



Sensorer för vattenkvalitet i miljö- övervakning av vattendrag

Hur användbara är de i praktiken?

Jens Fölster, Emma Lannergård, Stephan Valley och

Mikael Olshammar

SLU, Vatten och miljö

Omslagsfoto: Jens Fölster

Tryck: Endast digitalt 2019

Kontakt

Jens.Folster@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Förord.....	1
Introduktion.....	2
Bakgrund.....	2
Hur fungerar det?.....	3
Syftet.....	3
Utrustning	5
Sensorer	5
Mätning baserad på det elektriska motståndet.....	5
Potentiometriska sensorer.....	5
Optiska sensorer	6
Sonder	7
Telemetri.....	8
Användningsområden	10
Ämnestransport.....	11
Identifiera ”Hot moments” – korta episoder med kraftigt avvikande vattenkvalitet	12
Mätning av dagvatten.....	13
Adaptiv provtagning	14
Processförståelse	14
Underlag för modellering.....	17
Installation och underhåll.....	17
Vattendrag: val av lokal och typ av installation.....	17
Installation på vattendragets botten	18
Installation i rör	18
Installation vid fast punkt, exempelvis brygga	19
Dagvattenbrunnar: val av lokal och installation.....	20
Regelbundet underhåll	21
Kalibrering	22

Datahantering	22
Beräknad tidsåtgång för installation och underhåll av sensorer.....	23
Vattendrag.....	23
Dagvattenbrunnar.....	24
Resultat från mätningar	24
Belastningsberäkningar	24
Resultat från mätning i dagvattenbrunnar	30
Slutsatser och rekommendationer	32
Referenser	34

Förord

Denna rapport utgör delredovisning av action C8 och action C9 inom LifeIP-projektet Rich Waters. C8, där SLU deltar, omfattar mätning med sensorer i jordbruksvattendrag och C9, där IVL deltar, omfattar mätningar i dagvattenledningar. Rapporten utgör även rapportering av överenskommelser mellan SLU och HaV med diarienummer 2717-2016. Rapporten sammanfattar praktiska erfarenheter av installationer och mätningar med sensorer i vattendrag från de sensorer som finansierats inom de nämnda projekten, men även från andra sensorer som används i olika projekt. Ansvaret för innehållet i denna rapport/publikation ligger helt och hållet hos författarna. Innehållet återspeglar inte Europeiska unionens officiella hållning.

Introduktion

Bakgrund

Miljöövervakningen av vattendrag i Sverige bygger på långa tidsserier med månadsvisa provtagningar av vattenkemi (Fölster m.fl. 2014). Mätprogrammen har varit framgångsrika för att följa upp effekter av åtgärder mot t.ex. övergödning (Persson 2001) och för att studera långsiktiga trender i metaller (Huser m.fl. 2012) och näringsämnen (Sponseller m.fl. 2014). Valet av fasta provtagningstillfällen underlättar administrationen av provtagningen och analysen, men är också fördelaktigt för statistisk tidsserieanalys (Stålnacke och Grimvall 2001).

Ett viktigt användningsområde för vattendragsprogrammen är att beräkna transporter av näringsämnen och metaller till nedströms liggande sjöar och havsbassänger vilket bl.a. ingår i Sveriges internationella rapportering till OSPAR och HELCOM. Ämnestransporterna beräknas vanligtvis genom linjär interpolering av vattenkemin till dygnsvärden som sedan multipliceras med dygnsvattenföring (Stålnacke m.fl. 1999). Metoden fungerar vanligtvis väl för lösta ämnen, men för partikelbundna ämnen som suspenderat material och partikulär fosfor, där en stor del av transporten ofta sker under korta episoder med mycket höga halter vid höga flöden, kan felet bli betydande. Det gäller både t ex avrinning från jordbruksmark med lerjordar (Kyllmar m.fl. 2014) och oreglerade stora norrlandsälvar (Rönneback m.fl. 2009).

Förutom partikelbundna ämnen är pH en parameter som kan variera mycket i tid, med korta episoder med lågt pH i samband med vårfloder, efter torka och efter havssaltsinbrott vid västliga stormar (Laudon m.fl. 2000, Erlandsson m.fl. 2010). Sådana surstötter som kan ha stor ekologisk betydelse missas ofta med månadsvis provtagning. På samma sätt kan korta episoder med låga syrgashalter påverka organismer negativt.

Tätare provtagning än månadsvis blir naturligtvis kostsamt och för att täcka de ofta mycket korta, men viktiga episoderna av extrem kemi, räcker det ofta inte ens med dygnsvis provtagning. För ämnestransporter kan då flödesstyrd provtagning vara ett alternativ som bl.a. används i den nationella miljöövervakningen i jordbruksmark (Kyllmar m.fl. 2014). Många delprov tas då när en viss vattenvolym passerat i vattendraget. Delproverna under en vecko- eller tvåveckorsperiod slås samman till ett samlingsprov som analyseras. Tiden mellan insamlingstillfällen beror på undersökningsparametrar och provens hållbarhet. Den flödesstyrda provtagningen ger en bättre uppskattning av ämnestransporten, men man missar variationen inom samlingsperioderna och man kan inte relatera mätvärdena till en specifik flödessituation. Flödesstyrd provtagning kräver också kostsamma installationer och underhåll.

För att bevaka förändringar i vattenmiljön vid utförande av en åtgärd, exempelvis anläggning av en damm eller vid grävarbete behövs en högre provtagningsfrekvens än månadsvisa prover. I en norsk studie (Skabøvik & Roseth 2016) visade sig hög-

frekvent provtagning vara värdefullt då en väg anlades samt vid byggarbete. Turbiditet och pH visade sig vara viktiga parametrar att övervaka med hög frekvens innan, under och efter åtgärden för att förstå påverkan på vattenmiljön.

Ett annat exempel där stickprover av vattenkemi ger mycket begränsad kunskap är övervakning av dagvattenkvalitet. Dagvattenflöden ökar snabbt vid nederbördstillfällena och visar stora flödesvariationer. Partikelhalterna och därmed associerade ämneshalter i dagvatten är ofta högst i början av en nederbördsepisod, ett fenomen som kallas för ”first flush effect” (Li m.fl. 2005). Stickprover är därför inte alls representativa för mätning av dagvattenkvalitet.

Sensorer som mäter vattenkvalitet med hög frekvens, upp till flera gånger per timme, ger en möjlighet att få mätdata mellan de vattenkemiska provtagningarna. Sådana sensorer har tidigare varit känsliga och krävt mycket underhåll för att fungera. Den senaste tekniska utvecklingen har dock lett fram till robusta, strömsnåla och lättanvända sensorer som kan ligga ute i flera månader utan behov av batteri-byte, kalibrering och rengöring. Detta i kombination med sjunkande priser har gjort att sensorer har börjat bli ett alternativ som komplement till den ordinarie provtagningen i miljöövervakningen.

I denna rapport sammanställer vi våra erfarenheter av sensorer för vattenkvalitet i vattendrag 2014-2019 från mätningar i: 1) Två små skogsbäckar i samband med den stora skogsbranden i Västmanland 2014 (Köhler m.fl. 2018). 2) Tre större vattendrag som utgör mynningar till havet eller stora sjöar. Båda dessa projekt är finansierade av HaV. 3) Tre jordbruksåar med eutrofieringsproblem inom ramen för EU-Life projektet Rich Waters. 4) En jordbrukså med sensormätningar 2012-2018 inom ramen för ett forskningsprojekt (Lannergård m.fl. 2019). 5) Två dagvattenbrunnar i ett industriområde inom ramen för EU-Life projektet Rich Waters.

Hur fungerar det?

Systemet för högfrekventa in-situ mätningar består av sonder där sensorer mäter en eller flera olika parametrar. Antalet sensorer per sond varierar. Sensorerna kalibreras på labb eller i fält med vissa tidsintervall mot standardiserade kalibreringslösningar. Sonden drivs av batterier eller med nätanslutning. Mätningar utförs i ett bestämt tidsintervall av sensorerna och lagras i sondens minne. Kommunikation mellan sond och dator kan ske med Bluetooth eller via kabel. Data kan överföras till en dator vid fältbesök eller till en server genom telemetri. Data förs då över via telenätet till en server varifrån data kan göras tillgängligt via internet.

Data behöver kvalitetssäkras mot manuella vattenprover analyserade på labb samt utvärderas utifrån olika kvalitetsaspekter.

Syftet

Syftet med denna rapport är att utvärdera möjligheterna att i den löpande miljöövervakningen använda sensorer som ett komplement till den månadsvisa provtagningen i vattendrag samt för uppföljning av dagvatten. Vi utvärderar också de praktiska aspekterna i samband med installation, underhåll och datautvärdering. Huvudfokus är användning av turbiditetsmätningar som proxy för Tot-P, tungmetaller och suspenderat material, men vi behandlar även andra typer av sensorer. Rapporten

ska tjäna som underlag för beslut om att använda sensorer inom åtgärdsuppföljning och miljöövervakning i vattendrag och till stöd för installation, underhåll och resultatutvärdering.

Utrustning

Sensorer

Nedan följer en kort beskrivning av de vanligaste sensorerna för in-situ bruk i vattendrag samt våra erfarenheter av dessa.

Mätning baserad på det elektriska motståndet

1.1.1.1 Temperatur

Temperaturen mäts med en termistor som är en komponent som ändrar elektrisk ledningsförmåga med temperatur.

1.1.1.2 Tryck

Tryck mäts med piezoresistiv cell som ändrar ledningsförmåga med trycket. Trycket mäts dels under vattnet för att ge vattennivån och dels i luften för att ge lufttrycket. Om sonden är i kontakt med luften (anges med att sonden är ventilerad) mäter tryckgivaren vattennivån direkt. I annat fall måste trycket i sonden kompenseras för det atmosfäriska lufttrycket. Detta görs antingen direkt genom en lokal mätning t ex i telemetriheten, eller genom en beräkning i efterhand med meteorologiska data.

1.1.1.3 Elektrisk ledningsförmåga (Konduktivitet)

Konduktiviteten, det vill säga den elektriska ledningsförmågan mäts direkt genom att mäta motståndet mellan elektroder på sensorn som är i kontakt med vattnet. Mätningen är relativt enkel och stabil om elektrodytorna rengörs av borsten på sonden. I en äldre modell vi använde var så inte fallet. Man fick istället regelbundet rengöra sensorn, vilket ledde till en viss drift mellan rengöringstillfällena. Ledningsförmågan beror av temperaturen. Det är därför nödvändigt att samtidigt mäta temperaturen och normera det uppmätta värdet till den temperatur som används på labb för att kunna jämföra resultaten (vanligtvis 25°C). Konduktivitetssensorn har oftast en inbyggd temperatursensor och temperaturkorrigeringen sker automatiskt.

Konduktiviteten avspeglar halten joner i vattnet och kan användas som mått på saliniteten.

Potentiometriska sensorer

Potentiometriska sensorer mäter spänningen över en referenscell och en elektrod vars potential beror av koncentrationen av det ämne man vill mäta.

1.1.1.4 pH

pH-sensorn mäter spänningen över ett jonselektivt glasmembran mot en inbyggd referenselektrod. Elektroden är samma som används i vanliga pH-metrar. Mätningen behöver kompenseras för temperaturen, vilket vanligen görs automatiskt. pH-sensorerna anges att de behöver kalibreras regelbundet, ofta varannan månad, men vår erfarenhet är att de är stabilare längre tider. Ska man mäta i mycket jon-svaga vatten behöver man testa att elektroden kan mäta under sådana förhållanden.

1.1.1.5 NO₃, NH₄

Sensorer för NO₃ och NH₄ joner mäts som spänningen över jonselektiva membran. Vår erfarenhet är att känsligheten är för låg för naturliga vatten. Den nitratsensor vi testade verkade också förstöras av att vara ute i fält, troligen på grund av humusämnen i vattnet. Vi rekommenderar inte att använda dessa elektroder i miljöövervakning i svenska vatten.

1.1.1.6 Redox

Redoxpotentialen mäts som spänningen mellan en platinaelektrod och en referenselektrod. Den kan ses som ett komplement till syrgasmätningar och visar på redoxpotentialen även vid helt syrgasfria förhållanden i t.ex. hypolimnionvatten i sjöar.

Optiska sensorer

1.1.1.7 Turbiditet

Turbiditeten, ljusspridningsförmågan, mäts genom att en ljusstråle sänds ut ur sensorn och sedan mäts det spridda ljuset, t.ex. i 90° (side scatter) eller 30° vinkel (back scatter). Mätningen visar på halten partiklar och kolloider. Det finns olika konstruktionsvarianter av sensorer som skiljer sig t.ex. i våglängd av det emitterade ljuset, anordning, antal av ljuskällor och detektorer. Mätvärden rapporteras i olika enheter, beroende på mätprincipen (Tabell 1).

Tabell 1. Turbiditetsenheter för olika anordningar av ljuskällor och detektorer av turbiditetssensorer.

Detektorposition	Våglängd av ljuskällan	
	400 – 680 nm (vit eller bredband)	780 – 900 nm (monokrom, nära infraröd)
90° vinkel till ljuskällan	NTU (Nephelometric Turbidity Unit)	FNU (Formazine Turbidity Unit)
90° och andra vinklar till ljuskällan	NTRU (Nephelometric Turbidity Ratio Unit)	FNRU (Formazine Turbidity Ratio Unit)
30° ± 15° till ljuskällan (backscatter)	BU (Backscatter Unit)	FBU (Formazine Backscatter Unit)
180° till ljuskällan	AU (Attenuation Unit)	FAU (Formazine Attenuation Unit)
90° och andra vinklar till ljuskällan	NTMU (Nephelometric Turbidity Multibeam Unit)	FNMU (Formazine Nephelometric Multibeam Unit)

Turbiditeten är korrelerad till halten suspenderat material men känslig för förändringar i partikelstorlekar (Gippel 1995). Andra faktorer som kan påverka turbiditetsmätningar inkluderar, partikelform, aggregering av partiklar, sedimentfärg (Druine m.fl. 2018), organiskt material (Gippel 1995) bubblor, eller externa ljuskällor (t.ex. solljus).

Sambandet mellan turbiditet och halten suspenderat material varierar mellan provplatser både med avseende på lutning och styrka i sambandet (Villa m.fl. 2019). Det är viktigt att notera att sambandet mellan halter av suspenderat material är instrumentspecifik d.v.s. att det varierar mellan olika turbiditetssensorer. Det är även beroende av partiklarnas egenskaper som form och sammansättning. Därför behövs det en kalibrering vid varje byte av mätplats eller mätinstrument för att jämföra turbiditetsmätningar.

1.1.1.8 Löst syrgas

Halten löst syrgas mäts med luminiscens. Det innebär att man belyser ett särskilt färgämne vilket gör att det börjar ge ifrån sig ljus även efter att man släckt ljuskällan. Luminiscensens avklingning beror av halten löst syrgas i vattnet. Sensorn kalibreras enkelt med en enpunktskalibrering vid jämvikt med luften, vilket inte kräver några kalibreringslösningar.

1.1.1.9 Löst organiskt material - fDOM

Löst organiskt material kan mätas med fluorescens. Lösningen belyses med kortvågigt ljus (excitering), varpå de organiska föreningarna ger ifrån sig ett mer långvågigt ljus (emittering). Sensorer för fältbruk mäter vanligen vid en exciteringsvåglängd och en emissionsvåglängd. Sambandet mellan fDOM och andra mått på löst organiskt material som t.ex. DOC och filtrerad absorbans, kan variera med kvaliteten på det organiska materialet.

1.1.1.10 Klorofyll och blågröna alger

Sensorerna mäter förekomst av olika pigment med fluorescens som är kopplade till antingen klorofyll eller blågröna cyanobakterier.

1.1.1.11 Absorptionsspektralanalys

En särskild typ av sensor mäter absorptionen över hela absorptionsspektrat. Ur dessa data kan bl. a. turbiditet, färg och nitrathalt analyseras med god precision. Dessa sensorer är dyra och kräver kontinuerlig strömförsörjning. Vi bedömer att dessa typer av sensorer för tillfället inte är lämpliga för fältmätningar inom miljöövervakningen.

Sonder

Sensorerna är anslutna till en sond som innehåller strömförsörjning och loggning av data. Det finns ett flertal olika sonder att tillgå för olika syften. Sonder som ska användas för kontinuerliga mätningar i vatten kan monteras under vattnet och har ofta plats för ett flertal sensorer. En nödvändig egenskap är att de har någon form av kontinuerlig rengöring av sänderna för att förhindra påväxt av biofilm som stör mätningarna, oftast i form av mekanisk rengöring (t.ex. borste, shutter/wiper) eller mekanisk rengöring i kombination med biocid.

Strömförsörjningen kan ske antingen via en extern källa eller med batterier. Den senaste utvecklingen har lett till ett stort urval av sonder med låg energiförbrukning så att de kan installeras där det saknas nätanslutning och utan tillsyn i månader. I de olika projekten har olika sonder och sensorer använts, se tabell 2.

Tabell 2. Beskrivning av den utrustning som använts i de olika projekten.

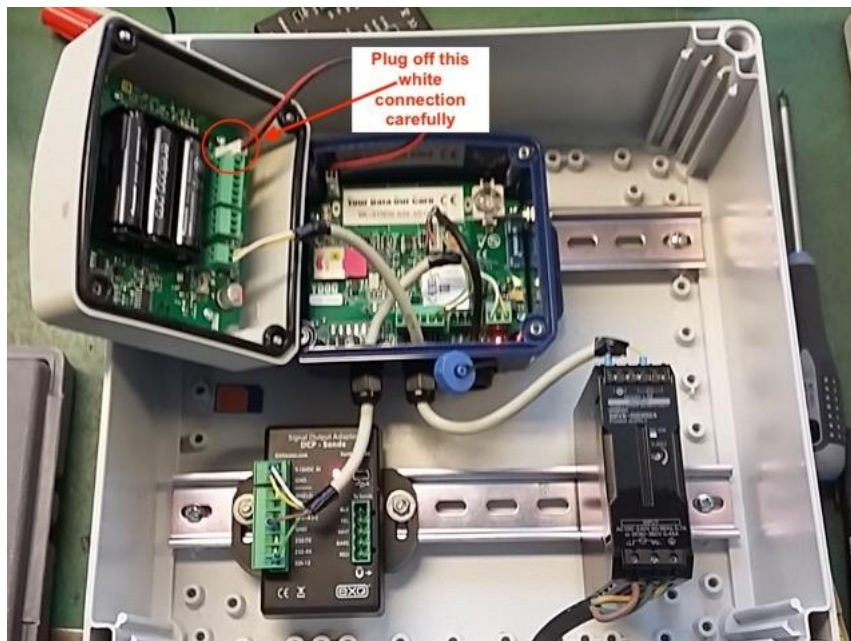
Projekt	Sond	Sensorer	Telemetrilösning
Skogsbranden i Västmanland	YSI EXO2	fDOM, turbiditet, konduktivitet, temperatur, pH	Nej
Flodmynningar	YSI EXO2	fDOM, turbiditet, konduktivitet, temperatur, pH	YDOC, EMMI Masinotek
Jordbruksåar, Rich Waters	InSitu Aquatroll 600	turbiditet, konduktivitet, temperatur, (NO ₃ -N, NH ₄ -N), DO	TUBE300R, HydroVu
Jordbrukså, forskningsprojekt	YSI EXO2	fDOM, turbiditet, konduktivitet, temperatur, pH	Nej
Dagvattenbrunnar	Campbell OBS501	Turbiditet (backscatter och sidescatter)	Nej

Telemetri

Telemetri innebär att sonden är kopplad till en enhet som regelbundet skickar data trådlöst till en server som lagrar data och gör det möjligt att följa mätningarna i realtid. Olika former av trådlös överföring är möjlig, men de vi använt i detta projekt är överföring via GSM nätet.

En traditionell utformning av telemetrin är en loggerenhet i en box som ska placeras väderskyddat och kräver strömförsörjning antingen via nätanslutning eller ett kraftfullt batteri som måste bytas regelbundet (Figur 1).

Den ena typen av sond vi använde i detta projekt, EXO2 från YSI, levererar inte signalen enligt den vanligast använda standarden SDI12. Utrustningen krävde därför en särskild signalomvandlare för att signalen skulle kunna tas emot av den telemetriutrustning vi använde. Även signalomvandlaren kräver strömförsörjning.



Figur 1. Telemetrienheter av märke YDOC med nätanslutning och signalomvandlare till SDI12-standard (nere till vänster) och strömförsörjningsenhet med reservbatteri för nätanslutning (nere till höger).

På senare tid har mer fältanpassade varianter av telemetriutrustning utvecklats som kräver betydligt mindre ström. Ett exempel på en sådan är TUBE300R från InSitu (Figur 2). Den kan därför försörjas av ett litiumjonbatteri som kan räcka i flera år och som ryms tillsammans med telemetriheten i ett rör vilket kan placeras mindre väderskyddat än vanliga boxar.



Figur 2. Exempel på telemetrienheter. TUBE300R från InSitu, delvis isärtagen.

De flesta leverantörer av sonder och telemetri tillhandahåller egna system för att ta emot, lagra och tillgängliggöra sensordata. Det finns också oberoende företag, specialiserade på sådana tjänster. Priserna på tjänsterna varierar kraftigt mellan alternativen liksom vad de olika systemen kan göra. Det är därför att rekommendera att ordentligt undersöka olika alternativ för att hitta det som passar de behov och den finansiering man har. Vår erfarenhet är att det är nödvändigt med samma leverantör av datahanteringstjänsten och telemetriutrustningen. Länken från sond via telemetriutrustning och telenät till servern kan lätt krångla och orsaken kan vara svår att reda ut med flera aktörer inblandade.

Användningsområden

De olika sensorerna kan användas antingen där man är intresserad av det direkta mätvärdet, eller för att de är korrelerade mot någon annan parameter som man är intresserad av. Nedan följer en översikt med exempel på vad de olika sensorerna kan användas till (Tabell 3). Därefter följer några exempel på praktiska användningar av sensorer.

Tabell 3. Parametrar möjliga att mäta med in situ sensorer, hur sensorerna fungerar och hur resultaten kan användas för beräkning av andra parametrar (möjliga proxys).

Parameter	Användningsområde
Temperatur	Används för att t ex. för att indikera vinterförhållanden och höga temperaturer som påverkar biota under sommaren. Kan även användas för att få indikationer om exempelvis fiskars vandring och lek som styrs av temperaturen. Vid dagvattenundersökningar kan temperaturmätningar användas för att spåra inläckage av t.ex. spillvatten Nödvändig parameter för att temperaturjustera andra mätningar som t ex pH och konduktivitet.
Tryck	Trycksensorn anger vattennivån, eventuellt efter justering för lufttrycket. Används som indikation på vattenståndets variation som stöd för tolkningen av övriga parametrar. Om sonden är installerad på en fixerad nivå i en bestämmande sektion, och om man upprättat en avbördningskurva, kan vattenflödet beräknas ur nivån.
Konduktivitet	Ger mått på salthalten. Sambandet med vattennivån ger indikation på varifrån vattnet kommer under t.ex. en flödestopp. Vid mätning av surstötter ger konduktiviteten indikation på hur stor del av en surstöt som beror av utspädning av buffertkapaciteten. Mäts ofta för att spåra förorenings spridning från t ex depnier eller gruvor. Används också vid spårämnesförsök och vid flödesmätningar med hjälp av saltutspädningsmetoden.
pH	Kan användas för att detektera surstötter och för att indikera höga pH-värden med risk för toxiska halter av ammoniak i

	näringsrika vatten. Ger också information om löslighet av föroreningar (t.ex. tungmetaller).
NO ₃ -N och NH ₄ -N	Analys av vattnets näringsinnehåll avseende kvävefraktioner. Oftast är sensorerna inte tillräckligt känsliga för naturvatten.
Redoxpotential	Indikerar anoxiska förhållanden, t ex. i hypolimnionvatten. Indikator för mobilitet av tungmetaller (t.ex. i grundvatten).
Turbiditet	Kan användas som en proxy för partikulärt material, exempelvis suspenderat material eller ämnen som transporteras adsorberat till suspenderat material som totalfosfor, tungmetaller och PAH:er. Kan även användas som en stödparameter för fDOM för att kompensera för partiklar i vattnet.
Löst syrgas	Direkt mätning av halten löst syrgas. Dygnsvariationen av halten löst syrgas har använts i forskningssammanhang för att uppskatta mineraliseringen av organiskt kol i vattnet.
fDOM	Mäter den fluorescerande delen av löst organiskt kol. Sambandet med löst organiskt kol kan upprättas specifikt för varje vattendrag och beror på kolets kvalitet. I många vatten är fDOM korrelerat till Tot-P. I mätningar av surstötar ger fDOM svar på om en ökad halt organiska syror bidragit till surstöten.
Klorofyll och blågröna alger	Sensorerna indikerar förekomst av antingen gröna planktonalger eller blågröna cyanobakterier.
Absorbans	Kan användas för att analysera vattnets färg, DOC/TOC-halt samt matrixeffekter (nitrat, fosfat etc.)

Ämnestransport

Beräkning av ämnestransport är ett viktigt användningsområde för vattenkvalitetsdata från vattendrag. Det används både för att beräkna belastningen på nedströms sjöar, kust och hav och för att beräkna läckage från uppströms liggande mark när diffusa källor dominerar halterna. Normalt baserar sig ämnestransporter på stickprovsmätningar av vattenkemi, oftast baserat på månadsvisa provtagningar. I de fall som halterna av de intressanta ämnena har korta höga toppar, och särskilt då det sker under höga flöden, blir felen i de beräknade ämnestransporterna stora då de baseras på stickprov (Jones m.fl. 2011, Lannergård m.fl. 2019). Det är känt att de största andelar av sedimenttransport i flöden sker under relativt korta höglödesperioder. Duvert m.fl. (2011) beskriver att i bergiga avrinningsområden kan upp till 97 % av årets sedimenttransport sker under 2 % av tiden.

En studie jämförde olika beräkningsmetoder och provtagningsmetoder för transport av fosfor och kväve i två avrinningsområden i Danmark (Kronvang & Bruhn, 1996). Olika provtagningsmetoder (inklusive flödesproportionerlig) och belastningsberäkningsmodeller utvärderades och slutsatsen var att de flesta

metoder underskattar belastningsberäkningar. Enligt studien behövdes fler provtagningsstillfällen för att öka precisionen i beräkningarna. Mätningar med sensorer kan då vara ett bra komplement till stickproven. Ett typiskt exempel på en sådan tillämpning är att använda turbiditet som proxy för suspenderat material, totalfosfor (Tot-P) eller metaller.

För att turbiditeten ska fungera som proxy för partikulärt transporterade ämnen krävs ett starkt och stabilt samband mellan parametrarna. Sambandet varierar avsevärt mellan olika lokaler (Villa m.fl. 2019). Det beror på hur stor andel av ämnen som är bundna till de partiklar och kolloider som sprider ljus och ger utslag i turbiditetsmätningen samt partiklarnas storleksfördelning och ljusspridningsegenskaper. Sambandet mellan ämneskoncentration och turbiditet kan också variera med tiden, exempelvis över året (Gippel 1995).

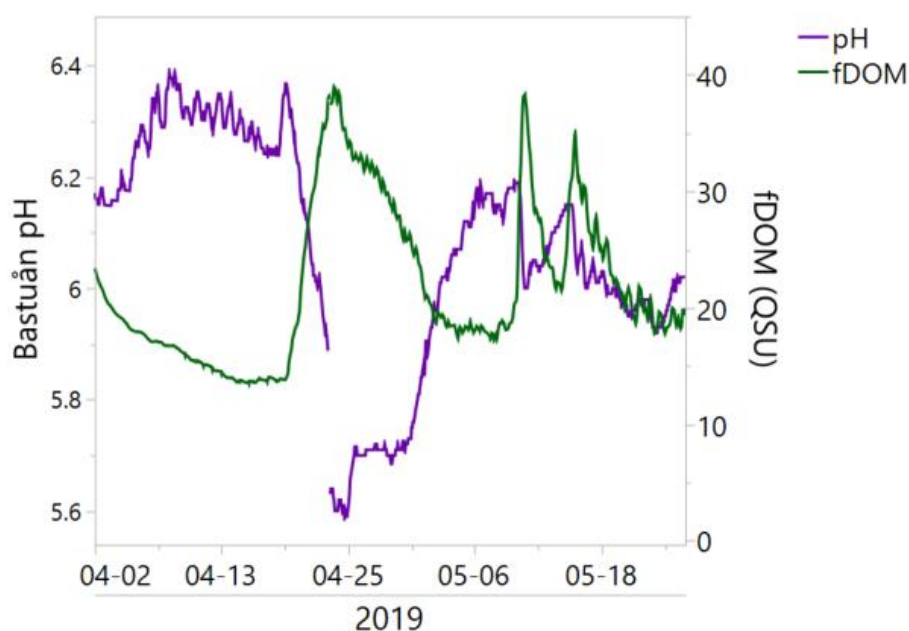
För att kunna använda högfrekvent turbiditetsdata som proxy för ämneskoncentrationer behövs ett dataunderlag med vattenkemiska mätningar (av turbiditet och parameter av intresse) från olika flödessituationer och säsonger. Denna data utvärderas och en bedömning görs om sambandet är stabilt samt om det är en lämplig lokal. Sådana mätningar behövs också för att upprätta sambandet mellan turbiditet och ämneskoncentration som senare används för beräkningen av den nya parametern. Det är särskilt viktigt att få med mätningar under extrema flöden. Det kan då vara nödvändigt att komplettera ett månatligt mätprogram med särskilda högflödesmätningar. I många fall kan säkerheten i uppskattningen av t.ex. TotP öka om turbiditetsmätningen kombineras med fDOM och konduktivitet (Villa m.fl. 2019).

Om sambandet mellan turbiditet och ämneskoncentration är stabilt över tid kan koncentrationer beräknas direkt ur turbiditetsdata. Dygns transporter av ämnen kan sedan beräknas som produkten av dygnsmedelvärden av turbiditet och flöde som sedan summeras till månads- och årstransporter. Om sambandet istället är mer variabelt över tid kan det vara lämpligare att istället använda sensordata till att fylla igen luckorna mellan stickproven för att därigenom göra bättre uppskattningar av dygnsmedelvärden av ämneskoncentrationer än den vanligtvis använda linjärinterpoleringen mellan stickprov.

Identifiera "Hot moments" – korta episoder med kraftigt avvikande vattenkvalitet

I många fall kan korta episoder av extrema förhållanden vara avgörande för vilka organismer som kan leva i vattnet. Det gäller till exempel surstötter under högflöden i förurningskänsliga vatten (Figur 3), höga pH i eutrofa vatten som i kombination med höga ammoniumhalter kan ge upphov till toxiska nivåer av NH_3 samt låga syrgashalter. I dessa fall är det många gånger omöjligt att fånga sådana episoder med normal provtagning av vattenkemi och sensormätningar utgör då ett värdefullt komplement. För övervakning av surstötter kan en pH-sensor kompletteras med sensorer för konduktivitet och fDOM för att avgöra hur stor del av en surstöt under ett högflöde som beror på utspädning av buffertkapaciteten och hur stor del som beror på en förhöjd halt av organiska syror. Det kan hjälpa till att avgöra om surstöten är naturlig eller delvis beror på antropogen förurning.

Turbiditetsmätningar med sensor kan detektera när i tiden som höga halter av partikulärt material förekommer. Det kan utgöra underlag för att identifiera orsaker till de förhöjda halterna och föreslå åtgärder för att minska dessa. Lantbrukare kan då själv följa mätdata i realtid och därigenom få återkoppling på effekter av olika odlingsåtgärder på vattenkvaliteten. Att ta stickprover vid höga turbiditetsvärden kan även minska osäkerheten i en linjär regressionsekvation som används för att beräkna Tot-P transporter över tid.



Figur 3. Variation pH-värde och fDOM i april/maj 2018 i Bastuån, Jämtland. Den lila linjen representerar pH och den gröna fDOM.

Mätning av dagvatten

Dagvatten reagerar mycket snabbt på nederbördstillfällen då avrinningsområdena normalt är små med stor andel hårdgjord yta och som resultat varierar dagvattenflöden ofta mycket starkt. Både lösta och partikulära ämnen i dagvatten spolas med avrinningen från mark- och takytor in i dagvattensystemet. Korta episoder med avvikande vattenkvalitet är därför typiskt för dagvatten och partikelkoncentrationer i dagvatten är ofta högst i början av ett nederbördstillfälle p.g.a. så kallade "first flush effect" (Li, 2005). På grund av de starka variationerna i flödesmängd och kvalitet och korta responstider mellan nederbörd och avrinning är det inte möjligt att ta representativa stickprover i dagvatten.

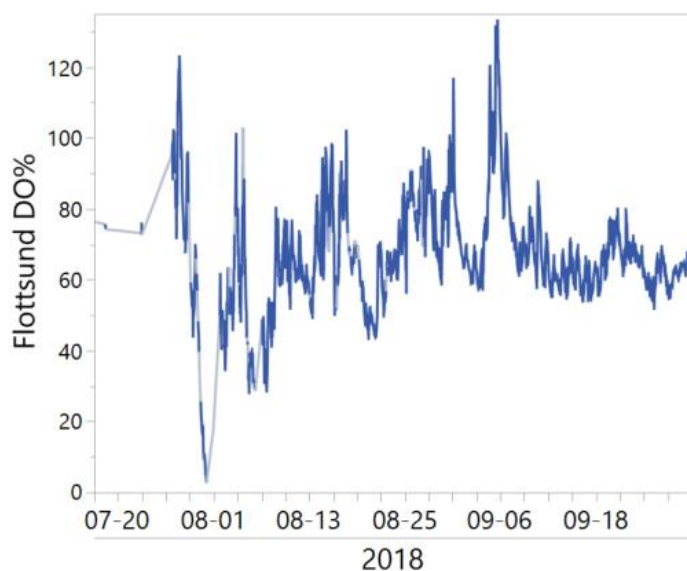
Turbiditetsmätningar med sensor kan användas för att mäta partikelkoncentrationer med hög upplösning. Om mätningarna kan visa ett stabilt samband mellan partikelhalter och turbiditet har turbiditetsmätningarna potentialen att vara ett substitut för koncentrationer av de ämnena som transporteras huvudsakligen med partiklarna. Till den gruppen av partiklar ingår många förorenande ämnen som t.ex. tungmetaller, fosfor men också organiska ämnen som exempelvis PAH.

Inom Life IP projektet Rich Waters används turbiditetssensorer vid två mätplatser upp- och nedströms av en dagvattendamm (Se kapitel ”Resultat från mätning i dagvattenbrunnar”).

Adaptiv provtagning

In situ sensorer som genom telemetri tillgängliggör data i realtid möjliggör extra provtagning under extrema situationer. Ett exempel på det var i Fyrisån i augusti 2018 då reningsverket breddade efter ett skyfall. Syrgassensorn indikerade att halten löst syre minskade dramatiskt under 35 h från nära 70 % mätnad till 0 % löst syre (Figur 4). En provtagare kunde åka ut till provplatsen och ta ett extraproov, vilket bl.a. indikerade höga ammoniumvärden (Nygren 2019).

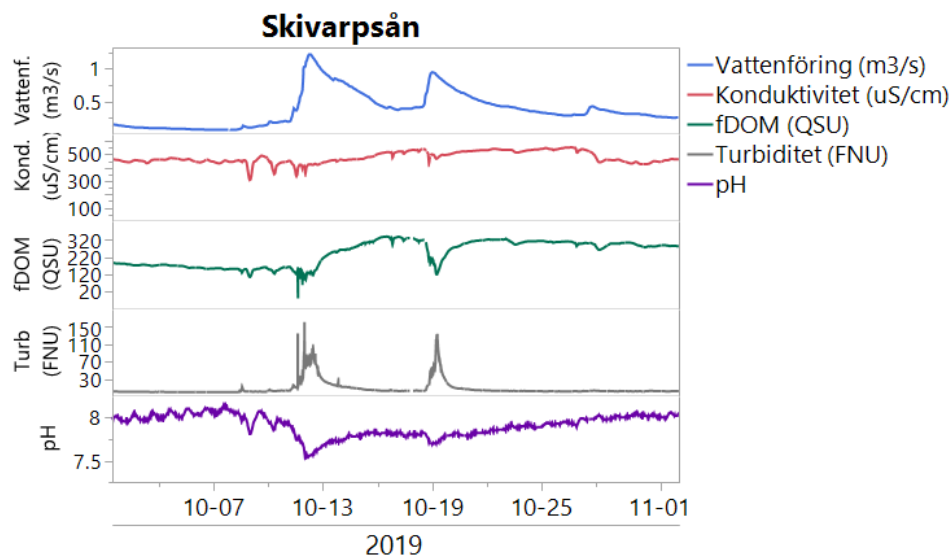
Med en sensor kopplad till telemetri är det möjligt att låta provtagare få automatiska meddelanden om snabba förändringar i vattenkemi. Genom förutbestämda larmnivåer kan viktiga händelser uppmärksammas och ett eller flera stickprov tas för att undersöka orsaken till förändringen.



Figur 4. Variation i syremättnadsgrad (dissolved oxygen %) mellan april 2018 och oktober 2019 i Fyrisån, Uppsala.

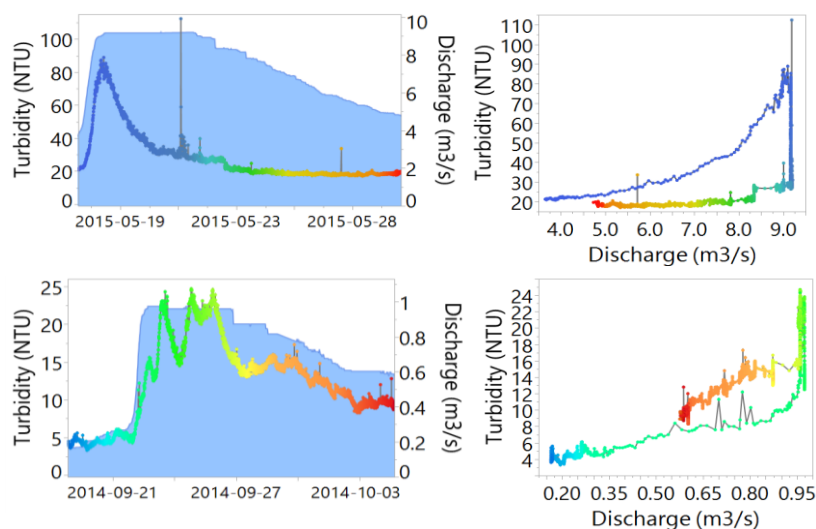
Processförståelse

Den höga tidsupplösningen på data som sensorer ger kan bidra till en ökad förståelse av de processer som styr vattenkvaliteten. Parametrar kan jämföras med varandra (exempelvis turbiditet, fDOM och konduktivitet) men även jämföras med vattenföring och nederbörd för att förstå variationen över tid. I figur 5 ses variationen i vattenkemi under två perioder av ökad vattenföring i Skivarpsån, Skåne. Direkt relaterat till den ökade vattenföringen observeras att konduktiviteten, pH-värdet och fDOM minskar medan turbiditeten ökar.



Figur 5. Vattenföring, konduktivitet, fDOM, turbiditet och pH värde i Skivarpsån under oktober 2019. Data är uppmätt var 15:e minut.

Vidare kan tidssambandet mellan en parameter, t.ex. turbiditet och vattenföring analyseras mer noggrant för att bättre förstå vattnets väg vid en regnepisod (Evans & Davies 1998). Turbiditeten innan ökningen i vattenflöde jämförs med de uppmätta koncentrationerna under och efter regnepisoden. När sambandet mellan turbiditet och flöde ritas upp, framkommer olika mönster även kallade hysteres-effekter beroende på tidpunkt och storlek hos de två parametrarnas toppar (Figur 6). I figurerna nedan visas två exempel. Efter ett regntillfälle i maj 2015 ökar turbiditeten snabbt tillsammans med vattenflödet vilket ger en medsols hysteres. Detta tyder på snabb mobilisering av partiklar, till exempel från ytavrinning, erosion i vattendragets kanter/botten eller material från en källa nära provpunkten (Williams 1989;

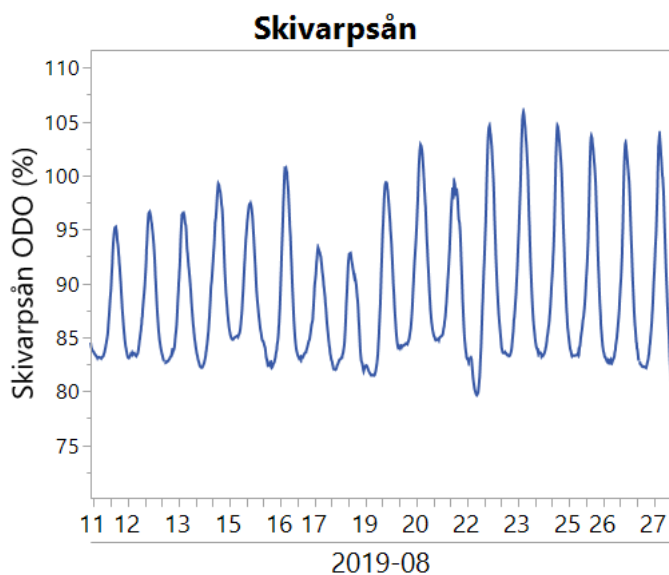


Figur 6. Figurens övre panel visar turbiditet och vattenföring över tid respektive turbiditet och vattenföring under en storm i maj 2015. Den övre panelen visar strukturen för en medsols hysteres-effekt (snabb respons). Färgerna indikerar tid där blå är tidigt under stormen och rött i slutet av stormen. Den nedre panelen visar ett exempel på en motsols hysteres-effekt (långsam respons) från en storm i september 2014. Turbiditeten är uppmätt var 15:e min av en in situ sensor i Sävjaån, Uppsala.

Lloyd m.fl. 2016). Motsatt effekt (motsols hysteres) uppstår när partiklarna behöver mer energi för att mobiliseras eller transporteras längre, då uppstår en tidsfördröjning mellan hydrografens topp och de högst uppmätta turbiditetskoncentrationerna (Williams 1989; Lloyd m.fl 2016). Detta kan även vara en indikation på att partiklarna kommer från vattenvägar som aktiverats efter att marken blivit mättad av regn.

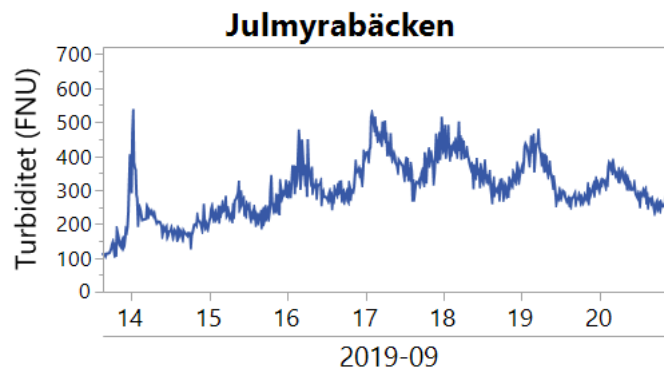
De olika hysteres-effekterna från många olika regnepisoder (över tid) kan sedan relateras med nederbörds mängd och intensitet, snösmältning, snödjup, maximal vattenföring, säsong och tid mellan regntillfällena. Detta kan ge en ökad processförståelse som kan användas som underlag för att hitta rätt åtgärder mot exempelvis mobilisering av suspenderat material och partikelbundna föroreningar. Om motsols hysteres dominerar i ett vattendrag kan det vara en indikation på att dräneringen behöver förbättras så att man undviker att marken blir mättad och man får yterosion av partiklar.

Ett annat exempel på ökad processförståelse genom användning av in situ sensorer är observation av halten löst syre. I Figur 7 kan ses hur halterna varierar över dygnet, i augusti observerades toppar mellan 14-15 på eftermiddagen och dalar runt midnatt. Dygnsdynamiken kan användas för att beräkna mineraliseringen av löst kol (Hotchkiss & Hall 2014).



Figur 7. Variation av halten löst syre (%) i Skivarpsån 11/8-27/8 2019. Data är uppmätt var 15:e minut.

I Julmyrabäcken observerades periodiska toppar i turbiditeten under nattetid och tidig morgon (Figur 8). Efter diskussion med närboende kunde konstateras att en bäverdamm fanns ca 50 m uppströms provtagningsplatsen. Bävrens aktivitet kan tydligt ses i övervakningsdata och kan vara intressant för vidare analys av exempelvis mobilisering av material. Som följd av detta döljs dock till stor del signalen som skulle ha observerats utan bävrar.



Figur 8. Turbiditet uppmätt med en InSitu Aquatroll i Julmyrabäcken 14/9-20/9 2019. Data är uppmätt var 15:e minut.

Underlag för modellering

En modell av ett vattendrag utgör en matematisk beskrivning som kan användas för att skala upp och generalisera resultaten från mätningar. Modellen kan också användas för att testa om de hypoteser man har för vad som styr vattenkvaliteten stämmer och för att testa effekten av olika scenarier t ex. med ett ändrat klimat eller ändrade odlingsmetoder. Med hjälp av högupplösta data kan dynamiken vattenkemin beskrivas på ett mer tillförlitligt sätt då indata till modellerna blir bättre.

Installation och underhåll

Vattendrag: val av lokal och typ av installation

För att underlätta utvärdering av data och maximera antalet användningsområden behöver en sond placeras strategiskt. Det är viktigt att sonden placeras så nära som möjligt till en provplats för vattenkemiska stickprov samt en station för mätning av vattenföring. Samtidigt måste platsen vara lämplig för själva installationen. Sonden ska gå att fästa på ett säkert sätt där den kan mäta vattenkemin på en representativ plats i vattenfåran utan att vara i vägen för eventuell båttrafik. Här kan mätningar med en handhållen sond vara till hjälp för att undersöka eventuell variation av vattenkvaliteten i vattenfårans transekt. Om telemetriutrustning används måste den placeras över högsta vattennivån. Ska sonden vara installerad under vintern måste den placeras tillräckligt djupt för att inte frysa sönder. I tätbebyggda områden måste sonden skyddas från stöld och skadegörelse. Vidare måste sonden kunna underhållas under säkra förhållanden vid olika flödesförhållanden.

När installationsplats rekognoseras bör följande aspekter beaktas:

- Lutningen på stranden.
- Förväntad vattennivå vid extremt högflöde/lågflöde.
- Representativ vattenkemi för vattendraget, exempelvis genom att undvika bakvatten och sel.
- Bryggor, broar eller andra fasta punkter där sensorn kan monteras.

- Potentiella punktkällor till föroreningar exempelvis avloppsrör, vägar, broar, enskilda brunnar, avlopp för dagvatten, etc.
- Möjligheten att ha sonden installerad under is när vattendraget fryser.
- Risk för stöld och skadegörelse.

När installationsplatsen valts behöver hänsyn tas till praktiska förutsättningar för installationstyp.

Installation på vattendragets botten

I små vattendrag kan sonden installeras genom att fästa den vid en cementplatta med stålstag som håller sonden en bit från botten (Figur 9). Installationen är enkel att göra och sonden kan med enkelhet flyttas mellan olika lokaler. Vid underhåll behöver dock en person gå ned i vattendraget med vadarstövlar för att hämta upp sonden vilket kan ses som en nackdel. Det är heller inte säkert att sonden ligger kvar på samma plats vid högflöde och den är inte heller skyddad för skadegörelse.



Figur 9. Sond installerad på cementplatta i Myckelmossbäcken.

Installation i rör

Sonden kan installeras i ett PEX-rör med låsbart lock (diameter 10 cm). PEX-röret läggs på marken eller grävs ner så att änden sticker ut i vattnet på lagom nivå där sonden ska sitta (Figur 10). Röret fästs mot exempelvis en sten eller metallrör som slås ner i underlaget. Genom att låta röret ligga snett med flödesriktningen undviker man att skräp fastnar på röret samt underlättar för isflak under islossningen att glida av röret. Nedre änden av röret ska vara perforerat så att vattnet kan strömma igenom och med en sprint i mynningen så att sonden inte kan ramla ut.

Fördelar med denna lösning är att sensorn skyddas mot skadegörelse och stöld, är dold för omgivningen och kan placeras på en representativ vattennivå skyddad från is och lågvatten. Skuggningen av sonden från röret minskar också påväxten. Eventuellt kan rörets insida behöva göras rent vilket kan kräva att en lång borste av teleskoptyp.



Figur 10. Installation av sond i rör som lutar snett med vattenflödets riktning. Julmyrabäcken. Den perforerade nedre delen av röret som är placerad i vattendraget.

Installation vid fast punkt, exempelvis brygga

Sensorn kan installeras på en metallskena med tvåpunktsfäste mot fast punkt, exempelvis brygga. Sensorn placeras i linje mot vattnets flödesriktning för att säkerställa god vattengenomströmning. Fördelar med installation på en brygga är enkel tillgång till sensorn och god säkerhet för fältpersonal. Nackdelar kan vara ansamling av växtdelar på installationen, tillgänglighet under isiga förhållanden samt påverkan från aktivitet vid brygga.

Sensorn kan även monteras i ett lodrätt PEX-rör som sätts fast i bryggan (Figur 11). Röret har perforerad ände i botten för att säkerställa god vattengenomströmning och toppen av röret täcks med ett låsbart lock där sensorn fastgörs. Fördelar med denna lösning är att sensorn skyddas mot skadegörelse och stöld men samtidigt är lättillgänglig och sitter väl förankrad. Nackdelar är en större risk för att det fastnar skräp på röret jämfört med ett rör som ligger längs med stranden.



Figur 11. Installation av sond i lodrätt rör vid ett brofäste i Fyrisån, Flottsund.

Dagvattenbrunnar: val av lokal och installation

Installationen av turbiditetssensorer i dagvattenbrunnar måste anpassas till sensorn och till hur dagvattenbrunnen är byggd. Ofta är utrymmet mycket begränsat och vattendjupet kan vara lågt. Det är viktigt att orientera sensorn så att den omges av 50 cm fritt vatten och att det inte finns reflekterande ytor inom mätområdet. Den Campbell OBS501 sensor som använts inom Life IP Rich Waters projektet kan mäta med en distans av ca 50 cm för backscatter sensorn och 5 cm för sidescatter sensorn. Sensorn kan installeras i botten av ett PVC-rör som skydd (Figur 12). I Västerås installerades sensorn med en kopparhylsa som skyddar sensorn och bromsar bakterietillväxten. Sensorn installerades lodrätt i mitten av dagvattenflödet med sensorn riktad nedströms för att skydda optiken mot flytande föremål. Om utrymmet är för begränsat, t.ex. på grund av låga vattennivåer, måste mätresultat analyseras och felaktiga mätningar som beror av interferens med signalreflektion från ytor filtreras bort.



Figur 12. Installation av turbiditetssensor i dagvattenbrunn inom Life IP Rich Waters projektet i Västerås. Ovan: Sensorn installerades lodrätt i mitten av dagvattenflödet med sensorn riktad nedströms för att skydda optiken mot flytande föremål. Nedan: Komplet installation i dagvattenbrunn med datalogger, batteri och styrenhet för en parallellt installerad flödesmätare.

Regelbundet underhåll

Vår erfarenhet är att sensorerna kan ligga ute flera månader utan tillsyn och ändå ge tillförlitliga resultat, men vi rekommenderar ändå regelbunden tillsyn och rengöring för att säkerställa en god kvalitet av mätningarna. Om telemetri inte används utan data nedladdas manuellt direkt från sonden är det särskilt viktigt med regelbunden tillsyn för att säkerställa att sonden fungerar som den ska. Ungefär varannan månad behöver batterierna i sonden bytas ut och sensorer som t.ex. pH och löst syrgas kalibreras. SONDENS elförbrukning kan dock vara högre om den måste stödja ytterligare funktioner. De sonder som användes i Life IP Rich Water projektet är utrustade med borste eller skrapa som rengör sensoroptiken i regelbundna intervaller. Rengöringsfrekvensen kan påverka elförbrukningen och sensors livslängd.

Det är en fördel om ett prov tas i samband med kalibrering och rengöring för att säkerställa en tillförlitlig postkalibrering (se nedan).

Kalibrering

De flesta sensorerna är fabrikskalibrerade vid inköp och det räcker att göra en kvalitetskontroll innan de installeras. Många parametrar är stabila över tiden men vi rekommenderar ändå att alla sensorer kvalitetskontrolleras på labb för eventuell kalibrering varje 6:e-12:e månad under längre mätkampanjer. Sensorer för pH och löst syrgas behöver kalibreras oftare vilket kan göras i fält. Kalibrering görs enligt tillverkarens instruktioner, ofta kan kalibreringslösningar köpas färdigblandade (t.ex. turbiditet, konduktivitet, pH). För vissa parametrar (t.ex. fDOM) behövs dock tillgång till utrustning för hantering av syra och noggrann våg för uppmätning av kemikalier. Vid den årliga kvalitetsgenomgången är det viktigt att kontrollera sonden och sensors skick, exempelvis o-ringar och borstar som kan behöva bytas.

Datahantering

Vid högfrekvent övervakning produceras stora mängder data som behöver lagras på ett effektivt sätt och kvalitetssäkras. På årsbasis uppgår antalet observationer t.ex. för en mätning var 15:e minut till 35 000 per sond och parameter vilket gör att hanteringen i möjligaste mån behöver vara automatiserad och effektiv.

Data kan inhämtas från sonden ute i fält, exempelvis vid ordinarie fältbesök för rengöring, eller överförs genom telemetri till en servertjänst.

Innan vidare databearbetning behöver data rensas och eventuellt postkalibreras. Alla versioner av data ska arkiveras för spårbarhet. Data rensas förslagsvis enligt följande:

- (1) Perioder med kända problem eller felaktigheter i data tas bort.
- (2) Data som uppenbart är felaktiga utan känd orsak tas bort. Dessa kan t ex utgöras av nollvärden eller tillfälliga spikar. Rensningen kan göras genom statistiska metoder (exempelvis om provet avviker mer än ett antal standardavvikelser från föregående och efterkommande mätvärde) eller andra algoritmer.
- (3) Därefter jämförs data med vattenkemidata från stickproverna för att säkerställa att sensordata förhåller sig till dessa på ett förväntat sätt.
- (4) Eventuell drift i förhållandet mellan sensordata och vattenkemi noteras liksom eventuella stegvisa förändringar i samband med kalibrering och rengöring.

Sambandet mellan vattenkemi och sensordata kan därefter justeras i efterhand genom så kallad postkalibrering.

Beroende på resultatet av ovanstående analys kan olika databearbetningsstrategier användas efter expertbedömning (Tabell 4).

Tabell 4. Steg i rensning och kvalitetssäkring av data från sensorer med högfrekventa in-situ mätningar.

Identifierat problem	Lösning
(1) Osäker data på grund av känd orsak	Radera data innan vidare bearbetning
(2) Osäker data på grund av okänd orsak	Undersök orsak, potentiell dataradering enligt förutbestämda kriterier innan vidare bearbetning.
(3) Avvikelse labbprover	Undersök orsak, potentiell postkalibrering enligt förutbestämda kriterier utifrån labbprover.
(4) Stegvisa förändringar	Undersök orsak, potentiell postkalibrering enligt förutbestämda kriterier utifrån labbprover.

När kvaliteten på data säkerställts kan den eventuellt aggregeras till tim- eller dygnsmedelvärden före tillgängliggörande och fortsatt utvärdering.

Beräknad tidsåtgång för installation och underhåll av sensorer

Vattendrag

Trots att sensorerna till stor del är automatiserade krävs över tid en del underhåll. En del av detta underhåll kan göras t.ex. av provtagningspersonal eller någon annan som arbetar eller bor i närheten av mätstationen. Ungefär varannan månad behöver sonden rengöras, eventuellt behöver batterier bytas och data nedladdas. Mindre reparationer, byte av reservdelar (t.ex. borste), byte av specifika sensorer, vattenprovtagning kan behöva göras på halvårsbasis. Dessa uppgifter kan med fördel utföras av lokal personal efter lämplig utbildning.

Var 6:e till 12:e månad behöver sonden och sensorerna kvalitetskontrolleras och eventuellt kalibreras. Det innebär att sonden behöver transporteras till labb. På labb rengörs sonden noggrant och kvalitetstestas utförligt. Vid kalibrering dokumenteras värden före och efter för att förenkla framtida datahantering. Efter kalibrering och installation är det viktigt att tidigt göra en datautvärdering för att upptäcka eventuell felkalibrering.

En grundläggande datautvärdering behöver göras löpande för att säkerställa kvaliteten på data som inhämtats samt upptäcka problem i rätt tid. Kontinuerlig kontroll bör ske på månadsbasis vilket är enkelt med en telemetrilösning där data kan ses i realtid. På halvårsbasis bör inhämtade data kontrolleras mot uppmätta stickprover, rensas från felaktiga data och eventuell drift detekteras. I tabell 5 kan

en uppskattning av tidsåtgång ses förutsatt att inga problem med sonden eller sensor uppstår. Restiden ingår inte i uppskattningen.

Tabell 5. Beskrivning av aktiviteter och beräknad tidsåtgång.

Aktivitet	Tidsåtgång
Underhåll	2h/månad
Kalibrering	5h/halvår
Grundläggande datautvärdering	1h/månad 4h/halvår

Dagvattenbrunnar

Installation av en turbiditetssensor i dagvattenbrunn måste anpassas individuellt till mätplatsen och det kan ta en till två dagar inklusive förberedelser. När sonden har installerats kan den dock sitta kvar över längre perioder och kräver bara lite underhåll.

Underhåll för Campbell OBS501 bestod av batteribyte, rensning av sensorn vid behov och nedladdning av data. Batteribyte och en inspektion av installationen utfördes en gång per vecka. OBS501 är utrustad med en gummiraka och biocid för självrengöring av optiken och det är viktigt att gummirakan går tillräckligt ofta för att undvika bakteriell uppväxt på den optiska sensorn. Rengöringsfrekvensen påverkar elförbrukning, så det är viktigt att hitta rätt balans mellan frekvens för rengöring och mätning samt behov av batteribyte. Efter 70 000 cykler (stängning och öppning av optiken) måste sonden skickas in till tillverkaren för underhåll så rengöringsfrekvensen påverkar också driftskostnaden och livslängden på enheten.

Resultat från mätningar

Belastningsberäkningar

Belastningsberäkningar har utförts för sex lokaler, Fyrisån Bärbyleden, Fyrisån Flottsund, Dalälven Älvkarleby, Skivarpsån, Hågaån och Julmyrabäcken. Data från Kilaån utvärderades separat inom ramen för ett examensarbete (Ottander, 2019). Tot-P koncentrationer beräknades ur turbiditeten genom en linjär regressionsekvation (Tabell 6). Den linjära regressionen baserades på månatliga stickprover som analyserats på labb (även i de fall där det fanns prover varannan vecka för att möjliggöra jämförelse). Data användes från en så lång tidsperiod som möjligt för att inkludera så många observationer med höga koncentrationer som möjligt. Som längst användes perioden (2010-2019). Vattenkemin i de sex vattendragen varierade mellan låga och relativt stabila värden för Dalälven, till höga och mycket varierande halter i Julmyrabäcken och Skivarpsån (Tabell 6). Vid utvärdering av hur användbar turbiditet som en proxy för Tot-P var i de olika lokalerna användes

inledningsvis korrelationskoefficienten r^2 och koncentrationsintervall för dataunderlaget (Tabell 6). Ofta fanns få eller inga observationer som beskrev riktigt höga koncentrationer av Turb och Tot-P vilket leder till osäkerhet i beräkningarna när värden måste extrapoleras utanför det koncentrationsintervall som ekvationen baserats på. Regressionslinjens skärningspunkt med y-axeln (b, Tabell 6) indikerar den lägsta koncentrationen som kommer att predikteras med ekvationen. Om denna är hög finns det risk för att låga Tot-P koncentrationer överskattas. I de fall sensordata endast används för att fylla igen luckorna mellan stickprov är de låga koncentrationerna inget problem eftersom sensordata då justeras så att de sammanfaller med stickproven. Det har även mindre betydelse för transportberäkningar eftersom låga halter oftast uppstår vid låga flöden.

Två olika metoder för beräkning av Tot-P transporter jämfördes, en där turbiditet användes som en proxy för Tot-P (linjär regression). Dagnsmedelvärden av Tot-P och vattenföring multiplicerades till en daglig transport Tot-P (kg). Detta jämfördes med data där varannan veckas/månatliga stickprover användes för linjär interpolering av dagnsmedelvärden av Tot-P. Endast perioder där sensorn levererat data och stickprover tagits kunde jämföras. Detta skiljer sig mycket mellan stationerna beroende på vilka provtagningsprogram de ingick i och hur mycket tekniska problem det var med sensorerna.

Tabell 6. Tabellen visar de förhållanden som använts för att beräkna belastning. Relationen mellan parametrarna är baserad på stickprover som analyserats på labb. Start och stopp indikerar vilken data som använts. A och b motsvarar $ax+b=y$ i räta linjens ekvation, r^2 är korrelationskoefficienten för sambandet, n antal prover som relationen baserats på. Medel TP, turbiditet och suspenderat material för perioden.

Namn	Tidsperiod	a	b	r^2	n	Medel TP	Medel Turb	Intervall TP ($\mu\text{g/l}$)	Intervall Turb (FNU)
Fyrisån Bärbyleden	jan-10 dec-19	2.44	25.7	0.72	118	49.4	6.56	23.0 - 221	2 - 55
Fyrisån Flottsund	jan-10 dec-19	1.84	39.8	0.70	136	63.7	12.9	30.3 - 233	2.1 - 80
Dalälven Älvkarleby	jan-10 dec-19	3.18	4.50	0.89	117	11.8	2.30	5.4 - 24	0.54 - 5.7
Skivarpsån	jan-10 dec-19	2.09	98.4	0.70	188	117	8.02	44.3-640	0.82-280
Hågaån	jan-10 dec-19	1.72	32.3	0.84	41	65.7	17.4	31-280	4.5-63
Julmyrabäcken	jan-15 dec-19	1.22	51.9	0.97	11	141	73.6	27.4-659	4.3-500

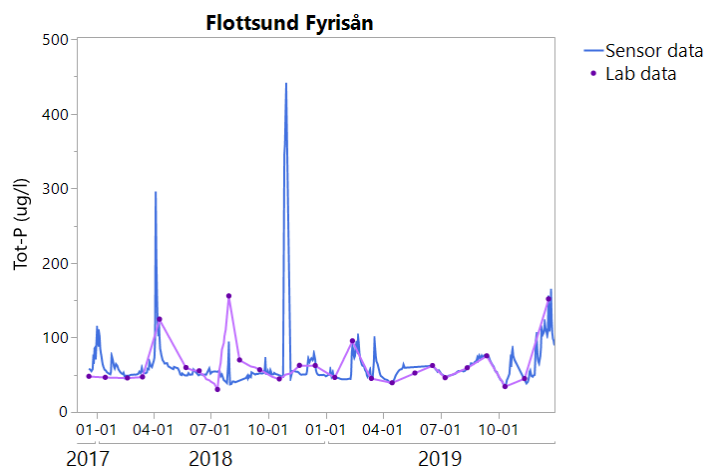
I tabell 7 visas resultatet från de olika belastningsberäkningarna. Skillnaden mellan de två metoderna varierade mellan vattendrag och år. Under 2017 gav beräkningarna från sensordata större Tot-P transport i Fyrisån Bärbyleden och i

Hågaån. Under 2018 gav några vattendrag högre transport med beräkningar från sensordata (Fyrisån Bärbyleden, Julmyrabäcken) medan andra uppvisade en liknande (Skivarpsån) eller lägre transport (Fyrisån Flottsund, Dalälven Älvkarleby). Under 2019 visade samtliga vattendrag en lägre eller likvärdig transport vid jämförelse mellan sensordata och labdata.

Tabell 7. Belastning i kg för de olika vattendragen beräknade utifrån sensor data och labb data, samt skillnaden i kg ($T_{\text{sensor}} - T_{\text{labb}}$).

Vattendrag (tidsperiod)	2017			2018			2019		
	Sensor	Labb	Skillnad	Sensor	Labb	Skillnad	Sensor	Labb	Skillnad
Fyrisån Bärbyleden (jan-17 till apr-18)	11594	8309	3285	6971	5566	1405			
Fyrisån Flottsund (jan-18 till dec-19)				24330	25065	-735	25691	27458	-1767
Dalälven Älvkarleby (jan-18 till sep-19)				66713	61100	-5613	94627	96037	-1410
Skivarpsån (maj-18 till okt-19)				94	96	2	3007	3042	-35
Hågaån (okt-17 till okt-19)	1353	1269	84	1875	2480	-605	2965	3241	-276
Julmyrabäcken (okt-17 till okt-19)				189	120	69	38	64	-26

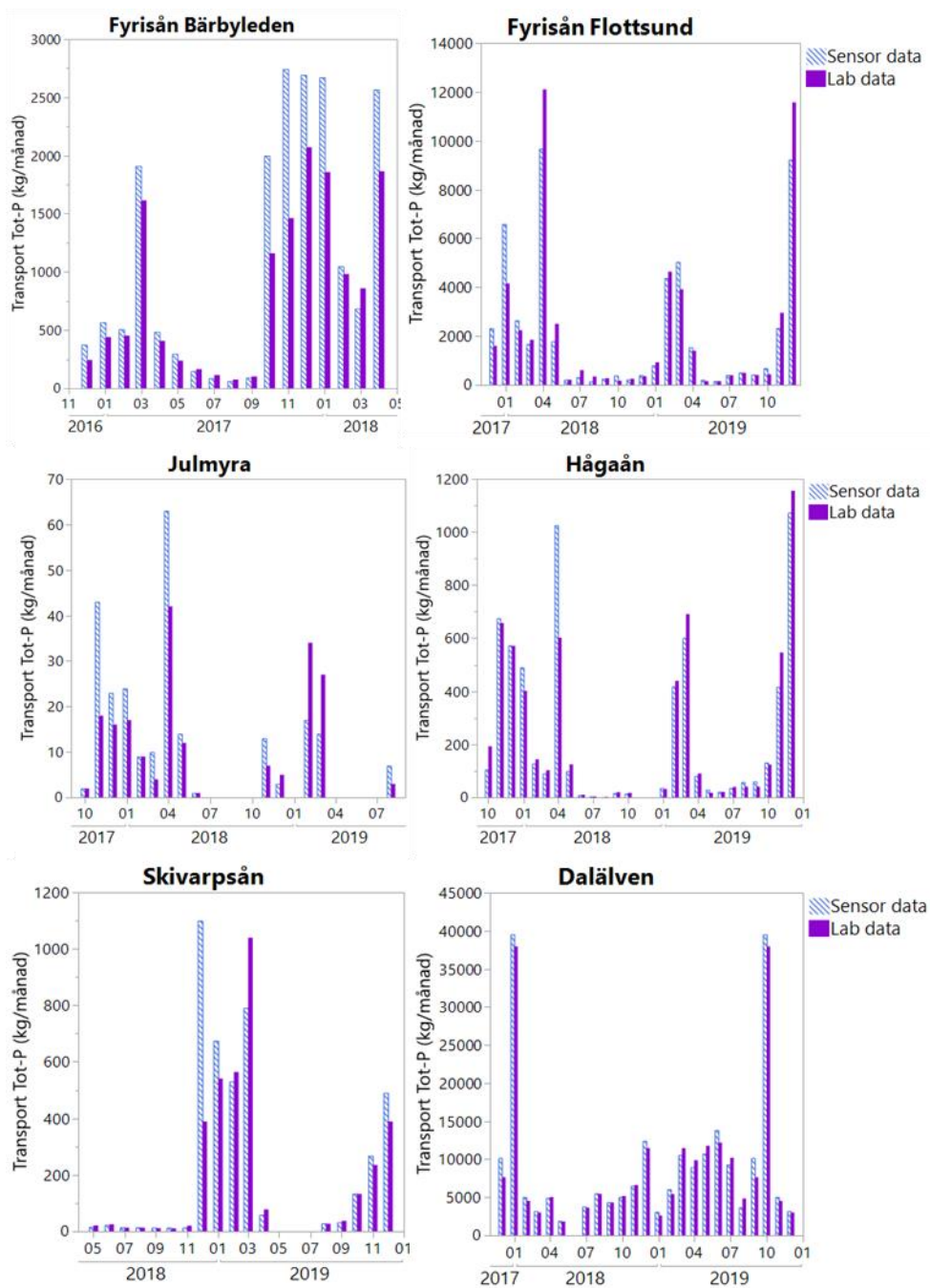
I Fyrisån Flottsund visade sensordatan att många toppar missades med stickprover (Figur 13), trots det var Tot-P transporter från stickprover högre under året. Förklaringen till detta är att stickprover genom tillfälligheter tagits vid flödestoppar



Figur 13. Tot-P (dagligt medelvärde, $\mu\text{g/l}$) uppskattad från sensordata, samt uppmätt med stickprover i Fyrisån Flottsund under 2017-2018.

med höga Tot-P koncentrationer (april-18, aug-18, dec-19). Med den linjära interpoleringen påverkar detta flera månaders transporter och ger utslag i årsbelastningen, något som även visades i en studie av Lannergård m.fl. (2019).

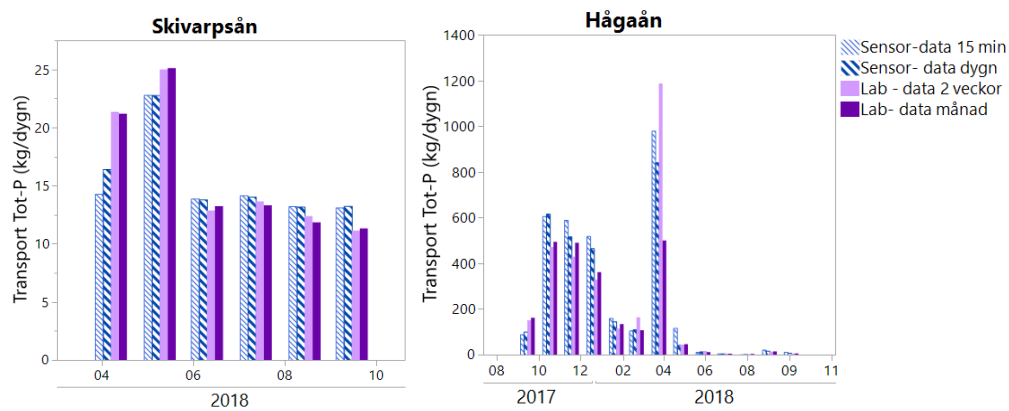
I Figur 14 kan skillnaden i den månadsvisa transporten i de sex olika vattendragen ses. Resultatet visar att de sensorberäknade transportererna ofta är större än transportererna beräknade utifrån labb-data (konventionell metod), särskilt under vår, vinter och höst. Under 2019 är dock beräkningarna i samma storleksordning. Resultaten visar även att transporten generellt är låg under sommarmånaderna, men att den relativa skillnaden mellan beräkningsmetoderna kan variera (t.ex. jul-aug 2018, Fyrisån Flottsund).



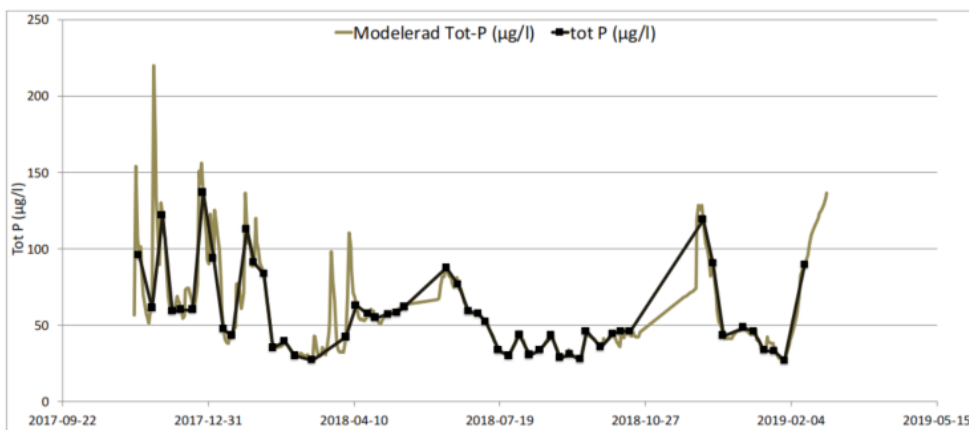
Figur 14. Transport av Tot-P i kg/månad över tid beräknade från sensordata (15 min/dygn) samt stickprover med linjär interpolation (2 veckor, månad).

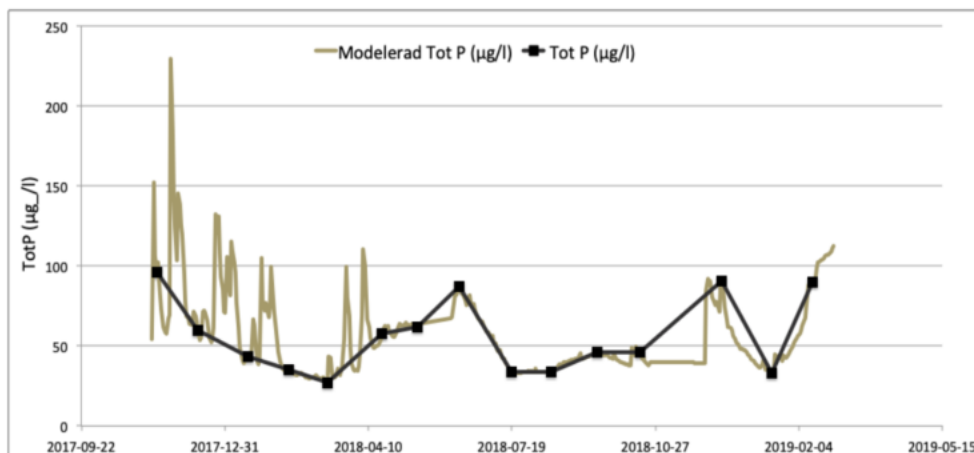
I Skivarpsån och Hågaån finns sensordata och vattenföring uppmätt var 15:e minut vilket möjliggör beräkning av transport i kg/timme, detta summeras sedan till exempelvis kg/månad (Figur 15). I Skivarpsån kan inga större skillnader i fosfortransport ses. Detta beror troligen på att vattenföringen under den tidsperioden som presenteras (april- september 2018) generellt var låg.

I dessa två vattendrag finns även stickprover tagna varannan vecka som sedan analyserats på labb. Det möjliggör en jämförelse mellan linjärt interpolerade transporter där prover tagits varannan vecka respektive en gång i månaden. Varken i Skivarpsån eller Hågaån ger dubbelt så många stickprover någon större skillnad i belastning för de undersökta månaderna, med undantag för april 2018 i Hågaån (Figur 15).



Figur 15. Transport av Tot-P i kg/månad över tid beräknade från sensordata (15 min/dygn) samt stickprover med linjär interpolation (2 veckor, månad).





Figur 16. Tot-P ($\mu\text{g/l}$) över tid i Kilaån, övre panelen beskriver "modellerad Tot-P" utifrån sensordata och veckovisa stickprover, den undre panelen "modellerad Tot-P" utifrån sensordata och månadsvisa stickprover. (Ottander, 2019)

I Kilaån tas stickproverna av vattenkemi så ofta som varje vecka. Det gjorde det möjligt att visa på hur sensordata kan förbättra transportberäkningarna i de fall som stickproven bara tas en gång i månaden (Ottander, 2019). Skillnaden mellan Tot-P ($\mu\text{g/l}$) beräknad från sensordata och stickprover visade sig bli mindre ju tätare stickprover som togs (Figur 16).

Vid jämförelse olika metoder för beräkning av fosfortransporten i Kilaån, visade linjärinterpolering av veckovisa stickprover en tendens till lägre transporter jämfört med motsvarande beräkningar som kompletterats med sensordata mellan provtagningar. Ottander (2019) konstaterade slutligen att sensorer i kombination med månadsvisa provtagningar kan ge representativa transportberäkningar.

Resultat från mätning i dagvattenbrunnar

Mätningar i dagvattenbrunnar utfördes vid två platser, inlopp och utlopp från en dagvattendamm, under två månader parallellt med flödesproportionell provtagning. Stickprover för suspenderade ämnen togs veckovis men vid de flesta tillfällen låg analysvärdena under rapporteringsgränsen. Resultat från turbiditetsmätningarna har därför jämförts direkt med totalhalter av olika metaller i de flödesproportionella samlingsproverna (exempel i Figur 17).

Halter av 7 metaller (antimon, bly, kadmium, krom, koppar, nickel och zink) analyserades i veckovis tagna flödesproportionella prover. Stickprover av suspenderade ämnen togs varje vecka.

Vid inloppet till dagvattendammen fanns inget påvisbart samband mellan turbiditet och halterna av suspenderade ämnen, totalfosfor och metaller. Det finns flera möjliga förklaringar till det.

- Bristfällig rapportering av provtagningstider för suspenderade ämnen och samlingsprover gjorde att jämförelse mellan turbiditetsmätningarna och analysresultaten var svår att genomföra.

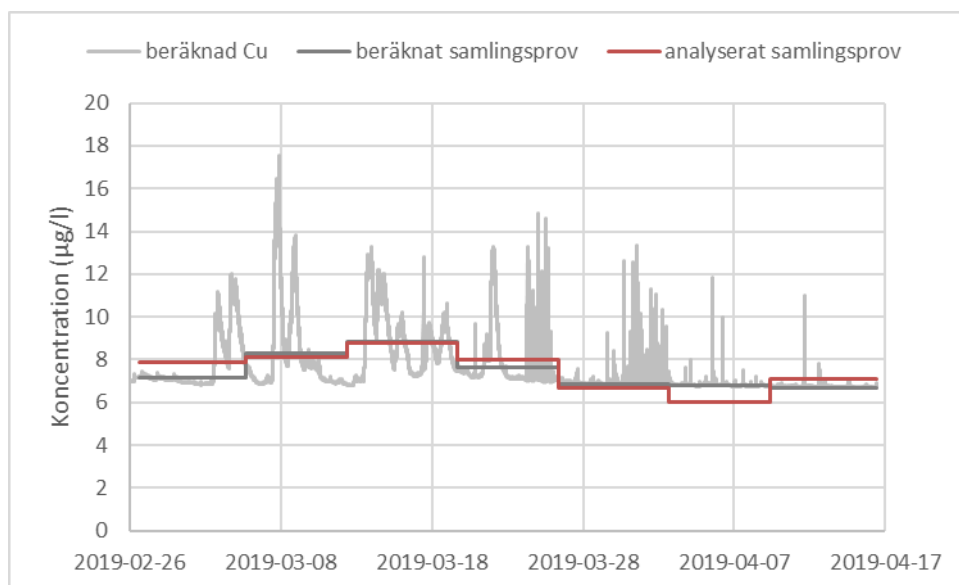
- Den flödesproportionella provtagningen vid inloppet av dagvattendamm var förmodligen felaktig p.g.a. felaktiga flödesmätning, vilket indikeras av låg korrelation mellan nivå och flöde.
- Otillräcklig rengöringsfrekvens av turbiditetssensorn och/eller blockering av den optisk sensor p.g.a. flytande växtmaterial vid inloppet till dagvattendamm gav felaktiga turbiditetsmätningar efter mars.
- Eventuella diffusa metallkällor inom avrinningsområdet som gör att korrelationen med turbiditeten varierar.

Vid utloppet av dammen låg koncentrationen för suspenderade ämnen vid tre av 7 tillfällen under rapporteringsgränsen; vid ett tillfälle var mätresultatet enligt labb inte tillförlitligt.

Av 7 metaller visade två en korrelation mellan totalhalter och turbiditet med en korrelationskoefficient högre än 0.7: koppar och bly (Tabell 8). Korrelationskoefficienten för zink var 0.65. Antimon, kadmium, krom och nickel visade ingen korrelation mellan turbiditet och totalhalt. En möjlig förklaring till detta kan vara att en stor andel av totalhalterna av antimon, kadmium och nickel tillhörde den lösta fraktionen (<0.45 µm) och att sambandet mellan partikelkoncentration och ämneshalter därför var svag.

Tabell 8. Tabellen visar de förhållanden som använts för att beräkna belastning. Relationen mellan parametrarna är baserad på veckovisa flödesproportionella samlingsprover som analyserats på labb och högfrekventa turbiditetsmätningar (varje minut). Tidsperiod indikerar vilken data som använts. A och b motsvarar $ax+b=y$ i räta linjens ekvation, r^2 är korrelationskoefficienten för sambandet, n antal prover som relationen baserats på.

Namn	Relation	Tidsperiod	a	b	r^2	n
Tunbytorp, utlopp	TSS-Turb	mar-19 maj-19	0.23	4.82	0.99	3
Tunbytorp, utlopp	Cu-Turb	mar-19 maj-19	0.04	6.64	0.74	7
Tunbytorp, utlopp	Pb-Turb	mar-19 maj-19	0.03	1.24	0.72	7
Tunbytorp, utlopp	Zn-Turb	mar-19 maj-19	0.27	35.9	0.65	7



Figur 17. Cu koncentrationer i analyserade flödesproportionella samlingsprov vid utlopp av dagvat- tendamm jämfört med beräknade Cu-koncentrationer och beräknade samlingsprovkoncentrationer.

Slutsatser och rekommendationer

- De sensorer som nu finns på marknaden är robusta och kräver förhållandevis lite tillsyn och underhåll. De är därför väl lämpade som komplement till miljöövervakningens regelbundna provtagning genom att ge högupplösta mätningar av vattenkvaliteten. Sensorerna sitter i regel på en sond med plats för flera sensorer, rengöringsmekanism och rymmer en datalogger. Sonderna kan kopplas till telemetrisk utrustning som skickar data i realtid till en server.
- Vid installation bör en representativa plats väljas, med fördel i närheten av redan pågående vattenkemisk provtagning. Sonden och telemetriheten ska placeras säkert utifrån höga vattenflöden, is och eventuell skadegörelse. Installationstyp väljs beroende på lokal.
- Sonden bör göras ren i samband med batteribyte några gånger per år. Minst en gång per år ska sonden tas upp för genomgång och kalibrering av sensorerna. Vissa sensorer som t ex pH och syrgas, behöver kalibreras oftare.
- Förutom det löpande underhållet kan tekniska problem uppstå som behöver lösas, varför god teknisk support är viktigt i uppstartsskedet.
- Sensorer för t.ex. pH och löst syrgas kan användas för att direkt detektera episoder med kritiska värden mellan tillfällena för den vattenkemiska provtagningen.
- En sensor som mäter turbiditet kan ensam, eller i kombination med andra sensorer, användas för indirekt mätning av halter av partikelbundna ämnen som totalfosfor och metaller. I vattendrag med korta pulser av höga halter partikulär fosfor vid högflöden är detta särskilt värdefullt för att få representativa värden på transporten i vattendraget och för att ge underlag till

åtgärder mot sådana episoder. Denna användning förutsätter dock att sambandet mellan ämneskoncentration och sensorparametrarna har ett bra samband, vilket inte alltid är fallet. Vattenkemiska mätningar vid olika flöden är därför nödvändigt som underlag för beslut om att installera en sensor för detta syfte.

- Data från sensorerna bör utvärderas regelbundet på ett systematiskt och kvalitetssäkert sätt. En sådan utvärdering omfattar rensning av data från felaktiga värden, en efterjustering av sensordata mot vattenkemiska data och en aggregering av data för vidare analys.
- Det sker för närvarande en snabb teknisk utveckling av sonder och sensorer. Det gäller både mätnoggrannhet, sensorers hållbarhet, vilka parametrar som sensorerna kan mäta samt prisläget.
- Våra erfarenheter är att högfrekventa mätningar med sensorer ger värdefull information som inte kan erhållas på annat sätt. Det ger till exempel säkrare uppskattningar av transporter av partikulärt material och möjlighet att identifiera episoder av kritiska förhållanden.

Referenser

- Druine, F., Verney, R., Deloffre, J., Lemoine, J.-P., Chapalain, M., Landemaine, V. & Lafite, R. (2018). "In situ high frequency long term measurements of suspended sediment concentration in turbid estuarine system (Seine Estuary, France): Optical turbidity sensors response to suspended sediment characteristics." Marine Geology **400**:24–37
- Duvert, C., Gratiot, N., Némery, J., Burgos, A., och O. Navratil (2011). "Sub-daily variability of suspended sediment fluxes in small mountainous catchments – implications for community-based river monitoring." Hydrol. Earth Syst. Sci., **15**: 703–713.
- Erlandsson, M., H. Laudon och J. Fölster (2010). "Spatiotemporal patterns of drivers of episodic acidification in Swedish streams and their relationships to hydrometeorological factors." Science of the Total Environment **408**(20): 4633-4643.
- Evans, C. & Davies, T.D. (1998). "Causes of concentration/discharge hysteresis and its potential as a tool for analysis of episode hydrochemistry." Water Resources Research **34** (1): 129–137
- Fölster, J., R. K. Johnson, M. N. Futter och A. Wilander (2014). "The Swedish monitoring of surface waters: 50 Years of adaptive monitoring." Ambio **43**: 3-18.
- Gippel, C.J. (1995). "Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams." Hydrological Processes **9** (1):83–97
- Hotchkiss and Hall (2014). "High rates of daytime respiration in three streams: Use of ¹⁸O₂ and O₂ to model diel ecosystem metabolism." Limnol. Oceanogr. **59**: 798-810.
- Huser, B. J., J. Fölster och S. J. Köhler (2012). "Lead, zinc, and chromium concentrations in acidic headwater streams in Sweden explained by chemical, climatic, and land-use variations." Biogeosciences **9**(11): 4323-4335.
- Jones, A.S., Stevens, D.K., Horsburgh, J.S. & Mesner, N.O. (2011). "Surrogate Measures for Providing High Frequency Estimates of Total Suspended Solids and Total Phosphorus Concentrations". JAWRA Journal of the American Water Resources Association **47** (2): 239–253
- Kronvang, B. & Bruhn, A.J. (1996). "Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams." Hydrological processes, **10** (11): 1483–1501
- Kyllmar, K., M. Bechmann, J. Deelstra, A. Iital, G. Blicher-Mathiesen, V. Jansons, J. Koskiaho och A. Povilaitis (2014). "Long-term monitoring of nutrient losses from agricultural catchments in the Nordic–Baltic region – A discussion of methods, uncertainties and future needs." Agriculture, Ecosystems & Environment **198**: 4-12.

Kyllmar, K., L. S. Forsberg, S. Andersson och K. Mårtensson (2014). "Small agricultural monitoring catchments in Sweden representing environmental impact." *Agriculture, Ecosystems & Environment* **198**: 25-35.

Köhler, S., B. McKie, G. Granath, K. Wallman, J. Segersten, J. Fölster, S. Drakare, F. Ecke, M. Kahlert och E. Göthe (2018). Skogsbranden i Västmanland 2014 slutrapport. Utvärdering av effekter på vattenkvalitet och vattenlevande organismer i och runt brandområdet. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2018:5.

Lannergård, E. E., J. L. J. Ledesma, J. Fölster och M. N. Futter (2019). "An evaluation of high frequency turbidity as a proxy for riverine total phosphorus concentrations." *Science of The Total Environment* **651**: 103-113.

Laudon, H., O. Westling och K. Bishop (2000). "Cause of pH decline in stream water during spring melt runoff in northern Sweden." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **57**(9): 1888-1900.

Li, Y., Lau, S.-L., Kayhanian, M., och M. K. Stenstrom (2005). Particle Size Distribution in Highway Runoff. *Journal of Environmental Engineering* **131**, 1267-1276.

Lloyd, C.E.M., Freer, J.E., Johnes, P.J. & Collins, A.L. (2016). "Using hysteresis analysis of high-resolution water quality monitoring data, including uncertainty, to infer controls on nutrient and sediment transfer in catchments." *Science of The Total Environment*, **543**: 388–404

Nygren, I (2019). Fyrisåns avrinningsområde 2018. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2019:2

Persson, G. (2001). "Phosphorus in Tributaries to Lake Mälaren, Sweden: Analytical Fractions, Anthropogenic Contribution and Bioavailability." *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **30**(8): 486-495.

Rönback, P., L. Sonesten och M. Wallin (2009). Ämnestransporter under vårflöden i Ume älv och Kalix älv: Effekter på transportberäkningarna av en utökad provtagningsfrekvens. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2009:20.

Sponseller, R., J. Temnerud, K. Bishop och H. Laudon (2014). "Patterns and drivers of riverine nitrogen (N) across alpine, subarctic, and boreal Sweden." *Biogeochemistry* **120**(1-3): 105-120.

Skarbøvik, E. & Roseth, R. (2015). "Use of sensor data for turbidity, pH and conductivity as an alternative to conventional water quality monitoring in four Norwegian case studies." *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B — Soil & Plant Science* **65** (1): 63–73

Stålnacke, P. och A. Grimvall (2001). "Semiparametric approaches to flow normalization and source apportionment of substance transport in rivers." *Environmetrics* **12**(3): 233-250.

Stålnacke, P., A. Grimvall, K. Sundblad och A. Tonderski (1999). "Estimation of riverine loads of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea, 1970–1993." Environmental Monitoring and Assessment **58**(2): 173-200.

Villa, A., Fölster, J. & Kyllmar, K. (2019). "Determining suspended solids and total phosphorus from turbidity: comparison of high-frequency sampling with conventional monitoring methods." Environmental Monitoring and Assessment **191** (10)

Williams, G.P. (1989). "Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers." Journal of Hydrology, **111** (1–4): 89–106