

---

## RAPPORT

---

STOCKHOLM EXERGI AB

### **Lövsta, underlag för tillståndsansökan och detaljplan**

UPPDRAGSNUMMER 15004422

### **SPRIDNINGSBERÄKNINGAR VID MUDDRING AV BOTTENSEDIMENT**



RAPPORT

2019-12-20

**SWECO ENERGY AB**  
**STRÖMNINGSTEKNIK OCH DAMMAR**

**PIERRE-LOUIS LIGIER, NON OKUMURA, CARSTEN STAUB, JULIUS FRITZELL**  
**GRANSKNING: CARSTEN STAUB, ANDERS SÖDERSTRÖM**

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Inledning</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Områdesbeskrivning</b>	<b>6</b>
2.1	Studieområde och bottengeometri	6
2.2	Planerade muddringsarbeten	10
2.3	Bottensediment inom muddringsområdet	11
2.4	Bakgrundskoncentrationer för suspenderat sediment i Mälaren	14
2.5	Meteorologisk och hydrologisk analys	18
2.5.1	Inledning	18
2.5.2	Vind	18
2.5.3	Vattenföring	26
2.5.4	Vattentemperatur	26
<b>3</b>	<b>Metodik</b>	<b>28</b>
3.1	Förutsättningar för muddringsarbeten	28
3.2	Mängd torrsvikt förorenat sediment	29
3.3	Förutsättningar för spill	30
3.3.1	Andel av spill från den muddrade volymen	30
3.3.2	Simulerade sedimentfraktioner i spill	30
3.3.3	Geografisk fördelning för spill	32
3.4	Definition av beräkningsfall	33
3.4.1	Simulerade beräkningsfall	33
3.4.2	Vind	36
3.4.3	Spill	38
3.4.4	Bakgrundsströmmar	39
3.4.5	Skiktning	39
3.5	Hydrodynamisk modellering	41
3.5.1	Beräkningsprogram	41
3.5.2	Regional beräkningsmodell över Östra Mälaren	41
3.5.3	Lokal beräkningsmodell över Lövstafjärden	43
3.5.4	Beräkningsparametrar	45
3.5.5	Sedimentstransport	45
3.5.6	Kalibrering	46
3.6	Beräkning av ämneskoncentrationer vid råvattenintag, osäkerhets- och riskanalys	47
3.6.1	Uppmätta ämneskoncentrationer i det förorenade bottensedimenten inom muddringsområdet	47
3.6.2	Osäkerhetsanalys	48
3.6.3	Riskanalys	53

<b>4</b>	<b>Resultat – Spridning av förorenat bottensediment</b>	<b>54</b>
4.1	Inledning	54
4.2	Basscenario med 5%-spill	56
4.3	Inverkan av en lägre andel spill (2%)	66
4.4	Inverkan av större partiklar (större fallhastighet)	67
4.5	Inverkan av temperaturskiktning	71
4.6	Inverkan av bakgrundsströmmar	75
4.7	Inverkan av vindhastigheten	79
4.7.1	Roterande vind med medelhög vindhastighet	79
4.7.2	Roterande vind med medelvindhastighet och 2-dagars vindstilla period	81
4.8	Inverkan av vindvaraktighet	83
4.8.1	Vindserie med konstant vindriktning under 7 dagar under muddringsperioden	83
4.8.2	Verklig vindserie från år 2014	86
4.9	Strömningsförhållanden vid extrem vind	91
4.10	Inverkan av botten erosion utanför muddringsområdet p.g.a. propeller-strömmar	91
4.11	Jämförelse mellan regional och lokal modell	94
<b>5</b>	<b>Resultat – Beräkning av ämneskoncentrationer vid råvattenintagen</b>	<b>95</b>
5.1	Inledning	95
5.2	Dimensionerande beräkningsscenarioer	96
5.3	Ämneskoncentrationer vid råvattenintagen	97
5.4	Osäkerhetsanalys	99
5.4.1	Ämneskoncentrationer vid Görvälns råvattenintag	99
5.4.2	Ämneskoncentrationer vid Lovöns råvattenintag	105
5.5	Risikanalys	109
5.5.1	Inledning	109
5.5.2	Resultat	110
<b>6</b>	<b>Sammanfattning och slutsatser</b>	<b>113</b>
6.1	Bakgrund	113
6.2	Beräkningsscenarioer	113
6.3	Resultat – spridning av förorenat bottensediment	114
6.4	Resultat – Beräkning av ämneskoncentrationer vid råvattenintag	116
6.5	Slutsatser	117
<b>7</b>	<b>Referenser</b>	<b>118</b>

**Bilaga 1 – Modellresultat**

**Bilaga 2 – Rapport Sedimentundersökningar**

**Bilaga 3 – Modellkalibrering**

**Bilaga 4 – Rapport strömmätningar**

**Bilaga 5 – Ämneskoncentrationer vid Görvälns och Lovöns råvattenintag**



## 1 Inledning

Stockholm Exergi planerar att anlägga ett kraftvärmeverk i Lövsta, Vällingby. Under byggskedet kommer Lövsta hamn att muddras för att ta bort det förorenade sedimenten från hamnbotten. Muddringsprocessen resulterar i grumling vilket leder till sedimentspridning i Lövstafjärden.

Sweco Energy AB har fått i uppdrag att utreda sedimentspridningen i Lövstafjärden som orsakas av muddringsarbetet. Utredningen grundas på tredimensionella hydrodynamiska beräkningar vid spill av förorenade sediment från området där muddringen kommer att ske. Utredningen kommer att användas som underlag till miljökonsekvensbeskrivning samt kontrollprogram för muddringsarbetet.

Uppdragsorganisation hos Sweco Energy AB har varit:

- Ansvarig för hydrodynamisk modellering: Pierre-Louis Ligier
- Handläggare för hydrodynamisk modellering: Non Okumura
- Handläggare dataanalys: Julius Fritzell
- Expert hydraulik och sediment: Carsten Staub
- Teknisk granskare: Carsten Staub
- Rapportgranskning: Anders Söderström

## 2 Områdesbeskrivning

### 2.1 Studieområde och bottengeometri

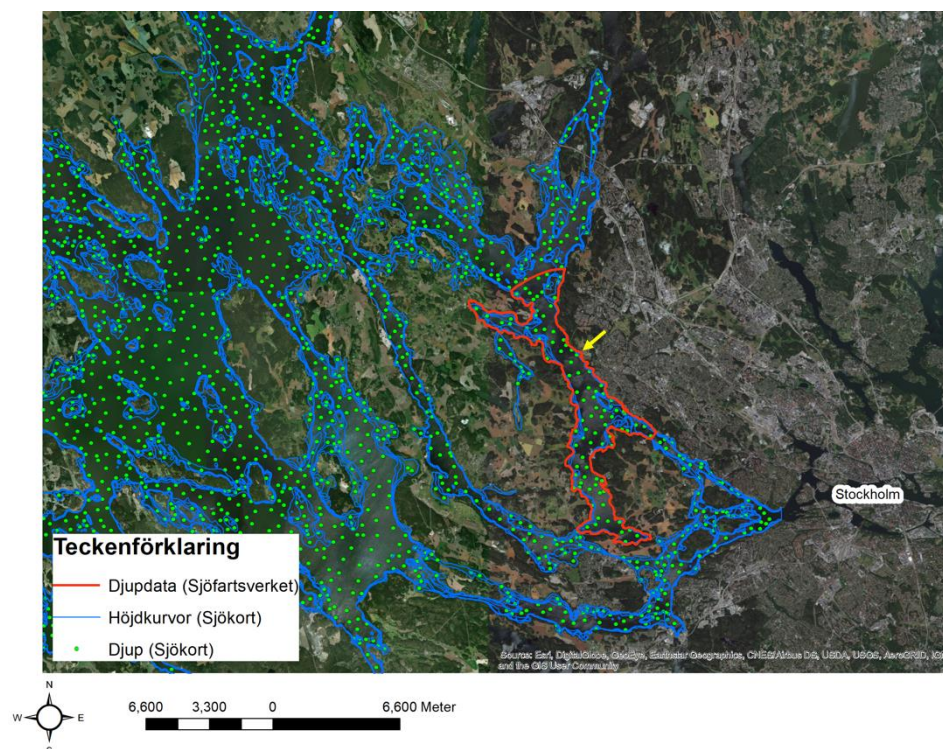
Studieområdet omfattar primärt Lövstafjärden samt även den östra delen av Mälaren, se Figur 2-1.

Det planerade kraftvärmeverket ligger i Lövsta. De planerade arbetena för anläggning av en ny kaj samt muddring av botten sediment kommer att utföras inom den del av sjöområdet som används idag av småbåtshamnen.

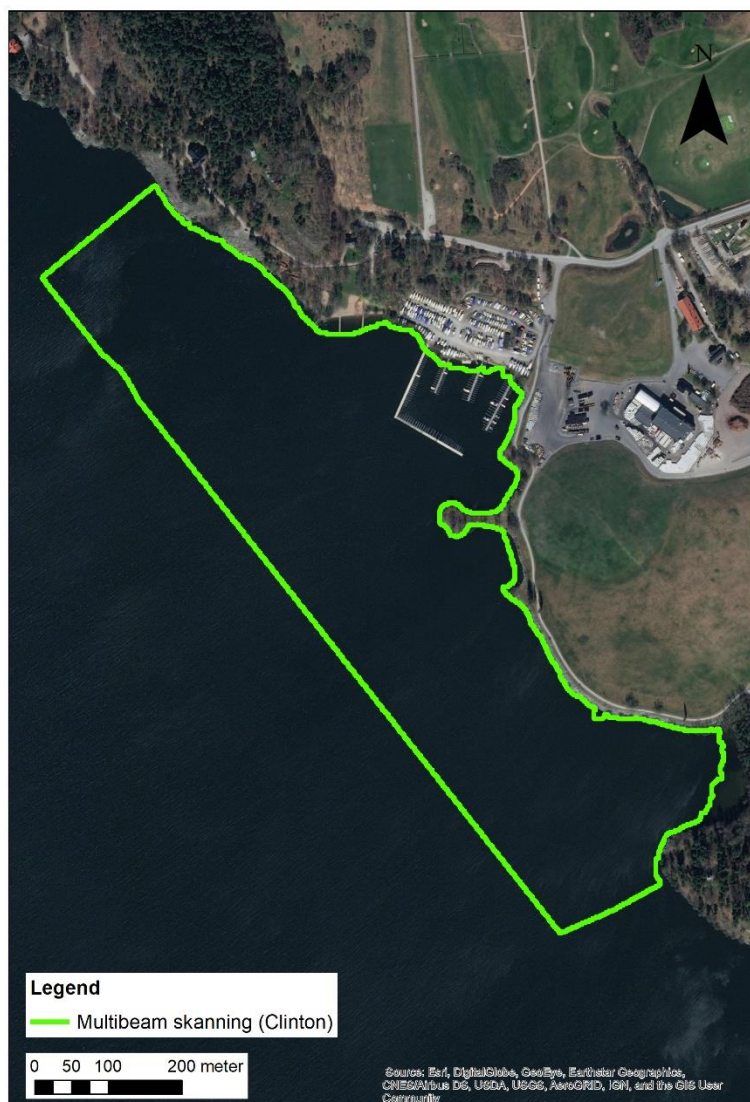
I framtagna hydrodynamiska modeller har bottenivåer definierats med hjälp av följande underlag:

- Ekolodning (bottenskaning med s.k. multibeam) utförd av Clinton Marine Survey AB i närheten av småbåtshamnen.
- Djupdata som erhållits av Sjöfartsverket i Lövstafjärden (© Sjöfartsverket tillstånd nr 19-04268). Data består av punkter med maximalt avstånd ca 10 m (består av en blandning av olika lodningsmetoder: multibeamskaning, parallella lodningar och manuella lodningar).
- Sjöfartsverkets sjökort (sjökortnummer 111, 112 samt 113) utanför Lövstafjärden.

De olika källorna till botten data illustreras i Figur 2-1 och Figur 2-2.



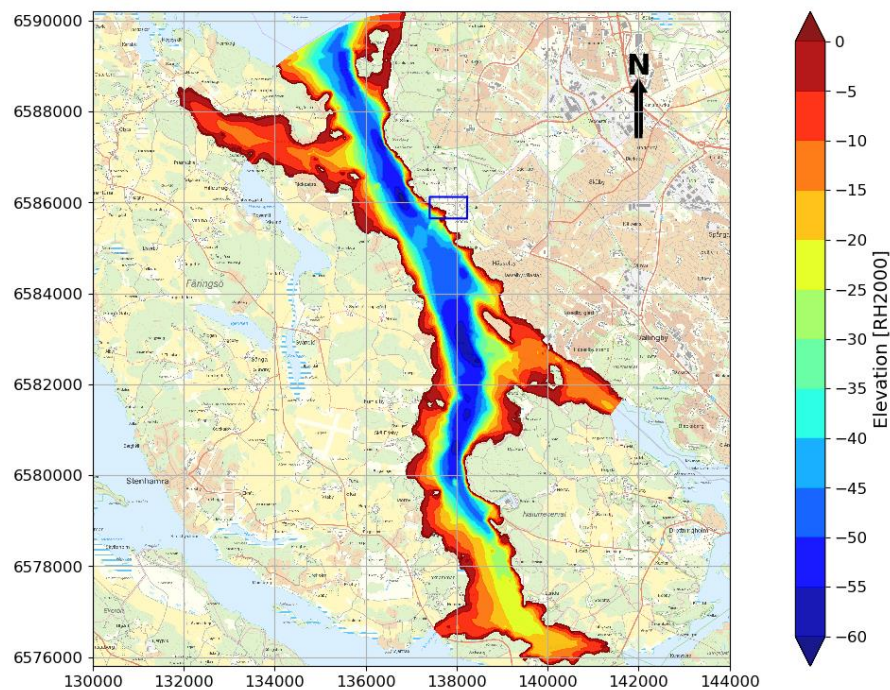
Figur 2-1. Studieområde samt källor för botten data. Lövsta indikeras med en gul pil.



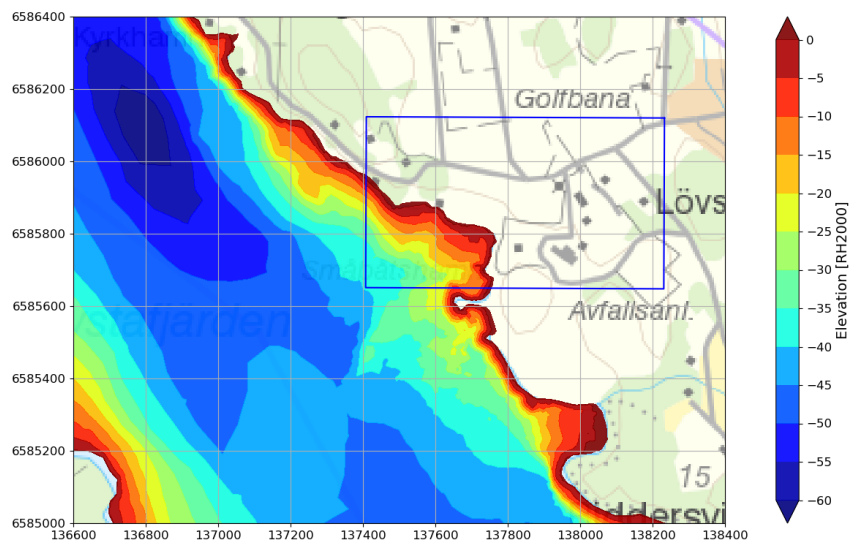
Figur 2-2. Utbredning för multibeamskanning i närheten av småbåtshamnen.

Bottenmodellen har en upplösning av 2 x 2 m i plan. Höjdmodellen inom Lövstafjärden är upprättad i koordinatsystemet SWEREF 99 1800 medan bottenmodellen över Mälaren är upprättad i koordinatsystem SWEREF 99 TM. Bottenmodellen inom studieområdet redovisas i Figur 2-3 och Figur 2-4.





Figur 2-3. Batymetrin i Lövstafjärden. Lokalisering av den planerade anläggningen samt muddringsområdet indikeras med en blå ruta. © Sjöfartsverket tillstånd nr 19-04268.



Figur 2-4. Batymetri i närheten av den planerade anläggningen samt muddringsområdet (indikeras med en blå ruta). © Sjöfartsverket tillstånd nr 19-04268.

I närheten av studieområdet finns två råvattenintag som ligger inom modelldomänen (Görväln vid Sandudden och Lovö vid Strömdal på Lovön), se Figur 2-5. Enligt Norrvatten och Stockholm Vatten och Avfall är aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag enligt nedan:

- Görväln:
  - o 4 m
  - o 22 m
- Lovön:
  - o 5 m
  - o 10 m
  - o 23 m
  - o 35 m

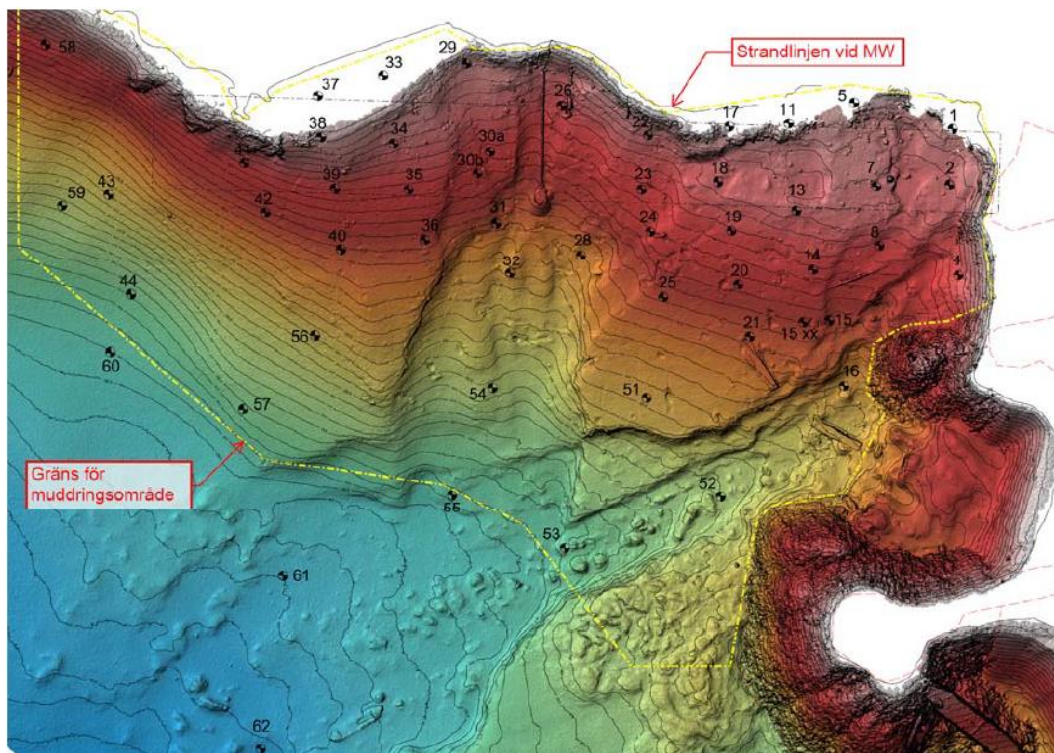


Figur 2-5. Lokalisering av de två råvattenintagen (vattenskyddsområden redovisas i gult med Görväln i norr och Lovön i syd). Källa: Länsstyrelsen.



## 2.2 Planerade muddringsarbeten

Muddringsarbeten planeras i Lövstas hamn för att ta bort de förorenade botten sedimenten inom det framtida hamnområdet. Muddringsplan för Lövstas hamnområde har upprättats av KFS Anläggningskonstruktörer AB. Muddringsområdet inom Lövsta hamn illustreras i Figur 2-6 (KFS, 2019b).



Figur 2-6. Utbredning av muddringsområdet (KFS, 2019b).

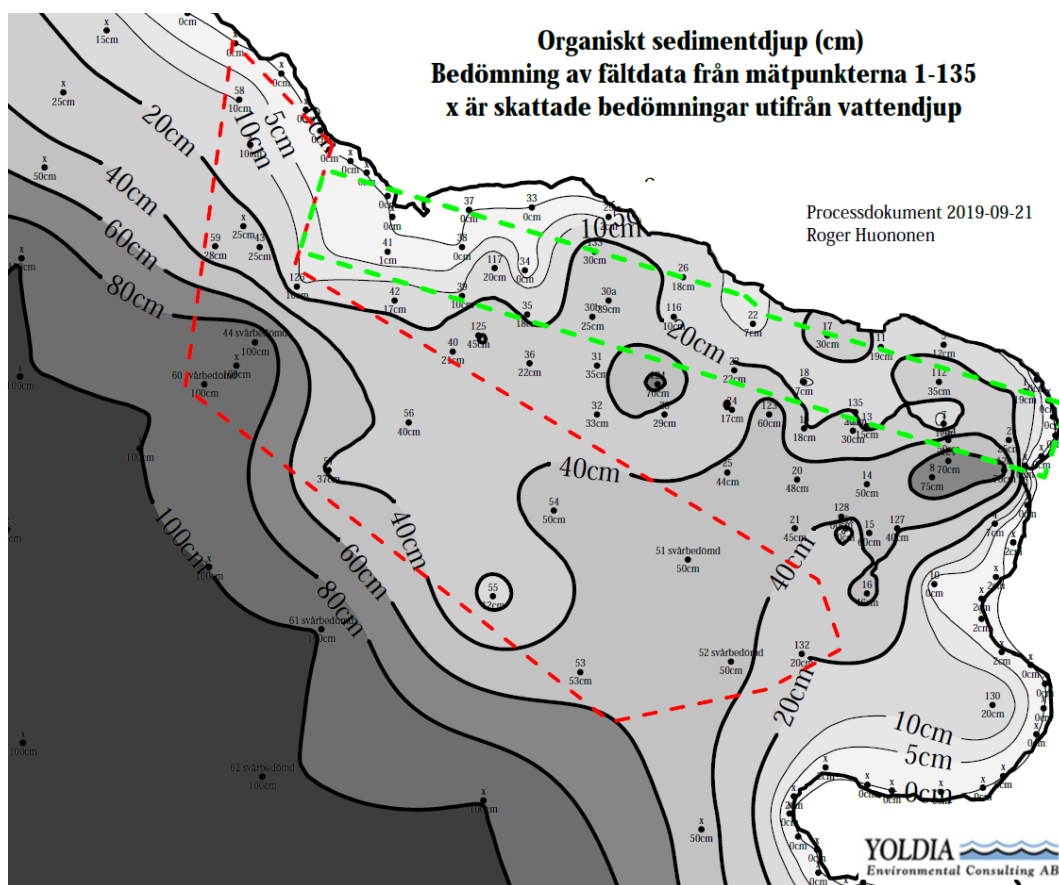
### 2.3 Bottensediment inom muddringsområdet

Laboratorietest utfört av Yoldia (Yoldia, 2019) har visat att föroreningen främst finns inom de övre sedimenten i en halv meter tjockt lager. Mäktigheten varierar en del inom det förorenade området. Sedimenten består huvudsakligen av organiskt material, men sannolikt finns föroreningar även i icke-organiska finsediment. Prover tagna i det övre lagret innehåller sediment som är mer eller mindre förorenade. Det bedöms att dessa prover väl representerar de förorenade sedimenten som kommer att muddras.

Sedimentpartiklar som spills under muddring i strömmande vatten eller på annat sätt hamnar i suspension i vattnet kommer att transporteras med strömmen tills det slutligen sedimenterar. Hur långt och hur länge sediment som finns suspenderat i vattnet kan hålla sig i suspension bestäms av en balans mellan sedimentpartiklens fallhastighet och turbulensen i vattnet som har en tendens att hålla sediment suspenderat i vattnet. Turbulensen simuleras i den hydrodynamiska modellen medan fallhastigheten bestäms i laboratorium. Sådana laboratorieförsök har utförts på ett antal sedimentprover av holländska firman Wiertsema (se Bilaga 2).

Den primära sedimentparametern i spridningssimuleringarna är sedimentens fallhastighet genom vattnet. Sedimentens andra egenskaper så som kornstorlekar, densitet, korn form och kohesion är sekundära i detta sammanhang, men har betydelse i analyser av re-suspension av sediment som finns på botten och utsätts för erosion, t. ex. genom propellererosion.

Fallhastigheten har bestämts i laboratorietest för 10 prover, se Tabell 2-1 och Tabell 2-2. Proverna har tagits på vattendjup mellan 6,6 m och 22,8 m. Proverna representerar översta sedimentlagret ned till 10 till 50 cm djup under bottenytan. Översta 10 cm består av organiskt material, sedan blandat med lera ned till 40 cm djup, därefter beskrivs proverna som lera. Proverna har utvalts från det förorenade området, och de har stort organiskt innehåll.



Figur 2-7. Provtagningspunkter (Yoldia, 2019).

Tabell 2-1. Översikt över prover för fallhastighetsbestämning (Wiertsema, 2019).

Prov- punkter	Antal prover	Vattendjup (m)	Djup under botten (cm)					Samlingsprov för analys (cm)
			0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm	
4a	1	6,58	organiskt	-	-	-	-	0-10
14a	3	10,05	organiskt	organiskt	organiskt	-	-	0-30
19b	3	9,5	organiskt	organiskt/lera	lera	-	-	0-20, 20-25
21b	4	15,02	organiskt	organiskt	organiskt	-	-	0-30
25b	3	15,38	organiskt	organiskt	organiskt	-	-	0-30
31a	4	15,78	organiskt	organiskt	organiskt	organiskt	-	0-39
32b	4	18,95	organiskt	organiskt	organiskt/lera	organiskt	-	0-20, 20-34
36a	3	13,99	organiskt	organiskt	lera	lera	-	0-20, 20-35
39b	4	10,3	organiskt	lera	lera	lera	-	0-10, 10-30
43b	8	22,78	organiskt	organiskt	organiskt/lera	lera	lera	0-20, 20-50



Tabell 2-2. Klassning av sedimentprover (Wiertsema, 2019).

Boornr. Code	Sample	Depth in [m]	Classification (ISO 14688 *)	Classification NEN 5104
4A	1	+0,00 tot -0,10 m.	fine gravelly very fine sandy CLAY	Ks3g2
14A	1,2,3	+0,00 tot -0,30 m.	fine sandy SILT	Ks4
19B	1,2,3	+0,00 tot -0,25 m.	fine sandy CLAY	Ks2
21B	1,2,3	+0,00 tot -0,30 m.	slightly fine gravelly fine sandy SILT/CLAY	Ks4g1
25B	1,2,3	+0,00 tot -0,30 m.	fine silty SILT/CLAY	Ks3
31A	1,2,3,4	+0,00 tot -0,39 m.	fine silty SILT/CLAY	Ks2
32B	1,2,3,4	+0,00 tot -0,34 m.	very fine to medium gravelly silty, clayey, medium SAND	Kz1g3
36A	1,2,3,4	+0,00 tot -0,35 m.	slightly fine sandy CLAY	Ks1
39B	1,2,3	+0,00 tot -0,30 m.	slightly fine gravelly very fine sandy SILT/CLAY	Kz1g1
43B	1,2,4,5	+0,00 tot -0,50 m.	slightly fine sandy CLAY	Ks1

\*) the organic matter content is not included

Proverna som har testats består huvudsakligen av material med låg fallhastighet. Om vanlig specifik densitet 2,65 skulle användas för att konvertera till kornstorlekar skulle den största delen av sedimenten vara finmaterial (silt eller lera), detta gäller 7 av 10 prover.

En sammanställning av representativa fraktioner för finmaterial (< 63 µm) och motsvarande fallhastigheter redovisas i Tabell 2-3. Det framgår att finmaterial utgör 57% (i medeltal) av det förorenade bottensedimenten och varierar mellan 31% och 94% bland samtliga analyserade prover. Denna variabilitet har tagits hänsyn till i osäkerhetsanalysen på modellresultat (se avsnitt 3.6.2).

Tabell 2-3. Sammanställning av representativa fraktioner för finmaterial och motsvarande fallhastigheter.

Fraktion	d (µm)	Fallhastighet $w_s$ (m/s)	Fördelning		
			Medel	Min (prov 32B)	Max (prov 43B)
Lera	< 1	2,71E-7 m/s	19%	16%	57%
Finsilt	1-8	3,84E-6 m/s	20%	8%	24%
Medium/grov silt	8-63	4,56E-4 m/s	18%	7%	13%
<b>Totalt finmaterial</b>	-	-	<b>57%</b>	31%	94%

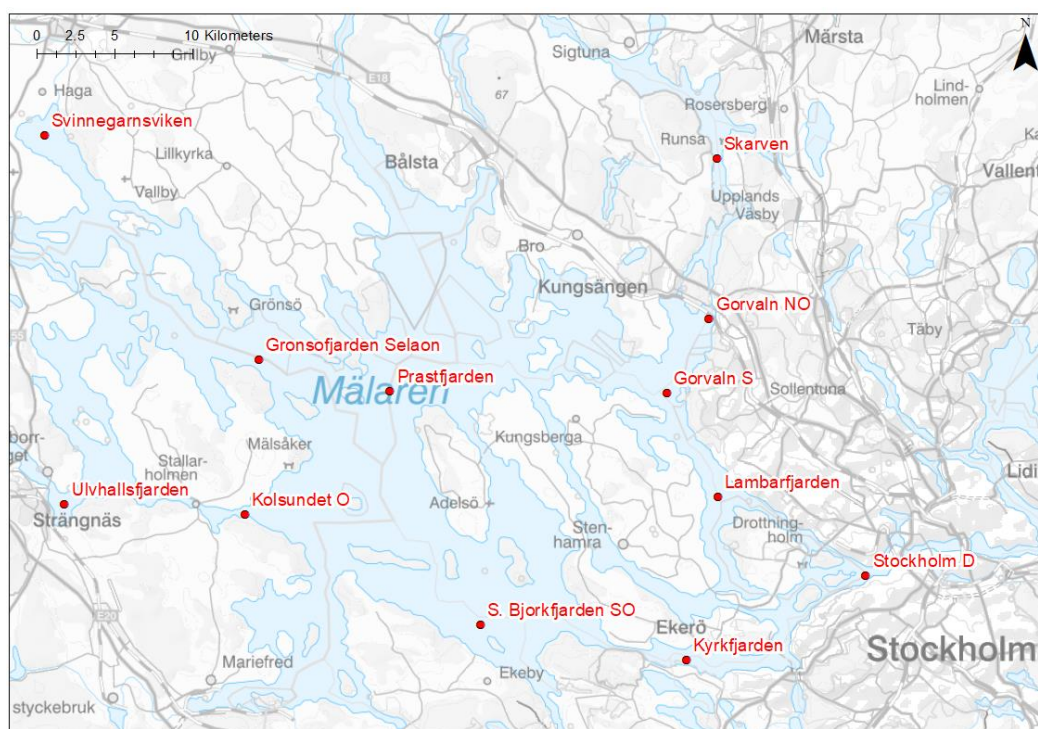
En statistisk analys av sedimentanalyser visar att vid osäkerhetsanalys kan andel finmaterial karaktäriseras med ett medelvärde på 57% och standardavvikelse på 20,3%, vilket motsvarar 36% av medelvärdet.

## 2.4 Bakgrundskoncentrationer för suspenderat sediment i Mälaren

Mätningar av bakgrundskoncentrationer för suspenderat sediment har erhållits från Mälarens vattenvårdsförbund. Mätningarna har utförts mellan 1968 och 2003 vid 20 stationer i Mälaren, se Figur 2-8.

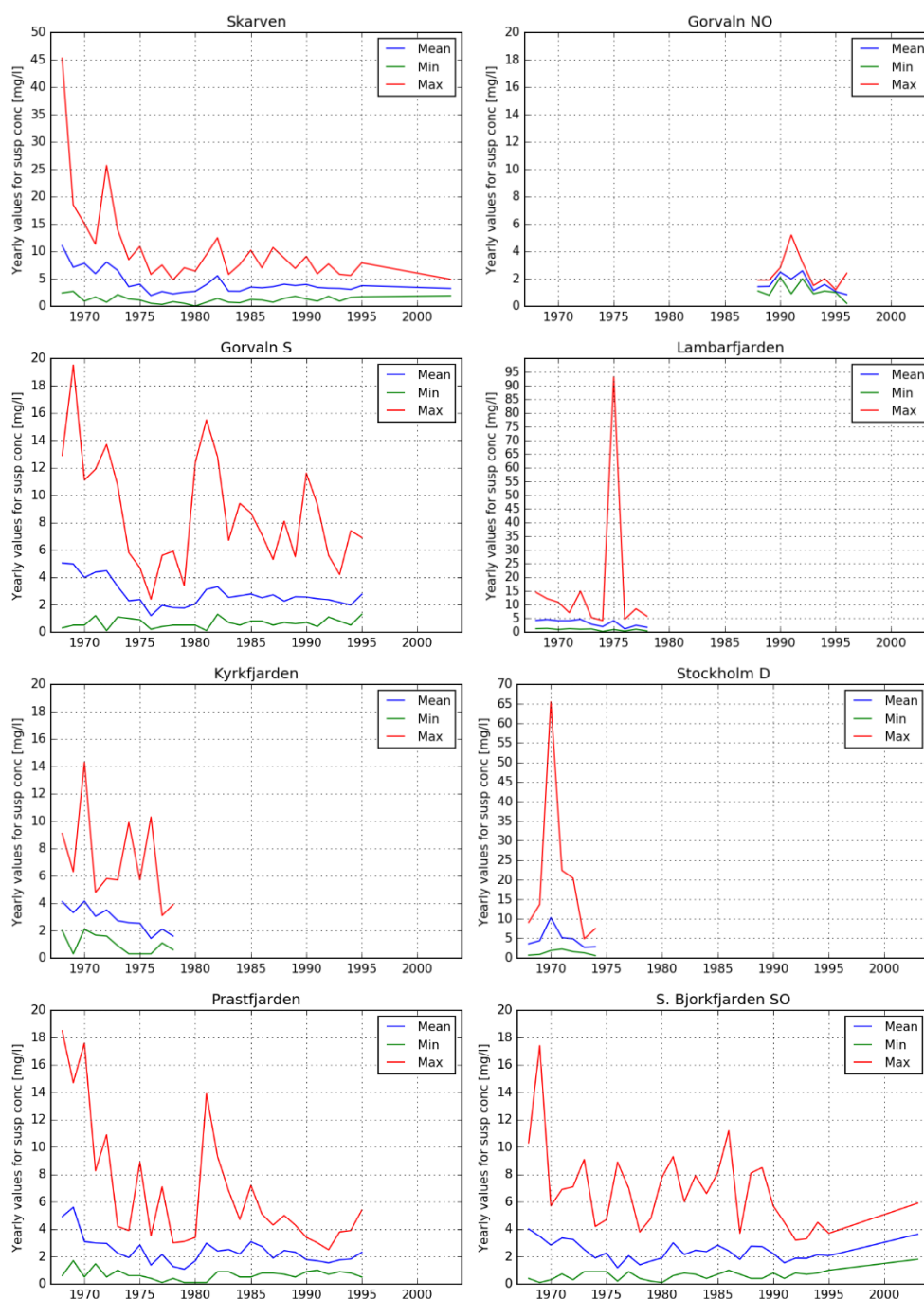
Mätdata har analyserats för de åtta stationer som ligger närmast Lövstafjärden:

- Skarven.
- Görvälh NO.
- Görvälh S.
- Lambarfjärden.
- Stockholm D.
- Kyrkfjärden.
- Prästfjärden.
- S. Björkfjärden SO.



Figur 2-8. Mätstationer för suspenderat material. Vy över Östra delen av Mälaren (alla stationer visas ej). Källa: SLU miljodata.slu.se.

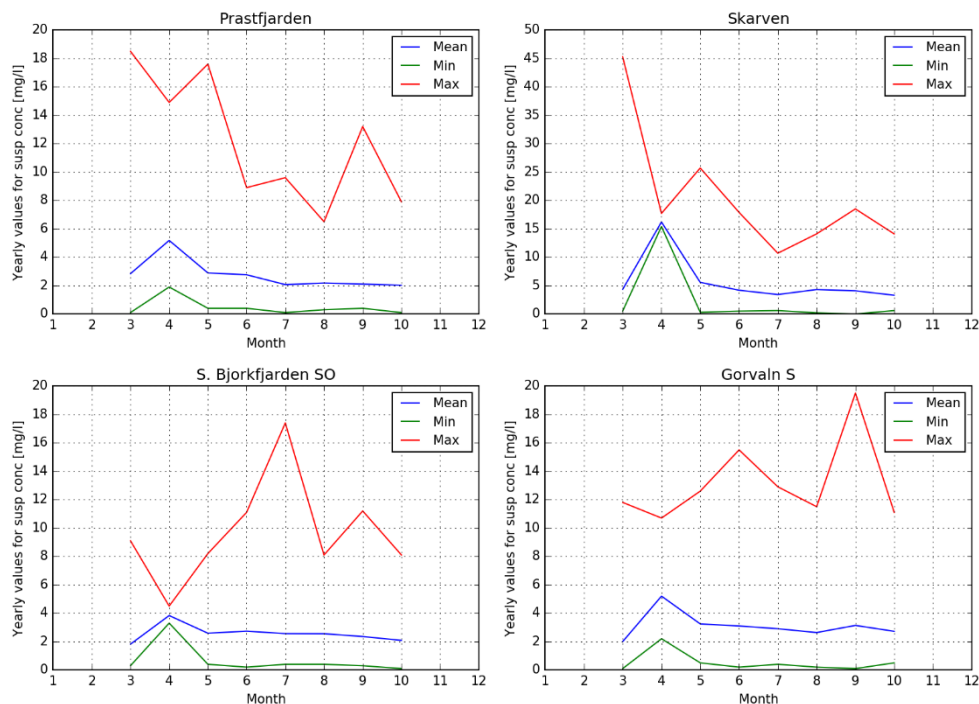
Mätdata från de utvalda stationerna har sammanställts i form av medel-, min- och maxvärde för varje år och för samtliga provtagningsdjup, se Figur 2-9.



Figur 2-9. Analys av bakgrundskoncentration för suspenderat material. Mätdata från SLU miljodata.slu.se.

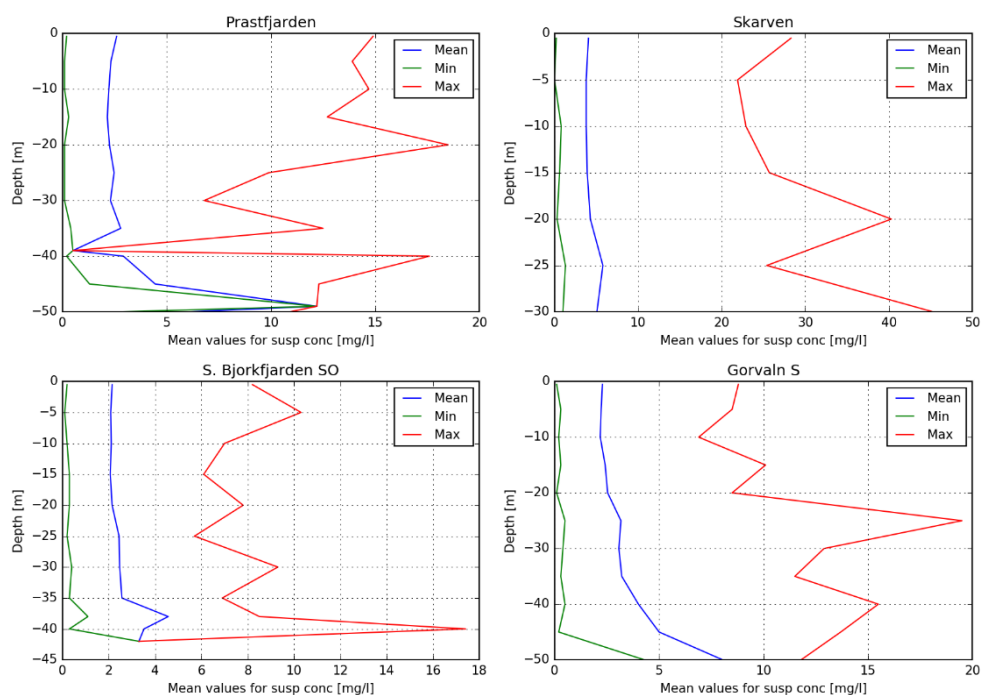
Analys av mätdata visar att bakgrundskoncentrationen av suspenderat material varierar mycket under året med en faktor på ungefär 5 till 50 mellan års min- och maxvärden.

Variationer av de uppmätta bakgrundskoncentrationerna under året har analyserats för de fyra mätstationerna med de längsta mätperioderna (Skarven, Görväl S, Prästfjärden och S. Björkfjärden SO), se Figur 2-10. Mätningarna omfattar endast perioden mars-oktober. Analys av månadsvärden visar att min- och medelvärden är som störst i april (vårflod, tillrinning) medan för de övriga månaderna är värdena i princip konstanta med små variationer. I april är medelvärdena ca 1,5 till 3 gånger större än de övriga månaderna. Maxvärdena visar stora variationer utan tydligt samband med min- och medelvärdena.



Figur 2-10. Analys av bakgrundskoncentration för suspenderat material, månadsvärden. Mätdata från SLU miljödata.slu.se.

Variationer av de uppmätta bakgrundskoncentrationerna har också analyserats med hänsyn till variationer i djupled för de fyra utvalda mätstationerna ovan (Skarven, Görväl S, Prästfjärden och S. Björkfjärden SO), se Figur 2-11. Ur denna figur framgår det att min- och medelvärden av bakgrundskoncentrationerna inte visar någon betydande variation i djupled, ner till ca 40 m djup utom vid Görväl S där medelbakgrundskoncentrationerna ökar gradvis under ca 20 m djup. Maxvärdena visar stora variationer i djupled utan tydligt samband mellan koncentrationer och djup.



Figur 2-11. Analys av bakgrundskoncentration för suspenderat material, variationer i djupled. Mätdata från SLU miljodata.slu.se.

Utifrån de ovannämnda mätstationerna med de längsta mätperioderna föreslås följande representativa värden som antas gälla i hela vattenmassan:

- Låg bakgrundskoncentration: ca 0,5-1 mg/l
- Medel bakgrundskoncentration: ca 2-4 mg/l
- Hög bakgrundskoncentration: ca 5-15 mg/l



## 2.5 Meteorologisk och hydrologisk analys

### 2.5.1 Inledning

Strömningsförhållandena inom studieområdet påverkas främst av:

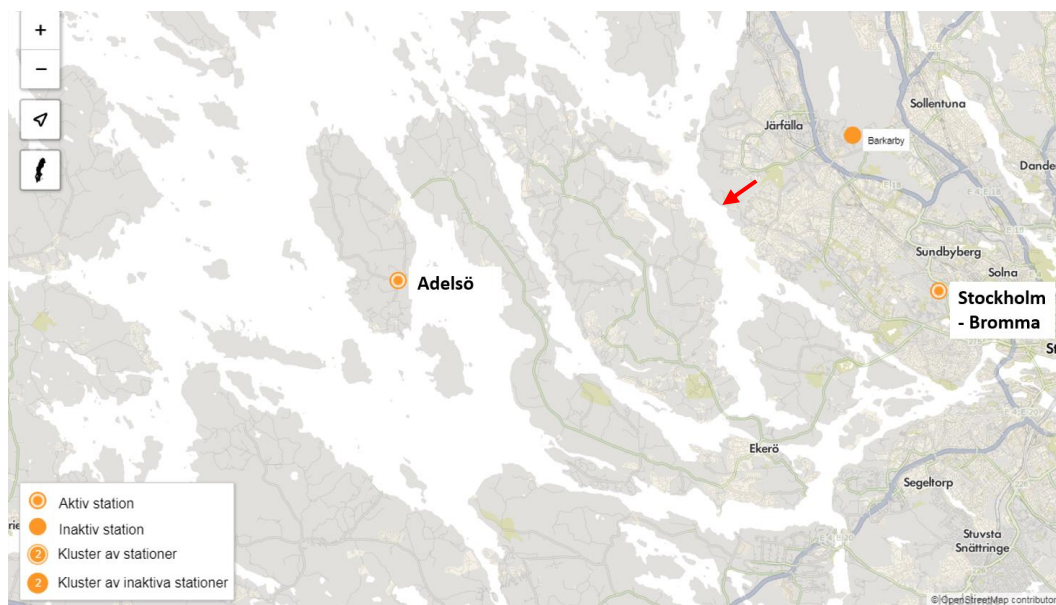
- Vindgenererade strömmar.
- Tillrinning till Mälaren och tappning vid Slussen, Norrström samt slussar vid Södertälje och Hammarby.
- Vattentemperatur (skiktning).

Av dessa tre faktorer bedöms naturliga strömmar och vind ha störst inverkan på strömningsförhållandena.

### 2.5.2 Vind

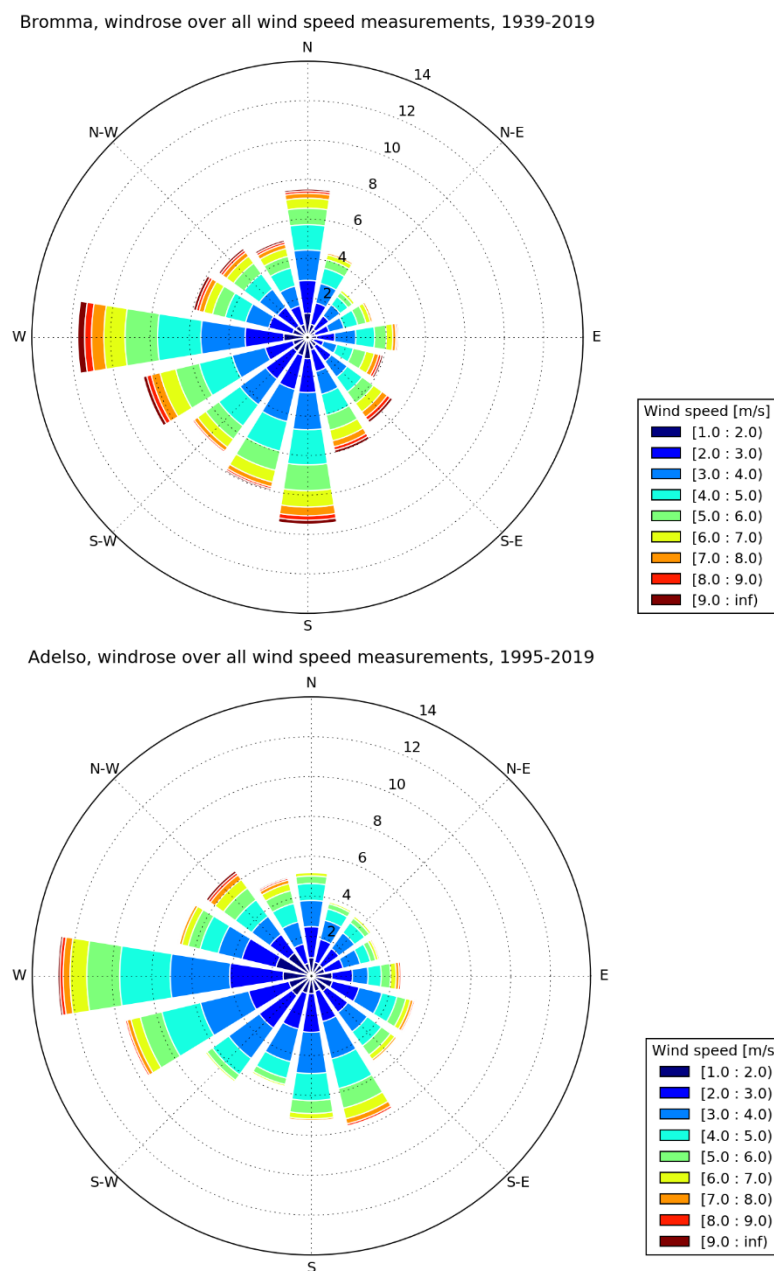
#### 2.5.2.1 Underlag och övergripande vindförhållanden

Studieområdet ligger mellan SMHI:s meteorologiska mätstationer Bromma-Stockholm vid Bromma flygplats och Adelsö A, se Figur 2-12. Bromma-Stockholm ligger ca 10 km öst om Lövsta medan Adelsö A ligger ca 15 km väst om Lövsta.



Figur 2-12. Lokalisering av SMHI:s meteorologiska stationer (SMHI, 2019). Lövsta indikeras med en röd pil.

Mätserien vid Bromma-Stockholm täcker perioden 1939–2019 (81 år) medan mätserien vid Adelsö A täcker en kortare period, 1995–2019 (24 år). Antalet mätningar per dygn varierar däremot under åren med mätningar endast var sjätte timme vissa år och upp till varje timme för andra år. Vindrosor för samtliga mätningar för båda stationer redovisas i Figur 2-13.

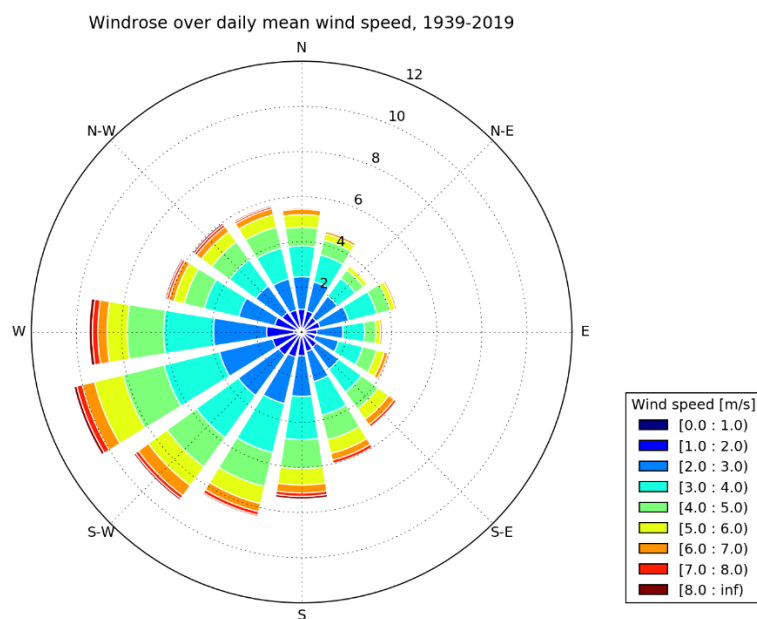


Figur 2-13. Vindros för SMHI:s vindstationer Bromma-Stockholm (övre bild) och Adelsö A (nedre bild).

Vid båda mätstationerna är den dominerande sektorn S till V. SO- och NV-vindar har näst största frekvens medan NO-vindarna har den lägsta frekvensen.

De framtagna vindscenarierna baseras på analys av mätdata endast från Bromma-Stockholm då denna station har en betydligt längre mätserie samt att den ligger närmare Lövsta än Adelsö A.

För att studera de övergripande vindförhållandena under långa perioder beräknades dygnsmedelvind och dygnsmedelvindriktning ut för samtliga mätningar från Bromma-Stockholm mätstation. Genom att beräkna dygnsmedel blir också påverkan av antalet gånger per dygn vinden har mätts under åren mindre avgörande. En vindros över dygnsmedelvärden från Bromma mätstation visas i Figur 2-14.



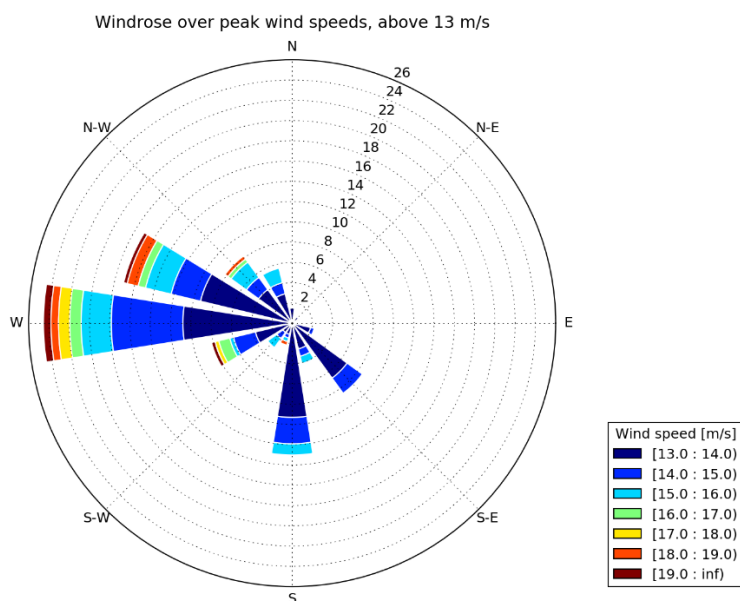
Figur 2-14. Vindros över dygnsmedelvärden för SMHI:s vindstation Bromma-Stockholm.

För dygnsmedelvärden är den vanligaste vindriktningen från sydväst och medan de allra högsta dygnsmedelvindrarna kommer från näst intill rakt västlig riktning.

### 2.5.2.2 *Analys av extrema vindförhållanden*

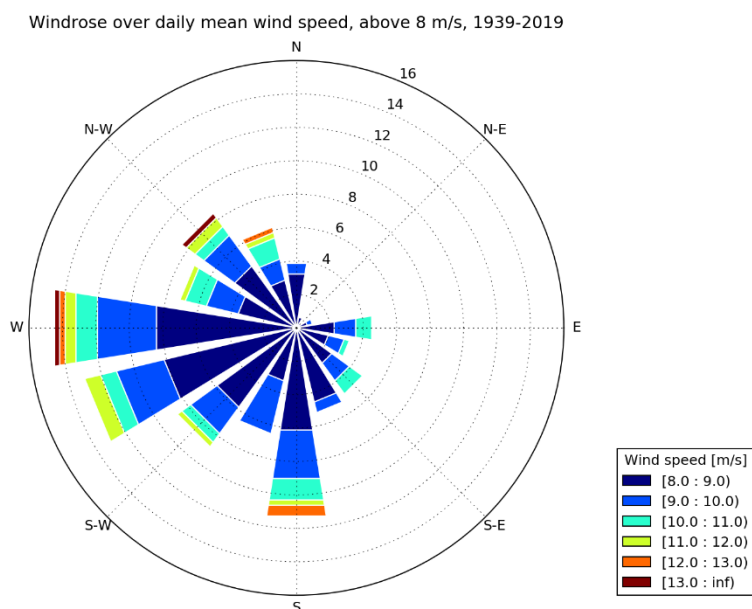
Det är av intresse att studera extrema vindförhållanden då de kan ha stor inverkan på de vindgenererade strömmarna. Extrema eller ovanliga förhållanden av intresse är bland annat ovanligt höga vindhastigheter samt att vinden blåser ihållande från en och samma riktning under en lång tid. En vindros över resultatet då endast de allra högsta vindhastigheterna studeras och enbart vindhastigheter över 13 m/s från samtliga mätningar vid Bromma-Stockholm tas med syns i Figur 2-15.





Figur 2-15. Vindros för SMHI:s vindstation i Bromma-Stockholm där endast vindhastigheter över 13 m/s tas med.

De högsta vindstyrkorna över 13 m/s kommer framförallt från väst eller nordväst men starka vindar även från syd och andra riktningar förekommer. Resultatet då en vindros över de högsta dygnsmedelvärdena från Bromma tas fram visas i Figur 2-16. Där tas endast resultat där dygnsmedelvinden varit 8 m/s eller högre med.



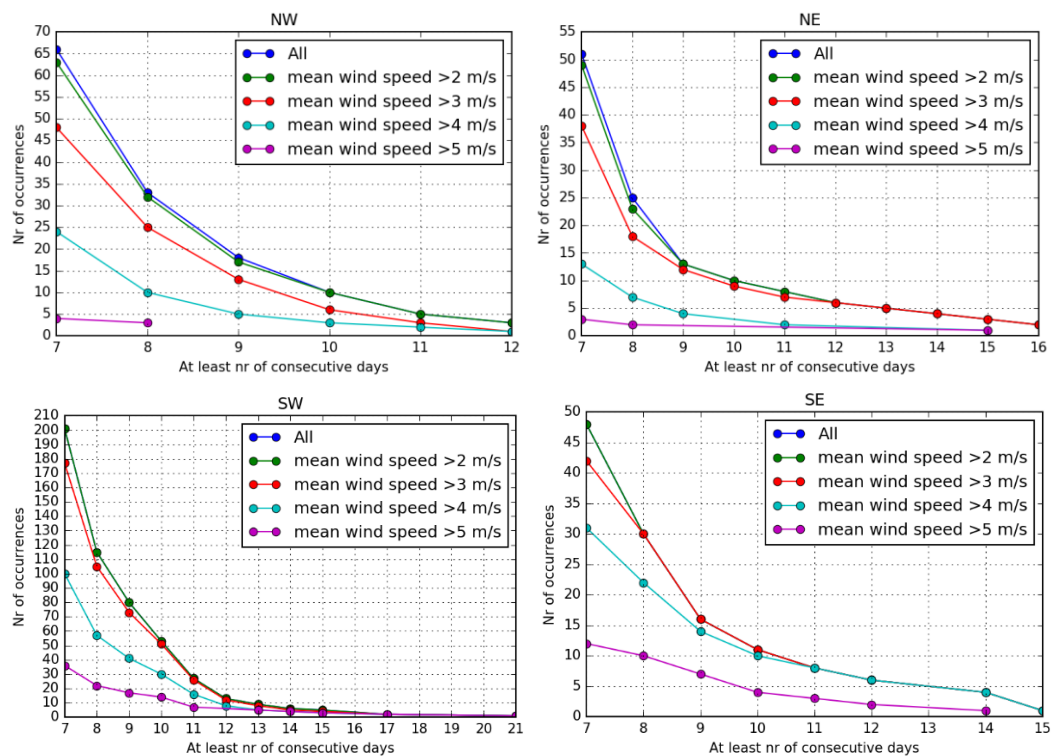
Figur 2-16. Vindros för SMHI:s vindstation i Bromma-Stockholm över dygnsmedelvärden där endast dygnsmedelvindhastigheter över 8 m/s tas med.

När de högsta dygnsmedelvärdena studeras syns det att den vanligaste vindriktningen är från väst men att även syd samt nordväst är vanligt förekommande. De högsta uppmätta dygnsmedelvindarna under de senaste 81 åren har aldrig överskridit 14 m/s vilket visar att de allra höga vindhastigheterna som studerades i Figur 2-15 inte har varat under så långa perioder som hela dygn.

En jämförelse mellan uppmätt vindriktning vid Bromma-Stockholm och i Lövsta vid småbåtshamnen har visat att vinden inte blåser i exakt samma riktning vilket tyder på en lokal topografisk påverkan (se Bilaga 3). För att ta hänsyn till detta har de framtagna vindsscenerierna baserats på följande vindsektorer (se även avsnitt 3.4.2):

- NO (0°-90°).
- SO (90°-180°).
- SV (180°-270°).
- NV (270°-360°).

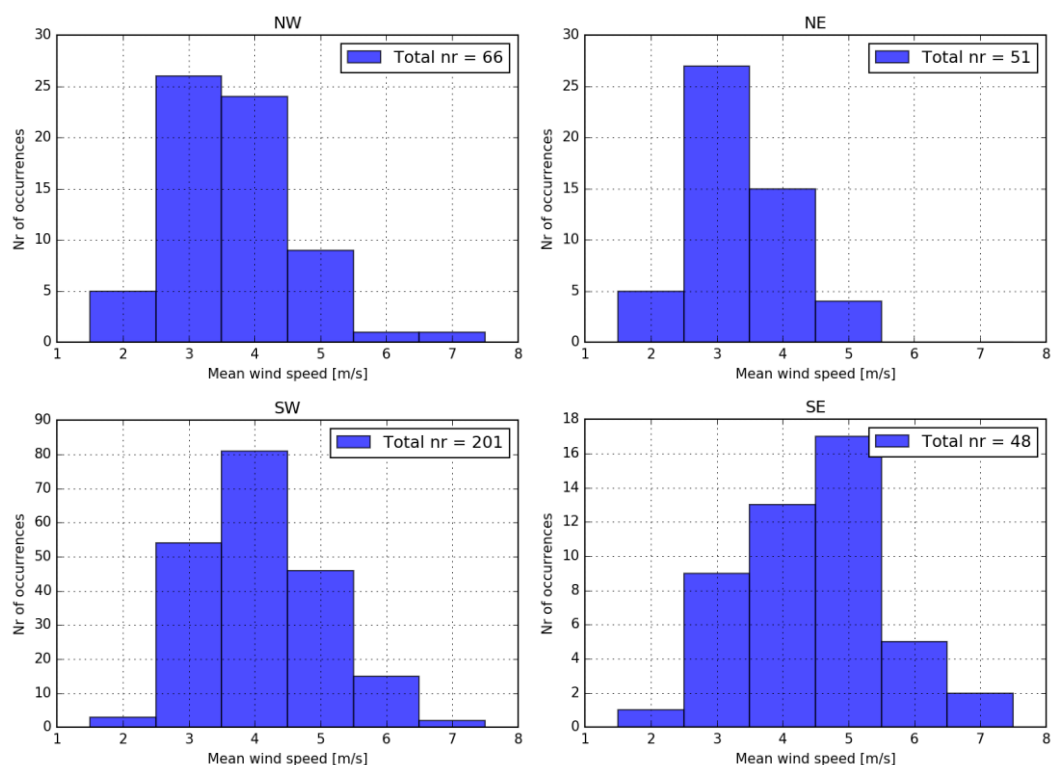
Mätdata från Bromma-Stockholm har analyserats för dessa fyra vindsektorer för att uppskatta hur ofta vinden blåser i dessa riktningar under ett antal konsekutiva dagar. Syftet med denna analys var att uppskatta en rimlig varaktighet för varje sektor i den dimensionerande vindsekvensen som använts i simuleringarna (se avsnitt 3.4.2). I Figur 2-17 visas antalet gånger som dygnsmedelvinden har blåst ihållande från samma vindsektor i minst 7 dagar i sträck och tar med alla fall där vinden har blåst i det givna antalet konsekutiva dagar eller fler. Figuren visar också separat de fall när medelvinden under respektive ihållande vindperiod överskridit 2, 3, 4 respektive 5 m/s. Resultatet redovisar data från de senaste 81 åren.



Figur 2-17. Antalet gånger som dygnsmedelvinden blåst ihållande från en och samma vindsektor i ett visst antal konsekutiva dagar eller fler de senaste 81 åren.

Resultatet visar att även för denna analys är västliga och framförallt sydvästliga vindar vanligast vad gäller ihållande vinddygn från varje sektor. Både vad gäller antal gånger och antal gånger där medelvinden under den ihållande vindperioden varit över en viss nivå är sydvästlig riktning vanligast. Vad gäller medelvindar över 4 m/s samt 5 m/s är sydöstlig vindriktning vanligare än nordvästlig och nordöstlig medan de inte är det för samtliga vindstyrkor.

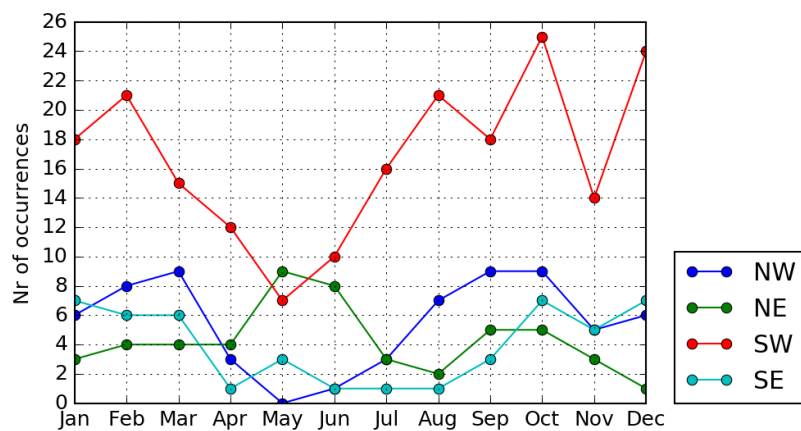
Om medelvinden under perioder då dygnsmedelvindriktningen varit ihållande under minst sju dygn studeras separat för varje vindsektor fås en fördelning av medelvindhastigheten, se Figur 2-18.



Figur 2-18. Antalet gånger som medelvinden legat inom olika hastighetsintervall för perioder där medelvinden blåst ihållande från en och samma vindsektor i minst sju dygn under de senaste 81 åren.

Resultatet i Figur 2-18 visar att medelvindhastigheten under perioder av minst sju ihållande vinddygn varierat mellan ungefär 2 m/s till 7 m/s. Vilken medelvindhastighet som är vanligast förekommande varierar något beroende på vindriktning men ligger mellan 3 m/s till 5 m/s. Det bör här noteras att antalet gånger som vinden blåst i minst sju ihållande dagar från de olika riktningarna under de senaste 81 åren varierar, och så också skalan i delfiguerna.

Det är också av intresse att veta när på året dessa extrema vindförhållanden inträffar vilket har studerats för de senaste 81 åren då vinddata har mätts. Antalet gånger som vinden har blåst ihållande från samma vindsektor i minst 7 dygn visar för respektive månad i Figur 2-19.



Figur 2-19. Antalet gånger per månad som medelvinden blåst ihållande från en och samma vindsektor i minst sju dygn under de senaste 81 åren.

Från Figur 2-19 går det att utläsa att för samtliga vindriktningar förutom nordöst är ihållande vindar minst vanliga under månaderna april till juli. För vindar från nordöst är däremot fallet det motsatta och maj och juni är de månader där ihållande vindar är vanligast.

### 2.5.3 Vattenföring

Vattenföringen inom studieområdet (Lövstafjärden) beror på den naturliga tillrinningen till Mälaren, tappning från Norrström och Söderström (Slussen) och slussar vid Södertälje samt Hammarby, vindförhållanden som kan ha stor påverkan på cirkulationsmönstren i sjön och även lufttryckgradienter.

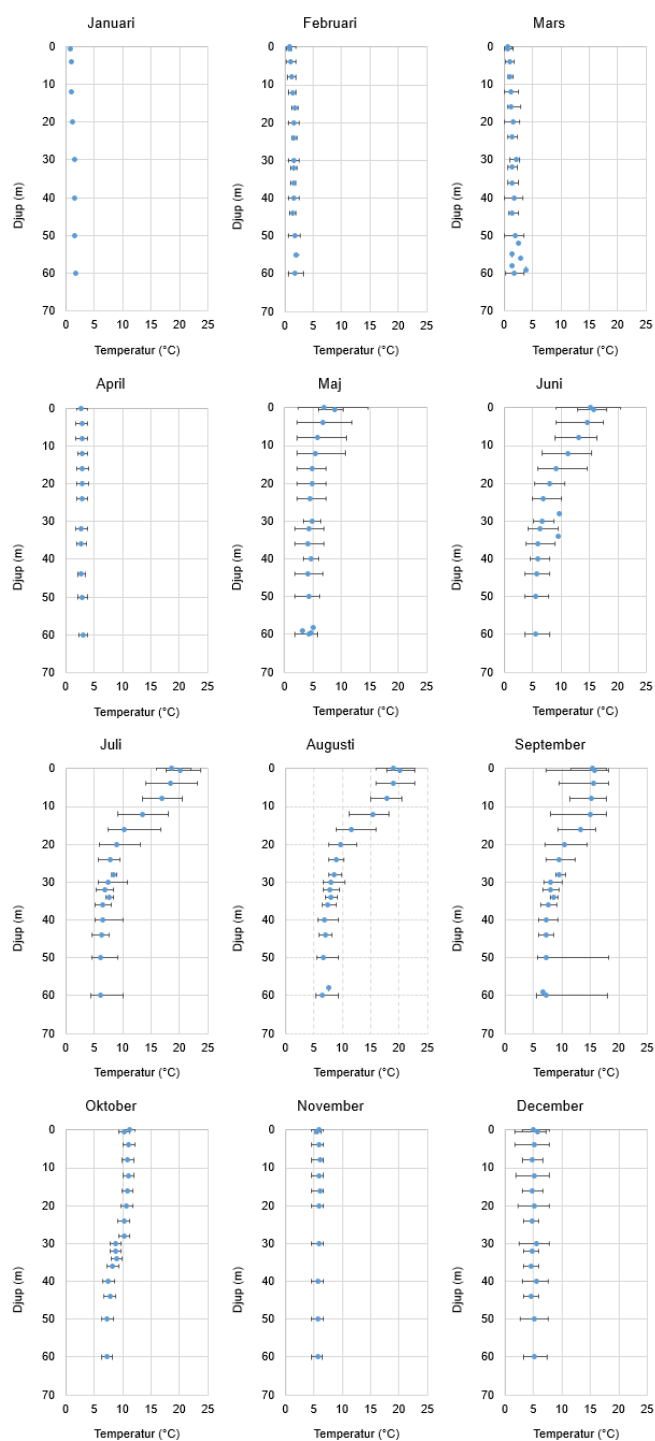
Tappning från Mälaren har analyserats med hjälp av månadsmedelflöden från SMHI:s station 20040, se Tabell 2-4 (från början på regleringsperioden år 1968 till 2018).

Tabell 2-4. Månadsmedelvärden av tappning från Mälaren (1968-2018).

Månad	Medelflöde [m <sup>3</sup> /s]
1	207
2	203
3	218
4	291
5	251
6	100
7	69
8	60
9	65
10	78
11	151
12	225

### 2.5.4 Vattentemperatur

Mälarens vattentemperatur har erhållits från Stockholm Vatten och Avfall med temperaturdata från "Lambarfjärden"-mätstationen som ligger utanför Lambarön ca 2,5 km sydost om den planerade anläggningen. Mätserien är tillgänglig från 1967 till 2018 och temperaturproverna har tagits 7–8 gånger per år. Mätningar har bearbetats för att erhålla månadsmedelvärden av vattentemperatur vid olika djup, se Figur 2-20. Ur denna analys framgår att en temperaturskiktning finns under sommarhalvåret, främst från maj till oktober. Från november till april är skiktningen mycket svag (januari till mars) eller obefintlig (november, december, april) med i princip konstant vattentemperatur över vattendjupet.



Figur 2-20. Månadsmedelvattentemperatur samt min- och maxvärden vid Lambarfjärdens mätstation.  
Källa: Stockholm vatten och avfall.

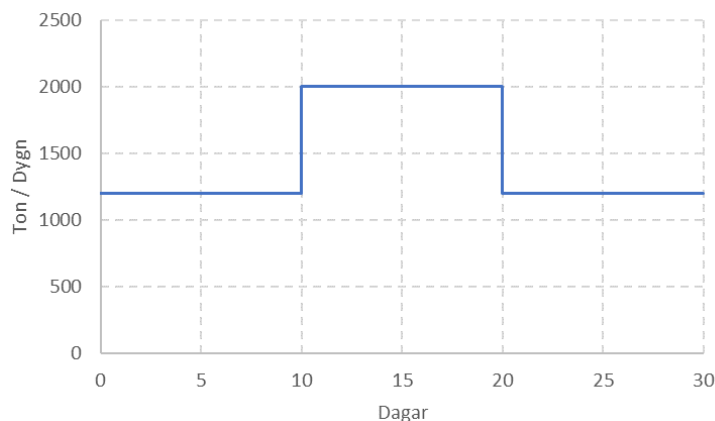
### 3 Metodik

#### 3.1 Förutsättningar för muddringsarbeten

Muddringsarbeten i Lövstas hamnområde planeras pågå i 30 konsekutiva dagar. En rimlig uppskattning av muddringskapacitet för förorenade sediment under hela muddringsperioden som KFS har föreslagit är (se Figur 3-1):

- Dag 1-10: 1 200 ton/dygn.
- Dag 11-20: 2 000 ton/dygn.
- Dag 21-30: 1200 ton/dygn. .

Den simulerade muddringskapaciteten motsvarar därmed en muddringsmängd på ca 44 000 ton (in-situ material). Muddringsarbetet har antagits pågå 10 timmar om dagen och mellan kl. 7:00 – 17:00 sju dagar i veckan.



Figur 3-1. Muddringskapacitet för hela muddringsperioden. Motsvarar material in-situ (skrymdensitet).

Den aktuella muddringskapaciteten kan komma att variera beroende på platsspecifika förhållanden. KFS anger att ett scenario för långsammare muddring (42 dagar) kan beskrivas som följer:

- Dag 1-10: 800 ton/dygn.
- Dag 11-20: 1000 ton/dygn.
- Dag 21-30: 1200 ton/dygn.
- Dag 31-42: 1000 ton/dygn.

Ett scenario med snabbare muddring än 30 dagar anses dock vara mindre sannolikt. KFS anger dock följande sekvens som förslag (24 dagar):

- Dag 1-10: 1500 ton/dygn.
- Dag 11-24: 2000 ton/dygn.



Spridningssimuleringarna har utförts med en muddringsperiod på 30 dagar enligt ovan.

Variationer i muddringstakt bedöms kunna påverka koncentrationer av suspenderat material i närheten av muddringsområdet. Vid eventuell stor muddringstakt kommer de aktuella koncentrationerna i Lövstafjärden begränsas av kontrollprogrammet. Variationer i muddringstakt på längre avstånd från muddringsområde som vid råvattenintag vid Görvälh och Lovön bedöms dock inte påverkas. Denna bedömning baseras på att den totala spillmängden inte förändras samt att transporttider mellan Lövsta och råvattenintagen är relativt långa och att utspädning kommer att ske under den tiden.

### 3.2 Mängd torrsvikt förorenat sediment

Den aktuella volymen av förorenat sediment som kommer att muddras har uppskattats till 24 400 m<sup>3</sup> (KFS, 2019b). Vid simulering av spill används andelen torrmaterial i förorenade sedimenten. Den torrvolymen  $V_g$  beräknas med följande formel:

$$V_g = V \frac{TS}{(TS + s(1 - TS))}$$

Där:

- $V$ : total volym = 24 400 m<sup>3</sup>.
- $TS$ : Torrstoffhalten [% vikt].
- $s$ : relativ korndensitet =  $\rho_s / \rho_w$  [-].

Torrvolym bestäms för varje delområde A-F enligt ritning K11.1 – 1002 (KFS, 2019b). Totalt torrsvikt blir 3 778 m<sup>3</sup>. Medelportal blir då 5,46. För varje delområde bestäms massan av torrsvikt som delvolym (m<sup>3</sup>) multiplicerat med  $s = 2,43$  t/m<sup>3</sup>. Skrymdensiteten för bottenmaterialet inom muddringsdjupet beräknas till 1,22 ton/m<sup>3</sup>. **Totalt muddras i områden A-F 9 181 ton förorenat torrmaterial.**

Det bör noteras att den totala muddringsvolymen kan antas öka upp till ca 30 000 m<sup>3</sup> eller +23% (det vill säga inklusive delen av volymen som utgör övermuddringen) ifall ämneskoncentrationerna i denna del av muddringsvolymen är större än vad undersökningarna visar. Detta konservativt antagande har tagits fram för att ge input till osäkerhetsanalysen, se avsnitt 3.6.2.

Analys av utförda provanalyser i samtliga områden A-F visar att standard-avvikelsen för torrstoffhalten  $TS$  är 0,37 relativt det normaliserade medelvärdet för  $TS$  (1,00), baserat på 88 st. prov. Inverkan av variabiliteten i torrstoffhalten har tagits hänsyn till i osäkerhetsanalysen på modellresultat (se avsnitt 3.6.2).

Det bör noteras att beroende på vissa antaganden som görs vid sammanställning av  $TS$  kan en mängd förorenat torrmaterial uppgå till ca 9 562 ton, d.v.s. 4% högre än 9 181 ton. Denna skillnad har tagits hänsyn till i osäkerhetsanalysen, se avsnitt 3.6.2).

### 3.3 Förutsättningar för spill

#### 3.3.1 Andel av spill från den muddrade volymen

Vid muddringsarbeten spills en andel av den muddrade volymen i omgivande vatten. Storlek av spillmängder beror främst på muddringsteknik men också på sedimenttyp. Vid muddring av finmaterial kan detta hållas kvar i suspension och spridas vidare med de lokala strömmarna tills det sedimenterar medan grövre material hinner deponeras snabbare i närheten av muddringspunkten.

Enligt en litteraturstudie utförd av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 2009) kan andel spill variera mellan 0 och 5% av den muddrade volymen. Mekanisk muddring medför mindre spill än hydraulisk muddring.

De planerade muddringsarbetena, som projekteras av KFS, ska utföras med mekanisk utrustning med hjälp av en s.k. Horisontell Profil Skopa som är designad för att gräva tunna lager av material med hög precision endast genererande ett minimum av spill och turbiditet (KFS, 2019a). Enligt KFS visar erfarenhetsåterföringen att andel spill med en sådan metod är ca 2% av den muddrade volymen.

I denna utredning har två spillscenarier undersökts:

- Høgt spill: 5% (konservativt antagande, enligt Naturvårdsverket).
- Vanligt spill: 2% (mer realistiskt antagande enligt KFS).

#### 3.3.2 Simulerade sedimentfraktioner i spill

Transport av finmaterial i suspension styrs huvudsakligen av partiklarnas fallhastighet. Bottensedimenten inom muddringsområdet består huvudsakligen av organiskt material och finmaterial (lera, silt), se avsnitt 2.3. Sedimentprovtagningar har utförts och prover har analyserats av bolaget Wiertsema. Se undersökningsrapport i Bilaga 2.

Utförda analyser visar att 57% (i medeltal) av bottenmaterialet består av finmaterial (organiskt material samt silt eller finare fraktioner). Detta finmaterial kan sedan fördelas i tre klasser, se Tabell 3-1 samt avsnitt 2.3

*Tabell 3-1. Sammanställning av undersökningarna för bottenmaterialet. Fraktioner omfattar de 57% av bottenmaterialet som består av finmaterial.*

Fraktion	Andel	Representativ kornstorlek	Representativ fallhastighet	Beskrivning
1	18%	8-63 µm	4,56E-4 m/s	Silt. Faller 1 m på 0,6 timmar.
2	20%	1-8 µm	3,84E-6 m/s	Siltig lera. Faller 1 m på 3 dagar.
3	19%	< 1 µm	2,71E-7 m/s	Lera och organiskt. Faller 1 m på 43 dagar.

I den använda hydrodynamiska modellen kan bara en sedimentfraktion simuleras per körning. Den finaste fraktionen kan dock simuleras som ett viktlost ämne, vilket är ett rimligt antagande m.h.t. dess mycket låga fallhastighet.

Den grövre fraktionen av materialet, som motsvarar 43% i viktandel (i medeltal), antas inte kunna transporteras i suspension under lång distans utan antas deponeras inom eller i närheten av muddringsområdet. Denna fraktion har därmed inte inkluderats i utförda simuleringar.

I utredningen har två scenarier simulerats, se Tabell 3-2.

Tabell 3-2. Scenarier avseende simulerade fraktioner.

Scenario	Andel viktlost material	Andel finmaterial och fallhastighet $w_s$	Beskrivning
Fallhastighet 1	19%	38% - $w_s = 3,84E-6$ m/s	Scenario med hög andel av material med låg fallhastighet. Konservativt m.h.t. spridning.
Fallhastighet 2	19%	38% - $w_s = 4,56E-4$ m/s	Scenario med hög andel av material med hög fallhastighet. Konservativt m.h.t. sedimentering.

Hela spillvolymen antas vara i lös fas direkt efter muddring och kunna transporteras i suspension av de lokala strömmarna. Det är ett väldigt konservativt antagande eftersom i verkligheten faller en viss del av materialet, som har kohesion och som formar sammanhängande "klumpar", snabbt mot botten och sprids därmed inte.

Modellresultat beror främst av variabiliteten för storleken av varje sedimentfraktion. Utifrån utförda analyser kan andel finmaterial karaktäriseras med ett medelvärde på 57% och standardavvikelse på 20,3%, vilket motsvarar 36% av medelvärdet. Inverkan av denna parameter har tagits hänsyn till i osäkerhetsanalysen (se avsnitt 3.6.2).

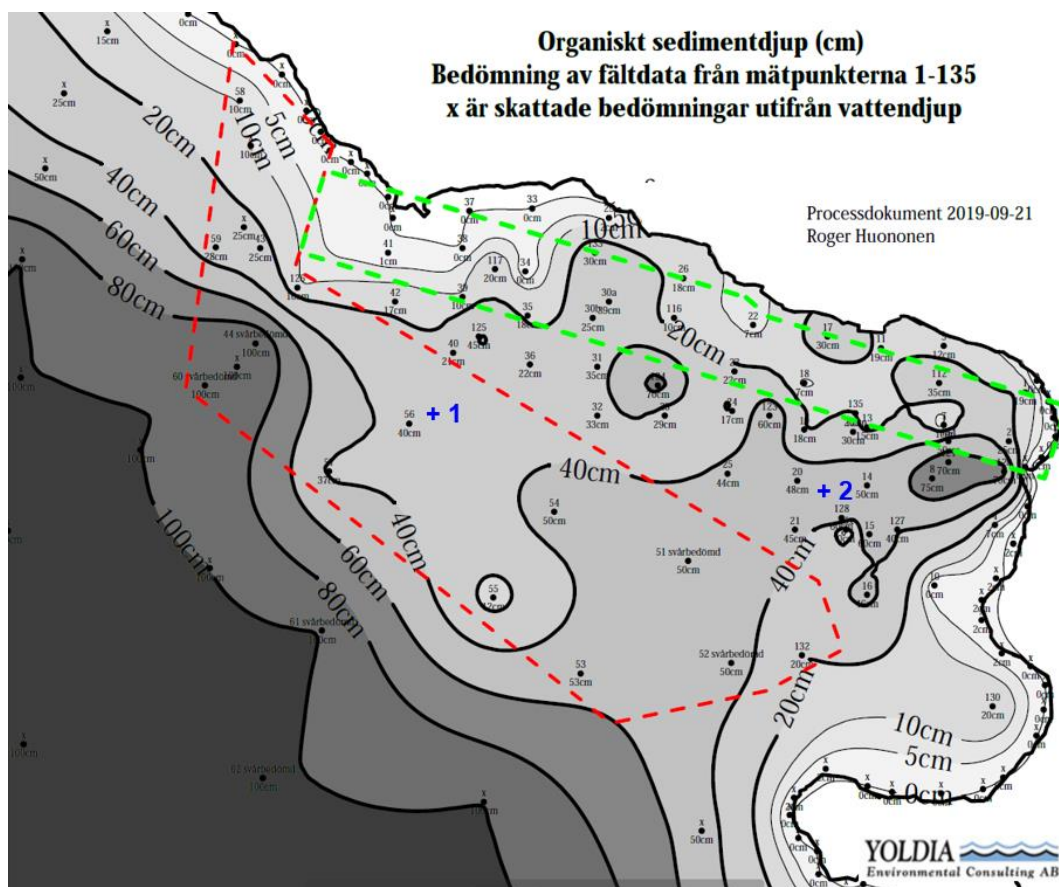
Inverkan av använda fallhastigheter på modellresultat bedöms vara betydligt mindre än variabiliteten på storleken av varje sedimentfraktion. Detta baseras på att standardsediment-scenariot (Fallhastighet 1 i tabellen ovan) definieras som att hela fraktionen motsvarande finmaterial (silt + siltig lera) simuleras med en fallhastighet motsvarande siltig lera, vilket är konservativt.

### 3.3.3 Geografisk fördelning för spill

För att kunna ta hänsyn till muddringsområdets omfattning samt muddringsvolym har 2 spillpunkter simulerats:

- Punkt 1: Denna punkt motsvarar muddring i den västra delen av muddringsområdet. Vid denna punkt förekommer kraftigare strömmar än längre in i hamnområdet vilket är konservativt m.h.t. spridning. Varaktigheten av spill vid denna punkt har satts till 10 dagar utifrån analys av muddringsvolym i aktuellt område.
- Punkt 2: Denna punkt motsvarar muddring i den östra delen av muddringsområdet. Varaktigheten av spill vid denna punkt har satts till 20 dagar utifrån analys av muddringsvolym i aktuellt område (större volym jämfört med närheten av punkt 1).

Lokalisering av spillpunkterna redovisas i Figur 3-2.



Figur 3-2. Lokalisering av de simulerade spillpunkterna (visas i blå). Bakgrundskarta: Yoldia.

Det simulerade spillet för den totala muddringsperioden sammanställs i Tabell 3-3.

Tabell 3-3. Simulerat spill under muddringsperioden (total muddringsmängd 9 181 ton). OBS Notera att muddringstakten baseras på en arbetsdag om 10 timmar, sju dagar i veckan.

Period	Punkt 1			Punkt 2		
	Muddringstakt*	Spill 2%**	Spill 5%***	Muddringstakt*	Spill 2%**	Spill 5%***
Dag 1-10	120 t/h	0,29 t/h	0,71 t/h	-	-	-
Dag 11-20	-	-	-	200 t/h	0,48 t/h	1,19 t/h
Dag 21-30	-	-	-	120 t/h	0,29 t/h	0,71 t/h

\*: Avser muddringskapacitet för in-situ material (total mängd 44 000 ton).

\*\* : Avser 2%-spill av torra förorenade finsediment, d.v.s. muddringstakt x 9181 ton / 44 000 ton x 2% x 57%

\*\*\*: Avser 5%-spill av torra förorenade finsediment, d.v.s. muddringstakt x 9181 ton / 44 000 ton x 5% x 57%

I utförda simuleringar har spillet fördelats i vertikalled på följande sätt:

- 75% av spill sker i närheten av botten.
- 25% av spill sker i närheten av vattenytan.

### 3.4 Definition av beräkningsfall

#### 3.4.1 Simulerade beräkningsfall

De naturliga strömningsförhållandena inom studieområdet påverkas främst av följande faktorer (se även avsnitt 2.5.1):

- Vind.
- Årstid (temperaturskiktning under sommaren).
- Bakgrundsströmmar (tappning från Mälaren).

Strömningsförhållanden kan också påverkas av vattenståndsvariationer samt luftrycksgradienter. Dessa faktorer bedöms dock ha mindre betydelse än ovanstående faktorer särskilt inom ramen av en sådan utredning. Deras inverkan har därmed inte analyserats.

Förhållanden för spridning av sediment påverkas av:

- Muddringsvolym och muddringstakt.
- Andel spill från den muddrade volymen.
- Sedimentfraktioner med olika fallhastigheter.

Det bör noteras att de lokala strömnings- och spridningsförhållandena också påverkas av fartygstrafiken genom propellerströmmarna.

Totalt har 20 st. beräkningsscenarier definierats för olika kombinationer av ovannämnda faktorer utifrån två basscenarier motsvarande spill 2% och 5% vid medelvind (nr 1 respektive 7). Samtliga beräkningsscenarier redovisas i Tabell 3-4.

Framtagna scenarier har definierats konservativt med hänsyn till sedimentspridning i syftet att simulera de högsta tänkbara koncentrationerna vid de två råvattenintagen (Görväln och Lovön).

Simuleringarna har huvudsakligen utförts med den regionala strömningsmodellen, detta för att kunna beskriva spridningsförhållandena under en relativ lång tidsperiod (80 dagar) då sedimenten sprids utanför Lövstafjärden. Den lokala strömningsmodellen, som har en högre upplösning både i plan och i vertikal, har använts för att studera lokala effekter under kortare perioder såsom påverkan av skiktning, vindstilla period, medelhögvind samt extrema vindar och deras påverkan på bottenströmmar i hamnområdet.

Samtliga simuleringar har utförts vid Mälarens medelvattennivå (+0,86 RH2000).

Tabell 3-4. Beräkningsscenarier.

	Spill 2%	Spill 5%	Medelvind	Medelhög vind	Extrem vind	Verklig vind	Utan tappning	Med tappning	Utan skiktning	Med skiktning	Fallhast. 1	Fallhast. 2	Beskrivning
Scenario 1		○	○				○		○		○		Basscenario - spill 5%
Scenario 1 NE		○	○*				○		○		○		Basscenario - spill 5% (*konstant NE-vind under dygn 14-21)
Scenario 1 SE		○	○*				○		○		○		Basscenario - spill 5% (*konstant SE-vind under dygn 14-21)
Scenario 1 SV		○	○*				○		○		○		Basscenario - spill 5% (*konstant SV-vind under dygn 14-21)
Scenario 1 NV		○	○*				○		○		○		Basscenario - spill 5% (*konstant NV-vind under dygn 14-21)
Scenario 1 2014A		○				○**	○		○		○		Basscenario - spill 5% (**verklig vind: 2014-01-15 till 2014-04-05)
Scenario 1 2014B		○				○**	○		○		○		Basscenario - spill 5% (**verklig vind: 2014-05-15 till 2014-08-05)
Scenario 2		○	○					○	○		○		Bakgrundsströmmar - spill 5%
Scenario 3		○	○				○			○	○		Skiktning sommar - spill 5%
Scenario 3 2014A		○				○**	○			○	○		Skiktning sommar - spill 5% (**verklig vind: 2014-01-15 till 2014-04-05)
Scenario 3 2014B		○				○**	○			○	○		Skiktning sommar - spill 5% (**verklig vind: 2014-05-15 till 2014-08-05)
Scenario 4		○	○				○		○			○	Alternativ fallhastighet - spill 5%
Scenario 5		○	○				○		○				Medelhög vind - spill 5%
Scenario 6		○					○		○		○		Vindstill 2 dagar - spill 5%
Scenario 7	○		○				○		○		○		Basscenario - spill 2%
Scenario 8	○			○			○		○		○		Medelhög vind - spill 2%
Scenario 9	○		○				○			○	○		Skiktning sommar - spill 2%
Scenario 10	○		○				○		○			○	Alternativ fallhastighet - spill 2%
Scenario 11					○								Uppskattning av bottenerosion vid extrema vindförhållanden
Scenario 12			○				○		○		○		Spridning av bottenmaterial utanför muddringsområdet p.g.a. propellerströmmar

### 3.4.2 Vind

Att simulera vind i en sådan studie som rapporten redovisar är utmanande eftersom vindklimatet kan variera kraftigt under varaktigheterna för aktuella simuleringsperioder (80 och 40 dagar i den regionala respektive lokala strömningsmodellen), utan att nämna årstidsvariationerna. Det är därmed mycket svårt att identifiera ett typiskt vindscenariot utifrån de lokala förhållandena som kan antas gälla för samtliga beräkningsscenarier.

I föreliggande utredning har därmed flera vindscenarier definierats:

- Ett basscenariot för vind där vinden antas blåsa i ett roterande schematiskt mönster med konstant vindhastighet (medelvindhastighet, medelhög vindhastighet).
- Varianter till basscenariot där vinden blåser konstant i 7 dagar i mitten av muddringsperioden i NO, SO, SV och NV-riktning (4 st. olika scenarier).
- En variant till basscenariot där ingen vind blåser under två dagar i mitten av muddringsperioden.
- Verkliga vindsserier (vindhastighet och vindriktning).

vindscenarier definierats utifrån följande principer:

- Vindriktningen ska variera utmed tiden för att kunna ta hänsyn till förändringar i vindriktning på spridningsmönstret.
- Vinden antas blåsa med konstant vindhastighet under hela simuleringsperioden.

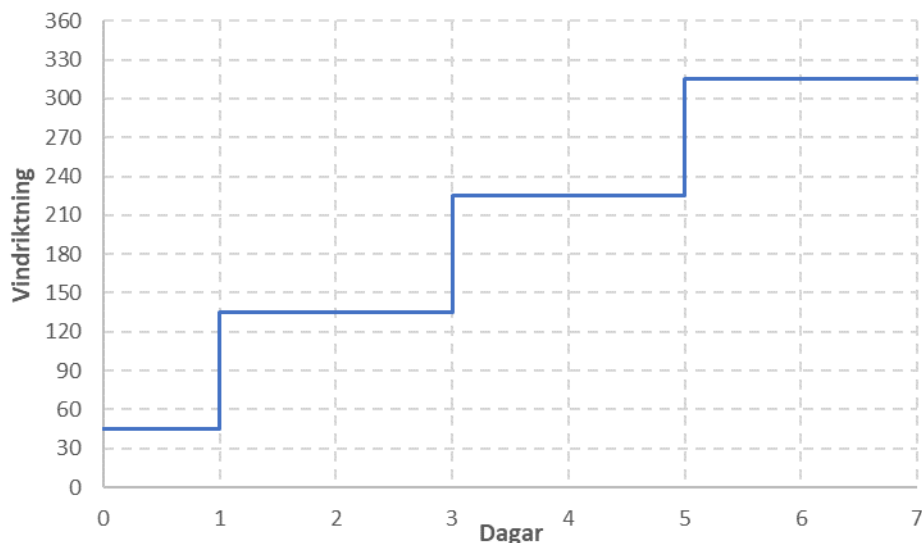
Vindsekvensen som används i basscenariot har definierats enligt nedan (se även Figur 3-3):

- NO-vind under en dag.
- SO-vind under två dagar.
- SV-vind under två dagar.
- NV-vind under två dagar.

Vindriktningarna ovan har valts utifrån de mest förekommande riktningarna och sammanfaller med Lövstafjärdens riktning. Utförda strömmätningar har visat att de lokala vindriktningarna brukar avvika något från mätdata från Bromma-stationen på grund av topografisk inverkan (se Bilaga 3).

Sekvensen motsvarar en 7-dagarsperiod och upprepas under hela simuleringsperioden (80 och 40 dagar i den regionala respektive lokala strömningsmodellen).





Figur 3-3. Simulerad vindsekvens (basscenario för vind).

Två vindhastigheter har simulerats:

- Medelvindhastighet på 3,8 m/s enligt analys från Bromma mätstation. De flesta scenarierna har simulerats med denna vindhastighet.
- Medelhögvindhastighet på 5,3 m/s enligt analys från Bromma mätstation, som motsvarar medelvärdet av vindhastigheter som är större än medelhastigheten. Denna vindhastighet har använts som alternativt scenario för att utvärdera inverkan av denna parameter på spridningsmönstren (scenarier 5 och 8). Den har simulerats bara i den lokala modellen som resultat avses kunna använda som känslighetsanalys enbart eftersom det är orealistisk att en sådan vindhastighet skulle vara aktuell under så pass långa simuleringsperioder.

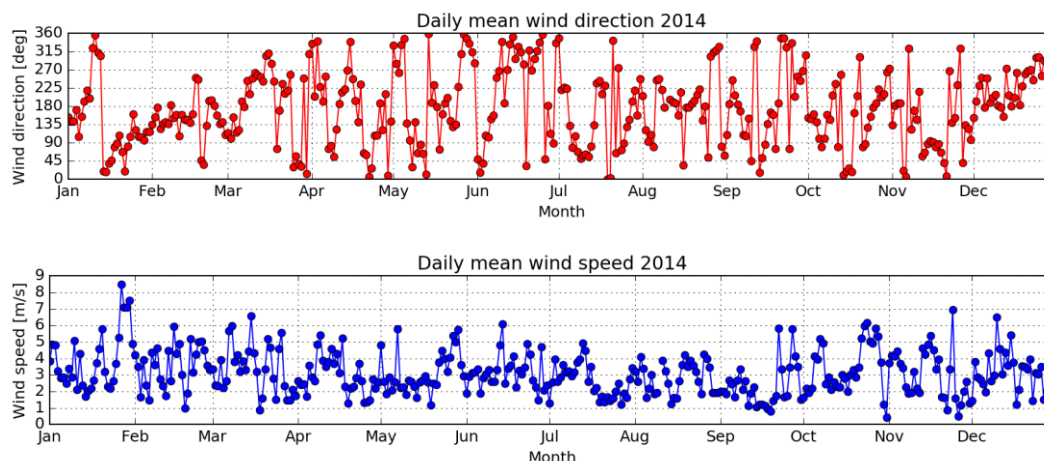
Antagandet att vinden alltid blåser anses medföra konservativa spridningsförhållanden i Lövstafjärden för de framtagna vindsscenerierna.

I scenarier 1 NE, SE, SV och NV har vindriktningen hållits konstant under 7 dagar i respektive riktning mellan dygn 14 och 21 (d.v.s. under perioden när muddringskapaciteten är 2000 ton/dygn). Vindhastighet motsvarar medelvindhastigheten under hela simuleringen.

I scenario 6 har en 2-dagars vindstilla period definierats mellan dygn 12 och 14 (d.v.s. under perioden när muddringskapaciteten är 2000 ton/dygn) för att utvärdera hur sedimentkoncentrationen i närheten av muddringsområdet påverkas av en vindstilla period.

I scenarier 1 2014A, 1 2014B samt 3 2014A och 3 2014B har verkliga vindsserier från år 2014 använts (period A: 2014-01-15 till 2014-04-05, period B: 2014-05-15 till 2014-08-05). Skillnaden mellan scenarier 1 och 3 är att skiktningförhållanden (1: ingen skiktning, 3: sommarskiktning). Dessa perioder har valts utifrån analys av vindsserier för åren 2010-

2019. Under period A är den dominerande vindriktningen SO vilket genererar ogynnsamma spridningsförhållanden för Lovöns råvattenintag. Under period B är den dominerande vindriktningen NV vilket genererar ogynnsamma spridningsförhållanden för Görvälns råvattenintag. Vindsserien för år 2014 redovisas i Figur 3-4. Utförda simuleringar baseras på timvärden för vindriktning och vindhastighet (med ett glidande medelvärde på två timmar för att dämpa ut snabba variationer).



Figur 3-4. Vindsserie för år 2014 vid Bromma flygplats. För klarhet redovisas data i form av dygnsmedelvärden för vindriktning (övre bild) och vindhastighet (nedre bild).

Ett specifikt vindscenario har definierats för att undersöka bottenhastigheter och bottenskjuvspänningar inom hamnområdet vid extrema förhållanden. I detta scenario (nr 11) har en konstant västlig vind på 15 m/s simulerats under två dagar. Resultat från denna simulering används av KFS vad gäller inverkan av propellerströmmar inom hamnområdet.

### 3.4.3 Spill

Förutsättningar för spill har redovisats i detalj i avsnitt 3.3. Spridningssimuleringar har utförts för två olika scenarier avseende sedimentfraktioner, se Tabell 3-2. Basscenariot motsvarar simuleringar med följande fördelning:

- 19% av materialet simuleras som viktlösa partiklar (organiskt material och lerigt material) som har extremt låga fallhastigheter.
- 38% av materialet simuleras med en fallhastighet på  $3,84E-6$  m/s vilket motsvarar den finaste fraktionen av de två identifierade fraktionerna motsvarande finmaterialet.

Detta basscenario antas därmed vara konservativt m.h.t. spridningsmönstren eftersom mestadels av sedimenten kommer att hållas kvar i suspension under hela simuleringssperioden.

Ett alternativt scenario har definierats med följande fördelning:

- 19% av materialet simuleras som viktlösa partiklar (organiskt material och lerigt material) som har extremt låga fallhastigheter.
- 38% av materialet simuleras med en fallhastighet på 4,56E-4 m/s vilket motsvarar den grövre fraktionen av de två identifierade fraktionerna motsvarande finmaterialet.

Denna fördelning har simulerats i scenarier nr 4 och 10 och antas vara konservativt m.h.t. mängden deponerat material.

Det bör noteras att i spillmängderna ingår bara de 57% av materialet som antas kunna transporteras i suspension med rådande strömmar. De 43% motsvarande de grövre partiklarna antas sedimenteras i närheten av spillpunkterna (se avsnitt 3.3.2).

#### 3.4.4 Bakgrundsströmmar

Genomströmningen i Lövstafjärden varierar under året beroende på de hydrologiska förhållandena i Mälaren. Tidigare strömningsberäkningar som utförts med den regionala modellen (Sweco, 2019) visar att vattenföringen mestadels rinner genom Lövstafjärden. Beräkningsmodellerna täcker östra Mälaren (regional modell) samt Lövstafjärden (lokal modell) som ligger i närheten av Mälarens utlopp (Stockholm, Södertälje). Den hydrologiska analysen har därmed utförts utifrån analys av utflöden (SMHI:s mätstation 20040).

Analys av vattenföringsdata avseende utflöde från Mälaren visar att månadsmedelflöden varierar mellan 60 m<sup>3</sup>/s (sommar, augusti) och 291 m<sup>3</sup>/s (vårflod, april), se avsnitt 2.5.2. Det kan dock finnas stora variationer från dag till dag vilket innebär att månadsmedelflöden enbart beskriver medelförhållandena.

Utförda simuleringar har utförts utan bakgrundsströmmar i Lövstafjärden (ingen styrning av utflöde från Mälaren) utan strömmarna genereras av vinden enbart. Ett sådant scenario bedöms vara konservativt vad gäller förväntade spridningsförhållanden för perioden november-juni särskilt vad gäller sedimentkoncentrationer vid Görväln som ligger uppströms Lövsta. Detta flödesscenario kan dock antas gälla för sommarförhållanden.

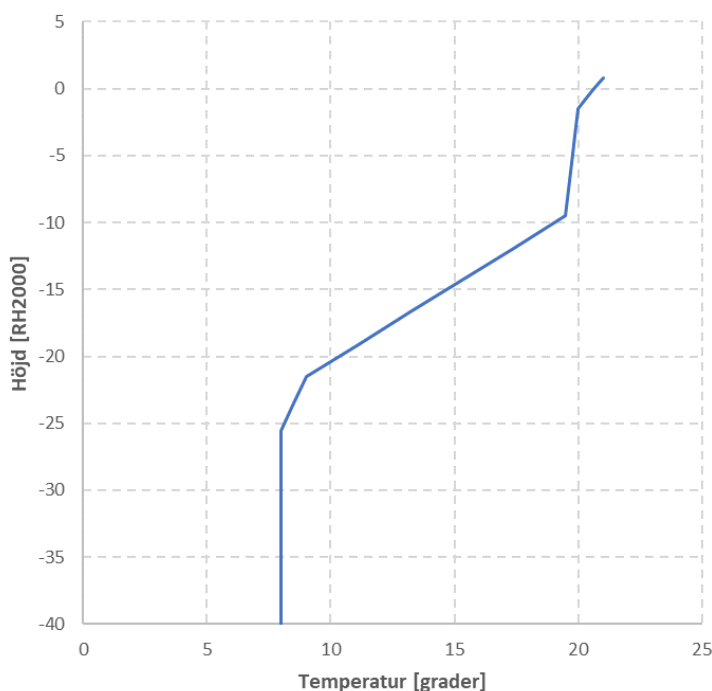
För att uppskatta inverkan av bakgrundsströmmar genom Lövstafjärden på spridningsförhållandena har ett scenario (nr 2) definierats med ett utflöde från Mälaren på 200 m<sup>3</sup>/s som kan anses motsvara någon medelförhållande under vinter-vår.

#### 3.4.5 Skiktning

Utförda simuleringar har utförts utan temperaturskiktning vilket motsvarar de förväntade temperaturförhållandena från november till maj, se avsnitt 2.5.2.

För att uppskatta inverkan av temperaturskiktning på spridningsförhållandena har 4 st. scenarier (nr 3, 3 2014A, 3 2014B och 9) definierats med en initial temperaturskiktning motsvarande sommarförhållanden, se Figur 3-5.

Det bör dock noteras att för att erhålla en stabil temperaturskiktning krävs det att simulera energiutbyten mellan vatten och atmosfären. En sådan simulering har inte utförts då det krävs kalibreringsdata som har inte har funnits att tillgå. Utan en sådan koppling kommer temperaturskiktningen att gradvis minska under simuleringsperioden dels på grund av viskos och turbulent diffusion i vattnet och dels på grund av en numerisk diffusion. Vid långa simuleringsperioder, som är aktuella i denna utredning, förväntas effekter av skiktning att försvinna efter en viss tid vilket innebär att resultat bör tolkas med viss försiktighet och enbart för perioden under vilken temperaturskiktningen fortfarande finns. På så sätt kan de utförda simuleringarna antas vara representativa för slutet av sommaren eller hösten, d.v.s. perioden under temperaturskiktningen gradvis försvinner (t.ex. augusti till oktober/november).



Figur 3-5. Simulerad temperaturskiktning för sommarförhållanden.

## 3.5 Hydrodynamisk modellering

### 3.5.1 Beräkningsprogram

I uppdraget har beräkningsprogrammet TELEMAC-3D version 7.3 använts. Programmet är utvecklat av "Open Telemac Consortium" (Frankrike: EDFs Laboratoire National d'Hydraulique, CEREMA, ARTELIA – Storbritannien: Daresbury Laboratory, HR Wallingford – Tyskland: Bundesanstalt für Wasserbau) och är tillgänglig som öppen källkod. TELEMAC-3D löser Navier-Stokes ekvationer samt transport-diffusionsekvationer för lösta ämnen (temperatur, salthalt) och suspenderat sediment i tre dimensioner. Tillämpningsområdena är ytvattenmodellering i hav, sjöar och vattendrag.

### 3.5.2 Regional beräkningsmodell över Östra Mälaren

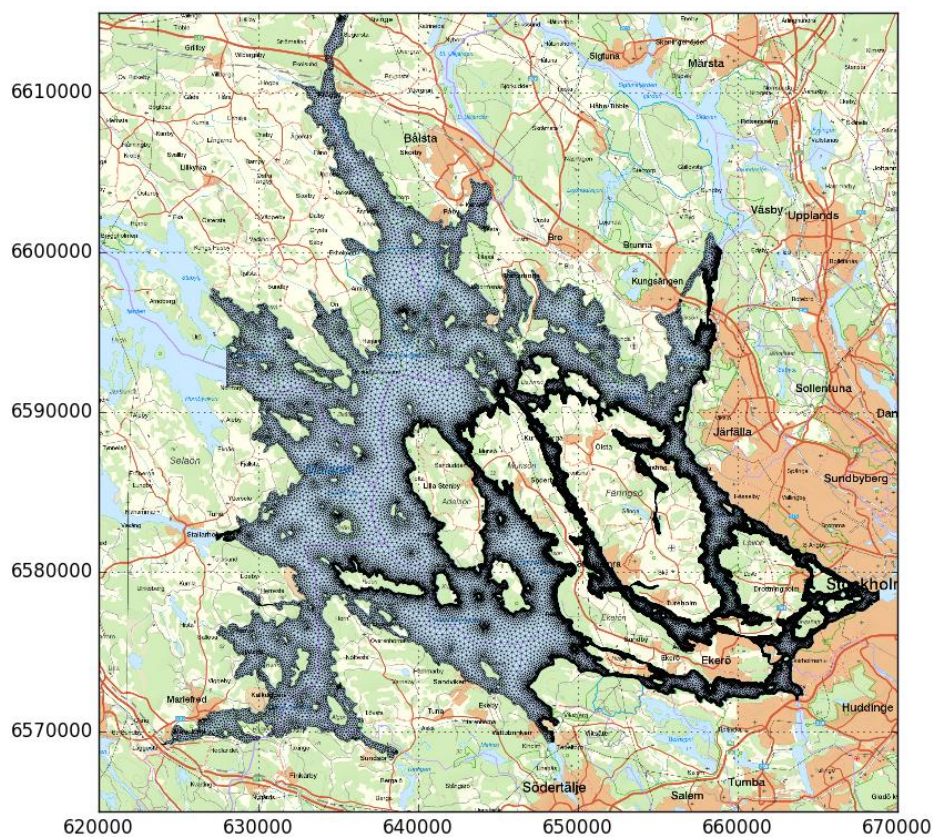
En storskalig tredimensionell beräkningsmodell som täcker Östra Mälaren har skapats med ett tvådimensionellt beräkningsnät som omfattar hela modelldomänen och duplicerats flera gånger i vertikalled för att erhålla ett tredimensionellt beräkningsnät. Syftet av denna modell är att kunna uppskatta strömningsförhållandena och flödesfördelningen mellan de olika fjärdarna vid olika tappnings- och vindförhållanden, samt att utföra storskaliga spridningsberäkningar.

Modellen är framtagen av Sweco och ägs av Sweco. Arbetet utfördes 2011 och har bekostats med egna medel. Syftet var att etablera en storskalig modell som kan bidra till att ta fram randvillkor i olika projekt Sweco är involverad i.

Det tvådimensionella beräkningsnätet består av ca 71 500 beräkningsnoder och ca 125 000 element i ett triangulärt s.k. "flexible mesh".

Beräkningscellernas sidlängd i horisontalled varierar mellan ca 5–400 m beroende på storleken av vattenvägar, se Figur 3-6. Det tredimensionella beräkningsnätet har skapats genom att dela upp det två-dimensionella beräkningsnätet 11 gånger i vertikalled och består av ca 1 250 000 element. Modellen är framtagen i koordinatsystem SWEREF 99 TM.





Figur 3-6. Beräkningsnät över Östra Mälaren, regional beräkningsmodell.

Modellen har fem öppna ränder för att kunna simulera tillrinning till Mälaren samt tappning vid Stockholm (nedströms rand ligger strax uppströms Riddarfjärden och används för att simulera tappning från både Hammarby sluss och från Söder- och Norrström) och Södertälje sluss.

Syftet med denna modell är att kunna utreda spridningsförhållanden utanför Lövstafjärden. Preliminära simuleringar som utfördes med den lokala beräkningsmodellen (se avsnitt 3.5.3) visade att den suspenderade sedimentet sprids utanför Lövstafjärden efter ca en vecka. Denna modell har dock en grövre upplösning i närheten av muddringsområdet vilket innebär att resultat i detta område inte analyseras med denna modell utan utifrån den lokala beräkningsmodellen.

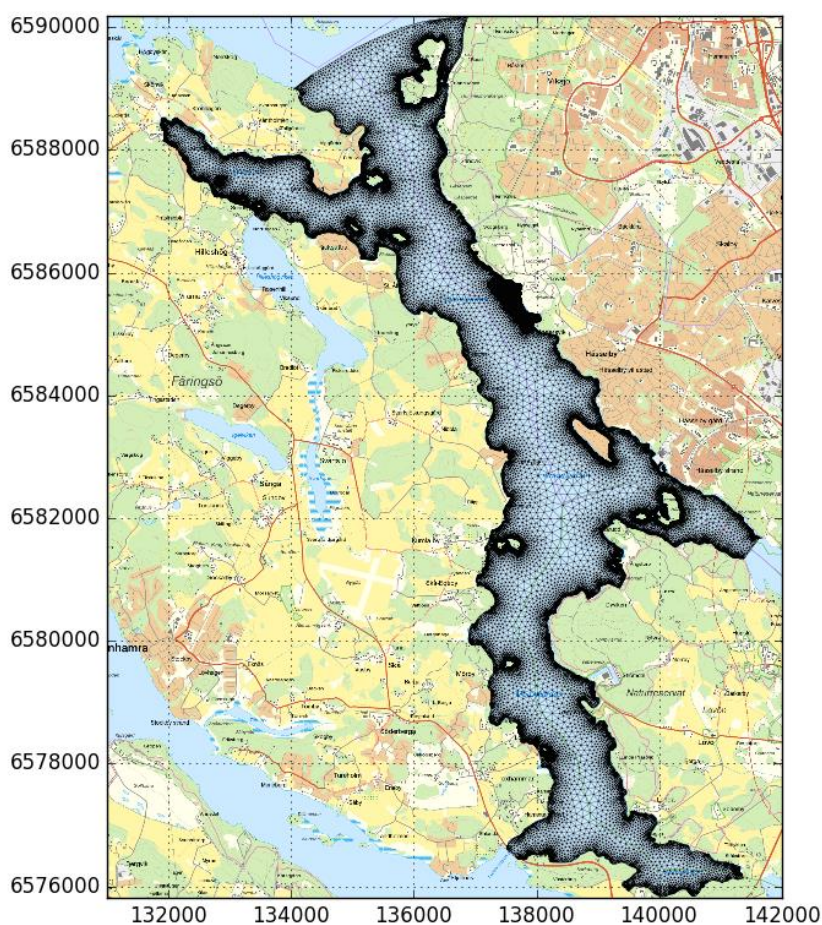


### 3.5.3 Lokal beräkningsmodell över Lövstafjärden

En lokal beräkningsmodell över Lövstafjärden har skapats med ett tvådimensionellt beräkningsnät som omfattar hela modelldomänen och duplicerats flera gånger i vertikalled för att erhålla ett tredimensionellt beräkningsnät.

Det tvådimensionella beräkningsnätet för nuvarande geometri består av ca 36 000 beräkningsnoder och ca 66 000 element i ett triangulärt s.k. "flexible mesh".

Beräkningscellernas sidlängd i horisontalled är varierar mellan ca 10 m vid strandlinjen till ca 300 m i mitten av fjärden, se Figur 3-7. Modellen är framtagen i koordinatsystem SWEREF 99 1800.

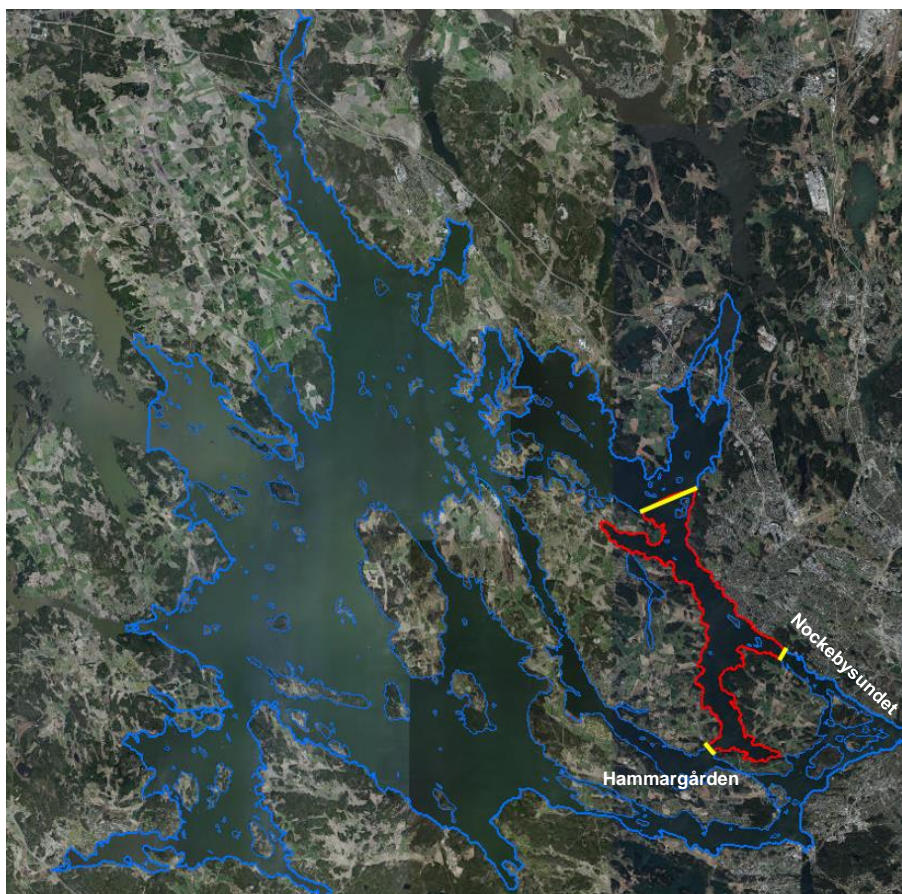


Figur 3-7. Beräkningsnät över Lövstafjärdens lokala modell.

Det tredimensionella beräkningsnätet har skapats genom att dela upp det tvådimensionella beräkningsnätet 20 gånger i vertikalled och består av ca 1 260 000 element.

Modellen har tre öppna ränder, en i norr och två i syd i Nockebysundet samt vid Hammargården (Lullehovsbron), se Figur 3-8. Randvillkor definieras som vattennivå vid

norra randen (Mälarens medelvattennivå +0,86 RH2000) samt flöden vid de två andra ränderna vars värde hämtas från den regionala 3D-modellen.



Figur 3-8. Lokalisering av de två beräkningsmodellerna. Lägen för ränder indikeras i gult för den lokala modellen (röd) relativt till storskaliga modell (blå).

Syftet med denna modell är främst att analysera spridnings- och strömningsförhållanden i närheten av muddringsområdet där upplösningen är betydligt större än i den regionala modellen. Eftersom norra och södra ränder (vid Hammargården) ligger i närheten av råvattenintagen vid Görvåln respektive Lovön har analys av sedimentkoncentrationerna i närheten av dessa objekt inte utförts med den lokala modellen utan med den regionala modellen.

### 3.5.4 Beräkningsparametrar

I båda beräkningsmodellerna har friktion på botten simulerats med hjälp av så kallad Nikuradses råhet som baseras på en ekvivalent sandråhet  $k_s$  på 0,02 m vilket anses vara ett typiskt värde för sjöbottnar. Detta råhetsmått inkluderar både råheten som genereras av bottensedimenten men även ojämnheter på botten som inte beskrivs i beräkningsnätet.

I båda beräkningsmodeller har turbulens i horisontal- och vertikalplan simulerats med k- $\epsilon$ -turbulensmodellen (se även Bilaga 3).

Vattendensiteten framräknas utifrån den lokala vattentemperaturen (för simuleringarna med temperaturskiktning) samt utifrån den lokala sedimentkoncentrationen.

Corioliskraften har inkluderats i samtliga beräkningar.

### 3.5.5 Sedimenttransport

I utförda simuleringarna har spridning av de förorenade bottensedimenten simulerats i form av suspenderad sedimenttransport. Resultat visar dock inte ämneskoncentrationer på de aktuella ämnen som finns inom det förorenade sedimenten utan dessa beräknas separat, dels utifrån modellresultat och dels utifrån uppmätta ämneskoncentrationer i källan, se avsnitt 3.6.

Programmet löser de tredimensionella advektion-dispersion ekvationerna för såväl viktlösa partiklar (för de finaste sedimentpartiklarna, se avsnitt 3.3.2) som vanliga sedimentpartiklar genom att ta hänsyn till deras fallhastighet.

I utförda simuleringarna har den ursprungliga botten antagits vara ej eroderbar. Detta för att säkerställa att den simulerade sedimentkoncentrationen består uteslutande av bottensedimenten som spills från muddringsområdet. Sedimentering av den suspenderade sedimenten antas ske när bottenskjuvspänningen blir mindre än 0,2 N/m<sup>2</sup>.

För att uppskatta strömningsförhållandena vid botten inom hamnområdet vid extrem hög vind har resultat från modellen analyserats i form av bottenhastigheter 0,5 m över botten och motsvarande bottenskjuvspänning. Bottenskjuvspänningen har beräknats med följande formel:

$$\tau_b = \rho \cdot u^{*2}$$

Där:

- $\tau_b$  = bottenskjuvspänning (N/m<sup>2</sup>)
- $u^*$  = skjuvspänningshastighet (m/s)
- $\rho$  = vattnets densitet (kg/m<sup>3</sup>)

Skjuvspänningshastigheten beräknas med följande ekvation som innebär att hastighetsprofilen i närheten av botten antas vara logaritmisk samt att strömningen antas vara turbulent:

$$u_* = \frac{\kappa \cdot u_b}{\ln\left(\frac{30 \cdot dz}{k_s}\right)}$$

Där:

- $\kappa$  = von Karmans konstant (0,4)
- $u_b$  = hastighet 0,5 m ovanpå botten (m/s)
- $dz$  = avstånd mellan referensnivå för bottenhastighet och bottenivån (0,5 m)
- $k_s$  = ekvivalent sandråhet (m)

Beräkningen har utförts för två olika antaganden avseende den ekvivalenta sandråheten:

- $k_s = 1$  mm (representativ för kornfriktionen, *skin friction* på engelska).
- $k_s = 10$  mm (representativ för formmotstånd, *bedform roughness* på engelska).

### 3.5.6 Kalibrering

Använda hydrodynamiska modeller har kalibrerats mot strömningsmätningar, se Bilaga 3. Syftet med modellkalibrering är att identifiera de optimala beräkningsparametrarna och utvärdera modellernas förmåga att reproducera observerade strömmar.



### 3.6 Beräkning av ämneskoncentrationer vid råvattenintag, osäkerhets- och riskanalys

#### 3.6.1 Uppmätta ämneskoncentrationer i det förorenade bottensedimenten inom muddringsområdet

En sammanställning av uppmätta ämneskoncentrationerna i det förorenade bottensedimenten inom muddringsområdet redovisas med ämnes medelkoncentration i kapitel 5. Koncentrationerna motsvarar mängd förorening (i mg) per kilogram torrsediment som har uppmätts efter provtorkning. Laboratoriet som utförts analyserna (ALS) anger att torkningsförlopp sker långsamt samt vid låga temperaturen vilket innebär att eventuell förorening i lös fas bedöms ha samlats på sedimentpartiklar och därmed anses inkluderas i analysresultaten.

Ämneskoncentrationer som sprids i Mälaren kan räknas fram genom att multiplicera ämneskoncentration för aktuellt ämne i källan (det förorenade bottensedimenten) med den simulerade koncentrationen för suspenderat material i vatten enligt följande formel:

$$C_i = 10^{-6} \cdot C_f \cdot C_{sim}$$

Där:

- $C_i$ : ämneskoncentration i Mälaren [mg/l]
- $C_f$ : ämneskoncentration i det förorenade bottensedimenten [mg/kg TS]
- $C_{sim}$ : simulerad koncentrationen för suspenderat material i vatten [mg/l]

Ämneskoncentrationen i det förorenade bottensedimenten  $C_f$  har tagits fram utifrån samtliga utförda analyser inom muddringsområdet och motsvarar därmed en genomsnittlig koncentration för total volym förorenat bottensediment som planeras att muddras.

Faktorn  $10^{-6}$  krävs vid konvertering från kilogram TS (förorenat bottensedimenten,  $C_f$ ) till mg (suspenderat material,  $C_{sim}$ ).

### 3.6.2 Osäkerhetsanalys

Resultat från spridningssimuleringar innehåller viss osäkerhet eftersom ingångsparametrarna som används också innehåller osäkerheter. En osäkerhetsanalys har därmed utförts för att uppskatta inverkan av dessa osäkerheter på de framräknade ämneskoncentrationerna i vatten.

Totalt har osäkerheter kring nio stycken ingångsparametrar inkluderats i en osäkerhetsanalys, enligt formeln nedan:

$$C = C_i \cdot U_v \cdot U_{TS} \cdot U_{Tsm} \cdot U_k \cdot U_{lf} \cdot U_{sp} \cdot U_{splf} \cdot U_{ws} \cdot U_m$$

Där:

- $C$ : ämneskoncentration i Mälaren inkl. osäkerheter [mg/l]
- $C_i$ : ämneskoncentration i Mälaren utifrån resultat från spridningsmodellen och ämneskoncentrationerna i det förorenade bottensedimenten [mg/l]
- $U$ -parametrar: osäkerhetsparametrar [-]

Använda  $U$ -parametrar detaljeras nedan:

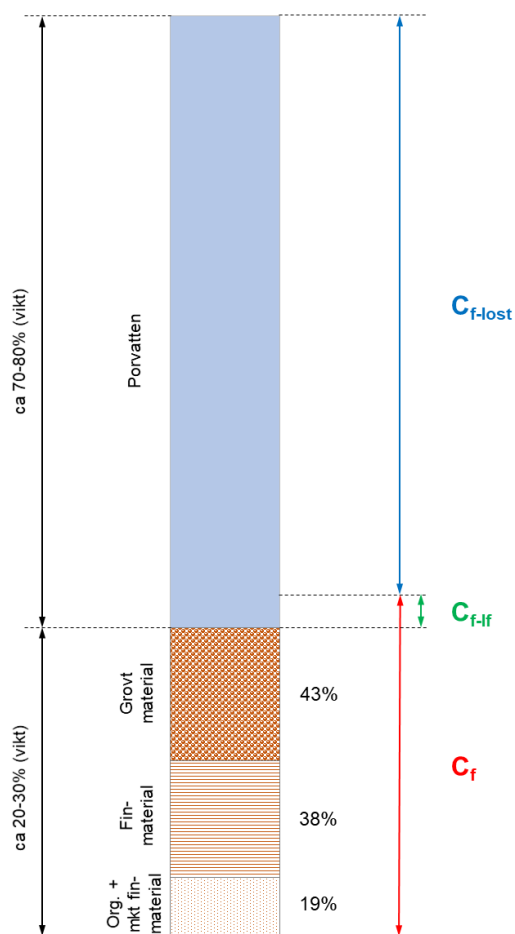
- $U_v$ : osäkerheter kring den totala muddringsvolymen (med förorenat sediment). Enligt uppgifter från KFS kan den planerade muddringsvolymen, på 24 400 m<sup>3</sup>, ökas till maximalt ca 30 000 m<sup>3</sup> om högre ämneskoncentrationer ligger i den volymen som utgör övermuddring. Denna ökning motsvarar 23%. Se avsnitt 3.2.
- $U_{TS}$ : osäkerheter kring andel torrsediment (torrstofshalten TS) från den totala muddringsvolymen, se avsnitt 3.2. Andel torrsvikt sediment har framräknats utifrån 88 st. utförda provanalyser. En statistisk analys av resultat visar att variationen i TS-halten kan beskrivas med en standardavvikelse som motsvarar 37% av medelvärdet för TS.
- $U_{Tsm}$ : osäkerheter kring använd metod för att räkna fram andel torrsediment (torrstofshalten TS). Beroende på vilken beräkningsmetod som används kan den totala mängden torrsvikt sediment öka med 4%, se avsnitt 3.2.
- $U_k$ : osäkerheter kring ämneskoncentrationer i de förorenade bottensedimenten. Denna osäkerhetsparameter har definierats för ämnen bly (Pb) och bens(a)pyren som är de två känsligaste ämnena enligt resultat (se avsnitt 5.4). Variationen av ämneskoncentration har räknats utifrån en statistisk analys av samtliga provanalyser (139 st. för bly och 79 st. för bens(a)pyren) för att erhålla ett standard felmedelvärde. Erhållna standard felmedelvärden motsvarar 27% och 26% av medelvärdet för bly respektive bens(a)pyren.
- $U_{lf}$ : osäkerheter kring andel ämneskoncentration i lös fas i det förorenade bottensedimenten. Denna parameter syftar till att ta hänsyn till att viss andel av uppmätta föroreningsmängder har möjligtvis funnits i lös fas och kan därmed spridas i lös fas och inte kopplade till sedimentpartiklar, som vissa sedimenterar. Se nedan.



- $U_{sp}$ : osäkerheter kring andel spill från muddringsvolymen. Osäkerhetsanalys tillämpas på beräkningsscenarioer som motsvarar ett 5%-spill, som är ett konservativt antagande. Muddringen kommer att utföras med en s.k. miljöskopa som begränsar andel spill till ca 2%, se avsnitt 3.3.1. Denna parameter syftar till att ta hänsyn till mer realistiska spillscenarier och varierar därmed mellan 0,4 (2%-spill) och 1,0 (5%-spill).
- $U_{splf}$ : osäkerheter kring andel spill som sprids i lös fas direkt efter muddring. I utförda beräkningar har det antagits att 100% av materialet som spills sprids direkt i lös fas vilket är ett konservativt antagande då en viss andel av materialet kommer att sedimentera snabbt i närheten av muddringspunkten i form av större klumpar av material, se avsnitt 3.3.2. För att ta hänsyn till mer realistiska situationer antas det att andel spill som sker direkt i lös fas varierar mellan 50% och 100% av totalt andel spillmaterial.
- $U_{ws}$ : osäkerheter kring sedimentfraktioner. Det förorenade bottensedimenten har delats upp i tre fraktioner utifrån resultat från utförda kornfördelningsanalyser: mycket fint material, finmaterial och grovt material, se avsnitt 3.3.2. I spridningssimuleringarna har enbart de två finaste fraktionerna simulerats eftersom de grövre partiklarna, med hög fallhastighet, kommer att sedimentera i närheten av muddringsområdet. De två finaste fraktionerna utgör i medeltal 57% av bottensedimenten (i viktprocent), vilket är värdet som har använts för att definiera spillmängderna i simuleringarna. Analys av sedimentprov visar att standardavvikelsen för fördelningen av de två finaste fraktionerna är ca 20,3%, vilket motsvarar 36% av medelvärdet (57%).
- $U_m$ : osäkerheter kring numerisk modellering. Inom ramen av denna utredning har Ekaterina Sokolova, forskare på Chalmers, inblandat inom ett samråd mellan Sweco, Stockholm Exergi, Stockholm Vatten och Avfall (SVOA) och Norrvatten (NV). Ekaterina Sokolova har utfört spridningsberäkningar med en tredimensionell strömningssmodell (MIKE3) som täcker Mälaren, framtagen av Danish Hydraulic Institute (DHI) på uppdrag av SVOA och NV år 2015, som kallas för "Mälarmodellen". Simuleringarna som har utförts i Mälarmodellen baseras på olika antaganden och parametrar på grund av avgränsningar i modelleringsmöjligheter som ingår i Mälarmodellen (bland annat: drivdata för år 2012 enbart, sediment ingår inte, spill för viktlösa partiklar enbart, förenklad simulering av spill med konstanta flöden och koncentrationer vid en unik spillpunkt i taget). En kvalitativ jämförelse av resultaten mellan Swecos modell och Mälarmodellen visade en god överensstämmelse avseende simulerade koncentrationer vid råvattenintagen. Utifrån denna jämförelse har modellosäkerheten ansatts till  $\pm 50\%$ .

Osäkerheter kring andel ämneskoncentration i lös fas i det förorenade bottensedimenten (parameter  $U_{lf}$ ) har definierats enligt följande metodik. Enligt kontakt med laboratoriet som har utfört analyser (ALS) sker provtorkning långsamt och vid låga temperaturer. Detta innebär att andel förorening som eventuellt var i lös fas antas ha migrerat till sedimentpartiklar under provtorkning och därmed inkluderas i analysresultat. En annan

osäkerhet är om eventuell föroening som var i lös fas har förlorats under provberedningen eller analys. Enligt diskussion med ALS samt experter från Chalmers kan det anses vara rimligt att anta att mängden föroening som eventuellt förlorats ingår i mätosäkerheten, som enligt ALS ligger i storleksordning 5-25% beroende på aktuellt ämne. Fördelningen av mängd föroening i det bottensedimenten kan schematiskt illustreras med hjälp av Figur 3-9.



Figur 3-9. Schematisk fördelning av mängd föroening i bottensedimenten.

Förklaring till Figur 3-9:

- $C_f$ : ämneskoncentration i det föroenade bottensedimenten, analysresultat [mg/kg TS]
- $C_{f-lf}$ : andel av  $C_f$  som antas ha varit i lös fas och migrerat till sedimentpartiklar under torkning [% av  $C_f$ ]
- $C_{f-lost}$ : andel av  $C_f$  som antas ha förlorats under analysen [% av  $C_f$ ]

Att avskilja andel förorening som eventuellt var i lös fas är viktigt eftersom i sådant fall behöver resultat från spridningsmodellen avseende koncentration av suspenderat sediment, som används för att räkna fram ämneskoncentrationerna i Mälaren, justeras för att ta hänsyn till andel sediment som sedimenterar under simuleringen. Denna justering behöver även tillämpas till den grövre fraktionen av bottensedimenten som inte simuleras i spridningsberäkningarna.

Uppskattning av andel förorening som eventuellt var i lös fas har utförts med följande antaganden:

- $C_{f-lf} = 25\%$  av  $C_f$ . Antas gälla för samtliga ämnen.
- $C_{f-lost} = 25\%$  av  $C_f$  vilket motsvarar det största värdet i intervallet för mätosäkerheten enligt ALS.

Med dessa parametrar kan justeringen för andel förorening som eventuellt var i lös fas beräknas. Denna beräkning redovisas i Tabell 3-5 för ett fiktivt ämne med en koncentration på  $C_f = 1$  mg/kg TS. I beräkningen redovisas justering för  $C_{f-lf}$  (andel av  $C_f$  som antas ha varit i lös fas och migrerat till sedimentpartiklar under torkning) för varje sedimentfraktion för att kompensera för mängd sediment som sedimenterar under simulering.

Enligt denna beräkningen som redovisas uppgår den totala andel föroreningen som eventuellt var i lös fas till 41% av  $C_f$ .

*Tabell 3-5. Osäkerhetsanalys: beräkning av andel förorening som eventuellt var i lös fas. Exempel med  $C_f = 1$  mg/kg TS. Gäller för spridningsscenarioer med den lägsta fallhastigheten ( $3,84E-6$  m/s).*

Fraktion / lös fas	Fördelning	Andel som sedimenterat efter 80 dagar	Justering för andel kvar i lös fas $C_{f-lf} + C_{f-lost}$ [mg/kg TS]	
	[%]	[%]	[mg/kg TS]	[% av $C_f$ ]
Grov sediment	43%	100%	0.11	10.8%
Fin sediment	38%	55%	0.05	5.2%
Organiskt / mycket fint sediment	19%	0%	0.00	0.0%
Förorening i lös fas (förlorad)	-	-	0.25	25.0%
<b>TOTAL</b>	<b>100%</b>	-	<b>0.41</b>	<b>41.0%</b>

Inverkan av samtliga  $U$ -parametrar på osäkerheten om den aktuella ämneskoncentrationen  $C$  har beräknats med hjälp av en s.k. Monte Carlo-simulering. Principen av en Monte Carlo-simulering är att utföra önskad beräkning ett stort antal gånger där värdena för varje undersökt ingångsparameter varierar slumpvist i varje iteration. På så sätt kan resultatet beskrivas med hjälp av en statistisk fördelning, med t.ex. medianen som motsvarar  $C$ -värdet som överskrids i 50% av alla utförda iterationer.

Varje  $U$ -parameter som redovisats ovan definierats relativt till deras medelvärde, det vill säga att de är dimensionslösa. Två typer av fördelning har använts för att karaktärisera förväntad variation för varje  $U$ -parameter:

- En normalfördelning för de parametrarna med tillräckligt många observationer för att räkna fram ett representativt mått för förväntad statistisk fördelning (standardavvikelse, standard felmedelvärde). Används för  $U_{TS}$ ,  $U_{TSM}$ ,  $U_k$  och  $U_{ws}$ . I en normalfördelning ligger ca 68% av populationen inom  $\pm$  en standardavvikelse från medelvärdet.
- För de andra parametrar används en uniform-fördelning (kallas också likformig sannolikhetsfördelning) mellan intervallgränserna. I en sådan fördelning har alla värden i intervallet samma vikt.

En sammanställning av samtliga  $U$ -parametrar med respektive fördelning redovisas i Tabell 3-6.

Tabell 3-6. Använda parametrar i osäkerhetsanalysen.

Kod	Beskrivning	Normalfördelning		Uniform-fördelning	
		Medel	$\sigma$	Min	Max
$U_v$	Osäkerheter kring muddringsvolym	-	-	1.00	1.23
$U_{TS}$	Osäkerheter kring torrvt förorenat sediment	1.00	0.37	-	-
$U_{TSM}$	Osäkerheter kring metod för beräkning av torrvt förorenat sediment	-	-	1.00	1.04
$U_k$	Osäkerheter kring ämneskoncentration i förorenat sediment - Pb	1.00	0.27	-	-
	Osäkerheter kring ämneskoncentration i förorenat sediment - Bens(a)pyren	1.00	0.26		
$U_{lf}$	Osäkerheter kring andel ämneskoncentration i lös fas	-	-	1.00	1.41
$U_{sp}$	Osäkerheter kring andel spill 2-5%	-	-	0.40	1.00
$U_{spif}$	Osäkerheter kring andel spill som sprids i lös fas	-	-	0.50	1.00
$U_{ws}$	Osäkerheter kring sedimentfraktioner och resp. fallhastigheter	1.00	0.36	-	-
$U_m$	Osäkerheter kring beräkningsmodellen (T3D/MIKE3)	-	-	0.50	1.50

Monte Carlo-simuleringar har utförts för ett urval av beräkningsscenarier och ämnen utifrån säkerhetsmarginalen mellan ämneskoncentrationen  $C_i$  (ämneskoncentration i Mälaren utifrån resultat från spridningsmodellen och ämneskoncentrationerna i det förorenade bottensedimenten) och riktvärdet för aktuellt ämne.

I varje Monte Carlo-simulering har 1000 st. värden för varje  $U$ -parameter definierats inom respektive intervall och slumpvist kombinerats i 10 miljoner iterationer. Den statistiska fördelningen för den aktuella ämneskoncentrationen  $C$  baseras därmed på totalt 10 miljoner värden. Antal iterationer och antal värden inom respektive intervall har testats i en känslighetsanalys för att säkerställa att den slutliga statistiska fördelningen av  $C$  inte påverkas av dessa.

### 3.6.3 Riskanalys

Om ämneskoncentrationer i dricksvatten överstiger riktvärden kan hälsorisker uppstå. Risken relaterad till det är kombinationen mellan allvarligheten av förväntade konsekvenser och sannolikheten av en sådan situation inträffa. En litteraturstudie har utförts för att identifiera metoder som används i Sverige (Niedbalski, A., Cos, V., 2015), som visar att den föreslagna metoden från World Health Organization brukar tillämpas i landet. Metoden baseras på en s.k. semikvantitativ *risk ranking*-metod, se Figur 3-10.

Likelihood	Severity of consequences				
	Insignificant	Minor	Moderate	Major	Catastrophic
Almost certain	5	10	15	20	25
Likely	4	8	12	16	20
Moderately likely	3	6	9	12	15
Unlikely	2	4	6	8	10
Rare	1	2	3	4	5

Risk score	< 6	6–9	10–15	> 15
Risk rating	Low	Medium	High	Very high

Item	Rating	Definition
<i>Likelihood categories</i>		
Almost certain	5	Once per day
Likely	4	Once per week
Moderately likely	3	Once per month
Unlikely	2	Once per year
Rare	1	Once every 5 years
<i>Severity categories</i>		
Catastrophic	5	Public health impact
Major	4	Regulatory impact
Moderate	3	Aesthetic impact
Minor	2	Compliance impact
Insignificant	1	No impact or not detectable

Figur 3-10. Utvärderingsmatris vid riskanalys för dricksvatten (World Health Organization, 2011).

## 4 Resultat – Spridning av förorenat bottensediment

### 4.1 Inledning

Redovisning av resultat från simuleringarna görs primärt för basscenariot med 5%-spill (se avsnitt 4.2).

Redovisning för de andra undersökta scenarierna sker i form av känslighetsanalys avseende inverkan av mindre andel spill (2%), större partiklar med därmed större fallhastighet, bakgrundsströmmar, vindhastighet och temperaturskiktning relativt basscenarierna i avsnitt 4.3 till 4.8.

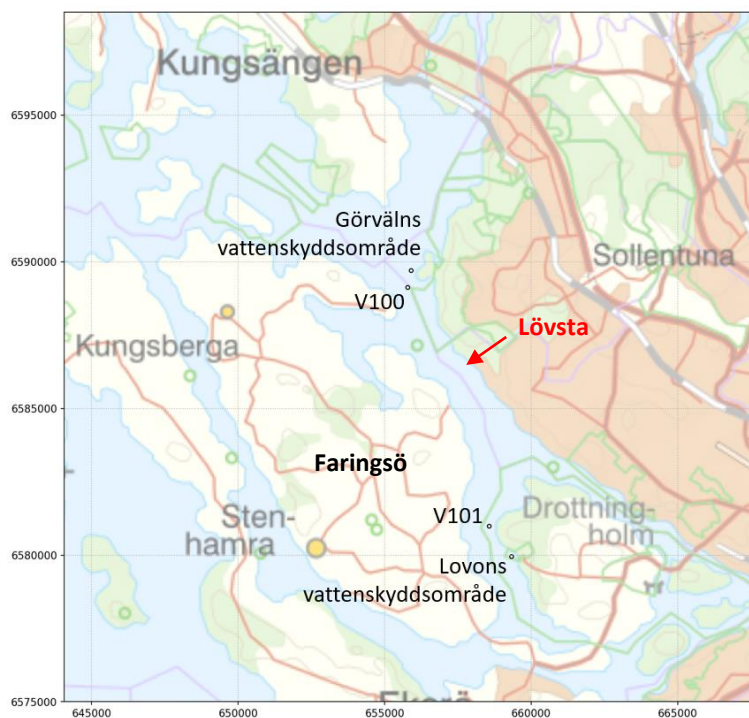
Resultat från scenario 11, som motsvarar strömningsförhållandena vid extrem vind, redovisas i avsnitt 4.9.

Figurer och grafer för samtliga beräkningsscenarier redovisas i Bilaga 1. På grafer redovisas sedimentkoncentration vid följande utvalda referenspunkter:

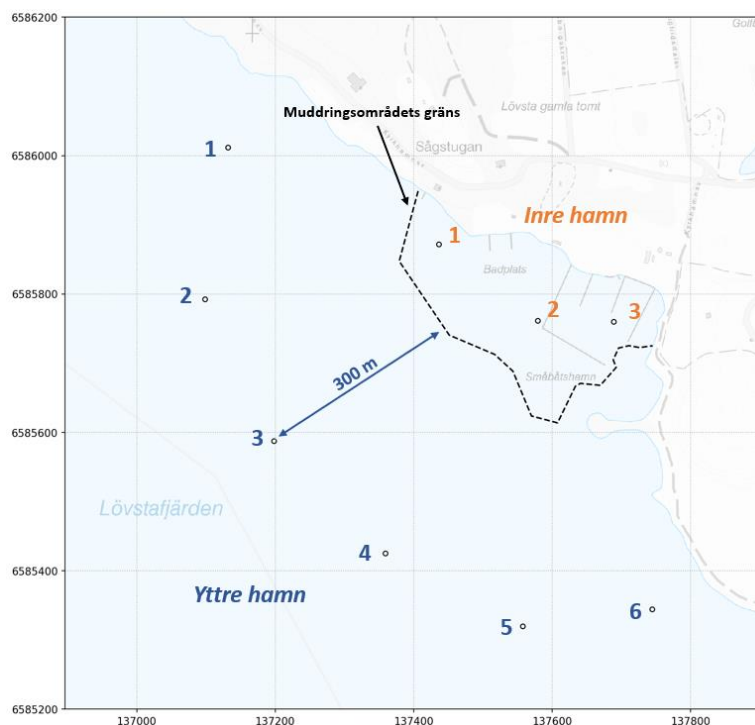
- För Görvälns råvattenintag (resultat från den regionala modellen):
  - Referenspunkt V100 som motsvarar Yoldias provtagningspunkt med samma beteckning (Yoldia, 2019).
  - En punkt som ligger vid vattenskyddsområdets gräns.
- För Lovöns råvattenintag (resultat från den regionala modellen):
  - Referenspunkt V101 som motsvarar Yoldias provtagningspunkt med samma beteckning (Yoldia, 2019).
  - En punkt som ligger vid vattenskyddsområdets gräns.
- I inre hamn, d.v.s. inom muddringsområdet, 3 st. punkter (resultat från den lokala modellen).
- I yttre hamn, 300 m utanför muddringsområdet, 6 st. punkter (resultat från den lokala modellen).

Lokalisering av ovan nämnda referenspunkter redovisas i Figur 4-1 och Figur 4-2.





Figur 4-1. Lokalisering av referenspunkterna för råvattenintagen. SWEREF 99 TM.



Figur 4-2. Lokalisering av referenspunkterna för inre och yttre hamn. SWEREF 99 1800.

## 4.2 Basscenario med 5%-spill

Detta scenario (nr 1) motsvarar basscenarioet för 5%-spill och kombineras med följande faktorer:

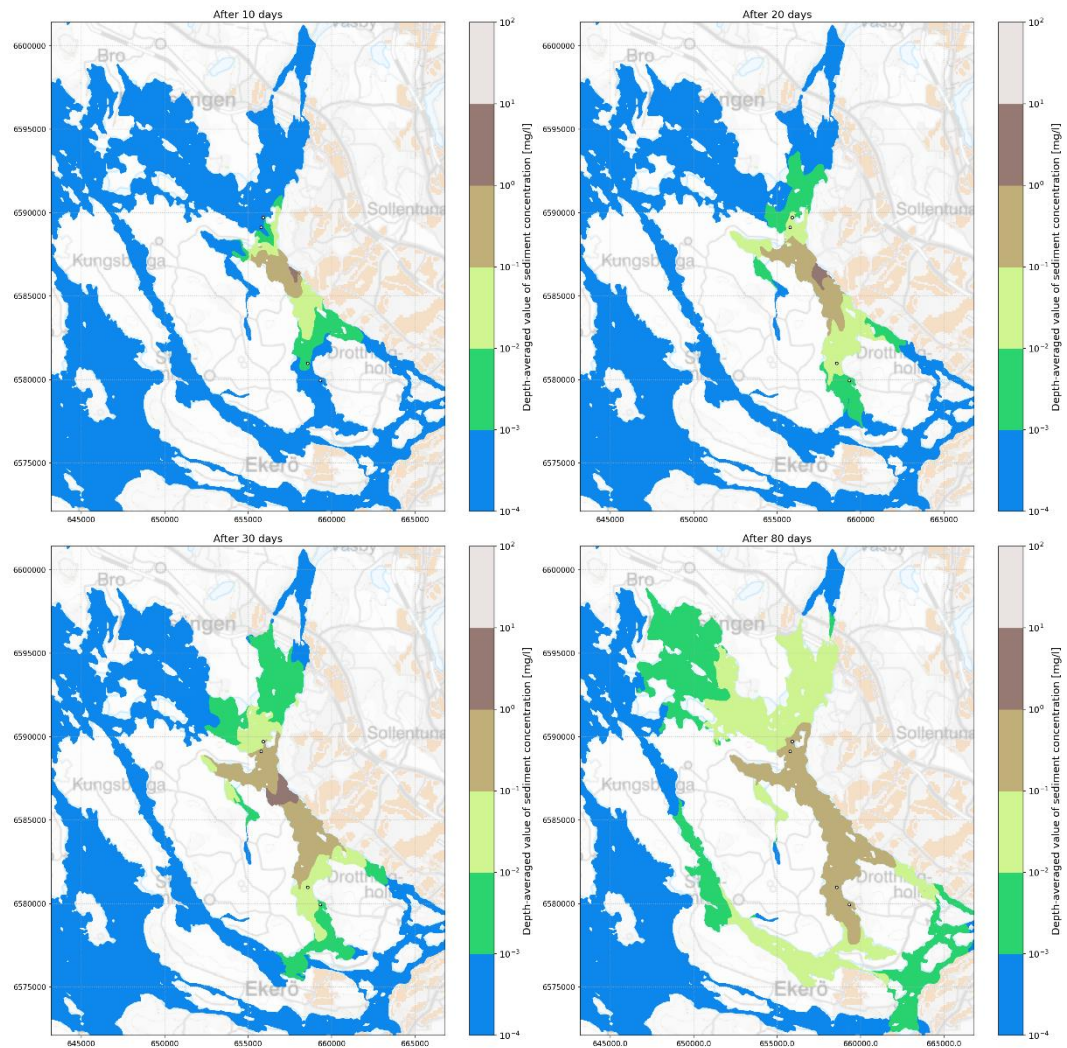
- Roterande vindsekvens med medelvindhastighet.
- Finaste fraktion av förorenat sediment (scenario "Fallhastighet 1").
- Inga bakgrundsströmmar, d.v.s. utan tappning från Mälaren.
- Ingen temperaturskiktning.

Resultat från detta scenario redovisas i detalj i detta avsnitt.

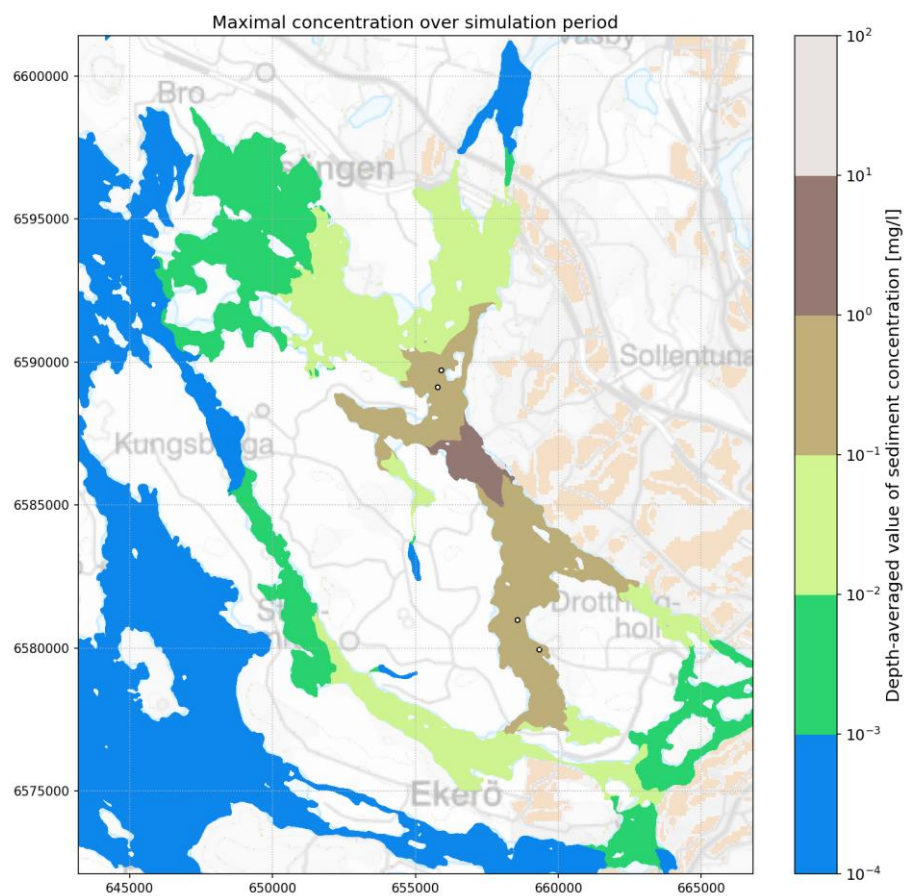
Utvecklingen av sedimentkoncentrationen inom studieområdet redovisas i form av djupmedelvärde efter 10, 20, 30 och 80 dagar i Figur 4-3. Den maximala sedimentkoncentrationen under hela simuleringen redovisas i Figur 4-4.

Ur analys av dessa figurer framgår det att:

- Efter 10 dagar, d.v.s. vid slutet av den första perioden med muddringskapacitet 1200 ton/dygn, har sedimenten spridits till större delar av Lövstafjärden. Sedimentkoncentrationerna vid de två råvattenintagen ligger i storleksordning ca 0,001 mg/l medan de högsta koncentrationerna i fjärden utanför muddringsområdet ligger i intervallet 0,1-1 mg/l.
- Efter 20 dagar, d.v.s. vid slutet av perioden med muddringskapacitet 2000 ton/dygn, har sedimenten börjat sprida sig utanför Lövstafjärden både i norr och i syd runt Lovön. Sedimentkoncentrationerna vid de två råvattenintagen ligger i storleksordning 0,02 mg/l vid Görväln och 0,005-0,02 mg/l vid Lövon. De högsta koncentrationerna i fjärden utanför muddringsområdet är något högre än efter 10 dagar, i storleksordning ca 1-5 mg/l.
- Efter 30 dagar, d.v.s. vid slutet av muddringsarbeten, har sedimenten spridits ytterligare utanför Lövstafjärden. Sedimentkoncentrationerna vid de två råvattenintagen ligger i storleksordning 0,1 mg/l vid Görväln och 0,01-0,1 mg/l vid Lövon. De högsta koncentrationerna i fjärden utanför muddringsområdet är något lägre än efter 20 dagar dock i samma storleksordning (ca 1-5 mg/l).
- Efter 80 dagar, d.v.s. vid slutet av simuleringen, har sedimenten spridits till ett större område och går i princip runt Faringsö. Koncentrationerna vid råvattenintagen håller sig till liknande nivå som vid 30 dagar, dock lite högre (högst ca 0,2 mg/l). Koncentrationerna i Lövstafjärden minskar långsamt på grund av utspädning i hela systemet.

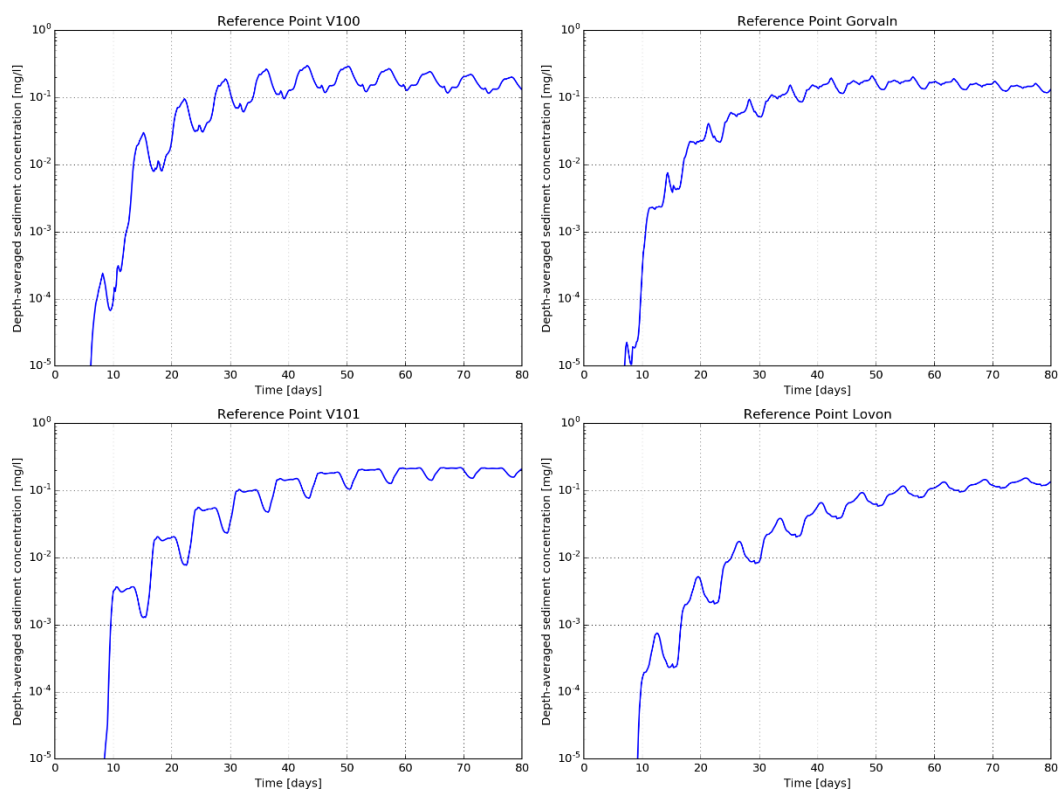


Figur 4-3. Scenario 1. Djupmedelvärde av sedimentkoncentration efter 10, 20, 30 och 80 dagar. OBS: värden lägre än  $10^{-4}$  mg/l redovisas med blå färg.

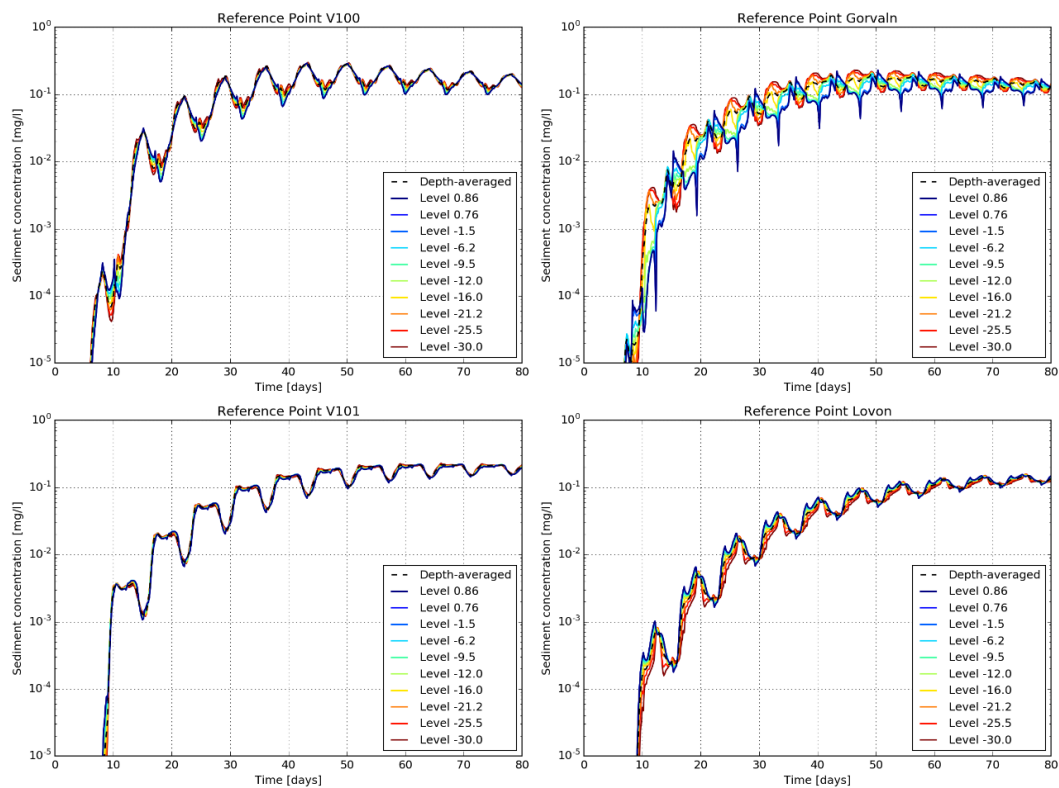


Figur 4-4. Scenario 1. Maximalvärde av sedimentkoncentration (djupmedelvärde) under hela simuleringsperioden. OBS: värden lägre än  $10^{-4}$  mg/l redovisas med blå färg.

Tidsserier av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen redovisas i detalj i Figur 4-5 (djupmedelvärden) och Figur 4-6 (koncentrationer vid olika djup).



Figur 4-5. Scenario 1. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen.



Figur 4-6. Scenario 1. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.

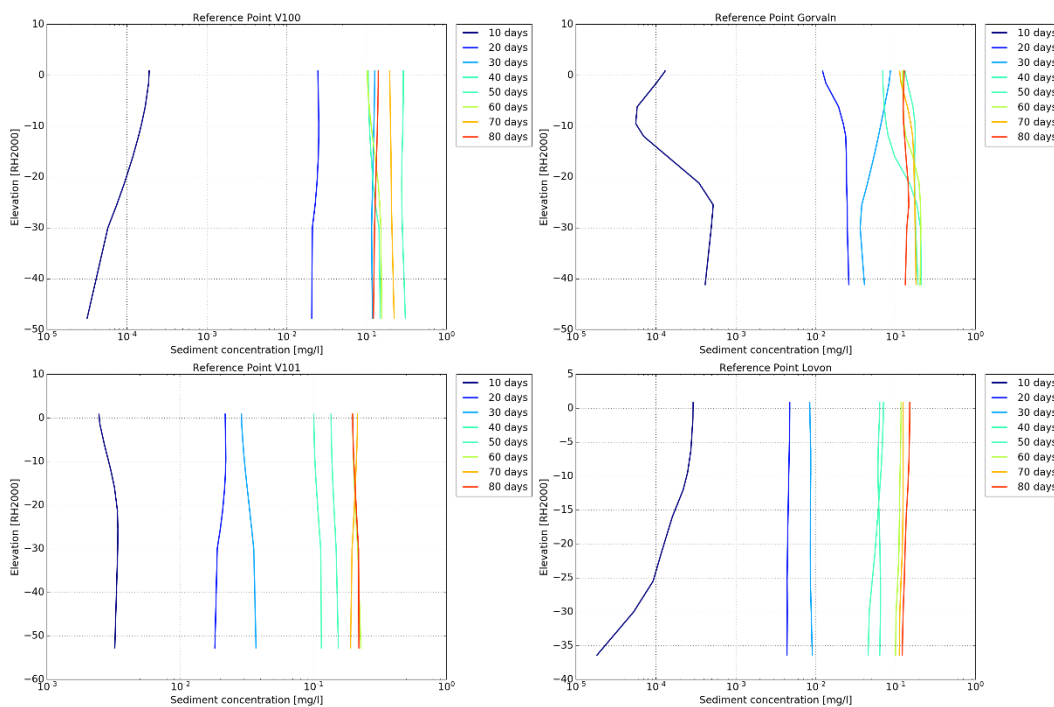
Ur analys av denna figur framgår det att:

- De högsta sedimentkoncentrationerna inträffas vid referenspunkt V100 (mot Görvål) och ligger mellan 0,1 och 0,3 mg/l mellan dag 35 och dag 70. Vid Görvåls vattenskyddsområdesgräns är de maximala koncentrationerna ca 0,2 mg/l.
- För Lovöns råvattenintag är de maximala sedimentkoncentrationerna ca 0,2 mg/l vid referenspunkt V101 medan vid Lovöns vattenskyddsområdesgräns är de maximala koncentrationerna något mindre, ca 0,15 mg/l.
- Sedimentkoncentrationerna toppar efter ca 50-60 dagar vid Görvål medan värdena fortfarande ligger på en konstant nivå vid Lovön efter 80 dagar. Sedimentkoncentrationerna bedöms inte öka ytterligare efter 80 dagar utan minskar gradvist på grund av utspädning i hela systemet.
- Vid omblandade förhållanden förekommer ingen tydlig skillnad på koncentrationerna mellan ytan och botten, utom vid Görvål och i mindre omfattning vid Lovön. Anledningen är att båda råvattenintag ligger i lå av kustlinjen där cirkulationsströmmar kan påverka fördelningen av koncentrationer i vertikalled. Skillnaden mellan de högsta koncentrationerna och deras djupmedelvärde är liten.



De högsta koncentrationerna vid råvattenintagen ligger i samma storleksordning de lägsta bakgrundskoncentrationerna för Mälaren (se avsnitt 2.4).

Variationen av sedimentkoncentrationen i vertikalled redovisas vid de fyra referenspunkterna för råvattenintagen i Figur 4-7.



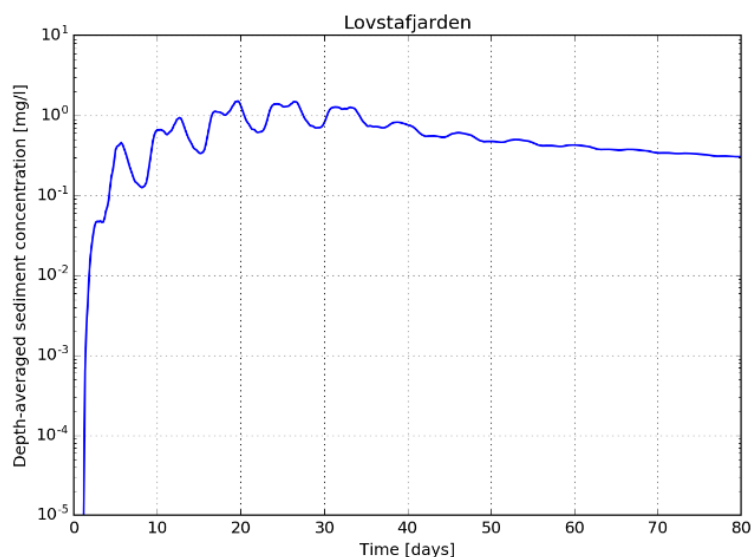
Figur 4-7. Scenario 1. Variation av sedimentkoncentrationen i djupled vid referenspunkterna för råvattenintagen.

Analys av denna figur visar att sedimentkoncentrationerna kan variera med upp till en faktor 10 mellan botten (högre koncentrationer) och ytan (mindre koncentrationerna) 10 dagar efter början av muddringsarbeten. Från och med 20 dagar efter start på muddring har dock koncentrationerna homogeniserats i vertikalled på grund av diffusion och turbulens i rådande strömmar i den oskiktade vattenmassan. Detta innebär att djupmedelvärdet av sedimentkoncentrationen ger en bra uppskattning av de lokala sedimentkoncentrationerna oavsett vattendjupet, främst efter ca 20 dagar.

Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

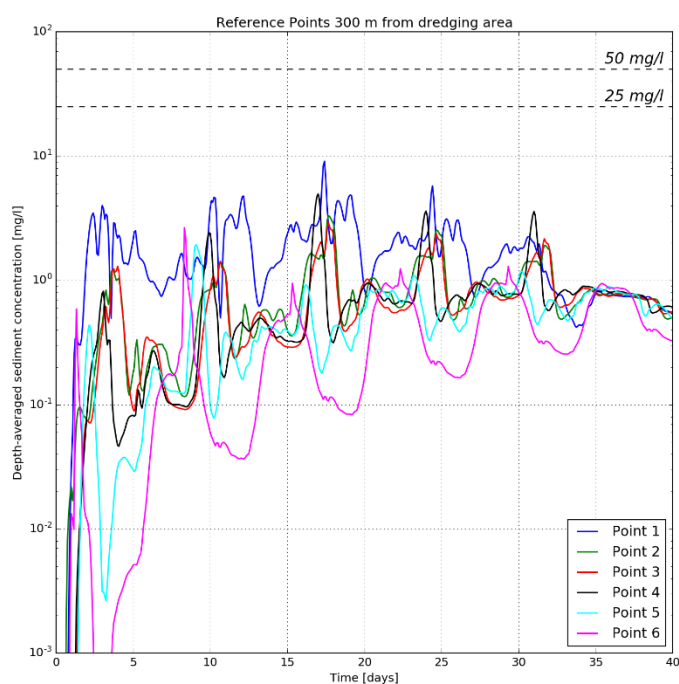
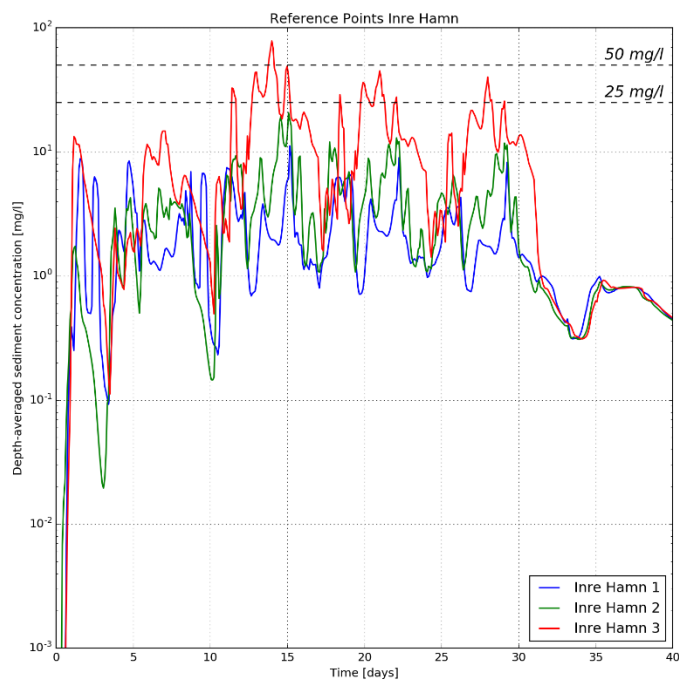
- 0,231 mg/l vid Görväl.
- 0,157 mg/l vid Lovön.

Djupmedelvärden av sedimentkoncentrationen i Lövstafjärden mittemot Lövsta redovisas i Figur 4-8. Vid denna punkt är koncentrationerna av ca 0,3 mg/l efter 80 dagar, d.v.s. av samma storleksordning som koncentrationerna vid Görväln och Lovön vid samma tidpunkt. Detta innebär att sedimentkoncentrationerna bedöms inte kunna öka vid råvattenintagen efter 80 dagar. Det bör noteras att detta bekräftas av de simuleringarna som har utförts av Ekaterina Sokolova (Chalmers) med Mälarmodellen (se avsnitt 3.6.2). Utförda simuleringar omfattar 4 st. 6-månadersperioder i år 2012 och visade nedåtgående koncentrationer efter ca 3 månader från början på muddringsperioden, främst tack vare genomströmning i Lövstafjärden (tillrinning).



Figur 4-8. Scenario 1. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid mitten av Lövstafjärden mittemot Lövsta.

De simulerade sedimentkoncentrationerna i inre och yttre hamn redovisas i Figur 4-9 (djupmedelvärden). Dessa resultat har hämtats från den lokala strömningsmodellen som har en högre upplösning jämfört med den regionala modellen som har dock körts under en kortare simuleringsperiod, 40 dagar.



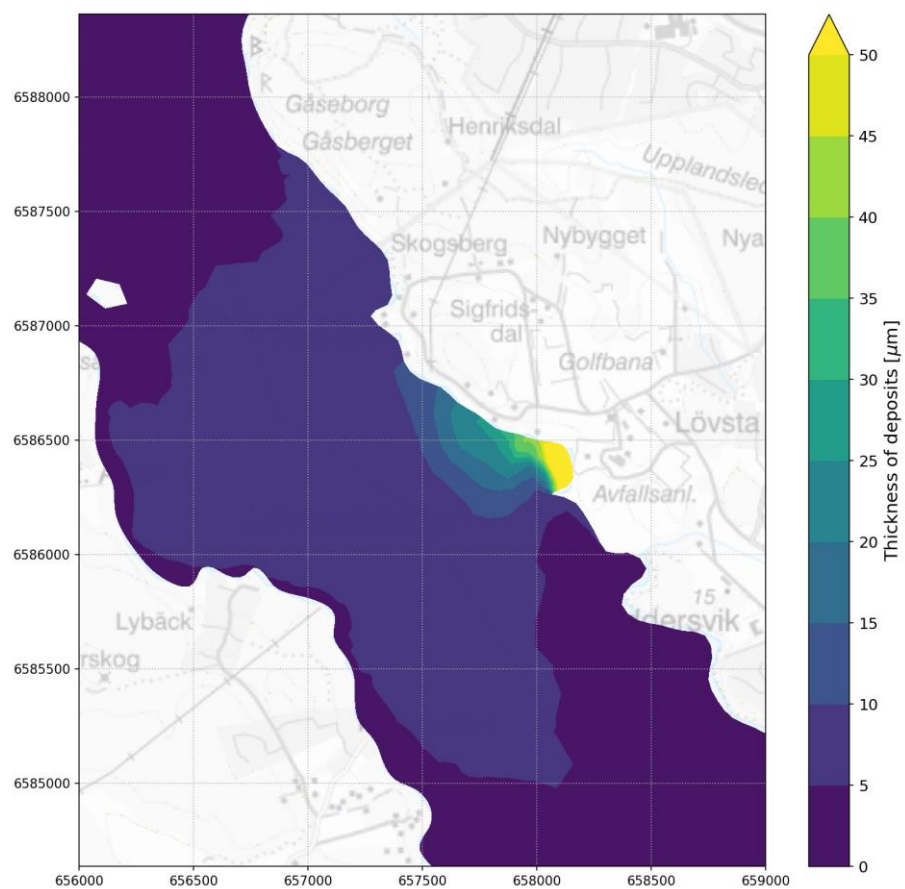
Figur 4-9. Scenario 1. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen i inre (övre bild) och yttre (nedre bild) hamn. Resultat från den lokala modellen.

Analys av denna figur visar att:

- I inre hamn, förekommer de högsta koncentrationerna mellan dag 10 och dag 30 vilket motsvarar perioden när spillpunkten ligger i hamnens östra del (punkt nr 2, se avsnitt 3.3.2). Genomströmningen i den östra delen av muddringsområdet är något mindre än i den västra delen vilket innebär att suspenderat sediment kommer att cirkulera och ansamlas i detta område (punkt 3). De högsta värdena inträffas vid punkterna nr 2 och 3 där koncentrationerna ibland överskrider 25 mg/l och där maximala värden ligger mellan ca 50 och 80 mg/l.
- I yttre hamn ca 300 m utanför muddringsområdets gräns, de simulerade koncentrationerna är större i väst (punkt 1) än i öst (punkt 6). De högsta koncentrationerna, som förekommer vid punkt 1, är ca 5 mg/l utom vid ett tillfälle där koncentrationerna toppar vid ca 9 mg/l under ca en halvdag. De högsta koncentrationer vid de andra referenspunkterna är högst ca 5 mg/l (punkt 4). Efter slutet av muddringsperioden (30 dagar) konvergerar koncentrationerna till ca 0,8 mg/l vid samtliga punkter och sedan minskar gradvist.

Oscillationerna som syns på graferna motsvarar inverkan av vindriktningen på strömningsförhållandena, och därmed på spridningsförhållandena. Det bör noteras att vid dessa punkter kan sedimentkoncentrationerna variera avsevärt från djupmedelvärden mellan botten, där 75% av spill sker, och ytan.

Analys av sedimenteringstjockleken redovisas i Figur 4-10. Sedimentering sker främst inom muddringsområdet där tjockleken kan överstiga 1 mm lokalt. I detta område deponeras också de 43% av material som motsvarar den grövre fraktionen som inte har inkluderats i spridningsberäkningarna (se avsnitt 3.3.2). Utanför muddringsområdet koncentreras sedimentering utmed den norra stranden där tjockleken av deponerat material kan uppgå till ca 0,03 mm. I Lövstafjärden blir sedimenteringstjockleken högst ca 0,005-0,01 mm ca 1,5 km norr och syd om hamnen och ännu mindre längre bort. Det bör noteras att sedimenteringstjockleken bör anses som ett medelvärde på ytenhet eftersom sedimenteringen kommer att påverkas av de lokala, småskaliga, bottenförhållanden som inte tas hänsyn till beräkningarna på grund av beräkningsnätets storlek. Vid slutet av simuleringen har totalt ca 36% eller ca 95 ton sediment från det simulerade spillet sedimenterats utöver sedimentation av den grövre fraktionen som antas ske inom muddringsområdet och som inte har inkluderats i simuleringarna (se avsnitt 3.3.2).



Figur 4-10. Scenario 1. Sedimenteringstjocklek.

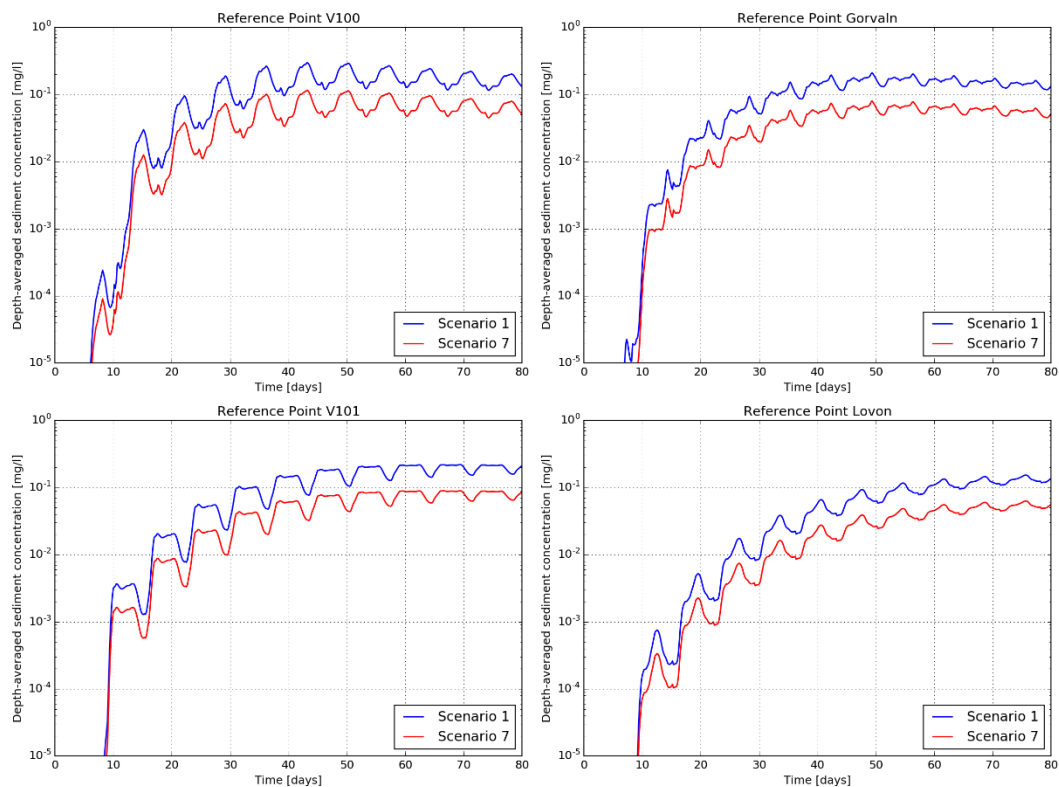
### 4.3 Inverkan av en lägre andel spill (2%)

I detta avsnitt analyseras inverkan av en lägre andel spill på spridningsförhållanden relativt basscenario med 5%-spill, d.v.s. jämförelse mellan scenario 7 och scenario 1.

Analys av utvecklingen av sedimentkoncentration inom studieområdet för scenario 7 visar liknande mönster som för scenario 1, dock med något lägre koncentrationer (se samtliga kartor och grafer i Bilaga 1).

För kvantifiering av dessa skillnader har de simulerade djupmedelvärden av sedimentkoncentrationerna mot råvattenintagen jämförts i form av grafer, se Figur 4-11. De simulerade sedimentkoncentrationerna visar i princip exakt liknande mönster i båda scenarier, den enda skillnaden är att koncentrationerna är ca 2,5 gånger lägre i scenario 7 jämfört med scenario 1. Detta är ett förväntat resultat och en direkt konsekvens av de två olika antaganden vad gäller spillandelen (5% i scenario 1 och 2% i scenario 2).

Resultat från scenario 7 kan därmed analyseras utifrån scenario 1 genom att minska koncentrationerna med en faktor 2,5 (d.v.s. en minskning på 60%). Detta gäller även för koncentrationerna i inre och yttre hamn samt för sedimenteringstjockleken.



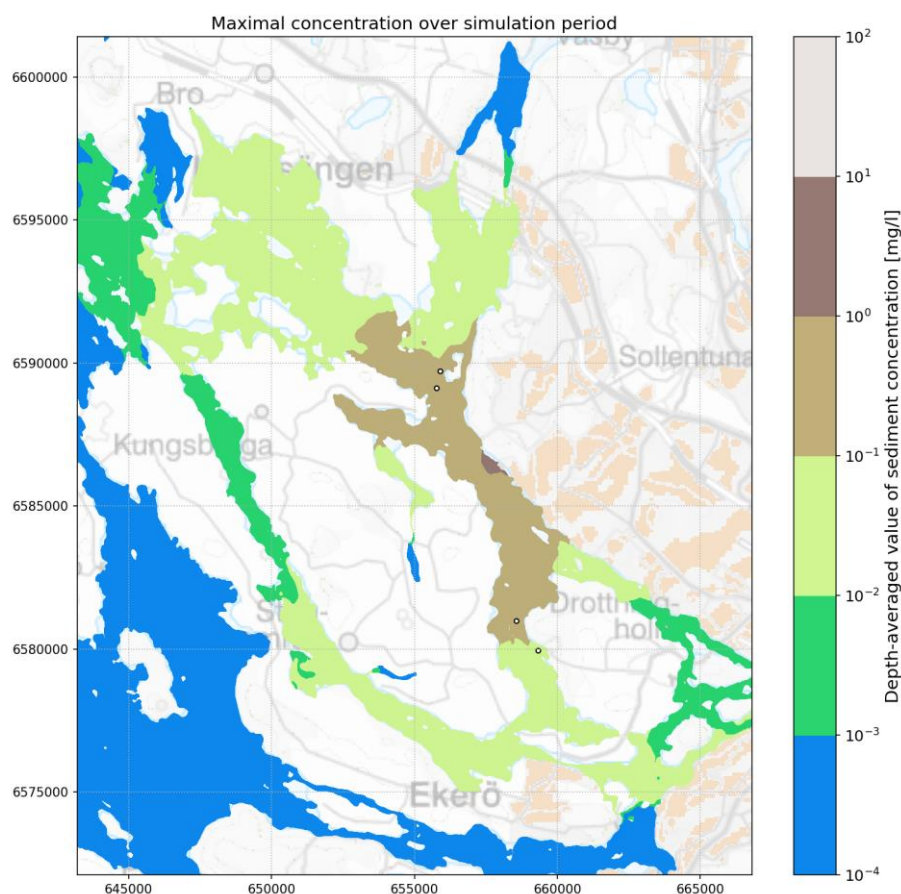
Figur 4-11. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 1 och scenario 7.



#### 4.4 Inverkan av större partiklar (större fallhastighet)

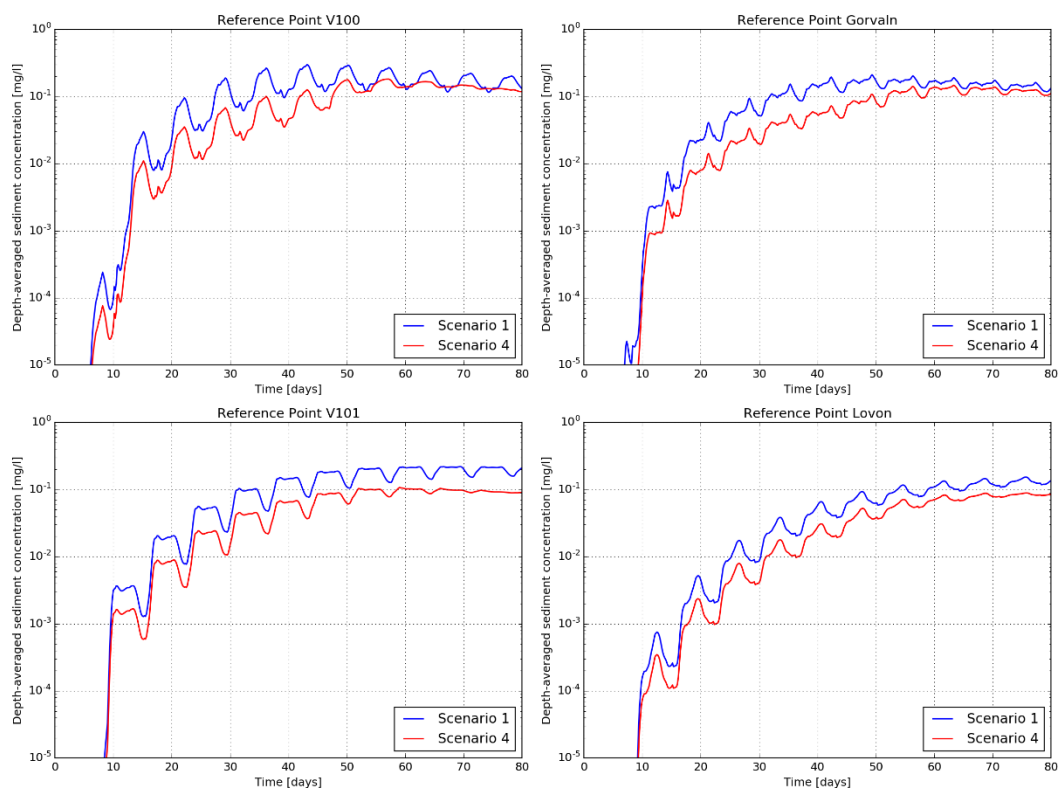
I detta avsnitt analyseras inverkan av en lägre andel spill på spridningsförhållanden relativt basscenario med 5%-spill, d.v.s. jämförelse mellan scenario 4 och scenario 1. Liknande jämförelse kan utföras med 2%-spill med scenario 7 och 10, se Bilaga 1.

Analys av utvecklingen av sedimentkoncentration inom studieområdet för scenario 4 visar liknande mönster som för scenario 1 upp till 30 dagar efter start på muddringsarbeten, dock med något lägre koncentrationer. Efter 30 dagar förekommer en skillnad i spridningsmönster med en större spridning och därmed högre koncentrationer norr om Lövstafjärden och begränsad spridning norr om Lövon, se Figur 4-12. Detta spridningsmönster bedöms orsakas av de grunda nivåerna i Nockebysundet norr om Lövon som blockerar de större partiklarna som simuleras i scenario 4. Se samtliga kartor och grafer i Bilaga 1.



Figur 4-12. Scenario 4. Maximalvärde av sedimentkoncentration (djupmedelvärde) under hela simuleringsperioden. OBS: värden lägre än  $10^{-4}$  mg/l redovisas med blå färg.

De simulerade djupmedelvärden av sedimentkoncentrationerna mot råvattenintagen jämförts i form av grafer i Figur 4-13.

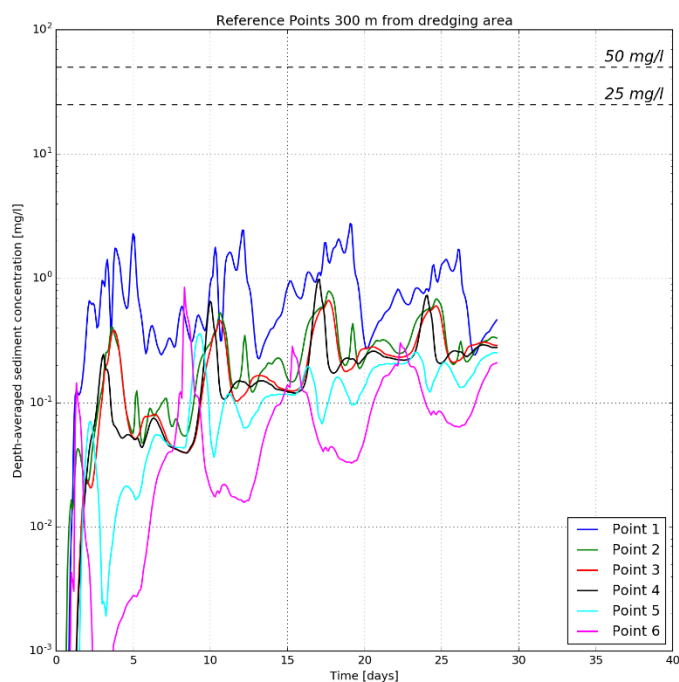
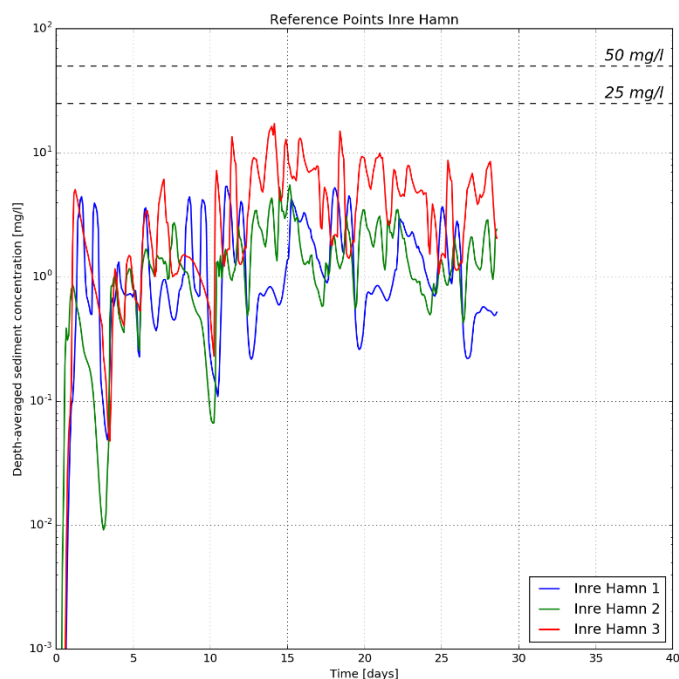


Figur 4-13. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 1 och scenario 4.

Ur analys av denna figur framgår det att djupmedelvärdet av sedimentkoncentration är lägre i scenario 4 (större partiklar) än i scenario 1 (finare partiklar), vilket är ett förväntat resultat. De maximala koncentrationerna för scenario 4 är ca 30% (ca 0,2 mg/l) och 50% (ca 0,1 mg/l) lägre än för scenario 1 vid Görvälns respektive Lovöns råvattenintag.

Det bör noteras att ett realistiskt resultat vad gäller de förväntade sedimentkoncentrationerna ska ligga mellan resultat för scenario 1 och scenario 4 eftersom bottensedimenten består av en blandning av de två fraktionerna som simuleras i dessa två scenarier.

De simulerade sedimentkoncentrationerna i inre och yttre hamn (ca 300 m utanför muddringsområdets gräns) redovisas i Figur 4-14 (djupmedelvärden). Dessa resultat har hämtats från den lokala strömningsmodellen som har en högre upplösning jämfört med den regionala modellen men har körts under en kortare simuleringsperiod, 28 dagar.

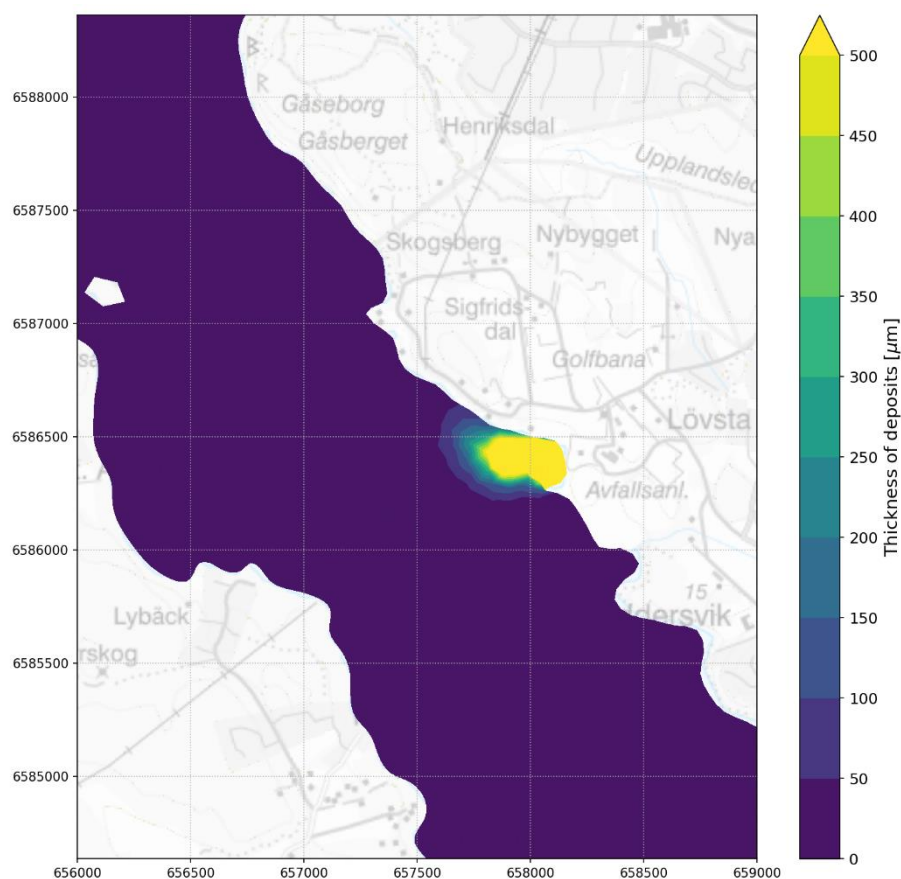


Figur 4-14. Scenario 4. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen i inre (övre bild) och yttre (nedre bild) hamn. Resultat från den lokala modellen för de 28 första dagarna.

Analys av denna figur visar en tydlig inverkan av partiklarstorleken på sedimentkoncentrationerna i inre och yttre hamn. I inre hamn följer koncentrationerna

samma trender som för scenario 1 dock med högsta värden på ca 15 mg/l vid punkt 3 (öst), vilket är ca 3 gånger lägre än med finare partiklar (scenario 1). Vid punkt 1 och 2 (västra och mittersta delen av muddringsområdet) uppgår de maximala koncentrationerna till ca 5 mg/l. I yttre hamn ca 300 m utanför muddringsområdets gräns blir också koncentrationerna mindre med grövre partiklar, högst ca 1-3 mg/l i väst (punkt 1) jämfört med 5 till 9 mg/l för scenario 1.

Ett annat förväntat resultat är att en större sedimentering sker med grövre partiklar, se Figur 4-15. Sedimenteringstjockleken är större än 0,5 mm över hela muddringsområdet och sprids i samma riktning som vad som observeras för scenario 1. Vid slutet av simuleringen har totalt ca 64% eller ca 169 ton sediment från det simulerade spillet sedimenterats utöver sedimentation av den grövre fraktionen som antas ske inom muddringsområdet och som inte har inkluderats i simuleringarna (se avsnitt 3.3.2).



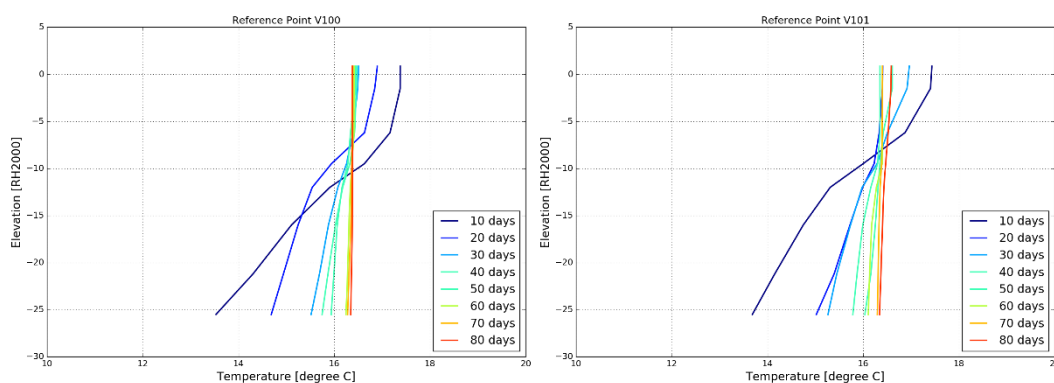
Figur 4-15. Scenario 4. Sedimenteringstjocklek.

## 4.5 Inverkan av temperaturskiktning

Enligt analys av vattentemperatur inom studieområdet förekommer en temperaturskiktning under sommarhalvåret, mellan maj och oktober. Sådana förhållanden har simulerats med 5%- och 2%-spill vid medelvind (scenario 3 respektive 9). I detta avsnitt redovisas resultat för 5%-spill.

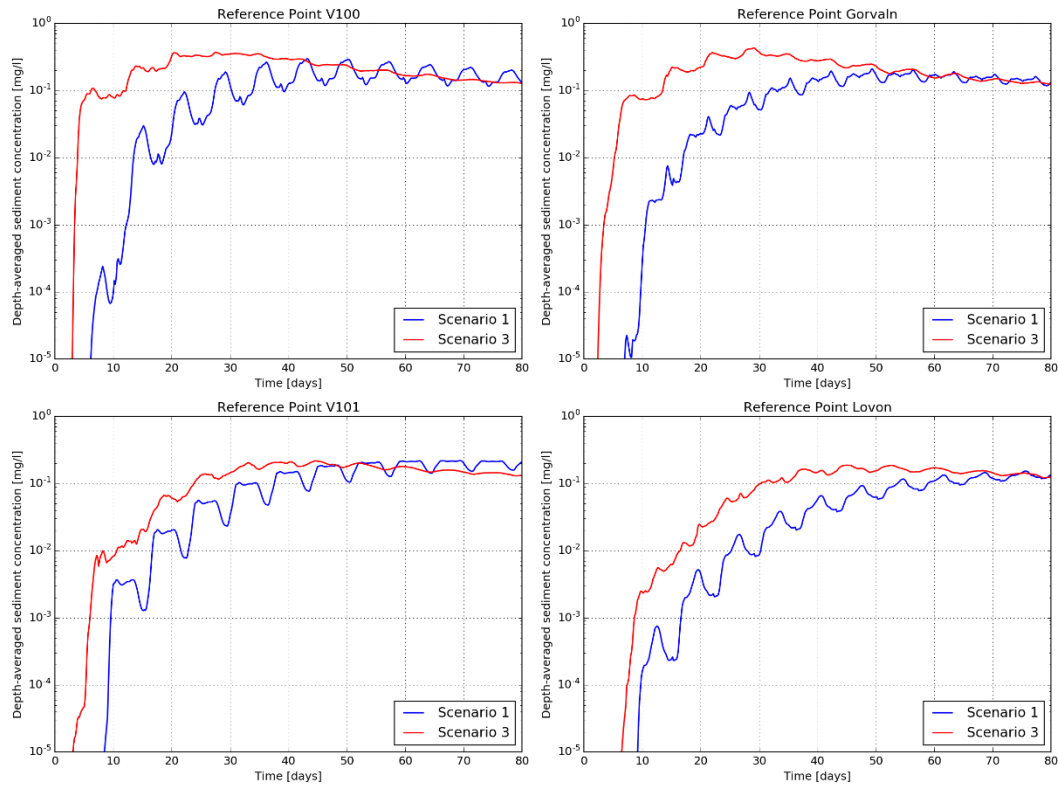
Att simulera temperaturskiktning under långa perioder är dock svårt eftersom vattentemperaturen blandas om i beräkningsmodellen på grund av diffusion, turbulens samt även numerisk diffusion. För att kunna simulera en sådan skiktning under långa perioder krävs det att koppla den hydrodynamiska modellen med en atmosfär-modul för att kunna ta hänsyn till utbyten mellan vatten och luft. En sådan modelluppsättning behöver kalibreras. Simuleringarna har utförts utan en sådan koppling.

I utförda simuleringar hålls temperaturskiktningen under ca 20-30 dagar, efter det blir temperaturs- och därmed densitetsskillnad begränsad och effekt av skiktningen försvinner gradvist, se Figur 4-16. En sådan utveckling på temperaturskiktningen kan dock anses vara representativ för sensommaren, när en tydlig temperaturgradient gradvist minskar (t.ex. period från augusti till oktober/november, se avsnitt 2.5.4).

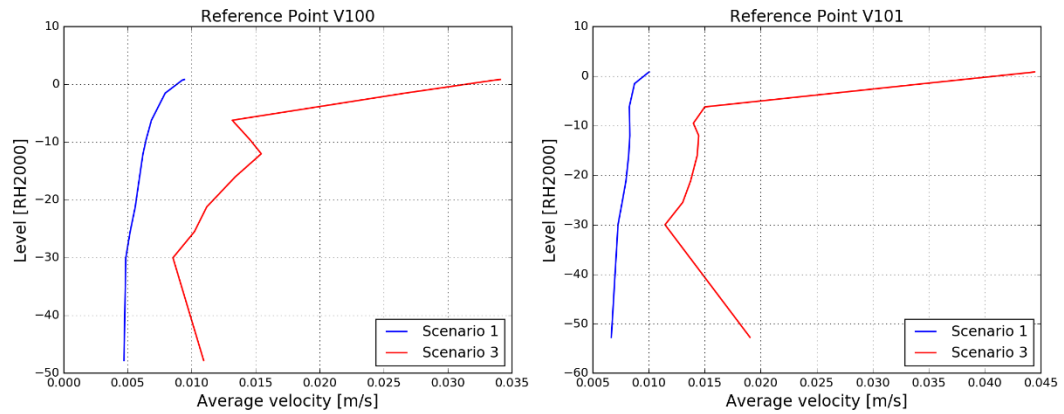


Figur 4-16. Scenario 3. Vattentemperatur i vertikalled vid referenspunkterna V100 och V101.

Analys av djupmedelvärden för sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen redovisas för 5%-spill (scenario 1 och scenario 3) i Figur 4-17. Jämförelse mellan dessa två scenarier visar att spridning av suspenderat material sker snabbare med skiktning, framförallt mot Görvälns råvattenintag. Detta illustreras i Figur 4-18 som jämför medelvärden av de vertikala hastigheterna under hela simuleringstiden. Den snabbare spridningen innebär att djupmedelvärdena för sedimentkoncentration blir större på grund av mindre utspädning. Djupmedelvärdena för sedimentkoncentration blir som störst efter ca 30 dagar vid Görvälns råvattenintag och de maximala koncentrationerna uppgår till ca 0,5 mg/l (djupmedelvärdet) vilket är ca 1,5 gånger större än utan skiktning (scenario 1). Vid Lovöns råvattenintag förekommer också de maximala koncentrationerna tidigare, efter ca 40-50 dagar, dock med liknande maxvärden (ca 0,2 mg/l, djupmedelvärdet) som för scenario 1.



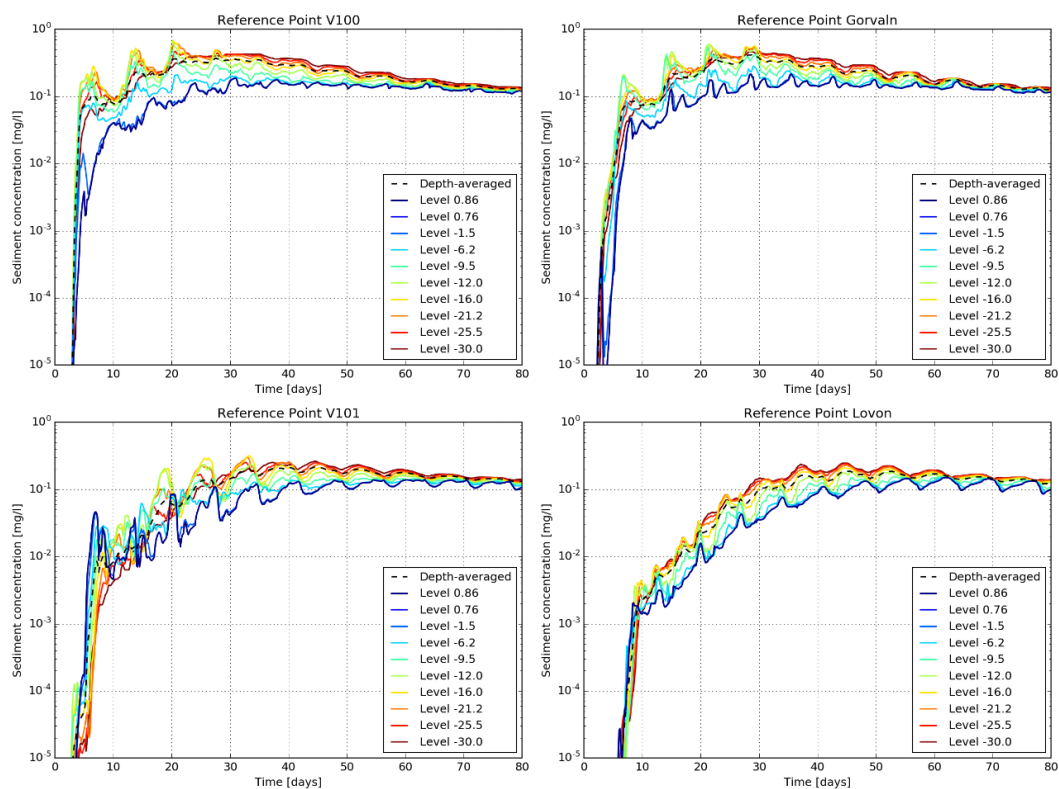
Figur 4-17. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 1 och scenario 3.



Figur 4-18. Tidsmedelvärde av vattenhastigheter i vertikalled för scenario 1 och 3 vid referenspunkterna för råvattenintagen (V100 och V101).



Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer för råvattenintagen redovisas för scenario 3 i Figur 4-19. Den maximala koncentrationen över djupet vid respektive råvattenintag för scenario 3 som har använts för osäkerhetsanalysen har tagits från detta resultat.

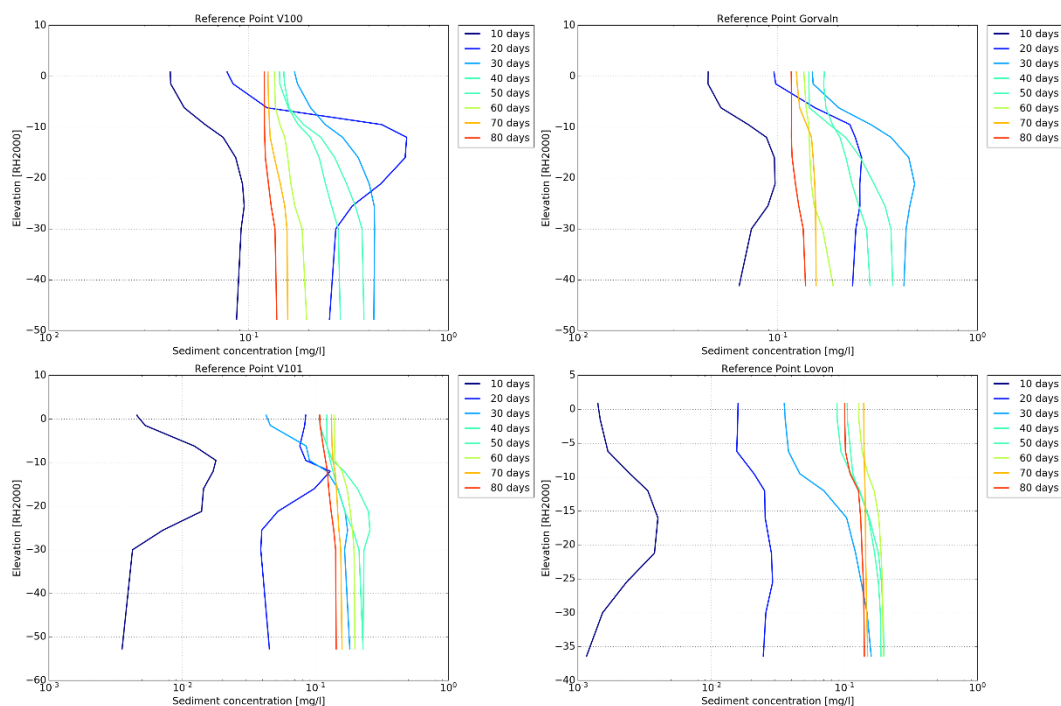


Figur 4-19. Scenario 3. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.

Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

- 0,609 mg/l vid Görvål.
- 0,252 mg/l vid Lovön.

Fördelning av sedimentkoncentrationen i vertikalled vid referenspunkterna för råvattenintagen redovisas i Figur 4-20.



Figur 4-20. Scenario 3. Variation av sedimentkoncentrationen i djupled vid referenspunkterna för råvattenintagen.

Ur analys av denna figur framgår det att:

- De högsta sedimentkoncentrationerna ligger mellan ca 10-30 m djup under de 20 första dagarna, med lägre koncentration både ovanför och nedanför. De maximala koncentrationerna är ca 2-5 gånger större än de minimala koncentrationerna.
- Mellan 20 och 50 dagar försvinner mellanskiktet med lägre koncentrationer i ett övre skikt (ner till ca 10-20 m) och med högre koncentration i ett nedre skikt (20 m och djupare). De maximala koncentrationerna är ca 2 gånger större än de minimala koncentrationerna. Det är under denna period som temperaturskiktningen gradvis försvinner.
- Efter ca 50 dagar sker en homogenisering av koncentrationsprofiler i vertikalled. De maximala koncentrationerna är ca 2 gånger större än de minimala koncentrationerna.

Homogenisering av koncentrationsprofilerna bedöms orsakas dels av naturliga processer (diffusion, turbulens, fallhastighet) och dels av modelltekniska skäl (numerisk diffusion som orsakar en homogenisering av temperatursprofilen). Ovanstående resultat innehåller därmed vissa osäkerheter och bör tolkas med försiktighet, särskilt efter 20 dagar (utom om

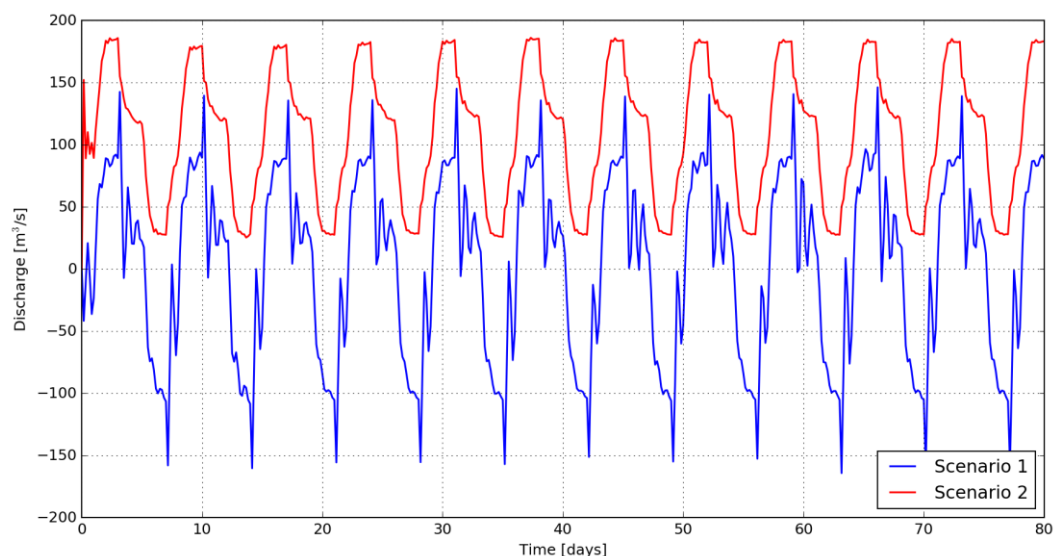
detta scenario anses motsvara slutet av sommaren, se tidigare kommentar i början på detta avsnitt).

För att förfinas denna bedömning krävs simuleringar med koppling mellan luft och vatten med en kalibrerad hydrodynamisk modell.

#### 4.6 Inverkan av bakgrundsströmmar

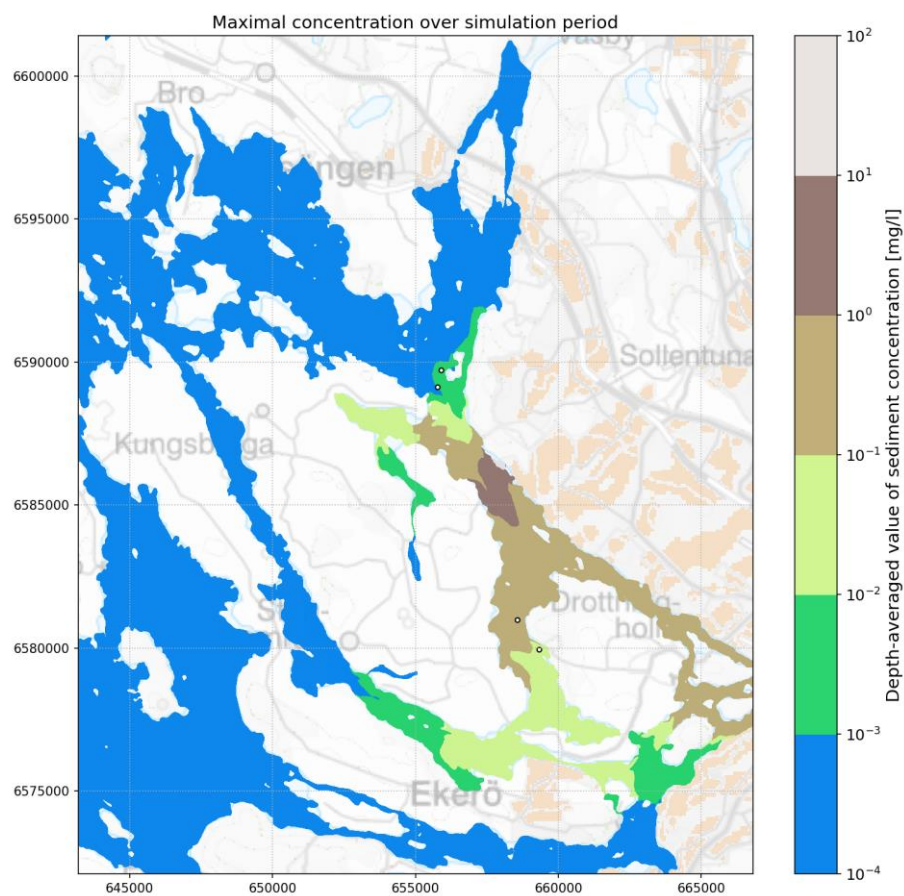
I detta avsnitt analyseras inverkan av bakgrundsströmmar genom Lövstafjärden på spridningsförhållanden relativt basscenario med 5%-spill, d.v.s. jämförelse mellan scenario 2 och scenario 1. I scenario 2 simuleras en tappning ur Mälaren på 200 m<sup>3</sup>/s vid Riddarfjärden som motsvarar ett representativ utflöde för vinter-vår.

En jämförelse mellan vattenföring som rinner genom Lövstafjärden för scenario 1 (utan bakgrundsströmmar) och scenario 2 (med bakgrundströmmar) redovisas med hjälp av flödeshydrografer tagna strax söder om muddringsområdet i Figur 4-21. För scenario 1 är vattenföringen i princip noll i snitt under hela simuleringsperioden och beror bara av vindförhållanden med strömningsriktningen som pendlar mellan söderut (positiva värden) och norrut (negativa värden). För scenario 2 påverkas också vattenföringen av vindförhållanden men strömningsriktningen är alltid riktad söderut. Medelvattenföringen är ca 100 m<sup>3</sup>/s.



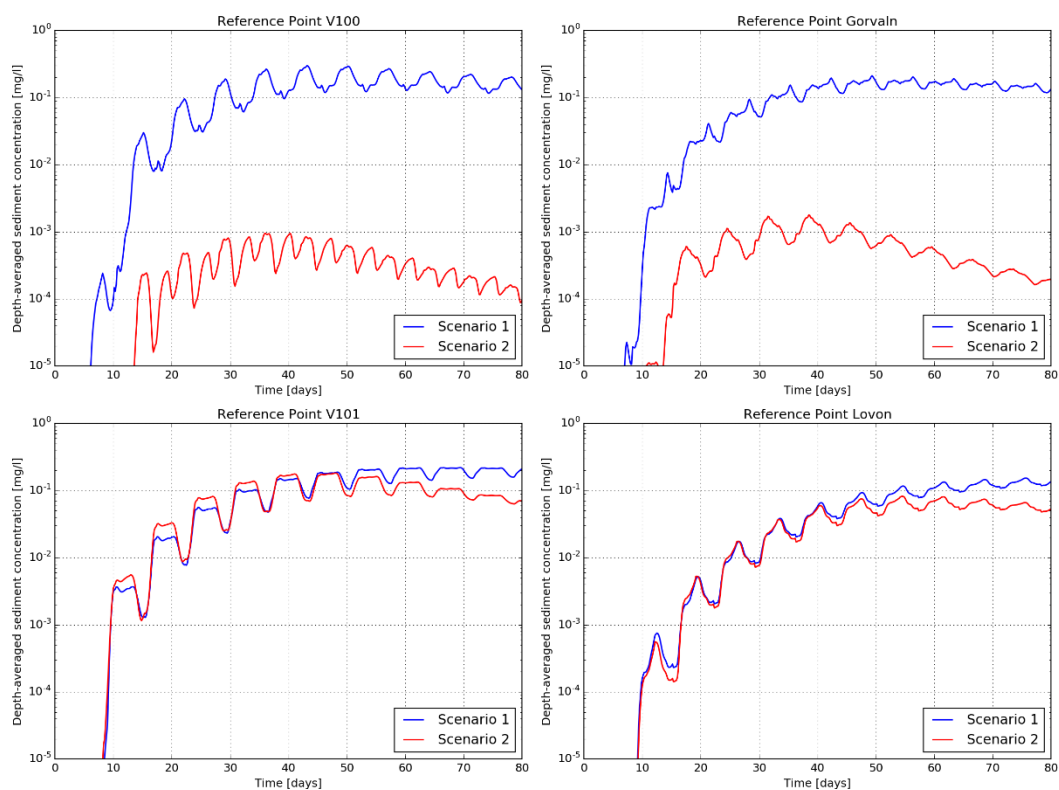
Figur 4-21. Flödeshydrografer i Lövstafjärden vid ett tvärsnitt belägen strax söder om muddringsområdet. Positiva värden motsvarar strömningsriktning NV till SO.

Analys av utvecklingen av sedimentkoncentration inom studieområdet för scenario 2 visar att suspenderat sediment inte sprids lika långt norr om Lövstafjärden medan spridningen söderut norr om Lovön ökar betydligt. Koncentrationer mot Lovöns råvattenintag påverkas i mindre omfattning. Detta illustreras med hjälp av Figur 4-22 som redovisar de maximala sedimentkoncentrationerna under hela simuleringen (scenario 2). För övriga kartor och grafer motsvarande scenario 2 hänvisas till Bilaga 1).



Figur 4-22. Scenario 2. Maximalvärde av sedimentkoncentration (djupmedelvärde) under hela simuleringsperioden. OBS: värden lägre än  $10^{-4}$  mg/l redovisas med blå färg.

De simulerade djupmedelvärden av sedimentkoncentrationerna mot råvattenintagen i båda scenarier har jämförts i form av grafer, se Figur 4-23.

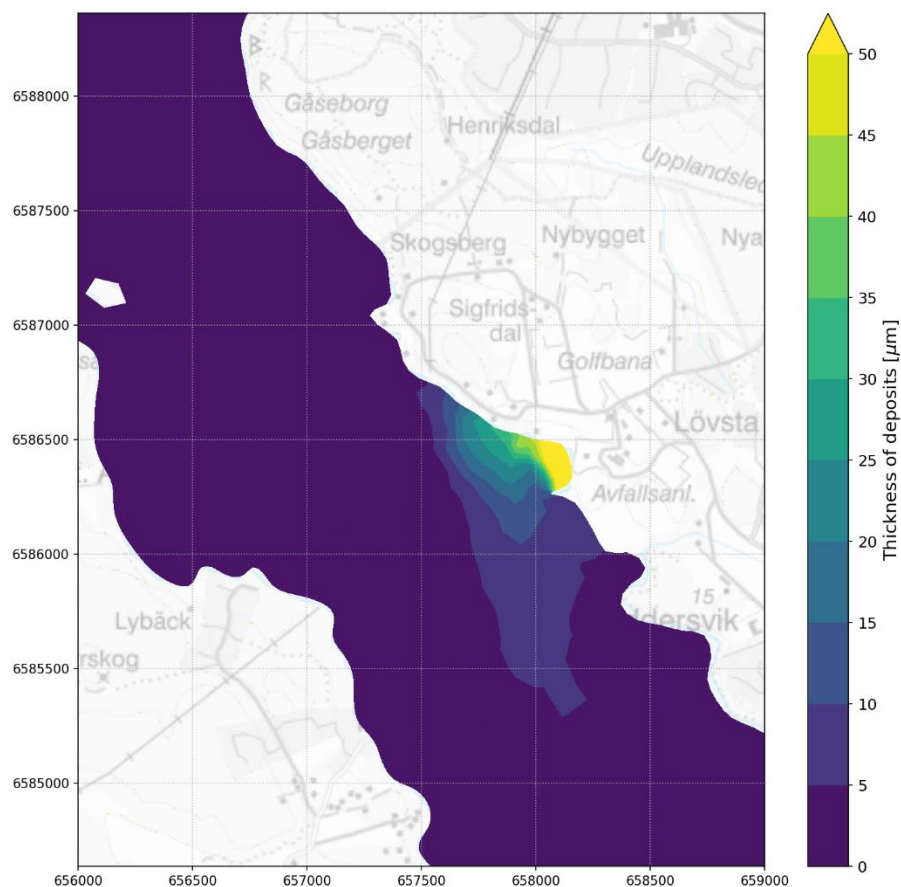


Figur 4-23. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 1 och scenario 2.

Analys av denna figur visar att den ökade genomströmningen i Lövstafjärden har en stor påverkan vid Görvalns råvattenintag där koncentrationerna av suspenderat sediment blir ca 100-400 gånger lägre än utan dessa bakgrundsströmmar. De högsta koncentrationerna ligger i storleksordning 0,002 mg/l. Påverkan vid Lovöns råvattenintag är dock begränsad. De högsta koncentrationerna är ca 10% lägre än för scenario 1 vid referenspunkt V101 (ca 0,02 mg/l) och ca 50% lägre vid vattenskyddsområdets gräns (ca 0,08 mg/l). Att spridningsförhållandena kring Lovöns råvattenintag inte påverkas i större omfattning beror på att de lokala strömningsförhållandena, och framför allt vattenutbyten i sundet vid Hammargården (se Figur 3-8), främst beror på vindförhållandena.

Scenario 2 har simulerats med den regionala strömningsmodellen enbart vilket innebär att resultat för koncentrationerna i inre och yttre hamn inte finns. Dessa kan dock ligga i samma storleksordning som för scenario 1.

Sedimenteringstjockleken för scenario 2 redovisas i Figur 4-24. Jämförelse med scenario 1 visar att sedimentering sker vid samma ställen och i samma omfattning i närheten av muddringsområdet. Däremot sker sedimentering i Lövstafjärden enbart söder om hamnen, i samma riktning som bakgrundsströmmarna, och sprids ut på ett större område med därav lägre sedimenteringstjocklekar.



Figur 4-24. Scenario 2. Sedimenteringstjocklek.

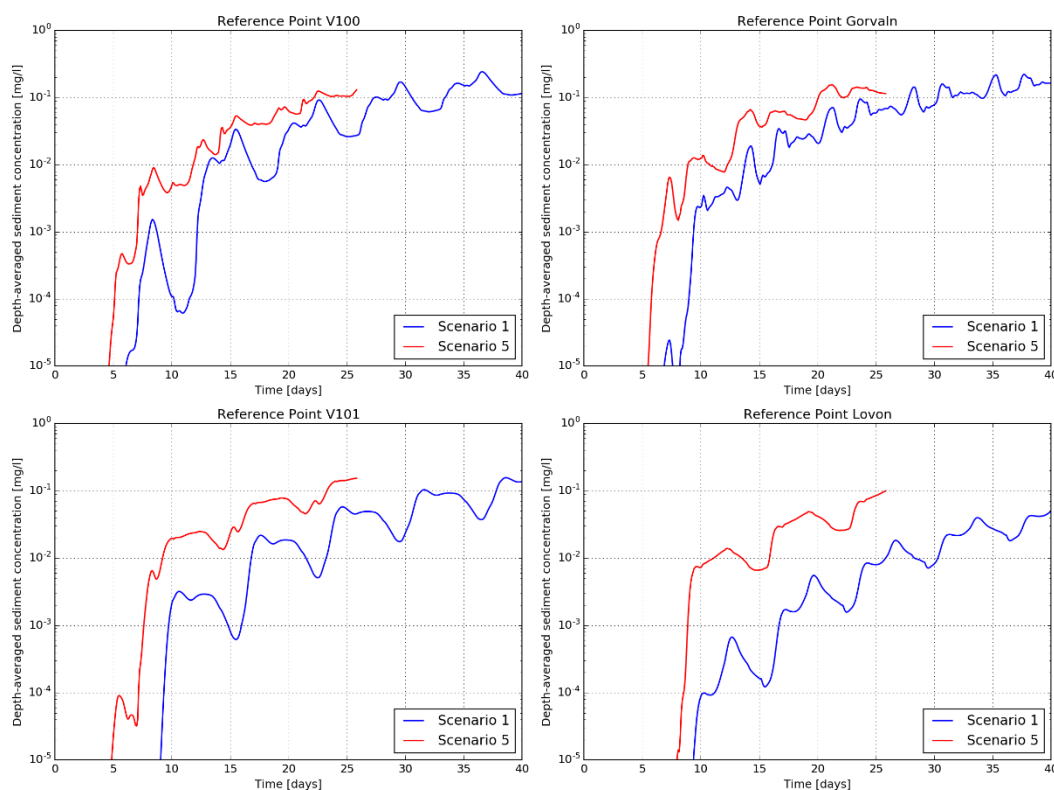


## 4.7 Inverkan av vindhastigheten

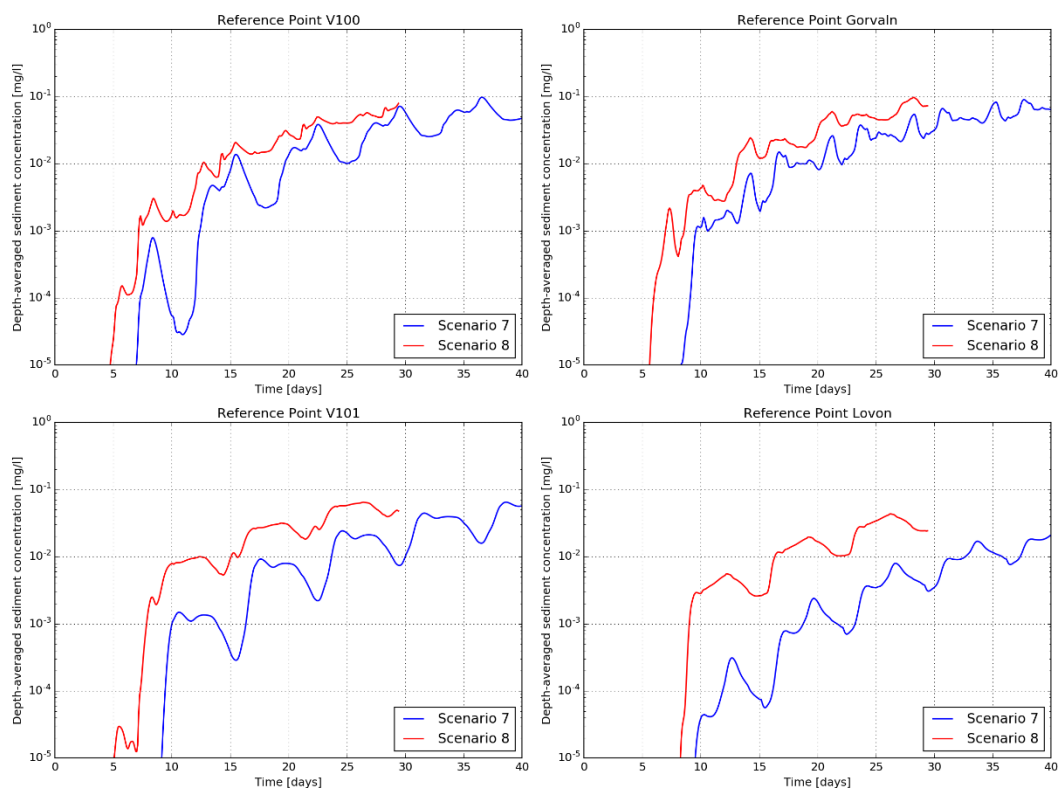
### 4.7.1 Roterande vind med medelhög vindhastighet

Scenarierna motsvarande en roterande vind med medelhög vindhastighet (scenario 5, med 5%-spill och scenario 8, med 2%-spill) har simulerats med den lokala strömningsmodellen och under kortare simuleringsperioder enbart. Dessa scenarier har inte simulerats i den regionala modellen eftersom ett scenario där vindhastigheten hålls på en så hög nivå konstant under en lång period anses vara orealistisk.

Inverkan av en vindsekvens med en medelhög vindhastighet avseende de simulerade djupmedelvärden av sedimentkoncentrationerna mot råvattenintagen redovisas för 5%-spill (scenario 1 och scenario 5) i Figur 4-25 och för 2%-spill (scenario 7 och scenario 8) i Figur 4-26.



Figur 4-25. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 1 och scenario 5. Resultat från den lokala strömningsmodellen.



Figur 4-26. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 7 och scenario 8. Resultat från den lokala strömningsmodellen.

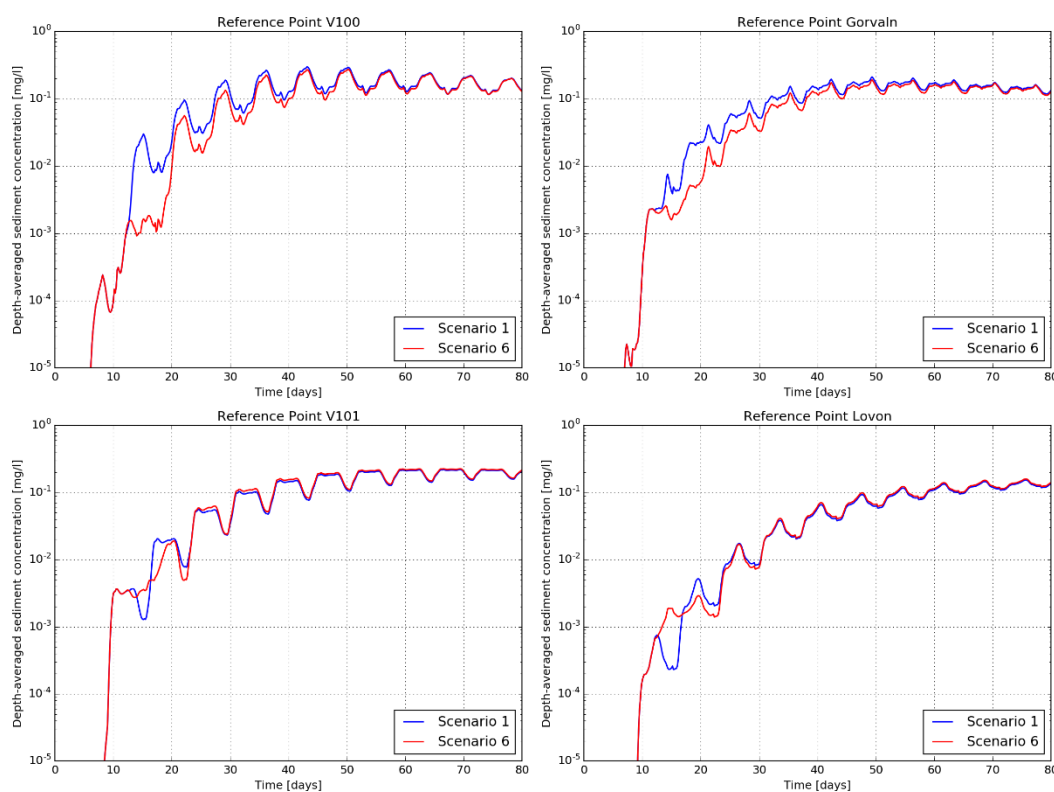
Analys av dessa resultat visar att en större vindhastighet orsakar en snabbare spridning (koncentrationerna ökar snabbare i tiden) och därmed högre koncentrationer för suspenderat material vid samma tidpunkt. Ökning av koncentrationerna är begränsad till en faktor ca 2 i närheten av Görvalns råvattenintag (ökning med faktor ca 2) medan ökningen kan uppgå till ca 10 i närheten av Lovöns råvattenintag. Skillnaden för de långsiktiga och maximala värden bedöms dock vara mindre.

Som nämnt i inledningen till detta avsnitt är det dock orealistisk att anta att vinden kan blåsa på en så hög nivå under flera veckor i sträck. Detta innebär att ökning av sedimentkoncentrationerna som redovisats ovan, jämfört med basscenariot (medelvindhastighet), också anses vara orealistisk. Dessa simuleringar tyder dock på att koncentrationerna kan antas spridas ut snabbare när vinden blåser starkare. Det rekommenderas därmed att referensvärden för de maximala sedimentkoncentrationerna vid råvattenintagen hämtas från respektive basscenerierna (medelvind), d.v.s. scenario 1 (5%-spill) och scenario 7 (2%-spill).

#### 4.7.2 Roterande vind med medelvindhastighet och 2-dagars vindstilla period

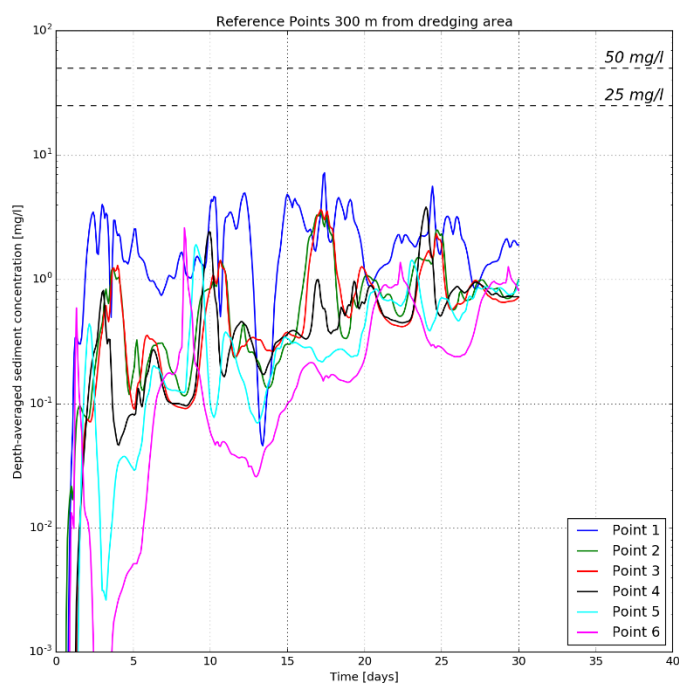
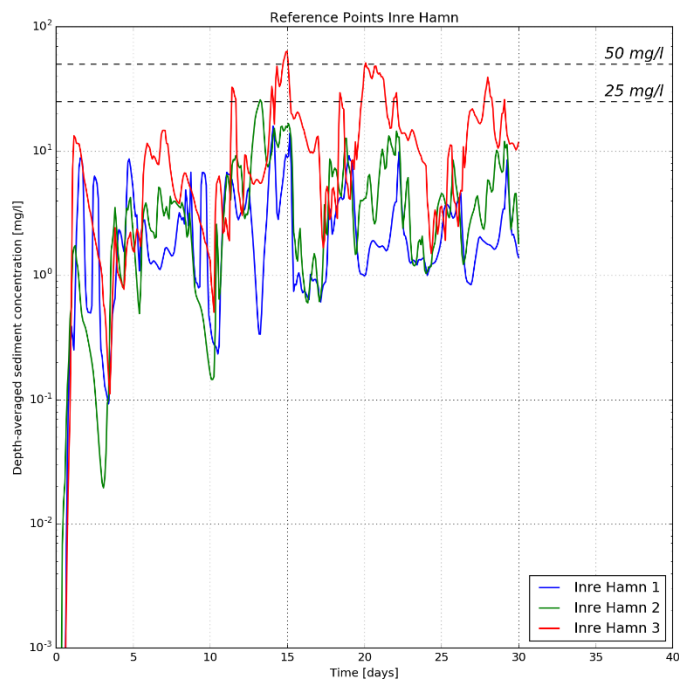
Inverkan av en vindstilla period under två dagar har simulerats i den regionala strömningsmodellen vid 5%-spill (scenario 6). Den vindstilla perioden har definierats mellan dag 12 och 14, d.v.s. under första hälften av perioden när muddringskapaciteten är som störst, 2000 ton/dygn. Syftet med detta scenario var att analysera hur en minskning av spridningsförhållandena påverkar sedimentkoncentrationerna i närheten av muddringsområdet samt vid de två råvattenintagen.

En jämförelse mellan de simulerade djupmedelvärden av sedimentkoncentrationerna mot råvattenintagen redovisas i Figur 4-27. Resultat visar att den vindstilla perioden orsakar en fördröjning av spridning av sedimenten som är starkare vid Görvälns än vid Lovöns råvattenintag. Fördröjningen är beroende av rådande vindriktning strax innan den vindstilla perioden. Fördröjningen är dock begränsad i tid och långsiktiga koncentrationer påverkas ej.



Figur 4-27. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 1 och scenario 6.

De simulerade sedimentkoncentrationerna i inre och yttre hamn för scenario 6 redovisas i Figur 4-28 (djupmedelvärden). Dessa resultat har hämtats från den lokala strömningsmodellen som har en högre upplösning jämfört med den regionala modellen som har dock körts under en kortare simuleringsperiod, 30 dagar.



Figur 4-28. Scenario 6. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen i inre (övre bild) och yttre (nedre bild) hamn. Resultat från den lokala modellen för de 30 första dagarna.

Jämförelse med resultat från scenario 1 (se avsnitt 4.2) visar att sedimentkoncentrationen ökar i inre hamnen, främst vid punkter 1 och 2 mellan dag 12 och dag 15 medan koncentrationerna i yttre hamnen ca 300 m utanför muddringsområdet minskar under samma period, främst vid punkt 1 (väst) där koncentrationerna går från ca 0,8 mg/l (scenario 1) ner till ca 0,05 mg/l (scenario 6). Påverkan vid de andra referenspunkterna är dock mindre. Påverkan från en vindstilla period bedöms därmed avgränsas till muddringsområdet. Detta resultat förklarar också fördröjningen som observeras vid de två råvattenintagen.

#### 4.8 Inverkan av vindvaraktighet

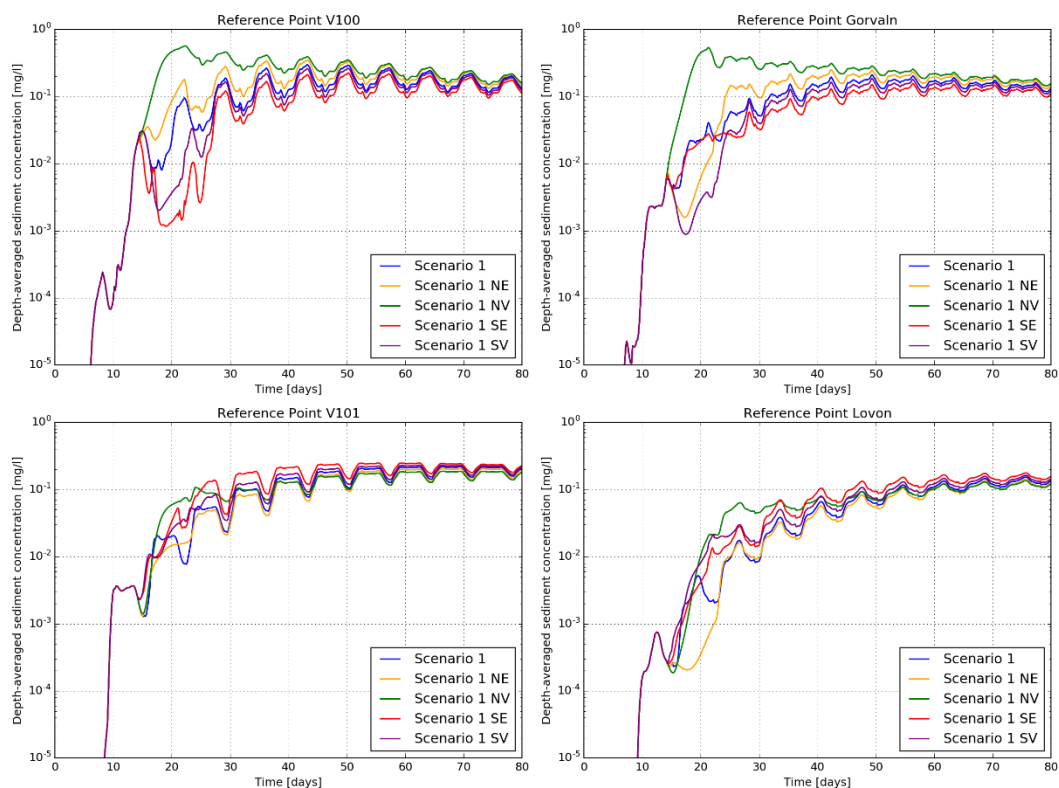
I detta avsnitt analyseras inverkan av vindvaraktighet på spridningsförhållanden relativt basscenario med 5% spill, d.v.s. jämförelse mellan Scenario 1 NE, Scenario 1 SE, Scenario 1 SV, Scenario 1 NV och Scenario 1 i avsnitt 4.8.1 samt jämförelse mellan scenario 1 2014A, scenario 1 2014 B och scenario 1 i avsnitt 4.8.2.

##### 4.8.1 Vindserie med konstant vindriktning under 7 dagar under muddringsperioden

Scenarierna motsvarande den standard roterande vindsekvensen förutom mellan dygn 14-21 då vindriktningen är konstant (övriga beräkningsförutsättningar är den samma av scenario 1) har simulerats för fyra vindriktningar (NO, SO, SV, NV).

Analys av utvecklingen av sedimentkoncentration inom studieområdet för dessa scenarier visar att spridning är driven huvudsakligen av vindriktning och -varaktighet. Sedimentkoncentration upp till 14 dagar visar exakt samma mönster som förväntat och sedan blir det likvärdiga för samtliga scenarier vid respektive råvattenintag efter ca 50-dagar. Efter 14 dagar framgår en större spridning mot Görvältn vid nordvästliga vindar samt en större spridning mot Lovön vid sydöstliga vindar. Se samtliga kartor och grafer i Bilaga 1.

För kvantifiering av dessa skillnader har de simulerade djupmedelvärden av sedimentkoncentrationerna mot råvattenintagen jämförts i form av grafer, se Figur 4-29. Sedimentkoncentrationerna vid referenspunkter för Görvältns råvattenintag visar att den högsta maximala koncentrationen nås vid scenariot med konstant vindriktning från nordväst vilket ger ca 2-3 gånger större koncentration än den maximala koncentrationen vid basscenariot. För Lovöns råvattenintag har scenariot med konstant vindriktning från sydost visat den högsta maximala koncentrationen vilket ger ca 1,5 gånger större koncentration än den maximala koncentrationen vid basscenariot.

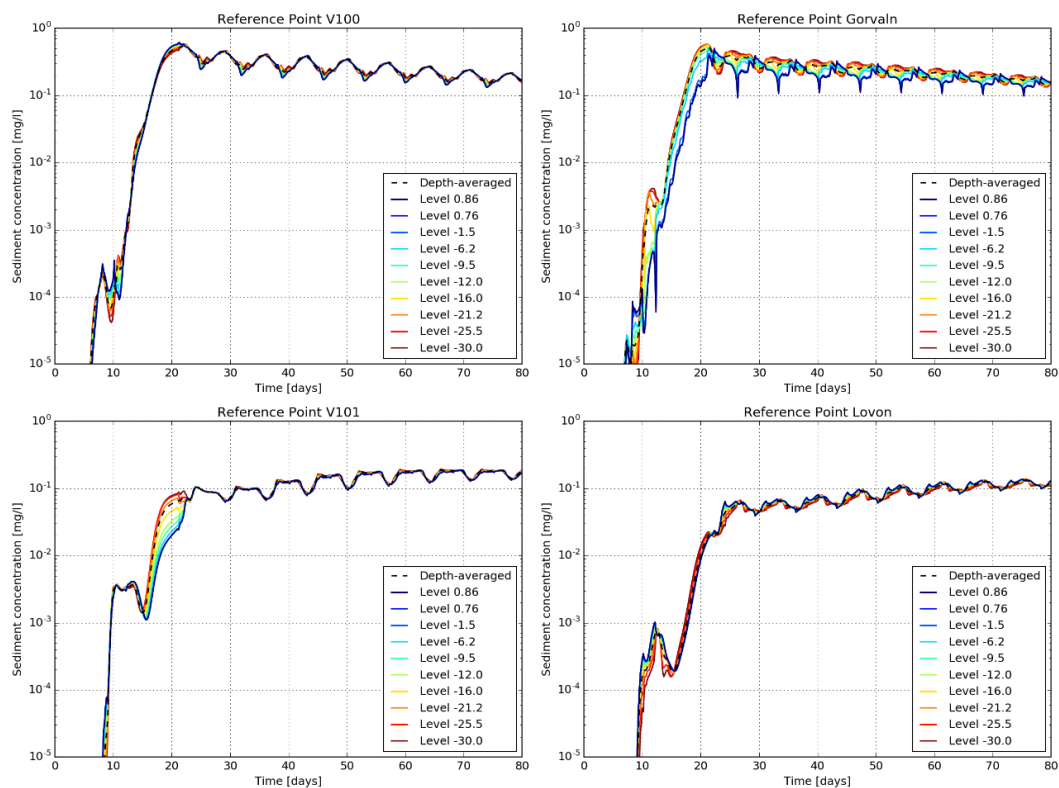


Figur 4-29. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan scenario 1 och respektive konstant vindriktningsscenarier.

Scenario 1 NV som visade den högsta maximala koncentrationen för Görvälén har analyserats ytterligare för att ta fram de maximala koncentrationerna vid intagsdjupen som kommer att användas i osäkerhetsanalysen. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer för råvattenintagen redovisas för Scenario 1 NV i Figur 4-30. Den maximala koncentrationen över djupet vid respektive råvattenintag har tagits från detta resultat. Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

- 0,577 mg/l vid Görvälén.
- 0,138 mg/l vid Lovön.

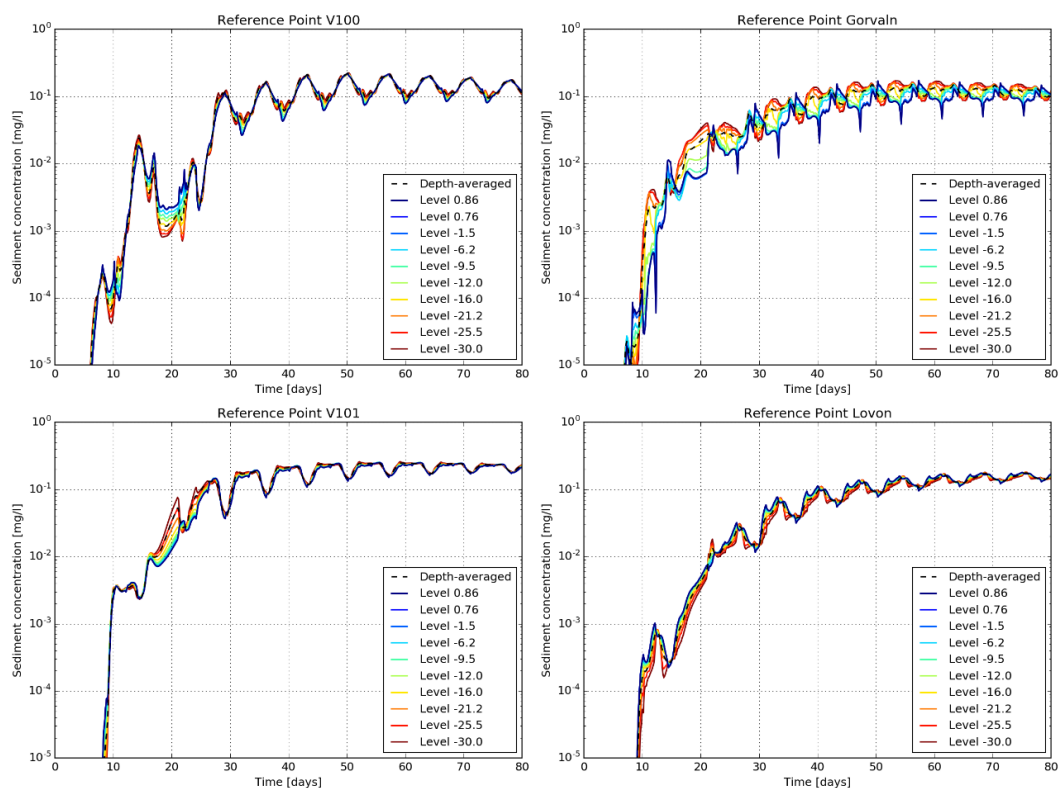




Figur 4-30. Scenario 1 NV. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.

Scenario 1 SE som visade den högsta maximala koncentrationen för Lovön har analyserats ytterligare för att ta fram de maximala koncentrationerna vid intagsdjupen som kommer att användas i osäkerhetsanalysen. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer för råvattenintagen redovisas för scenario 1 NV i Figur 4-31. Den maximala koncentrationen över djupet vid respektive råvattenintag har tagits från detta resultat. Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

- 0,162 mg/l vid Görväln.
- 0,181 mg/l vid Lovön.



Figur 4-31. Scenario 1 SE. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.

#### 4.8.2 Verklig vindserie från år 2014

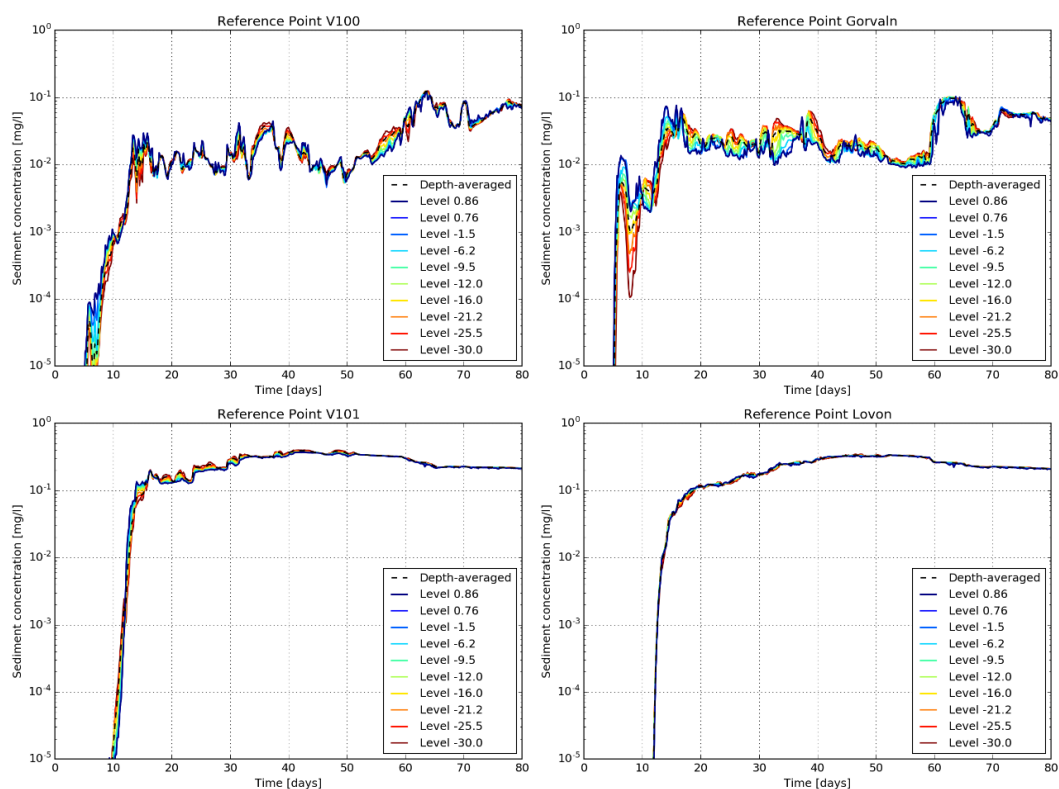
Två tidsperioder under 2014 har simulerats med verkliga vindserier. Under den första vindserien (2014A) mellan 2014-01-15 och 2014-04-05 uppmättes det flest vindar från nordväst medan under den andra vindserien (2014B) mellan 2014-05-15 och 2014-08-05 uppmättes det flest vindar från sydöst. Dessa scenarier har beräknats med både omblandade (Scenario 1) och skiktade förhållanden (Scenario 3).

Analys av resultaten visar att spridning av koncentrationer sker snabbare under skiktade förhållanden dock har beräkningar med den omblandade förhållandena en något högre maximal koncentration än resultat av beräkningar med de skiktade förhållandena. Resultaten från simuleringar med omblandade förhållandena visar de högsta beräknade maximala sedimentkoncentrationerna jämfört med resultaten från de med skiktade förhållandena. Samtliga kartor och grafer samt resultaten från beräkningarna med det skiktade förhållandena hänvisas till Bilaga 1.

Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer för råvattenintagen redovisas för scenario 1 2014A i Figur 4-32. Den maximala koncentrationen över djupet vid respektive råvattenintag har tagits från detta resultat. Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

- 0,102 mg/l vid Görväln.
- 0,353 mg/l vid Lovön.

Utifrån resultaten är den maximala koncentrationen vid Görvälns råvattenintag ca 2,3 gånger mindre jämfört med scenario 1. Vid Lovöns råvattenintag är det 2,2 gånger större än det av scenario 1.

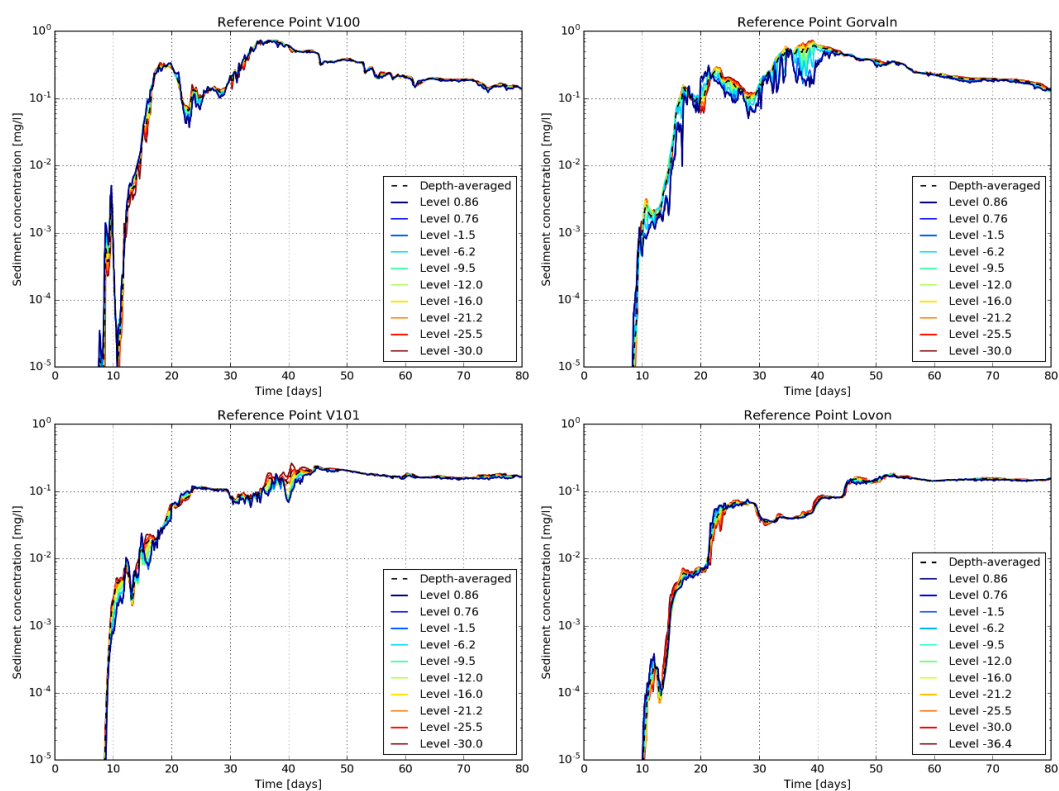


Figur 4-32. Scenario 1 2014A. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.

Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer för råvattenintagen redovisas för scenario 1 2014B i Figur 4-33. Den maximala koncentrationen över djupet vid respektive råvattenintag har tagits från detta resultat. Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

- 0,716 mg/l vid Görväln.
- 0,186 mg/l vid Lovön.

Utifrån resultaten är den maximala koncentrationen vid Görvälns råvattenintag ca 3,1 gånger större jämfört med scenario 1. Vid Lovöns råvattenintag är det 1,2 gånger större än det av scenario 1.

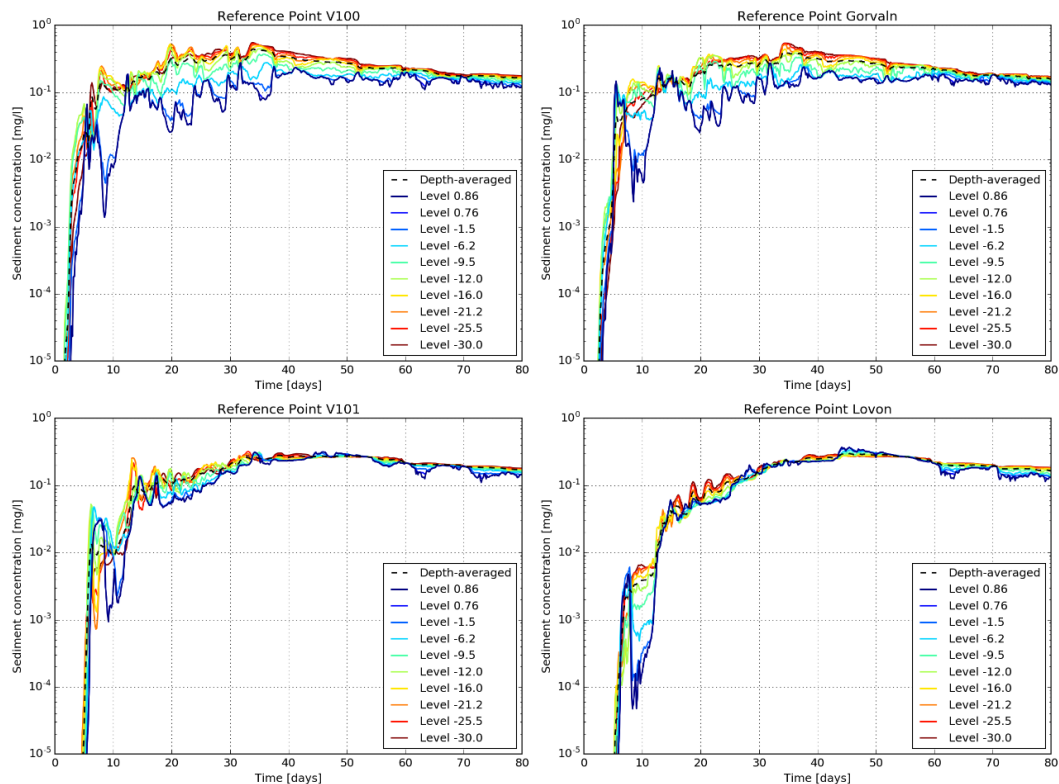


Figur 4-33. Scenario 1 2014B. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.

Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer för råvattenintagen redovisas för scenario 3 2014A i Figur 4-34. Den maximala koncentrationen över djupet vid respektive råvattenintag har tagits från detta resultat. Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

- 0,516 mg/l vid Görväln.
- 0,339 mg/l vid Lovön.

Utifrån resultaten är den maximala koncentrationen vid Görvälns råvattenintag ca 2,2 gånger större jämfört med scenario 1. Vid Lovöns råvattenintag är det 2,2 gånger större än det av scenario 1.

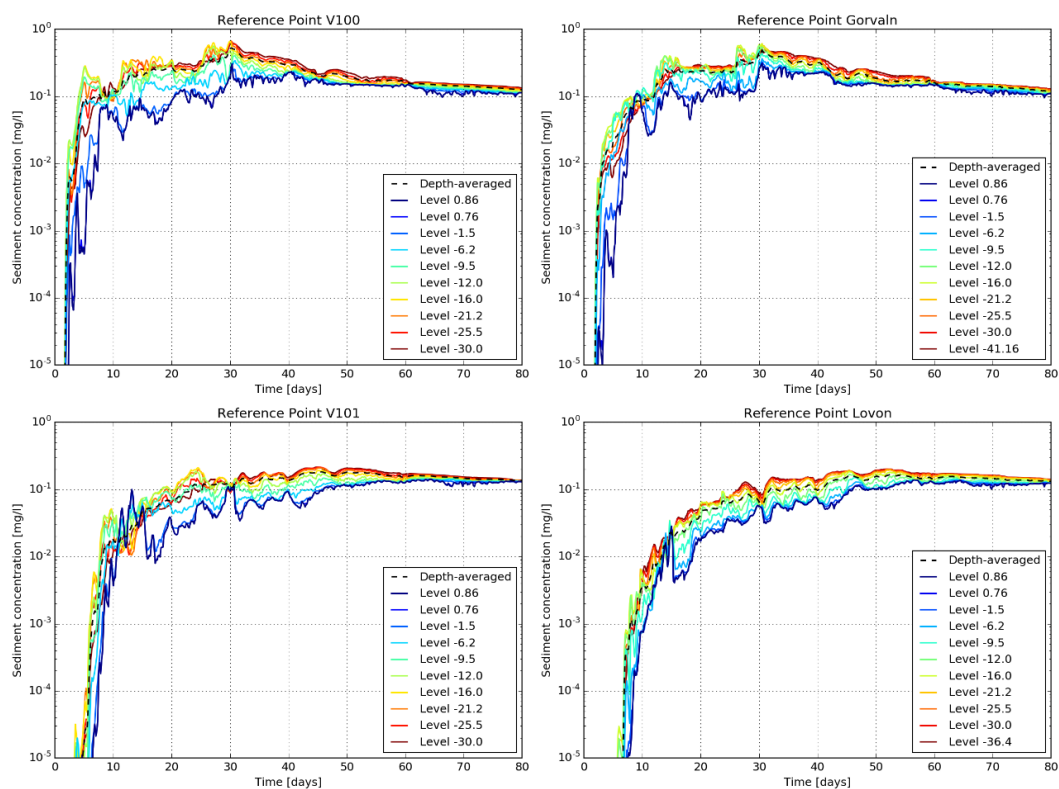


Figur 4-34. Scenario 3 2014A. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.

Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer för råvattenintagen redovisas för scenario 3 2014B i Figur 4-35. Den maximala koncentrationen över djupet vid respektive råvattenintag har tagits från detta resultat. Utifrån analys av modellresultat vid de aktuella intagsdjupen för respektive råvattenintag framgår det att de maximala sedimentkoncentrationerna är (se även Bilaga 1):

- 0,614 mg/l vid Görvåln.
- 0,202 mg/l vid Lovön.

Utifrån resultaten är den maximala koncentrationen vid Görvålens råvattenintag ca 2,7 gånger större jämfört med scenario 1. Vid Lovöns råvattenintag är det 1,3 gånger större än det av scenario 1.



Figur 4-35. Scenario 3 2014B. Sedimentkoncentrationer vid olika nivåer vid referenspunkterna för råvattenintagen.



#### 4.9 Strömningsförhållanden vid extrem vind

I scenario 11 har en västlig vind på 15 m/s simulerats under två dagar i syftet att uppskatta strömnings- och erosionsförhållandena vid botten inom muddringsområdet vid nuvarande förhållanden.

Resultat från denna simulering redovisas i Bilaga 1 och visar att:

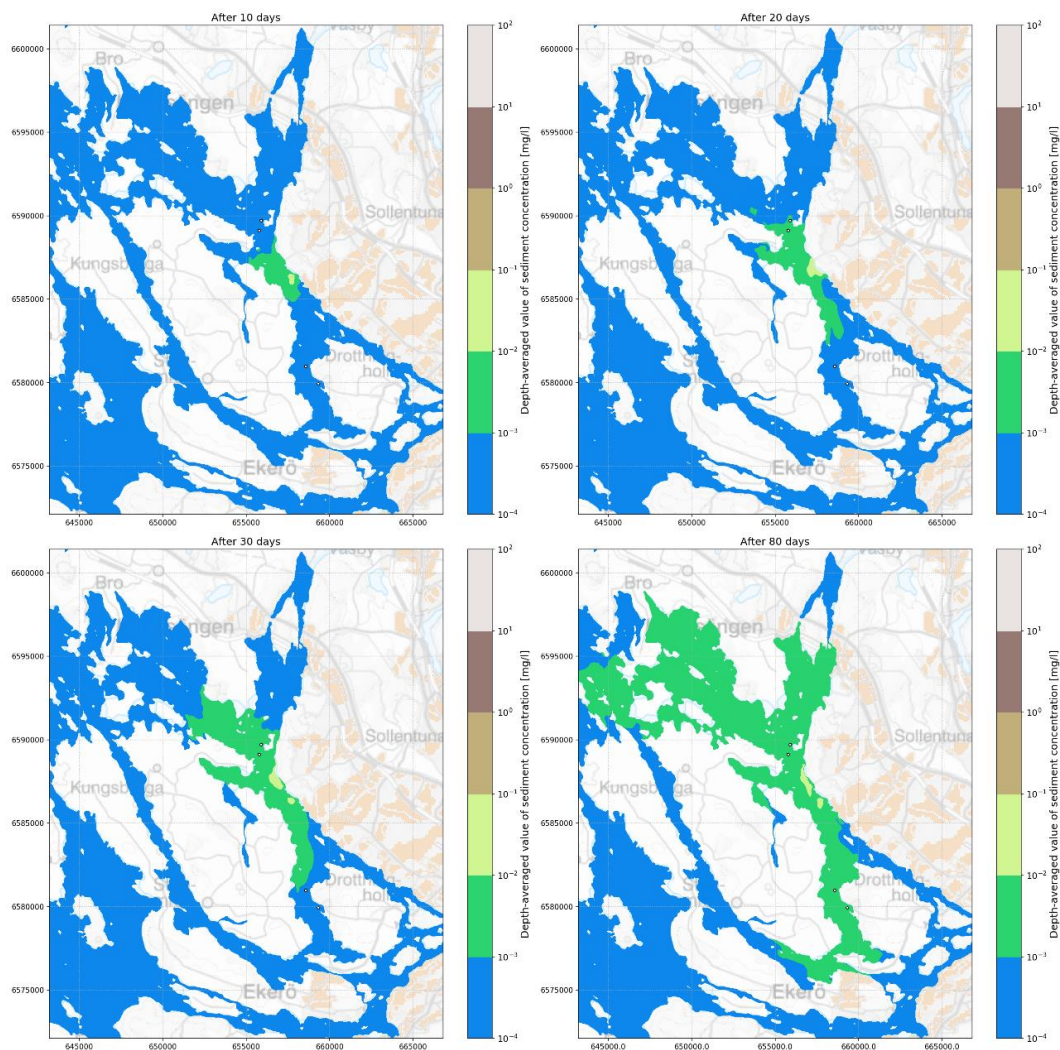
- Strömningshastigheten vid botten kanaliseras i ett område där sjöbotten är avsänkt och där vattenhastigheter uppgår till maximalt ca 0,15 m/s. Högre vattenhastigheter förekommer utmed norra stranden vid grunda vattendjup i ett område som är dock mindre erosionskänsligt.
- De framräknade bottenskjuvspänningarna uppgår till mellan ca 0,05 N/m<sup>2</sup> och ca 0,1 N/m<sup>2</sup> beroende på vilken ekvivalent sandråhet som används ( $k_s = 1$  mm respektive 10 mm). Dessa värden ligger i samma storleksordning som den förväntade kritiska bottenskjuvspänningen  $\tau_c$  för det aktuella ytsedimenten ( $\tau_c =$  ca 0,01 till 1,0 N/m<sup>2</sup>) vilket innebär att viss erosion av lösa icke-konsoliderade ytsediment kan förekomma lokalt, dock med begränsade omfattning och varaktighet.

#### 4.10 Inverkan av botten erosion utanför muddringsområdet p.g.a. propellerströmmar

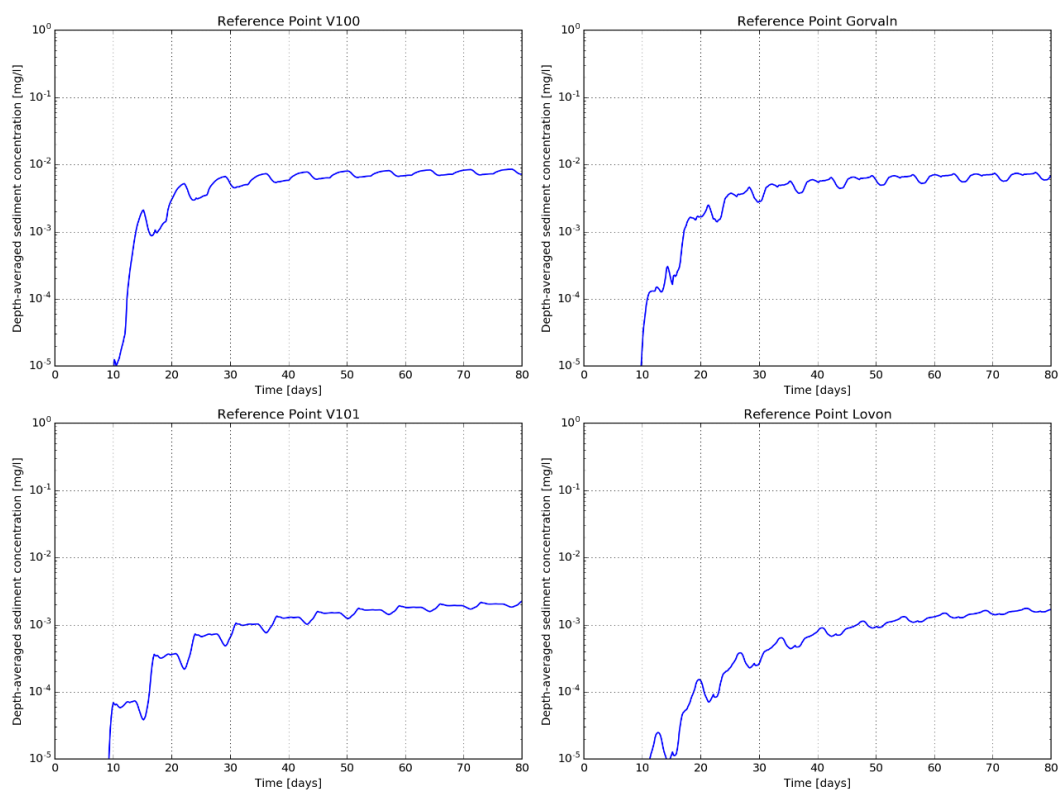
I Scenario 12 har spridning av eroderade bottensediment utanför muddringsområdet simulerats med samma beräkningsförutsättningar vad gäller vind, randvillkor, fallhastighet och skiktning som i scenario 1.

Utvecklingen av sedimentkoncentrationen inom studieområdet redovisas i form av djupmedelvärde efter 10, 20, 30 och 80 dagar i Figur 4-36. Tidsserier av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen redovisas i detalj i Figur 4-37 (djupmedelvärden).

Resultat från denna simulering visar att sedimentkoncentration från erosion av bottensediment utanför muddringsområdet ligger på ca 0,01 mg/l samt 0,001 mg/l vid Görvälns respektive Lovöns referenspunkter. Dessa koncentrationer är ca 10 gånger och ca 100 gånger lägre jämfört med Scenario 1 (spill vid muddring). Spridningsmönster visar en större spridning mot nordväst där koncentrationer mellan 1-10 µg/l når längre ut till Östra Mälaren än Dävensö. De högsta koncentrationerna i Lövstafjärden är inte högre än vid Scenario 1 och ligger mellan 0,01-0,1 mg/l.



Figur 4-36. Scenario 12. Djupmedelvärde av sedimentkoncentration efter 10, 20, 30 och 80 dagar. OBS: värdet lägre än  $10^{-4}$  mg/l redovisas med blå färg.

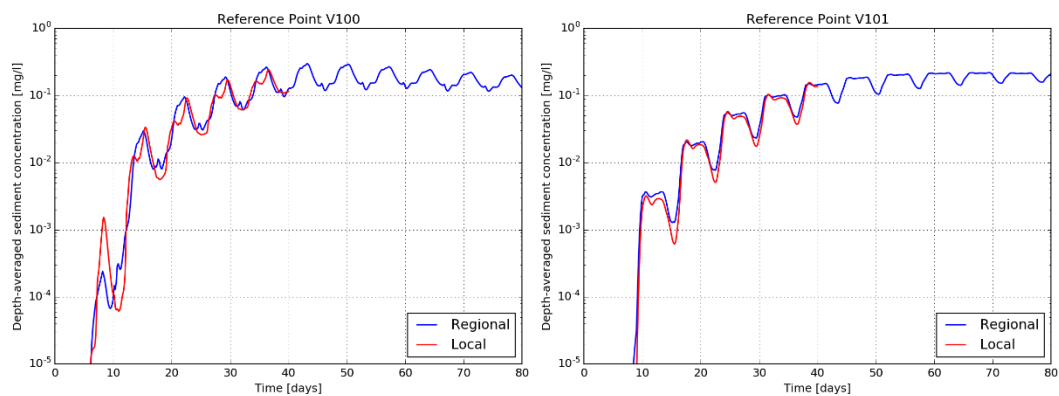


Figur 4-37. Scenario 12. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen.

#### 4.11 Jämförelse mellan regional och lokal modell

Resultaten mellan den regionala modellen och den lokala modellen jämförs för basscenariot med 5% spill (Scenario 1).

För kvantifiering av skillnader mellan modeller har de simulerade djupmedelvärdena av sedimentkoncentrationerna vid referenspunkterna för råvattenintagen jämförts i form av grafer, se Figur 4-38. De simulerade sedimentkoncentrationerna visar i princip mycket liknande mönster i båda modeller och den maximala beräknade sedimentkoncentrationen är av samma storleksordning. Jämförelsen görs vid referenspunkterna V100 och V101 enbart, då viss påverkan från randvillkor förväntas ske närmare Lovöns och Görvälns råvattenintag som ligger något närmare modellränderna jämfört med de andra referenspunkterna. Det bör noteras att resultat från den lokala modellen används enbart för att redovisa sedimentkoncentrationer i närheten av Lövsta hamn. Sedimentkoncentrationerna vid referenspunkterna för råvattenintagen redovisas utifrån resultat från den regionala modellen enbart, det vill säga att de simulerade koncentrationerna vid råvattenintagen inte påverkas av någon randeffekt.



Figur 4-38. Scenario 1. Djupmedelvärde av sedimentkoncentrationen vid referenspunkterna för råvattenintagen. Jämförelse mellan regionala modellen och lokala modellen.

## 5 Resultat – Beräkning av ämneskoncentrationer vid råvattenintagen

### 5.1 Inledning

Beräkning av ämneskoncentrationer i vatten vid råvattenintagen har utförts för de mest relevanta beräkningsscenarierna (spridningssimuleringar).

I ett första steg beräknas ämneskoncentrationerna  $C_i$  vid råvattenintagen utifrån ämneskoncentration i det förorenade bottensedimenten ( $C_f$ ) och den simulerade koncentrationen för suspenderat material i vatten vid respektive råvattenintag ( $C_{sim}$ ), se använd metodik i avsnitt 3.6.1. Sedan, för varje ämne räknas fram en säkerhetsfaktor SF som definieras som ämnets riktvärde delat med ämneskoncentration vid aktuellt råvattenintag  $C_i$ :

- Om säkerhetsfaktorn SF är större än 20 förekommer ingen risk.
- Om säkerhetsfaktorn SF ligger mellan 1 och 20 kan det inte uteslutas att riktvärdet kan överskridas m.h.t. osäkerheter som finns i modelleringsresultatet. I detta fall görs en osäkerhetsanalys.
- Om säkerhetsfaktorn SF är lägre än 1 betyder det att risken att riktvärdet överskrids är stor.

Använd gräns för säkerhetsfaktorn SF, 20, motsvarar en samtidig kombination av de nio osäkerhetsparametrarna med värde 1,4, d.v.s. att samtliga parametrar antas ha 40% högre värden än deras respektive medelvärde samtidig ( $1,4^9 \sim 20$ ), vilket anses vara mycket konservativt. Se även avsnitt om osäkerhetsanalysen i 3.6.2.

Slutligen, den aktuella risken utvärderas med hjälp av en riskanalys för de mest känsliga ämnen och scenarierna.

## 5.2 Dimensionerande beräkningsscenarier

Utifrån analys av resultat från spridningssimuleringar (kapitel 4) framgår det att de högsta koncentrationerna för suspenderat sediment vid Görvälns och Lovöns råvattenintag erhålls vid Scenario 1, Scenario 1 NV och SE, Scenario 1 2014A och 2014B, Scenario 3 samt scenario 3 2014A och 2014B. Resultat avseende maximal sedimentkoncentration  $C_{sim}$  vid samtliga intagsdjup och för respektive intag redovisas i Tabell 5-1.

Det bör noteras att dessa scenarier motsvarar konservativa antaganden avseende:

- Andel spill (5%).
- Sedimentens fallhastighet (scenario "Fallhastighet 1", 3.84E-6 m/s)
- Hydrologiska förhållanden (inga bakgrundsströmmar).

Tabell 5-1. Simulerade koncentrationer av suspenderat sediment vid råvattenintagen vid dimensionerande beräkningsscenarier.

	$C_{sim}$ [mg/l] - Maximalt värde från samtliga intagsdjup	
	Görväln	Lövön
<b>Scenario 1</b>	0.231	0.157
<b>Scenario 1 NV</b>	0.577	-
<b>Scenario 1 SE</b>	-	0.181
<b>Scenario 3</b>	0.609	0.252
<b>Scenario 3 2014A</b>	-	0.339
<b>Scenario 3 2014B</b>	0.614	-
<b>Scenario 1 2014A</b>	-	0.353
<b>Scenario 1 2014B</b>	0.716	-

Det bör noteras att Scenario 3 och Scenarier 3 2014A/B ger sedimentkoncentrationer i samma storleksordning. Eftersom Scenario 3 (sommarskiktning med medelvindförhållanden) förekommer oftare än Scenarier 3 2014A/B (sommarskiktning med ogynnsamma kombinationer av varaktighet och vindriktning) har Scenarier 3 2014A/B exkluderats listan av dimensionerande beräkningsscenarierna.



### 5.3 Ämneskoncentrationer vid råvattenintagen

Ämneskoncentrationer vid råvattenintagen  $C_i$  har beräknats enligt metoden som redovisas i avsnitt 3.6.1 för de dimensionerande beräkningsscenarierna som listas i avsnitt 5.2. Resultat redovisas i Tabell 5-2 (Görvål) och Tabell 5-3 (Lovön). Det bör noteras att i dessa tabeller redovisas bara totalsumman för pesticider samt summan för PFAS-summa 11. Resultat för samtliga pesticider och PFAS-ämnen redovisas i Bilaga 5.

Tabell 5-2. Ämneskoncentrationer vid Görvälns råvattenintag.

GÖRVÅLN				Scenario 1	Scenario 1 NV	Scenario 3	Scenario 1 2014B
Ämne	Riktvärden för råvatten (RV)	Gränsvärden för otjänligt dricksvatten vid provtagningspunkt	Ämneskoncentration i muddrat material $C_i$	$C_i$	$C_i$	$C_i$	$C_i$
	mg/l	mg/l	mg/kg TS	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
<b>Metaller</b>							
As	<0.01	0.01	21.02	4.9E-06	1.2E-05	1.3E-05	1.5E-05
Ba	<1.0	N/A	1148.00	2.7E-04	6.6E-04	7.0E-04	8.2E-04
Cd	<0.001	0.005	15.61	3.6E-06	9.0E-06	9.5E-06	1.1E-05
Cr	<0.05	0.05	61.79	1.4E-05	3.6E-05	3.8E-05	4.4E-05
Cu	<0.05	2.0 <sup>(1)</sup>	531.96	1.2E-04	3.1E-04	3.2E-04	3.8E-04
Hg	<0.001	0.001	3.45	8.0E-07	2.0E-06	2.1E-06	2.5E-06
Ni	<0.02	0.02 <sup>(1)</sup>	49.38	1.1E-05	2.8E-05	3.0E-05	3.5E-05
Pb	<0.01	0.01	2613.43	6.0E-04	1.5E-03	1.6E-03	1.9E-03
Zn	<1.0	N/A	3219.07	7.4E-04	1.9E-03	2.0E-03	2.3E-03
<b>PAH Summa av 4<sup>(2)</sup></b>	<0.0001	0.0001	6.60	1.5E-06	3.8E-06	4.0E-06	4.7E-06
<b>PFAS Summa av 11<sup>(3)</sup></b>	N/A	0.00009 <sup>(4)</sup>	0.00325	7.5E-10	1.9E-09	2.0E-09	2.3E-09
<b>Pesticider summa samtliga<sup>(5)</sup></b>	<0.0005	0.0005	2.7598	6.4E-07	1.6E-06	1.7E-06	2.0E-06
Bens(a)pyren	<0.00001	0.00001	1.8500	4.3E-07	1.1E-06	1.1E-06	1.3E-06
Bensen	<0.001	0.001	0.1167	2.7E-08	6.7E-08	7.1E-08	8.4E-08
1,2-dikloretan	<0.003	0.003	0.0928	2.1E-08	5.4E-08	5.7E-08	6.6E-08
Tetrakloretan och trikloretan summa	<0.01	0.01	0.0255	5.9E-09	1.5E-08	1.6E-08	1.8E-08
Vinylklorid	N/A	0.0005	0.0610	1.4E-08	3.5E-08	3.7E-08	4.4E-08
Cyanid total	<0.05	0.05	1.2731	2.9E-07	7.3E-07	7.8E-07	9.1E-07

<sup>(1)</sup> Gränsvärdet ska tillämpas på prov som representerar konsumenternas genomsnittliga veckointag av dricksvatten.

<sup>(2)</sup> PAH är här summan av halterna av benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benso(ghi)perylen och inden(1,2,3-cd)pyren.

<sup>(3)</sup> PFAS är här summan av halterna av Perfluorbutansulfonat (PFBS), Perfluorhexansulfonat (PFHxS), Perfluoroktansulfonat (PFOS), Fluortelomersulfonat (6:2 FTS), Perfluorbutanoat (PFBA), Perfluorpentanoat (PFPeA), Perfluorhexanoat (PFHxA), Perfluorheptanoat (PFHpA), Perfluoroktanoat (PFOA), Perfluornonanoat (PFNA) och Perfluordekanoat (PFDA)

<sup>(4)</sup> Värdet 0.00009 mg/l är inget gränsvärde utan en rekommendation från Livsmedelsverket.

<sup>(5)</sup> Summan av samtliga pesticider, både klorerade och icke-klorerade

Tabell 5-3. Ämneskoncentrationer vid Lovöns råvattenintag.

LOVÖN				Scenario 1	Scenario 1 SE	Scenario 3	Scenario 1 2014A
Ämne	Riktvärden för råvatten (RV)	Gränsvärden för otjänligt dricksvatten vid provtagningspunkt	Ämneskoncentration i muddrat material C <sub>i</sub>	C <sub>i</sub>	C <sub>i</sub>	C <sub>i</sub>	C <sub>i</sub>
	mg/l	mg/l	mg/kg TS	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
<b>Metaller</b>							
As	<0.01	0.01	21.02	3.3E-06	3.8E-06	5.3E-06	7.4E-06
Ba	<1.0	N/A	1148.00	1.8E-04	2.1E-04	2.9E-04	4.1E-04
Cd	<0.001	0.005	15.61	2.5E-06	2.8E-06	3.9E-06	5.5E-06
Cr	<0.05	0.05	61.79	9.7E-06	1.1E-05	1.6E-05	2.2E-05
Cu	<0.05	2.0 <sup>(1)</sup>	531.96	8.4E-05	9.6E-05	1.3E-04	1.9E-04
Hg	<0.001	0.001	3.45	5.4E-07	6.3E-07	8.7E-07	1.2E-06
Ni	<0.02	0.02 <sup>(1)</sup>	49.38	7.8E-06	8.9E-06	1.2E-05	1.7E-05
Pb	<0.01	0.01	2613.43	4.1E-04	4.7E-04	6.6E-04	9.2E-04
Zn	<1.0	N/A	3219.07	5.1E-04	5.8E-04	8.1E-04	1.1E-03
<b>PAH Summa av 4<sup>(2)</sup></b>	<0.0001	0.0001	6.60	1.0E-06	1.2E-06	1.7E-06	2.3E-06
<b>PFAS Summa av 11<sup>(3)</sup></b>	N/A	0.00009 <sup>(4)</sup>	0.00325	5.1E-10	5.9E-10	8.2E-10	1.1E-09
<b>Pesticider summa samtliga<sup>(5)</sup></b>	<0.0005	0.0005	2.7598	4.3E-07	5.0E-07	7.0E-07	9.7E-07
Bens(a)pyren	<0.00001	0.00001	1.8500	2.9E-07	3.3E-07	4.7E-07	6.5E-07
Bensen	<0.001	0.001	0.1167	1.8E-08	2.1E-08	2.9E-08	4.1E-08
1,2-dikloretan	<0.003	0.003	0.0928	1.5E-08	1.7E-08	2.3E-08	3.3E-08
Tetrakloretan och trikloretan summa	<0.01	0.01	0.0255	4.0E-09	4.6E-09	6.4E-09	9.0E-09
Vinylklorid	N/A	0.0005	0.0610	9.6E-09	1.1E-08	1.5E-08	2.2E-08
Cyanid total	<0.05	0.05	1.2731	2.0E-07	2.3E-07	3.2E-07	4.5E-07

<sup>(1)</sup> Gränsvärdet ska tillämpas på prov som representerar konsumenternas genomsnittliga veckointag av dricksvatten.

<sup>(2)</sup> PAH är här summan av halterna av benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(ghi)perylen och inden(1,2,3-cd)pyren.

<sup>(3)</sup> PFAS är här summan av halterna av Perfluorbutansulfonat (PFBS), Perfluorhexansulfonat (PFHS), Perfluoroktansulfonat (PFOS), Fluorelomersulfonat (6:2 FTS), Perfluorbutanoat (PFBA), Perfluorpentanoat (PFPeA), Perfluorhexanoat (PFHxA), Perfluorheptanoat (PFHpA), Perfluoroktanoat (PFOA), Perfluorononoat (PFNA) och Perfluordekanoat (PFDA)

<sup>(4)</sup> Värdet 0.00009 mg/l är inget gränsvärde utan en rekommendation från Livsmedelsverket.

<sup>(5)</sup> Summan av samtliga pesticider, både klorerade och icke-klorerade

## 5.4 Osäkerhetsanalys

### 5.4.1 Ämneskoncentrationer vid Görvälns råvattenintag

Utifrån de beräknade ämneskoncentrationer vid råvattenintagen  $C_i$  som redovisas i avsnitt 5.3 har säkerhetsfaktorn SF beräknats för varje ämne och scenario. För Görvälns råvattenintag redovisas denna i Tabell 5-4. Det bör noteras att i dessa tabeller redovisas bara totalsumman för pesticider samt summan för PFAS-summa 11. Resultat för samtliga pesticider och PFAS-ämnen redovisas i Bilaga 5.

Ur analys av tabellresultat framgår det att säkerhetsfaktorn SF, som definieras som ämnets riktvärde delat med den beräknade ämneskoncentrationen vid respektive intag  $C_i$ , är större än 20 för alla ämnen utom för bly (Pb) och bens(a)pyren som har en säkerhetsfaktor SF mellan 1 och 20.

Detta innebär att risken att riktvärde överskrids kan uteslutas för alla ämnen utom för bly (Pb) och bens(a)pyren för vilka en osäkerhetsanalys behöver utföras.

Tabell 5-4. Osäkerhetsanalys. Ämneskoncentrationer och säkerhetsfaktorer vid Görvålns råvattenintag.

GÖRVÅLN				Scenario 1		Scenario 1 NV		Scenario 3		Scenario 1 2014B	
Ämne	Riktvärden för råvatten (RV)	Gränsvärden för otjänligt dricksvatten vid provtagningspunkt	Ämneskoncentration i muddrat material C <sub>i</sub>	C <sub>i</sub>	SF (RV / C <sub>i</sub> )	C <sub>i</sub>	SF (RV / C <sub>i</sub> )	C <sub>i</sub>	SF (RV / C <sub>i</sub> )	C <sub>i</sub>	SF (RV / C <sub>i</sub> )
	mg/l	mg/l	mg/kg TS	mg/l	-	mg/l	-	mg/l	-	mg/l	-
<b>Metaller</b>											
As	<0.01	0.01	21.02	4.9E-06	2059	1.2E-05	824	1.3E-05	781	1.5E-05	664
Ba	<1.0	N/A	1148.00	2.7E-04	3771	6.6E-04	1510	7.0E-04	1430	8.2E-04	1217
Cd	<0.001	0.005	15.61	3.6E-06	277	9.0E-06	111	9.5E-06	105	1.1E-05	89
Cr	<0.05	0.05	61.79	1.4E-05	3503	3.6E-05	1402	3.8E-05	1329	4.4E-05	1130
Cu	<0.05	2.0 <sup>(1)</sup>	531.96	1.2E-04	407	3.1E-04	163	3.2E-04	154	3.8E-04	131
Hg	<0.001	0.001	3.45	8.0E-07	1253	2.0E-06	502	2.1E-06	475	2.5E-06	404
Ni	<0.02	0.02 <sup>(1)</sup>	49.38	1.1E-05	1753	2.8E-05	702	3.0E-05	665	3.5E-05	566
Pb	<0.01	0.01	2613.43	6.0E-04	17	1.5E-03	7	1.6E-03	6	1.9E-03	5
Zn	<1.0	N/A	3219.07	7.4E-04	1345	1.9E-03	538	2.0E-03	510	2.3E-03	434
<b>PAH Summa av 4<sup>(2)</sup></b>	<0.0001	0.0001	6.60	1.5E-06	66	3.8E-06	26	4.0E-06	25	4.7E-06	21
<b>PFAS Summa av 11<sup>(3)</sup></b>	N/A	0.00009 <sup>(4)</sup>	0.00325	7.5E-10	119866	1.9E-09	47988	2.0E-09	45466	2.3E-09	38672
<b>Pesticider summa samtliga<sup>(5)</sup></b>	<0.0005	0.0005	2.7598	6.4E-07	784	1.6E-06	314	1.7E-06	297	2.0E-06	253
Bens(a)pyren	<0.00001	0.00001	1.8500	4.3E-07	23	1.1E-06	9	1.1E-06	9	1.3E-06	8
Bensen	<0.001	0.001	0.1167	2.7E-08	37090	6.7E-08	14849	7.1E-08	14069	8.4E-08	11966
1,2-dikloretan	<0.003	0.003	0.0928	2.1E-08	139935	5.4E-08	56022	5.7E-08	53079	6.6E-08	45147
Tetrakloretan och trikloretan summa	<0.01	0.01	0.0255	5.9E-09	1697649	1.5E-08	679648	1.6E-08	643936	1.8E-08	547705
Vinylklorid	N/A	0.0005	0.0610	1.4E-08	35506	3.5E-08	14215	3.7E-08	13468	4.4E-08	11455
Cyanid total	<0.05	0.05	1.2731	2.9E-07	170021	7.3E-07	68067	7.8E-07	64491	9.1E-07	54853

<sup>(1)</sup> Gränsvärdet ska tillämpas på prov som representerar konsumenternas genomsnittliga veckointag av dricksvatten.

<sup>(2)</sup> PAH är här summan av halterna av benzo(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(ghi)perylen och inden(1,2,3-cd)pyren.

<sup>(3)</sup> PFAS är här summan av halterna av Perfluorbutansulfonat (PFBS), Perfluorhexansulfonat (PFHS), Perfluoroktansulfonat (PFOS), Fluorelomersulfonat (6:2 FTS), Perfluorbutanoat (PFBA), Perfluorpentanoat (PFPeA), Perfluorhexanoat (PFHxA), Perfluorheptanoat (PFHpA), Perfluoroktanoat (PFOA), Perfluorononanoat (PFNA) och Perfluordekanoat (PFDA)

<sup>(4)</sup> Värdet 0.00009 mg/l är inget gränsvärde utan en rekommendation från Livsmedelsverket.

<sup>(5)</sup> Summan av samtliga pesticider, både klorerade och icke-klorerade

Teckenförklaring säkerhetsfaktor SF

SF > 20	Ingen risk, hög säkerhet
1 < SF < 20	Osäkerhetsanalys behövs
SF < 1	Riktvärdet överskrids