såsom area, djupförhållanden och kapacitet för aktuell volym. Mängden muddermassor i klass 1-4 uppgår till ca 160 000 tfm³ men en viss marginal önskas varför området för aktuell dumpning bör rymma 200 000 m³.
- Strömförhållanden ska vara sådana att de massor som dumpas kommer ligga kvar och inte riskerar att spridas genom erosion.
- Genomförande av dumpning ska kunna ske på ett säkert sätt.
- Annat nyttjande av området, t.ex. vattenintag, friluftsliv eller sjöfart, ska inte hindras efter avslutad dumpning.

Det övergripande kravet enligt miljöbalken är att dumpning inte ska orsaka en olägenhet för hälsa eller miljö. Därför utreds på vilket sätt som dumpning kan påverka miljön i dumpningsområdets botten och i omgivande miljö.

6. Val av dumpningsområde

6.1. Beskrivning av alternativen

Inledningsvis valdes fyra områden för fortsatt utvärdering av deras lämplighet som dumpningsområde: Höggarn, Kanholmsfjärden, Almagrundet och Ekoknölen (Figur 1). De olika alternativen utvärderades avseende de aspekter som nämns i föregående kapitel samt även översiktligt vad gäller naturmiljön:

Fysiska förhållanden och kapacitet

Samtliga fyra områden är djupområden med kapacitet för att med god marginal rymma de aktuella volymerna. Vid Höggarn är vattendjupet drygt 50 meter medan det är drygt 100 meter i Kanholmsfjärden, Almagrundet och Ekoknölen.

Strömförhållanden och botten typ

Sedimenten i Höggarn, Kanholmsfjärden och Almagrundet har undersökts inom projektet och är genomgående finkorniga och klassade som gyttja, vilket visar att ackumulationsförhållanden råder. Föroreningsgraden är också högre i dessa tre områden än i de massor som avses dumpas.

Ekoknölen har inte undersökts inom detta projekt men det har tidigare meddelats dispens från dumpningsförbudet för detta område. Området nyttjades för dumpning vid anläggande av hamnen i Norvik. Endast en mindre del av dispensgiven volym togs dock i anspråk.

Annat nyttjande av området

Alla områdena förutom Almagrundet berörs av riksintresse för farleder. Alla områdena berör dock farleder vid transporten till dumpningsområdet. Under genomförandet av dumpning kommer transporter samordnas med sjöfarten i området, så att inte arbetspråmar och annat hindrar den pågående yrkessjöfarten.

Naturvärden

I Almagrundet och Höggarn uppvisade de djupare vattenlagren syrefattiga förhållanden (< 2 ml/l) och i Kanholmsfjärden var det i stort helt syrefritt i de djupaste lagren från ca 80 meter och neråt. Detta innebär dåliga förutsättningar för ett utvecklat bottenfaunasamhälle.

Undersökningarna visar att bottenfaunan i Höggarn och Almagrundet var art- och individfattig medan det i Kanholmsfjärden inte påträffades några individer alls. Bottnarna vid Ekoknölen har inte undersökts inom ramen för detta projekt. Ekoknölen är dock ett område som tidigare fått dispens från dumpningsförbudet och där dumpning genomförts inom arbetet med att bygga Norviks hamn. Den relativt omfattande dispensen nyttjades dock inte fullt ut.

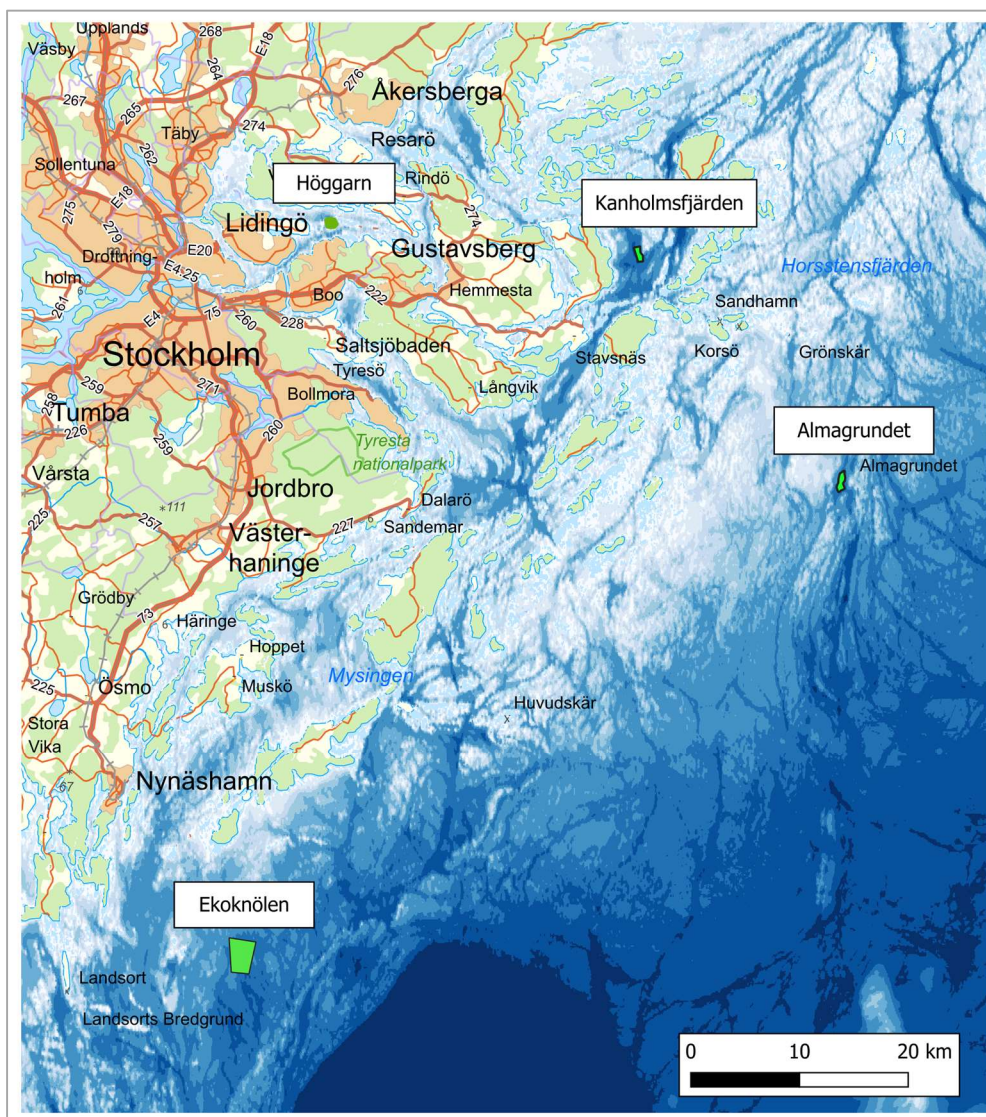
Almagrundet och Ekoknölen är båda belägna utomskärs på öppet vatten och med stora avstånd till de mer grunda områden som kan vara av betydelse för lek och uppväxt av fiskyngel. För Almagrundet är det cirka 12 km till närmaste grundområde och för Ekoknölen finns ett litet område inom ca 4 km. För dumpningsområdet i Kanholmsfjärden är avståndet till närliggande öar där de bedöms finnas förutsättningar som uppväxtområde för fiskyngel generellt omkring 2 km eller mer. Slutligen är det dumpningsområdet vid Höggarn i Askrikefjärden som är beläget i innerskärgården. Där finns gott om områden med förutsättningar för yngeluppväxt och även lekområden inom ca 350 meter. De mest närbelägna områdena till Höggarn bedöms dock inte vara av betydelse för bestånden, eftersom många andra områden med liknande förutsättningar finns i omgivande vattenområden.

Transportsträcka och genomförbarhet

Som framgår av Figur 1 skiljer avståndet till de olika områdena markant. Ungefärliga uppgifter om avstånd och restid för en dumpningspråm anges nedan.

- Höggarn ca 7 nautiska mil – ca 3 timmar ToR
- Kanholmsfjärden ca 30 nautiska mil – ca 10-15 timmar ToR
- Almagrundet ca 46 nautiska mil – ca 20 timmar ToR
- Ekoknölen ca 72 nautiska mil. – ca 30 timmar ToR

Höggarn och Kanholmsfjärden ligger mer skyddade än Almagrundet och Ekoknölen som båda ligger utomskärs. I de två senare områdena är det större risk att väderförhållanden kan påverka produktionstakten genom eventuella avbrott vid dåligt väder. Lång restid kan åtminstone till stora delar kompenseras för genom att entreprenören har fler pråmar.



Figur 1. Alternativa utredningsområden för dumpning i grön markering. Utredningsområdena är större än det verkliga behovet. Färgskalan i vattenområdena illustrerar djupförhållanden enligt EMOD-net; ljus är grunt och mörkt är djupt.

6.2. Val av område

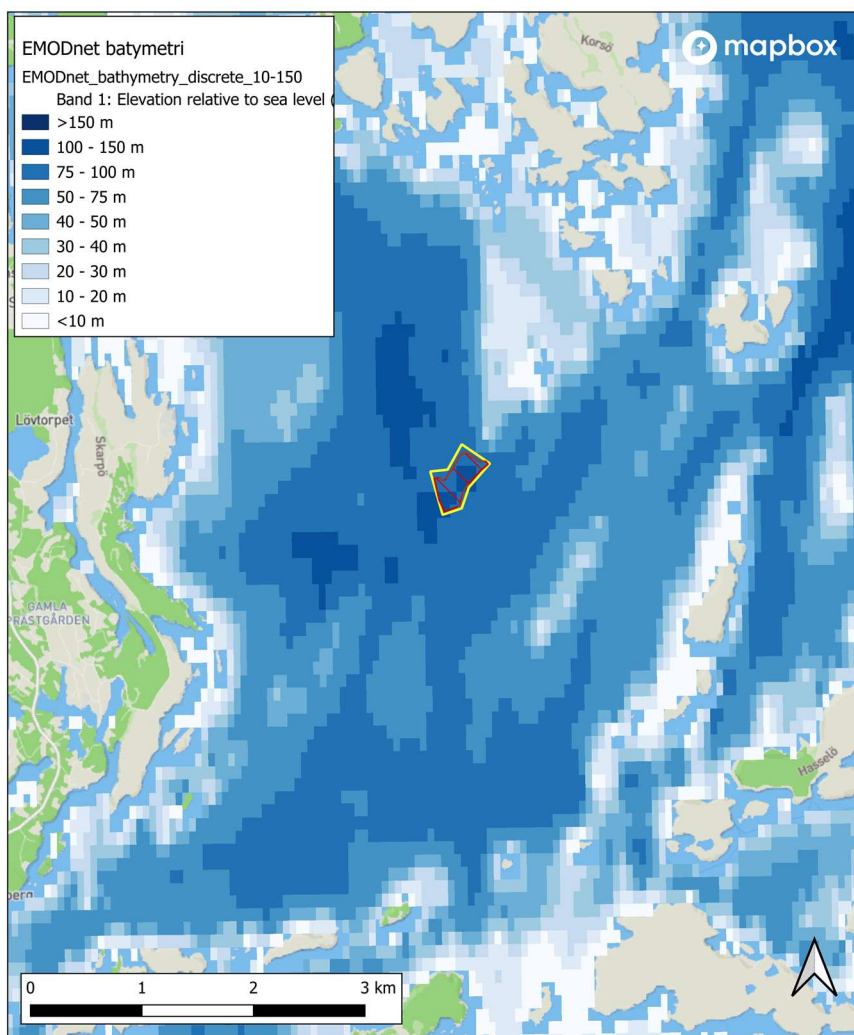
Miljömässigt har alla fyra områdena goda förutsättningar för dumpning med liten miljöpåverkan. Almagrundet och Ekoknölen är sämre rent genomförandemässigt eftersom de ligger utomskärs och på stora avstånd. De fyra alternativa områdena är alla belägna inom allmänt vatten. Höggarn berör dock även en privat fastighet där en överenskommelse med fastighetsägaren inte kunnat uppnås.

En samlad bedömning visar att Kanholmsfjärden är det bästa området för projektet och att det miljömässigt är likvärdigt med övriga tre områden. Dispens från dumpningsförbudet enligt kapitel 15 i miljöbalken kommer således sökas för Kanholmsfjärden.

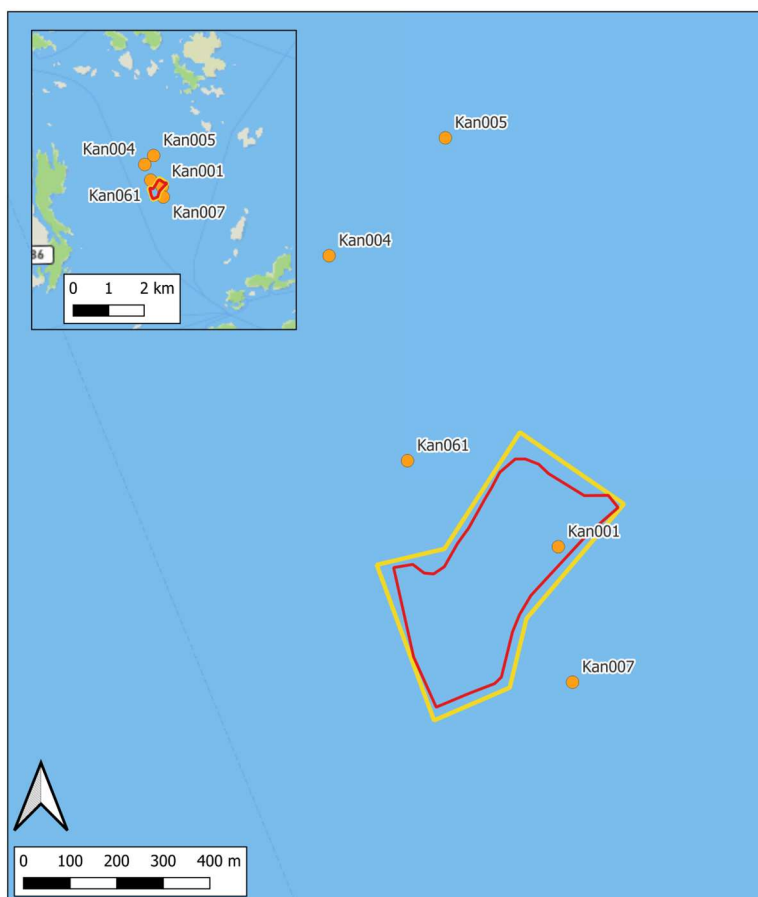
7. Dumpningsområde Kanholmsfjärden

7.1. Allmänna förutsättningar

Kanholmsfjärden är en stor fjärd i Stockholms ytterskärgård. I de centrala delarna är vattendjupen stora och uppgår som mest till cirka 100 meter (Figur 2). Dumpningsområdet är ett lokalt djupområde som omges av grundare områden (Figur 3). Området är sjömått med högupplösande teknik men då spridningstillstånd ännu inte meddelats kan exakta djupförhållanden inte visas. Det avgränsade området ligger på allmänt vatten och inom område för allmän farled.



Figur 2. Kanholmsfjärden med planerat dumpningsområde som visas med gul ram. Den röda linjen avgränsar ett område som rymmer 230 000 m³.



Figur 3. Dumpningsområdet i Kanholmsfjärden med gul ram. Röd linje visar en yta där ca 230 000 m³ ryms, vilket innebär att det finns en marginal. De orange punkterna visar var prov togs för analys av sediment och bottenfauna.

7.2. Sedimentförhållanden

Sedimentens egenskaper undersöktes hösten 2024 vid fem provpunkter inom dumpningsområdet och dess närområde (Figur 3; Bilaga A). Sedimenten kännetecknas av lösa siltiga leror med TOC-halter om ca 5 % och klassas som gyttja. Flera ämnen uppträder i klass 3-4 dvs måttligt höga till höga halter (Tabell 2) vilket bedöms som relativt normalt för kustområden i östra Östersjön (t.ex. SGU 2022). Halter i samma storleksordning har också redovisats för södra Kanholmsfjärden (Sternbeck m.fl., 2003). Enligt data i VISS för Kanholmsfjärden har TBT i ytsediment påträffats i halter från 9-109 µg/kg TS, i generell överensstämmelse med resultaten från denna undersökning.

I jämförelse med de kriterier som gäller för statusbedömning enligt HVMFS (2019:25) uppvisar koppar, kadmium, bly, antracen och fluouranten god status medan tributyltenn överskrider kriteriet (se bilaga A).

Sammantaget visar sedimenten att goda ackumulationsförhållanden råder i detta djupa område.

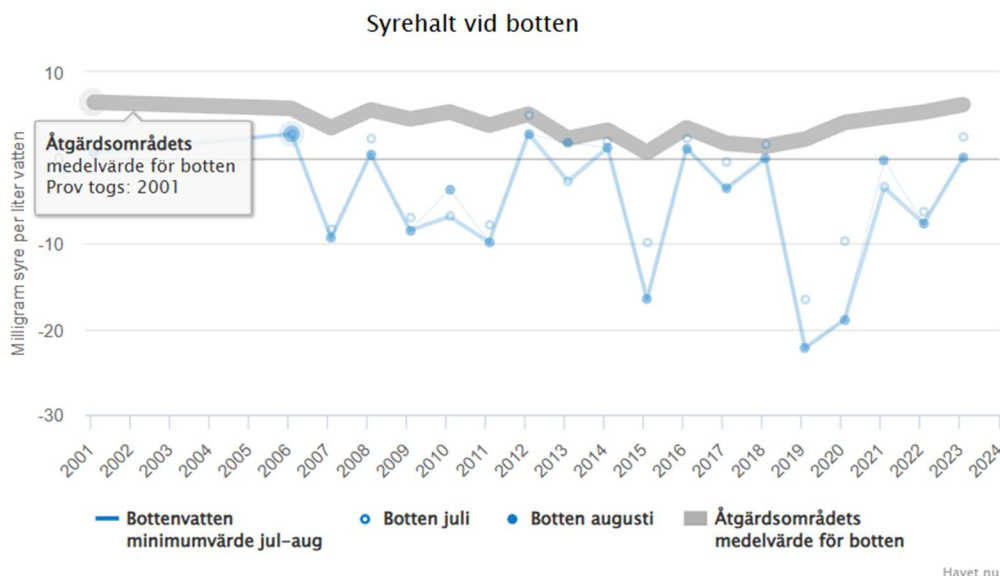
Tabell 2. Föroreningsgrad i ytsediment från fem provpunkter i och i närheten av dumpningsområdet i Kanholmsfjärden. Klassning av föroreningsgrad enligt Naturvårdsverket (1999) för metaller samt SGU (2017) för organiska föroreningar. För barium, torrsbstans och TOC saknas klassningskriterier.

Medel	Enhet	Kanholmsfjärden			klass
		medelhalt	standardavvikelse	Min-max	
Arsenik	mg/kg	11	1,6	9,6-14,3	2
Barium	mg/kg	140	2,8	136-144	
Kadmium	mg/kg	1,1	0,3	0,83-1,57	3-4
Kobolt	mg/kg	17	0,7	16,8-18,6	1
Krom	mg/kg	57	3,2	51,8-59,9	3
Koppar	mg/kg	49	3,0	44,6-53,2	3-4
Kvicksilver	mg/kg	0,15	0,03	0,10-0,19	3
Nickel	mg/kg	43	3,0	38,3-45,6	2-3
Bly	mg/kg	50	4,4	42-59	3
Zink	mg/kg	205	21	175-241	3-4
Summa PAH 16	mg/kg	1,1	0,3	0,82-1,55	3-4
Summa PAH 11	mg/kg	1,0	0,3	0,76-1,48	3-4
Summa PCB 7	µg/kg	4,9	3,7	0,55-10,2	3-4
TBT, tributyltenn	µg/kg	30	9,8	19,8-46,6	3-4
Torrsbstans	%	15	0,6	14,6-16,3	
TOC	%	5,6	0,1	5,2-5,7	

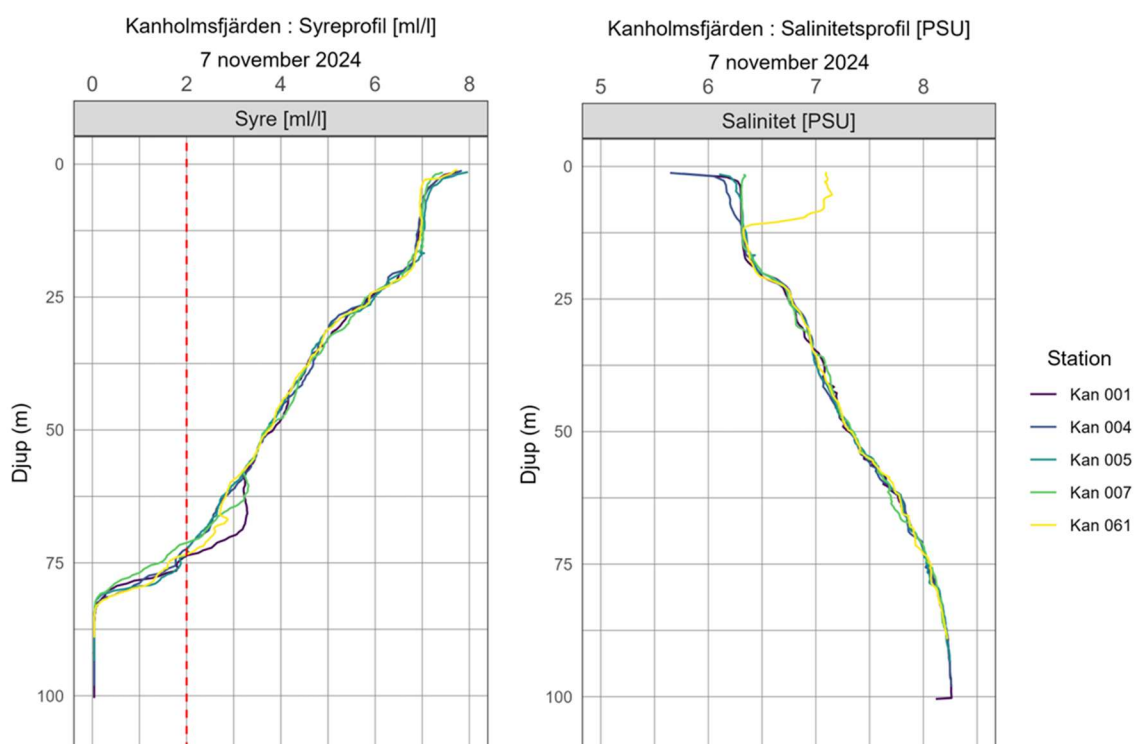
7.3. Vattenkvalitet

Hydrografiska mätningar utfördes vid fem mätpunkter (samma som illustreras i Figur 3) i samband med provtagning i november 2024 och resultaten redovisas i bilaga A. Resultaten var likartade för de fem mätpunkterna. Siktdjupet varierade mellan 6,5 och 7,5 meter vilket bedöms normalt för området. Temperaturen var konstant kring ca 7,8 °C ner till 20 meters djup, varunder temperaturen sjönk och under ca 80 meter var den konstant kring ca 4,5 °C. Saliniteten ökade mot djupet till ca 8,4 PSU i de djupaste lagren och syrgashalterna minskade successivt genom vattenpelaren. Syrenivåer under 4 ml/l uppträdde från ca 40 meters djup och under ca 80 meter var det praktiskt taget helt syrefritt (0,03-0,04 ml/l) (Figur 5).

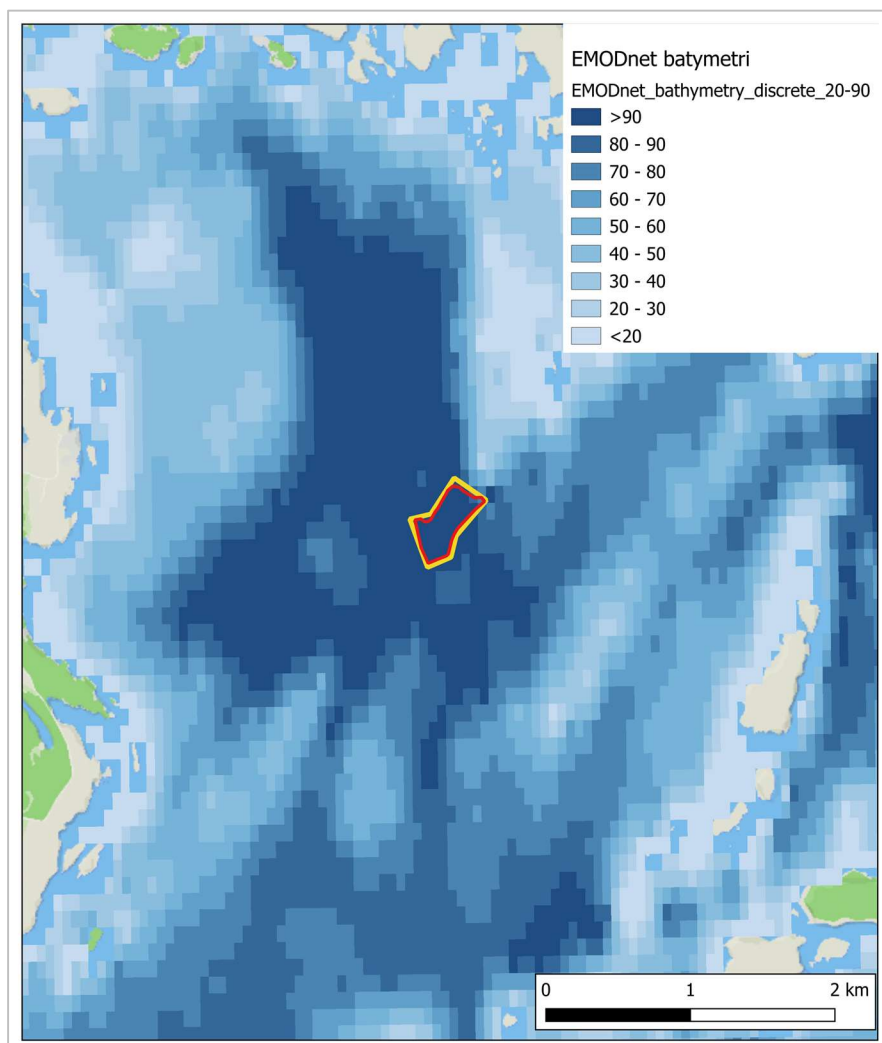
Att de djupa områdena har dåliga syreförhållanden överensstämmer med tidigare undersökningar (Figur 4; IVL, 2010). Inom den miljöövervakning som SMHI sammanställer sker årliga mätningar av syrgashalter i en närbelägen provpunkt i Kanholmsfjärden. Mätningar sker under juli-augusti och under perioden 2012-2023 var syrenivåerna under 70-80 meter vanligen normalt lägre än 2 ml/l. På 100 meters djup uppträdde svavelväte varje år, vilket tydligt visar att bottarna är helt syrefria åtminstone sommartid. Som framgår av Figur 6 är det stora områden i fjärden som är djupare än 70-80 meter och därmed kan förväntas vara syrefria.



Figur 4. Syrenivåer i ett djupområde i Kanholmsfjärden. Figuren från Svealands kustvattenvårdsförbund. Negativa syrenivåer betyder att det är ett syrgasunderskott pga svavelväte.



Figur 5. Syrgasprofiler och salthalt för samtliga stationer inom utredningsområdet i Kanholmsfjärden. Den röda streckade linjen visar gränsen för syrefattigt vatten (2 ml/l).

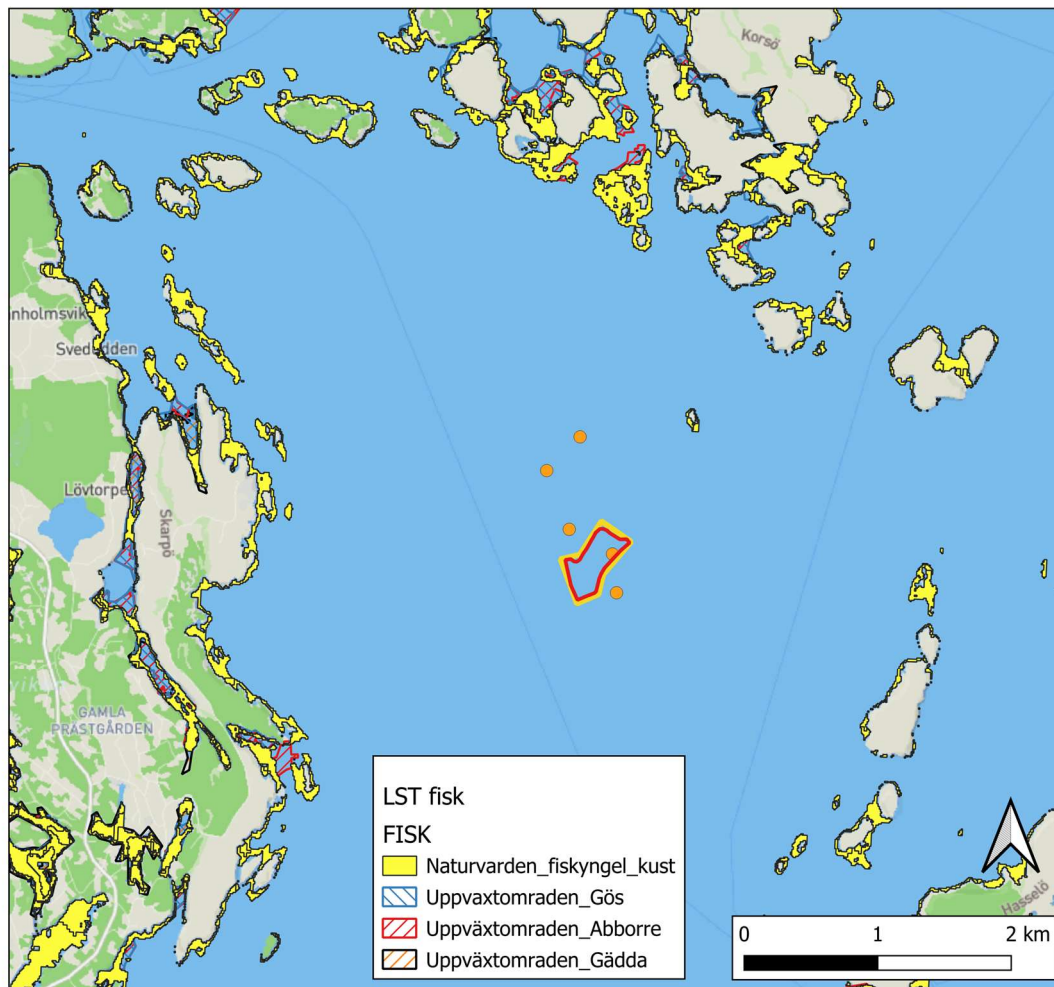


Figur 6. Vattendjup i Kanholmsfjärden. Dumpningsområdet markerat i rött och gult.

7.4. Biologiska förhållanden

Bottenfauna undersöktes i fem punkter i och i närheten av planerat dumpningsområde (Figur 3; Bilaga A). Inga individer påträffades vilket var förväntat med hänsyn till de dåliga syreförhållandena i dessa djupa vattenområden. Det är stora områden runt dumpningsområdet med liknande vattendjup (Figur 6) och som därmed också kan förväntas ha en dåligt utvecklad bottenfauna.

Lekområden för olika fiskarter finns visualiserade i länsstyrelsens modellerade underlag. Närmaste möjliga lekområde för strömming är ca 5 km sydväst om dumpningsområdet. För abborre finns lekområden utpekade i grunda skyddade vikar drygt 2 km väster om dumpningsområdet. Förutsättningar för höga naturvärden avseende uppväxt av rovfiskyngel (abborre, gädda och gös) finns i stora delar av ytterskärgårdens grundområden. Förutsättningarna är baserade på både fysiska förutsättningar och sprängfiske (Nyström Sandman m.fl 2013). Dessa områden förekommer i grunda områden längs kusterna är som närmast ca 2 km från dumpningsområdet. Området med förutsättningar för uppväxt av abborre är även det ca 2 km bort. Motsvarande ytor för gös och gädda är mindre vanliga. Områdena illustreras i Figur 7.



Figur 7. Bedömda uppväxtområden för fisk vid de kustområden i Kanholmsfjärden som omger dumpningsområdet (gul och röd linje). Provpunkter för sediment och bottenfauna anges med orange ringar.

7.5. Områdets lämplighet för dumpning

Sammanfattningsvis bedöms det valda området i Kanholmsfjärden som lämpligt för dumpning av aktuella sediment. Sedimentundersökningarna visar goda ackumulationsförhållanden. Till följd av dåliga syreförhållanden saknas bottenfauna i dumpningsområdet och dess närområde, och sannolikt även i omgivande miljöer med motsvarande vattendjup. Avståndet till lek- eller uppväxtområden för fisk är minst 2 km.

8. Miljöpåverkan från dumpning

8.1. Grumling och vattenkvalitet

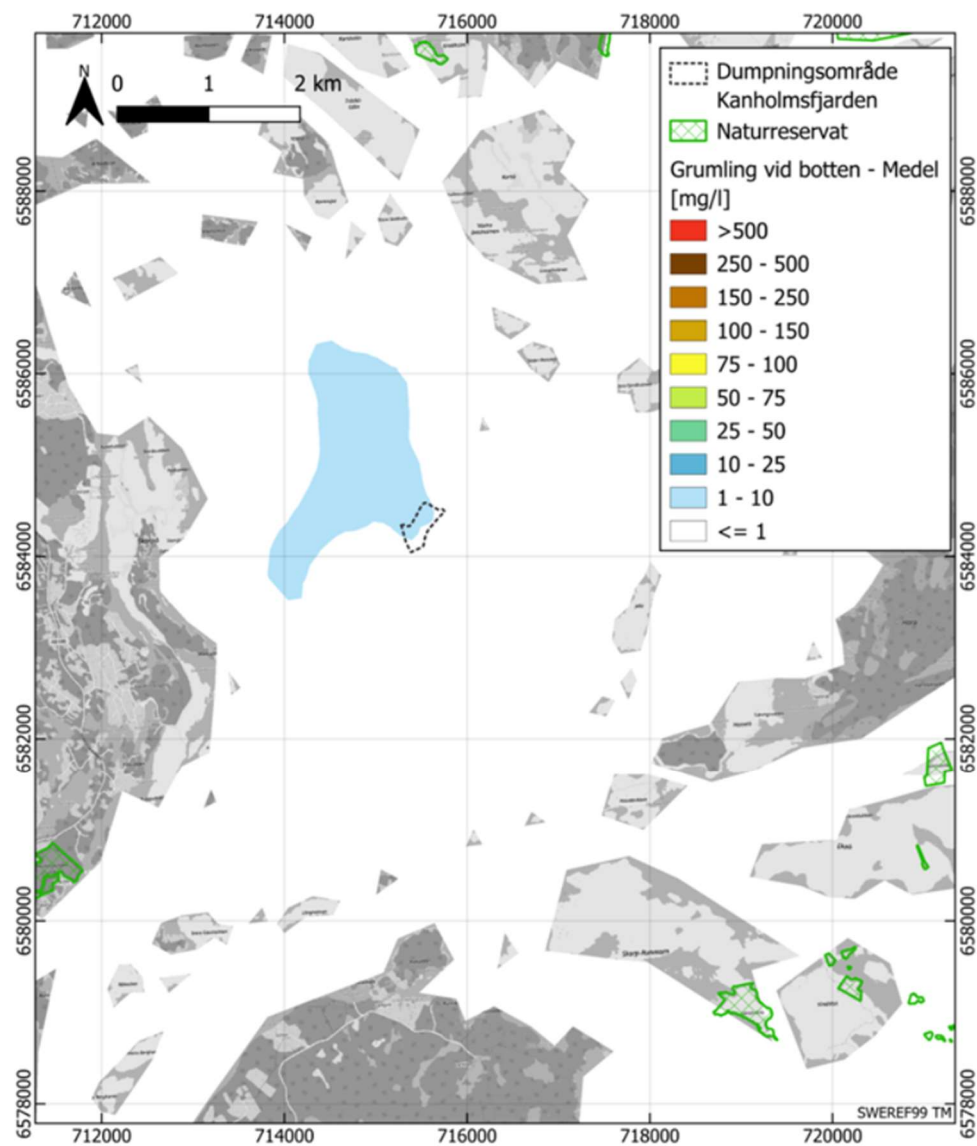
Under själva dumpningsförloppet faller massorna snabbt mot botten. En mindre del av massorna kan frisättas under dumpningsförloppet och bidra till grumling av vattenmassan. Grumlingen sprids med strömmar och avtar därför med avstånd från dumpningsområdet. Partiklarna sedimenterar medan de sprids vilket begränsar påverkansområdet. Modellberäkningar av förväntad grumling har utförts med en oceanografisk modell (DHI, 2025; bilaga B) och beskriver hur grumling förväntas spridas till omgivningar, vilka nivåer som uppkommer samt hur det kan variera över tid beroende på strömförhållanden.

I figur 8 och figur 9 illustreras förväntad genomsnittlig respektive maximal grumling vid botten. De genomsnittliga grumlingsnivåerna överskrider inte 10 mg/l och plymens utbredning följer väl de djupaste delarna av Kanholmsfjärden (jämför figur 6). Tillfälligt kommer grumlingen vara något högre och maximala nivåer, vilka uppträder inom själva dumpningsområdet, motsvarar 50–75 mg/l. Grumling vid de ytligaste vattenlagren är lägre än vid botten och har också mindre utbredning (Figur 10). Den genomsnittliga grumlingen vid ytan är lägre än 1 mg/l varför någon figur inte visas. Grumlingsnivåer över 10 mg/l har mycket begränsad varaktighet, från ett dygn och upp till en vecka i bottenvattnet och betydligt kortare i ytvattnet (se DHI 2025; bilaga B).

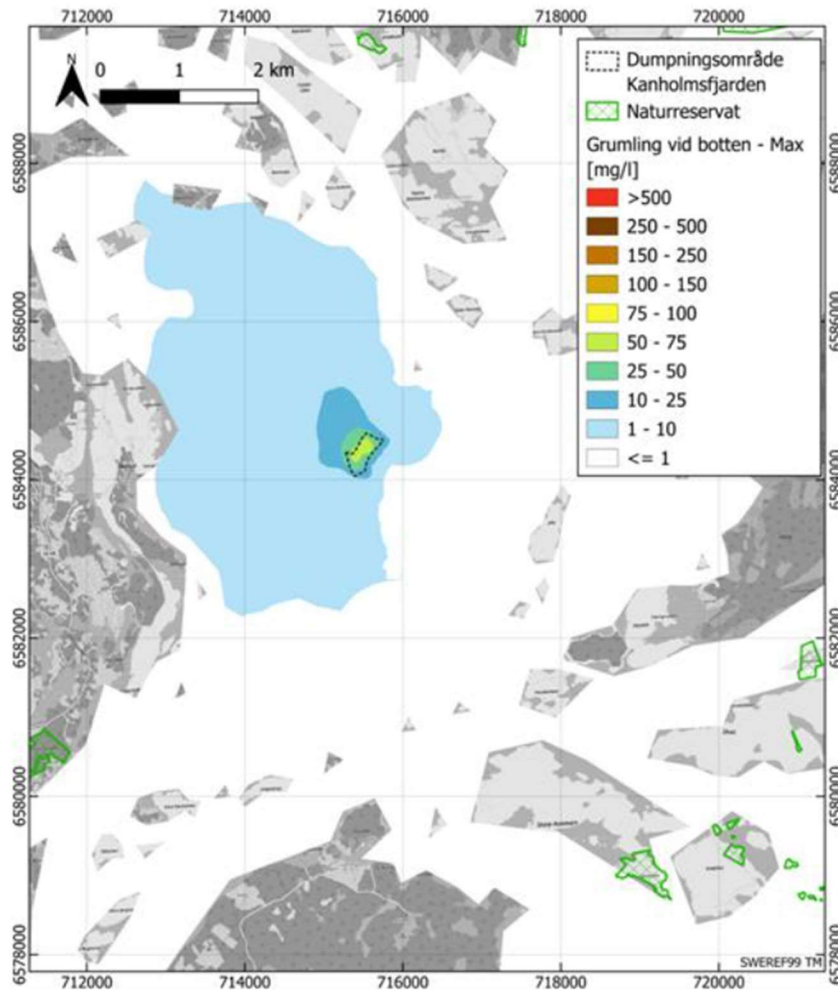
Förekommande bakgrunds nivåer av grumlighet i Kanholmsfjärden och andra fjärdar i regionen är enligt ett mindre antal mätningar på "Sharkweb"² i storleksordningen 1 FNU. Mätdata för suspenderat material i enheten mg/l föreligger inte men bedöms vara i ungefär samma nivå, dvs omkring 0,5–2 mg/l. Den över hela dumpningstiden genomsnittliga påverkan av grumling bedöms för ytvattnet vara liten till försumbar och för bottenvattnet liten till måttlig. Något högre nivåer förväntas uppträda mer kortvarigt. I vilken mån denna grumling kan påverka växter eller djur negativt diskuteras i kapitel 9.

Den grumling som uppstår vid dumpning innehåller de föroreningar som förekommer i muddermassorna. Då grumlingen i ytligt vatten i medeltal är mindre än 1 mg/l innebär det att grumlingens betydelse för föroreningshalter i ytvattnet blir mycket liten, lokal och kortvarig. Maximal grumling i ytligt vatten utanför själva dumpningsområdet kan uppgå till 10 mg/l. Det bedöms inte föreligga någon risk att kriterier för maximal halt i ytvatten (enligt HVMFS 2019:25) överskrider ens i närområdet. Konservativa beräkningar visar en säkerhetsmarginal mellan 20 och 27 000. Då grumlingspåverkan är kortvarig är en bedömning mot kriterierna för årsmedelhalt inte relevant.

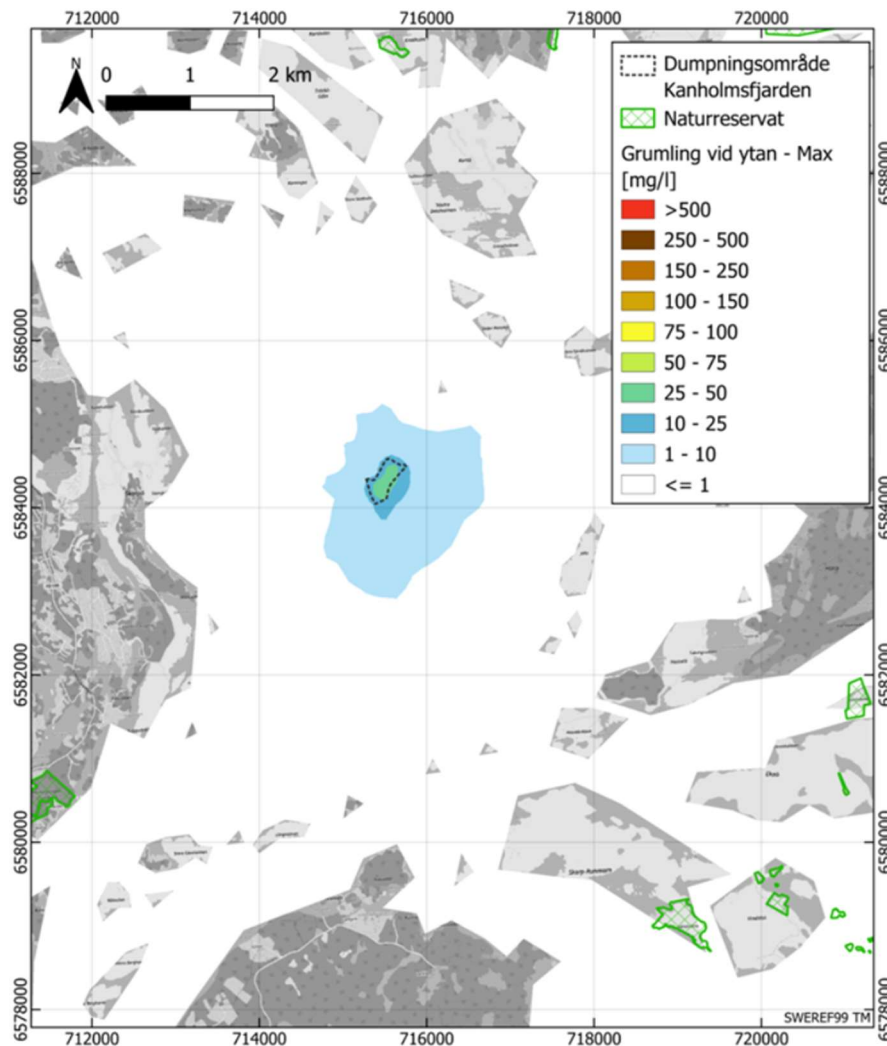
² Sharkweb är SMHIs webbplats för nedladdning av biologiska, fysikaliska och kemiska marina miljöövervakningsdata.



Figur 8. Genomsnittlig grumlingspåverkan vid botten i samband med dumpning (DHI, 2025).



Figur 9. Maximal grumlingspåverkan vid botten i samband med dumpning (DHI, 2025). De högsta grumlingsnivåer som uppstår i respektive del av området uppstår vid olika tillfällen. Figuren visar alltså inte en viss tidpunkt.



Figur 10. Maximal grumlingspåverkan vid ytan i samband med dumpning (DHI, 2025). De högsta grumlingsnivåer som uppstår i respektive del av området uppstår vid olika tillfällen. Figuren visar alltså inte en enskild tidpunkt.

8.2. Bottenförhållanden

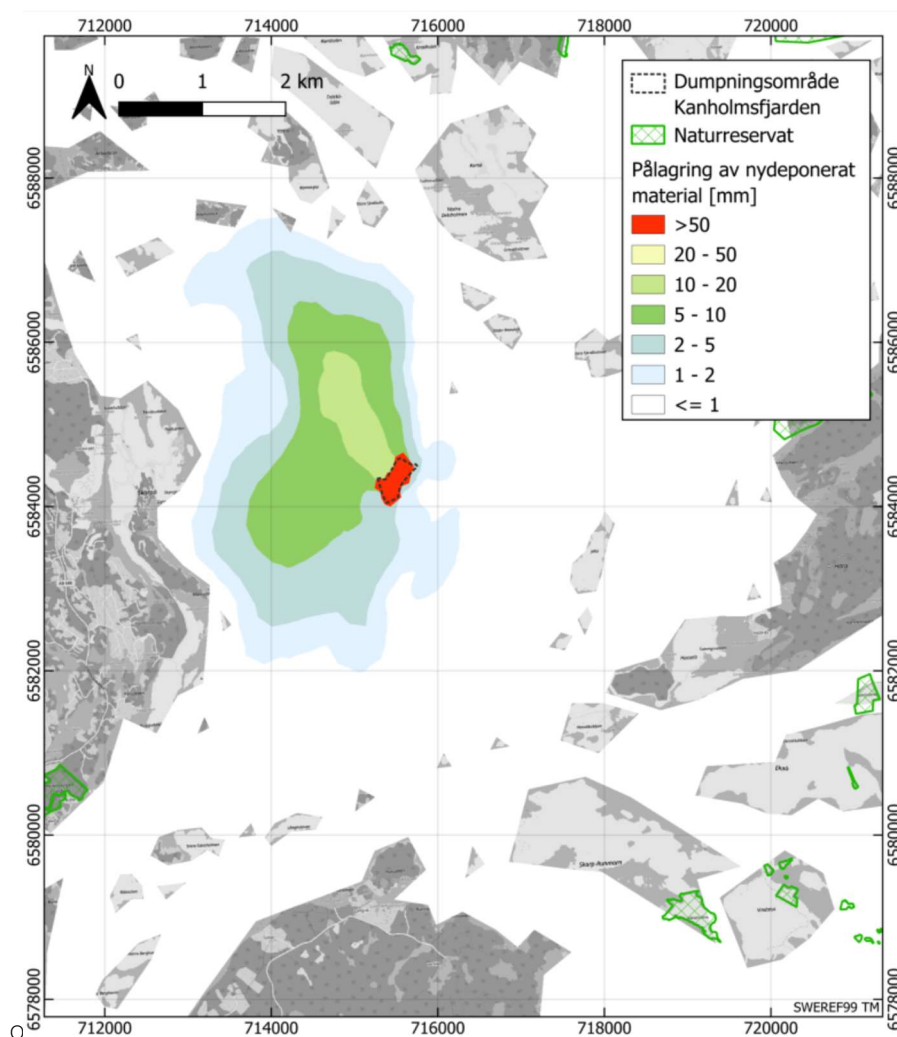
FYSISK PÅVERKAN

I dumpningsområdet täcks befintliga bottenar med ca 1-1,5 meter muddermassor. De massor som dumpas är finkorniga och har ett organiskt innehåll som är något lägre än nuvarande bottenar. Det bedöms inte innebära någon större skillnad mot nuvarande bottenar vad avser habitatkvalitet.

Modellberäkningar visar att det spill som uppkommer under dumpningen huvudsakligen ackumulerar på omgivande bottenar (Figur 11; DHI 2025, se bilaga B). Mäktigheten på denna överlagring avtar med avståndet från själva dumpningsområdet. I närområdet, upp till ca 2 km nord respektive sydväst, kan överlagringen som mest uppgå till ca 5-20 mm okonsoliderat material. Utanför detta område beräknas den samlade pålagringen inte överskrida 5 mm. Det kan jämföras med naturlig sedimenttillväxt i Kanholmsfjärden som enligt undersökningar uppgår till ca 5- 15 mm/år (IVL, 2010). Dumpningen innebär således tillfälligt en något förhöjd sedimentpålagring.

Bottendjupet i dumpningsområdets direkta närhet varierar något men samtliga provpunkter visar finkorniga sediment vilket bekräftar låga bottenströmmar och naturligt goda ackumulationsförhållanden. Att dumpningen innebär en uppgrundning på ca en meter saknar helt betydelse för dessa förhållanden, och innebär att dumpade massor kommer ligga kvar.

Då massorna dumpas i ett område om drygt 90 meters djup föreligger ingen risk för att propellerorsakade strömmar från passerande fartyg påverkar bottenströmmar i någon betydande grad.



Figur 11. Pålagring av sedimenterat spill på omgivande botten. Pålagringen är av fluffigt nydeponerat material, ej konsoliderat. Dumpningsområdet är markerat i rött, koordinater i SWEREF 99TM. Figuren från DHI (2025).

KEMISK PÅVERKAN

Föroreningsgraden i ytsediment inom dumpningsområdet framgår av Tabell 2. En jämförelse av föroreningsgraden i dumpningsområdets ytsediment och i de muddermassor som planeras att dumpas ges i Tabell 3. Muddermassorna håller generellt lägre halter av metaller, PAH, PCB och TBT. För ämnen som kan vara särskilt skadliga, såsom bly, kvicksilver, PCB och TBT, är halterna i muddermassorna avsevärt lägre än i dagens botten. PCB-7 har inte detekteras i något prov från den volym som ska dumpas. TBT har påträffats i låg halt i ett prov och i övrigt inte kunnat detekteras.

De muddermassor som innehåller föroreningar i klass 4 kommer dumpas först. Föroreningsgraden i den bottenyta som råder efter avslutad dumpning kommer därför motsvara klass 1-3 och ha något lägre halter av vissa ämnen än vad som redovisas i Tabell 3. Även spillet som hamnar utanför dumpningsområdet medför en viss sänkning av bottenarnas föroreningsgrad.

Halterna i muddermassor kan också jämföras med de kriterier som används för statusklassning av vattenförekomster (Tabell 4)³. Det är då relevant att redovisa halter i de massor som dumpas överst och kommer utgöra ny bottenyta, dvs klass 1-3. Metallerna bly, kadmium och koppar samt fluoranten och TBT underskrider kriterierna. Antracen överskrider kriteriet marginellt.

Tabell 3. Jämförelse av föroreningsgrad i de muddermassor som ska dumpas och ytsediment i dumpningsområdet.

Medel	Enhet	Kanholmsfjärden			Muddermassor	
		medelhalt	standardavvikelse	Klass	medelhalt	Klass
Arsenik	mg/kg	11	1,6	2	5,6	1-2
Kadmium	mg/kg	1,1	0,3	3-4	0,11	1
Kobolt	mg/kg	17	0,7	1	14	1-2
Krom	mg/kg	57	3,2	3	42	2-3
Koppar	mg/kg	49	3,0	3-4	37	3
Kvicksilver	mg/kg	0,15	0,03	3	0,06	2
Nickel	mg/kg	43	3,0	2-3	33	2-4
Bly	mg/kg	50	4,4	3	18	1
Zink	mg/kg	205	21	3-4	92	2-3
Summa PAH 16	mg/kg	1,1	0,3	3-4	0,86	1-4 §
Summa PAH 11	mg/kg	1,0	0,3	3-4	0,29	1-4 §
Summa PCB 7	µg/kg	4,9	3,7	3-4	<0,4	1
Tributyltenn	µg/kg	30	9,8	3-4	<1	2 #-3

För TBT motsvarar klass 2 halter <1 µg/kg TS. Det innebär att i huvuddelen av analyserade prov på muddermassor har TBT inte detekterats.

§ För PAH motsvarar ca 65 % av analyserade prov klass 1. Endast några få procent utgörs av klass 4.

Tabell 4. Jämförelse av föroreningsgrad i de muddermassor som ska dumpas ytligt (klass 1-3) med bedömningsgrunder och gränsvärden enligt HVMFS 2019:25.

Medel	Enhet	medelhalt	Gränsvärde/ bedömningsgrund	Justering
Kadmium	mg/kg	0,11	2,3	
Koppar	mg/kg	0	52	Justerad för bakgrund, vilken är högre än halten.
Bly	mg/kg	18	120	
Antracen	µg/kg	27	24	Normaliserad till 5% TOC
Fluoranten	µg/kg	31	2000	Normaliserad till 5% TOC
Tributyltenn	µg/kg	<1	1,6	Alla mätvärden utom ett var lägre än rapporteringsgränsen.

³ Förutom de angivna ämnen finns också bedömningsgrunder för två siloxaner. Siloxaner är relativt moderna syntetiska ämnen som inte förekommer i äldre sediment.

8.3. Sjöfart

Dumpningsområdet överlappar i väster med den allmänna farleden in till Stockholm. Även transporten av muddermassor med pråm kan komma att nyttja den allmänna farleden. Under transport samt genomförande av dumpning har därför entreprenören regelbunden kontakt med sjötrafiktjänsten i området för att anpassa sin trafik och verksamhet till den allmänna sjöfarten i området. Sjöfarten påverkas därmed inte av dumpningstrafiken.

Den uppgrundning som dumpningen innebär sker på så stora djup att den helt saknar betydelse för sjöfarten. Efter avslutad dumpning finns ingen påverkan på sjöfarten.

8.4. Friluftsliv

Dumpningsområdet är beläget mellan Lidingö och Vaxholm och nyttjas av fritidsbåtar. Fritidsbåtsaktiviteten är högst under sommar men pågår även senare vår och tidig höst och är mindre intensiv under sen höst och vinter. Den planerade dumpningen kommer således inte störa fritidsbåtstrafiken under den mest frekventa perioden. Då varje dumpningstillfälle dessutom är kortvarigt bedöms konsekvenser för fritidsbåtar som ringa.

I den mån fritidsfiske pågår i berört område under aktuell tid kan muddringen innebära en mindre negativ konsekvens, eftersom fisk tillfälligt kan komma att undvika området.

9. Effekter och konsekvenser av dumpning

9.1. Byggskedet

Under byggskedet kan miljökonsekvenser av dumpning ske som ett resultat av den påverkan som dumpningen medför. Påverkan beskrevs i kapitel 8 och kan sammanfattas med följande:

- Fysisk påverkan genom övertäckning av bottenarna i dumpningsområdet
- Lägre föroreningsgrad i den nya bottenytan jämfört med nuvarande bottenyta
- Fysisk påverkan till följd av viss överlagring av spill på omgivande bottenar
- Något lägre föroreningshalter i tunt ytskikt i områden som påverkas av spill
- Liten till måttlig grumling

BOTTENFAUNA

Bottenfauna har inte påträffats vid undersökningar inom dumpningsområdet eller i angränsande områden på motsvarande vattendjup. Som framgår av avsnitt 7.3 är bottenmiljöerna på dessa djup syrefria vilket förklarar frånvaron av bottenfauna. Några effekter på bottenfauna kan därför inte bedömas. Om syreförhållandena på lång sikt förbättras kan bottenfauna kolonisera dessa bottenar. Att dumpningen medför något lägre föroreningsgrad jämför med nuläget är således en positiv effekt vid en eventuell framtida kolonisering.

VATTENVÄXTER

Vattenväxter (makrofyter) är ljusberoende varför alltför intensiv och långvarig grumling samt omfattande överlagring av spill kan skada ett växtsamhälle. Växterna förekommer i delar av de grundområden som utgör strandmiljö i Kanholmsfjärden. Avståndet från dumpningsområdet är generellt 2 km eller mer och

som framgår i kapitel 8.1 förväntas dessa områden inte beröras av grumling. Växtsamhällena bedöms därför inte påverkas av dumpningen.

VÄXTPLANKTON

Tillväxten av växtplankton är bl.a. beroende av ljus, något som kan begränsas av grumling. Grumling förväntas påverka ett område i den centrala delen av fjärden. Den genomsnittliga grumlingen bedöms vara försumbar för växtplankton. Den kortvarigt och lokalt förekommande maximala grumling som kan uppstå bedöms inte heller vara av betydelse för populationerna av växtplankton i Kanholmsfjärden. Huvudsakligen uppträder dessutom grumling under perioder med relativt låg produktion av växtplankton.

FISK

Den grumling som uppstår vid botten och de djupaste delarna torde inte beröra fisk eftersom det råder syrebrist i de miljöerna. Lek och uppväxtområden för t.ex. abborre, gös och gädda är knutna till strandmiljöerna vilka inte bedöms påverkas av grumlingen. Långvarig och omfattande grumling kan även påverka rovfiskars födosök, men då beräknad grumling i de ytliga vattenlagren är låg och lokal bedöms effekten på födosök vara högst begränsad. Dumpning ska med hänsyn till bl.a. fisklek och yngels uppväxt inte heller utföras under perioden 16 april till 14 september.

9.2. Lång sikt

Två långsiktiga former av påverkan föreligger: föroreningshalterna i ytsediment minskar något och vattendjupet minskar ca 1 meter i dumpningsområdet. Denna uppgrundning är väl inom de rådande variationerna i vattendjup i området. Någon förändring av betydelse vad gäller bottenströmmar kan inte förväntas. Området kommer även framgent kännetecknas av goda ackumulationsförhållanden och därmed föreligger inte risk för erosion av dumpat material.

9.3. Påverkan på ekologisk och kemisk status

Dumpningsområdet ingår i vattenförekomsten Kanholmsfjärden [SE5592000-184700] och utgör ca 0,4 % av vattenförekomstens area. Dumpningen berör vissa kvalitetsfaktorer och parametrar. Den påverkan dumpningen bedöms innebära summeras i Tabell 5. Sammanfattningsvis medför dumpningen inte någon försämring av vattenmiljöns status och äventyrar inte heller möjligheten att uppnå MKN.

Vattenförekomsten är klassad till måttlig ekologisk status på grund av övergödning med näringsämnen som styrande kvalitetsfaktor. Växtplankton visar dock god status. Status för bottenfauna, syreförhållanden eller SFÅ (särskilda förorenande ämnen) är inte klassade i VISS.

Vad gäller hydromorfologi berörs primärt kvalitetsfaktorn morfologiskt tillstånd, som är klassad till hög status. Parametern "bottensubstrat och sedimentdynamik" bedöms inte försämrats eftersom de finkorniga muddermassor som ska dumpas är likartade befintliga bottenar men med något lägre föroreningsgrad. Konnektivitet är klassad till hög status och berörs inte av dumpningen.

Kraven på god kemisk status inom vattenförekomsten uppnås inte på grund av de överallt överskridande ämnena kvicksilver och PBDE i fisk samt även på grund av TBT i sediment. De massor som ska dumpas har betydligt lägre halter av TBT och kvicksilver än nuvarande bottenar i dumpningsområdet. Som framgår av avsnitt 8.1 föreligger ingen risk att statuskriterierna för ytvatten överskrider ens kortvarigt

och lokalt. Som framgår av avsnitt 8.2 finns viss risk att halten av antracen i ytsediment marginellt överskrider gränsvärdet i dumpningsområdet. Dumpningsområdet utgör en liten del av vattenförekomsten (0,4 %), är beläget på stort avstånd från närmaste representativa övervakningsstation och i ett djupområde utan högre liv. Det påverkar därför inte statusen för antracen i vattenförekomsten. Antracen är inte klassat i vattenförekomsten.

Tabell 5. Bedömning av påverkan på berörda kvalitetsfaktorer inom ekologisk status. I bedömningen vägs också dumpningsområdets storlek in.

Kvalitetsfaktor	Bedömd påverkan från dumpningen	Påverkan på status
Växtplankton	Försumbar påverkan från minskat ljusinsläpp pga grumling. Dumpning påverkar inte heller näringsämnen.	Ingen
Bottenfauna	Ingen påverkan eftersom bottenfauna saknas.	Ingen
Syreförhållanden	Dumpningen påverkar inte det faktum att syrebrist råder.	Ingen
Makrofyter / vattenväxter	Ingen påverkan	Ingen
Näringsämnen	Muddermassorna bedöms vara avsatta i början av 1900-talet eller tidigare och därmed inte vara påverkade av de stora närsaltsutsläpp som skett senare. Det bedöms därför att det vid dumpningen inte föreligger någon risk av betydelse för spridning av näringsämnen.	Ingen
Särskilda förorenande ämnen	Liten, tillfällig och lokal påverkan via grumling, vilket inte påverkar status. Bottnarna i dumpningsområdet kommer vara mindre förorenade än i nuläget.	Ingen till svagt positiv
Kemisk status	Dumpningsområdet är inte en representativ station för vattenförekomsten och i huvudsak kommer bottnarna i detta område vara mindre förorenade än i nuläget.	Ingen
Längsgående konnektivitet	Dumpningen påverkar inte konnektiviteten i djupintervallet 0-15 meter.	Ingen
Hydrografiska villkor	Dumpningen påverkar inte strömningsförhållanden i det grunda vattenområdet.	Ingen
Morfologiskt tillstånd	Dumpningen påverkar inte det grunda områdets morfologi. Bottensubstrat och sedimentdynamik berörs såtillvida att befintliga sediment övertäcks, om än med likartade men mindre förorenade massor. Då denna påverkan är ca 0,4 % av vattenförekomstens area innebär det ingen försämring av någon parameter eller kvalitetsfaktor.	Ingen

9.4. Samlad bedömning

Sammantaget bedöms påverkan och konsekvenser av dumpning på såväl föroreningsstatus som biologiska förhållanden som liten under byggskedet. Några bestående konsekvenser på lång sikt kan inte förväntas, förutom att föroreningsgraden i bottenarna minskar något. Dumpningen innebär inte försämring av status för någon kvalitetsfaktor och äventyrar inte heller möjligheten att uppnå miljökvalitetsnormen. Den samlade bilden av miljökonsekvenserna visar att dumpningen inte kommer medföra någon olägenhet, vare sig för människors hälsa eller för miljön. Även om mängden skulle vara något större än 160 000 t_{fm}³ så ändras inte denna bedömning.

Som komplement till denna bedömning kan erfarenheter från en tidigare dumpning som utfördes i Askrikefjärden nordost om Lidingö nyttjas. Drygt 50 000 m³ lera dumpades och uppföljande undersökningar utfördes på grumlighet, bottenfauna, närsalter och slampålagringar. Den uppkomna grumlingen motsvarade bakgrunds-nivån och några slampålagringar i grundområden kunde inte påvisas (Naturvårdsverket, 2009). Några indikationer om påverkan på kringliggande botten-samhällen har inte heller konstaterats.

10. Referenser

- DHI (2022) Dumpning av muddermassor från Kolkajen vid Stora Höggarn. En studie om erosionsförhållanden och grumling.
- IVL (2010) Bottenundersökningar i Upplands, Stockholms, Södermanlands och Östergötlands skärgårdar 2008-2009. IVL B 1928.
- Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö-kvalitet kust och hav. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket (2009) Miljöeffekter vid muddring och dumpning. Rapport 5999.
- Nyström Sandman, A., Didrikas, T., Enhus, C., Florén, K., Isaeus, M., Nordemar, I., Nikolopoulos, A. Sundblad, G., Svanberg, K., Wijkmark, N. 2013. Marin Modellering i Stockholms län. AquaBiota. Rapport 2013:10.
- Pelagia (2022) Undersökning, bottenfauna: Askrikefjärden 2022.
- Ramböll (2007) Erfarenheter från dumpningar till havs - dumpningar.
- SGU (2017) Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. Rapport 2017:12.
- SGU (2022) Sedimentundersökningar i svenska kustområden 2021. Rapport 2022:16.
- Sternbeck J., E. Brorström-Lunden, M. Remberger, L. Kaj, A. Palm, E. Junedahl och I. Cato. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL B1538.
- Stockholm Vatten och Avfall (2022) Undersökningar i Stockholms skärgård 2021. Vattenkemi, plankton och sediment.
- Sveriges Vattenekologer AB (2022) Dykinventering av vegetationsklädda bottenar kring en planerad dumpningsplats i Höggarnsfjärden..
- WSP (2022) Fiskutredning Kolkajen. Utredning av effekter på fisk kopplat till grumling från muddring i Kolkajen och dumpning i Höggarnsfjärden 2022-11-16.

Bilaga A Sediment, bottenfauna och vattenkvalitet

Undersökning av dumpningsområdet

Fältrapport Kanholmsfjärden

Sjömätning och sedimentprovtagning

Stockholms stad

Datum: 17 mars 2025

NIRAS SWEDEN AB
Box 70375
107 24 Stockholm
www.niras.se
Org.nr. 556175-6197

Projekttitel: Fältrapport Kanholmsfjärden – Sjömätning och sedimentprovtagning

Projektnummer: 32403336-001

Upplaga: 1

Datum: 2025-03-17

På uppdrag av: Stockholms stad via WSP Sverige AB

Uppdragsledare: John Sternbeck

Fältuppgdragsuppgdragsledare: Zandra Gerdes

Handläggare: Patrik Andersson, Klara Foulidou Bladin, Zandra Gerdes, Robert Rämö, Olov Tiblom

Fältpersonal: Olov Tiblom, Robert Rämö

Kvalitetskontroll: Nadine Krupinski

Sammanfattning

Stockholms stads projekt Kolkajen, en del av Stockholms stads utveckling av Norra Djurgårdsstaden, förväntas generera cirka 150 000 m³ muddringsmassor som behöver hanteras och dumpas på lämplig plats. Denna rapport sammanställer undersökningar genomförda under oktober–november 2024 inom ett potentiellt dumpningsområde i Kanholmsfjärden. Undersökningarnas syfte var att bereda underlag till miljökonsekvensbeskrivning och ansökan om dispens från dumpningsförbudet.

Området har sjömätts för att lokalisera djuphålor stora nog att motta muddringsmassorna. Därutöver har NIRAS undersökt områdets hydrografiska villkor, sedimentlevande fauna (infauna), samt sedimentets egenskaper i form av kornstorlek, organiskt innehåll och förekomst av föroreningar.

Inom utredningsområdet i Kanholmsfjärden återfanns en avgränsad djuphåla om över 90 m djup i sydöstra delen, samt ett ytterligare djupt parti i den norra delen. Beräkningar utförda för ett bestämt område kring dessa djupområden i Kanholmsfjärden visar att cirka 230 000 m³ ryms inom ett avgränsat område. I vattenmassan under 80 m var vattnet nära syrefritt (0,03 ml/l). Inga djur förekom i sedimentet, vilket sannolikt beror på den syrefria bottenmiljön och förekomst av svavelväte som är giftigt för infaunan. Jordartsklassificeringen av kornstorleksproverna karaktäriserade samtliga prover som svart sulfidhaltig siltig gyttja, vilket innebär mycket finkornigt sediment med hög halt av organiskt kol.

Resultaten av föroreningsanalyser i sedimenten jämfördes med klassningen som relaterar halterna till pre-industriella haltnivåer av metaller och organiska föroreningar i svenska kust- och utsjöområden (klass 1–5, mycket låg till mycket hög halt). Klassningen av metaller visade att kadmium, koppar och zink uppgick som högst till klass 4, medan krom, kvicksilver, nickel och bly låg som högst på klass 3, och arsenik som högst på klass 2. Summorna av PAH 11 och PAH 16 nådde som högst klass 4. Summan av PCB 7 uppgick som högst till klass 4. TBT (tributyltenn) nådde som högst klass 4 och DBT (dibutyltenn) nådde som högst klass 5.

Innehåll

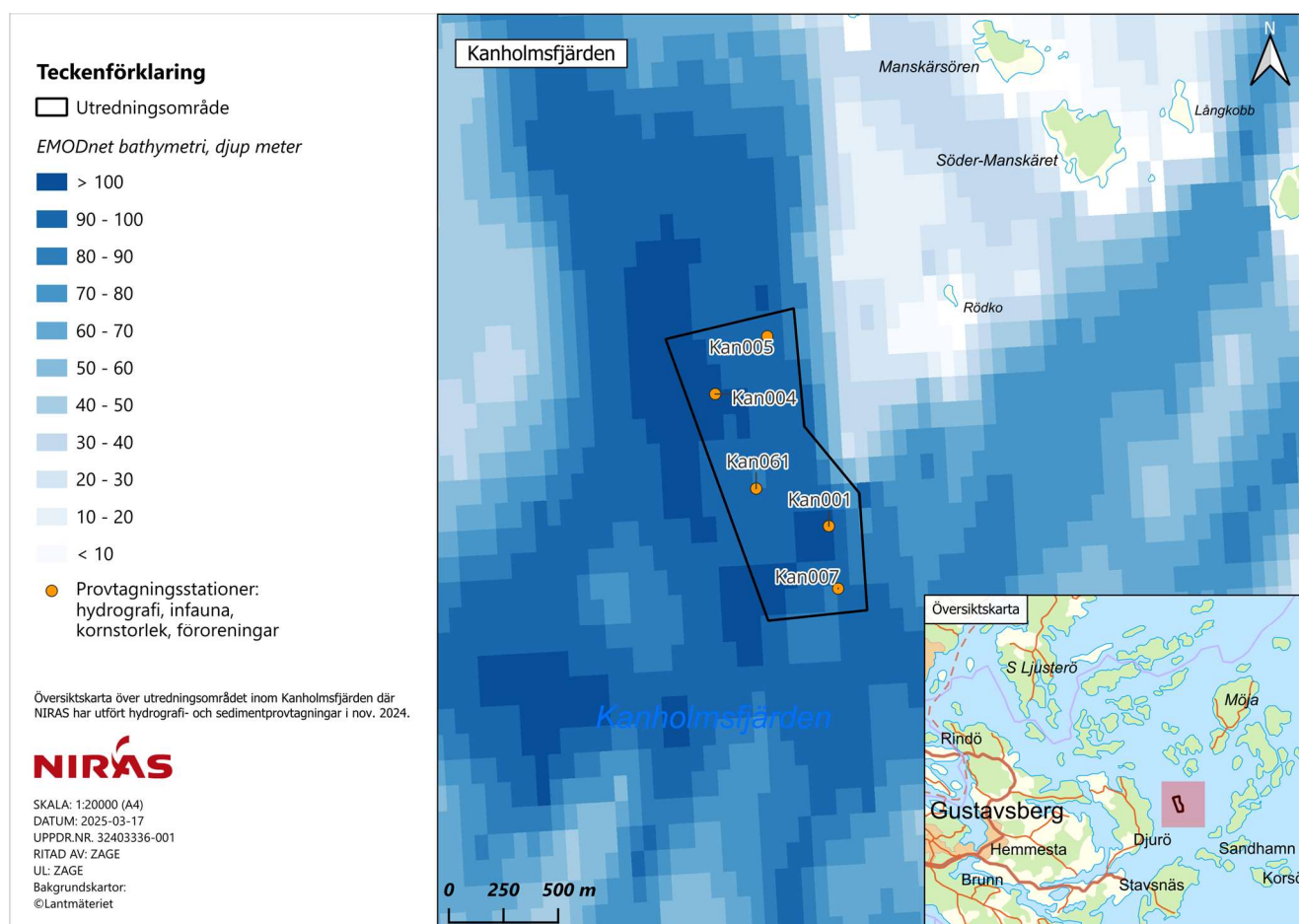
Sammanfattning	3
1. Bakgrund.....	1
2. Beräkning av dumpningsområde.....	2
2.1 Metod.....	2
2.2 Resultat.....	3
3. Hydrografiprovtagning	4
3.1 Metod.....	4
3.2 Resultat.....	4
3.2.1 Siktdjup	4
3.2.2 Temperatur	5
3.2.3 Salinitet.....	6
3.2.4 Syrgashalt.....	7
4. Infaunaprovtagning	8
4.1 Metod.....	8
4.1.1 Fältprovtagning.....	8
4.1.2 Sortering av infauna.....	8
4.1.3 Biotopklassificering enligt Helcom HUB	8
4.2 Resultat.....	9
4.2.1 Sedimentets egenskaper	9
4.2.2 Diversitet (antal taxa)	9
4.2.3 Biotopklassificering	9
5. Sedimentanalys – förorening och kornstorleksfördelning	10
5.1 Metod.....	10
5.1.1 Sedimentprovtagning.....	10
5.1.2 Jämförelse mot bedömningsgrunder.....	11
5.2 Resultat.....	12
5.2.1 Sedimentens egenskaper.....	12
5.2.2 Kornstorleksfördelning.....	13

5.2.3	Metaller, grundämnen och TOC.....	13
5.2.4	Organiska föreningar	14
6.	Referenser	17
7.	Bilagor	18
	Bilaga 1. Redogörelse för sjömätningen.....	18
	Bilaga 2. Profiler för temperatur, salinitet och syrgas.....	18
	Bilaga 3. Analysresultat för kornstorlek.....	18
	Bilaga 4. Analysresultat för föroreningar	18

1. Bakgrund

Projekt Kolkajen, en del i Stockholms stads utveckling av Norra Djurgårdsstaden, kommer generera cirka 150 000 m³ muddringsmassor som behöver hanteras och dumpas på lämplig plats. Ett potentiellt djupområde inom Kanholmsfjärden har tidigare identifierats som möjlig dumpningsplats för massorna baserat på offentligt tillgänglig batymetri, uppskattade hydrografiska villkor, och allmänna intressen inom närområdet.

Under oktober–november 2024 har NIRAS på uppdrag av Stockholms stad undersökt det avgränsade utredningsområdet för att ta fram aktuella och precisa beskrivningar av djup, hydrografi, biologiska förutsättningar i form av sedimentlevande fauna (infauna), samt sedimentets egenskaper och föroreningsgrad. Provtagningsstationernas positioner inom området och koordinater kan ses i Figur 1.1 respektive Tabell 1.1. Rapporten utgör underlag för framtagande av miljökonsekvensbeskrivning och ansökan om dispens från dumpningsförbudet.



Figur 1.1. Översiktsskarta över Kanholmsfjärden där NIRAS utförde undersökningar under november 2024 inom ett potentiellt dumpningsområde.

Tabell 1.1. Koordinater i WGS 84 och SWEREF 99 för provtagningsstationer för hydrografi, infauna och sedimentanalyser, inom utredningsområdet i Kanholmsfjärden.

Station	Latitud	longitud	X (SWEREF 99)	Y (SWEREF 99)
Kan001	18.792	59.343	715631.6	6584401
Kan004	18.784	59.349	715111.8	6585003
Kan005	18.788	59.351	715349.8	6585267
Kan061	18.787	59.345	715299.8	6584571
Kan007	18.793	59.341	715675.3	6584112

2. Beräkning av dumpningsområde

2.1 Metod

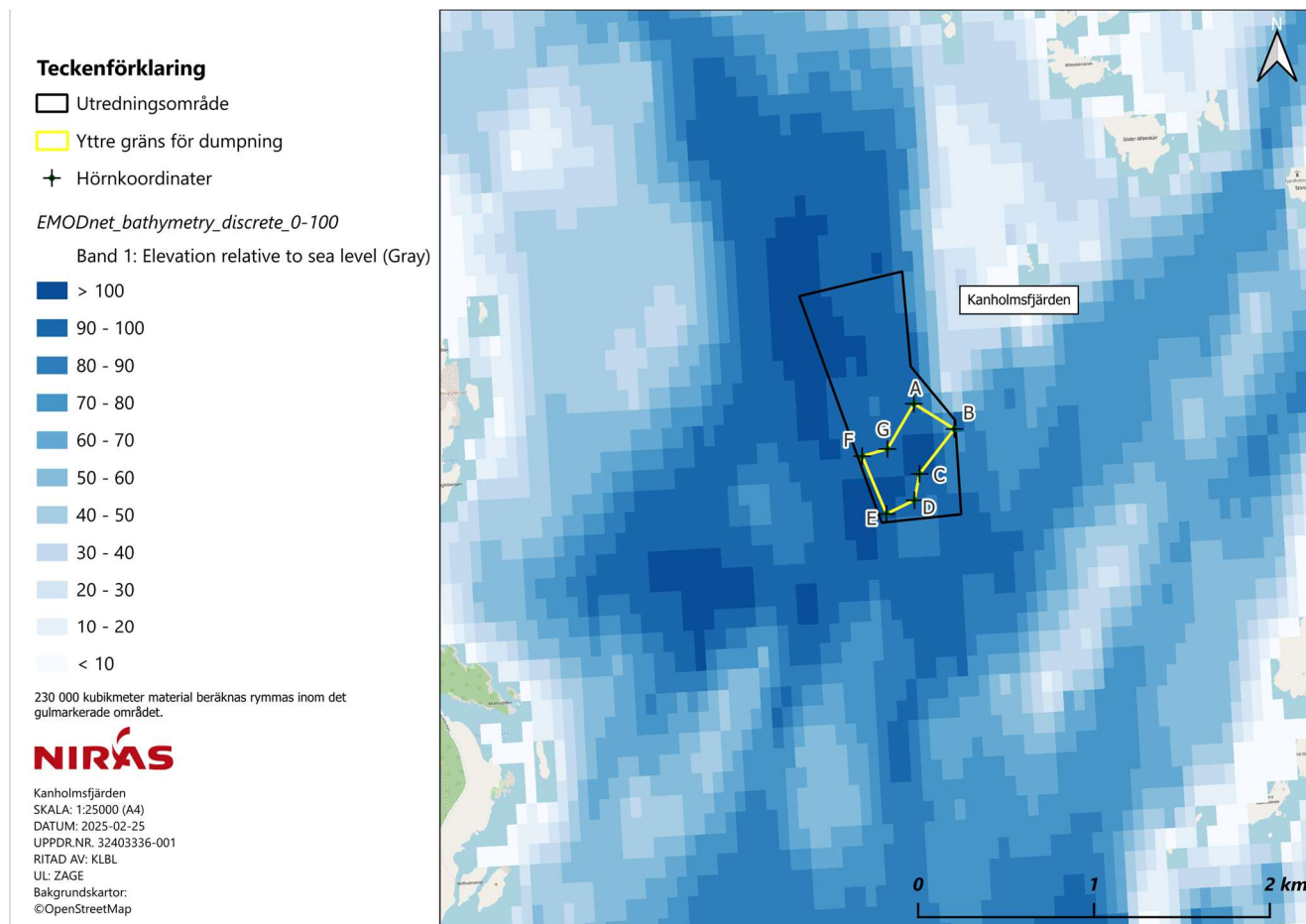
För att avgränsa ett område med kapacitet att motta muddringssmassor från projekt Kolkajen utfördes sjömätning den 29 oktober 2024 av Midocean AB. Fartyget som användes vid undersökningen var Midoceans båt M/S Ocean Nomad. Båten var utrustad med en multibeam av modellen R2Sonic 2024 (200-450kHz med 700kHz ultrahög upplösning). För primär positionering användes en högprecisions-GPS av modellen Trimble Applanix POS-MV Wavemaster. Vädret var till en början bra, men med något starkare vindar längre fram under dagen. Positionering samlades in i koordinatsystemet SWEREF 99 (EPSG 4619) och för vertikalt koordinatsystem användes RH2000 (EPSG 5613).

Fartyget framfördes i tre parallella linjer över utredningsområdet i Kanholmsfjärden. Rådatan från mätningen med multibeam bearbetades av Midocean för att ta bort brus. För fullständig redogörelse för sjömätningen, se bilaga 1.

XYZ-filerna bearbetades sedan av NIRAS i QGIS för att producera djupkartor över området. Därefter utfördes en TIN-interpolering för området. Iso-linjer skapades och rasterfiler togs fram som ett resultat av TIN-interpoleringen. Från rasterdata beräknades sedan behovet av storlek på djuphålan för olika scenarion av dumpningsvolym. För beräkningarna nyttjades verktyget "Raster surface volume" där volym och area beräknas inom ett valt djupintervall för ett bestämt område. Vid sjömätningen inom Kanholmsfjärden var djuphålan inte avgränsad, varpå beräkningarna förlades så att de inte följde djuphålan exakta utbredning.

2.2 Resultat

Beräkningar utförda för ett bestämt område kring sydöstra djuphålan (> 90 m djup) i Kanholmsfjärden visar att cirka 230 000 m³ material ryms inom ett avgränsat område (Figur 2.1). Det gulmarkerade området utgör en yttre gräns för dumpning och hörnkoordinaterna för det området presenteras i Tabell 2.1.



Figur 2.1. Dumpningsområde som beräknas rymma cirka 230 000 m³ material, där den gula linjen visar den yttre gränsen för dumpning. Djupintervall visas i meter.

Tabell 2.1. Hörnkoordinater för Kanholmsfjärdens föreslagna dumpningsområde. Koordinater anges i SWEREF 99 TM.

Hörnkoordinat	X	Y
A	715538	6584643
B	715768	6584499
C	715570	6584244
D	715541	6584094
E	715382	6584017
F	715244	6584345
G	715388	6584386

3. Hydrografiprovtagning

3.1 Metod

Hydrografiska undersökningar utfördes med en CTD-sond inom utredningsområdet i Kanholmsfjärden (Figur 1.1), med syftet att undersöka vattnets grundläggande egenskaper, d.v.s. vattnets temperatur (°C), salinitet (PSU), tryck (dbar) och syrgashalt (ml/l) från havsytan och ned till botten. Mätningarna utfördes vid fem stationer under den 6 och 7 november 2024 av NIRAS ombord M/S Ocean Nomad (Figur 1.1).

CTD-sonden registrerar mätningar flera gånger i sekunden medan den långsamt sänks ned genom vattenkolumnen, vilket skapade vertikala profiler för de olika parametrarna. Vid varje station mättes även siktdjupet med hjälp av en siktdjupsskiva (secchiskiva) som sänktes ned på skuggsidan av fartyget tills skivan inte längre var synlig.

3.2 Resultat

3.2.1 Siktdjup

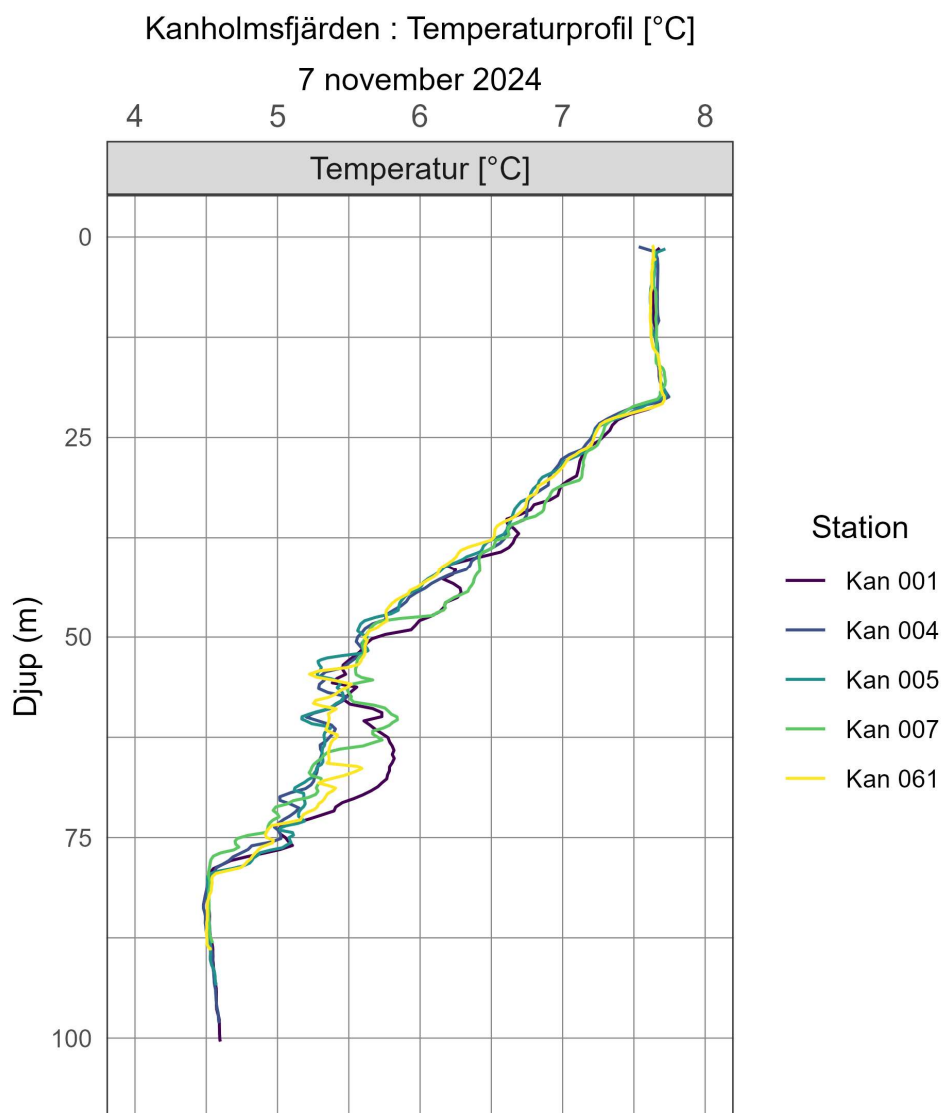
Siktdjupsmätningarna som utfördes den 7 november inom utredningsområdet varierade mellan 6,5 och 7,5 m med ett genomsnittligt siktdjup på 6,9 m (Tabell 3.1). Vid mätningstillfället var vädret klart och vindförhållandena låga. Siktdjup används ofta som ett mått på vattnets näringstillstånd eftersom det finns ett samband mellan siktdjupet och mängden växtplankton i vattenmassan, som vanligen mäts som klorofyll a eller biomassa. Mer näring i vattenmassan betyder ofta högre halter växtplankton vilket leder till ett mindre siktdjup. De uppmätta siktdjupen i november låg inom normala värden för Kanholmsfjärden (Sveriges vattenmiljö u.å).

Tabell 3.1. Medelvärde och standardavvikelse för siktdjupsmätningarna som utfördes vid 5 punkter inom Kanholmsfjärdens utredningsområde.

	Siktdjup (m)
Medelvärde	6,9
Standardavvikelse	0,418

3.2.2 Temperatur

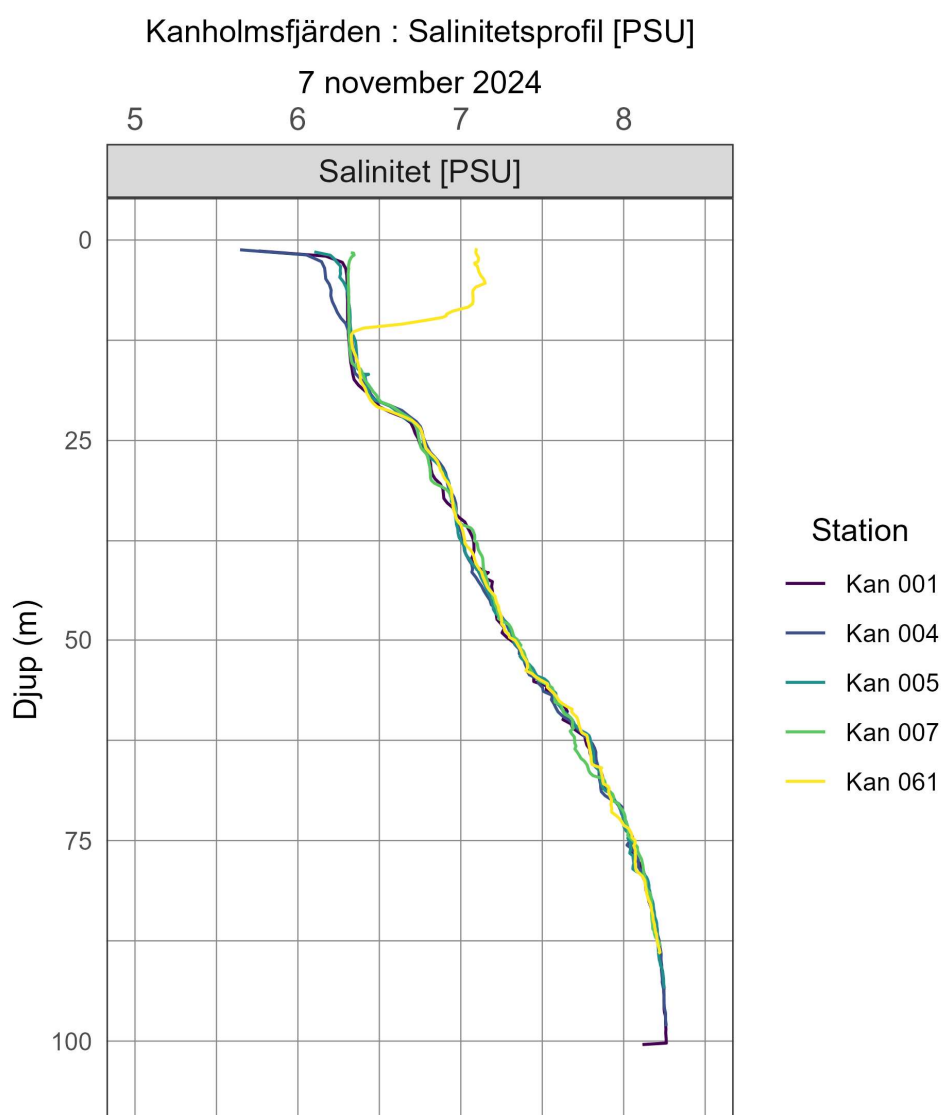
Vattentemperaturen låg stabilt runt 7,8 grader i ytvattnet ned till cirka 20 m djup där ett temperatursprångskikt (termoklin) kunde observeras (Figur 3.1). Under 20 m sjönk temperaturen ned till cirka 80 m djup för att ligga mer stabilt runt 4,5-4,6 °C i bottenvattnet (Figur 3.1). Temperaturprofiler för alla provtagningsstationer separat kan ses i bilaga 2.



Figur 3.1. Temperaturprofiler för samtliga stationer inom Kanholmsfjärdens utredningsområde.

3.2.3 Salinitet

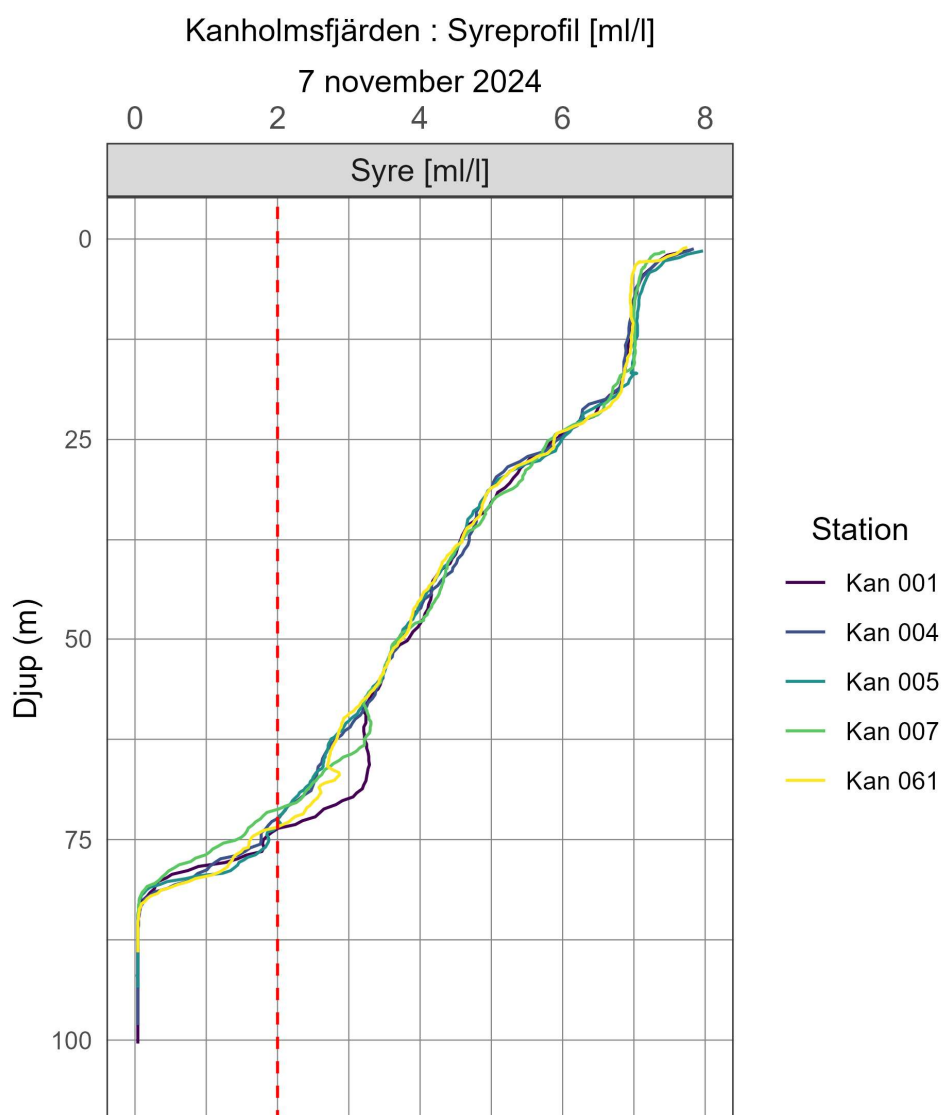
Saliniteten i ytvattnet varierade mellan stationerna från 5,6 PSU vid station Kan004 till 7,1 PSU vid station Kan061 (Figur 3.2). Vid omkring 12,5 m djup låg saliniteten på cirka 6,3 PSU vid samtliga stationer, dock hade station Kan061 tydligt högre salinitet i de översta 10 m jämfört med resterande stationerna. Därefter ökade saliniteten med djupet för att runt 80 m djup stabilisera sig på cirka 8,2 PSU. Inget tydligt saltsprångskikt (haloklin) kunde noteras. Saltsprångskiktets djup och karaktär varierar med mängden sötvattensutflöden som påverkar saliniteten i ytvattnet samt graden av omblandning som har skett i vattenkolumnen till följd av kraftiga vind- och vågförhållanden. Salinitetsprofiler för alla provtagningsstationer separat kan ses i bilaga 2. Saliniteten i bottenvattnet inom djupare delar av Kanholmsfjärden (> 80 m) verkar normalt ligga runt 8–9 PSU (Svealands Kustvattenvårds-förbund u.å). Saltsprångskiktets djup och karaktär varierar med mängden sötvattensutflöden som påverkar saliniteten i ytvattnet samt graden av omblandning som har skett i vattenkolumnen till följd av kraftiga vind- och vågförhållanden.



Figur 3.2. Salinitetsprofiler för samtliga stationer inom Kanholmsfjärdens utredningsområde.

3.2.4 Syrgashalt

Syrgashalterna varierade från 0,03 ml/l i bottenvattnet till 7,97 ml/l vid ytan (Figur 3.3). Syrgashalten minskade med djupet på likartat sätt vid samtliga stationer. Liksom för temperaturen minskade syrgashalten som mest mellan cirka 12,5 och 80 m djup. Vid cirka 74 m djup låg syrgashalten under 2 ml/l vid samtliga stationer (Figur 3.3). Vid syrgashalter under 2 ml/l råder syrefattiga förhållanden (hypoxi). Därefter minskade syrgashalten ytterligare för att vid cirka 80 m djup stabilisera sig på 0,03-0,04 ml/l i bottenvattnet, vilket är nära helt syrefria förhållanden (0 ml/l, anoxi). Syrgasprofiler för alla provtagningsstationer separat kan ses i bilaga 2. Mätningarna stämmer överens med att det normalt råder syrebrist på djup över 80 m inom Kanholmsfjärden (Svealands Kustvattenvårdsförbund u.å).



Figur 3.3. Syrgasprofiler för samtliga stationer inom Kanholmsfjärdens utredningsområde. Den röda streckade linjen visar gränsen för syrefattigt vatten (2 ml/l).

4. Infaunaprovtagning

4.1 Metod

4.1.1 Fältprovtagning

Provtagning av sediment utfördes med bottenhugg den 6–7 november 2024 vid fem stationer inom utredningsområdet med syftet att undersöka områdets förekomst av infauna (Figur 1.1). Proverna togs med en van Veen-huggare med en provtagningsyta på 0,1 kvadratmeter (m²). Undersökningarna följde huvudsakligen metodbeskrivningen som är framtagen av Leonardsson (2004) och Cederwall (2002). Koordinater, vattendjup, sedimentprovets volym samt sedimentets kornstorlek, färg och eventuell lukt noterades vid varje station.

Proverna sällades försiktigt med havsvatten genom ett såll med maskstorlek på en millimeter. Alla djur större än en millimeter samlades in i separata kärl och konserverades i en blandning av etanol och glycerol (95 % etanol och 5 % glycerol). Därefter förvarades proverna mörkt och kallt fram till artbestämning på laboratorium. Även sedimentpartiklar grövre än en millimeter samlades in och konserverades för senare genomgång på laboratorium för att säkerställa att alla förekommande djur återfunnits.

4.1.2 Sortering av infauna

Infaunaproverna analyserades på NIRAS laboratorium. Infaunan sorterades ut efter taxa och med hjälp av stereolupp identifierades samtliga individer till lägsta möjliga taxonomiska nivå. Därefter räknades samtliga individer av respektive taxa för att kunna beräkna abundans (individentäthet). Detta gjordes för vardera station genom att dividera antalet individer av en art eller taxon med huggarens provtagningsyta (0,1 m²). Därefter vägdes varje taxon separat från vardera station på en våg med en noggrannhet på 0,0001 gram. Inför vägningen torkades överflödigt vatten från djuren genom att de lades på luddfritt papper till dess att de inte längre blötte pappret. Biomassan beräknades genom att dividera våtvikten med huggarens provtagningsyta.

4.1.3 Biotopklassificering enligt Helcom HUB

Habitatklassificeringar baserat på infauna utfördes för samtliga stationer i enlighet med Helcom HUB, vilket är ett strukturerat klassificeringssystem utformat för att klassificera habitat och biotoper i Östersjön. Systemet består av sex olika nivåer, där nivå 1-3 klassificerar habitat och nivå 4-6 klassificerar biotoper (HELCOM 2013)

För klassificering av bentiska habitat klassificeras alla prover i nivå ett som Östersjön, och därefter görs en differentiering mellan fotisk (AA) och afotisk (AB) zon på nivå två. Den fotiska zonen är den övre zonen av vattenkolumnen dit tillräckligt med solljus når för att fotosyntes ska kunna ske. Den afotiska zonen är således den undre zonen av vattenkolumnen dit solljuset inte når. Gränsen för den fotiska zonen definierades till 20 m för de undersökta områdena.

På nivå tre sker därefter en uppdelning efter substrattyp och på nivå fyra fördelas habitaterna baserat på artsamhällets struktur, t.ex. om samhället domineras av epifauna, vegetation eller infauna. Vid biotopklassificering av infaunaprover baseras uppdelningen i nivå fyra på om infauna är förekommande eller inte. På nivå fem delas biotoperna upp i olika grupper som karaktäriseras av specifika samhällen av fauna eller vegetation, t.ex. perenna (fleråriga) alger, musslor eller havsborstmaskar. På den sjätte och högsta nivån i klassificeringssystemet görs en indelning av biotoperna beroende på vilka arter eller grupper av arter som är dominerande i avseende på biomassa för specifik taxa.

4.2 Resultat

4.2.1 Sedimentets egenskaper

Enligt EMODnets substratkarta (EMODnet Seabed Substrates 1:1M_Folk 7-class Classification) utgörs botten i Kanholmsfjärden av lera. NIRAS sedimentprovtagningar kunde bekräfta detta då samtliga stationer bestod av lera (<63 µm kornstorlek) med högt organiskt innehåll (gyttja), som var svart i färgen och luktade svavelväte. Den svarta färgen beror på naturligt bildade järnsulfider i sedimentet och svavelvätelukt är ett tecken på syrefria förhållanden i sedimentet. En detaljerad redovisning av sedimentets egenskaper för samtliga stationer samt fördelningen av kornstorlekar för stationerna Kan005, Kan007 och Kan061 kan ses i avsnitt 5.2.1. Svavelvätelukt är ett tecken på syrefria förhållanden i sedimentet, vilket överensstämmer med resultaten från hydrografimätningarna som utfördes vid samma stationer som för infaunaprovtagningen i november (se syrgasprofiler i bilaga 2).

4.2.2 Diversitet (antal taxa)

Inga djur förekom i sedimentproverna från Kanholmsfjärden, vilket sannolikt beror på den syrefria bottenmiljön och svavelväte som är giftigt för infaunan.

4.2.3 Biotopklassificering

Samtliga stationer inom utredningsområdet klassificerades som AB.H4U/AB.H4U2, d.v.s. "Afotisk lerbotten karaktäriserad av inget makrosamhälle" alternativt "Afotisk lerbotten dominerat av anaeroba organismer", eftersom det inte fanns några förekomster av infauna i det syrefria sedimentet. Anaeroba organismer är organismer som kan livnära sig och tillväxa i syrefria miljöer, vilka med stor sannolikhet förekom i de syrefria sedimenten som provtogs i Kanholmsfjärden.

5. Sedimentanalys – förorening och kornstorleksfördelning

5.1 Metod

5.1.1 Sedimentprovtagning

Provtagning av sediment för föroreningsanalys och kornstorleksanalys utfördes med bottenhuggare 6–7 november 2024. En van Veen-provtagare användes för att provta de översta 15 cm av sedimentet med en volym om cirka 15 liter. Provtagningspunkternas vattendjup och koordinater noterades och inhämtade sedimentprover fotograferades och beskrevs med avseende på sedimentens egenskaper. Vid platser med lösa sediment homogeniserades proverna genom omblandning innan uttag av analysprover, och vid platser med fasta sediment uttogs analysprover som var representativa för hela sedimentdjupet.

Inom utredningsområdet togs fem prover för analys av föroreningar (se positionerna i Figur 1.1) och tre prover för analys av kornstorleksfördelning. Sediment för föroreningsanalys fylldes i två glaskärl (720 ml volym i varje) och prover för kornstorleksanalys fylldes i ett plastkärl (2,3 liter volym). Samtliga prover förvarades kyllda i fält och under transport (<6°C) till analyslaboratoriet ALS Scandinavia. Samtliga prover levererades till laboratoriet samma dag som fältarbetet slutfördes (7 november). Antal analyserade prover och valda analyspaket beskrivs i Tabell 5.1.

Tabell 5.1. Beskrivning av antal prover och analyser som utförts för sediment från Kanholmsfjärden.

Analysnamn (ALS)	Beskrivning	Antal prover
MS-1Q	Metaller, + låg rapporteringsgräns för Hg (11 st)	5
OJ-1 sed PAH	Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) (16 st)	5
OJ-19a	Tennorganiska föreningar (10 st)	5
OJ-2a sed PCB	Polyklorerade bifenyler ((PCB) 7 st)	5
TOC i fasta material	Total organisk kolhalt (TOC), analyserad metod	5
Sikt-1-Sed-Hyd	Siktning och sedimentering (0.002-63 mm)	3

5.1.2 Jämförelse mot bedömningsgrunder

Uppmätta halter av organiska föroreningar bedömdes utifrån SGU:s rapport *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment* (2017), där en femgradig klassificering av organiska miljöföroreningar i sediment baseras på en statistisk indelning av uppmätta halter i svenska kust- och utsjösediment. Uppmätta halter av metaller bedömdes baserat på Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sediment i kust och hav, vilket är en femgradig avvikelseklassificering där uppmätta halter jämförs mot förindustriella halter baserat på sedimentprover från utsjön (Naturvårdsverket 1999). Båda dessa jämförvärden beskriver i vilken grad halter är högre än genomsnittlig bakgrundshalt. Klassningen ger således ingen direkt information om risk för miljöpåverkan. Inom resultatsammanställningen återges tabeller med uppmätta halter i sedimentet, där klassningen anges med färgskala enligt Tabell 5.2.

Tabell 5.2. Klassificeringsskalor för bedömningsgrunder från SGU (Josefsson, 2017) och Naturvårdsverket (1999).

Referens	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Josefsson (2017)	Mycket låg halt	Låg halt	Medelhög halt	Hög halt	Mycket hög halt
Naturvårdsverket (1999)	Ingen/obetydlig avvikelse	Liten avvikelse	Tydlig avvikelse	Stor avvikelse	Mycket stor avvikelse

Effektbaserade jämförvärden har för vissa föroreningar i sediment fastställts i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HaV, 2019). För ytterligare några ämnen finns förslag på effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment som dock inte används för statusklassning (HaV, 2018). Sammantaget utgör effektbaserade bedömningsgrunder jämförvärden under vilka risk för negativa effekter inte föreligger.

5.2 Resultat

5.2.1 Sedimentens egenskaper

Sedimentprover togs i Kanholmsfjärden mellan 90 till 103 m vattendjup (Tabell 5.3). Samtliga insamlade sediment bestod av svart gyttja (lera med högt organiskt innehåll) och många av dem hade tydlig gasbildning (Figur 5.1), vilket innebar att provkärnen inte kunde fyllas till fullt eftersom materialet kan expandera och skada provkärnen.

Tabell 5.3. Beskrivning av insamlade sedimentprover.

Station	Djup (m)	Analyser	Anmärkning
Kan001	103	Miljögifter	Svart gyttja, antydning till skikt med mörkgrå färg. Svavelvätelukt, mycket få bubblor
Kan004	101	Miljögifter	Svart gyttja med inslag av gråare gyttja. Svavelvätelukt och mycket bubblor.
Kan005	97	Miljögifter, kornstorlek	Svart gyttja de översta 2-3 cm därefter inslag av gråare gyttja. Svavelvätelukt, bubblor.
Kan007	90	Miljögifter, kornstorlek	Svart gyttja, antydning till skikt med mörkgrå färg. Svavelvätelukt, mycket få bubblor
Kan061	92	Miljögifter, kornstorlek	Svart gyttja de översta 2 cm därefter mörkgrå gyttja. Svavelvätelukt, ej eller mycket få bubblor.



Figur 5.1. Bild på sediment från en station inom utredningsområdet i Kanholmsfjärden. Sedimentet är typiskt för området. I tvärsnittet är svart och grått sediment synligt, och gasbildning i sedimentet kan konstateras.

5.2.2 Kornstorleksfördelning

Kornstorleksfördelning analyserades av analyslaboratoriet ALS via siktning och sedimentationsanalys i tre prover från Kanholmsfjärden. Jordartsklassificeringen karaktäriserade samtliga prover som svart sulfidhaltig siltig gyttja (*susiGy*). Alla tre stationer bestod av minst 48 % lera (sediment finare än 0,002 mm). Resterande andelen av sedimentet bestod i samtliga prover nästan helt av silt (sedimentkornstorlek 0,002-0,063 mm), där summan av silt- och lerfraktionerna uppgick till mer än 96 % i samtliga prover. Resultaten av kornstorleksanalyserna återges i sin helhet i bilaga 3.

5.2.3 Metaller, grundämnena och TOC

Vid jämförelse mot Naturvårdsverkets avvikelseklassificeringar uppgick arsenik som högst till klass 2, liten avvikelse. Övriga metaller uppgick generellt till klass 3, tydlig avvikelse, med undantag för kadmium, koppar och zink som uppgick till klass 4, stor avvikelse, vid vissa stationer. Inga metaller förekom i halter som uppgick till klass 5, mycket stor avvikelse (Tabell 5.4). Liknande halter av metaller och grundämnena har uppmätts tidigare i sediment inom djupa delar (>80 m djup) i Kanholmsfjärden (Länsstyrelsen Stockholm 2011, 2015).

Tabell 5.4. Bedömning av uppmätta halter av metaller i prover från Kanholmsfjärden enligt avvikelseklassificeringar för metaller i kust och hav (Naturvårdsverket, 1999). Värden presenteras i enheten mg/kg torrsustans. Färger motsvarar klasser enligt Tabell 5.2.

Station Skikt	Kan001 0-15 cm	Kan004 0-15 cm	Kan005 0-15 cm	Kan007 0-15 cm	Kan061 0-15 cm
Arsenik (As)	10,2	14,3	11,3	11,3	9,57
Kadmium (Cd)	0,833	1,57	1,14	0,949	0,889
Krom (Cr)	51,8	59,9	56	57,2	59,4
Koppar (Cu)	44,6	53,2	47,8	51,4	49,3
Kvicksilver (Hg)	0,131	0,191	0,155	0,154	0,105
Nickel (Ni)	38,3	42	41,8	45,6	45,6
Bly (Pb)	42	59,1	50,3	49,6	47,5
Zink (Zn)	175	241	208	201	202

Utöver de metaller som beskrivs ovan, där bedömningsgrunder finns, har även barium, kobolt, uran och vanadin analyserats. Uppmätta halter av samtliga analyserade ämnen återges i bilaga 4.

Halter av kadmium, koppar och bly i ytsedimentet (skiktet 0–15 cm) understeg Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade jämförelsevärden för kemisk ytvattenstatus vid samtliga stationer (Tabell 5.5).

Sedimentets torrsubstans (% TS) och analyserad total organisk halt kol (% TOC) hade låg variation mellan prover, där proverna visade 14,6–16,3 % TS respektive 5,42–5,71 % TOC (bilaga 4).

Tabell 5.5. Bedömning av metaller inom utredningsområdet enligt effektbaserade värden för jämförelse mot bedömningsgrunder för toxicitet på sedimentlevande organismer enligt HVMFS 2019:25. Värden presenteras i enheten mg/kg torrsubstans. Grå cell indikerar att gränsvärdet ej överskrids.

Station Skikt	Jämförvärde HVMFS 2019:25	Enhet	Kan001 0-15 cm	Kan004 0-15 cm	Kan005 0-15 cm	Kan007 0-15 cm	Kan061 0-15 cm
Kadmium (Cd) ^A	2,3	mg/kg TS	0,833	1,57	1,14	0,949	0,889
Koppar (Cu) ^B	52	mg/kg TS (5 % TOC)	0	7,56	2,45	5,78	3,81
Bly (Pb) ^A	120	mg/kg TS	42	59,1	50,3	49,6	47,5

^A Enligt HVMFS 2019:25 har klassad halt ej normaliserats mot 5 % av TOC.

^B Klassad halt är korrigerad mot bakgrunds nivåer av koppar (45 mg/kg TS enligt SGI, 2024) innan normalisering till 5 % TOC och bedömning enligt HVMFS 2019:25. De angivna värdena är korrigerade och normaliserade, se bilaga 4 för faktiskt uppmätta halter.

5.2.4 Organiska föreningar

PAH klassificerades både som enskilda ämnen och som summerade halter enligt SGU:s bedömningsgrunder (Josefsson, 2017). Inom utredningsområdet hade de flesta PAH-ämnen halter i klass 3, medelhög halt och till klass 4, hög halt, med undantag för naftalen som uppgick till klass 5, mycket hög halt vid station Kan001. Ämnet acenaftylen låg under rapporteringsgränsen i samtliga prover. Summorna av PAH 11, PAH 16, PAH-M och PAH-H uppgick genomgående till klass 3 och klass 4 (Tabell 5.6).

Även polyklorerade bifenylter (PCB 7) klassificerades både som enskilda ämnen och som en summerad halt enligt SGU:s bedömningsgrunder (Josefsson, 2017). Enskilda PCB-ämnen uppvisade stor variation inom Kanholmsfjärden, och halter av många ämnen låg under analysmetodens rapporteringsgränser. Där halter låg över rapporteringsgränser uppgick enskilda PCB-ämnen ofta till klass 4, men PCB 28 uppgick till klass 5 vid station Kan001. Summan av PCB 7 låg under rapporteringsgränsen vid en station, medan den låg mellan klass 1 och klass 4 vid övriga stationer (Tabell 5.6).

Halter av tennorganiska ämnen uppvisade störst avvikelser, där TBT (tributyltenn) uppgick till klass 4 och nedbrytningsprodukten DBT (dibutyltenn) uppgick till klass 5 vid samtliga stationer inom Kanholmsfjärden. Halterna av nedbrytningsprodukten MBT (monobutyltenn) låg under rapporteringsgränsen vid samtliga stationer (Tabell 5.6).

Utöver de ämnen som beskrivs ovan, där bedömningsgrunder finns, har sju andra tennorganiska ämnen analyserats. Uppmätta halter av samtliga analyserade ämnen återges i bilaga 4 till rapporten.

Tabell 5.6. Bedömning av organiska och tennorganiska föreningar i Kanholmsfjärden enligt SGU:s rapport om tillståndsklassning av halter av organiska föroreningar i sediment (Josefsson, 2017). Värden presenteras i enheten mg/kg torrsubstans. Färger motsvarar klasser enligt Tabell 5.2 och celler med < indikerar värden under rapporteringsgräns.

Station Skikt	Kan001 0-15 cm	Kan004 0-15 cm	Kan005 0-15 cm	Kan007 0-15 cm	Kan061 0-15 cm
Naftalen	0,108	0,023	0,047	0,02	0,021
Acenaftylen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Acenaften	0,01	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Fluoren	0,018	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010
Fenantren	0,095	0,058	0,03	0,038	0,026
Antracen	0,0105	0,011	0,0076	0,0177	0,0078
Fluoranten	0,079	0,145	0,088	0,149	0,076
Pyren	0,055	0,128	0,073	0,107	0,051
Bens(a)antracen	0,03	0,064	0,036	0,086	0,036
Krysen	0,036	0,074	0,033	0,075	0,04
Bens(b)fluoranten	0,14	0,33	0,193	0,241	0,181
Bens(k)fluoranten	0,045	0,107	0,065	0,081	0,054
Bens(a)pyren	0,045	0,114	0,067	0,093	0,046
Indeno(123cd)pyren	0,115	0,235	0,154	0,176	0,127
Dibens(a,h)antracen	0,021	0,041	0,026	0,032	0,025
Bens(g,h,i)perylene	0,108	0,219	0,158	0,168	0,124
Summa PAH 16 ^A	0,916	1,55	0,978	1,28	0,815
Summa PAH 11	0,758	1,48	0,905	1,23	0,769
Summa PAH M	0,258	0,342	0,199	0,312	0,161
Summa PAH H	0,54	1,18	0,732	0,952	0,633
PCB 28	0,00331	<0,00080	0,00061	<0,00070	<0,00050
PCB 52	0,00037	0,00165	0,0005	<0,00030	0,00055
PCB 101	<0,00073	0,00179	0,00103	<0,00070	<0,00100
PCB 118	<0,00050	0,0016	0,00137	<0,00100	<0,00050
PCB 153	0,0011	0,00263	0,00228	<0,00180	<0,00080
PCB 138	<0,00130	0,00248	0,00124	<0,00060	<0,00080
PCB 180	<0,00024	<0,00090	0,00071	<0,00030	<0,00030
Summa PCB 7	0,00478	0,0102	0,00774	<0,00270	0,00055
Monobutyltenn (MBT)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Dibutyltenn (DBT)	0,032	0,0961	0,0712	0,0443	0,0438
Tributyltenn (TBT)	0,0198	0,0466	0,0365	0,0254	0,0242

^ABedömningsgrund för summa PAH 15 har tillämpats då bedömningsgrunder för summa PAH 16 saknas.

Halter av de polycykliska aromatiska kolvätena (PAH) antracen och fluoranten i ytsedimentet (skiktet 0–15 cm) understeg Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade jämförelsevärden för kemisk ytvattenstatus vid samtliga stationer i Kanholmsfjärden (Tabell 5.7). Halterna av den tennorganiska föreningen TBT, tributyltenn, överskred jämförelsevärden för kemisk ytvattenstatus vid samtliga stationer (Tabell 5.7).

Tabell 5.7. Bedömning av organiska och tennorganiska föreningar i Kanholmsfjärden enligt effektbaserade värden för jämförelse mot bedömningsgrunder för toxicitet på sedimentlevande organismer enligt HVMFS 2019:25. Värden presenteras i enheten mg/kg torrsustans. Grå cell indikerar att gränsvärdet ej överskrids, och röd cell indikerar att värdet överskrids.

Station Skikt	Jämförelsevärde HVMFS 2019:25	Enhet	Kan001 0-15 cm	Kan004 0-15 cm	Kan005 0-15 cm	Kan007 0-15 cm	Kan061 0-15 cm
Antracen ^c	0,024	mg/kg TS (5 % TOC)	0,0094	0,0101	0,0067	0,0160	0,0069
Fluoranten ^c	2	mg/kg TS (5 % TOC)	0,071	0,134	0,077	0,134	0,067
Tributyltenn (TBT) ^c	0,0016	mg/kg TS (5 % TOC)	0,0178	0,0430	0,0320	0,0229	0,0214

^c Klassad halt normaliserad till 5 % TOC innan bedömning enligt HVMFS 2019:25.

6. Referenser

- Cederwall, H. (2002). Kvalitetssäkring av data från mjukbottenfaunaundersökningar inom Miljöövervakningen. Institutionen för Systemekologi, Stockholms Universitet. Uppdragsgivare: Miljöövervakningen, länsstyrelsen i Blekinge län.
- HaV. (2018). Metaller och miljögifter - Effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment. Rapport 2018:31. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HaV. (2019). Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HELCOM. (2013). HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.
- Josefsson, S. (2017). Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala
- Leonardsson, K. (2004). Metodbeskrivning för provtagning och analys av mjukbottenlevande makrovertebrater i marin miljö. Umeå universitet, Institutionen för ekologi och geovetenskap.
- Länsstyrelsen Stockholm. (2011). Metaller och miljögifter i sediment - inom Stockholms stad och Stockholms län 2007. Sveriges geologiska undersökning, SGU, på uppdrag av Länsstyrelsen i Stockholms län och Stockholm stad. Rapport 2011:19.
- Länsstyrelsen Stockholm. (2015). Miljögifter i sediment i Stockholms skärgård och östra Mälaren 2013. Appendix 1: Analysprotokoll. Rapport 2015:3.
- Naturvårdsverket. (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Naturvårdsverket Rapport 4914. ISBN 91-620-4914-3. Naturvårdsverket, Stockholm.
- SGI. (2024). Bakgrundshalter i sediment: Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade bedömningsgrunder. Linköping; 2024. (SGI Vägledning). Tillgänglig vid: <https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:swedgeo:diva-1032> SLU Artdatabanken. (2024). Artfakta från SLU Artdatabanken. <https://artfakta.se/>
- Svealands kustvattenvårdsförbund. (u.å). S86 Kanholmsfjärden. Hämtad: 2025-02-24. <https://www.svealandskusten.se/#/station/S86%20Kanholmsfj%C3%A4rden/273/data>
- Sveriges vattenmiljö. (u.å). Kanholmsfjärden. Hämtad: 2024-11-28. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/karta#10/59.2297/18.9281/0/all/all/all/117-446/329>

7. Bilagor

Bilaga 1. Redogörelse för sjömätningen

Bilaga 2. Profiler för temperatur, salinitet och syrgas

Resultat från CTD-mätningar för varje station inom Kanholmsfjärdens utredningsområde.

Bilaga 3. Analysresultat för kornstorlek

Resultat från ALS laboratorium av kornstorlekanalyser inom Kanholmsfjärdens utredningsområde.

Bilaga 4. Analysresultat för föroreningar

Resultat från ALS laboratorium av föroreningsanalyser inom Kanholmsfjärdens utredningsområde.

PROJECT OPERATIONS REPORT

Kanholmsfjärden and Almagrundet multibeam multibeam survey Oktober 2024.

Robin Claesson

2024-11-05

Background

Midocean has conducted a bathymetrical multibeam survey covering two areas outside Stockholm on behalf of Niras.

The survey was carried out on the 29th of October 2024.

The aim was to supply Niras with the data necessary to be able to calculate volumes for dumping of dredged/excavated material.

Equipment

The equipment being used was Midoceans boat M/S Ocean Nomad with a pole mounted echosounder. Sound velocity profiles were carried out over the side. The positioning system had corrections through RTK. For details see table 1.



Figure 1. M/S Ocean Nomad

Table 1. Survey Equipment Details

System	Details
Primary positioning	Trimble Applanix POS-MV WaveMaster (integrated into R2Sonic I2NS Type II) [with SWEPOS NTRIP RTK corrections]
Secondary positioning	Trimble BX-992
Primary Gyro	Trimble Applanix POS-MV WaveMaster (integrated into R2Sonic I2NS Type II) with GAMS
Secondary Gyro	Trimble BX-992 dual-antenna GNSS heading
Primary MRU (Roll, Pitch, Heave)	Trimble Applanix POS-MV WaveMaster (integrated into R2Sonic I2NS Type II)
Secondary MRU (Roll, Pitch, Heave)	Trimble BX-992 (MEMS integrated into BX-992 receiver)
Multibeam Echosounder (MBES)	R2Sonic 2024 (200-450kHz with 700kHz Ultra-High Resolution)
Sound Velocity Sensor (MBES head)	Valeport Mini-SVS
Sound Velocity & CTD Profiler	Valeport SWiFT CTD
Survey Navigation Software	QPS Qinsy 9.5.5
Multibeam Acquisition Software	EIVA NaviScan 9.7.8

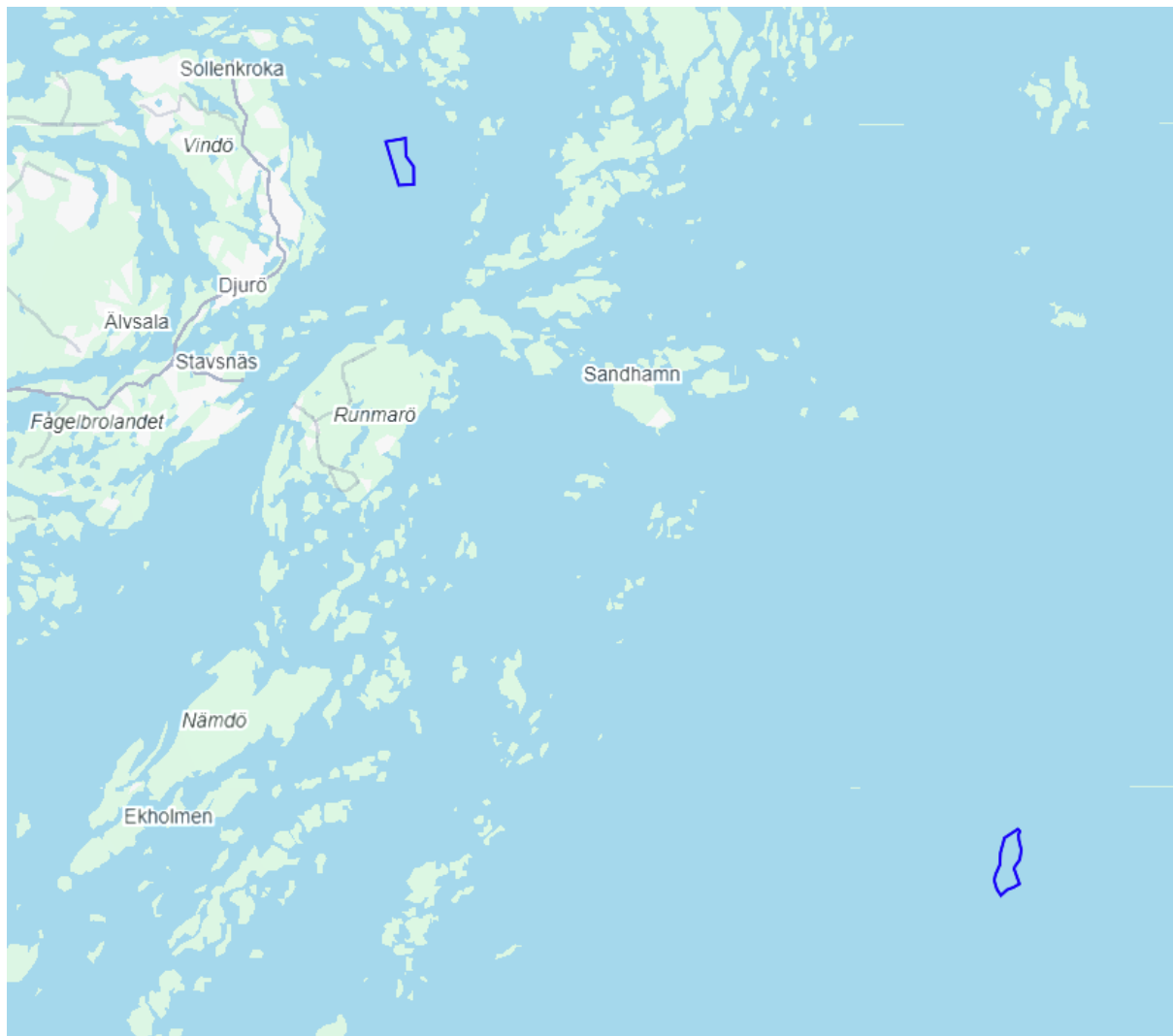


Figure 2. Overview of Kanholmsfjärden in the north and Almagrundet to the south.

Operations

The mobilization of the project took place in the archipelago of Stockholm from the 7th to the 9th of October 2024. Tests were carried out to confirm a previous calibration of the system from the 5th of December 2023.

The weather for the operational date started calm and picked up in wind and waves during the afternoon. Survey began with the outer area of Almagrundet and saved the more weather-protected area for the afternoon. The vessel departed Säbyviken 06:30 and had the boat set up to log a SVP at 10:00.

Survey of Almagrundet was completed shortly after 13:00 and the vessel departed for Kanholmsfjärden.

The vessel arrived on site at Kanholmsfjärden at 16:00. An SVP was taken followed by the performance of the survey. Survey of this area was concluded at 17:30, whereafter

the vessel transited to Säbyviken. The vessel was tied up alongside in Säbyviken by 20:00.

Demobilization was carried out the 30th of October after additional tests being carried out.

For details see separate online log.

Survey settings

For positioning the Applanix POS-MV was the primary positioning system, which has two integrated Trimble GNSS receivers and a built in NTRIP client. This client was used to receive the SWEPOS NRTK NTRIP corrections solution and provide centimetric positioning accuracy in both the horizontal and vertical dimensions. Since the SWEPOS corrections are referenced to the SWEREF99 co-ordinate system, all survey positions are output with respect to this frame. The details of the project geodetic reference used are provided in Table 2 below.

Table 2 SWEREF99 Geodetic Coordinate System & Projection

COORDINATE SYSTEM	
Coordinate System	SWEREF99 (EPSG 4619)
Datum	SWEREF99 (EPSG 6619)
Spheroid	GRS 1980 (EPSG 7019)
Semi-major axis	6378137 m
Inverse Flattening (1/f)	298.257222101 m
PROJECTION	
Projection Name	SWEREF99 TM (EPSG 17333)
Projection Type	Transverse Mercator
Latitude of Origin	0° (Equator)
Central Meridian	15° E
False Easting	500000 m
False Northing	0 m
Scale Factor	0.9996
VERTICAL COORDINATE SYSTEM	
Vertical Coordinate System	RH2000 (EPSG 5613)

Vertical Reference (Geoid model)	SWEN08 RH2000
---	---------------

On several occasions during the survey in Almagrundet the SWEPOS NTRIP corrections degraded resulting in a height drift. This resulted in one of the lines being re-surveyed to achieve better results.

Sensor	Parameter / Setting	Value	Comment
R2Sonic MBES	Frequency	300kHz	Used throughout survey, apart from as stated below
	Pulse type	Equidistant (ED) Ultra-high density (UHD)	Provides 1024 soundings per ping
	Ping rate	2-4 Hz	Range/depth dependent
	Range	200 – 250m	
	Sector width	100 – 115°	

Survey data

Sound velocity profiles were carried out before and after each surveyed area, they do correlate well to each other.

The planned run lines are as follows for each area. Their separation is 200m. We also did a re-run of one line at Almagrundet due to possible height differences.

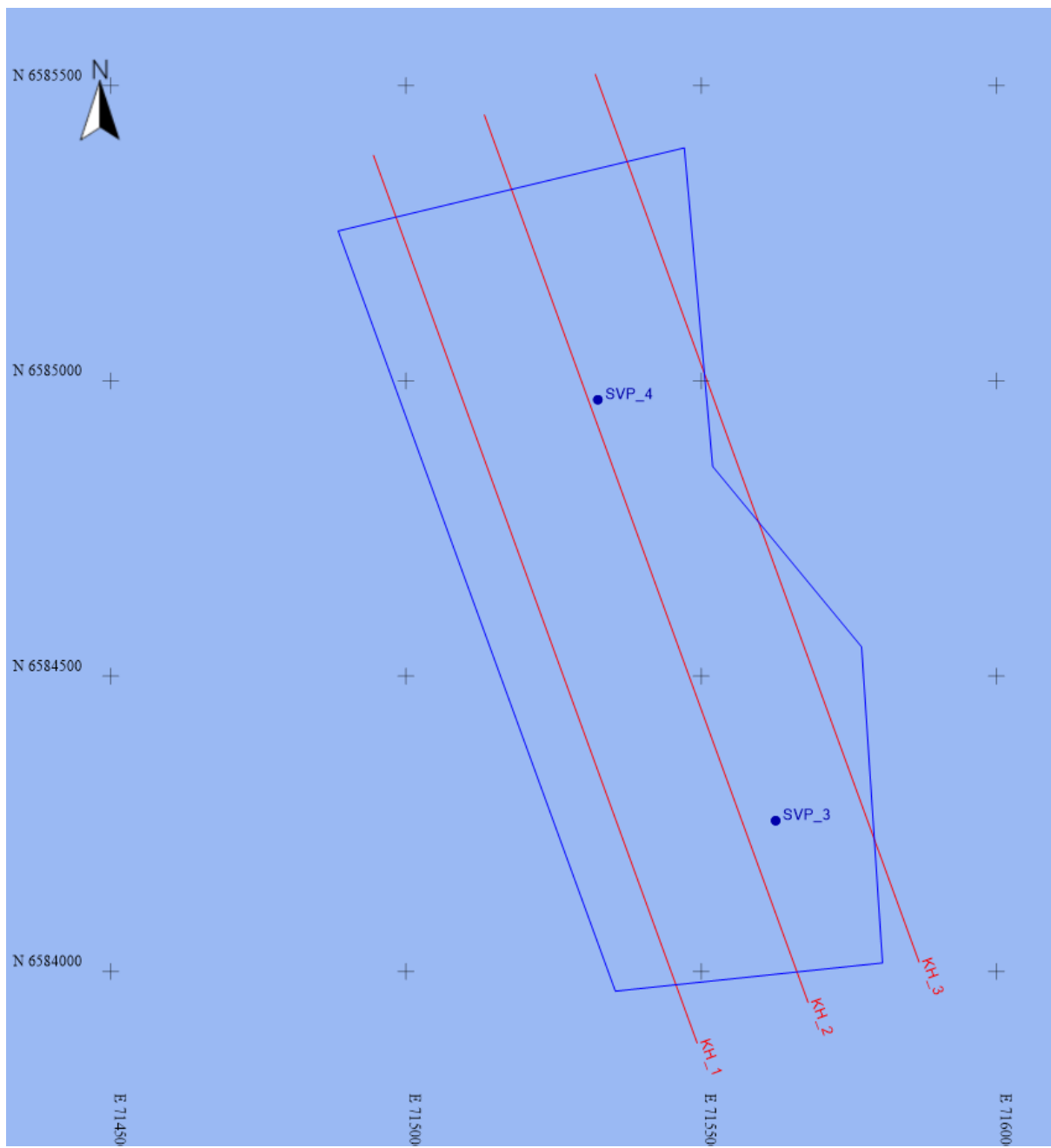


Figure 5. Run lines Almagrundet and SVP positions

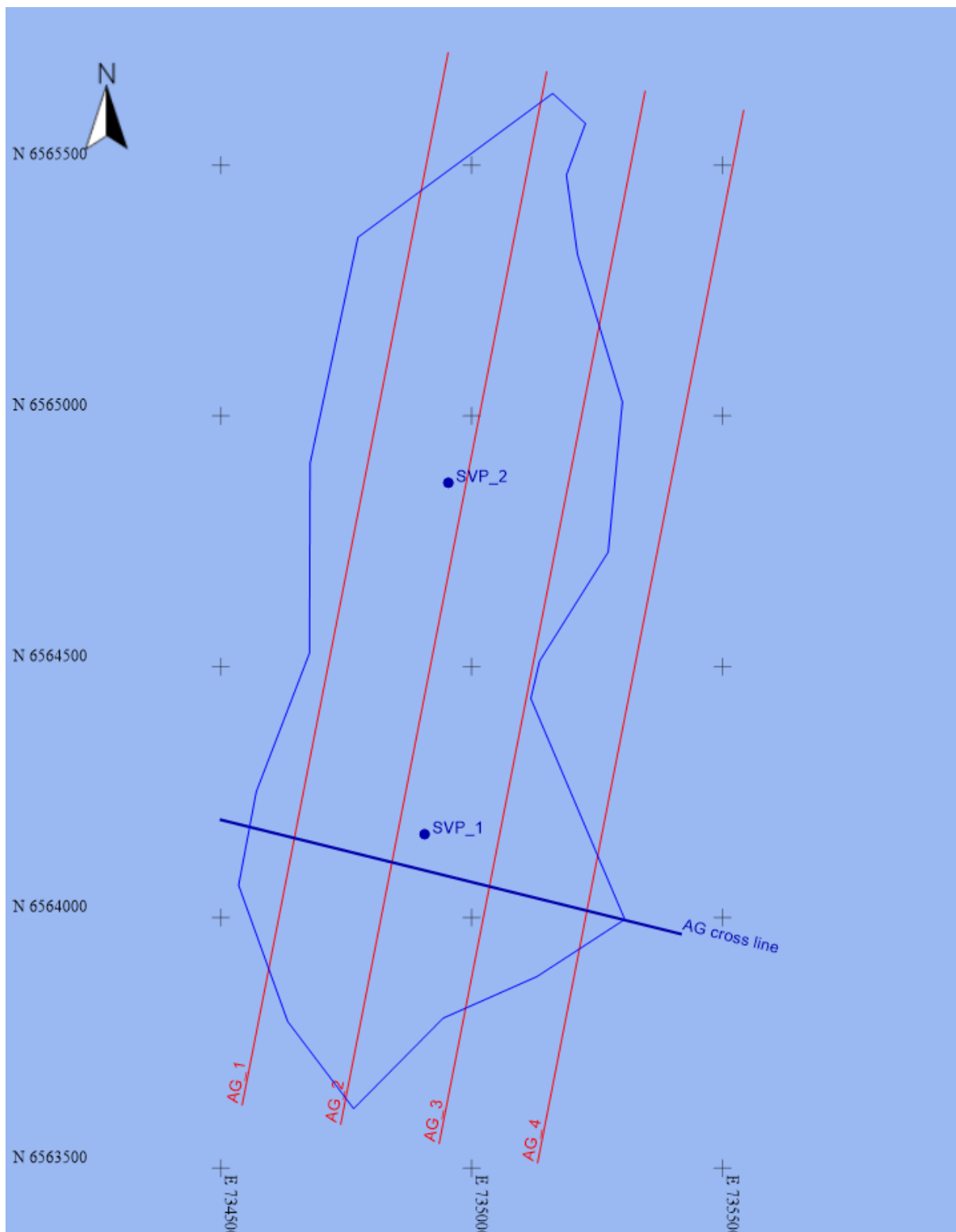


Figure 6 Run lines Kanholmsfjärden and SVP positions

Data quality

The overall data quality was of acceptable quality in both areas.

In Almagrundet there appeared to be a layer/interface in the deeper area to the southeast which caused a lot of noise in the echosounder data and resulted in poor bottom detections. This was cleaned out and fortunately there was sufficient data density in the area to not leave any significant holes in the 2m digital terrain model (DTM).

The outer beams on all lines in Almagrundet were a little noisy, so the overlap between lines was trimmed to produce a more even surface.

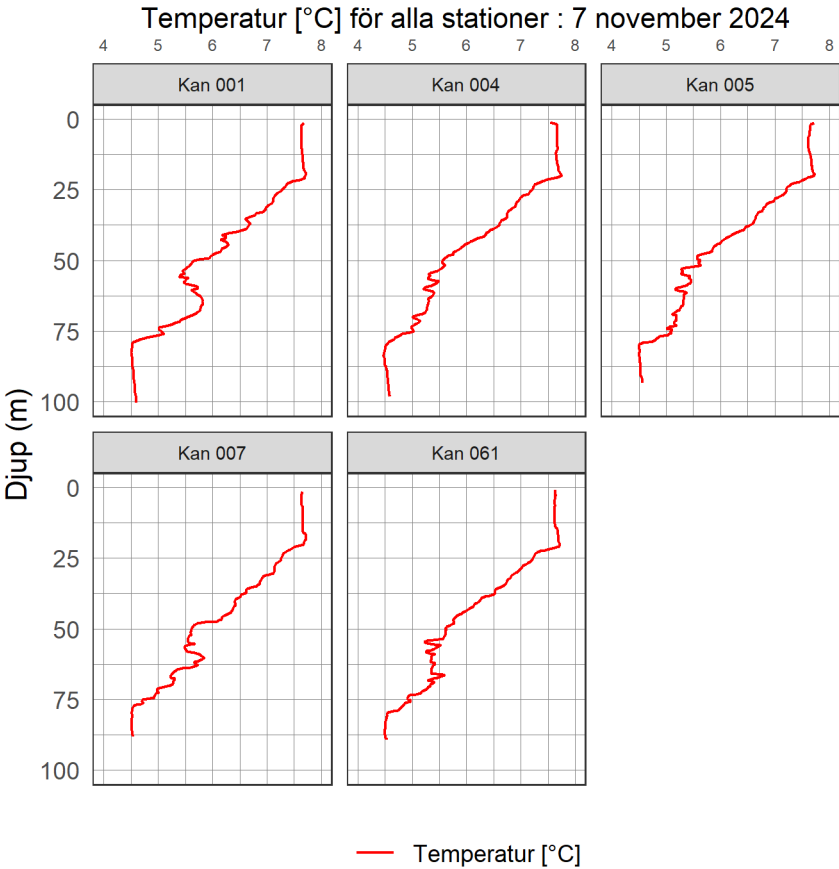
In Kanholmsfjärden the data was very good and no quality issues were encountered. This area required very light cleaning and no trimming of outer beams or inter-line overlap.

Report

Post processing of the data has been carried out in Eiva Navi model and Navi edit. Noise has been cleaned and outer beams have been trimmed in the overlap.

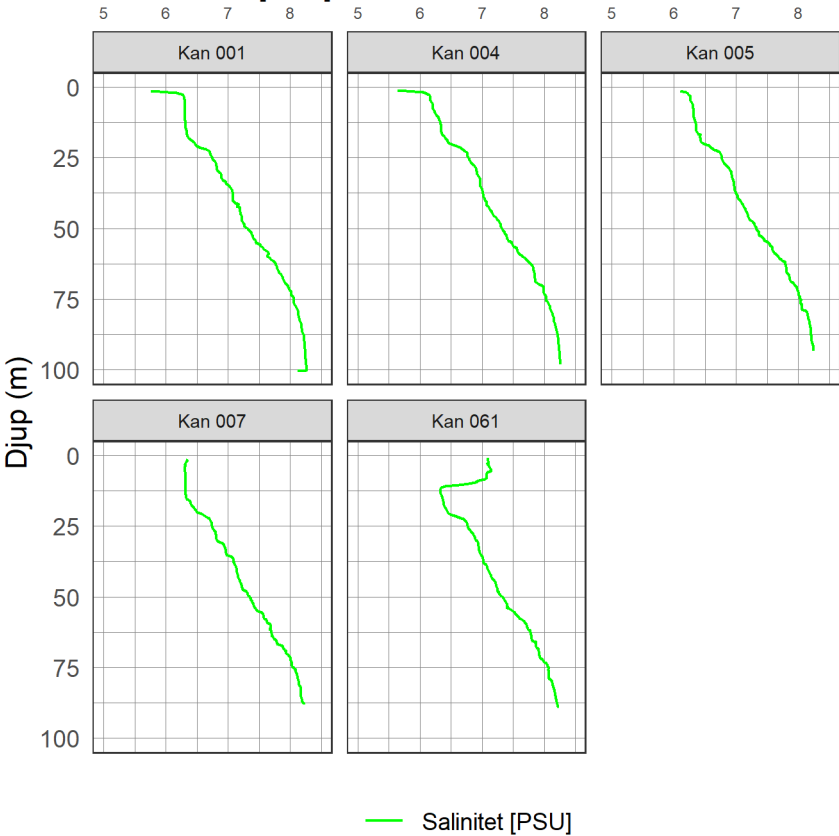
Bilaga 2. Profiler för temperatur, salinitet och syrgas för varje station.

Kanholmsfjärden : Temperaturprofiler



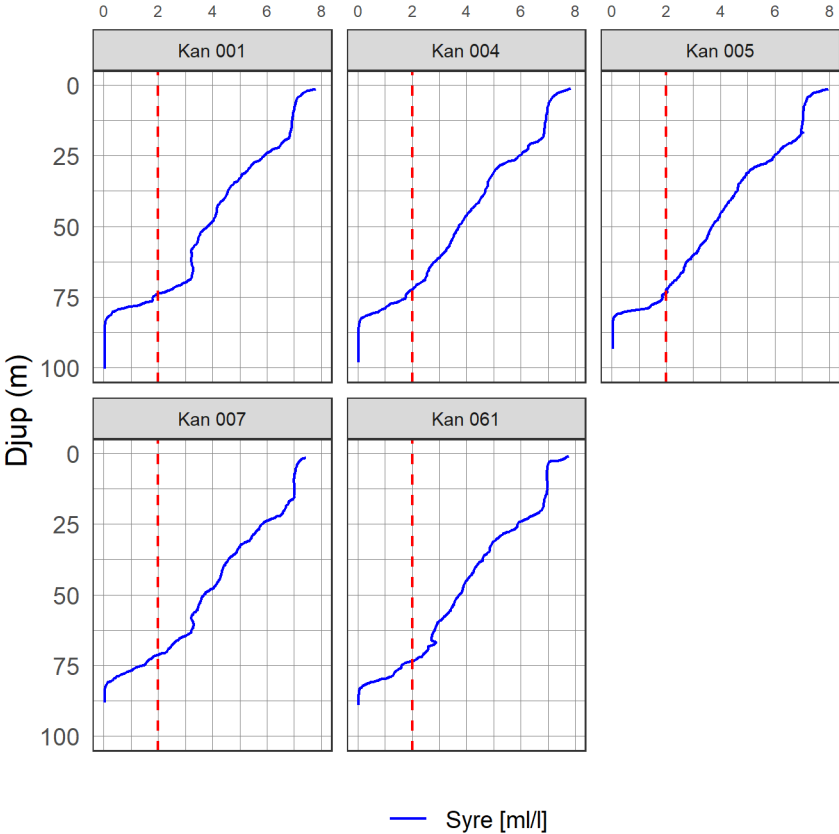
Kanholmsfjärden : Salinitetsprofiler

Salinitet [PSU] för alla stationer : 7 november 2024



Kanholmsfjärden : Syreprofiler

Syre [ml/l] för alla stationer : 7 november 2024





Denna rapport ersätter tidigare utfärdad rapport med samma nummer.

Analyscertifikat

Ordernummer	: ST2444687	Sida	: 1 av 3
Version	: 1		
Kund	: Niras Sweden AB	Projekt	: Kolkajen
Kontaktperson	: Zandra Gerdes	Beställningsnummer	: ----
Adress	: Box 761	Provtagare	: NIRAS
	601 17 Norrköping	Provtagningspunkt	: ----
	Sverige	Ankomstdatum, prover	: 2024-11-07 15:00
E-post	: zandra.gerdes@niras.se	Analys påbörjad	: 2024-11-11
Telefon	: ----	Utfärdad	: 2024-11-22 14:20
C-O-C-nummer	: ----	Antal ankomna prover	: 6
(eller			
Orderblankett-num			
mer)			
Offertnummer	: ST2021SE-NIR-SWE0001 (OF210090)	Antal analyserade prover	: 6

Generell kommentar

Denna rapport ersätter eventuella tidigare rapporter med denna referens. Resultaten gäller för de inskickade proverna. Alla sidor i denna rapport har kontrollerats och godkänts före utfärdande av rapporten.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Orderkommentar

Version 1 - ändringen avser tillägg av excelfiler för siktanalyser

Signatur	Position
Niina Veuro	Laboratoriechef

Niina Veuro

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C	E-post	: info.ta@alsglobal.com
	182 36 Danderyd	Telefon	: +46 8 5277 5200
	Sverige		



Analysresultat

Projekt: Kolkajen			Borrhål	Alma001_KS	Alma004_KS	Alma007_KS	Kan005_KS	Kan007_KS
			Djup (m)	0,0-0,15	0,0-0,15	0,0-0,15	0,0-0,15	0,0-0,15
			Provtagningsmetod	Skr	Skr	Skr	Skr	Skr
			Provtagningsdatum	2024-11-07	2024-11-07	2024-11-07	2024-11-07	2024-11-07
			Vattennivå (m)	----	----	----	----	----
			Datum GVV	----	----	----	----	----
			Laboratoriets provnummer	ST2444687-001	ST2444687-002	ST2444687-003	ST2444687-004	ST2444687-005
Metod	Parameter	Enhet	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat	Resultat
Okulär jordartsklass	Jordartsklassificering	-	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	Grå LERA	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA
	Jordartsförkortning	-	susiGy	susiGy	Cl	susiGy	susiGy	susiGy
	Mtrl typ/Tjälf. klass	-	6A/3	6A/3	4B/3	6A/3	6A/3	6A/3
Kornfördelning	Siktkurva	-	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)
Sedimentering	mängd	g	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0
Siktat material	mängd	g	62.5	54.0	131	51.4	47.1	
Siktkurva	Siktkurva	-	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)	Se bilaga(or)

Projekt: Kolkajen			Borrhål	Kan061_KS				
			Djup (m)	0,0-0,15				
			Provtagningsmetod	Skr				
			Provtagningsdatum	2024-11-07				
			Vattennivå (m)	----				
			Datum GVV	----				
			Laboratoriets provnummer	ST2444687-006				
Metod	Parameter	Enhet	Resultat					
Okulär jordartsklass	Jordartsklassificering	-	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA					
	Jordartsförkortning	-	susiGy					
	Mtrl typ/Tjälf. klass	-	6A/3					
Kornfördelning	Siktkurva	-	Se bilaga(or)					
Sedimentering	mängd	g	25.0					
Siktat material	mängd	g	46.0					
Siktkurva	Siktkurva	-	Se bilaga(or)					



Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
Kornfördelning*	Se bilaga(or)
Okulär jordartsklass*	SS-EN ISO 14688 1+2:2017. Tjälf.klass enligt AMA Anläggning 23, Förkortning enl. SGF 2016
Sedimentering*	SS 02 71 24 hydrometermetoden (uppdävd)
Siktat material*	SS 02 71 23 (upphävd)
Siktkurva*	Sikt- och sedimenteringskurva

Beredningsmetoder	Metod
Torkning 105C före siktkurva*	Torkning 105C före siktkurva
Torkning/Siktning <2 mm*	Torkning/siktning <2 mm

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
ST	Analys utförd av ALS Scandinavia AB, Rinkebyvägen 19C Danderyd Sverige 182 36 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025

Projekt: Kolkajen

Datum: 2024-11-22

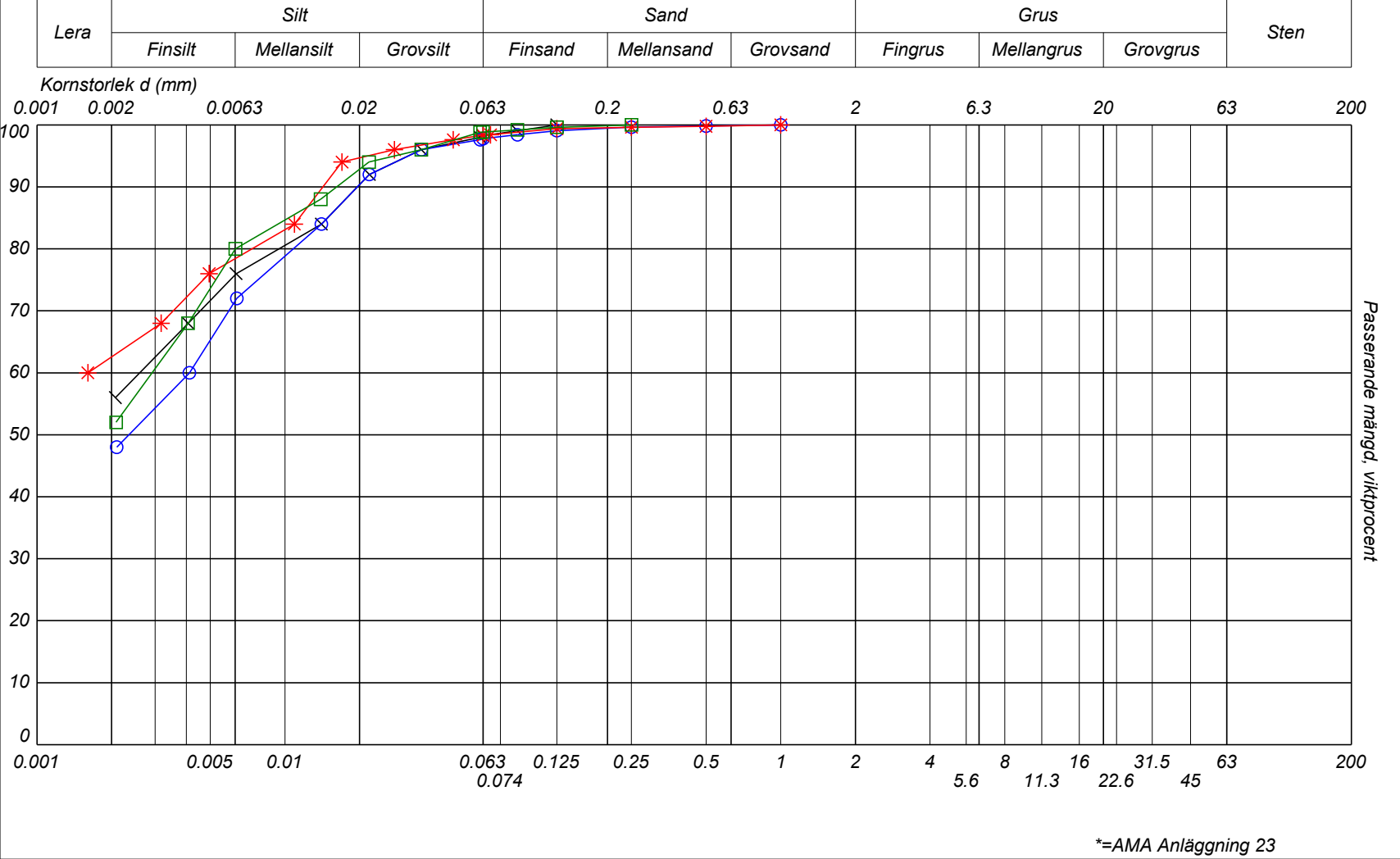
Uppdragsgivare: Niras Sweden AB

WO nr: ST2444687

Uppdragsnr:

Provtagningsdatum: 2024-11-07

Reviderad: 1



Sektion Borrhål	Prov- beteckning	Djup (m)	Gäller mellan (m)	Jordartsklassificering	Siktat Prov (g)	Glödn.- förlust %	Mtrl % > mm	Tjäl- farlighet	d10	d60	d90
Alma001_KS	—		0.0-0.15	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	62.5			6A/3*		0.003	0.020
Alma004_KS	—		0.0-0.15	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	54			6A/3*		0.004	0.020
Alma007_KS	—		0.0-0.15	Grå LERA	131			4B/3*			0.014
Kan005_KS	—		0.0-0.15	Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	51.4			6A/3*		0.003	0.016



Reviderad: 1



Sikttabell

enl. F.d. SS027123 mod. och F.d. SS027124 mod.

Projekt Kolkajen		
Uppdragsnummer	Uppdragsgivare	Gransk./Tabell
	Niras Sweden AB	Löp-nr ST2444687
Provtagningsdatum	Borrhål/Sektion	Datum/Sign 2024-11-21
2024-11-07	Kan005_KS	Undersökningsdatum
	Djup 0.0 - 0.15	

Siktning			Sedimentationsanalys				
Sikt mm	Passerat %	Material g (ack.)	Tid min	Avlagr g/l	Material %	Korrigerat %	Diameter mm
0.25	100.0	0	0.5	24.0	96.0	96.0	0.0677
0.125	99.6	0.2	1	24.0	96.0	96.0	0.0479
0.063	98.9	0.3	3	24.0	96.0	96.0	0.0277
			8	23.5	94.0	94.0	0.0170
			20	22.0	88.0	88.0	0.0109
			100	20.0	80.0	80.0	0.0049
			250	17.0	68.0	68.0	0.0032
			1000	13.0	52.0	52.0	0.0016
Siktad provmängd (g): 51.4			Sedimenterad provmängd (g): 25		Korrigerat för mtrl < 2mm (%) : 100.0		

Benämningsegenskaper:			
Benämning:		Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	
Materialtyp/ Tjälfarlighetsklass ¹	6A/3	Uppskattad vattentemp (°C):	Porositet ⁴
		Uppskattat Tetavärde, θ :	
Finjordshalt (%):	98.9	Sandhalt (%): 1.1	Grushalt (%): 0.0
Lerhalt(0,002) ² (%):	57.0	Stenhalt (%): 0.0	Blockhalt (%): 0.0
Lerhalt(0,002/0,063) ³ (%):	57.7	D10 (mm):	D60 (mm): 0.002
		D90 (mm): 0.013	D60/D10 (mm):

Permeabilitet:	
Beräknad permeabilitet enl. Hazen	m/s
Beräknad permeabilitet enl. Fair&Hatch	m/s
Beräknad permeabilitet enl. Gustafson	m/s
Beräknad porositet enl. Gustafson	%

1. Klassificering enl. AMA Anläggning 23
2. Lerhalt (0.002mm/total); 3. Lerhalt (0.002mm/0.063mm)
4. Generella porositetsvärden har hämtats ur litteraturen

Sikttabell

enl. F.d. SS027123 mod. och F.d. SS027124 mod.

Projekt Kolkajen		
Uppdragsnummer	Uppdragsgivare	Gransk./Tabell
	Niras Sweden AB	Löp-nr ST2444687
Provtagningsdatum	Borrhål/Sektion	Datum/Sign 2024-11-21
2024-11-07	Kan007_KS	Undersökningsdatum
	Djup 0.0 - 0.15	

Siktning			Sedimentationsanalys				
Sikt mm	Passerat %	Material g (ack.)	Tid min	Avlagr g/l	Material %	Korrigerat %	Diameter mm
0.125	100.0	0	0.5	24.0	96.0	96.0	0.0677
0.063	99.2	0.2	1	24.0	96.0	96.0	0.0479
			3	24.0	96.0	96.0	0.0277
			8	23.5	94.0	94.0	0.0170
			20	22.0	88.0	88.0	0.0109
			100	19.0	76.0	76.0	0.0049
			250	17.0	68.0	68.0	0.0032
			1000	12.0	48.0	48.0	0.0016
Siktad provmängd (g): 47.1			Sedimenterad provmängd (g): 25		Korrigerat för mtrl < 2mm 100.0 (%)		

Benämningsegenskaper:			
Benämning:		Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	
Materialtyp/ Tjälfarlighetsklass ¹	6A/3	Uppskattad vattentemp (°C):	Porositet ⁴
		Uppskattat Tetavärde, θ :	
Finjordshalt (%)	99.2	Sandhalt (%)	0.8
Lerhalt(0,002) ² (%)	54.1	Stenhalt (%)	0.0
Lerhalt(0,002/0,063) ³ (%)	54.5	Grushalt (%)	0.0
		Blockhalt (%)	0.0
		D10 (mm)	0.002
		D90 (mm)	0.013
		D60/D10 (mm)	

Permeabilitet:	
Beräknad permeabilitet enl. Hazen	m/s
Beräknad permeabilitet enl. Fair&Hatch	m/s
Beräknad permeabilitet enl. Gustafson	m/s
Beräknad porositet enl. Gustafson	%

1. Klassificering enl. AMA Anläggning 23
2. Lerhalt (0.002mm/total); 3. Lerhalt (0.002mm/0.063mm)
4. Generella porositetsvärden har hämtats ur litteraturen

Sikttabell

enl. F.d. SS027123 mod. och F.d. SS027124 mod.

Projekt Kolkajen		
Uppdragsnummer	Uppdragsgivare	Gransk./Tabell
	Niras Sweden AB	Löp-nr ST2444687
Provtagningsdatum	Borrhål/Sektion	Datum/Sign 2024-11-21
2024-11-07	Kan061_KS	Undersökningsdatum
	Djup 0.0 - 0.15	

Siktning			Sedimentationsanalys				
Sikt mm	Passerat %	Material g (ack.)	Tid min	Avlagr g/l	Material %	Korrigerat %	Diameter mm
0.5	100.0	0	0.5	24.0	96.0	96.0	0.0677
0.25	99.8	0.1	1	24.0	96.0	96.0	0.0479
0.125	99.8	0.1	3	24.0	96.0	96.0	0.0277
0.063	99.6	0.1	8	24.0	96.0	96.0	0.0169
			20	22.0	88.0	88.0	0.0109
			100	19.0	76.0	76.0	0.0049
			250	17.0	68.0	68.0	0.0032
			1000	12.0	48.0	48.0	0.0016
Siktad provmängd (g): 46			Sedimenterad provmängd (g): 25		Korrigerat för mtrl < 2mm 100.0 (%)		

Benämningsegenskaper:			
Benämning:		Svart sulfidhaltig siltig GYTTJA	
Materialtyp/ Tjälfarlighetsklass ¹	6A/3	Uppskattad vattentemp (°C):	Porositet ⁴
		Uppskattat Tetavärde, θ :	
Finjordshalt (%)	99.6	Sandhalt (%)	0.4
Lerhalt(0,002) ² (%)	54.1	Stenhalt (%)	0.0
Lerhalt(0,002/0,063) ³ (%)	54.4	Grushalt (%)	0.0
		Blockhalt (%)	0.0
		D10 (mm)	0.002
		D90 (mm)	0.012
		D60/D10 (mm)	

Permeabilitet:	
Beräknad permeabilitet enl. Hazen	m/s
Beräknad permeabilitet enl. Fair&Hatch	m/s
Beräknad permeabilitet enl. Gustafson	m/s
Beräknad porositet enl. Gustafson	%

1. Klassificering enl. AMA Anläggning 23
2. Lerhalt (0.002mm/total); 3. Lerhalt (0.002mm/0.063mm)
4. Generella porositetsvärden har hämtats ur litteraturen



Analyscertifikat

Ordernummer	: ST2445107-AB	Sida	: 1 av 12
Kund	: Niras Sweden AB	Projekt	: Kolkajen
Kontaktperson	: Zandra Gerdes	Beställningsnummer	: ----
Adress	: Hantverkargatan 11B	Provtagare	: Niras
	112 21 Stockholm	Provtagningspunkt	: ----
	Sverige	Ankomstdatum, prover	: 2024-11-07 15:00
E-post	: zandra.gerdes@niras.se	Analys påbörjad	: 2024-11-12
Telefon	: ----	Utfärdad	: 2024-12-04 14:01
C-O-C-nummer	: ----	Antal ankomna prover	: 5
(eller			
Orderblankett-num			
mer)			
Offertnummer	: ST2021SE-NIR-SWE0001 (OF210090)	Antal analyserade prover	: 5

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Orderkommentar

-

Provet för S-TOC1-IR-metoden torkas vid 105 ° C och pulveriseras före analys.

*

Signatur	Position
Niina Veuro	Laboratoriechef

Niina Veuro



Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C	E-post	: info.ta@alsglobal.com
	182 36 Danderyd	Telefon	: +46 8 5277 5200
	Sverige		



Analysresultat

Provbeteckning
Laboratoriets provnummer
Provtagningsdatum / tid
Matris

Kan005_MG 0-15 cm
ST2445107-006
2024-11-07
SEDIMENT

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1Q						
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	Ja	----	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
MS-1-ADD						
Uppslutning	Ja	----	-	-	S-PM59-HB	LE
P-OTC-S						
Extraktion	Ja	----	-	-	S-P46	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1-ADD						
U, uran	3.93	± 0.55	mg/kg TS	0.0200	S-SFMS-59	LE
MS-1Q						
As, arsenik	11.3	± 1.5	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	136	± 18	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.14	± 0.16	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	17.6	± 2.4	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	56.0	± 7.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	47.8	± 6.6	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.155	± 0.037	mg/kg TS	0.0400	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	41.8	± 6.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	50.3	± 6.3	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	65.9	± 8.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	208	± 30	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)						
OJ-1-sed						
naftalen	0.047	± 0.014	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fluoren	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.030	± 0.009	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0076	± 0.0023	mg/kg TS	0.0040	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.088	± 0.026	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.073	± 0.022	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.036	± 0.011	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.033	± 0.010	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.193	± 0.058	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.065	± 0.020	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.067	± 0.020	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.154	± 0.046	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.026	± 0.008	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.158	± 0.0473	mg/kg TS	0.0050	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	0.978	----	mg/kg TS	0.0745	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	0.905	----	mg/kg TS	0.0495	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.574	----	mg/kg TS	0.0350	S-SMLGMS02	PR



Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt						
OJ-1-sed - Fortsatt						
summa övriga PAH	0.404	----	mg/kg TS	0.0395	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.0470	----	mg/kg TS	0.0150	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.199	----	mg/kg TS	0.0220	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	0.732	----	mg/kg TS	0.0375	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)						
OJ-2a-sed						
PCB 28	0.00061	± 0.00018	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00050	± 0.00015	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	0.00103	± 0.00031	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	0.00137	± 0.00041	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.00228	± 0.00068	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	0.00124	± 0.00037	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	0.00071	± 0.00021	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
summa PCB 7	0.00774	----	mg/kg TS	0.00035	S-SMLGMS02	PR
Metallorganiska föreningar						
OJ-19a						
MBT, monobutyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	71.2	± 16.6	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	36.5	± 8.4	µg/kg TS	1.0	S-GC-46	LE
TTBT, tetrabutyltenn	10.1	± 2.3	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MOT, monooktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DOT, dioktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TCyT, tricyklohexyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MPhT, monofenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DPhT, difenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TPhT, trifenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar						
OJ-19a						
torrsubstans vid 105°C	14.9	± 2.00	%	1.00	TS-105	LE
TOC						
TOC	5.71	± 0.86	% TS	0.10	S-TOC1-IR	CS



Provbeteckning
Laboratoriets provnummer
Provtagningsdatum / tid
Matris

Kan061_MG 0-15 cm
ST2445107-007
2024-11-07
SEDIMENT

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1Q						
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	Ja	----	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
MS-1-ADD						
Uppslutning	Ja	----	-	-	S-PM59-HB	LE
P-OTC-S						
Extraktion	Ja	----	-	-	S-P46	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1-ADD						
U, uran	3.91	± 0.55	mg/kg TS	0.0200	S-SFMS-59	LE
MS-1Q						
As, arsenik	9.57	± 1.27	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	140	± 18	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.889	± 0.126	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	16.8	± 2.2	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	59.4	± 8.3	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	49.3	± 6.8	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.105	± 0.025	mg/kg TS	0.0400	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	45.6	± 6.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	47.5	± 5.9	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	71.4	± 8.9	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	202	± 29	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)						
OJ-1-sed						
naftalen	0.021	± 0.006	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaftilen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fluoren	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.026	± 0.008	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0078	± 0.0023	mg/kg TS	0.0040	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.076	± 0.023	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.051	± 0.015	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.036	± 0.011	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.040	± 0.012	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.181	± 0.054	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.054	± 0.016	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.046	± 0.014	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.127	± 0.038	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.025	± 0.008	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylene	0.124	± 0.0373	mg/kg TS	0.0050	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	0.815	----	mg/kg TS	0.0745	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	0.769	----	mg/kg TS	0.0495	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.509	----	mg/kg TS	0.0350	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.306	----	mg/kg TS	0.0395	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.0210	----	mg/kg TS	0.0150	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.161	----	mg/kg TS	0.0220	S-SMLGMS02	PR



Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt						
OJ-1-sed - Fortsatt						
summa PAH H	0.633	----	mg/kg TS	0.0375	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyl (PCB)						
OJ-2a-sed						
PCB 28	<0.00050	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00055	± 0.00016	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	<0.00100	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	<0.00050	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	<0.00080	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	<0.00080	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	<0.00030	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
summa PCB 7	0.00055	----	mg/kg TS	0.00035	S-SMLGMS02	PR
Metallorganiska föreningar						
OJ-19a						
MBT, monobutyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	43.8	± 10.2	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	24.2	± 5.6	µg/kg TS	1.0	S-GC-46	LE
TTBT, tetrabutyltenn	7.64	± 1.77	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MOT, monooktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DOT, dioktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TCyT, tricyklohexyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MPhT, monofenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DPhT, difenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TPhT, trifenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar						
OJ-19a						
torrsubstans vid 105°C	14.6	± 2.00	%	1.00	TS-105	LE
TOC						
TOC	5.65	± 0.85	% TS	0.10	S-TOC1-IR	CS



Provbeteckning
Laboratoriets provnummer
Provtagningsdatum / tid
Matris

Kan004_MG 0-15 cm
ST2445107-008
2024-11-07
SEDIMENT

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1Q						
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	Ja	----	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
MS-1-ADD						
Uppslutning	Ja	----	-	-	S-PM59-HB	LE
P-OTC-S						
Extraktion	Ja	----	-	-	S-P46	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1-ADD						
U, uran	3.84	± 0.54	mg/kg TS	0.0200	S-SFMS-59	LE
MS-1Q						
As, arsenik	14.3	± 1.9	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	144	± 19	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.57	± 0.22	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	18.6	± 2.5	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	59.9	± 8.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	53.2	± 7.3	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.191	± 0.045	mg/kg TS	0.0400	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	42.0	± 6.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	59.1	± 7.4	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	67.0	± 8.4	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	241	± 34	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)						
OJ-1-sed						
naftalen	0.023	± 0.007	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fluoren	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.058	± 0.017	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0110	± 0.0033	mg/kg TS	0.0040	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.145	± 0.043	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.128	± 0.038	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.064	± 0.019	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.074	± 0.022	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.330	± 0.099	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.107	± 0.032	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.114	± 0.034	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.235	± 0.070	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.041	± 0.012	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.219	± 0.0658	mg/kg TS	0.0050	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	1.55	----	mg/kg TS	0.0745	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	1.48	----	mg/kg TS	0.0495	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.965	----	mg/kg TS	0.0350	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.584	----	mg/kg TS	0.0395	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.0230	----	mg/kg TS	0.0150	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.342	----	mg/kg TS	0.0220	S-SMLGMS02	PR



Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt						
OJ-1-sed - Fortsatt						
summa PAH H	1.18	----	mg/kg TS	0.0375	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)						
OJ-2a-sed						
PCB 28	<0.00080	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00165	± 0.00050	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	0.00179	± 0.00054	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	0.00160	± 0.00048	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.00263	± 0.00079	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	0.00248	± 0.00074	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	<0.00090	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
summa PCB 7	0.0102	----	mg/kg TS	0.00035	S-SMLGMS02	PR
Metallorganiska föreningar						
OJ-19a						
MBT, monobutyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	96.1	± 22.4	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	46.6	± 10.8	µg/kg TS	1.0	S-GC-46	LE
TTBT, tetrabutyltenn	3.21	± 0.75	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MOT, monooktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DOT, dioktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TCyT, tricyklohexyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MPhT, monofenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DPhT, difenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TPhT, trifenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar						
OJ-19a						
torrsubstans vid 105°C	16.3	± 2.00	%	1.00	TS-105	LE
TOC						
TOC	5.42	± 0.81	% TS	0.10	S-TOC1-IR	CS



Provbeteckning
Laboratoriets provnummer
Provtagningsdatum / tid
Matris

Kan007_MG 0-15 cm
ST2445107-009
2024-11-07
SEDIMENT

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1Q						
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	Ja	----	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
MS-1-ADD						
Uppslutning	Ja	----	-	-	S-PM59-HB	LE
P-OTC-S						
Extraktion	Ja	----	-	-	S-P46	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1-ADD						
U, uran	3.64	± 0.51	mg/kg TS	0.0200	S-SFMS-59	LE
MS-1Q						
As, arsenik	11.3	± 1.5	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	141	± 18	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.949	± 0.134	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	17.0	± 2.3	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	57.2	± 8.0	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	51.4	± 7.1	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.154	± 0.037	mg/kg TS	0.0400	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	45.6	± 6.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	49.6	± 6.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	67.9	± 8.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	201	± 29	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)						
OJ-1-sed						
naftalen	0.020	± 0.006	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fluoren	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.038	± 0.012	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0177	± 0.0053	mg/kg TS	0.0040	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.149	± 0.045	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.107	± 0.032	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.086	± 0.026	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.075	± 0.022	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.241	± 0.072	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.081	± 0.024	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.093	± 0.028	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.176	± 0.053	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.032	± 0.010	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.168	± 0.0504	mg/kg TS	0.0050	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	1.28	----	mg/kg TS	0.0745	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	1.23	----	mg/kg TS	0.0495	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.784	----	mg/kg TS	0.0350	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.500	----	mg/kg TS	0.0395	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.0200	----	mg/kg TS	0.0150	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.312	----	mg/kg TS	0.0220	S-SMLGMS02	PR



Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt						
OJ-1-sed - Fortsatt						
summa PAH H	0.952	----	mg/kg TS	0.0375	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)						
OJ-2a-sed						
PCB 28	<0.00070	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	<0.00030	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	<0.00070	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	<0.00100	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	<0.00180	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	<0.00060	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	<0.00030	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
summa PCB 7	<0.00270	----	mg/kg TS	0.00035	S-SMLGMS02	PR
Metallorganiska föreningar						
OJ-19a						
MBT, monobutyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	44.3	± 10.3	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	25.4	± 5.9	µg/kg TS	1.0	S-GC-46	LE
TTBT, tetrabutyltenn	3.52	± 0.82	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MOT, monooktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DOT, dioktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TCyT, tricyklohexyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MPhT, monofenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DPhT, difenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TPhT, trifenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar						
OJ-19a						
torrsubstans vid 105°C	15.2	± 2.00	%	1.00	TS-105	LE
TOC						
TOC	5.54	± 0.83	% TS	0.10	S-TOC1-IR	CS



Provbeteckning
Laboratoriets provnummer
Provtagningsdatum / tid
Matris

Kan001_MG 0-15 cm
ST2445107-010
2024-11-07
SEDIMENT

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Provberedning						
MS-1Q						
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	Ja	----	-	-	S-PP-dry50	LE
Provberedning						
MS-1-ADD						
Uppslutning	Ja	----	-	-	S-PM59-HB	LE
P-OTC-S						
Extraktion	Ja	----	-	-	S-P46	LE
Metaller och grundämnen						
MS-1-ADD						
U, uran	3.58	± 0.51	mg/kg TS	0.0200	S-SFMS-59	LE
MS-1Q						
As, arsenik	10.2	± 1.4	mg/kg TS	0.500	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	143	± 18	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.833	± 0.118	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	16.9	± 2.3	mg/kg TS	0.100	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	51.8	± 7.2	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	44.6	± 6.1	mg/kg TS	0.300	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.131	± 0.031	mg/kg TS	0.0400	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	38.3	± 5.5	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	42.0	± 5.2	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	62.5	± 7.8	mg/kg TS	0.200	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	175	± 25	mg/kg TS	1.00	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)						
OJ-1-sed						
naftalen	0.108	± 0.032	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.010	± 0.003	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.018	± 0.005	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.095	± 0.028	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0105	± 0.0032	mg/kg TS	0.0040	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.079	± 0.024	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.055	± 0.016	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.030	± 0.009	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.036	± 0.011	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.140	± 0.042	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.045	± 0.013	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.045	± 0.014	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.115	± 0.034	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.021	± 0.006	mg/kg TS	0.010	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.108	± 0.0324	mg/kg TS	0.0050	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	0.916	----	mg/kg TS	0.0745	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	0.758	----	mg/kg TS	0.0495	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.432	----	mg/kg TS	0.0350	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.484	----	mg/kg TS	0.0395	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.118	----	mg/kg TS	0.0150	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.258	----	mg/kg TS	0.0220	S-SMLGMS02	PR



Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt						
OJ-1-sed - Fortsatt						
summa PAH H	0.540	----	mg/kg TS	0.0375	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyl (PCB)						
OJ-2a-sed						
PCB 28	0.00331	± 0.00099	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00037	± 0.00011	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	<0.00073	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	<0.00050	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.00110	± 0.00033	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	<0.00130	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	<0.00024	----	mg/kg TS	0.00010	S-SMLGMS02	PR
summa PCB 7	0.00478	----	mg/kg TS	0.00035	S-SMLGMS02	PR
Metallorganiska föreningar						
OJ-19a						
MBT, monobutyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	32.0	± 7.5	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	19.8	± 4.6	µg/kg TS	1.0	S-GC-46	LE
TTBT, tetrabutyltenn	6.82	± 1.58	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MOT, monooktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DOT, dioktyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TCyT, tricyklohexyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
MPhT, monofenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
DPhT, difenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
TPhT, trifenyltenn	<1	----	µg/kg TS	1	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar						
OJ-19a						
torrsubstans vid 105°C	14.9	± 2.00	%	1.00	TS-105	LE
TOC						
TOC	5.57	± 0.84	% TS	0.10	S-TOC1-IR	CS



Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-GC-46	Analys av tennorganiska föreningar (OTC) i jord, slam och sediment med GC-ICP-MS enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2023 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
S-TOC1-CC	Bestämning av totalt kol (TC) och inorganiskt kol (TIC) enligt CSN EN 13137:2002, CSN EN 15936, CSN ISO 10694 och beräkning av total organiskt kol (TOC), karbonater och organiskt material från analyserade värden. Mätning utförs med IR-detektion.
S-TOC1-IR	Bestämning av TOC enligt direkt metod; CSN ISO 10694, CSN EN 13137:2002, CSN EN 15936.
S-SMLGMS02	Bestämning och beräkning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning enligt US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550. Mätning utförs med GC-MS.

Beredningsmetoder	Metod
S-P46	Prep metod- OTC enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.
S-PPHOM.07*	Torkning, siktnings och malning av prov till partikelstorlek < 0.07 mm.
S-PPHOM0.3*	Torkning, siktnings och malning av prov till partikelstorlek <0,3 mm.
S-PPHOM4*	Siktning och krossning av prov till partikelstorlek < 4 mm.
S-PPLYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
CS	Analys utförd av ALS Czech Republic s.r.o Česká Lípa, Bendlova 1687/7 Česká Lípa Tjeckien 470 01 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163, CSN EN ISO/IEC 17025:2018
LE	Analys utförd av ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030, ISO/IEC 17025
PR	Analys utförd av ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163, CSN EN ISO/IEC 17025:2018

Bilaga B

Grumling vid dumpning av muddermassor i Kanholmsfjärden

DHI

Modellering av sedimentspridning från dumpning av muddrade massor

Modellerad påverkan från dumpning

Slutlig 1.0

2025-03-03

Framtagen för: WSP

Modellering av sedimentspridning från dumpning av muddrade massor

Modellerad påverkan från dumpning

Slutlig 1.0

Framtagen för: WSP

Representerad av: Johan Hörnsten

Kontaktperson:	Cecilia Gustafsson Gombrii
Projektansvarig:	Cecilia Gustafsson Gombrii
Kvalitetsansvarig:	Martin Johnsson, Sina Saremi, Charlotta Lövestedt
Författare:	Cecilia Gustafsson Gombrii, Timothy Ley
Projekt No.:	12806281
Godkänd av:	Charlotta Lövestedt
Datum för godkännande:	2025-02-14
Revision:	Slutlig 1.0
Klassifikation:	Open: This document may be shared inside and outside the DHI Group entities without the client's prior approval.
Filnamn:	Modellering av sedimentspridning från dumpning.docx

Sammanfattning

DHI har på uppdrag av WSP modellerat sedimentspridning från dumpning av muddermassor vid Kanholmsfjärden utanför Stockholm. Den här rapporten beskriver modellresultaten och är framtagen som underlag till MKB för dumpning av muddrade massor. Muddringen utförs vid Kolkajen av verksamhetsutövare Stockholm Stad.

Modelleringen av sedimentspridning har utförts med hjälp av en hydrodynamisk tredimensionell modell, som representerar variationer i strömförhållanden och skiktning i närområdet kring dumpningsplatsen under en dumpningssäsong. Till den hydrodynamiska modellen kopplas en modul som beräknar hur sedimentspillat från de dumpade sedimentmassorna sprids med strömmarna och skapar en grumlande plym som påverkar närområdet. Spridningsberäkningarna visar vilka koncentrationer av suspenderat material utöver bakgrunds nivå som kan uppstå vid dumpningen, hur varaktig grumlingen är, samt var sedimentation sker och hur tjock pålagringen är.

Information om sedimenten och planerad dumpning har erhållits från Niras, som är en samarbetspartner i projektet. Sedimentspridningsmodellen har satts upp med konservativa antaganden, baserat på denna information.

Modellresultaten för sedimentspridning från dumpning visar att:

- Påverkan från grumling och pålagring från spill vid dumpning i Kanholmsfjärden når inte omkringliggande naturreservat eller Natura2000-områden, då dessa ligger i grundare områden på relativt stora avstånd från dumpningsplatsen.
- Netto-sedimentationen ger tjockast pålagring inom dumpningsområdet samt i en tunga som sträcker sig väst/sydväst (upp mot 5–10 mm pålagring) och nordväst (upp mot 13 mm pålagring) om dumpningsområdet, längs djuprännans förgreningar. Pålagring med tjocklek 5–10 mm täcker en area på botten om ca 3 km². Pålagring med tjocklek 10–13 mm täcker en area om ca 0,8 km².
- Påverkan från grumling är lägre i ytan och större i mellersta delen av vattenkolumnen och vid botten.
- Området där den sammanlagda varaktigheten för koncentrationer över 10 mg/l överstiger 1 timme sträcker sig upp mot ca 1 km ut från dumpningsområdets gräns vid botten, och upp mot ca 0,5 km från dumpningsområdets gräns vid ytan.
- Grumling vid botten med en sammanlagd varaktighet på mer än 1 dygn och upp till en vecka för koncentrationer över 10 mg/l påverkar en area om ca. 0,4 km² i och nordväst om dumpningsplatsen.
- Grumling vid ytan med en sammanlagd varaktighet på 1–2 dygn för koncentrationer över 10 mg/l påverkar en area om mindre än 0,1 km² (till största del innanför dumpningsområdet).
- Medelgrumlingen vid botten under dumpningsperioden är ca 1–2 mg/l i en area om ca 2,6 km² (i och väst/sydväst- till nordväst om dumpningsområdet), och sträcker sig upp mot ca 2,2 km ut från dumpningsområdets gräns. Medelgrumlingen i ytan är lägre än 1 mg/l.
- Området där maximala koncentrationer större än 1 mg/l förekommit sträcker sig upp mot ca 4,3 km (botten) respektive ca 1,2 km (ytan) ut från dumpningsområdets gräns.
- Området där maximal grumling någon gång överstigit 10 mg/l har en sammanlagd area om ca. 0,7 km² (vid botten) respektive 0,3 km² (vid ytan).

Innehållsförteckning

1	Introduktion	6
2	Data	7
2.1	Batymetri	7
2.2	Drivning av den hydrodynamiska modellen	7
2.3	Sediment och dumpningsförfarande	7
3	Modellbeskrivning	8
3.1	Hydrodynamisk modell	8
3.1.1	Modelleringsperiod	8
3.1.2	Beräkningsnät	8
3.1.3	Validering av den hydrodynamiska modellen	10
3.2	Sedimentspridningsmodell	12
3.2.1	Simulering av sedimentspridning från dumpning	12
4	Resultat av sedimentspridningsmodellering	14
4.1	Netto-sedimentation	14
4.2	Varaktighet	16
4.3	Medel grumling	21
4.4	Maximal grumling	22
5	Diskussion	25
6	Referenser	26

Figurer

Figur 1.1	Djupförhållanden kring dumpningsområdet vid Kanholmsfjärden (orange markör), öster om Stockholm. Naturreservat och Natura 2000-områden markeras av rasterade områden i kartan.	6
Figur 3.1	Del av beräkningsnätet för den lokala modellen vid dumpningsområdet i Kanholmsfjärden, öster om Stockholm. Närområdet runt Kanholmsfjärden visas i kartan.	9
Figur 3.2	Stationer med observerade vattenstånd (Stockholm och Nynäs fiskehamn), temperatur- och salinitetsprofiler (Huvudskär och Stora Svinskär).	10
Figur 3.3	Observerad och modellerad temperatur (vänster) och salinitet (höger) vid Stora Svinskär (överst) och Huvudskär (underst).	11
Figur 3.4	Vattenståndsvariationer vid station Nynäs fiskehamn (överst) och Stockholm (underst). Observerade värden visas av blå linje och modellerad i rött.	12
Figur 4.1	Netto-sedimentation en månad efter att dumpningarna avslutats.	15
Figur 4.2	Sammanlagd varaktighet då koncentrationen av suspenderat material vid botten överstiger 10 mg/l.	17
Figur 4.3	Koncentration suspenderat material vid botten under dumpningsperioden (överst), ungefär mitt i området där den sammanlagda varaktigheten över 10 mg/l är längst. Positionen för tidsserien är markerad med ett kryss i översiktsskissen (nederst), som visar varaktighet över 10 mg/l vid botten (förstorat från Figur 4.2).	18

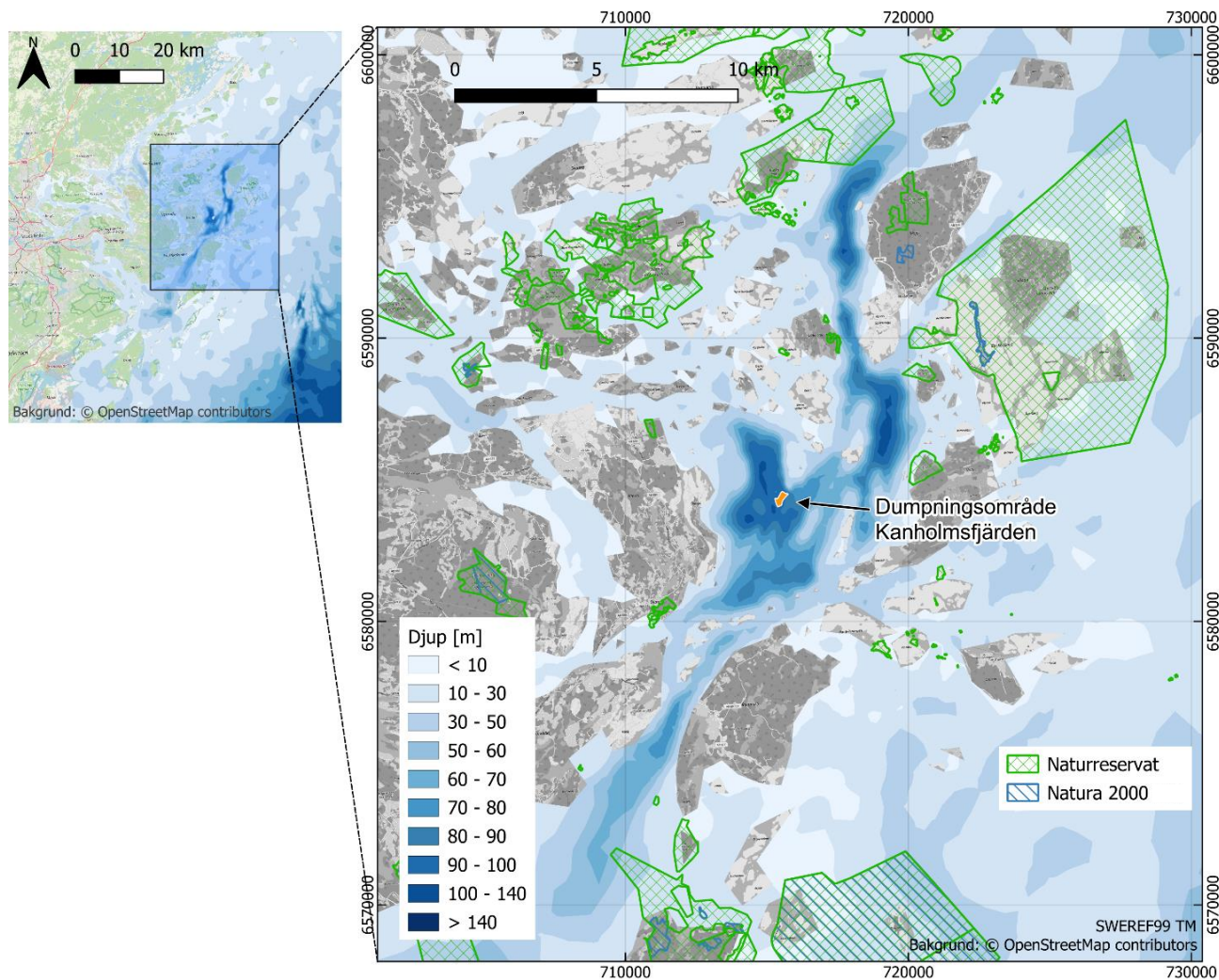
Figur 4.4	Sammanlagd varaktighet då koncentrationen av suspenderat material vid botten överstiger 100 mg/l.....	19
Figur 4.5	Sammanlagd varaktighet då koncentrationen av suspenderat material vid ytan överstiger 10 mg/l.....	20
Figur 4.6	Medelkoncentration av suspenderat spill vid botten under dumpningsperioden.....	21
Figur 4.7	Maximala koncentrationer (99,9 percentil) av suspenderat sediment vid botten.	23
Figur 4.8	Maximala koncentrationer (99,9 percentil) av suspenderat sediment vid ytan.	24

Tabeller

Tabell 3-1	Modellerad kornstorleksfördelning för dumpade sediment, med fallhastighet angiven för respektive kategori längst ned.	13
------------	--	----

1 Introduktion

DHI Sverige AB (DHI) har fått i uppdrag av WSP att modellera sedimentspridning från dumpning vid Kanholmsfjärden utanför Stockholm, se Figur 1.1. Studien är ett underlag för miljökonsekvensbeskrivning för dumpning av de massor som ska muddras vid Kolkajen (Lidingöbron).



Figur 1.1 Djupförhållanden kring dumpningsområdet vid Kanholmsfjärden (orange markör), öster om Stockholm. Naturreservat och Natura 2000-områden markeras av rasterade områden i kartan.

DHI har satt upp en tredimensionell modell över hydrodynamiken och sedimentspridning från dumpning vid de två lokalerna.

Rapporten är uppbyggd enligt följande:

- Kapitel 2 beskriver batymetrin i området, drivningsdata för den hydrodynamiska modellen, samt erhållen information om dumpningsförfarande och de sediment som ska dumpas.
- Kapitel 3 beskriver uppställningen för den lokala hydrodynamiska modellen och sedimentspridningsmodellen.
- Kapitel 4 presenterar resultaten för modellering av sedimentspridning.

2 Data

I det här avsnittet beskrivs batymetrin i området, drivningsdata för den hydrodynamiska modellen, samt erhållen information om de sediment som ska dumpas och dumpningsförfarande.

2.1 Batymetri

För att representera djupförhållanden i modellen har djupdata från EMODnet använts, [EMODnet Product Catalogue \(europa.eu\)](https://emodnet.europa.eu/).

Djupförhållanden i modellen visas i Figur 1.1. Vattendjupet i dumpningsområdet vid Kanholmsfjärden är ungefär 90–100 m. Djupet sluttar från grundare områden inomskärs i Stockholms skärgård och ner mot djupområdet i Kanholmsfjärden som är förbundet med djuprännan och farleden norrut via Möja Söderfjärd och Möja Västerfjärd, samt söderut via Nämndöfjärden och Jungfrufjärden. Öster om Kanholmsfjärden grundar batymetrin upp mot öarna i yttre bandet av Stockholms skärgård, bland annat Harö och Storö.

2.2 Drivning av den hydrodynamiska modellen

Drivning (randvillkor) för den lokala hydrodynamiska modellen har hämtats från regionala data. Meteorologiska fält med vindhastighet och riktning, lufttryck och lufttemperatur, har hämtats från NORA3, se /1/. Oceanografiska randvillkor (vattenstånd, strömmar, salinitet och vattentemperatur) vid den lokala modellens yttre ränder har hämtats från HYCOM (<https://www.hycom.org/dataserver/gofs-3pt1/analysis>).

Flöde från landavrinning i området har hämtats från SMHI's S-HYPE (<https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>).

2.3 Sediment och dumpningsförfarande

Den totala volymen sediment som planeras dumpas är 150 000 m³.

Sedimentundersökningar och kornstorleksanalys har tidigare gjorts i muddringsområdet. Tre av sedimentproverna klassades som gyttjeleror och en som lera. Informationen erhöles från WSP och beskrivs i tidigare utredning (/2/). I medeltal bestod kornstorleksfördelningen i proverna i fallande ordning av mellansilt, grovsilt, ler/finsilt, samt en försumbar fraktion finsand.

Information om sedimentens torrsubstans 45% in situ (vattenhalt 55%), har erhållits från Niras. Sedimenten planeras muddras med skopa.

Dumpningen planeras ske med bottentömmande pråmar, med 3 dumpningar per dygn (var åttonde timme). Pråmen lastar och dumpar en volym om 600 m³ vid varje dumpning. Detta resulterar i en dumpningsperiod om ca. 3 månader, som startar under hösten (september).

De antaganden som används för att simulera dumpningen beskrivs i avsnitt 3.2.1.

3 Modellbeskrivning

Modelleringen av hydrodynamik och sedimentspridning har utförts med hjälp av det tredimensionella numeriska modelleringsverktyget MIKE 3 FM. En detaljerad beskrivning av programvaran finns i /3/ och /4/.

Den hydrodynamiska modellen beskriver de lokala djup och strömförhållanden för närområdet kring de två lokalerna. Till den lokala hydrodynamiska modellen kopplas en modul för att beskriva hur de dumpade sedimenten sprids av de rådande hydrodynamiska förhållandena.

I följande avsnitt beskrivs modelluppsättningen.

3.1 Hydrodynamisk modell

3.1.1 Modelleringsperiod

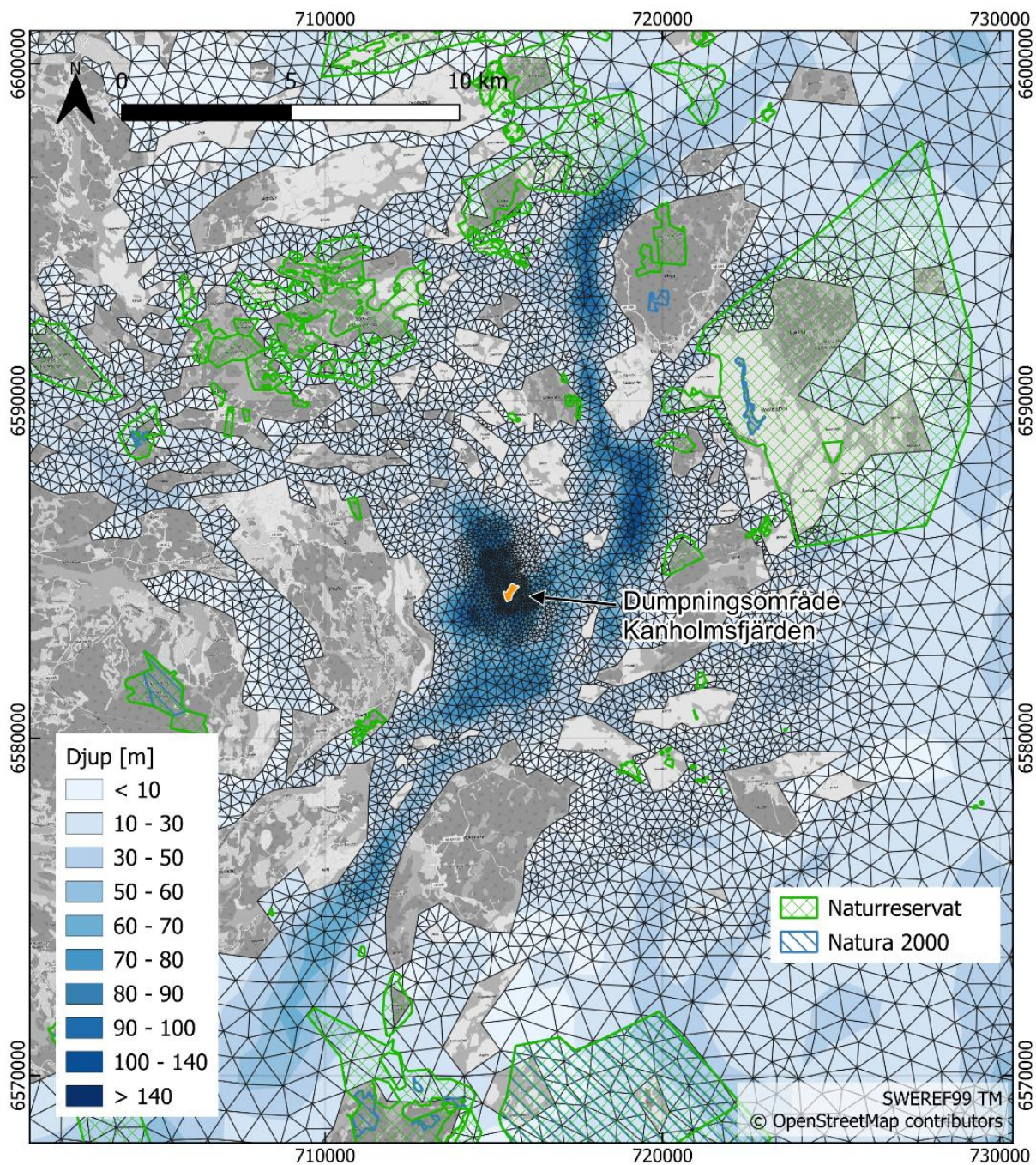
Modellen simulerar säsongen september – december 2022. Denna period har valts som en representativ säsong för normala förhållanden, utan stormar.

3.1.2 Beräkningsnät

Den lokala modellens beräkningsnät i närområdet kring Kanholmsfjärden visas i Figur 3.1.

Beräkningscellerna inom dumpningsområdet har tilldelats en sidlängd om ca. 70–100 meter, vilket bedöms vara tillräcklig upplösning för att simulera strömmarnas horisontella gradient i området och sedimentspridning. De mest högupplösta cellerna finns i dumpningsområdet, för att gradvis bli grövre i riktning mot modellens yttre ränder. Sidlängden på beräkningscellerna vid de yttre ränderna har storleksordningen 2 km.

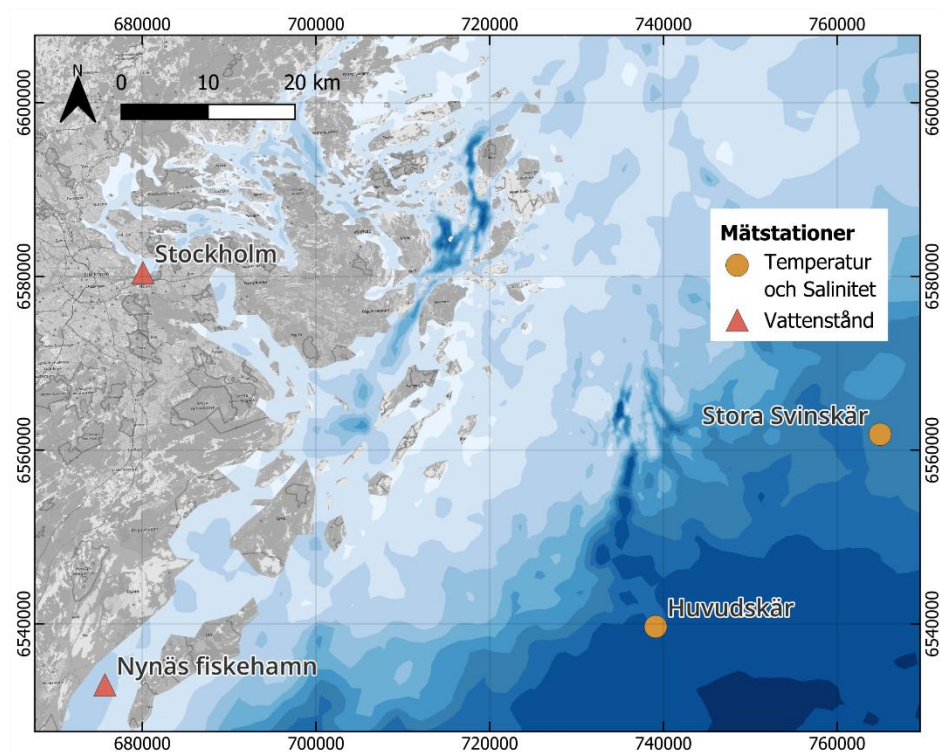
Modellens vertikala upplösning består av 23 så kallade sigma-lager. Sigma-lagren följer batymetrin så att tjockleken ökar för samtliga lager i områden med större vattendjup. Sigma-lagren är dessutom tunnare nära ytan och botten för att säkerställa en tillräcklig upplösning i dessa nivåer. I ett område med 90–100 m djup är lagren närmast ytan ca 1 m tjocka, lagren mitt i vattenkolumnen ca 8 m tjocka och lagren närmast botten ca. 2,5 m tjocka.



Figur 3.1 Del av beräkningsnätet för den lokala modellen vid dumpningsområdet i Kanholmsfjärden, öster om Stockholm. Närområdet runt Kanholmsfjärden visas i kartan.

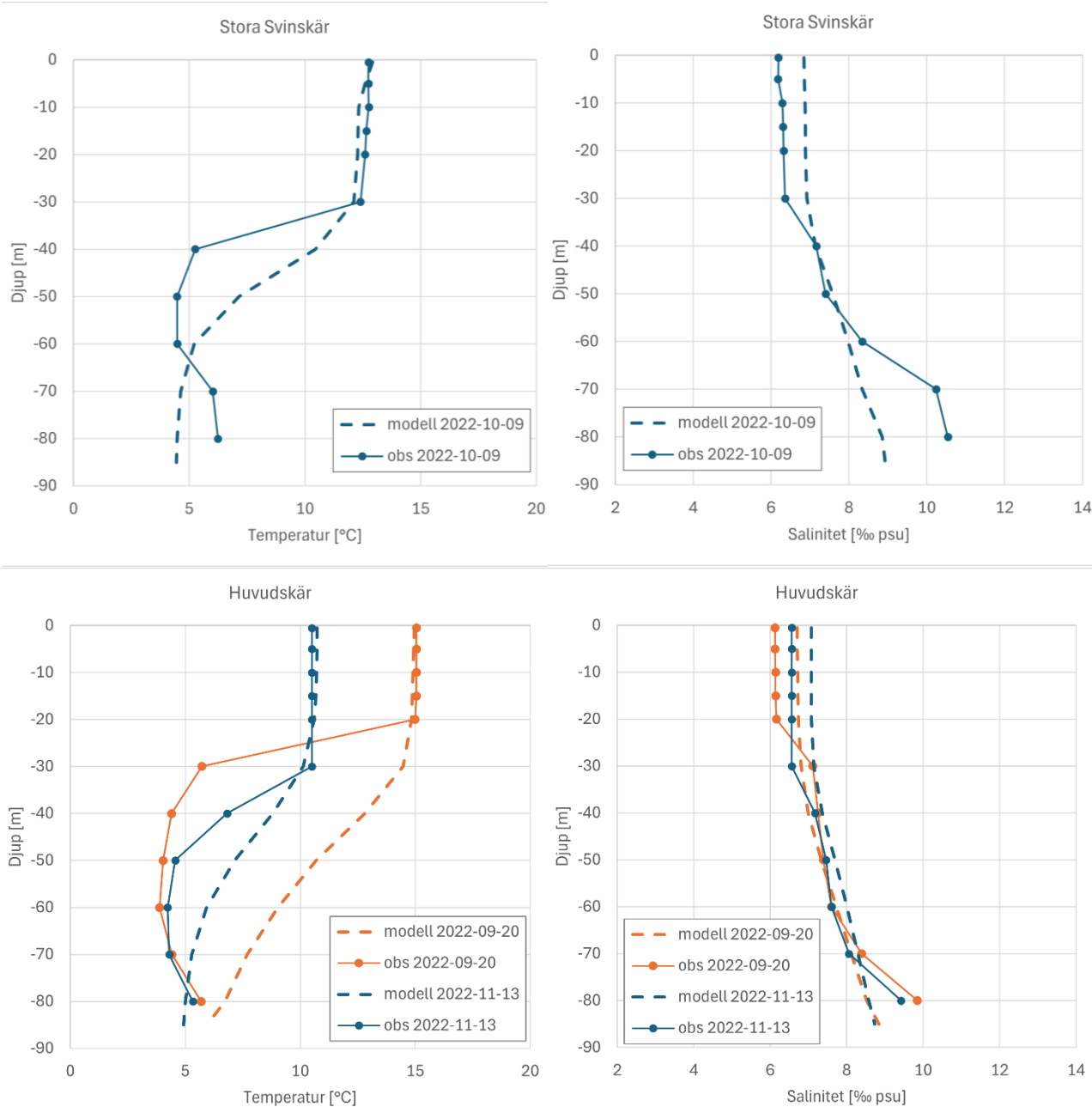
3.1.3 Validering av den hydrodynamiska modellen

Validering av den hydrodynamiska modellen har gjorts genom att jämföra modellresultaten med observationer från området, hämtade från SMHI. Stationerna visas i Figur 3.2.



Figur 3.2 Stationer med observerade vattenstånd (Stockholm och Nynäs fiskehamn), temperatur- och salinitetsprofiler (Huvudskär och Stora Svinskär).

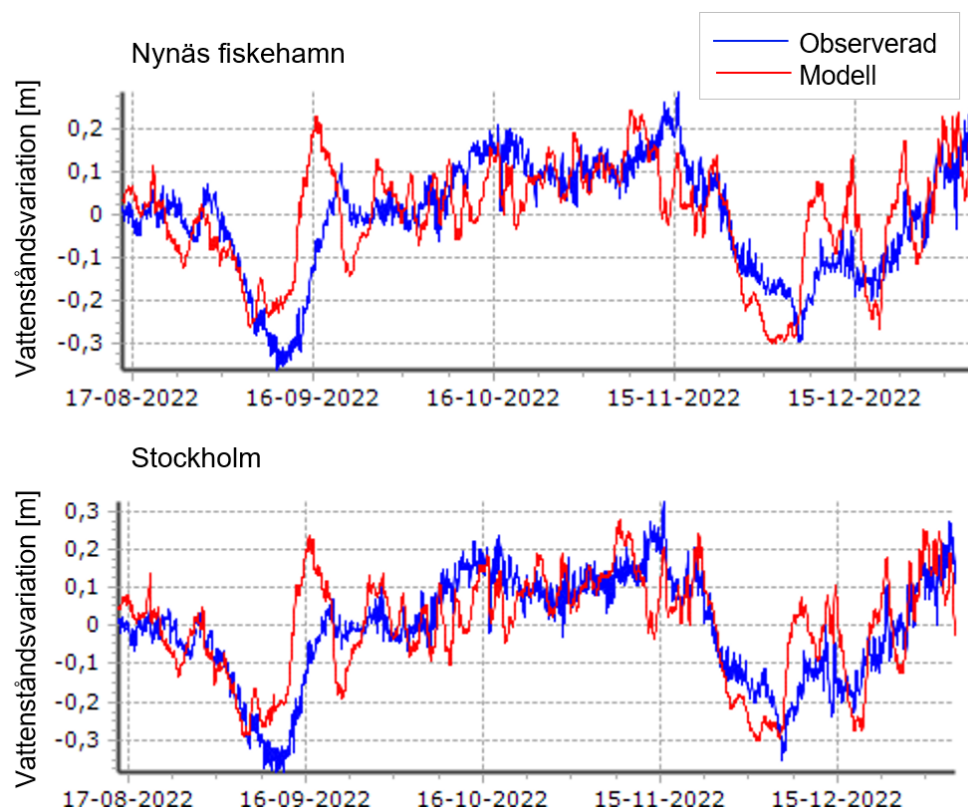
Salinitet och temperatur har validerats i djupled mot observerade profiler vid station Stora Svinskär och Huvudskär. Observerade och modellerade profiler visas i Figur 3.3. Observerade värden har hämtats från SMHI ([SharkWeb \(smhi.se\)](https://sharkweb.smhi.se)). Djupprofilerna i Figur 3.3 visar att modellen övergripande fångar skiktningen i salinitet och temperatur, dess djupfördelning och variation över tid.



Figur 3.3 Observerad och modellerad temperatur (vänster) och salinitet (höger) vid Stora Svinskär (överst) och Huvudskär (underst).

Vattenståndsvariationer validerades mot tidsserier över observerade värden hämtade från SMHI ([Ladda ner oceanografiska observationer | SMHI](#)) vid mätstation Stockholm och Nynäs fiskeläge. Observerade och modellerade tidsserier visas i Figur 3.4.

Modellen fångar den övergripande dynamiken i vattenståndsvariationer väl över tid.



Figur 3.4 Vattenståndsvariationer vid station Nynäs fiskehamn (överst) och Stockholm (underst). Observerade värden visas av blå linje och modellerad i rött.

3.2 Sedimentspridningsmodell

Till den hydrodynamiska modellen har en modul (MIKE 3 FM MT) kopplats för att beräkna sedimentspridning från dumpning vid Kanholmsfjärden. De antaganden som gjorts beskrivs nedan.

3.2.1 Simulering av sedimentspridning från dumpning

Sedimentspridningsmodellen har satts upp baserad på erhållen information om sediment och planerat dumpningsförfarande, som beskrivits i avsnitt 2.3. Representation av sediment och dumpningsförfarande i modellen, med de konservativa antaganden som gjorts, beskrivs här.

Den totala dumpningsvolymen om 150 000 m³ antas vara samma som muddrad volym, eftersom sedimenten muddras med skopa. Vid muddring med skopa behåller materialet väsentligen förhållandet mellan torrsubstans och vattenhalt. Vattenhalten i dumpningsvolymen har därför antagits vara samma som sedimenten vid muddringsplatsen. Det har antagits att in situ torrdensiteten är ca. 1200 kg/m³, baserat på erhållen vattenhalt i sedimenten. Detta innebär att massan som dumpas är ca. 180 000 ton.

Dumpningsförfarandet simuleras enligt erhållen information om 3 dumpningar per dag, från botten tömmande pråm. Dumpningarna utförs i kontinuerlig följd under de ca. 83 dygn som dumpningsperioden pågår. Dumpningsperioden har modellerats med start den 10 september.

Under tiden då dumpningsvolymen sjunker genom vattenkolumnen och kollapsar mot botten frigörs sedimentpartiklar som suspenderat material (spill) från dumpningsvolymens ytterkant. Spillet sprids därefter passivt av omgivande strömmar och turbulens, samt sjunker med fallhastighet beroende på kornstorlek.

Andelen spill har antagits vara 10% av det dumpade materialet. Detta är dubbelt så stor andel jämfört med antagandet i spridningsmodellering vid Stora Höggarn (/2/), med anledning av att det är ungefär dubbelt så djupt vid dumpningsområdet i Kanholmsfjärden som vid Stora Höggarn och mer material hinner därför lossna under tiden som dumpningsvolymen faller till botten.

Fördelningen av kornstorlek som representerar det dumpade materialet i modellen har baserats på tidigare information om sedimenten, se avsnitt 2.3, men med en något högre andel ler och finsilt som ett konservativt antagande enligt tidigare studie (/2/). Antagandet om en något högre andel ler och finsilt görs för att inte underskatta spridning och grumling. Sedimenten representeras av tre kategorier, med fördelning och fallhastighet som listas i Tabell 3-1.

Tabell 3-1 Modellerad kornstorleksfördelning för dumpade sediment, med fallhastighet angiven för respektive kategori längst ned.

	Modellerad kornstorleksfördelning		
Volym [m ³]	Ler och finsilt	Mellansilt	Grovsilt
150 000	31%	41%	28%
Fallhastighet [mm/s]	0,1	0,3	0,5

Nydeponerade sediment (från spill vid dumpning) har lägre densitet, på grund av ett högre vatteninnehåll. I den här studien har torrdensitet 280 kg/m³ för de nydeponerade sedimenten (ler och silt) använts.

4 Resultat av sedimentspridningsmodellering

I detta avsnitt presenteras resultaten för simuleringen av sedimentspridningen. Kartresultat som presenteras visar netto-sedimentation (pålagringens tjocklek på botten efter dumpning), grumling (medel och max) som förekommit och varaktighet för överskridande av 10 mg/l och 100 mg/l.

4.1 Netto-sedimentation

Pålagringens utbredning och tjocklek en månad efter att dumpningarna avslutats visas i Figur 4.1. Den beräknade pålagringen är baserad på antagandet att torrdensiteten för nydeponerat spill från dumpningen är 280 kg/m³.

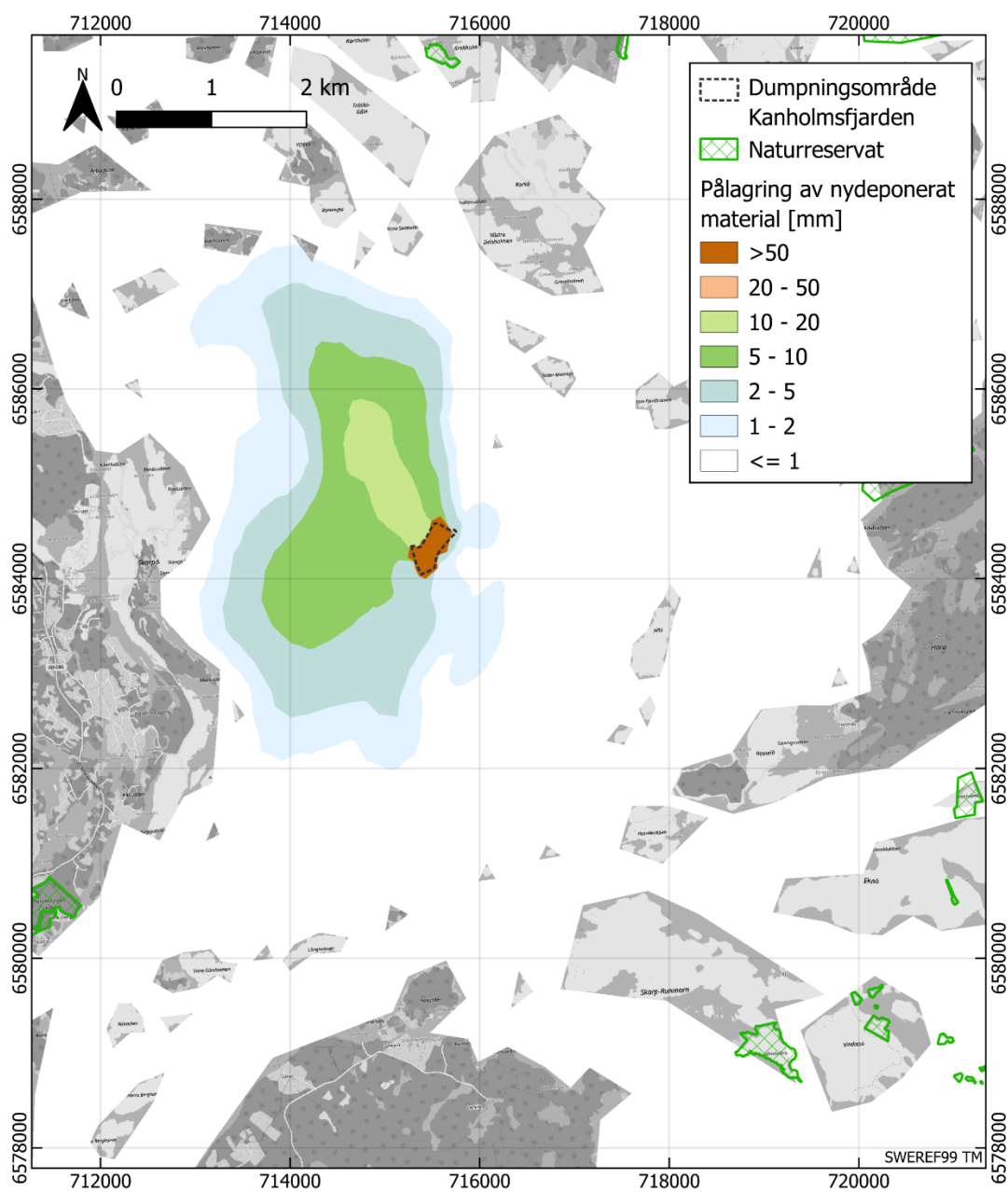
Resultaten visar att dumpningen orsakar tjockast pålagring inom dumpningsområdet (> 50 mm) samt i en tunga som sträcker sig väst/sydväst (upp mot 5–10 mm pålagring) och nordväst (upp mot 13 mm pålagring) om dumpningsområdet. Öster om dumpningsområdet är pålagringen mycket begränsad men går lokalt upp till ca 1–2 mm.

Det mörkgröna fältet med 5–10 mm pålagring i Figur 4.1 mäter en area om ca 3 km². Det ljusgröna fältet med 10–13 mm pålagring, nordväst om dumpningsområdet, täcker en area om ca 0,8 km².

Strömförhållanden i Stockholms skärgård karaktäriseras av en estuarin cirkulation, det vill säga en sötare ytström riktad ut från land och en djupare, motriktad, saltare ström. Den större sedimentationen i området väst till nordväst om dumpningsplatsen beror på att de djupare strömmarna i medeltal rör sig i dessa riktningar, längs med djuprännans förgreningar mot väst/sydväst och nordväst från dumpningsområdet. Suspenderat spill från dumpningen som fallit genom vattenkolumnen och närmar sig botten, transporteras samtidigt av de djupströmmarna längs djuprännan innan spillet sedimenterar i området väst/sydväst- till nordväst om dumpningsplatsen. En andel av spillet från dumpningarna hinner spädas ut och transporteras av de starkare ytströmmarna (som i medeltal rör sig ut mot Östersjön), och bidrar inte till pålagringen i Figur 4.1.

Den tunnare pålagringen som sker på ett större avstånd från dumpningsområdet orsakas primärt av de mindre kornstorlekarna i sedimentspillet, som lätt suspenderas av strömmarna. Större partiklar sedimenterar snabbare och skapar pålagringen i och närmare dumpningsområdet.

I den här studien har spridning av spill från dumpningarna modellerats. Eventuell resuspension av sedimenterade partiklar som kan ske vid möjliga stormtillfällen efter tiden för kartbilden i Figur 4.1 (en månad efter dumpningsperiodens slut) är inte inkluderad här.



Figur 4.1 Netto-sedimentation en månad efter att dumpningarna avslutats.

4.2 Varaktighet

Figur 4.2 illustrerar den sammanlagda tiden då grumlingen vid botten överstiger 10 mg/l, från spill vid dumpning i Kanholmsfjärden. Nivån 10 mg/l vid botten överstigs under sammanlagt mer än 1 timme i det direkta närområdet som sträcker sig upp mot ungefär 1 km mot nordväst från dumpningsområdets gräns. En area om ca. 0,4 km² (inklusive delar av dumpningsområdet) påverkas av en sammanlagd varaktighet på mer än 1 dygn och upp till en vecka då grumlingen vid botten överstiger 10 mg/l (se grönt och gult område i Figur 4.2). Området vid botten där varaktigheten är längst ligger nordväst om dumpningsområdet, till följd av att de djupare strömmarna i medeltal rör sig in mot kusten längs djuprännan (vilket beskrivits i föregående stycke 4.1).

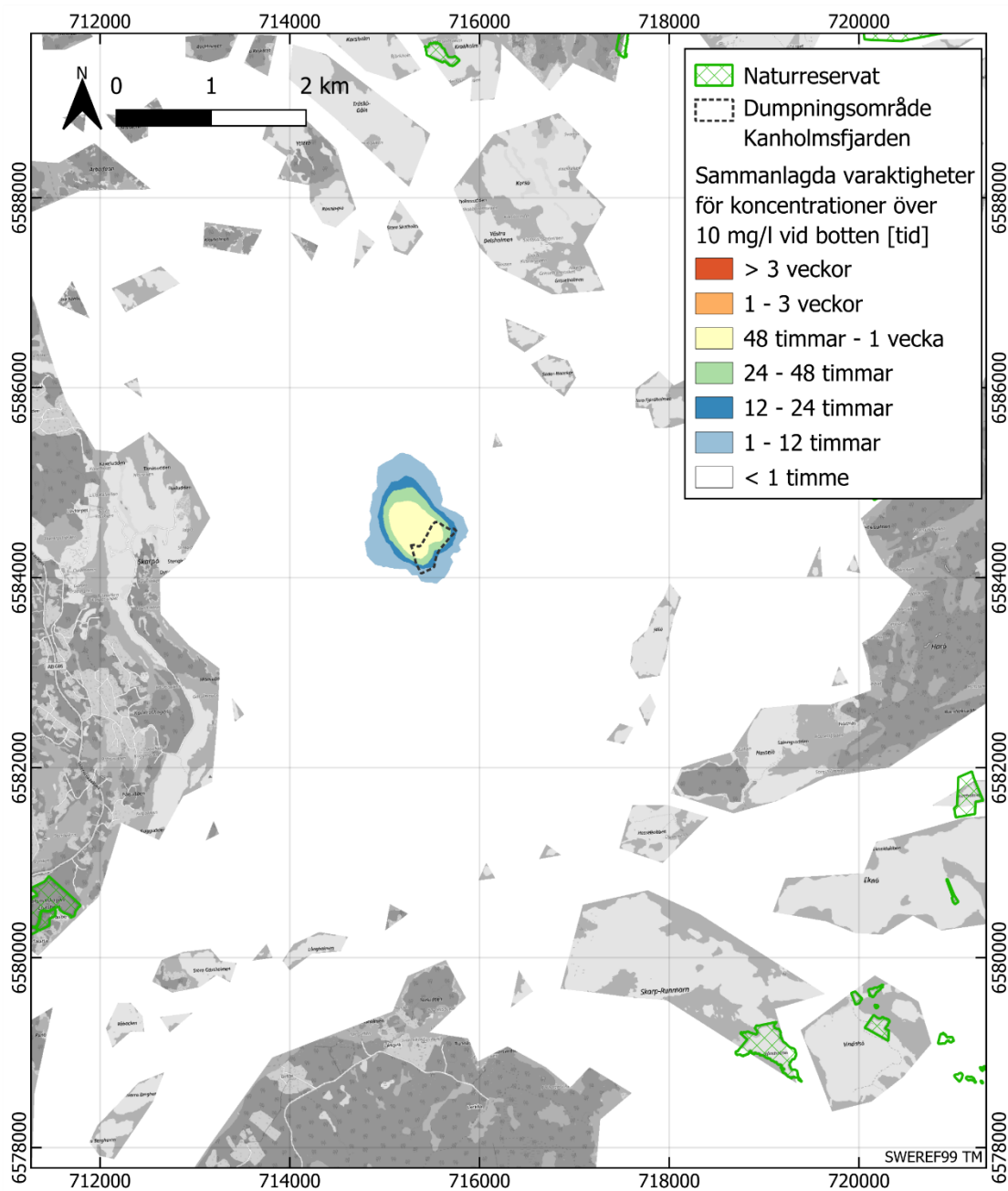
Den sammanlagda varaktigheten då koncentrationen överstiger 10 mg/l (eller en annan nivå) är inte nödvändigtvis en sammanhängande period. En tidsserie för koncentrationen suspenderat material vid botten, ungefär mitt i området där varaktigheten överstiger 2 dygn för nivån 10 mg/l, visas i Figur 4.3. Tidsserien visar alltså koncentrationen suspenderat spill vid botten i det gula området i Figur 4.2 mycket nära dumpningsområdets gräns. Grumlingen varierar kraftigt under dumpningsperioden, med ett flertal korta toppar då grumlingen når nivåer upp mot 50–70 mg/l. Den största delen av dumpningsperioden ligger topparna dock på nivåer lägre än 20 mg/l.

Figur 4.4 illustrerar den sammanlagda tiden då grumlingen vid botten överstiger 100 mg/l, från spill vid dumpning i Kanholmsfjärden. Nivån 100 mg/l vid botten överstigs endast under sammanlagt mer än 1 timme i ett mycket begränsat område innanför gränsen för dumpningsområdet.

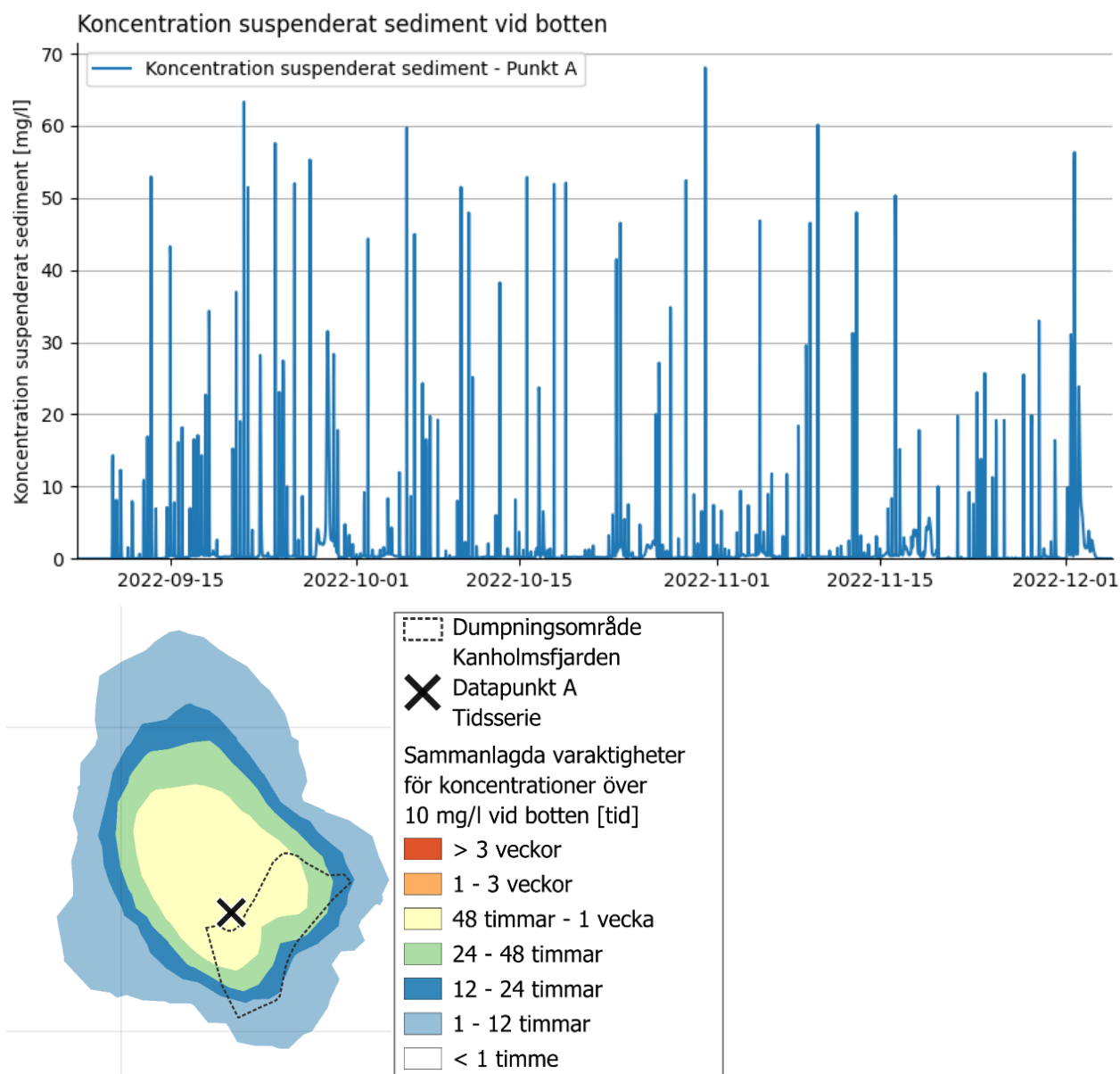
Kartresultaten i Figur 4.2 och Figur 4.4 visar utbredningen av påverkan vid botten och hur länge området påverkas utifrån de olika koncentrationsnivåerna. Högre koncentrationsnivåer av spill har en mindre rumslig utbredning och kortare varaktighet, på grund av att strömmarna transporterar bort en del suspenderat material och späder ut plymen, samt att delar av det suspenderade materialet faller ur vattenmassan när det sedimenterar ner till botten.

Varaktigheten för de olika koncentrationsnivåerna har också analyserats vid havsytan. Den sammanlagda varaktigheten för koncentrationer över 10 mg/l i ytan visas i Figur 4.5. Varaktigheten i ytan är mindre både i tid och utsträckning än vid botten. Nivån 10 mg/l vid ytan överstigs under sammanlagt mer än 1 timme i det direkta närområdet som sträcker sig upp mot ungefär 0,5 km ut från dumpningsområdets gräns. En area om mindre än 0,1 km² (till största del innanför dumpningsområdet) påverkas av en sammanlagd varaktighet på 1–2 dygn för koncentrationer över 10 mg/l vid ytan.

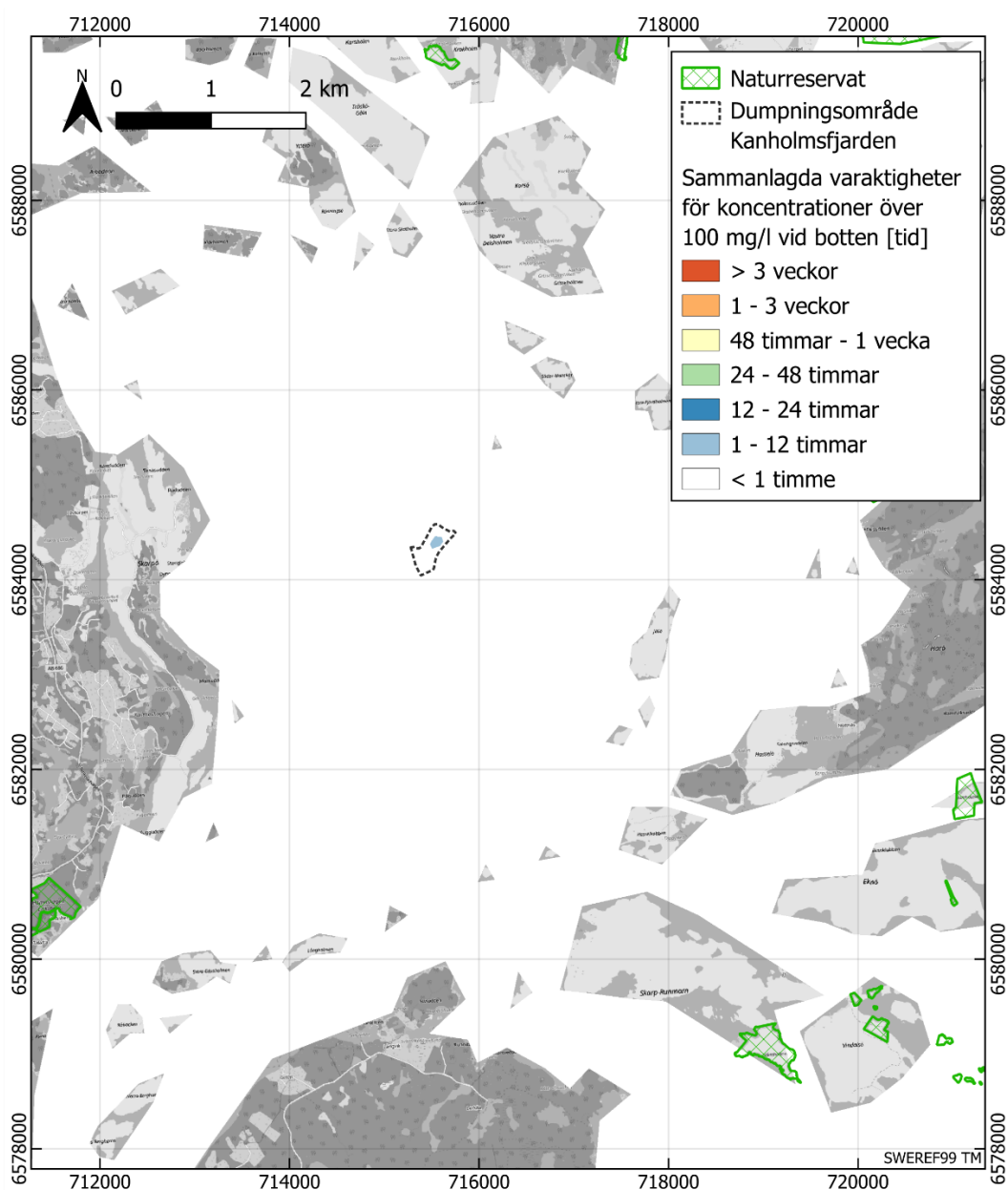
Varaktigheten för koncentrationer över 100 mg/l i ytan är mindre än en timme, både i och utanför dumpningsområdet. Kartfigur för varaktighet över nivån 100 mg/l i ytan visas därför ej.



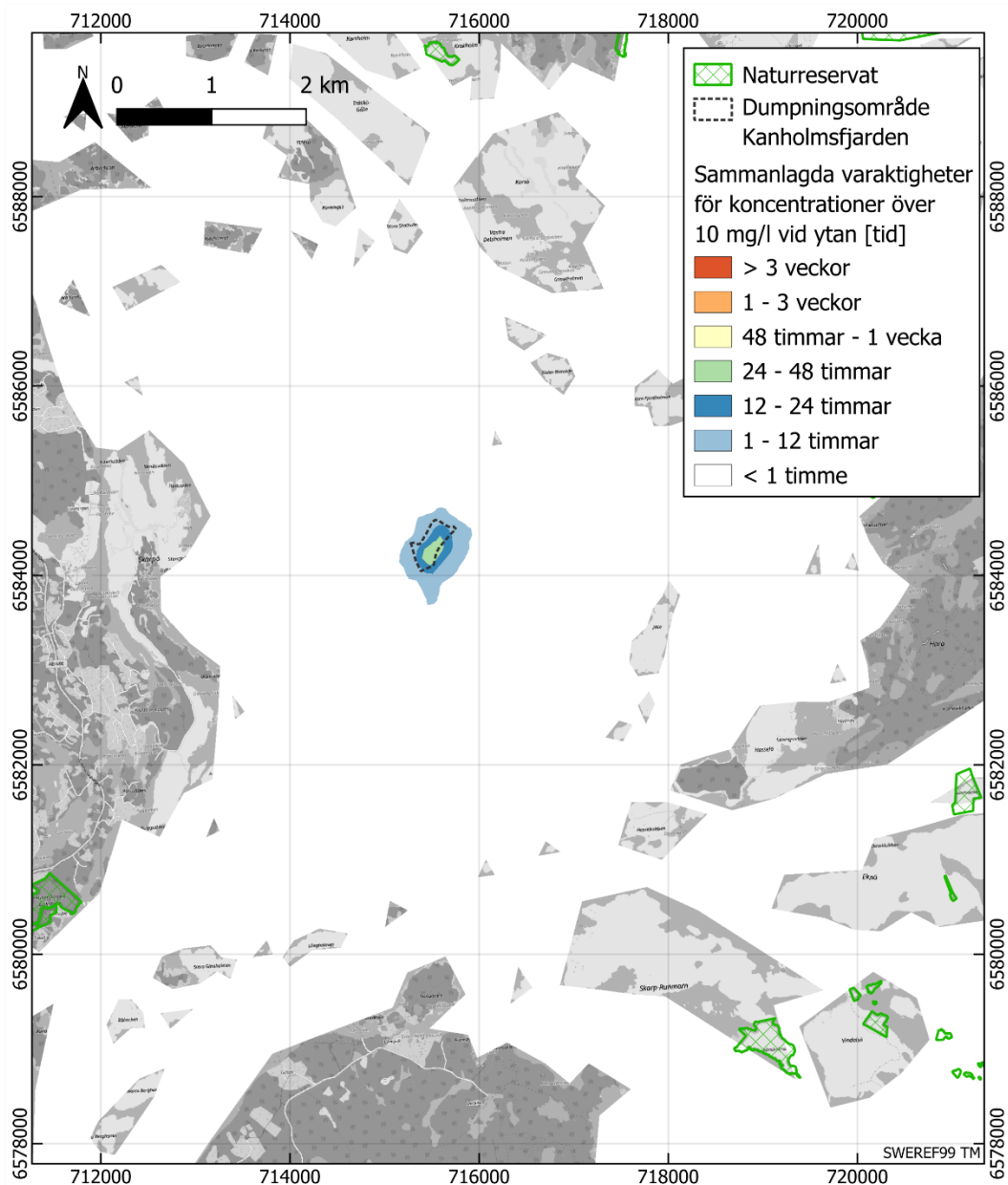
Figur 4.2 Sammanlagd varaktighet då koncentrationen av suspenderat material vid botten överstiger 10 mg/l.



Figur 4.3 Koncentration suspenderat material vid botten under dumpningsperioden (överst), ungefär mitt i området där den sammanlagda varaktigheten över 10 mg/l är längst. Positionen för tidsserien är markerad med ett kryss i översiktsskildern (nederst), som visar varaktighet över 10 mg/l vid botten (förstorat från Figur 4.2).



Figur 4.4 Sammanlagd varaktighet då koncentrationen av suspenderat material vid botten överstiger 100 mg/l.

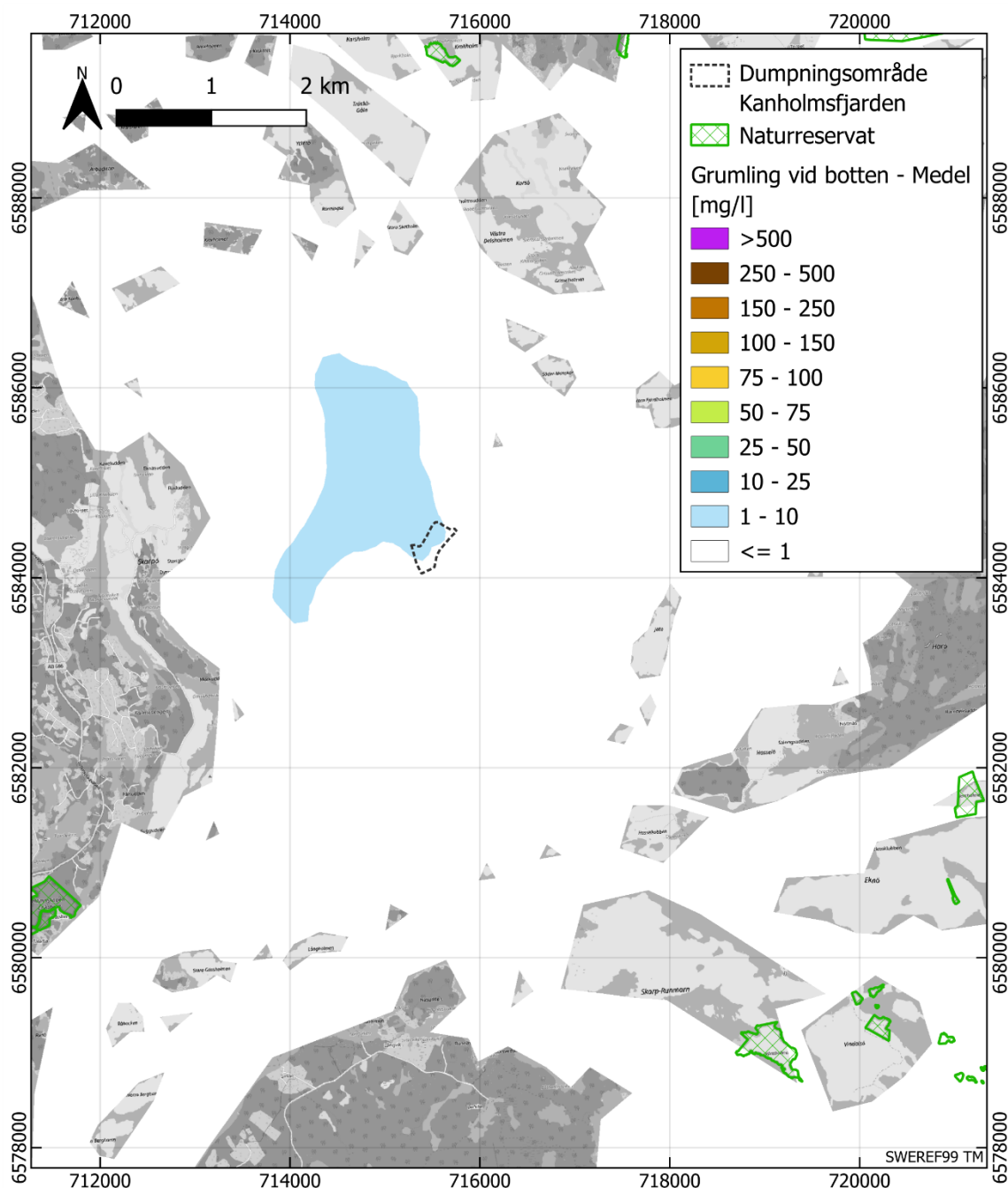


Figur 4.5 Sammanlagd varaktighet då koncentrationen av suspenderat material vid ytan överstiger 10 mg/l.

4.3 Medel grumling

Figur 4.6 visar medelkoncentrationen av suspenderat spill vid botten som uppstår under dumpningsperioden. Medelkoncentrationen håller sig mellan ca 1–2 mg/l i ett område som sträcker sig upp mot ca 2,2 km ut från dumpningsområdets gräns. Området vid botten med denna medelhalt (ljusblått fält i Figur 4.6) ligger väst/sydväst- till nordväst om dumpningsområdet, till följd av att de djupare strömmarna i medeltal rör sig längs djuprännans förgreningar (vilket beskrivits i föregående stycke 4.1). Området täcker en area om ca 2,6 km².

Vid ytan är medelhalten lägre än 1 mg/l under dumpningsperioden. Kartfigur för medelhalt i ytan visas därför ej.



Figur 4.6 Medelkoncentration av suspenderat spill vid botten under dumpningsperioden.

4.4 Maximal grumling

Figur 4.7 och Figur 4.8 visar maximal (99,9%) grumling vid botten respektive ytan. Figurerna har genererats genom att registrera den maximala (99,9 percentil) koncentration av suspenderat spill som förekommit på varje enskild plats i modellen. Kartfigurerna är alltså en sammanställning av maximal grumling som inträffat i varje beräkningscell (vid botten respektive ytan) under simuleringen av spill från dumpningarna. Figurerna representerar därmed inte en enskild tidpunkt.

När man tolkar resultaten i max-kartorna är det viktigt att se på resultaten om varaktighet, se avsnitt 4.2, för att få en uppfattning om hur länge olika koncentrationer av suspenderat material förekommer.

De maximala koncentrationer som orsakas av dumpningen är högre i mellersta och nedre delen av vattenkolumnen jämfört med ytan, eftersom spillet som sker vid ytan i högre grad hinner spädas ut och transporteras av de starkare ytströmmarna.

Koncentrationer om 50–75 mg/l förekommer någon gång lokalt vid botten i området markerat med ljusgrön färg i Figur 4.7 (framför allt innanför dumpningsområdet) i en area mindre än 0,1 km².

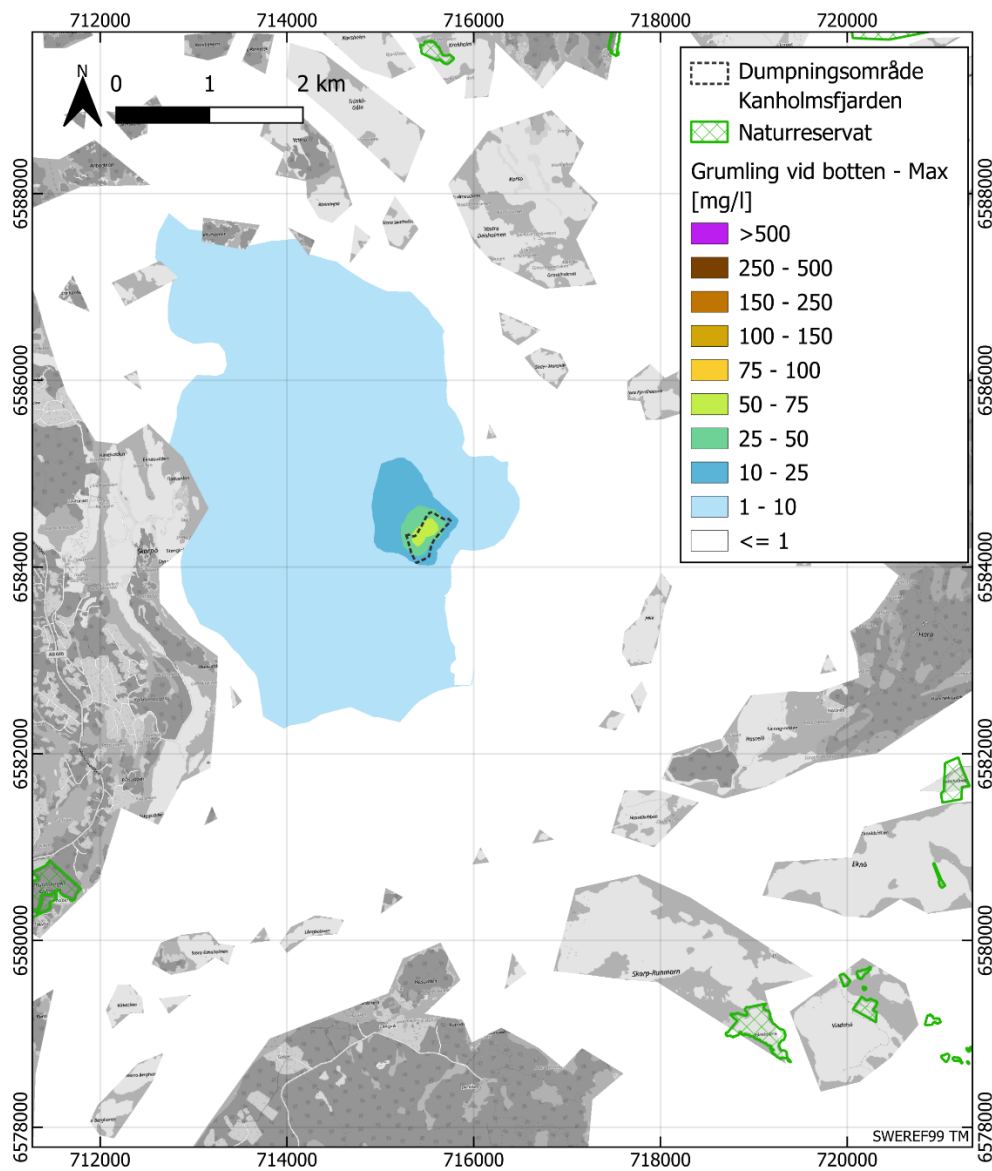
Maximal grumling i nivåer om 10–25 mg/l har förekommit vid botten någon gång i det direkta närområdet kring dumpningsplatsen. Den samlade arean där dessa maximala koncentrationer förekommer är ca. 0,5 km², se mörkare blå färg i Figur 4.7. Den samlade arean där maximala koncentrationer om 25–50 mg/l har förekommit är ca 0,2 km².

Området vid botten där maximala koncentrationer större än 1 mg/l förekommit sträcker sig upp mot ca 4,3 km ut från dumpningsområdets gräns.

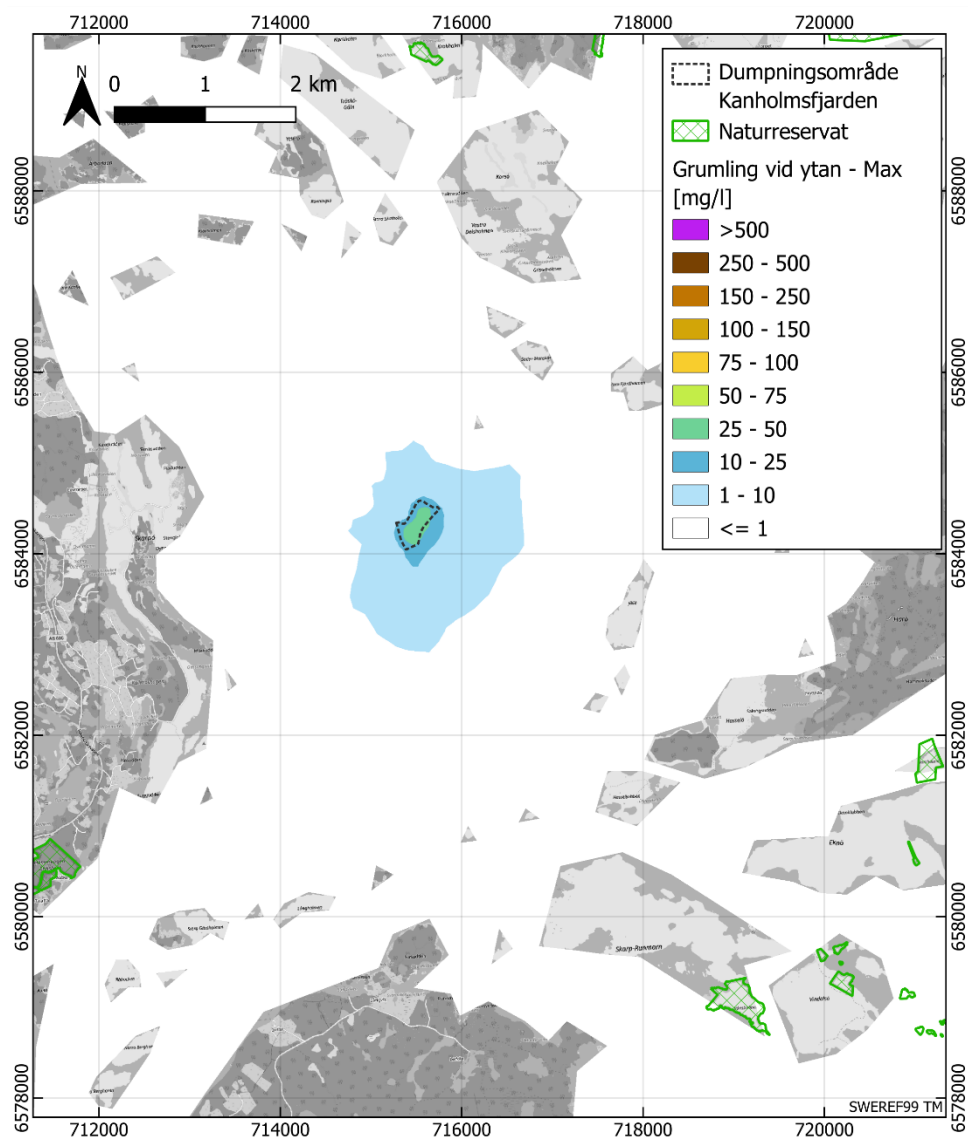
Vid ytan är den samlade arean där maximal grumling om 10–25 mg/l har förekommit ca 0,2 km², se mörkare blå färg i Figur 4.8.

Maximala koncentrationer om 25–50 mg/l i ytan har förekommit i en area om ca 0,1 km², framför allt innanför dumpningsområdets gränser.

Området vid ytan där maximala koncentrationer större än 1 mg/l förekommit sträcker sig upp mot ca 1,2 km ut från dumpningsområdets gräns.



Figur 4.7 Maximala koncentrationer (99,9 percentil) av suspenderat sediment vid botten.



Figur 4.8 Maximala koncentrationer (99,9 percentil) av suspenderat sediment vid ytan.

5 Diskussion

Modellresultaten som redovisas i rapporten bygger på konservativa antaganden (som beskrivits i kapitel 3.2) för att inte underskatta påverkan.

Som nämnts i kapitel 4.1 så redovisas pålagringen en månad efter dumpningsperiodens slut och eventuell resuspension vid möjliga senare stormtillfällen är inte inkluderad i modelleringen. Pålagringen i grunda områden kommer troligen att resuspendera och spridas i ytterligare lägre halter och tunnare lager vid nästkommande stormtillfälle. Det är dock bara en ytterst liten del av spillet som sedimenterar i grunda områden.

Pålagringens tjocklek beror på hur hög densiteten av spillet blir då det deponerat på botten. I modelleringen används en uppskattad torrdensitet (se kapitel 3.2). Uppskattningen är dock en osäkerhetsfaktor, det är massan per kvadratmeter som räknas ut och som sedan räknas om till en tjocklek med hjälp av den antagna densiteten. Med tiden är det troligt att pålagringen konsoliderar och blir tunnare.

Förenklingen att representera spillet i tre fraktionsklasser är också en osäkerhetsfaktor, då det även kan förekomma större och mindre fraktioner än vad som räknats med. Fraktionsfördelningen har dock valts konservativt, för att inte underskatta spridning och grumling (kapitel 3.2). Även andelen spill har valts konservativt.

6 Referenser

- /1/ Haakenstad, H. *et al.* "NORA3: A non-hydrostatic high-resolution hindcast for the North Sea, the Norwegian Sea and the Barents Sea", 2021. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* **60**, 1443–1464, <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-21-0029.1>
- /2/ DHI, "Dumpning av muddermassor från Kolkajen vid Stora Höggarn - En studie om erosionsförhållanden och grumling", 2022. Framtagen för Sweco Sverige AB.
- /3/ DHI, "Scientific documentation of MIKE 3 Flow Model FM", 2021.
- /4/ DHI, "MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM – Mud Transport Module – Scientific documentation", 2023. [MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM - Mud Transport Module \(mikepoweredbydhi.help\)](#)

