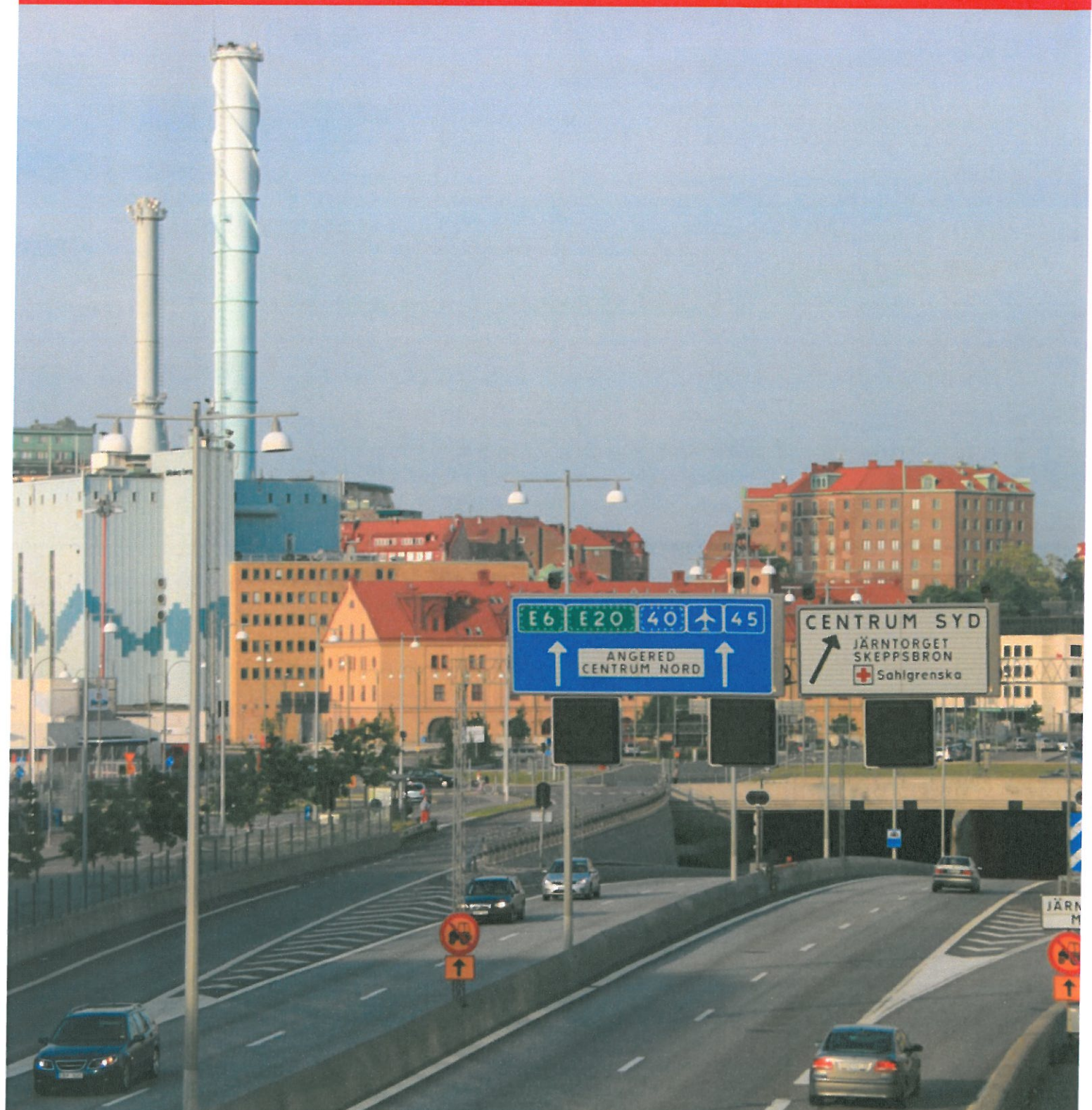


RAPPORT

Dagvattenhantering tunnlar

Gnistängs-, Göta-, Lundby- och Tingstadstunneln



Trafikverket

Postadress: Vikingsgatan 2–4, 411 04 Göteborg

E-post: trafikverket@trafikverket.se

Telefon: 0771-921 921

Dokumenttitel: Dagvattenhantering tunnlar – Gnistängs-, Göta-, Lundby- och Tingstadstunneln

Författare: L. Hamel, A. Lexell, T. Lund

Dokumentdatum: 2019-03-15

Version: 1.0

Kontaktperson: Caroline Karlsson, Trafikverket

Ärendenummer: TRV 2018/72231

Sammanfattning

Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad har genom synpunkter och förelägganden anmärkt på höga halter av ämnen som kväve, koppar och zink i utgående tvättvatten från Gnistängs-, Göta- och Lundbytunneln. Halterna av kväve, koppar och zink i utgående vatten klarar ej Miljöförvaltningens riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten. Föreliggande arbete initierades av Trafikverket och har utförts av WSP i Göteborg. Uppdraget syftar till att leverera ett underlag för framtida beställningar av åtgärder, i syfte att minska föroreningshalterna i dagvattnet från de fyra tunnlarna. Under arbetets gång identifierades också behov av platsspecifika riktvärden för utsläpp av vatten till recipient, varför även det inkluderats i rapporten.

En första delstudie på Trafikverkets nuvarande anläggningar i tunnlarna visar att det är möjligt att förbättra dagvattenreningen med några åtgärder. Föreslagna reningssystem för alla tunnlar består av slamavskiljare, inblandningstank, lamellseparator med flocktank, doserstation, oljeavskiljare och filtertank. För Götatunneln och Lundbytunneln finns plats att placera utrustning för flockning/emulsionsbrytning på plats. För Gnistängstunneln måste utrymmen byggas alternativt att använda mobil doseringsutrustning som används då tunneln tvättas. För Tingstadstunneln måste all reningsutrustning placeras/byggas på ny placering.

Vidare presenteras förslag och kostnader för en central reningsanläggning i Bräcke som mottar och behandlar inkommande vatten från den "supersug" som används inför tvätt. Transportsträckorna kan då minskas, arbetet effektiviseras och mottagningskostnader för förorenat vatten reduceras.

Bedömning av föroreningshalt på utgående tvättvatten görs idag utifrån Miljöförvaltningen i Göteborgs Stads riktvärden för utsläpp till recipient. Göteborgs stads riktvärden är framtagna för att kunna fungera för alla typer av verksamheter och för samtliga recipienter i Göteborgs Stad. Olika recipienter har olika känslighet och påverkan beror även av hur utsläpp sker och en platsspecifik bedömning av påverkan från tunnlarna har bedömts vara relevant. Beräkningar har därför utförts och förslag på anpassade riktvärden tagits fram. För arsenik, bly och nickel presenteras sänkta riktvärden, för kadmium och krom oförändrade riktvärden och för koppar och zink förhöjda riktvärden. För suspenderade partiklar och totalt organiskt kol föreslås de målvärden för övriga recipienter som Kretslopp och vatten tagit fram tillsammans med Miljöförvaltningen. För övriga parametrar föreslås Miljöförvaltningen i Göteborgs Stads riktvärde.

Miljönyttan har också studerats. Erhållen reduktion av föroreningar är liten jämfört med den normala masstransporten i Göta älv och i relation till de investeringskostnader som förväntas.

Innehåll

SAMMANFATTNING	3
1. BAKGRUND	6
1.1. Syfte	7
1.2. Definition av dagvatten	7
1.3. Dagvattenföroreningar relaterade till trafik	7
1.4. Recipientbedömning för respektive tunnel.....	10
1.4.1. Miljö kvalitetsnorm för "Rivö fjord"	12
1.4.2. Miljö kvalitetsnorm för "Göta älv - Sävåns inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron"	12
1.5. Juridik.....	13
2. NULÄGESBESKRIVNING	14
2.1. Gnistängstunneln	14
2.1.1 Beskrivning av vattenreningssystem	14
2.1.2 Vattenkvalitet och flöden	15
2.1.3 Tillgängliga ytor	18
2.2. Götatunneln	20
2.2.1. Beskrivning av vattenreningssystem	20
2.2.2. Vattenkvalitet och flöden	22
2.2.3. Tillgängliga ytor	25
2.3. Lundbytunneln	25
2.3.1 Föreläggande om åtgärdsförslag	25
2.3.2. Beskrivning av vattenreningssystem	25
2.3.3. Vattenkvalitet och flöden	26
2.3.4. Tillgängliga ytor	28
2.4. Tingstadstunneln	30
2.4.1. Beskrivning av vattenreningssystem	30
2.4.2. Vattenkvalitet och flöden	30
2.4.3. Tillgängliga ytor	32
2.5. Volym tvättvatten och tvättmedel för respektive tunnel.....	32
2.6. Reningsresultat	33
3. RECIPIENTBELASTNING	36
4. RIKTVÄRDEN	42
4.1. Utspädning	42
4.2. Metaller.....	45
4.2.1. Tillgänglighet	45
4.2.2. Arsenik, bly, kadmium, krom och nickel.....	46
4.2.3. Koppar och zink	48
4.2.4. Kvicksilver	51
4.3. Övriga parametrar	51
4.4. Sammanfattning.....	52
5. RENINGSTEKNIKER	53
5.1. Avskiljning av fasta (partikulära) föroreningar.....	53
5.1.1. Slam- och oljeavskiljare	53

5.1.2. Sedimenteringsbassäng.....	55
5.1.3. Ytfiltrering	55
5.1.4. Djupfiltrering (mediefilter)	55
5.1.5. Kemiska metoder	56
5.2. Avskiljning av lösta föroreningar	57
5.2.1. Jonbyte	57
5.2.2. Adsorption.....	57
5.2.3. Hydroxidfällning	57
5.2.4. Sulfidfällning.....	58
5.2.5. Samfällning.....	59
5.3. Slamavvattning.....	60
6. ÅTGÄRDSFÖRSLAG.....	61
6.1. Förutsättningar.....	61
6.2. Processbeskrivning	61
6.2.1. Slamavskiljare.....	62
6.2.2. Fördröjningsdammar	63
6.2.3. Oljeavskiljare	63
6.2.4. Flockning	64
6.2.5. Poleringssteg	64
6.2.6. Slamavvattning	64
6.3. Ombyggnad av avsättningsmagasin.....	65
6.3.1. Gnistängstunneln	65
6.3.2. Götatunneln	69
6.3.3. Lundbytunneln	72
6.3.4. Tingstadstunneln	72
6.4. Flockförsök	77
6.5. Förväntat reningsresultat	78
6.6. Central rening i Bräcke.....	78
7. MILJÖNYTTA	81
8. REFERENSER	84

1. Bakgrund

Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad har genom synpunkter och förelägganden anmärkt på höga halter av ämnen som kväve, koppar och zink i utgående tvättvatten från Gnistängs-, Göta- och Lundbytunneln. Halterna av kväve, koppar och zink i utgående vatten klarar ej Miljöförvaltningens riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten.

I april 2015 utförde Trafikverket med avseende på ovannämnda förelägganden/synpunkter beräkningar för tunnelnarnas avsättningsmagasin och sedimentkammars kapacitet. Beräkningarna visade att ingen av Trafikverkets befintliga anläggningar har tillräcklig kapacitet att hantera respektive tunnels dagvattenmängd. Kapacitetsproblemen för respektive tunnel innebär följande:

- Från Götatunneln och Gnistängstunneln pumpas överskottsvatten in i det kommunala dagvattensystemet som sedan mynnar ut i Göta älv.
- Överskottsvatten från Lundbytunneln leds till kommunalt reningsverk vilket i sin tur kan utgöra en stor risk för reningsverkets bakterieflora.
- Från Tingstadstunneln leds överskottsvatten ut till Sävån, som är ett Natura 2000-område och sedan vidare till Göta älv.

I april 2017 genomfördes en ombyggnation i Götatunneln, vilket har medfört en utökad uppehållstid för sedimentering i avsättningsmagasinet, vilket i sin tur har medfört en bättre rening av dagvattnet. Halterna av zink, koppar och kväve i utgående vatten överskrider dock fortfarande Miljöförvaltningens krav och för att innehålla riktvärdena krävs ytterligare rening. Avsättningsmagasinen för Gnistängstunneln fungerar inte optimalt pga. felaktig utformning av sedimenteringsanläggningen. Det har utförts projektering för ombyggnad av pumpsystemen, men för att nå Miljöförvaltningens gällande krav på utgående vatten krävs ytterligare rening. Lundbytunneln är i behov av en större ombyggnad eftersom avsättningsmagasinen behöver utökas och visst utredningsarbete har genomförts.

Tunnelnarna tvättas regelbundet med borstmaskin och högtryckstvätt. Tvättvattnet samlas upp i respektive tunnels dagvattensystem och leds till tunnelns sedimenteringskammare. Den momentana belastningen på sedimenteringskammarna i samband med tvätt överskrider kapaciteten och otillräckligt renat vatten släpps ut från anläggningarna.

Sedan 2016 har Trafikverket på prov testat en annan arbetsmetod vid tvätt. Tvätten inleds med en typ av sopmaskin, en s.k. supersug, för att reducera nedspolning av partiklar och vatten i tunnelns reningsanläggning. Metoden med supersugen resulterar i ett minskat behov av tvättvatten samtidigt som föroreningshalterna reduceras vilket i sin tur minskar belastningen på sedimenteringskammarna. Användandet av supersugen innebär också att det kan bli en lägre dimensionering av ev. utbyggnader av tunnelnarnas sedimenteringsmagasin samt att den totala tvättinsatsen på sikt kan minskas p.g.a. supersugens effektivitet vid rengöring av vägbanan.

1.1. Syfte

Uppdraget syftar till att leverera ett underlag för framtida beställningar av åtgärder för att erhålla föroreningshalter under gällande riktvärden i dagvattnet från de fyra tunnarna. Under arbetets gång har även framkommit behov av att se över gällande riktvärden, varför rapporten presenterar platsspecifika riktvärden där hänsyn tagits till förekommande föroreningar i tvättvattnet, utsläppsvolymer och recipientens egenskaper.

1.2. Definition av dagvatten

Med dagvatten avses i detta dokument inläckande grundvatten, regn- samt tvättvatten som avrinner och samlas upp i respektive tunnels pumpstation och via ledningar avleds till recipient eller reningsverk.

1.3. Dagvattenföroreningar relaterade till trafik

Trafik utgör en betydande källa till ett flertal föroreningar i dagvatten av varierande härkomst (Wiklander, 2017). Metallföroreningar så som bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink är relaterade till motorer och bromsbelägg. Bildäck bidrar till metallföroreningar men även till alkylfenoler, PAH:er, ftalater samt partiklar. Nötning av vägbeläggning bidrar med bl.a. suspenderat material och metaller. Utöver dessa faktorer utgör avgaser flera sorters föroreningar; alkylfenoler, bensen, PAH:er som benso(a)pyren och kväve. Näringsämnet fosfor i dagvatten har även påvisats vara starkt relaterat till vägar och kringliggande gräsytor. Föroreningar kopplade till trafik kan påträffas i dagvatten i samband med tvätt av vägtunnlar, som i sin tur kan bidra med förorenat utsläpp där dagvattnet leds till recipient.

De trafikrelaterade föroreningarna kan ha negativ påverkan för människor, djur och akvatiska organismer. Se miljö- och hälsopåverkan för de vanligast förekommande föroreningarna i Tabell 1.

Tabell 1. Ämnen, deras huvudsakliga källor och effekter samt miljökvalitetsnormer enligt vattendirektivet (Larm och Pirard, 2010).

Ämne	Källa	Effekter	Vattendirektivets miljökvalitetsnormer [mg/l]
Krom, Cr	Byggnader, däckslitage från dubbar, korrosion från bildelar, sandning.	Livsnödvändigt men kan vara cancerogent och giftigt i högre halter både för vatten- och landdjur.	3,4 ^{1,3}
Bly, Pb	Bromsklossar, bromsbelägg, däck, bilbatterier, asfalt, fordons- och gatutvätt, atmosfäriskt nedfall.	Bioackumuleras och är mycket giftigt för människor och djur, vid höga halter kan det ha effekt på fertilitet och foster.	14
Koppar, Cu	Korrosion av byggnadsmaterial (takplåt, stuprör och hängrännor). Däck, bromsklossar och bromsbelägg, fordons- och gatutvätt, sandning och atmosfäriskt nedfall.	Giftigt för akvatiska djur och växter. Höga halter skadar fiskars gälar och påverkar cellerna liksom forplantningen ¹ (Från dok: Rening av dagvatten, Täby kommun och Vaxholm stad)	0,5 ^{1,4}
Zink, Zn	Korrosion av byggnadsmaterial (takplåt, stuprör, hängrännor, stolpar, räcken), bilkarosser, bromsklossar, däck, korrosion av vägbana, fordons- och gatutvätt, sandning, atmosfäriskt nedfall.	Giftigt för akvatiska djur och växter, främst mikroskopiska organismer. ²	5,5 ^{1,4}
Nickel, Ni	Produkt vid förbränning av fossila bränslen, rostfritt stål, bilkarosser, fordonstvätt, batterier, sandning, fasader.	Livsnödvändigt för vissa organismer men kan vara cancerogent samt bioackumuleras. Är i regel inte giftig för människor utan framför allt för lägre djurarter och växter.	34 ¹
Olja	Produkt vid förbränning av fossila bränslen, rostfritt stål, bilkarosser, fordonstvätt, batterier, sandning, fasader.	Cancerframkallande samt skadligt för människor, djur och växter.	-
Benso(a)pyren	Ofullständig förbränning av fossila bränslen.	Cancerframkallande, giftig för landdjur samt är akut giftig för akvatiska organismer.	0,27 ¹
Fosfor, P Kväve, N	Bräddat avloppsvatten, djurspillning och gödsling, trafikavgaser, tvättmedel	Bidrar till övergödning i recipient.	20 ² 400 ²
Suspenderat material, SS	Vägsiltage, trafik, atmosfär, vägunderhåll, halkbekämpning.	Kan orsaka förhöjd grumlighet och ändra ljusförhållanden för recipienten, vilket kan öka dödligheten för flertalet djurarter.	

Källor: ¹HVMFS2013:19 ²(Canadian Council of Ministers of Environment, 2008), ³Månadsmedelvärde, ⁴Biofiligängligt månadsmedelvärde

År 2008 tog Miljöförvaltningen i Göteborg fram riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten, vilka uppdaterades till år 2013. Syftet med riktlinjerna och riktvärdena är enligt Miljöförvaltningen att ”skydda vattendragen och dess organismer, verka för god vattenstatus samt minimera risken för människors hälsa”. Miljöförvaltningen poängterar att verksamhetsutövare har ansvar för att begränsa sin miljöpåverkan och att föroreningsutsläpp ska reduceras vid källan.

I vissa fall kan det finnas behov för verksamhetsutövaren att göra en platsspecifik bedömning. En sådan bedömning utgår ifrån förväntade föroreningar samt mängder och känslighet i den specifika recipienten. Miljöförvaltningen beslutar om de platsspecifika riktvärdena är tillräckliga.

År 2017 tog Kretslopp och vatten tillsammans med Miljöförvaltningen fram ett dokument för att klargöra hur Miljöförvaltningens krav på rening av dagvatten kan uppnås. Dokumentet redogör för vilken typ av rening som krävs med avseende på typ av avvattnad yta och känslighet hos den recipienten dagvattnet leds ut i. För att definiera känslighet hos de olika recipienterna inom Göteborgs kommun har en klassning gjorts med de tre klasserna mycket känslig, känslig eller mindre känslig.

För att få en indikation av vilka reningskrav som gäller för nybyggnation eller större ombyggnation av en dagvattenreningsanläggning används en matris. Från matrisen kan det avläsas att för en hårt belastad yta, som samtliga fyra tunnlår antas vara, krävs omfattande rening för en mycket känslig recipient och rening för en känslig och mindre känslig recipient. Det poängteras dock att matrisen ska kompletteras med föroreningsberäkningar för det specifika projektet i syfte att jämföra med målvärden och riktvärden.

Miljöförvaltningens riktvärden är framtagna med hänsyn till att ett dagvattenutsläpp inte ska ha någon effekt på den mest känsliga recipienten, men mindre känsliga recipienter kan klara högre halter. En slutsats som Miljöförvaltningen kommit fram till är att riktvärdena ofta överskrids för fosfor, kväve, koppar, zink, totalt organiskt kol och suspenderat material. Med utgångspunkt i dessa aspekter har Kretslopp och vatten tillsammans med Miljöförvaltningen tagit fram målvärden för recipienter som är mindre känsliga. Se Tabell 2 för riktvärden och målvärden. Sammanfattningsvis gäller riktvärdena för mycket känsliga recipienter och för övriga avses målvärden, men övriga behöver även ha en platsspecifik bedömning.

Tabell 2. Miljöförvaltningen Göteborg Stads riktvärden och Göteborgs Stads målvärden för övriga recipienter (Kretslopp och vatten, 2017).

Parameter	Riktvärden, mycket känslig recipient	Målvärden, övriga recipienter
Koppar (Cu), µg/l	10	22
Zink (Zn), µg/l	30	60
Fosfor, µg/l	50	150
Kväve, µg/l	1 250	2 500
Suspenderat material, mg/l	25	60
TOC, mg/l	12	20

Från de aktuella tunnlarna sker utsläpp av dagvatten till tre olika vattenförekomster med lika många klassningar, se Tabell 3. Recipienten för Götatunneln och Tingstadstunnelns norra utlopp bedöms vara mindre känslig medan recipienten för Tingstadstunnelns södra utlopp är klassad som känslig. Lundbytunneln släpper inte något vatten till recipient med nuvarande lösning, läs mer utförligt i Kapitel 2.3, men den närmast belägna recipienten bedöms som mindre känslig. Gnistångstunnelns recipient, Göta Älv väster om Älvsborgsbron, är inte bedömd inom Kretslopp och vattens recipientklassning men WSP har valt att klassa den som mindre känslig.

Tabell 3. Miljöförvaltningens och Kretslopp och vattens klassning av respektive vattenförekomst som är recipient för dagvattnet från de fyra tunnlarna (Kretslopp och vatten, 2017).

Tunnel	Vattenförekomst (VISS, 2017)	Klassning
Gnistångstunneln	Rivö fjord	- ¹
Götatunneln, Lundbytunneln, Tingstadstunneln norra utloppet	Göta älv - Säveåns inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron	Mindre känslig (del av Göta älv söder om råvattenintaget ²)
Tingstadstunneln södra utloppet	Säveån - mynningen till Olskroken	Känslig (del av Säveån) ³

¹ Finns inte med i klassningen men vi har valt att klassa den på samma sätt som Göta älv söder om råvattenintaget, dvs mindre känslig.

² Recipienten Göta älv är uppdelad i två inom Kretslopp och vattens recipientklassning, söder och norr om råvattenintaget (beläget i höjd med Alelyckans vattenverk).

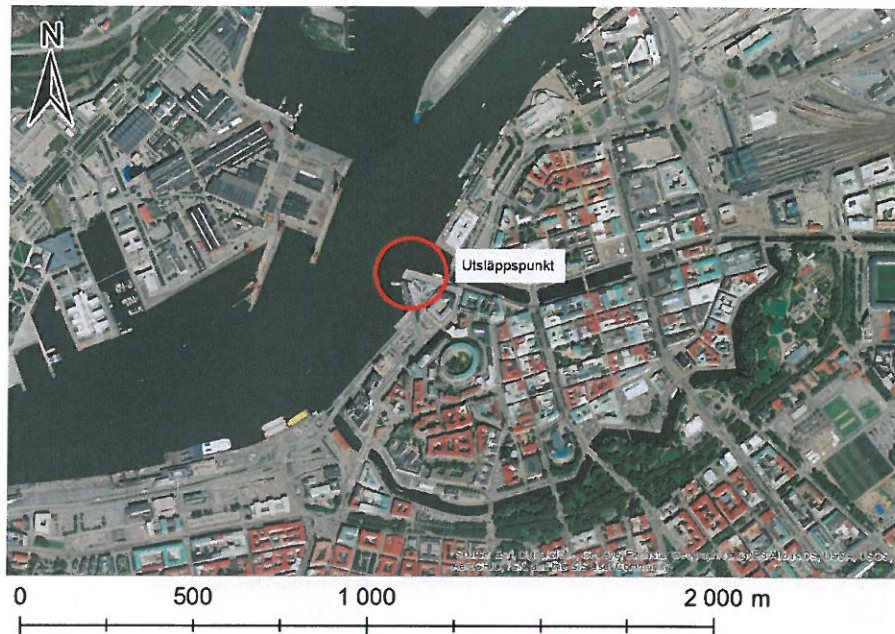
³ Med hänsyn till att utsläppet sker i Säveåns mynning har recipienten klassats som mindre känslig.

1.4. Recipientbedömning för respektive tunnel

Recipientbedömningar görs genom att utvärdera miljökvalitetsnormer för recipienterna där utsläppet av dagvatten från tunnlarna sker.

Den närmast belägna recipienten för Gnistångstunneln är Göta älv väster om Älvsborgsbron som är en del av vattenförekomsten "Rivö fjord" (VISS, 2017).

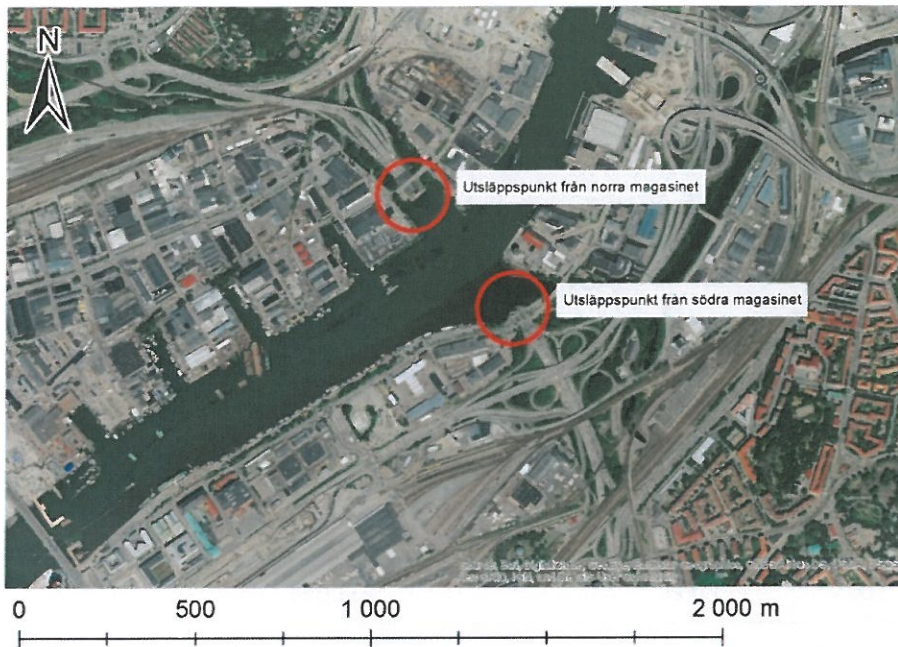
Utloppspunkten från avsättningsmagasinet i Götatunneln ligger vid Stenpiren, Figur 1. Den aktuella delen av Göta älv är en del av vattenförekomsten "Göta Älv - Säveåns inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron" (VISS, 2017).



Figur 1. Utloppspunkt från Götatunnelns avsättningsmagasin DU3 vid Stenpiren.

Den närmast belägna recipienten för Lundbytunneln är Göta älv, vilken kan bli aktuellt att släppa dagvatten till om lösningen för dagvattenhanteringen förändras. Den aktuella delen av Göta älv är, precis som Götatunnelns utloppspunkt, belägen i vattenförekomsten "Göta Älv - Sävåns inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron" (VISS, 2017).

Tingstadstunneln har två utlopp som leder till recipient, se Figur 2. Det norra utloppet avleder vatten från det norra magasinet och det södra avleder vatten från det södra magasinet samt magasinet i tunnelns lågpunkt. Det norra utloppet är en del av vattenförekomsten "Göta Älv - Sävåns inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron", medan den södra är en del av vattenförekomsten "Sävåån - mynningen till Olskroken" (VISS, 2017).



Figur 2. Norra respektive södra utloppet från Tingstadstunneln.

1.4.1. Miljö kvalitetsnorm för "Rivö fjord"

En miljö kvalitetsnorm för vattenförekomsten beslutades år 2017 (VISS, 2017). Kvalitetskravet för vattenförekomsten är satt till måttlig ekologisk status 2027. Hamnverksamhet påverkar vattenförekomsten för faktorn "Morfologiskt tillstånd" vilket gör att den inte bedöms kunna uppnå god ekologisk status 2027. Utöver påverkan från hamnverksamhet ska åtgärder vidtas för att nå god status. Detta gäller även för de hydromorfologiska kvalitetsfaktorer för de delar som inte omfattas av hamnverksamhet. Gällande övergödning så är kravet även satt till god ekologisk status 2027, men åtgärder behöver vidtas även till 2021.

Kvalitetskravet för den kemiska ytvattenstatusen är satt till god kemisk ytvattenstatus till 2021. Detta gäller bortsett från, enligt VISS benämnd som, överallt överskridande ämnen¹. Uppmätta värden av tributyltenn (TBT) överskrider bedömningsgrunden stort och vidare utredning behöver göras, därför är det en tidsfrist till 2027 för TBT.

1.4.2. Miljö kvalitetsnorm för "Göta älv - Sävås inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron"

En miljö kvalitetsnorm för vattenförekomsten "Göta Älv - Sävås inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron" beslutades år 2017 (VISS, 2017). Kvalitetskravet för vattenförekomsten är satt till god ekologisk potential 2027. Vattenkraftverksamhet i vattenförekomsten gör att hydrologi, morfologi och annan fysisk påverkan har negativ inverkan på den ekologiska statusen. En åtgärdsplan ska upprättas och fastställas med syfte att uppnå god ekologisk potential.

¹ De överallt överskridande ämnena kvicksilver och bromerad difenyleter har enligt nationella modelleringar förhöjda halter i samtliga ytvattenförekomster, där problemet inte kan antas vara löst till 2027. Sverige utnyttjar undantag i form av mindre stränga krav för dessa parametrar, vilka ännu inte är klara vad gäller gränsvärden.

Kvalitetskravet för den kemiska ytvattenstatusen är satt till god kemisk ytvattenstatus till 2021. Detta gäller bortsett från s.k. överallt överskridande ämnen¹. Uppmätta värden av tributyltenn (TBT) överskrider gränsvärdet i bottensediment och vidare utredning behöver göras om källan till det, därför är det en tidsfrist till 2021 för TBT. En miljökvalitetsnorm för vattenförekomsten "Säveån – mynningen till Olskroken" beslutades år 2017 (VISS, 2017). Kvalitetskravet för vattenförekomsten är satt till god ekologisk status 2021. Den ekologiska statusen är i dagsläget inte god då dammar och andra hinder gör att vattenlevande djur och fiskar inte kan vandra. Utöver detta så kan naturliga livsmiljöer i strandzonen saknas då zonen till viss del är påverkad av rensningar, strandskoningar eller andra hinder byggda av människan.

Kvalitetskravet för den kemiska ytvattenstatusen är satt till god kemisk ytvattenstatus till 2021. Detta gäller bortsett från s.k. överallt överskridande ämnen¹. Vidare är Säveån klassat som ett Natura 2000-område. Natura 2000 är ett nätverk av skyddade områden inom EU som upprättats i syfte att bevara den biologiska mångfalden.

1.5. Juridik

Hantering av dagvatten omfattas av de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalkens 2 kapitel. Undantag från hänsynsreglerna kan bli aktuellt först när kraven anses vara orimligt höga med hänsyn till miljönytta och ekonomi.

Vidare anses förorenat processavloppsvatten och förorenat dagvatten juridiskt som avloppsvatten (Miljöförvaltningen, 2013). Utsläpp av avloppsvatten sker från olika typer av verksamheter och processer. Bland annat vid tvättning och färgborttagning från tak och fasader, processvatten från miljöfarliga verksamheter samt utsläpp av länsvatten vid sanering av förorenade områden.

Utsläpp av avloppsvatten definieras som miljöfarlig verksamhet enligt 9 kap. 1 § miljöbalken, punkt 1. Där står att läsa att utsläpp av avloppsvatten, fasta ämnen eller gas från mark, byggnader eller anläggningar i mark, vattenområde och grundvatten definieras som miljöfarlig verksamhet. Dag- och tvättvatten från Trafikverkets tunnlar innehåller, eller riskerar att innehålla föroreningar och definieras därför som en flytande orenlighet och därmed som ett avloppsvatten enligt 9 kap. 2 § miljöbalken, punkt 1.

Föroreningarna i vattnet kan vara toxiska, men också näringsämnen, icke-akuttoxiska metaller, partiklar och organiska föreningar kan utgöra en förorening om det riskerar att påverka vattenkvaliteten negativt. Vidare i 9 kap. 6 § miljöbalken går under punkt 2 att läsa att det är förbjudet att utan tillstånd släppa ut avloppsvatten. Tillstånd ska vara sökt hos prövningsmyndighet, miljödomstolen och länsstyrelsen och tillstånd erhållet och laga kraft vunnit innan verksamheten eller åtgärden får utföras. För att hindra olägenheter för människors hälsa eller miljön ska avloppsvatten enligt 9 kap. 7 § miljöbalken renas eller tas om hand i en avloppsanordning eller annan inrättning.

2. Nulägesbeskrivning

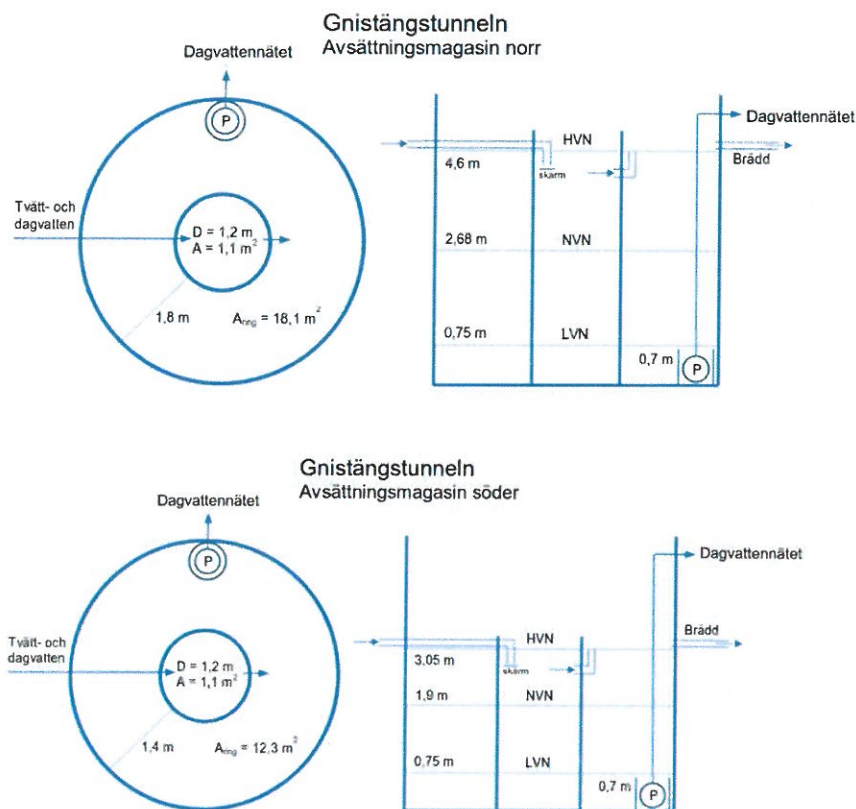
2.1. Gnistängstunneln

Gnistängstunneln är en 700 meter lång vägtunnel som är en del av Västerleden i Göteborg. Den byggdes år 1978 och har ett tunnelrör som är separerat med en mellanvägg. Tunneln har två körfält i vardera riktningen.

2.1.1 Beskrivning av vattenreningssystem

Gnistängstunneln är utformad med en högpunkt som gör att cirka 2/3 av tunnelns längd lutar åt norr och 1/3 åt söder (Trafikverket, 2018a). På så sätt delas dag-, drän-, tvätt- och brandvatten upp och leds via självfallsledningar till avsättningsbrunnar utanför vardera änden av tunneln. Det norra avsättningsmagasinet är dimensionerat för att kunna omhänderta maximalt 90 m³ vatten medan den södra klarar maximalt 30 m³. Båda magasinen är även dimensionerade för att omhänderta 10 m³ olja vid en eventuell olycka. I avsättningsmagasinen finns gaslarm installerade som varnar för metan för att förhindra att svårt petroleumförorenat vatten släpps till dagvattennätet.

Avsättningsmagasinen är cirkulära och har en inre avsättningsvolym och en yttre cirkulär pumpgrop, Figur 3. Magasinen är konstruerade så att vattnet först leds in i den inre avsättningsvolymen. Vattennivån stiger tills vattnet börjar rinna ut i ett rör till pumpgropen, vattennivån i pumpgropen stiger i sin tur och pumpen startar då vattenytan når den högsta nivån (HVN). Pumpen går tills vattennivån sänkts till normal (NVN). Vattnet som pumpas ut går till det kommunala dagvattennätet som leder till recipient. Inför tvätt av tunneln sänks vattennivån i avsättningsmagasinet till låg (LVN) för att kunna samla tvättvattnet. Efter tvätt sker sedimentering av vattnet i minst 36 timmar i avsättningsmagasin.



Figur 3. Principskiss över det norra respektive södra avsättningsmagasinet utanför Gnistängstunneln (bildkälla: Trafikverket, 2018a).

2.1.2 Vattenkvalitet och flöden

På den norra sidan av Gnistängstunneln avrinner inget dagvatten till magasinet och på den södra sidan är det maximalt 10 st. dagvattenbrunnar som är kopplade till avsättningsmagasinet (mejl från Trafikverket, 2018). Uppgifter om hanterade volymer saknas liksom uppgifter om inläckande grundvatten.

I Gnistängstunneln uttas årligen vattenprover för att utvärdera avsättningsmagasinens reningseffekt samt kvalitet på utgående vatten till dagvattennät. Analysresultat för vattenprover tagna under 2015, 2016 och 2017 samt reduktionsuträkning och jämförelse med riktvärden är presenterade i Tabell 4. För samtliga metaller har haltbestämning gjorts genom syrauppslutning. Prover på utgående vatten är tagna som stickprov från norra respektive södra avsättningsmagasinet. Under 2017 uttogs prov vid 2 tillfällen i såväl norra som södra avsättningsmagasinet. Under 2016 togs prover vid 3 tillfällen i det norra avsättningsmagasinet, 1 gång i den södra och under 2015 uttogs prov från norra avsättningsmagasinet vid 4 tillfällen. Ett av proven uttagna i norra avsättningsmagasinet 2016 misstänks ha kontaminerats med bottenslam (Trafikverket 2017a). Detta prov har därför inte tagits med i sammanställningen. Proverna är uttagna vid olika tidpunkter under året och olika lång tid efter tvätt. Ett prov från vardera brunn uttogs mindre än 24 timmar efter heltvätt och ingår därför inte i sammanställningen. För två tillfällen i såväl norra som södra magasinet saknas uppgifter om provtagningstillfället i förhållande till tvättid. Då

dessa sannolikt uttagits mer än 36 timmar efter avslutad tvätt har de inkluderats i sammanställningen². Övriga prov uttogs minst 6 dygn efter tvätt.

Under 2015 togs ett samlingsprov under pågående tvätt för att uppskatta föroreningshalterna i tvättvattnet. Det framgår inte säkert hur detta genomförts. Prov har senare även uttagits i en dagvattenbrunn som avleds till det norra dagvattenmagasinet vid ett tillfälle per år under tvätt under 2016–2017. Då uppmätt halt i en dagvattenbrunn troligen varierar kraftigt under tvätten bedöms dessa stickprov inte kunna ge en representativ halt på inkommande tvättvatten.

Analysresultaten uppvisar en relativt stor spridning, vilket inte är förvånande för ett litet antal stickprov uppmätta olika lång tid efter tvätt, vid olika årstider och många andra okända parametrar. En uppskattning av reduktionen baserad på proven tagna i den norra avsättningsbrunnen minst 36 timmar efter avslutad tvätt jämfört med det samlingsprov på ingående tvättvatten som togs 2015, visar på reduktionsnivåer från nära noll till över 90% för flera parametrar. Sedimentationsanläggningar brukar vanligtvis kunna ge en avskiljning av partiklar på ca 80%³ och en avskiljning på 60–70% för metaller som till stor del är partikulärt bundna, t ex koppar och zink (Stockholm vatten och avfall, 2019). Utifrån befintliga data går det inte att dra några slutsatser om huruvida denna reduktion uppnås eller ej.

² Dessa prov har sannolikt uttagits minst 36 timmar efter avslutad tvätt. Uppmätta halter av suspenderat material är relativt låga (24–25 mg/l i norra brunnen och <0,1-3,4 mg/l i södra brunnen) vilket stödjer detta. Analysresultaten ingår därför i sammanställningen av stickprover uttagna mer än 48h efter avslutad tvätt.

³ Varierar beroende på sedimentationstid och partikelstorlek.

Tabell 4. Analysresultat för vattenprover på inkommande respektive utgående vatten i Gristångstunneln i jämförelse med riktvärden samt beräknad reduktion baserad på uppmätta halter, markerat visar överskridna riktvärden (Källa analysresultat: Trafikverket, 2016a, 2017a och 2018a). Observera att redovisade mätdata inte nödvändigtvis representerar vattenkvaliteten i utsläppspunkt.

Parameter	Riktvärden (Göteborgs Stad Miljö, 2013)	Inkommande vatten Norra brunnen 2015-11-03 ¹	Utgående vatten Norra brunnen 2015-2017 ² min-max (>36 h efter tvätt)	Utgående vatten Norra brunnen 2015-2017 ² medel (>36 h efter tvätt)	Reduktion ³ % Norra brunnen räknat mot min-max (>36 h efter tvätt)	Reduktion ³ % Norra brunnen Medel för stickprov 2015-2017 (>36 h efter tvätt)	Utgående vatten Södra brunnen 2017 ⁴ min-max (>36 h efter tvätt)
Arsenik (As), µg/l	15	2,1	0,6 - 1,8	1,0	14 - 71	53	0 - 0,6
Krom (Cr), µg/l	15	21	1,6 - 23	8,7	0 - 92	59	<0,1
Kadmium (Cd), µg/l	0,4	0,1	0 - 0,1	0,1	0	-	<0,1
Bly (Pb), µg/l	14	20	1,6 - 12	4,0	40 - 92	80	0,61 - 1,1
Koppar (Cu), µg/l	10	130	12 - 110	53	15 - 90	59	8 - 19
Zink (Zn), µg/l	30	510	95 - 990	410	0 - 81	19	35 - 190
Nickel (Ni), µg/l	40	31	3,1 - 11	7	64 - 90	77	2,3 - 2,4
Kvicksilver (Hg), µg/l	0,05	4,1	0,002 - 0,079	0,017	(98 - 100)	(100)	0,0023 - 0,029
Oljeindex, µg/l	1 000	2 000	100 - 3000	870	0 - 95	57	<100
Benso(a)pyren, µg/l	0,05	0,071	0 - 0,069	0,03	2 - 86	57	<0,01
Bensen, µg/l	10	0,5	0 - 0,5	0,5	-	-	<0,5
Totalfosfor, µg/l	50	360	50 - 350	130	2 - 86	63	21 - 27
Totalväve, µg/l	1 250	7 600	2 200 - 4 900	3 000	35 - 74	61	1 400 - 1 900
pH	6 till 9	7,4	7,3 - 7,6	7,5	-	-	7,2
Suspenderat material, mg/l	25	180	23 - 210	68	0 - 87	62	0 - 3,4
TOC, mg/l	12	-	10 - 15	12	14 - 71	53	8,1 - 10

¹ Provet 2015-11-03 är ett samlingsprov på inkommande vatten från pågående tvätt.

² Beräknade utifrån stickprov från 7 provtagningsstillfällen; 2017-02-05, 2017-06-02, 2016-12-12, 2015-11-26, 2015-12-11, 2015-11-03, 2015-11-10. Ytterligare ett prov har tagits 2016-06-29 men är exkluderat då bottenslam misstänks ha medföjt provtagningsvattnet. Värdena för TOC baseras endast på 3 provtagningsstillfällen; 2017-02-05, 2017-06-02, 2016-04-15. Då värdena underskrider detektionsgränsen är detektionsgränsen använd för att beräkna medelvärde.

³ Då värdena underskrider detektionsgränsen är detektionsgränsen använd för att beräkna reduktion.

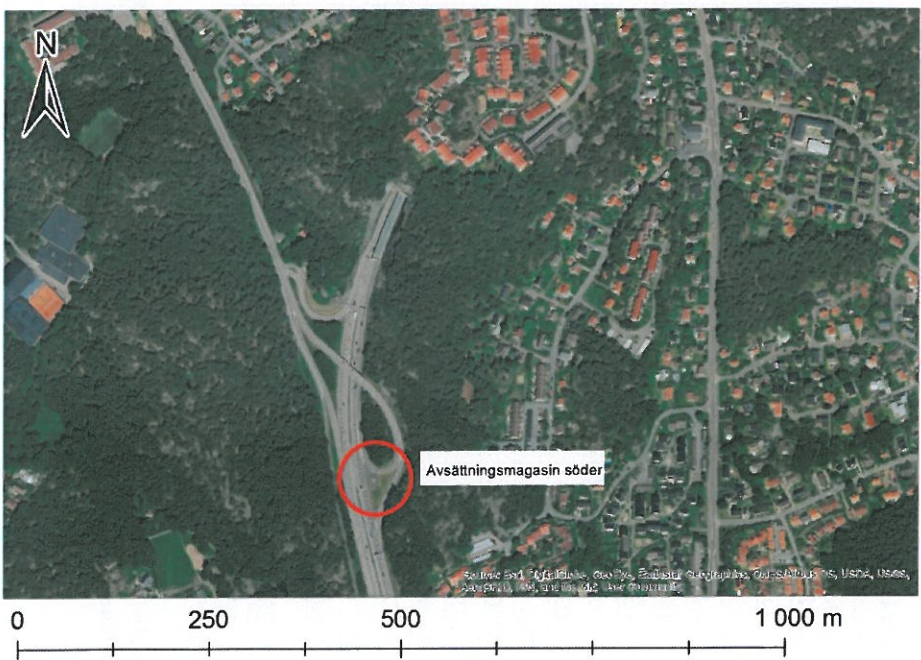
⁴ Endast baserad på data från 2 provtagningsstillfällen; 2017-02-15, 2017-06-02.

2.1.3 Tillgängliga ytor

Placeringen av det norra respektive södra avsättningsmagasinet visas i Figur 4 och Figur 5.



Figur 4. Placering av avsättningsmagasin i norra änden av Gnistängstunneln.



Figur 5. Placering av avsättningsmagasin i södra änden av Gnistängstunneln.

Tillgängliga ytor för kompletterande åtgärder är i anslutning till de nuvarande installerade avsättningsmagasinen i norra och södra änden, se Figur 6 och Figur 7.



Figur 6. Norra avsättningsmagasinet för Gnistångstunneln och omkringliggande tillgänglig yta (bildkälla: Google, 2017).



Figur 1. Södra avsättningsmagasinet för Gnistångstunneln och omkringliggande tillgänglig yta (bildkälla: Google, 2017).

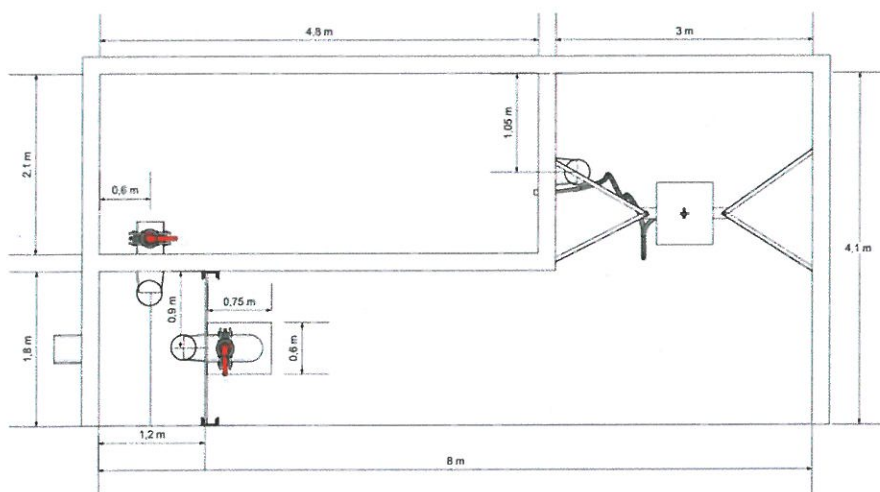
2.2. Götatunneln

Götatunneln är en 1,6 kilometer lång vägtunnel som går under centrala delen av Göteborg och som öppnades för trafik 2006. Den är en del av Götaleden och går mellan Järntorget och Lilla Bommen.

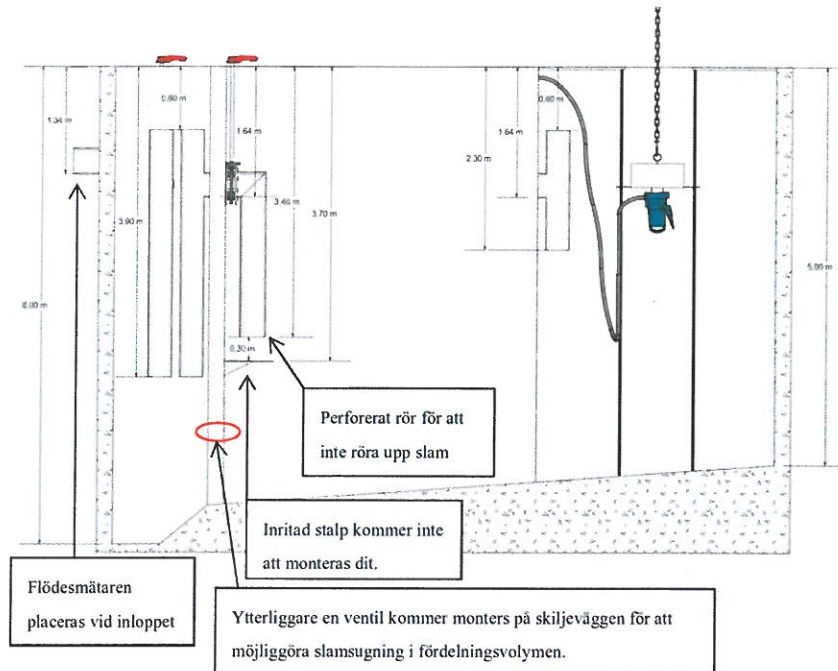
2.2.1. Beskrivning av vattenreningssystem

I Götatunneln leds tvätt-, dag-, kyl- och brandvatten via självfallsledningar till ett avsättningsmagasin i tunnelns lägsta punkt, DU3 (Trafikverket, 2015b). Avsättningsmagasinet har en volym på 70 m³ och är konstruerat som en sedimentationsbassäng som gör att slam ansamlas på botten av magasinet. Vattnet leds från avsättningsmagasinet till en pumpgrop. Inläckande grundvatten till tunneln leds direkt till pumpgropen. Från pumpgropen pumpas vattnet ut till recipienten Göta älv. Pumpstationen har installerade larm för pumpnivåer, temperatur, olja och metan som gör det möjligt att förhindra att förorenat vatten släpps till recipienten vid exempelvis en olycka. Slamtömning av avsättningsmagasinet och pumpgropen ska utföras minst en gång per år.

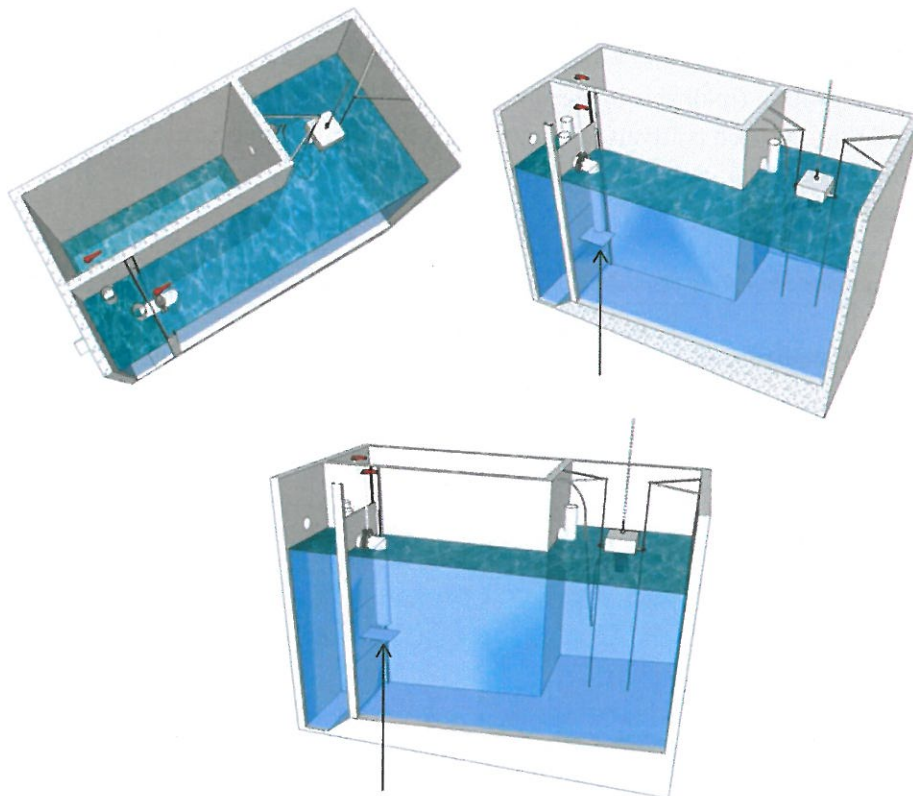
Ombyggnation av DU3 genomfördes under år 2015 med flertalet förändringar. En flytande dekanteringspump installerades i avsättningsmagasinet. I avsättningsmagasinet installerades även en by-passöverföring, det vill säga en mellanvägg i plåt som tål ensidigt vattentryck. Denna gör att en mindre separerad volym, fördelningsvolym, kan erhållas i inloppsändan till magasinet. Vid inloppet till fördelningsvolymen placerades en ultraljudsmätare tillfälligt för avläsning av flöde under 2015. I fördelningsvolymen installerades en oljevarnare permanent. Inloppsröret från avsättningsmagasinet till pumpgropen placerades på en högre nivå än tidigare. Samtliga rör som installerades i samband med ombyggnationen har en innerdiameter på 300 mm. I Figur 8, Figur 9 och Figur 10 visas plan- och sektionsskiss samt en 3D figur över avsättningsmagasinet och pumpgropen.



Figur 8. Planskiss över avsättningsmagasin i Götatunneln (bildkälla: Trafikverket, 2015b).



Figur 9. Sektionsskiss för avsättningsmagasin i Götatunneln inför ombyggnationen som genomfördes år 2015 (bildkälla: Trafikverket, 2015b).



Figur 10. Avsättningsmagasin och pumpgrop i Götatunneln från olika vinklar. Svart pil visar inritad stälp som är ersatt med perforerat rör för att inte röra upp slam från botten (bildkälla: Trafikverket, 2015b).

Oljevarnaren i fördelningsvolymen larmar vid eventuell olycka i tunneln som medför att olja förs till anläggningen. I fördelningsvolymen är lagringskapaciteten för olja, som antas lägga sig ovanpå vattnet, cirka 5 m³ innan den tränger in i avsättningsmagasinet och fortsatt till pumpgropen. I pumpgropen är lagringskapaciteten cirka 10 m³ per höjdmeter. Antal tillgängliga höjdmeter beror på inställningen av pumparnas nivåstyrning.

Det finns rutinkrav för tvätt i Götatunneln upprättade som beskriver hur tvätt ska genomföras (Trafikverket, 2014). Inför tvätt av väggar och tak ska avsättningsmagasinet i DU3 tömmas på vatten. Vid tömning används den flytande dekanteringspumpen som tömmer magasinet till cirka 1 m från botten, varav 0,8 m slamfas och 0,2 m oljefas). Supersugen ska användas vid tvätt av vägbana. Det uppsamlade vattnet/våtslammet ska transporteras till mottagningsstation för behandling och omhändertagande och får inte släppas till avsättningsmagasin, recipient eller dagvattennät. Inkommande tvättvatten till avsättningsmagasinet i DU3 kvarhålls i minst 36 timmar. Resterande inkommande vatten förs direkt till pumpgropen genom by-passventil under denna tid. Mer detaljerad systembeskrivning av fördelningsvolym, avsättningsmagasin och pumpgrop vid tunneltvätt förklaras i Bilaga II.

2.2.2. Vattenkvalitet och flöden

Under år 2015 genomfördes flödesmätningar på inkommande vatten till DU3, där mätaren var placerad i en självfallsledning innan inloppet till avsättningsmagasinet (Trafikverket, 2016b). I Tabell 5 visas resultatet från mätningen med olika flöden beroende på årstid. Baserat på årsmedelflödet inkommer totalt cirka 38 000 m³ vatten till avsättningsmagasinet per år. Volymen dagvatten (inklusive inläckande grundvatten) är approximerad till 31 000 m³, kylvatten till 6000 m³ och tvättvatten till 500 m³. Inläckande grundvatten till tunneln år 2017 hade ett medelvärde på 16,9 l/min, vilket motsvarar ett flöde på 9000 m³ per år (Trafikverket, 2018b).

Tabell 5. Årstidsvariation för inflöde till avsättningsmagasin DU3 i Götatunneln (Trafikverket, 2016b).

Period	Minflöde, l/s	Medelflöde, l/s	Maxflöde vid regn, l/s
Vår	0,3	1,1	25
Sommar	0,4	1	16
Höst	0,1	1	13
Vinter	0,9	1,8	17

Vid flödesmätningarna år 2015 mättes även flöden till DU3 vid tvätt. I Tabell 6 redogörs för flöden vid olika typer av tvättar utifrån flödesmätningarna samt ackumulerad volym. Notera att vid heltvätt samt väggtvätt inklusive vägbana tvättas vägbana med supersug.

Tabell 6. Flöde till DU3 och ackumulerad volym vid olika tvättar från flödesmätningar gjorda år 2015 i Götatunneln (Trafikverket, 2016b).

Typ av tvätt	Flöde till DU3, l/s	Volym till DU3, m ³
Heltvätt	6 - 40	80
Väggtvätt inkl. vägbana	6 - 40	15
Installationer	1,1 - 5	8

I Götatunneln utförs årligen vattenprovtagning enligt Trafikverkets rutinkrav i syfte att utvärdera kvalitet på utgående vatten till recipient. Analysresultat för vattenprover tagna under år 2015, 2016 och 2017 samt reduktionsuträkning och jämförelse med riktvärden är presenterade i Tabell 7. För samtliga metaller har haltbestämning gjorts genom syrauppslutning.

Inför genomförande av skyddsåtgärder (2015), utfördes också flödesproportionell provtagning på in- och utgående vatten till avsättningsmagasinet vid tvättar under oktober 2012 och april 2013. I samband med utvärdering av genomförda åtgärder utfördes tidsstyrd provtagning i september och november 2015. Efter ombyggnationen har provtagning för kontroll av kvalitet på utgående vatten från avsättningsmagasinet utförts vid två tillfällen under 2015 respektive 2016 och ett tillfälle 2017. Under 2015 analyserades prov uttagna 36 timmar respektive 23 dagar efter tunneltvätt. Under 2016 analyserades prov uttagna 36 timmar respektive 6 dagar efter avslutad tvätt. För 2017 saknas uppgift om provtagningstid i förhållande till tvättid för det analyserade provet⁴.

Beräknad reduktion i avsättningsmagasinet utifrån uppmätta halter under 2015–2017 återfinns i Tabell 7. Beräkningarna indikerar att avskiljningen är mycket hög. Högre än förväntat för flera parametrar som t ex kväve och fosfor vilka normalt sett inte avskiljs genom sedimentation. Då uppmätta halter varierar stort mellan olika provtagningstillfällen och dataunderlaget är begränsat misstänks den verkliga reduktionen vara lägre än det som presenteras i tabellen.

⁴ Dessa prov har sannolikt uttagits minst 36 timmar efter avslutad tvätt. Uppmätta halter av suspenderat material är relativt låga (9,6 respektive 19 mg/l) vilket stödjer detta.

Tabell 7. Analysresultat för vattenprover på inkommande respektive utgående vatten i Götatunneln i jämförelse med riktvärden samt beräknad reduktion baserad på uppmätta halter, markerat visar överskridna riktvärden (Källa analysresultat: Trafikverket, 2016b, 2017b och 2018b). Observera att redovisade mätdata inte nödvändigtvis representerar vattenkvaliteten i utsläppspunkt.

Parameter	Riktvärden (Göteborgs Stad Miljö, 2013)	Inkommande vatten 2012-2013 medel ¹ (innan vidtagna skyddsåtgärder)	Inkommande vatten 2015 medel ²	Utgående vatten 2015-2017 min-max ³	Utgående vatten 2015-2017 medel ³	Reduktion ⁴ % 2015-2017 räknat mot min-max
Arsenik (As), µg/l	15	6,6	2,3	<0,5 - 0,88	0,59	62 - 78
Krom (Cr), µg/l	15	140	30,1	1,5 - 3,6	2,55	88 - 95
Kadmium (Cd), µg/l	0,4	0,7	0,2	<0,1 - 0,1	0,1	50
Bly (Pb), µg/l	14	88,4	25,3	0,61 - 1,9	1,4	92 - 98
Koppar (Cu), µg/l	10	1 310	388	16 - 45	30	88 - 96
Zink (Zn), µg/l	30	2 970	1 033	68 - 100	89	90 - 93
Nickel (Ni), µg/l	40	99,2	20	1,4 - 7,1	3,3	65 - 93
Kvicksilver (Hg), µg/l	0,05	-	0,2	0,002 - 0,11	0,02	45 - 99
Oljeindex, µg/l	1 000	19 200	4 800	100 - 2 500	675	48 - 98
Benso(a)pyren, µg/l	0,05	-	0,14	<0,01 - 0,02	0,01	86 - 93
Bensen, µg/l	10	-	<0,5	<0,5 - 0,5	0,5	-
Totalfosfor, µg/l	50	1 240	358	11 - 34	22	91 - 97
Totalväve, µg/l	1 250	5 740	2 897	860 - 2 400	1 610	17 - 70
pH	6 till 9	-	7,9	7,6 - 8,1	7,9	-
Suspenderat material, mg/l	25	3 799	350	6,1 - 29	14,9	92 - 98

¹ Det framgår ej antal provtagningsstillfällen medelvärdet är baserat på och vid vilka tidpunkter proverna är tagna. Metallhalterna är ej medelvärdet, de är från en provtagning (2012-10-09). Notera att proverna är tagna innan vidtagna skyddsåtgärder vilka gav reducerade halter på inkommande vatten.

² Beräknade utifrån 3 provtagningsstillfällen; 2015-09-08, 2015-09-10, 2015-11-03. Uttag av stickproven skedde tidsviktat (isället för fiödesviktat) eftersom fiödesmätaren inte kunde leverera fiöden i realtid nere i avsättningsmagasinet DU3. Det framgår ej om proverna är tagna i anslutning till tvätt eller ej.

³ Min, max och medel är beräknade utifrån 6 provtagningsstillfällen; 2017-03-06, 2017-09-08, 2016-04-15, 2016-12-12, 2015-11-09, 2015-12-03. 4 av proverna är tagna från 36 timmar efter tvätt till 23 dagar efter tvätt, för 2 av proverna framgår det ej när de är tagna. Då värdena underskrider detektionsgränsen är detektionsgränsen använd för att beräkna medelvärdet.

⁴ Då värdena underskrider detektionsgränsen är detektionsgränsen använd för att beräkna reduktion.

År 2015 utfördes provtagningar innan och efter dekantering för att undersöka vattenkvaliteten i det kvarvarande vattnet i avsättningsmagasinet (Trafikverket, 2016b). Det utfördes även ett test där vattnet efter tunneltvätt fick sedimentera i 36 respektive 50 timmar i avsättningsmagasinet. Testet togs på utgående vatten och syftet var att jämföra halter av föroreningar i vattnet vid de olika sedimentationstiderna. Föroreningshalter uppmättes även 2015 i olika delar av avsättningsmagasinet. Resultatet från de två testerna samt de uppmätta föroreningshalterna presenteras i Bilaga III. Resultaten i Bilaga III visar att vattenkvaliteten inte förbättras då magasineringstiden ökas från 36 till 50 timmar.

2.2.3. Tillgängliga ytor

I anslutning till Götatunneln finns inga tillgängliga ytor för kompletterande åtgärder. Utrymmet i det nuvarande avsättningsmagasinet och pumpgropen i DU3 samt ytor i anslutning till magasinet är det som kan anses vara disponibelt.

2.3. Lundbytunneln

Lundbytunneln är en del av Lundbyleden på Hisingen i Göteborg som invigdes 1998. Den är två kilometer lång och har två körfält i vardera riktningen.

2.3.1 Föreläggande om åtgärdsförslag

Utifrån en underrättelse 8 maj 2017 tog Göteborgs Stads miljöförvaltning 4 april 2018 beslutet att Trafikverket ska lämna in åtgärdsförslag för Lundbytunnelns omhändertagande av vatten. Åtgärdsförslaget eller förslagen ska utgå från Trafikverkets utredning om hantering av vatten upprättad 2015 av ÅF. Trafikverkets utredning inkom efter ett föreläggande från Miljöförvaltningen 11 februari 2014.

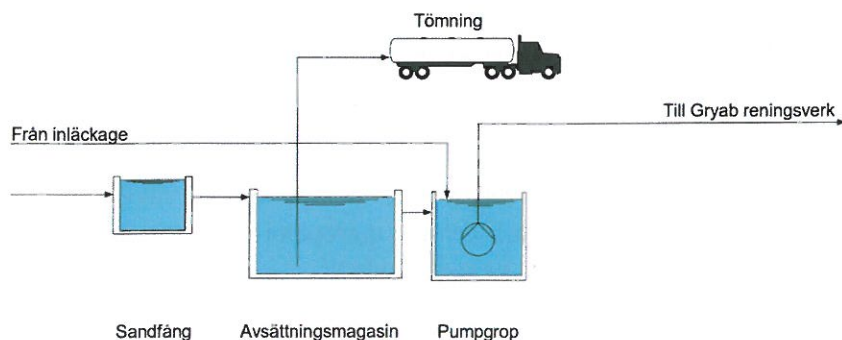
Enligt Miljöförvaltningen ska varje åtgärdsförslag innehålla:

- Förväntad reningsgrad utifrån nuvarande ÅDT och uppskattad ÅDT år 2030.
- Redovisning av separation för tvätt- och dagvatten.
- Redovisning hur renat vatten kan infiltreras eller ledas till recipient.
- Motivering till begränsningar i reningsgrad utifrån vad som är tekniskt möjligt, ekonomiskt rimligt och miljömässigt motiverat.
- Kostnadsuppskattning för anläggandet av reningsanläggning samt årlig driftskostnad.
- Tidsram för genomförande av åtgärden.

2.3.2. Beskrivning av vattenreningssystem

I Lundbytunneln leds dag-, tvätt- och brandvatten via brunnar med sandfång till ett avsättningsmagasin beläget i botten av tunneln, under dalgången vid Sotérusgatan (ÅF, 2015). I sandfånget fastnar en del sandkorn och grus, medan resterande leds till

avsättningsmagasinet. Avsättningsmagasinet har en volym på 26 m³ och är utformat för att avskilja större partiklar. Vattnet leds från avsättningsmagasinet till en pumpgrop. Därefter pumpas vattnet till markytan och leds till det kommunala avloppsvattnätet och slutligen till Gryaabs reningsverk. Inläckande grundvatten till tunneln leds direkt till pumpgropen. Se Figur 11 för principiellt flödesschema.



Figur 11. Flödesschema över vattenhantering i Lundbytunneln (bildkälla: ÅF, 2015).

2.3.3. Vattenkvalitet och flöden

Inkommande dagvatten till Lundbytunneln avleds och förs bort vid respektive tunnelöppning. Därmed kan inkommande dagvattenflöde till avsättningsmagasinet försummas. Flödet från inläckande grundvatten är cirka 1 m³/h (ÅF, 2015).

I Lundbytunnelns avsättningsmagasin har provtagning före, under stortvätt och några dagar efter stortvätt utförts vid två tvättillfällen under 2016 och ett tvättillfälle under 2015 respektive 2017. Var proverna uttagits framgår inte av underlagsrapporterna men WSP:s tolkning är att vattenprov uttagits i avsättningsmagasinet eller på inkommande vatten till magasinet, eventuellt kan prover ha uttagits på olika ställen också. Vid tvättillfällena under 2016 och 2017 uttogs tre prov; ett innan tvätten påbörjats, ett under tvätt och ett några dagar efter spolningen då sedimentation hunnit ske. Provtagning under tvättprocessen utfördes i form av tidsstyrd provtagning, med uttag av ett prov var 30:e minut under de åtta timmar tvättprocessen pågick, med analys av ett samlingsprov. En sammanställning av analysresultatet presenteras i Tabell 8. För samtliga metaller har haltbestämning gjorts genom syrauppslutning. Prover uttagna före och efter tvättprocessen redovisas tillsammans då dessa bedöms ha sedimenterat i minst 36 h och ingen signifikant skillnad i halter detekterades och inte heller misstänks föreligga.

Tabell 3. Analysresultat för vattenprover på vatten under tvätt respektive mellan tvättillfällen i Lundbytunneln i jämförelse med riktvärden med riktvärden, markerat visar överskridda riktvärden (Källor analysresultat: AF 2015, Trafikverket 2016c, mejl från Trafikverket 2019). Observera att redovisade mätdata inte nödvändigtvis representerar vattenkvaliteten i utsläppspunkt.

Parameter	Riktvärden (Göteborgs Stad Miljö, 2013)	Vatten under tvätt 2015-2017 min-max ¹	Vatten under tvätt 2015-2017 medel ¹	<36 timmar efter avslutad tvätt 2015-2017 min-max ²	<36 timmar efter avslutad tvätt 2015-2017 medel ²
Arsenik (As), µg/l	15	0,57 - 17	8,9	0,24 - 1	0,60
Krom (Cr), µg/l	15	62 - 160	97	<0,5 - 6,5	2,6
Kadmium (Cd), µg/l	0,4	0,33 - 0,8	0,47	<0,03 - 0,2	0,06
Bly (Pb), µg/l	14	37 - 130	64	<0,2 - 4,7	1,42
Koppar (Cu), µg/l	10	380 - 920	585	7,5 - 43	19
Zink (Zn), µg/l	30	1 500 - 4 500	2 375	5,5 - 170	57,8
Nickel (Ni), µg/l	40	31 - 100	61	0,68 - 5,7	2,14
Kvicksilver (Hg), µg/l	0,05	<0,1 - 0,3	0,52	<0,1	<0,1
Oljeindex, µg/l	1 000	4 500 - 19 000	10 525	<100 - 1 100	404
Benso(a)pyren, µg/l	0,05	<0,1 - 0,6	0,3	0,013 - <0,1	0,09
Totalfosfor, µg/l	50	410 - 5400	2 120	23 - 160	56
Totalkväve, µg/l	1 250	8 100 - 14 000	10 875	840 - 3 000	1 511
pH	6 till 9	8,3 - 9,2	8,8	7,9 - 8,2	8,0
Suspenderat material, mg/l	25	210 - 1 200	720	<5 - 89	23,9
TOC, mg/l	12	126 - 126	126	<12	<12

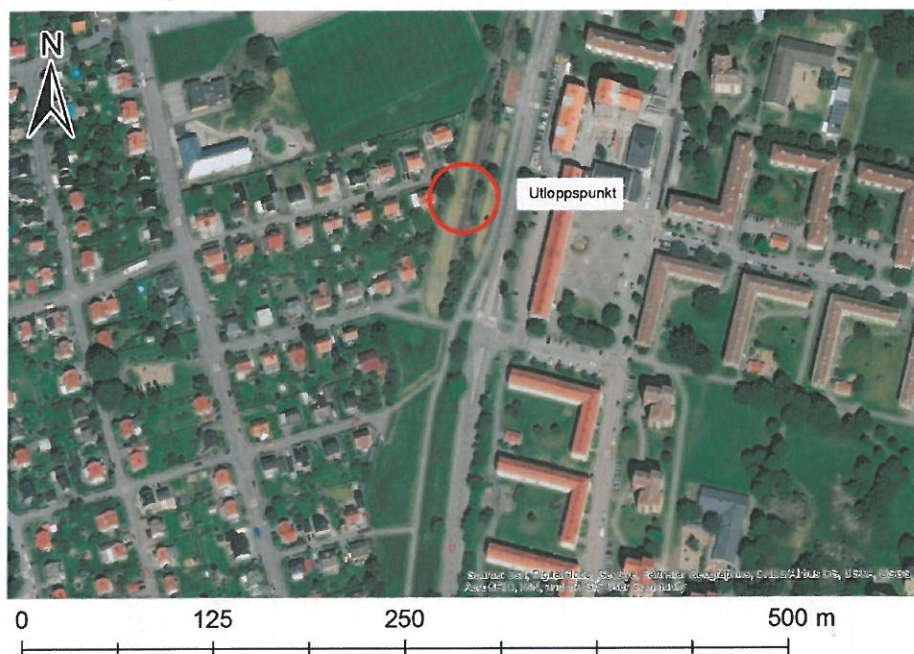
¹ Min, max och medel är beräknade utifrån fyra provtagningsstillfällen (2015, 2016-11-16, 2016-04-13, 2017-11-01) med undantag för parametrarna TOC (endast ett prov 2015) och kvicksilver (3 prov; 2016-11-16, 2016-04-13, 2017-11-01).

² Min, max och medel är beräknade utifrån sju provtagningsstillfällen 2015, 2016-04-11, 2016-04-18, 2016-11-14, 2016-11-24, 2017-10-30, 2017-11-06) med undantag för parametrarna TOC (endast ett prov 2015) och kvicksilver (3 prov; 2016-11-16, 2016-04-13, 2017-11-01).

Då magasinets kapacitet är liten i Lundbytunneln och det mesta av tvättvattnet hastigt passerar har ingen reduktion i avsättningsmagasinet beräknats.

2.3.4. Tillgängliga ytor

Det nuvarande utloppet till det kommunala avloppsnetet är beläget i Kyrkbyn, se Figur 12 och Figur 13.



Figur 12. Placering av nuvarande utlopp.



Figur 13. Utloppspunkt i Kyrkbyn till det kommunala avloppsnetet (bildkälla: WSP, 2015).

En utredning gjordes år 2015 av WSP med tre olika förslag på lösningar för avsättningsmagasin. De föreslagna placeringarna för dessa är markerade i Figur 14. Alternativ 1 ligger vid Lundbytunnelns avluftningstorn i en skogsdunge intill Yrvädersgatan. Alternativ 2 ligger på en grönyta vid Bräcke och alternativ 3 på en grönyta vid Kyrkbyn.



Figur 14. Förslag på placering av nya avsättningsmagasin (bildkälla: WSP, 2015).

2.4. Tingstadstunneln

Tingstadstunneln är en 455 meter lång sänktunnel under Göta Älv i Göteborg som öppnades för trafik 1968. Den är en del av E6:an och går mellan Marieholm på fastlandssidan och Tingstad på Hisingen. Tingstadstunneln är en av Göteborgs mest trafikerade leder.

2.4.1. Beskrivning av vattenreningssystem

I Tingstadstunneln leds dag-, tvätt- och brandvatten via självfallsledningar till tre avsättningsmagasin (Trafikverket, 2018d). Genom aco-drän rännor och rännstensbrunnar i tunnel samt i tunnelns in- och utfarter avrinner vattnet till magasinen. Ett av avsättningsmagasinen är placerat i tunnelns lågpunkt under vägbanan. Detta magasin tar bl.a. emot tvättvattnet vid tunneltvätt. De andra två avsättningsmagasinen är belägna under respektive ramp i tunnelns inlopp. Dessa tar främst emot dagvatten. Utpumpning av vatten sker till Göta älv respektive Säveåns mynning.

Huvudsyftet med avsättningsmagasinen är att utgöra en barriär mellan tunnel och älv vid eventuell olycka, exempelvis utsläpp av petroleumprodukter. Inga larm för olja eller gas är installerade och vid olycka sker avstängning av pumpar manuellt. Magasinen är inte dimensionerade för någon betydande rening, men en viss sedimentering sker. Bottenslammet i magasinen ska tömmas en gång per år och transporteras till mottagningsanläggning för behandling.

2.4.2. Vattenkvalitet och flöden

För Tingstadstunneln saknas uppgifter om vilka volymer vatten som hanteras i normalfallet. Det vill säga det finns inga uppgifter om flödena av dagvatten, inläckande vatten eller tvättvatten.

Sedan 2016 utförs provtagning för kontroll av föroreningshalter i utgående vatten från magasinet under vägbanan. Provtagning har utförts vid tre tillfällen, två under 2016 och ett under 2017. Analysresultatet är presenterat i Tabell 9. För samtliga metaller har haltbestämning gjorts genom syrauppslutning. Det framgår inte av rapporterna när provtagning utförts i förhållande till tvättid, men de har troligtvis inte tagits i samband med tvätt. Det finns därför risk för högre halter under dessa tider. Halterna under tvätt motsvarar troligen bättre de halter som uppmätts för inkommande vatten i Lundbytunneln, Gnistängstunneln eller Götatunneln.

Tabell 9. Analysresultat för vattenprover i Tingstadstunneln i jämförelse med riktvärden med riktvärden, markerat visar överskridna riktvärden (Trafikverket, 2017d och 2018d).

Parameter	Riktvärden (Göteborgs Stad Miljö, 2013)	Utgående vatten 2017-03-13 ¹	Utgående vatten 2016-04-19 ²	Utgående vatten 2016-12-12 ³	Utgående vatten 2016-2017 min-max
Arsenik (As), µg/l	15	2	1,2	1,1	1,1 - 2
Krom (Cr), µg/l	15	4,7	3,2	2,5	2,5 - 4,7
Kadmium (Cd), µg/l	0,4	0,4	0,1	0,1	0,1 - 0,4
Bly (Pb), µg/l	14	2,6	2,3	2	2 - 2,6
Koppar (Cu), µg/l	10	44	43	31	31 - 44
Zink (Zn), µg/l	30	350	270	300	270 - 350
Nickel (Ni), µg/l	40	7,6	13	8,9	7,6 - 13
Kvicksilver (Hg), µg/l	0,05	0,0056	0,002	0,0033	0,002 - 0,0056
Oljeindex, µg/l	1 000	6 000	410	280	280 - 6 000
Benso(a)pyren, µg/l	0,05	0,01	0,01	0,012	0,01 - 0,012
Bensen, µg/l	10	0,5	0,5	0,5	0,5 - 0,5
Totalfosfor, µg/l	50	180	85	48	48 - 180
Totalkväve, µg/l	1 250	3 600	2 600	2 200	2 200 - 3 600
pH	6 till 9	7,8	7,8	7,7	7,7 - 7,8
Suspenderat material, mg/l	25	69	32	28	28 - 69
TOC, mg/l	12	20	23	17	17 - 23

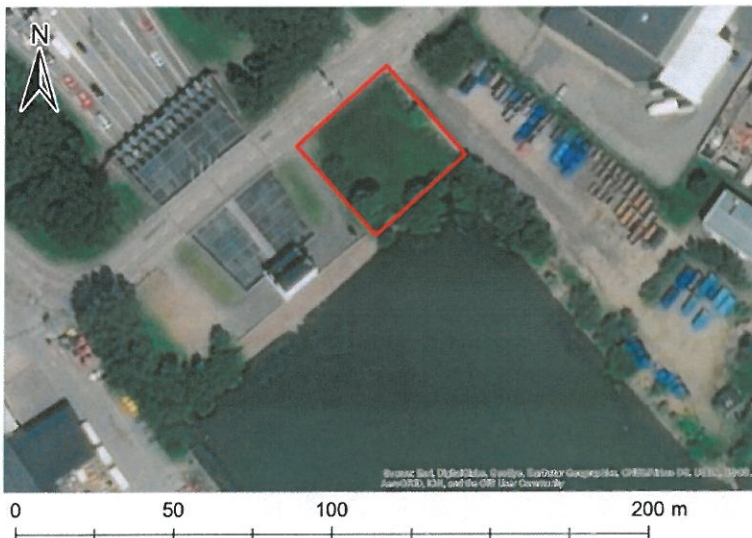
¹ Det framgår ej när provet är taget.

² Samlingsprov på utgående vatten 6 dygn efter heltvätt.

³ Samlingsprov på utgående vatten 10 dygn efter installationstvätt.

2.4.3. Tillgängliga ytor

För Tingstadstunneln finns en tillgänglig yta med plats för kompletterande åtgärder i närheten av den norra tunnelöppningen. Den visas i Figur 15 och är drygt 30 m gånger 30 m. Det finns även tillgängliga ytor i anslutning till den södra tunnelöppningen.



Figur 15. Tillgänglig yta (markerad i rött) närliggande norra tunnelöppningen.

2.5. Volym tvättvatten och tvättmedel för respektive tunnel

I Gnistångstunneln, Götatunneln, Lundbytunneln och Tingstadstunneln utförs årligen heltvätt och väggtvätt. Heltvätt (vägg, väg bana och taktvätt) utförs två gånger per år och tunnelrör och enbart väggtvätt tre gånger per år och tunnelrör (mejl från Trafikverket, 2018). Tunnelarna har två tunnelrör vardera, undantag för Gnistångstunneln som istället har ett rör med en skiljevägg. Dock benämns vardera sida av skiljeväggen som rör inom detta delkapitel. Vid tvätt av tak och väggar används borstmaskin och högtryckstvätt, där vattnet avleds tillsammans med partiklar till dagvattensystemet. Volymen som används vid respektive tvätt samt total mängd tvättvatten per år är redovisad i Tabell 10. Beräknade volymer avser endast den mängd tvättvatten som används och tar inte hänsyn till att en viss del av tvättvattnet inte avrinner till magasin. Anledningen till att inte allt tvättvatten avrinner till magasin beror på att en del av vattnet avdunstar under själva tvätten och efter tvätt kvarstår en betydande mängd vatten i form av våta vägytor, väggar och tak. Detta vatten avdunstar sedan efter tvätten. Vid tvätt av väg bana för samtliga tunnlar används supersugen för att minska nedspolning av partiklar och vatten till vattensystemet.

Tabell 10. Volym som används vid tvätt av respektive tunnel (mejl från Trafikverket, 2018).

Tunnel	Väggtvätt, m ³ /rör	Taktvätt, m ³ /rör	Heltvätt (vägg och tak), m ³ /rör	Totalt tvättvatten, m ³ /år
Gnistångstunneln	28	70	98	560
Götatunneln	40	90	130	760
Lundbytunneln	46	90	136	820
Tingstadstunneln	28	8	36	312

Mängden tvättmedel som används är redovisad i Tabell 11. Mängden tvättmedel som används är samma vid samtliga tvätttillfällen.

Tabell 11. Mängd tvättmedel för respektive tunnel (mejl från Trafikverket, 2018).

Tunnel	Mängd tvättmedel, l/rör ¹	Total mängd tvättmedel, l/år ²
Gnistängstunneln	28,6	286
Götatunneln	61,3	613
Lundbytunneln	81,7	817
Tingstadstunneln	20,4	204

¹ Mängden tvättmedel per tunnel är uppskattad utifrån total tvättmedelsåtgång vid tvätt av de fyra tunnelarna dividerat med tunnelarnas totala antal längdmeter, multiplicerat med respektive tunnels längd.

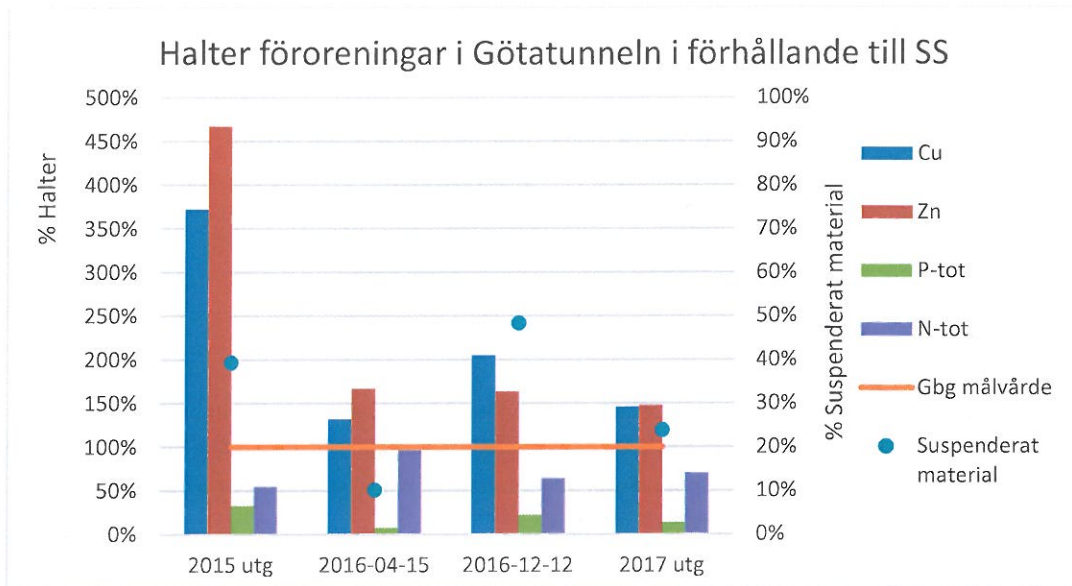
² Den totala mängden tvättmedel är beräknad genom antal tunnelrör och totalt antal tvätttillfällen (mängd tvättmedel per rör x 2 tunnelrör x 5 tvättar).

Vid tvätt av samtliga fyra tunnlar används ett alkaliskt tvättmedel med handelsnamnet ALK 301 - Prewash Alkaline. Se Bilaga I för produktens sammansättning.

2.6. Reningsresultat

Analys av reningsresultat visar att halter för suspenderade ämnen, koppar och zink är högre än Göteborgs målvärde, se Figur 16. Jämförelse av analysresultat med riktvärden i "Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten" (Göteborgs stad, 2013) visar att även bättre avskiljning av krom och bly kan krävas i framtiden. Det saknas prover på in- och utgående halter vid samma tidpunkt så det är svårt att avgöra reningsgraden.

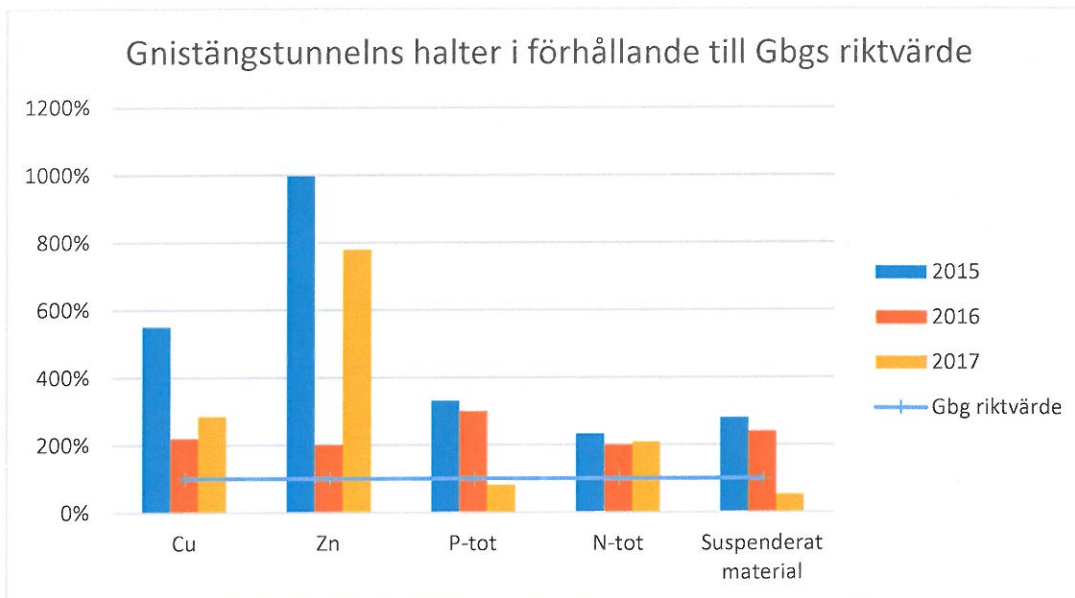
Halter av tungmetaller som presenteras i Figur 17 och Figur 18 är för ofiltrerade prover. Det görs sällan analys av både filtrerade och ofiltrerade prover. Analys av både filtrerade och ofiltrerade prover, som gjordes i studien på Högsbo och Skräppekärrs sorteringsanläggningar och presenteras i Avfall Sveriges rapport U2010:02, visar att andel partikelbundna metaller varierar mellan 70 % och 99 % för zink, bly, kadmium och kvicksilver. I samband med denna studie gjordes också analys av filtrerade och ofiltrerade prover, dagvatten togs då före och efter fördröjningsmagasinet. Mer än 93 % av ovan nämnda tungmetaller förekom i partikelbunden form.



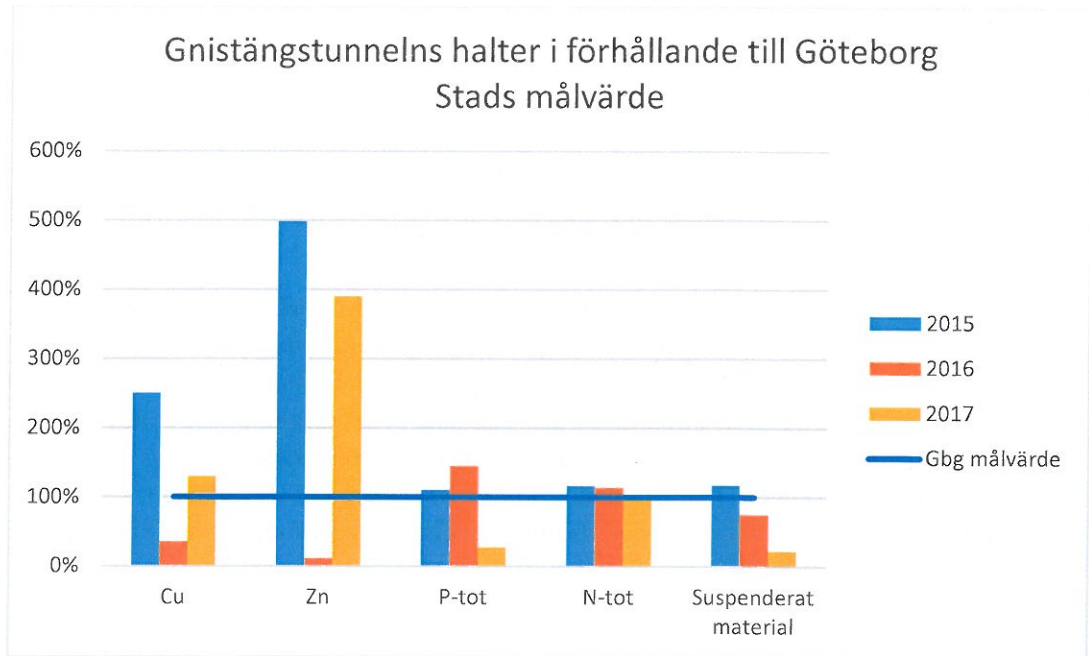
Figur 16. Halter föroreningar i förhållande till suspenderat material och Göteborgs målvärde.

Analys av glödförlust av suspenderat material är inte utförd. En sådan analys kan visa hur stor andel av suspenderade ämnen som utgörs av organiskt material. Organiska partiklar har lägre densitet och sedimenterar därför långsammare än oorganiska. Det gör att de avskiljs sämre i slamavskiljare och sedimenteringsbassänger (Svenskt vatten, 2007).

Sammanfattningsvis visar resultat av vattenanalyserna att dagens system inte säkerställer önskad avskiljning av tungmetaller. Eftersom metallerna huvudsakligen förekommer i partikelbunden form borde nya reningssystem utformas för maximal avskiljning av suspenderade ämnen i respektive tunnel.



Figur 17. Gnistängstunnelns halter i förhållande till Göteborgs riktvärde.



Figur 18. Gnistängstunnelns halter i förhållande till Göteborgs målvärde.

3. Recipientbelastning

Vid tvätt magasineras i dag delar av tvättvattnet i minst 36 timmar, vilket möjliggör sedimentation av partiklar som därför kan avskiljas. I Gnistängstunneln kan allt tvättvatten magasineras. I övriga tunnlar måste en viss volym pumpas ur under pågående tvätt till följd av begränsad kapacitet i magasinet, se Tabell 18.

Utifrån angivna tvättvolymerna för de olika tunnlar, se Tabell 10 och Tabell 18, och uppmätta halter i tvättvatten respektive stickprov tagna på utgående vatten, minst 36 timmar efter avslutad tvätt, har recipientbelastning för tunnlar beräknats. För tvättvatten har föroreningshalten baserats på samtliga åtta samlingsprov uttagna under tvätt i Gnistängstunneln, Lundbytunneln och Götatunneln, under åren 2015-2017, dvs efter att supersugen börjat användas. WSP gör bedömningen att de eventuella skillnader i föroreningshalterna i tvättvatten mellan de olika tunnlar ligger inom de spridningar som finns mellan olika mättillfällen.

Vid modellering av föroreningshalter i dagvatten är det vanligt att halterna uppskattas baserade på årsdygnstrafik (ÅDT). Detta är dock omdebatterat (Trafikverket 2018c) då många andra faktorer t ex antal trafikljus, vägbeläggning och utformning av kurvor bedöms ha större effekt på mängden partiklar. Andelen partiklar som sprids till dagvattnet respektive avlägsnas av t ex vind eller sandupptag vid tvätt är inte heller konstant. Halterna i tvättvattnet bedöms variera betydligt mer mellan olika tidpunkter under tvättprocessen än mellan de olika tunnlar trots att medeldygnstrafiken i Gnistängstunneln och Götatunneln är nästan dubbelt så stor som den i Lundbytunneln och ca hälften så stor som den i Tingstadstunneln (Trafikverket 2019).

I Tabell 12 redovisas de föroreningshalter i tvättvatten som använts i beräkningarna samt referensvärden för vissa metaller uppmätta i tunnlar i Norge (Meland et.al. 2016). Uppmätta metallhalter är något lägre än de som uppmätts i Norge. Det skulle eventuellt kunna bero på att supersug används vid tvätt i Göteborg. Beräknad årlig belastning från de fyra tunnlar till följd av tvättvatten som tillåts sedimentera minst 36 timmar respektive måste släppas under tvätt återfinns i Tabell 13, Tabell 14, Tabell 15 och Tabell 16.

Tabell 12. Föroreningshalter i tvättvatten.

Parameter	Tvättvatten tunnlar i Göteborg ⁵			Tvättvatten tunnlar Norge (ÅDT 1500 - 77 000) ⁶		Tvättvatten Nordbyttunneln i Norge (ADT 32 600) ⁷	
	Min	Max	Medel	Min-max	Medel	Min-max	Medel
Arsenik (As), µg/l	0,57	17	5,6				
Krom (Cr), µg/l	21	160	62				
Kadmium (Cd), µg/l	0,1	0,8	0,32	0,2-1,7	11	0,06-2,7	1
Bly (Pb), µg/l	20	130	44	2-2 400	145	1,0-105	51
Koppar (Cu), µg/l	130	920	450	8-11 000	978	23-1 010	584
Zink (Zn), µg/l	510	4 500	1 600	27-49 000	4600	460-20 500	11 415
Nickel (Ni), µg/l	20	100	42	7-4 100	292	2,6-124	61
Kvicksilver (Hg), µg/l	0,1	4,1	0,885				
Oljeindex, µg/l	2 000	19 000	7 300				
Benso(a)pyren, µg/l	0,1	0,6	0,21				
Bensen, µg/l	0,5	5 400	1 100				
pH	-	-	-				
Totalfosfor, µg/l	360	14 000	56				
Totalkväve, µg/l	8,3	7 600	2 000				
Suspenderat material, mg/l	126	350	220				
TOC, mg/l	7,4	1 200	360				

⁵ Halter i tvättvatten baserat på data från Gnistångstunneln (1 mättilfälle), Lundbytunneln (4 mättilfällen) och Götatunneln (3 mättilfällen). Analys av samlingsprov från tidsstyrd provtagning utförd under hela tvättprocessen.

⁶ Halter uppmätt vid tunneltvätt i olika tunnlar i Norge. Tre replikatorprov per tunneltvätt. Totalt 42 prov.

⁷ Totalt 6 prov.

Tabell 13. Årlig belastning på recipient från tvätt av Gnistängstunneln. Observera att enheten varierar mellan g/år och kg/år för olika ämnen.

Parameter	Maximal mängd (ingen reduktion)		Från tvättvatten som inte magasineras 36 timmar		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på halter uppmätta i Gnistängstunneln		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på en representativ halt beräknad på samtliga stickprov	
	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel
Arsenik (As) g/år	0,32-9,5	3,1	-	-	0,34-1,0	0,56	0,13-1,1	0,46
Krom (Cr) g/år	12-90	35	-	-	0,90-13	4,9	0,28-13	2,6
Kadmium (Cd) g/år	0,05-0,45	0,18	-	-	0,056-0,084	0,056	0,017-0,22	0,057
Bly (Pb) g/år	11-73	25	-	-	0,90-6,7	2,2	0,11-6,7	1,3
Koppar (Cu) g/år	73-520	250	-	-	6,7-62	30	4,2-62	19
Zink (Zn) g/år	290-2 500	920	-	-	53-550	230	3,1-550	120
Nickel (Ni) g/år	11-56	24	-	-	1,7-6,2	3,9	0,38-7,3	2,8
Kvicksilver (Hg) g/år	0,056-2,3	0,47	-	-	0,0011-0,044	0,0095	0-0,062	0,023
Oljeindex, kg/år	1,1-11	4,1	-	-	0,056-1,7	490	0,056-3,4	480
Benso(a)pyren, g/år	0,056-0,34	0,12	-	-	0,0056-0,039	0,017	0,0056-0,056	0,023
Bensen, g/år	0,28-3 000	590	-	-	0,28-0,28	0,28	0-0,28	0,19
Totalfosfor, kg/år	0,2-7,8	3,1	-	-	0,028-0,2	0,073	0,0062-0,20	0,043
Totalkväve, kg/år	4,6-4,3	1,1	-	-	1,1-2,7	1,7	0,47-2,7	1,2
Suspenderat material, kg/år	70-200	120	-	-	13-120	38	2,8-120	21
TOC, kg/år	4,1-670	200	-	-	5,6-8,4	6,7	5,6-13	8,1

Tabell 14. Årlig belastning på recipient från tvätt av Götatunneln. Observera att enheten varierar mellan g/år och kg/år för olika ämnen.

Parameter	Maximal mängd (ingen reduktion)		Från tvättvatten som inte magasineras 36 timmar		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på halter uppmätta i Götatunneln		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på en representativ halt beräknad på samtliga stickprov	
	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel
Arsenik (As) g/år	0,43-13	4,2	0,10-3,1	1	0,29-0,51	0,34	0,14-1,2	0,48
Krom (Cr) g/år	16-120	47	3,8-29	11	0,87-2,1	1,5	0,29-13	2,6
Kadmium (Cd) g/år	0,076-0,61	0,25	0,018-0,14	0,058	0,058-0,058	0,058	0,017-0,23	0,059
Bly (Pb) g/år	15-99	33	3,6-23	7,9	0,35-1,1	0,8	0,12-7,0	1,3
Koppar (Cu) g/år	99-700	350	23-170	82	9,3-26	17	4,4-64	20
Zink (Zn) g/år	390-3400	1200	92-810	290	39-58	52	3,2-570	120
Nickel (Ni) g/år	15-76	32	3,6-18	7,5	0,81-4,1	1,9	0,39-7,5	2,8
Kvicksilver (Hg) g/år	0,076-3,1	0,64	0,018-0,74	0,15	0,0012-0,064	0,012	0-0,064	0,024
Oljeindex, kg/år	1,5-14	5,6	0,36-3,4	1,3	0,058-1,4	0,39	0,058-3,5	0,5
Benso(a)pyren, g/år	0,076-0,45	0,16	0,018-0,11	0,038	0,0058-0,012	0,0079	0,0058-0,058	0,024
Bensen, g/år	0,38-4 100	810	0,09-970	190	0,29-0,29	0,29	0-0,29	0,2
Totalfosfor, kg/år	0,27-11	4,3	0,065-2,5	1	0,0064-0,020	0,013	0,0064-0,20	0,044
Totalkväve, kg/år	0,006-5,8	1,6	0,0015-1,4	0,37	0,50-1,4	0,93	0,49-2,8	1,3
Suspenderat material, kg/år	95-270	160	22-63	39	3,5-17	8,6	2,9-120	22
TOC, kg/år	5,6-910	280	1,3-220	65	-	-	5,8-13	8,4

Tabell 15. Årlig belastning på recipient från tvätt av Lundbytunneln. Observera att enheten varierar mellan g/år och kg/år för olika ämnen.

Parameter	Maximal mängd (ingen reduktion)		Från tvättvatten som inte magasineras 36 timmar		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på halter uppmätta i Lundbytunneln		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på en representativ halt beräknad på samtliga stickprov	
	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel
Arsenik (As) g/år	0,47-14	4,6	0,41-12	4	0,024-0,1	0,06	0,024-0,2	0,083
Krom (Cr) g/år	17-130	51	15-120	45	0,05-0,65	0,26	0,05-2,3	0,46
Kadmium (Cd) g/år	0,082-0,66	0,26	0,072-0,68	0,23	0,003-0,02	0,0064	0,003-0,04	0,01
Bly (Pb) g/år	16-110	36	14-94	32	0,02-0,47	0,14	0,02-1,2	0,23
Koppar (Cu) g/år	110-750	370	94-660	330	0,75-4,3	1,9	0,75-11	3,5
Zink (Zn) g/år	420-3 700	1 300	370-3 200	1200	0,55-17	5,8	0,55-99	21
Nickel (Ni) g/år	16-82	34	14-72	30	0,068-0,57	0,21	0,068-1,3	0,49
Kvicksilver (Hg) g/år	0,082-3,4	0,69	0,072-3,0	0,61	0-0,1	0,01	0-0,11	0,0041
Oljeindex, kg/år	1,6-16	6	1,4-14	5,3	0,010-0,110	0,04	0,010-0,60	0,085
Benso(a)pyren, g/år	0,082-0,49	0,17	0,072-0,43	0,15	0,01	0,0088	0,001-0,01	0,0041
Bensen, g/år	0,41-4 400	870	0,36-3 900	760			0-0,05	0,035
Totalfosfor, kg/år	0,30-11	4,6	0,26-10	4	0,0023-0,016	0,0056	0,0011-0,035	0,0076
Totalkväve, kg/år	0,007-6,2	1,7	0,006-5,5	1,5	0,084-0,30	0,15	0,084-0,49	0,22
Suspenderat material, kg/år								
TOC, kg/år	100-290	180	91-250	160	0,5-8,9	2,4	0,5-21	3,7

Tabell 16. Årlig belastning på recipient från tvätt av Tingstadstunneln. Observera att enheten varierar mellan g/år och kg/år för olika ämnen.

Parameter	Maximal mängd (ingen reduktion)		Från tvättvatten som inte magasineras 36 timmar		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på halter uppmätta i Tingstadstunneln ⁸		Från tvättvatten som magasineras minst 36 timmar baserat på en representativ halt beräknad på samtliga stickprov ⁹	
	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel
Arsenik (As) g/år	0,18-5,3	1,7	0,092-2,8	0,9	0,17-0,3	0,22	0,036-0,3	0,12
Krom (Cr) g/år	6,6-50	19	3,4-26	10	0,38-0,71	0,52	0,075-3,5	0,68
Kadmium (Cd) g/år	0,031-0,25	0,1	0,016-0,13	0,052	0,015-0,06	0,03	0,0045-0,06	0,015
Bly (Pb) g/år	6,2-41	14	3,2-21	7,1	0,30-0,39	0,35	0,03-1,8	0,35
Koppar (Cu) g/år	41-290	140	21-150	74	4,7-6,6	5,9	1,1-17	5,2
Zink (Zn) g/år	160-1 400	510	83-730	270	40-53	46	0,83-150	31
Nickel (Ni) g/år	6,2-31	13	3,2-16	6,8	1,1-2,0	1,5	0,10-2,0	0,74
Kvicksilver (Hg) g/år	0,031-1,3	0,26	0,016-0,66	0,14	0,0003-0,00084	0,00055	0-0,0165	0,0062
Oljeindex, kg/år	0,62-5,9	2,3	0,32-3,1	1,2	0,042-0,90	0,33	0,0015-0,90	0,13
Benso(a)pyren, g/år	0,031-0,19	0,066	0,016-0,097	0,034	0,0015-0,0018	0,0016	0,0015-0,015	0,0061
Bensen, g/år	0,16-1 700	330	0,081-870	170	0,075-0,075	0,075	0-0,075	0,0523
Totalfosfor, kg/år	0,11-4,4	1,8	0,0058-2,8	0,91	0,0072-0,027	0,016	0,0017-0,053	0,011
Totalväve, kg/år	0,0026-2,4	0,64	0,0013-1,2	0,33	0,33-0,54	0,42	0,13-0,74	0,32
Suspenderat material, kg/år								
TOC, kg/år	39-110	68	20-57	35	4,2-10	6,5	0,75-32	5,6

⁸ Tre stycken stickprov.

⁹ Tingstadstunnelns magasin är inte designat för att reducera föroreningshalterna vilket innebär att föroreningsreduktionen riskerar att vara lägre än för övriga magasin. Vattenkvaliteten har endast undersökts med tre stickprov. Det finns därför en stor osäkerhet i beräknade mängder för vatten som magasineras.

4. Riktvärden

Bedömning av uppmätta halter i de mätningar som utförs inom kontrollprogram för tunnlarna görs idag utifrån Miljöförvaltningen i Göteborgs Stads riktvärden för utsläpp till recipient (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2013). Göteborgs Stads riktvärden är framtagna för att kunna fungera för alla typer av verksamheter och för samtliga recipienter i Göteborgs Stad. Olika recipienter har olika känslighet och påverkan beror även av hur utsläpp sker. Kunskaperna om hur olika ämnen påverkar miljön ökar dessutom ständigt. Detta gör att en platsspecifik bedömning av påverkan från tunnlarna är relevant. Beräkningar har därför utförts och förslag på anpassade riktvärden tagits fram. Beräkningarna baseras på de årsmedelvärden som används för klassificering av ytvattenstatus (HVMFS 2013:19). De värden som används för klassificering av status är framtagna med EU-vägledningen på området och utgår från vilka halter som inte bedöms utgöra risk för effekter i eller via vattenmiljön. De årsmedelvärden som använts i beräkningarna är framtagna baserat på risk för kroniska effekter i recipienten. För vissa ämnen finns även maxhalter framtagna, utifrån akuttoxiska effekter. Framräknade halter har jämförts med tillgängliga maxhalter för att säkerställa att akuttoxiska halter inte riskeras.

4.1. Utspädning

Den platsspecifika bedömningen utgår från de årsmedelvärden som används för bedömning av ytvattenstatus för klassificering av ytvattenförekomster (HVMFS 2013:19). Dessa årsmedelvärden är avsedda för bedömning av halter uppmätta i ytvattenförekomster. Vatten som mynnar i vattenförekomsten från bäckar, diken, grundvatten och ytavrinning har ofta högre halter av ett eller flera ämnen. Dessa halter kan komma från naturliga källor t ex inflöde av grundvatten med betydligt högre metallhalter eller som en följd av verksamheter. Koncentrationen av förorenande ämnen kan vara betydligt högre än de årsmedelvärden som används för klassificeringen utan att ge någon betydande påverkan på recipienten och dess klassificering eftersom volymerna oftast är en bråkdel av recipientens. Medelflödet i recipienten är avsevärt större än flödet för vatten som släpps från tunnlarnas avsättningsmagasin. Detta innebär att det är rimligt att använda en utspädningsfaktor för bedömning av recipientpåverkan.

Den sammanlagda årsvolymen tvättvatten från tvätt av alla fyra tunnlarna är ca 2 500 m³ (se Tabell 10). Medelflödet i Göta älv är 230 m³/s (SMHI, 2019), vilket innebär att tvättvattnet uppgår till ca 0,0003% av totalvolymen som passerar i älven per år. Tvättvattnet släpps dock inte kontinuerligt utan vid ett fåtal tillfällen under året. En utspädningsfaktor har därför uppskattats utifrån flöden vid utpumpning till recipient vid tvätt och medelflöden i Göta älv respektive Säveån.

I Tabell 17 återfinns beräknade medelflöden (MQ) och medellåga flöden (MLQ) för Sävån ovan Gullbergsåns mynning och Göta älv innan mynningen i havet (SMHI, 2019). I Tabell 18 listas uppskattade magasinvolymerna och flöden vid tömning. Det högsta flödet från tunnarna, 2 500 l/s, är det som används vid urpumpning under tvätt av Tingstadstunneln. Detta är inte ett kontinuerligt flöde utan pumparna går 5–10 sekunder varefter flödet stoppas. Flödet är därför som högst ca 12 500–25 000 liter/minut, vilket i medel motsvarar ca 200–400 l/s. Ett flöde på 2 500 l/s motsvarar en utspädning på 60 vid MLQ eller ca 90 vid MQ i Göta älv, och ett flöde på 200–400 l/s motsvarar en utspädning på 380–750 för MLQ respektive 580–1200 för MQ, se Tabell 19. Vatten från det södra röret i Tingstadstunneln släpps i Sävåns mynning. Skulle allt vatten släppts i Sävån skulle ett flöde på 2500 l/s motsvarat en utspädning på 2,8 för MLQ eller 8,8 för MQ, och ett flöde på 200–400 l/s motsvarat en utspädning på 17–35 för MLQ och 55–110 för MQ. Den vattenvolym som påverkar Sävån bedöms dock vara mycket liten baserat på utsläppspunkt.

Baserat på beräknad utspädning vid olika flöden har en utspädningsfaktor på 10 valts för nedanstående beräkningar. Detta ger en säkerhetsmarginal som tar hänsyn till att omblandning inte är momentan samt eventuell påverkan på Sävån. Säkerhetsfaktorn för maximalt flöde (2500 l/s) vid urpumpning är 6 för MLQ respektive 9 för MQ i Göta älv. Då beräkningarna nedan baseras på årsmedelvärden i recipient, och inte maxhalter, och det maximala flödet inte är kontinuerligt är vår bedömning att denna utspädningsfaktor ger en stor säkerhetsmarginal.

Tabell 4. Medelflöde (MQ) respektive medellågt flöde (MLQ) för Sävån respektive Göta älv baserat på flödesstatistik för åren 1981–2010 (SMHI, 2019). Enhet l/s.

	Sävån	Göta älv
MQ	22 000	230 000
MLQ	7 000	150 000

Tabell 5. Magasinsvolymerna och flöden vid heltvätt under ett tvättillfälle (dvs ett tunnelrör).

	Volym tvättvatten som magasineras i minst 36 timmar (m ³)	Volym som inte får plats i magasinet och måste pumpas ur magasinet under pågående tvätt (m ³)	Flöde på pumpning som måste utföras under pågående tvätt (när magasinet är fullt) (l/s)	Flöde vid tömning av magasin minst 36 h efter senaste tvätt (sker inför tvätt) (l/s)	Nuvarande utsläppspunkt
Gnistångstunneln	98 ¹	-	(Breddavlopp max 10)	Ca 2,5	Via det kommunala dagvattennätet till Göta älv väster om Älvsborgsbron
Götatunneln	85	45	Ca 1 000 ²	Ca 2,5	Göta älv vid Stenpiren
Lundbytunneln	10	126	Ca 1 000 ²	-	Gryaabs reningsverk
Tingstadstunneln	15	21	Ca 2 500 ²	-	Göta älv i Sävveåns mynning

¹ Ca 25% av den totala tvättvolymen magasineras i det södra magasinet och 75% i det norra magasinet.

² Pumpen går inte kontinuerligt utan pumpar 5–10 sekunder och tar sedan en paus.

Tabell 6. Utspädningsfaktorer baserad på medelflöde (MQ) respektive medellågt flöde (MLQ) i Göta älv och Sävveån. Utspädningsfaktorerna har beräknats utifrån ett maximalt flöde per sekund på 2500 l/s, respektive ett maximalt flöde per minut på 12 500–25 000 l/min.

		Utspädningsfaktor baserat på maximalt flöde per sekund	Utspädningsfaktor baserat på maximalt flöde per minut
Göta älv	MQ	90	580–1200
	MLQ	60	380–750
Sävveån	MQ	8,8	55–110
	MLQ	2,8	17–35

4.2. Metaller

4.2.1. Tillgänglighet

Metaller kan förekomma i olika former, t.ex. jonform, komplexbundet eller partikelbundet. Förekomstformen påverkar hur lätt metaller sprids och också hur lätt de tas upp av olika vattenlevande organismer samt toxiciteten för olika organismer. Den koncentration som kan tas upp av organismer direkt kallas biotillgänglig koncentration och beror av den övriga vattenkemin. Metaller som är komplexbundna till organiskt material kan t ex inte passera gälars membran, och pH kan bland annat påverka fördelningen av olika jonformer och andelen partikel- och komplexbunden metall. Vattenkemin påverkar även toxiciteten t ex genom att inbindning till organismers receptorer påverkas av pH eller p.g.a. konkurrens med andra katjoner. Hur en viss vattenkemi påverkar biotillgängligheten och toxiciteten skiljer sig mellan olika metaller och också för olika organismer. Eftersom sambanden är komplexa med många variabler har modeller tagits fram för att beräkna biotillgänglig koncentration för metaller där variationerna beroende på vattenkemin är stora. För zink, koppar, bly och nickel anges de bedömningsgrunder och gränsvärden, som används för klassificering av ytvatten baserat på kroniska effekter, som biotillgänglig koncentration. Övriga metallhalter anges som total löst koncentration, vilket i praktiken innebär att proven filtreras genom 45 µm filter innan de analyseras (HVMFS 2013:19).

4.2.2. Arsenik, bly, kadmium, krom och nickel

Beräkning av riktvärden för metaller baseras på framtagna bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen respektive gränsvärden för kemisk ytvattenstatus för inlandsytvatten (HVMFS 2013:19). Beräkningarna har utgått från de årsmedelvärden som används för bedömning av kronisk exponering i recipienten. Vid beräkningarna har hänsyn tagits till de medelhalter som uppmätts av Göta älvs vattenvårdsförbund i Göta älv respektive Sävån (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2019), för att säkerställa att den sammanlagda halten i recipienten efter det beräknade tillskottet inte ger upphov till kroniska effekter. En utspädningsfaktor på 10 har använts, vilket bedöms ge en stor säkerhetsmarginal. I Tabell 20 anges beräknade riktvärden för arsenik, bly, kadmium, krom och nickel. Riktvärden för koppar och zink har beräknats utifrån beräknad biotillgänglig fraktion och listas i Tabell 25, se vidare Kapitel 4.2.3. Koppar och zink. Beräknade riktvärden för bly, kadmium, krom och nickel, baserade på medelhalter uppmätta i Göta älv, är något högre än de som beräknats utifrån uppmätta halter i Sävån.

För arsenik, bly och nickel är de framräknade riktvärdena lägre än Göteborgs stads riktvärden, medan krom och kadmium har högre beräknade riktvärden. Det beräknade riktvärdet för kadmium överskrider också de maxhalter som används för klassificering av ytvattenstatus (HVMFS 2013:19), utifrån akuttoxiska effekter, se Tabell 20. På samma sätt som för de årsmedelvärden som används i beräkning av riktvärden avser maxhalten halt i recipienten, och högre halt bör kunna accepteras i utgående vatten från Trafikverkets tunnlar. Om hänsyn tas till den högsta uppmätta halten i Sävån respektive Göta älv och en utspädningsfaktor på 10 tillämpas ger detta beräknade maxhalter på 4,3 respektive 4,4 µg/l. Det indikerar att de beräknade riktvärdena inte bör innebära en risk för akuttoxiska effekter i recipienten. Då kadmium och även flera krom (VI)-föreningar är utfasningsämnen (särskilt farlig metall respektive cancerframkallande samt allergiframkallande) rekommenderar vi dock inte högre riktvärden.

Det framräknade riktvärdet för arsenik är betydligt lägre än Göteborgs Stads riktvärde. Bakgrundshalten av arsenik i lera och grundvatten överskrider de halter som kan vara hälso- eller miljöfarliga, och de generella riktvärden som tagits fram är därför baserade på bakgrundshalter. För tvättvattnet bedöms det framräknade riktvärdet vara lämpligt. I de fall då inläckage av grundvatten kan påverka halterna finns dock risk för överskridande.

Tabell 20. Beräknade riktvärden för metaller, Göteborgs stads riktvärde och maxhalter baserade på risk för akuttoxisk effekt för bedömning av kemisk ytvattenstatus för inlandsytvatten. Beräknad halt baseras på bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen respektive gränsvärden för kemisk ytvattenstatus, uppmätta halter i Säveån respektive Göta älv och en utspädningsfaktor på 10. Enhet µg/l.

	Beräknade riktvärden				Jämförvärden	
	Hänsyn tagen till uppmätta halter i Säveån		Hänsyn tagen till uppmätta halter i Göta älv		Göteborgs stads riktvärde	Maximal tillåten koncentration vid bedömning av god status i inlandsytvatten
	Baserade på medelhalter	Baserade på min- respektive maxhalter	Baserade på medelhalter	Baserade på min- respektive maxhalter		
Arsenik	2,2	1,7-2,5	2,5	1,2-3,2	15	7,9
Bly	9,2	8-10	9,6	4,8-11	14	14
Kadmium	0,67	0,6-0,7	0,73	0,65-0,79	0,4	0,45
Krom	31	29-31	31	26-33	15	-
Nickel	32	31-33	34	29-36	40	34

4.2.3. Koppar och zink

För koppar och zink är den koncentration där risk för effekter till följd av kronisk exponering starkt beroende av de vattenkemiska parametrarna. Därför anges årsmedelvärden för bedömning av kroniska effekter som biotillgänglig koncentration¹⁰. För att uppskatta påverkan på recipient har biotillgänglig fraktion och HC5¹¹ värden för koppar och zink beräknas med verktyget Bio-met utifrån DOC, pH och kalciumhalt, uppmätta i Sävån respektive Göta älv under åren 2013–2017 (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2019). Bio-met är det verktyg som rekommenderas för bedömning av ytvattenstatus för koppar och zink (Havs- och vattenmyndigheten, 2016). HC5 värdet är den koncentration där 95% av ekosystemen skyddas¹². I Tabell 21 och Tabell 22 återges beräknade HC5 värden för koppar för Sävån respektive Göta älv, och i Tabell 23 och Tabell 24 beräknade HC5 värden för zink för Sävån respektive Göta älv.

I beräkningarna uppskattades DOC halten till 70% av uppmätta TOC halter. Detta är en mycket konservativ bedömning av andelen löst kol, vilket innebär att den biotillgängliga fraktionen troligen överskattas och beräkningarna har således en stor säkerhetsmarginal. För jämförelse har även HC5 värden för DOC halter på 100% av TOC beräknats. Den verkliga DOC halten bör vara mellan 70% och 100% av TOC halten. Baserat på att TOC halterna inte är speciellt höga är DOC halten troligen närmare 100% än 70%.

I Sävån var kalciumhalt endast uppmätt vid ett fåtal av provtagningstillfällena. Beräkningar har därför gjorts både utifrån uppmätta kalciumhalter och kalciumhalter beräknade utifrån uppmätt alkalinitet med Hardness Conversion Tool, ett verktyg som tagits fram för Bio-met beräkningar. De beräknade kalciumkoncentrationerna är något högre än de som uppmätts av Göta älvs vattenvårdsförbund i Sävån. Detta innebär att den beräknade biotillgängliga fraktionen troligen underskattas något för koppar och i mindre grad också för zink. Skillnaden mellan värden baserade på uppmätt och beräknad halt är dock inte så stor utan ligger inom den spridning som den naturliga variationen av de kemiska parametrarna ger.

¹⁰ Även bly och nickel är angiven som biotillgänglig koncentration, men då beräknade halter utifrån de biotillgängliga koncentrationerna endast ligger 0–35% under de maxkoncentrationer som indikerar en risk för akuttoxiska effekter, har inga vidare beräkningar utförts för dessa ämnen.

¹¹ Hazardous concentration 5%, dvs den koncentration som kan ge en effekt på 5% av arterna i ekosystemet.

¹² Bio-met verktyget ger ett lokalt HC5 värde baserat på dubbelt så hög bedömningsgrund (1 µg/l biotillgänglig fraktion i stället för 0,5 µg/l för koppar och 10,9 µg/l biotillgänglig fraktion i stället för 5,5 µg/l för zink) som den som används i Sverige. Beräkningen har därför anpassats för att motsvara svenska bedömningsgrunder.

Tabell 21. Beräknade lokala HC5 värden för koppar i Sävveån. Beräkningarna är utförda med Bio-met verktöget utifrån vattenkemiska parametrar uppmätta i vattendragsskontroll utförd av Göta älvs vattenvårdsförbund under åren 2013–2017, och korrigerade efter de bedömningsgrunder som används i Sverige. Enhet ($\mu\text{g/l}$).

	Baserade på beräknade kalciumkoncentrationer			Baserade på uppmätta kalciumkoncentrationer		
	Medel	Median	Min-Max	Medel	Median	Min-Max
DOC 70% av TOC	12,2	11,5	10,4–17,6	12,0	11,2	10,4–17,6
DOC 100% av TOC	17,5	16,5	14,9–25,4	17,2	16,0	14,9–25,4

Tabell 22. Beräknade lokala HC5 värden för koppar i Göta älv. Beräkningarna är utförda med Bio-met verktöget utifrån vattenkemiska parametrar uppmätta i vattendragsskontroll utförd av Göta älvs vattenvårdsförbund under åren 2013–2017, och korrigerade efter de bedömningsgrunder som används i Sverige. Enhet ($\mu\text{g/l}$).

	Baserade på uppmätta kalciumkoncentrationer		
	Medel	Median	Min-Max
DOC 70% av TOC	8,8	8,5	7,2–12,3
DOC 100% av TOC	12,7	12,3	10,4–17,6

Tabell 23. Beräknade lokala HC5 värden för zink i Sävveån. Beräkningarna är utförda med Bio-met verktöget utifrån vattenkemiska parametrar uppmätta i vattendragsskontroll utförd av Göta älvs vattenvårdsförbund under åren 2013–2017, och korrigerade efter de bedömningsgrunder som används i Sverige. Enhet ($\mu\text{g/l}$).

	Baserade på beräknade kalciumkoncentrationer			Baserade på uppmätta kalciumkoncentrationer		
	Medel	Median	Min-Max	Medel	Median	Min-Max
DOC 70% av TOC	14,2	14,0	11,4–20,0	16,4	15,9	13,5–20,0
DOC 100% av TOC	19,0	18,7	14,6–28,1	22,7	21,9	18,2–28,1

Tabell 24. Beräknade lokala HC5 värden för zink i Göta älv. Beräkningarna är utförda med Bio-met verktøget utifrån vattenkemiska parametrar uppmätta i vattendragskontroll utförd av Göta älvs vattenvårdsförbund under åren 2013–2017, och korrigerade efter de bedömningsgrunder som används i Sverige. Enhet ($\mu\text{g/l}$).

	Baserade på uppmätta kalciumkoncentrationer		
	Medel	Median	Min-Max
DOC 70% av TOC	11,6	10,9	9,7–15,9
DOC 100% av TOC	15,9	14,6	13,1–21,9

Vid beräkning av riktvärden för koppar och zink har medianvärden för beräknade HC5 värden, baserade på DOC halter som är 70% av TOC, använts. För Säveån har det lägsta av de två beräknade medianvärdena använts, vilket ger en något större säkerhetsmarginal. Hänsyn har tagits till de metallhalter som uppmätts av Göta älvs vattenvårdsförbund i Göta älv respektive Säveån (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2019), för att säkerställa att den sammanlagda halten i recipienten efter det beräknade tillskottet inte ger upphov till kroniska effekter. En utspädningsfaktor på 10 har använts, vilket bedöms ge en stor säkerhetsmarginal. I Tabell 25 listas beräknade riktvärden.

Tabell 25. Beräknade riktvärden baseras på lokala HC5 värden beräknade med Bio-met verktyget utifrån vattenkemiska parametrar uppmätta i Säveån respektive Göta älv. Hänsyn har tagits till uppmätta halter av zink respektive koppar i Säveån respektive Göta älv och en utspädningsfaktor på 10 har använts i beräkningarna. Göteborgs Stads riktvärde för koppar och zink är inkluderat i tabellen som referens. Enhet µg/l.

	Beräknade riktvärden				Göteborgs stads riktvärden
	Säveån		Göta älv		
	Hänsyn tagen till medelhalt	Hänsyn tagen till min respektive maxhalt	Hänsyn tagen till medelhalt	Hänsyn tagen till min respektive maxhalt	
Koppar	95	86–100	73	24–77	10
Zink	100	89–110	84	49–96	30

Beräknade riktvärden för koppar och zink baserade på medelhalter uppmätta i Göta älv är lägre än de som beräknats utifrån uppmätta halter i Säveån. De halter som beräknats utifrån den högsta uppmätta halten i Göta älv, 24 µg/l för koppar respektive 49 µg/l för zink, är betydligt lägre än de som erhålls då hänsyn tas till uppmätta medelhalter, 73 µg/l för koppar respektive 84 µg/l för zink. Om beräkningen i stället tar hänsyn till 95-percentilen fås betydligt högre halter, 68 µg/l för koppar och 65 µg/l för zink, vilket indikerar att de högre uppmätta halterna endast uppstår vid ett fåtal tillfällen per år, t ex vid mycket kraftigt regnväder. Då beräkningarna baseras på årsmedelhalter som kan ge kroniska effekter gör WSP bedömningen att riktvärden där hänsyn tagits till medelhalter är lämpliga.

4.2.4. Kvicksilver

För kvicksilver saknas riktvärde baserat på kroniska effekter för bedömning av ytvattenstatus (HVMFS 2013:19). Kvicksilver är ett utfasningsämne. Eftersom halterna i fisk bedöms överskrida gränsvärdet och det bedöms tekniskt omöjligt att sänka halterna till de nivåerna har Sverige ett nationellt undantag för kvicksilver. Den största påverkan av kvicksilver består av atmosfärisk deposition. Nuvarande halter får dock inte öka. Kvicksilverhalten i Göta älv uppmätt under 2013–2017 varierade mellan 0,6 och 5,7 ng/l, med en medelhalt på 1,2 ng/l (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2019). Maxhalten för kvicksilver vid bedömning av ytvattenstatus är 70 ng/l (HVMFS 2013:19). Med hänsyn till att kvicksilver är ett utfasningsämne föreslås fortsatt att Göteborgs stads riktvärde på 50 ng/l för kvicksilver bibehålls.

4.3. Övriga parametrar

För näringsämnen föreslås inget riktvärde då det inte finns tillräckligt bra förutsättningar för framtagande av lämpligt riktvärde i dagsläget samtidigt som recipientbelastningen är liten sett till kg/år.

För suspenderade partiklar och totalt organiskt kol (TOC) föreslås de målvärden för övriga recipienter som Kretslopp och vatten tagit fram tillsammans med Miljöförvaltningen (Kretslopp och vatten, 2017), 60 mg/l för suspenderade partiklar och 20 mg/l för TOC. För eventuella övriga parametrar föreslås Miljöförvaltningen i Göteborgs Stads riktvärden (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2013).

4.4. Sammanfattning

De riktvärden som föreslagits i detta kapitel finns listade i Tabell 26. Riktvärdena för metallerna utom kvicksilver baseras på de årsmedelvärden som används för klassificering av ytvattenstatus (HVMFS 2013:19) och vattenkemiska parametrar uppmätta av Göta älvs vattenvårdsförbund (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2019). Hänsyn har tagits till uppmätt medelhalt i Göta älv och en utspädningsfaktor på 10 har tillämpats. För kvicksilver föreslås Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad riktvärde (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2013). För suspenderade partiklar och totalt organiskt kol föreslås de målvärden för övriga recipienter som Kretslopp och vatten tagit fram tillsammans med Miljöförvaltningen (Kretslopp och vatten, 2017).

Tabell 26. Föreslagna riktvärden och Göteborgs stads riktvärden. Enhet µg/l utom för suspenderade partiklar och TOC där enheten är mg/l.

Parameter	Föreslaget riktvärde	Göteborgs stads riktvärde
Arsenik	2,5	15
Bly	9,6	14
Kadmium	0,4	0,4
Krom	15	15
Nickel	34	40
Koppar	73	10
Zink	84	30
Kvicksilver	0,05	0,05
Suspenderade partiklar	60	25
TOC	20	12

5. Reningstekniker

5.1. Avskiljning av fasta (partikulära) föroreningar

Avskiljning av fasta föroreningar sker beroende på vald metod med gravitation- eller hydrodynamiska krafter eller med filtrering. Sedimenterbara suspenderade fasta partiklar utgörs av partiklar större än 1 μm och med en specifik vikt större än 1. Partiklar som är mindre är kolloidala partiklar om deras storlek varierar mellan 1 nanometer (nm) och 1 mikrometer (μm). Kolloider anses dispergerade vilket möjliggör upprätthållande av en stabil dispersion. Små olösliga fasta partiklar hålls borta från varandra genom repellerande krafter av elektriska laddningar på ytan av varje fast partikel. Ett effektivt sätt att avskilja kolloidala partiklar är att bryta de krafter som står för stabiliteten i vätskan. Det kan göras bl.a. genom att tillsätta kemikalier.

Partikulära föroreningar kan också avskiljas genom filtrering. De avskiljs i två typer av filtrering:

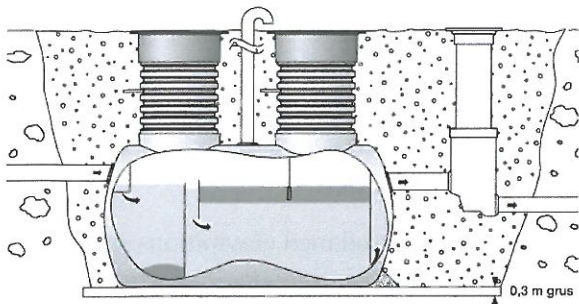
- Ytfiltrering – vatten filtreras genom filteryta med porer av bestämd diameter.
- Djupfiltrering – vatten filtreras genom lager av material där partiklar av olika storlek avskiljs före- eller senare i materialdjupet.

I följande kapitel ges en kort sammanfattning av de vanligast tillämpade metoderna.

5.1.1. Slam- och oljeavskiljare

Traditionella slamavskiljare och oljeavskiljare

Standardslamavskiljare är en viktig del av dagvattnets dräneringssystem. Den enklaste slamavskiljaren är utformad som en brunn där det är tillräcklig uppehållstid för större partiklar att sedimentera på botten medan resten av vattenflödet leds vidare. Eftersom sedimenteringsytan är liten avskiljs endast tunga partiklar med stor partikelstorlek (specifik vikt > 2,5; partikelstorlek > 50 μm). Slamavskiljare används för grov rening av dagvatten och kompletteras vanligtvis med en oljeavskiljare, se Figur 19. I enklare oljeavskiljare stiger oljedroppar till vattenytan medan vatten leds från avskiljaren från ett visst djup. För bättre oljeavskiljning installeras lamellseparatorer eller koalescensfilter i oljeavskiljare. Vanligtvis töms slam och olja som samlas i avskiljaren 2–3 gånger om året med hjälp av en sugbil.



Figur 19. Traditionell slam- och oljeavskiljare (Bildkälla: Avskiljarboken. Utgåva 2).

Dimensionering av slamavskiljare enligt norm

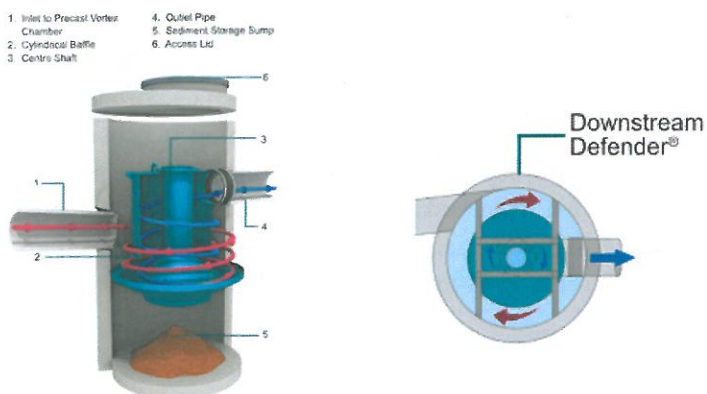
En avskiljare enligt SS-EN 858 består av en slamdel, separat eller integrerad med avskiljardelen, med möjlighet för provtagning. Avskiljaren skall dessutom alltid vara försedd med automatisk avstängningsventil, övervakningslarm och betäckning märkt med "Avskiljare".

Dimensionering görs enligt norm för oljeavskiljning enligt SS-EN 858 och Gryaabs riktlinjer.

Slamavskiljare med vortex separator

Med några enkla grepp för att skapa en vortex som kan installeras i standardavskiljare går det att förbättra sedimenteringen av partiklar.

Hydrodynamiska separatorer för dagvatten avskiljer grovt sediment från inkommande flöden med hjälp av gravitation och centrifugalkrafter som genereras av att inflödet tvingas i en cirkelrörelse. Genom att vattnet rör sig i ett cirkulärt sätt är det möjligt att erhålla bättre avskiljning av sediment och föroreningar på ett mindre utrymme jämfört med traditionell slamavskiljare, se Figur 20.



Figur 20. Vortex-avskiljare som installeras i slamavskiljningsbrunn (bildkälla: Hydro International produktblad för Downstream Defender®).

En hydrodynamisk separator installeras enligt vissa givna designkriterier såsom slamlagringskapacitet, tryckfall, sedimentets partikelstorlek etc. Driftsfall som överskrider designkriterier måste ledas förbi separatorn. En hydrodynamisk separator har också en viss kapacitet att avskilja lätta vätskor och material. På grund av bra reningsgrad av fasta ämnen måste separatorn underhållas regelbundet annars kommer en resuspension av

sedimenterade partiklar att ske. Det rekommenderas att ett automatiskt övervakningssystem för tömning installeras.

5.1.2. Sedimenteringsbassäng

I vattenrening i sedimenteringsbassänger används samma gravitationsprincip som i slamavskiljare. Skillnaden mellan dem är att sedimenteringsbassängen har större yta som gör att lättare och mindre partiklar kan avskiljas. Sedimenteringsbassänger utrustas vanligtvis med slamskrapor och slampumpar för automatisk borttagning av samlat slam. Sedimenteringsbassänger används sällan i dagvattenrening som enda steg på grund av att sedimentering av små partiklar kräver stora ytor och volymer som resulterar i stort investeringsbehov. Sedimenteringsbassänger används dock ofta för avskiljning av slam efter flockningssteg (beskrivs i kapitel 5.1.5 Kemiska metoder). Vid lägre slamhalt i avloppsvatten kan lamellseparatorer användas istället för traditionella sedimenteringsbassänger. Lamellseparatorer har större sedimenteringsyta med samma bassängvolym och är därför mer kompakta och ofta billigare.

5.1.3. Ytfiltrering

Ytfiltrering används i en rad olika vattenreningsutrustningar som avskiljer partiklar av olika storlek och även lösta föroreningar beroende på vilket krav som ställs. Storlek på partiklar som avskiljs i ytfiltrering bestäms av porstorlek av filter. Porstorleken varierar och kan vara så stor som 1000 μm i trumfilter, 10-20 μm i skivfilter och 0,05-1 μm i mikrofilter och ända ner till 0,0001 μm i omvändosmosfilter. Även partiklar som är mindre än porstorlek av filter avskiljs eftersom ackumulerat material på filteryta (filterkaka) fungerar som filtermedia där mindre partiklar fångas.

5.1.4. Djupfiltrering (mediefilter)

Sand och andra mediefilter avskiljer föroreningar från dagvattenavrinningen främst genom en fysisk process för att filtrera bort partiklar från vattnet. Den typ av media som används och dess kornstorleksfördelning avgör hur små partiklar som kan avskiljas. Grövre sand har större porutrymmen och hög genomströmningshastighet men avskiljer inte större suspenderade partiklar. Fin sand, eller andra fina mediefilter, har små porutrymmen med långsam genomströmningshastighet och filtrerar bort partiklar med mindre storlek. Vissa medier, såsom torvinblandning, kan också ge jonisk vidhäftning eller utbyte mot vissa lösta föroreningar vilket ytterligare förbättrar kvaliteten på avloppet.

Långsamsandfilter har använts för att behandla vatten i cirka 100 år. Initialt flöde genom filtret är högt, men eftersom filtratet av fint sediment ackumuleras på dess yta som slam minskar flödet genom filtret. Kvaliteten på det renade vattnet förbättras när slamskiktet tjocknar. Detta är fallet med dagvatten. Tester tyder på att kvalitet på det renade vattnet förbättras initialt, men kan försämrats med tiden, vilket tyder på urlakning av föroreningar från slammet och behov av underhåll.

Upprivning av "förseglade" ytor kan förbättra långsamsandfiltrets genomströmningshastigheter. Så småningom måste filtermediet avlägsnas och ersättas. Långsamsandfilter

kräver också stor yta. Trycksatta multimedia/sandfilter tar mycket mindre plats men de kräver regelbunden backspolning.

Filter för dagvatten används intermittent, i samband med nederbörd. Perioder utan nederbörd får inte påverka anläggningens funktion.

5.1.5. Kemiska metoder

Tillsats av kemikalier och pH-justering är de vanligaste metoderna för att avskilja suspenderade partiklar och emulgerad olja. En kemikalie tillsätts då för att neutralisera laddningarna på föroreningarna.

Beroende på vilka kemikalier som tillsätts avskiljs bara suspenderade eller suspenderande och lösta föroreningar. Kemisk rening med avskiljning av både suspenderade och lösta föroreningar sker främst i följande steg där olika kemikalier tillsätts för att få önskad reaktion:

1. Koagulering – partiklarnas laddning neutraliseras och elektrostatiske krafter, som håller partiklarna från varandra, försvinner.
2. Fällning – lösta föroreningar (till exempel katjoner av tungmetaller eller fosfater) bildar olösta föreningar (till exempel metallfosfater eller hydroxider av tungmetaller).
3. Flockning – små partiklar klumpas ihop till större flockar.
4. Separering – flockarna faller ner och avskiljs från vattnet.

Om uppgiften enbart är att avskilja suspenderade ämnen behövs inte fällningssteget. Koagulering och flockning sker efter tillsats av två separata kemikalier – en koagulant och ett flockningsmedel – eller efter tillsats av en kemikalie som främjar både koagulering och flockning. För koagulering/flockning av partiklar i dagvatten används oftast järn- och aluminiumsalter. Tillsats av dem sänker kraftigt pH i vattnet vilket kan leda till att partikelbundna metaller löses upp. Därför krävs kontinuerlig pH-justering som vanligtvis sker med tillsats av natronlut. Det finns även biologiskt nedbrytbara organiska polymer med katjoniska egenskaper som ofta fungerar bra som koagulanter/flockningsmedel. Tillsats av dem kräver inte pH justering. Om tillsats av endast en koagulant inte ger tillräckligt bra resultat kan ett separat flockningsmedel tillsättas. Dessa är oftast högmolekylära substanser (polymerer).

I kemisk rening bildas större partiklar av slam som måste avskiljas med en av de ovan omnämnda metoderna. Vanligtvis sedimenteras slammet i vanlig sedimenteringsbassäng eller i bassäng utrustad med lameller som efterföljande rening.

I syfte att testa avskiljningen av suspenderade föroreningar kan kemisk rening testas med tillsats av olika kemikalier i s.k. jar-tester på plats eller i ett labb. Förutsättningarna för att kemisk rening ska fungera tillfredställande beror dels på dagvattenflödet (utjämning) och dels på vattnets egenskaper.

5.2. Avskiljning av lösta föroreningar

Olika tekniker finns för att avskilja lösta tungmetaller ur dagvattnet. Här beskrivs metoderna jonbyte, adsorption, hydroxidfällning, sulfidfällning och samfällning.

5.2.1. Jonbyte

Jonbytare fångar ämnen i jonform (genom att utnyttja jonernas laddning), varvid dessa ersätter andra joner på jonbytaren. Jonbyteprocessen kräver oftast förbehandling för att avskilja suspenderade fasta ämnen och för att undvika beläggningar. Jonbytarnas kapacitet testas ofta i enkomponentsystem med en enda typ av jon i vatten. Dagvattnet innehåller fler komponenter och därför kan det vara svårt att på förhand förutsäga jonbytarens kapacitet.

Den mättade jonbytaren regenereras och efter regenerering återfår jonbytaren oftast inte sin ursprungliga kapacitet. Detta beror på att vissa föroreningar i vatten skapar beläggningar på jonbytaren. Detta kallas för "fouling" och kan leda till behov av kostsamt utbyte av jonbytarmassa.

Då dagvatten innehåller en rad olika organiska och oorganiska ämnen samt suspenderat material rekommenderas inte jonbytemetoden för avskiljning av tungmetaller från detta vatten. Även om hög avskiljningsgrad kan nås i de första reningscyklerna kommer mest sannolikt jonbytarmassan att foulas mycket snabbt, vilket kommer att påverka driftskostnaden på grund av behovet av byte av jonbytarmassa. Dessutom skulle reningssystemet behöva ett förfiltreringssteg för att inte jonbytaren ska sätta igen. Kvittblivning av regenereringslösningen, som är rik på tungmetaller, kan också ställa till problem.

5.2.2. Adsorption

De mest använda adsorptionsämnen för tungmetallavskiljning är restprodukter och aktivt kol. Restprodukter (till ex. jordbruksavfall, bark) ger ofta god avskiljningsgrad till låga kostnader för projektering och investering. Det leder dock till stora avfallsmängder som måste hanteras som farligt avfall på grund av tungmetallinnehåll, även om halterna är relativt låga. Dessutom är kvalitén på adsorptionsämnen från restprodukter ofta inte stabil.

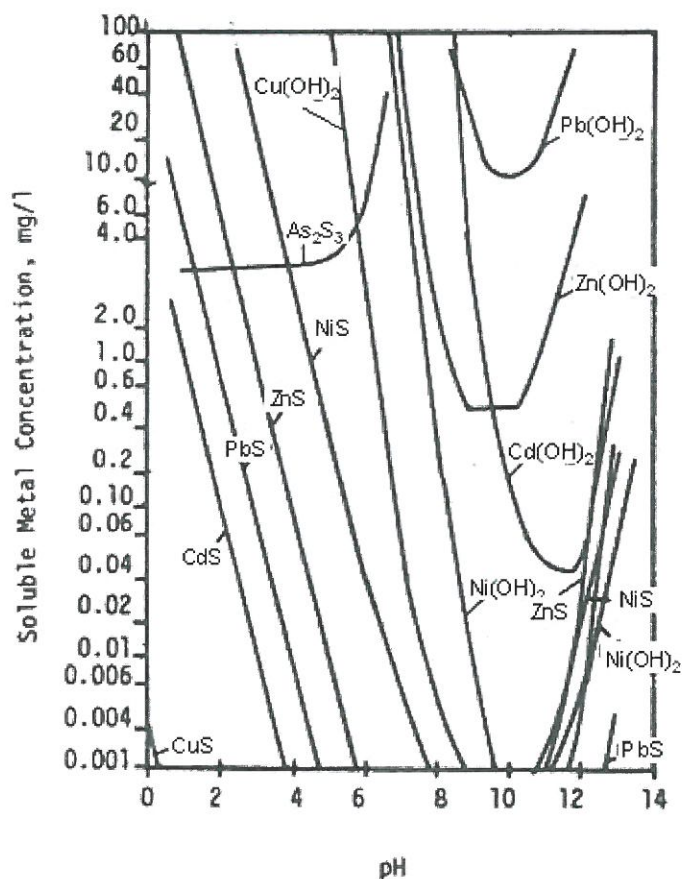
Även läckage av arsenik, kadmium, bly och zink kan förekomma från aktivt kol.

5.2.3. Hydroxidfällning

Den mest använda metoden för avskiljning av lösliga metalljoner är att fälla ut dem som metallhydroxider. Genom att höja pH-värdet i en lösning med t.ex. kalk eller natriumhydroxid, blir motsvarande metalliska hydroxidjoner olösliga och fälls ut från vattnet.

Vid hydroxidfällning måste pH hållas på nivån som ger minsta lösligheten för den metall som ska fällas ut. I Figur 21 visas kurvor för lösligheter av olika hydroxider samt sulfider av tungmetaller vid olika pH.

De metallerna som förekommer i tunneltvättvattnet i högre halter än riktvärdena är zink, men även bly, kadmium och kvicksilver kan behövas avskiljas i framtiden. Det framgår av Figur 21 att den teoretiska lägsta lösligheten för bly och kadmium är 11 000 respektive 5 µg/l. Gränsvärdena för bly och kadmium är 14 respektive 0,08 µg/l, vilket betyder att det är omöjligt att nå riktvärden för bly och kadmium endast med hydroxidfällning. Minsta lösligheten av zink är ungefär 250 µg/l som är samma storlek som gränsvärdet. I praktiken avskiljs däremot ofta tungmetaller även till lägre halter än de teoretiska värdena för lösligheten hos olika metallhydroxider. Detta beror på att järn- och aluminiumsalter vanligtvis används som koaguleringsmedel vid hydroxidfällning, vilket gör att även lösliga hydroxider av tungmetaller samfälls tillsammans med järn- eller aluminiumhydroxider.



Figur 21. Lösligheter av hydroxider och sulfider av tungmetaller (Bildkälla http://wiki.biomine.skelleftea.se/wiki/index.php/Sulfide_versus_hydroxide_precipitation.)

5.2.4. Sulfidfällning

Som visades i Figur 21 har flertal metaller lägre löslighet som metallsulfider jämfört med metallhydroxider vilket innebär att om metaller fälls som sulfider kan lägre koncentrationerna uppnås. Sulfidfällning utförs genom att sulfid tillsätts till dagvatten i form av ett lösligt salt. Genom att använda sulfid kan ett bredare pH-intervall utnyttjas eftersom metallsulfiderna kan fällas ut vid lägre pH. Vidare minskar risken för urlakning av metallerna ur slammet från sulfidfällning under både oxiderande och icke-oxiderande förhållanden. Sulfidfällning är vanligtvis dyrare än hydroxidfällning om vatten innehåller höga halter av tungmetaller (högre än flera mg/l). Om vatten däremot innehåller låga halter av tungmetaller (såsom i fallet med tunneltvättvattnet) kan kostnaden för höjning av pH samt neutralisering bli högre än kostnaden för sulfid tillsats. Metallsulfiderna är ofta

finkorniga och svåra att avlägsna med hjälp av sedimentering. Membranfiltrering kan användas för avskiljning av utfälda metaller. Med sådant system kan väldigt låga koncentrationer nås. Systemet blir dock komplext och dyrt och bedöms inte behövas i aktuella fall.

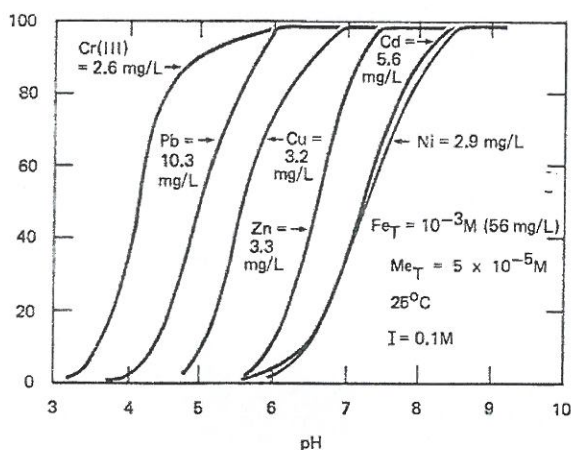
5.2.5. Samfällning

Järn- och manganoxider (eller hydroxider) binder tungmetalljoner. I samutfällning doseras järnsalt till avloppsvatten och genom det bildas flockar av järnoxidhydroxid. Tungmetaller (både lösta och suspenderade) adsorberas på flockarna och fångas in av fällningen. Genom samfällning kan arsenik, antimon, selen, beryllium, kadmium, krom, koppar, bly, nickel, silver och zink avskiljas från dagvatten.

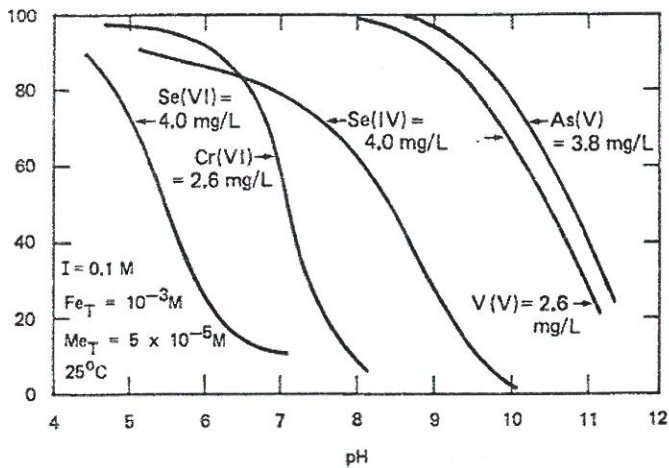
Figur 22 och Figur 23 visar hur avskiljning av lösta metaller påverkas av lösningens pH-värde. Avskiljningen påverkas av mängden doserat järn och dess oxidationstal, pH, tungmetallernas oxidationstal och dess koncentration samt förekomst av konkurrerande joner.

Om vatten inte innehåller tillräckligt mycket löst järn sker förbehandling av vattnet genom dosering av ett järnsalt, t.ex. järnklorid eller järnsulfat (både i oxidationstal II och III). Vid användning av järnsalter kan en viss reduktion av COD och färg förväntas då järnhydroxid binder fast kolloidala partiklar som finns i vattnet.

Samfällning är en kostnadseffektiv teknik men kräver ändå dosering av kemikalier som ger högre driftskostnad i jämförelse med endast fällning.



Figur 22. Avskiljning av katjoner (%) - pH-effekt på katjoner (Brown and Caldwell 1990).

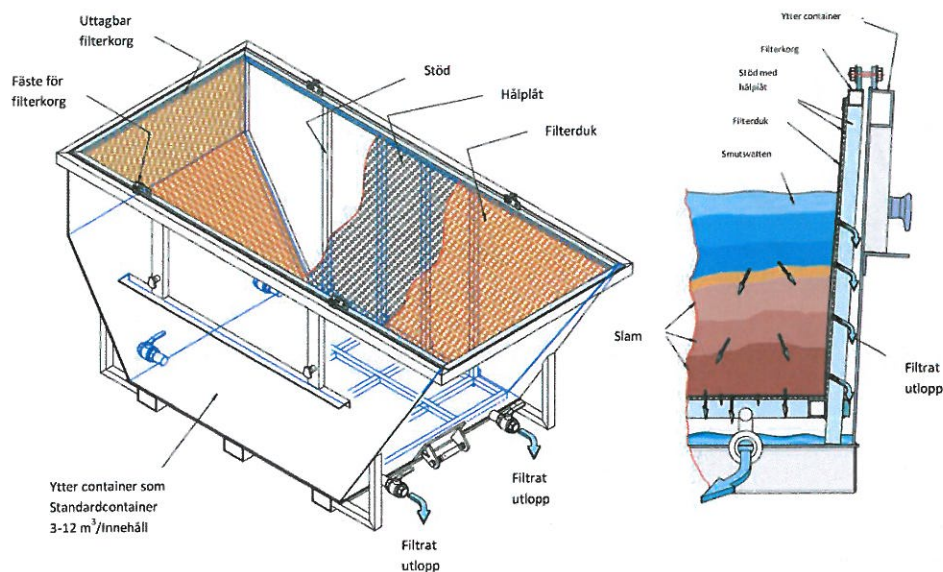


Figur 23. Avskiljning av anjoner (%) - pH- effekt på anjoner (bildkälla: Brown and Caldwell 1990).

5.3. Slamavvattning

Slam som bildas i alla av de beskrivna metoderna har låg halt av suspenderat material, torrsubstans (TS), och måste vanligtvis avvattnas innan transport (undantaget är slam som sugas med sugbilar). För större anläggningar med mycket producerat slam kan filterpress, skruvpress eller centrifug användas för avvattning. För mindre volymer av slam kan avvattning ske i gravitationsfilter, t.ex. slamcontainrar.

Lyftcontainer för avvattning är en annan lösning och består av en extern standardcontainer som kan transporteras och tömmas med vanliga fordon. Invändigt är den utrustad med en löstagbar filterkorg. Filterkorgen består av en stålrörsram med perforerade plåtar och fiberduk. Ventiler på botten dränerar av vattnet, se Figur 24.



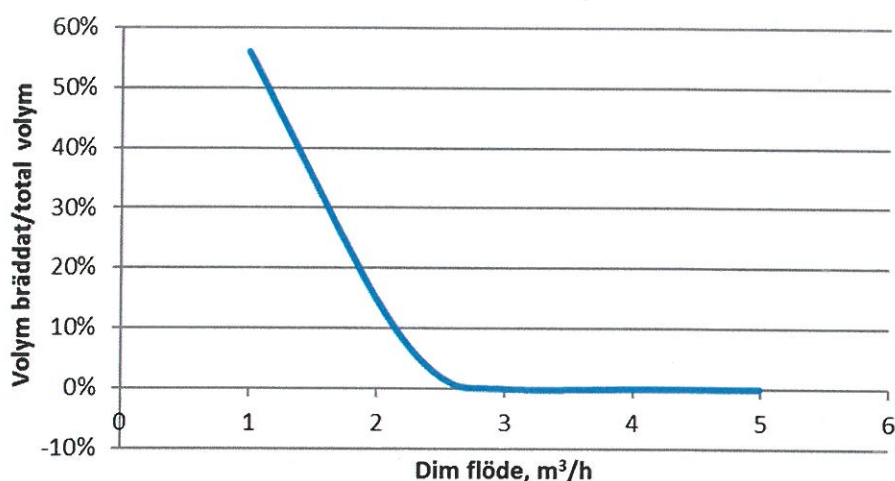
Figur 24. Filtercontainer (bildkälla: Kuglers produktblad).

6. Åtgärdsförslag

6.1. Förutsättningar

Presenterade åtgärder har dimensionerats utefter det flöde som uppstår vid tvätt med spolbil och ett förväntat maxflöde på 10 l/s till slam- och oljeavskiljningssteg. Som ett alternativ kan slam- och oljeavskiljning ske efter fördröjningsmagasinet och då kan mindre avskiljare installeras.

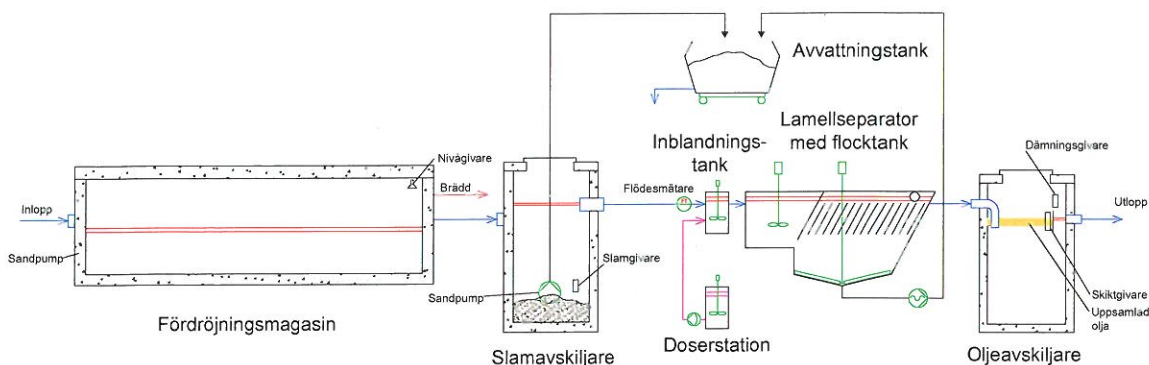
Med hjälp av fördröjningsmagasin och flödesbegränsare stryps flödet till oljeavskiljaren. Vid stort tvättvattenflöde fylls då magasinet och om mängden dagvatten överstiger lagringskapacitet av magasinet bräddas vattnet. Ju högre flöde som släpps till oljeavskiljare desto mindre är volymen av bräddat vatten enligt Figur 25.



Figur 25. Bräddning som funktion av dimensionerat flöde för oljeavskiljare.

6.2. Processbeskrivning

Föreslagna reningssystem för alla tunnlar består av slamavskiljare, inblandningstank, lamellseparator med flocktank, doserstation (option), oljeavskiljare och filtertank (Figur 26). Detta för att förbättra avskiljningen av suspenderat material och därmed också de föroreningar som är bundna till partiklarna i.e. tungmetaller. Vattnet förväntas vara tillräckligt rent för att släppas direkt till recipient. Det föreslås dock att det förbereds för att dosera koagulant för att avskilja kolloidala och lösta föroreningar ifall det behövs i framtiden. För Götatunneln och Lundbytunneln finns plats att placera utrustning för flockning/emulsionsbrytning på plats. För Gnistångstunneln och Tingstadstunneln måste utrymmen byggas. Alternativet är att använda mobil utrustning som används då tunneln tvättas. För Tingstadstunneln måste all reningsutrustning placeras/byggas på ny placering. Vid tvätt av tunnlar används ett alkaliskt tvättmedel med handelsnamnet ALK 301 - Prewash Alkaline. Det finns ett modernare och mer effektivt tvättmedel i samma serie som är svanenmärkt och därmed mer miljövänligt, ALK302- Prewash Alkaline.



Figur 26. Förenklat principiellt flödesschema över föreslagna reningssystemet.

6.2.1. Slamavskiljare

Analys visar att nuvarande slamavskiljare till tunnlarna inte är dimensionerade för att klara maximalt beräknat tvättvattenflöde. Vid avsättningsmagasinen leds hela vattenflödet genom slamavskiljare och därför måste bättre slamavskiljare installeras.

Slamgivare installeras i slamavskiljare på nivån som är 0,7 m lägre än utloppet eller enligt producentens anvisningar. Slamtömning ska ske regelbundet och intervall mellan tömningar bestäms efter idriftsättning av den nya avskiljaren. Det uppskattas att tömningen kan behövas varje månad.

För att underlätta slamtömning kan en portabel slampump användas. Pumpen har slittåligt pumphjul av gjutjärn och kan pumpa slam och slurry med 20 % sandinnehåll. Pumpen väger 30 kg och kan därför lyftas för hand av 2 man (en person bör inte lyfta mer än 25 kg enligt AFS 1998:1). Pumpen kan flyttas mellan slamavskiljarna/delar av slamavskiljare för tömning av slam och från alla andra avskiljare/hela bassängen. Om erfarenheten visar att slamtömning behövs göras ofta kan flera pumpar installeras fast i slamavskiljaren.

Eftersom poleringssystemet inte bygger på filtreringsteknik utan på flockning och sedimentering påverkas reningen inte negativt av högre slamhalter i inkommande vattnet.

Sedimenteringseffektivitet kan beräknas, baserat på partiklarnas sjunkhastighet, om den och vattenflödet är känt. Om sedimenteringshastigheten är för låg, kommer vattnet att passera innan alla partiklar har sedimenterat. Sedimenteringshastighetsberäkningen med Stokes lag (laminärt flöde, små partiklar) eller Newtons lag (turbulent flöde, stora partiklar) är inte okomplicerad. Det finns många variabler för att förutsäga sedimenteringshastigheten exakt. I allmänhet är bulkdensiteten hos vattenpartiklar mindre än den för kiseldioxid, 2,2 g / cm³. Det kan variera från ca 1 g/cm³ för organiska partiklar till nära 3 g/cm³.

6.2.2. Fördröjningsdammar

Även med slamavskiljare kommer ytan i vattenreningen i tunnlarnas fördröjningsmagasin vara betydligt större än ytan på slamavskiljarna. Därför kan det fortfarande sedimenteras lite slam i fördröjningsdammar och delvis sköljas ut vid stora flöden.

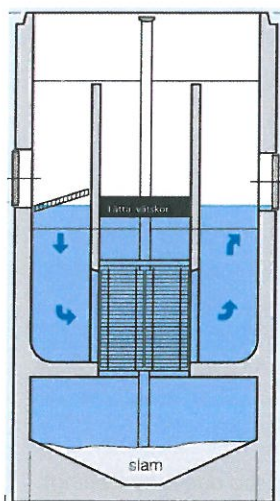
För att undvika sedimentering i fördröjningsdammarerna kan partiklarna hållas suspenderade med omrörning i dammarna. Installation av mekaniska omrörare blir dyrt. Bassängen är dessutom grund vilket försvårar installation av omrörare. Därför är det enklare att röra om vattnet med luftning. Som luftare kan ett perforerat metallrör som läggs på botten användas i varje del av bassängen, i mitten. För att spara energi kan luftningen sättas på bara om vattenflödet är högre än ett visst värde (t ex 5 m³/h). Föreslagna luftningssystemet kan dock installeras i efterhand om problem med uppsamling av slam kvarstår. Det kan också vara mer ekonomisk försvarbart att rensa bassängen en gång varje år istället för att installera luftningssystemet och hålla det i drift.

6.2.3. Oljeavskiljare

På anläggningarna saknar oljeavskiljarna koalescensfilter eller lamelloljeseparator. För att förbättra avskiljning av olja kan oljeavskiljningen kompletteras med lamellmodul av klass 1 enligt SS-EN 858. Avskiljning av olja förväntas att förbättras efter installation av det nya reningssteg som fördröjer och avskiljer slam. Därför kan behovet av de nya oljeavskiljarna bedömas efter att reningssteget tagits i drift. Dagens oljeavskiljare ska kompletteras med oljeskikt-, dämning- och slamgivare som ger larm vid behov av underhållsarbete.

Avskiljaren bör ha inbyggd bypass-funktion som innebär att vattnet vid stora flöden passerar genom avskiljaren utan att spola ut olja och slam som redan avskilts.

Det går att använda lamelloljeavskiljare som sand- och partikel avskiljare men då måste den kompletteras med en stor slamlagringsvolym, se Figur 27.



Figur 27. Lamelloljeavskiljare med sand- och partikelavskiljning (Alfa rör).

6.2.4. Flockning

Poleringssteg bygger på flockning och sedimentering. Vattnet pumpas från utloppet av slamavskiljare till en blandningstank, se Figur 28. Flockningsmedel Tanfloc SH löses upp i en tank varifrån den doseras till blandningstanken. Doseringen sker flödesproportionellt. Vattnet rinner över till flockningstank där stora flockar bildas. Efter sedimentering i en lamellseparator, exempel i Figur 29, leds vattnet till recipient. Lamellseparatorn kan utrustas med en flytslamrännna för uppsamling av eventuell olja och flytslam. Slam pumpas med en pump till avvattningen. Lamellpaketet kan rengöras enligt presenterad princip i Figur 30. Flockningssteget med tillhörande utrustning samt eventuellt poleringssteg kan eftermonteras i befintliga magasin. Som ett alternativ byggs en byggnad med ungefärliga dimensioner 3m x 6m x 3m. Ytterligare ett alternativ är en markförlagd sedimentation.

Även utan kemisk fällning kommer en lamellsedimentering bidra till ökad avskiljning av suspenderat material genom att en större andel av små partiklarna kan sedimenteras och avskiljas från vattnet.

6.2.5. Poleringssteg

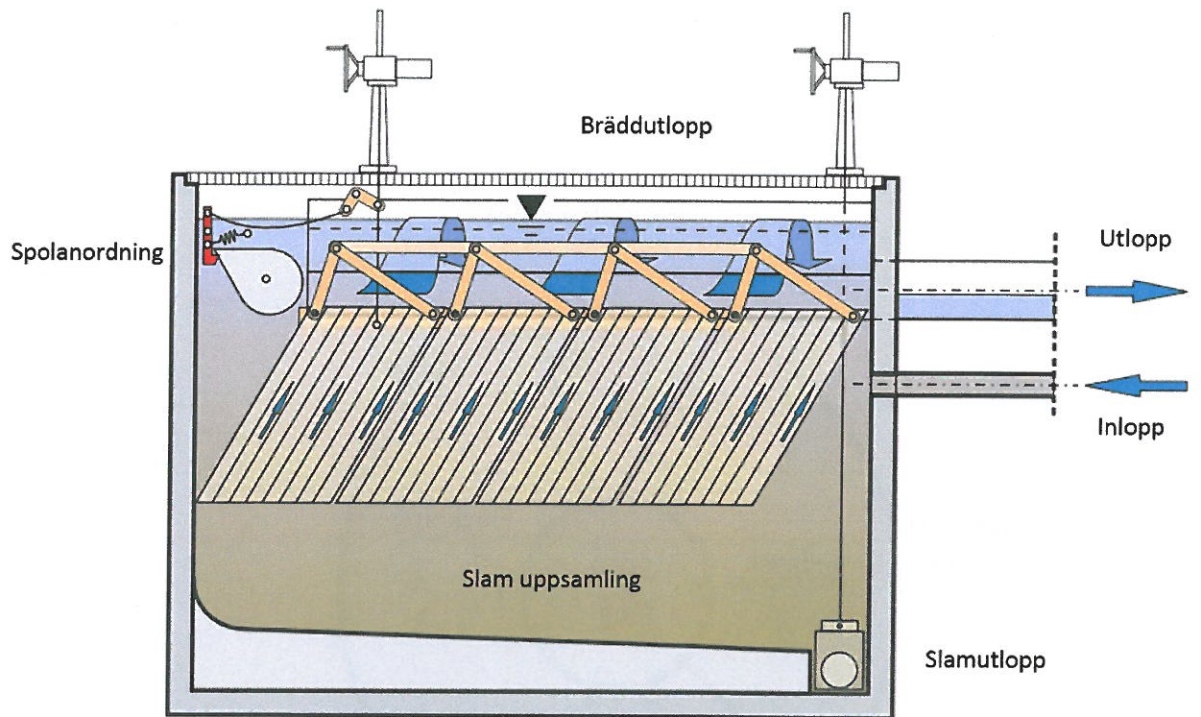
Det kan även installeras polering/filtrering av vatten genom ett multimediafilter eller kolfilter. För detta kan det krävas en uppsamlingstank och en pump, eftersom filtrering i filter sker med tryck. Ett alternativ är att placera filtret efter pumpen som pumpar ut vattnet till recipient.

6.2.6. Slamavvattning

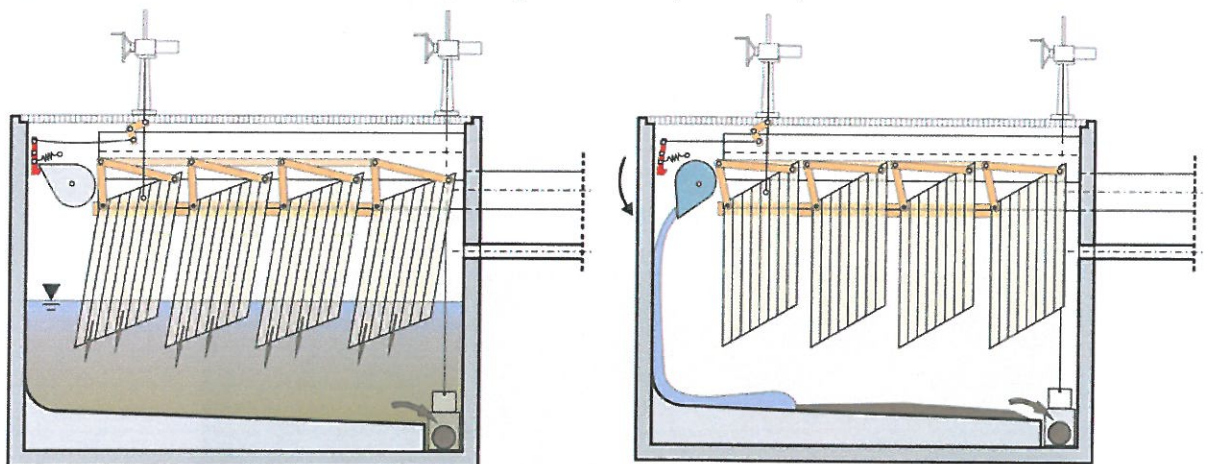
Installation av slamavvattningscontainer som ska ta emot både slam från slamavskiljare och slam från lamellseparatorer föreslås i Tingstadstunneln. Alternativet är att suga bort slam från slamavskiljare med en slambil och transportera oavvattnat slam från lamellseparatorer. I detta fall dock kommer kostnaden för slamhantering vara högre.



Figur 28. Snabbomrörare för koagulant i separat del av tank (bildkälla: Högsbo dagvattenrening).



Figur 29. Sedimentering med tiltbart lamellpaket (bildkälla: UFT produktblad).



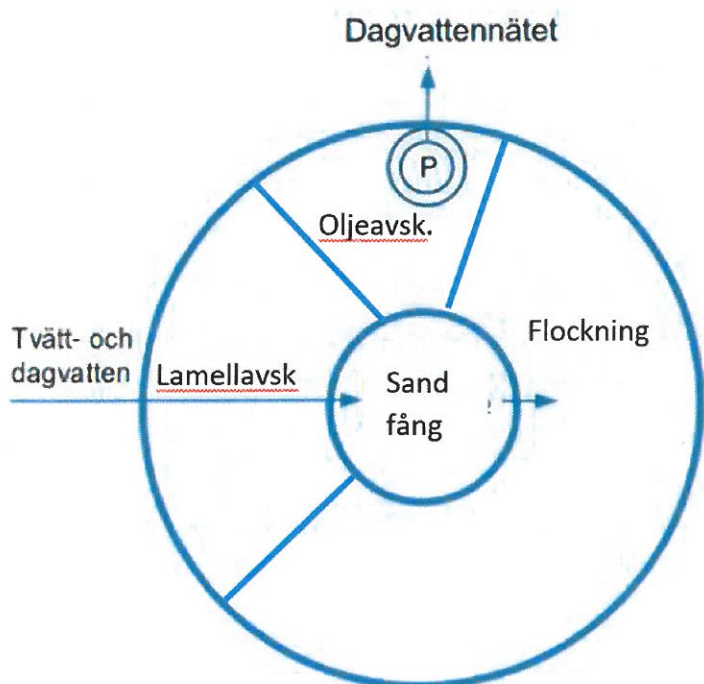
Figur 30. Princip för rengöring av lamellpaket (bildkälla: UFT produktblad).

6.3. Ombyggnad av avsättningsmagasin

6.3.1. Gnistängstunneln

De två avsättningsmagasinen i Gnistängstunneln går att bygga om för kontinuerlig rening med förbättrad avskiljning av suspenderat material enligt det föreslagna reningssystemet, se Figur 31. Kostnad för ombyggnaden enligt Tabell 27 och Tabell 28. Åtgärderna utgör en infrastruktursatsning och livslängden uppskattas till 20 år. Underhållskostnaderna estimeras till 5% av investeringskostnaden. För att få plats med utrustning för att dosera

flockning/emulsionsbrytare måste anläggningen kompletteras med utrymme för detta. Alternativt kan en mobil utrustning liknande Figur 32 användas. Pris för denna typ av utrustning har efterfrågats men leverantören har tyvärr inte kunnat återkoppla med ett prisförslag.



Figur 31. Placering av utrustning i befintligt avsättningsmagasin vid Gnistängstunneln.



Figur 32. Exempel på en mobil flockning/emulsionsbrytare som används i Schweiz (bildkälla: Swiss Federal Roads Office).

Tabell 27. Grov investeringskostnad för rening av tunnelvattvatten från Gnistångstunneln. Direktkostnad avser kostnader som uppkommer i samband med inköp. El/styr avser kostnader för att dra fram el och koppla in. APO är arbetsplatskostnader, ex. kostnad för etablering, maskiner mm. E-påslag representerar det påslag entreprenören förväntas lägga till för att utföra arbetet. El/styr, APO, e-påslag och diverse/oförutsett är beräknat som en procentdel av direktkostnaden och ger tillsammans med direktkostnaden entreprenadkostnaden. Byggherrekostnaden utgör 20% av entreprenadkostnaden och avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Projektkostnaden är summan av entreprenadkostnad och byggherrekostnad.

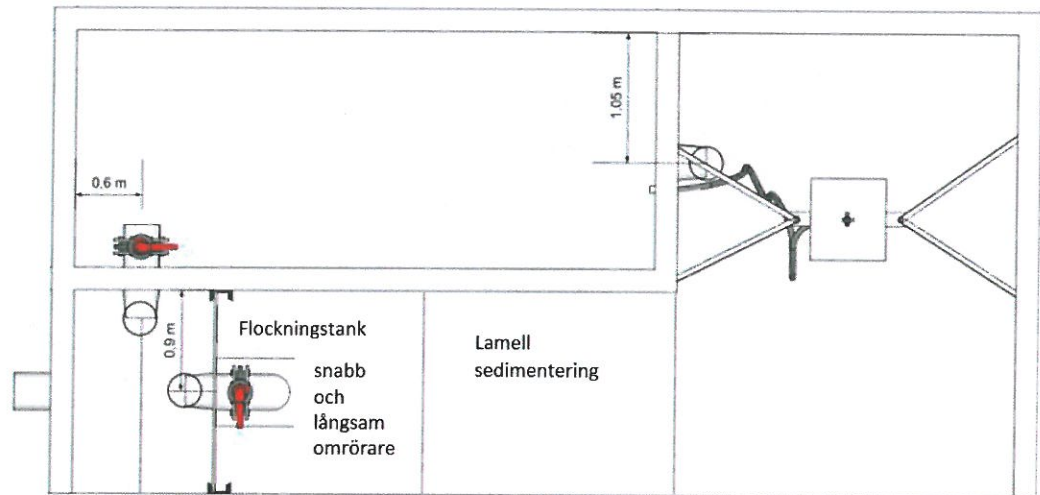
	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	El/styr	APO	E-påslag	Påslag			Byggherrekostnad	Projekt-kostnad
								Diverse/ oförutsett	Entreprenad-kostnad	20%		
Gnistångstunneln två anläggningar					30%	15%	12%	15%			20%	
Process/maskin												
Flockning och sedimentering												
Flockningstank förberedd för 1 omrör.	st	2	50 000	100 000	30 000	19 500	18 000	25 000	193 000	38 500	230 000	
Lamellavskiljare med area 20 m ²	st	2	100 000	200 000	60 000	39 000	36 000	50 000	385 000	77 000	462 000	
Slampump	st	2	50 000	100 000	30 000	19 500	18 000	25 000	192 500	38 500	231 000	
Nivågivare	st	6	5 000	30 000	9 000	6 000	5 000	8 000	58 000	11 500	69 000	
Nivåvakt	st	4	2 000	8 000	2 400	1 500	1 500	2 000	15 500	3 000	18 000	
pH-mätare	st	0	10 000									
Montage	h	350	500	175 000		26 000	24 000	34 000	259 000	52 000	311 000	
Lyft	h	18										
Elcentral	st	2	100 000	200 000		30 000	28 000	38 500	296 000	59 000	355 000	
ledningar med ventiler				50 000		7 500	7 000	9 500	74 000	15 000	89 000	
Delsumma	SEK											~1 750 000

Tabell 28. Grov investeringskostnad för optionerna kopplade till Gnistängstunneln. Direktkostnad avser kostnader som uppkommer i samband med inköp. El/styr avser kostnader för att dra fram el och koppla in. APO är arbetsplatskostnader, ex. kostnad för etablering, maskiner mm. E-påslag representerar det påslag entreprenören förväntas lägga till för att utföra arbetet. El/styr, APO, e-påslag och diverse/oförutsett är beräknat som en procentsats av direktkostnaden och ger tillsammans med direktkostnaden entreprenadkostnaden. Byggherrekostnaden avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Byggherrekostnaden utgör 20% av entreprenadkostnaden och avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Projektkostnaden är summan av entreprenadkostnad och byggherrekostnad.

	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	Påslag					Byggherrekostnad	Projektkostnad	
					El/styr	APO	E-påslag	Diverse/ oförutsett	Entreprenadkostnad			
Gnistängstunneln två anläggningar					30%	15%	12%	15%			20%	
Option 1 Koagulantdosering												
Omrörare i flocktank	st	2	20 000	40 000	12 000	7 800	7 000	10 000	77 000	15 500		92 000
Doserskåp med doserpump	st	2	50 000	100 000	30 000	19 500	18 000	25 000	192 500	38 500		230 000
Kemikalietank	st	2	40 000	80 000	24 000	15 600	14 500	20 000	154 000	31 000		185 000
Option 2 GAK-filter												
Koffilteranläggning	st	4	50 000	200 000	60 000	39 000	35 880	50 232	385 112	77 022		462 000
Mark och bygg												500 000
Delsumma optioner	SEK											~1 800 000

6.3.2. Götatunneln

Befintligt avsättningsmagasin går att bygga om för kontinuerlig rening med förbättrad avskiljning av suspenderat material enligt det föreslagna reningssystemet, se Figur 33. Kostnad för ombyggnad enligt Tabell 29 och Tabell 30. Åtgärderna utgör en infrastruktursatsning och livslängden uppskattas till 20 år. Underhållskostnaderna estimeras till 5% av investeringskostnaden. Plats finns för utrustning för flockning/emulsionsbrytning, exempelvis likt utrustningen i Figur 34.



Figur 33. Placering av utrustning i befintligt avsättningsmagasin vid Götatunneln. Den befintliga utrustningen kompletteras med flockningstank, snabb och långsam omrörare och lamellsedimentering.



Figur 34. Fast placerad utrustning för dosering av koagulant.

Tabell 29. Grov investeringskostnad för rening av tunnelvättvatten från Götatunneln. Direktkostnad avser kostnader som uppkommer i samband med inköp. E/styr avser kostnader för att dra fram el och koppla in. APO är arbetsplatskostnader, ex. kostnad för etablering, maskiner mm. E-påslag representerar det påslag entreprenören förväntas lägga till för att utföra arbetet. E/styr, APO, e-påslag och diverse/öförtsett är beräknat som en procentdel av direktkostnaden och ger tillsammans med direktkostnaden entreprenadkostnaden. Byggherrekostnaden avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Byggherrekostnaden utgör 20% av entreprenadkostnaden och avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Projektkostnaden är summan av entreprenadkostnad och byggherrekostnad.

	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	E/styr	APO	Påslag			Byggherrekostnad	Projektkostnad
							E-påslag	Diverse/öförtsett	Entreprenadkostnad		
Götatunneln					30%	15%	12%	15%	20%		
Process/maskin											
Flockning och sedimentering											
Flockningstank förberedd för 1 omrör.	st	1	50 000	50 000	15 000	10 000	9 000	12 500	96 500	19 500	115 000
Lamellavskiljare med area 20 m ²	st	1	100 000	100 000	30 000	19 500	18 000	25 000	192 500	38 500	231 000
Slampump	st	1	50 000	50 000	15 000	10 000	9 000	12 500	96 500	19 500	116 000
Nivågivare	st	6	5 000	30 000	9 000	6 000	5 500	7 500	58 000	11 500	69 000
Nivåvakt	st	4	2 000	8 000	2 400	1 500	1 500	2 000	15 500	3 000	18 000
pH-mätare	st	0	10 000								
Montage	h	350	500	175 000		26 500	24 000	34 000	259 000	52 000	311 000
Lyft	h	18									
Eicentral	st	1	100 000	100 000		15 000	14 000	19 000	148 000	30 000	178 000
Ledningar med ventiler				50 000		7 500	7 000	9 500	74 000	15 000	89 000
Delsumma	SEK										~1 150 000

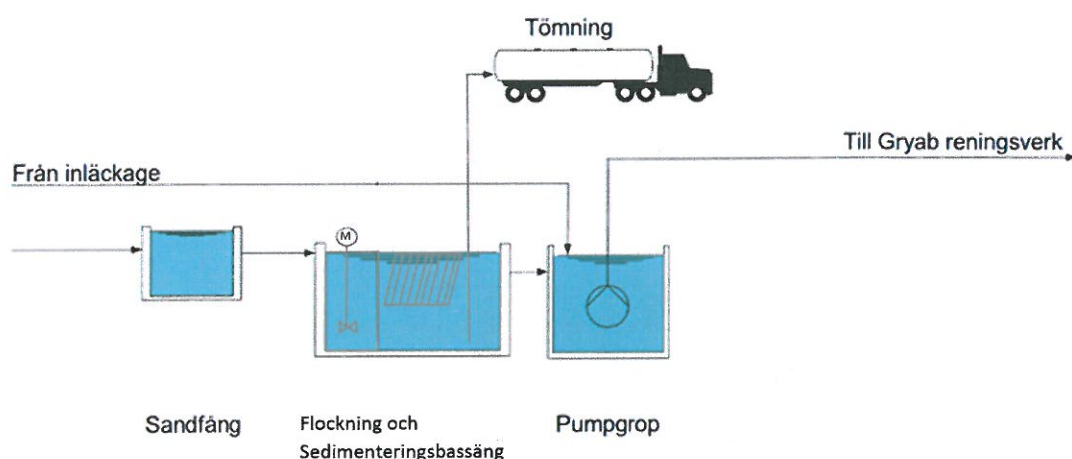
Tabell 30. Grov investeringskostnad för optionerna kopplade till Götatunneln. Direktkostnad avser kostnader som uppkommer i samband med inköp. El/styr avser kostnader för att dra fram el och koppla in. APO är arbetsplatskostnader, ex. kostnad för etablering, maskiner mm. E-påslag representerar det påslag entreprenören förväntas lägga till för att utföra arbetet. El/styr, APO, e-påslag och diverse/oförutsett är beräknat som en procentsats av direktkostnaden och ger tillsammans med direktkostnaden entreprenadkostnaden. Byggherrekostnaden avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Byggherrekostnaden utgör 20% av entreprenadkostnaden och avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Projektkostnaden är summan av entreprenadkostnad och byggherrekostnad.

	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	Påslag						Projektkostnad
					El/styr	APO	E-påslag	Diverse/oförutsett	Entreprenad-kostnad	Byggherrekostnad	
Götatunneln					30%	15%	12%	15%		20%	
Option 1 Koagulantdosering											
Omrörare i flocktank	st	1	20 000	20 000	6 000	3 900	3 500	5 000	38 500	8 000	46 000
Doserskåp med doserpump	st	1	50 000	50 000	15 000	10 000	9 000	12 500	96 500	19 500	116 000
Kemikalietank	st	1	40 000	40 000	12 000	8 000	7 000	10 000	77 000	15 500	92 000
Option 2 GAK-filter											
Kolfilteranläggning	st	2	50 000	100 000	30 000	19 500	18 000	25 000	192 500	38 500	231 000
Mark och bygg											500 000
Delsumma optioner	SEK										~1 350 000

6.3.3. Lundbytunneln

För Lundbytunneln skriver Miljöförvaltningen i sitt föreläggande att presenterade åtgärdsförslag ska innehålla information om förväntad reningsgrad utifrån nuvarande ÅDT år 2030. Med hänsyn till de argument som lyfts i tredje stycket i kapitel 3, Recipientbelastning, redovisas inte denna data då den anses vara av mindre betydelse.

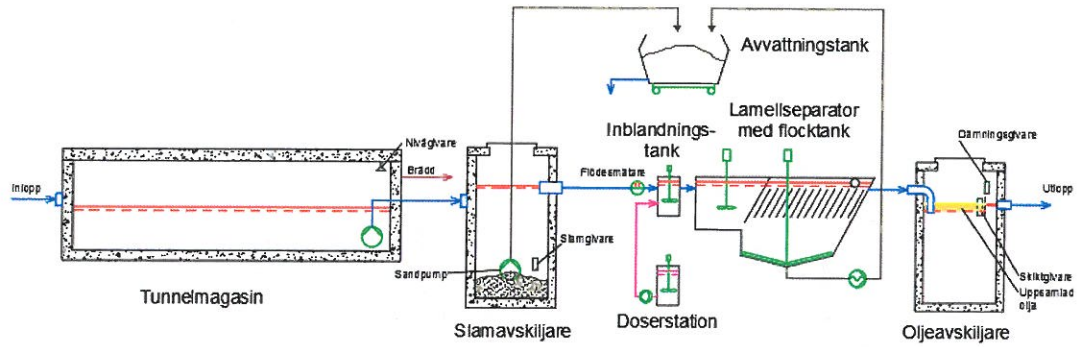
Befintligt avsättningsmagasin går att komplettera med flockning och lamelledimentering för kontinuerlig rening med förbättrad avskiljning av suspenderat material enligt det föreslagna reningssystemet i Figur 35. Avskilt slam töms med slamsugare. Kostnad för Lundbytunneln bedöms vara densamma som för Götatunneln, se Tabell 29 och Tabell 30. Åtgärderna utgör en infrastruktursatsning och livslängden uppskattas till 20 år. Underhållskostnaderna estimeras till 5% av investeringskostnaden.



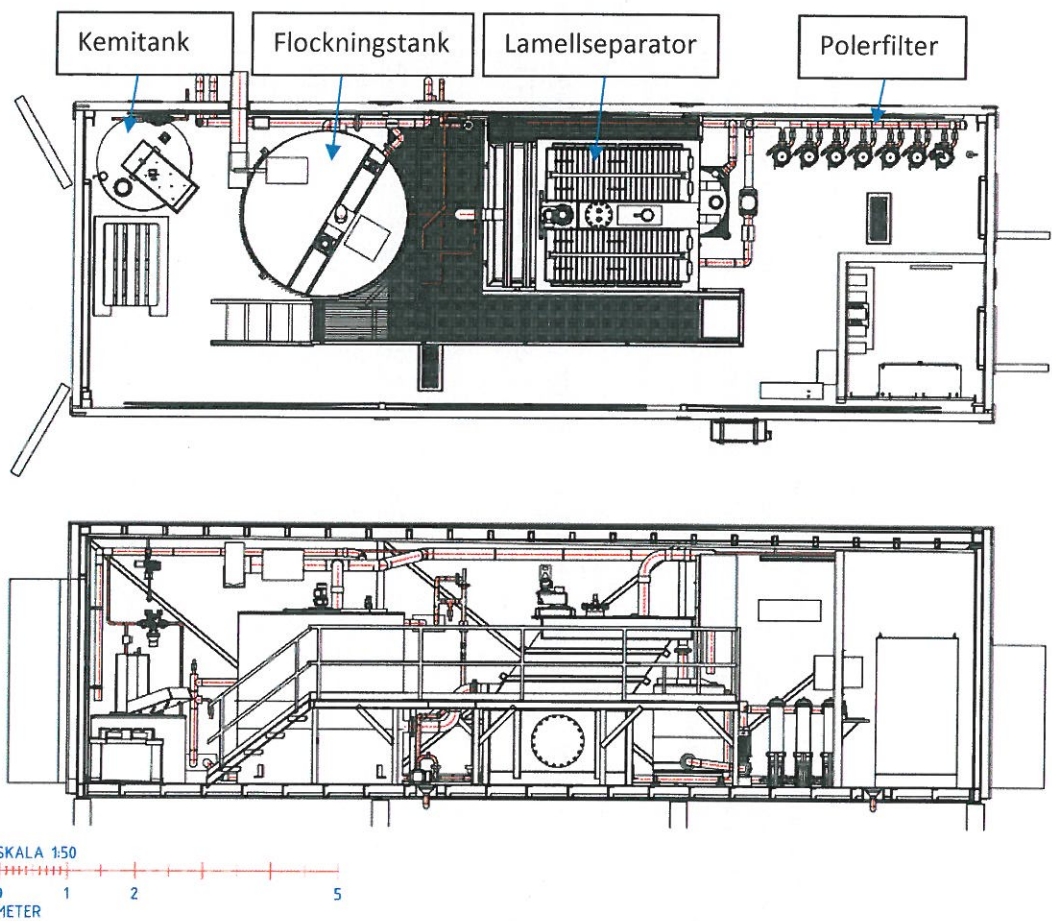
Figur 35. Placering av utrustning i befintligt avsättningsmagasin vid Lundbytunneln. Det befintliga avsättningsmagasinet byggs om för flockning och lamelledimentering.

6.3.4. Tingstadstunneln

Från Tingstadstunneln pumpas vattnet upp via en markförlagd slamavskiljare till en reningsanläggning (Figur 36) som är byggd i en modul 4 x 13m (Figur 37). Den placeras på den tillgängliga ytan vid det norra utloppet, se Figur 15, eller annan lämplig plats. I modulen finns utrustning för att sedimentera och avskilja fint suspenderat material. Utrustningen kan enkelt kompletteras med dosering av koagulant och för att polera renat vatten med polerfilter (GAK). Kostnad enligt Tabell 31 och Tabell 32. Åtgärderna utgör en infrastruktursatsning och livslängden uppskattas till 20 år. Underhållskostnaderna estimeras till 5% av investeringskostnaden.



Figur 36. Princip rening tunnelvättvatten vid Tingstadstunneln.



Figur 37. Placering utrustning vid Tingstadstunneln (Modulbygge) med kemitank, flockningstank, lamellseparator och polerfilter.

Tabell 31. Grov investeringskostnad för rening av tunnelvatten från Tingsstadstunneln, fortsättning på nästa sida. Direktkostnad avser kostnader som uppkommer i samband med inköp. El/styr avser kostnader för att dra fram el och koppla in. APO är arbetsplatskostnader, ex. kostnad för etablering, maskiner mm. E-påslag representerar det påslag entreprenören förväntas lägga till för att utföra arbetet. El/styr, APO, e-påslag och diverse/öförtsett är beräknat som en procentsats av direktkostnaden och ger tillsammans med direktkostnaden entreprenadkostnaden. Byggherrekostnaden avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Byggherrekostnaden utgör 20% av entreprenadkostnaden och avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Projektkostnaden är summan av entreprenadkostnad och byggherrekostnad.

	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	Påslag					Byggherrekostnad	Projekt-kostnad	
					El/styr	APO	E-påslag	Diverse/öförtsett	Entreprenad-kostnad			
Centralrening Tingsstadstunneln					8%	15%	12%	15%			20%	
Process/maskin												
Flockning och fällning												
Slamavskiljare SA2820	st	2	53 000	105 500	8 500	17 000	16 000	22 000	169 000	34 000		200 000
Fördelningsbrunn	st	3	5 000	15 000	1 000	2 500	2 500	3 000	24 000	5 000		30 000
Mark avloppsrör dim 200	m	20	500	7 000	500	1 000	1 000	1 500	11 000	2 000		15 000
T-stycke, böjar mark avloppsrör	st	5	600	3 000	500	500	500	500	5 000	1 000		6 000
Larm och slamgivare i slamavskiljare	st	2	8 000	16 000	1 500	2 500	2 500	3 500	26 000	5 000		31 000
Slampump Xylem 2620 - slamsugning	st	1	35 000	35 000	3 000	5 500	5 000	7 000	56 000	11 000		67 000
Containerfilter 10 m ³ med lock och filtervägg i mitten	st	1	85 000	85 000	7 000	14 000	12 500	18 000	136 000	27 000		163 000
Slam-, oljeskikt-, dämninggivare	st	1	13 500	13 500	1 000	2 000	2 000	3 000	22 000	4 500		26 000
Inloppspump	st	1	60 000	60 000	5 000	9 500	9 000	12 500	96 000	19 000		115 000
Flockningstank PolyProjekt med inblandning	st	1	120 000	120 000	9 500	19 500	18 000	25 000	192 000	38 500		230 000
Lamellseparator PolyProjekt med inblandningstank	st	1	371 000	371 000	30 000	60 000	55 500	77 500	593 000	119 000		712 000
Flytslamränn	st	2	10 000	20 000	1 500	3 000	3 000	4 000	32 000	6 500		38 000
Slampump excenterskruv 2 m ³ /h	st	1	25 000	25 000	2 000	4 000	4 000	5 000	40 000	8 000		48 000
Rör vattenransport DN 80 inkl. montage	m	20	500	11 000	880	2 000	1 500	2 500	17 500	3 500		21 000
Böjar, ventiler, flänsar vattenrör inkl. montage	st	15	2 000	27 000	2 000	4 500	4 000	5 500	43 000	8 500		52 000

Forts.

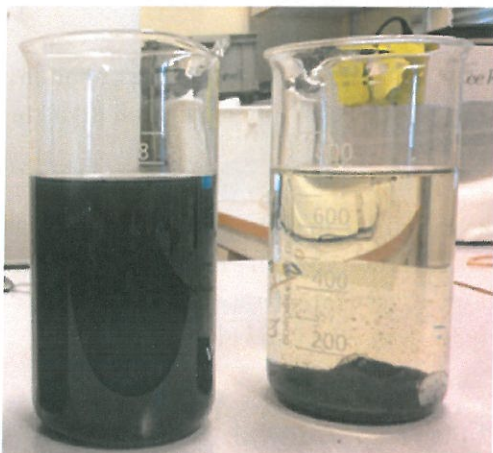
	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	Påslag						Projekt-kostnad	
					EI/styr	APO	E-påslag	Diverse/ oförutsett	Entreprenad-kostnad	Byggherre-kostnad		
Centralrening Tingstadstunneln					8%	15%	12%	15%			20%	
Rör slamtransport DN 50	Mh	300	56000	16500000	1100000	2256000	2200000	3300000	22400000	5500000		2900000
Böjar, ventiler, flänsar vattenrör inkl montage	st	10	1 500	15 000	1 000	2 500	2 000	3 000	24 000	5 000		29 000
Container inredd	st	1	600 000	600 000	48 000	97 000	89 500	125 000	960 000	192 000		1 152 000
Uppvärmning i containern	st	1	5 000	5 000	500	1 000	500	1 000	8 000	1 500		10 000
Montage slamavskiljare, rör, brunnar, flödesmätare, provtagare	st	64	500	35 000	3 000	5 500	5 000	7 500	56 500	11 500		68 000
Lyft	st	8	8	64	5	10	10	13	102	20		123
Montage lamellseparator, doserstation, flödesmätare, pumpar, polis	st	64	550	35 000	3 000	5 500	5 000	7 500	56 500	11 500		68 000
Delsumma	SEK											~3 100 000

Tabell 32. Grov investeringskostnad för optionerna kopplade till Tingstadstunneln. Direktkostnad avser kostnader som uppkommer i samband med inköp. El/styr avser kostnader för att dra fram el och koppla in. APO är arbetsplatskostnader, ex. kostnad för etablering, maskiner mm. E-påslag representerar det påslag entreprenören förväntas lägga till för att utföra arbetet. El/styr, APO, e-påslag och diverse/oförutsett är beräknat som en procentsats av direktkostnaden och ger tillsammans med direktkostnaden entreprenadkostnaden. Byggherrekostnaden avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Byggherrekostnaden utgör 20% av entreprenadkostnaden och avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Projektkostnaden är summan av entreprenadkostnad och byggherrekostnad.

	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	Påslag				Byggherrekostnad	Projektkostnad	
					El/styr	APO	E-påslag	Diverse/ oförutsett			Entreprenadkostnad
Centralrening Tingstadstunneln					8%	15%	12%	15%		20%	
Option 1 Koagulantdosering											
Omrörare i flocktank	st	1	20 000	20 000	1 600	3 000	3 000	4 000	32 000	6 500	38 000
Doserskåp med doserpump	st	1	50 000	50 000	4 000	8 000	7 500	10 500	80 000	16 000	96 000
Kemikalletank	st	1	40 000	40 000	3 200	6 500	6 000	8 500	64 000	13 000	77 000
Alt. 1-2 GAK-filtter											
Kolfilteranläggning	st	4	70 000	280 000	22 400	45 500	42 000	58 500	448 000	89 500	537 000
Mark och bygg											500 000
Delsumma optioner	SEK										~1 250 000

6.4. Flockförsök

Utifrån erhållna resultat av tidigare gjorda labbförsök på förorenat dagvatten kan WSP rekommendera installation av en anläggning som bygger på flockning och sedimentering.



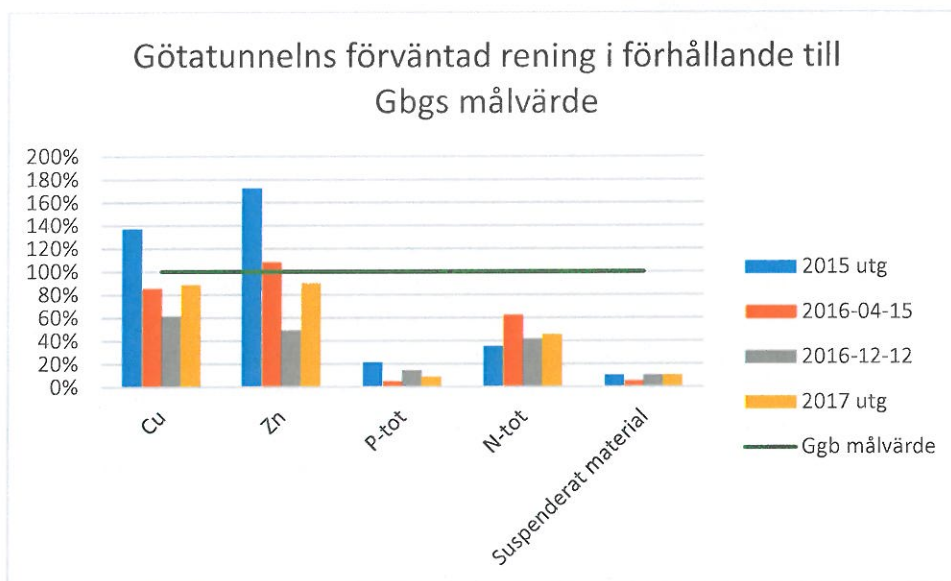
Figur 38. JAR-test 5 minuter efter dosering av koagulant (Renova Högsbo).

Flockförsök med de mest lovande koagulanterna bör utföras som JAR tester. Försöken ger svar på bästa koagulant och lämplig dosering för att nå önskat reningsresultat på vatten från tvättprocessen. Det kommer också ge svar på storleken på flockningskammare och lamellseparator för flockning och sedimentering av slam efter tillsats av en koagulant. I tidigare försök i andra uppdrag med förorenade dagvatten innehållande tvättmedel, se Figur 38, kunde inte önskad reningseffektivitet nås med endast sedimentering i lamellseparator. Med flockning och sedimentering kunde halter av tungmetaller sänkas under gränsvärdena både med användning av koagulant/flockningsmedel med järnsalt (PIX) och organisk koagulant (Tanfloc SH).

6.5. Förväntat reningsresultat

Genom att förbättra sedimenteringen med lamellavskiljare förväntas avskiljningen av suspenderat material förbättras med minst 50 %. Som exempel kan analys utförd i Götatunneln 2016-04-15 studeras där avskiljningen av suspenderat material var 98 %. Genom att förbättra avskiljningen av suspenderade partiklar till 99 % förväntas avskiljningen av tungmetaller öka med 35 %, då utgångspunkten är att 70 % av tungmetallerna förekommer i partikelform eller är bundna till partiklarna. Dock är halten suspenderat material vid 98 % avskiljning bara 6,1 mg/l, varför en mer rimlig halt att sikta på är 5 mg/l eller åtminstone under 10 mg/l.

Vid den halten bör halten av både koppar och zink vara under de platsspecifika riktvärdena som presenteras i aktuell rapport, men även under målvärdet. Genom att dosera koagulant kommer avskiljningen av suspenderat material att ytterligare förbättras till kanske 70–90%. Den förväntade reningen i relation till Göteborgs målvärde redovisas i Figur 39.

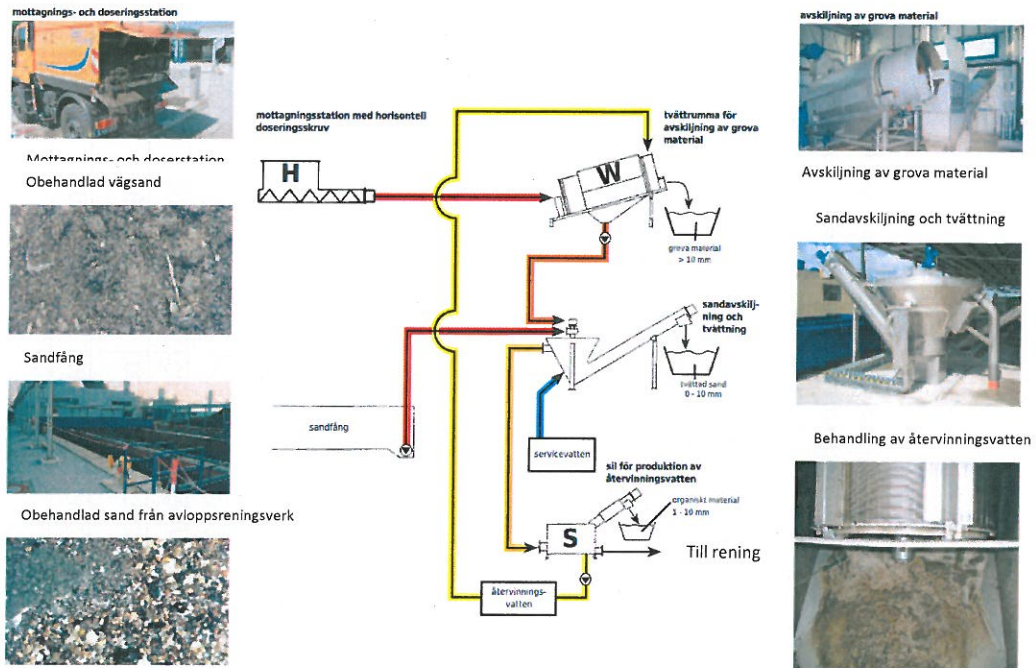


Figur 39. Götatunnelns förväntade rening med suspenderad halt under 10 mg/l och 70 % partikelbunden Cu och Zn.

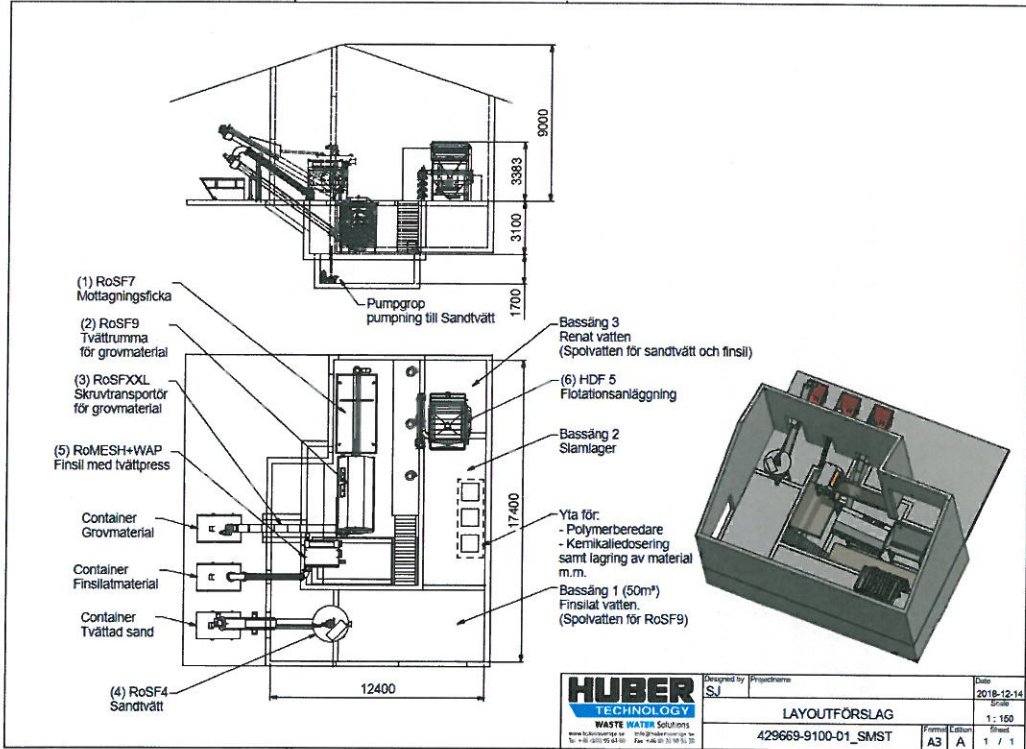
6.6. Central rening i Bräcke

I nuläget rengörs tunnarna först med supersug, ett städfordon, som kombinerar högtrycksspolning med dysor och vakuumsug. Supersugen rymmer ca 10 m³. Innan tvätt med supersugen sker sandupptagning med slamsugare, då sugen är känslig för sten och betong. Exempelvis så slamsugs Gnistångstunnelns barriärer och även acodränen. I samband med tvätt kör supersugen och tömmer till mottagningsanläggning ca 5 gånger under en natt. Kostnaden för supersug och deponi uppgår till 1,5 miljoner per år enligt uppgifter i mejl från Trafikverket 2019-02-28. Kostnaden antas vara fördelad 50/50 mellan supersug och deponi. Ett alternativ är att placera en mottagningsanläggning med central rening av vatten, d.v.s. från Gnistångstunnelns, Lundbytunnelns, Götatunnelns samt Tingstadstunnelns supersugar och slamsugar samt eventuellt tvättvattnet direkt från Lundbytunneln på plats Alt No 2 i Bräcke, se Figur 14. Det behövs en yta på ca 20x20 meter plus tillfartsvägar. Anläggningen renar grus och sand så att de inte behövs läggas på deponi utan kan återanvändas, se flödesdiagram från installationsexempel i Figur 40. Layoutförslag

presenteras i Figur 41. Kostnad enligt Tabell 33. Åtgärderna utgör en infrastruktursatsning och livslängden uppskattas till 20 år. Underhållskostnaderna estimeras till 5% av investeringskostnaden. Kostnaden mellan dagens hantering och ett förslag med en central rening i Bräcke hamnar i samma storleksordning.



Figur 40. Flödesdiagram installationsexempel (bildkälla: Huber).



Figur 41. Förslag på layout (bildkälla: Huber).

Tabell 33. Grov investeringskostnad för centralrening i Bräcke. Direktkostnad avser kostnader som uppkommer i samband med inköp. El/styr avser kostnader för att dra fram el och koppla in. APO är arbetsplatskostnader, ex. kostnad för etablering, maskiner mm. E-påslag representerar det påslag entreprenören förväntas lägga till för att utföra arbetet. El/styr, APO, e-påslag och diverse/oförutsett är beräknat som en procentdel av direktkostnaden och ger tillsammans med direktkostnaden entreprenadkostnaden. Byggherrekostnaden avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Byggherrekostnaden utgör 20% av entreprenadkostnaden och avser Trafikverkets förväntade kostnader för bygglov, projekterande konsult etc. Projektkostnaden är summan av entreprenadkostnad och byggherrekostnad.

	Enhet	Antal	å-pris	Direkt kostnad	El/styr	APO	Påslag			Projektkostnad	
							E-påslag	Diverse/ oförutsett	Entreprenad-kostnad	Byggherre-kostnad	
Centralrening Bräcke					8%	15%	12%	15%		20%	
Process/maskin											
Filtering och flockning											
Mottagningsficka (med horisontell matarskruv)	st	1	800 000	800 000	64 000	129 000	119 000	167 000	1 280 000	256 000	1 700 000
Tvätt trumma	st	1	950 000	950 000	76 000	154 000	141 500	198 000	1 520 000	304 000	2 000 000
Grovtvätt >10mm	st	1	490 000	490 000	39 000	79 500	73 000	102 000	784 000	157 000	1 050 000
Sandtvätt	st	1	780 000	780 000	62 000	126 500	116 500	163 000	1 248 000	250 000	1 600 000
Sandpump	st	1	150 000	150 000	12 000	24 500	22 500	31 000	240 000	48 000	320 000
Kemisk behandling	st	1	620 000	620 000	49 500	100 500	92 500	129 500	992 000	198 000	1 320 000
Flotation	st	1	820 000	820 000	65 500	133 000	122 000	171 000	1 312 000	262 000	1 750 000
Silttrumma	st	1	650 000	650 000	52 000	105 000	97 000	135 500	1 040 000	208 000	1 380 000
Renstvättpress	st	1	220 000	220 000	17 500	35 500	33 000	46 000	352 000	70 000	470 000
Polymerdosering och blandningsanordning	st	1	220 000	220 000	17 500	35 500	33 000	46 000	352 000	70 000	470 000
Skruvpress	st	1	820 000	820 000	65 500	133 000	122 000	171 000	1 312 000	262 500	1 750 000
Delsumma	SEK										13 800 000
Alt. 1-2 GAK-filter											
Kofilteranläggning	st	4	70 000	280 000	22 500	45 500	42 000	58 000	448 000	90 000	600 000
Mark och bygg											8 000 000
Delsumma optioner											8 600 000

7. Miljönytta

För att uppskatta hur stor minskning av tungmetaller till recipient som den föreslagna reningsanläggningen skulle kunna ge har beräkningar av belastning i gram per år utförts. Beräkningarna baseras på att en reduktion av suspenderat material på minst 95% kan uppnås för allt tvättvatten och att den lösta fraktionen av tungmetaller uppgår till max 30% vilket ger en avskiljning på 67%, respektive en avskiljning av tungmetaller på ca 80% per år. Det är möjligt att erhålla en ännu högre reduktion för vissa metaller, t ex bly. I Tabell 34 återfinns total beräknad recipientbelastning för de fyra tunnlarna i dag och vid reducerade halter samt totala halter för orenat tvättvatten. Erhållen minskning är liten jämfört med den normala masstransporten av metaller i Göta älv (Göta älvs vattenvårdsförbund 2019). Föreslagen reningsanläggning med kontinuerlig rening ger främst en reduktion av tungmetaller för de vattenvolymer som idag inte kan magasineras minst 36 timmar (se Tabell 18), dvs ca 68% av reduktionen enligt beräkningen erhålls i Lundbytunneln, 17% i Götatunneln och 15% i Tingstadstunneln. För Gnistängstunneln blir reduktionen liten eller obefintlig enligt dessa beräkningar. Det finns dock en osäkerhet i de halter som används i beräkningarna så väl för orenat tvättvatten (se sidan 35) som, i ännu högre grad, för vatten som magasineras minst 36 timmar, där halterna baseras på stickprov. Stickproven kan ha uttagits vid mycket skiftande förhållanden och speglar inte skillnader mellan de olika magasinerna.

Tabell 34. Beräknad total recipientbelastning från alla fyra tunnarnas tvättvatten utan respektive med nuvarande rening. Tabellen visar också belastning från föreslagen reningsanläggning vid en avskiljning av 95% av de suspenderade partiklarna och 67% respektive 80% av metallerna samt motsvarande minskning jämfört med nuvarande halter.

Parameter	Totalt för tvättvatten (utan rening)		Nuvarande halter Totalt för tvättvatten (som magasineras och som måste släppas)		67% reduktion av metaller			80% rening av metaller		
	Min-Max	Medel	Min-Max	Medel	Halt efter reduktion		Minskning	Halt efter reduktion		Minskning
					Min-Max	Medel		Min-Max	Medel	
Arsenik (As) g/år	1,4-42	14	0,94-21	7,1	0,46-14	4,5	0,48-7,1	0,28-8,3	2,7	0,656-12
Krom (Cr) g/år	51-390	150	23-200	73	17-130	51	6,0-72	10-78	31	13-120
Kadmium (Cd) g/år	0,25-2,0	0,79	0,15-1,4	0,48	0,081-0,64	0,26	0,067-0,76	0,049-0,39	0,16	0,099-1,0
Bly (Pb) g/år	49-320	110	22-150	50	16-110	36	5,3-50	9,8-64	22	12-91
Koppar (Cu) g/år	320-2300	1100	150-1 100	530	110-740	370	43-390	64-450	220	85-680
Zink (Zn) g/år	1300-11000	4000	550-6 100	2 200	410-3 600	1300	140-2 500	250-2 200	800	300-3 900
Nickel (Ni) g/år	49-250	100	22-120	51	16-81	34	6,0-43	9,8-49	21	12-75
Kvicksilver (Hg) g/år	0,25-10	2,1	0,11-4,5	0,964	0,081-3,3	0,69	0,025-1,2	0,049-2,0	0,42	0,057-2,5
Suspenderat material, kg/år	310-860	530	140-660	280	15-43	27	125-620	15-43	27	125-620

Forts Tabell 34 (beskrivande text till tabellen).

Nuvarande recipientbelastning har beräknats utifrån representativa halter i tvättvatten baserat på data från Gnistängstunneln (1 mättilfälle), Lundbytunneln (4 mättilfällen) och Götatunneln (3 mättilfällen), se Tabell 12 och halter efter magasinering baserad på totalt 23 stycken stickprov tagna i de fyra tunnlar minst 36 timmar efter avslutad tvätt. Volym tvättvatten som magasineras respektive måste släppas under tvätt för de fyra tunnlarna återfinns i Tabell 18.

Recipientbelastning som utan dagens rening respektive efter reduktion har beräknats utifrån representativa halter i tvättvatten baserat på data från Gnistängstunneln (1 mättilfälle), Lundbytunneln (4 mättilfällen) och Götatunneln (3 mättilfällen), enligt Tabell 12.

8. Referenser

Canadian Council of Ministers of the Environment. (2008). *Canadian Water Quality Guidelines*. Ottawa: Environment Canada.

Europeiska Unionen. (2008). Europaparlamentets och rådets direktiv EU 2008/105/EG.

Google. (2017 och 2018). *Street View-bilder och satellitbilder*. Hämtade från <https://www.google.se/maps> 2018-11-19.

Göta älvs vattenvårdsförbund. (2019). *Rapporter avseende Vattendragskontroll för perioden 2013 – 2017 för Göta älv*. Hämtad från www.gotaalvkvf.org

Göta älvs vattenvårdsförbund. (2019). *Rapporter avseende vattendragskontroll för perioden 2013 – 2017 för Sävån*, hämtat på www.gotaalvkvf.org

Havs- och vattenmyndigheten. (2016). Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19, Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.

Kretslopp och vatten. (2017). *Reningskrav för dagvatten*. Göteborgs Stad.

Larm, T, Pirard, J. (2010). *Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten*. Stockholms Stad, Stockholm Vatten och Sweco.

Mejl från Caroline Karlsson Trafikverket 2018-10-02, 2018-12-10 och 2019-01-14 (inkl. provtagningsrapporter Alcontrol).

Meland S., Ranneklev S., Hertel-Aas T. Vann (2016) *Forslag til nye retningslinjer for rensing av veiavrenning og tunnelvaskevann*.

Miljöförvaltningen Göteborgs Stad. (2013). Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten, reviderad 2013. Publ. R 2013:10.

Miljöförvaltningen. (2018). Beslut att lämna in åtgärdsförslag för Lundbytunneln, diarienummer: 2017-06440. Göteborgs Stad.

SMHI. (2019). *Modellinformation för Göta älvs delavrinningsområden Mynnar i havet och Ovan Mölndalsån* Hämtat från <http://vattenweb.smhi.se/modelarea/>

Stockholm vatten och avfall. (2019). Reningsgrad, anläggningstyper tabell Hämtad från <http://www.stockholmvattenochavfall.se>

Svenskt vatten. (2007). Avloppsteknik 2: Reningsprocessen, Publikation U2 s. 136.

Trafikverket. (2014). Väg E45 Götatunneln Tvätt-, slamtömnings- och provtagningsrutin.

Trafikverket. (2019). Trafikinformation hämtat från Vägtrafikflödeskartan
<http://vtf.trafikverket.se>

Trafikverket. (2018a), (2017a) och (2016a). Västerleden – Gnistångstunneln Årsrapporter för 2017, 2016 och 2015 enligt kontrollprogram för uppföljning av miljöfrågor under driftskedet.

Trafikverket. (2018b), (2017b), (2016b) och (2015b). E 45 Götaleden Årsrapport för 2017, 2016, 2015 och 2014 enligt kontrollprogram för uppföljning av miljöfrågor under driftskedet.

Trafikverket (2018c) Reducing Highway Runoff Pollution (REHIRUP) Sustainable design and maintenance of stormwater treatment facilities. Rapport 2018:155.

Trafikverket. (2016c). Lundbytunneln Årsrapport för 2016.

Trafikverket. (2017d) och (2018d). Väg E6, Tingstadstunneln Årsrapporter för 2017 och 2018 enligt kontrollprogram för uppföljning av miljöfrågor under driftskedet.

VISS. (2017). Miljökvalitetsnormer för "Rivö fjord", "Göta Älv - Säveåns inflöde till mynningen vid Älvsborgsbron" och "Säveån – mynningen till Olskroken".

Wiklander, M. (2017). *Föroreningar i dagvatten*. Regeringsuppdrag av Naturvårdsverket, Luleå tekniska universitet.

WSP. (2015). Avsättningsmagasin – Alternativ Lundbytunneln avsättningsmagasin. Uppdragsgivare Trafikverket.

ÅF. (2015). Utredning angående hantering av vatten från Lundbytunneln. Uppdragsgivare Trafikverket.

Bilaga I – Säkerhetsdatablad Washtec ALK301

Utdrag ur:

WashTec, 2015. Säkerhetsdatablad för produkt med handelsnamn ALK 301 - Prewash Alkaline.

AVSNITT 3: Sammansättning/information om beståndsdelar

3.2 Blandningar

Beskrivning: Blandning bestående av nedan upplistade ämnen med ofarliga tillsatser.

Farliga ingredienser:		
CAS: 160875-66-1	2-Propylheptanoletoxilat Eye Dam. 1, H318	1-<10%
CAS: 863679-20-3	Kvartär Kokosalkylmetylaminetoxilatmetylchlorid Eye Dam. 1, H318; Acute Tox. 4, H302; Skin Irrit. 2, H315	1-<5%
CAS: 112-34-5 EINECS: 203-961-6 Reg.nr.: 01-2119475104-44-xxxx	2-(2-butoxi)etanol Eye Irrit. 2, H319	1-<5%
CAS: 1310-73-2 EINECS: 215-185-5 Reg.nr.: 01-2119457892-27	Natriumhydroxid Met. Corr.1, H290; Skin Corr. 1A, H314	1-<5%

SVHC

SVHC lista (kandidatförteckningen över ämnen som inger mycket stora betänkligheter för godkännande): Innehåller inget eller mindre än 0,1% av de listade ämnena.

Förordning (EG) nr 648/2004 om tvätt- och rengöringsmedel / Märkning avseende innehållet	
nonjoniska tensider	5 - 15%
katjoniska tensider	< 5%

Ytterligare hänvisningar: De angivna farohänvisningarnas ordalydelse framgår av kapitel 16.

BILAGA II – Systembeskrivning tvätt Götatunneln

Utdrag ur:

Trafikverket, 2015. E 45 Götaleden Årsrapport för 2014 enligt kontrollprogram för uppföljning av miljöfrågor under driftskedet.

Bilaga 2. Översiktlig beskrivning av funktion efter ombyggnad

”Inför tvätt stängs ventilen på röret från fördelningsvolymen till avsättningsmagasinet, samtidigt öppnas ventilen på röret från fördelningsvolymen till pumpgropen.

Härefter startas den flytande dekanteringspumpen varvid vätskenivån i avsättningsmagasinet sjunker. Med hjälp av en vajer som fästs i en befintlig stålbalk i taket, som också är fäst i flytkroppen, bestäms vätskenivåns minimumnivå. Denna nivå kan ändras genom att ändra vajerns längd. Förslagsvis ställs stoppnivån på 1 m över botten. Eftersom så lugnt flöde som möjligt eftersträvas och maximalt ca 50 m³ ska pumpas bort på de ca 10 timmar som finns tillgängliga för dekantering, bör pumpflödet begränsas till ca 6 m³/h. När pumpen nått sitt stoppläge ska den stängas av. Om slamtömning är aktuellt sker detta innan ventilerna i fördelningsvolymen ställs tillbaka (i normalläge). När dekanteringen skett, precis innan tvätt påbörjas, ställs ventilerna i fördelningsvolymen tillbaka så att inkommande tvättvatten leds till avsättningsmagasinet. I takt med att tvättvattnet fyller upp avsättningsmagasinet följer den flytande dekanteringspumpen med vätskeytan upp. Först när (om) vätskeytan når vattengången på röret mellan avsättningsmagasinet och pumpgropen kommer vatten rinna in i pumpgropen.

Efter avslutad tvätt ställs ventilerna ånyo om så att det vatten (kylvatten och dagvatten) som leds till DU3 leds från fördelningsvolymen till pumpgropen. När 36 timmar gått (= sedimenteringsfasen) ställs ventilerna tillbaka i normalläge så att inkommande vatten leds till avsättningsmagasinet igen.”

BILAGA III – Analysresultat Götatunneln

Tabell a. Analysresultat för vattenkvalitet på utgående vatten innan och efter dekantering vid och under ytan (23 dagar efter tunneltvätt). Markerat visar överskridna riktvärden. (Årsrapport miljö 2015)

Parameter	Riktvärden (Göteborgs Stad Miljö, 2013)	Utgående vatten provgrop (innan dekantering) 2015-12-03	Yta dekantering ^a efter avsänkning 2015-12-03	Under yta dekantering ^b efter avsänkning
Arsenik (As), µg/l	15	0,5	0,5	0,5
Krom (Cr), µg/l	15	1,5	3,1	2
Kadmium (Cd), µg/l	0,4	0,1	0,1	0,1
Bly (Pb), µg/l	14	1	2,1	1,5
Koppar (Cu), µg/l	10	16	220	23
Zink (Zn), µg/l	30	68	120	95
Nickel (Ni), µg/l	40	1,4	1,6	1,1
Kvicksilver (Hg), µg/l	0,05	0,002	0,0021	0,002
Oljeindex, µg/l	1 000	0,001	430	0,001
Benso(a)pyren, µg/l	0,05	0,02	0,01	0,01
Bensen, µg/l	10	0,5	0,5	0,5
Totalfosfor, µg/l	50	14	12	15
Totalkväve, µg/l	1 250	1 300	940	990
pH	6 till 9	8,1	7,7	7,8
Suspenderat material, mg/l	25	9,5	13	19

^a 0 till -0,2 m under yta. ^b -0,2 m till -2 m/botten

Tabell b. Analysresultat för vattenkvalitet efter 36 respektive 50 timmars sedimentation av tvättvatten i jämförelse med riktvärden, markerat visar överskridna riktvärden. (Årsrapport miljö 2015)

Parameter	Riktvärden (Göteborgs Stad Miljö, 2013)	Utgående september 36 tim. 2015-09-11	Utgående september 50 tim. 2015-09-14	Reduktion (%)
Arsenik (As), µg/l	15	0,8	0,7	-13%
Krom (Cr), µg/l	15	6,5	4,4	-32%
Kadmium (Cd), µg/l	0,4	0,1	0,1	0%
Bly (Pb), µg/l	14	5,8	3,1	-47%
Koppar (Cu), µg/l	10	200	140	-30%
Zink (Zn), µg/l	30	660	600	-9%
Nickel (Ni), µg/l	40	8,7	7,4	-15%
Kvicksilver (Hg), µg/l	0,05	0,003	0,0035	17%
Oljeindex, µg/l	1 000	1000	550	-45%
Benso(a)pyren, µg/l	0,05	0,02	0,01	-50%
Bensen, µg/l	10	0,5	0,5	0%
Totalfosfor, µg/l	50	110	160	45%
Totalkväve, µg/l	1 250	2 200	1 900	-14%
pH	6 till 9	7,3	7,4	-
Suspenderat material, mg/l	25	52	19	-63%

Tabell c. Föroreningshalter från utredning år 2015 i olika delar avsättningsmagasinet, markerat visar överskridna riktvärden.

Parameter	Riktvärden (Göteborgs Stad Miljö, 2013)	Ytvatten	Mellanskikt	Bottenskikt
Arsenik (As), µg/l	15	1	1	1
Krom (Cr), µg/l	15	0,5	0,5	0,5
Kadmium (Cd), µg/l	0,4	0,05	0,05	0,05
Bly (Pb), µg/l	14	0,2	0,2	0,2
Koppar (Cu), µg/l	10	4,51	4,48	6,71
Zink (Zn), µg/l	30	20,6	18	10,8
Nickel, µg/l	40	4,03	4,22	1,95
Oljeindex, µg/l	1 000	12 500	370	5 260
Totalfosfor, µg/l	50	10	10	765
Totalkväve, µg/l	1 250	420	430	460
Suspenderat material, mg/l	25	12	2	1 000



TRAFIKVERKET

Trafikverket, 411 04 Göteborg. Besöksadress: Vikingsgatan 2-4.
Telefon: 0771-921 921, Texttelefon: 020-600 650

www.trafikverket.se

Kvalitetsgranskning

Genomförd:	Ja <input checked="" type="checkbox"/> Nej <input type="checkbox"/> Datum: 2019-02-11
Utförd av:	PER SCHILLANDER

190917 Per Schillander

Datum och underskrift av kvalitetsgranskare

Avslut av studie

2019-04-23 Carline Waldron

Datum och underskrift av ansvarig för genomförande av åtgärdsvalsstudien

2019-04-23

Godkänt - datum och underskrift av chef

