

Lakvattenkaraktärisering och miljöriskbedömning

Ekbackstippen i Gustavsberg, Värmdö kommun

1.0

2015-12-30

Villeroy & Boch Gustavsberg AB



UppdragsgivareVilleroy & Boch Gustavsberg AB Gustavsberg
AB**Uppdragsnummer**

4803

Gransknings- och revisionshistorik

Gransknings- och godkännandestatus

Utgåva	Utarbetad av	Granskad	Godkänd	Datum
1.0	Jaana Ekblom	Leif Backlund,	Göran Nilsson	

Innehållsförteckning

1	Bakgrund	3
1.1	Syfte	3
1.2	Områdesbeskrivning	3
2	Lakvattenmängder - redovisning av flödesdata	5
2.1	Konceptuell modell över vatten- och ämnesomsättningen i deponin	5
3	Lakvattnets sammansättning	11
3.1	Provtagningsprogram	11
3.2	Sammanfattande beskrivning av lakvattnets sammansättning	12
3.3	Förändring i lakvattnets karaktär	15
4	Vattenmiljöstatus i Farstaviken	16
4.1	Baggensfjärden – Miljökvalitetsnormer (MKN).....	16
4.2	Farstaviken.....	21
5	Lakvattnets potentiella påverkan på Farstaviken	22
6	Slutsats	24
	Litteraturförteckning	26

Bilageförteckning

1. Sammanställning flödesdata, perioden 2011-07-15 till och med 2015-06-02.
2. Sammanställning kemiska analyser
3. Utsläppta mängder

1 Bakgrund

1.1 Syfte

I föreliggande rapport redovisas lakvattenkaraktisering och miljöriskbedömning för lakvatten från Villeroy & Boch Gustavsberg AB:s före detta deponi Ekbackstippen i Gustavsberg Värmdö kommun. Rapporten ligger till grund för den fortsatta bedömningen av behovet av lakvattenbehandling.

Lakvattenkaraktiseringen baseras på flödes- och analysdata under perioden 2012-2015.

1.2 Områdesbeskrivning

1.2.1 Ekbackstippen

Ekbackstippen är klassad som en icke-farligt avfalldeponi. Deponeringen avslutades år 2011, och sluttäckningsarbetet färdigställdes under hösten 2012.

Sluttäckningskonstruktionen är utförd enligt kraven i *Deponiförordningen 2001:512*, vilket innebär att sluttäckningen ska klara perkolation av vatten in till avfallet ≤ 50 l/m²,år. Tätskiktet utgör ca 32 500 m², och består av ett lergeomembran och ett syntetiskt geomembran av LLDPE.

Avfallet på deponin har sedan 1940-talet utgjorts av hushållsavfall från Gustavsbergs samhälle. Sedan år 1967, har avfallet utgjorts av industriavfall från Villeroy & Boch Gustavsberg AB, som då även blev markägare. Industriavfallet bestod av avvattnat och oavvattnat slam från fabriken reningsverk, gipsformar, porslin, keramiska brännhjälpmiddel, platsformar, rökgasfilter och emballage.

Lakvatten avleds från deponin genom en rörledning under avfallet. Ledningen löper tvärs igenom fastighet 1:456 ("expansionstomten"), och därefter till en kontrollpunkt (L20) vid deponins nordvästra hörn. Ledningen mynnar slutligen i Farstaviken, ca 900m norr om deponin.

I maj 2013, ersattes den del av lakvattenledningen som går från deponin och tvärs över fastighet 1:456 ("expansionstomten"). Åtgärden utfördes eftersom den gamla lakvattenledningens placering inte var dokumenterad och dessutom misstänktes vara i mycket dåligt skick. Den gamla ledningen var en betongledning som troligen anlades under 1950-talet. Den nya markledningen i plast är anlagd sträckningen mellan tätskiktet på deponin och den befintliga plastledningen vid L20. Bytet av ledningen förhindrar därmed en eventuell okontrollerad spridning av lakvatten från deponin till omgivande mark- och grundvatten.

Åtgärden utfördes under pågående utredning, eftersom lakvattenmängderna som uppmättes i L20 var mycket högre än väntat.

Under perioden för schakten av den gamla betongledningen (ca 2 veckor), var flödet ut ur ledningen väldigt högt. Detta beror troligen på att betongledningen har varit igensatt, och haft en viss uppdämmande effekt inne i deponin. Sedan bytet av ledningen har lakvattenflödet återigen minskat. Några flödesdata saknas precis efter utgrävningen av ledningen, eftersom arbetet medförde att skibordet i L20 blev igensatt av pinnar och dylikt.

I Figur 1, visas utgrävningen av den gamla betongledningen mellan mätstation L20 och deponin. Ledningen var anlagd direkt ovanpå lera. I bilden syns grundvatten som tryckts upp ovanpå lerlagret och som troligen kan läcka in i ledningen.



Figur 1. Byte av del av den gamla betongrörledningen som tar emot lakvatten från Ekbackstippen. Foto: Faveo Projektledning, 2013-05-07.

Nordöst om deponin avvattnas området av ett dike som mynnar ut i samma lakvattenledning som leder till recipienten, ca 300 m norr om ledningens utlopp. Mellan diket i nordost och deponin har en vall anlagts för att förhindra att lakvattnet transporteras denna väg.

2 Lakvattenmängder - redovisning av flödesdata

2.1 Konceptuell modell över vatten- och ämnesomsättningen i deponin

För att utreda behovet av lakvattenrening för Ekbackstippen, har lakvattenflödet registrerats i en kontrollbrunn för flödesmätning (mätstation L20), under perioden 2009-2013. Ackumulerat flöde förbi mätstationen läses av ca en gång per vecka. I brunnen mäts flödet över ett V-format överfall med hjälp av en tryckgivare som omvandlar nivån till ett flöde.

Lakvattenprover samlas in proportionellt mot flödet (var 100:e m³). Uppmätta lakvattenmängder under perioden 2011-07-15 till och med 2015-06-02 (mätstation L20), redovisas i Bilaga 1.

Antalet mättillfällen för flödesmätningen varierar stort under redovisade år. Man kan dock se att det finns en relation mellan nederbördsdata och uppmätt flöde under år 2011-2012. I slutet av år 2012, färdigställdes tätskiktet på deponin.

I början av år 2013, avtar lakvattenmängden som en konsekvens av sluttäckningen. Detta är en förväntad effekt av sluttäckningen eftersom nederbördsvattnet då avleds som ytavrinnande vatten via diken runt om deponin och vidare till närområdets naturliga recipienter, istället för genom deponin som lakvatten.

Genom att mäta lakvattenmängden före- respektive efter sluttäckningen fås indirekt en kontroll av sluttäckningens funktion.

Funktionskravet för tätheten genom sluttäckningen är **50 liter/m²,år**, enligt Deponeringsförordningen (2001:512). Då tätskiktet utgör ca 32 500 m², motsvarar detta ett funktionskrav på **4,45 m³/dygn** genom tätskiktet.

Flödestoppen under april 2013, är en konsekvens av ersättningsarbetet av den gamla betongledning som haft en uppdämmande effekt inne i deponin. Arbetet beskrivs i avsnitt *Fel! Hittar inte referenskälla.*

I tabell 1, visas en sammanställning av min-, max- och medelvärde för dygnflödet i mätstation L20, under perioden 2011-2013.

Tabell 1. Sammanställning av min-, max- och medelvärde för dygnflödet i mätstation L20 på Ekbackstippen, under perioden 2011-2015, samt totalflöden.

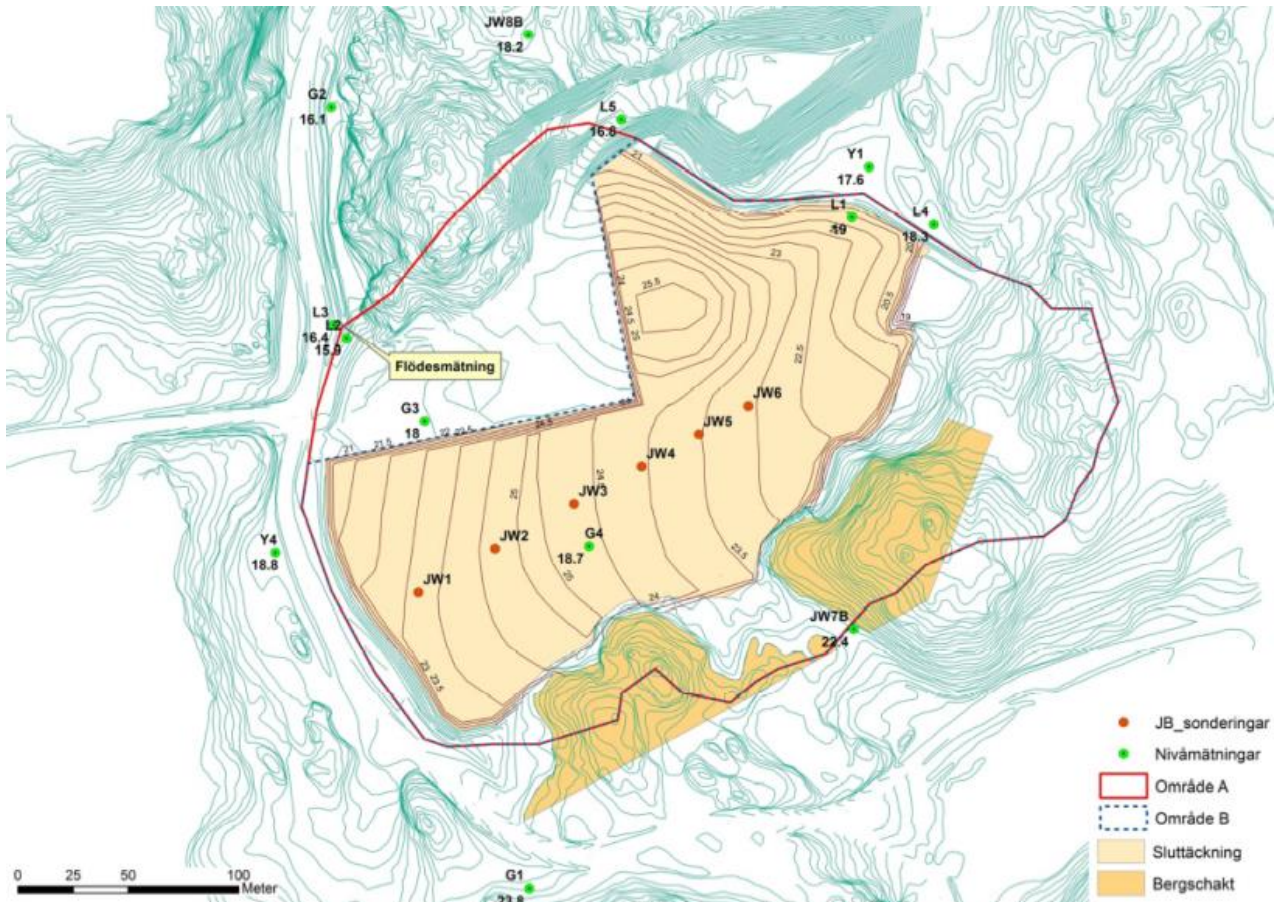
Dygnflöde mätpunkt L20 (m ³)	År 2011, från juli (17 mät- tillfällen)	År 2012 (46 mät- tillfällen)	År 2013 (50 mät- tillfällen)	År 2014 (41 mät- tillfällen)	År 2015, till 2015-06-02 (17 mät- tillfällen)
Minvärde	51,5	15,7	24,3	18,3	19,3
Medelvärde	94,0	147,2	76,4	47,7	52,5
Maxvärde	265,5	445,3	424,6	163	96
Uppmätt nederbörd, dygnsmedel	52,5	84,7	38,0	38,1	58,9
Årsflöde L20	14 756	50 963	30 474	15 535	8 772
Årsnederbörd	9 347	30 924	13 903	13 919	8 836

Den genomsnittliga nederbörden för denna del av landet under den senaste 30-årsperioden är ca 600 till 700 mm/år enligt SMHI. Detta motsvarar ca 58 m³ nederbörd över deponins yta per årsmedeldygn. Deponins yta utgör ca 32 500 m² (ca 3,3 ha). Det uppmätta lakvattenflödet från deponin kan i ovanstående tabell ses genomgående ha kraftigt överskridit den uppmätta nederbörden, fram till sluttäckningen genomförts. Därefter minskar flödet till i nivå med nederbörden. Lakvattenflödet är dock fortsatt en tiopotens större än vad den teoretiska lakvattenbildningen borde vara utifrån tätningsåtgärderna. Även utan några som helst tätningsåtgärder så bör det resulterande flödet från nederbörd efter ytavrinning och avdunstning vara väsentligen lägre än den ursprungliga regnmängden. Sammanställningen visar därför att flödesmängden i L20 representerar ett avrinningsområde som är mycket större än deponins yta och/eller på ett inflöde av grundvatten till lakvattnet.

Kompletterande studie till flödesmätningen

Eftersom flödet i L20 har varit betydligt högre än vad som kan förväntas avbördas från deponin, har tänkbara förklaringar till de höga flödena undersökts i *Hydrogeologisk utredning rörande deponin vid Ekbacken, Gustavsberg* (Jönsson, GEOSIGMA, 2013).

Figur 2., från ovan nämnda undersökning, visar läge för tidigare jord- och bergsonderingar och mätpunkter för grundvattennivå (grundvattenrör samt brunnar). Bredvid mätpunkterna anges medelnivån för tre på varandra följande mätningar under april-juni 2005. Flera av mätpunkterna har idag försvunnit pga. exploateringar i omgivningen.



Figur 2. Kartbild över Ekbackens deponi med markeringar för JB-sonderingar, mätpunkter för grundvattennivåer och uppskattat avrinningsområde (område A resp. B) (Jönsson, GEOSIGMA, 2013).

I studien jämfördes en sammanhängande period av flödesmätningar (2011-07-07 till 2012-07-02) med vattenbalanskartor från SMHI. Medelflödet under perioden framgår av *Tabell 2. Uppmätta och beräknade flöden för deponin med omgivningar.*

Tabell 2. Uppmätta och beräknade flöden för deponin med omgivningar. (Jönsson, GEOSIGMA, 2013)

Uppmätt medelflöde 2011-07-07 till 2012-07-02	4,8 m ³ /h
Skattat medelflöde för avrinningsområde A*	1,7 m ³ /h
Förväntad flödesminskning efter sluttäckning**	1,4 m ³ /h

- * I område A, har man antagit att grundvatten läcker in i den gamla betongrörledningen före sluttäckningen. Avrinningsområde motsvarar då ca 69 000 m² före sluttäckningen. Detta förutsätter att grundvatten väster om vägen avskämmas av dikena längs vägen.
- ** Förutsatt att allt vatten på deponin och i omgivningarna sydväst om deponin antas avbördas via befintliga och nyanlagda diken, dvs. avrinningsområde B.

Under mätperioden uppmättes nederbörden till 662 mm, vilket tyder på att avrinningen låg nära det normala, dvs. runt 7 l/s,km² (medelnederbörden är ca 600 till 700mm/år, enligt SMHI).

Slutsatsen av studien är att det uppmätta flödet i L20 är ca 2,8 ggr större än vad man kan förvänta sig om avrinningsområdet till L20 motsvarar område A.

Skillnaden mellan uppmätt och skattat flöde är så stor att den inte kan förklaras av onormal låg avdunstning under beräkningsperioden, eller att de naturliga magasinen i grund- och markvattnet varit olika i början och i slutet av perioden.

En förklaring till detta kan vara att avrinningsområdet är underskattat. Merparten av vattnet från västra sidan av vägen rinner troligen som grundvatten till dikena i östra sidan av vägen och har därmed bidragit till flödet i betongledningen.

Den totala arean på området, inkl. den utökade delen, skulle bli ca 157 000 m² (ca 2,3 ggr större än område A). Detta kan vara en rimlig förklaring på skillnaden i uppmätt och skattat flöde i tabell 2.

För att utesluta om flödesmätningen varit felaktig har denna kontrollerats manuellt och utan anmärkning.

Lakvatten bildas av nederbördsvatten som infiltrerar deponin samt vid komprimering då vattnet i avfallet pressas ut (Naturvårdsverket, 2008). Lakvattenmängden beror även av de hydrologiska förutsättningarna på platsen, t.ex. om deponin är lokaliserad på ett inströmningsområde eller ett utströmningsområde för grundvatten.

Eftersom Ekbackstippen är en gammal deponi som saknar bottentätning, kan lakvatten bildas om grund- och ytvatten tränger in i deponin. Detta ökar då den totala mängden lakvatten och därmed även kostnaderna för rening.

Vatten från rena ytor avledds separat via ytvattendiken runt om deponin, och bör då ej påverka mängden lakvatten.

Vid svenska deponier är lakvattenproduktionen normalt i storleksordningen 1500-3500 m³ per hektar och år (Naturvårdsverket, 2008). Ekbackstippen utgör ca 3,3ha och det totala flödet i L20 har varierat mellan 5 000 och 15 000 m³ per hektar under perioden 2011-2015.

Vattenbalansberäkningar ger en grov uppskattning om hur mycket lakvatten som kan tänkas läcka ut, och beräknas enligt följande (Avfall Sverige, 2012):

$$\text{Lakvattenmängd} = \text{nederbörd} - \text{avdunstning} (+ \text{inträngande grundvatten} + \text{fukt från avfallet})$$

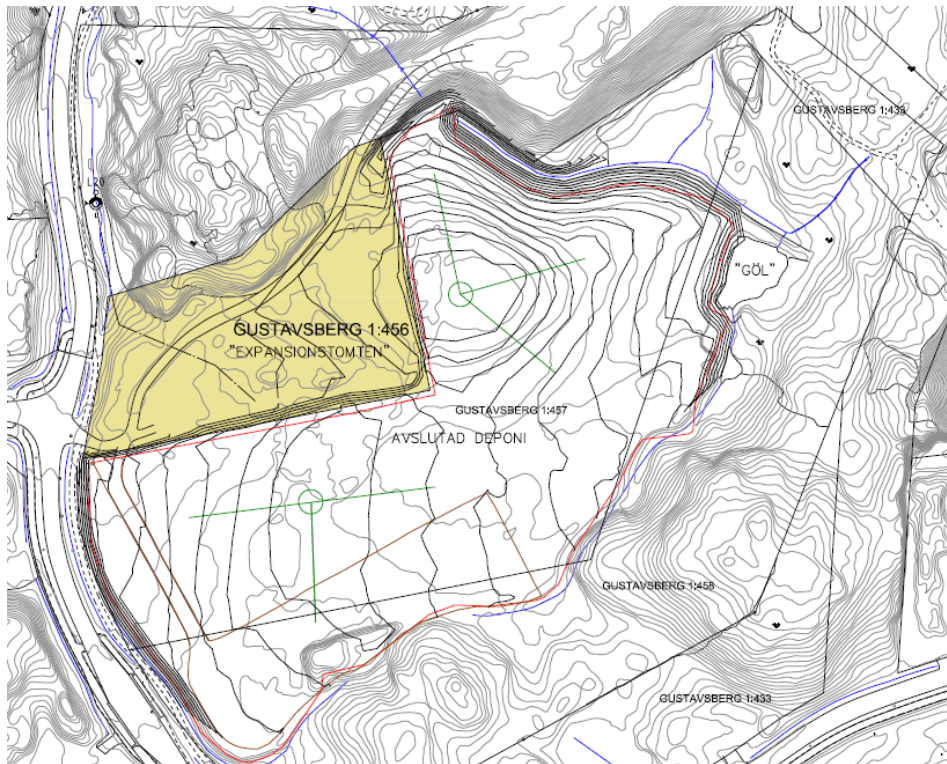
Beräkningar av vattenbalans för Ekbacken har utförts av Envipro Miljöteknik (Ekbackens deponi i Värmdö kommun Villeroy & Boch Gustavsberg AB. Förslag till avslutningsplan, 2005-01-21, reviderad 2008-03-03) med modelleringsverktyget Visual HELP. Resultaten visar att lakvattenproduktionen efter sluttäckningen för etapp 1 (delar som avslutas som körytor) och etapp 2 (delar som avslutas som grönområden) är cirka 0,1 respektive 0,6 liter/m², år. Deponeringsförelagningen krav är maximalt 50 liter/m²,år. Den teoretiska beräkningen visar därför på att lakvattenproduktionen bara är en bråkdel av de 1 650 m³/år som skulle vara tillåten. Enligt modellberäkningen uppfylls därför förelagningens krav med god marginal.

Den komponent som inte enkelt låter sig kvantifieras i vattenbalansen är mängden inträngande grundvatten. Avvikelsen mellan den teoretiska vattenbalansen och de faktiskt uppmätta volymerna visar samtidigt att det är inträngande grundvatten som förklarar skillnaden.

Expansionstomten

Ett annat förhållande som är av betydelse för att förklara det tillkommande flödet har dock uppmärksamrats. I anslutning till den avslutade deponin finns den så kallade expansionstomten, se Figur 3. Denna har visat sig bestå av utfyllda deponimassor och en anmälan om sluttäckningsåtgärder har upprättats till Värmdö kommun. Fyllnadsmaterialet har en mäktighet om ca fyra meter och bedöms vara en restprodukt från porslinsstillverkningen. Metallhalterna i materialet är höga, särskilt för bly och zink.

En sluttäckning av området med tätskikt på samma sätt som gjordes för deponin i övrigt bedöms kunna minska lakvattenmängderna och kan även påverka lakvattnets föroreningsinnehåll. Detta bedöms därför ha en väsentlig inverkan på bedömningen av Ekbackstippens miljöpåverkan och eventuella reningsåtgärder.



Figur 3 Gustavsberg 1:456 "Expansionstomten"

3 Lakvattnets sammansättning

För att få ett underlag till bedömningen reningsbehov för lakvattnet och för bedömning av påverkan på recipienter har lakvattnets kvalitet utvärderats. Utvärderingen har gjorts med utgångspunkt från befintliga data.

I dagsläget finns det inte några generella gränsvärden för lakvattenutsläpp från deponier. Utsläppsvillkoren bedöms individuellt för respektive deponi, då lokala förhållanden tas med i bedömningen av villkor.

I dagsläget regleras inte heller tillvägagångssättet för karaktiseringen av lakvatten i någon lagstiftning. Det regleras inte heller hur analysen av lakvattnets påverkan på miljön och människors hälsa bör genomföras (Avfall Sverige, 2012). Den som driver en deponi är dock enligt kunskapskravet i Miljöbalken skyldig att samla in och analysera lakvattnet (Avfall Sverige, 2012).

Lakvattnets sammansättning varierar dessutom med tiden, beroende på i vilken nedbrytningsfas deponin befinner sig i. Nedbrytningsfaserna styr avfallets lakbarhet, fastläggning av ämnen och nedbrytning. Faktorer som påverkar nedbrytningsfaserna är bl.a. deponeringsteknik och vattenmängd inne i deponin. Flera olika nedbrytningsfaser kan äga rum samtidigt i en och samma deponi.

Hur faserna och nedbrytningen/fastläggningen utvecklas för deponier som innehåller väldigt lite organiskt material vet vi inte så mycket om i dagsläget (Naturvårdsverket, 2008). Lakvattnet från Ekbackstippen är ett sådant lakvatten, eftersom de analyser som genomförts visar på lågt innehåll av organiskt material.

3.1 Provtagningsprogram

I detta avsnitt sammanställs lakvattnets kvalitet baserat på analysresultaten tillhandahållna av Gustavsberg Villeroy & Boch. Lakvattnet har analyserats från mätpunkt L20, under perioden 2012-07-30 till 2015-03-31. Provtagningen pågår kontinuerligt.

Lakvattnets sammansättning har utvärderats utifrån ett halt-perspektiv. Detta görs vanligen vid utvärdering av lakvattenbehandlingsmetoder och vid beräkningen av effekter och utspädningsförhållanden i recipienten (Öhman et. al., 2000). Mängdbestämnings används vid jämförelse av den totala föroreningsbelastningen mellan olika utsläppskällor (Öhman et. al., 2000).

Sammansättning på Ekbackstippens lakvatten har sedan jämförts med halter presenterade i "Handbok för lakvattenbedömning, metodik för karaktisering av lakvatten från avfallsupplag" (Öhman et. al., 2000).

Utvärderingen har gjorts genom jämförelser med:

- Resultat från tidigare karakteriseringar av obehandlat lakvatten från avfallsupplag som sammanställts i ”Handbok för lakvattenbedömning” (Öhman et. al., 2000).
- ”Vanligt förekommande bakgrundshalter” från STORK-projektets rapport (Naturvårdsverket 1996). Slutsatser från projektet är att den maximala halten förorening i avloppsvattnet kan uppgå till 20 gånger naturlig bakgrundhalt, gällande riktvärde eller skattad ”säker” effektnivå. Detta eftersom utspädning till recipienten vid fullständig inblandning ofta är minst 20 gånger.
- Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag baserade på effekter och koncentrationer av förekommande ämnen (Naturvårdsverket 1999). Gränsen mellan ”mindre allvarlig” och ”allvarlig” är en nivå som ger ökade risker för biologiska effekter. För förorenade ytvatten finns inga riktvärden i Sverige.
- Miljökvalitetsnormer för andra ytvatten (AA-MKN).
- Miljökvalitetsnormer för grundvatten (SGU-FS).
- Kanadensiska vägledande riktvärden (Guidelines) för akvatiskt liv (CCME).
- Svenska dricksvattenkriterier för otjänligt dricksvatten (SLVFS 2001:30).
- Utsläppsvillkor som fram till 2007 faststälts av domstol. (Riktvärden sötvattenrecipient.)
- Limits for disposal water in Germany.
- Riktvärden för grundvatten på nationell nivå.
- Bakgrundshalter.

I föreliggande karakterisering utvärderas troligen ett mycket utspätt lakvatten.

Lakvattnets sammansättning påverkas väsentligt av grundvattenflöden och/eller ett större avrinningsområde än vad man tidigare har uppskattat.

Flödesmängden har minskat som följd av sluttäckningen av deponin samt åtgärder på den gamla lakvattenledningen som tidigare misstänkts ha läckt in stora mängder grundvatten. Flödet är dock, trots dessa åtgärder, fortfarande högre än vad som kan förväntas avbördas endast från deponin. Flödesmängden påverkas alltså fortfarande av grundvatten och/eller ett större avrinningsområde.

3.2 Sammanfattande beskrivning av lakvattnets sammansättning

I bilaga 2, *Sammanställning kemiska analyser*, redovisas den kemiska sammansättningen vid mätstation L20 och sammanställda årsmedelvärden. I bilagan redovisas även jämförelsedata för andra lakvatten, och rikt- och jämförelsevärden mm.

Allmän karaktärisering

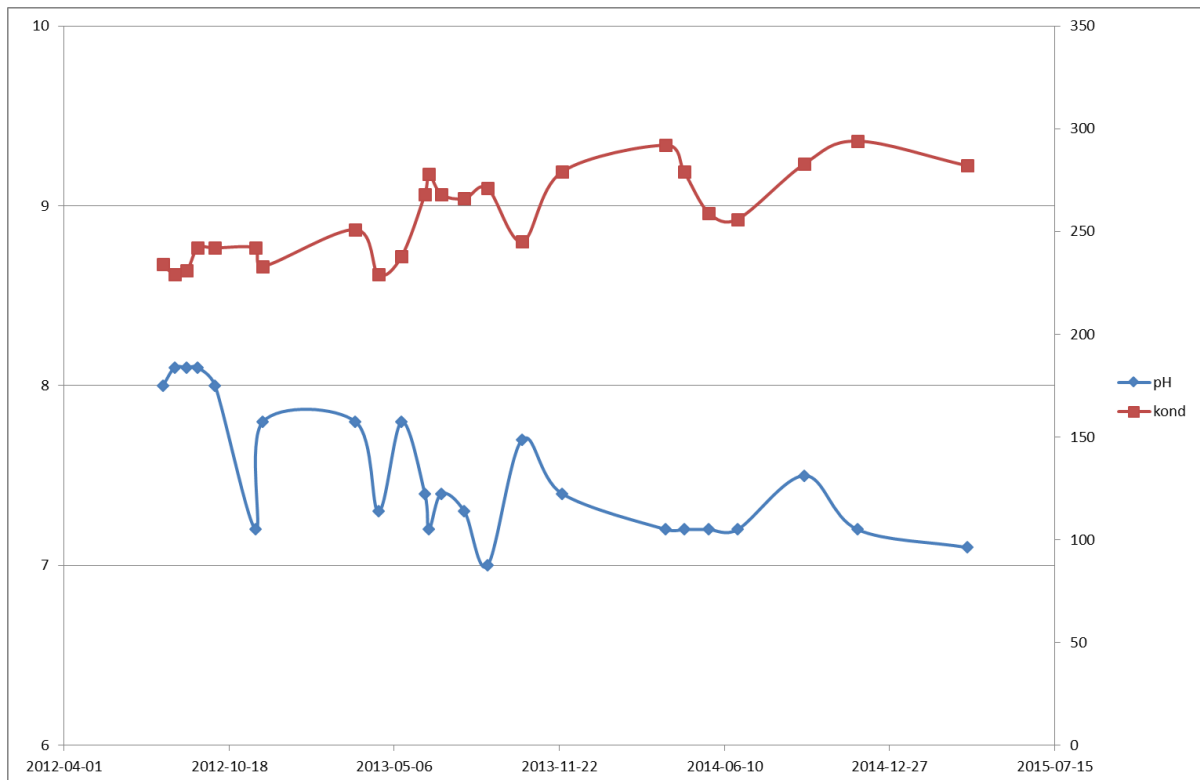
3.2.1 pH och konduktivitet

pH styr lösligheten av många ämnen i lakvattnet.

Sedan tätskiktet på deponin färdigställdes (okt/nov 2012) har pH i lakvattnet minskat från pH 8 till neutralt strax över pH 7.

Konduktiviteten är ett mått på andelen lösta salter i lakvattnet. Sedan tätskiktet färdigställdes (okt/nov 2012) har konduktiviteten i lakvattnet ökat.

Detta är en effekt av minskningen av lakvattenvolymen till följd av sluttäckningen samt åtgärderna för den gamla lakvattenledningen mellan deponin och L20, vilket ger ett mer ”koncentrerat” lakvatten.



Figur 4. Variation i pH (vänster axel) och konduktivitet (höger axel) 2012-2015

3.2.2 Klorid

Sluttäckningen bör ha stor betydelse för utlakningen av klorid (och sulfat). Kriterier finns för utlakning av klorid och sulfat som får tas emot i IFA-deponi (NFS 2004:10).

Kloridkoncentrationen är låg jämfört med obehandlat lakvatten vid svenska deponier (Öhman et. al., 2000).

Vid två tillfällen överstiger koncentrationen riktvärden för grundvatten på nationell nivå (100mg/l).

3.2.3 Alkalinitet

Alkaliniteten är ett mått på vattnets buffrande förmåga.

Alkaliniteten är låg jämfört med obehandlat lakvatten vid svenska deponier (Öhman et. al., 2000).

3.2.4 BOD, COD och TOC

Biokemisk syreförbrukning (BOD₇), är ett mått på lättnedbrytbart organiskt material.

Kemisk syreförbrukning (COD(Cr)), är ett mått på både lättnedbrytbart och svårnedbrytbart organiskt material.

Lakvattnet har låg halt organiskt material. Vid analyserna har halterna av BOD och COD legat under detektionsgränsen.

Halten totalt organiskt kol (TOC), är ett mått på mängden kol i löst och olöst organisk substans som finns i vatten och i sediment. Lakvattnet vid Ekbackstippen har mycket låg halt TOC jämfört med andra lakvatten (Öhman et. al., 2000). Halterna i det koncentrerade lakvattnet motsvarar låg till måttlig halt i sjövattnet.

3.2.5 Kväve och fosfor

Kvävehalten är mycket låg i lakvattnet i jämförelse med andra lakvatten (Öhman et. al., 2000) och under de nivåer som fastställt som utsläppsvillkor av domstol vid ett antal andra anläggningar fram till 2007. Nivåerna som fastställts har legat i spannet 10 till 40mg/l. I storleksordningen 100 kg kväve släpps ut från anläggningen årligen.

Ammoniumkvävehalten är även den mycket låg i jämförelse med andra lakvatten och i nivå med värden som fastställts i utsläppsvillkor för andra deponianläggningar. Halten nitrat-nitritkväve är låg i jämförelse med andra lakvatten.

Fosforhalten är mycket låg i jämförelse med andra lakvatten och under eller i nivå med utsläppsvillkor för aktiva deponier. Mindre än ett kilo fosfor släpps årligen ut med lakvattnet. Kvoten mellan kväve och fosfor visar att det råder ett starkt fosforunderskott i lakvattnet, dvs. att det inte finns tillräckligt mycket fosfor för att kvävet ska bli fritt tillgängligt som gödning för alger och växlighet.

3.2.6 Sulfat

Sulfat halten (SO₄) är mycket hög jämfört med obehandlat lakvatten vid andra svenska deponier (Öhman et. al., 2000).

3.2.7 Metaller och andra grundämnen

I jämförelse med andra lakvatten (Öhman et. al., 2000) är halten låg för; arsenik, barium, beryllium, bly, kvicksilver, krom, koppar, selen och tallium. Kviksilver har med ett undantag varit under detektionsgränsen för metoden. Halten av silver ligger med två undantag under detektionsgräns och bedöms som låg, även om den använda analysmetoden har något hög rapporteringsgräns.

Manganhalten är i nivå med vad som vanligen förekommer i lakvatten från deponier.

Halterna är höga i jämförelse med andra lakvatten för; aluminium, antimon, kadmium, kobolt, litium, nickel och zink.

Aluminiumhalten är hög för ofiltrerade prover, medan halten för filtrerade prover är i nivå med normala halter för andra lakvatten. Aluminiumet bedöms vara bundet till partiklar från den lera som använts i porslinstillverkningen och därför i stort inte avvika från vad som förekommer naturligt.

Även kadmium visas vara partikelbundet vid jämförelsen mellan ofiltrerade och filtrerade prover. Kadmiumhalten är dock fortfarande hög till normal i de filtrerade proven i jämförelse med andra lakvatten.

Även halten av strontium bedöms som hög, även om jämförelsedata saknas. WHO saknar rekommendationer för strontium, då det inte anses speciellt hälsofarligt. Amerikanska myndigheter rekommenderar dock att strontiumhalten inte bör överskrida 4000 µg/l i dricksvatten (ATSDR 2004). Strontiumhalten i lakvattnet är därför i nivå med vad som kan tillåtas i dricksvatten.

3.2.8 Organiska föreningar

Organiska föreningar, som oljor och lösningsmedel, har analyserats vid 8 tillfällen i perioden 2012-2013. Samtliga analysresultat ligger under detektionsgräns. Organiska föreningar förekommer därför inte i lakvattnet i mer än försumbara halter.

3.3 Förändring i lakvattnets karaktär

Sedan sluttäckningen färdigställts minskar vattengenomströmningen genom deponin. Detta kommer förmodligen leda till mer koncentrerat lakvatten.

En säkrare utvärdering och bedömning av hur lakvattnets kvalité kommer att vara efter avslutad och sluttäkt deponi kan göras först om några år. Då har vattenbalansen stabiliserats och lakvattnet ändrat sig efter de nya förhållandena. Som tidigare diskuterats är grundvattenkomponenten av betydelse och en tidigare förbisedd del av deponin ska sluttäckas.

I hittills genomförda mätningar tyder konduktivitetmätningarna på en förändring av lakvattnets spädningsförhållanden och ett mer koncentrerat lakvatten. pH-analyserna tyder även på en pågående förändring av lakvattnets sammansättning. Samtidigt är motsvarande trender svåra att utläsa ur mätningarna av de olika ämnena i lakvattnet.

4 Vattenmiljöstatus i Farstaviken

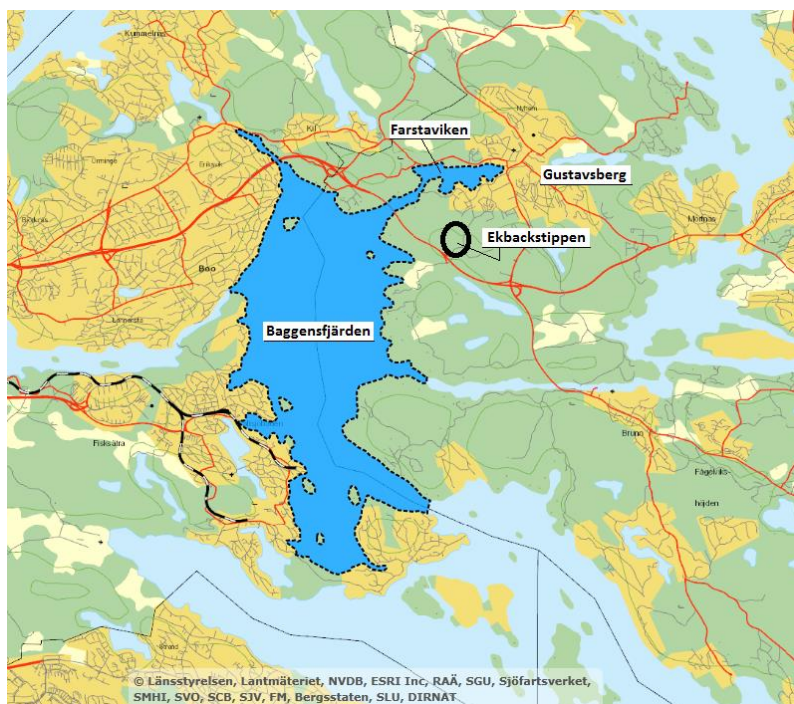
4.1 Baggensfjärden – Miljökvalitetsnormer (MKN)

Vattenmyndigheten har beslutat om miljökvalitetsnormer (MKN) för samtliga yt- och grundvattenförekomster i respektive vattendistrikt i Sverige. Målsättningen är att alla vattenförekomster inom vattenförvaltningen minst ska uppnå god yt- och grundvattenstatus senast år 2015. Länsstyrelsen i Västmanlands län är utsedd vattenmyndighet för Norra Östersjöns vattendistrikt.

Recipienten för Ekbackstippens lakvatten utgörs av Farstaviken, som via ett sund är i förbindelse med Baggensfjärden, i Norra Östersjöns vattendistrikt.

Eftersom Farstaviken saknar särskilda miljökvalitetsnormer, så används miljökvalitetsnormerna för Baggensfjärden vid bedömningen av vattenmiljöstatus i Farstaviken.

Baggensfjärden är ett naturligt kustvatten i Östergötlands och Stockholms skärgård, som tillhör Norra Östersjöns vattendistrikt. Baggensfjärdens botten består av lera och är starkt kuperad (<10 till 60m). Saliniteten är hög oligohalint (VISS Vatteninformationssystem Sverige, 2013-08-20).



Figur 5. Kartbild av Baggensfjärden (VISS, Vatteninformationssystem Sverige, 2013-08-20), modifierad av Faveo.

4.1.1 Ekologisk status

Den ekologiska statusen i Baggensfjärdens ytvatten har klassificerats till *måttlig, otillfredsställande eller dålig*.

Vattenmyndigheten har bedömt att miljö kvalitetsnormen *god ekologisk status* ska ha en tidsfrist fram till år 2021, med undantag för övergödning eftersom det är tekniskt och/eller ekonomiskt omöjligt att uppnå målen till år 2015.

Bedömningen baseras på undersökningar av växtplankton (år 2004-2009) som uppvisat måttlig status, och bedömningen stöds även av allmänna förhållanden och sommarvärden för näringsämnen och siktdjup (år 2004-2009) som uppvisar måttlig status (VISS Vatteninformationssystem Sverige, 2013-08-20).

Tabell 3. Ekologisk status – Biologiska och fysikalisk kemiska kvalitetsfaktorer för MKN för Baggensfjärden (VISS Vatteninformationssystem Sverige, 2013-08-20).

Kvalitetsfaktor/ Parameter	Klassificering
Växtplankton	Måttlig
Klorofyll a	Måttlig
Totalbiovolym	God

Bottenfauna	Måttlig
Allmänna förhållanden, Fysikaliskt - kemiskt	Måttlig (sämst status vid siktdjup och sammanvägd näring, tot-N och tot-P, under sommaren)
Ljusförhållanden	Måttlig
Näringsämnen	Måttlig (baserad på sommarhalter av tot-N och tot-P)
Totalmängd kväve -sommars	Måttlig
Totalmängd fosfor -sommars	Måttlig

Tabell 4. Medelvärde för den senaste femårsperioden (2008-2012), resultat från karteringar i Baggensfjärden (Svealands Kustvattenförbund, 2013).

Parameter	Medelvärde (2008-2012)
Totalkväve ($\mu\text{g/l}$)	376
Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$)	20
Klorofyll a ($\mu\text{g/l}$)	4,75
Biovolym växtplankton (mm^3/l)	0,58
Siktdjup (m)	3,48

4.1.2 Kemisk status

Den kemiska statusen i Baggensfjärdens ytvatten (exkl. kvicksilver) är fastställd till *uppnår ej god kemisk ytvattenstatus*.

Baggensfjärden har kvalitetskrav att uppnå *god kemisk ytvattenstatus* fram till år 2015, med undantag för tributyltenn-föreningar (TBT, förekommer framför allt i bottenfärger för båtar) som har en tidsfrist fram till år 2021, eftersom målet bedöms vara tekniskt omöjligt att uppnå tidigare.

I Sverige överstiger alla ytvattenförekomster gränsvärdet 20 $\mu\text{g/l}$ för kvicksilver, enligt EG:s ramdirektiv för vatten (2008/105/EG). De höga halterna beror främst på internationellt luftnedfall. Trots Sveriges insatser att minska utsläppen av kvicksilver kan man inte förvänta sig några förändringar inom en snar framtid (VISS Vatteninformationssystem Sverige, 2013-08-20).

Baggensfjärden bedöms ha problem med övergödning och problem finns även med förhöjda värden av miljögifter och tungmetaller. Förhöjda halter återfinns av:

Tungmetaller	Baggensfjärden (grupp 122)	Bedömning	
Kadmium	Förhöjda halter i sedimenten, medianvärde 0,71mg/kgTS.	Halterna av kadmium i sedimenten bedöms ej vara alarmerande.	
Bly	Förhöjda halter, medianvärde 51mg/kgTS.	Halterna bedöms vara ”at risk” men ej alarmerande höga.	
Kvicksilver	Halterna ligger inom intervallet för ”tydlig avvikelse”, medianvärdet ligger på 0,15mg/kgTS.	Halterna bedöms vara ”at risk” men ej alarmerande höga.	
Nickel	Halterna i sedimenten är förhållandevis låga, 32 mg/kgTS.	Halterna bedöms inte utgöra någon risk.	
Krom	Halterna i sedimenten uppvisar relativt liten avvikelse från jämförelsevärde (bedömningsgrunder NV-rapport 4914). Intervallet mellan under och övre kvartil är ca 70-85mg/kg/T.S.	Eftersom de nya förslagen till bedömningsgrunder 2 delar upp gränsvärden för krom efter oxidationstal kan de ej tillämpas på detta material.	
Zink	Halterna i sedimenten är kraftigt förhöjda. Medianvärdet ca 160 mg/kgTS.	Halterna bedöms vara ”at risk”	

Koppar	Halterna i sedimenten visar tydlig avvikelse från jämförvärdet (bedömningsgrunder NV-rapport 4914). Medianvärde ca 40 mg/kgTS.	Detta betraktas som måttlig risk.	
Pesticider/ industriella föroreningar/ andra föroreningar			
Tributyltenn (TBT)	Påtagligt ”at risk”. Mycket höga halter TBT i Stockholmsregionen.		
Summa-DDT	Höga halter i sedimenten, medianvärde 2,05 µg/kg.	Halterna utgör en påtaglig risk.	
Hexaklorbensen (HCB)	Höga halter i sedimenten, medianvärde 0,34µg/kg.	Halterna bedöms vara ”at risk”	
Hexaklorcyklohexan (summa HCH)	Medianvärde i sedimenten 0,84µg/kg.	Halterna bedöms vara ”at risk”	
Summa 11 PAH	Medianvärde i sedimenten 0,8mg/kg.	Halterna bedöms vara ”at risk”	
Total-PCB	Medianvärde 35 µg/kgTS.	Halterna innebär en påtaglig risk.	
Punktkällor			
Utsläpp från Tjustvik Reningsverk. Bristfälligt dataunderlag har	Osäker påverkan		

omfattningen av påverkan ej kunnat fastställas.			
---	--	--	--

4.2 Farstaviken

Farstaviken har undersökts enligt det samordnade recipientskontrollprogrammet för Stockholm skärgård, mellan Nacka, Stockholm, Vaxholm och Värmdö kommuner samt Käppalaförbundet och Roslagsvatten AB (Stockholm Vatten, Eurofins, 2009).

Den senaste recipientkontrollen utfördes år 2009, och omfattar kemiska/fysikaliska parametrar, klorofyll a och plankton i det fria vattnet, innehåll av fosfor, kväve, kol och pigment i *Cladophora*, samt metaller i sediment (utförs vart tionde år). Uppmätta halter av de kemiska parametrarna redovisas i *bilaga 3, Utsläppta mängder*.

Undersökningarna har visat ett stagnant bottenvatten i Farstaviken och ett största djup av ca 17 m med en tröskel i sundet ut mot Baggensfjärden på ca 5,3m (Stockholm Vatten, Eurofins, 2009).

Under perioden 1993-95 och 1997-99 förekom sammanhängande perioder med syrebrist och tidvis mycket höga svavelvätehalter i bottenvattnet. År 2009 var bottenvattnet syrefritt vid samtliga provtagningar. Syrehalterna var i april och juli 2009 anmärkningsvärt låga vid 8 m djup (0,5 resp 0,1 mg/l) (Stockholm Vatten, Eurofins, 2009).

Undersökningarna av sedimenten i Farstaviken visade mycket höga halter av bly, koppar, krom, kadmium, kvicksilver och zink. Några tydliga förändringar jämfört med tidigare undersökningar (senast år 1999) kunde inte påvisas (Stockholm Vatten, Eurofins, 2009).

I de inre delarna av fabriksområdesviken var sedimenten kraftigt förorenade. Sedimenten i djupare delar av viken och i de yttre delarna är mindre förorenade, dvs närmare det område där Ekbacksdeponin ligger

Kiselhalterna har varit mycket låga i Farstaviken, och undantagsvis så låga att brist på kisel kan ha varit en begränsande faktor för den kiselalgbloomning som brukar inledda vegetationsperioden (Stockholm Vatten, Eurofins, 2009).

Vid screening av vattendirektivets prioriterade ämnen 2009, överskreds maximal tillåten koncentration (MAC) för TBT på 1,5ng/l av Halt i filtrerat prov från mätstation i Farstaviken och Kattholmen uppgick i screeningen till 1,6ng/l. Lokalen är sannolikt en s.k. Blandningszon, inom vilken gränsvärdet kan komma att tillåtas att överskridas. Föreskrifter för hur blandningszoner ska hanteras i bedömningen finns idag inte.

Farstaviken räknas till en av de 30 mest förorenade vattnen i Stockholmsregionen. Farstaviken har inget högt skyddsvärde, men bedöms ändå vara känslig för ytterligare närings- och föroreningsbelastning

5 Lakvattnets potentiella påverkan på Farstaviken

Några publicerade data för vattenomsättningen i Farstaviken har inte kunnat återfinnas. Viken har en area om 6 ha och en volym om 5,7 Mm³. Utifrån avrinningsområdets storlek enligt VISS så kan yt- och grundvattentillförseln till viken grovt uppskattas till 1,1 Mm³. Viken har en tydlig tröskel mot Baggensfjärden, vilket påverkar inflödet och omsättningen av havsvatten i Farstaviken. Ett konservativt antagande om en omsättningstid om fem år i viken kan göras om inflödet från baggensfjärden förutsätts vara noll.

I *bilaga 3, Utsläppta mängder*, görs en jämförelse mellan uppmätt halt i lakvatten, halter i utloppsdiket till recipienten och i Farstaviken. En grov bedömning av halttillskottet från lakvattnet till Farstaviken görs även. Resultterande halt i recipienten görs då utifrån inblandning av lakvattnet i hela den årligen omsatta vattenvolymen i fjärden. Bedömningen bortser då från den koncentrationsprofil som normalt förekommer med högre halter närmare källan, men samtidigt bedöms vattenomsättningen i fjärden vara underskattad,

Den potentiella påverkan på recipienten från näringsämnen kvantifieras i tabellen nedan.

Tabell 5 Näringsämnena och sulfat

Ämne	Halt L20* 2014 mg/l	Mängd L20 2014 kg/år	Halt L21 mg/l	Farstaviken 2009 ** mg/l	Bidrag**** lakvattnet mg/l	Bidrag**** lakvatten %
Kväve, N-tot	6,8	106	3,0	0,8	0,09	12
Ammoniumkväve, NH4-N	4,4	69	0,46	0,36	0,06	17
Nitritnitratkväve, NO3+NO2-N	1,4	21	1,4	0,10	0,02	18
Fosfor, Tot-P	0,05	0,8	0,07	0,11	0,001	0,6
Fosfat, PO4-P	0,04	0,6	0,017	0,08	0,001	0,7
Sulfat, SO4	1300	20 196	575	408***	18	4

*) Årsmedelvärde. **) Farstaviken medelvärde för alla djup.

) Beräknat ur salthalt, sulfat utgör generellt 7,7 % av salthalten. *) Resultterande koncentration av utsläppt mängd via lakvattnet vid full spädning i beräknad vattenomsättning i Farstaviken.

Kvävehalterna i lakvattnet är som tidigare beskrivits i kapitel 3.2.4 mycket låg i jämförelse med andra lakvatten. Trots det har den utsläppta kvävemängden en potentiellt urskiljbart påverkan på Farstaviken. Samtidigt är fosforhalten i lakvattnet mycket låg, halten är väsentligen lägre i det koncentrerade lakvattnet än i Farstaviken. Utsläppet är därför kraftigt fosforbegränsat och kvävet är därmed inte omedelbart tillgänglig i en eutrofieringsprocess. Fosfor finns dock redan i överskott i Farstaviken.

Det kan även noteras att det generellt sker fastläggning och biologisk omvandling i utloppsdiket från provstationen för lakvattnet (L20) till strax innan utloppet i Farstaviken (L21). Utifrån en jämförelse mellan kloridhalterna i de två punkterna kan bedömningen göras att utspädningen från annat vatten är liten i diket. Kloridhalten är i samma storleksordning och klorid påverkas i liten utsträckning av fastläggningsprocesser. Totalkvävehalten och ammoniumkvävehalten reduceras under passagen i dikessystemet.

Sulfathalten är hög i lakvattnet, men reduceras under flödet via dikessystemet till i huvudsak samma nivåer som bedöms råda i Farstaviken.

Tabell 6 Metaller

Ämne	Halt L20* 2014 µg/l	Mängd L20, 2014 kg/år	Halt L21 2014 µg/l	Bidrag** Lakvattnet µg/l	Bedömnings- grunder sjöar och vattendrag (NV 1999b)
Arsenik, As	0,6/0,3	0,01	0,63	<0,001	låg halt 0,4-5.
Bly, Pb	1,4/0,2	22	4,8	0,02	måttligt hög halt 1-3. låg halt 0,2-1.
Kvicksilver, Hg	0,1***	>2,5		0,002	
Kadmium, Cd	5,9/1,3	91	3	0,09	mycket hög halt >1,5
Krom, Cr	1,1/0,5	17	1	0,02	låg halt 0,3-5
Kobolt, Co	29/38	445	19	0,4	
Koppar, Cu	6,5/0,5	102	23	0,1	hög halt 9-45. måttligt hög halt 3-9
Nickel, Ni	215/243	3 340	170	3	mycket hög halt >225. Hög halt 45-225
Zink, Zn	313/233	4 868	215	4	mycket hög halt >300. Hög halt 60-300

*) Årsmedelvärde ofiltrerade/filtrerade prover.

***) Resultaterande koncentration av utsläppt mängd via lakvattnet vid full spädning i beräknad vattenomsättning i Farstaviken. ***) År 2013.

I tabell 6 ovan har metallhalterna och utsläppta mängder kvantifierats. För metaller finns inga mätningar av halterna i Farstaviken att jämföra med, men ett teoretiskt resulterande halttillskott har även här beräknats utifrån förenklade antaganden.

Arsenik, bly och krom har låga halter även om en jämförelse görs mellan lakvattnet och som om denna halt skulle råda i en sjö, utifrån bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (NV 1999b). Även kvicksilver har låg halt och ligger i stort sett under detektionsnivå i lakvattnet.

Kadmium förekommer i mycket hög halt, vid en direkt jämförelse mellan lakvatten och vad som förekommer i sjöar. Den resulterande halten i Farstaviken bedöms dock vara låg, under 0,1 µg/l. Det är inte troligt att bidraget påverkar statusklassen för ämnet i fjärden, dvs att halten skulle bidra till att ändra statusklassen från exempelvis låg halt till måttlig halt.

Bedömningsgrunder saknas för kobolt. Bidraget från kobolt till Farstaviken skulle dock kunna vara mätbart.

Kopparhalten i lakvattnet skulle bedömas som måttligt hög om det mätts i ett sjövattnet. Vid filtrering sjunker halten till låg halt. Kopparen är därför partikelbunden och bedöms inte ge någon påverkan på Farstaviken.

Både nickel och zinkhalterna är mycket höga i lakvattnet, om det betraktas som ett sjövattnet. De utsläppta mängderna är betydande och skulle troligen vara mätbara även efter full inblandning i Farstavikens årliga vattenomsättning. Även här görs dock bedömningen att de knappast påverkar statusklassningen i Farstaviken.

6 Slutsats

Lakvattnet från Ekbackstippen har mycket låga eller låga halter av näringsämnen och de flesta metaller i förhållande till andra lakvatten. Organiska föroreningar som oljor och lösningsmedel förekommer inte.

Metallerna antimon, kadmium, kobolt, litium, nickel och zink förekommer i höga halter i förhållande till andra lakvatten. Även strontiumhalten är noterbar.

Lakvattnet bidrar med en märkbar mängd kväve till Farstaviken, men en obetydlig mängd fosfor. Lakvattnet är därför i sig inte eutrofierande, men kvävet kan göras tillgänglig för växtlighet via fosfor från andra källor.

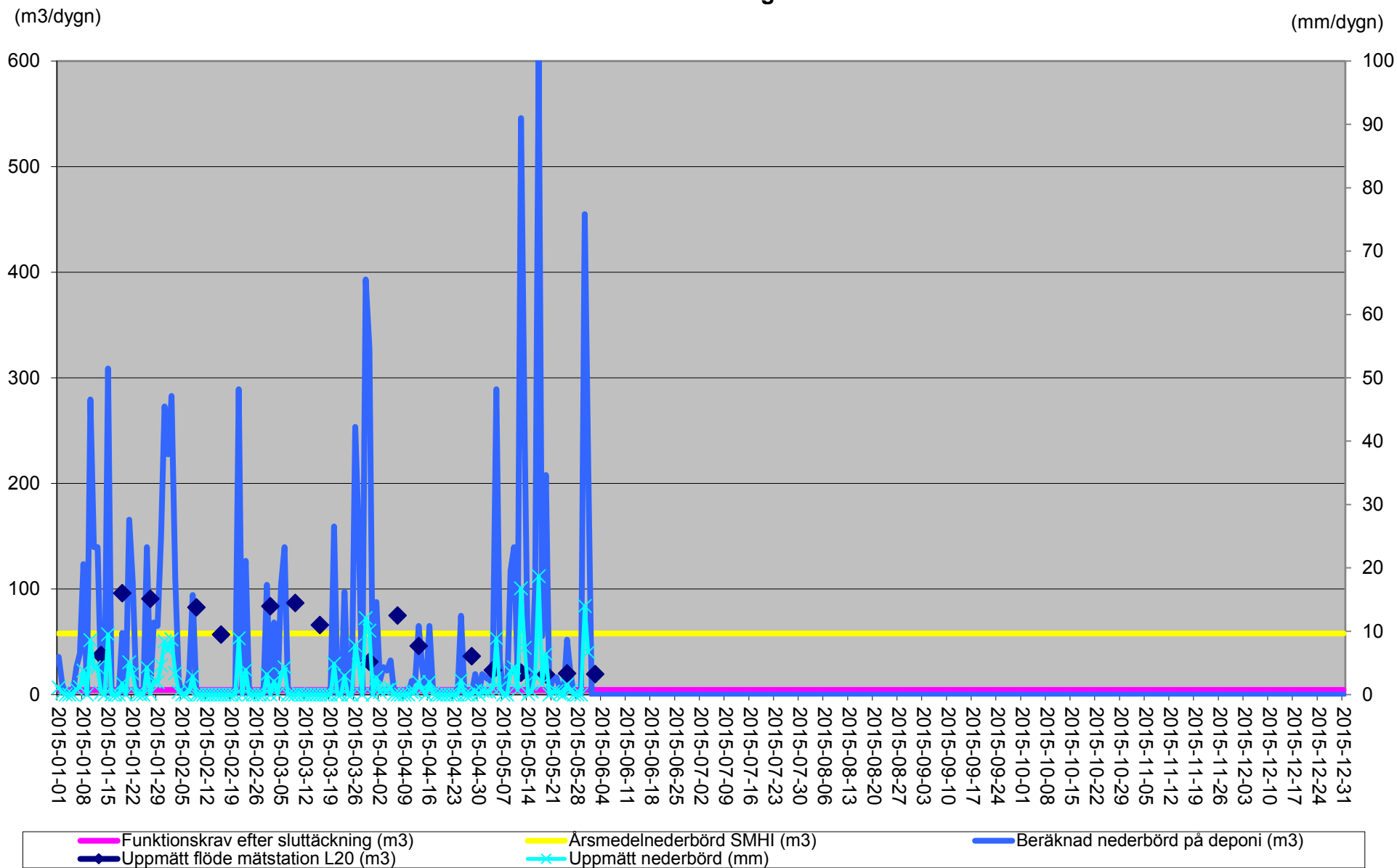
Metallhalterna och utsläppta mängder ger i allmänhet låg potentiell påverkan på Farstaviken. Nickel och zink ger troligen mätbara tillskott i Farstaviken, men bedöms inte ha inverkan på statusklassningen av viken för dessa metaller.

En sluttäckning av den så kallade expansionstomten kommer att göras under år 2016. Sluttäckningen förväntas påverka lakvattenbildningen och kan även påverka föroreningsmängden från lakvattnet. En avvaktan på sluttäckningens effekter rekommenderas därför, innan ytterligare bedömning av lakvattnets miljöpåverkan görs eventuella ytterligare åtgärdsbehov. Denna utredning visar att Ekbackstippen inte har någon avgörande betydelse för miljöförhållandena i Farstaviken.

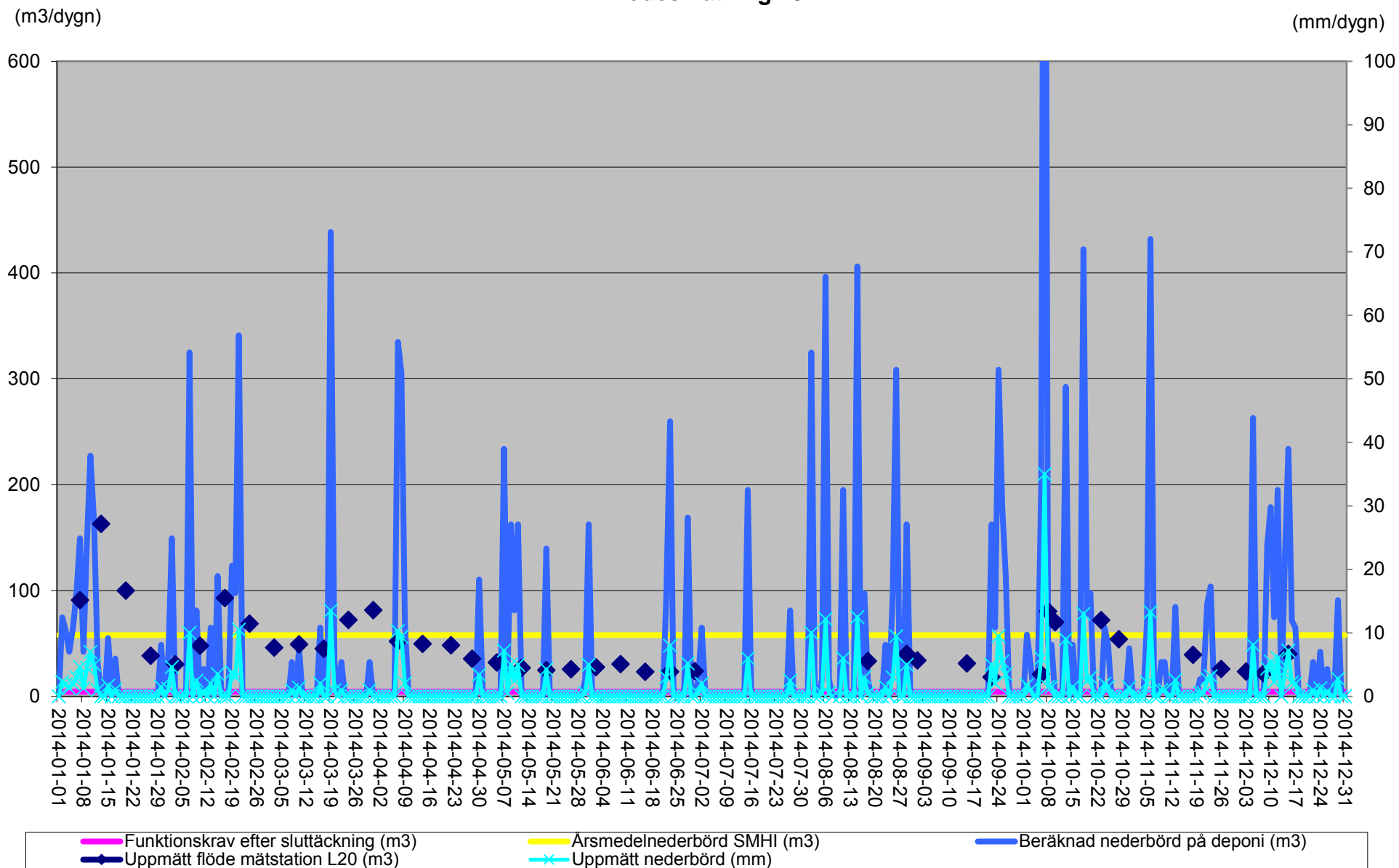
Litteraturförteckning

- Avfall Sverige. (2012). *Avfall Sveriges deponihandbok*.
- Naturvårdsveket. (2008). *Lakvatten från deponier, FAKTA 8306*.
- Stockholm Vatten, Eurofins. (2009). *Undersökningar i Stockholms skärgård 2009. text och figurdel. Plankton, metaller i sediment. Datasammanställning*.
- Svealands Kustvattenförbund. (2013). *Svealandskusten 2013*.
- VISS Vatteninformationssystem Sverige. (2013-08-20).
- Öhman et. al. (2000). *Handbok för lakvattenbedömning. IVL Rapport B-1354*.
- Ekologisgruppen AB, 2011, Miljökonsekvensbeskrivning av förslag till detaljplan för Fabriksstaden, Gustavsberg 1:29 m fl fastigheter Dnr 11KS/0057
- Envipro Miljöteknik, Carlsson B., (reviderad Pirard E., Elander P.). (2005-01-21, reviderad 2008-03-03). *Eckbackens deponi i Värmdö kommun Villeroy & Boch Gustavsberg AB. Förslag till avslutningsplan*.
- Jönsson, GEOSIGMA. (2013). *Hydrogeologisk utredning rörande deponin vid Eckbacken, Gustavsberg*.

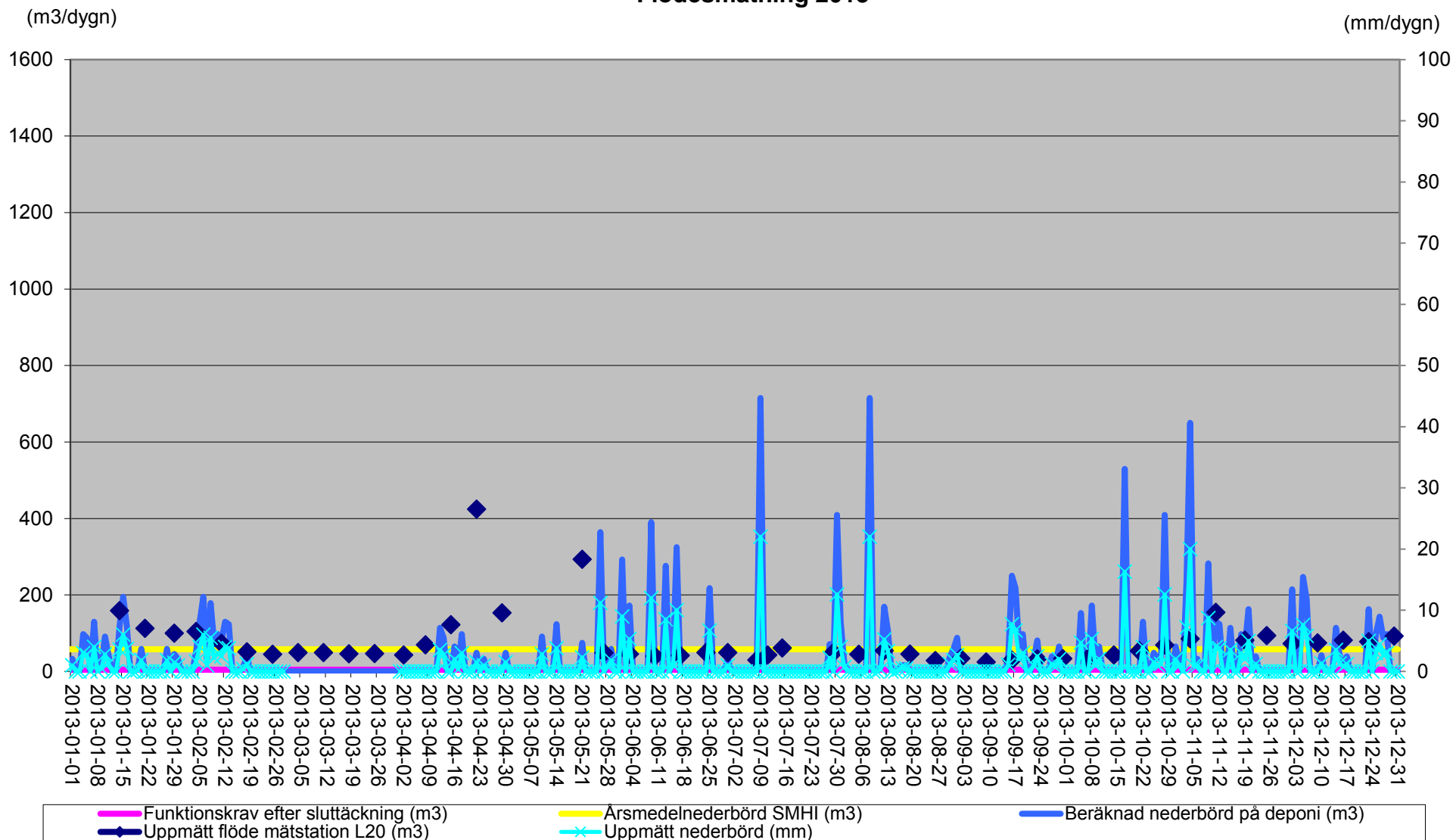
Flödesmätning 2015



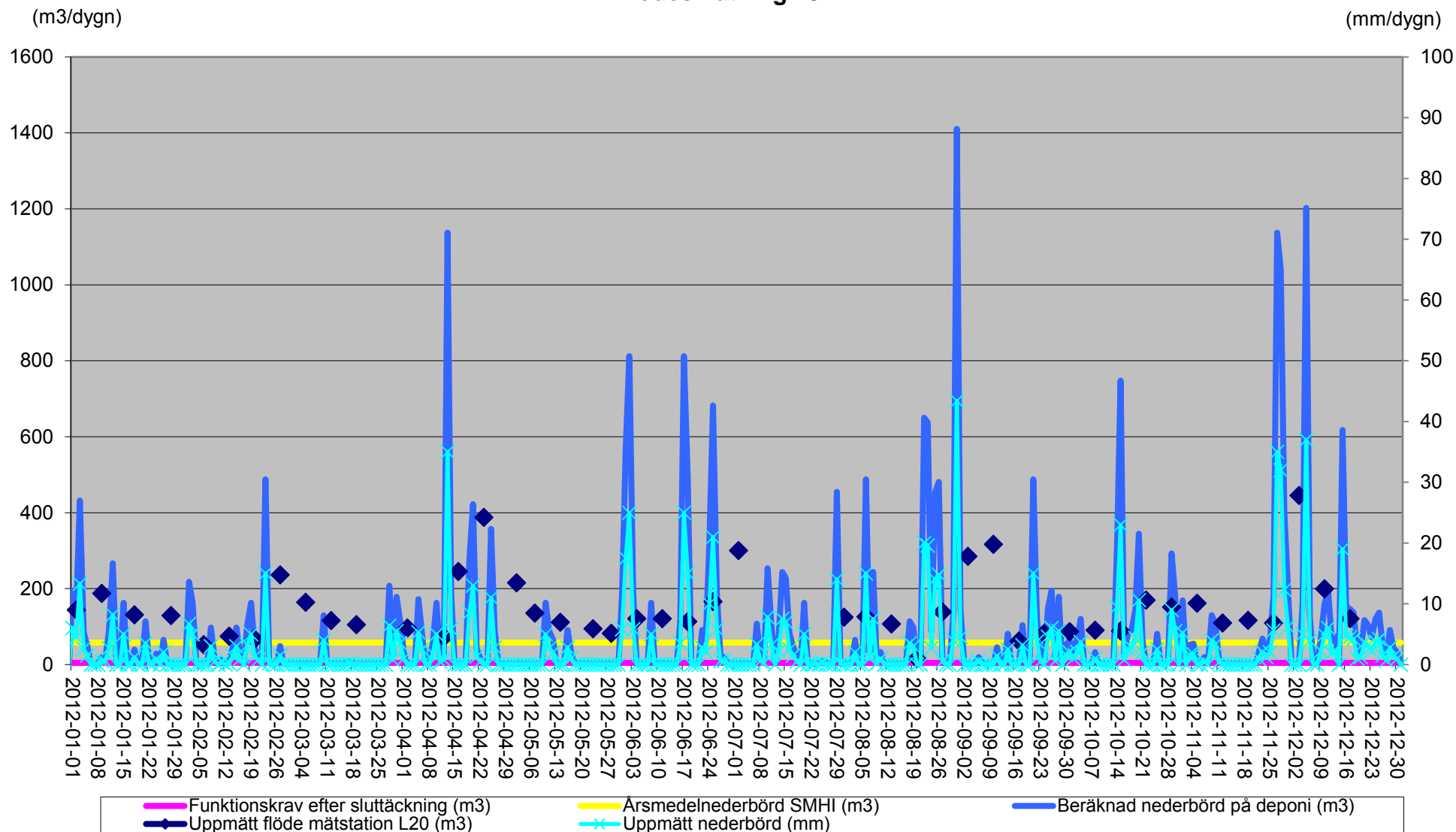
Flödesmätning 2014



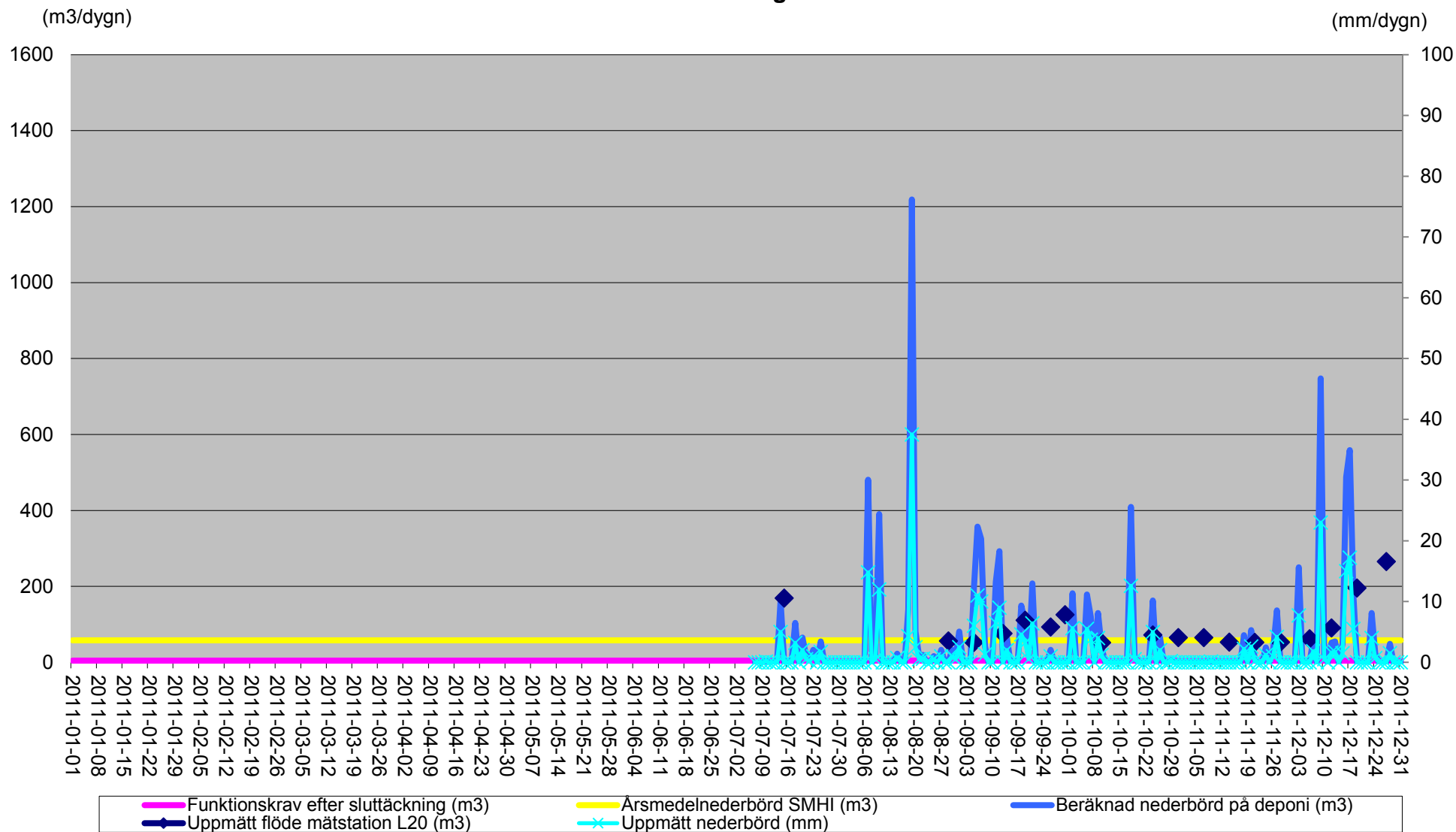
Flödesmätning 2013



Flödesmätning 2012



Flödesmätning 2011



	Perioden 2012-07-30 till 2014-11-18							Öman et al. 2000. Handbok för lakvattenbedömning. R					MKN andra ytvatten AA-MKN				källa 5	källa 7	källa 3	(sulfid: 1mg/l)		ej komplett
	2012	2013	2014	ÅRSMEDEL	ÅRSMEDEL	ÅRSMEDEL	Detektionsgräns	Min	Max	Median	Medel	Riktvärden gällande utsläpp av processvattnet 1986 Tillståndet	EQS- värden Årsmedelvärde miljökvalitets norm. Andra ytvatten	Riktvärde för grundvatten på nationell nivå SGU-FS 2008:2	"vanligt förekommande bakgrundshalter" STORK-projektet NV 1996	Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (NV1999b)	Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (NV 1999a)	Utsläppsvilkor som fram till 2007 fastställts av domstol. Riktvärden sötvattenrecipient	Limits for disposal water which is valid for disposals in Germany	Guidelines för akvatiskt liv, CCME	Driksvatten Sverige SLVFS 2001:30 (otjänligt)	Naturvårdsverkets indelning av vissa ämnens, produkters och blandningars farlighet (NV 1999a)
L20	MIN	MAX	MEDEL	MEDIAN	ÅRSMEDEL	ÅRSMEDEL	ÅRSMEDEL	Min	Max	Median	Medel											
Aromater större än xylen	ug/l	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	<	190	1,5	16											
Naftalen	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	33	0,2	2,2									1,1		
Acenaftalen	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	1,8		0,1											
Acenaften	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	1,3		0,26											
Fluoren	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	2,5		0,39											
Fenanren	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	2,7		0,52											
Antracen	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	0,3		0,04											
Fenantren	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	0													
Fluoranten	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	0,87		0,09											
Pyren	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	0,5		0,05											
Benso(a)antracen	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	0,07													
Chrysen	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	0,08		0,01											
Benso(b+k)fluoranten	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<	0													
Benso(a)pyren	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<					0,05	0,01							10	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<														
Dibenso(a,h)antracen	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<	<													
Benso(ghi)perylene	ug/l	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	<														
Nonylfenol	ug/l	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	<							0,3							
Dimetylfthalat	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<	<													
Dietylfthalat	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<	5		1											
Di-n-butylfthalat	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<	4		0,2											
Bensylbutylfthalat	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<														
Bis(2-etylhexyl)adipat	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<														
Dietylhexylfthalat	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<														
Di-n-oktylfthalat	ug/l	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	<														
Alifatiska kolväten	ug/l	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	<														
Totalt ext.org material	ug/l	300,0	300,0	300,0	300,0	300,0	300,0	<														
Torrsubstans	mg/l	2500	2600	2533	2500	2533																
Suspenderade ämnen	mg/l	6	42	21	17	23																

15

