



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 21025

Examensarbete 30 hp
Juni 2021

Undersökning av turbiditet och föroreningars sammansättning i urbana dagvatten

Matilda Ahlström

Referat

Undersökning av turbiditet och föroreningars sammansättning i urbana dagvatten

Matilda Ahlström

Dagvatten är vatten som uppkommer vid regn eller vid snösmältning och som inte kan infiltrera naturligt i marken. När dagvattnet avrinner ytligt på marken kan det föra med sig föroreningar till recipienten. Genom att mäta turbiditet kontinuerligt och utnyttja eventuella samband med föroreningar kan föroreningshalter i dagvatten uppskattas. Studien hade två huvudsakliga syften varav det ena var att undersöka samband mellan turbiditet och fosfor, metaller samt PAH:er i dagvatten i tre avrinningsområden. Detta för att se om sambanden kunde användas för att med hjälp av kontinuerlig mätning av turbiditet uppskatta föroreningshalter vid avrinningsområdena. Det andra syftet var att undersöka hur fördelningen mellan lösta och partikulärt bundna andelar fosfor och metaller varierade under olika regnförlopp och vid olika avrinningsområden.

Studien utfördes i Uppsala och innefattade delvis kontinuerlig mätning av turbiditet i tre dagvattenbrunnar i tre avrinningsområden. Det gjordes även sju stickprovtagningar vid olika nederbördstillfällen i både dagvatten och i Fyrisån. I Svartbäcken visade resultaten att det fanns starka samband mellan turbiditet och fosfor och metaller. I Librobäck fanns det en indikation för starka samband mellan turbiditet och fosfor samt vissa metaller och PAH:er. I Luthagen fanns det dock inga samband mellan turbiditet och undersökta föroreningarna. Utifrån dessa prover var det svårt att dra några slutsatser kring varför sambanden skilde sig åt för vissa föroreningar och avrinningsområden.

På grund av att antalet mätpunkter var för få kunde inte den kontinuerliga mätningen användas för att uppskatta variationer av föroreningshalter. För att kunna använda den kontinuerliga mätningen behövs en längre provtagningsperiod med fler provtagningar.

Resultatet visade även att den partikulärt bundna andelen dominerade för alla föroreningar vid de provtagningar som togs i början på ett nederbördstillfälle och vid viss nederbörd. Vid provtagningar som utfördes senare under nederbördstillfallet varierade fördelningen för de olika föroreningarna. Det har inte varit möjligt att se en tydlig trend för hur fördelningen mellan lösta och partikulärt bundna föroreningar varierade mellan olika avrinningsområden.

Nyckelord: Turbiditet, fosfor, metaller, PAH:er, dagvatten, löst fas, partikulär fas, vattenkvalité

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet. Lennart Hjelms väg 9, 756 51, Uppsala

Abstract

Investigation of turbidity and composition of pollutants in urban stormwater

Matilda Ahlström

Stormwater is water that originates from snow or rainfall and that cannot naturally infiltrate the soil. When stormwater flows from hard surfaces it can transport different pollutants to watercourses. By measuring turbidity continuously and using the relationship between turbidity and pollutants the pollutant levels can be estimated. The aim of this study was partly to investigate the relationship between turbidity and phosphorus, metals and PAHs in stormwater in three catchment areas. This study also aimed to investigate how the distribution between dissolved and particulate bound concentrations of phosphorus and metals varied during different rain courses and at different catchment areas.

The study was carried out in Uppsala and included continuous measurement of turbidity in three stormwater wells in three catchment areas. Seven samples were also taken at different precipitation occasions in both stormwater and in Fyrisån. In Svartbäcken there was a strong relationship between turbidity and phosphorus and metals. In Librobäck there was an indication that there was a strong relationship between turbidity and some metals and PAH:s. There was no relationship between turbidity and pollutants in Luthagen. Based on these samples, it is difficult to draw any conclusions about why the connections differed for certain pollutants and catchment areas.

Due to the fact that the number of measuring points was too few the continuous measurement could not be used to estimate variations in pollution levels. To be able to use the continuous measurement, a longer sampling period and different precipitation occasions is needed. The continuous measurements were used to get an idea of when the samples were taken during the stormwater flow.

The results also showed that all pollutants were mostly particulate bound for samples taken at the beginning of a precipitation occasion and with some precipitation during the sampling. For samples that did not take place in connection with stormwater runoff events, the distribution varied for the pollutants in the study. It has not been possible to see a clear trend for how the distribution between dissolved and particulate bound pollutants has varied between different catchment areas.

Keyword: Turbidity, phosphorus, metals, PAH:s, stormwater, dissolved pollutants, particulate bounded pollutants, water quality

Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences. Lennart Hjelm's väg 9, 756 51, Uppsala, Sweden

Förord

Det här examensarbetet omfattar 30 hp och avslutar mina fem år på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Arbetet har utförts i Uppsala på företaget WRS som en del av deras projekt ”Dagvattnets påverkan på ekologisk och kemisk status i rinnande vatten”.Handledare för det här projektet var Jonathan Arnlund från WRS och ämnesgranskare var Jens Fölster vid Institutionen för vatten och miljö på SLU. Jag vill rikta ett stort tack till Jonathan för all hjälp och vägledning under projektets gång och för alla timmar du hjälpt mig ute i fält. Jag vill även tacka Jens för din stora kunskap som har varit till stor hjälp och din stöttning i projektet.

Jag vill rikta ett stort tack till Tove Gannholm för all hjälp och de dagar vi spenderat ute i snö- och regnoväder för att ta vattenprover. Jag vill även tacka alla på WRS som har hjälpt mig med mitt projekt.

Jag vill tacka Geosigma för att ville ni hyrde ut turbiditetsmätare till oss och för all hjälp med information kring utrustningen. Jag vill även tacka Uppsala Vatten för hjälp vid installation av turbiditetsmätarna, vi hade inte klarat av att göra det lika snabbt och smidigt som ni gjorde.

Slutligen vill jag tacka mina fina vänner på W-programmet och runt om i Uppsala. Mina fem år hade inte varit lika roliga och givande utan er. Jag vill även rikta ett stort tack till min familj för all stöttning och uppmuntran!

Matilda Ahlström
Uppsala, juni 2021

Copyright © Matilda Ahlström, Institutionen för vatten och miljö,
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)
UPTEC W 21025, ISSN 1401–5765

Publicerad digitalt i Diva, 2021, hos institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala. (<https://www.diva-portal.org>)

Populärvetenskaplig sammanfattning

Undersökning av turbiditet och föroreningars sammansättning i urbana dagvatten

Matilda Ahlström

I dagsläget växer Sveriges städer vilket medför att andelen hårdgjorda ytor såsom asfalterade bilvägar ökar. När nederbörd i form av regn eller snö faller i naturen kan det infiltrera i marken men när det istället faller på hårdgjorda ytor förhindras det från att infiltrera. Istället rinner vattnet, även kallat dagvatten, längs de hårdgjorda ytorna till närliggande sjö eller vattendrag. När dagvattnet rinner längs ytorna kan det skölja med sig olika partiklar och föroreningar som finns i området. De föroreningar som transporteras med dagvattnet hamnar tillslut i den mottagande sjön eller vattendraget och kan påverka vattenmiljön negativt.

På grund av att föroreningar som sköljs med dagvatten kan påverka växter och djur i den mottagande sjön negativt är det viktigt att göra mätningar i dagvatten. En vanlig metod för att mäta dagvatten är att göra manuella stickprov, det vill säga att gå ut och ta ett prov i dagvatten vid ett regntillfälle. Det finns stora osäkerheter med att ta stickprover eftersom det är lätt att missa ett tillfälle när det exempelvis är som högst koncentration föroreningar i dagvattnet. Ett smidigt sätt att komplettera stickprover är att mäta vattnets grumlighet som även kallas turbiditet. I vissa fall kan man hitta ett samband mellan grumligheten i vattnet och olika halter av föroreningar. Genom att mäta turbiditeten i vattnet kontinuerligt kan man för de föroreningar som har ett samband med turbiditet få en uppfattning om hur mycket föroreningar det finns vid platsen.

I den här studien undersöktes samband mellan turbiditet och olika vanligen förekommande föroreningar i dagvatten (fosfor, metaller och organiska föreningar). Turbiditet mättes även kontinuerligt i tre dagvattenbrunnar i tre områden i Uppsala. Studien syftade även till att undersöka hur fosfor och metaller var fördelade mellan lösta och partikelbundna andelar i dagvattnet.

För att undersöka sambanden mellan turbiditet och föroreningar användes så kallad linjär regression. I Svartbäcken hade turbiditet ett samband med fosfor och samtliga metaller och i Librobäck fanns möjligtvis ett samband mellan turbiditet och fosfor samt några metaller och organiska föreningar. I Luthagen hade turbiditet dock inget samband med någon av föroreningarna.

Genom att undersöka förhållandet mellan lösta och partikulärt bundna föroreningar visade det sig att för de provtagningar som gjordes i början av ett nederbördstillfälle var alla föroreningar till största del partikelbundna. Vid provtagningar som gjordes vid andra tillfällen varierade fördelningen mellan löst och partikulärt bundet. I den här studien var det inte möjligt att se ett tydligt mönster för hur fördelningen mellan lösta och partikulärt bundna ämnet varierade mellan olika avrinningsområden.

Ordlista

Avrinningsområde: Ett område som inkluderar allt vatten som rinner ner till en specifik plats, exempelvis en sjö eller ett vattendrag. Vattnet i avrinningsområdet rinner alltså efter topografin och sedan vidare ned i sjön eller vattendraget.

Dagvatten: Vatten som inte kan infiltrera i marken och som förekommer tillfälligt när det rinner längs hårdgjorda ytor

First flush: Under ett flödesförlopp kommer den största andelen föroreningar som en första smutspuls och därefter avtar koncentrationerna allteftersom

Linjär regression: En statistisk metod för att skapa en funktion som passar observerade data

Löst halt: Andel av ett ämne som inte är bunden till partiklar utan befinner sig i löst form

Partikulärt bunden halt: Andel av ett ämne som är bunden till partiklar

Recipient: Mottagande vattenförekomst som dagvatten leds till

Sensor: En givare som kan mäta olika storheter såsom temperatur, tryck och turbiditet

Turbiditet: Ett annat ord för en vätskas grumlighet och mäts med hjälp av ljusets spridning

Innehållsförteckning

1 Inledning	1
1.1 Syfte och frågeställningar	1
1.2 Avgränsningar	2
2 Teori	3
2.1 Dagvatten	3
2.2 Föroreningar i dagvatten (metaller, PAH:er och fosfor)	4
2.2.1 Metaller	4
2.2.2 PAH:er.....	5
2.2.3 Fosfor	5
2.3 Turbiditet	6
3 Metod	8
3.1 Områdesbeskrivning	8
3.2 Kontinuerlig mätning av turbiditet	10
3.2.1 Kalibrering av turbiditetssensorer	10
3.3 Manuella stickprover	11
3.3 Belastningsberäkning med Stormtac	13
3.4 Statistisk analys.....	13
4 Resultat	15
4.1 Nederbörd under provtagningsperioden.....	15
4.2 Turbiditetsmätningar.....	16
4.2.1 Linjära samband med slamhalt	16
4.2.2 Samband mellan turbiditet och föroreningar	18
4.2.3 Kontinuerlig mätning av turbiditet.....	22
4.3 Manuell stickprovtagning	26
4.3.1 Jämförelse mellan beräkning i Stormtac och uppmätta halter i dagvatten.....	26
4.3.2 Fördelning mellan löst och partikulär andel	27
5 Diskussion	32
5.1 Samband mellan turbiditet och uppmätta föroreningar.....	32
5.1.1 Samband med turbiditet	32
5.1.2 Skillnader vid samband med turbiditet vid olika avrinningsområden.....	33
5.2 Kontinuerlig mätning av turbiditet i dagvatten.....	33
5.2.1 Kontinuerlig mätning.....	33
5.2.2 Begränsningar med kontinuerlig mätning	34
5.3 Jämförelse med beräknade halter	34

5.4 Fördelning mellan lösta och partikulärt bundna andelar av undersökta föroreningar.....	35
5.4.1 Uppmätta halter	35
5.4.2 Jämförelse mellan olika regn och avrinningsområden	35
5.5 Framtida studier	36
6 Slutsats.....	38
Referenser.....	39
Bildkällor	42
Appendix A.....	43
Appendix B.....	44
Appendix C.....	46

1 Inledning

Sveriges yta utgörs av 1,2 miljoner hektar bebyggd mark vilket motsvarar 1,3 % av landarealen (SCB 2020a). Sveriges städer förväntas fortsätta växa (SCB 2020b) vilket kommer resultera i att antalet hårdgjorda ytor kommer fortsätta att öka. En konsekvens av detta kommer bli att även dagvattenbildningen kommer öka. Dagvatten är vatten som uppkommer vid regn eller vid snösmältning och som inte kan infiltrera naturligt i marken. Istället rinner vattnet längs hårdgjorda ytor såsom asfalt och sten bort från platsen det ursprungligen föll. Beroende på var dagvattnet rinner kan det i många fall transportera föroreningar till vattenförekomster såsom sjöar och vattendrag och påverka både den kemiska och biologiska statusen (Naturvårdsverket 2020). Vanliga föroreningar i dagvatten är partiklar, metaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er) och näringsämnen. Dagvattnets kvalitet varierar kraftigt mellan såväl olika platser som olika tidpunkter och årstider (Viklander et.al. 2019).

För att minska förorening av vattenförekomster har miljö kvalitetsnormer (MKN) införts vilket anger den lägsta tillåtna kvalitén en vattenförekomst får ha vid en viss tidpunkt (Vattenmyndigheten u.å.). I tidigare arbeten har det visat sig att MKN ofta har överskridits vid beräknade halter av dagvattnets föroreningsbelastning på mindre vattendrag. Vid provtagningar i vattendragen har det dock samtidigt visat sig att MKN underskridits vilket har inneburit att det är svårt att fastställa om det finns ett åtgärdsbehov i lokala åtgärdsprogram.

Det finns olika metoder för att provta dagvatten varav två vanliga är att ta stickprov eller att använda flödesproportionell provtagning. En utmaning vid dagvattenprovtagning är att det krävs en tät provtagningsfrekvens på grund av att sammansättningen i dagvattnet snabbt ändras. Tät provtagning minskar risken för missvisande resultat men är dock tids- och resurskrävande (Larm & Pirad 2010). Ett komplement för att underlätta dagvattenprovtagningar är att mäta turbiditet kontinuerligt. Tidigare studier har visat att turbiditet är en lämplig metod för att uppskatta föroreningshalter i vatten.

I den här studien undersöktes turbiditet samt föroreningars sammansättning i urbant dagvatten. Detta gjordes dels genom att kontinuerligt mäta turbiditet i dagvatten från tre avrinningsområden med skilda förutsättningar för att undersöka eventuella samband med uppmätta föroreningar. I studien utfördes även stickprovtagningar i Fyrisån och i dagvattenkulvertar för att undersöka fördelningen mellan lösta och partikulärt bundna föroreningar.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med den här studien var att undersöka sambandet mellan turbiditet och fosfor, metaller samt PAH:er i dagvatten. Detta för att se om kontinuerlig mätning av turbiditet kunde användas för att uppskatta halter av dessa föroreningar. Studien syftade även till att undersöka hur fördelningen mellan partikelbundna och lösta andelar fosfor och metaller varierade under olika

regnförlopp och vid olika avrinningsområden. För att uppnå syftet med studien formulerades tre frågeställningar:

1. Vilka samband finns mellan turbiditet och fosfor, metaller samt PAH:er i dagvatten och hur varierar dessa samband mellan de tre avrinningsområdena?
2. Kan kontinuerlig mätning av turbiditet i dagvatten användas för att uppskatta variationen av föroreningshalter i dagvatten?
3. Hur varierar fördelningen mellan lösta och partikulärt bundna andelar fosfor och metaller vid olika regntillfällen och för olika avrinningsområden?

1.2 Avgränsningar

För manuell provtagning i dagvatten och i Fyrisån gjordes dels en tidsmässig avgränsning att provtagningen skulle pågå mellan den 19:e november 2020 och mitten av april 2021. För stickprovtagningen gjordes även en geografisk avgränsning att provtagningen endast utfördes på sju platser i Uppsala; Klastorp, Librobäck, Luthagen, Svartbäcken, Islandsfallet, Boländerna och uppströms reningsverket. Provtagningarna gjordes endast på en plats i Fyrisån eller i dagvattenbrunnarna.

För kontinuerlig mätning av turbiditet gjordes en tidsmässig avgränsning att mätningarna skulle pågå mellan den 18:e februari 2021 och mitten av april 2021. Det gjordes även en geografisk avgränsning att turbiditet endast mättes i tre dagvattenkulvertar som avvattnade tre avrinningsområden; Librobäck, Luthagen och Svartbäcken. Mätningarna gjordes endast på en plats i respektive dagvattenkulvert och uppmätt turbiditet antogs representera vattenkvalitén i hela kulverten.

2 Teori

2.1 Dagvatten

Dagvatten har bedömts vara en stor diffus källa till föroreningar i den mottagande recipienten som exempelvis kan utgöras av en sjö eller ett vattendrag. Det finns många föroreningar i dagvatten varav de vanligaste är suspenderat material, tungmetaller, PAH:er och näringsämnen (Aryal et.al. 2010). När dagvatten rinner i stadsmiljöer längs hårdgjorda ytor sköljer de med sig diverse föroreningar. Beroende på vilka ytor dagvattnet rinner på kommer mängden föroreningar variera. Faktorer som kan ha en stor inverkan på dagvattnets sammansättning är byggmaterial samt vilken markanvändning och hur mycket trafik det är i området (Viklander et.al. 2019). Dagvattnet kan därför exempelvis förorenas av atmosfärisk deposition, korrosion av byggmaterial samt erosion av vägar (Pettersson 1999). På grund av att många ämnen släpps ut från olika källor är det ofta svårt att fastställa vilka de största källorna till utsläpp av föroreningar är (Huber et.al. 2016). Den största källan till många metaller i dagvatten har dock bedömts vara trafik som innefattas av allt från slitage av däck och vägbeläggningar till smörjmedel och avgaser. Korrosion av metalliska byggmaterial har också bedömts vara en stor källa till metaller i dagvatten (Viklander et.al. 2019).

Många avrinningsområden är generellt relativt små och består till stor del av hårdgjorda ytor vilket får till följd att dagvatten snabbt bildas vid ett nederbördstillfälle. Koncentrationen av lösta och partikulärt bundna ämnen i dagvattnet varierar under avrinningens förlopp. I början av ett nederbördstillfälle är ofta koncentrationen som högst och detta är ett fenomen som kallas first flush (Li et.al. 2005). First flush innebär att koncentrationen föroreningar i dagvattnet är högre i början av avrinningen och minskar allteftersom (Lee et.al. 2002, Viklander et.al. 2019). Detta innebär att dagvattnet ofta tillför mer föroreningar till recipienten i början av avrinningen (Lee et.al. 2002). Hur stor andel föroreningar som tillkommer vid first flush finns det inga bestämda värden på utan det varierar beroende på olika föroreningar. First flush är vanligt för partiklar och partikelbundna föroreningar i dagvatten (Viklander et.al. 2019). Dagvatten anses vara en av de största källorna till försämring av vattenkvalitén i sjöar och vattendrag, framför allt under first flush. När first flush inträffar beror det på flera parametrar såsom regnintensiteten, tid från det senaste regntillfället samt hur mycket vatten som kan infiltrera i marken (Lee et.al. 2002).

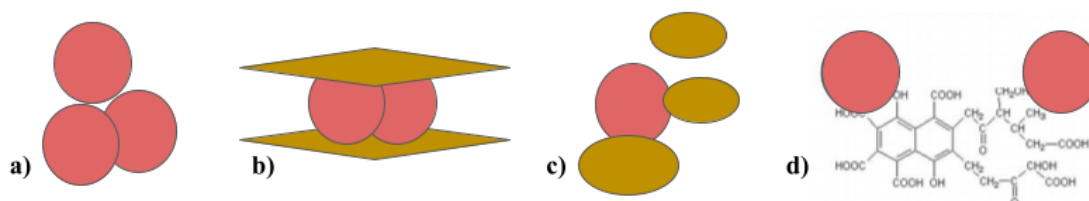
När dagvattnet når recipienten avtar flödet och de föroreningar som är partikulärt bundna hamnar initialt i sedimenten. De föroreningar som är lösta är mer mobila och sprids därför lättare i vattenmassan (Naturvårdsverket 2017). Effekterna som uppstår i recipienten på grund av föroreningar i dagvatten kan både vara kortsiktiga och långsiktiga. Under ett regn blir koncentrationen av biotillgängligt lösta ämnen väldigt hög vilket kan få den kortsiktiga effekten att de tas upp av organismer. Partikelbundna föroreningar kan också binda in till sedimenten och sedan frisläppas och bli lösliga om det blir syrefria förhållanden eller låga pH-värden. Detta kan ses som en långsiktig effekt. En ytterligare långsiktig effekt som orsakas på grund av förorenat dagvatten är att recipienten kan drabbas av eutrofiering (Pettersson 1999).

2.2 Föroreningar i dagvatten (metaller, PAH:er och fosfor)

2.2.1 Metaller

I dagvatten är metaller en av de vanligast förekommande föroreningar och har länge studerats i olika dagvattenundersökningar (Naturvårdsverket 2017). De metaller som ofta förekommer i dagvatten är bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink (Aryal et.al. 2010, Makepeace et.al. 1995). Dessa metaller släpps framför allt ut från trafiken men även från byggnadsmaterial och andra källor (Makepeace et.al. 1995).

Metaller finns både i dagvatten och i ytvatten och mängden är bland annat beroende av vilka pH-förhållanden och syreförhållanden det är i vattnet (Köhler 2014; Makepeace et. al. 1995). Metaller som befinner sig i ytvatten förekomma i jonform, vara mineralbundna eller binda in till oorganiska och organiska kolloider (figur 1) (Köhler 2014). Vilken form metallerna befinner sig i beror på faktorer såsom mängden löst organiskt material, pH och antalet partikelytor metallerna kan binda in till. Metaller som befinner sig i en vätska kan bidra till ökad turbiditet i alla former förutom i jonform. Generellt ökar lösligheten av metaller vid låga pH-värden (Viklander et.al. 2019).



Figur 1: Figuren visar fyra olika former av metaller i ytvatten kan förekomma i: a) Jonform, b) Mineralbunden, c) Bunden till oorganisk kolloid, d) Bunden till organisk kolloid (Köhler 2014). (Ahlström 2021a).

Ett problem som uppstår till följd av metaller som släpps ut i dagvatten är att de inte bryts ned och därför kan påverka recipienten under en lång tid. Det är även problematiskt med metaller i dagvatten på grund av att många kan vara toxiska för vattenlevande organismer (Aryal et.al. 2010). Metaller som ofta förekommer i dagvatten såsom koppar, bly och kadmium blir toxiska i höga koncentrationer. Generellt är metaller som befinner sig i jonform eller i svaga oorganiska komplex mer biotillgängliga vilket gör dem mer toxiska för organismer (Viklander et.al. 2019; Berggren et.al. 2006). För att undersöka vilka toxiska effekter som kan uppstå i recipienten till följd av metaller i dagvatten behöver förhållandet mellan den totala och lösta halten undersökas (Huber et.al. 2016). En vanlig metod för att uppskatta fördelningen är att filtrera ett vattenprov genom ett filter med porstorleken 0,45 μ m. De metaller som passerar genom filtret klassas som lösta (Berggren et.al. 2006).

Metallers löslighet och mobilitet i dagvatten påverkas framför allt av pH, löst organiskt material samt antalet partikelytor som metallen kan binda in till (Naturvårdsverket 2017). Halten humusämnen påverkar fördelningen mellan löst och partikulärt bundna metaller. Detta eftersom humusämnen som är lösta i vatten kan komplexbinda metaller och på detta sätt bidra till transport av metaller. Humusämnen kan även vara aggregerade som partiklar och adsorbära metaller (Berggren et.al. 2006). En studie som undersökte fördelningen mellan lösta och partikulärt bundna metaller i 31 sjöar i Sverige visade att koppar, arsenik, nickel och kadmium ofta förekommer som lösta. Bly, krom och zink är dock mer benägna att binda in till partiklar och förekommer därför oftare som partikulärt bundna (Köhler 2014). I studier som undersökt halter av metaller i dagvatten har det visats att bly, krom och nickel är mer benägna än zink, koppar och kadmium att binda in till partiklar (Galfi et al 2017; Zgheib et al 2011).

2.2.2 PAH:er

PAH:er är kolväten som bildas när det sker ofullständig förbränning av organiskt material såsom olja, kol och avfall. Det finns även i petroleumprodukter som är utvunna från råolja och bland annat används när asfaltmassa tillverkas (Viklander et.al. 2019). En ytterligare stor källa till PAH:er i dagvatten är trafik och hur mycket som tillförs beror bland annat på vilket bränsle som används, bilens motor samt körsätt (Bjelkås & Lindmark 1994).

Studier har visat PAH:er både kan förekomma som lösta och partikulärt bundna, dock att det är en större andel som förekommer som partikelbundet (Naturvårdsverket 2017). En studie som gjordes i Sverige under 2020 undersökte föroreningar i urban snö för att bland annat se hur mycket snösmältningen kan bidra till en försämrad vattenkvalité i mottagande recipienter. Studien visade att PAH:er i den urbana snön till största del är partikulärt bundna (Vijayan 2020).

Många organiska ämnen kan redan vid låga koncentrationer vara giftiga för vattenlevande organismer. Dagvatten som sköljer med sig kolväten såsom PAH:er till recipienter kan därför vara skadliga för både hälsa och miljö. Många PAH:er som ofta uppträder i dagvatten är akut toxiska för organismer som lever i recipienten och kan även vara cancerogena (Makepeace et.al. 1995).

2.2.3 Fosfor

Näringsämnen såsom fosfor är en av de största anledningarna till att många recipienter har dålig ekologisk status. Några av de huvudsakliga källorna till fosfor i dagvatten är djurspillning och gödsling, skräp, bräddat avloppsvatten samt trafikavgaser (Larm & Pirard 2010). Fosfor kan förekomma i olika former och både ingå i snabba och långsamma processer. I dagvatten förekommer fosfor i organiska och oorganiska former och i båda dessa former kan de antingen vara partikelbundna eller lösta. För att partikelbunden fosfor ska bli biotillgänglig behöver den först frigöras till löst form (Ulén 2005). Fosfor som befinner sig i löst form är direkt biotillgängliga för vattenlevande organismer (Ulén 2005; Larm & Pirard 2010). I en studie av Larm & Pirard (2010) visades att fosfor förekommer till cirka 40–60% i löst form i recipienter i Stockholm.

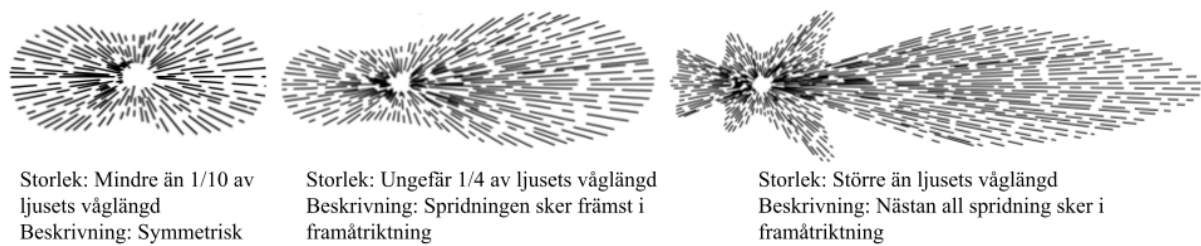
Fosfor som befinner sig i löst form förekommer ofta som fosfatjoner och beroende på pH uppträder de antingen som H_2PO_4^- - eller HPO_4^{2-} (Ulén, 2005; Kadlec & Wallace 2009). Löst fosfor kan framför allt binda in till metalljonerna järn, aluminium och kalcium och bilda svårlösliga föreningar (Bergström et.al 2008). Liksom för metallerna påverkas fosfors bindningsförmåga av mängden organiskt material, pH och fördelningen av partiklar. Fosfor kan inte binda in till lika många partikelytor om det är en hög halt organiskt material i sedimenten. Detta på grund av att organiska syror konkurrerar med fosfor om ytor att binda till (Ulén, 2005). Vid ett högt pH-värde främjas bindningen av fosfat till magnesium och kalcium medan bindningen mellan fosfor och järn gynnas vid ett lågt pH-värde (Kadlec & Wallace 2009). Fosfor som är partikulärt bunden brukar sedimentera när dagvattnet når recipienten. Vid svaga bindningar kan fosfor lätt frigöras om förhållandena i recipienten ändras, exempelvis att det blir en pH-förändring eller att det blir syrebrist (Kadlec 2005).

En konsekvens som uppstår till följd av att höga koncentrationer av fosfor sköljs med dagvatten till en recipient är att ekosystem försämras. Tillförsel av fosfor bidrar till att primärproducenternas tillväxt stimuleras eftersom fosfor ofta är det begränsande näringsämnet i sjöar (Larm & Pirad 2010). En stor tillförsel av fosfor kan leda till eutrofiering vilket kan resultera i att habitat förändras, arter försvinner och risken för syrefattiga bottenar ökar (Erickson et.al. 2013; Chambers et.al. 1997).

2.3 Turbiditet

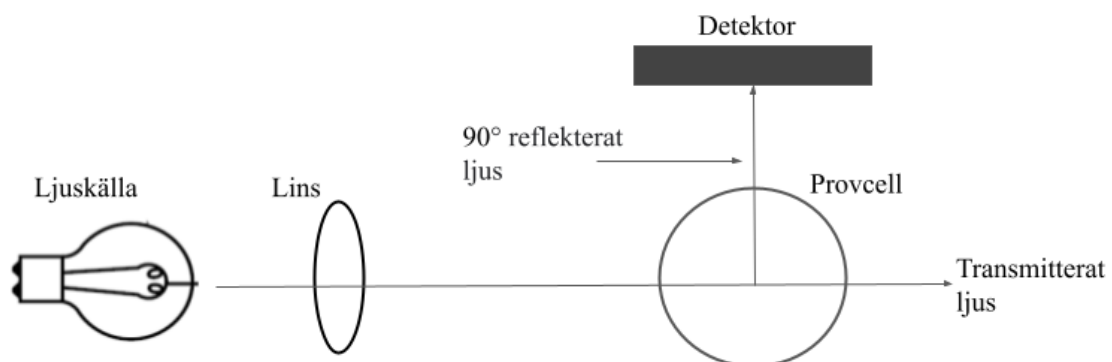
Turbiditet är en term för vattnets grumlighet som beskriver interaktionen mellan infallande ljus och suspenderade partiklar i vatten (Sadar 1998). Turbiditet mäter hur mycket infallande ljus avviker från en rät linje när det passerar genom vattnet. Orsaken till att infallande ljus sprids i ytvattnet är främst på grund av att ljuset reflekteras på partikelytor. Turbiditet är med andra ord ett mått på hur stor partikelhalten i vattnet är (SLU 2017). Ljus kan även till viss del reflekteras av vattenmolekyler vilket är varför ingen vätska kan ha noll turbiditet (Sadar 1998).

I vatten med suspenderade partiklar påverkar partiklarnas form, storlek och sammansättning hur ljuset sprids. När infallande ljus träffar små partiklar (mindre än 1/10 av ljusets våglängd) sprids ljuset relativt symmetriskt runt partikeln. Ljuset sprids ungefär lika mycket bakom partikeln som framför. När infallande ljus istället träffar stora partiklar (ungefär ¼ av ljusets våglängd) sprids ljuset främst i en riktning framåt. Då infallande ljus påträffar ännu större partiklar (större än ljusets våglängd) sprids nästan allt ljus i framåtriktning (figur 2) (Sadar 1998).



Figur 2: Olika sätt ljuset sprids beroende på partikelns storlek (Sadar 1998). (Ahlström 2021b).

Ju högre intensitet av det reflekterande ljuset som detektorn kan mäta, desto högre turbiditet har lösningen. Eftersom en högre koncentration av partiklar bidrar till att mer ljus reflekteras har vatten som innehåller mycket partiklar en hög turbiditet (Sadar 1998). Vid mätning av turbiditet kan många olika enheter användas. Vanliga enheter är FNU (Formazine Nephelometric Units), FTU (Formazine Turbidity Units) och NTU (Nephelometric Turbidity Units) vilka alla är ekvivalenta med varandra. Vad som skiljer enheterna från varandra är vilken vinkel och vilken våglängd det infallande ljuset har (USGS 2017). Vid mätning med enheten NTU mäter detektorn exempelvis det spridda ljuset som viker av 90° från det inkommande ljuset (figur 3) (O'Dell 1993).

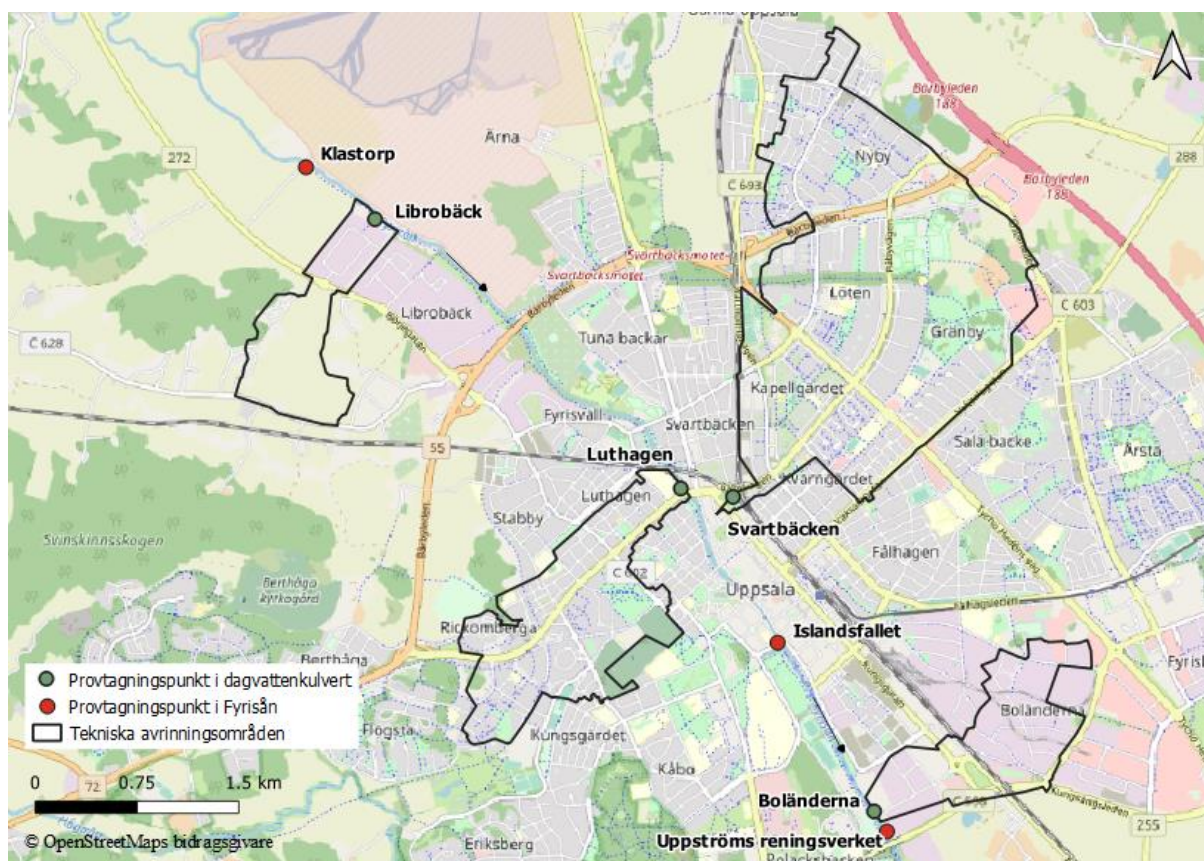


Figur 3: Turbiditetsmätning där turbiditeten bestäms av hur mycket av det infallande ljuset som avviker 90° när det passerar provcellen med vatten i (Sadar 1998). (Ahlström 2021c).

3 Metod

3.1 Områdesbeskrivning

Provtagningen utfördes i totalt sju punkter längs Fyrisån (figur 4). Vid Klastorp, Islandsfallet och uppströms reningsverket provtogs åvatten i Fyrisån medan dagvatten provtogs i dagvattenkulvertar i Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna. I Librobäck, Luthagen och Svartbäcken mättes även turbiditet kontinuerligt i en dagvattenbrunn nära utloppet från respektive område.

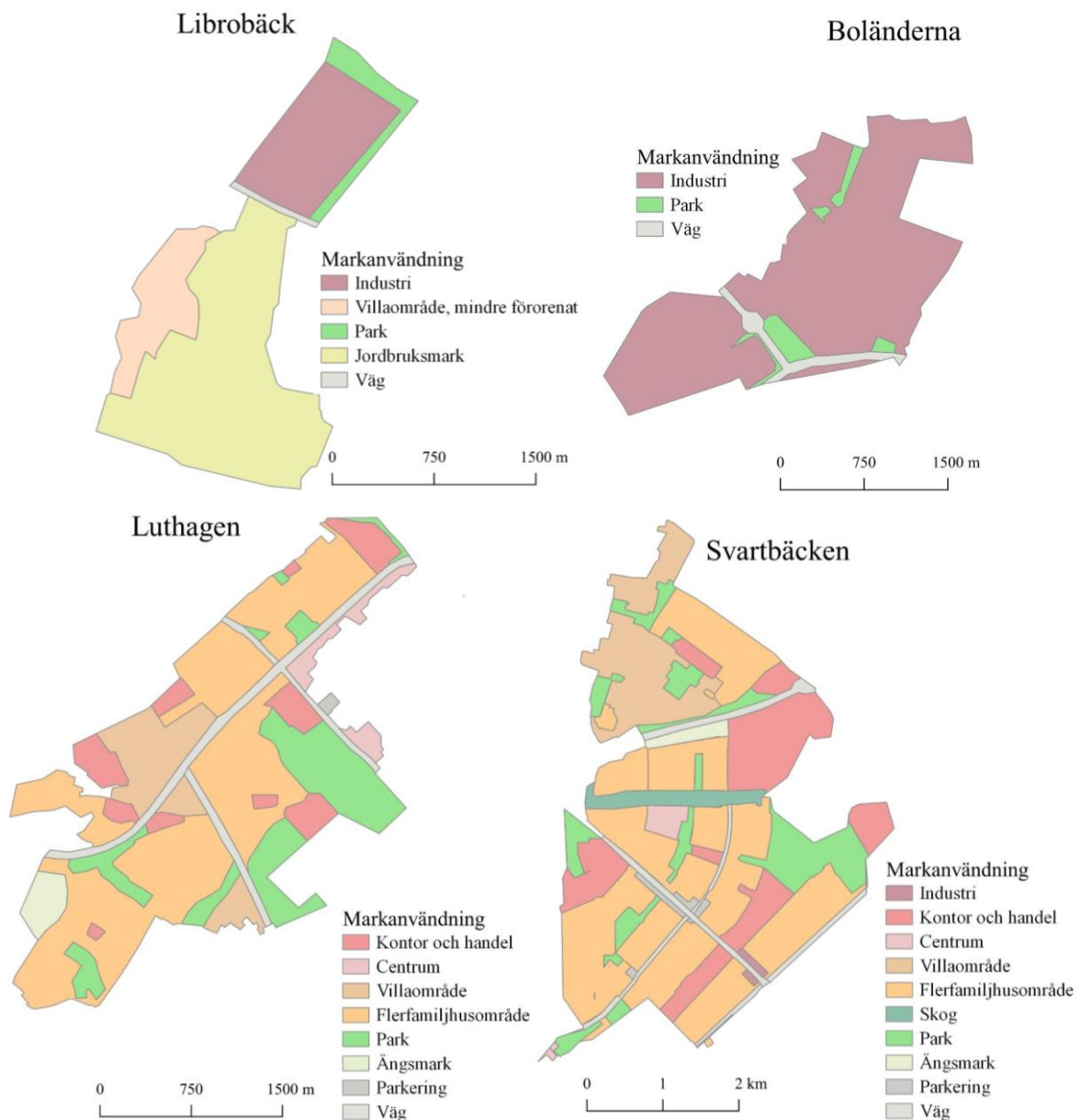


Figur 4: Figuren visar de olika provtagningspunkterna i studien. De röda punkterna motsvarar provtagning av åvatten i Fyrisån och de gröna punkterna motsvarar provtagning av dagvatten i dagvattenkulvertar. Punkterna vid Librobäck, Luthagen och Svartbäcken visar även placeringen av sensorerna som mätte turbiditet.

Avrinningsområdet Librobäck är cirka 79 hektar stort och ligger beläget i nordvästra Uppsala och har utöver industri- och handelsområde en liten del grönytor. Området tar även emot dagvatten från ett cirka 46 hektar stort jordbruksområde samt ett villaområde på cirka 11 hektar som bedöms vara mindre förorenat. Boländerna är ett cirka 102 hektar stort avrinningsområde och ligger beläget i östra Uppsala. Området har inslag av grönytor men utgörs främst av industri- och handelsområde. Avrinningsområdet Luthagen är cirka 161 hektar stort och ligger beläget i centrala Uppsala, strax nordväst om centrum. Området utgörs framför allt av tät stadsbebyggelse men även villaområden och grönytor. Svartbäcken är ett cirka 465 hektar stort

avrinningsområde och ligger beläget i norra Uppsala och domineras av flerfamiljhusområden samt en stor andel grönytor.

Markanvändningen i respektive avrinningsområde kan ses i figur 5. Avrinningsområdena är definierade som tekniska avrinningsområden och har tagits fram med hjälp av ledningsnätets utformning och till viss del av fastighetsgränser (Arnlund 2015). Med hjälp av kartor från Eniro och Google Maps samt flygfoton kunde markanvändningen i varje tekniskt avrinningsområde studeras och kartläggas.



Figur 5: Markanvändning i Librobäckens, Boländernas, Luthagens och Svartbäckens avrinningsområde.

3.2 Kontinuerlig mätning av turbiditet

Under mätperioden februari 2021 - april 2021 mättes turbiditet kontinuerligt i Librobäck, Luthagen och Svartbäcken. Mätsensorerna som användes var av märket Ponsel och modellen NTU Numerical Sensor. Mätnoggrannheten var på mindre än 5 % av avläsningen. Mätningarna gjordes var 15:e minut och varje värde motsvarade ett medelvärde av de tio senaste läsningarna. Data skickades sedan via GSM-nätet. Innan installation kalibrerades sensorerna hos leverantören så att sambandet $NTU = FTU = FNU$ stämde.

Mätsensorerna installerades sedan nära utloppet i tre dagvattenkylvertar som avvattnade de tre avrinningsområdena. Avrinningsområdena valdes på grund av deras olika karaktär och markanvändning. Samtliga dagvattenkylvertar var dämnda mellan 20 och 50 centimeter med vatten från Fyrisån. Mätsensorn monterades på en stege som monterades fast i en dagvattenbrunn med expanderbultar. Sensorn placerades mellan fem och åtta centimeter ovanför botten vilket antogs vara tillräckligt för att även mäta låga flöden. Mätsensorn placerades lodrätt i vattnet med optikfönstret riktad med vattenflödet. Loggern placerades högt upp i dagvattenbrunnen för att få så bra täckning som möjligt (figur 6). Innan varje regntillfälle rengjordes sensorerna manuellt med vatten och våtservetter.



Figur 6: Figurerna visar installationen av mätsensor och logger, exempel på installation vid Svartbäcken. (Ahlström 2021).

3.2.1 Kalibrering av turbiditetssensorer

Värdena som erhöles från mätningar med mätsensorn i dagvattenbrunnarna jämfördes med den uppmätta turbiditeten i vattenproverna för att få en uppfattning hur väl de stämde överens (tabell 1). Gemensamt vid samtliga provtagningsplatser var att värdena stämde relativt väl överens vid låg turbiditet. Vid högre turbiditet uppmätte dock mätsensorn betydligt högre värden än i vattenproverna. I Librobäck togs inte stickproverna på samma plats som den kontinuerliga mätningen gjordes vilket kan vara en faktor att turbiditeten skiljde sig vid mätningarna. Mätsensorn som mätte i dagvattenbrunnarna mätte turbiditet i enheten NTU och turbiditetsmätaren som mätte turbiditet i vattenproverna mätte turbiditet i enheten FTU. Båda

mätarna var kalibrerade så sambandet FTU = NTU stämde och bör därför inte ha påverkat resultatet.

Tabell 1: Jämförelse mellan de erhållna värdena från mätsensorn och uppmätt turbiditet i vattenproverna

Datum	Librobäck		Luthagen		Svartbäcken	
	Mätsensor [NTU]	Vattenprov [FTU]	Mätsensor [NTU]	Vattenprov [FTU]	Mätsensor [NTU]	Vattenprov [FTU]
2020-03-03	12,2	26,5	9,9	16,3	22,6	38,0
2020-03-11	4,4	12,6	9,9	7,8	8,3	5,5
2020-03-12	655	321	1638	629	626	325

3.3 Manuella stickprover

Under mätperioden november 2020 - april 2021 togs vattenprover manuellt vid sju platser varav tre platser var i Fyrisån och fyra platser var i dagvattenkulvertar. Vid provtagning av åvatten vid Klastorp, Islandsfallet och uppströms reningsverket togs vattenproverna ungefär en halv meter under ytan. Vid provtagning av dagvatten togs samtliga prover i Librobäck och Boländerna vid dagvattenkulvertens mynning strax nedströms brunnen. I Luthagen gjordes den första provtagningen i dagvattenkulvertens mynning och resterande prover i dagvattenbrunnen. Vid Svartbäcken gjordes de fyra första provtagningarna i dagvattenkulvertens mynning och resterande direkt i dagvattenbrunnen. Proverna togs ungefär en halv meter under vattenytan i brunnarna och så djupt som möjligt vid dagvattenkulverternas mynning (figur 7).



Figur 7: Ett exempel på en provflaska med tillhörande hållare som användes vid provtagning (Arnlund 2021).

Totalt utfördes sju provtagningar under mätperioden (tabell 2). På grund av att väderförhållandena och dagvattenflödet varierade vid olika provtagningstillfällen provtogs inte alla sju punkter vid samtliga regntillfällen. Provplatsen Librobäck lades till i februari, varför det inte finns lika många provtagningar där.

Tabell 2: Provtagningsplatser och väderförhållanden vid respektive provtagningsstillfälle.

Provtagningsdatum	Provtagningsplatser	Väderförhållanden
2020-11-19	Luthagen Svartbäcken Boländerna Klastorp Islandsfallet Uppströms reningsverket	Lite regn dagarna och kvällen innan provtagning. Under provtagningen var det delvis lätt regn och snöblandat.
2020-11-21	Svartbäcken Boländerna Islandsfallet	Uppehåll dagen innan provtagning. Lätt duggregn under provtagningen.
2020-12-04	Svartbäcken Klastorp Islandsfallet Uppströms reningsverket	Lite regn natten innan. Under provtagningen var det uppehåll, mulet och några plusgrader.
2021-01-21	Luthagen Svartbäcken Boländerna Klastorp Islandsfallet Uppströms reningsverket	Snöblandat regn kvällen före. Vid provtagning var det några centimeter snö på marken, plusgrader och delvis lätt regn.
2021-02-22	Librobäck Luthagen Svartbäcken Boländerna Klastorp Islandsfallet Uppströms reningsverket	Snösmältning skedde under fredagen, lördagen och söndagen. Proverna togs på måndag morgon och representerade snösmältning. Vid provtagning var det lite snö på marken, uppehåll och några plusgrader i luften.
2021-03-12	Librobäck Luthagen Svartbäcken Boländerna Klastorp Islandsfallet Uppströms reningsverket	Dagen innan provtagning var det en snöstorm som vid midnatt slog om till snöblandat regn. Det var lite snö på marken vid provtagning, lätt duggregn och några plusgrader i luften.
2021-04-12	Librobäck Luthagen Svartbäcken	Det snöade natten innan så provtagningen dagen efter representerade snösmältning. Vid provtagningen var det lite snö på marken, uppehåll och några plusgrader.

Vattenproverna analyserades dels på WRS kontor och dels på Eurofins laboratorium. På WRS kontor mättes turbiditet manuellt i varje vattenprov med hjälp av ett Hanna instrument av modellen HI 93 703. Turbiditeten som uppmättes i respektive vattenprov användes sedan för att undersöka eventuella samband med fosfor, metaller (arsenik (As), bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni) och zink (Zn)) samt PAH:er (antracen (ANT), fluoranten (FLUO), benso(a)pyren(BaP)).

Vattenproverna skickades även in för analys på Eurofins laboratorium där halterna av fosfor, metaller och PAH:er undersöktes. Fosfor och metaller filtrerades innan analys med ett 0,45µm filter för att skilja den lösta halten från den totala halten. Detta gjordes för att vidare kunna analysera hur stor andel av den totala halten metaller och fosfor som var löst respektive partikelbundet. I ett fåtal av fallen var den filtrerade halten något högre än totalhalten vilket troligtvis uppstått på grund av att det finns en viss mätosäkerhet på varje analys. Vid dessa fall gjordes antagandet att hela totalhalten befann sig i löst form. Vissa föroreningshalter vid vissa provtagningstillfällen låg även under detektionsgränsen och halten antogs därför vid beräkningar motsvara halva detektionsgränsen.

3.3 Belastningsberäkning med Stormtac

Stormtac är ett excelbaserat modelleringsprogram som används för att modellera föroreningshalter i dagvatten. Utifrån information kring avrinningsområdets markanvändning och storlek samt medelnederbörd beräknar modellen den årliga avrinningen och föroreningstransporten i området. I Stormtac finns mycket indata för standardvärden såsom avrinningskoefficienter, schablonhalter och regnintensitet. Det krävs därför endast att komplettera med indata för den årliga nederbörden i området samt markanvändningens areor i avrinningsområdet (Stormtac 2020).

I Uppsala är den årliga nederbörden 600 mm/år (SMHI 2017) och detta användes som indata i modellen. På samma sätt som beskrivits i punkt 3.1 räknades avrinningsområdenas storlek ut med hjälp av dagvattennätets utformning och fastighetsgränser. Utifrån Eniro, Google Maps och flygfoton uppskattades markanvändningen och dess area i respektive avrinningsområde och användes som indata i modellen, se figur 5.

Värdena som erhöles från Stormtac var flödesvägda medelvärden (Stormtac 2020) för varje ämne i respektive avrinningsområde. Dessa medelvärden jämfördes med medianvärden baserade på stickprover tagna under provtagningsperioden. För att undvika att enstaka höga värden skulle få för stort genomslag valdes jämförelse med medianvärden.

3.4 Statistisk analys

För att undersöka samband mellan turbiditet och fosfor, metaller samt PAH:er användes statistikprogrammet JMP Pro 15. Sambanden undersöktes med hjälp av metoden linjär regression.

Linjär regression är en statistisk metod som används för att undersöka om det finns ett samband mellan en responsvariabel y och en förklarande variabel x . Det är därmed en metod som undersöker vilken förändring som kan ske hos en beroende variabel när det sker en förändring i en oberoende variabel (NE u.å.). I det här fallet är den förklarande variabeln den uppmätta turbiditeten och responsvariabeln de uppmätta föroreningarna.

Ett sätt att beskriva hur den beroende variabeln beror av den oberoende är att använda korrelationskoefficienten r^2 . Den är ett mått på hur stor andel av variationen som förklaras av den linjära modellen (tabell 3). r^2 -värdet kan ligga mellan 0 och 1 och ju närmare värdet ligger 1 desto mer kan variationen förklaras av modellen (JMP u.å.a).

Tabell 3: Sammanställning av hur r^2 -värdet kan tolkas för att få en uppfattning hur starkt ett samband är (Ratner 2009).

r^2-värde	Styrka på sambandet
0 - 0,3	Svagt
0,3 - 0,7	Måttligt
0,7 - 1	Starkt

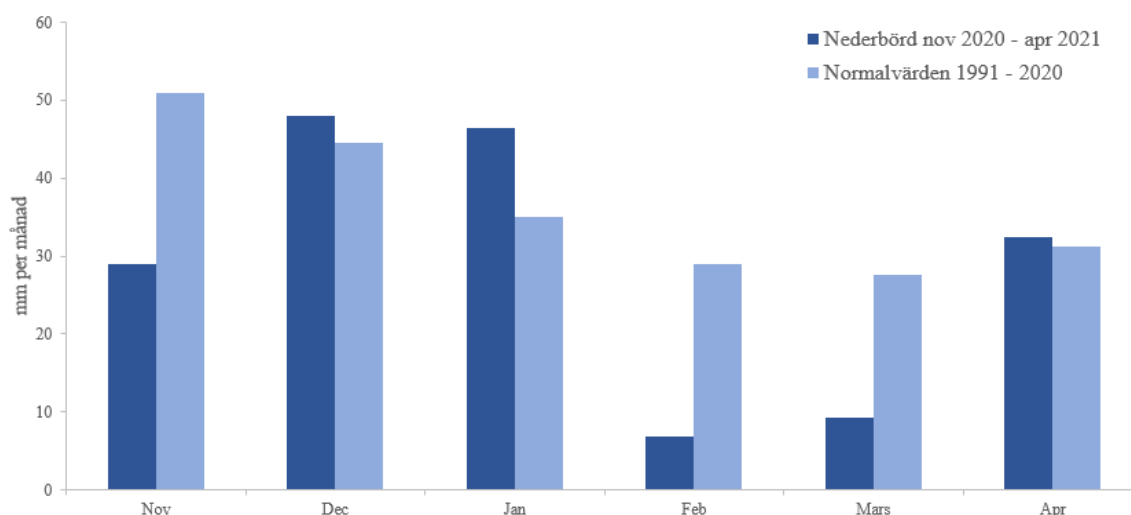
Ett annat sätt att utvärdera en linjär regression är p-värdet. Ett p-värde anger sannolikhet för att en viss trend beror av slumpen och används för hypotesprövning. För att undersöka trovärdigheten i ett samband mellan två parametrar ska dels en nollhypotes formuleras. När det gäller en regressionsanalys brukar ofta nollhypotesen vara att det observerade sambandet mellan parametrarna beror av slumpen. Det finns inget linjärt samband mellan parametrarna som undersökts. Sedan ska även en alternativ hypotes formuleras vilket är att korrelationen som mätts faktiskt finns i datat. Ett lågt p-värde medför att nollhypotesen kan förkastas, oftast förkastas nollhypotesen då $p < 0,05$. Om nollhypotesen förkastas innebär det att den alternativa hypotesen anses vara mer trolig (JMP u.å.b).

4 Resultat

4.1 Nederbörd under provtagningsperioden

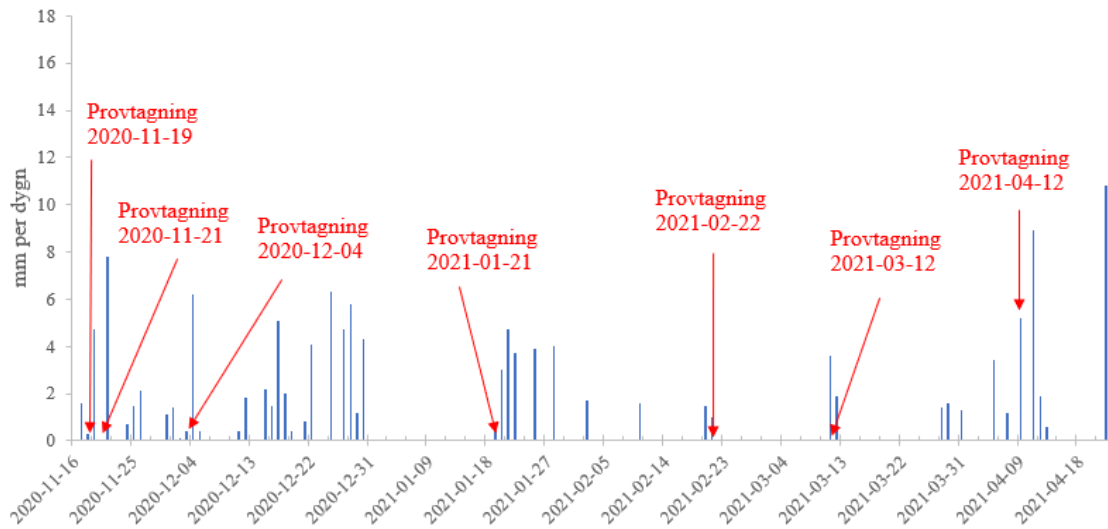
För att få en uppfattning om mängden nederbörd som inträffade under provtagningsperioden jämfördes nederbördsdata för perioden november 2020 - april 2021 med data över normalvärden under perioden 1991 - 2020. All data som hämtades var uppmätt vid SMHI:s mätstation Uppsala Aut (SMHI 2021a).

Under provtagningsperioden varierade förhållandet mellan nederbörd och normalvärden relativt mycket (figur 8). I november, februari och mars var nederbörden betydligt lägre än det normala medan i december, januari och april var nederbörden högre än det normala. Februari och november var mest utstickande då nederbörden i båda fallen var 22 mm lägre än det normala. Mars som också hade betydligt mindre nederbörd än normalt var 18 mm lägre. Nederbörden i januari var 11 mm högre än det normala medan december och april hade en nederbörd relativt nära det normala och var 4 mm respektive 1 mm högre.



Figur 8: Nederbörd från mätstationen Uppsala Aut under perioden november 2020 - april 2021 (SMHI 2021a) jämfört med normalvärden från mätstationen Uppsala Aut under perioden 1991 - 2020 (SMHI 2021b).

Mängden nederbörd varierade kraftigt mellan de olika provtagningsstillfällena (figur 9). För att uppskatta hur stor volym nederbörd som inträffade vid varje provtagning summerades all nederbörd som skett i samband med dagen proverna togs. Enligt Svenskt Vatten (2016) är 2–6 timmar en lämplig uppehållstid för att avskilja regn, varför 6 timmar uppehållstid valdes för att definiera ett enskilt regn. Det största nederbördstillfället som inträffade i samband med provtagning uppmättes 12 april till 11 mm varav det lägsta uppmättes den 4 december till 1 mm. De sista regnen i april hann inte inkluderas i denna studie.



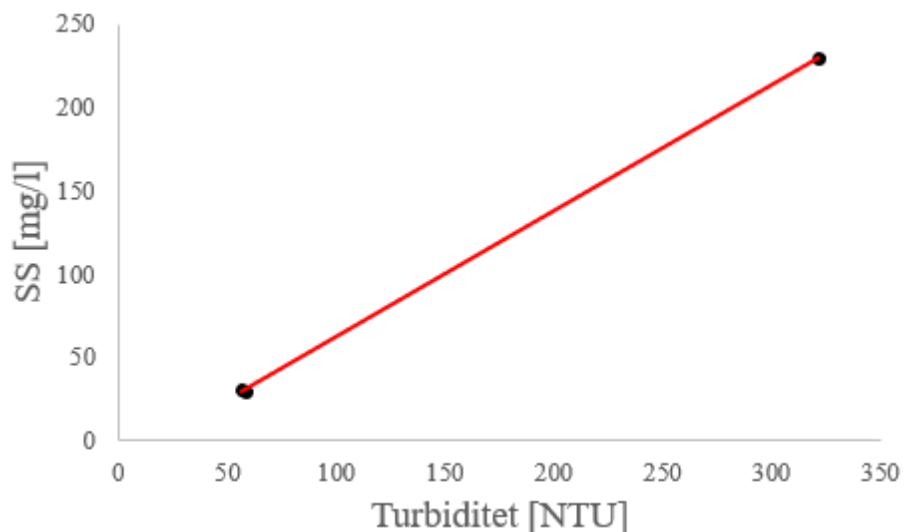
Figur 9: Uppmätt nederbörd per dygn under provtagningsperioden november 2020 - april 2021.

4.2 Turbiditetsmätningar

4.2.1 Linjära samband med slamhalt

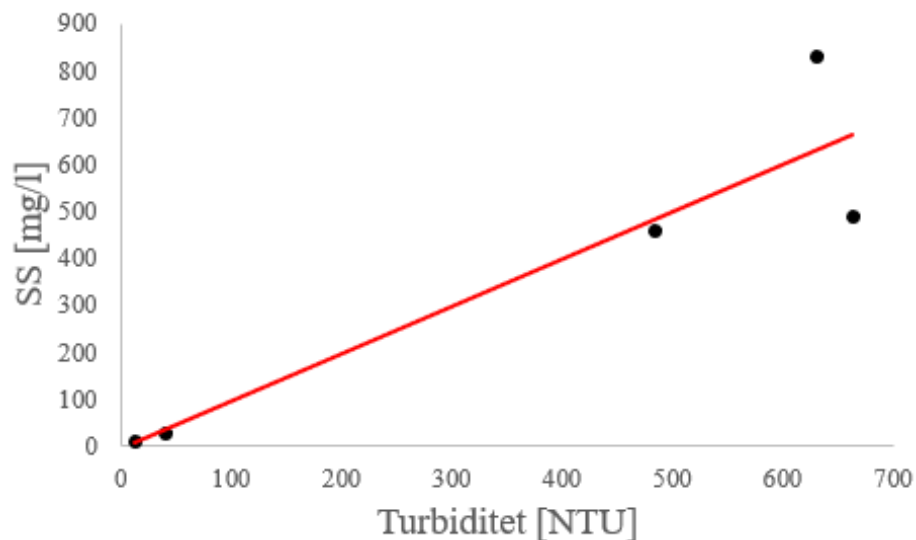
I Librobäck, Luthagen och Svartbäcken undersöktes eventuella samband mellan turbiditet och slamhalt (SS). Detta på grund av att ett sådant samband indikerar att det troligen även finns ett samband mellan turbiditet och partikelbundna föroreningar.

I Librobäck fanns bara data från tre provtagningar varav två hade nästan samma värden (figur10) vilket gör det svårt att dra några slutsatser.



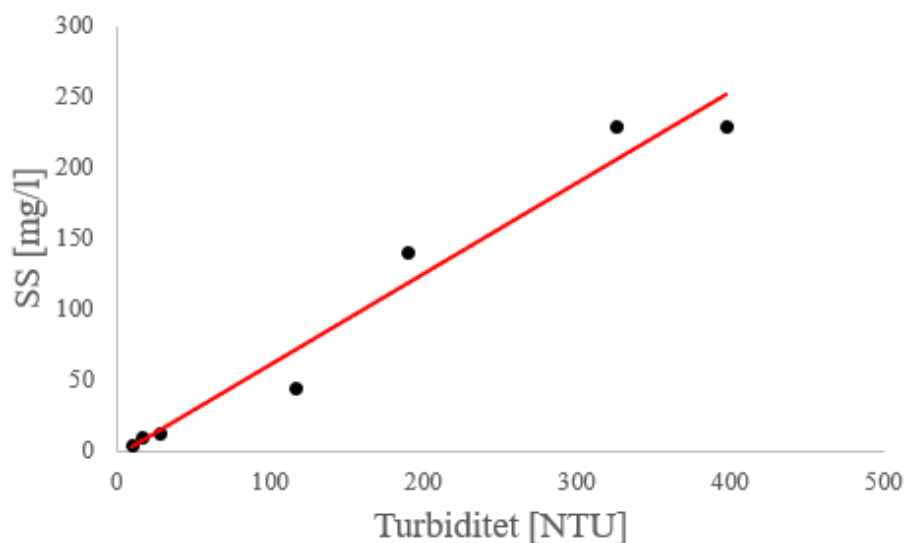
Figur 10: Linjärt samband mellan turbiditet och slamhalt med r^2 -värde på 1,00. Sambandet är baserat på tre provtagningar i Librobäck och den röda linjen representerar trendlinjen.

I Luthagen fanns data från fem provtagningar. Det höga r^2 -värdet (0,85) gav en indikation på att det föreligger ett visst samband, även om de två proverna med hög turbiditet hade relativt stor skillnad i slamhalt (figur 11).



Figur 11: Linjärt samband mellan turbiditet och slamhalt med ett r^2 -värde på 0,85 samt ett p-värde $< 0,05$. Sambandet är baserat på fem provtagningar i Luthagen och den röda linjen representerar trendlinjen.

I Svartbäcken fanns data från sju provtagningar. Det höga r^2 -värdet (0,96) gav en indikation att det finns ett visst samband mellan turbiditet och slamhalt (figur 12). Eftersom datat låg relativt jämnt fördelat över mätintervallet och baserades på sju provtagningar ger det större tillförlitlighet till sambandet jämfört med i Librobäck och Luthagen.



Figur 12: Linjärt samband mellan turbiditet och slamhalt med ett r^2 -värde på 0,96 samt ett p-värde $< 0,0001$. Sambandet är baserat på sju provtagningar i Librobäck och den röda linjen representerar trendlinjen.

4.2.2 Samband mellan turbiditet och föroreningar

Med hjälp av linjär regression undersöktes sambanden mellan turbiditet och totalhalten av fosfor, metaller samt PAH:er för Librobäck, Luthagen och Svartbäcken. Underlaget var egentligen för litet för att dra säkra slutsatser, framför allt i Librobäck där endast tre provtagningar utfördes. Sambanden kunde dock ge en indikation som skulle kunna bekräftas med fler provtagningar.

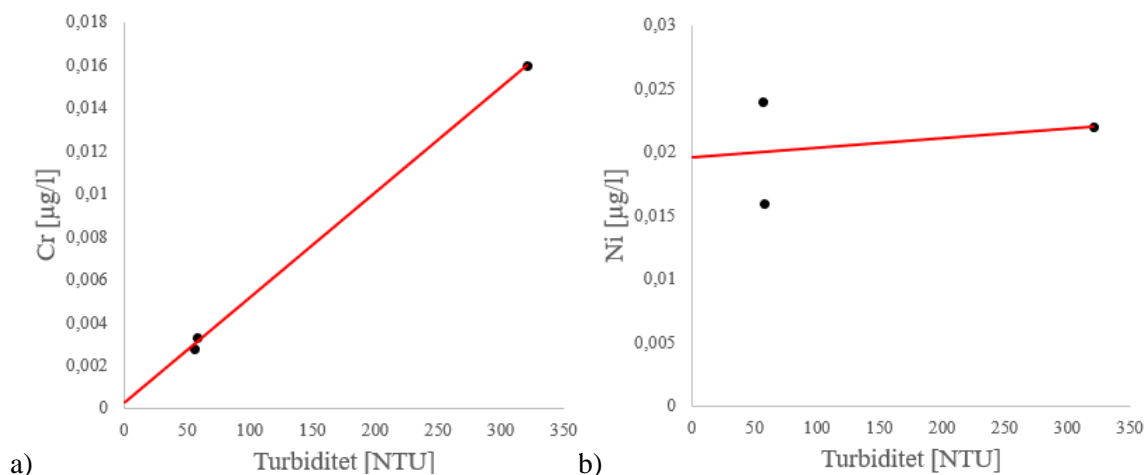
I Librobäck togs totalt tre prover under provtagningsperioden. Fosfor, arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, zink och benso(a)pyren uppvisade starka linjära samband med turbiditet med avseende på r^2 -värde. Nickel och fluoranten visade på ett svagt linjärt samband med turbiditet med avseende på r^2 -värdet (tabell 4).

Tabell 4: Resultat av linjär regressionsanalys för samband mellan uppmätta totalhalter av föroreningarna och turbiditet i Librobäck. Sambanden beskrivs med r^2 -värde och är baserade på tre provtagningar.

Förorening	Turbiditet r^2 -värde
P	(0,83)
As	(0,99)
Pb	(0,99)
Cd	(0,70)
Cu	(1,00)
Cr	(1,00)
Ni	(0,07)
Zn	(0,99)
ANT ¹	-
BaP	(1,00)
FLUO	(0,26)

I Librobäck var punkterna inte jämnt fördelade över det uppmätta turbiditetsintervallet (figur 13). För de föroreningar, exempelvis krom, som uppvisade starka linjära samband med turbiditet berodde det höga r^2 -värdet på ett högt enskilt värde. För de föroreningar som uppvisade svaga linjära samband med turbiditet, exempelvis nickel, var det helt olika halter vid provtagningarna vid låg turbiditet. Sambanden mellan turbiditet och de resterande föroreningar presenteras i figur 28 (appendix A).

¹ I samtliga prover var halten antracen under detektionsgränsen vilket resulterade i att ett linjärt samband inte kunde undersökas



Figur 13: Figurerna visar de linjära sambanden mellan a) turbiditet och totalhalten krom och b) turbiditet och totalhalten nickel vilka är baserade på tre provtagningar i Librobäck. Den röda linjen representerar trendlinjen.

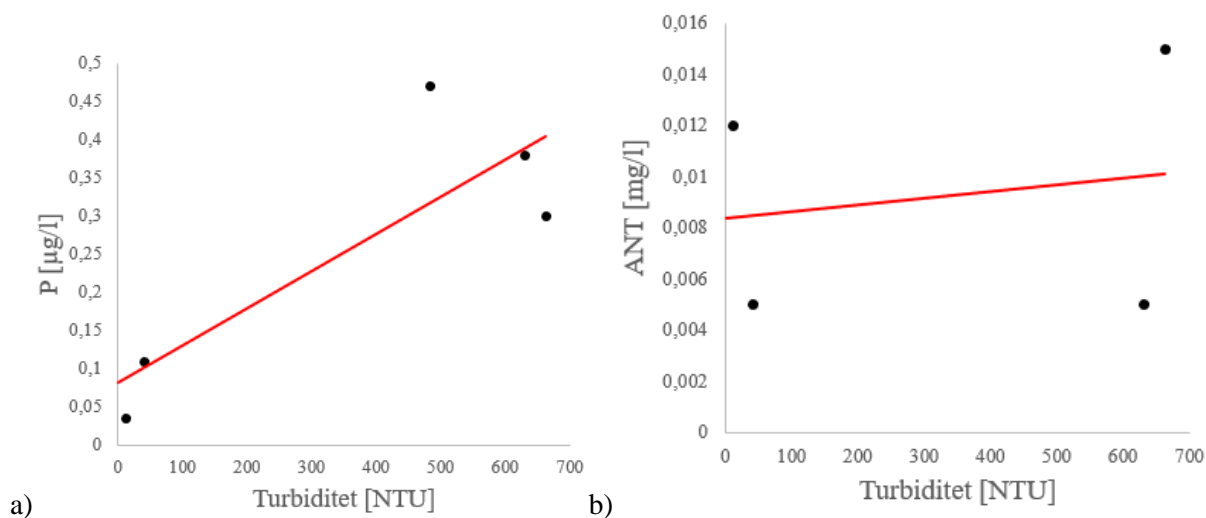
I Luthagen togs totalt fem prover och i samtliga prover analyserades metaller och fosfor medan PAH:er endast i fyra av provtagningarna. Fosfor var det enda ämnet som uppvisade ett signifikant samband med turbiditet med avseende på r^2 -värdet, dock med ett p-värde $> 0,05$. Vidare uppvisade arsenik, bly, kadmium, krom, nickel, zink, bens(a)pyren och fluoranten måttligt starka samband med turbiditet. Samtliga föroreningar hade ett p-värde $> 0,05$. Antracen var den enda föroreningen som uppvisade ett svagt samband med turbiditet och hade ett p-värde $> 0,05$ (tabell 5).

Tabell 5: Resultat av linjär regressionsanalys för samband mellan uppmätta totalhalter av föroreningarna och turbiditet i Luthagen. Sambanden beskrivs med r^2 -värde och p-värde. Sambanden mellan turbiditet, fosfor och metaller är baserade på fem provtagningar och sambanden mellan turbiditet och PAH:er är baserade på fyra provtagningar.

Förorening	Turbiditet r^2 -värde	Turbiditet p-värde
P	0,72	0,07
As	0,49	0,19
Pb	0,65	0,10
Cd	0,33	0,31
Cu	0,44	0,22
Cr	0,46	0,21
Ni	0,37	0,27
Zn	0,61	0,12
ANT	0,03	0,89
BaP	0,38	0,38
FLUO	0,43	0,35

De fem prover som togs i Luthagen var inte jämnt fördelade över det uppmätta turbiditetsintervallet (figur 14). Det var en spridning vid både låga och höga värden vilket påverkade de låga r^2 -värdena som uppmättes mellan turbiditet och de undersökta

föroreningarna. Sambanden mellan turbiditet och de resterande föroreningar presenteras i figur 29 (appendix B).



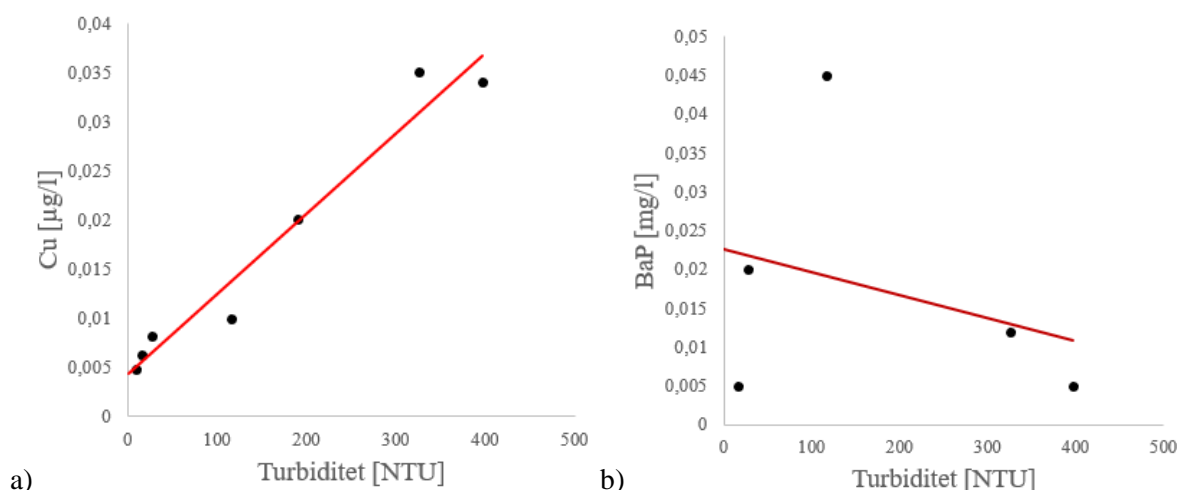
Figur 14: Figurerna visar de linjära sambanden mellan a) turbiditet och totalhalten fosfor och b) turbiditet och totalhalten antracen vilka är baserade på fem respektive fyra provtagningar i Luthagen. Den röda linjen representerar trendlinjen.

I Svartbäcken gjordes totalt sju provtagningar där fosfor och metaller analyserades i samtliga prover och PAH:er analyserades i fem prover. Fosfor, arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink uppvisade starka samband med turbiditet med avseende på r^2 -värde. Samtliga föroreningar hade även ett p-värde $< 0,05$ vilket gav trovärdighet i sambandet. Vidare visade både antracen och fluoranten på måttliga samband med turbiditet, dock hade båda ett p-värde $> 0,05$. Benso(a)pyren är det enda ämnet som uppvisade ett svagt samband med turbiditet och hade även ett p-värde $> 0,05$ (tabell 6).

Tabell 6: Resultat av linjär regressionsanalys för samband mellan totalhalter av uppmätta föroreningarna och turbiditet i Svartbäcken. Sambanden beskrivs med r^2 -värde och p-värde. Sambanden mellan turbiditet, fosfor och metaller är baserade på sju provtagningar och sambanden mellan turbiditet och PAH:er är baserade på fem provtagningar.

Förorening	Turbiditet r^2 -värde	Turbiditet p-värde
P	0,91	0,0008
As	0,84	0,004
Pb	0,95	0,0002
Cd	0,88	0,002
Cu	0,96	0,0001
Cr	0,77	0,01
Ni	0,82	0,005
Zn	0,83	0,005
ANT	0,50	0,18
BaP	0,10	0,61
FLUO	0,41	0,24

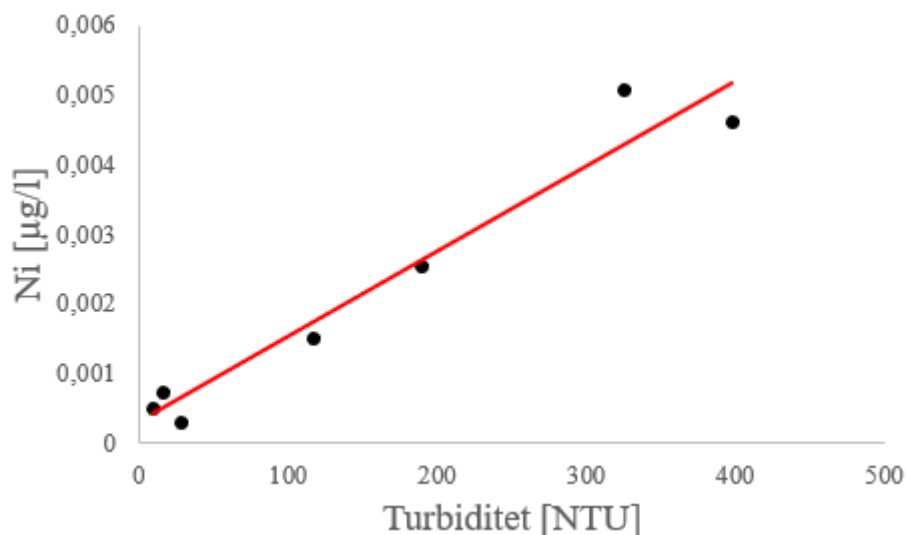
De sju proverna som togs i Svartbäcken var relativt jämnt fördelade över det uppmätta turbiditetsintervallet (figur 15). För de föroreningar, exempelvis koppar, som uppvisade starka linjära samband med turbiditet berodde det höga r^2 -värdet på att värdena var jämnt fördelade. För de föroreningar som uppvisade svaga linjära samband med turbiditet, exempelvis benso(a)pyren, var det större spridning på värdena. Sambanden mellan turbiditet och de resterande föroreningar presenteras i figur 30 (appendix C).



Figur 15: Figurerna visar de linjära sambanden mellan a) turbiditet och totalhalten koppar och b) turbiditet och totalhalten benso(a)pyren vilka är baserade på sju respektive fem provtagningar i Svartbäcken. Den röda linjen representerar trendlinjen.

Svartbäcken var den enda provtagningsplatsen som uppvisade starka samband mellan turbiditet och majoriteten av de undersökta föroreningarna och som hade fler provtagningar än vid de andra avrinningsområdena. Därför undersöktes även sambandet mellan turbiditet och den partikulära halten föroreningar i Svartbäcken. Sambandet mellan turbiditet och partikelbunden

nickel gav ett högt r^2 -värde (0,95) och p-värde $< 0,05$ vilket indikerar på ett starkt samband (figur 16). För majoriteten av de undersökta föroreningarna var sambanden mellan turbiditet och den partikulära halten svagare än det framtagna sambandet med slamhalt och starkare än de framtagna sambanden med totalhalt.

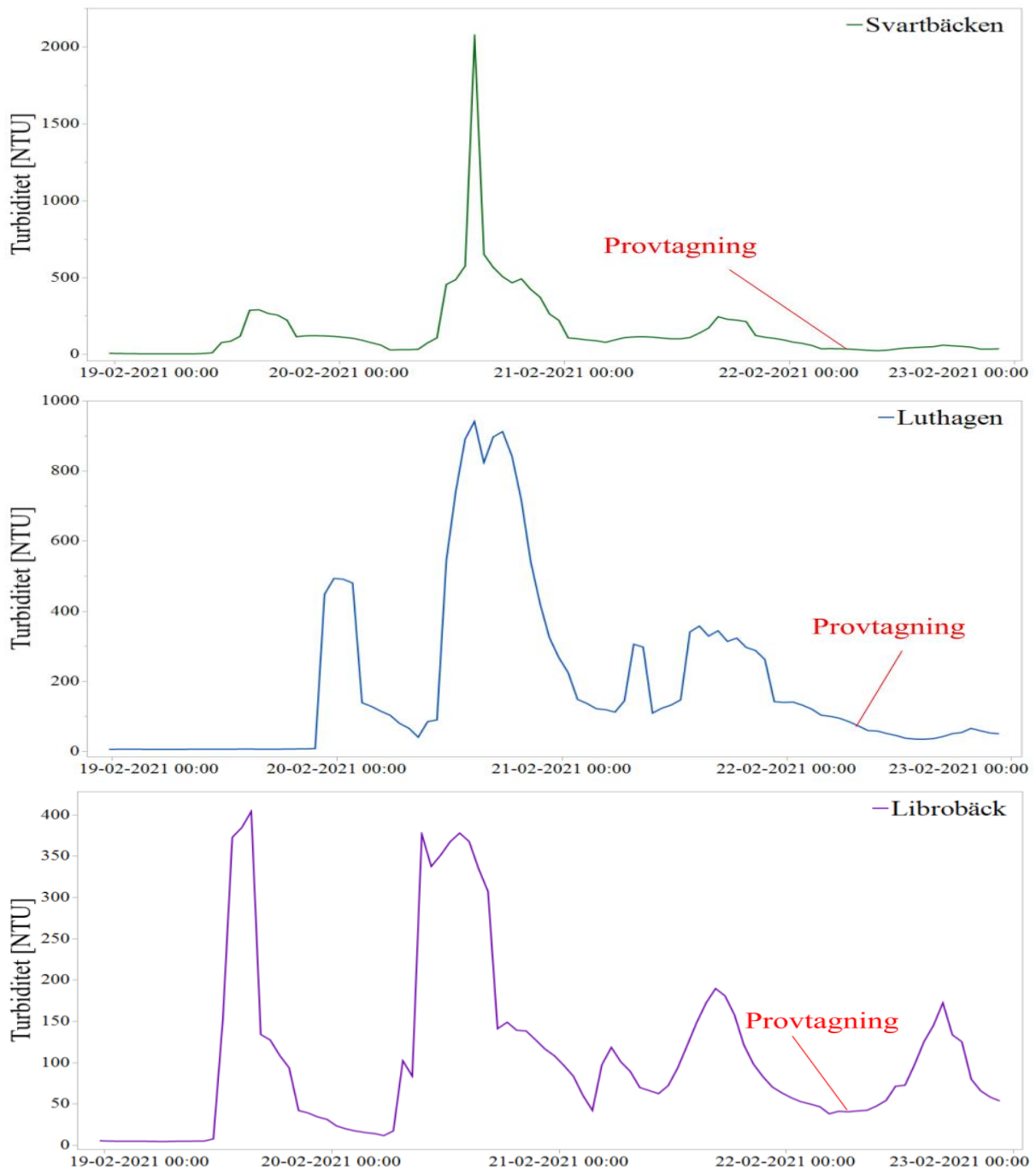


Figur 16: Linjärt samband mellan turbiditet och den partikelbundna halten nickel med ett r^2 -värde på 0,95 och ett p-värde $< 0,05$. Sambandet är baserat på sju provtagningar i Svartbäcken och den röda linjen representerar trendlinjen.

4.2.3 Kontinuerlig mätning av turbiditet

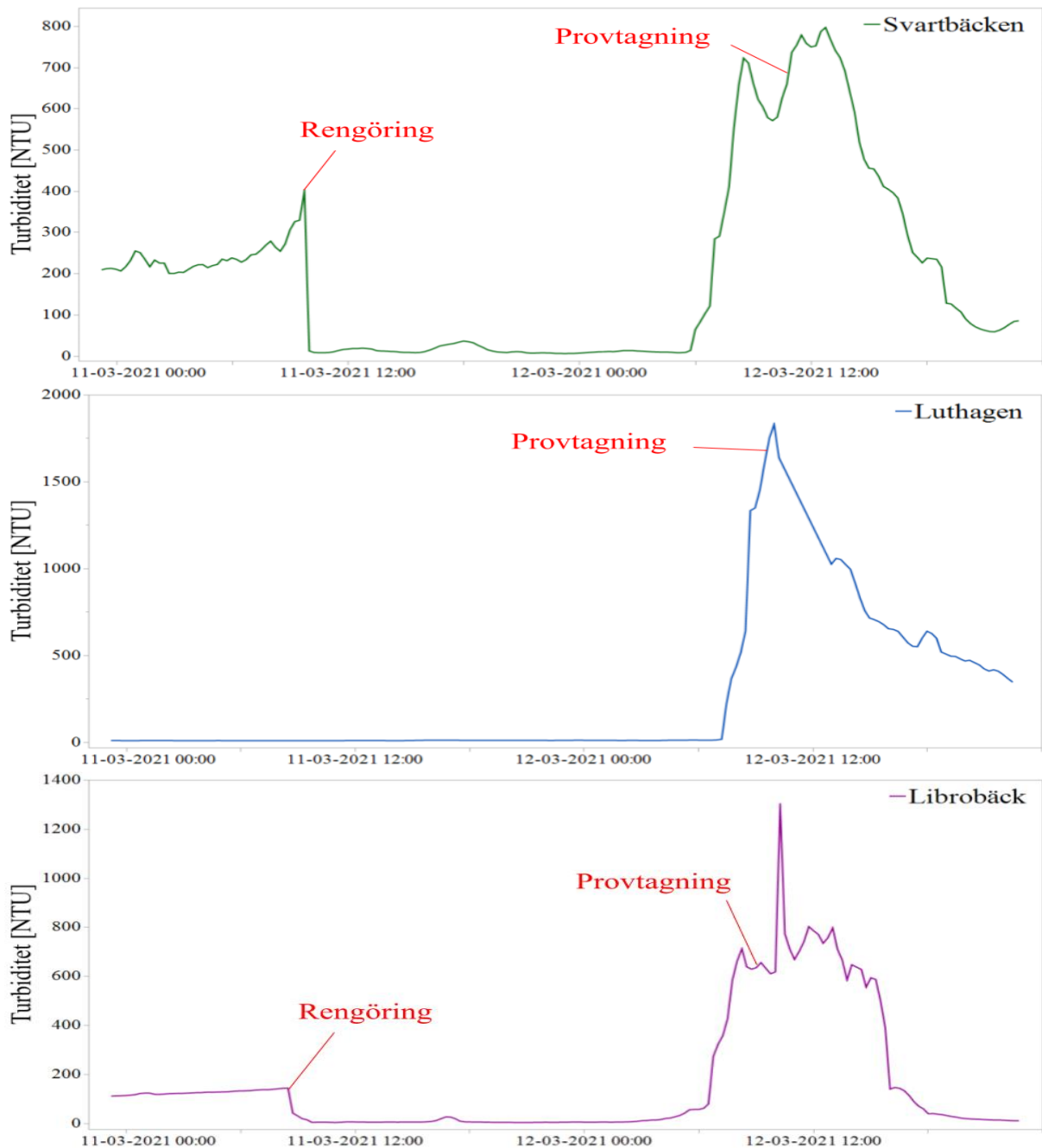
Under perioden februari 2021 till april 2021 mättes turbiditet kontinuerligt i tre dagvattenbrunnar i Librobäck, Luthagen och Svartbäcken. Under perioden turbiditet mättes kontinuerligt togs manuella stickprover vid totalt tre nederbördstillfällen. Med hjälp av kontinuerliga data kunde en turbiditetskurva för respektive provtagning och avrinningsområde göras. I varje graf är tidpunkten då provtagningen utfördes markerad. Tidpunkten då rengöring utfördes i Librobäck och Svartbäcken är också markerad för regntillfället 2021-03-12 (figur 18).

Regntillfället 2021-02-02 representerade snösmältning och vid detta tillfälle nådde turbiditeten i samtliga dagvattenkylvertar sitt högsta värde två dagar innan provtagning (figur 17). I Svartbäcken var den högsta uppmätta turbiditeten drygt 2000 NTU och i Luthagen knappt 1000 NTU. I Librobäck var den högsta uppmätta turbiditeten betydligt lägre, knappt 400 NTU. Provtagningen gjordes i slutet av snösmältningen när turbiditeten i dagvattenkylverterna var avsevärt lägre. I dagvattenkylverterna som avvattnade Svartbäckens och Luthagens avrinningsområde togs båda proverna efter smutspulserna medan provtagningen vid Librobäck togs emellan två mindre smutspulser.



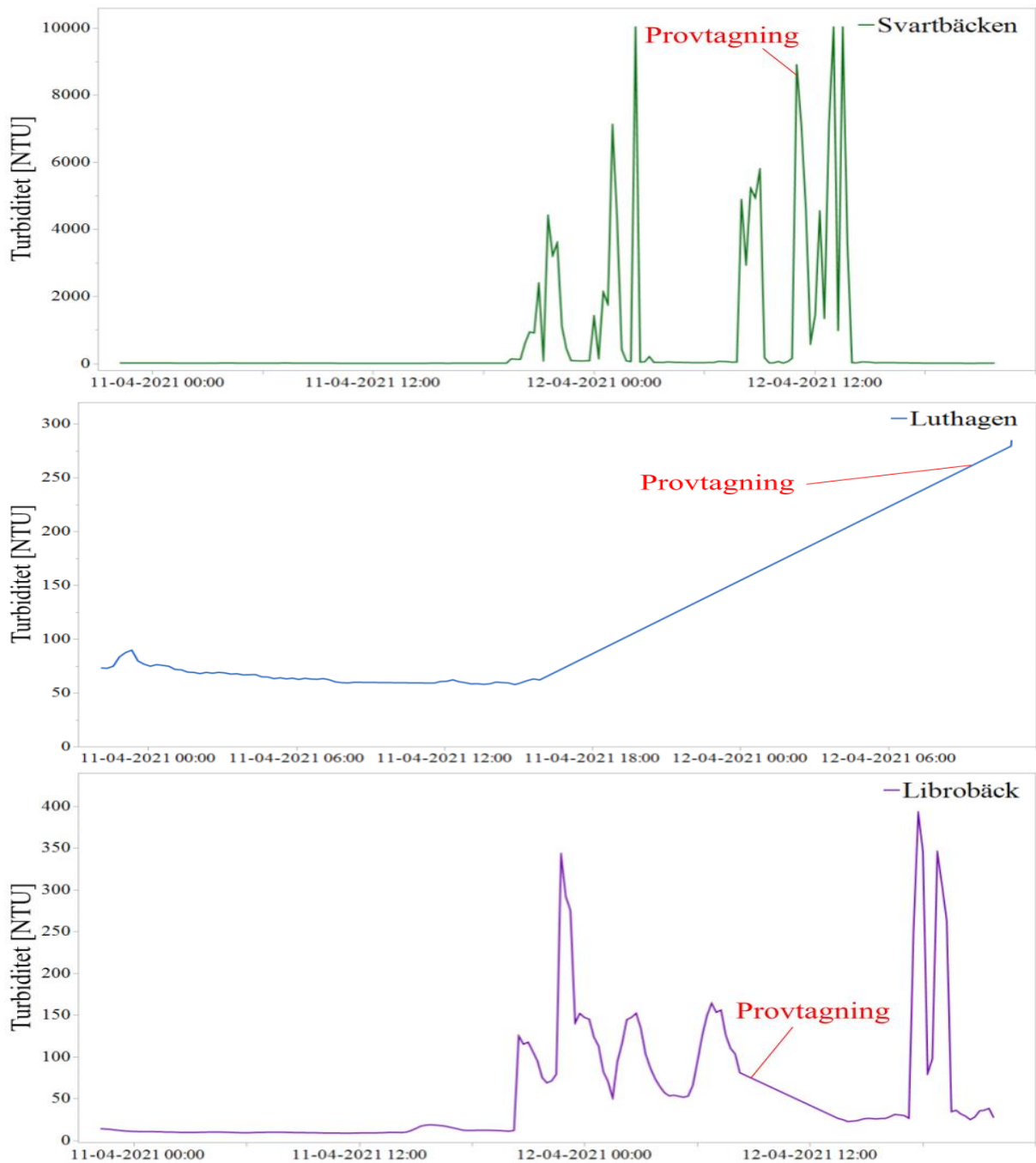
Figur 17: Turbiditetskurva över regntillfället 2021-02-22 för avrinningsområdena Svartbäcken, Luthagen och Librobäck. Tidpunkten för när provtagningen av dagvatten utfördes är markerad i grafen.

Vid regntillfället 2021-03-12 var den högsta uppmätta turbiditeten i dagvattenkylverten i Svartbäcken knappt 800 NTU. I Luthagen och Librobäck var den högsta uppmätta turbiditeten högre, knappt 2000 NTU respektive drygt 1000 NTU. Vid det här tillfället gjordes provtagning under smutspulsen, det vill säga när turbiditeten var som högst i samtliga dagvattenkylvertar (figur 18).



Figur 18: Turbiditetskurva över regntillfället 2021-03-12 för avrinningsområdena Svartbäcken, Luthagen och Librobäck. Tidpunkten för när provtagningen av dagvatten utfördes är markerad i grafen. Tidpunkten för när rengöring av mätsensorerna i Svartbäcken och Librobäck är också markerad i grafen.

Vid regntillfälle 2021-04-12 blev turbiditetskurvorna för Svartbäcken och Luthagen missvisande. I dagvattenkylverten i Svartbäcken var det ett ovanligt högt flöde vilket gjorde att stegen och sensorn som var monterad på stegen slogs fram och tillbaka. Det högsta uppmätta värdet i Svartbäcken var nästan 10 000 NTU. Sensorn som mätte turbiditet i Luthagen blev inaktiv under regntillfället, varför det inte går att utläsa någon information ur grafen. I Librobäck var den högsta uppmätta turbiditeten under 400 NTU. Provtagningen skedde troligen på en smutspuls i Svartbäcken och i slutet av smutspulsen i Librobäck (figur 19).



Figur 19: Turbiditetskurva över regntillfället 2021-04-12 för avrinningsområdena Svartbäcken, Luthagen och Librobäck. Tidpunkten för när provtagningen av dagvatten utfördes är markerad i grafen.

4.3 Manuell stickprovtagning

4.3.1 Jämförelse mellan beräkning i Stormtac och uppmätta halter i dagvatten

Under mätperioden november 2020 till april 2021 gjordes totalt sju provtagningar. Utav dessa provtagningar gjordes tre i Librobäck, fem i Luthagen, sju i Svartbäcken och fem i Boländerna. Medianen av totalhalterna för alla föroreningar jämfördes med årsmedelhalten för föroreningarna som beräknats i Stormtac. En medianhalt och en flödesvägd medelhalt är inte direkt jämförbara utan gjordes endast för att få en uppfattning om storleksordningen.

I Librobäck stämde inte majoriteten av de uppmätta halterna väl överens med erhållna värden från Stormtac (tabell 7). För fosfor, krom, zink och fluoranten stämde de uppmätta halterna väl överens med de beräknade medelhalterna (avvikelse < 50 %). För arsenik, bly, kadmium, koppar, nickel och benso(a)pyren skiljde den uppmätta halten betydligt i jämförelse med den beräknade (avvikelse > 50 %). I Librobäck var halten antracen under detektionsgränsen (<0,01) vid samtliga provtagningar och kunde därför inte jämföras med de beräknade medelhalterna. I Luthagen stämde de uppmätta halterna av fosfor, bly, koppar, krom, zink, antracen och fluoranten väl överens med de beräknade medelhalterna (avvikelse < 50 %). Den uppmätta halten arsenik, kadmium, nickel och benso(a)pyren skiljde dock mycket från de beräknade medelhalterna (avvikelse > 50 %). I Svartbäcken stämde den uppmätta halten fosfor, krom, zink, antracen och fluoranten väl med den beräknade halten (avvikelse < 50 %). För arsenik, bly, kadmium, koppar, nickel och benso(a)pyren var den beräknade halten inte väl överensstämmande med den uppmätta halten (avvikelse > 50 %). I Boländerna var bly, koppar, krom, zink och antracen väl överensstämmande med de uppmätta halterna (avvikelse < 50 %). För fosfor, arsenik, kadmium, nickel, benso(a)pyren och fluoranten skiljde sig den beräknade medelhalten betydligt i jämförelse med de uppmätta halterna (avvikelse > 50 %).

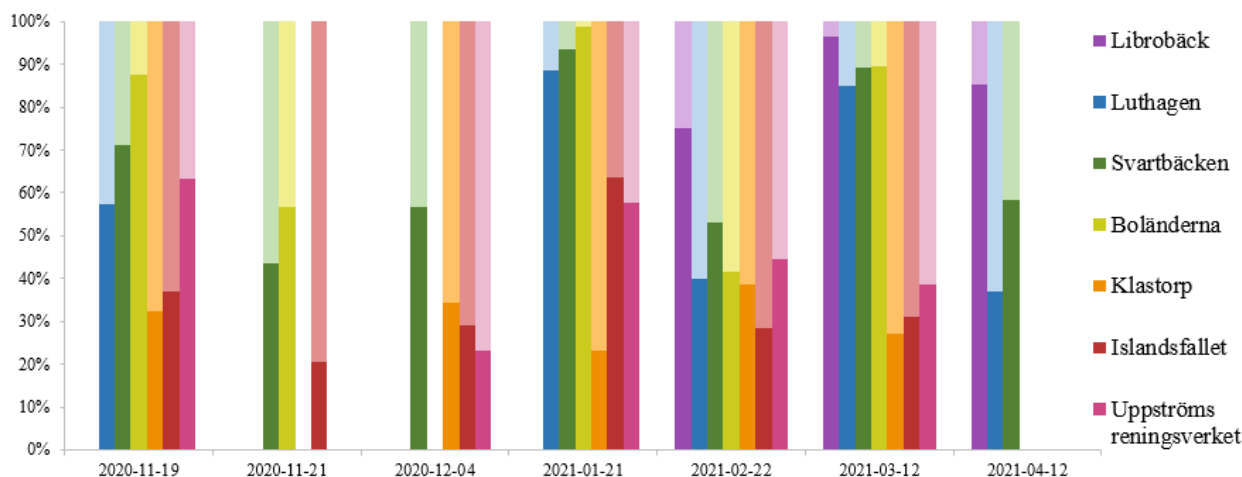
Tabell 7: Medianen av totalhalter för föroreningarna som uppmättes i samtliga dagvattenprov vid de fyra olika avrinningsområdena samt medelhalten för föroreningarna beräknat med modellen Stormtac. Librobäck är baserad på tre provtagningar, Luthagen är baserad på fem provtagningar, Svartbäcken är baserad på sju provtagningar och Boländerna är baserad på fem provtagningar.

	Librobäck		Luthagen		Svartbäcken		Boländerna	
	Uppmätt median [µg/l]	Beräknad medel [µg/l]	Uppmätt median [µg/l]	Beräknad medel [µg/l]	Uppmätt median [µg/l]	Beräknad medel [µg/l]	Uppmätt median [µg/l]	Beräknad medel [µg/l]
P	170	200	300	190	100	190	96	260
As	0,8	3,0	1,1	2,5	0,85	2,6	1,4	3,3
Pb	2,3	13	8,2	13	2,7	14	20	25
Cd	0,12	0,51	0,05	0,53	0,05	0,54	0,23	1,2
Cu	8,3	21	37	24	10	24	30	39
Cr	3,3	5,7	12	8,6	6,7	8,8	14	12
Ni	22	6,2	3,1	7,0	2,7	6,9	4,4	14
Zn	54	96	150	84	150	89	240	230
ANT	<0,01	0,0075	0,0085	0,011	0,005	0,01	0,005	0,0097
BaP	0,005	0,049	0,024	0,049	0,012	0,057	0,019	0,12
FLUO	0,047	0,09	0,071	0,045	0,056	0,055	0,071	0,17

4.3.2 Fördelning mellan löst och partikulär andel

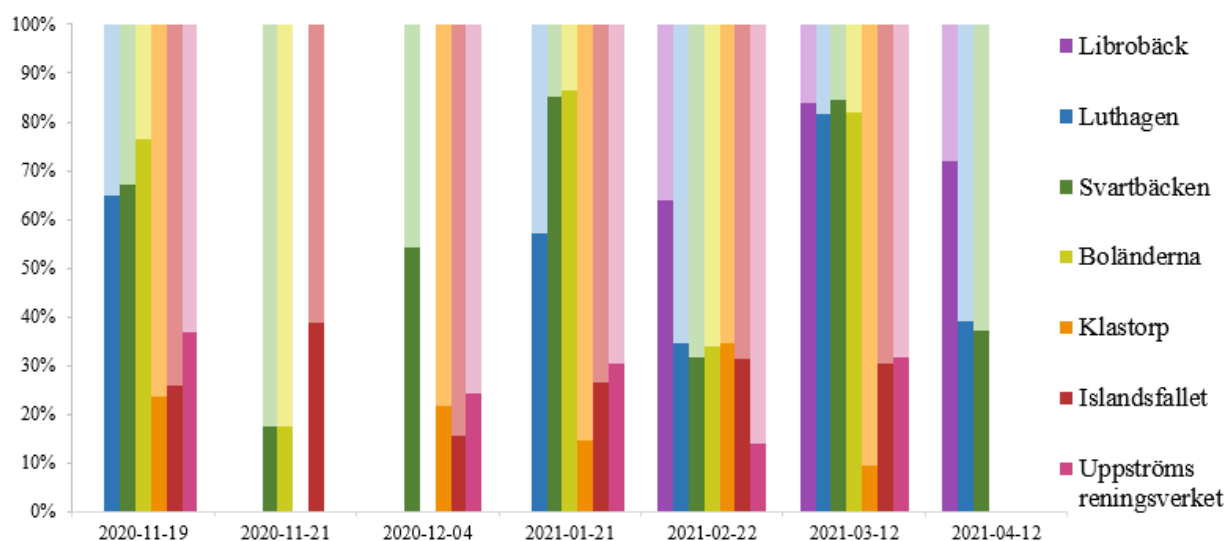
Totalhalten av de olika föroreningarna delades in i löst och partikelbunden andel för att kunna undersöka hur halterna varierade vid olika provpunkter och regntillfällen. Nedan redovisas uppmätta halter som andelar och staplarna för Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna representerar provpunkter i dagvattenkulvertar och visar hur fördelningen såg ut i dagvatten. Staplarna för Klastorp, Islandsfallet och uppströms reningsverket representerar provpunkter i Fyrisån och visar hur fördelningen såg ut längs åsträckan.

Andelen partikulärt bunden fosfor varierade från olika regntillfällen i både dagvattnet och i Fyrisån (figur 20). Under regntillfällena 2020-11-19, 2021-01-21, 2021-03-12 och 2021-04-12 var majoriteten av fosfor partikulärt bundet när det transporterades med dagvatten. Under regntillfällena 2020-11-21, 2020-12-04 och 2021-02-22 var fördelningen av löst och partikulärt bunden fosfor relativt jämn. I Fyrisån var den lösta andelen dominerande vid majoriteten av provpunkterna och regntillfällena.



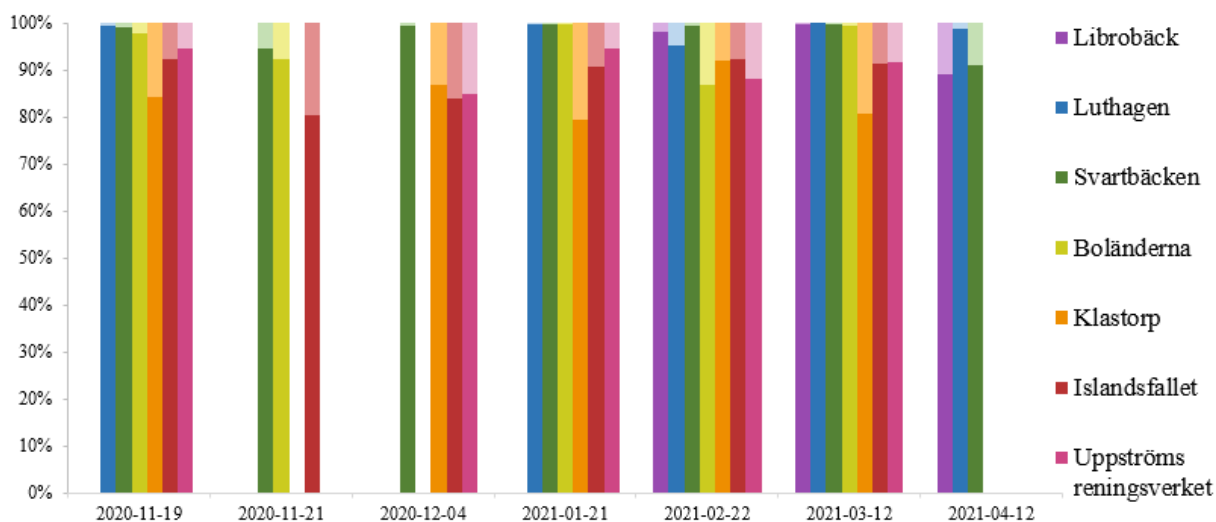
Figur 20: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bunden fosfor varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färger motsvarar partikelbunden fosfor och ljusare färger motsvarar löst fosfor.

Vad beträffar arsenik varierade fördelningen relativt kraftigt för dagvattnet vid olika regntillfällen medan det var en förhållandevis liten variation i Fyrisån (figur 21). Arsenik var till största del partikelbunden i dagvattnet förutom vid regntillfällena 2020-11-21, 2021-02-22 och 2021-04-12. Vid Librobäck var dock andelen partikelbundet vid både regntillfället 2021-02-22 och 2021-04-12 betydligt högre än för de andra avrinningsområdena. Vid samtliga regntillfällen befann sig arsenik till största del i löst form i Fyrisån.



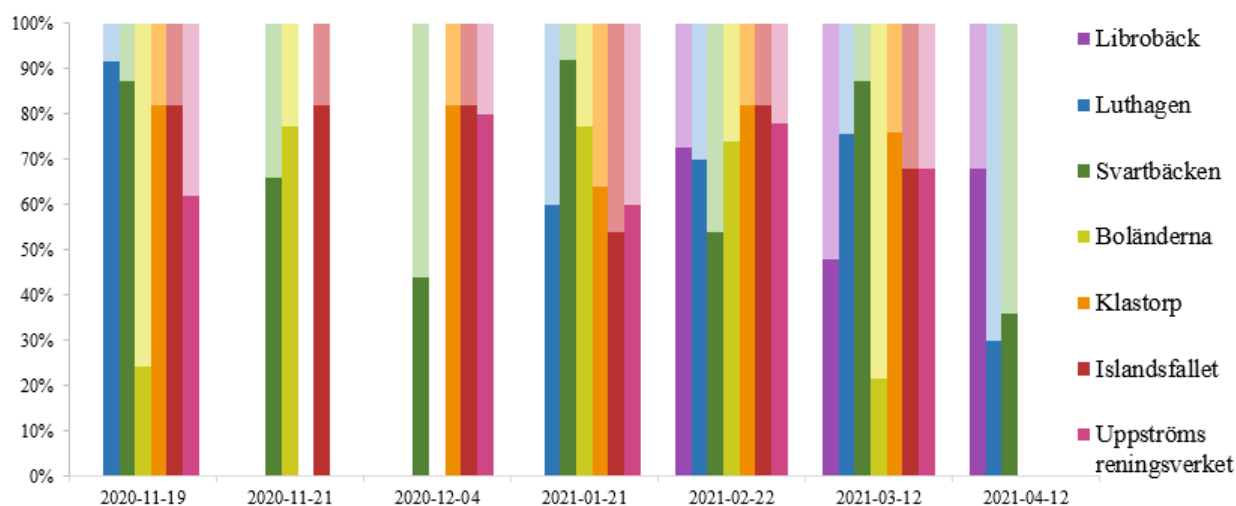
Figur 21: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bunden arsenik varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färger motsvarar partikelbunden arsenik och ljusare färger motsvarar löst arsenik.

Fördelningen mellan löst och partikulärt bundet bly var relativt konstant för samtliga regntillfällen (figur 22). Till skillnad från resterande föroreningar befann sig bly nästan enbart som partikulärt bundet, både i dagvattnet och i Fyrisån.



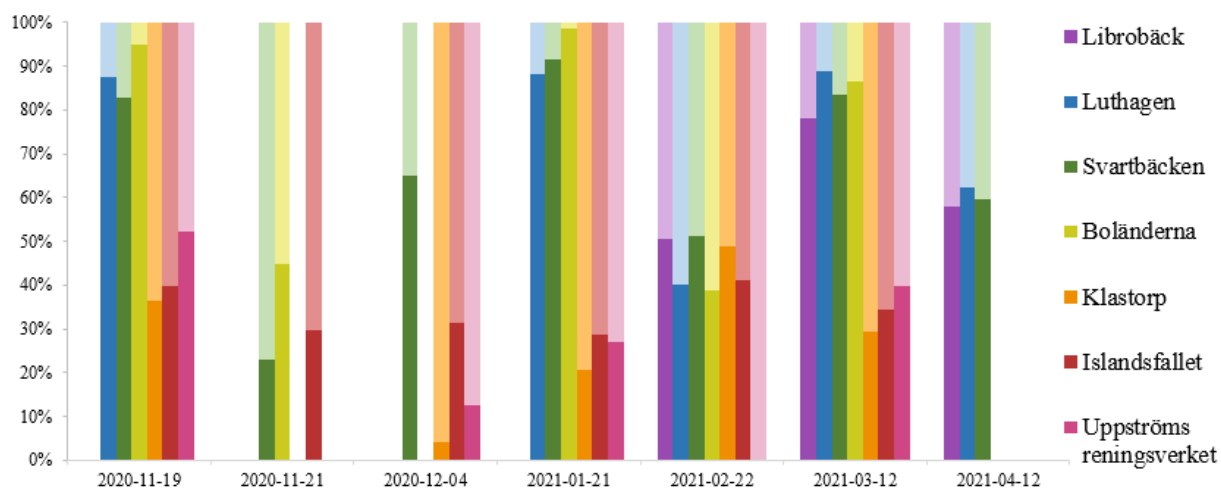
Figur 22: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bundet bly varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färger motsvarar partikelbunden bly och ljusare färger motsvarar löst bly.

Fördelningen mellan löst och partikulär fas för kadmium var relativt lika i både dagvattnet och åvattnet (figur 23). Kadmium var till största del partikelbunden i både dagvattnet och i Fyrisån med undantag för Boländerna. Förhållandet mellan löst och partikulärt bunden andel varierade dock kraftigt för Boländerna vid de olika regntillfällena, både vid 2020-11-19 och 2021-03-12 var den lösta andelen kadmium betydligt större än den partikulärt bundna.



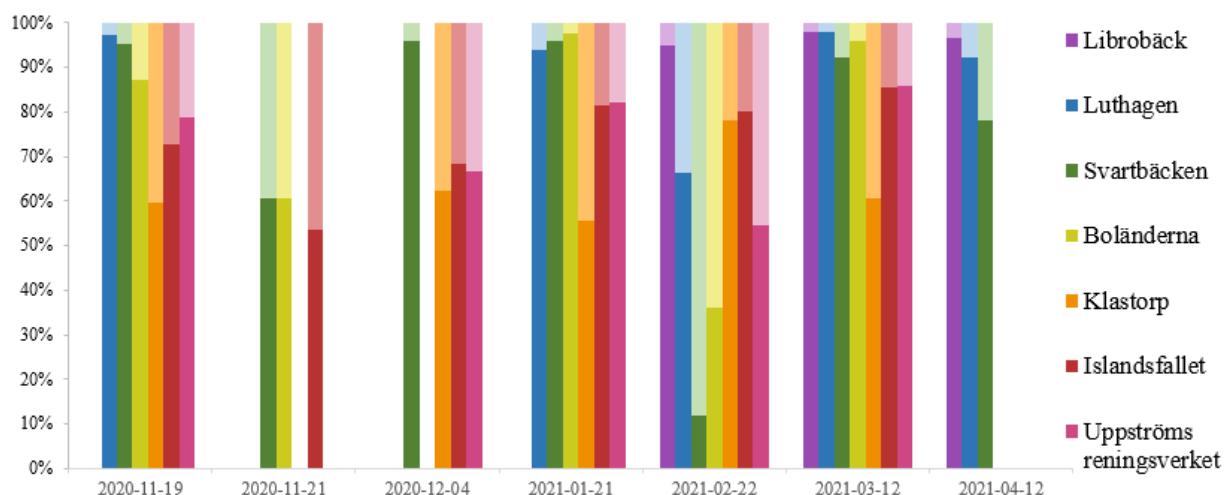
Figur 23: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bunden kadmium varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färger motsvarar partikelbunden kadmium och ljusare färger motsvarar löst kadmium.

Fördelningen mellan löst och partikulärt bundet koppar varierade kraftigt mellan de olika regntillfällena (figur 24). Vid majoriteten av regntillfällena dominerade partikulärt bundet koppar i dagvatten, förutom vid regntillfällena 2020-11-21 och 2020-02-22. I Fyrisån befann sig koppar framför allt i löst fas.



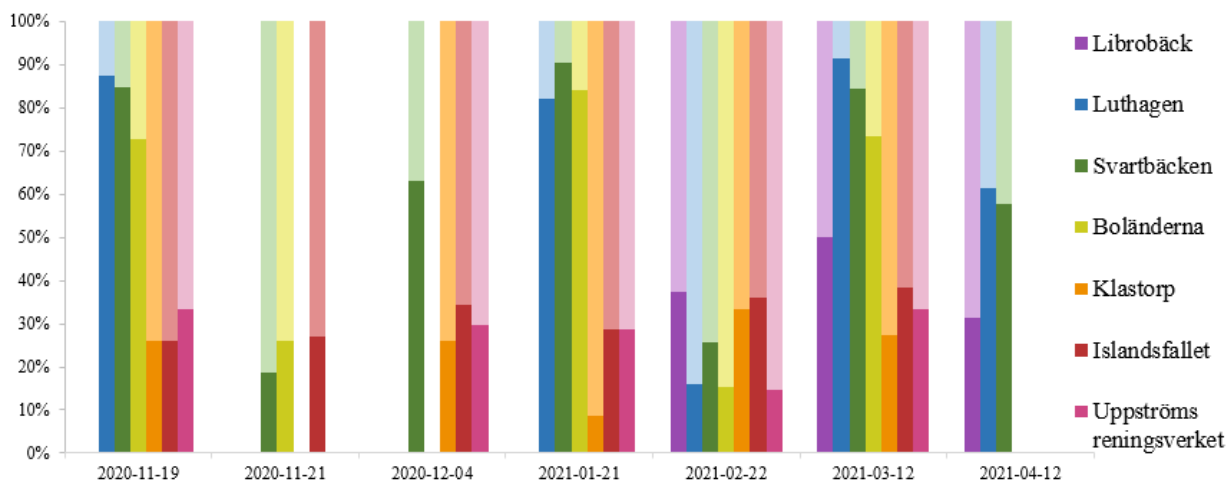
Figur 24: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bunden koppar varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färger motsvarar partikelbunden koppar och ljusare färger motsvarar löst koppar.

Förhållandet mellan löst och partikulärt bunden krom varierade relativt lite mellan de olika regntillfällena (figur 25). Mest utstickande var Svartbäcken och Boländerna som under regntillfället 2021-02-22 befann sig till största del som lösta. Med undantag för det regntillfället befann sig krom mestadels som partikulärt bunden i både dagvattnet och i åvattnet.



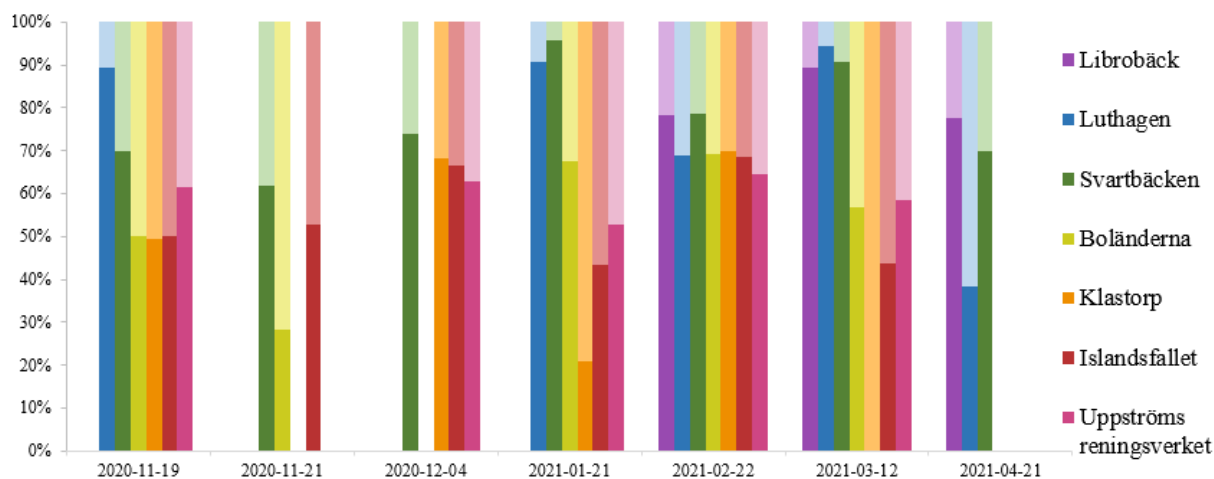
Figur 25: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bunden krom varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färgen motsvarar partikelbunden krom och ljusare färger motsvarar löst krom.

Förhållandet mellan löst och partikulär fas av Nickel varierade kraftigt i dagvattnet och knappt något i Fyrisån (figur 26). I dagvatten befann sig Nickel till största del som partikelbunden förutom vid regntillfällena 2020-11-21 och 2021-02-22 då andelen partikelbunden var låg. I Fyrisån befann sig nickel vid samtliga regntillfällena och provpunkter till största del i löst form.



Figur 26: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bunden nickel varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färgen motsvarar partikelbunden nickel och ljusare färger motsvarar löst nickel

Vad beträffar zink var förhållandet mellan löst och partikelbunden andel i dagvatten relativt konstant (figur 27). I dagvattnet befann sig zink till största del i partikulär form. I Fyrisån var det ingen fas som dominerade vid de olika regntillfällena utan det var relativt jämnt fördelat vid provpunkterna.



Figur 27: Figuren visar hur andelen löst och partikulärt bunden zink varierar för de olika avrinningsområdena och de olika regnen. Mörkare färgen motsvarar partikelbunden zink och ljusare färger motsvarar löst zink.

5 Diskussion

5.1 Samband mellan turbiditet och uppmätta föroreningar

5.1.1 Samband med turbiditet

Under provtagningsperioden november 2020 till april 2021 var det generellt mindre nederbörd än normalt (figur 8). På grund av detta har antalet prover varit mycket få. Det har fått till följd att inget av sambanden som har undersökts vid avrinningsområdena har ansetts vara starka och stabila. I Svartbäcken indikerar de höga r^2 -värdena att det finns ett bra samband förutsatt att proverna är representativa. Spridningen på värdena indikerar även att det finns stor anledning att fortsätta provta där. I Luthagen visar de låga r^2 -värdena på svaga samband vilket indikerar att platsen troligen inte är lämpad för att fortsätta mäta turbiditet. I Librobäck är det inte möjligt att dra några slutsatser om sambanden på grund av att de endast är baserade på tre provtagningar. Sambanden som tagits fram i den här studien kan dock ses som en indikation om att det kan finnas samband mellan turbiditet och vissa föroreningar. För att avgöra om de prover som presenteras i den här rapporten är representativa eller om de bra sambanden endast gällde för den begränsade provtagningsperioden behöver mätningar över en längre tidsperiod som inkluderar fler provtagningar och olika säsonger göras.

Ett samband ansågs vara starkt om det både uppfyllde villkoren att r^2 -värde $> 0,7$ och p -värde $< 0,05$. I Svartbäcken gjordes sju provtagningar och där uppvisade fosfor, arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink starka samband med turbiditet. I Luthagen gjordes fem provtagningar och där var det inget ämne som uppvisade ett samband med turbiditet. I Librobäck gjordes endast tre provtagningar och med hjälp av linjär regression kunde det fås en indikation att turbiditet möjligtvis hade starka samband med fosfor, arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, zink och benso(a)pyren. Gemensamt för både Svartbäckens och Librobäckes avrinningsområden var att fosfor, arsenik, bly, kadmium, koppar, krom och zink uppvisade starka samband med turbiditet.

Det fanns inget samband mellan turbiditet och fluoranten vid något av de tre avrinningsområden. I Librobäck låg halten antracen under detektionsgränsen i alla vattenprover vilket innebar att det inte var möjligt att undersöka samband med turbiditet. I Luthagen och Svartbäcken där antracen var över detektionsgränsen visades inget samband med turbiditet.

I Svartbäcken undersöktes även sambandet mellan turbiditet och partikelbundna föroreningar, detta för att få en indikation om vilka typer av partiklar som fanns i området. Eftersom sambandet mellan turbiditet och partikelbundna föroreningar var lägre än sambandet mellan turbiditet och slamhalt indikerar det att det var olika typer av partiklar i området. Ett lägre samband med partikelbundna föroreningar innebär att det är olika stora partiklar som transporteras med dagvattnet och föroreningarna har fäst olika vid partiklarnas ytor. Sambandet mellan turbiditet och majoriteten av de partikelbundna föroreningarna var även starkare än sambandet med totalhalten av dessa. Detta överensstämmer med förväntat resultat då turbiditet

är ett mått på partiklar som sprider ljus i en vätska. Det innebär därigenom att sambandet mellan turbiditet och partikelbunden halt bör vara starkare än mellan turbiditet och totalhalt då denna även omfattar lösta ämnen.

5.1.2 Skillnader vid samband med turbiditet vid olika avrinningsområden

I Svartbäcken uppvisade fosfor och samtliga metaller starka samband med turbiditet. Samtliga av dessa föroreningar befann sig dominerande som partikulärt bundna i vattenproverna (figur 20–27). Librobäck visade tendens till liknande. Det har tidigare visats att turbiditeten i en vätska påverkas av partiklarnas form, storlek och sammansättning (Sadar 1998). Den uppmätta turbiditeten beror därför dels av hur stor andel av ämnet som bundit in till partiklarna och dels av partiklarnas egenskaper. Sambandet mellan koncentrationen av föroreningarna och turbiditet påverkas i hög grad av hur fördelningen mellan löst och partikulär form ser ut. Ju högre andel som är partikulärt bundet desto starkare samband med turbiditet. De föroreningar som har en dominerande lös fas har ett svagare samband med turbiditet. De framtagna sambanden i Svartbäcken och möjligtvis i Librobäck stämmer därför överens med förväntat resultat.

De metaller som uppvisade starkast samband med turbiditet i Svartbäcken var bly, kadmium och koppar (tabell 6). Detta är inte helt som förväntat då tidigare studier har visat att både kadmium och koppar är mindre benägna att binda in till partiklar (Galfi et al 2017; Zgheib et al 2011). I den här studien var dock både kadmium och koppar till största del partikelbundna i Svartbäcken (figur 24).

Resultatet från de få mätningarna i Luthagen antyder att det inte var lika bra samband mellan turbiditet och föroreningar som i Svartbäcken. De uppmätta föroreningarna i Luthagen befann sig liksom föroreningarna i Librobäck och Svartbäcken dominerande i partikulär fas (figur 20–27). De dåliga sambanden mellan turbiditet och föroreningarna i Luthagen tyder därför på att det fanns olika källor till partiklar i området. Till följd av att det släpptes ut olika typer och koncentration av partiklar vid olika regn bidrog det till ett dåligt samband mellan turbiditet och föroreningarna. Detta stämmer överens med teorin att turbiditet i hög grad påverkas av hur stor andel av föroreningen som bundit in till partiklar och partiklarnas egenskaper (Sadar 1998).

5.2 Kontinuerlig mätning av turbiditet i dagvatten

5.2.1 Kontinuerlig mätning

Under provtagningsperioden februari till april 2021 hann turbiditet mätas kontinuerligt under tre provtagningar. Utifrån dessa tre var det endast vid två tillfällena de kontinuerliga mätningarna fungerade fullt ut och kunde användas. Under det första regntillfället 2021-02-22 framgick det från den kontinuerliga mätningen att provtagningen i Librobäck togs mellan två smutspulser (figur 17). Den fördröjda smutspulsen kan bero på att Librobäck även tar emot avrinning från en närliggande jordbruksmark. Den kan därmed bidra till en viss fördröjd avrinning. Vid andra regntillfället 2021-03-12 gick det dock inte att utläsa samma mönster i

turbiditetskurvan (figur 18). På grund av att mätutrustningen inte fungerade vid alla platser vid det sista regntillfället 2021-04-12 går det inte att fastställa om det fanns en fördröjd smutspuls i Librobäck (figur 19).

I den här studien har kontinuerlig mätning av turbiditet inte kunnat användas för att uppskatta föroreningshalter i dagvatten. Detta på grund av att de framtagna sambanden baserats på väldigt få provtagningar och sambanden därmed inte ansetts vara tillräckligt tillförlitliga. För att kontinuerlig mätning av turbiditet ska kunna användas för att uppskatta föroreningshalter krävs ett starkt och stabilt samband mellan turbiditet och undersökta föroreningar. Det krävs även att prover representerar olika typer av flödessituationer och säsonger. Den kontinuerliga mätningen kan dock vara användbar för att få en indikation om stickprover i dagvatten är representativa för att ha tagits under smutspulsen under regntillfället.

5.2.2 Begränsningar med kontinuerlig mätning

Det finns en del begränsningar vid kontinuerlig mätning av turbiditet. Mätsonden behöver rengöras kontinuerligt för att undvika att skräp fastnar eller en biofilm bildas som stör mätningen. En begränsning med NTU Numerical Sensor som användes i denna studie var att den inte hade en inbyggd mekanisk rengöring. Tack vare att den här studien endast mätte turbiditet kontinuerligt i knappt tre månader var det möjligt att manuellt rengöra sensorn innan ett provtagningstillfälle. För studier som ska pågå under en längre period krävs en mekanisk rengöring av sensorn då manuell rengöring både blir kostsamt och tidskrävande.

Det finns även en utmaning att mäta turbiditet i dagvattenbrunnar då det ofta är ett begränsat utrymme och i vissa fall små vattendjup. Det är även viktigt att säkerställa att det inte finns några springor eller liknande som kan släppa in ljus i brunnen. Detta för att externa ljusinsläpp kan resultera i att turbiditetsmätningen blir missvisande.

För att vidare kunna använda kontinuerlig mätning av turbiditet för att uppskatta partikelhalter behövs många provtagningar under en lång tidsperiod. Det är av stor vikt att få flera olika provtagningar, gärna både vid höga och låga flöden samt olika årstider och säsonger. Det är en stor utmaning att mäta turbiditet i dagvatten i syfte att kunna uppskatta halter av föroreningar. Dagvatten bildas snabbt vid nederbörd och föroreningar spolas med flödet. Eftersom det är stora variationer i flödesmängd och partikelhalt under ett dagvattenflöde (speciellt under first flush) är det mycket svårt att ta representativa stickprov. Det skulle därför vara fördelaktigt att använda en annan metod för att provta vatten, exempelvis flödesproportionell provtagning.

5.3 Jämförelse med beräknade halter

Beräkning av föroreningstransport i Stormtac gav för vissa föroreningar ett relativt väl överensstämmande resultat med de uppmätta halterna i vattenproverna. Beräkningen av medelhalten av fosfor, krom, zink, antracen och fluoranten stämde väl överens vid majoriteten av avrinningsområdena. Den beräknade halten bly och koppar stämde för mindre än hälften av

avrinningsområdena. För arsenik, kadmium, nickel och benso(a)pyren stämde inte den beräknade medelhalten överens med vattenproverna vid något av de fyra avrinningsområdena.

Föroreningarna där de beräknade värdena inte var i samma storleksordning vid något avrinningsområde indikerar att modellen inte passade bra i den här studien för dessa föroreningar. För majoriteten av föroreningarna var den beräknade halten högre än den uppmätta halten vid de olika avrinningsområdena. Då de uppmätta halterna är tagna under en kort tidsperiod är de inte jämförbara med årsmedelvärden. Vid manuella stickprov finns det en övervägande risk att provtagaren missar first flush, det vill säga när föroreninghalten är som högst. Detta kan vara en bidragande faktor till att majoriteten av de uppmätta halterna var lägre än de beräknade. För att kunna dra en slutsats huruvida Stormtac kan användas för att få en bild av föroreningshalter i dagvatten behöver framförallt mer kontinuerliga provtagningar i form av flödesproportionella provtagningar under en längre period göras.

5.4 Fördelning mellan lösta och partikulärt bundna andelar av undersökta föroreningar

5.4.1 Uppmätta halter

Resultatet från stickproverna varierade för de olika provtagningstillfällena. Överlag befann sig samtliga föroreningar till stor del som partikulärt bundna i dagvattnet och som lösta i åvattnet. I stickproverna som utfördes i dagvatten var den dominerande andelen bly, kadmium, krom och zink partikulärt bundna vid alla provtagningar. För fosfor, arsenik, koppar och nickel varierade den dominerande andelen, dock befann sig föroreningarna mestadels som partikulärt bundna vid majoriteten av provtagningarna. I stickproverna som utfördes i Fyrisån dominerade andelen partikulärt bundet bly, kadmium och krom. För fosfor, arsenik, koppar och nickel dominerade den lösta andelen i åvattnet och för zink var förhållandet relativt jämnt fördelat.

Hur förhållandena mellan löst och partikulärt bunden andel varierade för de olika föroreningarna har stämt relativt väl överens med förväntat resultat. Tidigare studier (Galfi et al 2017; Zgheib et al 2011) har visat att framför allt bly, krom och nickel är benägna att binda in till partiklar i dagvatten. Zink, koppar och kadmium har visat sig mindre benägna att binda in till partiklar och förekommer därför mer omfattande i löst form. Överensstämmande med tidigare resultat dominerade den partikulärt bundna andelen bly, nickel och krom i stickproverna. Andelen löst koppar stämde också väl överens med förväntat resultat att koppar är mindre benägen att binda in till partiklar. I den här studien befann sig kadmium och zink dominerande som partikulärt bunden vilket dock inte överensstämmer med resultat från tidigare studier som visat att dessa är mindre benägen att binda in till partiklar.

5.4.2 Jämförelse mellan olika regn och avrinningsområden

Utifrån provresultaten i dagvatten gick det att se effekten från first flush. First flush innebär att koncentrationen av framför allt partiklar och partikelbundna föroreningar i dagvattnet är högre i början av avrinningen och minskar allteftersom (Viklander et.al. 2019). Vid regntillfällena

2020-11-19, 2021-01-21 och 2021-03-12 befann sig samtliga föroreningar till största del som partikulärt bundna i dagvattnet. Gemensamt för dessa regntillfällen var att proverna togs i början på nederbördstillfället (figur 9). Provtagningen som gjordes 2021-03-12 inträffade när turbiditeten och troligtvis föroreningshalten var som högst (figur 18). Vid alla tre provtagningstillfällen var det även viss nederbörd (tabell 2) vilket medförde att det var ett visst dagvattenflöde när proverna togs. Detta indikerar att dessa prover togs under first flush eftersom de togs i början av nederbördstillfället och då den partikulära andelen dominerade.

Under provtagningstillfället 2020-11-21 var det också lätt nederbörd under provtagningen, dock dominerade löst fas för alla föroreningar förutom bly, kadmium, krom och zink som var i huvudsak partikelbundna vid alla provtagningstillfällen. Under de resterande provtagningstillfällena 2020-12-04, 2021-02-22 och 2021-04-12 var det uppehåll under själva provtagningen. Vid dessa provtagningstillfällen dominerade den lösta fasen för majoriteten av föroreningarna vilket indikerar att proverna togs efter first flush. Vid regntillfället 2021-02-22 togs proverna i slutet av regnförloppet (figur 17) och det går även att notera att fördelningen såg relativt likadan ut i dagvattnet som i Fyrisån för majoriteten av föroreningarna. Detta kan indikera att vattenprovet var utblandat med åvatten då det var ett väldigt lågt dagvattenflöde. Sopning av vägar inträffade även i slutet av mars vilket skulle kunna ha medfört en ökad koncentration av finfördelade partiklar i dagvattnet. Utifrån resultaten kan dock inget samband mellan sopning av vägar och andel partikulärt bundna ämnen dras. Detta då det inte var en utstickande hög andel partikulärt bundet vid provtagningstillfället 2021-04-12 för majoriteten av provplatserna (figur 20–27).

Det fanns ingen tydlig trend vid jämförelse av fördelning av uppmätta andelar vid olika avrinningsområden. För bly, koppar, nickel och zink var det ungefär samma fördelning vid de olika avrinningsområdena. För fosfor kan det möjligtvis ha funnits en liten trend att andelen partikulärt bunden fosfor var högst i Librobäck, lite lägre i Boländerna och Svartbäcken och slutligen lägst i Luthagen. Anledningen till att andelen partikulärt bunden fosfor var högre i Librobäck kan ha varit på grund av att den förutom industriområdet även tar emot avrinning från jordbruksmark. Fördelningen mellan löst och partikulärt bundet kadmium skiljde sig mycket åt vid ett par regntillfällen i Boländerna. Fördelningen mellan halten krom skiljde sig också tydligt vid ett provtagningstillfälle i Svartbäcken och Boländerna. Huruvida dessa avvikelser beror på avrinningsområdenas karaktär eller enstaka avvikelser bör undersökas vidare.

5.5 Framtida studier

Som framhävts tidigare i rapporten har det varit en väldigt snäv tidsram och relativt få nederbördstillfällen för den här studien. Detta har fått till följd att det inte funnits tillräckligt med data för att se tydliga samband och dra säkra slutsatser. I vidare studier bör det finnas en betydligt större tidsram för att kunna inkludera års- och säsongsvariationer samt olika flödessituationer vid provtagning. Utifrån detta kan sambanden som tagits fram i den här studien jämföras mot de nya sambanden som är baserade på en större databas. Detta för att se om sambanden från den här begränsade studien var representativ för en längre tidsperiod.

I vidare studier hade det varit intressant att använda sig av kontinuerlig mätningen av turbiditet i en större utsträckning än vad som varit möjligt i den här studien. I många fall var sambanden mellan turbiditet och en del föroreningar relativt hög för de få mätningar som ingick i studien. Om dessa samband kan bekräftas med fler mätningar från andra säsonger och nederbördssituationer kan troligtvis turbiditetsmätningar användas för att uppskatta belastningen av dessa föroreningar.

I den här studien har det även framgått att sambanden mellan föroreningar och turbiditet varierat kraftigt mellan olika avrinningsområden. Varför sambanden skilt sig har inte kunnat klargöras i den här studien och det hade därför varit av stort intresse att göra en mer djupgående analys av avrinningsområdena. Detta för att undersöka vidare varför framför allt uppmätta föroreningar i Luthagen visade så svaga samband med turbiditet jämfört med de andra områdena.

6 Slutsats

Resultatet från mätningar i Svartbäckens avrinningsområde visade att det fanns ett samband mellan turbiditet och fosfor, arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink. Resultatet från de få mätningarna i Librobäck indikerade att fosfor, arsenik, bly, kadmium, koppar, krom, zink och benso(a)pyren kunde ha ett samband med turbiditet. I Luthagen fanns det däremot inga signifikanta samband mellan turbiditet och de undersökta föroreningarna. Utifrån dessa provtagningar är det svårt att dra några slutsatser kring varför sambanden skilde sig åt för vissa föroreningar och avrinningsområden. Det krävs därför flera mätningar för enskilda avrinningsområden för att fastställa om det föreligger samband mellan turbiditet och föroreningar. Det krävs också en mer djupgående analys av avrinningsområdets karaktärer och vilka källor till föroreningar som kan finnas i respektive avrinningsområde.

Baserat på den här studien visade resultatet från den kontinuerliga mätningen att det är svårt att mäta turbiditet kontinuerligt i dagvatten för att uppskatta variationen av föroreningshalter. Studien har visat att metoden kan fungera för vissa föroreningar och avrinningsområden men inte för andra. Det krävs en längre provtagningsperiod som inkluderar alla säsonger med fler provtagningar samt stabilare utrustning med självrengöring för att få användbara resultat. Det krävs också att olika typer av regn faller under mätperioden och flertalet provtagningar i början, under och i slutet av nederbördstillfällena. Detta för att sambanden mellan kontinuerlig turbiditetsmätning och föroreningshalter ska bygga på representativa data.

Resultatet från den här studien visade även att vid de provtagningar som skett i samband med viss nederbörd och där proverna tagits i början av nederbördstillfället har den partikulärt bundna andelen dominerat för samtliga föroreningar. Vid de andra provtagningarna som utfördes lite senare under nederbördstillfället eller som inte var i samband med direkt nederbörd varierade den dominerande andelen för föroreningarna. Det har inte varit möjligt att se någon tydlig trend för hur fördelningen mellan lösta och partikulärt bundna föroreningar varierat mellan olika avrinningsområden.

Referenser

- Arlund, J. (2015). Belastningsberäkning för dagvattenutsläpp i Uppsala. Uppsala Vatten
- Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Naidu, R. (2010). Urban stormwater quality and treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering*. 27, 1343–1359
- Berggren K., D., Elert, M., Gustavsson J.P., Jarvis, N., Norrström, A-C. (2006). Metaller mobiliter i mark. Rapport 5536, Naturvårdsverket
- Bergström, L., Linder, J., Andersson, R. (2008). Fosforförluster från jordbruksmark - vad kan vi göra för att minska problemen? Jordbruksverket.
- Bjelkås, J., Lindmark, P (1994). *Föroreningar av mark och vägdagvatten på grund av trafik*. Linköping: Statens geotekniska institut (Objektnummer 422).
- Chambers, P. A., Allard, M., Walker, S. L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., Busnarda, J., Munger, K. S., Adare, K., Jefferson, C., Kent, R. A., & Wong, M. P. (1997). Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: A review. *Water Quality Research Journal of Canada*. 32, 659–713.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*. 44, 997-1009.
- Erickson, A.J., Weiss, P.T., Gulliver, J.S. (2013). *Optimizing Stormwater Treatment Practices - A Handbook of Assessment and Maintenance*. Springer New York.
- 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.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the total environment*. 541, 895-919.
- JMP (u.å.a). *Interpreting Regression Output*. Tillgänglig: https://www.jmp.com/en_gb/statistics-knowledge-portal/what-is-regression/interpreting-regression-results.html [2021-03-22]
- JMP (u.å.b) *Correlation Coefficient*. Tillgänglig: https://www.jmp.com/en_hk/statistics-knowledge-portal/what-is-correlation/correlation-coefficient.html#404f1893-ae56-43ed-b84c-f6c99f313eca [2021-03-22]

- Kadlec, R. H. (2005). Phosphorus Removal in Emergent Free Surface Wetlands. *Journal of Environmental Science and Health*. 40, 1293-1306.
- Köhler, S.J. (2014). *Faktorer som styr skillnader mellan totalhalter och lösta halter metaller i ett antal svenska ytvatten*. Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/11407/7/kohler_s_140826.pdf [2021-01-25]
- Larm, T., Pirad, J. (2010). Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten. Tillgänglig: https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/utred_fororeningsinneha ll.pdf [2021-01-25]
- Lee, J.H., Bang, K.W., Ketchum, L.H Jr., Choe, J.S., Yu, M.J. (2002). First flush analysis of urban storm runoff. *Science of the total environment*. 293, 163-175.
- Li, Y., Lau, S.L., Kayhanian, M., Stenstrom, M.K. (2005). Particle Size Distribution in Highway Runoff. *Journal of Environmental Engineering*. 131, 1267-1276.
- Makepeace D.K., Smith D.W., Stanley S.J. (1995) Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 25, 93-139.
- Naturvårdsverket (2020). *Dagvatten*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Vatten/Avloppsvatten/Dagvatten/> [2020-12-07]
- Naturvårdsverket (2017). *Föroreningar i dagvatten*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/dagvattenproblematiken.pdf> [2021-02-02]
- Nationalencyklopedin (u.å.). *Regressionsanalys*. Tillgänglig: <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/regressionsanalys> [2021-03-22]
- O'Dell, J. W. (1993). *Method 180.1 - Determination of turbidity by nephelometry*. Cincinnati: United States Environmental Protection Agency.
- Pettersson, T.J.R. (1999). Stormwater pond for pollution reduction. PhD-thesis, Department of Sanitary Engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden.
- Ratner, B. (2009). The correlation coefficient: Its values range between +1/-1, or do they? *Journal of Target Measurement and Analysis for Marketing*. 17, 139-142.
- Sadar, M.J. (1998). *Turbidity Science - Technical Information Series—Booklet No. 11*. Tillgänglig: https://se.cmd.vwr.com/bin/public/idocdownload/10161861/VWR_HACH_Turbidity%20Science_EN_2018?s=1085905:1&sort=2&hide_header=1&act=list&show=0002 [2021-02-04]

SCB (2020a). *Marken i Sverige*. Tillgänglig: <https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/miljo/marken-i-sverige/> [2021-04-09]

SCB (2020b). *Prognos: Stora lokala skillnader när Sveriges befolkning växer*. Tillgänglig: <https://www.scb.se/om-scb/nyheter-och-pessmeddelanden/prognos-stora-lokala-skillnader-nar-sveriges-befolkning-vaxer/> [2021-04-09]

SLU (2017). *Turbiditet/grumlighet*. Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/vattenmiljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/turbiditet/> [2021-02-04]

SMHI (2017). *Normal uppmätt årsnederbörd, medelvärde 1961–1990*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/data/meteorologi/nederbord/normal-uppmatt-arsnederbord-medelvarde-1961-1990-1.4160> [2021-04-13]

SMHI (2021a). *Ladda ner meteorologiska observationer*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=precipitationHourlySum,stations=all> [2021-04-13]

SMHI (2021b). *Dataserier med normalvärden för perioden 1991–2020*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/data/meteorologi/dataserier-med-normalvarden-for-perioden-1991-2020-1.167775> [2021-04-13]

Stormtac (2020). *Method description*. Tillgänglig: http://www.stormtac.com/?page_id=2049 [2021-04-14]

Svenskt Vatten (2016). Publikation: Avledning av dag-, drän och spillvatten. Svenskt vatten publikation P110.

Ulén, B. (2005). Fosforförluster från mark till vatten. SNV Rapport 5507. Naturvårdsverket.

USGS (2017). Turbidity – Units of measurement. Tillgänglig: <https://or.water.usgs.gov/grapher/fnu.html> [2021-04-26]

Vattenmyndigheten (u.å.). *Miljö kvalitetsnormer för vatten*. <https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/miljokvalitetsnormer-for-vatten.html> [2020-12-17]

Vijayan, A. (2020). Quality of snow deposited in urban areas: Storage, load assessment and release of selected pollutants with snowmelt (Doctoral dissertation, Luleå University of Technology).

Viklander, M., Österlund, H., Müller, A., Marsalek, J., Borris, M. (2019).
Kunskapssammanställning - Dagvattenkvalitet. 2019-2, s. 82.

Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., & Chebbo, G. (2011a). Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water Research*. 45, 913–925.

Bildkällor

Ahlström, M. (2021a). *Olika former metaller kan förekomma i*

Ahlström, M. (2021b). *Ljusets spridning beroende på partiklars storlek*

Ahlström, M. (2021c). *Hur en turbiditetsmätare mäter turbiditet i en vätska*

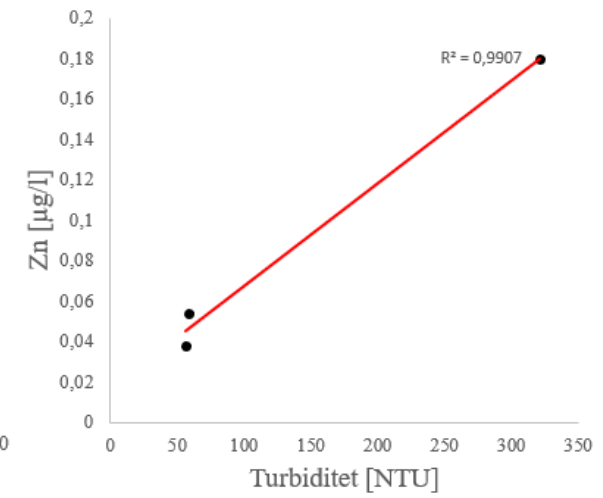
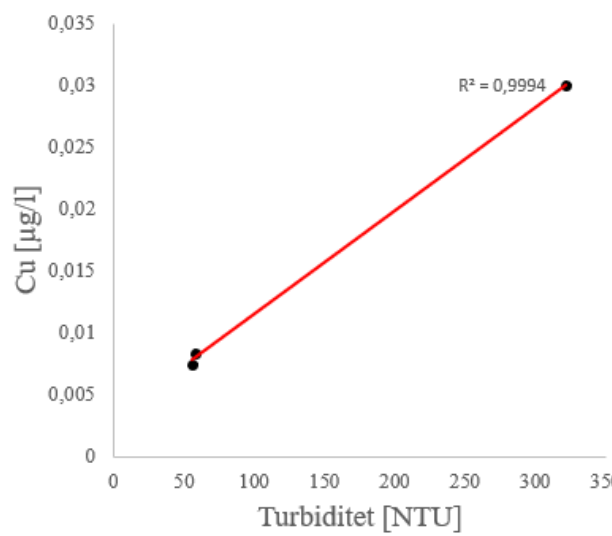
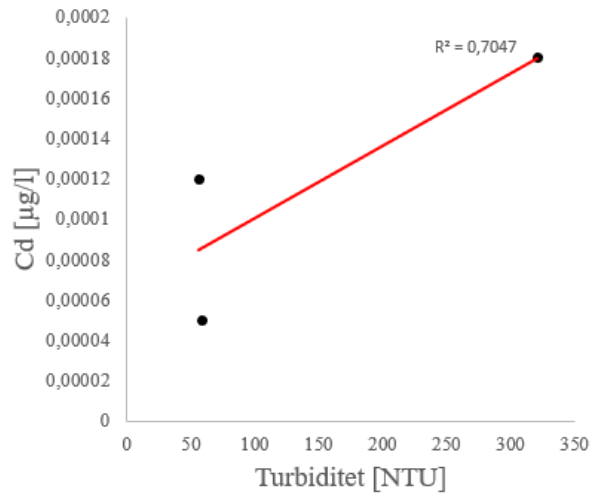
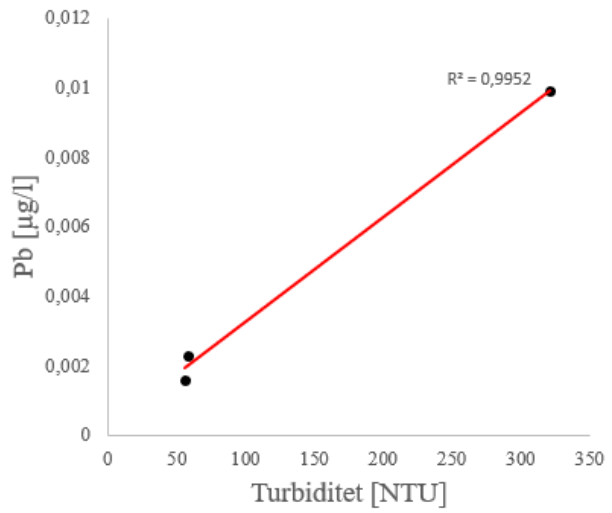
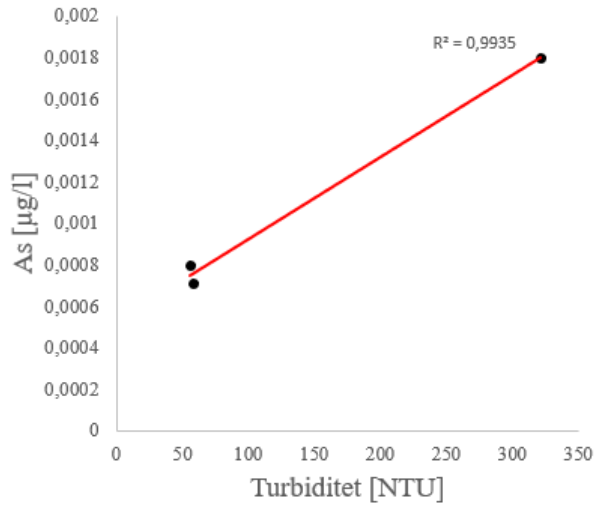
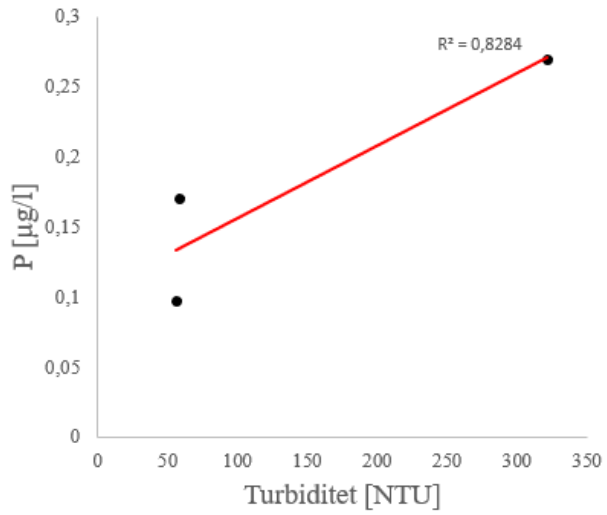
Ahlström, M. (2021d). *Karta över provtagningspunkter*

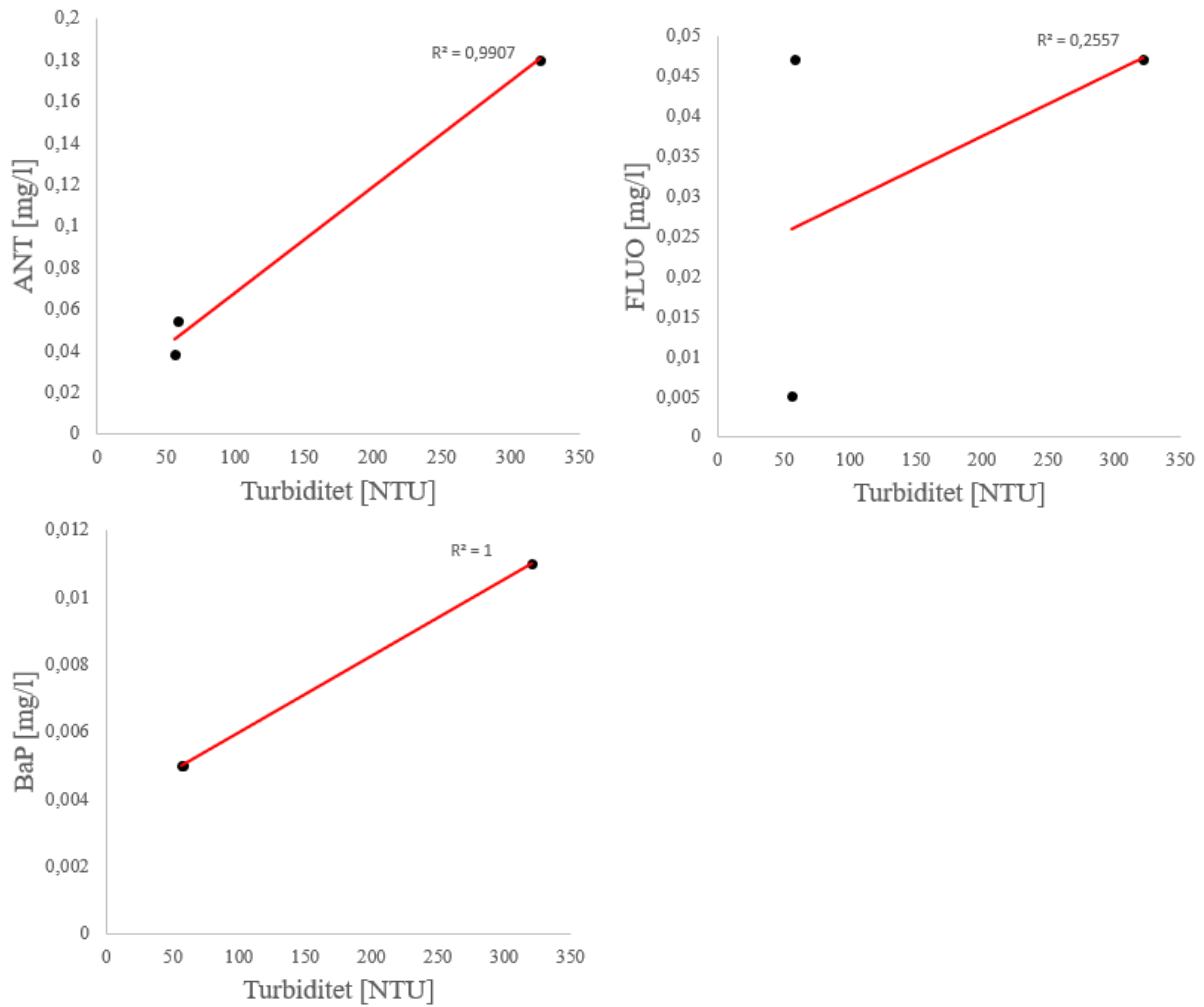
Ahlström, M. (2021e). *Karta över markanvändning i Librobäck, Luthagen, Svartbäcken och Boländerna*

Ahlström, M. (2021f). *Installation av mätsensor och logger i dagvattenbrunn*

Arnlund, J. (2021g). *Provtagningsutrustning*

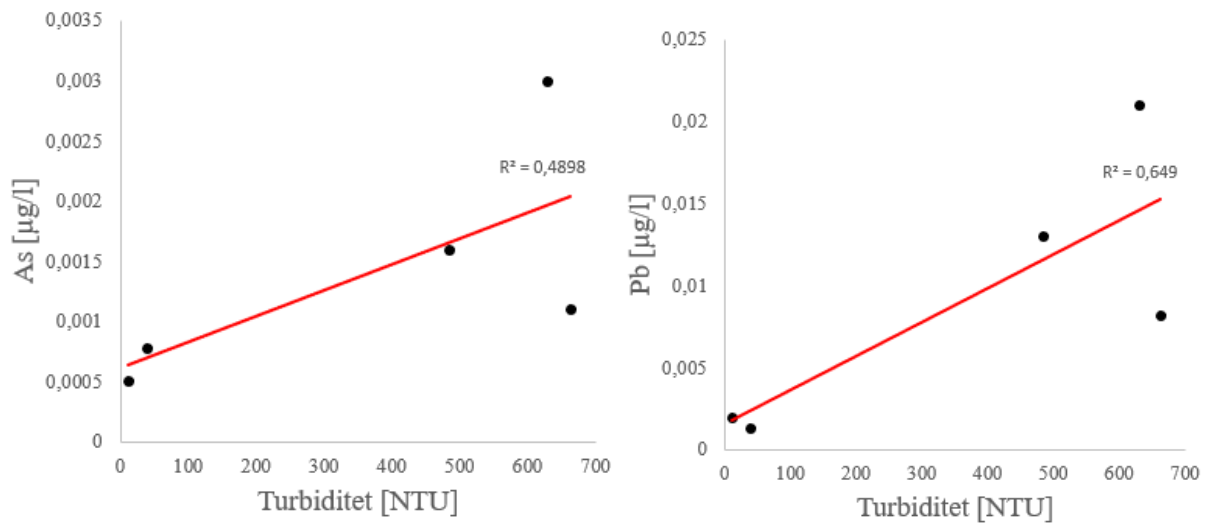
Appendix A

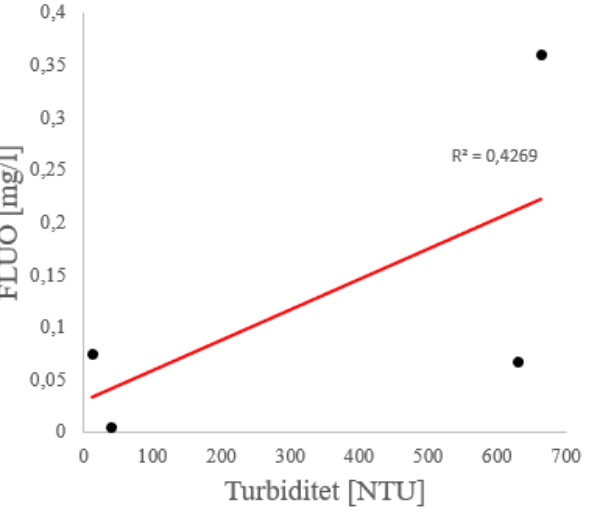
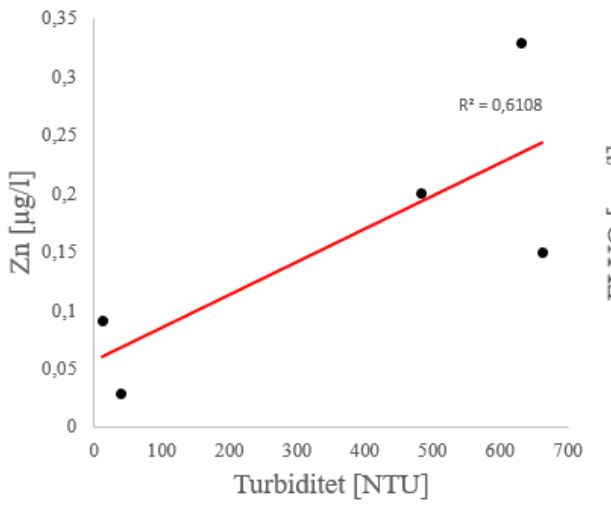
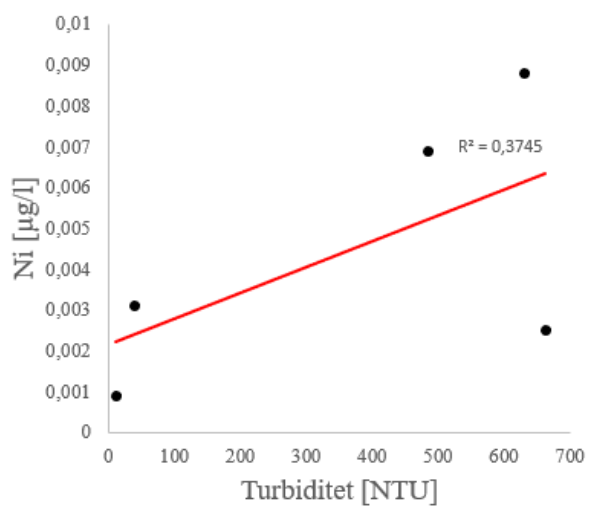
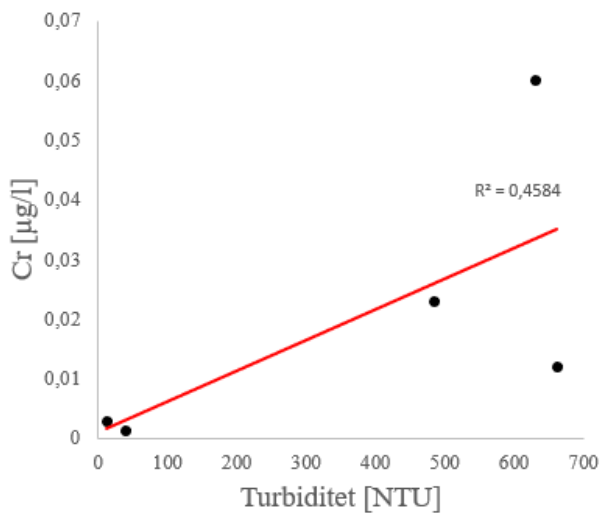
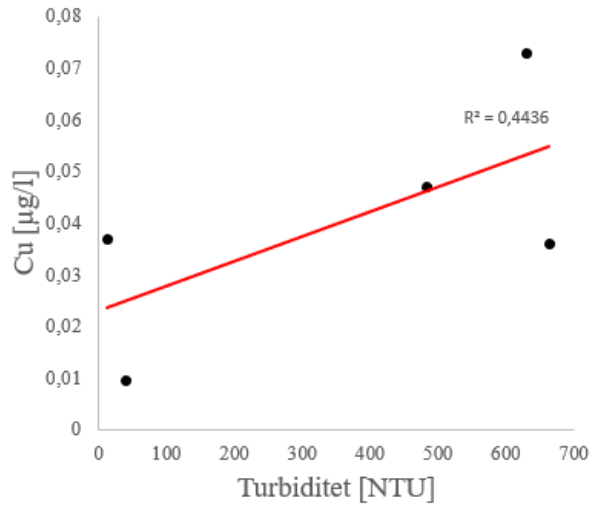
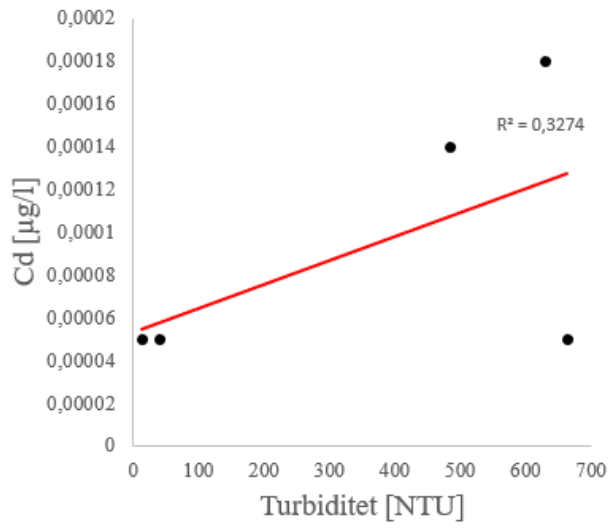


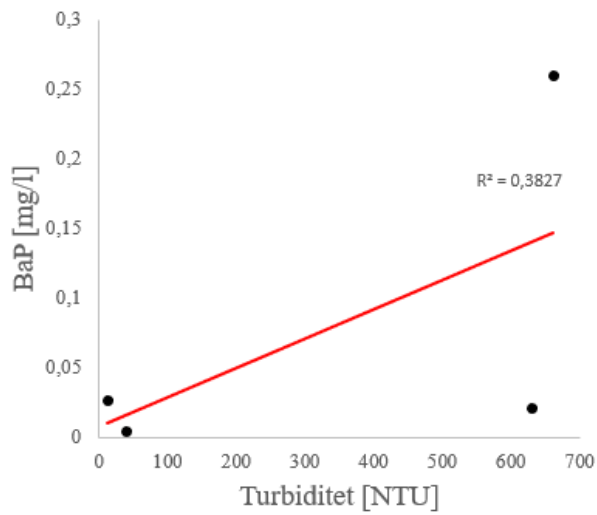


Figur 28: Figurerna visar de linjära sambanden mellan turbiditet och föroreningar i Librobäck. Den röda linjen representerar trendlinjen.

Appendix B

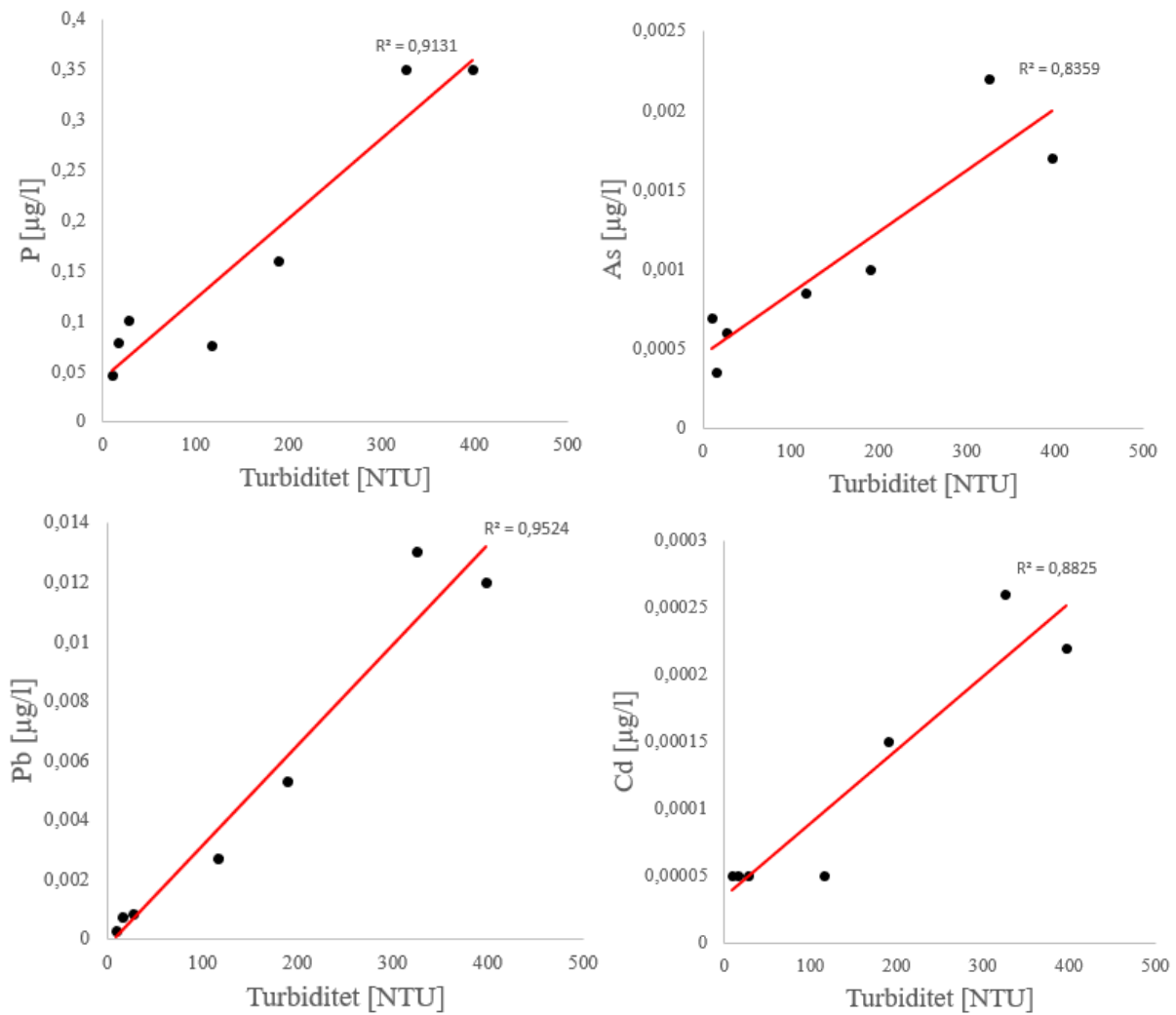


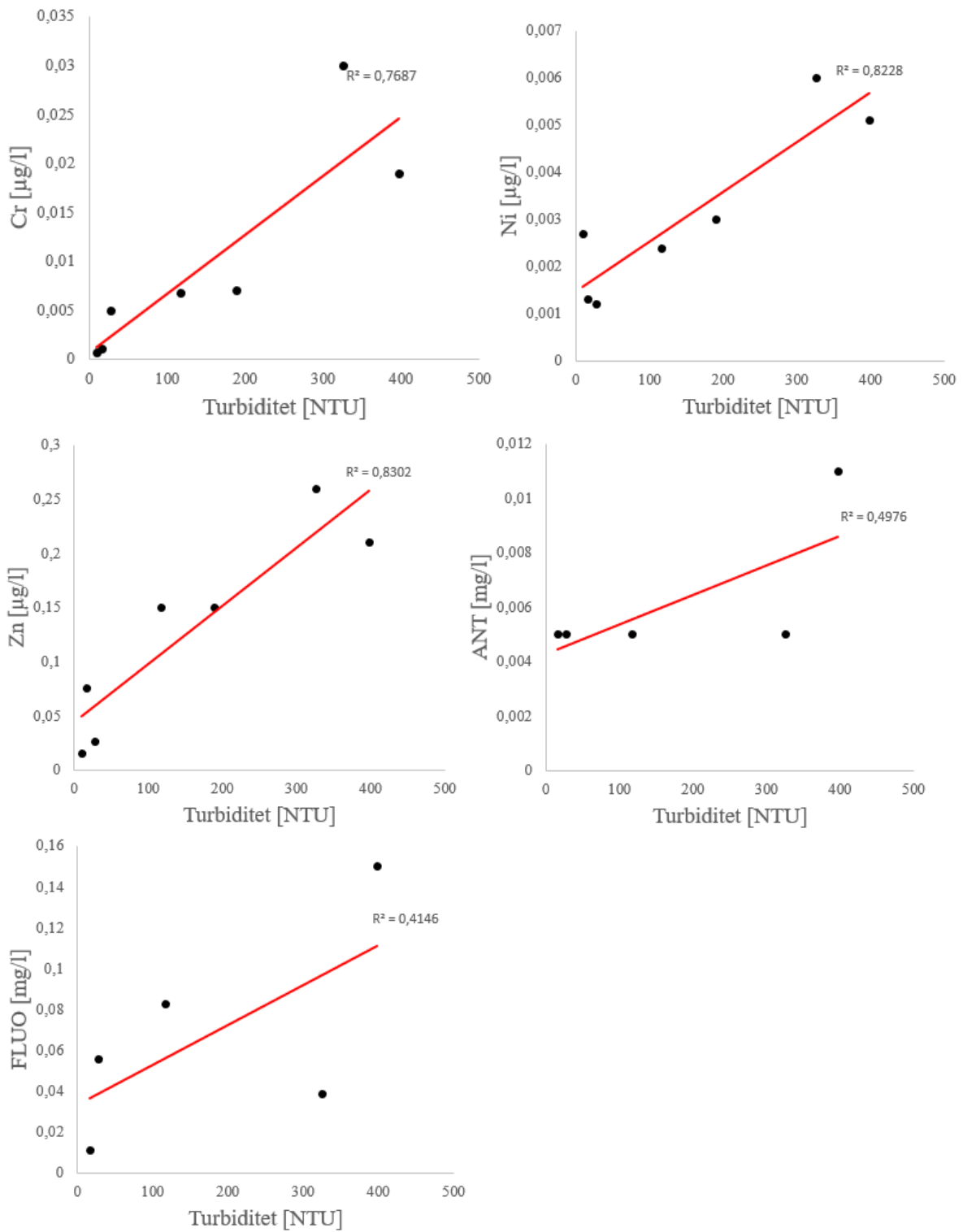




Figur 29: Figureerna visar de linjära sambanden mellan turbiditet och föroreningar i Luthagen. Den röda linjen representerar trendlinjen.

Appendix C





Figur 30: Figurerna visar de linjära sambanden mellan turbiditet och föroreningar i Svartbäcken. Den röda linjen representerar trendlinjen.