

Bilaga 8

PM Miljökvalitetsnormer vatten

E4 Förbifart Stockholm

Projektgemensamt

**Tillståndsprövning mark- och miljödomstolen
Hamnar och Grundvatten
Underlag för bemötande
Miljökvalitetsnormer Vatten**

BYGGHANDLING

0N10002 PM-Underlag för bemötande MKNVatten.docx

Objektnamn	E4 Förbifart Stockholm
Entreprenadnummer	
Entreprenadnamn	Projektgemensamt
Beskrivning 1	Tillståndsprovning mark- och miljödomstolen
Beskrivning 2	Hamnar och Grundvatten
Beskrivning 3	Underlag för bemötande
Beskrivning 4	Miljö kvalitetsnormer Vatten
Information	
Diarienummer	
Konstruktionsnummer	
Objektnummer	8448590
Projekteringssteg	BYGGHANDLING
Statusbenämning	
Företag	Trafikverket
Författare/Konstruktör	Anna Forslund
Externnummer	



Innehåll

1 Beskrivning av planerad verksamhet

1.1 Utsläpp av dränvatten

Utsläpp av vatten under bygg- och driftskedet kommer att ledas via dagvattennätet till en recipient eller via spillvattennätet till kommunalt reningsverk. Under byggskedet består länshållningsvattnet av dränvatten och dagvatten som pumpas bort från jordschakter. Under driftskedet kommer dränvattnet från tunneln under Järva att ledas till Järva dagvattentunnel. Dränvatten i driftskedet från tunneln under Mälaröarna leds till VA-anläggning i Sättra. När vattnet har tillräckligt god kvalitet kan det ledas till Igelbäcken respektive Sättraån.

Länshållningsvatten från schakter under byggtiden som har tillräckligt god kvalitet kan komma att ledas direkt till recipient efter att ha passerat en behandlingsanläggning med oljeavskiljare. Hanteringen av länshållningsvattnet som kan komma att gå direkt till recipient och dess påverkan kommer att beskrivas i kontrollprogrammet som tas fram i samråd med tillsynsmyndigheten. Länshållningsvatten hanteras därför inte i denna PM.

Länshållningsvatten innehållande kväve från sprängning vid tunneldrivning leds till spillvattennätet.

1.2 Utsläpp av vägdagvatten

Ett stort antal dagvattendammar och avsättningsmagasin kommer att byggas. Huvudprincipen är att dagvattnet från trafikytor ska avledas via diken och dagvattendammar mot avrinningsområdets naturliga recipient. Så långt som möjligt ska dagvattnet avledas via vägdiken till dammarna eftersom det både har en renande effekt och utjämnar flödena. I dagvattendammarna sker sedimentering av partikelbundna föroreningar och en oljefälla förhindrar att flytande föroreningar förs vidare mot recipienten. Efter att ha passerat en dagvattendamm avleds vattnet via diken, ledningar eller dagvattentunnlar till recipienten.

1.3 Tillfälliga hamnar Sättra, Norra Lovö och Malmviken

Hamnverksamhet inklusive fartygstrafik innebär generell risk för olyckor samt olje- och bränslespill, vilket även i mindre mängder kan medföra negativa konsekvenser för vattenvegetation, bottenlevande organismer och fisk. Risker för ett utsläpp av olje- och bränslespill bedöms dock som liten. Om ett utsläpp ändå skulle ske har det bedömts att miljö kvalitetsnormerna baserat på årsmedelvärden för polycykliska aromatiska kolväten inte överskrids.

Vid drift av hamnen kommer allt dagvatten från hamnarna efter behandling att ledas till reningsverk. Tidigare var det planerat att dagvatten (exklusive lakvatten från bergupplag) skulle infiltreras i mark vid Sättra och Norra Lovö och vid Malmviken ledas till en våtmark.

1.3.1 Byggnation

En effekt av aktiviteterna under anläggningsskedet är en ökad grumling av vattnet. Miljökvalitetsnormen för uppslammade fasta substanser är 25 mg/l enligt förordningen SFS 2001:554 om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Normen kommer inte överskridas utanför de skärmar som föreslås som skyddsåtgärd. I villkorsförslag 2.2.1 i hamnansökningarna åtar sig nämligen Trafikverket att grumling utanför skärm inte får överstiga en i kontrollprogrammet angiven relation i förhållande till värdet i en bestämd referenspunkt. Denna relation kommer att behöva sättas så att MKN inte riskerar att uppnås. Konsekvenserna för fisk och andra vattenlevande organismer bedöms som obetydliga.

Uppvirvling av sediment i samband med nedläggandet av sjöförlagd ledning vid norra Lovö bedöms vara av begränsad karaktär och ger inga negativa konsekvenser för vattenlevande organismer och inte heller för uppslammade fasta substanser över 25 mg/l enligt förordningen SFS 2001:554 om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten

Sedimenten i hamnområdet på norra Lovö har mycket låga koncentrationer av föroreningar vilka i stort motsvarar bakgrundskoncentrationer för stadsnära miljöer. Föroreningsspridning i samband med grumling bedöms inte komma att medföra negativa miljökonsekvenser. Miljökvalitetsnormerna för prioriterade ämnen enligt direktiv 2008/105/EG bedöms inte överskridas. Miljökonsekvenserna för vattenlevande organismer med avseende på föroreningsspridning i samband med grumling bedömdes som försumbara.

1.3.2 Drift

Ökad fartygstrafik i områdena kan orsaka större vågerosion och turbulenta vattenströmmar från fartygens propellrar. Detta kan leda till en ökad erosion av strandlinjen samt uppgrumling av bottensediment. Verksamheten har dock bedömts till att inte ge upphov till en grumling som blir så omfattande att miljökvalitetsnormen för suspenderad substans (25 mg/l) överskrids enligt fisk- och musseldirektivet SFS 2001:554. De negativa konsekvenserna för vattenlevande organismer med avseende på grumling bedöms bli små. Se bilaga 7 till MKB Malmviken, Fartygspåverkan. Spridning av stendamm från bergmassor minskas betydligt genom valet av täckt bandtransportör och genom att lastningen av fartyg/pråmar sker genom ett flexibelt rör som når ner i lastutrymmet. Inga tillfälliga bergupplag kommer att placeras inom hamnområdet och allt dagvatten från hamnområdet kommer att ledas till reningsverk. Belastningen av kväve (rester av sprängämnen i bergmassorna) till omgivande vattenmiljö har bedömts bli begränsad och konsekvenserna obetydliga med sådana åtgärder. Gränsvärdet för suspenderad substans (25 mg/l) enligt förordningen SFS 2001:554 bedöms inte överskridas.

1.3.3 Återställning

Som vid byggnation av hamnen kan arbeten under återställningen förorsaka grumling av vattnet. Genom att de planerade vattenarbetena är relativt små och förutsatt att skyddsåtgärder i form av skärmar används, bedöms konsekvenserna av grumlingen bli små.

I villkorsförslag 2.2.1 i hamnansökningarna åtar sig Trafikverket att grumling utanför skärm inte får överstiga en i kontrollprogrammet angiven relation i förhållande till värdet i en bestämd referenspunkt.

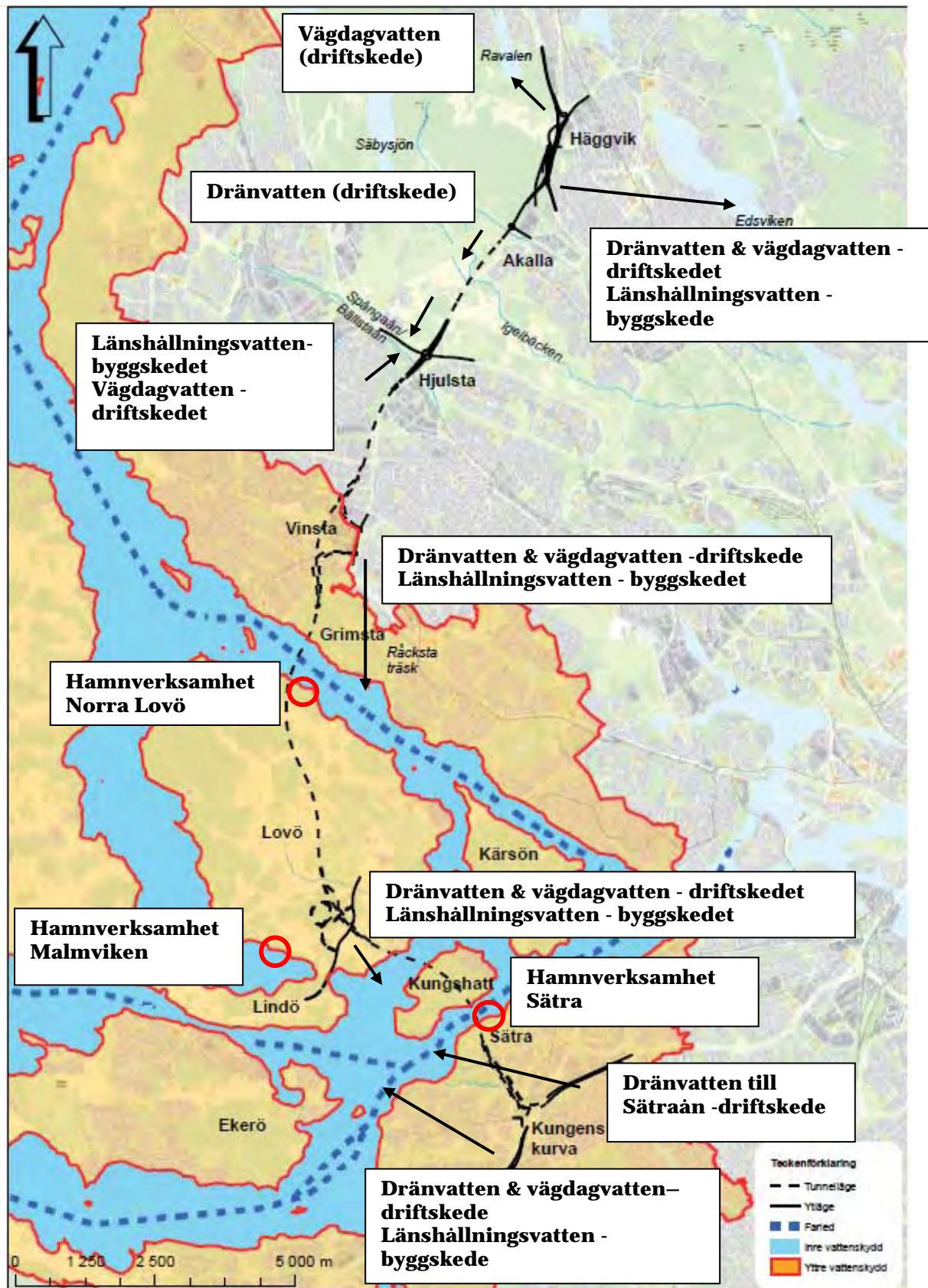
1.3.4 Tillägg för Sätra

1.3.4.1 BYGGNATION

Sedimenten i Sätras småbåtshamn är förorenade med PAH och metaller. Sediment väster om småbåtshamnen, där den tillfälliga hamnen planeras att anläggas, visar också på förhöjda halter av PAH:er, metaller och PCB:er jämfört med opåverkade sediment. Haltnivåerna var dock lägre eller i paritet med vad som genomsnittligt hittas i sediment från östra delen av Mälaren. En uppgrumling av sediment medför en risk för föroreningsspridning från området. Det kommer inte att ske någon muddring. Konsekvenserna för fisk och andra vattenlevande organismer bedömdes dock som obetydliga om åtgärder vidtas. Riskerna för att miljökvalitetsnormerna för prioriterade ämnen (2008/105/EG) kommer att överskridas utanför skärmarna bedömdes som mycket liten (vattenförekomst Mälaren-Stockholm).

1.3.4.2 DRIFT

Bottensedimenten i Sätras hamnområde är förorenade och en uppgrumling kan därmed leda till att föroreningar exponeras. Riskerna för att turbulenta vattenströmmar från fartygspropellrar kommer orsaka någon erosion av bottensediment är dock sannolikt små eftersom fartyg som lägger till vid kajerna ligger i vattenområde med ca 12 m djup. Riskerna för uppgrumling är något större för området vid RoRo -kajen som ligger på grundare vatten ca 9 m. Riskerna för att miljökvalitetsnormerna överskrids, baserade på årsmedelvärden för prioriterade ämnen enligt direktiv 2008/105/EG, har bedömts som mycket liten. Den kemiska statusen för vattenförekomsten Mälaren-Stockholm har bedömts att inte förändras på grund av den föreslagna verksamheten.



Figur 1 Recipienter som berörs av Förbifart Stockholm

1.4 Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormer för vatten är beskrivna i MKB Arbetsplan kapitel 4.3 "Bedömningsgrunder - Mark och vatten". Här följer en kort beskrivning:

- **Miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten**

Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2002:6 har pekat ut ett antal vattenområden (sjöar, vattendrag och kustområden) som mussel- och fiskvatten. Dessa områden berörs av förordningen om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten (SFS 2001:554).

Mälaren har pekats ut som ett fiskvatten.

- **Miljökvalitetsnorm för ekologisk och kemisk ytvattenstatus**

I samband med att Sverige implementerat EU:s ramdirektiv för vatten har fem vattenmyndigheter fastställt kvalitetskrav i form av miljökvalitetsnormer för ytvatten. Syftet med normerna är att tillståndet i våra vatten inte ska försämrats och att alla vatten ska uppnå en bestämd miljökvalitet.

Vattendelegationernas beslut om kvalitetskrav, det vill säga vilken status man vill uppnå i vattenförekomsten till år 2015, är i detta sammanhang synonymt med miljökvalitetsnorm för vattenområdet.

Grundregeln är att miljökvalitetsnormen skall fastställas till "God status år 2015". Beroende på vattenförekomstens nuvarande status tvingas dock vattenmyndigheten att fastställa kvalitetskrav på en nivå som är lägre än god status alternativt att tiden för när god status ska vara uppnådd skjuts fram.

Förbifart Stockholm berör vattenförekomsterna Edsviken, Spångaån/Bällstaån, Mälaren-Stockholm och Mälaren-Görväln av miljökvalitetsnormer för ekologisk och kemisk ytvattenstatus. Ingen utpekad grundvattenförekomst berörs av Förbifart Stockholm. Miljökvalitetsnormerna har beskrivits för respektive vattenförekomst i MKB Arbetsplan, kapitel 13.3 "Mark och vatten".

Nedan följer en kort beskrivning av nuvarande status samt miljökvalitetsnormen för respektive vattenförekomst, vilket inkluderar en komplettering kring vattenförekomsterna i Mälaren. Kemisk status redovisas som exklusive kvicksilver då haltnivån för kvicksilver i fisk överstiger miljökvalitetsnormen i stort sett alla ytvattenförekomster i Sverige: *"Under lång tid har utsläpp av kvicksilver skett i både Sverige och utomlands. Den främsta anledningen till att kvicksilverhalterna i vattnet är för höga är internationella luftnedfall. Trots Sveriges insatser för att minska utsläppen av kvicksilver kan vi inte förvänta oss några förändringar inom en snar framtid."* (VISS)

1.4.1 Spångaån /Bällstaån

Vattenförekomsten berörs av länshållningsvattnen i byggskedet från arbetet vid trafikplats Hjulsta. Länshållningsvattnet släpps till dagvattennät och vidare till vattenförekomsten. Dammanläggningar för vägdagvatten anläggs och vattnet från dessa leds till Spångaån/Bällstaån.



Figur 2 Vattenförekomsten Spångaån/Bällstaån (Från VISS)

Ekologisk status

Nuvarande ekologisk status: Dålig ekologisk status

Orsak till sämre status: Övergödning

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God ekologisk status år 2021

Kemisk status (exkl. kvicksilver)

Nuvarande kemisk status: God kemisk ytvattenstatus

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God kemisk ytvattenstatus år 2015

1.4.2 Edsviken

Vattenförekomsten berörs av länshållningsvatten från arbetsområden i byggskedet och dränvatten från tunnlar i driftskedet vid trafikplats Akalla och Häggvik. Dränvattnet kommer att ledas via Järva dagvattentunnel som mynnar i Edsviken. Dränvatten från Akallatunneln som håller rätt kvalitet kan i driftskedet släppas till Igelbäcken/Stordiket.

Vägdagvatten från trafikplats Akalla kommer att ledas till Järva dagvattentunnel som mynnar i Edsviken.



Figur 3 Vattenförekomsten Edsviken (Från VISS)

Ekologisk status

Nuvarande ekologisk status: Dålig ekologisk status

Orsak till sämre status: Övergödning

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God ekologisk status år 2021

Kemisk status (exkl. kvicksilver)

Nuvarande kemisk status: Uppnår ej god kemisk ytvattenstatus

Orsak till sämre status: Miljökvalitetsnormen för TBT (tributyltenn) överskrids

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God kemisk ytvattenstatus år 2015

Undag för TBT: God kemisk ytvattenstatus år 2021 avseende TBT

1.4.3 Mälaren-Stockholm (har tidigare benämnts Rödstensfjärden)

Vattenförekomsten berörs av länshållningsvatten från arbetsytor i byggskedet och dränvatten i driftskedet vid trafikplats Kungens kurva. Länshållningsvattnet kommer att släppas till dagvattensystemet. I driftskedet då dränvattnet från tunnlar håller rätt kvalitet kommer delar av det att släppas till Sättraån.

Vattenförekomsten berörs av länshållningsvatten från arbetsytor i byggskedet och dränvatten i driftskedet vid trafikplats Edeby. Länshållningsvattnet och dränvattnet från schakt i jordkommer att släppas till dagvattennät som mynnar i Mälaren.

Vattenförekomsten berörs av länshållningsvatten från arbetsområden i byggskedet vid trafikplats Vinsta. Länshållningsvattnet släpps till dagvattennät som mynnar i Mälaren.

Vägdagvatten från trafikplats Kungens Kurva kommer att ledas till dagvattendammar där vattnet sedan leds till:

- Fittjaviken,
- Vårby dagvattentunnel som mynnar i Hagaviken (södra delen av Vårbyfjärden)
- vid Mälärhöjden som mynnar i Mälaren

Vägdagvatten från trafikplats Lovö kommer att ledas till dagvattendammar och sedan vidare via befintliga ledningar eller åkerdiken till norra delen av Fiskarfjärden och sundet mellan Lovö och Kårsön till Mälaren.

Vägdagvatten från trafikplats Vinsta kommer att ledas till en dagvattenanläggning. Vattnet går vidare via dagvattenledning till Räcksta träsk vidare till Mälaren.

Den tillfälliga hamnen i Sättra och på Norra Lovö ligger inom vattenförekomsten Mälaren – Stockholm.



Figur 4 Vattenförekomsten Mälaren-Stockholm (Från VISS)

Ekologisk status

Nuvarande ekologisk status: God ekologisk status

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God ekologisk status år 2015

Det kan noteras att vattenförekomsten har bedömts "God Status" trots att delar av området har sämre status. Bedömningen baseras på en sammanvägd bedömning, där näringsförhållandena i de större bassängerna tillmätts störst betydelse enligt VISS.

Kemisk status (exkl. kvicksilver)

Nuvarande kemisk status: Uppnår ej god kemisk ytvattenstatus

Orsak till sämre status: Miljökvalitetsnormen för TBT (tributyltenn) överskrids

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God kemisk ytvattenstatus år 2015

Undag för TBT: God kemisk ytvattenstatus år 2021 avseende TBT

1.4.4 Mälaren-Görväln (har tidigare inte redovisats)

Vattenförekomsten berörs av den tillfälliga hamnen vid Malmviken.



Figur 5 Vattenförekomsten Mälaren-Görväln (Från VISS)

Ekologisk status

Nuvarande ekologisk status: God ekologisk status

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God ekologisk status år 2015

Kemisk status (exkl. kvicksilver)

Nuvarande kemisk status: God kemisk ytvattenstatus

Kvalitetskrav (Miljökvalitetsnormen): God kemisk ytvattenstatus år 2015

1.4.5 Övrigt

Vid Häggvik kommer nya dagvattendammar att anläggas och de leds via dike till Ravalen. Ravalen är inte utpekad vattenförekomst, men sjön och dess utloppsbeck avrinner via Edssjön till vattenförekomster Oxundasjön repektive Edsån och slutligen till Mälaren. Oxundasjön har måttlig ekologisk status och god kemisk status. Edsån har otillfredställande ekologisk status, men god kemisk status.

1.5 Påverkan på Miljö kvalitetsnormer för vatten

Med redovisade skyddsåtgärder och de försiktighetsmått som Trafikverket åtagit sig i förslag till villkor och kommande kontrollprogram, görs följande bedömningar nedan.

Trafikverkets bedömning är att utsläpp av drän- och länshållningsvatten inte kommer att påverka Miljö kvalitetsnormen för Fisk- och musselvatten eller Ekologisk och kemisk status.

Om föreslagna riktvärden för direktutsläpp till mindre recipient (RTK, 2009) inte överskrids för väg dagvattnet bedöms det generellt att vattenförekomstens kemiska status inte kommer att försämrats vid ett tillskott av dagvatten från Förbifart Stockholm. Föroreningsinnehållet i dagvattnet bedöms, i ett sådant fall, ge en liten eller obetydlig konsekvens för recipienten. Närmare beskrivning av väg dagvatten finns i MKB till Arbetsplan under respektive geografisk avsnitt (kapitel Mark och vatten).

Vid samtliga skeden av hamnverksamheten; byggnation av hamn, nedläggning av sjöförlagd ledning, drift av hamnverksamhet samt återställning av hamnområdet, är bedömningen att endast mycket små negativa konsekvenser bedöms uppstå för vattenkvaliteten vid hamnen eller i Mälaren i stort. Konsekvenserna av grumling från botten sediment för vattenlevande organismer (fisk, bottenfauna och växtplankton) bedöms som små. Bedömningen är att verksamheten inte kommer att hindra att miljö kvalitetsnormen för ekologisk status uppnås i vattenförekomsten Mälaren-Stockholm eller Mälaren-Görväln.

Vid ett eventuellt utsläpp av olje- och bränslespill utsläpp baserat på årsmedelvärden, som bedöms som liten, är bedömningen att miljö kvalitetsnormerna för polycykliska aromatiska kolväten inte överskrids. Miljö kvalitetsnormerna för prioriterade ämnen, med härkomst från uppgrumlande sediment, bedöms inte överskridas. Sammanfattningsvis är bedömningen att verksamheten inte kommer att hindra att miljö kvalitetsnormen för kemisk ytvattenstatus uppnås i vattenförekomsten Mälaren-Stockholm eller Mälaren-Görväln.

För driftskedet kommer inte något dagvatten att tillföras Mälaren, utan allt lakvatten från tillfälliga bergupplag och dagvatten från hamnområdet kommer att ledas på spillvattennätet. För att minska damning från bergmassor och arbetsytor kommer tillfälliga upplag av bergmassor att vattenbegjutas, vägar att dammbekämpas, transportband att täckas och vid lastning av fartyg ska ett flexibelt rör användas. Med dessa åtgärder bedöms belastningen av kväve till omgivande vattenmiljö bli begränsad och konsekvenserna bedöms bli obetydliga.

Bilaga 9

Teknisk bilaga

E4 Förbifart Stockholm

FS1

Konsortiet Förbifart Stockholm

M3346-11 Tillstånd för grundvattenbortledning

Bemötande 2012-06-15

Teknisk bilaga

Bilaga 9 till Trafikverkets yttrande 2012-06-14

OG14H044

Objektnamn E4 Förbifart Stockholm
Entreprenadnummer FS1
Entreprenadnamn Konsortiet Förbifart Stockholm
Beskrivning 1 M3346-11 Tillstånd för grundvattenbortledning
Beskrivning 2 Bemötande 2012-06-15
Beskrivning 3 Teknisk bilaga
Beskrivning 4
Information
Diarienummer
Konstruktionsnummer
Objektnummer 8448590
Projekteringssteg BYGGHANDLING
Statusbenämning
Företag WSP
Författare/Konstruktör Anders Berzell
Externnummer 2109002000



Innehåll

1	Ansättande av bergkonduktivitet	3
2	Grundvattenmodellering	5
2.1	Jämförelse med analytisk beräkning.....	5
2.2	Betydelsen av jordkonduktiviteter.....	7
2.3	Betydelse av bergkonduktivitet.....	8
3	Förtydligande av metodik för vattenbalansberäkning.....	10
3.1	Kartunderlag för beräkningen	10
3.2	Indata för delområde S1	10
3.3	Beräkning av grundvattenbildning.....	11
3.4	Beräknad påverkan från Förbifart Stockholm	12
3.5	Resultatredovisning.....	12

1 Ansättande av bergkonduktivitet

Teoretiskt underlag för den statistiska behandling av bergkonduktiviteten sammanfattas till stor del i boken "Hydrogeologi för bergbyggare" (Gunnar Gustafson Formas 2009) som baseras på senare års undersökningar och forskning. Följande egenskaper hos berggrundens vattengenomsläpplighet beskrivs i det teoretiska underlaget och ligger till grund för Trafikverkets hantering av bergkonduktiviteten.

Berggrunden är hydrauliskt heterogent, med vatten strömmande i olika spricksystem som omges av tät berggrund. Spricksystem har stor variation i utbredning. Ett ansatt konduktivitetvärde för bergmassan är alltså en förenkling som egentligen skiljer sig från de verkliga förhållandena.

Bergkonduktiviteten är, eller är nära, lognormalfördelad. Mätdata från sektionssvisa tester i kärnborrhål eller andra borrhålstest är nära lognormalfördelad. Med detta menas att det är logaritmen av mätvärdena som är normalfördelade, dvs mätvärden i skalan 1, 10, 100, 1000, 10000 osv följer normalfördelningskurvan och inte i skalan 1,2,3,4,5 osv. För lognormalfördelad data sammanfaller det geometriska medelvärdet med medianvärdet. Det aritmetiska medelvärdet, dvs summan av alla ingående värden dividerat med antalet värden ligger vid den övre delen av lognormalfördelningskurvan. (för talserien 1 till 10000 ovan är det geometriska medelvärdet = 100 och det aritmetiska medelvärdet = 2222)

Standardavvikelsen minskar med ökad mätskala. För hydraultest i liten mätskala (ex manchetttest i 3m sektioner) är variansen av resultatet större än om testen görs för hela borrhål eller i ännu större skala. Med detta följer att för större bergvolym minskar variansen i bergkonduktivitet och medelvärdet och medianvärdet närmar sig varandra.

Bergets konduktivitet är skalberoende. Heterogeniteten hos berggrundens hydrauliska egenskaper gör att konduktiviteten förändras med vilken bergvolym som avses. Hydraultest i liten skala (ex vattenförlustmätningar i kärnborrhål) ger ett högre medelvärde (aritmetiskt medelvärde) för konduktiviteten än tester i större skala då extremvärdena vad gäller högsta genomsläpplighet minskar. Detta beroende på att sprickor och spricksystem är ändliga.

Betydelsen av ovanstående teori för bedömningen av påverkansområde och inläckage:

Underlaget för den ansatta hydrauliska konduktiviteten i berg redovisas i beräkningsbilagan till PM Hydrogeologi (bilaga 5 med underbilagor). Där redovisas vattenförlustmätningar i kärnborrhål, statistisk bearbetning av brunnskapaciteter samt jämförelser med regionala värden och för olika bergarter.

Underlaget består därmed av tester i en liten eller måttlig skala, dvs det är förhållandevis små bergvolym som testats. Uppmätta värden varierar i ett stort intervall, från konduktivitet ned till 4×10^{-10} m/s (nedre mätgräns) upp till 6×10^{-6} m/s. Med ett så stort intervall blir skillnaden mellan medianvärdet (geometriska medelvärdet) och det (aritmetiska) medelvärdet förhållandevis stort, ca en 10-potens, dvs 10 gånger.

Bergkonduktiviteten har sedan använts i tvärsnittsmoeller där påverkansområdet når ut flera hundra meter, dvs en betydligt större bergvolym tas med i beräkningarna. Utifrån teorin ovan om skalberoende kommer då variansen i bergkonduktivitet minska och det aritmetiska medelvärdet och medianvärdet (geometriska medelvärdet) närmar sig varandra vid en nivå som ligger lägre än aritmetiska- och högre än det geometriska medelvärdet.

Med andra ord skulle användandet av det aritmetiska medelvärdet för en större bergvolym ge ett alltför genomsläppligt berg och det geometriska medelvärdet ett för tätt berg.

Detta hanteras i beräkningarna genom att införa sprickzoner där sådana bedömts kunna förekomma. Sprickzonerna höjer upp bergkonduktiviteten till att motsvara det aritmetiska medelvärdet i den mindre skalan (100 m-sektioner längs med tunneln) men även i större delsträckor. I tabellen nedan

redovisas hur den faktiska konduktiviteten fördelas längs med sträckan beräknat per delområde för vattenbalansberäkningarna.

Tabell 1 Fördelning av bergkonduktivitet för de olika beräkningsområdena för vattenbalansen (delavrinningsområden)

Delområde	Vattenbalansområde	Bergkonduktivitet inkl sprickzoner (m/s)
Skärholmen	S1	1.0E-08
Sätra, Gillsätra	S2	4.3E-08
Sätraåns dalgång	S3	2.3E-08
Sätrastranden	S4	1.0E-08
Kungshatt	K1	1.0E-08
Södra lovö	L1	1.6E-08
Centrala Lovö	L2	2.5E-08
Inledande del norra Lovö	L3	1.0E-08
Norra Lovö	L4	2.3E-08
Grimstaskogen	N1	1.0E-08
Girmstafältet, Hässelby gård	N2	2.3E-08
Vinsta	N3	3.0E-08
Kälvesta	N4	5.0E-08
Lunda	N5	5.0E-08
Lunda, Vålberga	N6	6.7E-08
Lunda, Vålberga	N7	5.0E-08
Järvafältet	A3	7.5E-08

Vid bedömningen av påverkansområdets utbredning i berg och dess påverkan på ovanliggande jordlagermagasin har beräknad påverkan längs med sprickzonen ansatts gälla även för omgivande sektioner.

Utöver den horisontella fördelningen av bergkonduktivitet som redovisas i tabellen ovan har ett genomsläppligare berg ansatts i grundvattenmodellerna för de översta 5 meters berggrund vilket även det ger ett genomsläppligare berg.

Sammantaget anser därmed Trafikverket att bergkonduktiviteten ansatts med en lämplig strategi som underbyggs av forskning och litteratur i ämnet. Det ska förtydligas att bergkonduktiviteten inte är avsedd att ge konservativa värden för inläckaget, sk "worst case" beräkningar utan strävar i enlighet med den övergripande metodiken att redovisa bästa möjliga bedömning av bergtunnlarnas omgivningspåverkan utifrån underlaget.

För påverkansområdet och i tidigare skede inventeringsområde/samrådsområde har dock som redovisats tidigare en mer konservativ approach ansatts i bedömningen.

2 Grundvattenmodellering

2.1 Jämförelse med analytisk beräkning

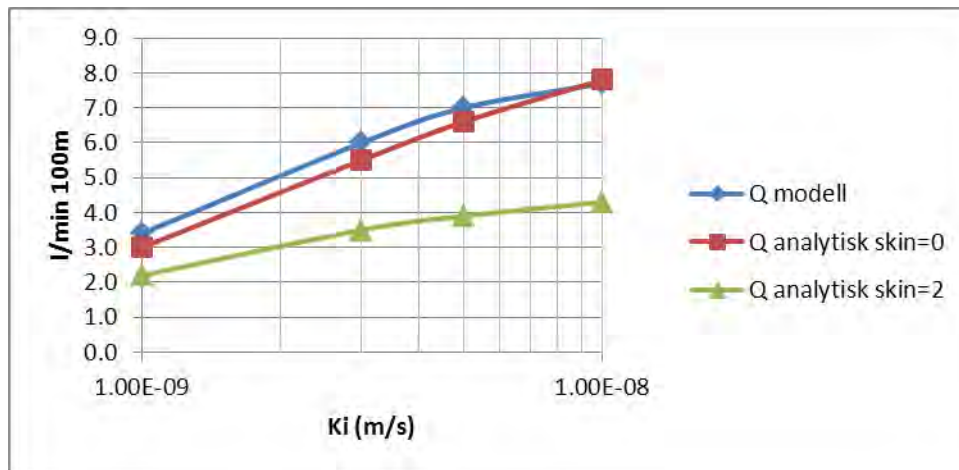
Tvårsnittsmodellen som i mycket ska jämföras med olika analytiska beräkningsmodeller för inläckage till undermarksanläggningar har i uppbyggnadsfasen jämförts med en beräkningsformel för djupförlagda injekterade tunnlar som publicerats i bergbranchorganisationen, SweBeFo.

Cementinjektering i hårt berg. Magnus Eriksson och Håkan Stille. SveBeFo 2005.

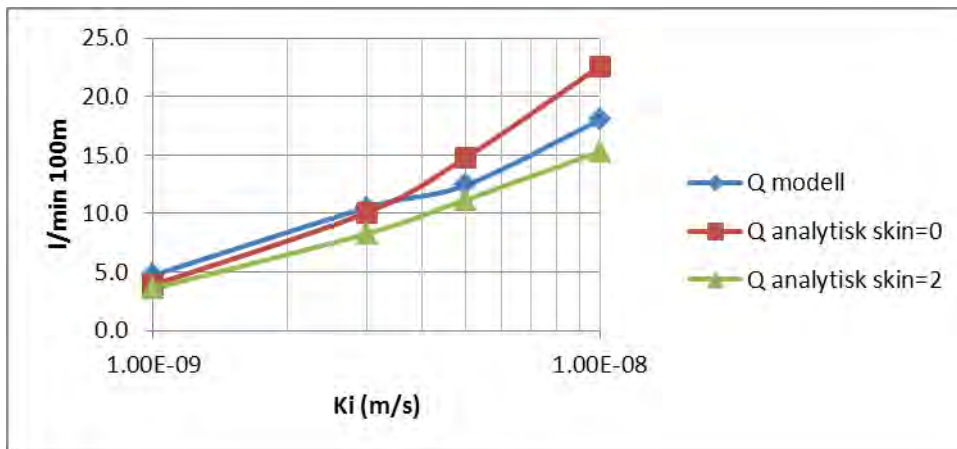
$$q = \frac{2\pi K_b H L}{\ln\left(\frac{r+t}{r}\right) + \frac{K_i}{K_b} \ln\left(\frac{2H}{r+t}\right) + \frac{K_i}{K_b} \xi}$$

Där: H= tunneldjup under grundvattenyta
 L=längd för beräknad tunnel (100m)
 r =tunnelradie (de två huvudtunnlarna har arean 250 kvm vilket motsv. r =9 m)
 t= bredd för injekterad zon runt tunnlar
 K_b= bergkonduktiviteten
 K_i =konduktivitet injekterad zon
 ξ= skinfaktor (~ självtätande egenskaper kring tunnlar)

I tabellerna nedan redovisas beräknade inläckagevärden (l/min och 100m tunnel) för tvårsnittsmodellerna, och den analytiska formeln med ett relativt lågt ansatt skinfaktor (brukar anges till mellan 3 till 5) och helt utan skin.



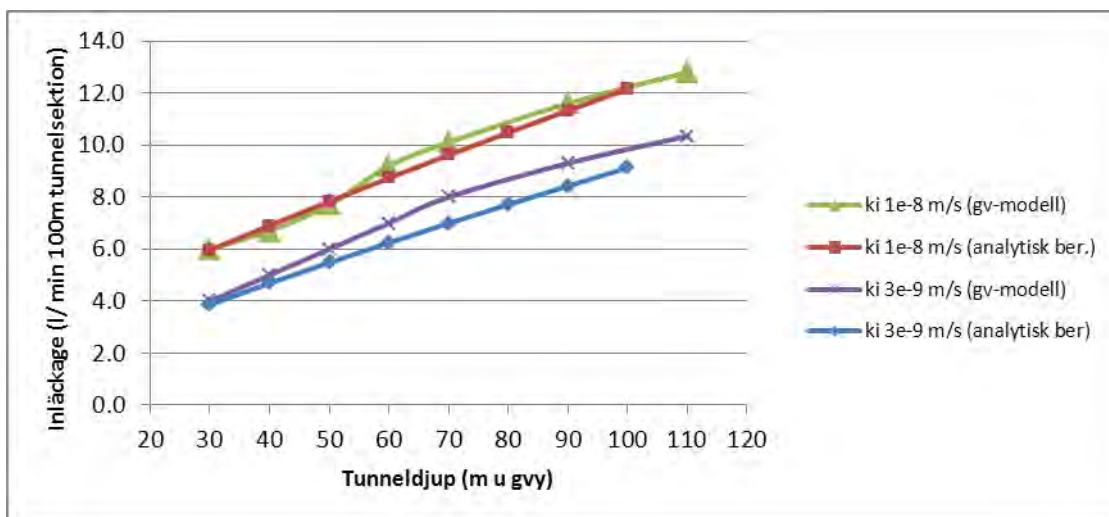
Figur 1 Inläckagets beroende av tätheten hos den injekterad zonen, tunneldjup 50m
 Bergkonduktivitet 1×10^{-8} m/s



Figur 2 Inläckages beroende av tätheten hos den injekterade zonen, tunneldjup 50m. Bergkonduktivitet 5×10^{-8} m/s

Tabellerna visar att tvärsnittmodellerna stämmer väl överens med den analytiska beräkningsmodellen utan skinfaktor. Det ger alltså ett något högre beräknat inläckage än om den analytiska formeln använts med, som brukligt, en ansatt skinfaktor.

I tabell 3 syns att tvärsnittmodellen har ett hack i kurvan med förhållandevis lägre beräknade inläckagevärden där den injekterade zonen har en högre konduktivitet. Det är en effekt av att i grundvattenmodellen ger en ökad avsänkning ett mindre tryck ovanför bergtunnlarna vilket genererar en lägre ökningstakt för inläckaget varefter konduktiviteten ökar. De analytiska beräkningsformlerna förutsätter en oförändrad grundvattenyta vilket övervärderar inläckaget vid genomsläppliga förhållanden.



Figur 3 Jämförelse mellan tvärsnittmodell och analytisk beräkning för olika tunneldjup och konduktiviteter för den injekterade zonen (Bergkonduktivitet, $K_b 0.1 \times 10^{-8}$ m/s)

Sammantaget motsvarar alltså tvärsnittmodellerna väl den analytiska beräkningsformeln som använts vid flera tidigare större infrastrukturprojekt i Stockholmsområdet men ger en bättre beskrivning av inläckaget kopplat till grundvattenpåverkan ovanför tunnelanläggningarna.

2.2 Betydelsen av jordkonduktiviteter

I grundvattenmodelln är ansatt en generell jordlagerkonduktivitet (vattengenomsläpplighet) på 1×10^{-5} m/s. Det motsvarar ungefär en mellan till finkornigare sandjord. Det är en genomsläppligare jordart än en ordinär moränjord.

I tabellen nedan, som är sorterad från söder till norr, redovisas jordartsbestämningen från siktcurvor längs med sträckan (K-värde medel representerar värdet från Hazen, Fair & Hatch, Gustafsson). Som framgår återfinns sandjordar på flera ställen längs med sträckan.

Tabell 2 Sammanställning av siktning av jordprov

Delområde	FS_id	Djup	Jordart	Jordart_SG	K-värde medel
Sättra 1.3	08F601K	10,0-12,0	Sandmorän	SaMn	6.00E-06
Sättra 2.1	08F602K	10,7-12,7	Siltig sandmorän	siSaMn	8.00E-06
Lövö 4.1	08F603K	13,0-14,3	Siltig sandmorän	siSaMn	6.67E-06
Lövö 4.1	08F851RU	7,0-7,9	Sandmorän	SaMn	5.03E-05
Lövö 4.1	08F852RU	12,0-13,0	Sandigt grus	saGr	1.93E-05
Lövö 4.1	08F854RU	3,1-3,6	Siltig sandmorän	siSaMn	1.00E-06
Lövö 4.2	08F855RU	3,5-5,0	Lerig siltmorän	leSiMn	
Lövö 6.4	08F856RU	7,7-8,2	Grusig sand	grSa	1.35E-04
Lövö 6.4	08F857RU	5-0-6,5	Sand	Sa	5.93E-05
Lövö 6.8	09F121RU	6,5-10,0	Sand	Sa	2.32E-04
Hässelby 4	09F122RU	18,0-18,9	Brun sandmorän	SaMn	1.00E-05
Järva 2	09F185RU	1,6-1,8	Grusig sand	grSa	8.20E-05
Järva 2	09F538RU	7,0-8,5	Grusig sand	grSa	1.56E-04
Järva 9	09F715RU	11,5-12,0	Sand	Sa	1.13E-04
Järva 7	09F851RU	4,0-4,6	Lerig sandmorän	leSaMn	3.33E-07
Hansta 1.1	09F852RU	2,0-3,4	Grusig sand	grSa	4.14E-04
Hansta 1.1	09F853RU	9,0-11,1	Sandmorän	SaMn	1.03E-05

För att visa betydelsen av ansatt jordkonduktivitet upprättades tre stycken grundvattenmodeller med tätande lerlager (sk jordlagermodeller) där jordlagerkonduktiviteten varierades. I modellen var tunneldjup 50 meter och konduktiviteten för berg, $K_b = 1 \times 10^{-8}$ m/s, och den tätade zonen, $K_i = 1 \times 10^{-8}$ m/s. Jordlagerkonduktiviteten varierade med en 10-potens uppåt och nedåt. Resultatet sammanfattas i tabellen nedan. Det framgår att inläckaget förändrades mycket måttligt med förändrad jordlagerkonduktivitet. Påverkansområdet förändrades med drygt 10 %, beroende på jordlagerkonduktivitet.

Tabell 3 Betydelsen av jordlagerkonduktivitet i tvärsnittmodeller

Konduktivitet jordlager (m/s)	Inläckage (l/min 100m)	Skillnad inläckage	Påverkan (0.5 m avs. vid tunnelnivå)	Skillnad påverkansomr
1.00E-04	8.6	104%	550	115%
1.00E-05	8.3	1	480	1
1.00E-06	8.0	96%	400	83%

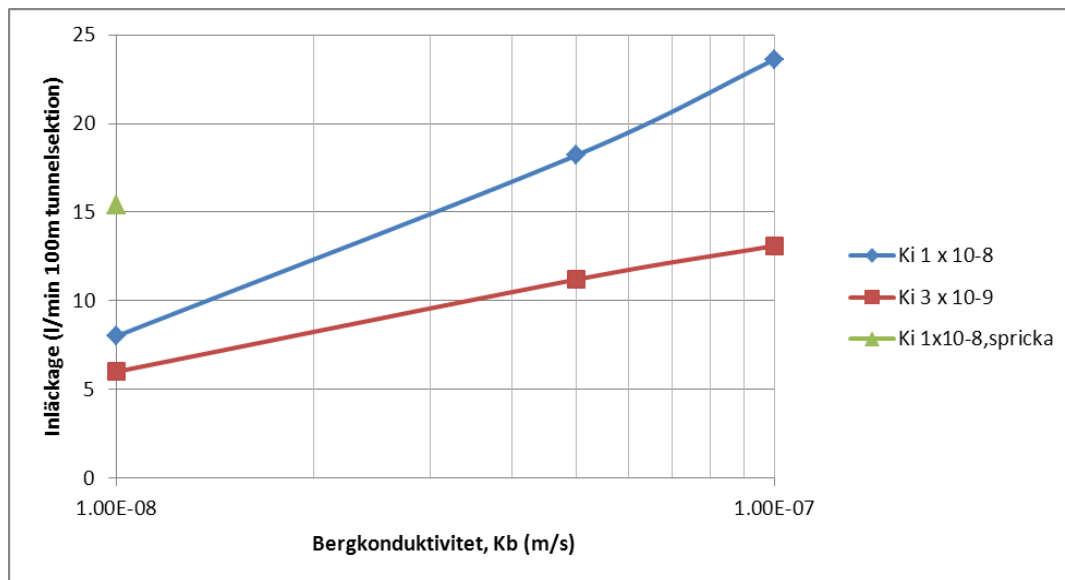
En slutsats som kan dras är att även om berget ansattes det tätaste medianvärdet som används i grundvattenmodelleringen, 1×10^{-8} m/s, så är tillrinningen genom bergmassan tillräckligt stor för att

skillnader i jordlagerkonduktiviteten inte ska ha någon avgörande betydelse för prognosvärdet. Detta kan förklaras av jordlagrets begränsade mäktighet jämfört med berggrunden. Ett annat ord för detta är att berggrundens transmissivitet (konduktivitet x mäktighet hos det vattenförande lagret) är förhållandevis stor jämfört med jordlagrets.

2.3 Betydelse av bergkonduktivitet

Berggrunden är som behandlats tidigare inte homogen med ett värde för genomsläppligheten. Därmed blir osäkerheten i beräkningar med ett ansatt konduktivitetvärde olika för olika skalor, bergvolym, som beräknas, främst beroende på att standardavvikelsen förändras med skalan.

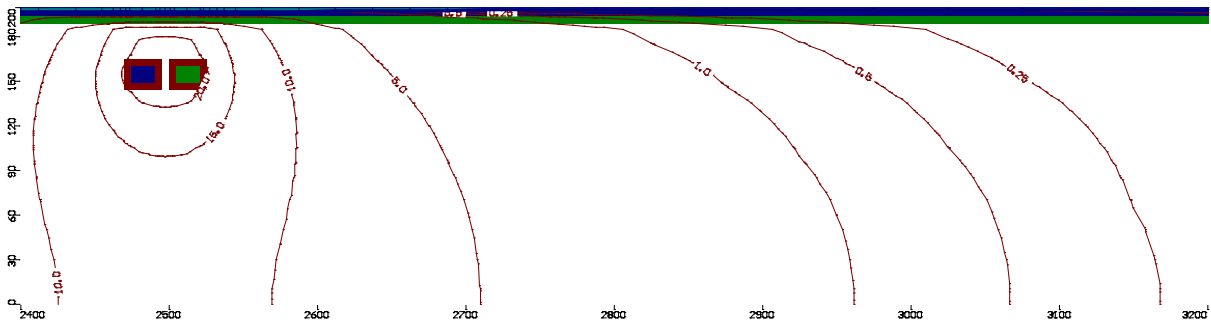
I diagrammet nedan visas beräknade inläckagevärden för de två olika täthetsklasserna och för generella bergkonduktiviteter som skiljer en tiopotens mellan 10^{-8} till 10^{-7} m/s.



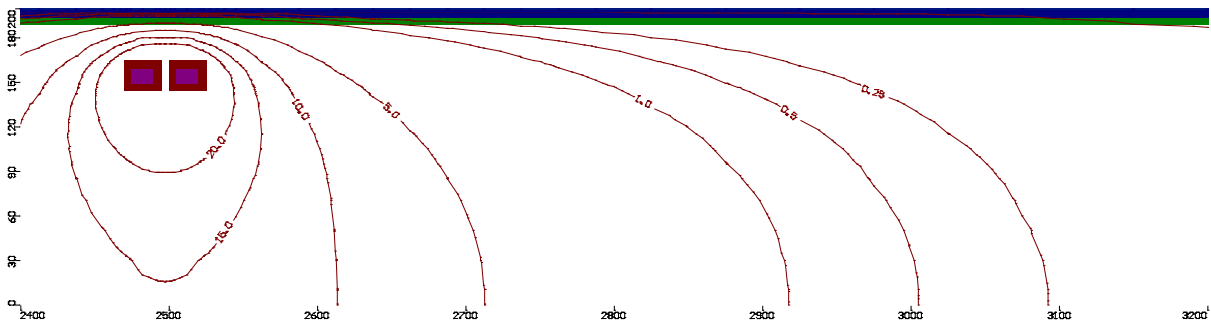
Figur 4 Beräknat inläckage för olika bergkonduktiviteter och täthetsklasser, tunneldjup 50 m under grundvattenytan

I diagrammet framgår att för den lägre klassen för den injekterade zonens täthet ökar inläckaget från ca 8 l/min till ca 24 l/min och 100 m tunnelsektion, dvs en ökning med faktor 2 (195%). Med den tätare injekteringsklassen blir ökningen mindre, från ca 6 l/min till ca 14 l/min, dvs drygt faktor 1 (118%). Introduceras en tvärgående sprickzon ökar inläckaget till ca 15 l/min och 100 meter tunnelsektion om berggrunden i övrigt har konduktiviteten 1×10^{-8} m/s.

Ytterlighetsvärdena i ovanstående diagram redovisas schematiskt i figurerna nedan. **Figur 5** visar det genomsläppligare berggrunden med $K 1 \times 10^{-7}$ m/s, och **Figur 6** som visar påverkansområdets utbredning vid $K 1 \times 10^{-8}$ m/s. Det framgår av figurerna att för det genomsläppligare berget går påverkan snabbare upp till ovanliggande jordlager, dvs påverkan för jordlagret blir större men utbredningen av påverkansområdet i berg ökar inte lika mycket.



Figur 5 Påverkansområdets utbredning vid bergkonduktiviteten 1×10^{-7} m/s, Injekterad zon, $K_i 1 \times 10^{-8}$ m/s. Inläckaget beräknas till ca 24 l/min och 100 m tunnelsektion. (Blå rand vid modellens överkant representerar jordlager och grön rand representerar ett genomsläppligare ytberg)



Figur 6 Påverkansområdets utbredning vid bergkonduktiviteten 1×10^{-8} m/s, inläckaget beräknas till ca 8 l/min och 100 m tunnelsektion

Sammanfattningsvis ger en högre bergkonduktivitet ett högre inläckage och något större påverkansområde. Inläckaget ökar mer än påverkansområdets utbredning, procentuellt sett. Detta är sant så länge grundvattenbildning och tillrinning i jordlagren motsvarar eller är större än grundvattendränningen. Ansätts berggrunden en genomsläpplighet som är så hög att ovanliggande jordlager dräneras ur fortare än tillrinningen från sidorna.

En modellberäkning enligt jordlagermodellerna som redovistats i tidigare avsnitt visar att med en jordkonduktivitet på 1×10^{-6} m/s och en bergkonduktivitet på 1×10^{-7} m/s dräneras jordlagret ur fortare än tillrinningen från sidorna. Det får som följd en lokal avsänkning av det undre grundvattenmagasinet i jord ned under bergytans nivå vilket i sin tur reducerar inläckaget till tunneln. Påverkansområdet ökar inte på grund av vattenbristen (eg den mindre tillrinningen) utan snarare minskar något.

Slutsatsen blir då att med valda parametrar för berggrund respektive jordlager konduktivitet underskattas knappast påverkansområdets utbredning. Inläckagets storlek är mer direkt proportionell med använda konduktivitetvärden i beräkningarna upp till att dräneringen närmar sig tillgången/tillförseln av grundvatten.

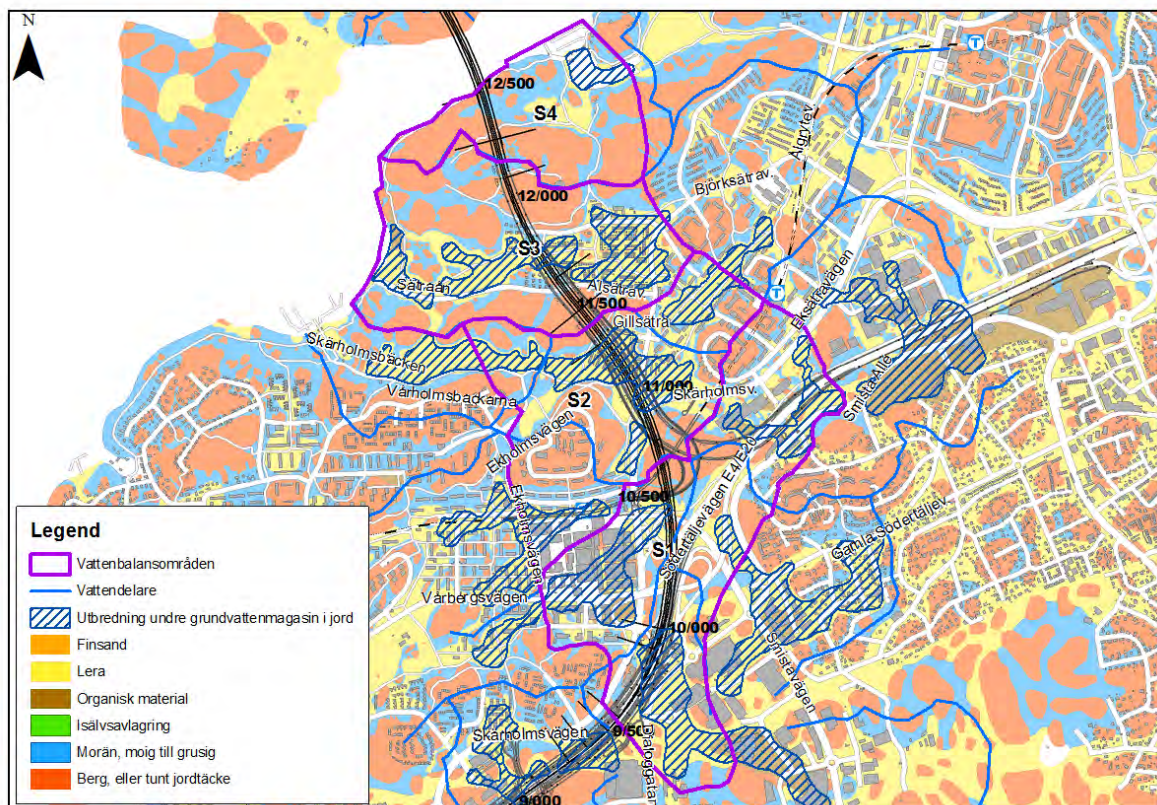
3 Förtydligande av metodik för vattenbalansberäkning

Här följer ett förtydligande av metodiken för vattenbalansberäkningarna och hur ansatta och beräknade värden tagits fram och som redovisades i ansökan i bilaga 5 till PM hydrogeologi med underbilaga 5.5.

För jämförelsen används delområde S1.

3.1 Kartunderlag för beräkningen

De delavrinningsområden inom vilka vattenbalansen har beräknats redovisas i Figuren nedan. Där syns vattendelare från höjddatamodellen med blåa streck och gränsen för de olika beräkningsområdena med lila streck. Inom exempelområdet S1 syns olika skrafferade områden vilka utgör den huvudsakliga utbredningen av de olika undre grundvattenmagasinen i jord.



Figur 7. Vattenbalansområden Sättra, S1 – S4.

3.2 Indata för delområde S1

I indata tabellen i redovisningsbilagan 5.5 (där S1 biläggs nedan) redovisas olika ytor (areor) som alla är hämtade ur kartfiguren i GIS. Det är följande:

1. Totala ytan/arean för beräkningsområde S1 (1057851 kvm)
2. Totala ytan/arean för de skrafferade huvudsakliga undre grundvatten magasinen (288169 kvm)

3. Jordarternas yta samt procentuell andel inom beräkningsområdet (ex berg 282786 kvm, motsv. 27%)
4. Jordarternasyta och fördelning utanför de huvudsakliga grundvattenmagasinen samt inom dessa områden. (ex berg 279712 kvm utanför gv-mag och 3075 kvm innanför, det sista värdet bör eg. vara noll men visar på vissa kartgeneraliseringar)
5. Andel bebyggd yta inom arealen för de olika jordarterna

Indata

Delområde	S1	S1	S1
Area delområde	1057851	1057851	1057851
Area huvudsakligt undre gv-magasin	288169	288169	288169
Jordart	Berg	Lera	Morän
Area jordart inom delområde	282786	583035	192030
Fördelning inom delområde	27%	55%	18%
Area jordart utanför gv-mag	279712	298467	191503
Fördelning utanför grundvattenmagasin	36%	39%	25%
Bebyggd yta	67910	238988	67277
Area jordart inom grundvattenmagasin	3075	284569	526

3.3 Beräkning av grundvattenbildning

Grundvattenbildningen beräknas för markytan och delas in i vad som kan komma berg- och undre grundvattenmagasin till godo, vad som avrinner i ytliga/övra grundvattenmagasin samt vad som avrinner via dagvattensystemet.

I beräkningstabellen för område S1 nedan fördelas dessa värden enligt följande:

- 3,14 l/s Grundvattenbildning inom berg- och moränområde (summa areal enligt ovan x grundvattenbildningsparameter 210 mm/år)
- 0,36 l/s Andel av grundvattenbildningen som avrinner i dagvattensystem och alltså inte kan komma grundvattnet tillgodo.
- 0,85 l/s Inom lertäkta områden utanför de huvudsakliga undre grundvattenmagasinen bedöms lerjorden vara tunnare och att en viss andel kan infiltrera ned till det undre grundvattenmagasinet. andelen ansätts till 90 mm/år utav det totala parametervärdet 175 mm/år inom lermark.

Summan för den potentiella grundvattenbildningen till berg och det undre grundvattenmagasinet uppgår alltså till 3,63 l/s vilket även redovisas längre ned i beräkningsarket i bilaga 5.5.

Totalt för beräkningsområdet s1 beräknas grundvattenbildningen i övre och undre magasin tillsammans med dagvattenavrinningen uppgå till 6,39 l/s. längst ned i den gröna beräkningstabellen redovisas en jämförelse med den ofta använda generella avrinningen i Stockholmsområdet vilket uppgår till ca 220 mm/år. Notera att för beräkningsområde S1 (och för övriga områden) uppgår beräknad områdesavrinning till ca 85 – 90 % av schablonvärdet, alltså används en något lägre siffra än den generella i kommande bedömning av Förbifart Stockholms påverkan.

Grundvattenbildning	m3/år	l/min	l/s
Berg och moränområden	98955	188	3.14
Reducering dagvattenavrinning	-11356	-22	-0.36
Lerområden utanför gv-mag	26862	51	0.85

Övre mag utanför gv-magområde	25370	48	0.80
Övre magasin inom gv-magområde	50430	96	1.60
Total grundvattenavrinning	190261	362	6.03
Jämförelse mot schablonvärde områdesavrinning			
Generell avr (220 mm/år)	232727	443	7.38
Grundvattenavr + dagvattenavr	201617	384	6.39
Beräknad avrinning jmf. med generell avrinning			87%

3.4 Beräknad påverkan från Förbifart Stockholm

Som underlag för påverkansberäkningen ligger de tvärsnittsmodeller som utförts inom delberäkningsområdet. Dessa används på två sätt.

Läckaget genom lerlagret som kan uppstå när det undregrundvattenmagasinet sänks av utifrån beräknad avsänkning i jordlagren och dess utbredning. För delområde S1 beräknas detta till 0,36 l/s. Notera att grundvattenbildningen till det övre magasinet beräknades till 2,4 l/s och att läckaget därmed är så pass begränsat att det övre magasinet(magasinen) inte bedöms påverkas med avsänkta nivåer.

Dräneringen av det undre grundvattenmagasinet genom inläckage till Förbifart Stockholms bergtunnelanläggningar beräknas för normal täthetsklass (injekteringsklass), för hög tätningsklass samt för en slutlig vald fördelning av dessa inom beräkningsområdet.

Förekommer arbetstunnlar etc redovisas poster för dessa. För exemplet S1 vid Skärholmen redovisas inget schablonvärde för dränering till de arbetsplatser med schakt under grundvattenytan då det i ansatta villkorsområden för just dessa förutsätts skyddsinfiltration.

3.5 Resultatredovisning

Vattenbalanserna summeras och redovisas i tabellen längs ned i respektive beräkningsblad samt i en sammanfattande tabell som utgör underlag till redovisad procentuella andelar ibland annat MKBn.

För beräkningsexemplet S1 gäller att potentiell grundvattenbildning till det undre grundvattenmagasinet och till berg uppgår till 3,99 l/s. Förbifart Stockholms undermarksanläggningar bedöms kunna dränera mellan 1,51 till 2,02 l/s under byggskedet och 1,09 till 1,6 l/s under driftskedet utan arbetstunnel.

Resultat vattenbalansberäkning (l/s)	vald fördeln.	normal	hög
Beräknad nuvarande grundvattentillgång undre magasin	3.63	3.63	3.63
Beräknad grundvattentillgång undre magasin inkl läckage genom lera	3.99	3.99	3.99
Bedömd drän. till tunnlar, inkl arbetstunnel	1.81	2.02	1.51
Bedömd dränering till förbifartens tunnlar	1.39	1.60	1.09

Vad som är viktigt att notera är följande:

- att vattenbalanserna bygger på grundvattenbildningskoefficienter (enligt *Grundvattenbildning i svenska typjorder*) och inte på nederbörd. Årsnederbörden i

Stockholm uppgår till ca 600 – 650 mm/år Från detta har alltså redan ca 400 -450 mm/år dragits från vilket utgör växtupptag, växtandning, avdunstning etc.

- Den potentiella grundvattenbildningen till berg och det undre grundvattenmagasinet är betydligt större än det som bedöms infiltrera ned till de djupare liggande mark- och berglagren i dagsläget. Se avsnitt 3.1 i PM Hydrogeologi för vidare utveckling. I nuläget avrinner detta vatten till det övre magasinet och vidare i diken etc.
- Detta tillflödes betydelse för det övre magasinet beror på andelen lermark jämfört med berg- och moränområden. Exempelvis för delområde S1 uppgår den direkta grundvattenbildningen till det övre grundvattenmagasinet till 2,4 l/s (se ovan) tillflödet av "överskottsvatten" från grundvattenbildningen inom berg och moränområdena kan uppskattas till ca 75 % av ovan angivna 3,63 l/s, dvs ca 2,7 l/s. För centrala Lovö är fördelningen ca 7,3 l/s i direkt grundvattenbildning och ca 3,6 i tillrinning från omgivande berg- och moränområden.