



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 20029

Examensarbete 30 hp
Juli 2020

Turbiditet för indirekt mätning av metaller i vattendrag

Turbidity for indirect measurement of metals
in watercourses

Jennifer Jonsson

Referat

Turbiditet för indirekt mätning av metaller i vattendrag

Jennifer Jonsson

Dagvatten som rinner av från hårdgjorda ytor i bebyggda områden bidrar med föroreningar till närliggande vattendrag. Även naturlig avrinning från icke-hårdgjorda ytor, som odlingsmark och skogsmark, kan bidra med näringsämnen och föroreningar till vattendrag. Hur höga halter som förekommer, samt vilka mängder av föroreningar som årligen transporteras ut i sjöar och hav är viktigt att veta för att kunna följa upp Sveriges miljömål *Giftfri miljö* och vattenförvaltningens krav på god status. Många metaller som exempelvis bly, koppar, kadmium och zink är skadliga för människor, djur och växter.

Uppskattningar av totalhalter och metalltransporter görs idag ofta baserade på relativt glest uttagna stickprover, flödesproportionell provtagning eller modelleringar i dataprogram beräknade från schablonhalter. Alla dessa metoder innehåller stora osäkerheter. Årstransporter i vattendrag beräknas genom linjär interpolering mellan uttagna stickprover. Osäkerheterna i de beräknade årstransporterna ökar vid lägre provtagningsfrekvens, eftersom det är lätt att förändringar i metallhalten förbises. Denna studie baseras på mätningar från Hågaån utanför Uppsala, ett vattendrag som är påverkat av både dagvatten och avrinning från jordbruksmark. Syftet med studien var att undersöka på vilka sätt turbiditet kan användas för indirekt mätning av metaller. Samband mellan turbiditet och metaller undersöktes genom linjär regression.

Resultatet från mätningarna i Hågaån visade att högfrekventa mätningar med en turbiditets-sensor kan användas på flera sätt beroende på styrkan i sambandet mellan turbiditet och metall. Om sambandet som erhålls är starkt, vilket är fallet för bly, skulle en turbiditetssensor kunna användas som en indirekt mätning i vattendrag. I de fall då sambandet inte är lika starkt, kan en turbiditetssensor istället användas för att fylla i data mellan stickproverna vid transportberäkningar. Detta minskar behovet av tät provtagning vilket kan ge en kostnadsbesparing.

Samband mellan turbiditet och metaller borde kunna upprättas och appliceras även på dagvatten för vissa metaller, men vidare studier med längre mätserier krävs. Eftersom dagvattnets kvalitet och flöde är så varierande skulle en turbiditetssensor kunna ge en bättre bild av hur föroreningshalterna varierar över tid för metaller som är bundna till partiklar. Det finns överlag stora utmaningar kopplade till att mäta i dagvatten och en sensor kan i vissa fall utgöra ett bra komplement till andra metoder.

Sambandet mellan turbiditet och metallhalt beror av partiklarnas metallinnehåll, optiska egenskaper och även halten lösta metaller, vilket varierar mellan vattendrag och även över tid. Det är därför nödvändigt med mätningar av turbiditet och metallhalter i varje enskilt vattendrag och under olika hydrologiska förhållanden. Ju mer komplext sambandet är desto fler mätningar behövs. Det begränsar användningen av sensorer för att övervaka metaller.

Nyckelord: turbiditet, metaller, vattenkvalitet, dagvatten, indirekt mätning

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet. Lennart Hjelm's väg 9, 75651, Uppsala

Abstract

Turbidity for indirect measurement of metals in watercourses

Jennifer Jonsson

When stormwater flows from hard surfaces in urban areas it contributes with pollutants to nearby watercourses. Also runoff from rural areas dominated by agriculture and forestry can contribute with nutrients and pollutants to watercourses. How maximum concentrations and annual loads of pollutants are transported yearly to lakes and seas is crucial information for an adequate management of our natural waters. Several metals, like lead, copper, cadmium and zinc are harmful to humans, animals and plants.

Estimates of concentrations and transports of metals is today often based upon manually collected samples, flow proportional samples or modeling in programs calculated from standards. All of these methods contains a lot of uncertainties. The yearly transports in watercourses is calculated through linear interpolation between samples. Uncertainties in the calculated yearly transports tend to increase with lower sampling frequencies, since changes in metal concentration is often overlooked.

This study is based on samples from Hågaån, a stream located in the proximity of Uppsala, Sweden. The stream has influences from both stormwater and runoff from agricultural lands. The purpose of the study was to investigate in what ways turbidity can be used as an indirect measurement of metals. The relationship between turbidity and different metals were analyzed through linear regression.

The results shows that a high frequency measurements with a turbidity sensor can be used in several different ways depending on the strenght in the relationship between turbidity and metal. If the obtained relationship is strong, as is the case for lead, a turbidity sensor could be used as an indirect measurement in the watercourse. In those cases when the relationship does not have the same credibility, a turbidity sensor could instead be used to model the metal concentrations between samples. It might be possible to apply a relationship between turbidity and metals also for stormwater for some metals, but further studies are inquired. Since the quality and flow of stormwater are highly variant, high frequency measurements with a turbidity sensor could provide a more complete picture of how the concentrations of pollutants vary over time.

The relationship between turbidity and metals is dependant of the metal content in particles, optical properties but also the concentration of dissolved metals, which vary between watercourses and over time. It is therefore necessary to measure turbidity and metal concentrations in the watercourse of interest under different hydrological conditions. The more complex the relationship is, the more measurements are required. This limit the usage of sensors to monitor metals.

Keyword: turbidity, metals, water quality, stormwater, indirect measurement

*Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences.
Lennart Hjelm's väg 9, P.O. 75651, Uppsala, Sweden*

Förord

Det här examensarbetet (30 hp) markerar slutet på fem års studier på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU).

Jag skulle vilja tacka min ämnesgranskare Jens Fölster vid Institutionen för vatten och miljö, SLU. Tack för stort engagemang och intresse för mitt arbete. Jag vill också tacka min handledare Daniel Stråe på företaget Water Revival Systems (WRS).

Stort tack till Linus Halvarsson och Robert Jönsson på WRS för alla värdefulla tips och datasupport när GIS och Excel vägrat samarbeta med mig. Tack till Hampus Markensten för introduktion till Python. Och tack till Emil Back som räddade mig när mina Python-kunskaper tyvärr visade sig vara otillräckliga.

Sist men inte minst, tack till min sambo Lars som haft maten färdig när jag utsvulten och grinig kommit hem från en lång dags arbete. Tack för att du alltid lyssnar på mina långa utläggningar om vattenflöden och metallkoncentrationer. Tack för att du alltid, alltid tror på att jag kommer att lyckas med det jag gör.

Jennifer Jonsson
Uppsala, juni 2020

Copyright © Jennifer Jonsson och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

UPTEC W 20 029, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2020.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Vatten är en nödvändighet för allt liv på jorden. Utan vatten överlever vi inte. Därför är det viktigt att bevara och skydda det vatten som finns. Vi använder vatten som livsmedel, för personlig hygien och renhållning, men även som rekreation och avslappning när vi åker och badar en solig sommardag. Sjöar, bäckar, forsar, älvar och skogsgölar, de är alla hem åt olika djur och växter, sjöar och vattendrag bidrar också till ett rikare växt- och djurliv.

Idag lever många människor sina liv i städer. Städer består till stor del av hårdgjorda ytor, som asfalterade vägar och tak på byggnader. När det regnar kan vattnet inte rinna ner i marken som det kan göra i naturen. Regnet sköljer över de hårda ytorna och tar med sig all smuts och föroreningar som finns på ytan. Regnvattnet, som nu kallas dagvatten, samlas ihop av dagvattensystemet och transporteras bort från städerna. Dagvattnet leds sedan ut till något närliggande vattendrag, många gånger helt orenat. Regn faller också på andra typer av mark, som jordbruksmark, skog och hyggen. Regnvatten kan även transportera näringsämnen och föroreningar från dessa områden till närliggande sjöar och åar.

Idag vet vi ungefär vilka typer av föroreningar som finns i dagvattnet. Innehållet av metaller kan i många fall vara högt eftersom trafik och byggnadsmaterial i staden släpper ifrån sig metaller. Många metaller som bly, koppar, kadmium och zink är skadliga för människor, djur och växter. För att veta hur höga halter av metaller dagvatten innehåller krävs mätningar. Att mäta dagvatten kan vara ganska komplicerat eftersom det kommer i kraftiga pulser när det väl regnar, och inte rinner med ett konstant flöde som till exempel en bäck.

Det är också viktigt att mäta halterna av metaller i älvar och sjöar för att veta om det kan finnas en påverkan på de växter och djur som lever där. Genom att mäta halterna av metaller i en bäck kan man också få reda på hur mycket metaller som bäcken transporterar vidare ut i sjöar och hav. Idag mäter man oftast vatten genom att gå ut och för hand ta ett vattenprov från exempelvis en bäck eller en dagvattenbrunn. Den typen av mätningar sker vanligtvis en gång i månaden eller eventuellt varannan vecka. Om man tar vattenprovet i början av månaden är det möjligt att man missar att det regnade väldigt mycket i mitten av månaden och att dagvattnet just då transporterade ut stora mängder av metaller till bäcken. Mätningen ger bara en bild av hur mycket metaller vattnet innehåller vid just det mättillfället.

Genom att mäta hur grumligt vattnet är, vilken turbiditet det har, så kan man ibland få ett indirekt mått på olika föroreningar. Turbiditet mäts med hjälp av ljus och är relativt enkelt och billigt att mäta. Det går också bra att mäta kontinuerligt, så att man kan fånga korta toppar med höga halter som är viktiga att mäta. Detta har visat sig fungera relativt bra för att mäta vissa typer av metaller som ofta transporteras i vatten tillsammans med partiklar. När vattnet är grumligt innehåller det ofta mycket partiklar som sand, lerkorn och små bitar av organisk material. En del metaller binder gärna till dessa partiklar och transporteras sedan med dem i vattnet. Några av de metallerna är bly, järn, krom och zink. Genom att mäta vattnets turbiditet kan man alltså få en uppfattning om hur mycket metaller som finns där.

Genom att ha en turbiditetssensor i Hågaån utanför Uppsala, som kontinuerligt mätt turbiditet hittades samband mellan några olika metaller och turbiditet genom att använda linjär regression. Sambanden kan användas till att göra modeller för att beräkna metallhalter genom att mäta turbiditeten i vattnet. Turbiditeten i vattnet kan på ett enkelt sätt mätas kontinuerligt, vilket gör

att man inte riskerar att missa mätdata vid stora regn eller kraftig snösmältning. Mätningarna i Hågaån kan också användas för att uppskatta månadstransporter av metaller.

Analys av data visar att det är bättre att mäta kontinuerligt för att få rättvisa månadstransporter. Om man istället baserar beräkningarna av månadstransporter på vattenprover uttagna en gång i månaden eller varannan vecka, tenderar transporterna att antingen överskattas eller underskattas. Om månadsprovet är uttaget under en dag när det regnade mycket och vattnet innehöll mycket metaller, så överskattas månadstransporterna. Om provet istället är uttaget under en dag med låga metallhalter, så underskattas månadstransporterna. Genom att ha en mätare som mäter kontinuerligt, exempelvis var 15:e minut, så får man en bättre bild över hur metallhalten varierar i Hågaån och också mer korrekta värden på månadstransporterna.

En turbiditetssensor kan också användas för att uppskatta metallhalter mellan uttagna stickprover. Om man tar ett stickprov en gång i månaden så är det vanligt att man bara drar ett rakt streck från mätningen förra månaden och säger att metallhalten under perioden följer strecket. Genom att använda en turbiditetssensor så kan man istället uppskatta metallhalterna mellan stickproverna med hjälp av turbiditet.

Kan man då ha en turbiditetssensor i dagvattnet för att mäta hur mycket metaller det innehåller? Ja eventuellt, men fler studier krävs. Det beror på om metallerna i dagvattnet sitter bundna till partiklar eller om de är lösta i vattnet. Om de är bundna till partiklar så kan de mätas som turbiditet, men inte om de är lösta. Vissa metaller, som bly, är oftare partikelbundna och skulle då kanske gå att mäta med hjälp av turbiditet. Vilka metaller som är bundna till partiklar och vilka som är lösta kan vara olika för dagvatten och bäckvatten från olika områden.

Olika faktorer kan påverka sambandet mellan turbiditet och metaller. Det som i hög grad påverkar sambanden är om andelen lösta metaller varierar. Om metallerna till större del är i löst form så går de inte att mäta som turbiditet. De metaller som är partikelbundna är de som kan mätas som turbiditet eftersom det mäts genom att ljuset studsar på partiklarna. Vissa partiklar är bättre på att sprida ljus än andra. Om vattnet innehåller en stor del sådana partiklar ger det hög turbiditet. Om det finns en variation av olika sorters partiklar under året så skulle det påverka sambandet mellan turbiditet och metaller på ett negativt sätt.

Ordlista

Avrinningsområde - det landområde, inklusive sjöar, som bidrar med avrinning till en viss plats. Området begränsas av höjdryggar och lågpunkter, som delar flödet från regn och smältvatten åt olika håll.

Biota - den levande växt- och djurvärlden som finns inom ett visst område.

Dagvatten - regn och smältvatten som rinner av från hårdgjorda ytor i bebyggda områden.

Kolloid - kolloidala partiklar (kolloider) är partiklar av fast material som är suspenderade i det medie de befinner sig i. De har en storlek på $1\text{ nm} - 1\text{ }\mu\text{m}$.

Konduktivitet - ett mått på ett materials eller vätskas förmåga att leda elektrisk ström.

Linjär interpolering - sammanbindning av givna datapunkter (stickprov) med rätta linjestycken. Data för tiden mellan stickprov antas följa den anpassade rätta linjen.

Miljö kvalitetsnormer - anger kvalitetskrav som en vattenförekomst ska uppnå vid en viss tidpunkt.

Python - ett programspråk som används vid programmering.

Recipient - mottagare, i detta fall vik, sjö eller vattendrag.

Sensor - ett instrument med vilket olika parametrar och förändringar kan detekteras. En sensor kan mäta direkt i mediet.

Signifikant parameter - en signifikant parameter innebär att p -värdet för parametern är mindre än 0,05 för den testade hypotesen, den förklarande variabeln anses vara verklig.

Suspenderat material (SS) - mått på mängden partiklar som hålls svävande i en vätska.

Turbiditet - ett mått på en vätskas grumlighet. Det baseras på hur mycket en inkommande ljusstråle avviker från en rät linje vid passage genom provet. Spridningen av ljuset beror till största del på reflektion i partikelytor.

TOC - Total organic carbon, ett mått på den totala mängden organiskt kol.

Vattenföring - den mängd vatten per tidsenhet som rinner fram i ett vattendrag eller ledning. Anges ofta i enheterna $\text{m}^3\text{ s}^{-1}$ eller l s^{-1} .

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Problemformulering	1
1.2	Syfte och frågeställningar	2
1.3	Avgränsningar	2
1.4	Bakgrund	3
1.4.1	Vattenförvaltning i Sverige	3
1.4.2	Klassificering av vattenförekomster	3
1.4.3	Mätningar av metaller idag	4
2	Teori	5
2.1	Turbiditet som indirekt mätning av metaller	5
2.1.1	Turbiditet	5
2.1.2	Metaller i ytvatten	8
2.1.3	Förhållandet mellan turbiditet, partiklar och metaller	9
2.2	Dagvatten	10
3	Material och metod	11
3.1	Områdesbeskrivning	11
3.1.1	Dagvatten i avrinningsområdet	13
3.2	Mätmetoder i fält och lab	14
3.3	Beräkningsmetoder	16
3.3.1	Regressioner och korrelation	16
3.3.2	Beräkning av kontinuerliga metallhalter från sensordata	17
3.3.3	Transportberäkningar	19
4	Resultat	22
4.1	Linjära samband	22
4.1.1	Korrelation mellan turbiditet och SS	22
4.1.2	Samband mellan metaller och vattenkvalitetsparametrar	22
4.2	Metallhalter uppskattade från sensordata samt uppmätta med stickprover	24
4.3	Beräknade månadstransporter av metaller	27
5	Diskussion	33
5.1	På vilka sätt kan turbiditet användas för indirekt mätning av metaller i ett dag- vattenpåverkat vattendrag (Hågaån)?	33
5.1.1	Metallhalter uppskattade från sensordata	33
5.1.2	Beräknade månadstransporter av metaller	34
5.1.3	Användningsområden för en turbiditetssensor	35
5.1.4	Kan samband mellan turbiditet och metaller även appliceras på dagvatten?	36
5.1.5	Tidigare studier av samband mellan turbiditet och metaller i dagvatten	37
5.2	Vilka faktorer kan påverka sambandet mellan turbiditet och olika metaller?	38
5.2.1	Faktorer som relaterar till variation av löst metallfraktion	38
5.2.2	Faktorer som relaterar till partikelegenskaper och ljusspridning	39
5.2.3	Övriga påverkande faktorer och felkällor	39
5.3	Vidare studier	40
6	Slutsats	41

1 Inledning

Världens alla städer växer i dagsläget snabbt. Den moderna människan är en stadsbo och en tydlig urbaniseringstrend syns i de flesta länder. I spåren av expansiv utveckling kan dock problem uppstå. När samhällen växer ökar antalet hårdgjorda ytor, som asfalterade vägar och parkeringar, ofta i lika stor utsträckning. Detta ökar i hög grad dagvattenbildningen. Dagvatten är regn och smältvatten som rinner från hårdgjorda ytor i bebyggda områden (Viklander et al. 2019). Vatten som rinner av från tak på byggnader klassas även det som dagvatten. Det vatten som bildas i staden måste samlas upp och transporteras bort för att inte översvämma stadsmiljön.

Metalliska material förekommer i stor utsträckning inom bebyggda områden. Det gör att dagvatten ofta kan ha ett högt innehåll av olika metaller. Viktiga källor är trafik och metalliska byggnadsmaterial, men även andra ytor i samhället kan bidra till föroreningshalten i dagvattnet (Naturvårdsverket 2019a). Dagvattnet kan sedan transportera metallerna ut i sjöar och vikar. Där kan de påverka hela ekosystem genom sin giftverkan på växter, fiskar och andra levande organismer. Även naturlig avrinning från icke-hårdgjorda ytor, som odlingsmark och skogsmark, kan bidra med metaller, näringsämnen och föroreningar till vattendrag.

Metaller är en grupp av grundämnen och de förekommer naturligt i miljön. Vattendrag, berggrunden och jord innehåller alla vissa naturliga bakgrundshalter av metaller. I rätt mängder är många metaller livsviktiga för människor, djur och växter, men i för höga doser kan de vara giftiga (Naturvårdsverket 2019b). Exempelvis kan bly redan vid låga doser ge upphov till skador på nervsystemet hos både människor och djur (Naturvårdsverket 2019c). Kadmium är giftigt för mikroorganismer och vattenlevande djur, och kan även tas upp av växternas rotsystem (Naturvårdsverket 2019d).

Metaller bryts inte ner i miljön utan omvandlas endast mellan olika kemiska former. Det gör att föroreningar kan finnas kvar en lång tid efter att själva utsläppet upphört. Sverige driver ett pågående arbete för att skydda vattenförekomster, både genom nationella miljömål men även genom EU-direktiv (Sverigesmiljomal.se 2018). Vattendragen klassificeras genom fastställda gränsvärden och återgärder ska sedan initieras utifrån klassningen. I en värld där den mänsklig påverkan blir allt mer påtaglig i naturen är det viktigt att skydda sjöar och vattendrag. Ett friskt och levande vattendrag kan tillgodose behovet av dricksvatten, tjäna som rekreation för människor och bidra till en rik mångfald av djur och växter.

1.1 Problemformulering

Mätningar i dagvatten bör utföras för att få en uppfattning om vilka föroreningshalter som förekommer och som därmed transporteras ut till en recipient. Vid kännedom om dagvattnets föroreningsgrad kan lämpliga reningsåtgärder initieras. Mätningar krävs även för att utvärdera reningsåtgärdernas effekt. Det är också viktigt att mäta i naturliga vattendrag för att få en uppfattning om föroreningarnas effekt på biota och totala transporter av föroreningar.

Idag används ofta olika modellverktyg baserade på avrinningsområdet för att uppskatta belastningen av metaller till en recipient. Inom recipientprovtagning tas vanligen manuella stickprover från vattendraget eller från dagvattenbrunnar som sedan analyseras i laboratorium. Även flödes-

proportionell provtagning förekommer. Provtagning utförs då genom att en viss provvolym uttas när en förbestämd flödesvolym passerat. Proverna slås samman till ett blandprov som sedan analyseras. Att provta och analysera vatten är både kostsamt och tidskrävande. Det gäller inte minst flödesproportionell provtagning, som därför nästan uteslutande förekommer i forskningssammanhang. Båda dessa metoder är behäftade med stora osäkerheter, och modellverktygens resultat tenderar att innehålla ytterligare osäkerheter. Det finns alltså svårigheter med samtliga nämnda metoder att få korrekta och kontinuerliga data över hur stora mängder metaller som transporteras till sjöar och vattendrag, samt vilka totalhalter som förekommer. En billig och enkel mätmetod som kunde ge kontinuerlig data av god kvalitet skulle därför underlätta miljöövervakningen av svenska vattenförekomster.

Turbiditet, ett mått på vattnets grumlighet, har vid ett antal studier visat sig vara lämplig som indirekt mätmetod för ett flertal vattenkvalitetsparametrar, däribland även metaller (Yao et al. 2016; Nasrabadi et al. 2016; Chebbo & Gromaire 2004).

1.2 Syfte och frågeställningar

Syftet med studien är att utvärdera om högfrekventa turbiditetsmätningar, utförda med sensor placerad i vattendraget, kan användas för att indirekt mäta metallhalter. Ett eventuellt samband kommer att kunna användas för att uppskatta metallkoncentrationer med hjälp av uppkopplad (online) turbiditetsdata för en kontinuerlig insamling av mätdata. Metalldata kan sedan tillsammans med flödesdata användas för att beräkna transporter av metaller.

Frågeställningar:

1. På vilka sätt kan turbiditet användas för indirekt mätning av metaller i ett dagvattenpåverkat vattendrag (Hågaån)?
2. Vilka faktorer kan påverka sambandet mellan turbiditet och olika metaller?

1.3 Avgränsningar

De mätningar (utförda med sensor och manuella stickprover) som analyserats kommer endast från Hågaån. Hågaån är ett vattendrag som löper väster om Uppsala i Uppland och är påverkat av dagvatten och avrinning från jordbruksmark.

Mätningar har utförts endast på en plats i Hågaån, relativt nära dess utlopp i sjön Ekoln. Antaganden har även gjorts att turbiditet och metallhalter inte varierar inom vattenprofilen utan är konstant fördelade.

Den vattenföringsdata som använts vid beräkningar av månadstransporter kommer inte från Hågaån, utan från den närliggande Sävjaån. Vattenföringen för Sävjaån har sedan omvandlats för att simulera vattenföringen i Hågaån. Detta på grund av att kontinuerliga vattenföringsmätningar i Hågaån saknas för undersökningsperioden.

1.4 Bakgrund

1.4.1 Vattenförvaltning i Sverige

Tillgången till rent vatten samt levande sjöar och vattendrag ligger i mänsklighetens intresse och måste därmed kontrolleras och övervakas. Mätningar och analyser av förorenande ämnen är därför en förutsättning. Genom Sveriges miljömål strävar den svenska miljöpolitiken mot att lösa de stora miljöproblemen och inte behöva lämna över dem till nästa generation. Det finns 16 olika miljökvalitetsmål som beskriver de tillstånd i miljön som miljöarbetet ska ge upphov till. De 16 miljömålen är ett löfte till framtida generationer om frisk luft, hälsosamma miljöer och rika miljöupplevelser (Sverigesmiljomal.se 2018). De miljömål som den här studien berör är i första hand *Giftfri miljö* och *Levande sjöar och vattendrag*, men också indirekt målen för *Hav i balans samt levande kust och skärgård* och *Myllrande våtmarker*.

Sverige har genom sitt medlemskap i Europeiska Unionen (EU) en skyldighet att efterleva de regler som EU föreskriver. Medlemsstatens lagstiftning ska vara anpassad för att följa EU-rätten. Vattendirektivet (2000/60/EG) antogs år 2000 och syftar till att skydda och förbättra EU:s alla vatten (Havs- och vattenmyndigheten 2019a). EU:s ramdirektiv för vatten (eller Vattendirektivet) anger vad EU-länderna minst ska klara gällande vattenkvalitet och tillgång på vatten. EU-rätten kan antingen tillämpas direkt i medlemslandet eller implementeras i medlemslandets lagstiftning (Michanek & Zetterberg 2012). I Sverige infördes Vattendirektivet i svensk lagstiftning år 2004 genom Vattenförvaltningsförordning (2004:660) och 5 kap. i miljöbalken (Havs- och vattenmyndigheten 2019a).

Arbetet med vattenförvaltning drivs i förvaltningscykler om sex år. En cykel inleds med att ett vatten kartläggs baserat på befintlig övervakning. Underlaget används sedan för att bedöma och klassificera vattnets tillstånd, fastställa miljökvalitetsnormer och vilka åtgärder som behöver genomföras för att nå god vattenkvalitet (Havs- och vattenmyndigheten 2019b). Som underlag för klassningarna krävs korrekta och pålitliga mätningar av de parametrar som klassningen bygger på. Miljökvalitetsnormer för vatten fastställs med stöd av 5 kap i miljöbalken, enligt Vattenförvaltningsförordningen och Havs- och vattenmyndighetens föreskrift HVMFS 2013:19 och HVMFS 2015:4. Normerna är ett rättsligt verktyg och ställer krav på vattnets kvalitet vid en viss tidpunkt.

1.4.2 Klassificering av vattenförekomster

Ytvattenförekomster klassificeras både genom ekologisk status och kemisk status. Ekologisk status bedöms genom de styrande biologiska kvalitetsfaktorer som beskriver växt- och djurlivet i vattenförekomsten. Den definieras som en avvikelse från referensvärden. Kemisk status bestäms genom att mäta halterna av olika föroreningar och miljögifter och sedan jämför dessa med gränsvärden. De satta gränsvärdena får inte överskridas om vattenförekomstens kemiska status ska klassas som *God* (VISS u.å.). Kemiska status kan antingen vara *God* eller *Ej god*. Ekologiska status är istället uppdelad i en femgradig skala där de två högsta graderna är godkända och de tre undre inte är det.

De metaller som ingår i de olika statusklassningarna är arsenik (As), krom (Cr), koppar (Cu) och zink (Zn) för ekologisk statusklassning och bly (Pb), kadmium (Cd), kvicksilver (Hg) och

nickel (Ni) ingår i kemisk statusklassning (Havs- och vattenmyndigheten 2019). De gränsvärden som finns för dessa metaller gäller antingen den lösta eller biotillgängliga halten, inte totalhalter. Vid analys av metallhalter ska även eventuella bakgrundshalter i området beaktas.

1.4.3 Mätningar av metaller idag

En del metaller och deras föreningar är i höga halter giftiga för människor, djur och växter. Till dem hör exempelvis Cd, Pb och Cu (Naturvårdsverket 2019a). För att kunna avgöra metallernas toxiska effekter på biota krävs kännedom om hur metallhalterna varierar i ett vattendrag samt vilka transporter som förekommer, och för det krävs mätningar. Att mäta föroreningar i vatten kan vara dyrt och tidskrävande, och det kan även vara svårt att få representativa prover. Mätningar sker ofta genom att en person tar sig ut till vattendraget i fråga och manuellt tar ett vattenprov. Vattenproverna transporteras sedan till laboratorium för analys. Provtagningen kan också vara flödesproportionellt insamlande, vilket är en bra men kostsam metod. Vid flödesproportionell provtagning uttas en viss provvolym när en förbestämd flödesvolym passerat. Proverna slås samman till ett blandprov som sedan analyseras (Geosigma 2020). Potentiella felkällor vid vattenkvalitetsövervakning är laboratorieanalyser, provernas lagring, avrinningsmätningar och provtagningsförfarande. Framför allt när det kommer till själva provtagningen så ligger en stor del av det potentiella felet i provtagningsfrekvensen (R. D. Harmel et al. 2006). Det föreligger även en risk i att proverna på något sätt kan kontamineras. Eftersom de halter som mäts är så låga blir proven extra känsliga för kontamination vid hantering.

Vattenprover tas oftast med ett visst intervall varje månad, varannan vecka eller dylikt. I och med detta förfarande sker ingen kontinuerlig mätning av föroreningshalter i vattendraget, utan endast punktvisa stickprov. Studier har visat att om provtagningsfrekvensen minskar från veckovis till månatlig så ökar felet i de totala transportberäkningarna för vattendrag (Jones et al. 2012; Cassidy & Jordan 2011; Coynel et al. 2004). Det gäller framför allt för partikelbundna föroreningar eftersom partiklar ofta förekommer i höga halter under kort tid (Fölster et al. 2019). Olika händelser, som kraftiga regn eller snösmältning, kan i hög grad påverka koncentrationerna av förorenande ämnen i vattendraget. Genom att inte mäta kontinuerligt utan endast ta stickprover är det möjligt att betydelsefulla händelser förbises. Dessa händelsers inverkan på den totala transporten av metaller och näringsämnen kan leda till en felaktig bild av transporten av föroreningar i vattendraget.

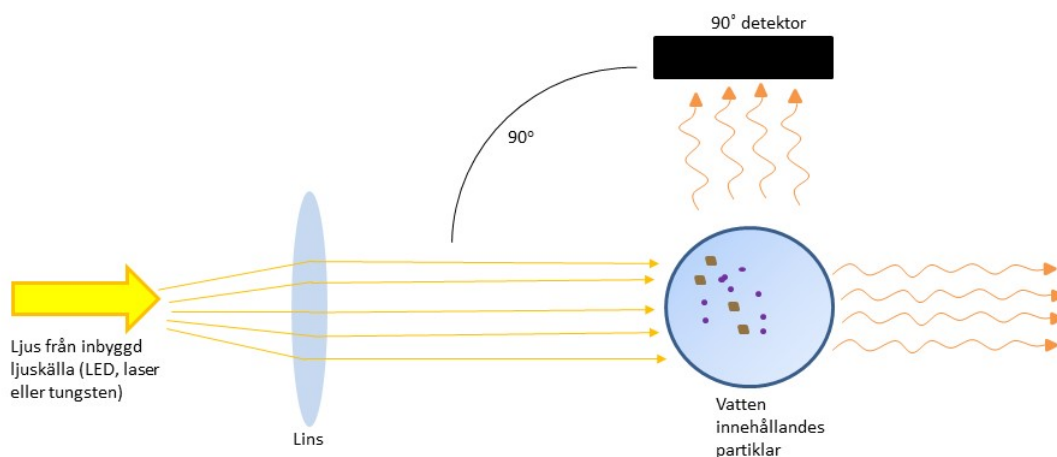
Idag finns ett flertal typer av sensorer ute på marknaden. De kan användas för att direkt på plats i vattenförekomsten mäta olika parametrar som pH, konduktivitet, total mängd organiskt material (TOC), turbiditet, halten av löst syre med mera. Flera av dessa sensorer kan användas för att indirekt mäta föroreningshalter. Hur dessa sensorer kan användas för att förbättra det befintliga arbetet för levande och friska vattenförekomster utvecklas ständigt. Om det går att hitta samband mellan kontinuerligt mätbara parametrar och föroreningshalter skulle det innebära en positiv utveckling för uppföljning och åtgärder för vattenförekomster. En kontinuerligt mätning av vattenkvalitet skulle innebära en tydligare bild över föroreningshalterna, och genom det även transporterna av föroreningar. Årstransporter uppskattas idag ofta från stickprover där halterna mellan stickprover uppskattas genom linjär interpolering. En sensor skulle då kunna vara användbar genom att bidra med data mellan uttagna stickprov. En mer kontinuerlig mätning skulle bidra till en mer korrekt bedömning av metallhalter och transporter i svenska vattenförekomster.

2 Teori

2.1 Turbiditet som indirekt mätning av metaller

2.1.1 Turbiditet

Turbiditet är ett mått på hur mycket infallande ljus sprids i vattnet, det vill säga hur mycket av ljuset som avviker från en rät linje vid passage genom provet, se Figur 1. I ytvatten beror avvikelsen (spridningen av ljuset) till största del på reflektion i partikelytor och utgör därför ett indirekt mått på partikelhalten i vattnet (SLU 2017). En ljusstråle kommer att färdas relativt ostört genom helt rent vatten, men till och med vattenmolekylerna kan få ljusstrålen att spridas en aning. Ingen lösning kan ha noll turbiditet (M. J. Sadar 1998).



Figur 1: Vid turbiditetsmätningar mäts hur stor del av det inkommande ljuset som sprids från en rät linje när det passerar genom provet. Detektorn mäter intensiteten av det ljus som sprids 90° från den inkommande ljusstrålens rätta linje (United States Environmental Protection Agency 1999). Det är vanligt i Europa och Sverige att en mätvinkel på 90° används, men även andra vinklar förekommer (United States Environmental Protection Agency 1999). (Jonsson 2020a)

I vatten som innehåller suspenderat material beror ljusets spridning på partiklarnas form, storlek och fördelning. Uppmätta hög intensitet av det avvikande ljuset betyder det att vattnet har hög turbiditet (ibid.). Vatten som transporterar en stor del partiklar och ser grumligt ut har alltså hög turbiditet. En vanlig enhet i Sverige och Europa är *FNU* (formazin nephelometric unit), men även andra enheter förekommer. Enheten uttrycker hur signalen förhåller sig till den som erhålls från en standardlösning av formazin-suspension, beredd på ett standardiserat sätt (SLU 2017). När en blandad komposition av suspenderat oorganiskt och organiskt material, och även löst organiskt material, förekommer kan turbiditetsmätningarna påverkas av de olika optiska egenskaperna hos det oorganiska och organiska materialet.

För att kunna skapa den ljusstråle som behövs för turbiditetsmätningen krävs någon typ av

ljuskälla. Så kallade tungstenslampor (tungsten = volfram, glödtråden i lampan är gjord av volfram) är vanligt förekommande eftersom de sänder ut ljus i ett brett spektrum som innehåller många olika våglängder av ljus (United States Environmental Protection Agency 1999). Problemet med att producera många olika våglängder av ljus är att det kan leda till en lägre intensitet av det spridda ljuset beroende på vattnets naturliga färg och organiskt material. Organiskt material och färg kan absorbera vissa våglängder av ljus, vilket gör att intensiteten på det ljus som reflekteras tillbaka från partikelytor och detekteras av sensorn minskar (Bright, Mager & Horton 2018; United States Environmental Protection Agency 1999).

För att komma runt dessa problem använder vissa tillverkare istället LED-lampor (Light Emitting Diodes) i turbiditetsmätarna. Enligt ISO (Internationella standardiseringsorganisationen) 7027 kan en LED-lampa med våglängd på 860 nm och en spektral bandbredd på mindre än eller lika med 60 nm användas (Bin Omar & Bin MatJafri 2009). ISO 7027 är en standardmetod som används av United States Environmental Protection Agency (US EPA) och är även standard i Sverige för turbiditetsmätningar. Genom att använda en ljuskälla som endast sänder ut ett smalt band av olika våglängder kan effekten av absorption av organiskt material och färg minskas. De våglängder som väljs ut (860 nm) är sådana som vanligtvis inte absorberas av organiskt material, och ljusstrålen kommer då att vara mindre mottaglig för störningar från detta fenomen (Bright, Mager & Horton 2018; Bin Omar & Bin MatJafri 2009). Dock är inte LED-ljuskällorna lika känsliga för små partikelstorlekar som en tungstenslampa, vilket kan påverka mätningarna på andra sätt (United States Environmental Protection Agency 1999). Olika våglängder av ljus kommer också att reflekteras olika på partiklar av olika storlekar (Bin Omar & Bin MatJafri 2009). Mätresultat är alltså starkt kopplade till specifik utrustning.

Vid mätningar i enheten *FNU* används ofta en ljuskälla vars våglängd ligger i närheten av infrarött ljus (830-890 nm), eftersom de våglängderna är mindre mottagliga för störningar från vattnets naturliga färg och organiskt material. Detektorn som detekterar hur stor del av ljuset som avviker från den rätta linjen är lokaliserad 90° från den inkommande ljusstrålen, se Figur 1. Metoder med andra mätvinklar förekommer också, men i Europa är det vanligt att använda 90°-vinkel (M. Sadar 2004).

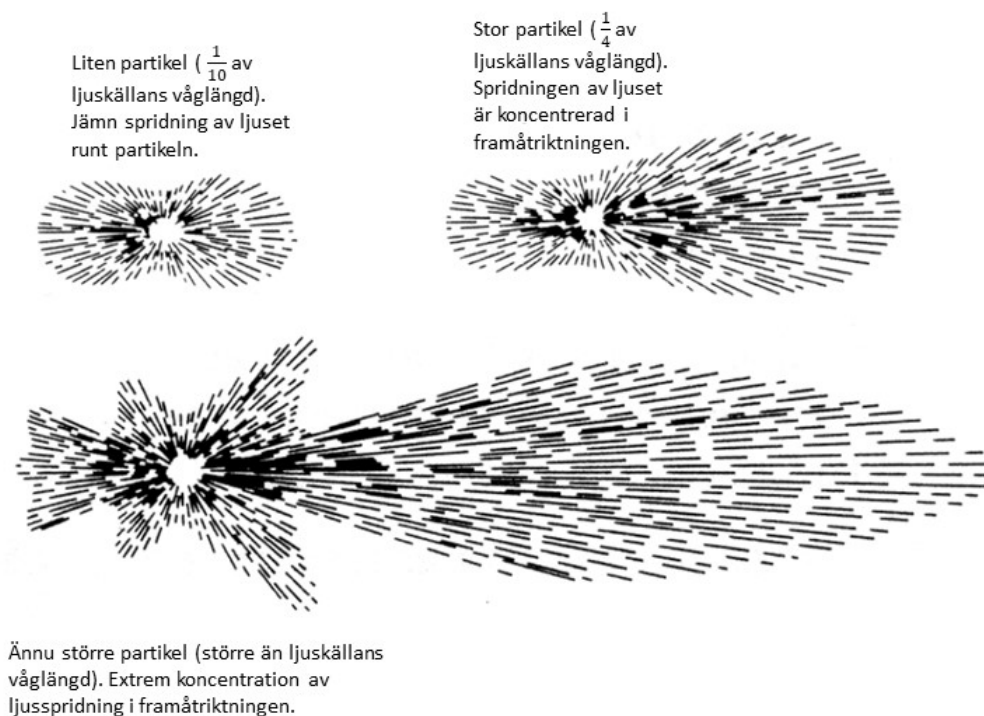
När turbiditeten i en vätska ökar, så ökar även ljusspridningen. Multipel ljusspridning kan uppkomma när ljuset studsar på fler än en partikelyta när den färdas genom vätskan. Ljusabsorptionen, att partiklarna absorberar ljuset istället för att det studsar mot ytan, ökar också under dessa förhållanden (United States Environmental Protection Agency 1999). När detta inträffar anses sensorn vara utanför sitt optimala mätområde. Beroende på sensortyp kan detta inträffa mellan 4 000 - 9 999 *FNU*. Detta kan göra det svårt att få korrekta mätningar vid extremt grumlade vatten som har mycket hög partikelkoncentration.

Partiklar kan förekomma i ett flertal olika storlekar, se Figur 2. Kolloidala partiklarna (kolloider) är partiklar av fast material som är suspenderade i vattnet. De har en storlek på 1 nm till 1 µm (Nationalencyklopedin u.å.[a]). Organiskt material förekommer både i löst och partikulär form, men även som kolloider.

Partikeltyp/Storlek	60 mm - 2 mm	2mm - 0,06 mm	60 µm - 2 µm	2 µm - 1 µm	1000 nm - 1 nm	1000 pm - 1 pm
Grus						
Sand						
Silt						
Lera						
Kolloider						
Fulvosyror						
Humussyror						
Vattenmolekyler						
Metalljoner						

Figur 2: Partiklar förekommer i olika storlekar. Figuren ger en översikt av storleken på några i ytvatten vanligt förekommande partiklar. Information om de olika partikelstorlekarna är hämtade från Nationalencyklopedin (u.å.[a]), Klučáková (2018) och Aylward & Findlay (2008).

I vilken storlek, form och fördelning partiklarna förekommer påverkar ljusspridningen (Bin Omar & Bin MatJafri 2009; United States Environmental Protection Agency 1999; M. J. Sadar 1998). Små partiklar ($\frac{1}{10}$ av ljuskällans våglängd) sprider ljuset i en symmetrisk form runt ytan. Stora partiklar ($\frac{1}{4}$ av ljuskällans våglängd) tenderar att koncentrera spridningen av ljuset i den inkommande ljusstrålens riktning (framåt). För partiklar som är ännu större (större än ljuskällans våglängd) uppkommer en extrem koncentration av det spridna ljuset i framåtriktning (United States Environmental Protection Agency 1999; M. J. Sadar 1998), se Figur 3. Hur fördelningen mellan olika partikelstorlekar ser ut kan alltså påverka turbiditetsmätningarna, eftersom detektorn som registrerar ljusspridningen sitter 90° från den inkommande ljusstrålen, se Figur 1.

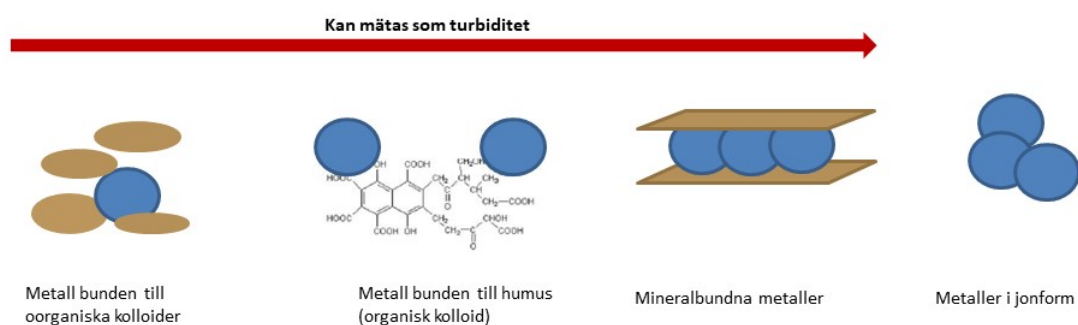


Figur 3: Beroende på partiklarnas storlek sprids det inkommande ljuset på olika sätt. Fördelningen mellan olika partikelstorlekar i vätskan kan alltså påverka mätningen av turbiditet (M. Sadar 2004). (Jonsson 2020b)

Olika sorters partiklar med samma koncentration kan ge upphov till olika hög turbiditet enligt en studie gjord av Farrell et al. (2018). Ett material som exempelvis krita som sprider ljus väldigt effektivt kräver färre partiklar för att sprida samma mängd ljus som ett material som järnhydroxid, som har dåliga ljusspridningsegenskaper. Eftersom det spridda ljuset är direkt proportionellt mot den uppmätta turbiditeten kommer materialegenskaperna att påverka den observerade turbiditeten.

2.1.2 Metaller i ytvatten

Metaller är naturligt förekommande i miljön, ibland även i toxiska nivåer, men mänsklig påverkan har i många fall lett till förhöjda halter. Metaller kan binda till lermineraler, humusämnen, vara mineralbundna eller förekomma i jonform, se Figur 4 (Köhler 2014). I vilken form metallerna förekommer påverkar om de kommer att kunna mätas i form av turbiditet eller inte. Samtliga former utom jonformen kan bidra till en ökning av turbiditeten i vattnet genom sin närvaro. I vilken form de förekommer beror till stor del på pH men även på halten löst organiskt material (humus- och fulvosyror) samt tillgången till partikelytor att fästa vid (Viklander et al. 2019). Generellt så ökar lösligheten vid låga pH-värden (Köhler 2014). De positivt laddade metallerna binder till de negativa ytorna hos både organiska och oorganiska kolloider och partiklar. Metaller kan även vara bundna i mineraler så som lermineraler, karbonater, fosfater eller silikater (ibid.).



Figur 4: Metaller kan förekomma i olika former, bundna till oorganiska kolloider, till humus eller i mineral- eller jonform. De blå cirklarna symboliserar metaller. (Jonsson 2020c)

Material och partiklar som kan passera genom ett $0,45\text{-}\mu\text{m}$ filter definieras som lösta (Ingri 2012; Köhler 2014). Det betyder inte att det endast är jonformen av metaller som kan komma igenom, utan även de metaller som binder till kolloider anses vara lösta. Den lösta fraktionen brukar därför delas upp i kolloidal och äkta löst fraktion (Ingri 2012). För en översikt av olika partiklars och kolloiders storlek, se Figur 2. En studie baserad på mätningar av naturvatten från 31 olika stationer runt om i Sverige visade att en del metaller i större utsträckning förekommer i den lösta fasen (Cu, As, Ni, Cd) medan andra i högre grad förekommer bundna till partiklar (Zn, Pb, V, Cr, Co) (Köhler 2014). Lösligheten av Cu påverkas även i hög grad av halten organiskt material genom inbindning till organiska syror (Luan & Vadas 2015; Gnecco, Sansalone & Lanza 2008; Morrison & Benoit 2005).

Fria metalljoner och svaga, oorganiska komplexformer är generellt sett mest biotillgängliga och därmed mest toxiska för vattenlevande organismer (Viklander et al. 2019). I många studier analyseras dock endast totalhalter av metaller, vilket gör det svårt att bedöma metallernas effekter på vattenlevande organismer. Metaller och metallföreningar som är bundna till sediment och partiklar kan dock övergå till löst form vid en förändring av miljömässiga betingelser (Pourabadehei & Mulligan 2016). Sediment som är kontaminerade av metaller är inte bara ett kortsiktigt hot mot miljön, utan kan verka som en långsiktig källa av metaller till biota (Ghosh et al. 2011). Det är därför viktigt att även mäta partikelbundna halter av metaller.

Halterna av metaller i jordbruksmark ökade betydligt under 1900-talet. Ökade halter av Cd, Pb och Hg bedöms komma från atmosfärisk deposition. Ökade halter av Cd kommer även från användning av konstgödesel. Zn, Cu och Ni kommer framförallt från mineraltillsatser i djurfoder och når jordbruksmarken via stallgödsel (Ejhed et al. 2018). En stor del av belastningen från Ni och Cu till vattendrag kommer från diffusa källor som jordbruksmark, skogsmark och dagvatten. Belastningen av Zn, Cd, Pb och Hg kommer till största del från skogsmark och från atmosfärisk deposition på sjöar (Naturvårdsverket 2016). Beroende på vilket modernmaterial (geologiskt material) som en jord har sitt ursprung i, så kan innehållet av metaller i jorden variera. Vilken bergart som jorden härstammar från påverkar även markens egenskaper genom mineralsammansättning, kornstorleksfördelningen (jordarten) samt genom jordtäckets mäktighet (SLU 2020). As, Cd och Ni är exempel på metaller som överskrider satta gränsvärden i en del svenska jordar endast på grund av geologiska källor (Ljung, Otabbong & Selinus 2006). Dessa metaller kan sedan lakas ut från jordarna och bidra till förhöjda halter av metaller i närliggande vattendrag. Enligt en studie från Spanien har metaller en tendens att i högre grad binda till mindre partiklar som lerpartiklar ($< 2 \mu m$) än till större partiklar (F. Madrid, Díaz-Barrientos & L. Madrid 2008). Även en rapport från Sverige visar att leriga jordar i högre grad binder metaller till sig än mer sandiga jordar (Ejhed et al. 2018). Det kan medföra att metaller från jordar med ett högre innehåll av lera till större del är partikelbundna än metaller från jordar med lägre lerhalt.

2.1.3 Förhållandet mellan turbiditet, partiklar och metaller

Vid nederbörd för avrinning från land och stad med sig föroreningar och partiklar till vattendragen. På grund av detta ökar turbiditeten i vattendraget som en följd av nederbörden och det tillkommande vattnet. Olika typer av föroreningar kan transporteras i vattendrag med hjälp av suspenderat material (SS) och partiklar. Ett brett spektrum av olika organiska föroreningar har tillsammans med kväve och fosfor visats transporteras av partikulärt material och SS (Ruegner et al. 2014; Slaets et al. 2014; Meyer, Lei & Wania 2011; Horsburgh et al. 2010; Schwarz, Gocht & Grathwohl 2010; Meyer & Wania 2008; Grayson et al. 1996). Olika typer av föroreningar kan alltså i hög grad anses vara partikelbundna, så även metaller. Metaller i ytvatten visar en stark koppling till SS, där 60 - 97 % av den totala metallhalten anses vara partikelbunden (Nguyen et al. 2005; Zhou, Chen & Zheng 2002). En studie av floder i Italien, Serbien och Grekland visar också på ett tydligt samband mellan SS och metaller (Rügner, Schwientek, Milačić et al. 2019).

Pålitliga samband mellan turbiditet och SS har fastställts i ett flertal studier (Rügner, Schwientek, Beckingham et al. 2013; Navratil et al. 2011; Pavanelli & Bigi 2005; Pfannkuche & Schmidt 2003; Lewis 1996; Grayson et al. 1996). Genom dessa samband skulle en koppling kunna göras

för att använda turbiditet som en indirekt mätning av metaller. Eftersom metaller till stor del transporteras av SS och tydliga samband mellan turbiditet och SS har konstaterats så är steget inte långt till att överväga turbiditet som indirekt mätning av metaller. Yao et al. (2016), Nasrabadi et al. (2016) och Chebbo & Gromaire (2004) har undersökt detta med framgångsrika resultat och studierna visar att turbiditet kan användas för mätning av vissa metaller. De olika sambanden är dock specifika för enskilda avrinningsområden och måste tas fram för det avrinningsområdet som är av intresse. Vilka metaller som kan mätas som turbiditet kan variera mellan avrinningsområden.

2.2 Dagvatten

Dagvatten uppkommer i samband med nederbörd när marken inte kan infiltrera vattnet naturligt. Sammansättningen beror till stor del på vilka ytor vattnet rinner över i samhället. Byggnadsmaterial, områdets markanvändning, men också hur mycket och vilken typ av trafik som förekommer i området spelar stor roll. Till dagvattennätet kan även kylvatten från industrier vara kopplade och avrinning från byggarbetsplatser, flygfält och industriområden kan bidra med en stor variation av föroreningar. Föroreningar som kan förekomma i dagvatten är bland annat SS, klorid, organiskt material som är biologiskt nedbrytbart, E. coli-bakterier, metaller samt organiska föroreningar (Viklander et al. 2019).

Trafik och korrosion av metalliska byggnadsmaterial är de största källorna till metaller i dagvatten (Naturvårdsverket 2017). I begreppet ”trafik” innefattas avgaser, drivmedel, olja, smörjmedel och rostande fordon, men även halkbekämpning och slitage av bromsbelägg, däck och vägbeläggningar. De mest allmänt utbredda metallerna i dagvatten enligt Naturvårdsverket (ibid.) är Cu, Zn och Pb, följda av Cr och Ni. Om dagvattnet inte renas transporteras dessa föroreningar till recipienten.

Precis som för naturvatten varierar metallernas fördelning mellan löst och partikulär form med pH, mängden organiskt material och antalet partikelytor att fästa vid. Även valet av halkbekämpningsmedel har konstaterats ha en effekt på metallernas löslighet. Om halkbekämpningen görs med grus och sand bidrar det till fler partikelytor för metallerna att fästa vid, vilket gör att de i högre grad förekommer i partikelbunden form (Viklander et al. 2019). Vid användning av vägsalt ökar andelen metaller som förekommer i löst form i förhållande till den del som är partikelbunden (Naturvårdsverket 2017). Halkbekämpning som sand, grus, salt men även dubbdäck, tros kunna ge upphov till säsongsvariationer i metallernas variation av sammansättning (SWECO 2010). Eftersom dagvattens sammansättning kan variera mycket beroende på vart det kommer ifrån, kan det vara svårt att dra generella slutsatser om dagvatten. Avgörande faktorer som pH, organiskt material och mängden partiklar beror i hög grad på avrinningsområdets egenskaper och vilken typ av verksamhet som bedrivs inom området.

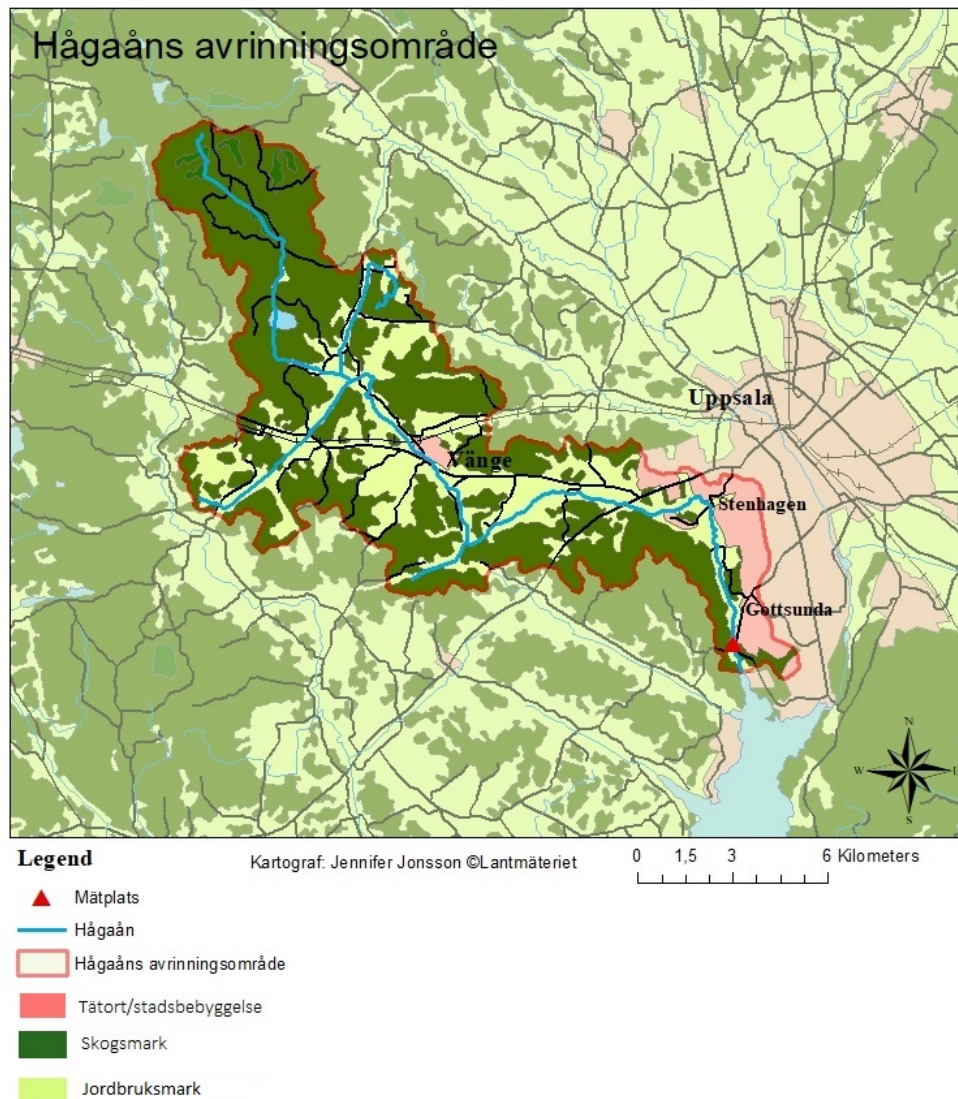
Vissa tendenser går dock att urskilja för olika typer av metaller. En studie av dagvatten från norra Sverige där halterna av Cd, Cr, Cu, Ni, Pb och Zn undersökts visar att Pb och Cd var de metaller med den högsta partikulära fraktionen. Cu och Zn visade sig ha de lägsta partikulära fraktionerna av de undersökta metallerna. Studien visar även att partikulära halter av de undersökta metallerna korrelerade väl med SS (Galfi et al. 2017). En sammanställning av dagvattenundersökningar från 294 olika mätplatser, från sex kontinenter (Afrika, Asien, Australien,

Europa, Nord- och Sydamerika) visade att Pb och Cr förekommer mest i partikelbunden form medan en större fraktion av Zn, Cu, Ni och Cd förekom i löst form (Huber, Welker & Helmreich 2016). En sammanställning av studier både från Sverige och andra delar av världen baserad på 36 referenser, visade att Pb vanligtvis förekommer till cirka 3 - 10 % i löst fraktion (medianvärden) och resterande del partikelbundet (SWECO 2010). För Cu, Cr och Zn låg motsvarande löst medianfraktion på cirka 33 - 44 %. Cd och Ni förekommer i löst medianfraktion till ungefär 50 %.

3 Material och metod

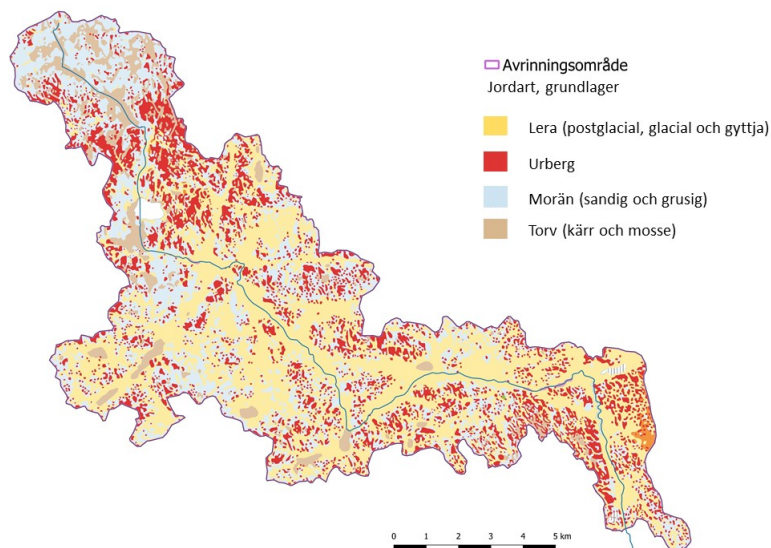
3.1 Områdesbeskrivning

Hågaån är ett ca 34 *km* långt vattendrag som rinner från Stormossen, ca 5 *km* norr om Fibysjön, förbi Uppsalas västra delar, för att till sist mynna ut i Mälaren-Ekolen, se Figur 5. Hågaån innefattar de tre delsträckorna Fibyån, Vängeån och Hågaån. Hågaåns totala avrinningsområde (omfattar även Fibyån och Vängeån) är 122 *km*² stort. Det består till största del av skogsmark (61 %) och jordbruksmark (22,92 %) men även till viss del av tätort och hårdgjorda ytor (7,5 %) (SMHI u.å.). Hågaån kan alltså anses vara ett dagvattenpåverkat vattendrag till viss del. Dagvatten från stadsdelarna Gottsunda, Stenhagen med flera, rinner ut uppströms mätplasten. Dagvatten tillkommer även från samhället Vänge som ligger längre upp i avrinningsområdet, se Figur 5 (WRS 2019a).



Figur 5: Översiktlig bild över Hågaåns avrinningsområde. Provpplatsen vid Lurbobro där mätningarna utförts är utmärkt med en röd triangel. (Hågaåns avrinningsområde 2020)

De dominerande jordarterna i området är morän och lera, se Figur 6. Skogsområden återfinns främst på moränjord, medan jordbruksmarken oftast återfinns på lerjordar. De partiklar som transporteras från jordbruksmarken är lerpartiklar som frigörs genom erosion i sprickor i marken och vid dräneringsrör, samt genom ytavrinning om marken är mättad med vatten. Enligt Ljung, Otabbong & Selinus (2006) finns naturligt förhöjda halter av As, Cd, Cu, Co, Cr och Ni i jordarna runt Uppsala. Koncentrationerna av Hg och Pb är låga och koncentrationerna av V och Zn är i samma skala som resten av Sverige. Vattnet i Hågaån har påverkan både från lerig jordbruksmark och dagvatten. Metaller i Hågaån kan alltså komma från både jordbruksmark och dagvatten. Vattenföringen i ån ligger i medeltal på $0,68 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sett över hela året (SMHI u.å.).



Figur 6: Översiktlig bild över Hågaåns avrinningsområde som visar de vanligaste jordarterna i området. (WRS 2019b)

Hågaåns nuvarande ekologiska status är klassificerad som *Måttlig* och den nuvarande kemiska statusen är klassificerad som *Uppnår ej god* (VISS u.å.). Hågaåns ekologiska status bedöms som *Måttlig* baserat på parametrarna övergödning och försämrade konnektivitet och morfologi. *Måttlig* ekologisk potential är nivån under den godkända nivån *God*. Hågaåns kemiska status är *Uppnår ej god* kemisk status (ibid.). Detta är dock endast baserat på förekomst av kvicksilver (Hg) och polybromerade difenyletrar (PBDE) i fisk. Samtliga vattenförekomster i Sverige bedöms ha för höga halter av dessa ämnen beroende atmosfärisk deposition. Övriga ämnen och föroreningar är ej klassificerade i Hågaån. Hågaån rinner ut i sjön Ekoln som är en del av Mälaren. I Ekoln bedöms halterna av Cd och Ni klara de bestämda miljö kvalitetsnormerna, medan Pb, Cu, Cr, Zn ej är klassade och Hg är icke godkänd (ibid.).

3.1.1 Dagvatten i avrinningsområdet

Dagvatten som tillförs Hågaån kommer från Vänge tätort och stadsdelarna Stenhagen och Gottsunda samt från delar av Flogsta, Ekeby, Eriksberg och Norby i Uppsala. De hårdgjorda ytorna i Stenhagen och Gottsunda består till största del av villaområden och flerfamiljshusområden, därefter kontors- och handelsområden (Uppsala Vatten och Avfall 2015). Några större vägar, som Riksväg 55 och Vårdsätravägen/Lurbovägen, finns även inom avrinningsområdet.

Uppsala kommun planerar att bygga en dagvattenpark i närheten av Hågaån för att ta hand om dagvatten från det växande Gottsundaområdet. Gottsunda planeras att förtätas med ca 5 000 - 7 000 nya bostäder och med fler verksamheter som affärer, förskolor, skolor och arbetsplatser inom en snar framtid. Därför vill Uppsala kommun och Uppsala Vatten och Avfall anlägga en multifunktionell dagvattenpark i södra Gottsunda för att ta hand om det dagvatten som kommer att genereras vid förtätningen (Bjerking 2018). Förtätningen får inte innebära att miljö kvalitetsnormerna för Hågaån försämras. Dagvattenparken är även tänkt att behandla dagvatten från redan existerande hårdgjorda ytor. Förutom Gottsunda dagvattenpark planeras även åtgärder för rening av dagvatten från Flogsta och Eriksberg. Uppsala Vatten och Avfall arbetar med ett åtgärdsprogram, *Uppsala dagvattenplan*, som syftar till att anlägga reningsanläggningar för

dagvatten från befintliga områden eftersom det finns behov av att minska framför allt fosforbelastningen på Hågaån (WRS 2019a).

Ytan som dagvatten från Vänge alstras på uppskattas till knappt 76 *hektar* (ibid.). Området som Vänge tätort utgör har en relativt låg hårdgörningsgrad eftersom den dominerande markanvändningen är villaområde (52 %). Belastningsberäkningar gjorda i modellverktyget Storm Tac visar på en belastning till Hågaån från dagvatten till 2,8 $kg\ år^{-1}$ för Cu och till 10 $kg\ år^{-1}$ för Zn (ibid.).

3.2 Mätmetoder i fält och lab

Manuella vattenprov uttas varannan vecka strax uppströms Lurbo bro i Hågaån av Sveriges Lantbruksuniversitets universitets (SLU) på uppdrag av Uppsala kommun. De uttagna vattenproverna analyseras sedan i SLU:s laboratorium för Geokemi (Vattenkemiska laboratoriet). Laboratoriet är ackrediterat av SWEDAC sedan 1992 för ett 40-tal olika analysparametrar samt provtagningar (ack.nr. 1208).

Konduktivitet mäts i laboratoriet enligt SS-EN 27 888-1 (ISO 7888:1985) med instrumentet Radiometer CDM 210 Conductivity Meter med flödesmätcell CDC 511T 4 pol. Mätningen utförs vid 25 °C och anges i mSm^{-1} . Turbiditet mäts enligt SS-EN ISO 7027 med en turbidimeter av märket Hach 2100AN IS (870 nm, mätvinkel 90°) och enheten som används är *FNU*. pH mäts enligt Svensk Standard SS-EN ISO 10523:2012 (modifierad), analysen sker vid 25 °C och inom kalibreringsområde 4 – 7. Totalt organiskt kol (TOC) mäts enligt Svensk Standard SS-EN 1484 utg. 1 med instrumentet Shimadzu TOC-VCPH med TNM-1 modul och automatisk provväxlare. Halten metaller i vatten mäts enligt ICP-MS, SS-EN 17294-2:2005 (SLU 2019).

De metaller och halvmetaller som analyserades i stickproverna var aluminium (Al), arsenik (As), bly (Pb), järn (Fe), kadmium (Cd), kisel (Si), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), mangan (Mn), nickel (Ni), vanadin (V) och zink (Zn) men också de större konstituenterna kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na) och kalium (K). Samtliga metaller, utom de större konstituenterna, analyserades angående förhållande till vattenkvalitetsparametrar. Endast de metaller som uppvisade tillräckligt stark korrelation med turbiditet valdes ut för vidare analys.

Turbiditet och konduktivitet mättes även kontinuerligt på plats i Hågaån med uppkopplade sensorer av modellen InSitu AquaTroll 600. Mätningar gjordes var 15:e minut och data skickades via GSM-nätet varje timme. Inför varje mätning rengjordes sensorn automatiskt med en roterande borste. Sensorn har varit installerad i vattendraget sen i oktober 2017, och batteribyte och kalibrering har genomförts regelbundet. Själva mätsonden var installerade i ett rör med låsbart lock. Röret var placerat på marken så att den ena änden sticker ut i vattnet. Änden hamnar en bit ut i vattendraget för att representera vattendragets huvudflöde på lagom nivå där sonden ska sitta. Genom att låta röret ligga snett med flödesriktningen undviks att skräp fastnar på röret samt underlättar för isflak under islossningen att enkelt glida förbi utan att fastna, se Figur 7b. Nedre änden av röret var perforerat så att vattnet kunde strömma igenom, och försett med en sprint i mynningen så att sonden inte kunde ramla ut.



(a) En provtagningsflaska med tillhörande hållare för att kunna ta manuella stickprov i ån. (Jonsson 2020d)



(b) Det svarta röret som går ner i vattnet innehåller den sensor som mäter turbiditeten. (Jonsson 2020e)

Figur 7: Figurerna visar hur mätningarna i Hågaån har gått till. Det manuella uttagen av stickprov har utförts två gånger i månaden, se Figur 7a. Den kontinuerliga mätningen av turbiditet har utförts med sensor placerad i Hågaån, se Figur 7b.

Turbiditeten mäts enligt SS-EN ISO 7027 och sensorn har en noggrannhet på $\pm 2\%$ av avläsningen. Konduktivitetsmätningarna är temperatursjusterade för att motsvara mätningarna på lab (25°C) och är utförda enligt Standard Methods 2510, EPA 120.1. Mätningen har en noggrannhet på $\pm 0,5 - \pm 2\%$ beroende på i vilket mätområde den utförs (In-Situ 2016). De sensorbaserade mätningarna sammanställdes till dygnsmedelvärden för att lättare kunna användas vid beräknet av ämnestransporter.

Manuella vattenprover har även uttagits vid larm från turbiditetssensorn om hög turbiditet. Larmgränsen var satt till 50 FNU för att få mätningar med hög turbiditet. Genom att få med dessa mätningar blev de framtagna modellerna mer trovärdiga och rättvisande även i det högre turbiditetsspannet, eftersom dessa korta tillfällen annars ofta missas i provtagningen varannan vecka. De manuella vattenproven uttogs med provflaska fästa på en stång för att få ett prov som var representativt för vattendragets huvudflöde, se Figur 7a. För en sammanställning av information om mätningarna, se Tabell 1.

Tabell 1: Sammanställning över information om de utförda mätningarna.

Sammanställning av mätinformation	
Mätplats	Lurbo bro, Uppsala, Sverige
Frekvens uttag stickprov	2 ggr månad^{-1}
Antal uttagna stickprov	120 st
Larmnivå extra stickprov	50 FNU
Antal uttagna extra stickprover	2 st
Mätfrekvens sensor	var 15:e minut
Mätperiod	oktober 2017 tom. mars 2020
Analyserade metaller	Al, As, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Si, V, Zn
Uppmätt med sensor	Turbiditet, konduktivitet
Uppmätt på lab	Samtliga metaller, turbiditet, konduktivitet, TOC, pH

3.3 Beräkningsmetoder

3.3.1 Regressioner och korrelation

För att hitta en modell som kunde prediktera metallhalterna undersöktes sambandet mellan metaller och turbiditet, konduktivitet, TOC och pH med linjär regression. Alla modeller och statistiska beräkningar utfördes i statistikprogrammet JMP.

Syftet med regressionen var att med hjälp av en uppmätt variabel (x) (turbiditet, konduktivitet, TOC, pH) kunna förutsäga halterna av olika metaller (y). Linjär regression är en metod för att beskriva ett linjärt statistiskt samband mellan en responsvariabel y och en förklarande variabel x . Vid *enkel linjär regression* antas att en responsvariabel y beror systematiskt av en förklarande variabel x genom en linjär funktion $y = \alpha + \beta x$, där α och β är parametrar (okända konstanter) (Nationalencyklopedin u.å.[b]). Vid *multipl regression* används flera förklarande variabler istället för bara en, som vid enkel linjär regression. För att hitta den modell som bäst kunde prediktera metallhalterna undersöktes även multipla regressioner för de olika förklarande parametrarna, turbiditet, konduktivitet, TOC och pH.

För att beskriva hur väl två parametrar korrelerar med varandra finns olika test och metoder att använda. De två korrelationskoefficienter som användes för att testa sambanden mellan metaller och olika parametrar var p -värde och R^2 -värde.

p -värdet är ett mått på sannolikhet som används vid hypotestest. Målet med hypotestest är att bestämma om det finns tillräckligt mycket bevis för att stödja en viss hypotes rörande den insamlade datan. Två hypoteser formuleras; nollhypotesen H_0 och den alternativa hypotesen H_1 . H_0 innebär att det observerade sambandet endast är ett resultat av slumpen. H_1 innebär att den relation som iakttagits verkligen finns i datan. p -värdet beskriver sannolikheten för att observera en nollskild korrelationskoefficient i den insamlade data när H_0 är sann. Ett lågt p -värde gör att H_0 kan förkastas. Vanligtvis brukar ett p -värde som är mindre än 0,05 innebära att H_0 förkastas till förmån för H_1 (JMP.com u.å.[a]). p -värde < 0,05 innebär en signifikansnivå på 5 %. En faktor som kan påverka p -värdet är stickprovernans spridning. Ju större standardavvikelsen är, desto lägre tenderar p -värdet att bli (Dahiru 2008). Även antalet stickprover kan påverka p -värdet. De använda p -värdena baseras på ensidiga t -test gjorda i JMP.

Korrelationskoefficienten R^2 (kvadraten på den multipla korrelationskoefficienten) beskriver hur stor andel av den totala kvadratiske variationen i responsen y som förklaras av modellen. R^2 kan alltså sägas vara regressionsmodellens förklaringsgrad (JMP.com u.å.[b]). Vid multipla regressioner används $R^2_{adjusted}$ istället för R^2 . Detta eftersom R^2 kan öka när fler parametrar adderas till modellen även om parametrarna inte är signifikanta. $R^2_{adjusted}$ korrigeras för varje adderad term som läggs till i modellen. Om en variabel inte förklarar variationen i responsvariabeln så sänks värdet på $R^2_{adjusted}$ (JMP.com u.å.[c]).

Beroende på i vilket syfte regressionen ska användas ställs olika krav på data. Om metodens syfte är att förutsäga y baserat på x ställs endast kraven att y är linjärt relaterat till x (korrekt modellform) samt att den data som använts till att anpassa modellen är representativ för det modellen ska användas för att prediktera (Helsel & Hirsch 1992). Det hade till exempel inte kunnat anses representativt om endast data för sommarhalvåret hade funnits eftersom flödesmönster och konduktivitet kan fluktuera över året.

Tabell 2: Sammanställning över hur starka sambanden som utläses från R^2 -värdena kan anses vara. Hur starka sambanden bedöms vara avgörs så klart även till stor del i vilket sammanhang det kommer att användas.

Värde på R^2	Sambandets styrka
0 - 0,19	Mycket svagt
0,20 - 0,39	Svagt
0,40 - 0,69	Måttligt
0,70 - 0,89	Starkt
0,90 - 1	Mycket starkt

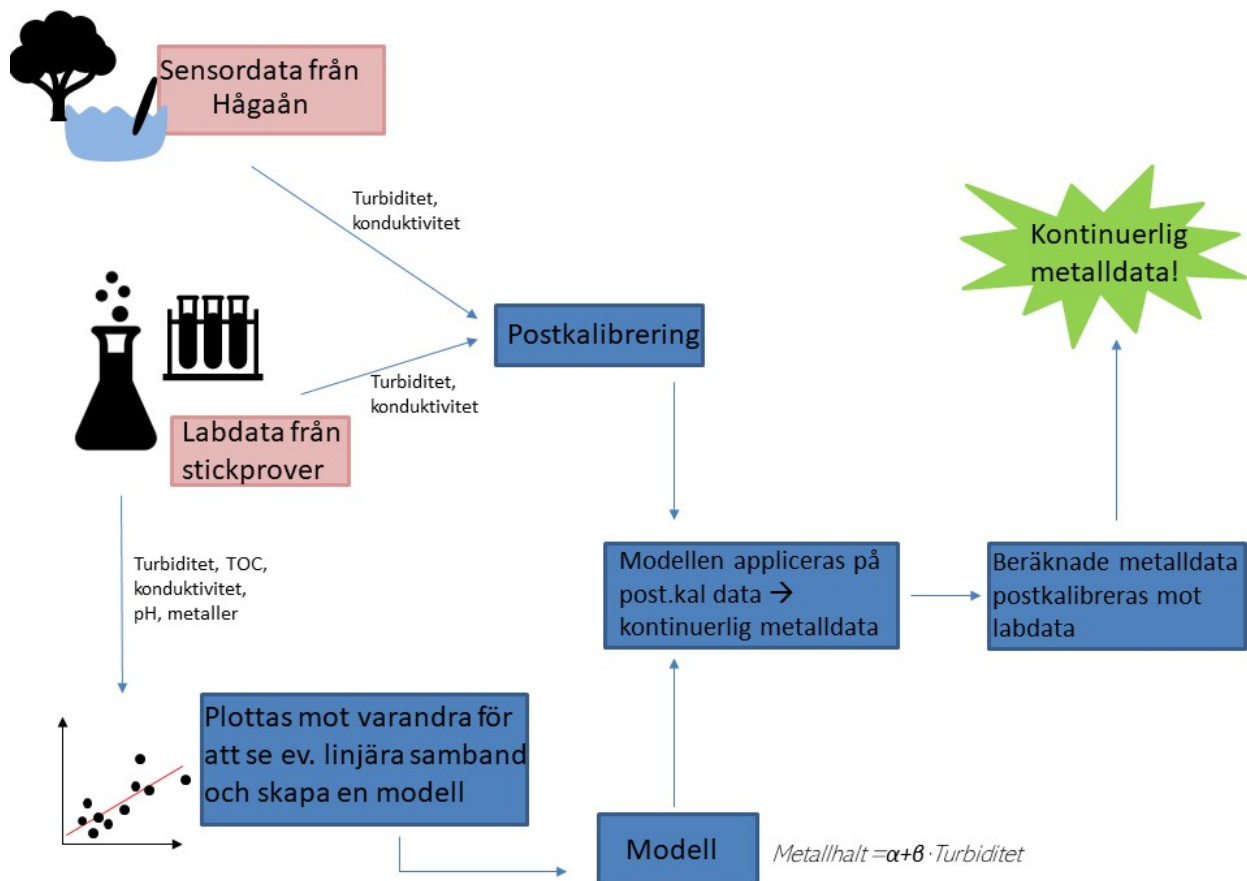
3.3.2 Beräkning av kontinuerliga metallhalter från sensordata

Beräkningen av kontinuerliga metallhalter görs i följande steg:

1. Postkalibrering av turbiditet uppmätt med sensor. Det görs för att kompensera för eventuell drift i turbiditetssensorn. Postkalibreringen innebär att labdata (stickprover analyserade på lab) antas vara korrekta och att mellanrummet mellan mätpunkterna fylls ut med sensordata genom att justera kurvan vid varje punkt.
2. Från dessa data beräknas sedan modellerade metallhalter från turbiditeten med regressions sambanden.
3. Därefter görs ytterligare en postkalibrering mot metallhalten för att kompensera för att sambandet mellan metallhalt och turbiditet inte är konstant över tiden. Säsongsvariationer skulle kunna förekomma.

Postkalibreringen innebär att förhållandet mellan sensordata och labdata justeras så att de överensstämmer med varandra. För utförandet av detta användes ett Python-skript baserat på en multiplikativ metod. De på lab uppmätta data antas vara korrekta och den kontinuerliga sensordatan fås i skriptet att följa dessa där de skiljer sig åt. Den multiplikativa postkalibreringsmetod som används fungerar i princip så att varje sensordatavärde justeras med en korrektionsfaktor som beror på de labanalysdata som är närmast före och efter sensordatan. Den multiplikativa korrektionsfaktorn beräknas utifrån kvoten mellan dessa labdata och de sensordata som de delar datum med, samt var på tidslinjen mellan labdatan som varje sensordatavärden ligger.

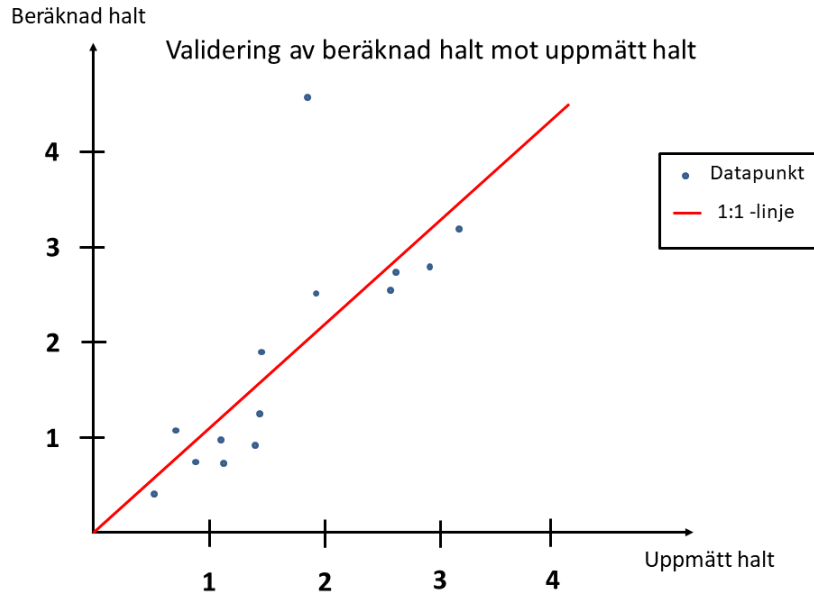
Turbiditetsdata från sensorn postkalibreras mot turbiditetsdata från stickprov innan datan används för att beräkna det linjära sambandet mellan metaller och turbiditet, se Figur 8. Även den beräknade metalldata postkalibreras mot metallhalter uppmätta på lab från stickprover. För en översikt över datahanteringen, se Figur 8.



Figur 8: Stickprov inhämtas från Hågaån och analyseras på lab. Denna data kallas hädanefter lab-data. Data samlas även kontinuerligt från Hågaån via en sensor placerad i vattendraget, sensordata. Labdata används för att postkalibrera sensordata. Labdatan används också för att hitta linjära samband och genom det skapa modeller för att beräkna metallhalter. Modellen appliceras sedan på den postkalibrerade turbiditets- och konduktivitetsdatan för att få beräknad kontinuerlig metalledata. Den kontinuerliga beräknade metalledatan postkalibreras för säkerhets skull mot labdata i form av uppmätta metallhalter. (Jonsson 2020f)

Validering av postkalibrerad data

För att se hur väl den beräknade halten överensstämde med den verkliga uppmätta halten validerades beräknad halt mot stickprover. Det gjordes genom att plocka bort vartannat uppmätt stickprov, så att stickproverna motsvarade månadsvis provtagning. Därefter postkalibrerades de beräknade metalledata mot dessa stickprov. De postkalibrerade beräknade halterna plottas sedan mot de bortplockade stickproverna, för exempel se Figur 9. Om den linjära modellen var helt perfekt hade dessa värden varit helt lika och legat på en 1:1-linje. Ju större avvikelse mellan uppmätt halt och beräknad halt, desto längre från 1:1-linjen hamnar punkterna. Denna metod valdes för validering istället för att dela upp datan i två delar och använda ett dataset för att skapa modellen och det andra för att testa modellens tillförlitlighet. Att dela upp datan skulle inte ha varit en bra valideringsmetod för den här studien eftersom variationerna över olika årstider var för stor och skulle kunna leda till felaktiga tolkningar. Dessutom fanns endast en begränsad mängd data som sträcker sig över ett par år. Naturliga variationer i mängden nederbörd och även i vilken form nederbörden förekommer skulle kunna påverka resultatet och därför krävs längre tidsserier om validering ska göras med hjälp av en uppdelning av resultatet.



Figur 9: Figuren visar ett teoretiskt exempel på hur en graf för validering skulle kunna se ut, den visar inget faktiskt resultat. Beräknad data kan valideras genom att jämföras med uppmätta stickprov. Ju större avvikelse mellan uppmätt och beräknad halt, desto längre ifrån 1:1-linjen hamnar punkterna. (Jonsson 2020g)

3.3.3 Transportberäkningar

Vid beräkning av metalltransporter beräknades först medelhalter över dygnet för metallerna. Dessa multiplicerades sedan med dygnsmedelflödet i Hågaån för att få dygnstransporter, se Ekvation 1. Dygnstransporterna summeras sedan till månads- och årstransporter, se Ekvation 2. Den vattenföringsdata som beräkningarna baserades på kommer inte från Hågaån. Flödet i Hågaån uppskattas med hjälp av flödesmätningar från den närliggande Sävjaån (stationsnr 2247), se Ekvation 3. Denna omräkning är en bättre uppskattning av vattenföringen i Hågaån än att använda flödesdata modellerad med SMHIS:s S-HYPE (Back 2020).

$$\text{Dygnstransport} = M_{\text{konc.}} \cdot Q_{\text{Hågaån}} \quad (1)$$

$$\text{Månadstransport} = \text{summan av dygnstransporterna under månaden} \quad (2)$$

$$M_{\text{konc.}} = \text{Metallkoncentration} \left[\text{kg m}^{-3} \right]$$

$$Q_{\text{Hågaån}} = \text{Dygnsmedelflöde i Hågaån} \left[\text{m}^3 \text{dygn}^{-1} \right]$$

$$Q_{\text{Hågaån}} = Q_{\text{Sävjaån}} \cdot \left(\frac{A_{\text{Hågaån}}}{A_{\text{Sävjaån}}} \right) \quad (3)$$

$$Q_{Hågaån} = \text{Flödet i Hågaån} \left[m^3 s^{-1} \right]$$

$$Q_{Sävaån} = \text{Flödet i Sävaån} \left[m^3 s^{-1} \right]$$

$$A_{Hågaån} = \text{Hågaåns avrinningsområde} \left[km^2 \right]$$

$$A_{Sävaån} = \text{Sävaåns avrinningsområde} \left[km^2 \right]$$

Känslighetsanalys

En vanlig mätfrekvens för vattenprov är att ta ett stickprov en gång i månaden. I Hågaån har mätfrekvensen varit något högre, ca två gånger i månaden. För att få en uppfattning om hur stor påverkan mätfrekvensen har på transportberäkningarna gjordes en känslighetsanalys. Den utfördes genom att transporter beräknades från olika underlag:

1. **Kontinuerlig mätning** - de beräknade metallhalterna (baserade på postkalibrerade turbiditetsmätningar samt postkalibrerade mot metalldata från lab)
2. **Prov uttaget två gånger i månaden** - de metallhalter som uppmäts på lab (från stickprov) två gånger i månaden
3. **Månatlig provtagning** - vartannat värde från de uppmätta halterna (vartannat värde tas bort för att simulera en månadsvis provtagning)

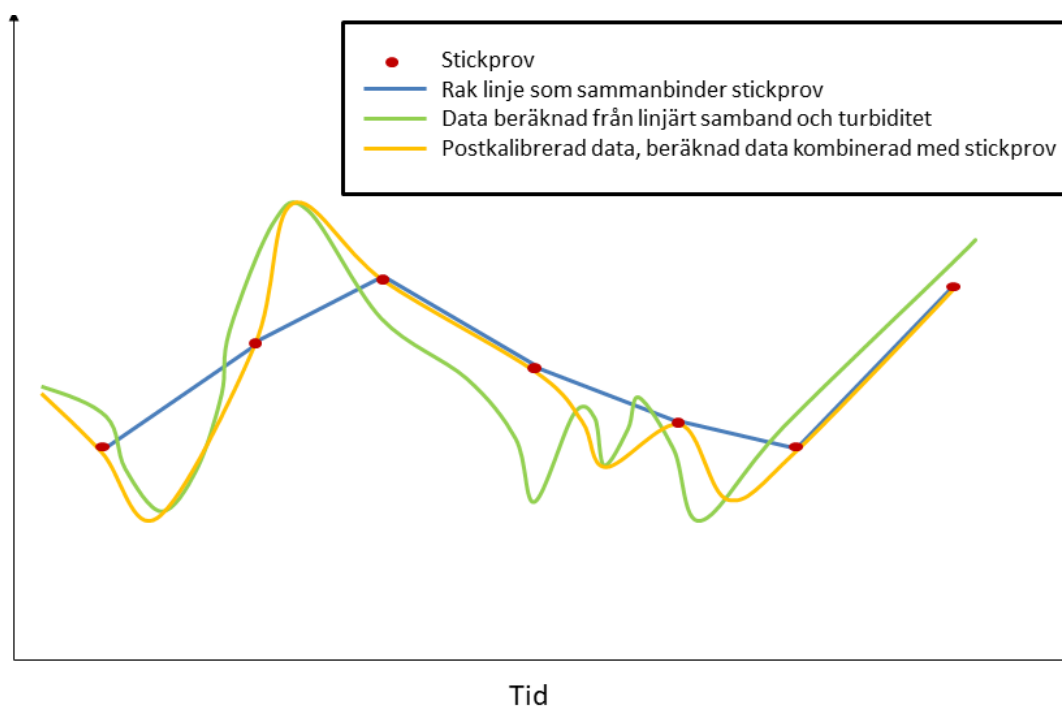
Genom detta förfarande kunde en bedömning av hur mätfrekvensen påverkar transportberäkningar genomföras. För Pb och Zn gjordes även beräkningar av månadstransporter baserad på ej postkalibrerad metalldata. Det gjordes för att kunna se vilken effekt postkalibreringen hade på transportberäkningarna, samt att se om denna effekt var olika beroende på R^2 -värdets storlek.

Linjär interpolering och sensordata

Vanligtvis vid uttag av stickprover linjärinterpoleras data mellan proverna. Postkalibrerad metalldata beräknade från turbiditet kan användas på olika sätt för att få en bättre och mer tillförlitlig modell, och/eller användas för att få en mer kontinuerlig datainsamling vid insamling av stickprov. Hantering av data kan ske enligt enligt olika metoder:

Metod

1. Uttag av stickprover som analysera på lab. För att kunna säga något om data under de tidpunkter då inget stickprov uttagits sammanbinds datapunkterna endast med räta linjer. Ett antagande görs då att data är linjär mellan de uppmätta punkterna, se Figur 10.
2. Vid användning av en indirekt mätmetod som turbiditet insamlas data regelbundet med sensor. Data från sensorn översätts genom ett linjärt samband $y = \alpha + \beta x$ till den data som sambandet beskriver, se Figur 10.
3. Genom postkalibrering kan de två metoderna kombineras. Metoden innebär att en högre trovärdighet sätts till den data som är uppmätt på lab genom stickprover. Att dra räta linjer mellan datapunkterna är förenat med stora osäkerheter. Istället för de räta linjerna kan då indirekt uppmätt data från sensorn användas, se Figur 10. Den beräknade datan kan användas för att fylla igen de tidsperioder då inga stickprov är uttagna.



Figur 10: Grafisk beskrivning över hur data kan hanteras. Både stickprover och turbiditet (Metod 1 resp. Metod 2) kan användas som fristående metoder, men de kan även kombineras med hjälp av postkalibrering (Metod 3). (Jonsson 2020h)

Samtliga tre metoder som beskrivs ovan är användbara. Dock bör metoden anpassas efter vad den insamlade data ska användas till. För att beräkna månadstransporter från de uttagna stickproverna (månatlig provtagning och prov uttaget två gånger i månaden) användes programmet FLOWNORM, ett Excelmakro. FLOWNORM beräknar månadstransporterna med hjälp av linjär interpolering och summerar ihop till månadstransporter, *Metod 1*, se Figur 10 blå linje. Vid beräkningar av månadstransporter från kontinuerliga mätningar användes postkalibrerad data, *Metod 3*, se Figur 10 gul linje. Månadstransporter beräknade från ej postkalibrerad data gjordes för Pb och Zn enligt *Metod 2*, se Figur 10 grön linje.

Skillnader mellan månadstransporter

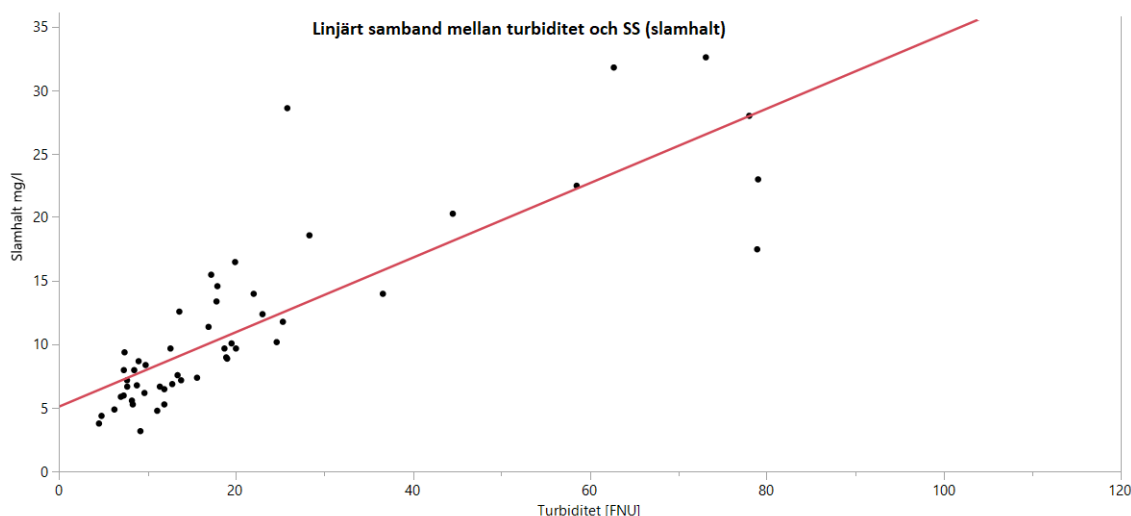
Transportberäkningar gjordes för varje månad beräknade från beräknad halt (postkalibrerad och ej postkalibrerad) och uppmätt halt (två gånger i månaden och månadsvis). För att se skillnader mellan transporterna beroende på vilket underlag de var beräknade från jämfördes totala årstransporter. De beräknades genom att lägga ihop alla månadstransporter under ett år. För att även undersöka skillnaderna statistiskt gjordes en ANOVA-analys. Analysen är en statisk metod där variansen analyseras för att se skillnader mellan olika grupper av data (JMP.com u.å.[d]). ANNOVA-analysen gjordes i JMP.

4 Resultat

4.1 Linjära samband

4.1.1 Korrelation mellan turbiditet och SS

Studien inleddes med att undersöka ett eventuellt samband mellan turbiditet och SS (även benämnd som slamhalt). Om ett sådant samband påträffas är möjligheten stor att det finns samband mellan partikelbundna metaller och turbiditet. Sambandet mellan turbiditet och slamhalt (suspenderat material, SS) kan anses vara starkt då resultatet visade på ett R^2 -värde på 0,77 och ett p -värde $< 0,0001$, se Figur 11. Turbiditeten kan därför anses öka när halten av SS ökar. De flesta avvikelser från trendlinjen finns vid högre värden för slamhalt och turbiditet.

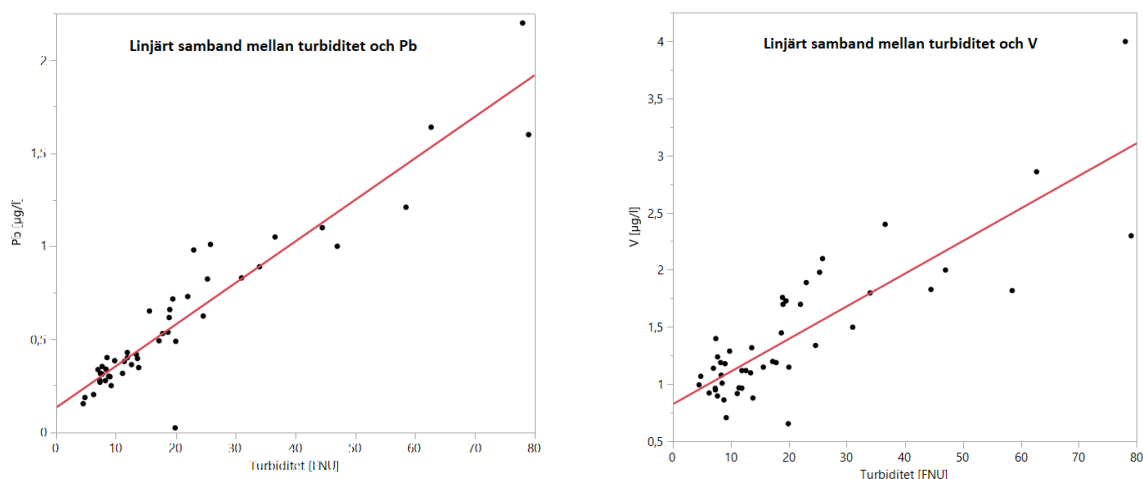


Figur 11: Sambandet mellan turbiditet och slamhalt (suspenderat material, SS) kan anses vara starkt med ett R^2 -värde på 0,77 och ett p -värde $< 0,0001$. Den röda linjen är trendlinjen.

4.1.2 Samband mellan metaller och vattenkvalitetsparametrar

Sambanden mellan metaller och olika vattenkvalitetsparametrar undersöktes därefter. I Tabell 3 redovisas en sammanställning över hur väl samtliga analyserade metaller korrelerar med turbiditet, konduktivitet, TOC och pH. Ett starkt linjärt samband fanns mellan Pb, V, Al och turbiditet, se Tabell 3 och Figur 12. Även p -värdena för dessa metaller samband var låga ($p < 0,0001$) vilket ger trovärdighet till sambanden och gör det mindre sannolikt att sambanden skulle bero på slumpen. Det fanns också ett måttligt starkt samband mellan Fe, Cr, Cu, Zn och turbiditet. Metallerna Mn, Si, As, Cd, Co och Ni visade svaga/mycket svaga samband med turbiditet.

Det fanns ett måttligt starkt linjärt samband mellan Cu och konduktivitet. Mellan Cd, Si, Ni och TOC fanns ett måttligt starkt samband. Övriga undersökta metaller visade endast svaga samband med TOC. Mellan pH och de olika metallerna hittades endast svaga eller mycket svaga samband. Sambanden var positiva för turbiditet och TOC, det vill säga ökande värden på turbiditet och TOC visade på högre halter av metaller. Sambanden för konduktivitet och pH var negativa, vilket betyder att lägre konduktivitet och pH medförde högre halter av metaller.



(a) Det linjära sambandet mellan turbiditet och Pb bedöms vara starkt baserat på R^2 -värdet på 0,89 och p-värdet < 0,0001.

(b) Det linjära sambandet mellan turbiditet och V bedöms vara starkt baserat på R^2 -värdet på 0,71 och p-värdet < 0,0001.

Figur 12: Figurerna visar de linjära modellerna för Pb (Figur 12a) och V (Figur 12b). Den röda linjen är trendlinjen. Liknande figurer gjordes för samtliga metaller.

Samtliga metaller undersöktes även med multipel regression. Av de analyserade metallerna var samtliga utom Mn signifikanta i förhållandet till turbiditet < 0,05. De variabler som gav högst värde på R^2_{adj} och som bedömdes vara signifikanta var turbiditet och TOC. Resultatet från de multipla regressionerna visade att sambanden förbättrades något om en modell med konduktivitet och turbiditet användes i jämförelse med att endast använda turbiditet, för vissa metaller som Al, Cd, Cr, Cu och Zn, se Tabell 3. För andra metaller blev sambanden lika eller sämre om konduktivitet och turbiditet kombinerades. Sambanden förbättrades endast något för Cd, Cr, Cu och Zn om pH och turbiditet användes i jämförelse med att endast använda turbiditet. För övriga metaller var sambanden likvärdiga eller sämre, se Tabell 3.

Sambanden förbättrades i högre grad för vissa metaller vid en modell som innehöll både TOC och turbiditet. Sambanden förbättrades i synnerhet för Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni och Si. Detta är särskilt intressant för Cr och Cu som båda uppvisar starka samband med R^2_{adj} -värden på 0,77. Dock verkar den multipla regressionen endast höja R^2_{adj} för Al, Cr, Cu och Fe i någon större utsträckning. Endast de metaller vars R^2 - och R^2_{adj} -värde översteg 0,6 bedömdes ha tillräckligt starka samband för att kunna användas som prediktion av metallhalter. Att använda R^2 -värde > 0,6 är en vanlig gränsdraging vid analys av den här typen av samband då en viss förklaringsgrad mellan data krävs (Ottander 2019; Fölster et al. 2019; Nasrabadi et al. 2016).

Tabell 3: Sammanställning över hur väl olika metaller korrelerar med turbiditet, konduktivitet, TOC och pH. Detta beskrivs med R^2 -värde. Konduktivitet, TOC och pH undersöktes även tillsammans med turbiditet som multipel regression, resultatet redovisas under rubriken R^2_{adj} (förkortning av $R^2_{adjusted}$). Samtliga data baseras på manuellt uttagna stickprov analyserade på lab.

Metall	Enkel och multipel linjär regression						
	Turb R^2	Kond R^2	Kond+Turb R^2_{adj}	TOC R^2	TOC+Turb R^2_{adj}	pH R^2	pH+Turb R^2_{adj}
Al	0,74	0,31	0,78	0,23	0,83	0,07	0,75
As	0,16	0	0,12	0,09	0,23	0	0,13
Cd	0,39	0,36	0,46	0,50	0,56	0,34	0,49
Co	0,32	0,13	0,29	0,23	0,30	0,18	0,29
Cr	0,64	0,35	0,70	0,25	0,77	0,09	0,66
Cu	0,52	0,46	0,67	0,34	0,77	0,23	0,60
Fe	0,66	0,26	0,67	0,22	0,73	0,06	0,67
Mn	0	0,02	0,06	0	0	0	0
Ni	0,12	0,20	0,08	0,61	0,39	0,27	0,13
Pb	0,89	0,31	0,89	0,17	0,90	0,08	0,88
Si	0,29	0,19	0,25	0,45	0,40	0,25	0,31
V	0,71	0,24	0,71	0,14	0,72	0,04	0,70
Zn	0,59	0,26	0,58	0,13	0,63	0,18	0,62

Observationerna för turbiditet och de utvalda metallhalterna bedömdes vara oberoende av varandra. Vid utförd analys av modellens residualer framgick även att de var normalfördelade och uppvisade en konstant variation. Det betyder att de grundläggande förutsättningarna för linjär regressionsanalys i syfte att utföra prediktioner var uppfyllda för data. Därför användes sedan de linjära modellerna för att utföra beräknade halter av de utvalda metallerna.

4.2 Metallhalter uppskattade från sensordata samt uppmätta med stickprover

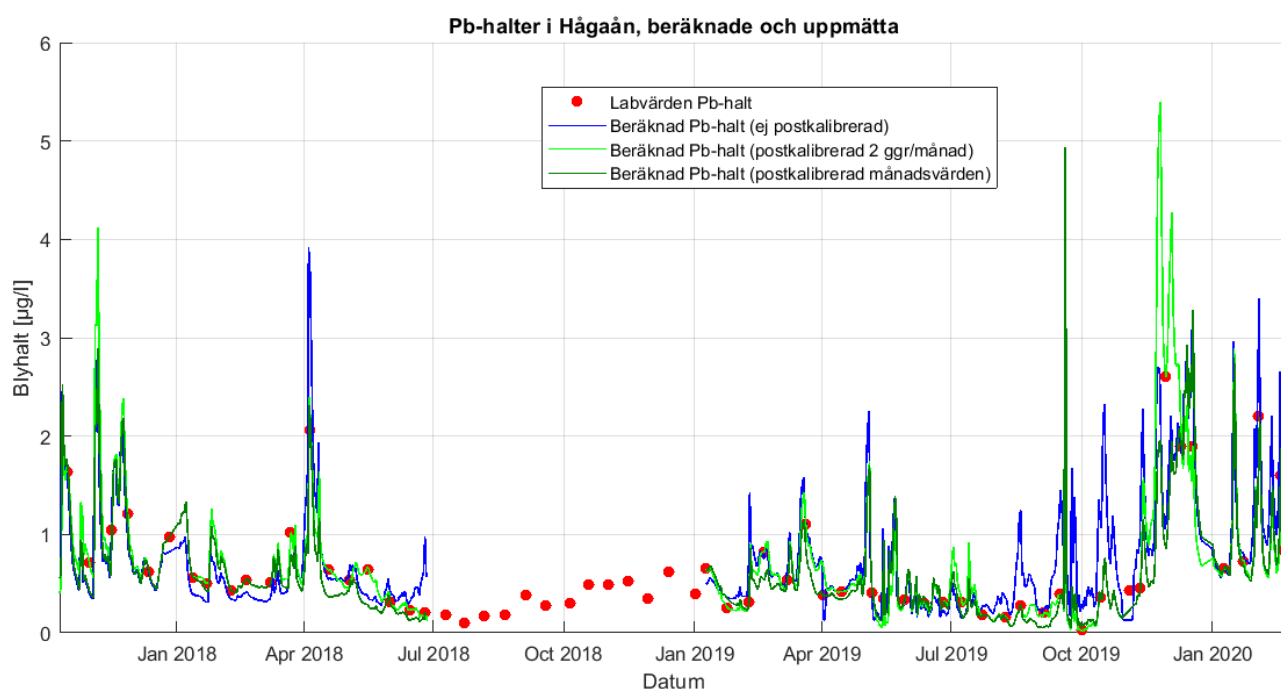
Endast de metaller som i sambandet med turbiditet visade ett högre R^2 -värde än 0,6 valdes ut för fortsatt analys. Samband med R^2 -värde $> 0,6$ bedömdes vara tillräckligt starka för att kunna användas för att modellera metallhalter från turbiditet. De metaller som valdes ut för fortsatt analys var Al, Cr, Fe, Pb, V och Zn, se Tabell 3. De metaller och halvmetaller som bedömdes ha för svaga samband med turbiditet var As, Cd, Si, Co, Cu, Mn och Ni, se Tabell 3. TOC har inte mätts kontinuerligt med sensor i Hågaån och därför baseras de predikterande modellerna endast på turbiditet.

Beräknad data från de utvalda metallerna postkalibrerades mot på lab uppmätta metallhalter. För att kunna se vilken effekt postkalibreringen hade jämfördes metallhalterna före och efter att de postkalibrerats. Vidare i rapporten vid jämförelser kommer de beräknade halter som ej postkalibrerats mot metalldata att benämnas som "ej postkalibrerade". Detta betyder bara att den beräknade data ej kalibrerats mot uppmätta metaller, den turbiditetsdata som beräkningarna grundas på är fortfarande postkalibrerad mot på lab uppmätt turbiditet. Den "ej postkalibrerade" halten förhåller sig endast till regressionssambandet och postkalibrerad turbiditetsdata från sensorn i Hågaån.

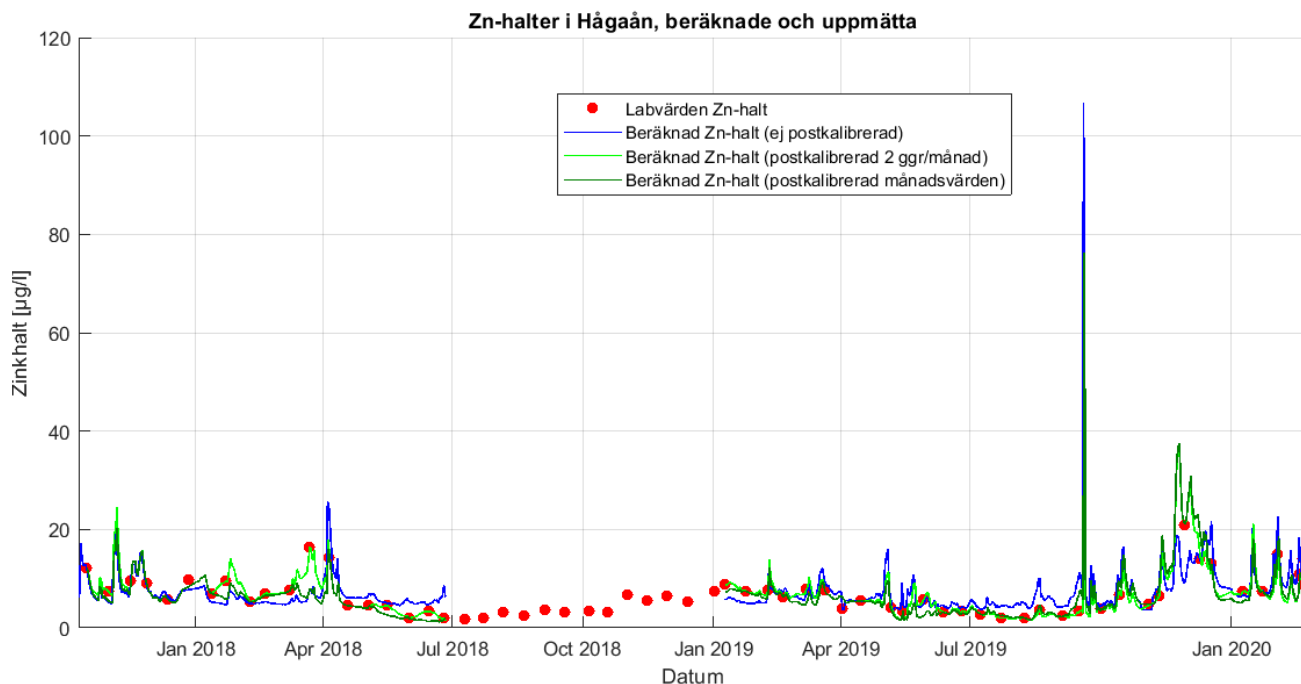
För den metall med starkast respektive svagast R^2 -värde (Pb resp. Zn) undersöktes vilken effekt postkalibreringen mot uppmätta metallhalter hade, se Figur 13 och 14. Genom att välja just Pb och Zn kunde även R^2 -värdets styrka vägas in i analysen. Resultatet indikerar att de postkalibrerade och ej postkalibrerade halterna generellt sett verkar vara mer lika varandra, i de flesta fallen, för Pb än för Zn. Detta syns tydligt under vissa perioder som exempelvis mars 2018 till juni 2018, se Figur 15. Under denna period avviker den ej postkalibrerade halten från labdata och den postkalibrerade halten ganska mycket för Zn. För Pb följs halterna åt i större utsträckning.

Under hela tidsperioden oktober 2017 till mars 2020 så bidrar postkalibreringen både med uppjusteringar och nedjusteringar i jämförelse med den ej postkalibrerade halten. Detta gäller för både Pb och Zn, se Figur 13 och 14.

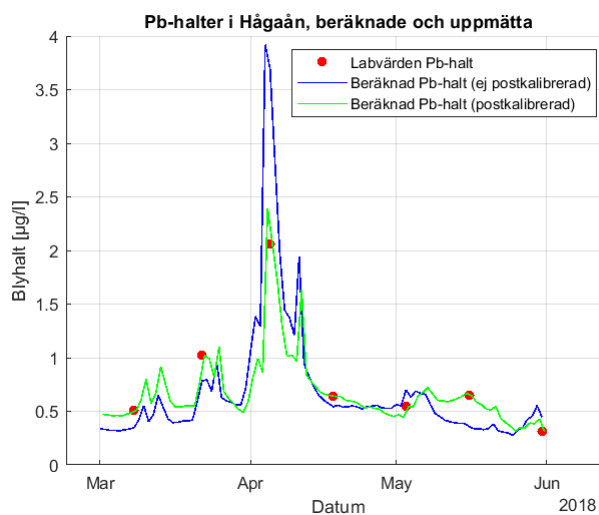
För att jämföra effekten av postkalibreringen testades att postkalibrera mot stickprov uttagna månadsvis och att postkalibrera mot stickprov uttagna två gånger i månaden. Halterna baserade på de olika postkalibreringarna visade liknande resultat både för Pb och Zn, se Figur 13 och 14.



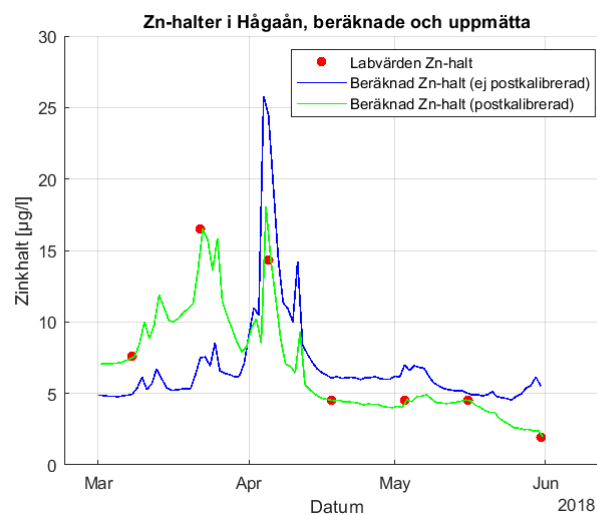
Figur 13: Figuren visar beräknad data, postkalibrerad (mot månadsvisa stickprov och 2 ggr/månad) och ej postkalibrerad, för Pb i förhållande till de halter som uppmäts i Hågaån genom stickprov. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 har turbiditetssensorn i Hågaån inte varit aktiv och därför finns ett glapp i de beräknade halterna.



Figur 14: Figuren visar beräknad data, postkalibrerad (mot månadsvisa stickprov och 2 ggr/månad) och ej postkalibrerad, för Zn i förhållande till de halter som uppmäts i Hågaån genom stickprov. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 har turbiditetssensorn i Hågaån inte varit aktiv och därför finns ett glapp i de beräknade halterna.



(a) Pb

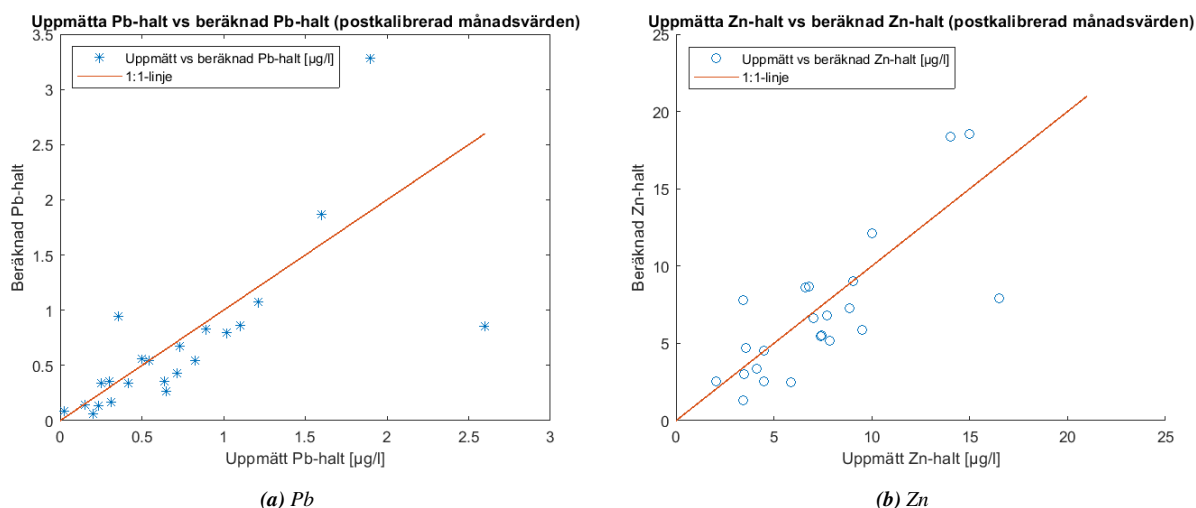


(b) Zn

Figur 15: Figurerna visar en inzoomning över perioden mars 2018 till juni 2018 för hur postkalibrerad (mot stickprover uttagna 2 ggr/månad) och ej postkalibrerad data varierar i förhållande till varandra och till uppmätta värden för Pb (Figur 15a) och Zn (Figur 15b). Skillnaden mellan postkalibrerad data och ej postkalibrerad data är mindre för Pb än för Zn.

För att validera de beräknade halter som postkalibrerats mot stickprov uppmätta månadsvis jämfördes dessa mot stickprover som ej använts för postkalibreringen. Resultaten visade att skillnaderna mellan uppmätt halt och beräknad halt inte var så stora utan stämde väl överens, se Figur 16. Uppmätt och beräknad halt var överlag mer lika för Pb än för Zn. Dock sticker två av

de högre halterna ut något för Pb genom att ligga längre ifrån 1:1-linjen, se Figur 16a. Även Zn har ett sådant utstickande värde vid högre halter, se Figur 16b.

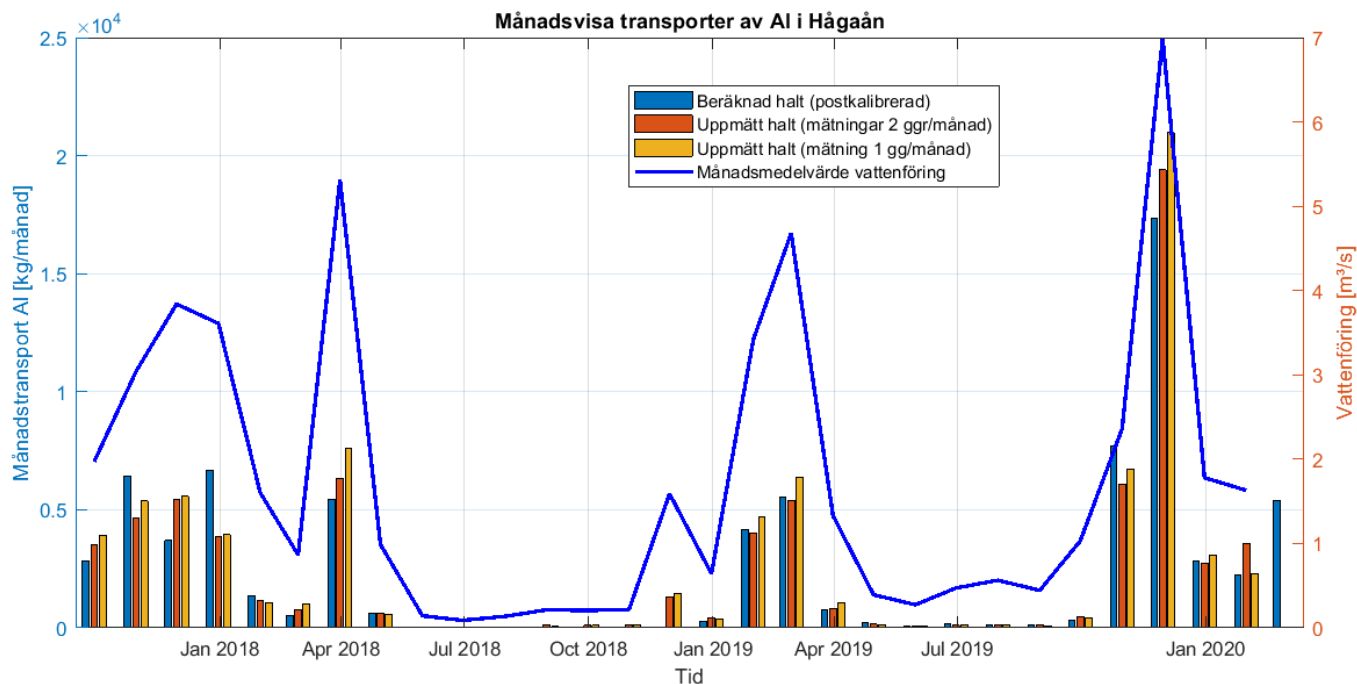


Figur 16: Figurerna visar hur de uppmätta halterna förhåller sig till de beräknade halterna. De beräknade halterna är postkalibrerade mot stickprov uttagna en gång i månaden. Den röda linjen representerar ett 1:1-samband. Det är överlag mindre skillnad mellan beräknad halt och uppmätt halt för Pb än för Zn. Dock sticker två av de högre halterna ut något för Pb genom att ligga längre ifrån 1:1-linjen, se Figur 16a. Även Zn har ett sådant värde vid högre halt, se Figur 16b.

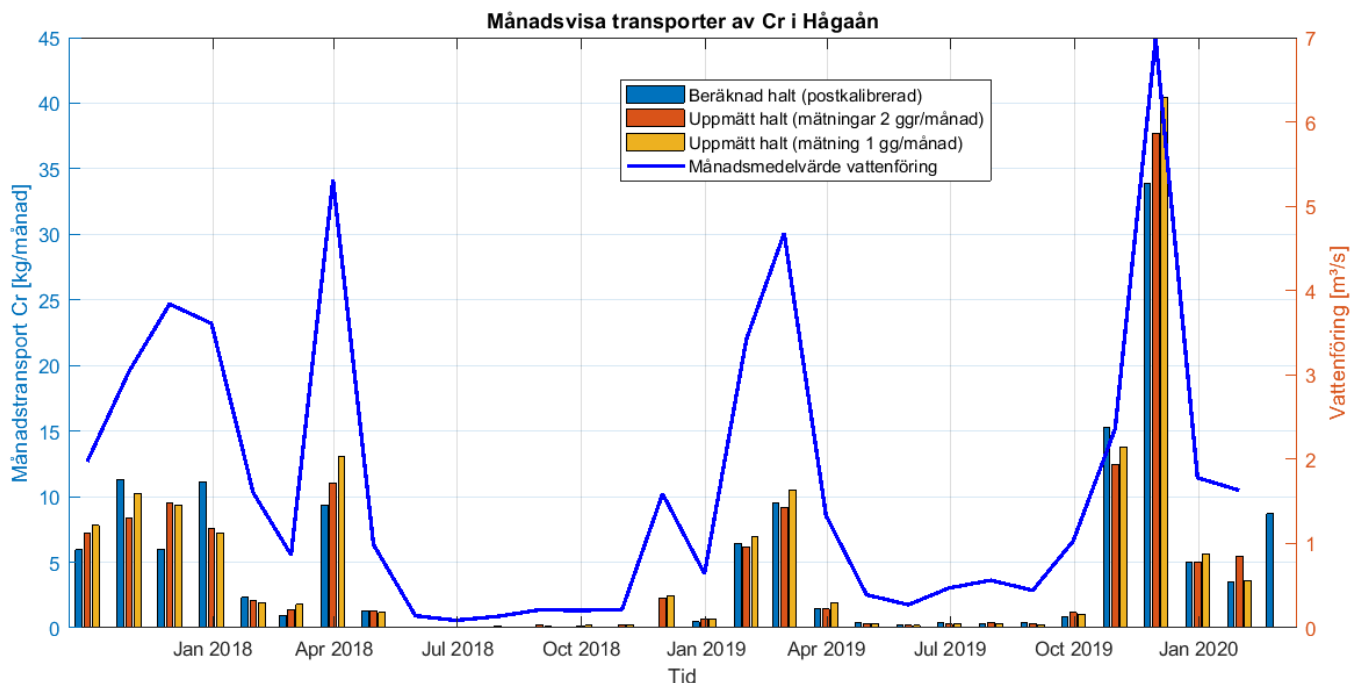
4.3 Beräknade månadstransporter av metaller

För de utvalda metallerna utfördes beräkningar över hur stora månadstransporterna av metaller var i Hågaån.

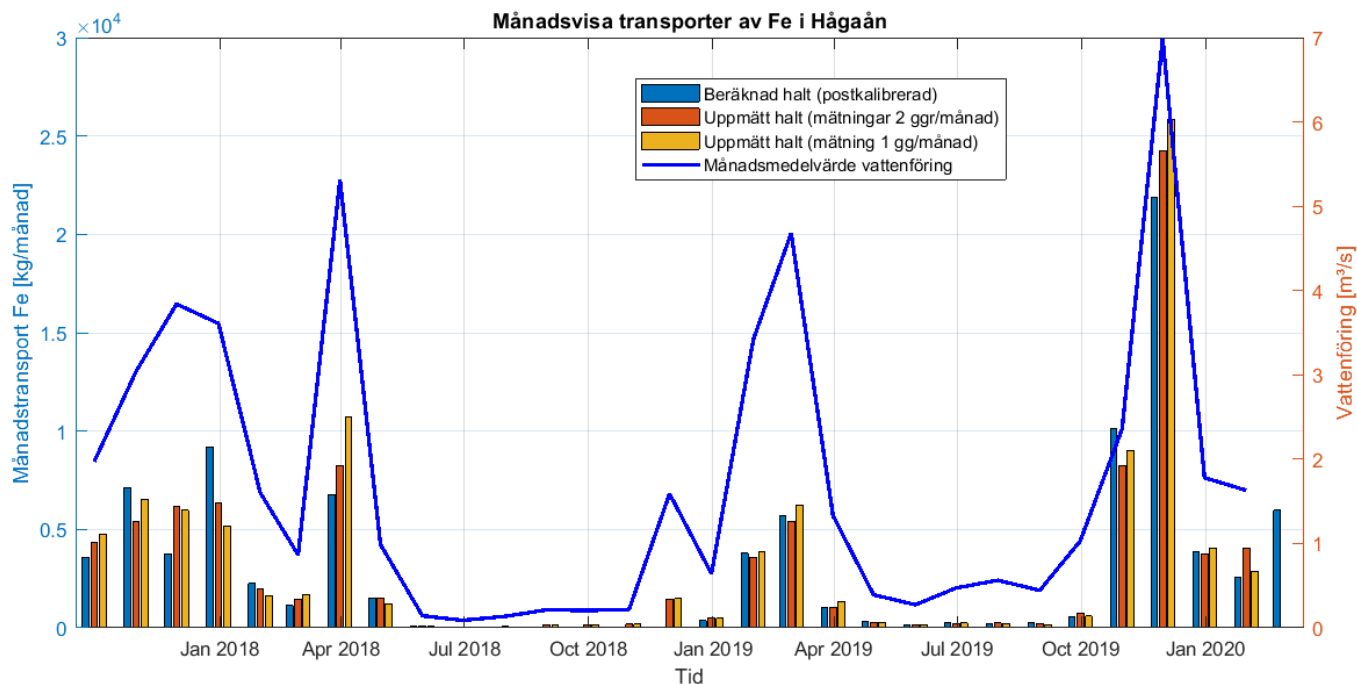
I Figur 17, 18, 19, 20, 21 och 22 redovisas de beräknade månadstransporterna i $kg \cdot månad^{-1}$ (den vänstra axeln) beräknade från olika underlag. I figurerna är även månadsmedelvärden av vattenföringen i Hågaån illustrerad (den högra axeln). Vid beräknet av transporter användes dygnsmedelvärden av vattenföringen och det blir tydligt hur transporterna följer förändringarna i vattenföringen, se Figur 17, 18, 19, 20, 21 och 22. Perioder med hög vattenföring leder till att större mängder av metaller transporteras, och torrare perioder med lägre vattenföring medför en minskning av transporterna.



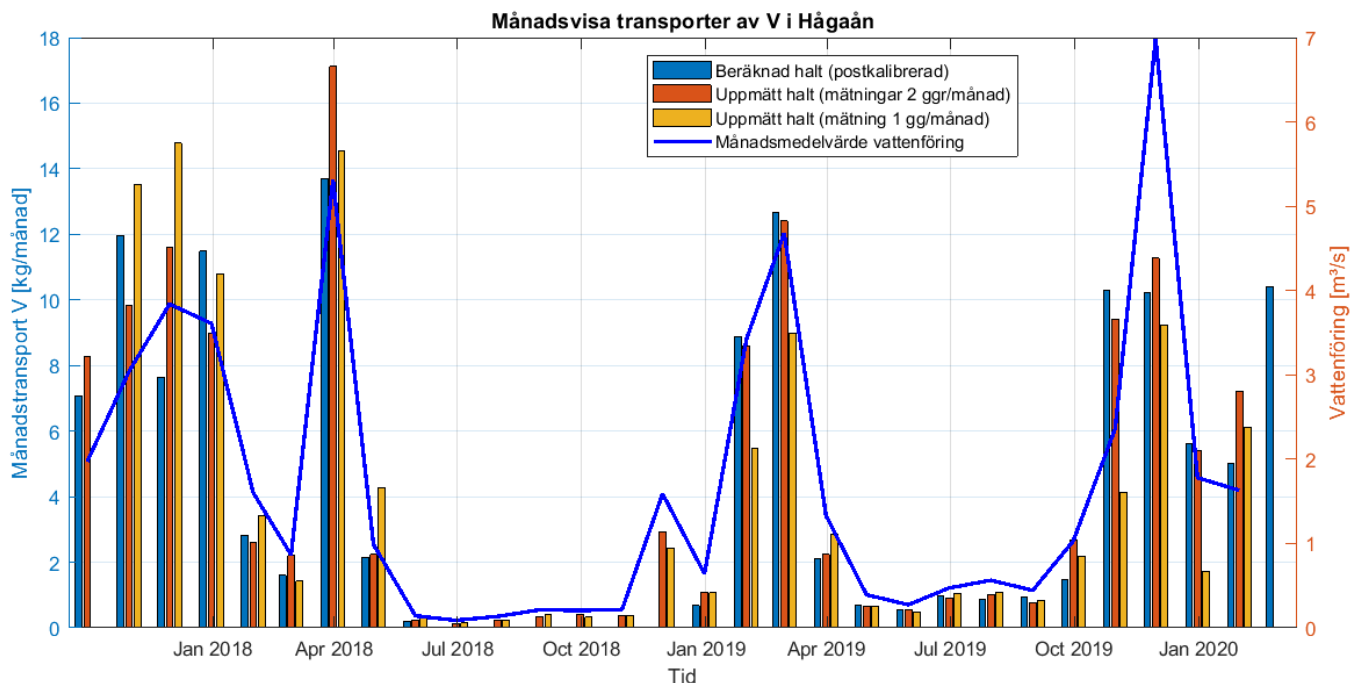
Figur 17: Staplarna visar månadstransporterna av Al baserade på olika underlag. Vilket underlag som månadstransporten är beräknad från beskrivs med olika färger i legenden i grafen. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 har turbiditetssensorn i Hågaån inte varit aktiv, och därför finns inga staplar för månadstransporter för beräknad data under perioden.



Figur 18: Staplarna visar månadstransporterna av Cr baserade på olika underlag. Vilket underlag som månadstransporten är beräknad från beskrivs med olika färger i legenden i grafen. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 har turbiditetssensorn i Hågaån inte varit aktiv, och därför finns inga staplar för månadstransporter för beräknad data under perioden.



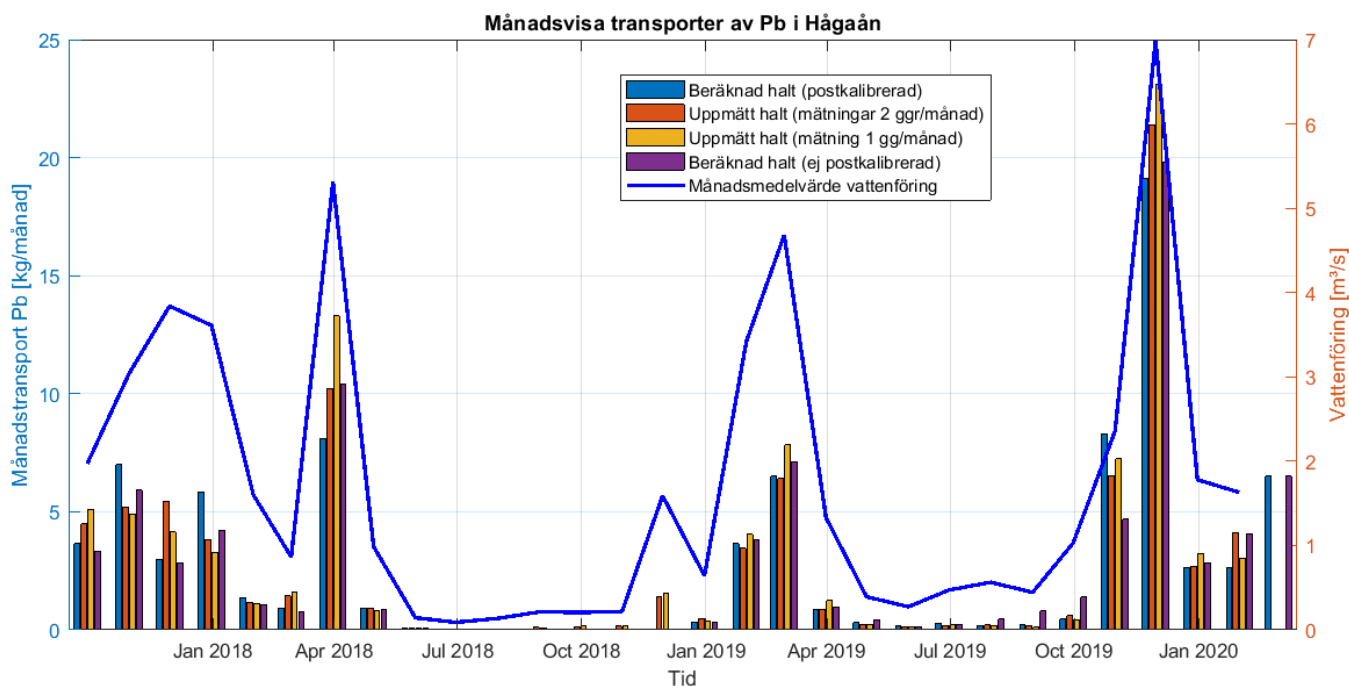
Figur 19: Staplarna visar månadstransporterna av Fe baserade på olika underlag. Vilket underlag som månadstransporten är beräknad från beskrivs med olika färger i legenden i grafen. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 har turbiditetssensorn i Hågaån inte varit aktiv, och därför finns inga staplar för månadstransporter för beräknad data under perioden.



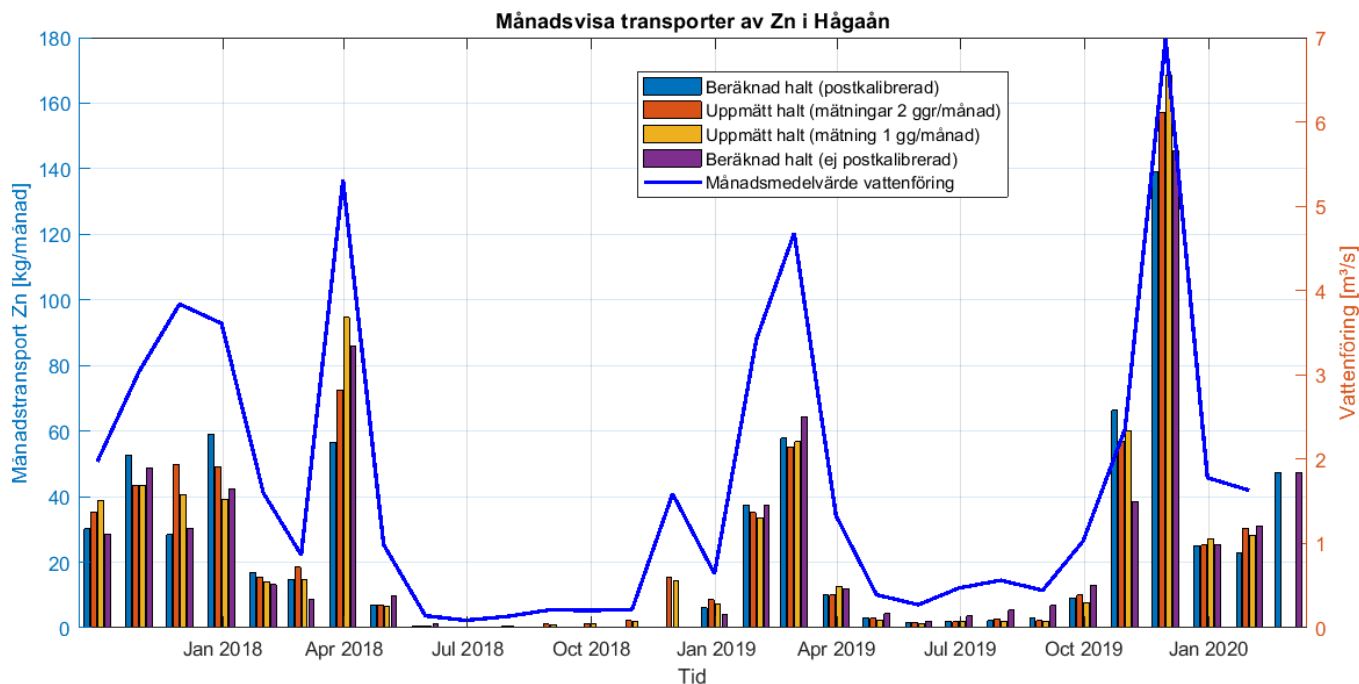
Figur 20: Staplarna visar månadstransporterna av V baserade på olika underlag. Vilket underlag som månadstransporten är beräknad från beskrivs med olika färger i legenden i grafen. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 finns har turbiditetssensorn i Hågaån inte varit aktiv, och därför finns inga staplar för månadstransporter för beräknad data under perioden.

För de två metaller med starkast respektive svagast samband mellan metallhalt och turbiditet som ingått i analysen (Pb resp. Zn), beräknades även månadstransporter för beräknad halt där metalledan inte postkalibrerats, se Figur 21 och 22. Att ta med även beräknad data som inte genomgått den sista postkalibreringen gjordes för att kunna se vilken effekt postkalibreringen har på transportberäkningarna, samt att se om denna effekt var olika beroende på R^2 -värdets storlek. För Pb uppvisade 11 av 24 månader något större månadstransporter om transporterna baserats på ej postkalibrerad metalleda i jämförelse med den beräknade data som postkalibrerats. För Zn visade resultatet att 15 av 24 månader uppvisade en något större månadstransport för ej postkalibrerad data i jämförelse med postkalibrerad.

Under vissa månader som exempelvis april 2018 är månadstransporten för ej postkalibrerad metalleda större än den för postkalibrerad metalleda för både Pb och Zn. Skillnaden mellan transporter baserad på postkalibrerad och ej postkalibrerad halt är tydligare för Zn än för Pb.



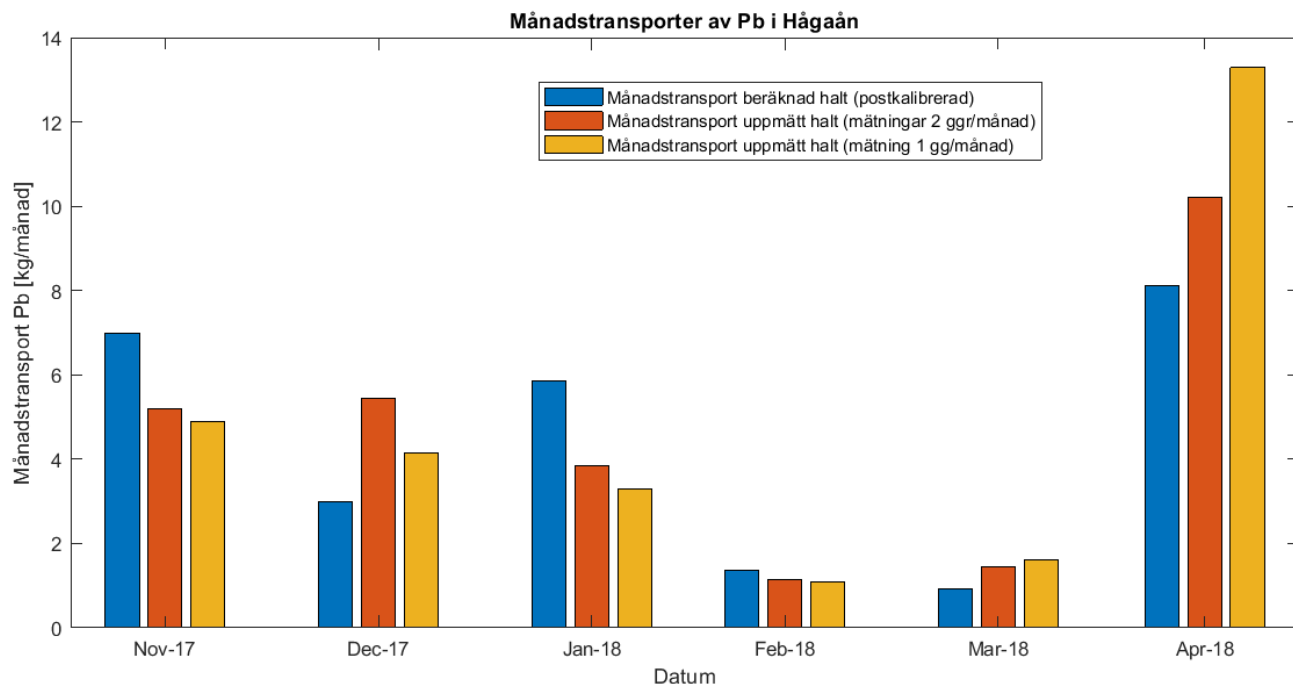
Figur 21: Staplarna visar månadstransporterna av Pb baserade på olika underlag. Vilket underlag som månadstransporten är beräknad från beskrivs med olika färger i legenden i grafen. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 har turbiditetssensorn i Hågaån inte varit aktiv, och därför finns inga staplar för månadstransporter för beräknad data under perioden.



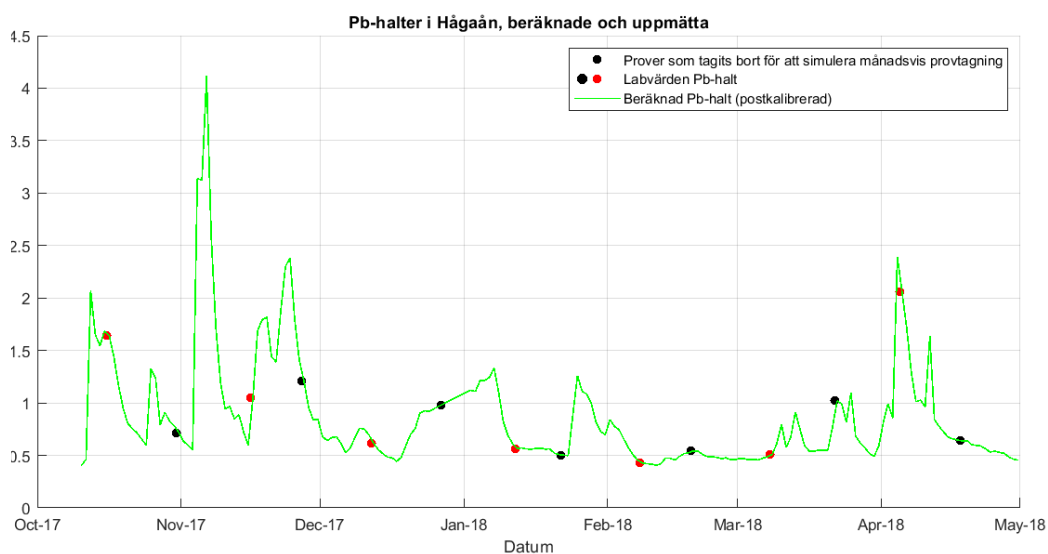
Figur 22: Staplarna visar månadstransporterna av Zn, baserat på olika underlag. Vilket underlag som månadstransporten är beräknad från beskrivs med olika färger i legenden i grafen. Under perioden 2018-06-27 tom. 2019-01-08 finns har turbiditetssensorn i Hågaån inte fungerat och därför finns inga staplar för månadstransporter för beräknad data under perioden.

Vilket av underlagen som ger den högsta respektive lägsta månadstransporten varierar mellan de olika månaderna. Detta beror på om en topp i metallkoncentrationen sammanfaller med ett stickprov eller inte. Om stickprov togs när koncentrationen är hög, det vill säga under en topp eller i nära anslutning till den, så medför det att månadstransporterna överskattas. Om ett prov istället uttas vid låg koncentration, toppen missas, leder det till en underskattning av månadstransporterna. Under november 2017 och januari 2018 är den beräknade månadstransporten för uppmätta halter betydligt lägre än för den beräknade halten, se Figur 23. Under samma perioder finns två tydliga toppar under november 2017 som inte fångas av stickprov (de blå punkterna), se Figur 24. Så är även fallet under januari 2018; två mindre, men ändå signifikanta toppar, missas. Detta gör att månadstransporter baserade på beräknad data ger en större transport under de perioderna.

Månadstransporterna kan också överskattas om stickprovet sammanfaller med en topp som i april 2018, se Figur 24. Vid beräkning av månadstransporter linjärinterpoleras värden mellan datapunkter. Det medför att månadstransporten för april 2018 kommer att påverkas av de närmast liggande datapunkterna. Provet som uttogs sent i mars 2018 (även den uttagen under en topp) kommer alltså att påverka månadstransporten under april 2018 och medföra en överskattning av transporten. Mellan mars och april gick Pb-halten i Hågaån ner under en period vilket borde medföra en lägre total Pb-transport för perioden. Detta uppfångas inte om provtagningsfrekvensen på vattenprover är för låg. Det leder alltså till en överskattning av månadstransporten av Pb i Hågaån. Överskattningen blir större om månadstransporterna baseras på prov uttaget endast 1 gång i månaden, se Figur 23. Samma tendenser verkar finnas för samtliga av de sex analyserade metallerna.



Figur 23: Under november 2017 och januari 2018 är månadstransporterna större för den beräknade halten. Under april 2018 är istället månadstransporterna baserade på uppmätt data större.



Figur 24: De uppmätta halterna lyckas under vissa tidsperioder pricka in toppar i Pb-halterna i Hågaån, exempelvis under slutet av mars och april 2018. Under andra perioder missas topparna vilket kan ses under november 2017 och januari 2018.

För att utvärdera skillnaderna i årstransporter summerades samtliga månadstransporter under ett år. Eftersom data saknas mellan juni 2018 och januari 2019 så summerades endast perioden januari till juni 2018 och hela 2019. Vid summering av månadstransporterna för Pb var skillnaderna inte särskilt stora mellan årstransporterna för de transporter som beräknats från uppmätt halt (2 ggr/månad), postkalibrerad halt och ej postkalibrerad halt, se Tabell 4. Endast de årstransporter som beräknats från månadsvisa stickprover avviker genom en högre årstransport

både för perioden januari - juni 2018 och år 2019 jämfört med de övriga.

För Zn var spridningen större, postkalibrerad halt gav lägst total transport under januari - juni 2018 och månadsvisa stickprover gav under samma period högst transport, se Tabell 5. Under 2019 gav stickprover uttagna 2 ggr/månad den lägsta totala transporten och månadsvisa stickprover gav den högsta transporten. För både Pb och Zn under samtliga undersökta perioder medför transporter beräknade från stickprover uttagna månadsvis den högsta transporten.

Tabell 4: Jämförelse mellan årstransporter beräknade från olika underlag för Pb. De transporter som beräknats från postkalibrerad halt har postkalibrerats mot stickprover uttagna 2 ggr/månad.

Jämförelse mellan årstransporter för Pb [$kg\text{ år}^{-1}$]		
Underlag för beräkningarna	Januari - Juni 2018	År 2019
Uppmätt halt (2 ggr/månad)	18	41
Uppmätt halt (månadsvis)	20	45
Postkalibrerad halt	17	40
Ej postkalibrerad halt	17	40

Tabell 5: Jämförelse mellan årstransporter beräknade från olika underlag för Zn. De transporter som beräknats från postkalibrerad halt har postkalibrerats mot stickprover uttagna 2 ggr/månad.

Jämförelse mellan årstransporter för Zn [$kg\text{ år}^{-1}$]		
Underlag för beräkningarna	Januari - Juni 2018	År 2019
Uppmätt halt (2 ggr/månad)	163	344
Uppmätt halt (månadsvis)	169	357
Postkalibrerad halt	155	338
Ej postkalibrerad halt	161	337

Även en ANOVA-analys utfördes i JMP, men inga signifikanta skillnader erhöles mellan de olika månadstransporterna. Nollhypotesen kan därför inte förkastas med hög konfidens, och det går inte att se någon systematisk skillnad i data mellan de olika metoderna för undersökningarna i Hågaån.

5 Diskussion

5.1 På vilka sätt kan turbiditet användas för indirekt mätning av metaller i ett dagvattenpåverkat vattendrag (Hågaån)?

5.1.1 Metallhalter uppskattade från sensordata

Halter av Al, Cr, Fe, Pb, V och Zn beräknades från högfrekventa turbiditetsmätningar i Hågaån. Turbiditetsdatan från sensorn i Hågaån postkalibrerades mot turbiditet uppmätt på lab från stickprov tagna i Hågaån. Även de beräknade metallhalterna postkalibrerades mot labdata.

För en metall som Pb som uppvisar starkt samband med turbiditet är de justeringar som postkalibreringen medför inte så stora, se Figur 13 och 15a. De kan ändå få betydelse, då de medför en säkerställning av resultatet över tid i fall sensorn skulle driva. För andra metaller med ett svagare samband med turbiditet, som exempelvis Zn, blir skillnaden mellan postkalibrerad och ej postkalibrerad halt större, se Figur 14 och 15b. Det är viktigare att metaller som har ett svagare samband med turbiditet postkalibreras mot uppmätta halter. Skillnaderna mellan postkalibrerad och ej postkalibrerad halt under perioden mars 2018 till juni 2018, se Figur 15, skulle kunna bero på att fraktionen av Zn i löst form var ovanlig stor just då i förhållande till den partikelbundna fraktionen.

Valideringen av de beräknade halter som postkalibrerats mot månadsvis uttagna stickprov visade att beräknade halter och uppmätta halter stämde relativt bra överens. Skillnaderna var mindre för Pb än för Zn, vilket är rimligt då den linjära modellen för Pb har ett högre R^2 -värde än modellen för Zn. Resultatet visar på att det skulle fungera bra att använda en turbiditetssensor för att modellera metallhalter för tiden mellan uttagna stickprover. Stickproverna kan i alla fall uttas så sällan som en gång i månaden. För några prover vid högre metallhalter avviker resultatet och skillnaderna blir större, se Figur 16. Detta kan bero på att beräkningarna är baserade på dygnsmedelvärden av turbiditeten. Vid riktigt kraftiga regn kan turbiditeten variera mycket över ett dygn. Detta visar på vikten av att notera klockslaget då stickproverna togs. Postkalibreringen kan då göras på timbasis vilket troligen hade ökat samstämmigheten och minskat behovet av postkalibrering.

5.1.2 Beräknade månadstransporter av metaller

De beräknade månadstransporterna gav olika resultat beroende på vilket underlag (postkalibrerad beräknad halt, ej postkalibrerad beräknad halt, månadsvis stickprov eller stickprov uttaget 2 ggr per månad) de baserats på. Vilket av underlagen som visade högst och lägst månadstransporter varierade beroende på om toppar i metallhalten prickats in vid uttagen av stickprov. Om toppar med hög metallhalt prickats in med stickprov tenderar månadstransporterna att överskattas i förhållande till de månadstransporter baserade på beräknad halt. På samma sätt tenderar månadstransporterna att underskattas om toppen missas, se Figur 23 och 24. Ju mer sällan stickprov tas ut, desto kraftigare blir över- och underskattningen av månadstransporter.

Resultatet visar därför att en tätare provtagningsfrekvens är att föredra, något som stöds av flertalet andra studier (Jones et al. 2012; Cassidy & Jordan 2011; Coynel et al. 2004). För att göra korrekta beräkningar av månadstransporter av metaller är det viktigt att olika flödeshändelser som ger upphov till toppar är representerade. Många gånger kan den kraftigaste tillförseln av metaller ske under en kortare tidsperiod som då inte täcks in av stickprovet. Det borde alltså vara säkrare att använda en metod som modellerar metallhalterna från turbiditet eftersom toppar då med större sannolikhet uppfångas.

Månadstransporter baserade på postkalibrerade och ej postkalibrerade beräknade data uppvisade en viss skillnad för Pb och Zn. För Pb var 11 av 24 månadstransporter något större för transporter beräknade från icke postkalibrerad data än för postkalibrerad, och motsvarande jämförelse för Zn var 15 av 24 månader. ANOVA-analysen visade dock att ingen statistiskt säkerställd skillnad

fanns. Dock är det slumpmässiga felet större för Zn än för Pb.

Vid jämförelse av års- och halvårstransporter av Pb och Zn visade resultatet att transporter beräknade från månadsvis uttagna stickprov medförde den högsta årstransporten både för Pb och Zn, se Tabell 4 och 5. Detta beror antagligen på att toppar i metallhalterna prickats in med de uttagna stickproverna under de perioderna. Skillnaderna i årstransport antas bero på tillfälligheter, som inprickade och missade toppar, eftersom ingen statistiskt säkerställd skillnad visades i ANOVA-analysen. ANOVA tar inte hänsyn till att det finns en viss autokorrelation i tiden för data, men det har ingen betydelse i det här fallet eftersom resultatet inte var signifikant. Autokorrelationen ger annars en överskattning av signifikansen. Årstransporter beräknade från ett underlag med glesare provtagning tenderar generellt att underskattas (Kronvang & Bruhn 1996). Resultatet från Hågaån stödjer inte detta. Vid en studie av fosfortransporter i den närliggande Sävjaån uppvisades ett liknande resultat som i Hågaån (Lannergård et al. 2019). Vid mindre frekvent provtagning tenderade den totala årstransporten att överskattas i jämförelse med årstransporter beräknade från mer frekvent insamlat underlag. Det går inte att säga att det finns någon statistisk skillnad mellan metoderna, men att en gles provtagning med linjärinterpolering ger risk för både stora över- och underskattningar. För att kunna säga något bestämt om hur årstransporterna i Hågaån varierar beroende på underlag skulle dock längre tidsserier med flera år behövas.

Ur ett miljömässigt perspektiv är det mer skadligt om transporterna underskattas eftersom det skulle kunna medföra att renande åtgärder som skulle behövas uteblir. Vid överskattningar av transporterna skulle följden istället kunna bli att en i överkant kraftfull reningsåtgärd initieras. Detta skulle medföra högre kostnader, men skulle inte medföra en negativ påverkan på miljön. Det är därför mer skadligt för miljön om transporter underskattas än om de överskattas. Detta talar för ett tätare uttag av stickprover och/eller användandet av en turbiditetssensor för att bättre kunna uppskatta månads- och årstransporter i vattendrag.

5.1.3 Användningsområden för en turbiditetssensor

Vid användning av turbiditet som en indirekt mätning av metaller är det viktigt att en medvetenhet finns om att den metallhalt som kan representeras som turbiditet i hög grad är den partikelbundna fraktionen. Metoden är mest lämplig för de metaller som har ett starkt samband med turbiditet och till stor del förekommer i partikulär form.

Resultatet från mätningarna i Hågaån visar på att högfrekventa mätningar med en turbiditetssensor kan användas på flera sätt beroende på styrkan i sambandet mellan turbiditet och metaller. Om de samband som erhålls mellan metallhalt och turbiditet är så starka som för exempelvis Pb, kan en turbiditetssensor användas som en indirekt mätning, beskrivet som Metod 2, se Figur 10. I de fall då sambandet inte är lika starkt, kan en turbiditetssensor istället användas för att på ett kostnadseffektivt sätt modellera metallhalterna mellan stickprov, som beskrivet i Metod 3, se Figur 10.

En turbiditetssensor kan även vara användbar om syftet är att följa trender under en längre tid. Den kan vara ett bra hjälpmedel om man över tid vill utvärdera vilken effekt en renande åtgärd, som en dagvattendamm, har på metallhalterna i en recipient. På en bestämd plats där

samband fastställts mellan turbiditet och metall kan sensorn användas för att följa upp effekter av åtgärder om dessa syftat till att minska partiklarna. En kvantifiering av effekterna av åtgärderna blir då mycket noggrannare än om bara stickprov hade använts. Är sambandet bra kan det räcka med att bara använda sensor när sambandet väl är upprättat. Om sensorn kombineras med glesare stickprover kan även metaller med svagare samband följas upp. Dock bör R^2 -värdet för de metaller mäts ej understiga 0,6.

En turbiditetssensor kan också användas till att få en ökad förståelse för flödesmönster, som till exempel hur lång tid det tar innan en dagvattenpuls når recipienten och hur långvarig pulsen är. Detta kan sedan ligga till grund för olika typer av åtgärder för att förbättra hanteringen av dagvatten.

En turbiditetsensor kan även användas som komplement i ett befintligt uppföljningsprogram, som det som drivs i Hågaån. Sensorn kan då användas för att förbättra den befintliga provtagningen genom att modellera metallhalterna för tiden mellan stickproven. Detta kan leda till att månads- och årstransporter av metaller blir bättre uppskattade och mer korrekta. Det skulle i förlängningen leda till en säkrare uppföljning av åtgärdernas effekt som kan ligga till grund för ett mer effektivt åtgärdsarbete.

5.1.4 Kan samband mellan turbiditet och metaller även appliceras på dagvatten?

De mest allmänt utbredda metallerna i dagvatten är Cu, Zn och Pb, följda av Cr och Ni (Naturvårdsverket 2017). Samtliga av dessa metaller ingår också i statusklassningarna för miljökvalitetsnormerna, och det är därför av stort intresse att kunna mäta och övervaka dem. Studier både från Sverige och utomlands visar att Pb och Cr i dagvatten ofta förekommer i partikulär form (Viklander et al. 2019; Galfi et al. 2017; Huber, Welker & Helmreich 2016; SWECO 2010). Detta stämmer också överens med resultaten från mätningarna i Hågaån som är ett dagvattenpåverkat naturvatten. Pb uppvisade en större korrelation med turbiditet än Cr, R^2 -värde 0,89 resp. 0,64. Det är därför möjligt att Pb i dagvatten kan mätas indirekt med hjälp av en turbiditetssensor. Även Cr visar potential för att kunna mätas med turbiditet. Det kan vara så att sambanden mellan Cr-halt och turbiditet är starkare i dagvatten än i ett dagvattenpåverkat naturvatten som Hågaån.

Cu, Ni och Zn förekommer till större del i löst fraktion i jämförelse med Pb och Cr (Viklander et al. 2019; Galfi et al. 2017; Huber, Welker & Helmreich 2016; SWECO 2010). Enligt SWECO (ibid.) är den lösta fraktionen av Cu, Ni och Zn mellan 33 och 50 %. Det kan antyda att en turbiditetssensor inte lämpar sig lika väl för indirekt mätning av dessa metaller. Mätningarna från Hågaån visar dock på ett relativt starkt samband mellan Zn och turbiditet med ett R^2 -värde på 0,59.

För att avgöra i fall dagvattnets metallhalt kan mätas med hjälp av turbiditet bör samband mellan turbiditet och SS fastställas. Även parametrar som kan påverka metallers löslighet som pH, halten organiskt material och mängden partiklar bör kontrolleras för att få kunskap om dagvattnets sammansättning. Därefter kan specifika samband för de olika metallerna och turbiditet undersökas och utvärderas.

5.1.5 Tidigare studier av samband mellan turbiditet och metaller i dagvatten

En studie från Västerås visar på relativt lovande resultat från metall- och turbiditesmätningar i dagvatten (Fölster et al. 2019). Studien baseras dock på ett litet antal uttagna stickprov ($n = 7$). I studien har flödesproportionell provtagningsutrustning använts och veckovis uttagna stickprover. Resultaten tyder på att det finns svårigheter i att få korrelation mellan flöde och nivå, vilket påverkar sambanden mellan metaller och turbiditet. De metaller som undersöktes var Sb (antimon), Pb, Cd, Cr, Cu, Ni och Zn. Resultaten visar samband med R^2 -värden över 0,65 för Pb, Cu och Zn. Beroende på det låga antalet stickprov går det dock inte att dra statistiskt säkerställda slutsatser om dessa samband. För det krävs längre mätserier med fler stickprov än vad som kunnat uppnås i studien.

Ytterligare en studie om sambandet mellan turbiditet och dagvatten har utförts i Uppsala (Geosigma 2020). Även här har mätningarna utförts med flödesproportionell provtagare. Provtagarna var placerade dagavattenbrunnar i tre olika avrinningsområden. De metaller som undersöktes var Al, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mg, Ni, Pb och Zn samt ett flertal andra ämnen. I studien undersöktes sambandet mellan turbiditet och metaller utan att dela upp data efter de olika avrinningsområdena, vilket medförde att inga linjära samband erhöles. Även i Uppsala var problem med mätutrustningen en betydande felkälla.

Resultaten från studierna utförda i Västerås och Uppsala visar att det finns svårigheter i att mäta dagvatten. Den flödesproportionella provtagningsutrustningen måste placeras på ett lämpligt ställe och fås att fungera på ett korrekt sätt. Mätutrustningens funktionalitet och placering kan vara en stor källa till osäkerheter.

Om antalet tillfällen med nederbörd är begränsad under perioden för mätningarna leder det till att mängden uttagna stickprov blir liten. Eftersom dagvatten karaktäriseras av kortvariga, kraftiga flöden med höga partikelhalter och varierande vattenkvalitet kan det även vara svårt att få representativa stickprov. Olika händelser har påverkan på dagvattnets sammansättning, exempelvis regnets intensitet, hur lång tid som passerat sedan föregående regn samt tillfälliga platsspecifika händelser som eventuella utsläpp, gräsklippning, gatusopning, gödsling av jordbruksmark eller tvätt av fordon spelar in (ibid.). För att fastställa representativa samband mellan metaller och turbiditet är det även viktigt att mäta under ett helt år för att få mätningar från alla årstider. Detta eftersom studier har visat att fördelningen mellan metallers partikulära och lösta form kan variera med valet av halkbekämpningsmedel, tillgång på partiklar och organiskt material (Viklander et al. 2019). Flödesmönster och nederbörd varierar också vanligen över året, vilket också påverkar dagvattnets sammansättning och metallernas fördelning.

För att veta vilken miljöpåverkan dagvatten har på sjöar och vattendrag bör föroreningshalterna mätas. Genom mätningar kan sedan de miljöskyddsåtgärder som krävs utföras och även utvärderas. Utvärderingsmomentet utgör en viktig del i arbetet för att veta om åtgärderna uppnår önskad effekt på dagvattenreningen. På grund av de svårigheter som finns när det kommer till uttag av representativa stickprov så skulle den kontinuerliga mätning som turbiditetssensorn kan bidra med vara användbar. Från mätningarna i Hågaån visar resultaten att styrkan i att använda turbiditet som indirekt mätning av metaller, ligger i att variationer (toppar och dalar i metallhalter) fångas på ett bättre och mer korrekt sätt, se Figur 23 och 24. Eftersom dagvatten är ännu mer varierande än naturvatten, sett till flöden och kvalitet, borde beräknade halter baserade på turbiditet vara användbara för analyser av dagvatten för vissa metaller.

En turbiditetssensor med högfrekvent mätning skulle kunna användas för indirekt mätning av vissa metaller i dagvatten, om tillräckligt starka samband finns mellan turbiditet och metaller. Sensorn skulle även kunna användas för att utvärdera effekten av dagvattenrenande åtgärder. Ytterligare ett användningsområde för sensorn är att studera hur snabbt en dagvattenpuls transporteras samt fenomenet "first flush". Det dagvatten som alstras i början av ett regn anses innehålla mer föroreningar och på så sätt utgöra en kraftig smutspuls, first flush, än det dagvatten som kommer senare. Detta skulle kunna undersökas med hjälp av en turbiditetssensor med högfrekvent mätning. Sensorn kan även styra en automatisk provtagare, eller ge larm till provtagningspersonal så att prov kan uttas när turbiditeten är som högst.

5.2 Vilka faktorer kan påverka sambandet mellan turbiditet och olika metaller?

Jordarten i området runt Hågaån domineras främst av lera, se Figur 6. Det förekommer även naturligt förhöjda halter av As, Cd, Cu, Co, Cr och Ni i jordarna (Ljung, Otabbong & Selinus 2006) samt att metaller även kan komma från jordbruksmarken runt Hågaån. Metaller tenderar att i högre grad binda till mindre partiklar som lera än till större partiklar som grus och sand (F. Madrid, Díaz-Barrientos & L. Madrid 2008). Detta skulle kunna medföra att metaller som kommer från den leriga jordbruksmarken i högre grad är partikelbundna än de metaller som tillförs Hågaån från dagvatten. Hågaån har påverkan både från dagvatten och jordbruksmark, vilket innebär två olika typer av källor för partiklar och metaller. De kan bidra på olika sätt till Hågaåns sammansättning beroende på årstid och påverkan inom avrinningsområdet. Under vissa perioder kan den ena källan vara dominerande över den andra.

Det finns ett flertal faktorer som potentiellt skulle kunna påverka ett samband mellan turbiditet och metaller. Hur stor del av den totala metallhalten som förekommer i löst respektive partikelbunden form påverkar sambandet i hög grad. Ju större andel av metallen som föreligger i löst form, desto svagare blir sambandet. Även egenskaper hos de partiklar som finns i vattnet kan påverka sambandet genom sin variation i storlek, färg och form (Farrell et al. 2018; M. J. Sadar 1998). Ljusspridningen som är det egentliga måttet på turbiditet varierar med dessa egenskaper.

5.2.1 Faktorer som relaterar till variation av löst metallfraktion

Om den lösta respektive partikelbundna delen av den totala metallhalten varierar över året skulle det påverka sambandet mellan turbiditet och metaller. I vilken form metallerna förekommer beror till stor del på hur många partikelytor som finns tillgängliga. I Hågaåns avrinningsområde utgörs ca 23 % av området av jordbruksmark (SMHI u.å.). I många fall plöjs marken på hösten och ligger då bar fram till våren då den åter besås med ny gröda. Ofta finns ett skyddande snötäcke under viss del av året, men höst och vår ligger marken öppen för väder och vind att erodera jorden och transportera bort partiklar. Snösmältningen ger sedan ofta upphov till en kraftig erosion av partiklar. Detta kan medföra att det finns fler partikelytor tillgängliga under höst och vår, vilket i sin tur kan medföra att metallerna under dessa perioder i högre grad förekommer i partikelbunden form än under resten av året.

Även andelen TOC i vattnet kan påverka sambandet. TOC är ett brett begrepp som innefattar allt organiskt material och inte tar hänsyn till materialets storlek. Små molekyler som humussyror bidrar till mängden TOC, men är så små att det inte nödvändigtvis ger upphov till en ökad turbiditet i samma grad som större partiklar. En del metaller, som Cd och Ni, visade i resultatet från Hågaån en betydligt större korrelation till TOC än till turbiditet, se Tabell 3. Men även andra metaller skulle kunna binda till humussyror om koncentrationen av dessa är höga i vattnet. Detta skulle kunna ge upphov till lägre tillförlitlighet i sambandet mellan turbiditet och metaller. Om vattnet under vissa tidsperioder innehåller mer organiskt material kan det medföra att sambandet inte blir helt korrekt. Vattnet kommer då innehålla högre halter av metaller än vad modelleringen med turbiditet indikerar.

5.2.2 Faktorer som relaterar till partikelegenskaper och ljusspridning

Det faktum att partiklarna i Hågaån kommer från olika källor (dagvatten och jordbruksmark) som kan dominera under olika faser av en flödestopp och även under året, bidrar till att försämra sambandet mellan turbiditet och metallhalt. Om fördelningen mellan olika partikelstorlekar är säsongsberoende, skulle det påverka sambandet mellan turbiditet och metaller. De olika källorna kan också bidra med partiklar av olika storlek. Normal mätvåglängd vid användning av ISO 7027 är 860 nm (Bin Omar & Bin MatJafri 2009). Grus, sand, silt, lera och de största kolloiderna har en radie som är större än ljuskällans våglängd (860 nm) och ger då upphov till en kraftigt ökad ljusspridning i framåtriktningen. Eftersom detektorn sitter lokaliserad 90° från ljuskällans strålriktning påverkar detta turbiditeten. När fraktionen av dessa partiklar är dominerande kan turbiditeten påverkas och därmed sambandet till metaller.

Eftersom Hågaån har olika källor till partiklar inom avrinningsområdet så kan partiklarnas egenskaper variera med tiden. Detta kan förklara en del av det slumpmässiga felet i sambandet mellan metaller och turbiditet. Olika sorters partiklar med samma koncentration kan ge upphov till olika hög turbiditet (Farrell et al. 2018). Om partikelsammansättningen varierar över året eller genom förändringar inom avrinningsområdet, kan även detta påverka sambandet mellan turbiditet och metaller. Om partikelsammansättningen går från att domineras av en typ av partiklar som har effektiva ljusspridningsegenskaper, till en typ av partiklar som sprider ljus sämre kommer den observerade turbiditeten förändras. Eftersom det spridna ljuset är direkt proportionellt mot den uppmätta turbiditeten kommer materialegenskaperna att påverka den observerade turbiditeten. Turbiditeten skulle alltså kunna förändras utan att metallhalten påverkas. För att kunna säga något om huruvida detta är fallet i Hågaåns avrinningsområde krävs fler studier om partikelsammansättningen i vattnet och om den varierar över tid.

5.2.3 Övriga påverkande faktorer och felkällor

Hågaån är relativt grund. Genom att placera turbiditetssensorn på ett djupt ställe i mitten av ån samt att stickprover tas en bit ut i vattendraget, minskar risken för att provresultaten inte är representativa för vattenvolymen. Alla stickprover som är insamlade som underlag för denna studie är tagna av ackrediterad provtagningspersonal, vilket minimerar risken för handhavandefel vid uttagningen. Det är viktigt att uttagen av stickprov görs på ett konsekvent och noggrant sätt då det är låga koncentrationer av ämnen som studeras. Alla prover bör tas på exakt samma plats

och på samma sätt för att inte ge upphov till ett missvisande resultat. Om stickprovet tas ut med en större eller mindre vinkel, närmare eller längre från vattendragets kant eller på olika djup i profilen kan det medföra en påverkan stickprovets egenskaper. Detta gäller både för analys av turbiditet eller metallhalter.

Den vattenkemiska provtagningarna visade på både starka och svaga samband för olika metaller i Hågaån. De samband som påvisats gäller dock bara för Hågaån och det är inte säkert att andra vattendrag uppvisar samma resultat. Skillnaderna kan bero på hur stor del av metallerna som är lösta (och det beror i sin tur på pH, organsikt material, tillgång på partikelytor), men även på partiklarnas färg, form och storlek. Inledande provtagning och utvärdering av resultat bör alltid göras för att kunna avgöra i fall turbiditet är lämpligt som en indirekt mätning av metaller i vattendraget. Olika avrinningsområden kan vara olika väl lämpade för att använda turbiditet som en indirekt mätning av metaller. Även säsongsvariationer bör utredas för att bättre kunna svara på vad som kan påverka sambanden. För Hågaån, vars avrinningsområde innehåller en relativt stor del jordbruksmark, skulle detta kunna visa sig särskilt betydelsefullt. Det är viktigt att undersöka sambanden mellan turbiditet och metaller innan det går att avgöra om en turbiditetssensor kan vara användbar som indirekt mätning av metaller.

5.3 Vidare studier

En del metaller som analyserades uppvisade endast svaga eller inga samband mellan metallhalter och turbiditet. För dessa metaller kan turbiditet inte användas som en indirekt mätmetod. Några av metallerna, som Ni, Cu och Cd, visade ett starkare samband med TOC än med turbiditet. Den multipla regressionsanalysen visade även att modellerna fick starkare R^2_{adj} -värde om modellen innehöll både TOC och turbiditet. Det vore intressant för vidare studier att även inkludera en kontinuerlig mätning av TOC för att kunna få fram en bättre modell som kunde omfatta fler metaller än de som analyserats i den här rapporten.

I den här studien har antaganden gjorts att turbiditeten inte varierar inom vattenprofilen. Detta skulle behöva undersökas vidare för att antingen bekräfta antagandet, eller svara på om variationer finns och i så fall hur stora de är. Mätningar skulle kunna göras inom vattenprofilen med en sensor vid olika flödesförhållanden för att se om turbiditeten varierar.

För att ytterligare stärka och bekräfta de linjära modeller som bestämts för Hågaån hade det varit bra med fler mätningar vid turbiditetsnivåer högre än 50 *FNU*. Under studiens förlopp fanns en strävan efter att ta stickprov under mer turbida förhållanden som i viss mån uppnåddes, men fler mätningar hade varit önskvärt. Två extra stickprover uttogs under perioden februari till mars 2020. Dessa prover uttogs efter larm från sensorn om hög turbiditet (> 50 *FNU*). Studier gjorda av Bin Omar & Bin MatJafri (2009) visar att samband mellan partiklar och turbiditet inte är linjärt vid mycket hög turbiditet. Detta beroende på att ljuset sprids flera gånger innan det studsar tillbaka till receptorn. Det finns alltså någon typ av övre gräns där sambandet kanske inte längre är linjärt, men för att avgöra var den gränsen går behövs fler mätvärden med hög turbiditet.

Eftersom Uppsala Vatten och Avfall planerar att bygga en dagvattenpark i relativt nära anslutning till den nuvarande mätplatsen i Hågaån, så vore det intressant att fortsätta mätningarna vid Hågaån. Mätningarna kan även kompletteras med mätningar i anslutning till den plane-

rade dagvattendammen. Resultaten skulle kunna användas för att undersöka de metaller som transporteras till och från dagvattenparken. Metoden skulle då även kunna användas för att se vilken renande effekt dagvattenparken kan uppnå. Det skulle vara mycket intressant att utföra fler mätningar direkt i dagvatten för att se vilka samband som kan finnas mellan metaller och vattenkvalitetsparametrar.

6 Slutsats

1. Resultatet från mätningarna i Hågaån visade att högfrekventa mätningar med en turbiditetssensor kan användas på flera sätt beroende på styrkan i sambandet mellan turbiditet och metall. Om sambandet som erhålls är starkt, som för Pb, skulle en turbiditetssensor kunna användas som en indirekt mätning i vattendrag. I de fall då sambandet inte är lika starkt, kan en turbiditetssensor istället användas för att fylla i data mellan stickproverna vid transportberäkningar. Detta minskar behovet av tät provtagning vilket kan ge en kostnadsbesparing. Samband mellan turbiditet och metaller borde kunna upprättas och appliceras även på dagvatten för vissa metaller. Eftersom dagvattnets kvalitet och flöde är så varierande skulle en turbiditetssensor kunna ge en bättre bild av hur föroreningshalterna varierar över tid. Det finns överlag stora utmaningar kopplade till att mäta i dagvatten och en sensor kan i vissa fall utgöra ett bra komplement till andra metoder.
2. Sambandet mellan turbiditet och metallhalt beror av partiklarnas metallinnehåll, optiska egenskaper och även halten lösta metaller, vilket varierar mellan vattendrag och även över tid. Det är därför nödvändigt med mätningar av turbiditet och metallhalter i varje enskilt vattendrag och under olika hydrologiska förhållanden. Ju mer komplext sambandet är desto fler mätningar behövs. Det begränsar användningen av sensorer för att övervaka metaller.

7 Källhänvisning

Referenser

- Aylward, G. & Findlay, T. (2008). *SI-chemical data*. 6th edition. John Wiley & Sons Australia Ltd.
- Back, E. (31 mars 2020). *Flödesdata Hågaån*. E-mail. [2020-04-06].
- Bin Omar, A. F. & Bin MatJafri, M. Z. (okt. 2009). Turbidimeter Design and Analysis: A Review on Optical Fiber Sensors for the Measurement of Water Turbidity. *Sensors*, vol. 9 (10), ss. 8311–8335. DOI: 10.3390/s91008311. [2020-02-24].
- Bjerking (15 febr. 2018). *Dagvattenutredning Gottsundaområdet*, s. 39. Tillgänglig: https://bygg.uppsala.se/globalassets/upsala-vaxer/dokument/stadsplanering--utveckling/detaljplanering/samrad_granskning/pp-gottsundaområdet/16u30439-pm-rapport_rev-2018-02-15.pdf [2020-02-27].
- Bright, C., Mager, S. & Horton, S. (1 juli 2018). Predicting suspended sediment concentration from nephelometric turbidity in organic-rich waters. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.3305. [2020-02-26].
- Cassidy, R. & Jordan, P. (21 juli 2011). Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *Journal of Hydrology*, vol. 405 (1), ss. 182–193. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.05.020. [2020-02-12].
- Chebbo, G. & Gromaire, M.-C. (1 dec. 2004). The Experimental Urban Catchment ‘Le Marais’ in Paris: What Lessons Can Be Learned From It? *Journal of Hydrology*, vol. 299, ss. 312–323. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2004.08.011. [2020-02-13].
- Coyne, A., Schäfer, J., Hurtrez, J.-E., Dumas, J., Etcheber, H. & Blanc, G. (1 sept. 2004). Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted drainage basins. *Science of The Total Environment*, vol. 330 (1), ss. 233–247. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2004.04.003. [2020-02-12].
- Dahiru, T. (juni 2008). P – VALUE, A TRUE TEST OF STATISTICAL SIGNIFICANCE? A CAUTIONARY NOTE. *Annals of Ibadan Postgraduate Medicine*, vol. 6 (1), ss. 21–26. Tillgänglig: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4111019/> [2020-07-02].
- Ejhed, H., Hansson, K., Olshammar, M., Lind, E., Hållén, J., Allard, A.-S., Stadmark, J., Ivl, J., Löfgren, S. & Hellgren, S. (2018). *Belastning och påverkan från dagvatten*. 12. SMED, s. 112. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2019/belastning-och-paverkan-fran-dagvatten-smed-underlagsrapport.pdf> [2020-01-19].
- Farrell, C., Hassard, F., Jefferson, B., Leziart, T., Nocker, A. & Jarvis, P. (15 maj 2018). Turbidity composition and the relationship with microbial attachment and UV inactivation efficacy. *Science of The Total Environment*, vol. 624, ss. 638–647. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.173. [2020-04-28].
- Fölster, J., Lannergård, E., Valley, S. & Olshammar, M. (2019). *Sensorer för vattenkvalitet i miljöövervakning av vattendrag - Hur användbara är de i praktiken?* Institutionen för vatten och miljö, SLU. Tillgänglig: <http://extra.lansstyrelsen.se/lifeiprichwaters/sv/publikationer/Documents/Sensorer%20f%C3%B6r%20vattenkvalitet%20i%20milj%C3%B6%20%C3%B6vervakning%20av%20vattendrag%201.1.pdf> [2020-02-24].

- Galfi, H., Österlund, H., Marsalek, J. & Viklander, M. (1 juli 2017). Mineral and Anthropogenic Indicator Inorganics in Urban Stormwater and Snowmelt Runoff: Sources and Mobility Patterns. *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 228. doi: 10.1007/s11270-017-3438-x.
- Geosigma (17 jan. 2020). *Flödesproportionell provtagning av dagvatten i tre punkter i Uppsala*. Uppsala, s. 24.
- Ghosh, U., Luthy, R. G., Cornelissen, G., Werner, D. & Menzie, C. A. (15 febr. 2011). In-situ Sorbent Amendments: A New Direction in Contaminated Sediment Management. *Environmental Science & Technology*, vol. 45 (4), ss. 1163–1168. doi: 10.1021/es102694h. [2020-02-13].
- Gnecco, I., Sansalone, J. J. & Lanza, L. G. (2008). Speciation of Zinc and Copper in Stormwater Pavement Runoff from Airside and Landside Aviation Land Uses. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 192 (1), ss. 321–336. Tillgänglig: https://www.academia.edu/22191611/Speciation_of_Zinc_and_Copper_in_Stormwater_Pavement_Runoff_from_Airside_and_Landside_Aviation_Land_Uses [2020-02-13].
- Grayson, R. B., Finlayson, B. L., Gippel, C. J. & Hart, B. T. (1 juli 1996). The Potential of Field Turbidity Measurements for the Computation of Total Phosphorus and Suspended Solids Loads. *Journal of Environmental Management*, vol. 47 (3), ss. 257–267. doi: 10.1006/jema.1996.0051. [2020-02-13].
- Havs- och vattenmyndigheten (20 dec. 2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*; Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf> [2020-01-28].
- Havs- och vattenmyndigheten (17 dec. 2019a). *Vattendirektivet*. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/miljomal--direktiv/vattendirektivet/vattendirektivet.html> [2020-02-17].
- Havs- och vattenmyndigheten (12 febr. 2019b). *Miljö kvalitetsnormer för ytvatten*. Tillgänglig: <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/vattenforvaltning/om-vattenforvaltning/miljokvalitetsnormer-for-ytvatten.html> [2020-02-13].
- Helsel, D. & Hirsch, R. (1992). *Statistical methods in water resources*. Studies in Environmental Science 49. Amsterdam: Elsevier Science.
- Horsburgh, J., Jones, A., Stevens, D., Tarboton, D. & Nancy, M. (1 sept. 2010). A Sensor Network for High Frequency Estimation of Water Quality Constituent Fluxes Using Surrogates. *Environmental Modelling & Software*, vol. 25, ss. 1031–1044. doi: 10.1016/j.envsoft.2009.10.012. [2020-02-13].
- Huber, M., Welker, A. & Helmreich, B. (15 jan. 2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, vol. 541, ss. 895–919. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.033. [2020-02-25].
- Hågaåns avrinningsområde (17 febr. 2020). collaborator J. Jonsson.
- Ingri, J. (2012). *Från berg till hav: en introduktion i miljögeokemi*. 1. utg. Lund: Studentlitteratur AB.
- JMP.com (u.å.[a]). *Correlation Coefficient*. Tillgänglig: https://www.jmp.com/en_us/statistics-knowledge-portal/what-is-correlation/correlation-coefficient.html [2020-02-17].
- JMP.com (u.å.[b]). *Regression Model Assumptions | Introduction to Statistics | JMP*. Tillgänglig: https://www.jmp.com/en_us/statistics-knowledge-portal/what-is-regression/simple-linear-regression-assumptions.html [2020-02-04].

- JMP.com (u.å.[c]). *Multiple Linear Regression*. Tillgänglig: https://www.jmp.com/en_us/statistics-knowledge-portal/what-is-multiple-regression.html [2020-02-17].
- JMP.com (u.å.[d]). *One-Way ANOVA*. Library Catalog: www.jmp.com. Tillgänglig: https://www.jmp.com/en_us/statistics-knowledge-portal/one-way-anova.html [2020-05-20].
- Jones, A. S., Horsburgh, J. S., Mesner, N. O., Ryel, R. J. & Stevens, D. K. (2012). Influence of Sampling Frequency on Estimation of Annual Total Phosphorus and Total Suspended Solids Loads. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, vol. 48 (6), ss. 1258–1275. doi: 10.1111/j.1752-1688.2012.00684.x. [2020-02-12].
- Klučáková, M. (5 juli 2018). Size and Charge Evaluation of Standard Humic and Fulvic Acids as Crucial Factors to Determine Their Environmental Behavior and Impact. *Frontiers in Chemistry*, vol. 6. doi: 10.3389/fchem.2018.00235. [2020-02-25].
- Kronvang, B. & Bruhn, A. (1996). "CHOICE OF SAMPLING STRATEGY AND ESTIMATION METHOD FOR CALCULATING NITROGEN AND PHOSPHORUS TRANSPORT IN SMALL LOWLAND STREAMS". doi: 10.1002/(SICI)1099-1085(199611)10:11<1483::AID-HYP386>3.0.CO;2-Y.
- Köhler, S. J. (5 aug. 2014). *Faktorer som styr skillnader mellan totalhalter och lösta halter metaller i ett antal svenska ytvatten*. 2012:21. Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Lannergård, E. E., Ledesma, J. L. J., Fölster, J. & Futter, M. N. (15 febr. 2019). An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations. *Science of The Total Environment*, vol. 651, ss. 103–113. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.127. [2020-05-15].
- Lewis, J. (1996). Turbidity-Controlled Suspended Sediment Sampling for Runoff-Event Load Estimation. *Water Resources Research*, vol. 32 (7), ss. 2299–2310. doi: 10.1029/96WR00991. [2020-02-13].
- Ljung, K., Otabbong, E. & Selinus, O. (1 aug. 2006). Natural and anthropogenic metal inputs to soils in urban Uppsala, Sweden. *Environmental Geochemistry and Health*, vol. 28 (4), ss. 353–364. doi: 10.1007/s10653-005-9031-z. [2020-06-03].
- Luan, H. & Vadas, T. M. (1 febr. 2015). Size characterization of dissolved metals and organic matter in source waters to streams in developed landscapes. *Environmental Pollution*, vol. 197, ss. 76–83. doi: 10.1016/j.envpol.2014.12.004. [2020-02-13].
- Madrid, F., Díaz-Barrientos, E. & Madrid, L. (1 dec. 2008). Availability and bio-accessibility of metals in the clay fraction of urban soils of Sevilla. *Environmental Pollution*, vol. 156 (3), ss. 605–610. doi: 10.1016/j.envpol.2008.06.023. [2020-06-03].
- Meyer, T., Lei, Y. & Wania, F. (31 jan. 2011). Transport of polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides during snowmelt within an urban watershed. *Water research*, vol. 45, ss. 1147–56. doi: 10.1016/j.watres.2010.11.004. [2020-02-03].
- Meyer, T. & Wania, F. (1 maj 2008). Organic contaminant amplification during snowmelt. *Water research*, vol. 42, ss. 1847–65. doi: 10.1016/j.watres.2007.12.016. [2020-02-13].
- Michanek, G. & Zetterberg, C. (2012). *Den svenska miljörätten*. 3. utg. Uppsala: Iustus förlag AB.
- Morrison, M. A. & Benoit, G. (sept. 2005). Temporal Variability in Physical Speciation of Metals during a Winter Rain-on-Snow Event. *Journal of Environmental Quality*, vol. 34 (5), ss. 1610–1619. doi: 10.2134/jeq2004.0324. [2020-02-13].
- Nasrabadi, T., Ruegner, H., Sirdari, Z. Z., Schwientek, M. & Grathwohl, P. (1 maj 2016). Using total suspended solids (TSS) and turbidity as proxies for evaluation of metal transport in river water. *Applied Geochemistry*, vol. 68, ss. 1–9. doi: 10.1016/j.apgeochem.2016.03.003. [2020-02-13].

- Nationalencyklopedin (u.å.[a]). *kolloid - Uppslagsverk - NE.se*. Tillgänglig: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/kolloid> [2020-02-21].
- Nationalencyklopedin (u.å.[b]). *regressionsanalys - Uppslagsverk - NE.se*. NE.se. Tillgänglig: <https://www-ne-se.ezproxy.its.uu.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/regressionsanalys> [2020-02-03].
- Naturvårdsverket (14 jan. 2016). *Utsläpp i siffror - Utsläpp av metaller*. Tillgänglig: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslapp-av-metaller/> [2020-06-03].
- Naturvårdsverket (2017). *Föreningar i dagvatten*, s. 27. Tillgänglig: <https://naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/Foreningar-i-dagvatten.pdf> [2020-01-08].
- Naturvårdsverket (26 mars 2019a). *Regeringsuppdrag att föreslå etappmål om dagvatten*. Skrivelse, s. 70. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2019/redovisning-ru-etappmal-for-dagvatten-skrivelse.pdf> [2020-01-16].
- Naturvårdsverket (20 dec. 2019b). *Metaller som miljögift*. Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/> [2020-01-29].
- Naturvårdsverket (20 dec. 2019c). *Fakta om bly*. Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Bly-Pb/> [2020-01-29].
- Naturvårdsverket (23 aug. 2019d). *Fakta om koppar*. Naturvårdsverket. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Koppar/> [2020-01-29].
- Navratil, O., Esteves, M., Legout, C., Gratiot, N., Nemery, J., Willmore, S. & Grangeon, T. (24 febr. 2011). Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment. *Journal of Hydrology*, vol. 398 (3), ss. 246–259. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.12.025. [2020-02-13].
- Nguyen, H. L., Leermakers, M., Osán, J., Török, S. & Baeyens, W. (20 mars 2005). Heavy metals in Lake Balaton: water column, suspended matter, sediment and biota. *Science of The Total Environment*, vol. 340 (1), ss. 213–230. doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.07.032. [2020-02-13].
- Ottander, N. (2019). *Högrekventa mätningar med sensorer för transportberäkning av totalfosfor i vattendrag*. Självständigt arbete. Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, SLU, s. 27.
- Pavanelli, D. & Bigi, A. (1 jan. 2005). Indirect Methods to Estimate Suspended Sediment Concentration: Reliability and Relationship of Turbidity and Settleable Solids. *Biosystems Engineering*, vol. 90 (1), ss. 75–83. doi: 10.1016/j.biosystemseng.2004.09.001. [2020-02-13].
- Pfannkuche, J. & Schmidt, A. (2003). Determination of suspended particulate matter concentration from turbidity measurements: particle size effects and calibration procedures. *Hydrological Processes*, vol. 17 (10), ss. 1951–1963. doi: 10.1002/hyp.1220. [2020-02-13].
- Pourabadehei, M. & Mulligan, C. N. (1 juni 2016). Effect of the resuspension technique on distribution of the heavy metals in sediment and suspended particulate matter. *Chemosphere*, vol. 153, ss. 58–67. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.03.026. [2020-02-13].
- R. D. Harmel, R. J. Cooper, R. M. Slade, R. L. Haney & J. G. Arnold (2006). CUMULATIVE UNCERTAINTY IN MEASURED STREAMFLOW AND WATER QUALITY DATA FOR

- SMALL WATERSHEDS. *Transactions of the ASABE*, vol. 49 (3), ss. 689–701. DOI: 10.13031/2013.20488. [2020-02-12].
- Ruegner, H., Schwientek, M., Egner, M. & Grathwohl, P. (1 jan. 2014). Monitoring of event-based mobilization of hydrophobic pollutants in rivers: Calibration of turbidity as a proxy for particle facilitated transport in field and laboratory. *Science of The Total Environment*, vol. 490, ss. 191–198. DOI: 10.15496/publikation-5042. [2020-02-13].
- Rügner, H., Schwientek, M., Beckingham, B., Kuch, B. & Grathwohl, P. (1 maj 2013). Turbidity as a proxy for total suspended solids (TSS) and particle facilitated pollutant transport in catchments. *Environmental Earth Sciences*, vol. 69 (2), ss. 373–380. DOI: 10.1007/s12665-013-2307-1. [2020-02-13].
- Rügner, H., Schwientek, M., Milačič, R., Zuliani, T., Vidmar, J., Paunović, M., Laschou, S., Kalogianni, E., Skoulidakis, N. T., Diamantini, E., Majone, B., Bellin, A., Chiogna, G., Martinez, E., López de Alda, M., Díaz-Cruz, M. S. & Grathwohl, P. (10 jan. 2019). Particle bound pollutants in rivers: Results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins. *Science of The Total Environment*, vol. 647, ss. 645–652. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.027. [2020-02-13].
- Sadar, M. J. (1998). *Turbidity Science - Technical Information Series—Booklet No. 1*. 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 [2020-01-30].
- Sadar, M. (2004). Making Sense of Turbidity Measurements – Advantages In Establishing Traceability Between Measurements and Technology, s. 11. Tillgänglig: https://acwi.gov/monitoring/conference/2004/conference_agenda_links/papers/poster_papers/215_SadarMike.pdf [2020-02-25].
- Schwarz, K., Gocht, T. & Grathwohl, P. (1 okt. 2010). Transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in highly vulnerable karst systems. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, vol. 159, ss. 133–9. DOI: 10.1016/j.envpol.2010.09.026. [2020-02-13].
- In-Situ (2016). *Aqua TROLL® 600 Multiparameter Sonde - Operator's manual*. Tillgänglig: <https://in-situ.com/pub/media/support/documents/Aqua-TROLL-600-Manual.pdf> [2020-02-25].
- Slaets, J., Schmitter, P., Hilger, T., Lamers, M., Piepho, H.-P., Vien, T. & Cadisch, G. (24 mars 2014). A turbidity-based method to continuously monitor sediment, carbon and nitrogen flows in mountainous watersheds. *Journal of Hydrology*, vol. 513, ss. 45–57. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.03.034. [2020-02-13].
- SLU (8 okt. 2017). *Turbiditet/grumlighet*. SLU.SE. Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/turbiditet/> [2020-01-30].
- SLU (1 april 2019). *Laboratoriet för geokemi (Vattenkemiska laboratoriet)*. SLU.SE. Tillgänglig: <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/> [2020-02-03].
- SLU (20 maj 2020). *Jordmånsbildande processer*. SLU.SE. Library Catalog: www.slu.se. Tillgänglig: <https://www.slu.se/miljoanalys/statistik-och-miljodata/miljodata/webbtjanster-miljoanalys/markinfo/markinfo/markprofil/jordman/jordmansbildande-processer/> [2020-06-03].
- SMHI, V. (u.å.). *Områdesinformation Hågaån Vattenwebben*. Tillgänglig: <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb> [2020-02-03].

- SWECO (16 dec. 2010). *UTREDNING AV FÖRORENINGSINNEHÅLLET I STOCKHOLMS DAGVATTEN*, s. 56. Tillgänglig: https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/dagvatten/pdf/utred_fororeningsinnehall.pdf [2020-03-10].
- Sverigesmiljomal.se (20 mars 2018). *Generationsmålet - Sveriges miljömål*. Tillgänglig: <http://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/generationsmalet/> [2020-01-30].
- United States Environmental Protection Agency (april 1999). *Basic turbidimeter design and concept*. Tillgänglig: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download;jsessionid=41943CCF9695BBA6E46B42E27C133B4B?doi=10.1.1.461.9754&rep=rep1&type=pdf> [2020-02-25].
- Uppsala Vatten och Avfall (3 nov. 2015). *Belastningsberäkning för dagvattenutsläpp i Uppsala*. Uppsala.
- Viklander, M., Österlund, H., Müller, A., Marsalek, J. & Borris, M. (2019). *Kunskapssammanställning-Dagvattenkvalitet*. 2019-2, s. 82. Tillgänglig: <http://vav.griffel.net/filer/svu-rapport-2019-02.pdf> [2020-01-08].
- VISS (u.å.). *VISS-Vatteninformationssystem Sverige, Hågaån*. Tillgänglig: <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA51758167> [2020-01-28].
- WRS (26 nov. 2019a). *Underlag till lokalt åtgärdsprogram för Hågaån*. 2019-1399-A. Uppsala.
- Yao, H., Zhuang, W., Qian, Y., Xia, B., Yang, Y. & Qian, X. (30 mars 2016). Estimating and Predicting Metal Concentration Using Online Turbidity Values and Water Quality Models in Two Rivers of the Taihu Basin, Eastern China. *PloS one*, vol. 11, e0152491. doi: 10.1371/journal.pone.0152491.
- Zhou, D.-m., Chen, H.-m. & Zheng, C.-r. (jan. 2002). Heavy metals in water bodies purified by suspended substrate of rivers. *Journal of Environmental Sciences (China)*, vol. 14 (1), ss. 44–48. Tillgänglig: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11887317> [2020-02-13].

Bildkällor

- Jonsson, J. (26 febr. 2020a). *Hur en turbiditetsmätare fungerar*.
- Jonsson, J. (27 febr. 2020b). *Olika partiklars förmåga att sprida ljus*.
- Jonsson, J. (21 febr. 2020c). *Metallens olika former*.
- Jonsson, J. (12 febr. 2020d). *Provtagningsutrustning*.
- Jonsson, J. (12 febr. 2020e). *Turbiditetssensors placering i Hågaån*.
- Jonsson, J. (5 mars 2020f). *Postkalibreringsschema*.
- Jonsson, J. (20 maj 2020g). *Valideringsmetod*.
- Jonsson, J. (14 maj 2020h). *Teori bakom postkalibrering*.
- WRS (2019b). *Jordartskarta Håga*.