



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 24032
Examensarbete 30 hp
Juni 2024

Kontinuerliga sensormätningar av turbiditet som metod för att kvantifiera transport och avskiljning av föroreningar i dagvatten

Sara Svenda



UPPSALA
UNIVERSITET



Continuous sensor measurements of turbidity as a proxy for transport and removal of pollutants in stormwater

Sara Svenda

Abstract

Stormwater is the precipitation that falls over cities and proceeds to flow on our streets, collecting pollutants on its way to the recipient. Stormwater contains a lot of different pollutants that can cause harm to our water bodies. In the study, Gottsunda stormwater pond is examined, whose purpose is to purify the stormwater before it reaches the recipient Hågaån. The goal is that all waters in Sweden should achieve *good* ecological and chemical surface water status. Since this isn't achieved by Hågaån it is important to quantify if the current stormwater purification works as intended.

The purpose of this study is to examine the potential to use high frequency sensors, measuring turbidity and discharge, to quantify transport and removal of the stormwater pollutants suspended solids, phosphorus, cadmium, chromium, nickel, copper, lead, and zinc. Measuring turbidity and discharge continuously using high frequency sensors can capture the fast variation in stormwater to a higher extent than conventional methods. Turbidity is a parameter which often shows high correlation with e.g. suspended solids.

The study showed significant linear relationships between turbidity with suspended solids, phosphorus, and metals for incoming and outgoing water of Gottsunda stormwater pond. Uncertainty is present in the relationships for the incoming water due to extreme values with high influence, thus more grab samples are required. The calculated removal of pollutants is below the expected level, a possible explanation for this is the high fraction of clay soils in the catchment and the young age of the pond. Another explanation could be that the water volumes differ between in- and outlet. Considering the same volumes a higher removal is retrieved. The ability to remove pollutants has increased over time since the pond was established, with exception for the winter months. High frequency sensor measurements work well for estimating mean concentrations and loads of pollutants and has the potential of revolutionizing surveillance of stormwater. Although, more research is required where the effect of particle composition needs to be examined more closely.

Keywords: Stormwater, turbidity, transport of pollutants, removal of pollutants, load

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala/Visby

Handledare: Jenny Näslund, WRS AB Ämnesgranskare: Jens Fölster, SLU

Examinator: Antonio Segalini, Uppsala universitet

REFERAT

Kontinuerliga sensormätningar av turbiditet som metod för att kvantifiera transport och avskiljning av föroreningar i dagvatten

Sara Svenda

Dagvatten är det vatten som faller som nederbörd och sedan rinner över vägar och bebyggelse ned i brunnar eller direkt till recipienten. Dagvatten innehåller många olika föroreningar som kan vara direkt skadliga för vattenmiljön. I examensarbetet undersöks Gottsunda dagvattenpark som syftar till att rena dagvattnet innan det når recipienten Hågaån. Målet är att alla ytvattenförekomster i Sverige ska uppnå *god* ekologisk och kemisk ytvattenstatus, då Hågaån inte uppnår detta i dagsläget är det viktigt att kvantifiera hur väl den befintliga reningen av dagvatten fungerar.

Syftet med examensarbetet är att undersöka om kontinuerlig turbiditets- och flödesmätning kan vara en fungerande metod för att kvantifiera transport och avskiljning av dagvattenföroreningarna suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink. Kontinuerliga sensormätningar kan i högre grad fånga in den snabba variationen i dagvatten än konventionella mätmetoder. Bland annat kan turbiditet mätas kontinuerligt med sensorer, en parameter som ofta visar hög korrelation med bland annat suspenderat material.

Denna studie visade att signifikanta linjära samband finns mellan turbiditet med suspenderat material, fosfor och metaller för Gottsunda dagvattenparks in- och utlopp. En viss osäkerhet förekommer för sambanden i inloppet till följd av extremvärden med hög influens där ett behov finns av fler stickprover. Den beräknade avskiljningen i denna studie är något lägre än vad som förväntas, en möjlig förklaring är den stora fraktionen lerjordar i avrinningsområdet samt att dammen är förhållandevis nyetablerad. En ytterligare förklaring kan vara att det inte är exakt samma vattenpaket som undersökts i in- och utlopp, vilket antas gett upphov till en underskattning av avskiljningen. Vid viktning av mängderna utifrån en korrekt vattenbalans uppnås en högre avskiljning. Avskiljningsförmågan i Gottsunda dagvattenpark har i stort ökat med tiden men med sämre avskiljning under vintermånaderna. Kontinuerliga sensormätningar fungerar bra för att uppskatta medelkoncentrationer och belastningar av föroreningar och har potentialen att revolutionera dagvattenövervakningen. Dock behövs mer forskning där bland annat partikelsammansättningens påverkan behöver undersökas.

Nyckelord: Dagvatten, turbiditet, föroreningstransport, avskiljning, belastning

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet

Lennart Hjelm's väg 9, Box 7050, 75 007 Uppsala

FÖRORD

Följande examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar den fem år långa utbildningen på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik som utförts på Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

Jag skulle vilja tacka min ämnesgranskare Jens Fölster vid Institutionen för vatten och miljö, SLU. Han har bidragit med värdefulla insikter och stort engagemang. Jag vill även tacka min handledare Jenny Näslund på konsultföretaget Water Revival Systems (WRS). Hon har varit till stor hjälp under hela processen i allt från provtagning till rapportskrivning och har varit ett värdefullt bollplank. Jag riktar ett stort tack till Uppsala kommun och Uppsala vatten och avfall som har finansierat mitt examensarbete. Sensorerna som jag har använt mig av i arbetet finansieras av EU-projektet LIFE IP Rich Waters.

Det är många som har bidragit och hjälpt till i förverkligandet av detta examensarbete både på WRS och SLU. Jag skulle vilja ägna ett extra tack åt Roger Valdén på SLU som hjälpt mig både i fält och när frågetecken har uppstått med sensorerna, Emil Back på SLU som givit mig tips på bra program att bearbeta stora dataset i, samt Jonas Andersson och Victoria Eriksson Russo på WRS som kommit med flera bra tips som hjälpt mig längs med vägen. Jag skulle även vilja tacka Christoffer Hallbäck på Uppsala kommun.

Sist men inte minst, tack till alla på WRS, jag har känt mig varmt välkommen och det har varit roligt att gå till kontoret. Samt tack för att jag fått ta del av internt material och figurer, det har underlättat mitt arbete enormt. Vill även rikta ett tack till vänner och familj som har stöttat mig i hela processen.

Illustrationerna och bilderna i arbetet är författarens egna om inget annat anges.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Dagvatten är det vatten som kommer från våra vägar, gator och bostadsområden och rinner ner i brunnar eller direkt ner i vattendrag och sjöar, ofta helt orenat. Dagvattnets ursprung är nederbörd men på grund av att det rinner över våra städer så smutsas vattnet ned (Viklander et al. 2019). Det har blivit alltmer uppmärksammat att dagvatten innehåller många olika föroreningar och ämnen som kan vara direkt skadliga för våra sjöar och vattendrag, det är därmed viktigt att veta hur väl rening av dagvatten fungerar (Viklander et al. 2019). I Sverige finns omfattande lagstiftning och miljömål som rör våra sjöar och vattendrag.

Vattenkvaliteten utvärderas kontinuerligt i cykler om sex år. Då undersöks den ekologiska statusen, exempelvis hur djur- och växtlivet mår eller om det finns risk för övergödning, och den kemiska ytvattenstatusen, om det finns för höga halter av olika giftiga ämnen så som bly och kvicksilver. Målet är att alla sjöar och vattendrag i Sverige ska uppnå *god* ekologisk och kemisk ytvattenstatus och att statusen inte får försämrans (HVMFS 2019:25).

Ett sätt att rena dagvatten från befintliga områden är att använda sig av dammar.

Dagvattendammar renar dagvattnet genom att man låter partiklar i vattnet sjunka till botten på dammen och på så sätt förhindrar att dessa partiklar, som ofta har föroreningar bundna till sig, hamnar i våra vattendrag (Blecken 2016). Det som är speciellt med dagvatten är att mängden dagvatten är starkt kopplat till när det regnar. Vid ett kraftigt regntillfälle kan väldigt mycket vatten komma på en och samma gång. Det är även den första pulsen av vatten som innehåller mest föroreningar, den kallas ofta för "first flush" eller "smutspuls" (Li et al. 2005). I vattendrag och sjöar tar man vanligtvis vattenprover med så kallad stickprovtagning. Dessa vattenprov tas exempelvis en gång i månaden eller om det skett något ovanligt som ett skyfall eller liknande. Detta fungerar för vattendrag då halterna av föroreningar vanligtvis inte varierar så mycket över tid. I dagvatten däremot kan mängden föroreningar i vattnet variera kraftigt över tid vilket gör att stickprovtagning riskerar att missa mycket information (Fölster et al. 2019).

Syftet med examensarbetet är att undersöka om kontinuerliga sensormätningar av turbiditet och vattenflöde kan vara en fungerande metod för att bestämma hur mycket föroreningar som transporteras i dagvatten och hur mycket av dessa föroreningar som kan renas bort (avskiljas) i exempelvis dagvattendammar. Specifikt undersöks Gottsunda dagvattenpark som är en damm i södra Gottsunda i Uppsala. Dammens syfte är att rena dagvatten innan det rinner ut i Hågaån (WRS 2023a). Dagvattenföroreningar som undersöks i examensarbetet är suspenderat material och näringsämnet fosfor samt metallerna kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink.

Kontinuerliga sensormätningar kan vara en alternativ provtagningsmetod för dagvatten.

Eftersom sensorer mäter direkt i vattnet kan det ge flertalet mätvärden under en timme vilket gör att man fångar den snabba dynamiken i dagvattenkvaliteten (Fölster et al. 2019; Jones et al. 2011). Bland annat kan vattnets turbiditet mätas kontinuerligt med sensorer, en parameter som ofta visar hög korrelation med bland annat suspenderat material (partiklar i vattnet) och föroreningar som är bundna till dessa partiklar (Fölster et al. 2019). Turbiditet är ett mått på vattnets grumlighet, som visar mängden partiklar som lera och sand. Är det mycket partiklar i vattnet innebär det högre turbiditet (Viklander et al. 2019). I Gottsunda dagvattenpark sitter två sensorer placerade i varsin munkbrunn (en brunn som reglerar vattennivån), en i det ena av två inlopp och en i utloppet. Kontinuerliga mätningar görs av sensorerna, var femtonde minut dygnet runt, av tryck, turbiditet, syrehalt, konduktivitet (ledningsförmåga), pH och

temperatur (In-Situ 2023). Datan skickas trådlöst vidare för visualisering och nedladdning av data (In-Situ 2023).

Sambanden mellan turbiditet och föroreningshalter är områdesspecifika och därför behöver lokala samband upprättas (Villa et al. 2019). Genom att undersöka ifall det finns samband mellan turbiditet och vanligt förekommande dagvattenföroreningar som inte beror på slumpen (signifikanta), kan kontinuerliga sensormätningar användas för att enklare kunna bestämma föroreningshalter. Med hjälp av flödet och sambandet kan sedan transport och avskiljning beräknas. Om det visar sig att kontinuerlig turbiditets- och flödesmätning kan fungera för transportberäkningar så skulle framtida uppföljningar och utvärderingar av dagvattenanläggningar kunna göras på ett mer kostnadseffektivt sätt.

För att ta reda på detta undersöktes linjära samband mellan turbiditet med föroreningarna suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink. Turbiditeten har uppmätts på tre olika sätt; med sensorn, i fält och på laboratorium. Detta för att visa på spridningen och sensorns osäkerheter. Med hjälp av de linjära sambanden kunde koncentrationer beräknas för alla turbiditeter uppmätta av sensorerna. Flödena beräknades i in- och utloppet till dammen. För att beräkna inflödet användes data på vattennivån i inloppsbrunnen samt flödesformler baserade på vattennivån och inloppsdämmets geometri. I utloppet beräknades flödet genom att utnyttja samband mellan djupet i utloppsbrunnen och flöden erhållna från flödesproportionell provtagning som genomförts under 2023 av konsultföretaget Norconsult. Flödena och koncentrationer av föroreningarna (som beräknats utifrån sensorns turbiditet och etablerade samband) användes sedermera för att beräkna mängderna av föroreningarna som kommer in och ut ur dammen. Därefter beräknades avskiljningskapaciteten, det vill säga hur stor del av föroreningarna som renas bort i dammen. Hur stor mängd föroreningar som kommer in i dammen jämförs med beräknade värden från tidigare studier. Medelkoncentrationer beräknade utifrån stickproverna jämförs med medelkoncentrationer erhållna från tidigare studier.

Denna studie visade att signifikanta linjära samband finns mellan turbiditet och exempelvis suspenderat material, fosfor och metaller för Gottsunda dagvattenparks in- och utlopp. En viss osäkerhet förekommer för sambanden i inloppet till följd av extremvärden med hög influens där ett behov finns av fler stickprover. Avskiljningen kunde enbart beräknas för de ämnen som uppvisade signifikanta samband i både in- och utloppet, det vill säga suspenderat material, partikulära halter av fosfor, kadmium, koppar, bly och zink samt totalhalter av kadmium, bly och zink. Den beräknade avskiljningseffekten är något lägre än vad som är förväntat i en dagvattendamm vilket skulle kunna bero på att det suspenderade materialet till stor del består av finare partiklar så som lera och att dammen är relativt nyetablerad (SGU 2023; Blecken 2016). En ytterligare förklaring kan vara att det inte är exakt samma vattenpaket som undersökts i in- och utlopp, vilket kan underskatta avskiljningen. Vid viktning av mängderna utifrån en korrekt vattenbalans uppnås en högre avskiljning. Avskiljningen har generellt förbättrats med tiden med undantag från vintermånaderna. Kontinuerliga sensormätningar fungerar bra för att uppskatta medelkoncentrationer och belastningar av föroreningar och har potentialen att revolutionera dagvattenövervakningen. Dock behövs mer forskning där bland annat partikelsammansättningens påverkan behöver undersökas.

ORDLISTA

Dagvatten – ”tillfälliga flöden av exempelvis regnvatten, smältvatten och spolvatten samt framträngande grundvatten” (Nationalencyklopedin u.å. a).

Turbiditet – ”grumlighet hos en gas eller en vätska orsakad av ljusets spridning på små svävande partiklar” (Nationalencyklopedin u.å. b).

Stickprovtagning – manuella prover som visar förhållandena precis vid provtagningstillfället (Svenskt Vatten 2023).

Flödesproportionell provtagning - innebär att ett prov tas när en bestämd vattenvolym har passerat provtagningspunkten (Svenskt Vatten 2023).

Tidsstyrd provtagning – innebär att ett prov tas med ett bestämt tidsintervall, exempelvis var tionde minut (Svenskt Vatten 2023).

Flödesviktnig – innebär att koncentrationerna sätts i relation till flödet (SMHI 2023).

Partikulärt bundet – föroreningarna bundna till partiklar genom komplexbildning med oorganiska eller organiska kolloider och mineraler (Köhler 2012).

Lösta halter - de ämnen som kan passera genom ett filter med en porstorlek på 0,45 µm definieras som lösta (Köhler 2012).

Denitrifikation – ”sönderfall av oxiderade kväveföreningar (nitrat, NO₃⁻, eller nitrit, NO₂⁻) under bildande av kvävgas (N₂), kväveoxid (NO) eller dikväveoxid (N₂O)” (Nationalencyklopedin u.å. c).

1 INNEHÅLL

1	INLEDNING	1
1.1	PROBLEMFÖRMULERING	1
1.2	SYFTE	1
1.2.1	Frågeställningar	2
1.3	AVGRÄNSNINGAR	2
1.4	BAKGRUND	2
1.4.1	Bedömningsgrunder och miljöövervakning i svenska ytvatten	2
1.4.2	Dagvatten och rening av dagvatten	3
1.4.3	Konsekvenser av höga halter suspenderat material, hög fosforbelastning och höga metallhalter för recipienten	4
1.4.4	Turbiditet	5
1.4.5	Tidigare visade samband mellan turbiditet med suspenderat material, fosfor och metaller	6
1.4.6	Löst eller partikulär form av metaller	7
2	TEORI	8
2.1	STATISTISKA ANALYSER AV LINJÄRA SAMBAND.....	8
2.1.1	Statistisk signifikans för linjär regression	8
2.1.2	Att använda linjär regression.....	8
2.2	FLÖDESMÄTNING OCH PROVTAGNING AV VATTEN	9
2.2.1	Flödesmätning.....	9
2.2.2	Flödesproportionell provtagning	10
2.2.3	Tidsproportionell provtagning.....	11
2.2.4	Stickprovtagning	11
2.2.5	Sensormätning	11
2.2.6	Flödesviktning.....	11
2.2.7	Modelleringsverktyget StormTac Web	12
3	METOD	13
3.1	OMRÅDESBESKRIVNING	13
3.2	TILLGÄNGLIGA DATASET.....	16
3.2.1	Sensormätningar	16
3.2.2	Flödesmätningar	16
3.2.3	Stickprovtagning	17
3.3	SAMBAND MELLAN TURBIDITET OCH FÖRORENINGSHALTER.....	17
3.4	FÖRORENINGSTRANSPORT OCH AVSKILJNING	18

3.4.1	Flödesberäkning i inloppet	19
3.4.2	Flödesberäkning i utloppet	21
3.4.3	Beräkning av föroreningsmängder	23
3.4.4	Föroreningsavskiljning	24
4	RESULTAT	26
4.1	STICKPROVER	26
4.1.1	Fördelning löst och partikulärt bundet	27
4.2	SAMBAND MELLAN TURBIDITETER OCH FÖRORENINGSHALTER ...	27
4.3	FÖRORENINGSTRANSPORT OCH AVSKILJNING	31
4.3.1	Nederbörds mängder under de undersökta perioderna	31
4.3.2	In- och utflöden samt volymer i in- och utlopp för de undersökta perioderna	32
4.3.3	Avskiljning av föroreningar	33
4.3.4	Medelhalter i in- och utlopp samt belastningar in i Gottsunda dagvattenpark	37
5	DISKUSSION	39
5.1	SAMBAND MELLAN TURBIDITET OCH FÖRORENINGSHALTER	39
5.1.1	Inloppet	39
5.1.2	Utloppet	41
5.2	AVSKILJNING AV FÖRORENINGAR	42
5.3	EN JÄMFÖRELSE AV MEDELHALTER OCH BELASTNINGAR	46
5.4	FELKÄLLOR	47
5.5	FÖRBÄTTRINGSFÖRSLAG OCH FRAMTIDA STUDIER	51
6	SLUTSATS	52
7	REFERENSER	54
8	BILAGOR	59
8.1	BILAGA A – ANALYSMETODER OCH OSÄKERHETER	59
8.2	BILAGA B – STICKPROVTAGNING EXEMPEL	60
8.3	BILAGA C – FÖRDELNING MELLAN LÖST FORM & PARTIKULÄR FORM	61
8.4	BILAGA D – INLOPPSFLÖDEN BERÄKNADE VS. UPPMÄTTA	62
8.5	BILAGA E – PERIODER MED KONTINUERLIG SENSORDATA I IN-RESPEKTIVE UTLOPP	63
8.6	BILAGA F – RESULTAT FRÅN LINJÄR REGRESSION	63
8.7	BILAGA G – LINJÄRA REGRESSIONSPLOTTAR FÖR DE SIGNIFIKANTA SAMBANDEN I IN- OCH UTLOPP	66

8.8	BILAGA H – FÖRORENINGSMÄNGDER IN- OCH UT FÖR GOTTSUNDA DAGVATTENPARK	78
8.9	BILAGA I – AVSKILJNING I GOTTSUNDA DAGVATTENPARK	80

1 INLEDNING

1.1 PROBLEMFÖRMULERING

Dagvatten är det vatten som faller som nederbörd över våra städer och sedan rinner över gator och vägar ned i brunnar eller direkt till recipienten. Det har blivit alltmer uppmärksammat att dagvatten innehåller många olika föroreningar och ämnen som kan vara direkt skadliga för vattenmiljön. Att kunna kvantifiera hur väl rening av dagvatten fungerar är alltså av största vikt (Viklander et al. 2019). Dagvattendammar används ofta för att rena dagvatten från redan etablerade områden och används för att fånga upp partikulärt material genom att utnyttja sedimentation (Blecken 2016). Dagvatten skiljer sig från ytvattenförekomster så som åar, då flödet av dagvatten är mer direkt korrelerat till när det regnar. Detta innebär att det kan komma väldigt mycket dagvatten under kort tid, det är oftast den första pulsen vatten som innehåller mest föroreningar, den s.k. "first flush" (Li et al. 2005).

Vid användning av stickprovtagning för att undersöka dagvatten krävs mycket hög beredskap för att lyckas fånga den korta perioden då en stor del av föroreningarna transporteras, något som är lätt att missa. Det finns därmed risk att stickprovtagning inte är ett representativt sätt att mäta föroreningshalter i dagvatten. Flödesproportionell provtagning däremot lyckas fånga perioderna med höga föroreningshalter, men då proverna ackumuleras över längre tidsperioder missas den snabba dynamiken i dagvattenkvaliteten. Flödesproportionell provtagning är att föredra framför stickprovtagning för dagvatten men då det är dyrt att installera och underhålla är det inte idealt (Fölster et al. 2019).

Kontinuerliga sensormätningar kan vara en alternativ metod för att kvantifiera transport och avskiljning av föroreningar i dagvatten, denna metod kan fånga in både "first flush" situationerna och den varierande dynamiken. Bland annat kan turbiditet (grumlighet) mätas kontinuerligt med sensorer, en parameter som ofta visar hög korrelation med bland annat suspenderat material (Fölster et al. 2019). Sambanden mellan turbiditet och föroreningshalter är områdesspecifika och därför behöver lokala samband upprättas (Villa et al. 2019). Genom att undersöka ifall det finns signifikanta samband mellan turbiditet och dagvattenföroreningar, kan kontinuerliga sensormätningar användas för att enklare kunna kvantifiera föroreningshalter. Med hjälp av flödet och sambandet kan sedan transport och avskiljning beräknas.

I examensarbetet undersöks Gottsunda dagvattenpark som är belägen i stadsdelen södra Gottsunda i Uppsala och syftar till att rena dagvatten innan det når recipienten Hågaån. Dagvattenparken anlades år 2020 av Uppsala kommun och Uppsala Vatten och Avfall AB, vilken projekterades av WRS inom ramen för projektet Life IP Rich Waters. Vattenparken togs i drift våren 2021 (WRS 2023a).

1.2 SYFTE

Syftet med examensarbetet är att undersöka om kontinuerlig turbiditets- och flödesmätning kan vara en fungerande metod för att kvantifiera transport och avskiljning av dagvattenföroreningarna suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink. För att uppnå detta behöver samband undersökas mellan turbiditet och de olika föroreningarna i in- och utloppet till Gottsunda dagvattenpark. Sambanden är områdesspecifika och beror på avrinningsområdets karaktär (WRS 2021). Om det visar sig att kontinuerlig turbiditets- och flödesmätning kan fungera för transport- och avskiljningsberäkningar så skulle framtida uppföljningar och utvärderingar av dagvattenanläggningar kunna göras på ett mer kostnadseffektivt sätt.

1.2.1 Frågeställningar

1. Finns signifikanta och tillräckligt starka samband mellan dagvattnets turbiditet och föroreningshalt (suspenderat material, fosfor, metaller) för inkommande och utgående vatten i Gottsunda dagvattenpark för att kunna beräkna föroreningshalt utifrån turbiditet?
2. Är avskiljningsgraden för de undersökta föroreningarna tillfredställande?
 - a. Har den förändrats över tid?
 - b. Förändras den mellan säsonger?
3. Korrelerar medelkoncentrationer, i in- och utlopp, erhållna från stickproverna med beräknade halter som erhålls via modelleringsverktyget StormTac eller baserat på flödesproportionell provtagning?
4. Korrelerar beräknade belastningar med de belastningar som räknas fram utifrån modelleringsverktyget StormTac eller utifrån flödesproportionell provtagning?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Enbart det norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark kommer att undersökas eftersom det saknas sensorer i det södra inloppet och det tekniska avrinningsområdet som rinner in i det södra inloppet är markant mindre till ytan (WRS 2023a). Norra inloppet kommer att benämnas enbart som inloppet i rapporten.

Enbart dagvattenföroreningarna suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink kommer att undersökas med avseende på samband och avskiljning.

Organiska föroreningar har inte undersökts i denna studie då tidigare undersökningar inte har hittat signifikanta samband mellan dessa och turbiditet i Gottsunda dagvattenpark (WRS 2023a).

Multipel linjär regression har inte tillämpats, något som kan stärka sambandet mellan turbiditet och olika föroreningar. Exempelvis skulle konduktivitet kunna användas för att stärka det linjära sambandet (Jones et al. 2011). Multipel linjär regression är användbart då man tror att det kan finnas fler förklarande variabler, en tillämpning kan då stärka det linjära sambandet och förklara en större del av variansen (Helsel et al. 2020).

1.4 BAKGRUND

1.4.1 Bedömningsgrunder och miljöövervakning i svenska ytvatten

I Sverige finns omfattande lagstiftning och miljömål som rör ytvattenkvaliteten. Sverige har 16 miljö kvalitetsmål där flertalet berör ytvattenmiljön (Sverigesmiljömål.se u.å.).

Vattenförvaltningen i Sverige är baserad på EU:s ramdirektiv för vatten (vattendirektivet) och är implementerad i bland annat miljöbalken och vattenförvaltningsförordningen. Havs- och vattenmyndigheten har det huvudsakliga ansvaret för hanteringen av ytvattenförekomster. Sverige är uppdelat i fem vattendistrikt och vattenförekomsterna klassas med avseende på ekologisk och kemisk ytvattenstatus (Vattenmyndigheterna u.å.).

Enligt 2 kap. 8 § och 9 § i *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten* baseras klassningen för ekologisk status, hur nära det nuvarande tillståndet är ett referenstillstånd, på en femgradig skala: *dålig, otillfredsställande,*

måttlig, god och hög. Kemisk ytvattenstatus klassificeras på en tvågradig skala: *uppnår god* och *uppnår ej god* (HVMFS 2019:25). Målet är att alla ytvattenförekomster i Sverige ska uppnå *god* ekologisk och kemisk ytvattenstatus, men om en vattenförekomst uppnår *hög* ekologisk status får denna inte försämrats till *god* eller lägre enligt 4 kap. 3 § (HVMFS 2019:25). Målet för en ytvattenförekomsts status kallas för miljö kvalitetsnorm och det är dessa som ligger till grund för vilka åtgärder som behöver genomföras. Vattenförvaltningen sker i cykler om sex år, i varje cykel klassificeras statusen hos vattenförekomsterna, miljö kvalitetsnormer beslutas och åtgärder tas fram (Vattenmyndigheterna u.å.).

Gottsunda dagvattenparks recipient är Hågaån (Id: SE663764-159182) och i dagsläget uppnår Hågaån *måttlig* ekologisk status och *uppnår ej god* kemisk ytvattenstatus (VISS 2023). Bland annat finns problem med övergödning, där för höga fosforhalter är vad som noterats.

Dessutom uppmäts för höga halter av kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE) i fisk, men detta gäller för alla vatten i Sverige. I enlighet med vattendirektivet ska *god* ekologisk och kemisk ytvattenstatus uppnås vilket innebär att åtgärder behöver sättas in för att uppnå detta, där bland annat förbättrad dagvattenhantering är en av åtgärderna som föreslås (VISS 2023). I det lokala åtgärdsprogrammet (LÅP) för Hågaån föreslogs åtgärder inom avrinningsområdet för hästgårdar, enskilda avlopp, reningsverk och jordbruksmark för att minska fosforbelastningen. För att minska fosforbelastningen och föroreningstransporten från tätortsbebyggelse föreslogs anläggandet av två dagvattendammar. De föreslagna åtgärderna i LÅP:en skulle minska belastningen med 400 kg/år där de två föreslagna dagvattendammarna, varav Gottsunda dagvattenpark är en av dem, skulle stå för 50 kg/år (WRS 2019a). Eftersom dagvatten är en av påverkanskällorna (VISS 2023) är det viktigt att veta om anläggandet av dagvattenparken i Gottsunda fungerar som tänkt.

1.4.2 Dagvatten och rening av dagvatten

Dagvatten är det vatten som kommer från våra vägar, gator och bostadsområden och rinner ner i brunnar eller direkt ner i recipienten. Det är vatten som initialt kommer från nederbörd men som förorenas på sin väg till recipienten via kontakt med olika ytor (Viklander et al. 2019). I ett grönområde infiltrerar en stor del av vattnet i marken men i städer med stor andel hårdbelagda ytor kan inte vattnet infiltrera i lika hög grad (Timm et al. 2018). I och med den ökade urbaniseringen i världen, inklusive i Sverige, ökar andelen hårdbelagda ytor och det finns ett behov av att ta hand om den nederbörd som faller över våra städer (Malmqvist 1983). Tidigare låg fokus på att få bort vattnet och leda det till recipienten men det har blivit alltmer uppmärksammat att dagvatten innehåller många olika föroreningar och ämnen som kan vara direkt skadliga för vattenmiljön. Vanliga källor till dagvattenföroreningar är trafik och byggarbetsplatser, men även parker och trädgårdar som kan bidra med bland annat näringsämnen (Viklander et al. 2019).

Behovet av att korrekt omhänderta och rena dagvattnet har därför fått allt större uppmärksamhet. Exempel på föroreningar som kan återfinnas i dagvatten är olika metaller, organiska föroreningar och suspenderat material (Viklander et al. 2019). Dagvattnets ursprung påverkar dess sammansättning, beroende på om dagvattnet kommer till största del från villaområden eller från stora vägar kommer sammansättningen att se olika ut (Malmqvist 1983). De vanligaste förekommande föroreningarna i dagvatten är partiklar, koppar, zink, bly, kadmium, krom, nickel, kväve, fosfor, pesticider, patogena mikroorganismer och olika

organiska föreningar så som PAH:er (polycykliska aromatiska kolväten) och PFAS (per- och polyfluorerade alkylsubstanser) (Viklander et al. 2019). Dagvatteninnehållet kan också variera beroende på årstid, perioder av torra och typ av regn (Blecken 2016).

För att förhindra att recipienten förorenas och att växt- och djurliv skadas kan dagvattnet renas. En metod som tillämpas i befintliga områden är att använda sig av dammar för att låta föroreningarna sedimentera innan vattnet rinner ut i recipienten, så kallade dagvattendammar (Viklander et al. 2019). Andra reningsmetoder för befintliga och nybyggda områden är våtmarker, olika typer av diken eller filter och infiltrationsanläggningar (Blecken 2016). För nya områden är fokus på lokalt omhändertagande av dagvatten, LOD-anläggningar (Viklander et al. 2019). Dagvattendammar är en vanligt förekommande reningsteknik där reningen främst sker genom sedimentation, de kan även fylla ett rekreationellt syfte för allmänheten och fungera som översvämningsskydd (Blecken 2016). Drygt 70% av partikulära föroreningar kan avskiljas i en korrekt anlagd och underhållen damm, dock är effektiviteten något lägre för bland annat lösta metaller. Avskiljningsgraden varierar alltså beroende på vilka föroreningar som finns i vattnet, exempelvis är avskiljningen av fosfor generellt hög till följd av att det ofta är partikelbundet (Blecken 2016). Däremot är avskiljningen generellt sämre för kväve eftersom det till en lägre grad är partikelbundet och avskiljningen i stället beror av omvandling av kväve. Dagvattendammar är oftast inte utformade för exempelvis denitrifikation (Taylor et al. 2005).

Reningseffektiviteten i en dagvattenanläggning kan bland annat påverkas av intensitet och varaktighet på regn, temperatur, koncentrationer av föroreningar i det ingående vattnet och den hydrauliska effektiviteten i dammen (Blecken 2016). Även årstidsvariationer kan ha stor effekt på hur effektiv reningen är, i Sverige är årstidsvariationerna stora vilket kan påverka effektiviteten. Under vintern är flödena av dagvatten generellt låga eftersom den största delen av nederbörd faller som snö, men under snösmältningen kan stora volymer rinna in i dammen under kort tid. Dessutom ser vattnets sammansättning något annorlunda ut under vintern på grund av bland annat saltning av vägar som påverkar ämnens löslighet (German et al. 2003; Sjøberg et al. 2014). För att säkerställa en hög reningseffektivitet hos dagvattendammar måste sedimenten rensas med jämna mellanrum för att undvika resuspension (Blecken 2016). Hur väl dagvattendammar fungerar för att rena dagvattnet är av största vikt för att veta att utsläppen av föroreningar till recipienten minimeras.

1.4.3 Konsekvenser av höga halter suspenderat material, hög fosforbelastning och höga metallhalter för recipienten

Som tidigare nämnt kan många av de föroreningar som återfinns i dagvattnet vara direkt skadliga för ytvattenmiljön (Viklander et al. 2019). Men hur påverkar egentligen fosfor, metaller och suspenderat material ytvattenmiljön? Partikulärt material kan ha väldigt varierande effekt på recipienten beroende på storlek och egenskaper, exempelvis kan suspenderat material påverka fotosyntesen och transportera föroreningar (Viklander et al. 2019). Övergödning är ett stort problem i sjöar och vattendrag då det kan ge konsekvenser som syrebrist och rubbning av ekosystemsammansättningen, i dagvatten undersöks därmed ofta halterna av fosfor och kväve. Fosfor anses generellt vara den viktigaste orsaken till övergödning hos recipienten då inlandsvatten oftast är fosforbegränsade i Sverige (Viklander et al. 2019). När det gäller metaller spelar det väldigt stor roll vilken metall och i vilken form

den förekommer. Metaller i löst form är direkt biotillgängliga och kan ha skadliga effekter på vattenlevande organismer (Köhler 2014; Viklander et al. 2019). I en studie utförd av Bo et al. (2014) visade det sig att kadmium utgör den högsta ekologiska risken medan krom utgör den lägsta, detta kan förklaras av att kadmium primärt förekommer i löst form medan krom ofta är partikulärt bundet (Köhler 2014).

1.4.4 Turbiditet

Turbiditet är ett mått på vattnets grumlighet, ju mer partiklar som finns i vattnet desto högre turbiditet. Partikelhalten kan vara ett sätt att bedöma dagvattenkvaliteten då den påverkar både funktionen hos dagvattensystem och recipientens vattenkvalitet (Viklander et al. 2019).

Turbiditeten mäts optiskt genom att mäta spridningen av ljuset. Det finns olika typer av turbiditetssensorer som använder sig av olika våglängder av ljus och olika vinklar mellan ljuskällan och detektorn. Beroende på vilken mätmetod som används så varierar enheten, exempel på vanliga enheter för turbiditet är NTU och FNU, där vitt ljus används för NTU och nära infrarött ljus för FNU (Fölster et al. 2019; Jones et al. 2011).

Turbiditeten kan mätas med hjälp av sensorer direkt i vattnet, så kallat *in situ*, och kan ge flertalet mätvärden under en timme (Fölster et al. 2019; Jones et al. 2011). Kontinuerliga sensormätningar kan vara ett alternativ till både stickprovtagning och flödesproportionell provtagning. Detta eftersom de både kan registrera snabba förändringar i vattenkvaliteten och samla data under en längre tidsperiod. Särskilt för dagvatten är kontinuerliga sensormätningar ett bra alternativ eftersom både flöden och vattenkvaliteten kan variera kraftigt under väldigt kort tid. Det är därmed viktigt att kunna fånga in både toppvärdena och variationen (Fölster et al. 2019). Genom att utnyttja samband mellan turbiditet och olika föroreningar kan föroreningshalter bestämmas utifrån turbiditetsvärdena. Man kan på så sätt kombinera stickprovtagningar med kontinuerlig mätning av bland annat turbiditet för att fånga in variationen mellan stickprovtagningar (Fölster et al. 2019; Jones et al. 2012).

Det finns flera faktorer som påverkar turbiditeten, halten partikulärt material är en viktig faktor men även vilken typ av partiklar och storleken på partiklarna påverkar (Fölster et al. 2019). Partikelstorlek och densitet påverkar turbiditeten men även partiklarnas flokkulation. Partiklars aggregering kan förändras över tid, såväl storleken som densiteten kan ändras (Druine et al. 2018). Även halter av löst och partikulärt organiskt material påverkar turbiditeten (Bright et al. 2018). Dessutom påverkar bubblor, externa ljuskällor och val av turbiditetssensor (Fölster et al. 2019). När man ska bestämma ett samband mellan suspenderat material och turbiditet är faktorerna som påverkar turbiditeten viktiga att ha i åtanke, särskilt valet av metod kan påverka sambandet signifikant i vatten med höga halter av organiskt material (Bright et al. 2018). Hur starkt sambandet mellan suspenderat material och turbiditet är påverkas även av var provtagningsplatsen är belägen, exempelvis ges starkare samband för avrinningsområden med högre andel jordbruksmark (Villa et al. 2019).

1.4.5 Tidigare visade samband mellan turbiditet med suspenderat material, fosfor och metaller

Flertalet studier har påvisat samband mellan turbiditet med fosfor, suspenderat material och metaller både i Sverige och på andra platser i världen. En studie utförd av Villa et al (2019) på 108 mätstationer i svenska vattendrag visade en signifikant korrelation mellan turbiditet och suspenderat material i 87% av fallen och en signifikant korrelation mellan turbiditet och totalfosfor i 78% av fallen. I Sävjaån, belägen i Uppland, återfanns också ett starkt samband mellan totalfosfor och turbiditet (Lannergård et al. 2019). Signifikanta samband mellan turbiditet och totalfosfor återfanns i sju svenska vattendrag och mellan turbiditet och bly i Hågaån belägen i Uppland, därmed kan turbiditet användas som en indirekt mätmetod för dessa ämnen för de undersökta platserna (Haglund 2021; Jonsson 2020). Det finns potential även för de ämnen som inte uppvisar lika starka samband då man snarare kan använda korrelationen för att uppskatta koncentrationen av föroreningen mellan stickprovtagningar (Jonsson 2020).

I en studie utförd i Utah uppvisades samband mellan turbiditet med fosfor och suspenderat material för ett avrinningsområde, i provtagningspunkten med högre andel partikulärt bunden fosfor var sambandet starkare (Jones et al. 2011). Detta kan förklaras av att fosfor ofta är bundet till suspenderat material (Villa et al. 2019). För att stärka sambandet mellan turbiditet och olika föroreningar kan multipel linjär regression användas, vilket innebär att man lägger till en eller flera förklarande variabler, exempelvis har konduktivitet visat sig kunna förbättra sambandet mellan turbiditet och totalfosfor (Jones et al. 2011).

Även för dagvatten har liknande samband identifierats. I en studie utförd av Al-Yaseri et al. (2013) visade suspenderat material en hög korrelation med turbiditet ($R^2 = 0,9374$) för dagvatten som kommer från gröna tak. Även för dagvatten från byggarbetsplatser och för dagvatten från ett avrinningsområde med hög andel urbaniserad mark har det visat sig finnas en hög korrelation mellan suspenderat material och turbiditet (Shen et al. 2018; Ghadiri et al. 2022). Samband har även identifierats mellan metallkoncentrationer och suspenderat material i ett kraftigt urbaniserat avrinningsområde. På grund av den starka korrelationen mellan suspenderat material och turbiditet ansågs turbiditet kunna fungera som proxy för metallkoncentrationer (Ghadiri et al. 2022). Organiska mikroföroreningar såsom PAH:er och PHC:er (petroleumkolväten) har uppvisat signifikanta samband med turbiditet i dagvatten från ett avrinningsområde i Sundsvall, Sverige, med stor andel motorvägar (Beryani et al. 2023).

I *Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar* utförd av WRS undersöktes samband mellan turbiditet med suspenderat material, totalfosfor och fem dagvattenrelaterade metaller i två dagvattendammarna, Kungsängsdammen och Gottsunda dagvattenpark, båda belägna i Uppsala. Styrkan på sambandet varierade mellan dammarna, där turbiditeten för Gottsunda dagvattenparks inkommande vatten uppvisar mycket svagare samband med krom, nickel och zink än den gör för Kungsängsdammens inkommande vatten. Ett väldigt högt R^2 värde (0,93 respektive 0,997) mellan turbiditet med suspenderat material och totalfosfor återfanns för Gottsunda dagvattenpark (WRS 2023a).

1.4.6 Löst eller partikulär form av metaller

Att olika metaller uppvisar olika starka samband med turbiditet beror främst på i vilken form de primärt förekommer i. Många ämnen är bundna på ytan av partiklar och som nämnt ovan återfinns ofta ett signifikant samband mellan suspenderat material och turbiditet (Viklander et al 2019; Villa et al. 2019). Många metaller transporteras partikulärt och bör således också uppvisa ett samband med turbiditet. Dock är det de lösta metallerna som är mest toxiska för vattenlevande organismer (Viklander et al. 2019). Metaller i löst och partikulär form skiljs åt genom att de metaller som kan passera genom ett filter med en porstorlek på 0,45 µm, definieras som lösta (Köhler 2012). Av de vanliga dagvattenmetallerna förekommer bly, krom och nickel främst i partikulär form medan kadmium, koppar och zink befinner sig ungefär lika mycket i partikulär som löst form i dagvatten (Viklander et al. 2019 se Galfi et al. 2017). Fraktionen mellan och transporten av lösta och partikulärt bundna metaller påverkas av bland annat pH och halten löst organiskt material (Viklander et al. 2019 se Ingri 2012). Metaller förekommer i högre grad i partikulärt bunden form vid bland annat högre pH, högre totalhalt av metaller och högre turbiditet. pH bestämmer huvudsakligen fraktionen mellan partikulär och löst form. Markanvändningen kan också vara en förklarande variabel för fraktionen, exempelvis ger hög andel skog i avrinningsområdet högre andel lösta metaller medan högre andel jordbruksmark ökar den partikulärt bundna fraktionen (Köhler 2014). Vattnets salthalt kan även ha påverkan på fraktionen mellan löst och partikulärt bundna metaller (Viklander et al. 2019).

2 TEORI

2.1 STATISTISKA ANALYSER AV LINJÄRA SAMBAND

2.1.1 Statistisk signifikans för linjär regression

För att visa att olika statistiska tester är signifikanta, det vill säga att exempelvis ett linjärt samband finns och inte bara beror på slumpen, används hypotestester. En nollhypotes upprättas som sedan kan förkastas eller inte. För att veta om hypotesen går att förkasta eller inte beräknas ett p-värde, som anger sannolikheten att nollhypotesen stämmer. Ett α -värde (signifikansnivån) väljs till exempelvis 0,1 eller 0,05, vilket representerar det acceptabla felet (Helsel et al. 2020). För att kunna förkasta nollhypotesen behöver p-värdet $\leq \alpha$. Om $\alpha=0,05$ innebär detta att sannolikheten att sambandet beror på slumpen är mindre än 5 %. För linjär regression är nollhypotesen att inget samband förekommer mellan variabelerna. För att kunna förkasta nollhypotesen måste p-värdet $\leq \alpha$. Om $p \leq \alpha$ kan nollhypotesen förkastas och ett statistiskt signifikant linjärt samband förekommer. Om $p > \alpha$ kan inte nollhypotesen förkastas och den linjära regressionen är därmed inte statistiskt signifikant (Helsel et al. 2020).

2.1.2 Att använda linjär regression

De antaganden som behöver stämma för att kunna prediktera y med avseende på x , är att y är linjärt relaterat till x och att datan är representativ för det som ska undersökas. För att en linjär regressionsmodell ska vara användbar behöver sambandet vara statistiskt signifikant (Helsel et al. 2020). Styrkan på en linjär regression visas genom att beräkna ett R^2 -värde som också kallas förklaringsvärdet. R^2 -värdet visar hur stor andel av variansen som kan förklaras av den linjära regressionen. Målet vid linjär regression är såklart att uppnå ett så högt förklaringsvärde som möjligt, det vill säga så nära 1 som möjligt. Detta är dock inte alltid möjligt att uppnå. Även linjära regressioner med ett lägre förklaringsvärde kan vara användbara, se Tabell 1 för en tolkning av R^2 -värdet (Helsel et al. 2020). Enstaka höga värden kan ge signifikant påverkan på den linjära regressionen. Om den linjära regressionen kraftigt ändrar utseende utan det höga värdet har det höga värdet stort inflytande på den linjära regressionen. Dataset med bara enstaka höga värden avvikande från resterande dataset bör därför undersökas noggrant (Helsel et al. 2020).

Tabell 1. Betydelse av förklaringsvärdet R^2 vid linjär regression (Ratner 2009).

R^2-värde	Förklaring
0	Linjärt samband saknas
0 – 0,3	Svagt linjärt samband
0,3 – 0,7	Måttligt linjärt samband
0,7 – 1,0	Starkt linjärt samband
1	Perfekt linjärt samband

2.2 FLÖDESMÄTNING OCH PROVTAGNING AV VATTEN

2.2.1 Flödesmätning

Flödesmätning är av största vikt när transport och avskiljning av föroreningar ska beräknas, det behövs även för att beräkna uppehållstider (Svenskt Vatten 2023; Andersson et al. 2012). Flödesmätning kan göras både i öppna och slutna system och beroende på vilket system som ska undersökas skiljer sig metoden åt (Svenskt Vatten 2023). Skibord är ett exempel på ett öppet system, vilket används i norra inloppet till huvuddammen i Gottsunda dagvattenpark, se Figur 1.



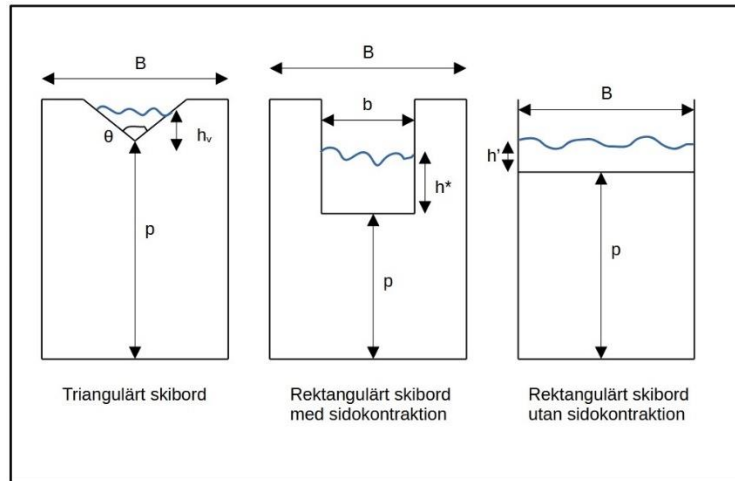
Figur 1. Skibordet i Gottsunda dagvattenparks norra inlopp. Detta skibord har en så kallad sidokontraktion i den centrala delen.

I öppna system beräknas flödet genom någon form av nivåmätning, exempelvis med hjälp av en tryckmätare (Svenskt Vatten 2023). Genom att relatera sensorns vattendjup till vattenhöjden över överfallet kan flödet beräknas. För rektangulära skibord med sidokontraktion beräknas flödet utifrån Ekvation 1, för rektangulära skibord utan sidokontraktion enligt Ekvation 2 och för v-formade (triangulära) skibord enligt Ekvation 3 (Persson et al. 2014). För en illustration av utformningen av de olika typerna av överfall se Figur 2 och för en förklaring av variablerna se Tabell 2. Koefficienten och korrektionsfaktorerna tas fram enligt diagram och tabell i Persson et al. (2014).

$$Q = C_e \frac{2}{3} \sqrt{2g} (h^*)^{1,5} b_e \quad (1)$$

$$Q = C \sqrt{2g} (h')^{1,5} b \quad (2)$$

$$Q = C_v \frac{8}{15} \sqrt{2g} (h_v)^{5/2} \tan \frac{\theta}{2} \quad (3)$$



Figur 2. Illustration av olika typer av överfall.

Tabell 2. Förklaring av variabler i Ekvation 1, 2 och 3 (Persson et al. 2014).

Variabel	Förklaring
Q	Flöde [m^3/s]
g	Tyngdacceleration 9,81 [m/s^2]
h^* , h' , h_v	Vattenhöjden över överfallet [m]
p	Höjden från botten till överfallet [m]
b	Bredden på överfallet [m]
B	Bredden på konstruktionen [m]
k_b	Korrektionsfaktor baserat på b/B
b_e	Överfallsbredd= $b + k_b$
C_e	Koefficient baserad på h/p och b/B
C	Koefficient = $0,602 + 0,083 \cdot (h/p)$
C_v	Koefficient baserad på θ
θ	Vinkel på det triangulära överfallet

Flödet kan även mätas med en så kallad flödesmätare och det finns flertalet olika metoder. Bland annat kan mag-mätare, differenströkmätning och korskorrelationsprincipen användas. Korskorrelationsprincipen innebär att hastigheten på vattenströmningen mäts genom ultraljudspulser som kan reflekteras på partiklar, bubblor eller mineraler i vattnet (Svenskt Vatten 2023).

2.2.2 Flödesproportionell provtagning

Flödesproportionell provtagning innebär att ett prov tas när en bestämd vattenvolym har passerat provtagningspunkten (Svenskt Vatten 2023). Vid lägre flöden kommer färre prov att tas medan vid högre flöden tas fler prover, detta eftersom provtagningsfrekvensen beror av hur snabbt den bestämda volymen vatten har passerat provtagningspunkten (Svenskt Vatten 2023; Andersson et al. 2012). Flödesproportionell provtagning har den fördelen att man kan använda sig av automatiska provtagare som samlar in vatten under en längre period, detta är lämpligt vid beräkning av avskiljning och transport av föroreningar. Om man exempelvis hämtar och analyserar proverna en gång i veckan så kommer halterna i det analyserade provet representera ett medelvärde av föroreningshalten av vattnet som passerat under denna sju-dagarsperiod (Andersson et al. 2012). Vid stickprovtagning finns risken att man missar de perioder med högst flöden och på så sätt underskattar föroreningshalten i vattnet (Svenskt Vatten 2023; Andersson et al. 2012). Dock kräver flödesproportionell provtagning mycket tid

och resurser något som begränsa användbarheten (Andersson et al. 2012). Dessutom ger inte den flödesproportionella provtagningen en bild av hur koncentrationen varierar under provtagningsperioden (Fölster et al. 2019).

2.2.3 Tidsproportionell provtagning

För tidsproportionell provtagning är det inte vattenvolymen som bestämmer när ett prov tas, i stället är det precis som det låter, tidsstyrt. Prover tas med ett bestämt tidsintervall, exempelvis var tionde minut. Precis som i flödesproportionell provtagning analyseras ett samlingsprov efter en viss tid, exempelvis en vecka. Nackdelen med tidsstyrd provtagning är att det inte skiljs mellan hög och lågflöden, prover tas lika ofta oavsett hur stort eller litet flödet är. Detta kan leda till felskattning av föroreningshalterna (Svenskt Vatten 2023). Som tidigare nämnt kan flödet och föroreningshalterna ändras snabbt för dagvatten, tidsstyrd provtagning missar denna variation och risken för felskattning är högre (Fölster et al. 2019; Svenskt Vatten 2023).

2.2.4 Stickprovtagning

Stickprover kan tas med ett bestämt intervall, exempelvis en gång i månaden eller varannan vecka, vilket är fallet för miljöövervakningen av vattendrag i Sverige (Fölster et al. 2014). Men stickprover kan även tas vid larm om höga flöden eller om något särskilt har inträffat (Svenskt Vatten 2023). Stickprover tas genom att en bestämd vattenvolym provtas manuellt. Då stickproverna tas för en enskild tidpunkt innebär detta att variationen mellan provtagningarna missas. Stickprovtagning är en kostsam och tidskrävande metod om man ska ta stickprover tillräckligt ofta för att fånga in variationen i dagvatten (Fölster et al. 2019). För dagvatten kan mycket av variationen missas då stora mängder vatten kan komma under kort tid och det är oftast den första pulsen vatten som innehåller mest föroreningar, den så kallade ”first flush”. För att lyckas fånga föroreningstoppen krävs hög beredskap för att hinna fånga denna topp då den ofta kan passera väldigt snabbt, i genomsnitt innehåller de första 20 % av dagvattenvolymen 40 % av partiklarna (Li et al. 2005).

2.2.5 Sensormätning

Kontinuerliga sensormätningar kan vara en alternativ metod för att kvantifiera transport och avskiljning av föroreningar i dagvatten. Med denna metod är det möjligt att både fånga in ”first flush” episoderna och den varierande dynamiken (Fölster et al. 2019). Parametrar som är möjliga att mäta med sensorer är bland annat turbiditet, pH, konduktivitet, temperatur, tryck/vattendjup, klorofyll och syrehalt (In-Situ 2023). Turbiditet är en parameter som ofta visar hög korrelation med bland annat suspenderat material och som därför kan vara en lämplig proxy för partikulärt bundna föroreningar (Fölster et al. 2019).

2.2.6 Flödesviktning

För att beräkna medelkoncentrationer av föroreningar under en viss tidsperiod behöver koncentrationerna flödesviktas. Detta gör så att koncentrationen sätts i relation till flödet (SMHI 2023). För att beräkna en flödesviktad medelkoncentration under exempelvis en

timme summeras belastningarna (koncentrationen * flödet för varje mätillfälle) och divideras med de summerade flödena (Svenskt Vatten 2023).

2.2.7 Modelleringsverktyget StormTac Web

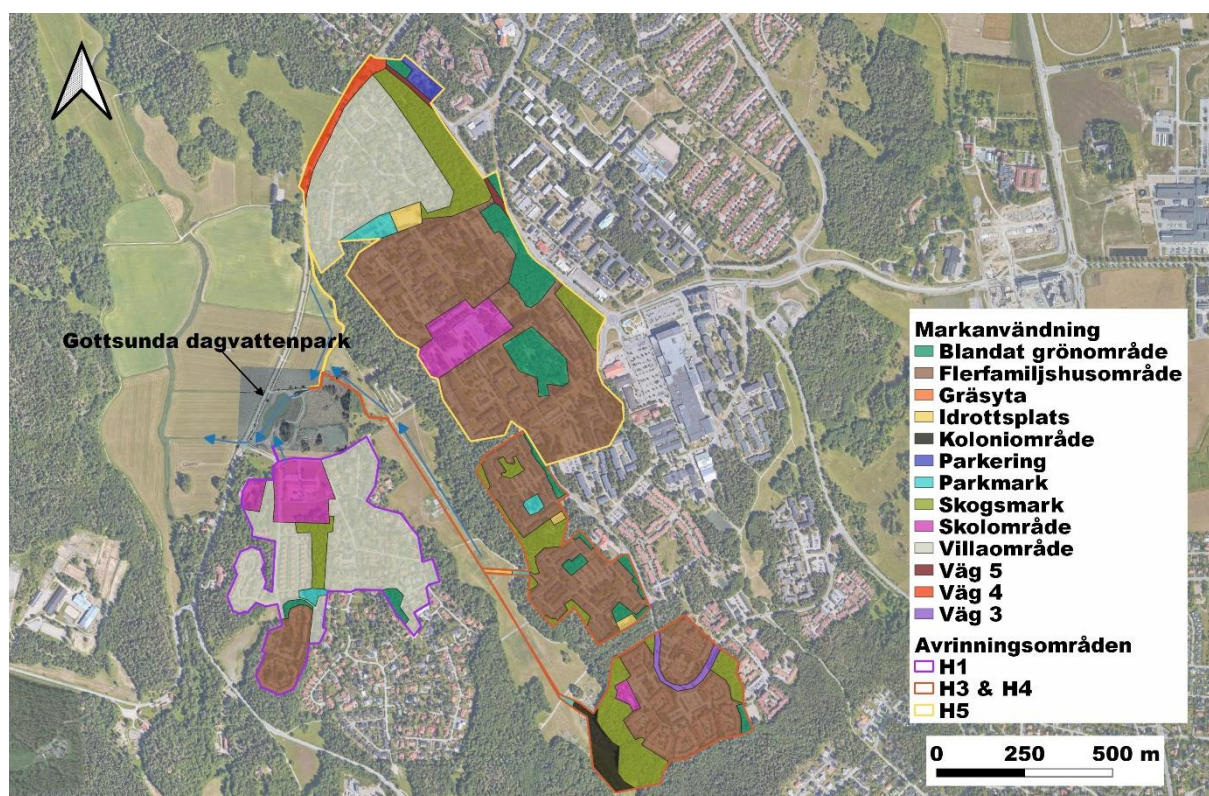
StormTac Web är ett modelleringsverktyg med dagvatten som sitt primära fokus och är ett enkelt verktyg att använda sig av vid exempelvis planering av en dagvattendamm StormTac 2024a). StormTac Web är ett exempel på en så kallad LCCM (Low-Complexity Conceptual Model) (StormTac 2024b). Verktöget kan bland annat beräkna dagvattenflöden samt designa diken och dammar. StormTac kan även beräkna koncentrationer och belastningar av olika föroreningar samt uppskatta reningseffekten av en åtgärd. För att beräkna koncentrationer och mängder av föroreningar använder sig verktöget av schablonvärden på koncentrationer och avrinningskoefficienter, som är baserade på markanvändningen (StormTac 2024a). För de flesta marktyper är schablonvärdena baserade på långa dataserier med flödesproportionella prover men för vissa marktyper är datan begränsad där enbart enstaka stickprover finns att tillgå (StormTac 2024b). En studie av Wu et al. (2021) visade på att verktöget hade en osäkerhet på ungefär 30 % vid modellering av koncentrationer och belastningar av föroreningarna suspenderat material, totalfosfor, koppar och zink (Wu et al. 2021).

3 METOD

3.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Gottsunda dagvattenpark är belägen i stadsdelen Gottsunda i Uppsala. Syftet med dagvattenparken är att ta emot och rena dagvatten från en del av Gottsunda innan det når recipienten Hågaån. Anläggningen togs i drift våren 2021. Det finns två inlopp till dammen samt ett utlopp och det tekniska avrinningsområdet består av fem delavrinningsområden som tillsammans utgör en areal på totalt 104 hektar (WRS 2023a). En översiktsbild av uppdelningen av delavrinningsområden samt markanvändningen i dessa kan ses i Figur 3. Markanvändningen för delområdena kan även ses i

Tabell 3 och är baserat på en kartering av WRS (WRS 2023a). Dagvatten från delavrinningsområden H3, H4 och H5 rinner in i dammen via det norra inloppsdiket och dagvatten från delavrinningsområde H1 rinner in i dammen via en ledning från Gottsundavägen söderifrån. H1 består till största delen av villaområden medan H3-H5 består till största del av områden med flerfamiljshus. I det tekniska avrinningsområdet återfinns även tre vägar, skog och grönområden (WRS 2023a).



Figur 3. Gottsunda dagvattenparks tekniska delavrinningsområden och markanvändning (WRS 2023a:9).
Bakgrundskarta: Google Satellite (u.å.).

Tabell 3. Markanvändningen i de olika tekniska delavrinningsområdena. Baserat på data från WRS (2023a).

Markanvändning	Volymavrinnings koefficient ϕV	H1 [ha]	H3 & H4 [ha]	H5 [ha]	Totalt [ha]	H1 [%]	H3 & H4 [%]	H5 [%]	Totalt [%]
Blandat grönområde	0,12	0,50	1,2	4,4	6,1	2,2	4,1	8,3	5,8
Gräsyta	0,10	0,0	0,05	0,0	0,050	0,0	0,2	0,0	0,045
Parkmark	0,10	0,20	0,40	0,70	1,2	1,1	1,2	1,2	1,2
Skogsmark	0,15	0,90	8,4	5,0	14	4,4	28	9,4	14
Koloniområde	0,15	0,0	1,4	0,0	1,4	0,0	4,6	0,0	1,3
Idrottsplats	0,25	0,0	0,40	0,50	0,90	0,0	1,2	1,0	0,82
Skolområde	0,45	3,3	0,0	3,3	6,6	15	0,0	6,3	6,4
Parkering	0,80	0,0	0,0	0,60	0,60	0,0	0,0	1,1	0,57
Villaområde	0,25	14	0,0	12	26	65	0,0	22	25
Flerfamiljshusområ de	0,40	2,6	17	25	45	12	59	47	43
Väg 3, ÅDT 2000	0,80	0,0	0,60	0,0	0,60	0,0	2,0	0,0	0,58
Väg 4, ÅDT 5000	0,80	0,0	0,0	1,3	1,3	0,0	0,0	2,5	1,3
Väg 5, ÅDT 10 000	0,80	0,0	0,0	0,40	0,40	0,0	0,0	0,76	0,39
Totalt		22	29	53	104	-	-	-	-

Schablonvärden för de undersökta dagvattenföroreningarna har beräknats i en tidigare pilotstudie av WRS (2023a). Det gjordes genom användning av modelleringsverktyget StormTac Web (2021) där en årsnederbörd på 600 mm användes (WRS 2023a, se SMHI 2022). Halter och mängder av de undersökta föroreningarna suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink kan ses i Tabell 4. I examensarbetet undersöks enbart det norra inloppet, det vill säga dagvattnet som kommer från delavrinningsområdena H3 & H4 och H5.

Tabell 4. Beräknade halter och mängder av de undersökta föroreningarna, baserat på data från WRS (2023a) beräknat med StormTac Web, version 20.2.2 (2021).

Område	Susp. [mg/l]	Fosfor [µ/l]	Kadmium [µ/l]	Krom [µ/l]	Nickel [µ/l]	Koppar [µ/l]	Bly [µ/l]	Zink [µ/l]
H1	47	200	0,44	6,4	6,2	19	10	71
H3 & H4	69	180	0,46	8,4	6,9	21	10	69
H5	67	190	0,48	8,7	7,0	22	11	77
Medel (H3 & H4 och H5)	68	185	0,47	8,6	7,0	22	11	73
Område	Susp. [kg/år]	Fosfor [kg/år]	Kadmium [kg/år]	Krom [kg/år]	Nickel [kg/år]	Koppar [kg/år]	Bly [kg/år]	Zink [kg/år]
H1	2 400	10	0,022	0,32	0,31	0,94	0,51	3,6
H3 & H4	5 000	13	0,034	0,62	0,51	1,5	0,73	5,0
H5	9 100	26	0,065	1,2	0,96	3,0	1,5	10
Summa H3 & H4 och H5	14 000	40	0,099	1,8	1,5	4,5	2,2	15
Totalt	16 500	49	0,12	2,1	1,8	5,5	2,7	19

Det tekniska avrinningsområdet består till stor del av jordarterna postglacial lera och glacial lera samt urberg, även en mindre del sandig morän och morän kan observeras (SGU 2023). En översiktsbild över dammens utformning, provtagnings- och sensorpunkter kan ses i Figur 4.

Dagvattnet från område H5 och dagvattnet från område H3 och H4 mynnar båda i det norra inloppsdiket. Dock passerar dagvattnet från område H5 genom en försedimenteringsdamm (A) innan det rinner samman med dagvattnet från H3 och H4. Det norra inloppsdiket rinner in i försedimenteringsdamm B och sedan vidare in i huvuddammen via ett överfall i en träränna, se vidare beskrivning av inloppets konstruktion i avsnitt 3.4.1. Det finns även ett brädddike, som har ett konstant basflöde och som vid högre flöden tar emot vatten, som rinner direkt till recipienten Hågaån. Vid högre vattenstånd i försedimenteringsdamm B bräddar vattnet även över till en översilningsyta innan det slutligen når huvuddammen. Dagvattnet från område H1 passerar också genom en försedimenteringsdamm (C) innan det når huvuddammen. Försedimenteringsdammarna och översilningsytan har en viss renande och vattenfördröjande förmåga. Turbiditetssensorn i norra inloppet är belägen i munkbrunn 3 mellan försedimenteringsdamm B och brädddikedet, stickprovtagningen har utförts i diket precis innan brunnen. Syftet med munkbrunnen, som har ett dämme med ett litet hål i, är att släppa förbi en fraktion av vattenflödet till det biotopskyddade brädddikedet. I utloppet är turbiditetssensorn belägen i munkbrunn 1 och stickproverna har tagits i diket strax nedströms brunnen, se avsnitt 3.4.2 för en förklaring av utloppets konstruktion. Dammen har en maximal kapacitet 7 400 m³ och en reglervolym på 1 800 m³. För att undvika översvämning finns som tidigare nämnt ett brädddike som leds direkt ut till recipienten Hågaån (WRS 2023a).



Figur 4. Provtagnings- och sensorpunkter samt flödesriktningar i Gottsunda dagvattenpark. Försedimenteringsdamm A är utanför bild i norr. Bakgrundskarta: © Lantmäteriet (u.å.).

3.2 TILLGÄNGLIGA DATASET

I det här avsnittet beskrivs vad för data som fanns tillgänglig och som användes för att svara på frågeställningarna. Det rör sig om data från sensormätningar, flödesmätningar och stickprovtagningar.

3.2.1 Sensormätningar

I in- och utloppet till Gottsunda dagvattendamm sitter självrengörande sensorer av typen Aqua TROLL 600, som är placerade i munkbrunn 3 respektive 1, se Figur 5 för en bild av sensorn.



Figur 5. Sensorn som används i in- och utloppet i Gottsunda dagvattenpark (WRS 2023b).

Sensorerna installerades av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) som en del av projektet LIFE IP Rich Waters den 31 mars 2021, och SLU ansvarar även för underhållet. Kontinuerliga mätningar, var femtonde minut dygnet runt, genomförs av tryck, turbiditet, syrehalt, konduktivitet, pH och temperatur. Datan skickas via telemetri vidare till hemsidan HydroVu (In-Situ 2024a) där den är tillgänglig för nedladdning (In-Situ 2023).

Trycksensorn är placerad i mitten av instrumentet men djupet rapporteras inte från sensorns position utan från botten av instrumentet. Trycksensorn använder sig av ett gyroskop för att kompensera för avståndet mellan sensorn och instrumentets botten (In-Situ 2023). För att få en så säker uppskattning av djupet som möjligt är sensorerna placerade i en hållare för att bibehålla konstant läge och inte variera med vattenståndet. I inloppet placerades sensorn i en hållare i mars 2022 och i utloppet i oktober 2023. Djupmätningarna är därmed minde tillförlitliga innan dessa åtgärder utfördes men en rimlighetsbedömning har genomförts av loggade nivådata.

I examensarbetet användes sensorernas uppmätta värden på djup och turbiditet, för att uppskatta flöde respektive föroreningskoncentration, för perioden 2021-08-20 till 2024-03-05. WRS har även tillhandahållit inmätningar av relevanta höjder bland annat på sensorernas och överfallens positioner i höjdsystemet RH 2000. Alla höjder i rapporten ges genomgående i RH 2000.

3.2.2 Flödesmätningar

Flödesmätningar har genomförts i in- och utloppet under 2023 av konsultföretaget Norconsult på uppdrag av Uppsala kommun. Flödet har uppmätts med en flödesmätare som utnyttjar korskorrelationsprincipen (NIVUS 2020). För utloppet har flödet uppmätts under perioden 30

maj till 17 november i röret som förbinder munkbrunn 1 och utloppsdiaket. För inloppet uppmättes flödet mellan den 31 maj och 17 november i diaket strax innan försedimenteringsdamm B (Norconsult 2024). I utloppet har flödet mätts varannan minut och i inloppet var femte sekund. Flödesmätningarna i inloppet användes för att kontrollera att rimliga flöden beräknats utifrån skibordets geometri och loggade vattennivåer. Flödesmätningarna i utloppet användes för att etablera ett samband mellan vattendjupet i munkbrunn 1 och det uppmätta flödet för att på så sätt kunna få fram flödesdata för hela perioden 2021-08-20 till 2024-03-05.

3.2.3 Stickprovtagning

Stickprovtagningar har genomförts i inloppet till Gottsunda dagvattendamm med start under 2022 som en del av *“Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar”*. Anledningen till att utloppet inte provtogs under pilotstudien berodde på att anläggningen inte var fullt etablerad, exempelvis hade vegetationen inte etablerat sig helt, vilket kan innebära en lägre reningseffektivitet och ge missvisande resultat (WRS 2023a). Under 2023 och 2024 genomfördes ytterligare stickprovtagning i in- och utloppet till dammen av SLU, WRS samt som en del av examensarbetet. Ytterligare beskrivning av stickprovsdatasetet finns i avsnitt 4.1.

3.3 SAMBAND MELLAN TURBIDITET OCH FÖRORENINGSHALTER

För att få fram ett samband mellan turbiditet och föroreningshalter användes linjär regression, vilket genomfördes i statistikprogrammet RStudio (Posit team 2023). Initialt testades förekomsten av outliers på dataseten genom att göra boxplots, detta då linjär regression är känslig för outliers (Helsel et al. 2020). Potentiella outliers identifierades och analyserades om de beror på ett mätfel eller om det bara är ett ovanligt högt värde. Initialt togs inga outliers bort då de kunde vara relevanta för vidare analys. För att undersöka ifall de olika dataseten av turbiditet var statistiskt skilda eller inte genomfördes Wilcoxon signed rank test för turbiditeter uppmätta i inloppet respektive i utloppet. Nollhypotesen för testet är att dataseten är lika. För att kunna förkasta nollhypotesen behöver $p \leq \alpha$, där α valdes till 0,05 i detta fall. Om nollhypotesen förkastas innebär det att dataseten är statistiskt signifikant skilda, det vill säga med säkerhet olika (Helsel et al. 2020). Linjär regression utfördes sedan för de olika turbiditetsdataseten (fältmätningar, laboriemätningar och sensormätningar) med de olika föroreningarna (suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink). Sambanden undersöktes för in- respektive utlopp. Se Ekvation 4 för linjär regression.

$$y = kx + m \quad (4)$$

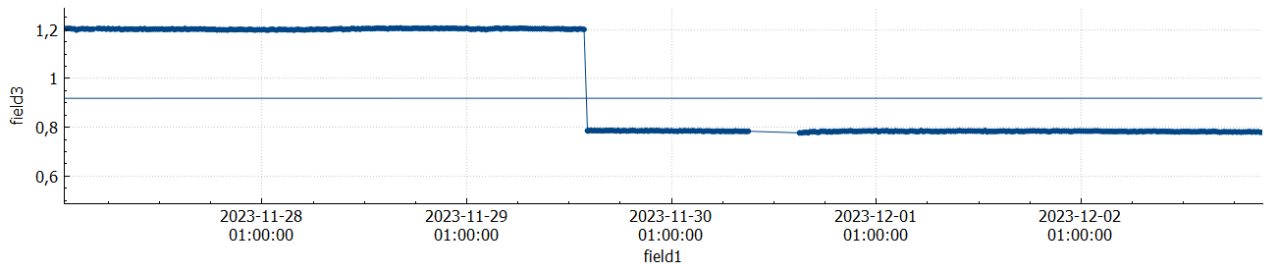
Turbiditeten representeras av x i ekvationen och föroreningarna av y . De undersökta parametrarna plottades för att undersöka om ett linjärt samband förekom. Sedan togs de statistiska variablerna R^2 (förklaringsvärdet, hur mycket av variansen som kan förklaras av den linjära regressionen), p (sambandets styrka) och n (storlek på datasetet) fram (Helsel et al. 2020). För att visa att den linjära regressionen är statistiskt signifikant måste nollhypotesen förkastas. I denna studie valdes α till 0,05 vilket innebär att sannolikheten att sambandet beror på slumpen är mindre än 5 %. De föroreningar som uppvisade ett signifikant samband med turbiditeten användes sedan för att beräkna föroreningstransporter. För de föroreningar som

inte uppvisade ett signifikant samband kunde inte vidare transportberäkningar genomföras. Spridningen hos dataseten noterades även, exempelvis om det fanns enstaka höga värden som har hög influens på den linjära regressionen. Storleken på n varierade beroende på vilka turbiditetsmätningar som användes, då inte turbiditeten uppmättes i fält/laboratorium för alla stickprovtagningar vilket kan ses i Tabell 9.

3.4 FÖRORENINGSTRANSPORT OCH AVSKILJNING

För att beräkna hur mycket föroreningar som transporteras in och ut ur dammen samt hur stor andel av föroreningarna som dammen avskiljer behövdes flöden och föroreningshalter i in- och utlopp. Djup- och turbiditetsdata laddades ned från HydroVu (In-Situ 2024a) för den undersökta perioden och undersöktes manuellt för outliers och extremvärden i DB Browser for SQLite (2021) genom att granska en plott av datan. De datapunkter som noterades som avvikande för turbiditet och/eller djup rensades bort från datasetet. Med avvikande menas att det var negativa eller väldigt höga värden omgivna av lägre värden. Majoriteten av de mätvärden som rensades bort var negativa värden eller extremt höga enstaka värden. I inloppsdatasetet rensades 11 % av datan bort och i utloppsdatasetet rensades 17 % bort.

Djupmätningarna efterkorrigerades även med hänsyn till om sensorn har ändrat position. De tillfällen där ett tydligt hopp kunde ses i datasetet, som i Figur 6, analyserades ifall det berodde på att sensorn bytt läge till följd av exempelvis batteribyte eller om det berodde på en snabb ökning av flödet som sensorn inte hunnit registrera. Vid de tillfällen som det var tydligt att hoppet berodde på en omplacering av sensorn användes det nya läget som en form av nytt grundläge och datan innan detta tillfälle korrigerades. De korrigeringar och noteringar som genomförts i in- och utloppets djupmätningar kan ses i Tabell 5.



Figur 6. Notering av hack i djupmätningarna för utloppets sensor.

Tabell 5. Korrigeringar och noteringar av djupmätningarna i in- och utloppet.

Inlopp		
Period	Åtgärd/notering	Anledning
2023-07-28 12:00 → 2023-09-12 10:15	Sänkning av djupet med 0,039 m	Avvikelse från perioderna innan utan att vara motiverat av nederbördsökning
Utlopp		
Period	Åtgärd/notering	Anledning
2021-11-08 10:45 → 2021-11-09 14:15	Ökning av djupet med 0,054 m	Syntes ett tydligt hopp under denna period.
2023-09-05 15:00 → 2023-09-25 14:45	Sänkning av djupet med 0,27 m	Sensorn har bytt position
2023-09-25 15:11 → 2023-10-27 13:00	Sänkning av djupet med 0,36 m	Sensorn har bytt position
2023-10-27 13:30 → 2023-11-29 14:45	Sänkning av djupet med 0,42 m	Sensorn har bytt position
2024-01-01 → 2024-01-30	Osäkra värden	Den barometrisk kompenseringen fungerade ej under denna period
2024-01-28 21:00 → 2024-01-30 13:45	Sänkning av djupet med 0,35 m	Sensorn hade ramlat av sin upphängning och estimerades ligga 0,3–0,4 m lägre enligt Roger Valdén.

För att beräkna in- och utflödena utnyttjades de rensade och korrigerade djupmätningarna i munkbrunn 3 och 1 och för att beräkna föroreningshalter användes de upprättade sambanden mellan turbiditet och föroreningshalt samt det rensade turbiditetsdatasetet.

3.4.1 Flödesberäkning i inloppet

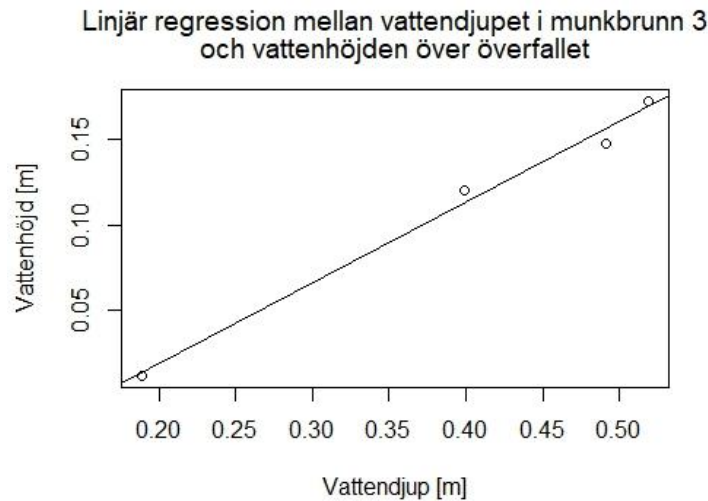
Inloppet till huvuddammen från försedimenteringsdamm B består av en träränna, ett så kallat skibord, vars konstruktion kan ses i Figur 7.



Figur 7. Inloppets konstruktion, rektangulärt skibord med sidokontraktion samt rektangulärt skibord utan sidokontraktion.

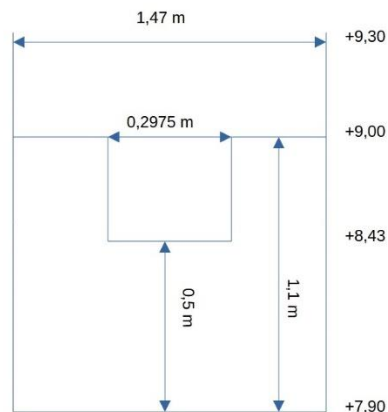
För att kunna beräkna inflödet upprättades ett samband mellan vattendjupet i munkbrunn 3 och vattenhöjden över överfallet. Detta gjordes genom att utnyttja linjär regression på ett antal

mätningar på vattendjupet i brunnen via sensorn och vattenhöjden över överfallet, se Figur 8 för sambandet.



Figur 8. Samband mellan djupet i munkbrunn 3 och vattenhöjden över överfallet i inloppet. $y = 0,4755x - 0,077$, $R^2=0,9909$, $n=4$, $p=0,004543$. $y =$ vattenhöjd och $x =$ vattendjup.

Flödet beräknades sedan för vattenhöjder upp till 0,6 m för ett rektangulärt skibord med sidokontraktion, se Ekvation 1 i avsnitt 2.2.1 och för vattenhöjder över 0.6m utnyttjades Ekvation 2 i avsnitt 2.2.1 som gäller för rektangulära skibord utan sidokontraktion samt Ekvation 1. Se Figur 9 för de verkliga måtten på skibordet och Tabell 6 för de konstantvärden som användes i beräkningen.



Figur 9. Verkliga mått på inloppets skibord.

Tabell 6. Konstantvärden som användes i beräkningen av inflödet utifrån uppmätta vattendjup i munkbrunn 3.

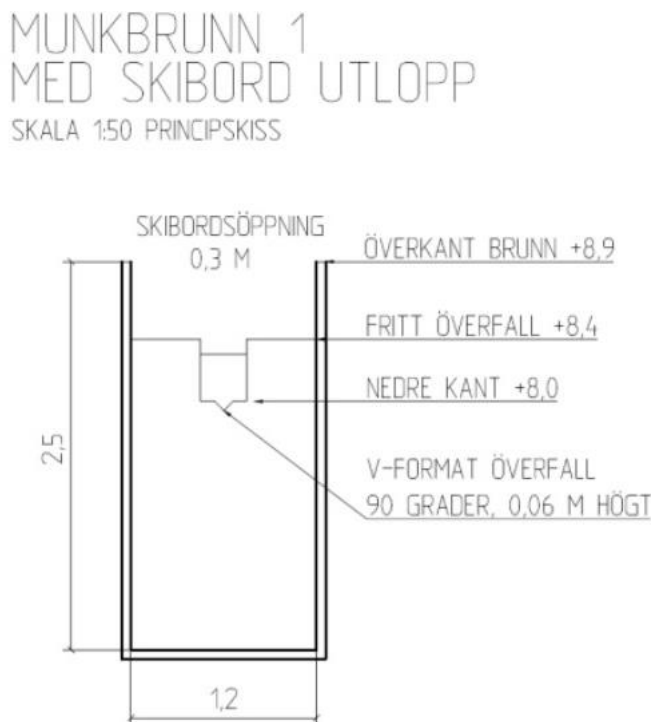
Variabel	Värde
g [m/s^2]	9,81
C_e	0,5875
k_b	0,0024
b_e [m]	0,2999
C	$0,602+0,083(h/p)$

På så sätt kunde inflödet beräknas enbart utifrån vattendjupet i munkbrunnen som mättes med sensorn. Dock sker en viss underskattning av inflödet, via skibordet, vid höga flöden eftersom det även bräddar till översilningsytan samt bräddiket via munkbrunn 3, vid nivåerna +8,84 m respektive +9 m. Detta antogs vara försumbart då det enbart har skett i 0,5 % respektive 0,12 % av fallen för den rensade och korrigerade sensordatan för hela perioden 2021-08-20 till 2024-03-05. Att räkna med de bräddade flödena hade krävt mer undersökningar än möjligt inom ramen för examensarbetet.

Konstruktionen är inte helt optimal på grund av bland annat för tjocka kanter på överfallet men den ansågs vara tillräckligt bra för detta syfte. För att säkerställa att rimliga flöden beräknats verifierades de beräknade flödena grafiskt med de flöden som uppmätts av Norconsult under perioden 2023-05-30 till 2023-11-17 (Norconsult 2024). En visuell bedömning genomfördes där det som undersöktes var att flödestopparna skedde vid samma tillfälle, se Bilaga 8.4 för ett exempel på en del av datasetet.

3.4.2 Flödesberäkning i utloppet

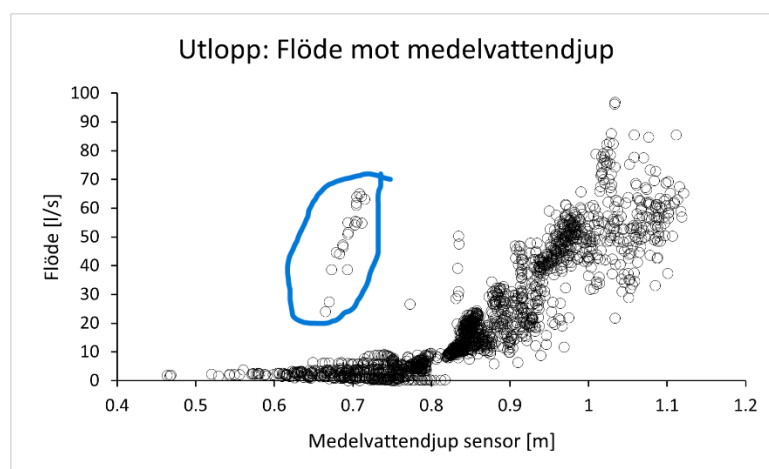
Utloppet är en kombination av ett rektangulärt skibord med sidokontraktion, ett rektangulärt skibord utan sidokontraktion och ett v-format skibord. Se Figur 10 för utloppets utformning.



Figur 10. Utloppets konstruktion enligt ritning (WRS 2019b) samt den verkliga utformningen.

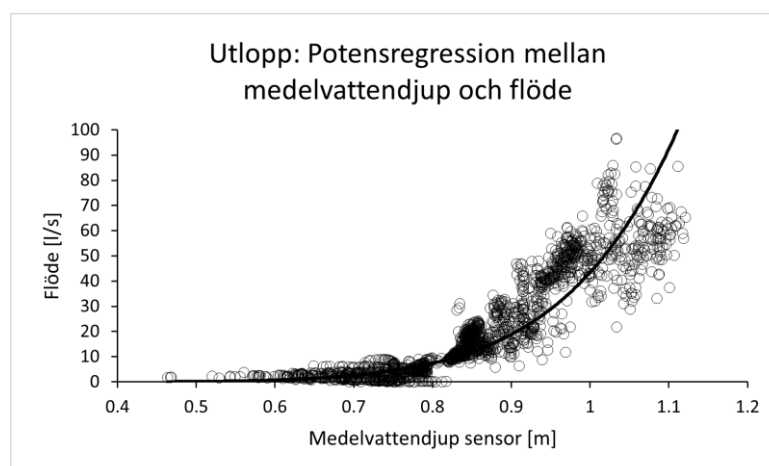
Utloppet ser inte ut som enligt ritning då det sitter en balk vid den delen av skibordet som är rektangulärt med sidokontraktion. Detta medförde att flödet inte kunde beräknas enligt formlerna i avsnitt 2.2.1 eftersom balken stoppar upp flödet. Därför användes i stället data från den flödesmätning i utloppsröret som genomfördes av Norconsult under perioden 2023-05-30 till 2023-11-17 (Norconsult 2024). Då flödena enbart är mätta under en begränsad tid och inte under hela perioden 2021-08-20 till 2024-03-05 användes regression för att upprätta ett samband mellan djupet i munkbrunn 1 och uppmätt flöde i utloppet.

Sensorn i brunnen uppmätte vattendjup en gång i kvarten under perioden medan flödet i utloppsroret uppmättes en gång varannan minut. De två dataseten matchades därmed ihop så att de blev lika stora och att tidsperioder för uppmätt flöde korresponderade med de tidsperioder då sensordata fanns. Då samma flöde förekom vid flera vattendjup genomfördes medelvärdesbildning av vattendjupen över varje flöde d.v.s. varje flöde korresponderade med ett vattendjup på sensorn. På grund av en viss brist i flödesdatan har höga flöden uppemot 60 l/s uppmätts när vattenytan befann sig under överfallet. Då vattenytan befinner sig under överfallet borde det inte rinna något vatten, dessa mätpunkter rensades därför bort från datasetet. Dessa höga flöden vid låga vattennivåer uppmättes enbart under två dagar, 2 och 3 juli 2023, under denna period uppges problem med för låga vattennivåer vilket gör att inget flöde kan registreras (Norconsult 2024). Det motiverades även av att de avvek kraftigt från det generella mönstret, se outliers i Figur 11.



Figur 11. Linjär regression mellan medelvattendjup och flöde med outliers noterade i blått.

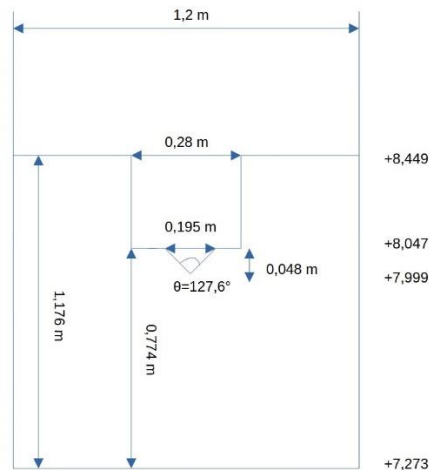
Potensregression valdes för sambandet mellan medelvattendjup och flöde då sambandet inte ansågs vara linjärt och då en exponentiell regression kraftigt överskattade flödena vid högre vattendjup. Potensregression genomfördes i RStudio (Posit team 2023) och sambandet kan ses i Figur 12.



Figur 12. Potensregression mellan medelvattendjup och flöde. $y=43.4239x^{7.9336}$, $R^2=0,6901$, $n=1725$, $p= <2,2e-16$

Detta samband applicerades sedan på hela datasetet över sensorns vattendjup för att få ut kontinuerlig flödesdata för hela den undersökta perioden 2021-08-20 till 2024-03-05.

Flödena kunde inte beräknas med säkerhet enligt formlerna i avsnitt 2.2.1 på grund av balken som sitter i vägen och då överfallets kanter är för tjocka. Men för att verifiera att flödena baserade på Norconsults flödesmätning var i rätt storleksordning beräknades även flödena baserat på formlerna. Utloppets tänkta överfall är en kombination av ett triangulärt skibord, rektangulärt skibord med sidokontraktion och rektangulärt skibord utan sidokontraktion. För vattendjup upp till 0,726 m uppskattades flödet till 0 l/s och för vattendjup upp till 0,774 m beräknades flödet enligt Ekvation 3 i avsnitt 2.2.1. För vattendjup upp till 1,176 m användes Ekvation 3 och 1 i avsnitt 2.2.1 och för vattendjup över 1,176 m användes Ekvation 3, 1 och 2 i avsnitt 2.2.1. De verkliga måtten på utloppets överfall kan ses i Figur 13 och konstantvärdena som användes kan ses i Tabell 7.



Figur 13. De verkliga måtten på utloppets överfall, balken är inte inritad i figuren men är lokaliserad vid en plushöjd på ungefär 8,15 m.

Tabell 7. Konstantvärden som användes i beräkningen av utflödet utifrån djupmätningarna i munkbrunn 1.

Variabel	Värde
g [m/s^2]	9,81
C_v	0,578
C_e	0,59
k_b	0,0024
b_e [m]	0,2824
C	$0,602+0,083h/p$

3.4.3 Beräkning av föroreningsmängder

Föroreningshalter för in- och utloppet beräknades på samma sätt. Baserat på de signifikanta linjära sambanden beräknades koncentrationen av föroreningarna för varje mätning av det rensade turbiditetsdatasetet under perioden 2021-08-20 till 2024-03-05. Dessa koncentrationer flödesviktades på timbasis, vilket gav upphov till en medelkoncentration per timme, se Ekvation 5.

$$C_{medel,h} = \frac{\sum(Q_n \cdot C_n)}{\sum Q_n} \quad (5)$$

Där Q (flöde) ges i [l/s] och C (koncentration) i [mg/l] eller [µg/l]. För att erhålla vilka halter som transporterades varje timme multiplicerades timmedelkoncentrationen med timmedelflödet och dividerades sedan på tiden, se Ekvation 6.

$$M_h = \frac{C_{medel,h} * Q_{medel,h}}{t} \quad (6)$$

Där M (mängd) ges i [mg] eller [µg], C (koncentration) i [mg/l] eller [µg/l], Q (flöde) i [l/s] och t (tid) i [s]. Sedan analyserades hur många timmar som fanns representerade per dygn. Då det fanns data för 24 timmar summerades föroreningshalterna över dygnet för att få transporten per dygn. Vid de tillfällen som det fanns data för mindre än 24 timmar analyserades nederbördsdata från SMHI (2024). Om inget kraftigt regntillfälle missats interpolerades föroreningsmängderna för de representerade timmarna över hela dygnet, enligt Ekvation 7.

$$M_{dygn} = \sum M_h * \frac{24}{\text{Antal timmar representerade}} \quad (7)$$

Om det bara fanns data för ett fåtal timmar ett visst dygn och ett kraftigt regntillfälle missades togs det dygnet bort då det inte är möjligt att interpolera utan att missa viktig information. Inga dygn behövde rensas bort för inloppet och enbart fyra dygn i utloppet. På detta sätt gavs en föroreningsmängd per dygn för de perioder det finns data tillgängligt för in- respektive utloppet, se Bilaga 8.5 för de tillgängliga perioderna.

3.4.4 Föroreningsavskiljning

För att beräkna dammens avskiljningskapacitet användes enbart de perioder som det fanns kontinuerligt dataset för både in- och utlopp, se Tabell 8.

Tabell 8. Perioder i in- och utloppet med kontinuerliga data från sensorn.

Kontinuerliga perioder med data tillgängligt för in- och utlopp	Period nmr.	Antal dagar
2021-08-20 → 2021-09-05	1	17
2021-09-27 → 2021-10-07	2	11
2021-10-18 → 2021-11-22	3	36
2022-03-17 → 2022-04-20	4	35
2022-04-25 → 2022-06-18	5	55
2022-06-28 → 2022-08-22	6	56
2022-08-26 → 2022-09-23	7	29
2022-09-27 → 2022-09-29	8	3
2023-03-24 → 2023-05-05	9	43
2023-05-09 → 2023-06-07	10	30
2023-06-09 → 2023-08-17	11	70
2023-09-08 → 2023-10-09	12	32
2023-10-19 → 2023-11-13	13	26
2023-11-16 → 2023-12-19	14	34
2023-12-21 → 2024-01-13	15	24
2024-01-15 → 2024-03-05	16	51
Alla perioder		552

(59 % av dagarna för perioden 2021-08-20 till 2024-03-05)

Mängderna för in- respektive utloppet summerades för varje period angiven i Tabell 8 samt för alla perioder tillsammans. Mängden som avskilts för respektive period samt alla perioder tillsammans beräknades enligt Ekvation 8.

$$M_{avskiljt,period} = M_{in,period} - M_{ut,period} \quad (8)$$

Där M (mängd) ges i [kg]. Graden av avskiljning beräknades sedan för varje respektive period samt alla perioder tillsammans enligt Ekvation 9.

$$\% \text{ Avskiljning} = 100 * \frac{M_{avskiljt,period}}{M_{in,period}} \quad (9)$$

Genom att dividera mängderna in i dammen med tiden kunde även en belastning beräknas med enheten kg/år och därmed jämföras med belastningen från StormTac, se Ekvation 10.

$$B_{in,period} = \frac{M_{in,period}}{t_{period}} \quad (10)$$

Där B (belastning) ges i [kg/år], M (mängd) i [kg] och t (tid) i [år]. Enligt denna metod kunde avskiljningsgraden beräknas för olika perioder men även för hela perioden med kontinuerliga och tillförlitliga mätningar från att sensorerna installerades fram till idag. En osäkerhetsanalys gjordes även genom att avskiljningen beräknades på tre olika sätt, där det fanns signifikanta samband. Detta då det upprättats tre linjära samband mellan turbiditet och respektive förorening; turbiditet uppmätt i fält, turbiditet uppmätt i laboratorium och turbiditeten enligt sensorn.

4 RESULTAT

4.1 STICKPROVER

Det fanns en viss diskontinuitet i vilket laboratorium stickproverna analyserades på, om turbiditeten analyserades i fält och/eller laboratorium samt vem som genomförde provtagningen. En översikt av provtagningsdatum och hur provtagningen genomfördes redovisas i Tabell 9.

Tabell 9. Genomförda stickprovtagningar i in- och utloppet till Gottsunda dagvattenpark.

Datum	Prov nr.	Provtagnings plats	Provtagare	Lab.	Turbiditet analyserad i fält Ja/Nej	Turbiditet analyserad i lab. Ja/Nej
2022-05-11 20:50	1	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2022-05-20 07:50	2	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2022-06-02 07:25	3	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2022-06-10 11:55	4	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2022-07-04 12:51	5	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2022-08-18 09:05	6	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2022-09-13 09:53	7	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2022-10-24 22:25	8	G-IN	WRS	Eurofins	Ja	Nej
2023-05-17 10:50	504017	G-IN	SLU	SLU	Nej	Ja
2023-11-03 14:01	518526	G-IN	WRS	SLU	Ja	Ja
2024-01-22 09:45	526730	G-IN	Sara Svenda	SLU	Ja	Ja
2024-01-23 12:00	526731	G-IN	Sara Svenda	SLU	Ja	Ja
2024-02-16 10:20	526732	G-IN	Sara Svenda	SLU	Ja	Ja
2023-05-09 15:45	504016	G-UT	SLU	SLU	Nej	Ja
2023-05-17 10:35	504020	G-UT	SLU	SLU	Nej	Ja
2023-11-03 14:17	504018	G-UT	WRS	SLU	Ja	Ja
2023-11-08 09:05	504019	G-UT	WRS	SLU	Ja	Ja
2023-12-19 10:35	519662	G-UT	WRS	SLU	Ja	Ja
2023-12-21 11:28	519663	G-UT	WRS	SLU	Ja	Ja
2024-01-23 11:30	526739	G-UT	Sara Svenda	SLU	Ja	Ja
2024-02-09 10:50	526741	G-UT	Sara Svenda	SLU	Ja	Ja
2024-02-16 13:05	526740	G-UT	Sara Svenda	SLU	Ja	Ja

Båda laboratorierna är ackrediterade och relevanta analyser genomfördes av halter av suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink. Målet med stickprovtagningen var att täcka in ett så brett spann av turbiditeter som möjligt i inkommande och utgående vatten. För att se vilka analysmetoder som användes samt detektionsgränser och mätosäkerheter se Bilaga 8.1. Värt att notera är att sex inloppsprover av totalkadmium låg under detektionsgränsen på 0,1 µg/l och för att kunna använda dessa i de linjära regressionerna halverades värdet till halva detektionsgränsen. Exempel på var på sensorns turbiditetskurva som stickproverna togs samt hur laboration respektive fältmätningarna av turbiditet överensstämmer med sensorns turbiditet se Bilaga 8.2. I pilotstudien av WRS finns figurer för de åtta första mätningarna i inloppet, stickprovernas uppmätta turbiditet i fält jämfört med sensorturbiditeten (2023a). Generellt kan ses att förloppet är snabbare för inloppet än för utloppet.

4.1.1 Fördelning löst och partikulärt bundet

Stickproverna undersöktes både med hänsyn till totalhalten av de olika föroreningarna samt den partikulärt bundna och den lösta fraktionen. Analysmetoder framgår av Tabell 19 i Bilaga 8.1. Andelen lösta föroreningar har beräknats för fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink för samtliga stickprover i både in- och utloppet. Hur fördelningen såg ut mellan löst och partikulärt bundet för respektive ämne och stickprov kan ses i Bilaga 8.3. Medelvärden av andelen löst fraktion samt medelhalten av den lösta fraktionen i in- respektive utloppet för de undersökta föroreningarna kan ses i Tabell 10. Andelen löst fraktion är i medeltal högre för utloppet än för inloppet för alla undersökta föroreningar. Medelhalten varierar mindre mellan in- och utlopp än den lösta fraktionen gör.

Tabell 10. Medelvärde % löst samt medelhalt av den lösta fraktionen i in- och utlopp för de olika föroreningarna utifrån stickproverna.

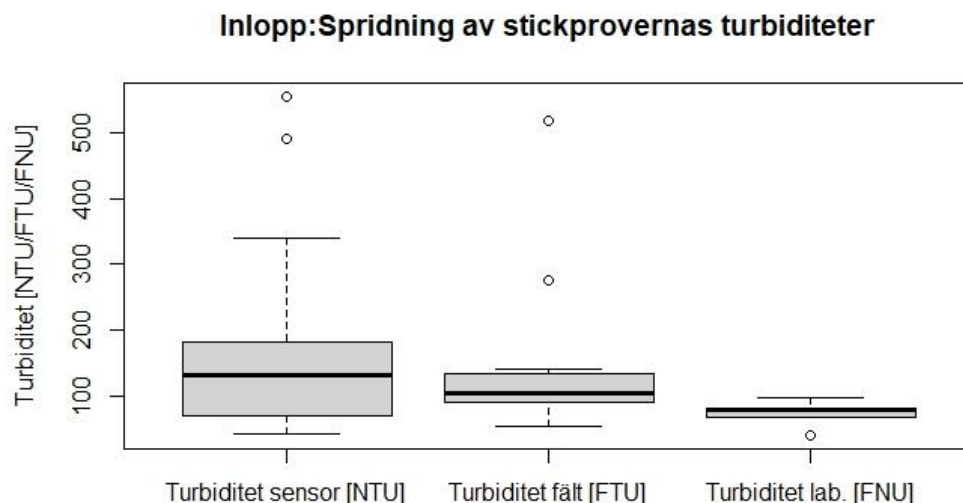
Ämne	Inlopp medelvärde % löst	Inlopp medelhalt löst [$\mu\text{g/l}$]	Utlopp medelvärde % löst	Utlopp medelhalt löst [$\mu\text{g/l}$]
Fosfor	28	37	45	35
Kadmium	19	9,0E-03	47	7,4E-03
Krom	13	0,30	31	0,22
Nickel	24	0,45	66	0,57
Koppar	38	2,9	65	2,3
Bly	1,7	0,040	3,3	0,021
Zink	26	15	45	9,2

4.2 SAMBAND MELLAN TURBIDITETER OCH FÖRORENINGSHALTER

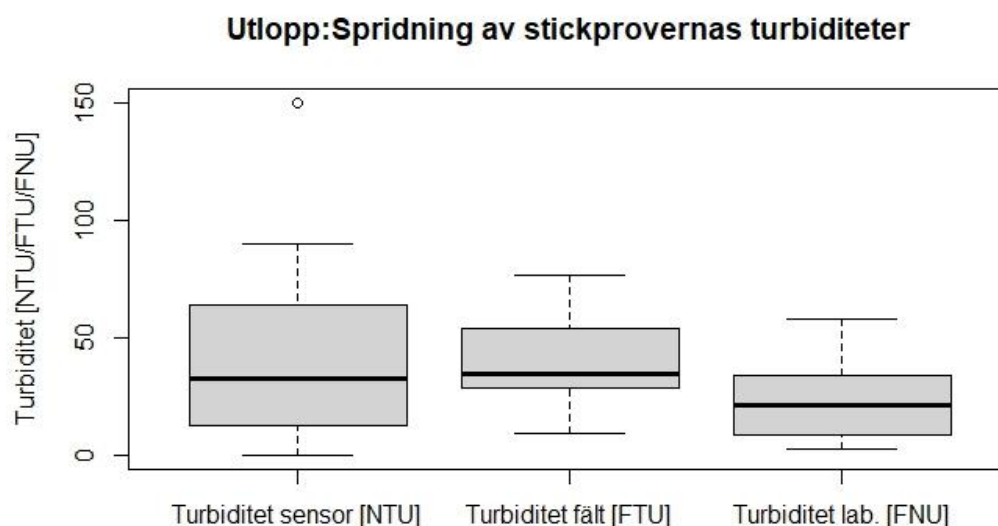
Linjära samband har undersökts för samtliga föroreningar (suspenderat material, fosfor, kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink) med tre olika metoder för turbiditetsmätning.

För en majoritet av stickprovtagningstillfällena har turbiditeten analyserats i fält (se Tabell 9 i avsnitt 3.2.1). Mätningen av turbiditeten i fält genomfördes på samma vatten som skickades in på analys. Stickprovernas turbiditet har även analyserats i laboratorium, men dock enbart de prover som analyserats på SLU. Sensorn uppmätte turbiditeten vid tillfället för samtliga stickprovtagningar.

Linjära samband med de olika typerna av turbiditetsmätningar har analyserats för att få en uppfattning om osäkerheterna i sensorernas mätningar. För att se hur pass olika dataseten av de olika typerna av turbiditet är genomfördes Wilcoxon signed rank test för in- respektive utloppet. I inloppet var $p >$ än 0,05 för alla kombinationer, dataseten är alltså inte statistiskt signifikant skilda. Spridningen på de olika turbiditetsdataseten i inloppet kan ses i Figur 14. I utloppet var $p >$ 0,05 för kombinationen fält och lab., men $<$ 0,05 för kombinationerna fält och sensor samt lab. och sensor. Detta innebär att sensormätningarna av turbiditet var statistiskt skilt från både laborationsmätningar och fältmätningarna av turbiditet. Spridningen på de olika turbiditetsdataseten i utloppet kan ses i Figur 15.



Figur 14. Boxplots av de olika typerna av uppmätt turbiditet för stickproverna i inloppet.



Figur 15. Boxplots av de olika typerna av uppmätt turbiditet för stickproverna i utloppet.

Linjära samband har undersökts för totalhalten, den lösta fraktionen och för den partikulärt bundna fraktionen för alla föroreningar. Suspenderat material har enbart undersökts för totalhalten då det är partikulärt material. Resultaten av samtliga linjära regressioner kan ses i Bilaga 8.6 och plottarna för de som uppvisade signifikanta samband kan ses i Bilaga 8.7. I Tabell 11 och Tabell 12 kan det linjära sambandet, R^2 -värdet, p-värdet och antal prov n ses för samtliga signifikanta samband ($p < 0,05$) i in-respektive utloppet till Gottsunda dagvattenpark.

Tabell 11. Linjära signifikanta samband mellan turbiditeter och föroreningar i inloppet till Gottsunda dagvattenpark. X innebär att signifikant samband saknas. Grönt = starkt linjärt samband och gult = måttligt linjärt samband, se Tabell 1. För p-värdena representerar * p < 0,05, **p < 0,01 och ***p < 0,001. För samtliga linjära samband se Bilaga 8.6.

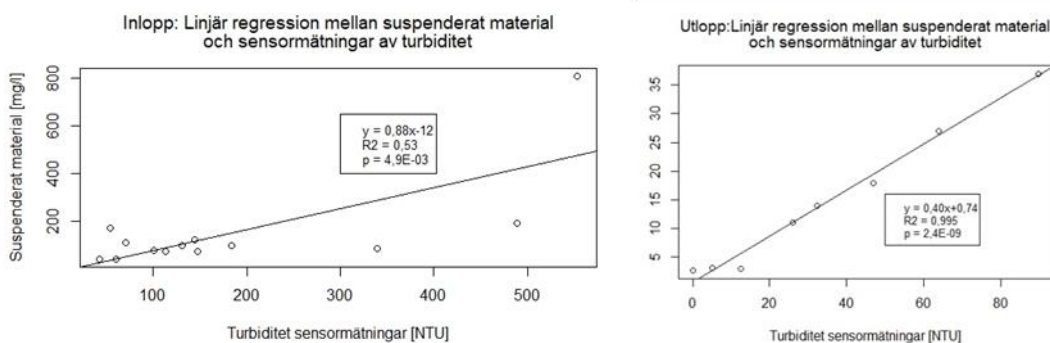
Förorening	Turbiditet sensor [NTU] n=13	Turbiditet fält [FTU] n=12	Turbiditet lab. [FNU] n=5
Suspenderat material [mg/l]	y = 0,88x-12 R ² = 0,53 p = **	y = 1,6x-77 R ² = 0,92 p = ***	X
Totalfosfor [µg/l]	y = 0,75x+42 R ² = 0,62 p = **	y = 1,3x-0,61 R ² = 0,95 p = ***	X
Partikelbunden fosfor [µg/l]	y = 0,77x+2,1 R ² = 0,61 p = **	y = 1,3x-45 R ² = 0,94 p = ***	X
Totalkadmium [µg/l]	y = 1,5E-04x+0,031 R ² = 0,59 p = **	y = 2,5E-04x+0,023 R ² = 0,91 p = ***	X
Partikelbundet kadmium [µg/l]	y = 1,5E-04x+0,021 R ² = 0,59 p = **	y = 2,6E-04x+0,013 R ² = 0,91 p = ***	X
Totalkoppars [µg/l]	X	y = 0,023x+5,0 R ² = 0,48 p = *	X
Partikelbundet koppars [µg/l]	y = 0,011x+3,3 R ² = 0,32 p = *	y = 0,019x+2,6 R ² = 0,53 p = **	X
Totalbly [µg/l]	y = 9,6E-03x+1,7 R ² = 0,58 p = **	y = 0,016x+1,2 R ² = 0,82 p = ***	y = 0,038x+0,26 R ² = 0,80 p = *
Partikelbundet bly [µg/l]	y = 9,6E-03x+1,7 R ² = 0,58 p = **	y = 0,016x+1,2 R ² = 0,82 p = ***	y = 0,038x+0,19 R ² = 0,80 p = *
Totalzink [µg/l]	y = 0,13x+45 R ² = 0,51 p = **	y = 0,20x+40 R ² = 0,66 p = **	X
Partikelbunden zink [µg/l]	y = 0,13x+29 R ² = 0,50 p = **	y = 0,22x+22 R ² = 0,71 p = ***	X

Tabell 12. Linjära signifikanta samband mellan turbiditeter och föroreningar i utloppet till Gottsunda dagvattenpark. X innebär att signifikant samband saknas. Grönt = starkt linjärt samband och gult = måttligt linjärt samband, se Tabell 1. För p-värdena representerar * p < 0,05, **p < 0,01 och ***p < 0,001. För samtliga linjära samband se Bilaga 8.6.

Förorening	Turbiditet sensor [NTU] n=9	Turbiditet fält [FTU] n=7	Turbiditet lab. [FNU] n=9
Suspenderat material [mg/l]	y = 0,40x+0,74 R ² = 0,995 p = ***	y = 0,73x-5,3 R ² = 0,88 p = **	y = 0,99x-4,2 R ² = 0,96 p = ***
Totalfosfor [µg/l]	X	X	y = 1,4x+35 R ² = 0,50 p = *
Partikelbunden fosfor [µg/l]	y = 0,32x+19 R ² = 0,67 p = **	y = 0,58x+17 R ² = 0,68 p = *	y = 0,86x+14 R ² = 0,74 p = **

Totalkadmium [µg/l]	$y = 1,3E-04x+9,3E-03$ $R^2= 0,83$ $p = ***$	$y = 1,9E-04x+0,010$ $R^2= 0,81$ $p = **$	$y = 3,4E-04x+7,3E-03$ $R^2= 0,88$ $p = ***$
Partikelbundet kadmium [µg/l]	$y = 9,0E-05x+3,8E-03$ $R^2= 0,95$ $p = ***$	$y = 1,7E-04x+2,2E-03$ $R^2= 0,83$ $p = **$	$y = 2,2E-04x+2,8E-03$ $R^2= 0,87$ $p = ***$
Totalkrom [µg/l]	$y = 9,2E-03x+0,39$ $R^2= 0,74$ $p = **$	$y = 0,016x+0,33$ $R^2= 0,77$ $p = **$	$y = 0,025x+0,23$ $R^2= 0,83$ $p = ***$
Partikelbundet krom [µg/l]	$y = 7,9E-03x+0,24$ $R^2= 0,80$ $p = **$	$y = 0,014x+0,19$ $R^2= 0,83$ $p = **$	$y = 0,021x+0,11$ $R^2= 0,88$ $p = ***$
Löst krom [µg/l]	X	X	$y = 3,8E-03x+0,13$ $R^2= 0,53$ $p = *$
Partikelbundet nickel [µg/l]	X	X	$y = 7,8E-03x+0,14$ $R^2= 0,52$ $p = *$
Partikelbundet koppar [µg/l]	$y = 8,4E-03x+0,94$ $R^2= 0,50$ $p = *$	$y = 0,018x+0,69$ $R^2= 0,73$ $p = *$	$y = 0,022x+0,81$ $R^2= 0,52$ $p = *$
Totalbly [µg/l]	$y = 0,014x+0,21$ $R^2= 0,89$ $p = ***$	$y = 0,024x+0,10$ $R^2= 0,84$ $p = **$	$y = 0,036x-6,3E-03$ $R^2= 0,95$ $p = ***$
Partikelbundet bly [µg/l]	$y = 0,013x+0,20$ $R^2= 0,90$ $p = ***$	$y = 0,023x+0,095$ $R^2= 0,85$ $p = **$	$y = 0,035x-0,013$ $R^2= 0,95$ $p = ***$
Löst bly [µg/l]	X	X	$y = 5,6E-04x+7,0E-03$ $R^2= 0,45$ $p = *$
Totalzink [µg/l]	$y = 0,20x+11$ $R^2= 0,63$ $p = *$	$y = 0,29x+13$ $R^2= 0,63$ $p = *$	$y = 0,56x+6,7$ $R^2= 0,81$ $p = ***$
Partikelbunden zink [µg/l]	$y = 0,14x+4,6$ $R^2= 0,87$ $p = ***$	$y = 0,23x+4,2$ $R^2= 0,94$ $p = ***$	$y = 0,37x+2,3$ $R^2= 0,97$ $p = ***$

Spridningen i turbiditetsvärdena ser något olika ut i in- och utlopp. I inloppet är spannet av turbiditeter mellan 42–550 FTU/FNU/NTU där de flesta prover befinner sig runt 100. I utloppet är intervallet mellan 0 och 150 FTU/FNU/NTU. Detta kommer att påverka tillförlitligheten på det linjära sambandet där inloppets samband är mycket osäkrare till följd av att de flesta prover befinner sig i den lägre delen av spannet medan det i utloppet är mer jämt spritt, se Figur 16 för ett exempel.



Figur 16. Jämförelse mellan in- och utlopp för sambandet mellan suspenderat material och sensormätningar av turbiditet.

4.3 FÖRORENINGSTRANSPORT OCH AVSKILJNING

4.3.1 Nederbördsmängder under de undersökta perioderna

Det saknas kontinuerliga sensordata för alla undersökta år som dammen varit i bruk (år 2021–2024). I Tabell 13 nedan redovisas hur mycket nederbörd som fallit under de perioder där det finns kontinuerlig data, och hur stor andel av årsnederbörden som denna utgör.

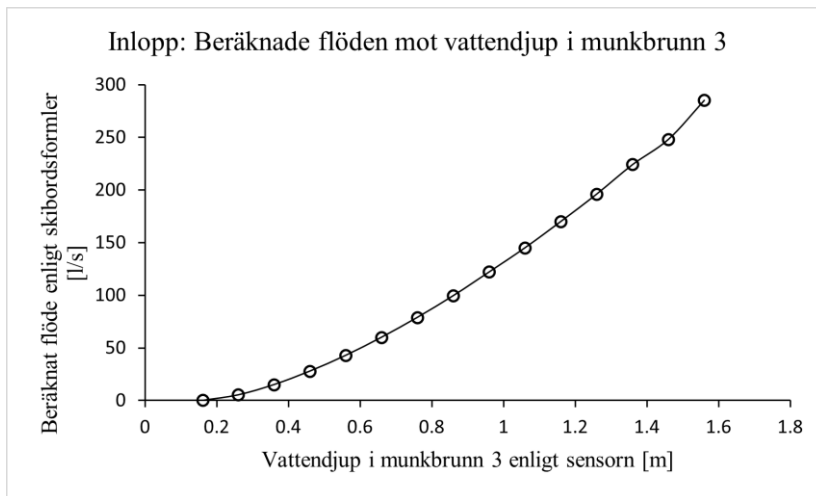
Nederbördsdata är hämtad från SMHI (2024). Nederbörden ger en indikation på hur stor del av flödena och transporterna som representeras av de studerade perioderna. Under 2021 täcktes endast 17 % av årsnederbörden in, medan andelen 2022 var 62 % och 2023 72 %. Värt att notera är att även nederbörd som faller som snö är inräknat. Om nederbörd faller som snö kommer det inte rinna direkt in i dammen utan kommer att rinna till dammen under snösmältningen.

Tabell 13. Ackumulerad nederbörd under perioderna med kontinuerliga sensordata samt ackumulerad total årsnederbörd för respektive år som dammen varit i bruk och hur stor andel av denna nederbörd som fallit under de kontinuerliga perioderna. Nederbördsdata hämtad från SMHI (2024).

Kontinuerliga perioder med data tillgängligt för in- och utlopp	Ackumulerad nederbörd under period [mm]	År	Ackumulerad årsnederbörd per år [mm]	% av totala årsnederbörden som representeras av perioderna
2021-08-20 → 2021-09-05	25			
2021-09-27 → 2021-10-07	20			
2021-10-18 → 2021-11-22	39	2021	500	17
2022-03-17 → 2022-04-20	34			
2022-04-25 → 2022-06-18	68			
2022-06-28 → 2022-08-22	130			
2022-08-26 → 2022-09-23	120			
2022-09-27 → 2022-09-29	3,2	2022	580	62
2023-03-24 → 2023-05-05	62			
2023-05-09 → 2023-06-07	19			
2023-06-09 → 2023-08-17	240			
2023-09-08 → 2023-10-09	29			
2023-10-19 → 2023-11-13	96			
2023-11-16 → 2023-12-19	46	2023 (→2023-12-19)	680	72
2023-12-21 → 2024-01-13	40			
2024-01-15 → 2024-03-05	88	2023/2024 (2023-12-21→ 2024-03-05)	130	96
Alla perioder	1100	Alla år 2021-01-01→ 2024-03-05	1900	56

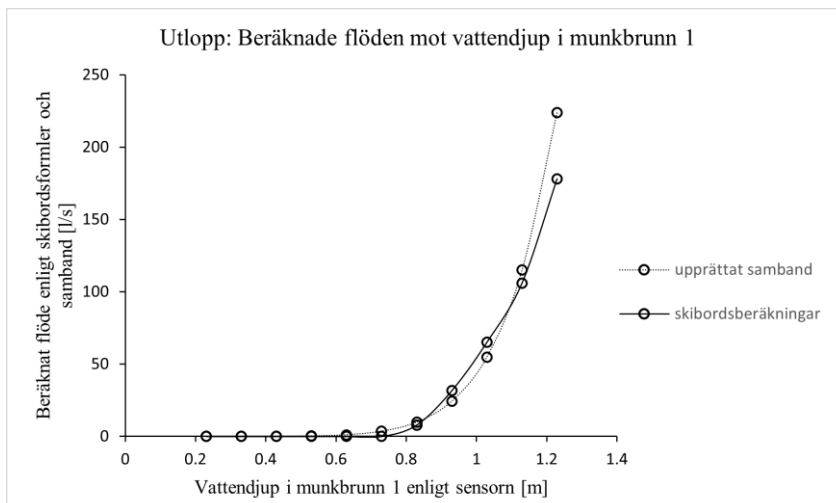
4.3.2 In- och utflöden samt volymer i in- och utlopp för de undersökta perioderna

In- och utflödena till Gottsunda dagvattenpark beräknades enligt metoden i avsnitt 3.4.1 och 3.4.2. Beräkningarna baseras på djupet som uppmätts av sensorn i munkbrunn 3 respektive 1. Exempel på vad olika vattendjup i munkbrunn 3 ger för inflöde kan ses i Figur 17.



Figur 17. Exempel på vattendjup i munkbrunn 3 och dess korresponderande inflöde till Gottsunda dagvattenpark baserat på skibordsberäkningarna.

I Figur 18 illustreras exempel på vad olika djup i munkbrunn 1 ger för beräknat utflöde. Utflödena är beräknade på två sätt, dels baserat på samband mellan uppmätta flödena av Norconsult och vattendjupet i munkbrunn 1. Teoretiska beräkningar upprättades även från skibordets konstruktion utan att ta hänsyn till balken. Skibordsberäkningarna används som en verifikation att flödena beräknade genom sambandet mellan uppmätt flöde och sensorns nivå är av rimlig storleksordning.



Figur 18. Exempel på vattendjup i munkbrunn 1 och dess korresponderande utflöde från Gottsunda dagvattenpark baserat på det upprättade sambandet, mellan sensorns nivå och uppmätt flöde, samt skibordsberäkningarna.

För att förstå hur mycket vatten som beräknats rinna in till respektive ut ur dammen har vattenvolymer för de kontinuerliga perioderna beräknats, se Tabell 14. Det kan observeras att volymen ut är större än volymen in för alla perioder tillsammans. Under 2023 överensstämmer generellt volymer in och ut bättre än för 2021 och 2022.

Tabell 14. Vattenvolymer in och ut ur Gottsunda dagvattenpark för de kontinuerliga perioderna.

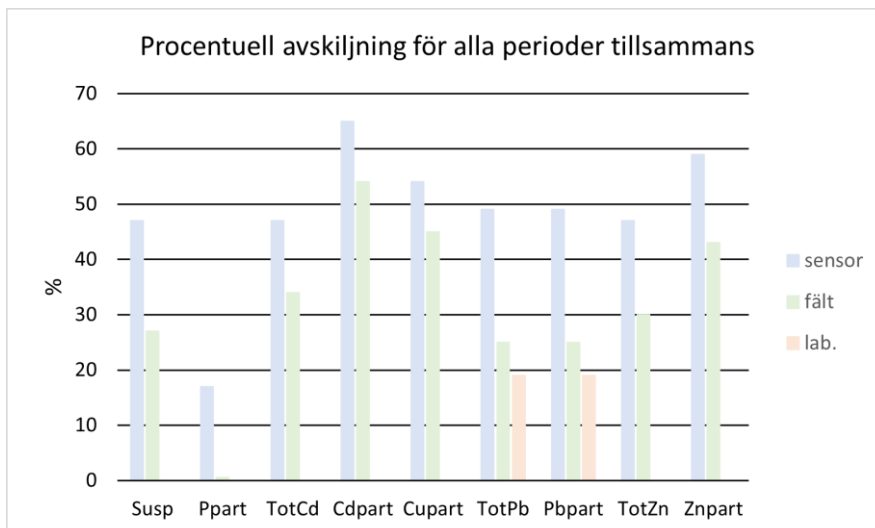
Kontinuerliga perioder	Volym inlopp [m ³]	Volym utlopp [m ³]
2021-08-20 → 2021-09-05	1 600	15 000
2021-09-27 → 2021-10-07	1 200	7 500
2021-10-18 → 2021-11-22	3 900	28 000
2022-03-17 → 2022-04-20	20 000	80 000
2022-04-25 → 2022-06-18	15 000	55 000
2022-06-28 → 2022-08-22	13 000	38 000
2022-08-26 → 2022-09-23	20 000	7 500
2022-09-27 → 2022-09-29	1 100	25
2023-03-24 → 2023-05-05	81 000	36 000
2023-05-09 → 2023-06-07	30 000	18 000
2023-06-09 → 2023-08-17	47 000	19 000
2023-09-08 → 2023-10-09	6 300	7 200
2023-10-19 → 2023-11-13	29 000	38 000
2023-11-16 → 2023-12-19	39 000	28 000
2023-12-21 → 2024-01-13	32 000	23 000
2024-01-15 → 2024-03-05	100 000	210 000
Alla perioder	440 000	610 000

4.3.3 Avskiljning av föroreningar

Utifrån de linjära sambanden samt in- och utflöden har transporten av föroreningar in till och ut från dammen beräknats för perioderna med kontinuerlig sensordata. Mängderna har beräknats för alla ämnen som uppvisade signifikanta samband, se avsnitt 4.2. Avskiljningen kan enbart beräknas för de föroreningar som uppvisar signifikanta samband i både in- och utloppet, vilket är suspenderat material, partikulära halter av fosfor, kadmium, koppar, bly och zink samt totalhalter av kadmium, bly och zink. Mängderna som transporterats in och ut av de ovan nämnda föroreningarna för perioderna med kontinuerliga sensordata kan ses i Tabell 29 och Tabell 30 i Bilaga 8.8.

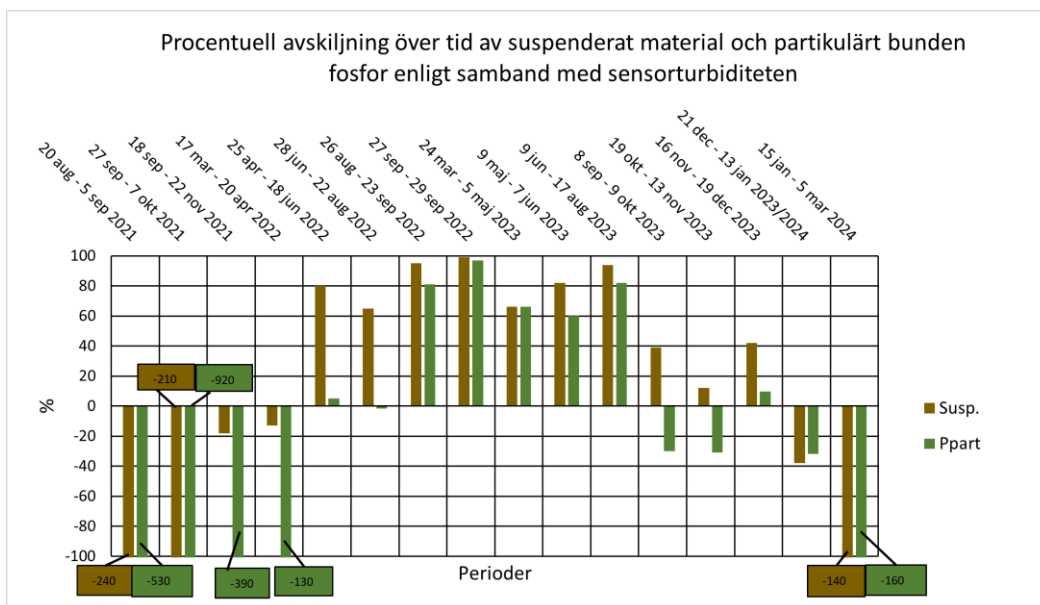
Samband undersöktes för respektive förorening med de tre olika varianterna av uppmätt turbiditet (via sensorn, i fält och på laboratorium). Föroreningsmängder beräknades endast för de varianter som uppvisade ett signifikant samband. I tabellerna representerar de ljusblå fälten föroreningsmängderna beräknade utifrån sambanden med turbiditeten uppmätt av sensorn. De ljusgröna utifrån sambanden med fältmätningarna av turbiditet och de ljusorangea utifrån sambanden med laboriemätningar av turbiditet. Att alla tre varianter redovisades var för att visa på en spridning i beräknade mängder och sensors osäkerhet. Föroreningsmängderna beräknades genom sensors uppmätta turbiditet och anges i kg medan fält och laboriemängderna anges i procent. Procentsatsen visade hur mycket de avviker från sensors mängder. Då det är sensors turbiditets- och djupregistreringar som användes för att beräkna mängderna bedömdes sambandet mellan föroreningshalterna i stickproverna och sensors turbiditet vara mest tillförlitliga. Notera att i Tabell 30 (Bilaga 8.8) fanns enbart signifikanta samband för totalfosfor i utloppet med laborationsmätningarna av turbiditet, dessa mängder anges därmed i kg.

För de ämnen som uppvisade signifikanta samband för både in- och utlopp kunde sedermera anläggningens avskiljning beräknas. För att kunna beräkna avskiljningen behövde ämnet uppvisa ett signifikant samband med samma typ av uppmätt turbiditet i både in och utloppet. Därmed kunde ingen avskiljning beräknas för totalfosfor. I Figur 19 kan den totala avskiljningsförmågan ses för alla perioder med kontinuerliga data.

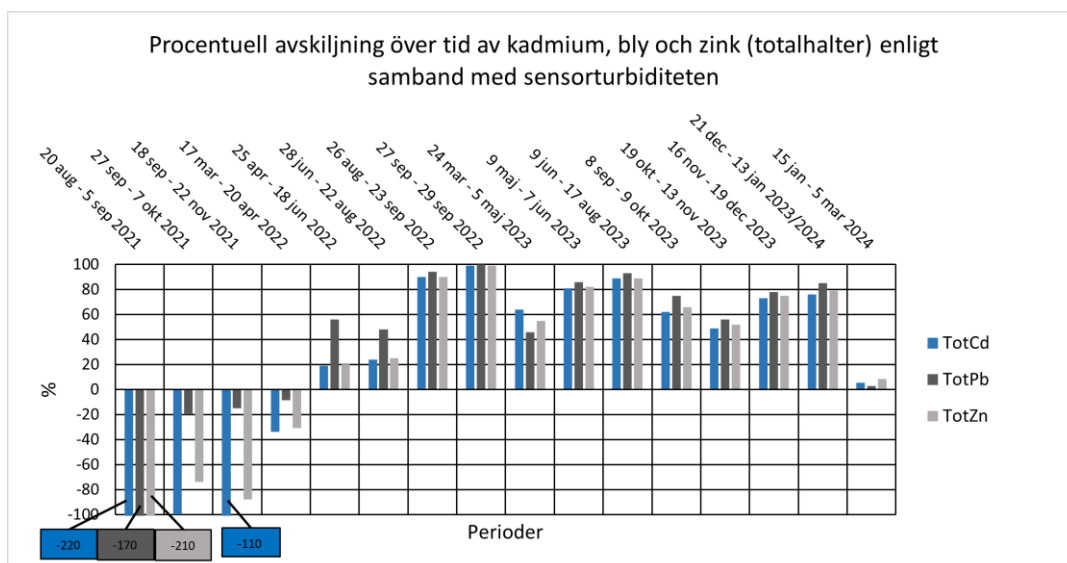


Figur 19. Procentuell avskiljning för respektive förorening för alla perioder för de olika typerna av uppmätt turbiditet.

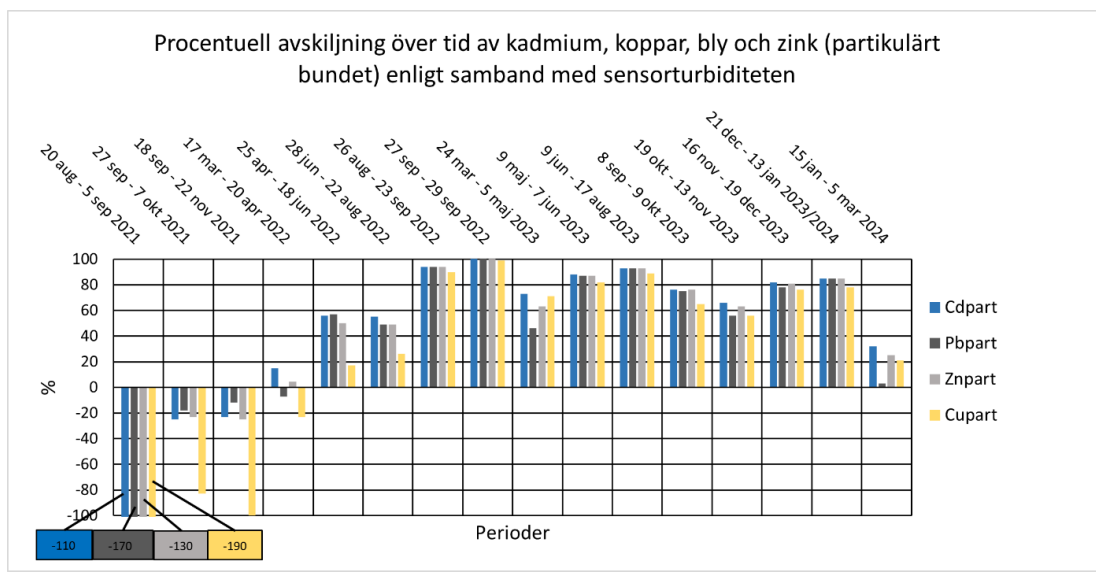
I Figur 20, Figur 21 och Figur 22 illustreras hur avskiljningen för respektive förorening har förändrats över tid. Notera att det enbart är avskiljningen utifrån samband med sensorturbiditeten som illustreras. För att se de andra varianterna och siffervärden se Tabell 31 för avskiljningen i kg och Tabell 32 för avskiljningen i procent i Bilaga 8.9. Värt att notera är också att procenten är i relation till mängderna, exempelvis har perioderna 2022-06-28 till 2022-08-22 och 2023-03-24 till 2023-05-05 ungefär lika stor procentuell avskiljning men i den första perioden avskiljs 600 kg suspenderat materialet och i den andra perioden 8,7 ton suspenderat material, se Tabell 32. Det är därmed viktigt att komma ihåg att procenten är relativa. Generellt sett är avskiljningsförmågan som högst då beräkningen är baserad på sensormätningarna av turbiditet och som lägst då de är baserade på laborationsmätningarna av turbiditet.



Figur 20. Procentuell avskiljning över tid av suspenderat material och partikulärt bunden fosfor. Här visas enbart avskiljningen utifrån samband med sensorturbiditeten, för de andra sambanden med de andra typerna av uppmätt turbiditet se Tabell 32 i Bilaga 8.9. För de perioder där avskiljningen är mindre än 100 % är det markerat i textutor.



Figur 21. Procentuell avskiljning över tid av kadmium, koppar och bly (totalhalter). Här visas enbart avskiljningen utifrån samband med sensorturbiditeten, för de andra sambanden med de andra typerna av uppmätt turbiditet se Tabell 32 i Bilaga 8.9. För de perioder där avskiljningen är mindre än 100 % är det markerat i textutor



Figur 22. Procentuell avskiljning över tid av kadmium, koppar, bly och zink (partikulärt bundet). Här visas enbart avskiljningen utifrån samband med sensorturbiditeten, för de andra sambanden med de andra typerna av uppmätt turbiditet se Tabell 32 i Bilaga 8.9. För de perioder där avskiljningen är mindre än 100 % är det markerat i textrutor.

4.3.4 Medelhalter i in- och utlopp samt belastningar in i Gottsunda dagvattenpark

Medelhalter i in- och utloppet har beräknats utifrån stickproverna och jämförs i Tabell 15 med medelhalter beräknade utifrån modelleringsverktyget StormTac, se WRS (2023a), samt medelhalter uppmätta av Norconsult (2024) genom flödesproportionell provtagning (vid perioder med låga flöden kombinerat med tidsstyrd provtagning). Flödesviktade medelhalter i inloppet baseras på årsbelastningarna i Tabell 16 och årsmedelflöde utifrån antalet dagar Tabell 8 och vattenvolymer i Tabell 14. Årsbelastningar i det norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark har beräknats utifrån mängderna i Tabell 29 i Bilaga 8.8 för alla perioder tillsammans och jämförs i Tabell 16 med årsbelastningar beräknade i StormTac (WRS 2023a).

Tabell 15. Jämförelse av totalmedelhalter i inlopp för stickprov, flödesviktade medelhalter, uppmätta halter (Norconsult 2024) och modellerade halter (WRS 2023a) samt jämförelse av totalmedelhalter i utlopp för stickprov och uppmätta halter (Norconsult 2024).

Område	Susp. [mg/l]	Fosfor [µ/l]	Kadmium [µ/l]	Krom [µ/l]	Nickel [µ/l]	Koppar [µ/l]	Bly [µ/l]	Zink [µ/l]
Norra inloppet StormTac	68	185	0,47	8,6	7,0	22	11	73
Norra inloppet Norconsult	13	94	-	6,7	3,8	14	4,3	43
Norra inloppet stickprover	150	180	0,059	3,0	2,2	8,2	3,5	69
Norra inloppet flödesviktade	62	95	0,030	-	-	5,0	1,9	40
Utlopp Norconsult	7,4	89	-	0,9	1,3	15	1,1	17
Utlopp stickprover	20	70	0,015	0,83	0,90	3,7	0,85	20

Tabell 16. Beräknade mängder för norra inloppet jämförs med modellerade värden (WRS 2023a). Blått representerar årsbelastning uträknat utifrån sensorns turbiditet, grönt utifrån turbiditet uppmätt i fält och orange utifrån turbiditet uppmätt i laboratorium.

Område	Susp. [kg/år]		Fosfor [kg/år]		Kadmium [kg/år]		Krom [kg/år]		Nickel [kg/år]		Koppar [kg/år]		Bly [kg/år]		Zink [kg/år]	
Norra inloppet StormTac	14 000		40		0,099		1,8		1,5		4,5		2,2		15	
Norra inloppet beräknat	16 000	20 000	28	27	0,012	0,012	-	-	-	-	-	2,0	0,71	0,70	16	16
		-		-		-		-		-			0,89			-

Dessutom jämförs belastningar för de perioder då den kontinuerliga sensordatan korrelerade med de perioder Norconsult beräknat belastningar genom flödesproportionell/tidsstyrd provtagning, se Tabell 17. Belastningar har inte kunnat beräknas för totalhalten av krom, nickel och koppar då dessa inte uppvisade signifikanta samband med turbiditeten.

Tabell 17. Jämförelse av beräknad belastning i denna studie med beräknad belastning av Norconsult utifrån flödesproportionell provtagning (Norconsult 2024) för perioder med korrelerande kontinuerlig sensordata. Belastningarna från Norconsult i vita celler och de beräknade i färgade celler i tabellen. Blått representerar belastning uträknat utifrån sensorns turbiditet, grönt utifrån turbiditet uppmätt i fält och orange utifrån turbiditet uppmätt i laboratorium.

Period	Susp. [kg]	Susp. [kg]	Fosfor [kg]	Fosfor [kg]	Koppar [kg]	Koppar [kg]	Bly [kg]	Bly [kg]	Zink [kg]	Zink [kg]
21sep- 4okt	52	28	0,23	0,11	0,016	0,010	0,003	0,0036	0,13	0,088
		21		0,066				0,0031 0,0025		0,083
5okt- 17okt	16	65	0,23	0,20	0,013	0,017	-	0,0060	0,08	0,14
		61		0,13				0,0052 0,0049		0,14
18okt- 1nov	140	360	1,6	0,71	0,053	0,051	-	0,018	0,54	0,42
		320		0,63				0,018 0,021		0,42
2nov- 14nov	270	280	1,8	1,4	0,15	0,12	-	0,043	0,83	1,1
		140		0,71				0,036 0,028		1,0

5 DISKUSSION

5.1 SAMBAND MELLAN TURBIDITET OCH FÖRORENINGSHALTER

Både för inkommande och utgående vatten i Gottsunda dagvattenpark finns starka och signifikanta samband mellan turbiditet och halter av olika föroreningar. För inloppet fanns statistiskt signifikanta samband mellan turbiditeten och suspenderat material samt för totalhalter och partikelbundna halter av fosfor, kadmium, koppar, bly och zink. I utloppet fanns förutom de samband som kan ses för inloppet även signifikanta samband för totalkrom, partikelbundet krom, löst krom, partikelbundet nickel och löst bly men inte för totalkoppar.

5.1.1 Inloppet

I inloppet är det enbart totalbly och partikelbundet bly som uppvisar signifikanta samband med turbiditeten uppmätt i laboratorium, medan turbiditeten uppmätt i fält uppvisar signifikanta samband för alla föroreningar nämnda ovan, se Tabell 11. Anledningen till detta kan bero på att det bara är fem prover från inloppet som analyserats i laboratorium medan alla förutom ett prov har analyserats i fält, se Tabell 9. Datasetet mellan laboratoriemätningar av turbiditet och föroreningarna är alltså avsevärt mycket mindre, ju mindre dataset desto större behöver signifikansnivån vara för att ge statistisk signifikans. Då signifikansnivån är bestämt till 0,05 så är det svårare att nå statistisk signifikans med få prover (Helsel et al. 2020).

Vid en jämförelse mellan sambanden utifrån sensormätningarnas respektive fältmätningarnas turbiditet, kan det observeras att fältmätningarna för samtliga föroreningar med signifikanta samband ger ett lägre p-värde och ett högre R^2 -värde. Detta trots att antal prov var fler för sensormätningarna. En förklaring till detta är provplatsernas lokalisering. Stickproverna togs i inloppsdiket strax innan försedimenteringsdamm B, innan vattnet når munkbrunn 3 där sensorn sitter. Fältmätningarna av turbiditeten gjordes på samma vatten som skickades in till laboratorium för analys medan sensorn mäter turbiditeten i munkbrunnen. Det är därför inte exakt samma vatten som registreras av sensorn i munkbrunnen då en viss del av vattnet går via diket direkt in i försedimenteringsdamm B, utan att passera brunnen. För att få ett starkare samband mellan föroreningshalterna och sensorturbiditeten borde stickproverna tagits i munkbrunnen.

Värt att notera är att R^2 -värdena i inloppet är något osäkra. Detta till följd av att de flesta stickprover har en turbiditet runt 100 NTU/FTU/FNU och då det enbart är ett fåtal mätningar med höga värden upp mot 300–500 NTU/FTU/FNU vilket kan ses i Bilaga 8.7. Detta kan kraftigt påverka den linjära regressionen om de höga värdena har hög influens (Helsel et al. 2020). För att testa influensen av extremvärdena genomfördes linjär regression utan dessa höga värden för att se om regressionslinjen kraftigt ändrade sig. Extremvärdena uppvisade hög influens, detta eftersom dataseten utan extremvärdena enbart visade statistiskt signifikanta samband mellan fältmätningar av turbiditet och suspenderat material samt sensormätningar av turbiditet med löst krom. Sambandet mellan fältmätningar och suspenderat material med extremvärdena uppvisade en förklaringsfaktor på 0,92 medan förklaringsfaktorn bara är 0,63 utan extremvärdena. Men eftersom turbiditeten i inloppet har uppgått till runt 2 000 NTU enligt sensorn bedömdes det viktigt att i sambanden täcka in de höga värdena av turbiditet. Därmed beslutades det att använda de linjära sambanden med extremvärdena trots den höga influensen. Idealt hade det behövts fler stickprover som fångade in höga turbiditetsvärdena för att få mer säkra samband, något som är viktigt att tänka på i framtida studier.

Av föroreningarna finns starkast samband för suspenderat material samt totalhalter och partikelbundna halter av fosfor, kadmium och bly. Att suspenderat material uppvisar hög

korrelation med turbiditeten är väntat då turbiditeten är ett mått på grumligheten av vattnet och starka samband har visats i tidigare studier både för dagvatten och för ytvattenförekomster (Al-Yaseri et al. 2013; Shen et al. 2018; Ghadiri et al. 2023; WRS 2023a; Villa et al. 2019; Jones et al. 2011). Mellan fältturbiditeten och suspenderat material erhålls ett R^2 -värde på 0,92, något som räknas som ett starkt linjärt samband medan det för sensormätningarna enbart erhålls ett R^2 -värde på 0,53 vilket räknas som måttligt samband (Ratner 2009). Fosfor är i hög grad partikelbundet i dagvatten (Blecken 2016) och för inloppet till Gottsunda dagvattenpark visar stickproverna på 72 % partikelbundet i medeltal, se Tabell 10. Detta förklarar det höga R^2 -värdet (0,95) mellan turbiditeten uppmätt i fält och totalfosfor. Partikelbunden fosfor uppvisar ett nästan lika högt R^2 -värde (0,94) vilket styrker att en majoritet av fosfor är partikelbunden.

Kadmium och bly är två av de analyserade metallerna som båda uppvisar en hög korrelation med turbiditeten. För fältmätningarna av turbiditeten är förklaringsfaktorn samma för de partikelbundna halterna som totalhalterna, 0,91 för kadmium respektive 0,82 för bly. Det samma gäller för sensormätningarna, om än med något lägre R^2 -värden (0,59 för kadmium respektive 0,58 för bly). Att sambanden är lika starka för de partikelbundna halterna och totalhalterna tyder på att en stor andel av metallerna är partikelbundna. Det styrks vidare av att den partikelbundna andelen i medel för kadmium är 81 % och 98 % för bly, se Tabell 10. Den partikelbundna andelen av halten bly i stickproverna är väldigt hög vilket överensstämmer med resultat från tidigare studier (Viklander et al. 2019 se Galfi et al. 2017). Bly har i tidigare studier uppvisat hög korrelation med suspenderat material, som i sin tur uppvisat hög korrelation med turbiditet (Ghadiri et al. 2023). Att kadmium är partikelbundet i så pass hög grad avviker dock från tidigare studier men det finns många faktorer som påverkar metallers löslighet så som pH (Viklander et al. 2019 se Galfi et al. 2017; Viklander et al. 2019 se Ingri 2012). För inloppet till Gottsunda dagvattenpark ligger pH-värdet i medel på 7,6 (uppmätt i fält och i laboratorium) och ju högre pH desto större andel partikelbundet (Köhler 2014).

Zink är i medel 73% partikelbundet, det vill säga något lägre än för kadmium. Detta visar sig även i de linjära regressionerna. För fältmätningarna av turbiditeten med totalhalten zink och partikelbunden zink ges R^2 -värden på 0,66 respektive 0,71. Det något högre förklaringsvärdet för partikelbunden zink kan motiveras av att zink i lägre grad är partikelbundet än exempelvis bly. Koppars är den metall som uppvisar svagast signifikant samband med turbiditeten. För totalkoppars finns enbart ett signifikant samband, för turbiditetsmätningarna i fält, medan partikulärt bundet koppars även visar ett signifikant samband med sensormätningarna av turbiditeten (dock ett svagt sådant). Förklaringsfaktorn är något lägre för totalkoppars vilket är rimligt då koppars i medel är 62 % partikelbundet. För totalhalten och den partikulärt bundna halten av koppars ges R^2 -värdena 0,48 respektive 0,53 för sambanden med fältmätningar av turbiditet.

Förklaringen till att vissa metaller uppvisar starkare samband med turbiditeten kan dels bero på fasfördelningen men något som också är viktigt att ta i beaktning är vilka typer av partiklar som metallerna är bundna till. Turbiditeten påverkas av ett flertal faktorer så som halten organiskt material och typen av partiklar (Bright et al. 2018; Fölster et al. 2019). Lösligheten av koppars påverkas i hög grad av halten organiskt material då koppars främst binder till organiskt material, zink och bly kan däremot även binda till större oorganiska partiklar (Luan & Vadas 2015). Vilken typ av partikulärt material som närvarar i dagvattnet kommer alltså ha en effekt på hur väl metallkoncentrationerna korrelerar med turbiditeten. Om det partikulära materialet främst förekommer som oorganiskt medan metallen binder främst till organiskt

material kan det orsaka ett lägre samband mellan turbiditet och metallkoncentrationen. Detta skulle kunna vara anledningen till att koppar uppvisar relativt svaga linjära samband med turbiditeten. Halterna av TOC i stickproverna från inloppet är generellt låga om man jämför med *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket 1999), med en medelkoncentration på 8,1 mg/l.

Varken nickel eller krom uppvisar signifikanta samband med turbiditeten i inloppet vilket inte kan förklaras utifrån fasfördelningen då nickel i medel är 76 % partikelbundet och krom i medel är 87 % partikelbundet. Dock varierar fasfördelningen för båda metallerna en del under året, se Figur 27 och Figur 28 i Bilaga 8.3 vilket skulle kunna förklara de saknade sambanden. Resultatet styrks av att det i *Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar* fanns svaga samband för dessa metaller med turbiditeten, i inloppet till Gottsunda dagvattenpark, med R^2 -värden lägre än 0,1 (WRS 2023a). Dock är det ju delvis samma stickprover som använts i pilotstudien som i denna studie så liknande mönster är att vänta sig. I pilotstudien undersöktes även samband mellan föroreningar och turbiditet i inloppet till Kungsängsdammen, där observeras ett starkare samband för nickel och krom (WRS 2023a). Det blir därmed tydligt att sambanden är områdesspecifika (Villa et al. 2019). Även vilken typ av partikulärt material som metallerna binder till kan påverka sambandet.

5.1.2 Utloppet

I utloppet uppvisar turbiditeten uppmätt i laboratorium ett signifikant samband med alla ämnen i Tabell 12. Däremot saknas signifikant samband för totalfosfor, löst krom, partikelbundet nickel och löst bly för både sensormätningarna och fältmätningarna av turbiditet. Till skillnad från inloppet har alla stickprover i utloppet analyserats för turbiditet i laboratorium, även sensorn har uppmätt turbiditeten för alla stickprover. Alla utom två av stickproverna har analyserats för turbiditet i fält. En förklaring till varför laborationsmätningarna uppvisar signifikanta samband för fler föroreningar än den med sensormätningarna kan vara att det är lite olika vatten som analyseras (precis som för inloppet). Stickproverna tas i diket som är beläget efter munkbrunn 1 där sensorn är placerad. Då sensorturbiditeten är hämtad för samma tidpunkt som stickprovet är taget kan det ha inkommit nytt vatten i munkbrunnen med en annan sammansättning än vad som är i diket. Skillnaden i förklaringsfaktorn och p-värdena mellan de olika sätten att mäta turbiditet på är inte lika stor som i inloppet. Anledningen till detta kan dels bero på att antalet prov varierar mindre mellan de olika datseten, dels då provtagningspunkten är närmare belägen sensorn i utloppet än i inloppet. Det finns alltså skillnader mellan datseten i både in- och utloppet men skillnaden är mindre i utloppet till följd av högre kontinuitet i provtagningsmetod och då provtagningspunkterna är närmare varandra.

Precis som för inloppet finns starka samband mellan suspenderat material och turbiditet och förklaringsfaktorn varierar mellan 0,88–0,995 där sensorturbiditeten ger det starkaste sambandet. Totalfosfor däremot ger enbart ett signifikant samband med laborationsmätningarna av turbiditeten, med ett relativt lågt R^2 -värde på 0,50. Att totalfosfor korrelerar sämre med turbiditeten i utloppet kan förklaras av att den lösta medelfraktionerna ökar från 28 % vid inloppet till 45 % i utloppet. Partikelbunden fosfor däremot ger relativt bra samband med R^2 -värdena från 0,67–0,74. Precis som för inloppet finns starka samband mellan turbiditeten med kadmium, bly och zink för utloppet där sambanden med den partikelbundna fraktionen är starkast. Skillnaden mellan sambanden för totalhalter respektive partikelbundna halter är större för utloppet än för inloppet, vilket kan förklaras av att den lösta fraktionen ökar för samtliga föroreningar, se Tabell 10. För utloppet finns även relativt starka

samband för totalhalt och partikelbunden halt av krom och något svagare samband för partikelbundet nickel och koppar.

R²- värdena är säkrare i utloppet än i inloppet till följd av att datapunkterna är mer jämnt fördelade längs regressionslinjen, se Bilaga 8.7. Dock täcks ett smalare spann av turbiditeter in för utloppet vilket gör att sambanden är osäkert för turbiditeter över cirka 100 NTU. I framtida uppföljningar hade ett bredare spann av turbiditeter behövts täckas in i stickprovtagningen.

I utloppet finns även signifikanta samband mellan lösta halter av krom och bly för laborationsmätningarna av turbiditet. Även i *Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar* noterades samband mellan lösta föroreningar och turbiditet, i Kungsängsdammen (WRS 2023a). Att lösta halter uppvisar ett linjärt samband med turbiditet är inte väntat eftersom turbiditetsmätningarna i princip mäter partikelhalten i vattnet. Dock är inte sambanden särskilt starka (0,52 för löst krom respektive 0,45 för löst bly) med p-värden nära gränsen för signifikans. Förekomsten av signifikanta samband, för löst krom och bly, kan förklaras av att om totalhalten av en förorening ökar så ökar även den lösta halten, att totalhalterna och de lösta halterna följer ett liknande mönster är därmed rimligt. Men på grund av de svaga förklaringsvärdena och höga p-värdena kan inte dessa samband anses tillräckligt tillförlitliga för att beräkna föroreningskoncentrationerna utifrån turbiditeten. Dagvattendammar fungerar generellt sämre för avskiljning av lösta föroreningar eftersom reningstekniken baseras på sedimentation (Blecken 2016).

Att det är en viss skillnad i vilka föroreningar som uppvisar signifikanta samband i in- respektive utloppet kan bland annat bero på en ändring av fäsfördelningen där den lösta andelen av halterna ökar i utloppet samt en förändring i vilken typ av partiklar som finns i vattnet. Som tidigare nämnt binder metaller olika bra till olika typer av partiklar. Dammens konstruktion och reningsprocesser kan ha bidragit till att partikelfördelningen förändrats vilket kan påverka vilka metaller som kan binda till partiklarna. Tidigare studier har visat att andelen lerpartiklar är högre i utloppet än i inloppet i dagvattendammar (Greb & Bannerman 1997). För att få en bättre förståelse för avskiljningsprocesserna i dammen behöver typ av partiklar och fördelningen av dessa partiklar undersökas vidare, både i dammens in- och utlopp.

5.2 AVSKILJNING AV FÖRORENINGAR

Avskiljningsgraden kunde enbart beräknas för de föroreningar som uppvisade signifikanta samband i både in- och utloppet med samma typ av uppmätt turbiditet. Avskiljningen kunde beräknas för suspenderat material, partikulärt bunden fosfor och koppar samt totalhalter och partikulärt bundna halter av kadmium, bly och zink. I Tabell 32 kan graden av avskiljning ses i procent och i Tabell 31 i mängd (kg) för dessa föroreningar. Det var tre linjära samband som undersöktes, mellan förorening och uppmätt turbiditet (sensor, labb och fält). Observera att det huvudsakliga avskiljningsvärdet ges för sensormätningarnas samband medan fältmätningarna och laborationsmätningarnas samband blir ett sätt att visa på osäkerheterna hos sensorn. Anledningen till att sensormätningarna användes som en form av grundvärde var att alla mängder och avskiljningar för de undersökta perioderna beräknades utifrån sensorns mätningar av turbiditet och djup. Alla sambanden applicerades på sensorns turbiditetsdataset vid beräkning av mängder för de undersökta perioderna. Att sensormätningarna var en form av grundvärde motiveras även av att syftet med studien var att utvärdera om kontinuerliga sensormätningar av turbiditet kan användas för att beräkna transport och avskiljning av föroreningar. Det är enbart för perioder med kontinuerliga sensordata som transporten in och

ut samt avskiljningen har kunnat beräknats för Gottsunda dagvattenpark. Eftersom både föroreningshalter och flöden kan variera väldigt snabbt för dagvatten (Fölster et al. 2019) ledde det till slutsatsen att en interpolation mellan perioderna med kontinuerliga data skulle ge för stora felkällor. Avskiljningen har även beräknats för alla perioder tillsammans för att på så sätt uppskatta totalavskiljningen för perioden 2021-08-20 till 2024-03-05, se Figur 19.

För alla föroreningar är avskiljningen högre utifrån sensormätningarnas turbiditet än för fält- respektive laborationsmätningarna av turbiditet. För suspenderat material varierar avskiljningen för alla perioder tillsammans mellan 27 % och 47 % (8,2 ton – 11 ton). Det finns generellt bra samband mellan turbiditet och suspenderat material vilket visats både i denna studie och tidigare studier (Al-Yaseri et al. 2013; Shen et al. 2018; Ghadiri et al. 2023; WRS 2023a; Villa et al. 2019; Jones et al. 2011). Därmed bör kontinuerliga sensormätningar av turbiditet och flöde vara ett tillförlitligt sätt att mäta avskiljning och transport av suspenderat material.

Totalfosfor visade signifikanta samband med turbiditeten i både in- och utloppet. Ingen avskiljning kunde dock beräknas för totalfosfor då statistiskt signifikanta samband i inloppet var mellan sensormätningarna samt för fältmätningar av turbiditet jämfört med utloppet där endast statistiskt signifikanta samband konstaterades för laborationsmätningarna av turbiditet. Totalt har mellan 38–40 kg totalfosfor transporterats in i dammen medan 66 kg har transporterats ut. Mängderna in är dock något underskattade vilket diskuteras nedan. Men eftersom mängderna inte är baserade på samband med samma typ av turbiditet går det inte att beräkna en avskiljning utifrån dessa. Dock går det att beräkna avskiljningen för partikulärt bunden fosfor, vilken ger en positiv avskiljning. För partikulärt bunden fosfor är den totala avskiljningen dock relativt låg (0,54 % - 17 % / 0,15 kg - 4,3 kg). Enligt det lokala åtgärdsprogrammet för Hågaån skulle Gottsunda dagvattenpark bidra med en minskning av fosforbelastningen med 50 kg/år (WRS 2019a). I dagsläget uppnås bara en minskning med 0,15 kg/år - 2,8 kg/år av partikulärt bunden fosfor, men som sagt kan inte avskiljningen av totalfosfor beräknas så inga definitiva slutsatser kan dras. En potentiell anledning till den låga fosforavskiljningen är att lera från dikesslänterna har eroderat ned i dammen då växtligheten inte är fullt etablerad ännu. Anledningen till att det främst är fosforavskiljningen som påverkas är den höga andelen fosforrik jordbruksmark i området.

För metallerna varierar medelavskiljningen baserat på sensormätningarna mellan 47–65 %. En högre avskiljning kan observeras, för kadmium och zink, där avskiljningen beräknats både för totalhalter och partikulärt bundna halter, för de partikulära halterna. Se avsnitt 5.4 för en diskussion om tillförlitligheten av den beräknade kadmiumavskiljningen. För bly är avskiljningen lika hög för båda totalhalter och partikulärt bundna halter, en förklaring till detta är att bly förekommer i väldigt låg grad i löst form både i in- och utloppet (1,7 % respektive 3,3 %). Det mesta bly som transporteras är alltså partikulärt bundet. Totalt har mellan 0,26 kg - 0,52 kg bly avskilts i dammen. Den högsta graden av avskiljning kan observeras för partikulärt bunden kadmium.

I en korrekt skött och anlagd damm förväntas över 70 % avskiljning för partikulära föroreningar (Blecken 2016). Enligt systemhandlingen för Gottsunda dagvattenpark förväntades dammen uppnå en avskiljningskapacitet på runt 70 % för suspenderat material och ca 50 % för fosfor, något som inte uppnås i dagsläget (WRS 2019c). Men hur väl reningen i en dagvattendamm fungerar påverkas av flertalet faktorer så som vilken typ av partiklar som finns i vattnet. Reningsfunktionen i en dagvattendamm bygger i huvudsak på sedimentation där grövre partiklar sedimenterar lättare och närmre inloppet

medan de finare partiklarna, som exempelvis lera, sedimenterar långsammare och närmare utloppet (Blecken 2016). Detta leder till att andelen lerpartiklar ökar i utloppet jämfört med inloppet (Greb & Bannerman 1997). I sin tur gör detta att de fina partiklarna som lerpartiklar kan passera genom dammen och bidrar därmed mer till att sprida föroreningar (Sansalone & Buchberger 1997; Liebens 2001). Gottsunda dagvattenparks tekniska avrinningsområde består i hög grad av glacial och postglacial lera (SGU 2023). Effekten av detta kan vara att halten lerpartiklar är hög redan i inloppet och då det är svårare för dessa att sedimentera kan en högre fraktion partikulärt bundna föroreningar transporteras ut till recipienten. Om det partikulära materialet till stor del består av lerpartiklar försämras alltså avskiljningskapaciteten.

Den relativt låga avskiljningskapaciteten för Gottsunda dagvattenpark är inte unik utan liknande resultat har observerats i flera andra studier. I en studie av fem dagvattenanläggningar i Stockholmstrakten genomförd av Andersson et al. (2012) varierade avskiljningskapaciteten för suspenderat material mellan -25 % till 83 % och för totalfosfor mellan 6 % och 66 %. I studien har avskiljningskapaciteten för totalhalterna av metaller undersökts, Gottsunda dagvattenparks avskiljningsförmåga av de undersökta metallerna kadmium, krom, nickel, koppar, bly och zink ligger ungefär mitt i spannen av avskiljningsförmågor i studien (Andersson et al. 2012). Det finns även ett flertal andra studier som rapporterar om lägre avskiljningsförmåga än 70% för partikulära föroreningar (Blecken 2016). Något som kan inverka på avskiljningsförmågan är hur länge dammen varit i bruk, Gottsunda dagvattenpark är relativt nyetablerad så det är möjligt att högre avskiljning kan observeras i framtiden då exempelvis växtligheten är mer väletablerad vilket leder till lägre risk för slänterosion.

För den första tiden dammen är i bruk, hela 2021 och början av 2022, observeras en negativ eller väldigt låg avskiljningsförmåga för samtliga föroreningar. Under sommaren 2022 och 2023 observeras en hög avskiljningsförmåga. Under slutet av 2023 och början av 2024 minskar återigen avskiljningsförmågan men detta kan bero på säsongsvariationer vilket diskuteras i stycket nedan. Anledningen till att dammen överlag får bättre avskiljningsförmåga med tiden kan bero på att dammen, bland annat vegetationen, inte var fullt etablerad under 2021. Utbredning och artsammansättningen av vegetationen är viktiga faktorer som påverkar en dagvattendamms effektivitet (Persson & Wittgren 2003).

Effektiviteten i en dagvattenanläggning kan variera över året, exempelvis kan höga salthalter i vattnet till följs av vägsaltning leda till en större fraktion lösta metaller (German et al. 2003; Sjøberg 2014). Dessutom ser flödesmönstret annorlunda ut på vintern. Väldigt lite vatten kommer in i dammen under vintern eftersom den mesta av nederbörden faller som snö men när snön sen smälter kan stora volymer vatten komma under kort tid. Detta kan orsaka en sämre avskiljningskapacitet under dessa perioder av snösmältning (German et al. 2003). För de senaste två åren (2022–2023), då dammen har hunnit etablera sig, kan det för de flesta föroreningarna observeras en lägre avskiljningskapacitet under vintermånaderna. Hög snösmältning under perioden 2024-01-15 till 2024-03-05 skulle kunna förklara de negativa och låga värdena på avskiljningen. Högst avskiljningsförmåga kan ses under sommarhalvåret där mellan 2,2 ton – 2,6 ton suspenderat material avskiljs under sommaren 2023, detta motsvarar en avskiljning på 94 % - 96 %. Det är dessutom under sommarhalvåret som vegetationen är som mest utbredd vilket påverkar dammens funktion (Blecken 2016).

En faktor som kan ha påverkat avskiljningen under vintermånaderna är förekomsten av ett istäcke. Under början av 2024 observerades ett tjockt istäcke på hela dammen förutom vid

norra inloppsflödet. Istäcket kan potentiellt ha lett till att en mindre vattenvolym fick plats i dammen vilket ökade utflödet, se Tabell 14. Dessutom kan istäcket ha lyfts upp vid höga inflöden och då skrapat bort material från dammens slänter och lett till högre turbiditet i utloppet.

Något som också är viktigt att ta hänsyn till är nederbörden under vintermånaderna, se Tabell 13. Under perioden 2023-12-21 till 2024-01-13 var nederbörden ca 40 mm varav en stor del föll som snö. Efterföljande period 2024-01-15 till 2024-03-05 kom ungefär 88 mm och dessutom var det snösmältningsperiod så nederbörden som fallit som snö kommer adderas. Detta innebär att det var en väldigt stor vattenvolym som kom in i dammen under kort tid, vilket kan ha lett till ökad erosion av lerjordar som kan vara en möjlig förklaring till den negativa avskiljningen av fosfor och suspenderat material. Bland annat smälte snö av från dikeskanter och istäcket i dammen smälte även, vilket också kan vara en förklaring till de höga vattenvolymer i utloppet under denna period, se Tabell 14.

I studien har inte hänsyn tagits till det södra inloppet. Det södra inflödet har inte mätts, varken vattenvolymer eller föroreningskoncentrationer är kända, vilket kan ha påverkat utflödet och i sin tur avskiljningen. Om det kommit in stora föroreningsmängder från det södra inloppet skulle den beräknade avskiljningen varit högre men om det däremot kommit in stora vattenvolymer med låga föroreningskoncentrationer skulle det kunna innebära en lägre avskiljning i dammen. I studien utförd av Norconsult (2024) rapporteras dock väldigt låga inflöden via det södra inloppsdiket så effekten på utflödet bör inte ha varit så stor. Men Norconsult har enbart utfört mätningar under en kortare period vilket gör det svårt att dra någon slutsats om hur det södra inloppet kan ha påverkat under hela den tid som dammen varit i drift.

Något som inte har tagits hänsyn till i denna studie är uppehållstiden och bräddningar som sker. Så trots att det är samma perioder som jämförs i in- respektive utloppet behöver inte de perioderna representera samma vattenpaket. Detta kan ha lett till en felaktig avskiljningsberäkning eftersom det under perioderna med kontinuerliga sensordata inte är säkert att det är samma vatten som studeras i in- respektive utloppet. Anledningen till att hänsyn inte togs till uppehållstiden var att den varierar väldigt kraftigt beroende på hur stora inflödena var, vilket gjorde den svår att uppskatta. Vid undersökning av ingående och utgående vattenvolym under de perioder kontinuerliga data fanns uppenbarades det att utflödet var 38 % större än inflödet, se Tabell 14. Värt att notera är dock att vattenvolymer i in och ut stämmer bättre överens för perioder under 2023 än under 2021 och 2022, se Tabell 14. Slutsatsen var att det inte var samma vattenpaket som analyserats i in- respektive utlopp under alla perioder tillsammans. I denna studie beräknades en relativt låg avskiljning för suspenderat material, bara 47 % enligt sensorturbiditeten. Norconsult kom i sin studie fram till motsatt resultat där den resulterande volymen in var 57 % större än volymen ut för den undersökta perioden 2023-05-30 till 2023-11-17 och avskiljningen för suspenderat material beräknades till 75 % om hänsyn enbart togs till det norra inloppet (Norconsult 2024). För att undersöka hur denna obalans i volym in och ut påverkade resultatet i de båda studierna, genomfördes en enkel känslighetsanalys där transporten justerades mot flödet. För den aktuella studien innebar det att transporten in till dammen ökades med 38 %, motsvarande vad inflödet behövde räknas upp med för att motsvara utflödet. För Norconsults studie räknades istället uttransporten upp med 57 % enligt samma resonemang. Det kan då observeras att avskiljningen för suspenderat material är ungefär samma för båda studierna, se Tabell 18.

Tabell 18. Grad av avskiljning av suspenderat material enligt denna studie och Norconsults studie (2024) med och utan viktning av vattenvolym.

Suspenderat material	Mängd in [kg]	Mängd ut [kg]	Avskiljning [kg]	Avskiljning [%]
Examensarbete beräknade vattenvolymer	24 000	13 000	11 000	47
Examensarbete inflöde=utflöde	33 000	13 000	20 000	61
Norconsult uppmätta vattenvolymer	1 900	480	1 400	75
Norconsult inflöde=utflöde	1 900	680	1 200	64

5.3 EN JÄMFÖRELSE AV MEDELHALTER OCH BELASTNINGAR

De beräknade medelhalterna i inloppet baserat på stickprovtagningen var väldigt i samma storleksordning som de beräknade i modelleringsverktyget StormTac Web för totalhalt av fosfor och zink. Men i de flesta fall var stickprovernas halt lägre förutom för suspenderat material där den var högre. De flödesviktade medelhalterna är lägre än stickprovshalterna. För suspenderat material är överensstämmelsen god mellan de flödesviktade halterna och halterna beräknade i StormTac. Vid jämförelse med medelkoncentrationerna baserat på flödesproportionell/tidsstyrd provtagning var stickprovens medelkoncentrationer generellt högre eller i samma storleksordning. Tydligast skillnad mellan dessa fyra syns för suspenderat material där stickproverna gav en medelkoncentration på 150 mg/l, flödesproportionella/tidsstyrda provtagningen på 13 mg/l, StormTac 68 mg/l och de flödesviktade 62 mg/l. Målet med stickprovtagningen har varit att ta proverna vid höga flöden där som nämnt en hög andel av föroreningarna förekommer (Li et al. 2005). Det kan förklara ett högre värde än för den flödesproportionella/tidsstyrda provtagningen, där ett prov ackumuleras under en längre tid vilket gör att de höga koncentrationerna späds ut. I StormTac görs en grov uppskattning av de inkommande koncentrationerna baserat på markanvändningen och programmet använder sig av schablonvärden, se avsnitt 2.2.7. Dessutom användes en årsnederbörd på 600 mm per år vid beräkningen (WRS 2023a) medan nederbörden i verkligheten varierar över åren, se Tabell 13.

Viktigt att notera är att Norconsult i sin studie har använt sig av tidsproportionell provtagning vid perioder av lågflöden (Norconsult 2024). Detta gör att den beräknade medelhalten blir lägre än vad den hade blivit om enbart flödesproportionell provtagning hade använts och halterna underskattas därmed.

I utloppet har de beräknade medelhalterna baserat på stickproverna enbart jämförts med medelhalterna baserat på flödesproportionell/tidsstyrd provtagning. Generellt sett överensstämmer dessa väl och är inom samma storleksordning förutom för suspenderat material och totalkoppar där det skiljer sig en del åt. Eftersom flöde och föroreningshalter generellt varierar mindre i utloppet är det logiskt med en bättre överensstämmelse mellan de olika medelhalterna.

Den beräknade årsbelastningen har jämförts med den modellering som har gjorts i StormTac Web baserat på markanvändningen och schablonvärden. Dessa överensstämmer relativt väl och är i samma storleksordning. Där det varit möjligt har årsbelastningen beräknats för de olika typerna av uppmätt turbitet som också visar på hög grad av samstämmighet. Trots att

R^2 -värdet generellt var sämre för de linjära sambanden med sensorturbiditeten blir årsbelastningen ungefär lika oavsett vilken av varianterna som användes. Detta motiverar att framtaget samband med sensorns turbiditet kan användas för att beräkna årsbelastningen. I en damm bör inkommande och utgående vattenvolym vara i samma storleksordning. På grund av den goda överensstämmelsen mellan beräknade belastningar och belastningar modellerade i StormTac dras slutsatsen att inflödet har beräknats korrekt men att det kan finnas avvikelser i utflödesberäkningen.

Den beräknade belastningen in i Gottsunda dagvattenpark jämförs med belastningen som Norconsult fått fram genom flödesproportionell/tidsstyrd provtagning, se Tabell 17. Belastningarna av totalfosfor och metallerna koppar, bly och zink stämmer relativt väl överens medan det är större skillnad för belastningen av suspenderat material. För den första perioden ger den flödesproportionella/tidsstyrda provtagningen en högre belastning medan för den andra och tredje perioden är den beräknade belastningen större. En möjlig förklaring är att under första perioden är nederbörden lägre än under den andra och tredje vilket gör att utspädningseffekten blir lägre för den flödesproportionella/tidsstyrda provtagningen.

5.4 FELKÄLLOR

I detta avsnitt diskuteras de olika felkällorna som finns och hur dessa kan ha påverkat resultatet. En felkälla som kan ha påverkat alla delar av metoden och resultatet är den mänskliga faktorn, både när det gäller provtagning, analys, beräkning och skapande av resultat. Denna felkälla kommer inte diskuteras mer ingående då det är fallet för i princip alla projekt som genomförs.

Turbiditeten har uppmätts på tre olika sätt, med sensor, i fält och i laboratorium. Anledningen till att tre olika metoder används är dels för att kunna undersöka osäkerheten i sensorns turbiditetsmätningar, dels för att stickproverna inte har tagits precis där sensorerna sitter placerade. Sensorn mäter turbiditeten i enheten NTU, i fält mäts turbiditeten i enheten FTU och i laboratorium i enheten FNU. Dessa enheter har visat sig vara relativt likvärdiga (SGU 2024). Därmed borde dessa mätmetoder kunna likställas med varandra.

Turbiditeten hos stickproverna i inloppet spänner över ett intervall mellan 42–550 FTU/FNU/NTU där de flesta prover befinner sig runt 100. I utloppet är intervallet mellan 0 och 150 FTU/FNU/NTU. För att få ett mer tillförlitligt resultat hade ett större spann av turbiditeter behövt täckas in i utloppet men detta är svårt i och med att den första pulsen av föroreningar kan passera väldigt snabbt (Li et al. 2005). För inloppet är spannet stort men de flesta turbiditeter är runt 100 vilket gör att sambandet blir mindre tillförlitligt då extremvärdena har visat sig ha stor influens på de linjära regressionerna. I utloppet är spannet mindre men värdena är mer utspridda i det spannet vilket gör sambandet mer tillförlitligt inom spannet. Se Bilaga 8.7 för att jämföra fördelningen av datapunkter i in- respektive utlopp.

I inloppet togs stickproverna i diket strax innan försedimenteringsdamm B medan sensorn sitter placerad i munkbrunn 3, se Figur 4. Mätningarna av turbiditeten i fält gjordes på samma vatten som skickades in på analys men till skillnad från laborationsanalysen mättes turbiditeten direkt i fält. Turbiditeten mättes i laboratorium med en viss fördröjning, vilket kan leda till att turbiditeten kan ha påverkats till följd av exempelvis nedbrytning av organiskt material eller flockulering av partiklar. För sensormätningarna ligger problemet i att det inte var exakt samma vatten som i stickproverna. En viss fraktion av vattnet passerar inte genom munkbrunn 3 utan flödar direkt in i försedimenteringsdamm B. Eftersom allt vatten inte

passerar munkbrunnen och då transportberäkningarna är baserade på sensorns kontinuerliga mätningar av turbiditet kan det leda till en underskattning av ingående föroreningsmängder. Detta skulle kunna vara en förklaring till den låga avskiljningen i dammen. Det är även värt att notera de osäkerheter som är förknippade med de olika mätmetoderna av turbiditet, se Bilaga 8.1.

Stickproverna togs inte i direkt anslutning till sensorn varken i in- eller utloppet utan i diket innan sensorn respektive efter sensorn. Det finns därmed risk för att det inte var exakt samma vatten som detekterades av sensorerna som i stickproverna. Anledningen till att stickproverna inte togs direkt i munkbrunnarna var att det under *Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar* (WRS 2023a) inte fanns möjlighet att få tillgång till inloppsbrunnen och därmed valdes det att ta resterande stickprover på samma sätt för att ge upphov till mindre variation inom datasetet. Som ovan nämnt har stickproverna analyserats på två olika laboratorier. Dessutom har inte alla prover analyserats för turbiditet i fält respektive i laboratorium, se Tabell 9 för en översikt av vilka analyser som genomförts för vilka stickprover. Detta har lett till att alla dataset som användes för att skapa linjära regressioner inte var lika stora. Att inte samma vatten har analyserats och att dataseten var olika stora kan vara en förklaring till att bäst samband fanns mellan föroreningar och turbiditet uppmätt i fält för inloppet. I utloppet var provplatserna närmare belägna och storleken på dataseten skiljde sig inte lika mycket åt vilket gav upphov till mindre skillnad i R^2 - och p-värden mellan de olika typerna av uppmätt turbiditet.

Det norra inloppsdiket föregås av en försedimenteringsdamm (A), och viss rening förväntas ske genom sedimentation i den försedimenteringsdammen samt i diket. Därmed har antagligen inkommande föroreningsmängder underskattats vilket i sin tur leder till en underskattning av avskiljningen.

I både in- och utloppet finns en viss risk för utspädningseffekt. Under examensarbetet togs ett antal stickprover under snösmältningsperioden. I provtagningspunkten i inloppet kunde det observeras ett tillflöde av vatten från dikeskanterna och i utloppets provtagningspunkt fanns ett tillflöde av smältvatten från ett vägdike. Som redan konstaterat för inloppet finns ett problem med att stickproverna och sensorn inte mäter exakt samma vatten på grund av flödesvägar. I utloppet är avståndet mycket kortare mellan provtagningspunkterna, men tillflödet av smältvatten kan ha orsakat en större skillnad i sammansättningen mellan det vatten som sensorn analyserade och stickproverna. Antingen genom en utspädningseffekt eller genom en tillförsel av föroreningar beroende på hur sammansättningen ser ut i smältvattnet. Då vattenståndet kunde vara relativt lågt i utloppsdiket fanns även en risk att sediment grumlades upp vid provtagningen.

Alla stickprover skickades in på analys på ett ackrediterat laboratorium varav åtta mätningar i inloppet skickades till Eurofins medan resterande analyserades på SLU:s kemiska analyslaboratorium. Trots att båda laboratorierna är ackrediterade finns skillnader i analysmetoder, detektionsgränser och mätosäkerheter se Bilaga 8.1. För fosfor använder sig laboratorierna av olika analysmetoder men i detta fall är SLU:s detektionsgräns lägre. För suspenderat material använder sig SLU av en intern analysmetod med högre detektionsgräns och högre osäkerhet än Eurofins. SLU:s mätningar av suspenderat material är alltså mer osäkra. För metallanalyserna används samma metod både av SLU och Eurofins men SLU har lägre detektionsgräns, och kan därmed uppmäta lägre koncentrationer. Dock följer inte SLU

helt standardmetoden vid analysen av metallhalter och en studie har genomförts för att se om skillnaden i metod ger ett annat resultat. Enligt standardmetoden ska provet filtreras innan det konserveras, men i SLU:s metod sker ingen filtrering utan enbart sedimentation utnyttjas innan konservering. Prover har analyserats både enligt standardmetoden och enligt SLU:s metod och resultaten visar en viss avvikelse mellan dessa metoder vilket är en möjlig felkälla (Wallman & Andersson 2009).

Att detektionsgränserna varierar kan ha effekt på resultatet för de prov som ligger under detektionsgränsen. För totalhalten av kadmium i inloppet ligger sex av åtta prover analyserade av Eurofins under detektionsgränsen 0,1 µg/l. För att kunna räkna med dessa värden har värdet halverats till halva detektionsgränsen. Detta ger dock upphov till stora osäkerheter då totalhalterna av kadmium analyserade på SLU alla ligger under Eurofins detektionsgräns med en spridning mellan 0,031–0,074 µg/l. Det är därmed viktigt att alla prover analyseras på samma sätt med så låg detektionsgräns som möjligt, för annars finns risken att viktig information missas. Detta antagande att ersätta värdet med halva detektionsgränsen kan ha gett upphov till fel i de linjära sambanden då det var ungefär halva inloppsdatasetet som låg under gränsen. Mängderna kadmium blir därför väldigt otillförlitliga men i och med att alla stickprover låg under 0,1 µg/l anses det inte som ett stort problem i området då koncentrationerna ligger under gränsvärdet för inlandsytvatten enligt Bilaga 6, Tabell 1 (HVMFS 2019:25).

Sensordataseten för djup och turbiditet rensades manuellt från outliers. Anledningen till att rensningen valdes att göras manuellt är att både flödet och hur smutsigt vattnet är kan variera väldigt snabbt i dagvatten. Därmed kan det finnas värden som exempelvis avviker från dygnsmedelvärdet väldigt mycket utan att dessa är fel, vilket skulle kunna ha missats vid en automatiserad analys. Samtidigt innebär en manuell rensning en risk för att värden som var korrekta rensats bort eller att felaktiga värden behållits. Datan har även korrigerats för att positionen på sensorn kan ha ändrats på grund av exempelvis batteribyte, se Tabell 5. I både in- och utloppet kunde sensorn röra sig med vattennivån fram tills de stabiliserades den 23 mars 2022 respektive 27 oktober 2023. Detta gör att nivåmätningarna innan dessa tidpunkter inte är helt tillförlitliga vilket i sin tur kan ha lett till felaktigt beräknade flöden.

Beräkningarna av flödet i inloppet påverkas av att konstruktionen är något ojämn samt att överfallet saknar avfasning (WRS 2022). Dessutom är överfallet byggt av trä något som gör det känsligt för väderförhållanden och slitage, det är även större risk för läckage då det är uppbyggt av plankor. I utloppet avviker konstruktionen ännu mer från ritningarna där bland annat vinkeln i den v-formade delen av överfallet är för stor för att ge tillförlitlig flödesmätning (Persson et al. 2014). Det sitter även en balk i vägen för flödet vilket gör att tillförlitligheten i beräkningar som baseras på vattendjupet minskar. Redan 2022 skrev WRS ett PM om att in- och utloppets överfall behövde konstrueras om för att möjliggöra korrekt flödesmätning (WRS 2022). Det har inte åtgärdats vilket innebär att överfallens konstruktion inte är optimala för flödesberäkning.

Norconsult genomförde flödesmätningar i in- och utloppet under perioden 2023-05-30 till 2023-11-17. I denna studie jämfördes uppmätta inflödena grafiskt med de beräknade inflödena för att få en uppfattning om Norconsults flödesmätningar i utloppet var tillförlitliga. Då flödesmätaren i inloppet fångade in perioder av höga flöden och stämde relativt väl överens med det beräknade inflödet, se Bilaga 8.4, ansågs det relativt tillförlitligt att använda

Norconsults utflöden för att etablera ett samband mellan flöde och djup i munkbrunn 1 i utloppet. Den goda samstämmigheten i inloppet stärker även att inloppsmängderna av föroreningar är korrekta. Dock fanns en del avvikande värden i de uppmätta utflödena. Exempelvis uppmättes höga flöden när vattennivån var under överfallet och det alltså inte borde rinna något vatten. I rapporten beskriver de också problem med bland annat strömtillförseln till flödesmätaren (Norconsult 2024). Felen som uppstått i flödesmätningen kommer ha påverkat de beräknade utflödena för hela perioden 2021-08-20 till 2024-03-05 och i sin tur transport och avskiljningsberäkningarna. De höga flödena vid låga vattennivåer har korrigerats för, se avsnitt 3.4.2, men ett visst läckage noterades även vid låga vattennivåer, se Figur 18.

Som tidigare nämnt stämde inte vattenbalansen vare sig i denna studie eller i Norconsults studie. I denna studie var utflödet 38 % större än inflödet, se Tabell 14. I Norconsults utredning finns en stor skillnad i uppmätta vattenvolymer in i och ut ur dammen. För perioden 2023-07-14 till 2023-11-14 är den totala volymen in 43 % större än den totala volymen ut om hänsyn enbart tas till det norra inloppet. Om hänsyn även tas till det södra inloppet är volymen in 57 % högre än ut (Norconsult 2024). I Norconsults utredning finns även en viss skillnad i halter av klorid mellan in- och utlopp, en möjlig förklaring till detta är att man har mätt på olika vattenpaket. Då klorid är en löst jon så kommer den inte att avskiljas i en dagvattendamm utan det som kan hända är en utspädning (Bydén et al. 2003). Norconsult uppnår i sin utredning en högre avskiljning än i denna studie men om mängderna viktas så att volymen vatten är lika stor i in- som utloppet uppnår båda studierna en liknande avskiljningskapacitet för suspenderat material, se Tabell 18.

För att korrekt beräkna avskiljningen bör inkommande och utgående vattenvolym vara i samma storleksordning. På grund av den goda överensstämmelsen mellan beräknade belastningar och belastningar modellerade i StormTac Web dras slutsatsen att inflödet har beräknats korrekt men att det kan finnas avvikelser i utflödesberäkningen. Dock bör även osäkerheten i modelleringsverktyget StormTac Web noteras, som i tidigare studier uppskattats till ungefär 30 % (Wu et al. 2021). De beräknade utflödena grundades på Norconsults flödesdata, som visat sig vara bristfällig, vilket kan ha gett upphov till felaktiga utflöden.

Sammanfattningsvis finns signifikanta samband i både in- och utlopp mellan turbiditet och föroreningar. Dock är sambanden i inloppet något osäkra till följd av extremvärden med hög influens. För att få mer tillförlitliga samband bör fler stickprover tas vid höga turbiditetsvärden. Utifrån sambanden har avskiljningskapaciteten för Gottsunda dagvattenpark beräknats för den undersökta perioden. Den beräknade avskiljningen är lägre än vad som förväntas för de partikulära föroreningarna, där en avskiljning över 70 % förväntas i en korrekt anlagd dagvattendamm (Blecken 2016). Dock uppnås en väldigt hög reningseffekt under vissa perioder av året där avskiljningen ibland uppgår mot runt 90 %. Det är därför viktigt att ha i åtanke att reningseffekten generellt är sämre under vinterhalvåret och bättre under sommarhalvåret samt att en full etablering av dammen behöver uppnås. Avskiljningsförmågan i Gottsunda dagvattenpark har i stort ökat med tiden men med sämre avskiljning under vintermånaderna. Den låga avskiljningen kan ha flera förklaringar där faktumet att vattenvolymen in är lägre än ut tros vara den största anledningen. Värt att notera är att trots att avskiljningen inte är optimal avskiljs ändå relativt mycket föroreningar vilket kommer ge en positiv effekt på Hågaåns vattenkvalitet och bidra till att miljö kvalitetsnormerna enklare uppfylls. Det finns stora utmaningar att mäta avskiljning och transport av föroreningar i anläggningar som Gottsunda dagvattenpark. I denna studie har

bland annat problem med överfallens utformning noterats. Dagvattendammars syfte är att uppnå en tillfredställande avskiljning men också ha ekologiska, estetiska och pedagogiska värden vilket gör att de inte alltid optimala för mätningar med syfte att kvantifiera avskiljningen.

5.5 FÖRBÄTTRINGSFÖRSLAG OCH FRAMTIDA STUDIER

Det finns potential för att använda sig av kontinuerliga sensormätningar för att uppskatta transport och avskiljning av föroreningar i dagvatten. Men för att kunna generera tillförlitliga samband behöver all provtagning göras på samma sätt. Det inkluderar hur proverna är tagna, vad som har analyserats och var proverna har analyserats. Dessutom är det fördelaktigt om stickprovtagningens punkten är belägen vid sensorn om möjligt. Ytterligare faktorer att ha i beaktning är att möjliggöra för korrekt flödesmätning antingen genom att ha korrekt konstruerade överfall och stabilt placerad tryckmätare eller genom bra kontinuerliga flödesmätningar. Sensorerna bör placeras i hållare redan vid installation för att inte riskera att de ändrar position vid exempelvis batteribyte. För att kunna replikera resultaten bör även rensningen av sensormätningarna automatiseras, för att kunna göra detta behöver flödes- och föroreningsvariationen studeras mer i detalj för respektive avrinningsområde. Dessutom skulle fler stickprover som uppvisade höga turbiditetsvärden behövs för att stärka de linjära sambandanden i framför allt inloppet.

Sensormätningar har potentialen att revolutionera dagvattenövervakningen men mer forskning behövs där bland annat partikelsammansättningen behöver undersökas. Att använda suspenderat material som proxy för metallhalter är också ett möjligt forskningsområde, vilket är något som tidigare gett bra resultat i dagvatten (Ghadiri et al. 2023).

6 SLUTSATS

Signifikanta samband mellan turbiditet och föroreningshalt finns i både in- och utgående vatten i Gottsunda dagvattenpark. I inloppet är sambanden starkast för suspenderat material samt för total och partikelbunden halt av fosfor, kadmium och bly. Även i utloppet visar suspenderat material samt totalhalter och partikulära halter av kadmium och bly starka samband med turbiditet, men även partikulära halter av zink visar på starka samband. Sambanden för kadmium i inloppet är dock osäkra till följd av koncentrationer under detektionsgränsen. Det kan konstateras att det finns en viss skillnad för vilka föroreningar som uppvisar signifikanta samband i in- respektive utloppet. Detta kan bland annat bero på ämnets fasfördelning, där den lösta fraktionen av halterna ökar i utloppet, samt en förändring i partikelsammansättningen, där exempelvis fraktionen lerpartiklar ökar i utloppet. Dock är sambanden i främst inloppet något osäkra till följd av extremvärden med hög influens. För att få mer tillförlitliga samband bör fler stickprover tas vid höga turbiditetsvärden. Slutsatsen är att turbiditeten har potential att användas för att beräkna föroreningshalter men att ett större spann av turbiditeter bör täckas in för att ge mer tillförlitliga linjära samband. Det är även av största vikt att etablera lokala samband då det finns flertalet faktorer som påverkar, bland annat jordmån och pH.

Avskiljningen av föroreningar i Gottsunda dagvattenpark är något lägre än vad som förväntas men förklaringen till detta kan vara att Gottsunda dagvattenparks tekniska avrinningsområde i hög grad består av glacial och postglacial lera, då lerpartiklar sedimenterar långsammare, och då dammen är relativt nyetablerad (SGU 2023; Blecken 2016). En ytterligare förklaring kan vara att samma vattenpaket inte undersökts i in- och utlopp, vilket ger upphov till en underskattning av avskiljningen. Vid viktning av mängderna utifrån en korrekt vattenbalans uppnås en högre avskiljning.

Medelhalterna erhållna från stickprovtagning korrelerar väl med halterna beräknade i modelleringsverktyget StormTac Web för fosfor och zink. För suspenderat material sker en överskattning i jämförelse med StormTac vilket skulle kunna bero på att stickproverna tagits under högflöden då det även funnits risk för slänterosion. Medelhalterna utifrån stickprovtagning är för suspenderat material, fosfor och zink högre än de erhållna utifrån Norconsults flödesproportionella/tidsstyrda provtagning. Detta tros bero på att de flödesproportionella/tidsstyrda proverna främst tagits under torra perioder med låga flöden. Generellt sett uppmäts låga halter, under gränsvärdet för inlandsytvatten, av kadmium i både in- och utlopp.

Den beräknade årsbelastningen i inloppet stämmer relativt väl överens med den modellerade årsbelastningen från StormTac Web. På grund av den goda överensstämmelsen dras slutsatsen att inflödet har beräknats korrekt men att det kan finnas avvikelser i utflödesberäkningen vilket påverkat den beräknade avskiljningen. En relativt god överensstämmelse finns mellan de beräknade belastningarna och Norconsults belastningar där skillnaderna för suspenderat material tros bero på att de flödesproportionella/tidsstyrda proverna tagits under lågflöden.

Sammanfattningsvis är slutsatsen att kontinuerlig turbiditets- och flödesmätning kan vara en fungerande metod för att kvantifiera transport och avskiljning av suspenderat material, partikulära halter av fosfor och koppar samt totalhalter och partikulära halter av bly och zink i Gottsunda dagvattenpark. Denna metod bör fungera även för andra platser men lokala samband behöver upprättas och det är av hög vikt att utrustning för flödes- och

turbiditetsmätning installeras och underhålls korrekt så att tillförlitlig data erhålls. Det finns potential för att kunna göra framtida uppföljningar och utvärderingar av dagvattenanläggningar mer kostnadseffektiva.

7 REFERENSER

- Al-Yaseri, I., Morgan, S & Retzlaff, W. (2013). Using Turbidity to Determine Total Suspended Solids in Storm-Water Runoff from Green Roofs. *Journal of Environmental Engineering*. 139(6), 822-828. 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000685
- Andersson, J., Owenius, S. & Stråe, D. (2012). *NOS-dagvatten. Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner*. (Rapport Nr 2012–02). Svenskt Vatten AB.
- Beryani, A., Flanagan, K., Viklander, M. & Blecken, G-T. (2022). Occurrence and concentrations of organic micropollutants (OMPs) in highway stormwater: a comparative field study in Sweden. *Environmental Science and Pollution Research*. 30, 77299–77317. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27623-9>
- Blecken, G-T. (2016). *Kunskapssammanställning Dagvattenrening*. (Rapport Nr 2016–05). Svenskt Vatten AB.
- Bright, C.E., Mager, S.M. & Horton S.L. (2018). Predicting suspended sediment concentration from nephelometric turbidity in organic-rich waters. *River Research and Applications*. 34(7), 640–648. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1002/rra.3305>
- Bo, L., Li, T., Li, Y, Zhang, G., Wang, C. & Zhang, S. (2014). Accumulation and risk assessment of heavy metals in water, sediments, and aquatic organisms in rural rivers in the Taihu Lake region, China. *Environmental Science and Pollution Research*. 22, 6721–6731. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1007/s11356-014-3798-3>
- Bydén, S., Larsson, A-M. & Olsson, M. (2003). *Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten*. Tredje uppl., Avdelningen för tillämpad miljövetenskap och Avdelningen för oceanografi, Göteborgs universitet.
- DB Browser for SQLite (2021). DB Browser for SQLite (3.12.2). <https://sqlitebrowser.org/about/> [2024-05-30]
- Druid, F., Verney, R., Deloffre, J., Lemoine, J-P., Chapalain, M., Landemaine, V. & Lafite, R. (2018). In situ high frequency long term measurements of suspended sediment concentration in turbid estuarine system (Seine Estuary, France): Optical turbidity sensors response to suspended sediment characteristics. *Marine Geology*. 400, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2018.03.003>
- Fölster, J., Lannergård, E., Valley, S. & Olshammar, M. (2019). *Sensorer för vattenkvalitet i miljöövervakning av vattendrag. Hur användbara är de i praktiken?* (2019:10). Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Fölster, J., Johnson, R.K., Futter, M.N. & Wilander, A. (2014). The Swedish monitoring of surface waters: 50 Years of adaptive monitoring. *Ambio*. 43, 3–18. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0558-z>
- Galfi, H., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2017). Mineral and anthropogenic indicator inorganics in urban stormwater and snowmelt runoff: Sources and mobility patterns. *Water, Air and Soil Pollution*. 228, 263. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3438-x>

- German, J., Svensson, G., Gustafsson, L.G. & Vikström, M. (2003). Modelling of temperature effects on removal efficiency and dissolved oxygen concentrations in stormwater ponds. *Water Science and Technology*. 48(9), 145–154. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0513>
- Ghadiri, A., Hossein Hashemi, S. & Nasrabadi, T. (2023). Robust time-invariant relationships between metals concentration and total suspended solids at stormwater in a highly urbanized catchment. *Environmental Earth Sciences*. 82(236). <https://doi.org/10.1007/s12665-023-10922-2>
- Greb, S.R. & Bannerman, R.T. (1997). Influence of particle size on wet pond effectiveness. *Water Environment Research*. 69(6), 1134–1138. <https://doi.org/10.2175/106143097X125876>
- Haglund, M. (2021). *Högrekventa mätningar av turbiditet som indirekt mätning av totalfosfor i sju vattendrag*. (Examensarbete: UPTEC W 21 036), Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper.
- HANNA instruments (u.å). *Instruction Manual. HI 93703. Portable Microprocessor Turbidity Meter*. <https://www.hannainst.se/en/home/1416-portable-turbidity-meter-kit> [2024-05-16]
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., Ryberg, K.R., Archfield, S.A., & Gilroy, E.J. (2020). Statistical methods in water resources. *U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 4, chapter A3*. U.S. Geological Survey. 458. <https://doi.org/10.3133/tm4a3>
- HVMFS 2019:25. *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Havs- och Vattenmyndigheten.
- Ingri, J. (2012). *Från berg till hav: en introduktion i miljögeokemi*. Studentlitteratur AB.
- In-Situ (2024a). *HydroVu*. <https://www.hydrovu.com/#/project-dashboard> [2024-05-30]
- In-Situ (2024b). *Aqua TROLL® Multiparameter Sondes*. https://in-situ.com/pub/media/support/documents/Aqua-TROLL-500-600-700-800_Spec-Sheet_ltr_en.pdf [2024-04-01]
- In-Situ (2023). *Operator's Manual: Aqua TROLL 600*. <https://in-situ.com/pub/media/support/documents/Aqua-TROLL-600-Manual.pdf> [2024-04-01]
- Jones, A.S., Stevens, D.K., Horsburgh, J.S. & Mesner, N.O. (2011). Surrogate Measures for Providing High Frequency Estimates of Total Suspended Solids and Total Phosphorus Concentrations. *Journal of the American Water Resources Association*. 47(2), 239–253. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1111/j.1752-1688.2010.00505.x>
- Jonsson, J. (2020). *Turbiditet för indirekt mätning av metaller i vattendrag*. (Examensarbete: UPTEC W 20 029), Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper.
- Lannergård, E.E., Ledesma J.L.J., Fölster, J. & Futter, M.N. (2019). An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations. *Science of the Total Environment*. 651, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.127>
- Li, Y., Lau, S-L., Kayhanian, M. & Stenstrom, M.K. (2005). Particle Size Distribution in Highway Runoff. *Journal of Environmental Engineering*. 131(9), 1267–1276. 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:9(1267)

- Liebens, J. (2001). Heavy metal contamination of sediments in stormwater management systems: The effect of land use, particle size, and age. *Environmental Geology*. 41(3-4), 341-351. 10.1007/s002540100392
- Luan, H. & Vadas, T.M. (2015). Size characterization of dissolved metals and organic matter in source waters to streams in developed landscapes. *Environmental Pollution*. 197, 76-83. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.004>
- Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. (Rapport 4913). Naturvårdsverket förlag.
- Nationalencyklopedin (u.å. a). *dagvatten*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/1%C3%A5ng/dagvatten> [2024-05-24]
- Nationalencyklopedin (u.å. b). *turbiditet*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/1%C3%A5ng/turbiditet> [2024-05-24]
- Nationalencyklopedin (u.å. c). *denitrifikation*. <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/1%C3%A5ng/denitrifikation> [2024-05-24]
- NIVUS (2020). *Instruction Manual. Flow Measurement Transmitter. NivuFlow Mobile 750 / NivuFlow Mobile 750 Ex*. <https://ventim.se/storage/4B878D9AEA4521CC05005749240241BFE4DDD0546FC4619D7F30C9716E4464B2/3e940d3f56264aeaac0cafa09f1e3466/pdf/media/e76ee38afe5b4dfadb20170ecab3428/nivuflow-mobile-750-instruction-manual.pdf> [2024-05-02]
- Norconsult (2024). *Slutrapport Gottsunda Dagvattenpark. Kontrollprogram miljö*. Norconsult Sverige AB.
- Persson, J., Fridell, K., Gustafsson, E-L. & Englund J-E. (2014). *Att räkna på vatten – en formelsamling för landskapsingenjörer*. (Rapport 2014:17). Sveriges lantbruksuniversitet, Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap.
- Persson, J. & Wittgren, H.B. (2003). How hydrological and hydraulic conditions affect performance of ponds. *Ecological Engineering*. 21(4-5), 259-269. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.12.004>
- Posit team (2023). RStudio: Integrated Development Environment for R (2023.9.1.494). Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/> [2024-05-30]
- Ratner, B. (2009). The correlation coefficient: Its values range between +1/-1, or do they? *Journal of Targeting, Measurement and Analysis for Marketing*. 17, 139-142. <https://doi.org/10.1057/jt.2009.5>
- Sansalone, J.J. & Buchberger, S.G. (1997). Characterization of solid and metal element distribution in urban highway stormwater. *Water Science and Technology*. 36(8-9), 155-160. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00605-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00605-7)
- SGU (2024). *Turbiditet*. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--oorganiska-amnen/turbiditet/> [2024-05-16]

- SGU (2023). *Jordarter 1:25000 - 1:100000*. <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html> [2024-05-15].
- Shen, C., Liao, Q., Titi, H.H. & Li, J. (2018). Turbidity of Stormwater Runoff from Highway Construction Sites. *Journal of Environmental Engineering*. 144(8), 04018061. 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001407
- SLU (2024). *Förteckning över ackrediterade metoder vid kemiska analyslaboratoriet*. <https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/vom/laboratorier/ackrediterade-vattenanalyismetoder.pdf> [2024-02-21]
- SMHI (2024). *smhi-opendata_7_97510_20240311_*. *Ladda ner meteorologiska observationer*. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer#param=precipitationHourlySum,stations=core,stationid=97510> [2024-03-11].
- SMHI (2023). *Kalibrering och utvärdering av S-HYPE*. <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb/kalibrering-och-utvardering-av-s-hype-1.26735> [2024-04-23]
- SMHI (2022). *Normal årsnederbörd för period 1991–2020*. https://www.smhi.se/pd/klimat/time_period_maps/normal/Nbd_Periodnormal/Nbd_Periodnormal_1991_2020_ar.png [2022-9-24]
- STORMTAC (2021). *StormTac Web v.20.2.2*. Utvecklad av Larm, T. <http://app.stormtac.com/>
- StormTac (2024a). *Areas of application*. https://www.stormtac.com/?page_id=217 [2024-06-25]
- StormTac (2024b). *Method description*. https://www.stormtac.com/?page_id=2049 [2024-06-25]
- Svenskt Vatten (2023). *Provtagning och flödesmätning vid reningsverk. Stöd till VA-verksamheter*. (P124). Svenskt Vatten AB.
- Sveriges miljömål.se (u.å.). *Miljömålen*. <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/> [2024-02-22]
- Søberg, L.C., Viklander, M. & Blecken, G.T. (2014) The influence of temperature and salt on metal and sediment removal in stormwater biofilters. *Water Science and Technology*. 69(11), 2295–2304. 10.2166/wst.2014.161
- Taylor, G.D., Fletcher, T.D., Wong, T.H.F., Breen, P.F. & Duncan, H.P. (2005). Nitrogen composition in urban runoff—implications for stormwater management. *Water Research*. 39(10), 1982–1989. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.03.022>
- Timm, A., Kluge, B. & Wessolek, G. (2018). Hydrological balance of paved surfaces in moist mid-latitude climate – A review. *Landscape and Urban Planning*. 175, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.014>
- Vattenmyndigheterna (u.å.). *Vattenförvaltning i Sverige*. <https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/vattenforvaltning-i-sverige.html> [2024-02-22].

- Viklander, M., Österlund, H., Müller, A., Marsalek, J. & Borris, M. (2019). *Kunskapssammanställning Dagvattenkvalitet*. (Rapport Nr 2019–2). Svenskt Vatten AB.
- Villa, A., Fölster, J. & Kyllmar, K. (2019). Determining suspended solids and total phosphorus from turbidity: comparison of high-frequency sampling with conventional monitoring methods. *Environmental Monitoring and Assessment*. 191 (605).
<https://doi.org/10.1007/s10661-019-7775-7>
- VISS (2023). *Hågaån*. <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA51758167> [2024-02-22].
- Wallman, K. & Andersson, J. (2009). *Tungmetallanalys – Jämförelse av ICP-MS-resultat från ofiltrerade, konserverade prov och filtrerade prov*. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för Vatten och Miljö.
- WRS (2023a). *Pilotstudie – avskiljning av lösta och partikelbundna föroreningar i dagvattendammar*. (2023–1780-A). WRS AB.
- WRS (2023b). *231027 fältbesök inmätning*. [Internt material]
- WRS (2022). *PM. Gottsunda dagvattenpark – modifiering av in- och utlopp för att möjliggöra flödesmätning*. [Internt material]
- WRS (2021). *DRIVA - Dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten – pilotstudie Fyrisån*. (2021–1620-A). WRS AB.
- WRS (2019a). *Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Hågaån*. (2019–1399-A). WRS AB.
- WRS (2019b). *Bilaga 1. Funktionsbeskrivning Multifunktionell dagvattenpark. Södra Gottsunda*. [Internt material]
- WRS (2019c). *Systemhandling för multifunktionell dagvattenpark i Södra Gottsunda*. (2019–1327-A). WRS AB.
- Wu, J., Larm, T., Wahlsten, A., Marsalek, J. & Viklander, M. (2021). Uncertainty inherent to a conceptual model StormTac Web simulating urban runoff quantity, quality and control. *Urban Water Journal*. 18(5), 300-309. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2021.1878240>

8 BILAGOR

8.1 BILAGA A – ANALYSMETODER OCH OSÄKERHETER

Tabell 19. Analysmetoder, detektionsgränser och mätosäkerheter på Eurofins (E.f.) och SLU:s ackrediterade laboratorium (WRS 2023a; SLU 2024).

Analysvariabel	E.f. analys metod	E.f. detektions gräns	E.f. mät osäkerhet	SLU analys metod	SLU detektions gräns	SLU mät osäkerhet
Turbiditet	-	-	-	SS-EN ISO 7027-1:2016	0,2 FNU	13% 0,26 FNU
Suspenderat material/ slamhalt	SS-EN 872:2005	0,5 mg/l	10%	Intern metod: Susp. 20	3 mg/l	36% 1 mg/l
Totalfosfor	SS-EN ISO 15681-2:2018	5 µg/l	25%	SS-EN ISO 6878:2005	1 µg/l	13% 2 µg/l
Fosfatfosfor	SS-EN ISO 15681-2:2018	5 µg/l	25%	ISO 15923-1:2013	4 µg/l	9% 2 µg/l
Kadmium	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,1 µg/l	25%	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,004 µg/l	10% 0,010 µg/l
Krom	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,5 µg/l	25%	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,03 µg/l	31%
Nickel	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,5 µg/l	25 %	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,02 µg/l	14%
Koppar	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,5 µg/l	25%	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,01 µg/l	12%
Bly	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,5 µg/l	20%	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,01 µg/l	15%
Zink	SS-EN ISO 17294-2:2016	2 µg/l	25%	SS-EN ISO 17294-2:2016	0,4 µg/l	12% 0,6 µg/l

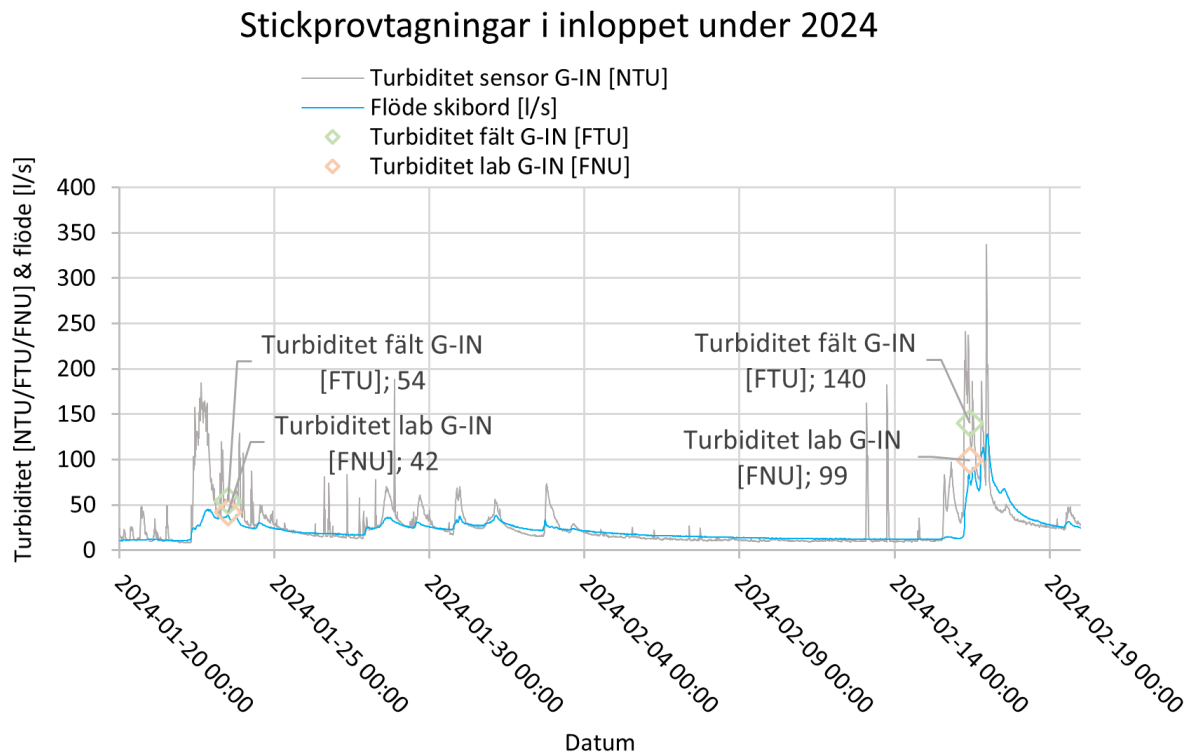
Tabell 20. Mätosäkerheter i sensorn Aqua TROLL 600 (In-Situ 2024b).

Analysparameter	Detektionsgräns	Mätosäkerhet	Enhet
Vattendjup/tryck	0	0,1%	m/psi
Turbiditet	0	2%	NTU

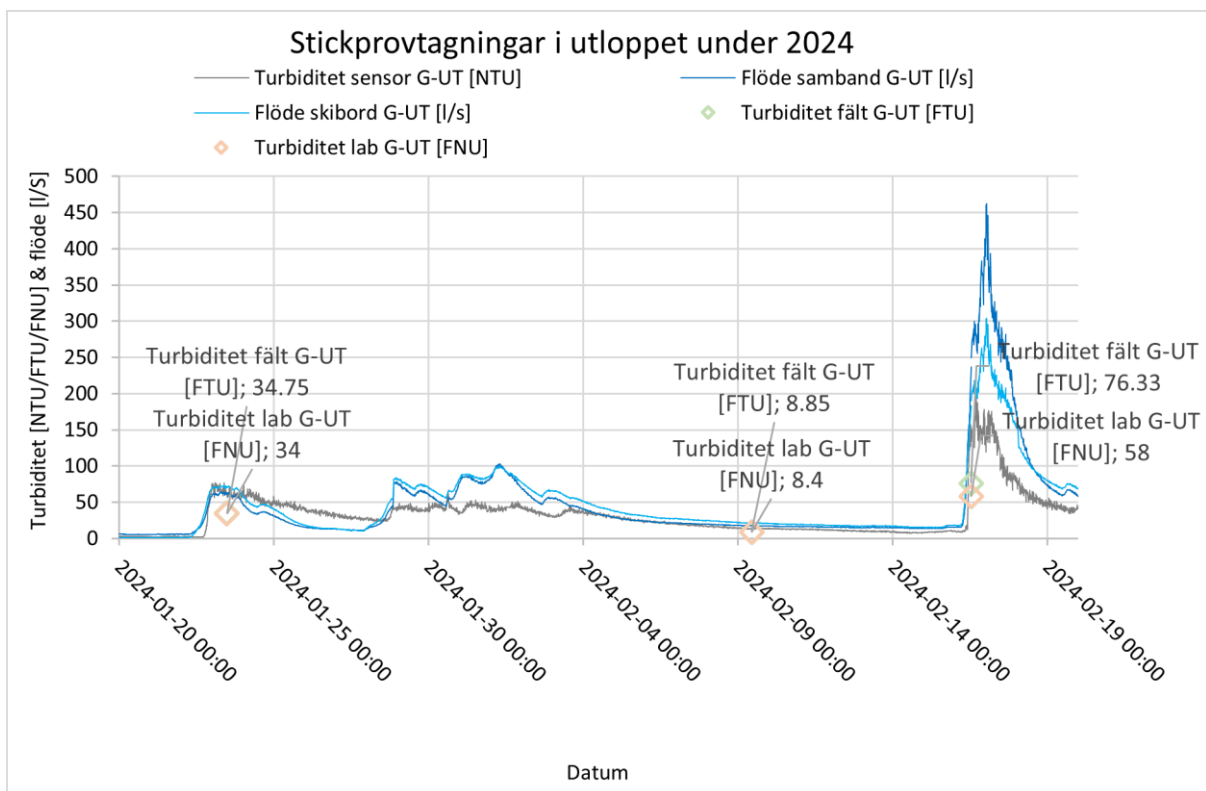
Tabell 21. Mätosäkerheter i turbiditetsmätaren som användes i fält (HANNA instruments u.å.).

Analysparameter	Detektiongräns	Mätosäkerhet	Enhet
Turbiditet	0,0 FTU	5% 0,5 FTU	

8.2 BILAGA B – STICKPROVTAGNING EXEMPEL

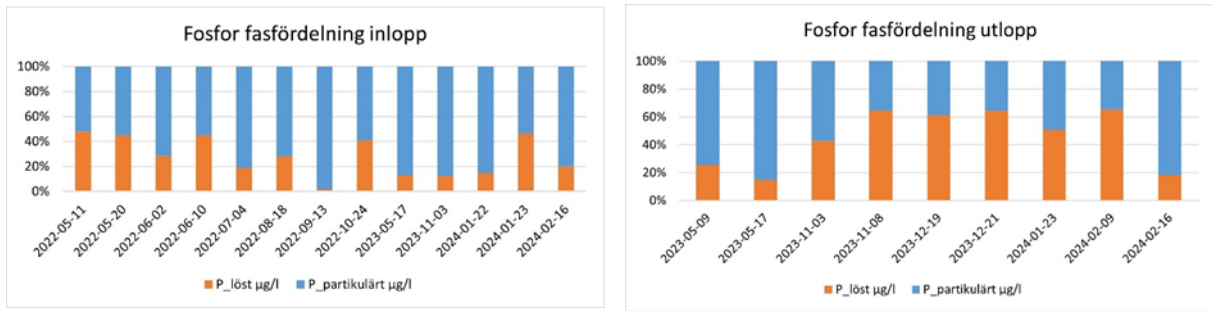


Figur 23. Stickprovtagningar som tagits i inloppet under 2024 och hur laboratorie- samt fältmätningarna av turbiditet motsvarar sensorns turbiditet samt beräknat flöde.

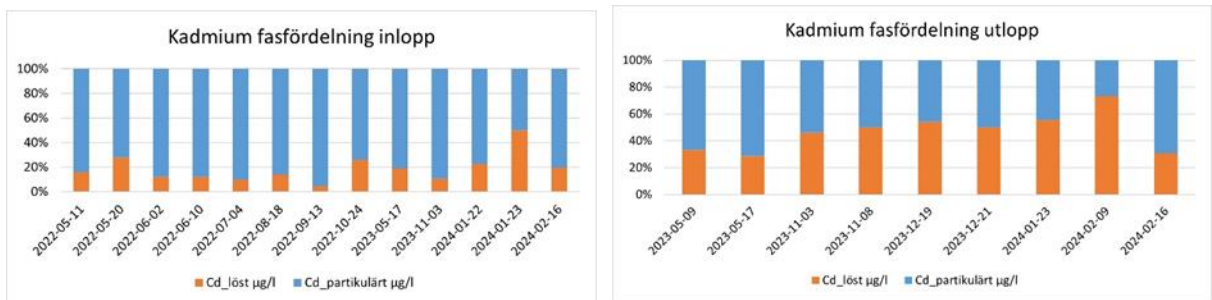


Figur 24. Stickprovtagningar som tagits i utloppet under 2024 och hur laboratorie- samt fältmätningarna av turbiditet motsvarar sensorns turbiditet, samt beräknat flöde genom två olika metoder.

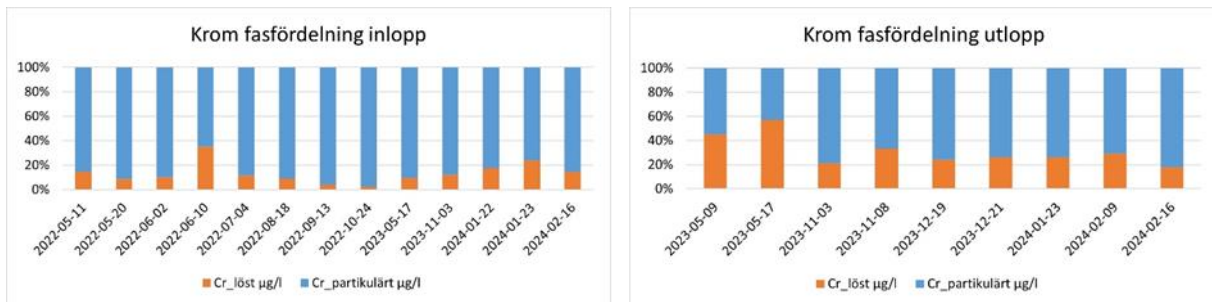
8.3 BILAGA C – FÖRDELNING MELLAN LÖST FORM & PARTIKULÄR FORM



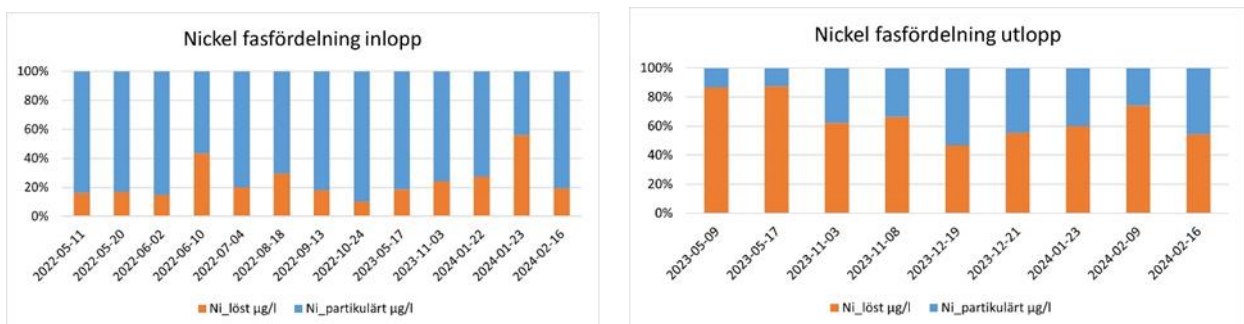
Figur 25. Fasfördelning i in- respektive utlopp av fosfor för stickproverna.



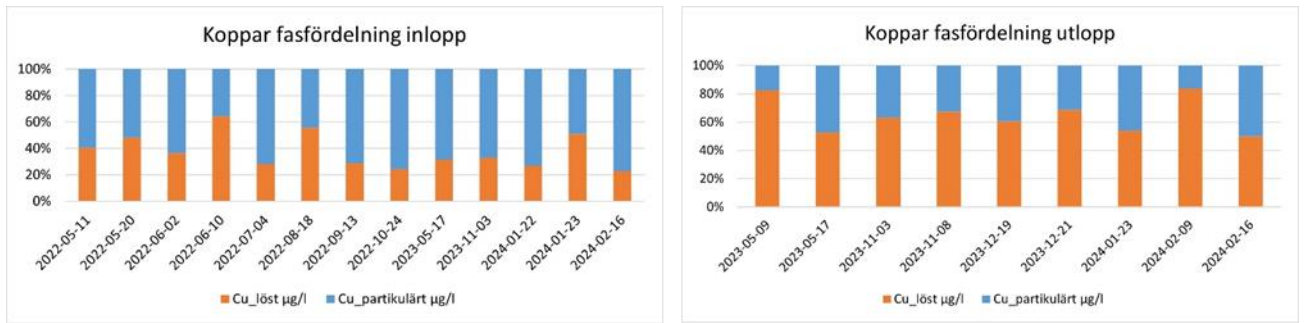
Figur 26. Fasfördelning i in- respektive utlopp av kadmium för stickproverna.



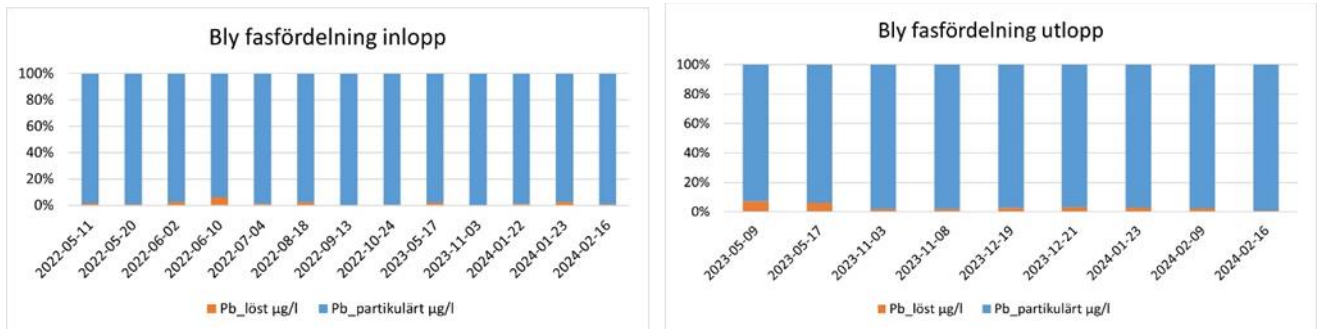
Figur 27. Fasfördelning i in- respektive utlopp av krom för stickproverna.



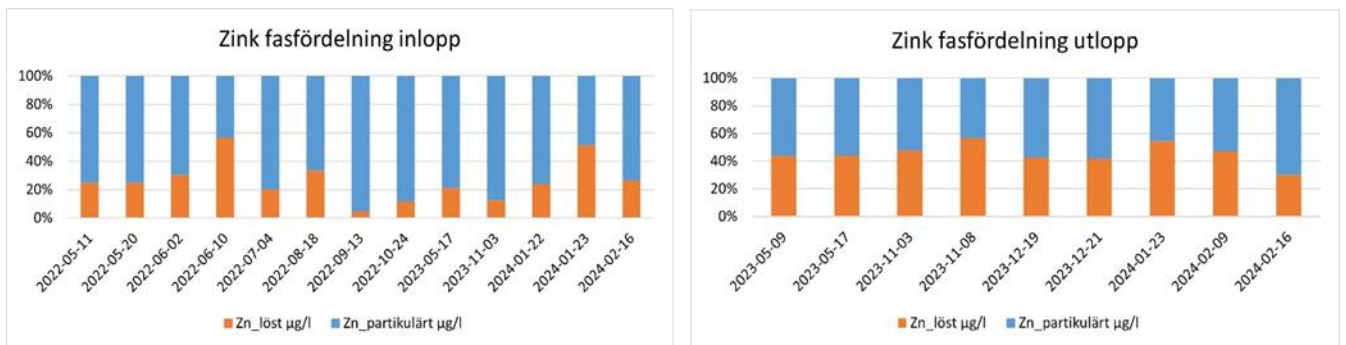
Figur 28. Fasfördelning i in- respektive utlopp av nickel för stickproverna.



Figur 29. Fasfördelning i in- respektive utlopp av koppar för stickproverna.

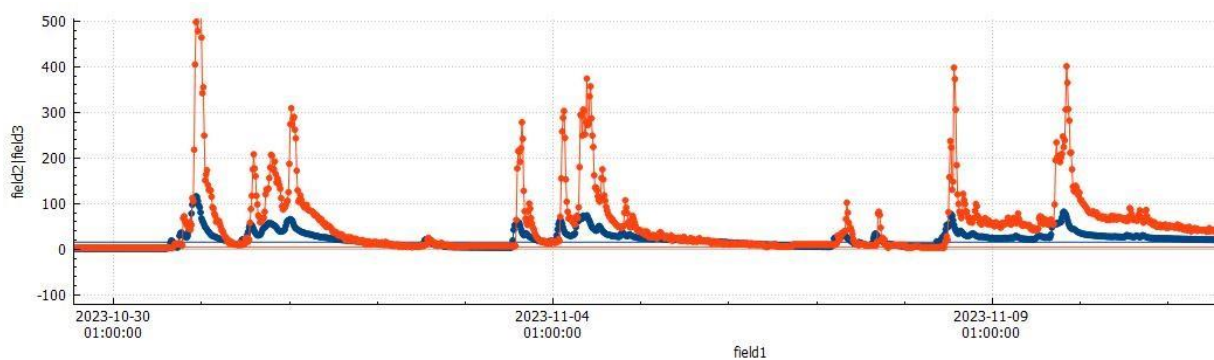


Figur 30. Fasfördelning i in- respektive utlopp av bly för stickproverna.



Figur 31. Fasfördelning i in- respektive utlopp av zink för stickproverna.

8.4 BILAGA D – INLOPPSFLÖDEN BERÄKNADE VS. UPPMÄTTA



Figur 32. Jämförelse mellan beräknat inflöde baserat på skibordsberäkningar och mätningar av vattendjup i munkbrunn 3 (blå linje) med uppmätta flöden av Norconsult (2024) (orange linje).

8.5 BILAGA E – PERIODER MED KONTINUERLIG SENSORDATA I IN-RESPEKTIVE UTLOPP

Tabell 22. Perioder i in- respektive utloppet med kontinuerliga data från sensorn.

Kontinuerliga perioder med data tillgängligt för in- respektive utlopp	
Inlopp	Utlopp
2021-08-20 → 2021-09-05	2021-08-20 → 2021-09-05
2021-09-27 → 2021-10-07	2021-09-27 → 2021-12-22
2021-10-18 → 2021-11-22	2022-01-15 → 2022-02-14
2022-03-17 → 2022-04-20	2022-02-25 → 2022-08-22
2022-04-25 → 2022-06-18	2022-08-26 → 2022-10-07
2022-06-28 → 2022-08-22	2022-12-20 → 2023-05-05
2022-08-26 → 2022-09-23	2023-05-09 → 2023-06-07
2022-09-27 → 2022-09-29	2023-06-09 → 2023-08-17
2022-10-07 → 2022-11-18	2023-09-05 → 2023-10-09
2022-11-29 → 2022-12-06	2023-10-19 → 2023-11-13
2023-03-24 → 2023-05-05	2023-11-16 → 2023-12-19
2023-05-08 → 2023-08-21	2023-12-21 → 2024-01-13
2023-09-08 → 2024-03-05	2024-01-15 → 2024-03-05

8.6 BILAGA F – RESULTAT FRÅN LINJÄR REGRESSION

Tabell 23. Resultat av linjär regression i inloppet mellan turbiditet uppmätt av sensor och de undersökta föroreningarna.

Turbiditet uppmätt med sensor [NTU]	Linjärt utseende ja/nej	Multiple_R_squared	Adjusted_R_squared	p	n	Residual standard error	DF	Std. Error m	Std. Error k	k	m
Suspenderat material mg/l	Ja	0.53	0.49	4.9E-03	13	1.5E+02	11	62	0.25	0.88	-12
PO4_P µg/l	nej	0.019	-0.070	0.65	13		19	11	8.0	0.032	-0.015
Tot_P µg/l	Ja	0.62	0.59	1.3E-03	13	1.0E+02	11	44	0.18	0.75	42
P µg/l partikulärt	Ja	0.61	0.57	1.7E-03	13	1.1E+02	11	46	0.19	0.77	2.1
Cd µg/l	nja	0.59	0.56	2.1E-03	13	0.022	11	9.3E-03	3.8E-05	1.5E-04	0.031
Cr µg/l	nej	1.3E-03	-0.089	0.91	13	2.3	11	0.99	4.0E-03	-4.9E-04	3.1
Ni µg/l	nej	0.041	-0.046	0.51	13	1.4	11	0.60	2.4E-03	1.7E-03	1.9
Cu µg/l	nej	0.28	0.21	0.065	13	3.7	11	1.6	6.4E-03	0.013	5.8
Pb µg/l	Ja	0.58	0.54	2.5E-03	13	1.4	11	0.61	2.5E-03	9.6E-03	1.7
Zn µg/l	Ja	0.51	0.46	6.5E-03	13	22	11	9.5	0.039	0.13	45
Cd p* µg/l	nja	0.59	0.55	2.2E-03	13	0.022	11	9.6E-03	3.9E-05	1.5E-04	0.021
Cr p µg/l	nej	6.6E-04	-0.090	0.93	13	2.3	11	0.96	3.9E-03	-3.3E-04	2.8
Ni p µg/l	nej	0.044	-0.043	0.49	13	1.3	11	0.54	2.2E-03	1.6E-03	1.5
Cu p µg/l	nej	0.32	0.26	0.045	13	2.8	11	1.2	4.8E-03	0.011	3.3
Pb p µg/l	Ja	0.58	0.54	2.6E-03	13	1.4	11	0.62	2.5E-03	9.6E-03	1.7
Zn p µg/l	Ja	0.50	0.45	7.2E-03	13	24	11	10	0.041	0.13	29
Cd f** µg/l	nej	0.025	-0.064	0.61	13	3.4E-03	11	1.4E-03	5.8E-06	-3.1E-06	9.6E-03
Cr f µg/l	nej	0.027	-0.061	0.59	13	0.16	11	0.070	2.8E-04	-1.6E-04	0.33
Ni f µg/l	nej	0.011	-0.079	0.73	13	0.20	11	0.087	3.5E-04	1.2E-04	0.42
Cu f µg/l	nej	0.072	-0.012	0.37	13	1.4	11	0.58	2.4E-03	2.2E-03	2.5
Pb f µg/l	nej	8.8E-04	-0.090	0.92	13	0.021	11	8.9E-03	3.6E-05	3.5E-06	0.039
Zn f µg/l	nej	0.023	-0.066	0.62	13	5.3	11	2.2	9.1E-03	-4.6E-03	16

Tabell 24. Resultat av linjär regression i inloppet mellan turbiditet uppmätt i fält och de undersökta föroreningarna.

Turbiditet uppmätt i fält [FTU]	Linjärt utseende ja/nej	Multiple_R_squared	Adjusted_R_squared	p	n	Residual standard error	DF	Std. Error m	Std. Error k	k	m
Suspenderat material mg/l	Ja	0.92	0.91	9.9E-07	12	63	10	29	0.15	1.6	-77
PO4_P µg/l	nej	0.087	-4.8E-03	0.35	12	18	10	8.1	0.042	-0.041	45
Tot. P µg/l	Ja	0.95	0.95	5.5E-08	12	37	10	17	0.088	1.3	-0.61
P µg/l partikulärt	Ja	0.94	0.94	1.6E-07	12	43	10	20	0.10	1.3	-45
Cd µg/l	Ja	0.91	0.90	1.3E-06	12	0.010	10	4.7E-03	2.4E-05	2.5E-04	0.023
Cr µg/l	nej	2.4E-03	-0.097	0.88	12	2.4	10	1.1	5.7E-03	-8.9E-04	3.2
Ni µg/l	nej	0.082	-0.010	0.37	12	1.4	10	0.65	3.4E-03	3.2E-03	1.8
Cu µg/l	nja	0.48	0.43	0.012	12	3.2	10	1.5	7.5E-03	0.023	5.0
Pb µg/l	Ja	0.82	0.80	5.2E-05	12	0.99	10	0.45	2.3E-03	0.016	1.2
Zn µg/l	Ja	0.66	0.63	1.3E-03	12	19	10	8.8	0.045	0.20	40
Cd p* µg/l	Ja	0.91	0.90	1.7E-06	12	0.011	10	5.0E-03	2.6E-05	2.6E-04	0.013
Cr p µg/l	nej	6.6E-04	-0.099	0.94	12	2.4	10	1.1	5.6E-03	-4.5E-04	2.8
Ni p µg/l	nej	0.081	-0.011	0.37	12	1.3	10	0.59	3.1E-03	2.9E-03	1.4
Cu p µg/l	Ja	0.53	0.48	7.1E-03	12	2.4	10	1.1	5.6E-03	0.019	2.6
Pb p µg/l	Ja	0.82	0.80	5.3E-05	12	0.99	10	0.45	2.3E-03	0.016	1.2
Zn p µg/l	Ja	0.71	0.68	6.1E-04	12	19	10	8.5	0.044	0.22	22
Cd f** µg/l	nej	0.052	-0.043	0.48	12	3.4E-03	10	1.6E-03	8.0E-06	-5.9E-06	0.010
Cr f µg/l	nej	0.12	0.030	0.27	12	0.16	10	0.074	3.8E-04	-4.4E-04	0.37
Ni f µg/l	nej	0.041	-0.055	0.53	12	0.20	10	0.093	4.8E-04	3.1E-04	0.41
Cu f µg/l	nej	0.15	0.060	0.22	12	1.3	10	0.60	3.1E-03	4.1E-03	2.4
Pb f µg/l	nej	0.12	0.027	0.28	12	0.020	10	8.9E-03	4.6E-05	-5.2E-05	0.046
Zn f µg/l	nej	0.17	0.084	0.19	12	5.0	10	2.3	0.012	-0.017	18

Tabell 25. Resultat av linjär regression i inloppet mellan turbiditet uppmätt i laboratorium och de undersökta föroreningarna.

Turbiditet uppmätt i lab [FNU]	Linjärt utseende ja/nej	Multiple_R_squared	Adjusted_R_squared	p	n	Residual standard error	DF	Std. Error m	Std. Error k	k	m
Suspenderat material mg/l	Ja	0.54	0.39	0.16	5	38	3	70	0.91	1.7	-28
PO4_P µg/l	nej	0.28	0.039	0.36	5	14	3	26	0.34	-0.37	55
Tot. P µg/l	Ja	0.17	-0.11	0.50	5	65	3	1.2E+02	1.5	1.2	54
P µg/l partikulärt	Ja	0.29	0.052	0.35	5	59	3	1.1E+02	1.4	1.6	-1.4
Cd µg/l	Ja	0.15	-0.13	0.52	5	0.019	3	0.035	4.5E-04	3.3E-04	0.019
Cr µg/l	Ja	0.63	0.51	0.11	5	0.51	3	0.94	0.012	0.028	-0.087
Ni µg/l	nej	0.20	-0.073	0.46	5	0.60	3	1.1	0.014	0.012	0.46
Cu µg/l	Ja	0.31	0.077	0.33	5	1.7	3	3.0	0.040	0.046	2.4
Pb µg/l	Ja	0.80	0.73	0.041	5	0.46	3	0.84	0.011	0.038	0.26
Zn µg/l	Ja	0.51	0.35	0.17	5	10	3	19	0.24	0.43	26
Cd p* µg/l	Ja	0.27	0.029	0.37	5	0.019	3	0.034	4.5E-04	4.7E-04	-1.4E-03
Cr p µg/l	Ja	0.65	0.53	0.10	5	0.47	3	0.87	0.011	0.026	-0.28
Ni p µg/l	nja	0.42	0.23	0.24	5	0.46	3	0.84	0.011	0.016	-0.20
Cu p µg/l	Ja	0.67	0.56	0.089	5	0.92	3	1.7	0.022	0.055	-0.12
Pb p µg/l	Ja	0.80	0.74	0.040	5	0.46	3	0.84	0.011	0.038	0.19
Zn p µg/l	Ja	0.55	0.40	0.15	5	12	3	23	0.30	0.57	0.71
Cd f** µg/l	nej	0.64	0.52	0.10	5	2.7E-03	3	4.9E-03	6.3E-05	-1.5E-04	0.020
Cr f µg/l	nej	0.095	-0.21	0.61	5	0.089	3	0.16	2.1E-03	1.2E-03	0.19
Ni f µg/l	nej	0.24	-0.012	0.40	5	0.17	3	0.31	4.0E-03	-3.9E-03	0.66
Cu f µg/l	nej	0.075	-0.23	0.66	5	0.77	3	1.4	0.018	-9.0E-03	2.6
Pb f µg/l	nej	0.17	-0.11	0.49	5	0.022	3	0.041	5.3E-04	-4.1E-04	0.071
Zn f µg/l	nej	0.28	0.037	0.36	5	5.4	3	9.9	0.13	-0.14	25

Tabell 26. Resultat av linjär regression i utloppet mellan turbiditet uppmätt av sensor och de undersökta föroreningarna.

Turbiditet uppmätt med sensor [NTU]	Linjärt utseende ja/nej	Multiple_R_squared	Adjusted_R_squared	p	n	Residual standard error	DF	Std. Error m	Std. Error k	k	m
Suspenderat material mg/l	Ja	1.00	0.99	2.4E-09	9	1.4	7	0.69	0.011	0.40	0.74
PO4_P µg/l	nej	0.062	-0.072	0.52	9	27	7	13	0.20	0.14	29
Tot. P µg/l	nej	0.33	0.23	0.11	9	34	7	16	0.25	0.46	48
P µg/l partikulärt	Ja	0.67	0.62	6.9E-03	9	12	7	5.6	0.085	0.32	19
Cd µg/l	Ja	0.83	0.81	5.7E-04	9	3.0E-03	7	1.4E-03	2.2E-05	1.3E-04	9.3E-03
Cr µg/l	Ja	0.74	0.70	2.9E-03	9	0.28	7	0.14	2.1E-03	9.2E-03	0.39
Ni µg/l	nej	0.18	0.064	0.25	9	0.25	7	0.12	1.9E-03	2.3E-03	0.79
Cu µg/l	nej	0.31	0.21	0.12	9	0.68	7	0.33	5.0E-03	8.9E-03	3.2
Pb µg/l	Ja	0.89	0.87	1.4E-04	9	0.25	7	0.12	1.8E-03	0.014	0.21
Zn µg/l	Ja	0.63	0.58	0.010	9	7.7	7	3.7	0.057	0.20	11
Cd p* µg/l	Ja	0.95	0.95	5.9E-06	9	1.0E-03	7	4.8E-04	7.4E-06	9.0E-05	3.8E-03
Cr p µg/l	Ja	0.80	0.77	1.2E-03	9	0.20	7	0.098	1.5E-03	7.9E-03	0.24
Ni p µg/l	nja	0.39	0.31	0.070	9	0.17	7	0.083	1.3E-03	2.7E-03	0.21
Cu p µg/l	nja	0.50	0.42	0.034	9	0.44	7	0.21	3.2E-03	8.4E-03	0.94
Pb p µg/l	Ja	0.90	0.88	1.1E-04	9	0.23	7	0.11	1.7E-03	0.013	0.20
Zn p µg/l	Ja	0.87	0.85	2.3E-04	9	2.7	7	1.3	0.020	0.14	4.6
Cd f** µg/l	nej	0.26	0.16	0.16	9	3.5E-03	7	1.7E-03	2.6E-05	4.1E-05	5.5E-03
Cr f µg/l	nej	0.41	0.33	0.062	9	0.082	7	0.039	6.0E-04	1.3E-03	0.15
Ni f µg/l	nej	0.034	-0.10	0.63	9	0.098	7	0.047	7.2E-04	-3.6E-04	0.58
Cu f µg/l	nej	2.6E-03	-0.14	0.90	9	0.53	7	0.25	3.9E-03	5.2E-04	2.31
Pb f µg/l	nej	0.32	0.22	0.11	9	0.014	7	6.8E-03	1.0E-04	1.9E-04	0.012
Zn f µg/l	nej	0.26	0.15	0.16	9	5.2	7	2.5	0.038	0.060	6.4

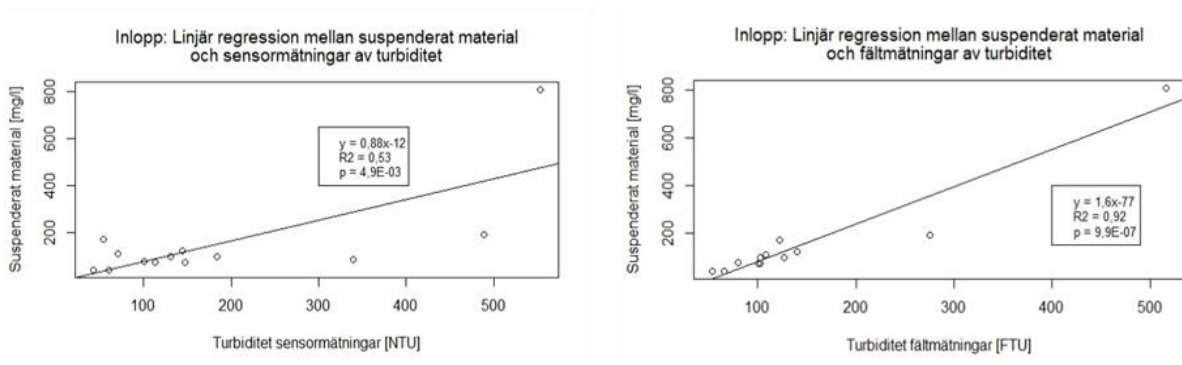
Tabell 27. Resultat av linjär regression i utloppet mellan turbiditet uppmätt i fält och de undersökta föroreningarna.

Turbiditet uppmätt i fält [FTU]	Linjärt utseende ja/nej	Multiple_R_squared	Adjusted_R_squared	p	n	Residual standard error	DF	Std. Error m	Std. Error k	k	m
Suspenderat material mg/l	ja	0.88	0.85	1.9E-03	7	7.4	5	5.7	0.12	0.73	-5.3
PO4_P µg/l	nej	0.029	-0.16	0.71	7	24	5	19	0.40	0.16	38
Tot._P µg/l	ja	0.40	0.28	0.13	7	24	5	19	0.40	0.74	54
P µg/l partikulärt	ja	0.68	0.61	0.023	7	11	5	8.4	0.18	0.58	17
Cd µg/l	ja	0.81	0.77	5.9E-03	7	2.6E-03	5	2.0E-03	4.2E-05	1.9E-04	0.010
Cr µg/l	ja	0.77	0.72	9.8E-03	7	0.25	5	0.19	4.1E-03	0.016	0.33
Ni µg/l	nej	0.11	-0.063	0.46	7	0.23	5	0.17	3.8E-03	3.0E-03	0.87
Cu µg/l	nej	0.29	0.15	0.21	7	0.60	5	0.46	0.010	0.014	3.3
Pb µg/l	ja	0.84	0.81	3.6E-03	7	0.28	5	0.21	4.6E-03	0.024	0.10
Zn µg/l	ja	0.63	0.56	0.032	7	6.0	5	4.6	0.100	0.29	13
Cd p* µg/l	ja	0.83	0.80	4.2E-03	7	2.0E-03	5	1.6E-03	3.4E-05	1.7E-04	2.2E-03
Cr p µg/l	ja	0.83	0.80	4.3E-03	7	0.17	5	0.13	2.8E-03	0.014	0.19
Ni p µg/l	nja	0.44	0.33	0.10	7	0.14	5	0.11	2.3E-03	4.5E-03	0.22
Cu p µg/l	ja	0.73	0.67	0.015	7	0.29	5	0.23	4.9E-03	0.018	0.69
Pb p µg/l	ja	0.85	0.82	3.3E-03	7	0.27	5	0.21	4.4E-03	0.023	0.095
Zn p µg/l	ja	0.94	0.93	2.7E-04	7	1.5	5	1.2	0.026	0.23	4.2
Cd f** µg/l	nej	0.062	-0.13	0.59	7	2.7E-03	5	2.1E-03	4.5E-05	2.6E-05	7.9E-03
Cr f µg/l	nja	0.42	0.30	0.12	7	0.083	5	0.064	1.4E-03	2.6E-03	0.1
Ni f µg/l	nej	0.13	-0.039	0.42	7	0.10	5	0.078	1.7E-03	-1.5E-03	0.64
Cu f µg/l	nej	0.033	-0.16	0.70	7	0.53	5	0.41	8.8E-03	-3.6E-03	2.6
Pb f µg/l	nej	0.31	0.18	0.19	7	0.015	5	0.011	2.4E-04	3.7E-04	9.4E-03
Zn f µg/l	nej	0.11	-0.067	0.47	7	4.7	5	3.6	0.078	0.062	8.8

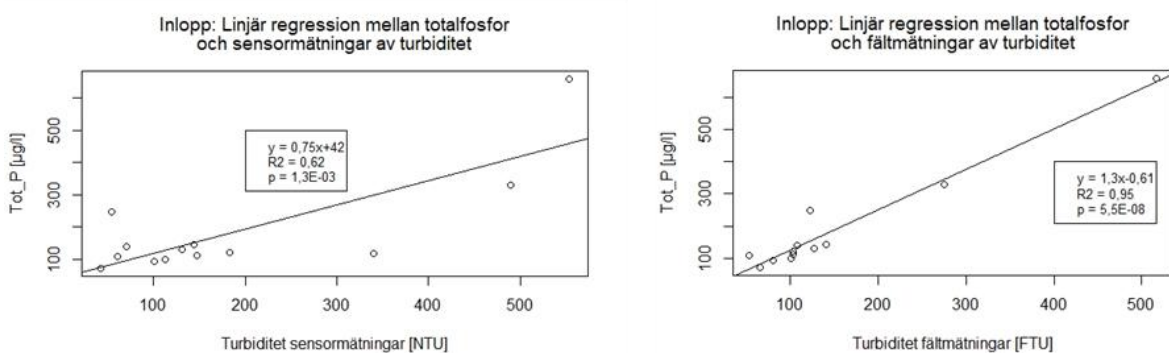
Tabell 28. Resultat av linjär regression i utloppet mellan turbiditet uppmätt i laboratorium och de undersökta föroreningarna.

Turbiditet uppmätt i lab [FNU]	Linjärt utseende ja/nej	Multiple_R_squared	Adjusted_R_squared	p	n	Residual standard error	DF	Std. Error m	Std. Error k	k	m
Suspenderat material mg/l	ja	0.96	0.95	4.8E-06	9	4.2	7	2.4	0.079	0.99	-4.2
PO4_P µg/l	nej	0.17	0.057	0.26	9	26	7	14	0.48	0.58	21
Tot._P µg/l	ja	0.50	0.43	0.032	9	29	7	16	0.54	1.4	35
P µg/l partikulärt	ja	0.74	0.70	2.9E-03	9	10	7	5.8	0.19	0.86	14
Cd µg/l	ja	0.88	0.86	2.0E-04	9	2.6E-03	7	1.4E-03	4.8E-05	3.4E-04	7.3E-03
Cr µg/l	ja	0.83	0.80	6.5E-04	9	0.23	7	0.13	4.2E-03	0.025	0.23
Ni µg/l	nej	0.26	0.16	0.16	9	0.24	7	0.13	4.5E-03	7.1E-03	0.73
Cu µg/l	nej	0.37	0.28	0.084	9	0.65	7	0.37	0.012	0.024	3.1
Pb µg/l	ja	0.95	0.94	9.4E-06	9	0.17	7	0.094	3.1E-03	0.036	-6.3E-03
Zn µg/l	ja	0.81	0.78	9.7E-04	9	5.6	7	3.1	0.10	0.56	6.7
Cd p* µg/l	ja	0.87	0.85	2.3E-04	9	1.7E-03	7	9.4E-04	3.1E-05	2.2E-04	2.8E-03
Cr p µg/l	ja	0.88	0.86	2.1E-04	9	0.16	7	0.089	3.0E-03	0.021	0.11
Ni p µg/l	nja	0.52	0.45	0.028	9	0.15	7	0.085	2.8E-03	7.8E-03	0.14
Cu p µg/l	ja	0.52	0.45	0.029	9	0.43	7	0.24	8.0E-03	0.022	0.81
Pb p µg/l	ja	0.95	0.95	6.7E-06	9	0.16	7	0.088	2.9E-03	0.035	-0.013
Zn p µg/l	ja	0.97	0.97	1.3E-06	9	1.3	7	0.72	0.024	0.37	2.3
Cd f** µg/l	nja	0.36	0.27	0.085	9	3.3E-03	7	1.8E-03	6.1E-05	1.2E-04	4.5E-03
Cr f µg/l	nja	0.53	0.46	0.027	9	0.073	7	0.041	1.4E-03	3.8E-03	0.13
Ni f µg/l	nej	0.023	-0.12	0.70	9	0.099	7	0.055	1.8E-03	-7.5E-04	0.58
Cu f µg/l	nej	0.011	-0.13	0.79	9	0.52	7	0.29	9.7E-03	2.8E-03	2.3
Pb f µg/l	nja	0.45	0.37	0.048	9	0.013	7	7.0E-03	2.3E-04	5.6E-04	7.0E-03
Zn f µg/l	nja	0.44	0.36	0.052	9	4.5	7	2.5	0.085	0.20	4.4

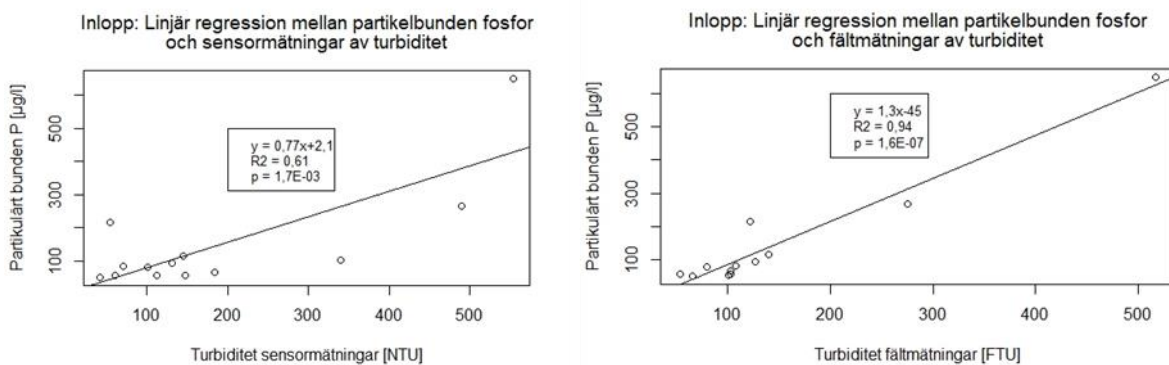
8.7 BILAGA G – LINJÄRA REGRESSIONSPLOTTAR FÖR DE SIGNIFIKANTA SAMBANDEN I IN- OCH UTLOPP



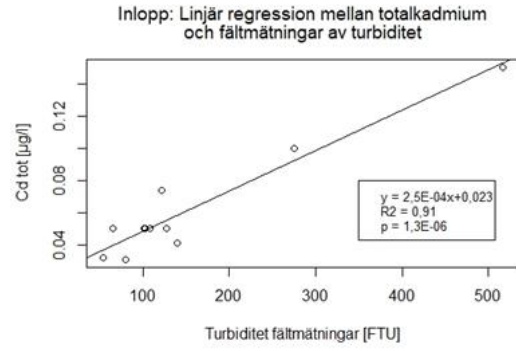
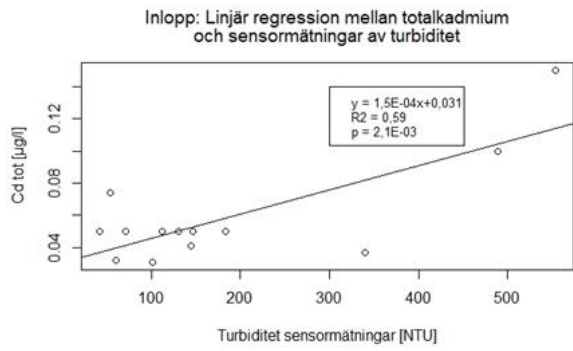
Figur 33. Linjär regression mellan suspenderat material och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



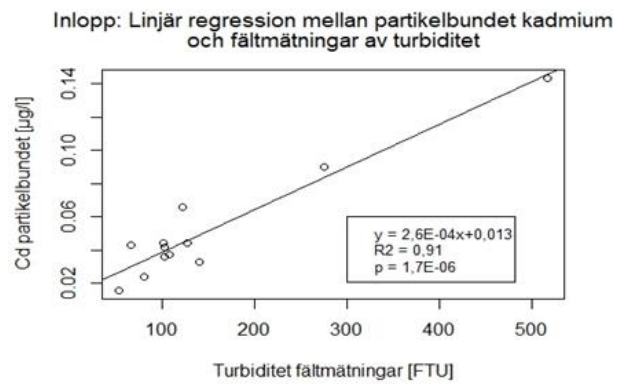
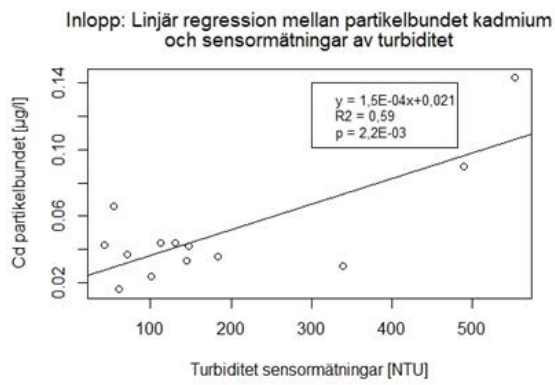
Figur 34. Linjär regression mellan totalfosfor och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



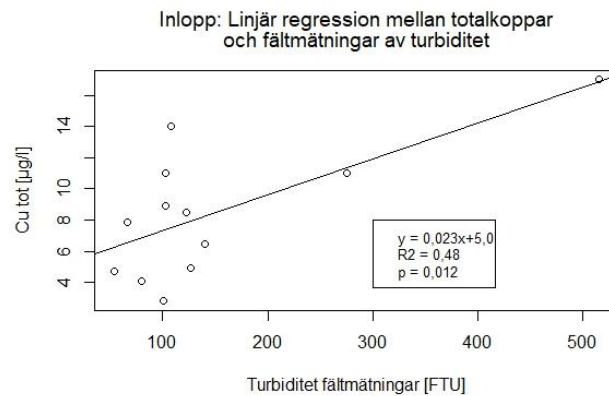
Figur 35. Linjär regression mellan partikelbunden fosfor och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



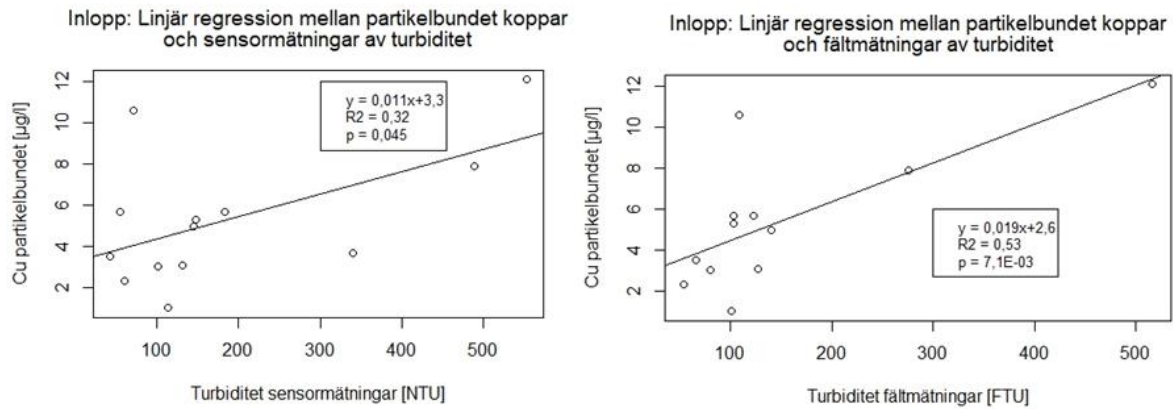
Figur 36. Linjär regression mellan totalkadmium och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



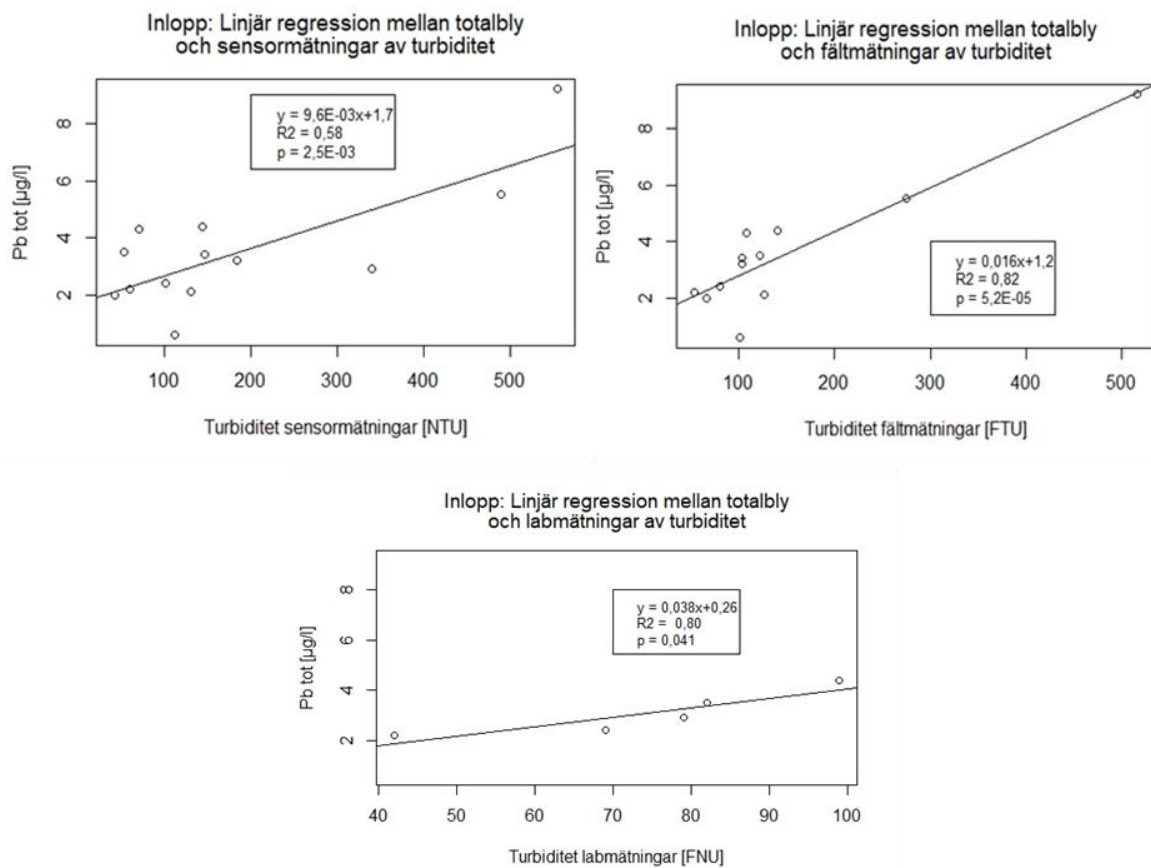
Figur 37. Linjär regression mellan partikelbundet kadmium och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



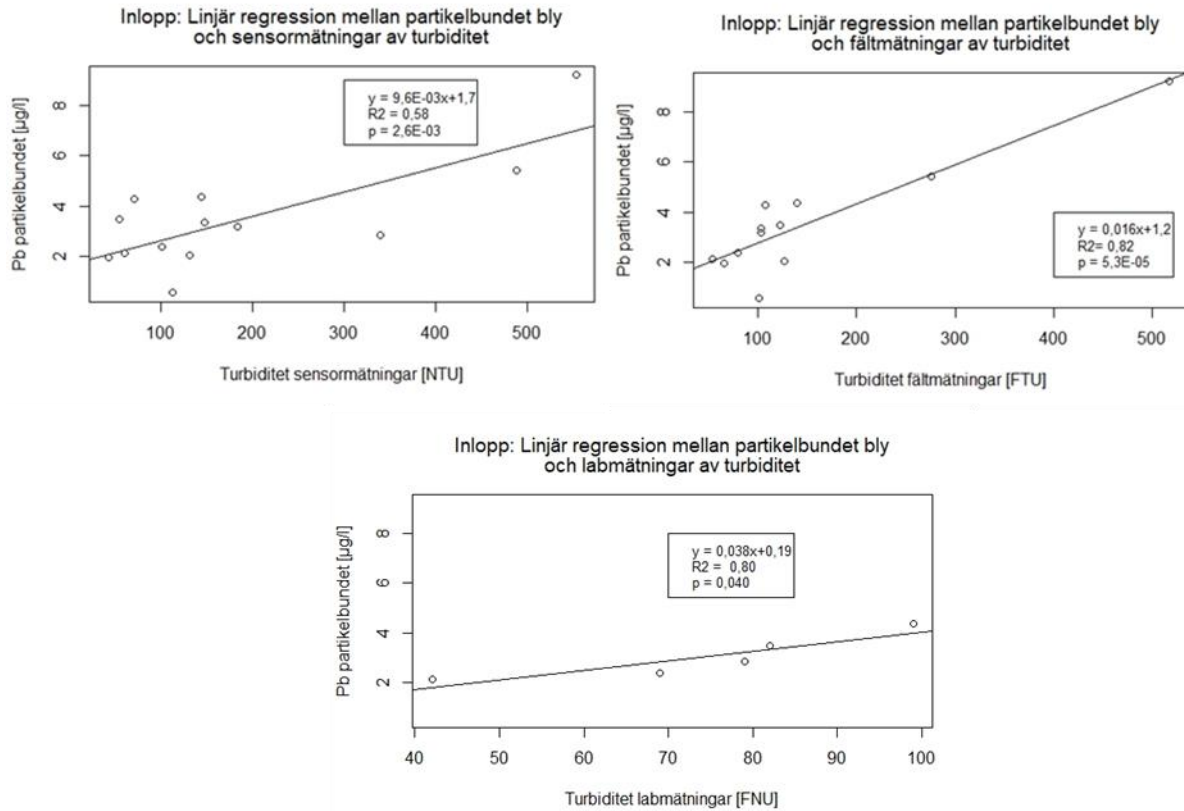
Figur 38. Linjär regression mellan totalkoppar och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



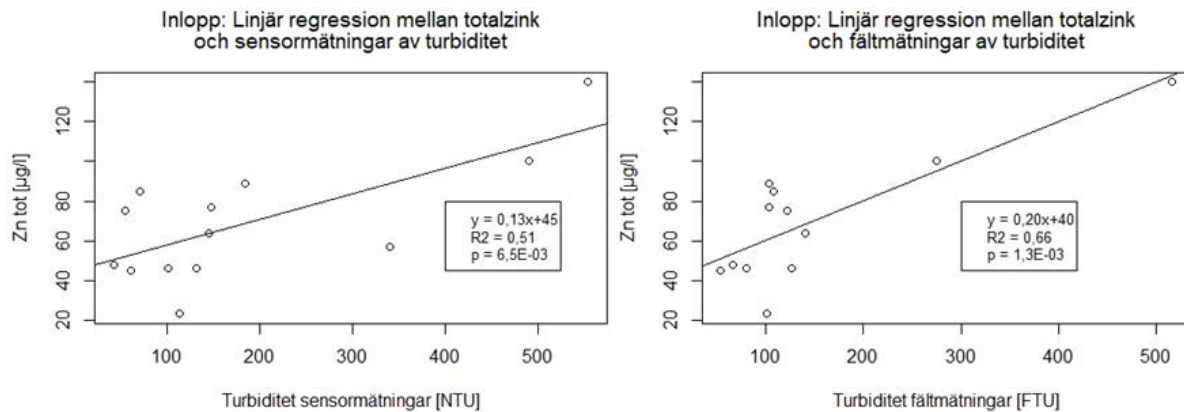
Figur 39. Linjär regression mellan partikelbundet koppar och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



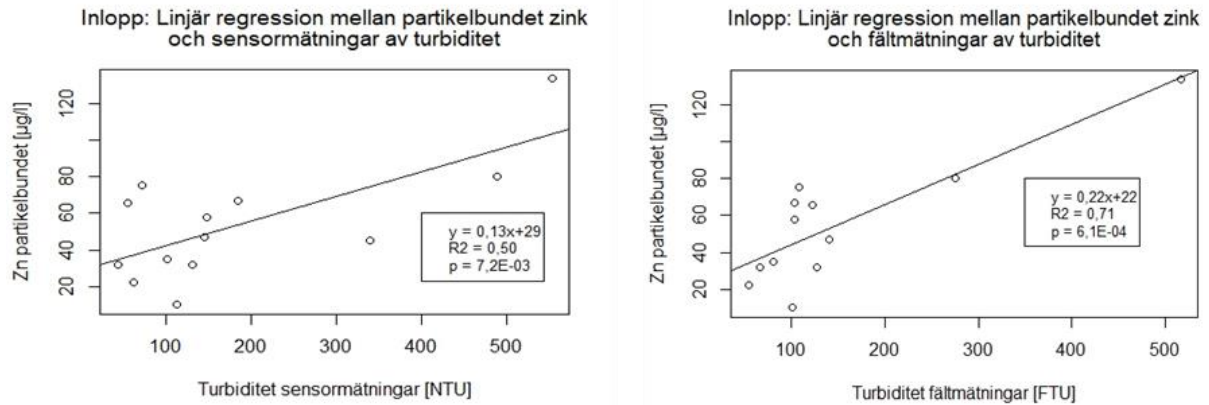
Figur 40. Linjär regression mellan totalbly och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



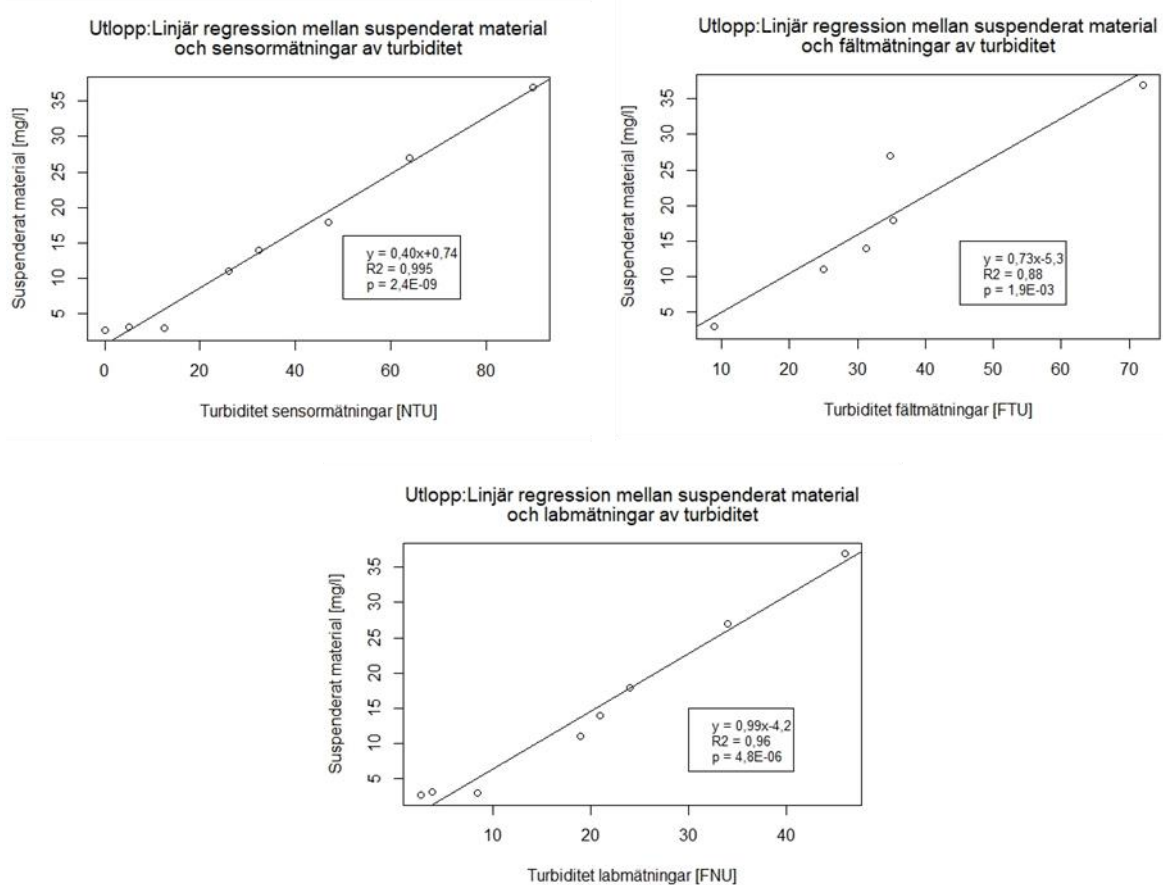
Figur 41. Linjär regression mellan partikelbundet bly och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



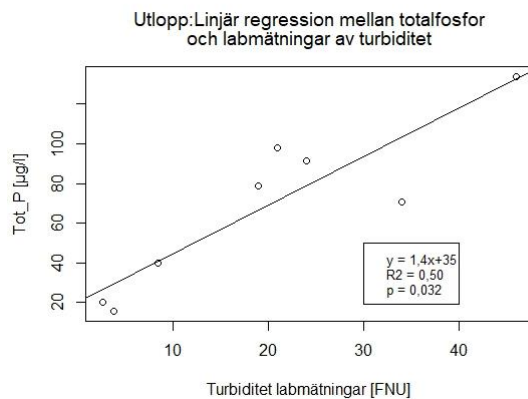
Figur 42. Linjär regression mellan totalzink och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



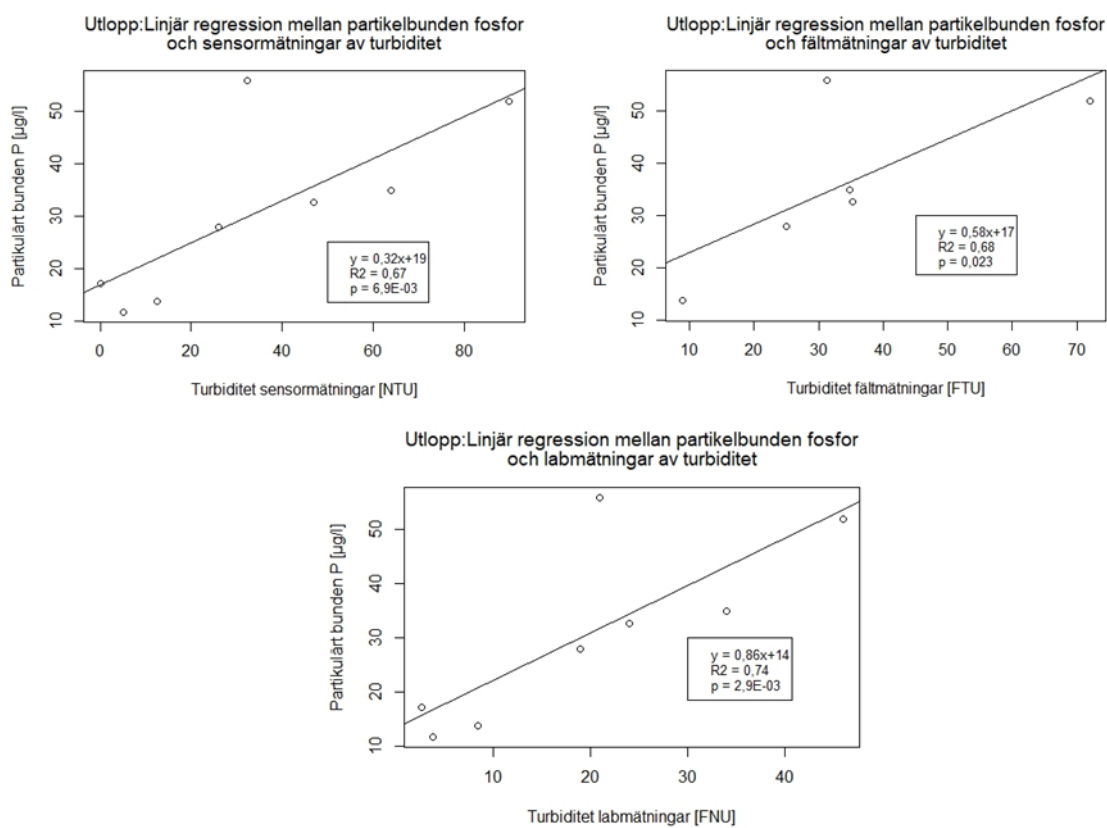
Figur 43. Linjär regression mellan partikelbundet zink och sensormätningar samt fältmätningar av turbiditet i norra inloppet till Gottsunda dagvattenpark.



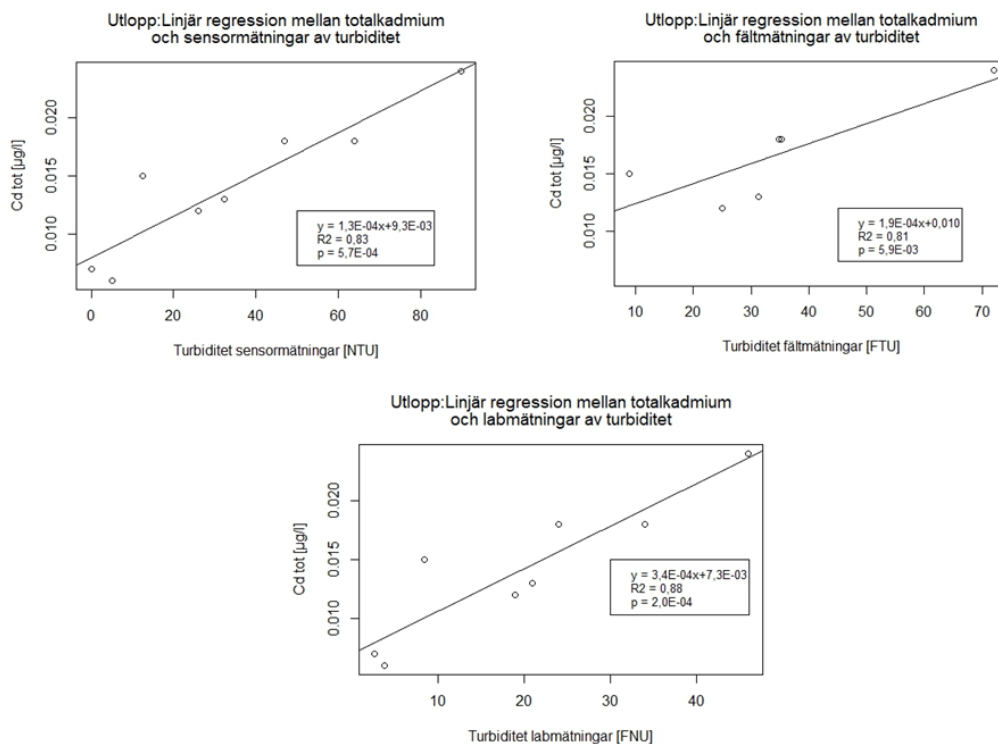
Figur 44. Linjär regression mellan suspenderat material och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



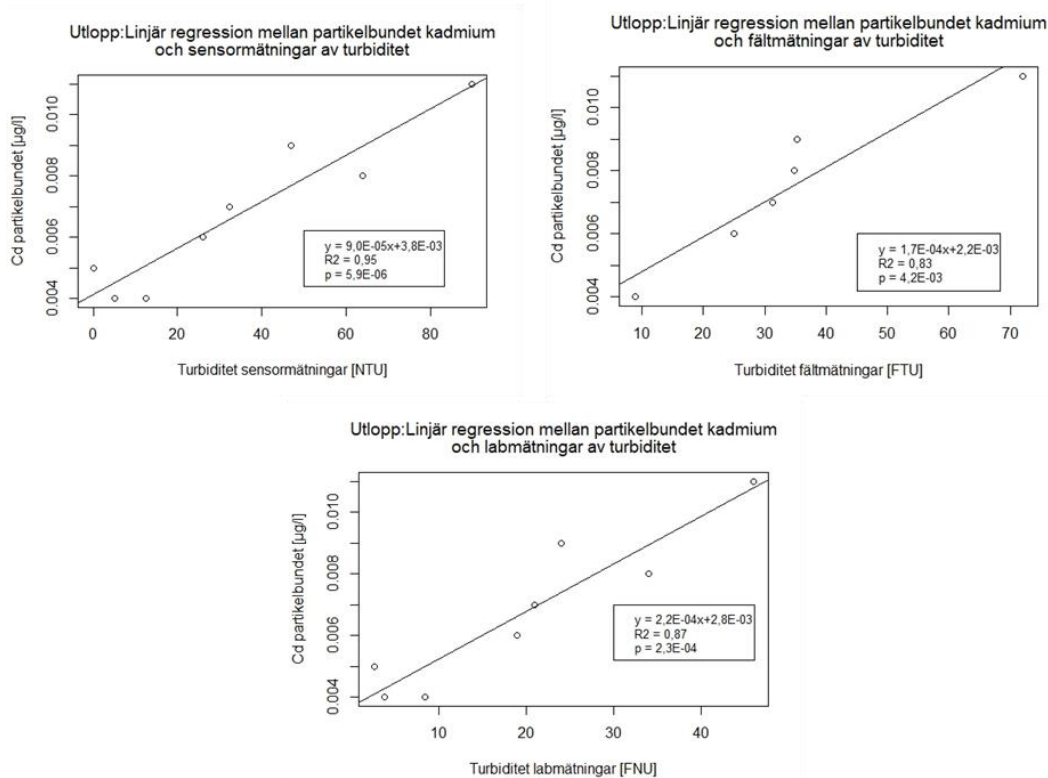
Figur 45. Linjär regression mellan totalfosfor och labbmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



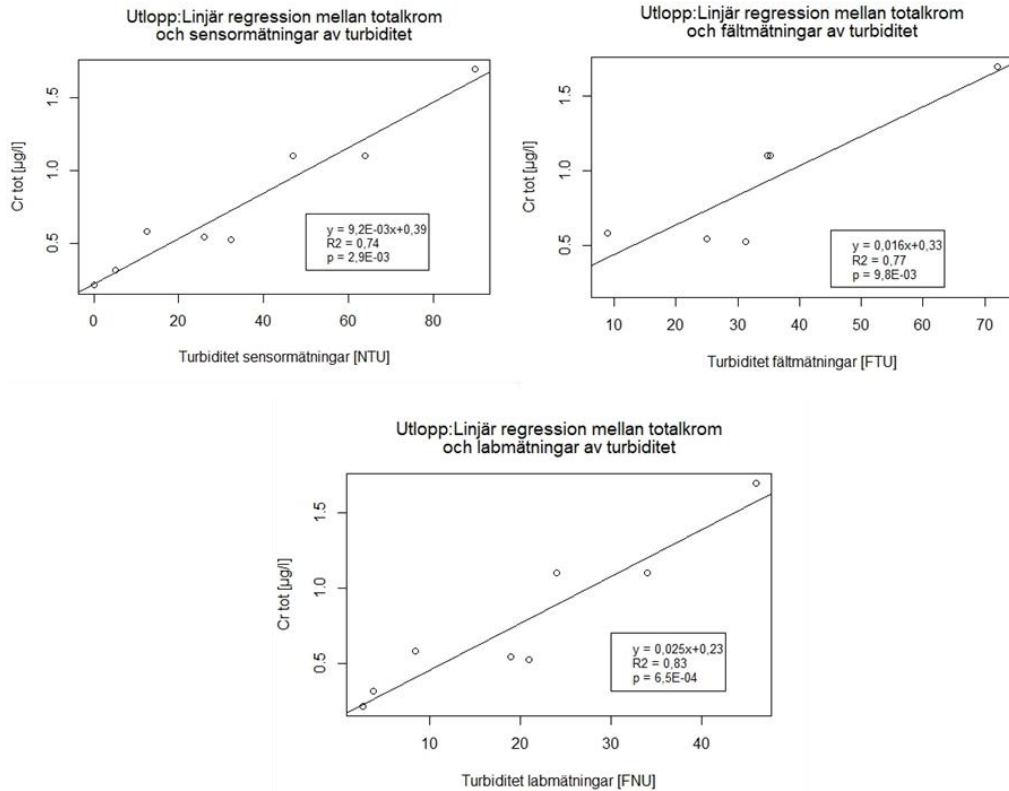
Figur 46. Linjär regression mellan partikelbunden fosfor och sensormätningar, fältmätningar samt labbmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



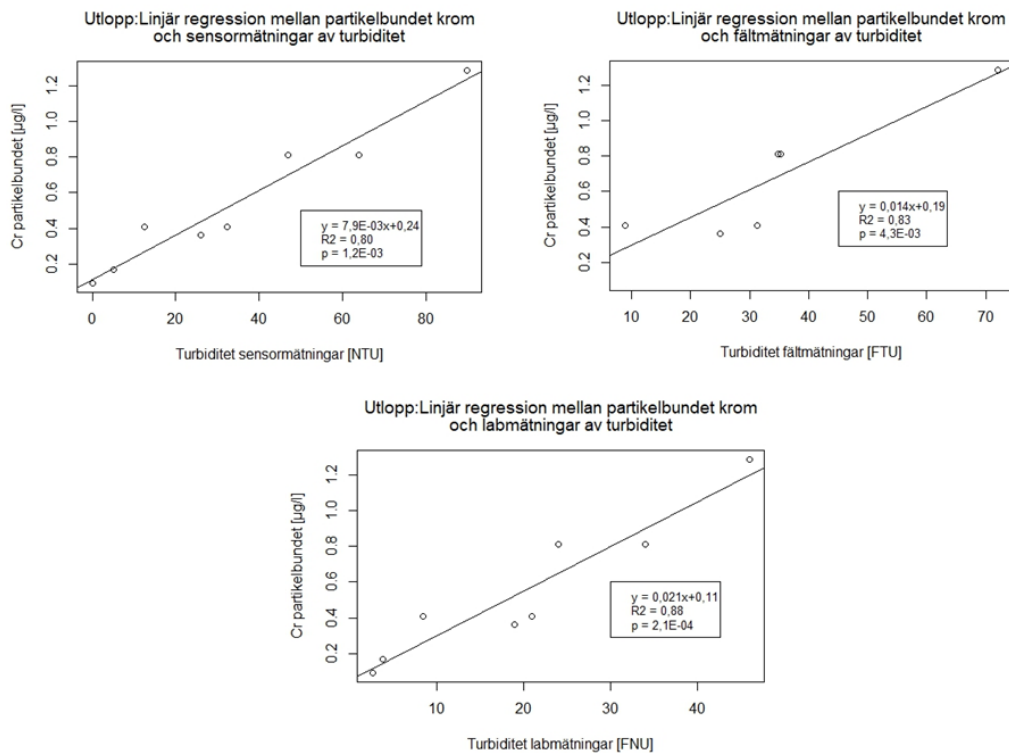
Figur 47. Linjär regression mellan totalkadmium och sensormätningar, fältmätningar samt labbmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



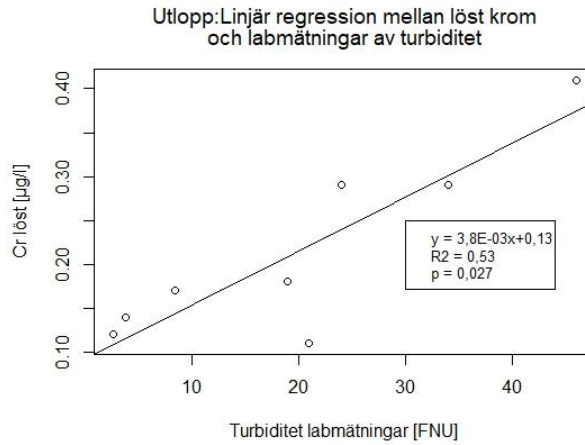
Figur 48. Linjär regression mellan partikelbundet kadmium och sensormätningar, fältmätningar samt labbmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



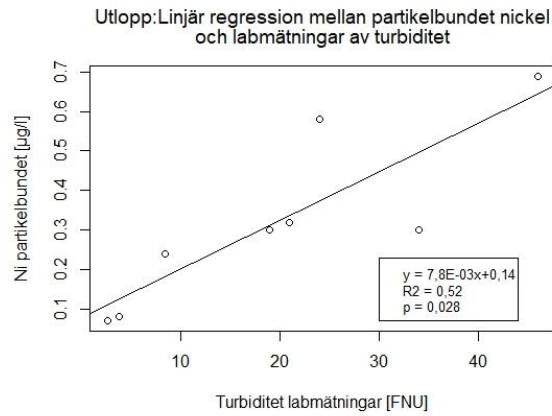
Figur 49. Linjär regression mellan totalchrom och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



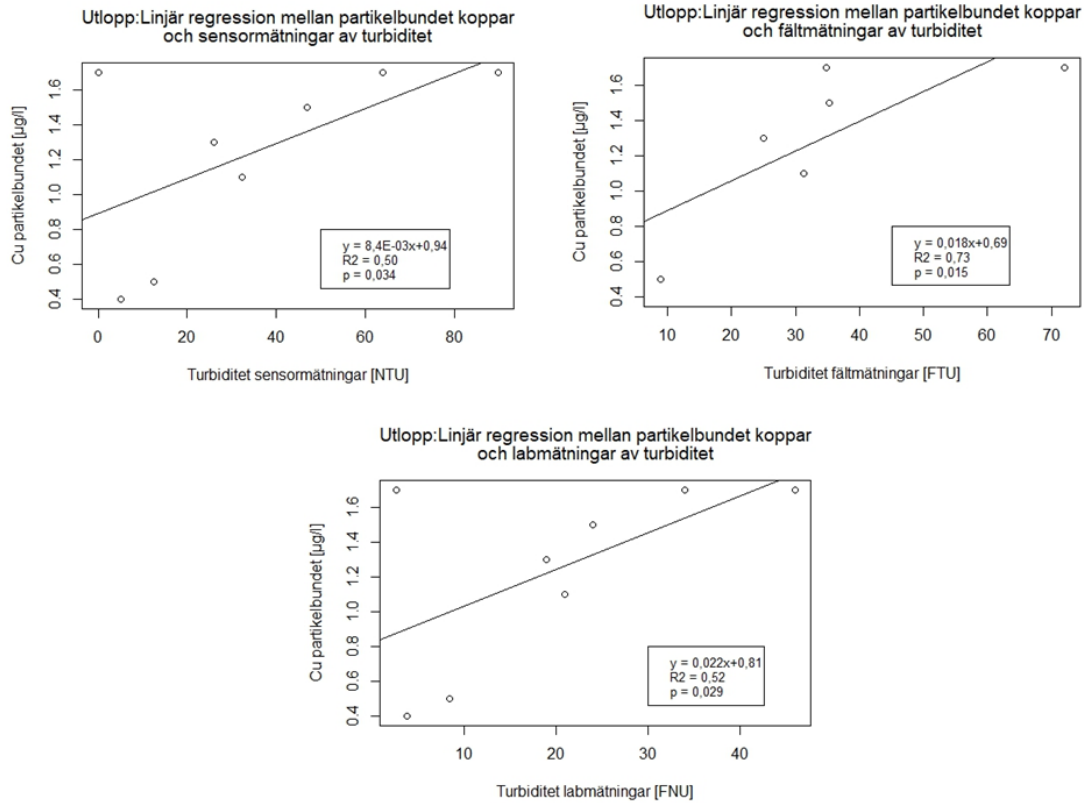
Figur 50. Linjär regression mellan partikelbundet krom och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



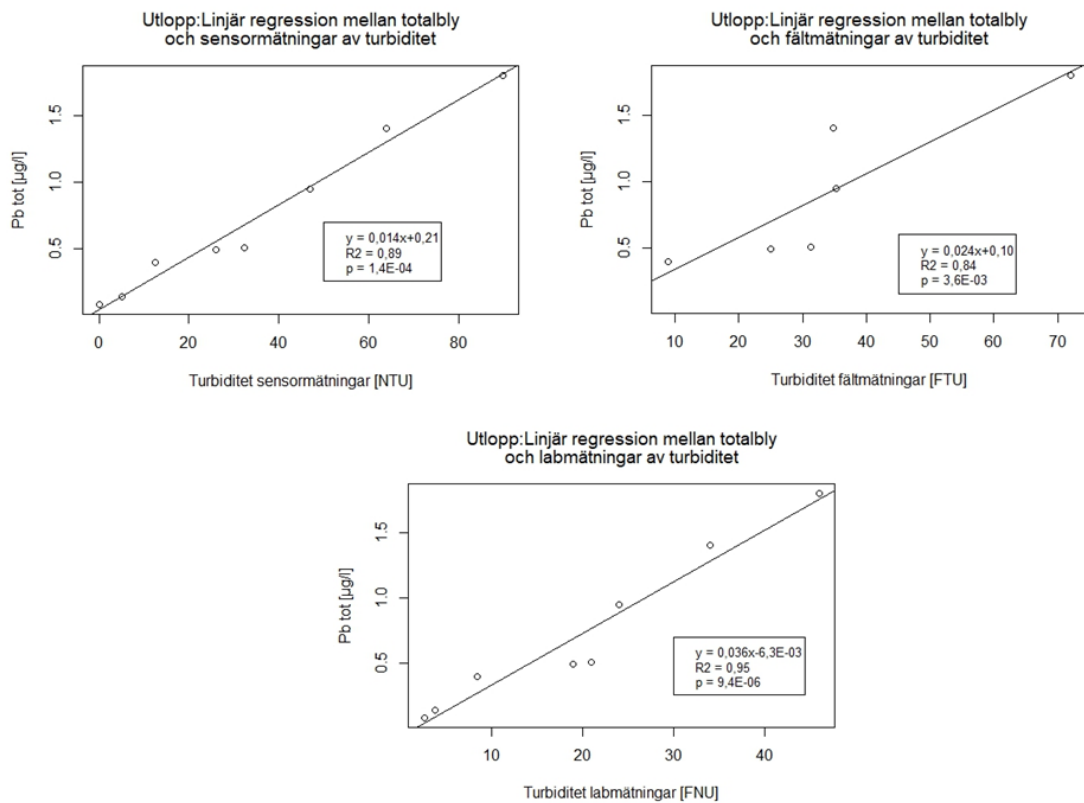
Figur 51. Linjär regression mellan löst krom och labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



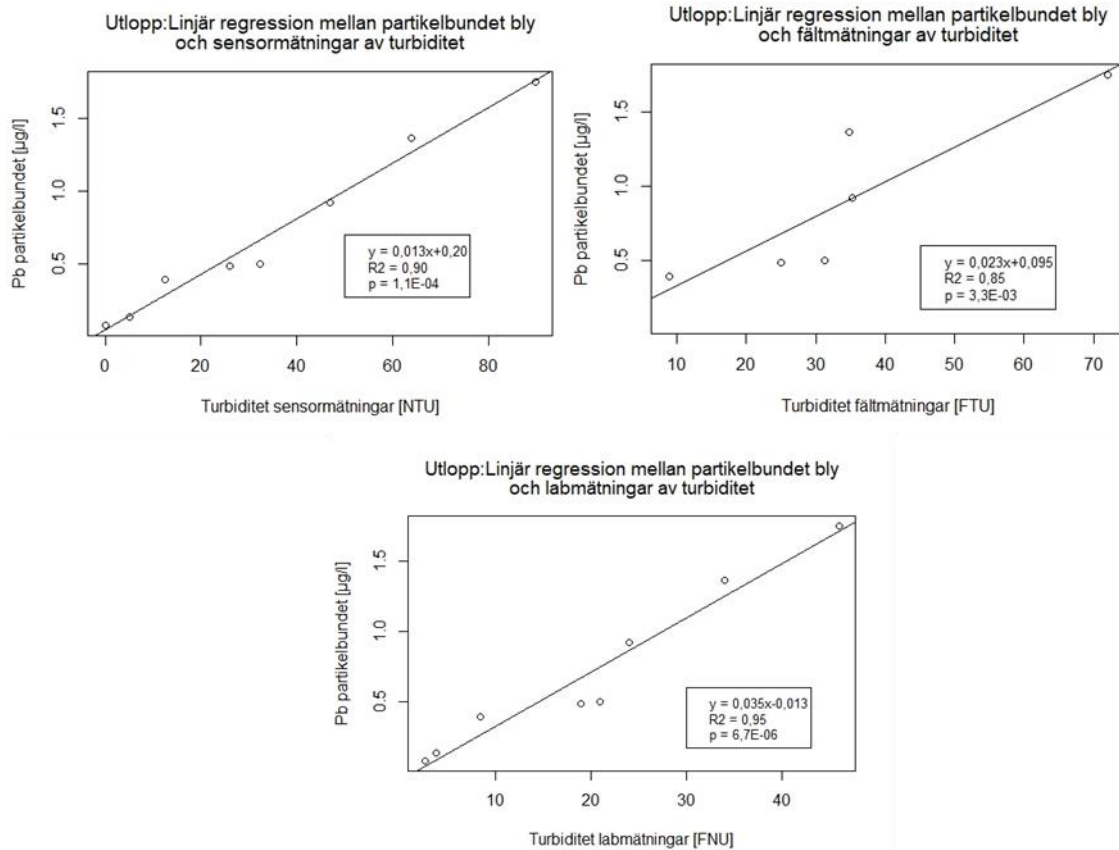
Figur 52. Linjär regression mellan partikelbundet nickel och labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



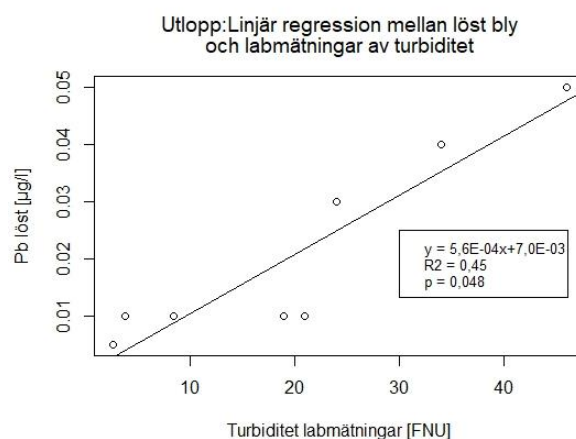
Figur 53. Linjär regression mellan partikelbundet koppar och sensormätningar, fältmätningar samt labbmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



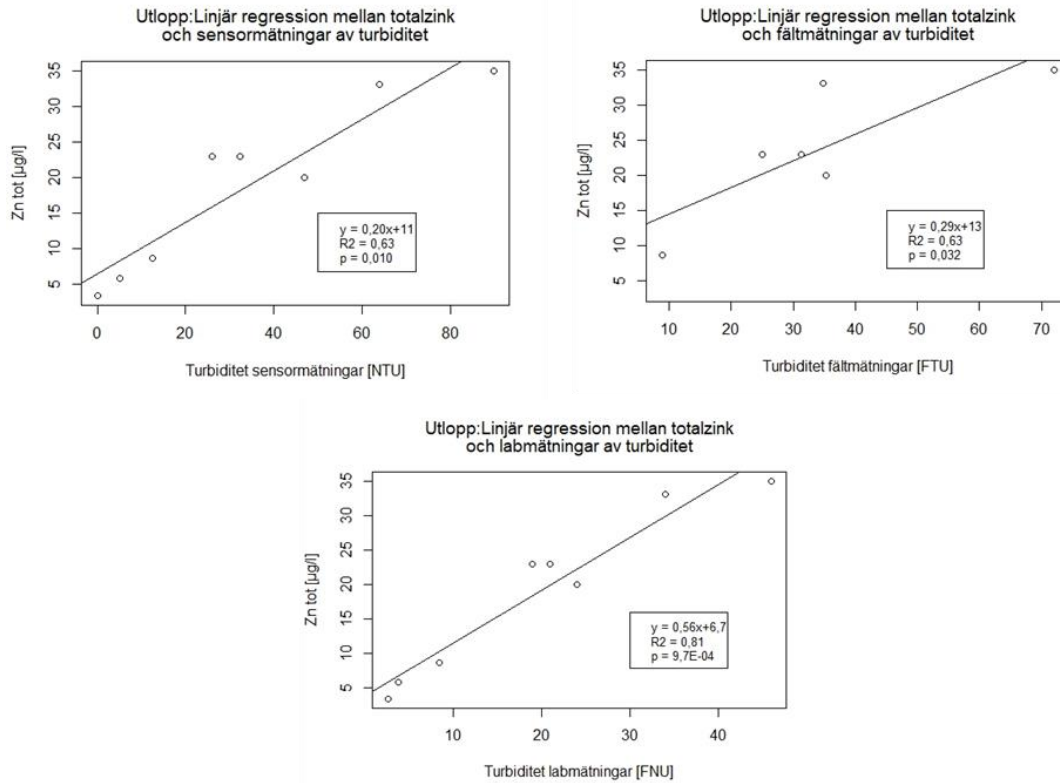
Figur 54. Linjär regression mellan totalbly och sensormätningar, fältmätningar samt labbmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



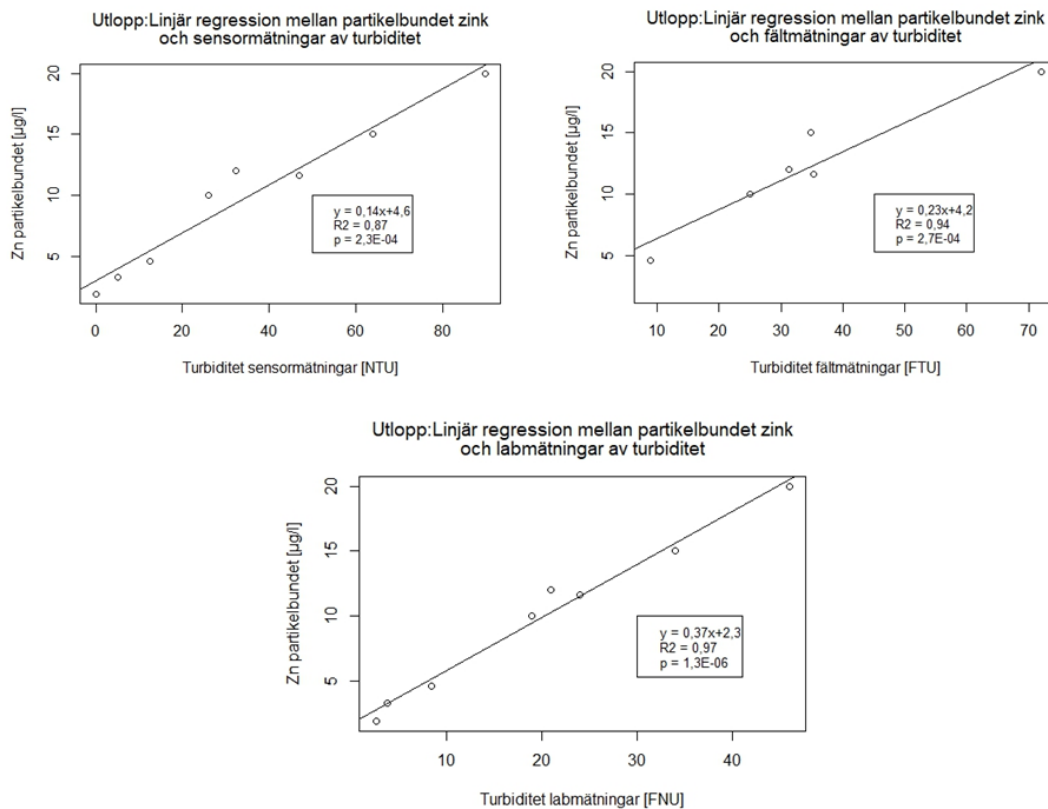
Figur 55. Linjär regression mellan partikelbundet bly och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



Figur 56. Linjär regression mellan löst bly och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



Figur 57. Linjär regression mellan totalzink och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.



Figur 58. Linjär regression mellan partikelbundet zink och sensormätningar, fältmätningar samt labmätningar av turbiditet i Gottsunda dagvattenparks utlopp.

8.8 BILAGA H – FÖRORENINGSMÄNGDER IN- OCH UT FÖR GOTTSUNDA DAGVATTENPARK

Tabell 29. Transport in under de kontinuerliga perioderna för ämnena med signifikanta samband för både in- och utlopp. Blått representerar transport uträknat utifrån sensornas turbiditet, grönt utifrån turbiditet uppmätt i fält och orange utifrån turbiditet uppmätt i laboratorium.

Perioder	Susp [kg]	±%	TotP	±%	Ppart [kg]	±%	TotCd	±%	Cdpart [kg]	±%	Cupart [kg]	±%	TotPb	±%	Pbpart [kg]	±%	TotZn	±%	Znpart [kg]	±%
			[kg]				[kg]						[kg]				[kg]			
2021-08-20 → 2021-09-05	59	10	0,13	-18	0,070	-7,1	6,2E-05	-5,3	4,7E-05	-8,0	6,1E-03	-6,0	3,6E-03	-6,8	3,5E-03	-7,1	0,082	-1,9	0,058	-6,1
		x		x		x		x		x		x		+3,6		+3,3		x		x
2021-09-27 → 2021-10-07	13	-28	0,067	-65	0,017	-29	4,1E-05	-18	2,9E-05	-27	4,3E-03	-16	2,3E-03	-21	2,3E-03	-21	0,058	-8,0	0,038	-18
		x		x		x		x		x		x		-55		-58		x		x
2021-10-18 → 2021-11-22	100	+7,5	0,28	-30	0,13	-15	1,4E-04	-9,3	1,0E-04	-14	0,014	-9,2	8,1E-03	-11	7,9E-03	-12	0,19	-3,9	0,13	-9,7
		x		x		x		x		x		x		-15		-16		x		x
2022-03-17 → 2022-04-20	900	-24	1,8	-11	1,0	-16	7,9E-04	-2,5	6,0E-04	-4,1	0,078	-3,7	0,046	-3,9	0,045	-4,1	1,0	-0,40	0,74	-3,5
		x		x		x		x		x		x		+16		+16		x		x
2022-04-25 → 2022-06-18	1 300	36	1,9	+9,8	1,3	22	7,1E-04	+6,9	5,7E-04	+8,2	0,067	+4,5	0,042	+5,9	0,041	+5,9	0,89	+4,8	0,66	+5,1
		x		x		x		x		x		x		+58		+59		x		x
2022-06-28 → 2022-08-22	920	41	1,5	+2,9	0,94	23	5,9E-04	+3,4	4,6E-04	+3,7	0,056	+1,3	0,034	+2,3	0,034	+2,2	0,75	+2,8	0,54	+1,9
		x		x		x		x		x		x		+43		+43		x		x
2022-08-26 → 2022-09-23	770	+6,6	1,7	-16	0,90	-7,9	7,8E-04	-4,6	5,9E-04	-7,1	0,077	-5,5	0,045	-6,1	0,044	-6,4	1,0	-1,5	0,72	-5,4
		x		x		x		x		x		x		+6,7		+6,4		x		x
2022-09-27 → 2022-09-29	5,6	-100	0,061	-62	0,017	-100	3,7E-05	-17	2,6E-05	-26	3,8E-03	-15	2,1E-03	-20	2,0E-03	-21	0,052	-7,7	0,035	-17
		x		x		x		x		x		x		-52		-54		x		x
2023-03-24 → 2023-05-05	13 000	44	15	30	12	38	4,9E-03	+20	4,2E-03	+24	0,44	+17	0,29	+19	0,29	+20	5,7	+13	4,5	+18
		x		x		x		x		x		x		+120		+120		x		x
2023-05-09 → 2023-06-07	880	23	2,3	-24	1,1	-13	1,1E-03	-7,3	8,4E-04	-11	0,11	-7,6	0,064	-9,0	0,063	-9,3	1,5	-2,9	1,0	-7,9
		x		x		x		x		x		x		-5,5		-6,1		x		x
2023-06-09 → 2023-08-17	2 300	21	4,4	-9,0	2,5	+1,9	1,9E-03	-1,8	1,5E-03	-3,2	0,19	-3,1	0,11	-3,2	0,11	-3,4	2,5	-0,052	1,8	-2,9
		x		x		x		x		x		x		+19		19		x		x
2023-09-08 → 2023-10-09	86	-24	0,38	-49	0,14	-48	2,2E-04	-14	1,6E-04	-21	0,022	-13	0,012	-17	0,012	-17	0,30	-6,3	0,20	-14
		x		x		x		x		x		x		-38		-40		x		x
2023-10-19 → 2023-11-13	630	-28	2,0	-33	0,88	-40	1,0E-03	-10	7,6E-04	-15	0,10	-9,9	0,059	-12	0,058	-13	1,4	-4,3	0,97	-10
		x		x		x		x		x		x		-19		-20		x		x
2023-11-16 → 2023-12-19	590	-5,6	2,4	-46	0,88	-33	1,3E-03	-14	9,7E-04	-20	0,14	-13	0,076	-16	0,074	-16	1,9	-6,0	1,3	-14
		x		x		x		x		x		x		-35		-37		x		x
2023-12-21 → 2024-01-13	99	-22	1,7	-68	0,41	-80	1,1E-03	-19	7,5E-04	-28	0,11	-16	0,059	-21	0,058	-22	1,5	-8,2	0,99	-18
		x		x		x		x		x		x		-58		-60		x		x
2024-01-15 → 2024-03-05	2 100	-37	7,1	-35	3,1	-49	3,7E-03	-11	2,7E-03	-16	0,38	-10	0,21	-13	0,21	-13	5,1	-46	3,5	-11
		x		x		x		x		x		x		-21		-23		x		x
Alla perioder	24 000	26	43	-5,4	26	+8,8	0,018	-0,30	0,014	-1,2	1,8	-1,9	1,1	-1,6	1,1	-1,8	24	+0,75	17	-1,5
		x		x		x		x		x		x		+26		+26		x		x

Tabell 30. Transport ut under de kontinuerliga perioderna för ämnena med signifikanta samband för både in- och utlopp. Blått representerar transport uträknat utifrån sensorns turbiditet, grönt utifrån turbiditet uppmätt i fält och orange utifrån turbiditet uppmätt i laboratorium.

Perioder	Susp [kg]	±%	TotP	kg	Ppart	±%	TotCd	±%	Cdpart	±%	Cupart	±%	TotPb	±%	Pbpart	±%	TotZn	±%	Znpart	±%
			[kg]		[kg]		[kg]		[kg]		[kg]		[kg]							
2021-08-20 → 2021-09-05	200	+35 +100	x	x 1,2	0,44	+20 +41	2,0E-04	+22 -16	9,9E-05	+15 +47	0,018	+5,3 +25	9,7E-03	+35 +77	9,4E-03	+35 +78	0,26	+29 +44	0,14	+29 +56
2021-09-27 → 2021-10-07	40	-40 +35	x	x 0,39	0,17	+1,9 +3,6	8,1E-05	+15 +5,4	3,6E-05	-13 +10	7,8E-03	-13 +2,8	2,8E-03	+3,7 +11	2,7E-03	+3,9 +12	0,10	+23 -0,010	0,047	+9,9 +5,2
2021-10-18 → 2021-11-22	120	-58 +4,2	x	x 1,3	0,62	-1,5 -3,4	3,0E-04	+14 +3,9	1,3E-04	-19 +2,7	0,029	-16 -0,96	9,3E-03	-4,8 -6,8	8,9E-03	-4,8 -6,6	0,36	+22 -8,4	0,17	+5,8 -5,8
2022-03-17 → 2022-04-20	1 000	+33 +100	x	x 6,3	2,3	+18 +37	1,1E-03	+21 +56	5,2E-04	+12 +44	0,095	+3,4 +23	0,049	+32 +73	0,048	+33 +74	1,4	+28 +40	0,70	+27 +52
2022-04-25 → 2022-06-18	250	-10 +41	x	x 2,7	1,2	-0,47 -1,3	5,8E-04	+14 +24	2,5E-04	-17 +5,0	0,056	-15 +0,14	0,019	-2,2 -1,1	0,018	-2,1 -0,61	0,71	+22 -5,9	0,33	+7,1 -2,5
2022-06-28 → 2022-08-22	320	+24 +85	x	x 2,4	0,96	+9,7 +20	4,5E-04	+18 +34	2,1E-04	-0,49 +27	0,042	-5,3 +12	0,018	+20 +45	0,017	+20 +46	0,56	+26 +19	0,28	+19 +29
2022-08-26 → 2022-09-23	39	+32 +61	x	x 0,38	0,17	+1,3 +2,4	8,1E-05	+15 +5,5	3,6E-05	-14 +9,0	7,8E-03	-13 +2,1	2,7E-03	+2,3 +8,7	2,6E-03	+2,5 +9,6	0,099	+23 -1,4	0,046	+9,2 +3,3
2022-09-27 → 2022-09-29	0,043	-100 -24	x	x 9,6E-04	5,0E-04	-9,7 -20	2,4E-07	+11 -24	1,0E-07	-34 -17	2,4E-05	-23 -9,7	6,1E-06	-32 -65	5,7E-06	-33 -65	2,9E-04	+19 -29	1,2E-04	-5,0 -35
2023-03-24 → 2023-05-05	4 400	+130 +140	x	x 17	4,2	+65 +140	1,8E-03	+41 -72	1,1E-03	+72 +120	0,13	+75 +110	0,16	+68 +150	0,16	+68 +150	2,6	+44 +150	1,7	+62 +150
2023-05-09 → 2023-06-07	160	+27 +93	x	x 1,1	0,46	+10 +21	2,1E-04	+18 -15	1,0E-04	+0,76 +29	0,020	-4,5 +13	8,7E-03	+21 +48	8,4E-03	+21 +50	0,27	+26 +21	0,13	+20 +31
2023-06-09 → 2023-08-17	130	-3,1 +66	x	x 1,1	0,46	+5,0 +10	2,2E-04	+16 -5,8	9,8E-05	-8,2 +17	0,020	-9,9 +6,4	7,9E-03	+11 +26	7,6E-03	+11 +27	0,27	+24 +7,7	0,13	+14 +15
2023-09-08 → 2023-10-09	52	-9,0 +64	x	x 0,42	0,18	+6,8 +14	8,3E-05	+17 -25	3,8E-05	-5,3 +21	7,8E-03	-8,2 +8,6	3,1E-03	+14 +34	3,0E-03	+15 +35	0,10	+25 +12	0,050	+16 +20
2023-10-19 → 2023-11-13	560	+48 +110	x	x 3,2	1,2	+22 +45	5,3E-04	+22 +48	2,6E-04	+18 +51	0,047	+7,4 +28	0,026	+37 +82	0,025	+37 +83	0,68	+30 +49	0,36	+0 +61
2023-11-16 → 2023-12-19	340	-58 +99	x	x 2,1	0,79	+17 +35	3,7E-04	+21 +23	1,8E-04	+11 +42	0,033	+2,3 +22	0,017	+31 +70	0,016	+31 +71	0,47	+28 +38	0,24	+26 +49
2023-12-21 → 2024-01-13	140	+270 +48	x	x 1,2	0,54	+3,4 +6,8	2,5E-04	+15 +17	1,1E-04	-11 +14	0,024	-11 +4,6	8,9E-03	+7,2 +19	8,6E-03	+7,5 +20	0,31	+23 +3,8	0,15	+12 +10
2024-01-15 → 2024-03-05	4 900	+52 +120	x	x 25	7,9	+32 +67	3,5E-03	+27 +180	1,9E-03	+33 +71	0,30	+21 +45	0,21	+48 +110	0,20	+48 +110	4,7	+33 +75	2,6	+40 +86
Alla perioder	13 000	+71 +120	x	x 66	22	+30 +61	9,7E-03	+26 +63	5,1E-03	+29 +66	0,83	+17 +40	0,55	+45 +100	0,53	+46 +100	13	+32 +75	7,1	+37 +80

8.9 BILAGA I – AVSKILJNING I GOTTSUNDA DAGVATTENPARK

Tabell 31. Avskiljningsgrad i kg under de kontinuerliga perioderna för ämnena med signifikanta samband för både in- och utlopp till Gottsunda dagvattenpark. Blått representerar avskiljningen uträknat utifrån sensorns turbiditet, grönt utifrån turbiditet uppmätt i fält och orange utifrån turbiditet uppmätt i laboratorium. Negativa värden innebär att det kommer ut mer föroreningar än det kommer in.

Perioder	Susp [kg]	Susp [kg]	TotP [kg]	TotP [kg]	Ppart [kg]	Ppart [kg]	TotCd [kg]	TotCd [kg]	Cdpart [kg]	Cdpart [kg]	Cupart [kg]	Cupart [kg]	TotPb [kg]	TotPb [kg]	Pbpart [kg]	Pbpart [kg]	TotZn [kg]	TotZn [kg]	Znpart [kg]	Znpart [kg]
2021-08-20 → 2021-09-05	-140	-210 x	x	x	-0,37	-0,46 x	-1,4E-04	-1,9E-04 x	-5,2E-05	-7,1E-05 x	-0,012	-0,013 x	-6,1E-03	-9,7E-03 -0,013	-5,9E-03	-9,4E-03 -0,013	-0,18	-0,25 x	-0,077	-0,12 x
2021-09-27 → 2021-10-07	-27	-15 x	x	x	-0,16	-0,16 x	-4,1E-05	-6,0E-05 x	-7,3E-06	-1,0E-05 x	-3,5E-03	-3,2E-03 x	-4,6E-04	-1,0E-03 -2,0E-03	-4,0E-04	-9,9E-04 -2,0E-03	-0,043	-0,070 x	-8,7E-03	-0,020 x
2021-10-18 → 2021-11-22	-18	58 x	x	x	-0,49	-0,51 x	-1,5E-04	-2,1E-04 x	-2,4E-05	-1,4E-05 x	-0,014	-0,011 x	-1,2E-03	-1,6E-03 -1,7E-03	-9,5E-04	-1,4E-03 -1,6E-03	-0,17	-0,26 x	-0,034	-0,056 x
2022-03-17 → 2022-04-20	-120	-670 x	x	x	-1,3	-1,9 x	-2,7E-04	-5,1E-04 x	8,8E-05	-1,3E-06 x	-0,018	-0,024 x	-3,9E-03	-0,022 -0,032	-3,2E-03	-0,021 -0,031	-0,32	-0,71 x	0,033	-0,18 x
2022-04-25 → 2022-06-18	1 000	1 500 x	x	x	0,066	0,35 x	1,3E-04	1,0E-04 x	3,2E-04	4,1E-04 x	0,012	0,023 x	0,023	0,026 0,047	0,023	0,026 0,048	0,18	0,068 x	0,33	0,34 x
2022-06-28 → 2022-08-22	600	900 x	x	x	-0,015	0,11 x	1,4E-04	8,0E-05 x	2,5E-04	2,7E-04 x	0,015	0,018 x	0,016	0,014 0,023	0,016	0,014 0,023	0,19	0,063 x	0,27	0,23 x
2022-08-26 → 2022-09-23	740	770 x	x	x	0,73	0,66 x	7,0E-04	6,5E-04 x	5,5E-04	5,2E-04 x	0,069	0,066 x	0,042	0,039 0,045	0,041	0,038 0,044	0,93	0,89 x	0,68	0,63 x
2022-09-27 → 2022-09-29	5,6	0 x	x	x	0,016	-4,5E-04 x	3,7E-05	3,0E-05 x	2,6E-05	1,9E-05 x	3,8E-03	3,2E-03 x	2,1E-03	1,7E-03 1,0E-03	2,0E-03	1,6E-03 9,3E-04	0,052	0,048 x	0,035	0,029 x
2023-03-24 → 2023-05-05	8 700	8 900 x	x	x	8,2	10 x	3,1E-03	3,4E-03 x	3,0E-03	3,2E-03 x	0,31	0,29 x	0,13	0,083 0,23	0,13	0,084 0,24	3,1	2,7 x	2,8	2,6 x
2023-05-09 → 2023-06-07	730	890 x	x	x	0,67	0,48 x	9,0E-04	7,8E-04 x	7,4E-04	6,5E-04 x	0,092	0,085 x	0,056	0,048 0,048	0,055	0,047 0,047	1,2	1,1 x	0,91	0,80 x
2023-06-09 → 2023-08-17	2 200	2 600 x	x	x	2,1	2,1 x	1,7E-03	1,6E-03 x	1,4E-03	1,3E-03 x	0,17	0,16 x	0,10	0,099 0,12	0,10	0,098 0,12	2,3	2,2 x	1,7	1,6 x
2023-09-08 → 2023-10-09	33	18 x	x	x	-0,041	-0,12 x	1,3E-04	9,0E-05 x	1,2E-04	8,8E-05 x	0,015	0,012 x	9,2E-03	6,7E-03 3,5E-03	9,1E-03	6,6E-03 3,2E-03	0,20	0,16 x	0,15	0,12 x
2023-10-19 → 2023-11-13	74	-370 x	x	x	-0,27	-0,87 x	5,1E-04	2,9E-04 x	5,0E-04	3,4E-04 x	0,058	0,044 x	0,033	0,016 5,2E-04	0,033	0,016 -4,4E-05	0,73	0,47 x	0,61	0,40 x
2023-11-16 → 2023-12-19	250	410 x	x	x	0,084	-0,34 x	9,7E-04	7,1E-04 x	7,9E-04	5,7E-04 x	0,10	0,086 x	0,059	0,042 0,021	0,058	0,041 0,019	1,4	1,1 x	1,0	0,78 x
2023-12-21 → 2024-01-13	-38	-420 x	x	x	-0,13	-0,48 x	8,0E-04	5,6E-04 x	6,3E-04	4,3E-04 x	0,086	0,071 x	0,051	0,037 0,015	0,050	0,036 0,013	1,2	0,99 x	0,85	0,65 x
2024-01-15 → 2024-03-05	-2 800	-6 200 x	x	x	-4,8	-8,9 x	2,1E-04	-1,1E-03 x	8,8E-04	-1,7E-04 x	0,081	-0,020 x	5,7E-03	-0,12 -0,26	6,3E-03	-0,12 -0,26	0,42	-1,4 x	0,87	-0,55 x
Alla perioder	11 000	8 200 x	x	x	4,3	0,15 x	8,8E-03	6,2E-03 x	9,2E-03	7,6E-03 x	0,97	0,79 x	0,52	0,26 0,25	0,52	0,26 0,26	11	7,2 x	10	7,2 x

Tabell 32. Avskiljningsgrad i % under de kontinuerliga perioderna för ämnena med signifikanta samband för både in- och utlopp till Gottsunda dagvattenpark. Blått representerar avskiljningen uträknat utifrån sensors turbiditet, grönt utifrån turbiditet uppmätt i fält och orange utifrån turbiditet uppmätt i laboratorium. Negativa värden innebär att det kommer ut mer föroreningar än det kommer in.

Perioder	Susp	Susp	TotP	TotP	Ppart	Ppart	TotCd	TotCd	Cdpart	Cdpart	Cupart	Cupart	TotPb	TotPb	Pbpart	Pbpart	TotZn	TotZn	Znpart	Znpart
	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]
2021-08-20 → 2021-09-05	-240	-320 x	x	x	-530	-710 x	-220	-320 x	-110	-160 x	-190	-230 x	-170	-290 -360	-170	-290 -360	-210	-310 x	-130	-220 x
2021-09-27 → 2021-10-07	-210	-160 x	x	x	-920	-1400 x	-100	-180 x	-25	-49 x	-83	-90 x	-20	-57 -200	-18	-56 -210	-74	-130 x	-23	-63 x
2021-10-18 → 2021-11-22	-18	53 x	x	x	-390	-470 x	-110	-160 x	-23	-15 x	-100	-86 x	-15	-23 -25	-12	-21 -24	-88	-140 x	-25	-47 x
2022-03-17 → 2022-04-20	-13	-98 x	x	x	-130	-220 x	-34	-66 x	15	-0,22 x	-23	-32 x	-8,5	-49 -61	-7,2	-48 -60	-31	-69 x	4,5	-26 x
2022-04-25 → 2022-06-18	80	87 x	x	x	5,2	22 x	19	13 x	56	66 x	17	33 x	56	59 72	57	60 73	20	7,3 x	50	49 x
2022-06-28 → 2022-08-22	65	69 x	x	x	-1,6	9,5 x	24	13 x	55	57 x	26	31 x	48	39 47	49	40 48	25	8,2 x	49	41 x
2022-08-26 → 2022-09-23	95	94 x	x	x	81	79 x	90	87 x	94	94 x	90	91 x	94	93 94	94	94 94	90	88 x	94	93 x
2022-09-27 → 2022-09-29	99	x x	x	x	97	x x	99	99 x	100	100 x	99	99 x	100	100 100	100	100 100	99	99 x	100	100 x
2023-03-24 → 2023-05-05	66	47 x	x	x	66	59 x	64	57 x	73	63 x	71	57 x	46	24 37	46	24 38	55	42 x	63	48 x
2023-05-09 → 2023-06-07	82	82 x	x	x	60	49 x	81	76 x	88	87 x	82	82 x	86	82 79	87	82 79	82	77 x	87	84 x
2023-06-09 → 2023-08-17	94	96 x	x	x	82	81 x	89	87 x	93	94 x	89	90 x	93	92 93	93	92 93	89	87 x	93	92 x
2023-09-08 → 2023-10-09	39	27 x	x	x	-30	-170 x	62	48 x	76	71 x	65	63 x	75	65 46	75	66 45	66	55 x	76	67 x
2023-10-19 → 2023-11-13	12	-82 x	x	x	-31	-160 x	49	31 x	66	52 x	56	47 x	56	31 1,1	56	31 -0,095	52	35 x	63	46 x
2023-11-16 → 2023-12-19	42	74 x	x	x	9,5	-57 x	73	62 x	82	74 x	76	72 x	78	66 42	78	65 41	75	66 x	81	72 x
2023-12-21 → 2024-01-13	-38	-550 x	x	x	-32	-590 x	76	66 x	85	81 x	78	77 x	85	80 58	85	80 55	79	72 x	85	80 x
2024-01-15 → 2024-03-05	-140	-470 x	x	x	-160	-570 x	5,5	-34 x	32	-7,5 x	21	-6,0 x	2,7	-65 -160	3,0	-66 -160	8,3	-28 x	25	-18 x
Alla perioder	47	27 x	x	x	17	0,54 x	47	34 x	65	54 x	54	45 x	49	25 19	49	25 19	47	30 x	59	43 x