



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W15 044

Examensarbete 30 hp
September 2015

Utvärdering av grumlighet i miljökontrollprogram för ytvatten vid konstruktionsarbeten

Evaluation of Turbidity in Programs for
Environmental Monitoring of Surface Water
during Construction Activities

Anna Sporre

REFERAT

Utvärdering av grumlighet i miljökontrollprogram för ytvatten vid konstruktionsarbeten

Anna Sporre

Vid miljöövervakning av konstruktionsprojekt såsom byggnation av väg och järnväg är det vanligt att uppsatta riktvärden för grumlighet överskrids. I en genomgång av årsrapporter från infrastrukturprojektet *BanaVäg i Väst* visade det sig att riktvärden för grumlighet ofta sätts upp utan noggrann kartläggning av vattendragens naturliga grumlighetsnivåer. Detta arbetssätt beror förmodligen på den oklara lagstiftningen gällande riktvärden på grumlighet och på bristfälliga anvisningar för hur referensprovtagning av grumlighet bör utformas. För att komma åt problematiken med opålitliga riktvärden borde riktvärden därför anpassas till enskilda vattendrag. I detta examensarbete gjordes ett försök att ta fram en metod för att kunna sätta vattendragsanpassade riktvärden. En dynamisk modell utvecklades för att ta fram grumlighet utifrån jordbruksareal, andel lera i avrinningsområdet samt vattenflöde. Modellen gav bäst, men trots allt inte tillfredställande, resultat för vattendrag med avrinningsområden mindre än 100 km². För vattendrag som hade ett större avrinningsområde blev modellresultaten sämre, förmodligen på grund av en komplex samverkan mellan olika drivvariabler, där vissa inte ens togs hänsyn till i modellen. För att komma vidare med vattendragsanpassade riktvärden i Sverige föreslås fortsättningsvis en omfattande nationell satsning framförallt för större värdefulla vattendrag. Denna satsning bör innefatta anpassning av mer avancerade modeller för grumlighet till svenska förhållanden. Sammanfattningsvis visar studien tydligt att det finns ett stort behov av att förbättra metoderna för att kontrollera grumlighet samt att ta fram riktvärden anpassade utifrån naturliga grumlighetsnivåer i de olika vattendragen.

Nyckelord: grumlighet, turbiditet, konstruktionsarbeten, kontrollprogram, riktvärden, suspenderat material

*Institutionen för ekologi och genetik/ limnologi, Uppsala Universitet,
Norbyvägen 18 D, SE-75236 Uppsala
ISSN 1401-5765*

ABSTRACT

Evaluation of Turbidity in Programs for Environmental Monitoring of Surface Water during Construction Activities

Anna Sporre

It has been noticed that construction activities close to watercourses often result in turbidity values that exceed guideline values. A detailed analysis of annual reports from the Swedish infrastructure project “*BanaVäg i Väst*” has shown that recommended values of turbidity often are determined without consideration of natural variations in turbidity. The performance probably depends on the lack of appropriate legislation on acceptable turbidity values and on how turbidity should be monitored during construction activities. The objective of this thesis was therefore to develop a method to determine background values for turbidity as a basis for setting water system adapted reference values. In the thesis a model for turbidity was developed with agricultural area, clay content within the watershed and discharge as input variables. With the dynamic model variations in turbidity could best be explained in watercourses of watersheds less than 100 km², but even for these watercourses the model performance remained poor. For watercourses draining larger watersheds the model performance became even poorer, most probably due to complex interactions of a variety of driving variables, of which some were not included as input variables. A recommendation is therefore a national initiative where more advanced models can be used, at least for large watercourses that are highly vulnerable, after adaption to Swedish conditions. This study clearly shows that there is an urgent need in Sweden to improve methods to monitor turbidity as well as to improve guideline values by adjusting them according to background turbidity levels.

Keywords: turbidity, construction activities, environmental monitoring, guidelines, suspended matter

*Department of Ecology and Genetics, Limnology, Uppsala University,
Norbyvägen 18 D, SE-75236 Uppsala
ISSN 1401-5765*

FÖRORD

Detta examensarbete är den avslutande delen av civilingenjörsutbildningen i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och motsvarar 30 ECTS. Examensarbetet har utförts under 2014/2015 med handledning av Christian Åberg och Sofia Berg på EnviroPlanning i Västra Götaland AB. Ämnesgranskare har varit professor Gesa Weyhenmeyer vid institutionen för ekologi och genetik, limnologi och examinator har varit universitetslektor Anna Sjöblom, institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, båda vid Uppsala universitet.

Jag vill tacka EnviroPlanning AB för samarbetet och möjligheten att genomföra detta examensarbete. Ett stort tack till Christian Åberg för att du kom med idén till arbetet och för inspiration under arbetets gång. Sofia Berg vill jag tacka för att du hjälpt mig med modelleringen och för att du därifrån lett mig fram till det arbete som det i slutänden blivit. Till övriga medarbetare på EnviroPlanning AB vill jag rikta ett tack för att jag fått bli en i gänget, och framförallt tack till Maja för att jag fått dela rum med dig och vi kunnat diskutera så väl roliga som frustrerande saker. Jag vill även rikta ett stort tack till min ämnesgranskare Gesa Weyhenmeyer för alla kloka kommentarer och den vägledning du bidragit med under arbetets gång samt att du aldrig givit upp hoppet om detta arbete. Slutligen vill jag tacka Emil för ditt stöd och tålamod, du har bidragit stort till att jag snart får titulera mig civilingenjör i miljö- och vattenteknik.

Göteborg, 2015

Anna Sporre

Copyright © Anna Sporre och Institutionen för ekologi och genetik, Limnologi, Uppsala universitet.

UPTEC W 15 044, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015.

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Väg- och järnvägsarbeten utförs för att förbättra transporterna i Sverige och göra dem säkrare. Sådana konstruktionsarbeten kan dessvärre få allvarliga konsekvenser på miljön runt omkring. Arbeten i närheten av vattendrag riskerar att grumla vattnet till följd av att mängden partiklar i vattenmassan ökar. Det kan vara ett problem eftersom växter och djur kan påverkas negativt av grumligheten.

För att undvika miljöpåverkan vid verksamheter som riskerar att grumla vattendrag är det vanligt att sätta upp riktvärden för grumlighet. Riktvärden sätts vanligen upp för turbiditet, där ljusgenomträngningen i vattnet mäts, eller i form av suspenderat material, där koncentrationen partiklar beräknas från en filtrerad uppvägd massa.

Ett problem som uppmärksammas är att samma riktvärde ofta sätts upp för olika vattendrag, vilket kan vara en bidragande orsak till att överskridanden inträffar under arbetets gång. Enligt årsrapporter från infrastrukturprojektet *BanaVäg i Väst*, som sträckte sig mellan Trollhättan och Göteborg, har överskridanden skett för flera vattendrag, med upp till 14 överskridanden för enstaka vattendrag. De metoder som användes för att sätta upp riktvärden för grumlighet under detta projekt var baserade på uppmätta referensvärden eller en miljökvalitetsnorm med ett riktvärde för suspenderat material i vattendrag som definieras som fisk- eller musselvatten.

Problemet med de metoder som idag används för att sätta upp riktvärden för grumlighet är att de inte tar hänsyn till naturliga variationer, såsom höga nivåer till följd av snösmältning eller tillfällen med stor mängd nederbörd.

En målsättning var att kunna ta fram ett bättre underlag för bakgrundsnivåer på grumlighet i vattendrag genom att använda en modell. Idag finns det enbart avancerade modeller för att beräkna grumlighet i form av suspenderat material. Dessa modeller kräver mycket tid och kunskap för att användas. Istället sattes en egen modell upp för att beräkna grumlighet i form av turbiditet. Utifrån tidigare studier kunde det konstateras att jordbruksmark och lera i avrinningsområdet till vattendraget samt vattenflödet kan påverka hur grumligt ett vattendrag är.

En analys gjordes där arealen jordbruksmark, andelen lera och vattenflöde visade sig kunna förklara en stor del av variationen i turbiditet som mätts upp för 26 vattendrag i Sverige. Tidigare studier indikerade att en större andel lera och jordbruksmark borde ge högre turbiditet. Ett ökat vattenflöde antogs däremot antingen kunna ge högre eller lägre turbiditet. Det valdes därför att sätta upp två modeller med snarlik struktur. Det som skilde dem åt var att den ena byggdes på antagandet att ett ökat vattenflöde ger högre turbiditet eftersom mer material transporteras till vattendraget. Den andra byggde på antagandet att ett ökat vattenflöde ger lägre turbiditet på grund av att grumligheten späds ut.

Modellerna delades in för olika storlekar på vattendragens avrinningsområde och deras funktion testades för andra vattendrag än den byggdes upp på. Modellen som byggde på att ökat vattenflöde ger ökad turbiditet visade sig kunna beskriva mest av turbiditeten, framförallt för avrinningsområden mindre än 100 km². Resultaten var dock inte ens för dessa vattendrag tillfredsställande.

Målsättningen var att hitta en modell som kan användas för vilket vattendrag som helst. Eftersom modellen inte visat sig uppfylla detta rekommenderas den inte för användning. Istället vore det önskvärt med en omfattande nationell satsning där de mer avancerade modellerna anpassas för att ta fram riktvärden för stora och värdefulla vattendrag. För mindre vattendrag rekommenderas verksamhetsutövarna till en fortsatt användning av referensmätningar som grund för att sätta riktvärden. För att denna metod ska fungera bättre än den gör i dagsläget rekommenderas många mätningar under en relativt kort tid för att kunna anpassas till olika vattenflöden och efter säsong.

Riktvärden, som baseras på bakgrundshalter i form av suspenderat material eller turbiditet, tar framförallt hänsyn till grumlighet genom att mäta koncentrationen av partiklar. Det finns däremot andra sätt att mäta grumlighet. Dessa sätt kan ta hänsyn till egenskaper hos partiklarna såsom utformning och från vilket material de härstammar. Eftersom partiklarnas egenskaper kan ha annorlunda påverkan på växt- och djurlivet i vattnet än enbart koncentrationen är de viktiga att ta hänsyn till. Däremot finns det ingen bra och enkel metod för att kontrollera partiklarnas egenskaper. Det mest lämpliga sättet att se till att partiklarna inte får för stor påverkan anses vara att hindra dem från att komma till vattendragen. Av denna anledning rekommenderas det starkt att verksamheter, som riskerar att grumla vattendrag, satsar mer på arbete som ska förhindra att partiklar transporteras till vattendraget. Vidare får det dessutom anses önskvärt med en skärpning av lagstiftningen inom detta område.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte och frågeställningar	2
1.2	Rapportens upplägg	3
2	Bakgrund	4
2.1	Grumlighet	4
2.2	Mätning av grumlighet.....	4
2.3	Källor till grumlighet	5
2.4	Risker med grumlighet.....	7
3	Miljökontroll av grumlighet – I teorin och praktiken.....	8
3.1	Svensk lagstiftning gällande grumlighet.....	8
3.2	Tolkning av lagstiftningen för grumlighet.....	10
3.3	Grumlighet vid infrastrukturprojekt i Västra Götaland	12
3.4	Internationell jämförelse	15
4	Modellering av grumlighet	16
4.1	Modellutformning	16
4.2	Utvalda variabler.....	16
4.3	Data för de utvalda variablerna.....	17
4.4	Regressionsträdsanalys	19
4.5	Uppsättning av den dynamiska modellen	19
4.6	Kalibrering	20
4.7	Validering	22
5	Modellresultat.....	23
5.1	Förklaringsgrad av variation i turbiditet utifrån regressionsträdsanalysen.....	23
5.2	Konstaterad skillnad i parametern k mellan olika klasser.....	24
5.3	Framtagen modell	26
5.4	Efterlevnadsgrad av modellerna vid validering	29
6	Diskussion kring modelleringen	31
6.1	Modellbegränsning	31
6.2	Inverkan från de ingående variablerna.....	32

7	Hur bakgrundsvärden till Riktvärden borde tas fram	34
7.1	Utsikter för den framtagna modellen	34
7.2	Riktvärden täcker inte in hela problemet med grumlighet	35
7.3	Svårigheter att göra likvärdiga miljöbedömningar	36
8	Slutsatser.....	37
9	Referenser.....	38
	Bilaga A. Utvalda vattendrag för regressionsträdsanalys samt kalibrering och validering av modellen	44
	Bilaga B. Resultat från regressionsträdsanalysen.....	46
	Bilaga C. Resultat från validering	54

Definitioner

95 % konfidensintervall	intervall mellan två värden inom vilket ett populationsvärde med 95 % säkerhet hamnar
Grumlighet	ett mått på hur mycket partiklar som finns i vattnet
Gränsvärde	värde som inte får överskridas eller underskridas
Kornstorleksfördelning	den procentuella fördelningen av partiklar i olika kornfraktioner hos ett jordprov
Larmvärde	signalerar att det föreligger viss förhöjd risk för skada på vattenekosystemet och att ytterligare skyddsåtgärder ska vidtas
Riktvärde	värde som ska eftersträvas (har i denna rapport även används som samlingsbegrepp för gränsvärde, riktvärde, larmvärde och stoppvärde)
Sedimentationsbelastning	den totala mängden partiklar som transporteras från avrinningsområdet till vattendraget
Stoppvärde	värde som signalerar att verksamheten ska avbrytas om det överskrids
Students t-fördelning	en statistisk fördelning för att testa signifikans vid undersökningar av små populationer
Suspenderat material	ett mått på grumligheten genom att mäta partikelmassan av ett filtrerat prov
Turbiditet	ett mått på grumlighet som mäter avvikelser från en rät linje för infallande ljus

Symbollista

FNU - formazin nephelometric units (enhet för att mäta turbiditet)

J - areal jordbruksmark inom ett avrinningsområde [km^2]

k – parameter för att beskriva grumligheten i ett vattendrag mätt i FNU som partiklar från jordbruksmark i ett avrinningsområde ger upphov till $\left[\frac{\text{FNU} \cdot \text{s}}{\text{km}^2 \cdot \text{m}^3} \right]_{\text{modell 1}} / \left[\frac{\text{FNU} \cdot \text{m}^3}{\text{km}^2 \cdot \text{s}} \right]_{\text{modell 2}}$

L - andel lera inom ett avrinningsområde

n – antal värden i ett dataset

Q – vattenflöde $\left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right]$

s – standardavvikelse

t – Students t-värde

Turb - turbiditet [FNU]

$\bar{y}$ – medelvärde av ett slumpmässigt dataset

α - signifikansnivå

1 INLEDNING

Anläggande av väg och järnväg (infrastrukturprojekt) över eller i närheten av vattendrag kan orsaka ökad grumlighet i vattendragen med negativa konsekvenser för växt- och djurliv som följd (Wood och Armitage, 1997). I de miljökontrollprogram (fortsättningsvis benämnt kontrollprogram) som tas fram för att kontrollera verksamheternas påverkan på värdefulla vattendrag sätts riktvärden för turbiditet, ett mått på grumlighet, upp. EnviroPlanning AB, det miljökonsultföretag som detta examensarbete gjorts i samarbete med, har i flera fall agerat miljöledare vid infrastrukturprojekt i Västra Götalandsregionen. Utifrån infrastrukturprojekten har det konstaterats att det är problematiskt att ett och samma riktvärde ofta ansätts för olika vattendrag oavsett vattendragens varierande yttre förutsättningar. Problemet med att riktvärdena inte är anpassade efter vattendragen består i att riktvärden för grumlighet ibland överskrids på grund av naturliga variationer eller verksamheter utanför projektens ramar, såsom jordbruk. Om riktvärden överskrids kan det leda till att verksamhetsutövaren för infrastrukturprojekten tvingas avbryta verksamheten. Överskridanden som inte härleds till projektet, utan beror på naturliga variationer, kan påverka verksamhetsutövarens förtroende för miljökontrollarbetet och dess funktion. För att miljökontrollen ska vara inriktad på överskridanden som är orsakade av projektet i sig, och inte av naturligt höga värden, är det nödvändigt att de riktvärden som sätts upp är baserade på naturliga bakgrundsvärden. Med tanke på att detta inte verkar ske i dagsläget menar EnviroPlanning AB att det är av stor relevans att metodiken för att ansätta riktvärden för grumlighet förbättras.

Enligt Christian Åberg på EnviroPlanning AB (personlig kommunikation) är problemen med grumlighet påtagliga i Västra Götalandsregionen på grund av den lerhaltiga jorden. Två aktuella infrastrukturprojekt i Västra Götaland som stött på problem kring grumlighet är *BanaVäg i Väst* och ombyggnationen av väg 190 över Lärjeån. *BanaVäg i Väst* är ett avslutat projekt där väg och järnväg mellan Trollhättan och Göteborg har byggts om. Arbetet har berört ett stort antal vattendrag vilket gjort att kontrollprogram med riktvärden för grumlighet upprättats. Rapporteringen från *BanaVäg i Väst* kan således utgöra en grund för att kontrollera om riktvärden sätts upp slentrianmässigt och utan tillräcklig kunskap om vattendragens naturliga förutsättningar. För den kommande ombyggnationen av väg 190, där trafiksäkerhet och framkomlighet ska förbättras, har ett kontrollprogram upprättats för Lärjeån. Detta projekt ligger inom ett Natura 2000-område med mycket höga naturvärden i form av bland annat reproduktionsområden för lax och livsmiljöer för flodpärlmussla (Ramböll Sverige AB, 2014). De höga naturvärdena samt att sedimentation sedan tidigare konstaterats vara ett hot mot beståndet av flodpärlmussla i Lärjeån (Wengström, 2010) gör det ytterst angeläget att undvika ytterligare påverkan på vattenkvaliteten. I kontrollprogrammet har stopp- respektive larmvärden för turbiditet tagits fram utifrån en serie av mätvärden uppmätta varannan månad över en sexårsperiod. Uppmätta värden används för att få en uppfattning om den naturliga turbiditeten i ett vattendrag inför infrastrukturprojekt,

vilket utan referensmätningar kan vara svårt. Det är svårt eftersom det generellt endast går att finna få värden på naturliga bakgrundsnivåer för grumlighet för vattendrag i Sverige (Hammar m.fl., 2009).

I och med att riktvärdena för väg 190 tagits fram utifrån mätningar med långa tidsmellanrum kan de innehålla stora osäkerheter. Bilotta m.fl. (2012) påpekar att pulser med höga halter suspenderat material, ett annat mått på grumlighet, kan komma plötsligt, upprepade gånger eller kontinuerligt. Beroende på om en mätning träffat en sådan puls eller inte kan resultatet därför bli väldigt varierande. I en litteratursammanställning av Hammar m.fl. (2009) påpekar de att grumlighet kan variera mellan olika vattendrag. De påpekar även att den kan variera inom och mellan säsonger på året i ett och samma vattendrag. För att få med fluktuationer av flöden och halter behövs enligt Bilotta och Brazier (2008) därför regelbundna mätningar av en grumlighetsvariabel med korta intervall i det specifika vattendraget, vilket inte tagits fram för Lärjeån inför ombyggnationen av väg 190. En modell som ger dagliga värden på turbiditet, att använda som en bakgrundsnivå, skulle därför kunna utgöra en bättre grund för att ta fram riktvärden.

1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet var att undersöka hur lagstiftningen kring grumlighet i vatten till följd av konstruktionsarbeten fungerar och hur den följs upp. På grund av brister i lagstiftningen utvecklades även en modell för turbiditet. Syftet med modellen var att kunna bidra till att förbättra de metoder som används för ansättande av riktvärden för grumlighet i miljökontrollprogram vid om- eller nybyggnation av infrastruktur.

För att uppnå syftet med arbetet användes nedanstående frågeställningar.

- Vilken lagstiftning kring grumlighet i samband med konstruktionsarbeten finns idag i Sverige?
- Hur skedde kontrollen av grumlighet i infrastrukturprojektet *BanaVäg i Väst* och hur förhöll den sig till lagstiftningen?
- Går det att modellera dagliga turbiditetsvärden i olika svenska vattendrag med en enkel modell?
- Kan en uppsatt modell i så fall användas för att utvärdera larm- och stoppvärden för Lärjeån i projekt "Väg 190"?
- Kan modellen anses vara ett rimligt alternativ att använda för att ta fram bakgrundsvärden och därmed mer pålitliga riktvärden på turbiditet för vattendrag?

1.2 RAPPORTENS UPPLÄGG

I rapportens inledande del (kapitel 2 och 3) ges en teoretisk bakgrund som behandlar vad grumlighet är och varför det kan orsaka problem vid arbeten i och i närheten av vattendrag. För att kontrollera om riktvärden för grumlighet i dagsläget sätts upp på ett tvivelaktigt sätt, görs en genomgång av ansättande av riktvärden för grumlighet. Detta görs genom en redogörelse av lagstiftningen följt av perspektiv från tillsynsmyndigheten samt från Trafikverket, vilka är aktörer vid denna typ av verksamhet. Därefter presenteras metoder för hur grumlighet kontrollerats i praktiken under infrastrukturprojektet *BanaVäg i Väst*. I huvuddelen av rapporten (kapitel 4 och framåt) presenteras framtagandet och utvärderingen av en modell för att beräkna bakgrundsvärden på turbiditet. Modellens användningsområde omfattar att kunna ta fram dagliga värden på turbiditet för att få en gedigen grund av bakgrundsvärden att bygga ett riktvärde på. Sista kapitlet (kapitel 7) binder ihop de båda delarna med en diskussion kring hur grumlighet bör kontrolleras.

2 BAKGRUND

Material som transporteras till vattendrag eller som frigörs i vattnet orsakar vad som benämns som grumlighet. Den naturliga grumligheten kan variera stort mellan vattendrag vilket gör att en viss ökning av grumligheten kan få olika påverkan på organismer som lever i ett vattendrag i jämförelse med organismer i ett annat. Nedan beskrivs vad som orsakar grumlighet, hur den kan mätas samt vad ökad grumlighet i ett vattendrag kan få för konsekvenser.

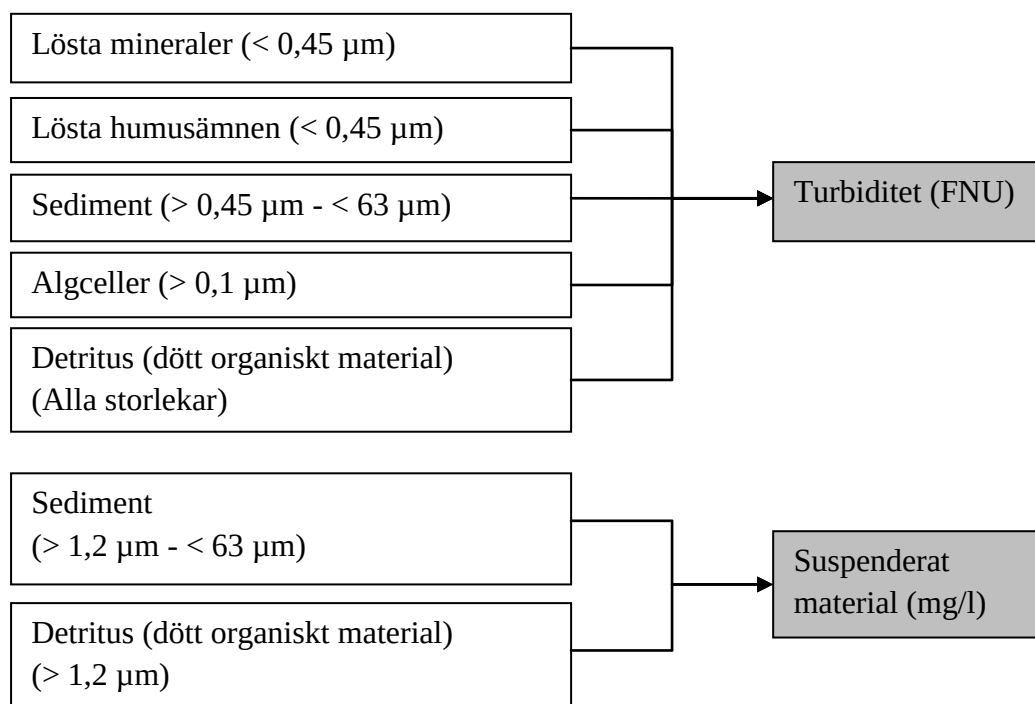
2.1 GRUMLIGHET

Grumlighet i vattendrag uppkommer, enligt definitionen av Park och Allaby (2013), till följd av partikulärt material i vattenmassan. Materialet kan bestå av slam, lera, växt- och djurplankton, mikrober, organiskt material samt små olösliga partiklar av varierande ursprung (Bydén m.fl., 2003). Det grumlande materialet kan finnas naturligt i vattenmassan eller komma från bottensubstratet, men en stor del tillförs vattendraget genom transport av eroderat material från avrinningsområdet (Boyd, 2000). Det eroderade materialet kommer från jorderosion i området som uppstår naturligt då regn lossar och transporterar jordpartiklar till vattendraget (Boyd, 2000). De eroderade partiklarna förs sedan via rännilar, diken och raviner till vattendragen (Österling, 2011). När det eroderade materialet nått vattendraget kommer det antingen transporteras suspenderat i vattenkolumnen eller sedimentera och hamna på botten (Boyd, 2000). Detta avgörs av vattnets hastighet och djup samt av partiklarnas storlek.

2.2 MÄTNING AV GRUMLIGHET

Ett sätt att mäta grumlighet i vatten är turbiditetsmätningar. Vid turbiditetsmätning skickas ljus genom ett vattenprov och avvikelser från en rät linje för infallande ljus mäts (Sveriges lantbruksuniversitet, 2014a). Det ger ett mått på grumlighet som orsakas av partikelhalten i provet eftersom avvikelserna framförallt beror på reflektion i partikelytor. Enligt ISO 7027 (1999) mäts turbiditet för vatten med låg grumlighet i enheten FNU (formazin nephelometric units).

Mätning av grumlighet kan även göras genom att mäta suspenderat material med enheten mg/l (Blechingberg, 2009). Med den gällande metodstandarden SS-EN 872:2005 ska suspenderat material bestämmas med filtrering genom ett glasfiberfilter, vilket får till följd att hänsyn enbart tas till partiklar som är större än filterporstorleken (Figur 1). Därmed kan skillnaden mellan turbiditet och suspenderat material ibland vara stora (Bilotta och Brazier 2008).



Figur 1. Illustration av de olika typerna av material med storlek som ingår vid mätning av grumlighet med turbiditet (övre) och i form av suspenderat material (undre) när de mäts genom konventionella metoder, det vill säga turbiditet mätt i FNU och suspenderat material mätt med ett 1,2 µm filter. (Illustration modifierad efter Bilotta och Brazier (2008).)

För att mäta grumlighet i form av suspenderat material krävs analys i laboratorium vilket är dyrt och kan innebära lång tid från provtagning till det att mätning görs (Bilotta och Brazier, 2008). Turbiditet däremot kan mätas direkt i vattendraget och data kan således samlas in kontinuerligt över en längre tid samt med korta tidsintervall (Blechingberg, 2009). Enligt Bilotta och Brazier (2008) är det därför vanligt att mäta grumlighet med turbiditet istället för suspenderat material, trots att rekommenderade nivåer ofta sätts för suspenderat material. Eftersom turbiditet och suspenderat material inte mäter samma sak menar Bydén m.fl. (2003) att ett generellt samband mellan variablerna inte kan sättas upp. Lokala samband har däremot konstaterats av bland andra Zonta m.fl. (2005) och Göransson m.fl. (2011) som positiva och linjära samband.

2.3 KÄLLOR TILL GRUMLIGHET

Enligt en sammanställning av Rivinoja och Larsson (2001) har det vid ett flertal tillfällen konstaterats att mängden suspenderat och sedimenterat material, och således grumlighet i vattendrag, ökar vid väg- och brobyggen. En anledning till den ökade grumligheten anses vara att vegetation som i vanliga fall binder partiklar och skyddar marken avlägsnas och att marken lämnas öppen med ökad utsatthet för erosion (Rivinoja och Larsson, 2001).

Antropogena källor såsom konstruktionsarbeten, till exempel vägbyggen, eller jordbruk, skogsbruk, tätbefolkade områden, gruvor och täkter tillhör de källor som har störst betydelse för tillförsel av finpartikulärt material till vattendrag (Wood och Armitage,

1997). Förutom antropogena källor finns även naturliga faktorer som påverkar transporten av material till vattendragen. För såväl de antropogena källorna som de naturliga faktorerna kan graden av påverkan på transporten variera (Tabell 1). Utöver detta kan dessutom årstid samt mängd och intensitet av nederbörd göra att mängden finpartikulärt material som tillförs vattendraget varierar (Wood och Armitage, 1997).

Tabell 1. Faktorer som kontrollerar mängden finpartikulärt material som tillförs vattendrag från omgivningarna (direkt översatt från Wood och Armitage, 1997)

Faktor	Kommentar	Grad av påverkan
Topografi	Branta sluttningar	Hög
	Flacka sluttningar	Låg
Jordart	Lättroderade jordarter och lite vegetation	Hög
	Stabila jordarter och mycket vegetation	Låg
Vegetationstäckning	Liten vegetationstäckning	Hög
	Stor vegetationstäckning	Låg
Sedimentbelastning	Ingen skyddszon eller vid störning i direkt anslutning till vattendraget	Hög
	Någon form av skyddszon men inte helt intakt	Mellan
	Störning längre ifrån vattendraget	
	Omfattande åtgärder som garanterar en stor skyddszon. Störning utanför skyddszonen	Låg
Markanvändning		
Jordbruk	> 50% åkermark eller dåligt skött mark	Hög
	< 25% åkermark eller betesmark	Mellan
Skogsbruk	Åkermark i träda eller effektiv naturvård	Låg
	Hygge, barmark och/eller ingen skyddszon närmast vattendragen	Hög
	Hygge med viss naturvård av marken samt skyddszon	Mellan
	Effektiv förvaltning vid avverkning, naturvård av marken samt skyddszon	Låg
Tätbefolkade områden	Ökning sker av både volym och hastighet av avrinningen till vattendrag	Variabel
Störningar (Gruvor, täkter, konstruktionsarbete)	Varierar mycket beroende på omfattningen och när och var ingreppet görs i anslutning till vattendraget, samt hänsyn som tas till åtgärden	Variabel

Enligt Wood och Armitage (1997) associeras en stor påverkan på sedimentation med erosion av små partiklar från jordbruksmark. De menar att partiklar från jordbruksmark har större betydelse än partiklar från exempelvis skogsbruk. Även i andra studier har jordbruksmark konstaterats ha betydande påverkan på grumligheten (Collins och Jenkins, 1995; Glendell och Brazier, 2014). Jordbruk är i sin tur starkt förknippat med lerjordar (Kelley, 1942). Eroderbarheten för lera kan vara väldigt variabel (Morgan, 2004) och hög framförallt då lerjorden bearbetats, som vid plöjning och sådd, då de aggregat som annars håller samman leran kan brytas (Collins och Jenkins, 1995; Muukkonen m.fl., 2009). Jordbruksmark kan dessutom kopplas samman med vegetationstäckning vilken antas variera över året beroende på vilken fas jordbruksproduktionen är i. Som exempel är vegetationstäckningen liten före och precis efter sådd samt efter skörd. Utöver dessa faktorer inom avrinningsområdet påpekar Wood och Armitage (1997) nederbördens betydelse för grumligheten och Danz m.fl.

(2013) har visat en betydande påverkan på den årliga mängden suspenderat material från nederbördstillfällen med stor avrinning.

Ytterligare en faktor som kan påverka grumligheten är dämning av vattendrag till följd av utbyggnad av vattenkraft. Dämning av vattendrag påverkar halterna av suspenderat material och leder till förändrade sedimentationsförhållanden där materialet sedimenterar i reservoaren och vattnet som släpps ut nedströms således innehåller lägre halter suspenderat material (Cada m.fl., 2013).

2.4 RISKER MED GRUMLIGHET

Grumlighet som uppstår i samband med konstruktionsarbeten i eller i direkt anslutning till vatten, kan påverka vattnet till en sådan grad att det får en negativ påverkan på akvatiska organismer (Wood och Armitage, 1997). Waters (1995) menar däremot att grumlighet i samband med sådana konstruktionsarbeten ofta konstaterats vara kortvarig. Enligt honom innebär det att grumligheten avtar efter slutförandet av byggnationen och således minskar då även påverkan på vattenkvaliteten.

Det är en mängd olika faktorer som påverkar effekterna på organismer från grumlighet såsom koncentration, exponeringstid, kemisk sammansättning och kornstorleksfördelning, men effekterna kan också variera mellan olika arter och vattendrag (Bilotta och Brazier, 2008). Newcombe och MacDonald (1991) påpekar att trots omfattande forskning på fiskar och andra organismer i såväl sött som salt vatten går åsikterna fortfarande isär vad gäller miljöeffekten av suspenderat material kopplat till koncentration och exponeringstid.

3 MILJÖKONTROLL AV GRUMLIGHET – I TEORIN OCH PRAKTIKEN

Arbete som kan orsaka grumlighet i vatten är i Sverige reglerat i lagen, men lagstiftningen är diffus vilket ger utrymme för tolkning. Det innebär att metoder som används för att kontrollera grumlighet kan variera. Här nedan följer en kartläggning av lagstiftningen samt hur den tolkas av Länsstyrelsen Västra Götalands län och Trafikverket. Därefter följer en kartläggning av hur kontroll av grumlighetsarbeten fungerar i praktiken genom en genomgång av infrastrukturprojektet *BanaVäg i Väst*. Slutligen görs även en jämförelse av hur lagstiftning och kontroll av grumlighet utförs i USA.

3.1 SVENSK LAGSTIFTNING GÄLLANDE GRUMLIGHET

Lagstiftning som reglerar verksamheter som riskerar att orsaka grumlighet i vattendrag återfinns i miljöbalken. En del av denna lagstiftning bygger på implementerade EU-direktiv och är således gemensam för alla länder i EU. I Sverige kan Länsstyrelsen sätta upp krav på kontrollprogram för grumlande verksamheter. Uppsatta kontrollprogram kan inkludera specifika krav från Länsstyrelsen med framtagna riktvärden som inte bör överskridas.

3.1.1 Miljökvalitetsnormer för vatten, ekologisk status och bedömningsgrunder

Miljöbalken (MB) är Sveriges miljölagstiftning för en hållbar utveckling som trädde i kraft år 1999 (Naturvårdsverket, 2014). I miljöbalken införlivas även EU-direktiv på miljöområdet (Naturvårdsverket, 2014). I miljöbalken 5 kap 1 § framgår det att miljökvalitetsnormer är föreskrifter som regeringen, eller en myndighet på regeringens begäran, får utfärda för kvaliteten på miljön om det behövs för att skydda människors hälsa eller miljön. I 2 § fjärde stycket i samma kapitel framgår det som gäller för miljökvalitetsnormer för vatten, att de ska ange *”de krav i övrigt på kvaliteten på miljön som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen”*. Regeringen har genom 4 kap 1 § i förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön givit vatten-delegationen inom respektive vattendistrikt uppgiften att besluta om miljökvalitetsnormerna baserat på undersökning, klassificering och påverkansbedömning av vattnens nuvarande status (Naturvårdsverket, 2008; Vattenmyndigheterna, 2014). Miljökvalitetsnormerna för vatten är ett styrinstrument framtaget i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten med målet att samtliga vattenförekomster ska uppnå god status år 2015, utan försämring från nuvarande status (Vattenmyndigheterna, 2014).

Den ekologiska statusen för en sjö eller ett vattendrag bestäms utifrån biologiska, fysikalisk-kemiska samt hydromorfologiska kvalitetsfaktorer (Naturvårdsverket, 2007a), däremot ingår i Naturvårdsverkets nuvarande *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag* inte någon bedömning av hur grumligt ett vattendrag är, vare sig i form av suspenderat material, vattenfärg eller turbiditet, bedömning enligt vattenfärg finns dock för sjöar (Naturvårdsverket, 2007b). Detta visar på att det inte finns något generellt krav för grumlighet i bedömningsgrunderna som gäller vattendrag i Sverige.

I Naturvårdsverkets rapport 4913, *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag*, återfinns däremot en tidigare version av bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 1999). I rapporten ingår flera parametrar för ljusförhållanden i vattnet, bland annat med klassning av turbiditet (Tabell 2). Anders Skarstedt (personlig kommunikation) påpekar att syftet med klassningarna inte är att de ska vara några gränsvärden i prövning eller vid tillsyn, utan att tillståndsklassningen ska bidra till att på ett standardiserat sätt, tillsammans med andra parametrar, kunna beskriva statusen i en sjö eller ett vattendrag.

Tabell 2. Tillstånd grumlighet (Naturvårdsverket, 1999)

Klass	Benämning	FNU-enheter
1	Ej eller obetydligt grumligt vatten	$\leq 0,5$
2	Svagt grumligt vatten	0,5 - 1,0
3	Måttligt grumligt vatten	1,0 - 2,5
4	Betydligt grumligt vatten	2,5 – 7,0
5	Starkt grumligt vatten	$< 7,0$

3.1.2 Kontrollprogram

Vid verksamheter, likt konstruktionsarbete för byggnation av väg och järnväg, i närheten av vattendrag finns lagstiftning att förhålla sig till i miljöbalkens 26:e kapitel. Miljöbalken kräver i 26:e kapitlet 19§ att en verksamhetsutövare som bedriver verksamhet eller vidtar åtgärder som kan påverka miljön, i detta fall framförallt genom ökad grumlighet i vattendrag, fortlöpande ska planera, kontrollera samt undersöka verksamhetens påverkan på miljön i vattendraget. I samma kapitel framgår det även att verksamhetsutövaren regelbundet ska hålla sig underrättad om verksamhetens eller åtgärdens påverkan på miljön genom så kallad egenkontroll (Naturvårdsverket, 2008). Verksamheter som riskerar att grumla ett eller flera vattendrag definieras som vattenverksamheter. Inför en sådan verksamhet bör verksamhetsutövaren rådgöra med tillsynsmyndigheten (dvs. Länsstyrelsen, i fall av vattenverksamhet, förf:s anm.). Tillsammans görs en gemensam bedömning om det enligt 11 kap 9§ MB krävs en tillståndsansökan för vattenverksamhet, en anmälan om vattenverksamhet eller ett samråd enligt 12 kap 6§ MB enligt Christian Åberg, miljöspecialist på Trafikverket (personlig kommunikation). Vid begäran från Länsstyrelsen ska verksamhetsutövaren enligt 26 kap 19§ MB inlämna förslag till kontrollprogram eller förbättrande åtgärder. Kontrollprogram krävs enligt Christian Åberg ofta enbart vid vattenverksamhet som kräver tillstånd, till skillnad från egenkontroll som krävs vid alla typer av verksamheter. Kravet på upprättande av kontrollprogram framläggs i en miljödom som specificerar villkoren för projektet. Vidare påpekar Christian Åberg att kontrollprogram för vattenverksamhet ofta tas fram i samråd med tillsynsmyndigheten.

3.1.3 Ytterligare krav vid vattenverksamhet

Förutom kontrollprogram vid vattenverksamheter, såsom grumlande arbeten, kan Länsstyrelsen i en miljödom även specificera andra krav. Vid grumlande vattenverksamheter, vilket infrastrukturprojekt i närheten av vattendrag ofta kan vara, är det utöver kontrollprogram vanligast med krav från Länsstyrelsen på begränsade tidsperioder då arbetet får utföras (Hartnor, 2012). Detta bekräftas av Dan Hellman,

Länsstyrelsen Västra Götalands län (personlig kommunikation), som menar att tidsbegränsning för grumlande arbeten är en huvudpunkt för dem vid upprättande av villkor i en miljödom. Det anses viktigt för att undvika de tidsperioder då livsstadier för berörda djurarter är som känsligast. Dan Hellman menar även att tidsbegränsningarna generellt ingår i kontrollprogrammen som ofta sätts upp som krav för projekten.

3.1.4 Rikt- och gränsvärden för grumlighet

Vid utförande av ett ingrepp som kan medföra grumlighet i sjöar och vattendrag ska regler och lagar för att minimera negativ påverkan på vattenkvaliteten följas. Riktvärden för suspenderat material återfinns i förordning (SFS 2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Förordningen innehåller ett riktvärde för uppslammade fasta substanser på 25 mg/l för laxfiskvatten och andra fiskvatten samt för musselvatten ett gränsvärde för suspenderad substans med en ökning relaterad till bakgrundsvärdet. Dessa rikt- och gränsvärden utvecklades enligt Env Water Team, Europeiska kommissionen (personlig kommunikation) på 1970-talet på grundval av de vetenskapliga uppgifter och den kunskap som då fanns. Förordningen hänvisar till det, genom vattendirektivet, upphävda fiskvattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/44/EG). I artikel 6 i fiskvattendirektivet understryks det att ett värde som ska jämföras mot riktvärdet ska bestämmas som en genomsnittskoncentration fastställd utifrån provtagningar på ett och samma ställe under en tolv månadersperiod. Enligt samma direktiv framgår det att från och med det att medlemsstaterna valde ut de vattendrag som skulle omfattas av direktivet skulle åtgärder vidtas inom fem år för att säkerställa att uppsatta gränsvärden uppfylldes. Eftersom Naturvårdsverket enligt jurist Karin Wall på Havs- och vattenmyndigheten (personlig kommunikation) den 25 april 2002 tog fram en lista över berörda fiskvatten innebar det att miljökvalitetsnormerna skulle vara uppfyllda den 25 april 2007.

3.2 TOLKNING AV LAGSTIFTNINGEN FÖR GRUMLIGHET

Verksamheter som riskerar att påverka människors hälsa eller miljön berörs av lagstiftning som ska hindra att konsekvenserna av arbetet blir för allvarliga. I många fall finns dock utrymme för tolkning av lagstiftningen för att den ska kunna anpassas till olika förutsättningar. I fallet för grumlighet är det inte tydligt hur kontrollen ska ske. För att åskådliggöra hur lagstiftningen kan tolkas i två olika fall har medarbetare på Länsstyrelsen Västra Götalands län och en miljöspecialist på Trafikverket fått redogöra för sina åsikter.

3.2.1 Länsstyrelsens bedömning vid ansättande av riktvärden

Vid framtagande av kontrollprogram ska beaktande tas till de gräns- och riktvärden för olika vattenkvalitetsparametrar, däribland suspenderat material, som återfinns i förordning (SFS 2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten i de fall sådana vattendrag berörs. För övriga vattendrag finns inga specifika värden att förhålla sig till och istället faller bedömningen enligt Anna Vickman på Länsstyrelsen Västra Götalands län (personlig kommunikation) tillbaka på miljöbalken och dess hänsynsregler. Miljöbalken och hänsynsreglerna är den lagstiftning som framförallt

ligger till grund för prövning av tillstånd för vattenverksamhet (Naturvårdsverket, 2008). Med de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap MB menas bland annat att verksamhetsutövare ska utföra skyddsåtgärder, iaktta begränsningar och vidta försiktighetsmått som behövs för att verksamheten inte ska orsaka skada eller olägenhet på människors hälsa eller miljön. För grumlande verksamheter påpekar Dan Hellman, Länsstyrelsen Västra Götalands län (personlig kommunikation), att det är försiktighetsprincipen som gäller eftersom det inte finns några tydliga gräns- eller riktvärden uppsatta för grumlighet. Försiktighetsprincipen är en modell för offentligt beslutsfattande då det finns en påvisad miljö- eller hälsorisk (Nationalencyklopedin, 2014). Den används då den vetenskapliga kunskapen är otillräcklig för att säkert avgöra riskens existens eller storleksordning. Syftet är att förebygga skador och olägenheter som kan förutses eller klassas som möjliga (Naturvårdsverket, 2008). Det innebär att avsaknad av kunskap inte får användas som argument för att utföra en verksamhet eller som ursäkt för att inte använda kostnadseffektiva åtgärder mot miljöförstöring. Bedömning gällande skäliga krav på grumlande verksamheter görs enligt Anna Vickman (personlig kommunikation) med utgångspunkt i recipientens känslighet samt recipientens och verksamhetens förutsättningar. Hon påpekar vidare att recipientens känslighet kan vara fastställd i olika typer av skydd såsom Natura 2000, vilket innebär att ingen betydande skada på skyddade värden kan accepteras.

Dan Hellman (personlig kommunikation) hänvisar för projekt i Göteborg även till *Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten* som år 2013 togs fram av miljöförvaltningen i Göteborgs stad. I Miljöförvaltningens riktlinjer finns riktvärden för suspenderat material på 25 mg/l som ska användas vid normalfall (Göteborgs Stad Miljöförvaltningen, 2013) och bygger på riktvärdet i fisk- och musselvattenförordningen. Vid lekperiod för fisk, låga flöden eller inom vattenskyddsområden kan enligt riktlinjerna högre krav än riktvärdena behöva ställas för att skydda recipienten. Vidare framgår det att riktvärdena gäller i utsläppspunkten, vilket i ett vattendrag kan innebära direkt i vattendraget, samt att de gäller både för tillfälliga och permanenta verksamheter. Miljöförvaltningen kan på verksamhetsutövarens begäran acceptera högre nivåer än riktvärdena om riktvärdena inte bedöms som skäliga i det prövade fallet, förutsatt att recipienten inte är skyddsvärd. Undantag kan även medges för perioder med långvarigt regn, kraftig snösmältning eller andra exceptionella förhållanden.

3.2.2 Trafikverkets praxis för ansättande av riktvärden

Enligt Anita Wennström, miljöspecialist på Trafikverket (personlig kommunikation), använder Trafikverket i dagsläget ibland halten suspenderat material med riktvärdet från miljökvalitetsnormerna för fisk- och musselvatten på 25 mg/l för att kontrollera grumlighet. Hon framhäver dock att det är problematiskt att använda suspenderat material eftersom skadan kan ske ute i vattendraget redan under den tid det tar att få fram resultatet från en mätning. Hon påpekar vidare att Trafikverket därför i vissa fall bedömer grumlighet utifrån en jämförelse mot referensprovtagningar, med turbiditetsvärden för vanliga vattendrag och suspenderat material för värdefulla

vattendrag, som tagits innan byggstart. Trafikverkets förhoppning är enligt Anita Wennström att kunna använda turbiditet istället för suspenderat material då det är enklare att mäta, i och med att resultat går att erhålla direkt i fält. Hon poängterar dock att detta kräver att förhållandet mellan turbiditet och suspenderat material korreleras för att kunna förhålla sig till miljö kvalitetsnormerna som enbart finns för suspenderat material.

Att användandet av miljö kvalitetsnormerna för fisk- och musselvatten är vanligast inom Trafikverkets projekt, kan tyckas förståeligt då övrig lagstiftning kring grumlighet och hur den ska kontrolleras vid verksamheter som riskerar att grumla är ytterst ospecifik. Miljö kvalitetsnormen för fisk- och musselvatten syftar egentligen på en genomsnittskoncentration som är till för att klassificera statusen i en ytvattenförekomst. Det kan därför tyckas olämpligt att bedöma enstaka uppmätta värden på suspenderat material mot miljö kvalitetsnormen. Innehållet i förordningen bygger dessutom på ett upphävt EU-direktiv vilket ytterligare skulle kunna tolkas som att det är olämpligt att använda miljö kvalitetsnormen.

3.3 GRUMLIGHET VID INFRASTRUKTURPROJEKT I VÄSTRA GÖTALAND

BanaVäg i Väst var Trafikverkets infrastrukturprojekt mellan Trollhättan och Göteborg i Västra Götaland som pågick åren 2004-2012 där väg E45 byggdes om till fyrfilig motorväg och järnvägen byggdes ut med dubbelspår anpassat för hastigheter upp till 250 km/h (Trafikverket, 2011). Detta projekt var enligt Trafikverket (2011) ett led i att förbättra trafiksäkerheten och framkomligheten samt att ge utrymme för fler pendeltåg, snabbtåg och godståg.

BanaVäg i Väst undersöktes med avseende på hur riktvärden gällande grumlighet tagits fram samt i vilken mån dessa har lyckats hållas under projektets gång. Detta gjordes med en genomgång av årsrapporter för projektet, från åren 2004-2012, som erhållits från Trafikverket. *BanaVäg i Väst* valdes eftersom ett stort antal vattendrag påverkades av arbete under projektets gång. Det ansågs därför vara ett lämpligt projekt för att studera hur grumlighetsarbete i dagsläget fungerar i praktiken.

3.3.1 Nuvarande metoder för kontroll av grumlighet

Kontrollen av grumlande arbeten under *BanaVäg i Väst* lutar sig, enligt årsrapporterna, vid många tillfällen tillbaka på Naturvårdverkets äldre bedömningsgrunder, rapport 4913. Referensmätningar från vattendragen jämförs med bedömningsgrunderna för grumlighet (Tabell 2) för att få en uppfattning om vattendragets bakgrunds nivå. För klassen *starkt grumligt vatten* finns inget övre värde. Uppmätta värden över den undre gränsen överskrider därmed inte någon klassgräns utan kan enbart klassas som starkt grumligt vatten. Eftersom bedömningsgrunderna ofta kombineras med en jämförelse mot uppmätta referensvärden eller en uppströms punkt går det ändå att upptäcka potentiella överskridanden av naturliga halter. Det förekommer dock att mätningar enbart bedöms enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder utan någon naturlig jämförelse, exempelvis i Årsrapport 2010 (ÅR2010) och ÅR2012 för etapp Agnesberg

– Älvängen samt från ÅR2010 för etapp Agnesberg – Olskroken. Om en uppmätt turbiditet i ett vattendrag under arbetets gång klassas som starkt grumligt vatten säger det inte så mycket om hur grumligt det egentligen är vid mättillfället utan relation till vattendragets naturliga grumlighet. För ett grumligt vattendrag skulle det kunna vara jämförbart med bakgrunds nivåerna medan hög grumlighet i ett vattendrag med naturligt lite grumlighet troligtvis är mer ovanligt och därmed kan få större påverkan.

Det förekommer även att grumligheten enbart klassas utifrån att uppmätta värden jämförs med samtida uppmätta halter uppströms eller referensmätningar uppmätta innan projektens start. Antalet mätningar som används som referensmätningar varierar. Oftast sträcker sig mätperioden ett år innan byggstart och så få som fyra mätningar används för ÅR2012 etapp Kärre – Torpa. Eftersom grumlighet kan variera mycket över året kan en referensserie med fyra mätningar vara ytterst missvisande. Nedströms- och uppströmsmätningar används ofta i ett syfte att jämföra värden nedströms en arbetsplats med ”naturliga värden” uppströms för att få en uppfattning om arbetets eventuella påverkan på grumligheten.

Vid enstaka projekt har larmvärden använts för turbiditet. I årsrapport ÅR2012 för etapp Torpa - Stenröset framgår det att larmvärdet på 200 FNU tagits fram utifrån en lång referensserie med provtagningar mellan åren 1974 och 2010. En lång tidserie får anses vara fördelaktig att använda då den ger många värden, men kan även vara missvisande på grund av eventuella förändringar i bakgrunds nivå över tiden. Samma larmnivå på 200 FNU används för ett annat vattendrag i ÅR2012 etapp Kärre - Torpa, dock utan motivering till hur nivån tagits fram. För ÅR2011 Velande - Prässebo används en faktor två gånger medelvärdet av referensmätningar som larmnivå. Enligt ÅR2008 har det för etapp Agnesberg - Älvängen med mätningar konstaterats att halter över 40 FNU ska klassas som hög turbiditet och halter under 5 FNU ska klassas som låg. I ÅR2011 för etapp Älvängen - Kärre används istället ett medelvärde av referensprovtagningen som ett normalvärde som uppmätta halter jämförs emot. När det gäller dessa larmvärden och normalvärden har de i sex olika projekt överskridits flertalet gånger inom projekten, upp till 14 gånger för enskilda vattendrag. En större del av överskridandena har kopplats till stora nederbördsmängder och höga flöden, bl.a. för ÅR2011 etapp Velande - Prässebo och Torpa - Stenröset - Trollhättan.

Några av vattendragen i *BanaVäg i Väst* har omfattats av miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten enligt förordning SFS 2001:554. Vid nästan samtliga projekt har miljö kvalitetsnormen för uppslammade fasta substanser, enligt turbiditetsmätningar och uppställt samband mellan suspenderat material och turbiditet, överskridits vid något tillfälle. Att miljö kvalitetsnormen överskreds nämns bland annat i ÅR2011 och ÅR2012 etapp Hede – Älvängen samt i ÅR2011 etapp Älvängen - Kärre. Överskridanden har dock inte alltid kunnat konstateras eftersom turbiditet och inte suspenderat material mätts i vissa fall. Då höga turbiditetsvärden uppmätts, har slutsatsen dragits att även halten suspenderat material troligtvis varit så hög att miljö kvalitetsnormen överskridits.

Oftast härleds uppkommen grumlighet till arbeten inom projekten till exempel i ÅR2011 etapp Älvängen – Kärra och Älvängen - Agnesberg samt i ÅR2010 etapp Hede – Älvängen. Överskridanden inom projektet, där arbete för tillfället inte är pågående, har i vissa fall kunnat härledas till ytor som lämnats öppna, till exempel i ÅR2011 etapp Hede – Älvängen, Älvängen – Kärra och Velanda – Prässebo. Det finns däremot flertalet tillfällen där grumligheten inte kan härledas till någon källa inom projekten. Vid dessa tillfällen är det önskvärt att hitta en eventuell källa till grumligheten. I några projekt har grumligheten konstaterades bero på arbeten i närheten som inte ingick i projekten exempelvis i ÅR2008 och ÅR2011 etapp Agnesberg - Älvängen samt i ÅR2011 etapp Älvängen - Kärra. Vissa grumlighetstillfällen har istället härletts till jordbruksmark i avrinnings-området, exempelvis för ÅR2012 Älvängen – Kärra. Överskridande av riktvärden, när arbete inte pågick, konstaterades i de allra flesta fall bero på stor mängd nederbörd, snösmältning eller höga flöden. I ÅR2010 för etapp Agnesberg – Älvängen konstaterades höga turbiditetsvärden vid mätningarna till och med vara naturliga för de berörda vattendragen. Naturlig grumlighet har bland annat konstaterats bero på lerhaltiga jordar såsom i ÅR2011 för etapp Älvängen - Kärra.

3.3.2 Nuvarande metoder för att ansätta riktvärden för grumlighet

Studien av *BanaVäg i Väst* visade att det inte är ett och samma riktvärde för grumlighet som används. Det finns flera olika metoder för att sätta upp riktvärden och de är mer eller mindre anpassade efter de vattendrag de ska tillämpas för. Det som däremot konstaterats är att det i projektet skett många överskridanden av de uppsatta riktvärdena. Flertalet av dessa överskridanden har dessutom härletts till naturliga orsaker eller kontinuerliga bakgrundsaktiviteter såsom jordbruk. Detta får tolkas som att metodiken som används för att kontrollera grumlighet i Sverige i dagsläget inte fungerar.

Inte heller har miljökontrollen av grumlighet kopplats till lagstiftning i så många fall. Miljökontrollen av grumlighet under *BanaVäg i Väst* hänvisar enbart till lagstiftning då berörda vattendrag omfattats av miljökvalitetsnormen för fisk- och musselvatten. Det kan tyckas anmärkningsvärt att endast ett fall med tidsbegränsning för grumlande arbeten nämnts med tanke på att detta är en vanlig restriktion (Dan Hellman, Länsstyrelsen, personlig kommunikation). Anledning skulle kunna vara att det är årsrapporter, och inte kontrollprogram eller miljöuppföljningar, som har studerats (eftersom de andra inte fanns att tillgå).

Syftet med att ansätta riktvärden är att avgöra om uppmätta värden under projektets gång är högre än naturliga värden eller inte. Klassificering enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, riktvärden baserade på referensmätningar eller miljökvalitetsnormer ger endast ett värde att jämföra mot. Dessa metoder möjliggör därför inte att ta hänsyn till naturliga variationer som exempelvis kan uppstå till följd av kraftig nederbörd eller snösmältning. De kan därför tyckas olämpliga för att kontrollera grumlighet i vattendrag. Överskridanden av *jämförvärden* såsom Naturvårdsverkets bedömningsgrunder och miljökvalitetsnormen styrker den kritik som Bilotta och Brazier (2008) för fram mot att ha ett och samma riktvärde som gäller för olika typer av

områden med olika förutsättningar. Med denna bakgrund kan det konstateras att riktvärden på grumlighet skulle behöva tas fram på ett mer grundläggande sätt än det görs i dagsläget, vilket skulle möjliggöra att sätta upp olika riktvärden beroende på förutsättningarna. Då de metoder som används för tillfället inte visat sig fungera tillfredsställande, motiverade det att försöka hitta en modell för att ta fram dagliga värden på turbiditet. Med en sådan modell skulle ett gediget bakgrundsmaterial kunna erhållas och mer anpassade riktvärden skulle kunna tas fram.

3.4 INTERNATIONELL JÄMFÖRELSE

I USA är lagstiftningen kring grumlande arbeten mer utvecklad och detaljerad än i Sverige, både vad gäller acceptabla nivåer i vattendragen och vilket förebyggande arbete som krävs. Det finns avancerade sedimentmodeller såsom GWLF, AnnAGNPS och SWAT som är uppbyggda för amerikanska förhållanden. De används i USA för att ta fram TDML, det vill säga daglig maximal totalbelastning, för olika vattenkvalitetsparametrar (Borah m.fl., 2006). USA:s vattenlagstiftning, Clean Water Act, kräver nämligen att staterna tar fram TDML:s för vattenkvalitetsparametrar i vattendrag med försämrad vattenkvalitet (Borah m.fl., 2006). Den amerikanska motsvarigheten till Naturvårdsverket har insett vikten av att använda modellering för att ta fram dessa värden genom att utveckla ett digitalt verktyg (Borah m.fl., 2006). I detta verktyg har nationell miljödata, analyseringsverktyg och modeller, till exempel för sedimentbelastning, samlats (United States Environmental Protection Agency, 2013a).

Vattenlagstiftningen i USA kräver även att verksamheter har ett tillstånd som syftar till att reglera transport av föroreningar från punktkällor till vattendrag (United States Environmental Protection Agency, 2014a). För tillståndet krävs dessutom upprättande av en förebyggande plan för föroreningar från dagvatten (United States Environmental Protection Agency, 2014b). I planen ska det framgå vilka potentiella föroreningskällor verksamheten har, vilka metoder som ska användas för att minimera föroreningar i utsläppsvattnet och planen ska även vara en hjälp för att uppfylla krav och gränsvärden (United States Environmental Protection Agency, 2007).

4 MODELLERING AV GRUMLIGHET

Mänsklig aktivitet i och i närheten av vattendrag har bidragit till en kraftig ökning av grumligheten i vattendrag de senaste 100 åren. Arbetet med att begränsa grumligheten i samband med exempelvis om- och nybyggnationer av vägar har därför blivit viktigare. Då det konstaterats att ingen av de metoder som används i dagläget för kontroll av grumlighet är tillräckligt omfattande för att ta hänsyn till naturliga variationer i grumlighet valdes det att undersöka möjligheten att använda en modell till detta. Tillvägagångssättet för att ta fram en användbar modell för att modellera bakgrundsvärden för turbiditet presenteras nedan.

4.1 MODELLUTFORMNING

Modellen för att ta fram bakgrundsvärden på turbiditet sattes upp med hjälp av data på turbiditet och variabler som antas påverka turbiditeten. En egen modell sattes upp eftersom det inom projektet konstaterats att de flesta modeller för att beräkna suspenderat material eller turbiditet har amerikanskt ursprung. Bland annat är modellerna GWLF och AnnAGNPS anpassade för amerikanska förhållanden (Haith m.fl., 1992; Bosch m.fl., 2004) och därför inte direkt tillämpbara för svenska förhållanden. De kräver dessutom stora mängder data för olika variabler. Valet av modell baserades även på andra projekt där liknande enklare modeller satts upp med lyckat resultat (Djodjic m.fl., 2006; Bilotta m.fl., 2012; Gericke och Venohr, 2012).

Till modelleringen valdes ett antal variabler ut, vilka visat påverkan på turbiditet. En regressionsträdsanalys utfördes för att konstatera hur mycket dessa variabler kunde beskriva av variationen i turbiditet. Sedan sattes ekvationer upp med variablerna samt en parameter k som bestämdes genom kalibrering utifrån befintlig data och användes för att anpassa ekvationerna utifrån de valda variablerna. Olika värden på k togs fram för att anpassa modellen utifrån olika månader och olika storlekar på avrinningsområdet. k -värdena för olika klasser utvärderades med en variansanalys för att avgöra hur modellen skulle sättas upp för validering. Valideringen utfördes på andra vattendrag för att testa modellens tillämplighet.

4.2 UTVALDA VARIABLER

Som drivvariabel för turbiditet valdes i första hand jordbruksmark med lera eftersom turbiditet till stor del kan förknippas med erosion av små partiklar från jordbruksmark (Wood och Armitage, 1997). I infrastrukturprojekt i västra Sverige har erosion från jordbruksmark tidigare ansetts vara en starkt bidragande orsak till hög grumlighet (Christian Åberg, personlig kommunikation). Förutom variablerna areal jordbruksmark och andel lera togs det i modellen även hänsyn till nederbördens påverkan på turbiditeten, vilken bland annat påpekats av Danz m.fl. (2013). Detta gjordes genom att vattenflöde inkluderades som modellvariabel. Det ansågs lättare att ta hänsyn till vattenflöde istället för nederbörd i modellen eftersom det är enklare att mäta vattenflödet i en punkt. Valet av vattenflöde som variabel till modellen istället för nederbörd motiverades genom ett samband mellan variablerna, vilket bland andra Weyman (1970) påpekat. Det valdes att enbart ta hänsyn till oreglerade vattendrag

eftersom reglering av vattendrag enligt Cada m.fl. (2013) anses ha påverkan på turbiditeten. En bidragande orsak till att just dessa variabler valdes ut, var även att data för variablerna finns tillgängliga för många vattendrag i Sverige genom SMHI:s vattenwebb.

Vidare anses påverkan från avrinningsområdets egenskaper i viss mån variera med avrinningsområdets storlek (Buck m.fl., 2004 och Djodjic m.fl., 2006). Av denna anledning beslutades att modellen skulle anpassas till olika storlekar på vattendragens avrinningsområden. I och med jordbrukets olika faser över året och jordbrukets påverkan på turbiditeten antas turbiditeten dessutom kunna variera över året, vilket Djodjic m.fl. (2006) påpekat. Vegetationstäckningen, vilken till stor del styr jordbrukets påverkan, skulle i vissa fall kunna kopplas till andra temporära aktiviteter än jordbruk. I detta fall ansågs dock påverkan på turbiditeten för specifik för att ta hänsyn till i en generell modell. Även påverkan från mänsklig aktivitet ansågs för specifik och variabel för att ta hänsyn till. Det valdes att inte heller ta med topografin i modellen trots att den anses viktig (Wood och Armitage, 1997). Detta beslut togs eftersom det ansågs för svårt att ta fram ett representativt värde på topografin för ett helt avrinningsområde.

4.3 DATA FÖR DE UTVALDA VARIABLERNA

Från SLU:s databank¹ hämtades dataserier på turbiditet från år 2010 och framåt (Sveriges lantbruksuniversitet, 2014b). Modellerade dagliga vattenflöden för motsvarande tidsperiod och mätpunkt i vattendragen hämtades från SMHI:s vattenwebb (SMHI, 2014a). Därifrån hämtades även uppgifter om avrinningsområdets storlek, andelen jordbruksmark och andelen lera (klassen finjord/lera) i avrinningsområdet. Andelen jordbruksmark kommer ursprungligen från Jordbruksverkets blockdatabas (SMHI, 2014b) och andelen lera kommer ursprungligen från SGU:s jordartsdatabas (SMHI, 2014c). De vattendrag som valdes hade matchande mätpunkter i SLU:s databank och SMHI:s vattenwebb. I vissa fall sammanföll inte mätpunkterna, men då punkten i vattenwebben endast var något nedströms eller uppströms mätplatsen angiven i SLU:s databank, ansågs förhållandena vara tillräckligt lika för att väljas ut. Sammanlagt valdes 38 vattendrag ut och för dessa togs arealen jordbruksmark fram med hjälp av avrinningsområdenas storlek och andelen jordbruksmark. Kravet att vattendragen inte skulle vara reglerade bestämdes till att gälla vattendrag med en regleringsgrad under 5 %. Med kravet att det skulle finnas lera och jordbruksmark i avrinningsområdet begränsades den geografiska spridningen kraftigt vilket innebar att samtliga vattendrag från norra Svealand och uppåt föll bort.

En första indelning av de 38 vattendragen gjordes genom att välja ut 26 för kalibrering och 12 för validering. Denna indelning gjordes eftersom fler vattendrag behövdes för kalibrering än validering, då valideringen skulle ske enskilt för varje vattendrag. För valideringen ansågs 12 vattendrag med skilda värden på variablerna tillräckligt. En ytterligare indelning av de 26 respektive 12 vattendragen gjordes utifrån

¹ Databanken för vattendrag, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

avrinningsområdets storlek där tre klassindelningar valdes; 0-100 km², 100-300 km² samt 300 km² och större. Indelningen gjordes för att få ungefär lika många vattendrag och mätningar inom varje klass vid kalibrering respektive validering. Klasserna presenteras som olika dataset, fyra stycken (A-D) i Tabell 3 för kalibrering och tre stycken (E-G) i Tabell 4 för validering. Förutom detta delades respektive klass dessutom in i olika månader. För en fullständig förteckning av de utvalda vattendragen för kalibrering och validering samt enskild information om dem se bilaga A.

Tabell 3. Vattendrag indelade i olika dataset för regressionsträdsanalys samt kalibrering av den dynamiska modellen

Dataset	A	B	C	D
Klassindelning (utifrån storlek på vattendragens avrinningsområden)	Samtliga	< 100 km ²	100-300 km ²	> 300 km ²
Antal mätningar totalt	1157	432	394	331
Antal vattendrag	26	10	9	7
Minsta antalet mätningar per vattendrag	17	17	33	47
Flest antal mätningar per vattendrag	66	64	66	48
Minsta avrinningsområdesstorlek (km ²)	15	15	104	348
Största avrinningsområdesstorlek (km ²)	1330	96	294	1330
Minsta andelen lera (%)	0,07	2,99	0,07	0,11
Största andelen lera (%)	41,86	41,86	33,53	30,31
Minsta arealen jordbruksmark (km ²)	0,51	0,51	3,4	23
Största arealen jordbruksmark (km ²)	339	33	91	339
Minsta andelen jordbruksmark (%)	1,35	2,32	1,35	4,06
Största andelen jordbruksmark (%)	78,81	34,62	78,81	30,59
Minsta antalet mätningar per månad	90	33	29	22
Flest antal mätningar per månad	102	41	36	29

Tabell 4. Vattendragen och dess egenskaper för valideringen av den dynamiska modellen, indelning i olika dataset

Dataset	Namn	Storlek avrinningsområde (km²)	Andel lera	Andel Jordbruksareal	Antal mätningar
E	Sävjaån Ingvasta	23,95	8,52	3,33	46
	Hovgårdsån Munkhättan	32,62	0,35	6,98	47
	Ejgstån	49,86	14,0	17,9	36
	Enån nedan sågen	53,97	2,15	0,82	76
F	Skivarpsån Skivarp	102,0	17,6	80,5	51
	Råån Helsingborg	155,5	42,3	87,3	46
	Visman Nybble	209,6	6,51	9,03	33
	Smedjeån V Mellby	277,2	4,22	43,2	48
G	Enningdalsälv N				
	Bullaren	630,9	5,04	7,69	48
	Dalbergsån Dalbergså	832,5	34,6	34,9	20
	Sagån Målhammar	852,5	43,0	36,6	36
	Helgeån Hammarsjön	4144	2,03	18,8	48

4.4 REGRESSIONSTRÄDSANALYS

En regressionsträdsanalys utfördes för att undersöka hur mycket av variationen i turbiditet de utvalda variablerna kunde beskriva för att avgöra om det var relevant att ta med dem i en modell. Eftersom samtliga vattendrag som analyserades ansågs oreglerade inkluderades inte reglering som en variabel i regressionsträdsanalysen.

Regressionsträdsanalysen gjordes först för dataset A (Tabell 3) med samtliga vattendrag. Därefter gjordes analyser för de respektive dataseten B-D (Tabell 3) för att avgöra om indelningen i olika dataset avseende avrinningsområdets storlek var lämplig att göra. Analysen gjordes med de enskilda variablerna andel lera, areal jordbruksmark och vattenflöde samt alla kombinationer mellan dem, genom att de multiplicerades med varandra.

Ett regressionsträd förklarar variationen av en responsvariabel, i detta fall turbiditet, utifrån en eller flera förklaringsvariabler (De'ath och Fabricius, 2000). De'ath och Fabricius (2000) beskriver att trädet skapas genom att datasetet för responsvariabeln delas upprepade gånger där varje delning skapar två set som var för sig är så homogena som möjligt. Processen upprepas för de två nya seten och så vidare tills ett träd med lagom storlek bildats. Varje delning definieras med ett värde på den förklaringsvariabel som förklarar mest av variationen i responsvariabeln.

4.5 UPPSÄTTNING AV DEN DYNAMISKA MODELLEN

Studier av bland andra Wood och Armitage (1997) och Djodjic m.fl. (2006) har visat att större andelar lera och jordbruksmark ger högre halter suspenderat material och således högre turbiditetsvärden. Av denna anledning antogs turbiditeten vara proportionell mot jordbruksarealen och andelen lera i avrinningsområdet. Enligt Danz m.fl. (2013) bör även vattenflödet vara proportionellt mot suspenderat material och således turbiditet. Enligt Lindström m.fl. (1999) finns ett linjärt samband mellan suspenderat material och totalfosfor. Eftersom Tengdelius Brunell m.fl. (2006) menar att ett ökat vattenflöde kan späda ut koncentrationen totalfosfor skulle ökat vattenflöde således även kunna ge utspädning av suspenderat material. Det undersöktes därför om vattenflödet kan vara omvänt proportionellt mot turbiditeten genom samband mellan turbiditet och suspenderat material.

Utifrån antagandena om att turbiditeten kan vara såväl proportionell mot vattenflödet som omvänt proportionell, skapades två modeller som sammanfattades i olika ekvationer (ekvation 1 och 2).

$$Turb = k \cdot J \cdot L \cdot Q \quad (1)$$

$$Turb = k \cdot J \cdot L \cdot \frac{1}{Q} \quad (2)$$

k – parameter för att beskriva grumligheten i ett vattendrag mätt i FNU som partiklar från jordbruksmarken i avrinningsområdet ger upphov till $\left[\frac{\text{FNU} \cdot \text{s}}{\text{km}^2 \cdot \text{m}^3} \right]_{\text{modell 1}} / \left[\frac{\text{FNU} \cdot \text{m}^3}{\text{km}^2 \cdot \text{s}} \right]_{\text{modell 2}}$

J - arealen jordbruksmark inom ett avrinningsområde [km^2]

L - andelen lera inom ett avrinningsområde

Q – vattenflöde $\left[\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right]$

Arealen jordbruksmark användes under antagandet att varje kvadratkilometer jordbruksmark i avrinningsområdet bidrar lika mycket till turbiditeten. Lera i avrinningsområdet togs genom ekvationerna hänsyn till genom andelen lera i förhållande till andra jordarter. För vattenflödet antogs det att ett högre vattenflöde antingen bidrar till högre turbiditet (ekvation 1) eller att utspädningseffekten bidrar till lägre turbiditet (ekvation 2). Värden på parametern k i modellerna 1 och 2 togs fram för dataseten A-D (Tabell 3) samt för olika månader inom dataseten.

4.6 KALIBRERING

Kalibrering av modellerna 1 och 2 (för turbiditet proportionellt mot, respektive omvänt proportionellt mot vattenflöde) gjordes genom att beräkna parametern k i ekvation 1 och 2. k beskriver den grumlighet som uppstår i ett vattendrag till följd av den mängd partiklar som transporteras från jordbruksmarken i vattendragets avrinningsområde. Beräkning av k gjordes med ekvationerna utifrån data på variablerna från de 26 vattendragen för kalibrering (Tabell 3). Enstaka mätningar där turbiditeten eller vattenflödet var noll togs bort.

Parametern k togs fram för varje mättillfälle i samtliga vattendrag. Representativa k -värden till modell 1 respektive modell 2 bestämdes genom ett medelvärde samt ett 95 % konfidensintervall med utgångspunkt från medelvärdet för respektive dataset samt för månaderna. Detta gjordes enligt centrala gränsvärdessatsen som säger att dataset med fler än 30 mätvärden kan anses vara approximativt normalfördelade (Gosling, 1995). Med antagandet om normalfördelade dataset beräknades ett 95 % konfidensintervall (med $\alpha=0,05$) utifrån Students t-fördelning med utgångspunkt från medelvärdet enligt ekvation 3 (Larsen och Marx, 1990).

$$\left(\bar{y} - t_{\alpha/2, n-1} \frac{s}{\sqrt{n}}, \bar{y} + t_{\alpha/2, n-1} \frac{s}{\sqrt{n}} \right) \quad (3)$$

$\bar{y}$ – medelvärde av ett slumpmässigt dataset

α - signifikansnivå

n – antal värden i ett dataset

s – standardavvikelse

t – Students t-värde

Värden på parametern k till modellerna angavs utifrån konfidensintervallen således med en övre och en nedre gräns vilket medförde att två värden på k erhöles för varje dataset och respektive månad inom dataseten för modellerna. I de fall den lägre gränsen för konfidensintervallet hamnade under noll sattes gränsen till noll eftersom ett negativt k motsvarar en negativ turbiditet och det inte är fysikaliskt möjligt.

För att undersöka om k skiljer sig signifikant mellan olika storlekar på avrinningsområden respektive mellan olika månader gjordes en envägs variansanalys vilket är en metod för att undersöka variansen inom och mellan grupper av dataset (Vasishth och Broe, 2011). Nollhypotesen för en envägs variansanalys bygger på att medelvärdet för k mellan två dataset är lika med medelvärdet inom ett dataset (Vasishth och Broe, 2011). Med en signifikansnivå av 0,05 kan det med ett p-värde mindre än 0,05 för analysen sägas att nollhypotesen kan förkastas och dataseten således är signifikant skilda. Detta beror på att p-värdet motsvarar den lägsta nivå där nollhypotesen kan förkastas. Om dataseten är signifikant skilda innebär det att olika värden på k bör tillämpas för de dataseten som skiljer sig åt.

Richter och McCann (2012) påpekar dock att Anova F-test, som variansanalysen bygger på, enbart kan bestämma om det finns en skillnad. För att kunna avgöra mellan vilka grupper skillnader fanns gjordes en multipel parvis jämförelse (fortsättningsvis benämnt multijämförelsetest) av medelvärdena vilket enligt Richter och McCann (2012) är ett vanligt tillvägagångssätt. Multijämförelsetestet gjordes enligt Tukey-Kramers test med en signifikansnivå på 0,05, det vill säga samma som för variansanalysen. I Tukey-Kramers test jämförs en grupp medelvärdet med en eller flera andra grupps medelvärde tills alla grupper har jämförts med varandra, vilket gör det möjligt att avgöra mellan vilka grupper skillnader finns (The MathWorks, Inc., 2015). Signifikanta skillnader i k innebär att mängden partiklar (mätt i turbiditet), som varje ytenhet jordbruksmark inom ett avrinningsområde bidrar med, skiljer sig mellan storlek på avrinningsområde och/eller mellan olika månader.

4.7 VALIDERING

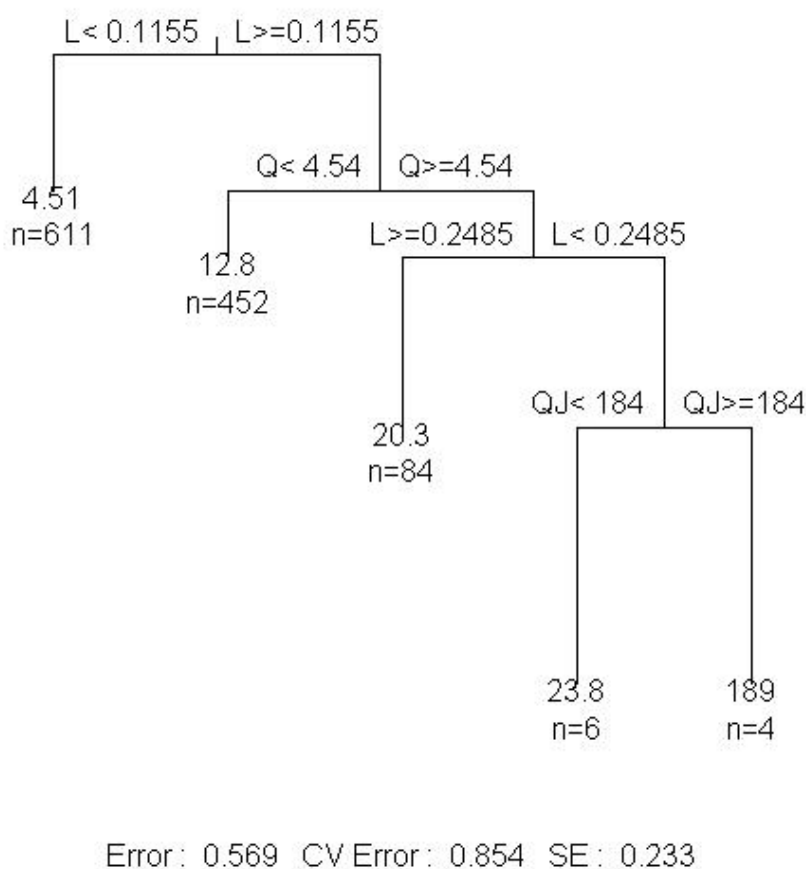
De uppsatta modellernas funktion testades för dataseten E-G, det vill säga för de vattendrag som avsatts för validering (Tabell 4). Modellerna testades för varje vattendrag separat genom att turbiditeten beräknades enligt modellekvationerna med de framräknade nedre och övre 95 % konfidensintervallsgränserna för k . Modellerna gav därmed ett nedre och ett övre värde på turbiditeten för varje mättillfälle som utvärderades mot uppmätta värden. Utvärderingen gjordes för varje vattendrag genom att kontrollera om den empiriskt uppmätta turbiditeten hamnade mellan det modellerade övre respektive nedre värdet för turbiditet. Detta presenterades som ett resultat av hur många mätningar i procent för vattendraget som föll inom det beräknade turbiditetsintervallet. För varje vattendrag beräknades dessutom ett medelvärde av alla nedre respektive övre gränser för turbiditet. Dessa medelvärden jämfördes med respektive vattendrags uppmätta medelvärde.

5 MODELLRESULTAT

Regressionsträdsanalysen visade en betydande förklaringsgrad för samtliga variabler. Det gjorde att areal jordbruksmark, andelen lera och vattenflöde valdes som drivvariabler i den dynamiska modellen.

5.1 FÖRKLARINGSGRAD AV VARIATION I TURBIDITET UTIFRÅN REGRESSIONSTRÄDSANALYSEN

I regressionsträdsanalysen för hur andelen lera, arealen jordbruksmark och vattenflöde, samt kombinationer av dessa variabler kan beskriva turbiditeten, visade samtliga variabler en påverkan på turbiditeten (Figur 2).



Figur 2. Regressionsträd för dataset A (Tabell 3), samtliga vattendrag och mätningar, med avseende på variablerna andelen lera (L), arealen jordbruksmark (J) och vattenflöde (Q) samt kombinationer av dessa variabler för att förklara variationen i turbiditeten.

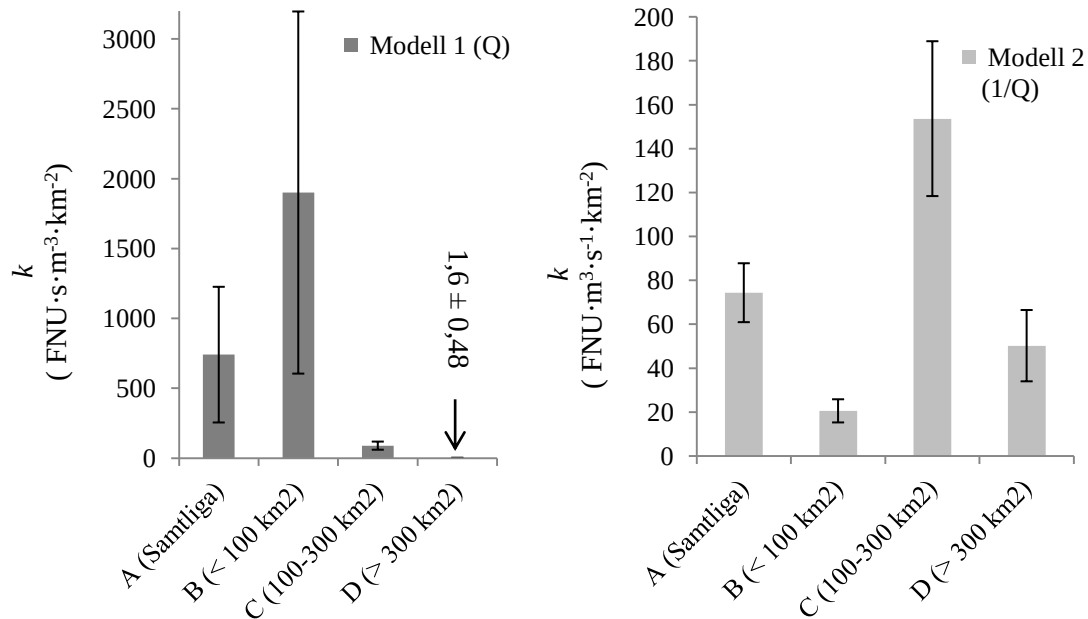
Regressionsträdet visar att andelen lera (L) förklarar mest av variationen i turbiditet eftersom första delningen sker vid L lika med 0,12 % (Figur 2). Sammanfattningen från analysen (bilaga B) visar att lera förklarar 9,2 % av variationen i denna delning. I andra delningen, då 546 mätningar (n) återstår, förklarar vattenflödet (Q), med en delning vid Q lika med 4,54 m³/s, mest av variationen. I fjärde delningen, då endast 10 mätningar återstår, förklarar kombinationen av arealen jordbruksmark och vattenflöde (QJ) mest

med en delning då faktorn QJ är lika med 184. Det som hela regressionsträdet framförallt visar, är att variablerna genom samtliga steg tillsammans kan beskriva 43 % av variationen eftersom error-värdet, motsvarande det som inte kan beskrivas, är 57 %.

Även regressionsträdsanalyserna för de uppdelade dataseten (B-D) visade att alla variabler hade en betydande förklaringsgrad för samtliga storleksklasser (bilaga B). För dataset B med de minsta avrinningsområdena beskriver variablerna tillsammans hela 56 % av variationen. För dataset C och D med större avrinningsområden beskriver variablerna 35 % respektive 37 % av turbiditeten. För dataset B beskriver kombinationen andelen lera och vattenflöde (QL) mest av variationen i första delningen med 38 % men även kombinationen av samtliga variabler (QLJ) beskriver så mycket som 33 % i samma delning. Analysen för dataset C visade att det för den enda delningen var kombinationen vattenflöde och andelen lera (QL) som kunde beskriva 35 % av variationen medan kombinationen av samtliga variabler enbart beskrev 12 %. Regressionsträdsanalysen för dataset D resulterade i en första delning där andelen lera hade högst förklaringsgrad med 14 %, men där även kombinationen av samtliga variabler visade sig kunna förklara 10 % av variationen.

5.2 KONSTATERAD SKILLNAD I PARAMETERN k MELLAN OLIKA KLASSER

Modellerna byggdes upp med de parametrar som i regressionsträdsanalysen konstaterats ha påverkan på turbiditeten samt en parameter k som beräknades. Stor spridning i medelvärde på k erhöles för båda modellerna mellan de respektive storleksklasserna, dataseten B – D (Figur 3). Medelvärde på k för dataset A med samtliga vattendrag hamnade långt ifrån, över såväl som under, medelvärdena på k för storleksklasserna, dataset B - D (Figur 3). Detta indikerar att olika k -värden bör användas för att kunna beräkna turbiditeten mer exakt för vattendrag med olika storlekar på avrinningsområdet. För modell 1 blev k störst för dataset B (avrinningsområden mindre än 100 km²) följt av de större avrinningsområdesklasserna C och D. För modell 2 blev värdet på k störst för dataset C (mellanstora avrinningsområden) följt av dataset D och B. Även konfidensintervallet för k blev störst för dataset B i modell 1 och dataset C i modell 2. Konfidensintervallet beror på variationen i k vilken i sin tur beror på variation i de variabler som bygger upp k . Ett högre medelvärde på k behöver därför nödvändigtvis inte ge ett större konfidensintervall, vilket exempelvis visas för dataseten A och D i modell 2 (Figur 3). Trots ett högre medelvärde för dataset A är konfidensintervallet större för dataset D.



Figur 3. Beräknade medelvärden för parametern k (staplar) med 95 % konfidensintervall (heldragna streck) för modell 1 (vänster) och 2 (höger).

Variationsanalyserna mellan storleksklasserna gav signifikanta skillnader, dvs. p -värden under signifikansnivån 0,05 för både modell 1 och modell 2. För modell 1 konstaterades med multijämförelsetestet att dataset B skiljde sig signifikant från dataset C och D (Tabell 5). För modell 2 var det istället dataset C som skiljde sig från dataset B och D. Variationsanalysen för de dataset som enligt de första analyserna inte kunnat skiljas från varandra (dataset C och D för modell 1 och dataset B och D för modell 2) visade en signifikant skillnad även mellan dessa dataset. Eftersom k -värdena för samtliga dataset inom båda modellerna kunnat skiljas från varandra indikerar det att olika k -värden bör väljas för de olika storleksklasserna för såväl modell 1 som modell 2.

Tabell 5. Resultat från envägs variationsanalysen och multijämförelsetestet mellan dataseten B-D för olika storleksklasser

Dataset	Modell 1		Modell 2	
	B, C, D	C, D	B, C, D	B, D
P-värde	0,0014	$9,3 \cdot 10^{-8}$	$6,0 \cdot 10^{-17}$	0,0164
Dataset	B	C	C	B
Avvikande dataset	C, D	D	B, D	D

Med en envägs variationsanalys visade sig därmed k -värdena skilja sig signifikant för samtliga storleksklasser (dataset B-D) för både modell 1 och 2. Variationen mellan k -värdena visade sig även vara stor över året för modell 1 (Figur 4). För månadsanalysen erhöles för modell 1 generellt högre k -värden, vilket innebär större partikeltransport, för juni till oktober. Viss variation uppvisades dock mellan storleksklasserna kring vilken månad som hade allra högst värde och hur mycket värdena skilde sig mellan månader.

För modell 1 erhöjs med envägs variansanalys en signifikant skillnad mellan månader för dataset B, de minsta avrinningsområdena (p-värde=0,0164) samt för dataset D med de största avrinningsområdena (p-värde=0,0043). Signifikanta skillnader indikerar att samma 95 % konfidensintervall för parametern k inte kan tillämpas över hela året utan behöver anpassas efter säsong, det vill säga markerna i ett avrinningsområde avger olika stora mängder partiklar till vattnet under året. För dataset B konstaterades med multijämförelsen en signifikant skillnad i k -värden mellan januari och juni. För dataset D fanns enligt multijämförelsen ingen signifikant skillnad mellan några månader, trots att variansanalysen visade att en sådan förelåg. Detta beror på att Tukey-Kramers test, vilket multijämförelsen bygger på, ställer högre krav på data innan signifikanta skillnader registreras, jämfört med vad en envägs variansanalys gör.

Med k -värdet beräknat för respektive månad för modell 2 erhöjs de lägsta k -värdena under maj till augusti för samtliga klasser utom för avrinningsområden större än 300 km². För denna klass erhöjs lägst värden för september och oktober (Figur 5), vilket innebär att utspädningseffekten från vattenflödet är som störst för dessa månader. Variationen över året skilde sig dock ganska mycket mellan storleksklasserna och ingen tydlig trend kunde urskiljas.

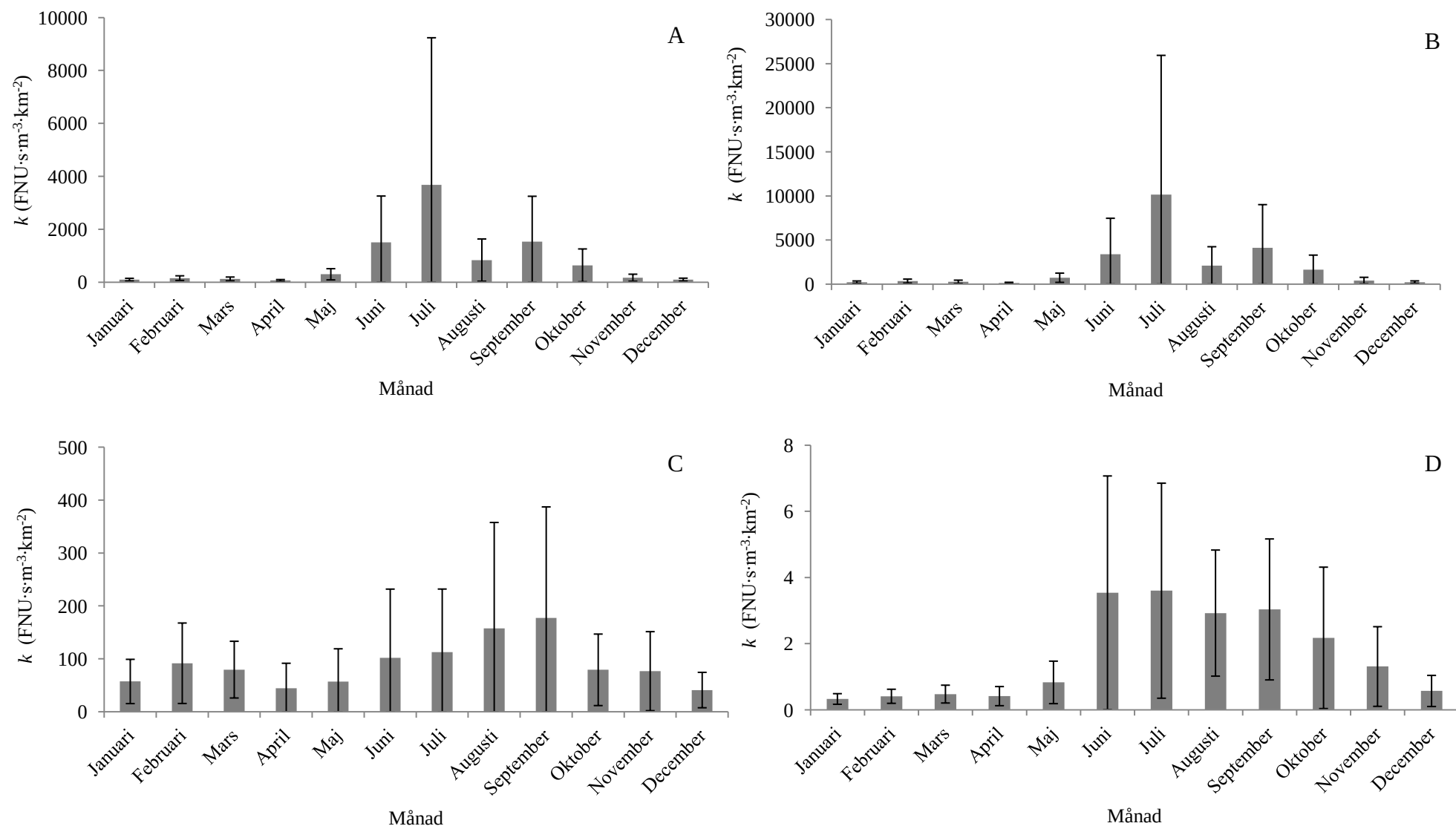
I variansanalysen för modell 2 erhöjs ett p-värde mindre än signifikansnivån enbart för avrinningsområden mindre än 100 km² (p-värde=3,1·10⁻⁵). Multijämförelsetestet visade i detta fall att signifikanta skillnader för parametern k förekom mellan april och januari-mars samt maj-augusti.

5.3 FRAMTAGEN MODELL

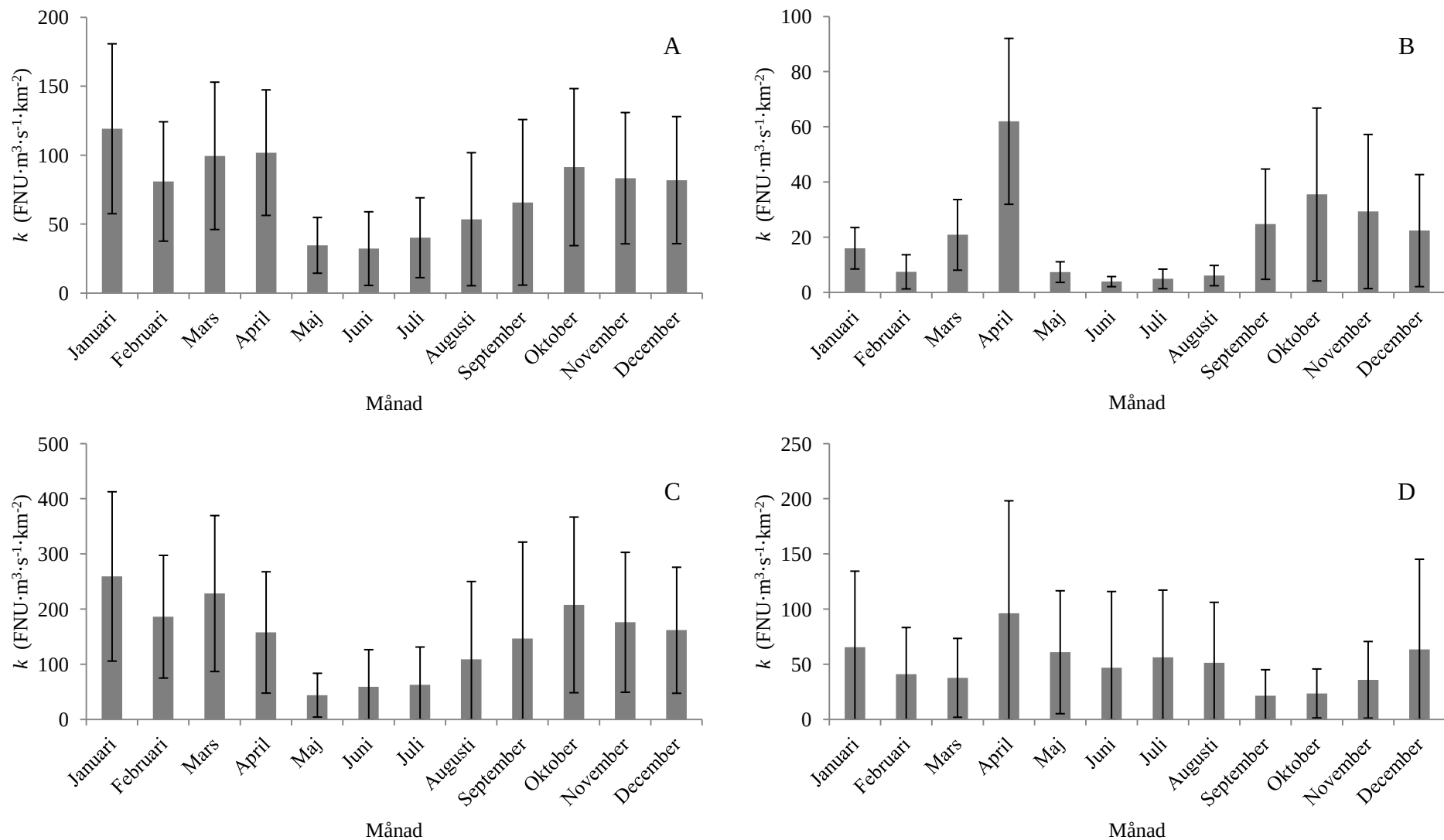
Utifrån beräknade konfidensintervall för parametern k sattes det för respektive storleksklass upp två modeller, en enligt modell 1 och en enligt modell 2 (Tabell 6). Det som skiljer modelluppsättningarna åt mellan de tre storleksklasserna var värdena på k som anges utifrån beräknade konfidensintervall (i ekvationerna angivna inom hakparentes).

Tabell 6. Ekvationer för modellerna indelade i tre storleksklasser med värden på k (inom hakparentes) utifrån beräknade konfidensintervall

Modellklass	Ekvation	Ekv. nr.
Modell 1	< 100 km ²	$Turb = [605; 3200] \cdot L \cdot J \cdot Q$ (4)
	100-300 km ²	$Turb = [59,7; 118] \cdot L \cdot J \cdot Q$ (5)
	> 300 km ²	$Turb = [1,12; 2,07] \cdot L \cdot J \cdot Q$ (6)
Modell 2	< 100 km ²	$Turb = [15,2; 25,8] \cdot L \cdot J \cdot \frac{1}{Q}$ (7)
	100-300 km ²	$Turb = [118; 188] \cdot L \cdot J \cdot \frac{1}{Q}$ (8)
	> 300 km ²	$Turb = [34,0; 66,4] \cdot L \cdot J \cdot \frac{1}{Q}$ (9)



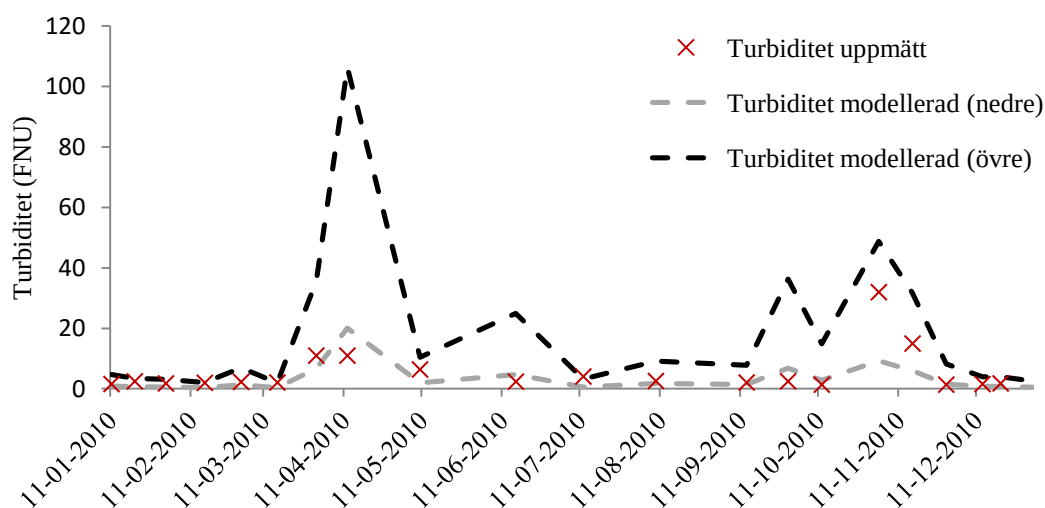
Figur 4. Beräknade medelvärden enligt modell 1 för parameter k (staplar) med 95 % konfidensintervall (heldragna streck). Resultaten är presenterade per månad för samtliga vattendrag (dataset A) och för de tre klasserna indelade efter storleken på vattendragens avrinningsområden (dataset B-D, Tabell 3).



Figur 5. Beräknade medelvärden enligt modell 2 för parameter k (staplar) med 95 % konfidensintervall (heldragna streck). Resultaten är presenterade per månad för samtliga vattendrag (dataset A) och för de tre klasserna indelade efter storleken på vattendragens avrinningsområden (dataset B-D, Tabell 3).

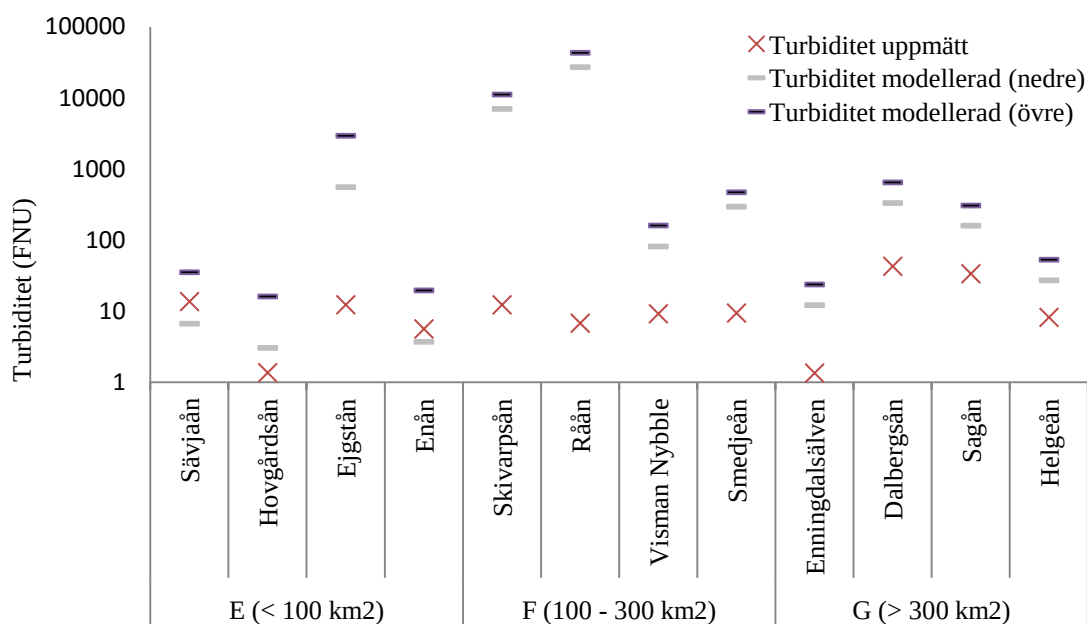
5.4 EFTERLEVNADSGRAD AV MODELLERNA VID VALIDERING

Valideringsprocessen utfördes separat för varje vattendrag i dataset E-G (Tabell 4) med fyra vattendrag i varje dataset. Generellt var sambandet mellan de modellerade och empiriskt uppmätta turbiditetsvärdena mycket dåligt. Högst förklaringsgrad vid valideringen erhöles med modell 1 för dataset E (ekvation 4 i Tabell 6), det vill säga för avrinningsområden mindre än 100 km². För Enån (antal mätningar, n=76) kunde modellen förklara 64 %, vilket innebär att den uppmätta turbiditeten hamnar inom den modellerade turbiditetens nedre och övre gräns för 64 % av mätningarna (Figur 6).



Figur 6. De uppmätta (x) och modellerade (-) turbiditetsvärdena för Enån för år 2010 (det första av fyra år som användes vid valideringen). Turbiditet modellerad (nedre) representerar turbiditetsvärdet som modellerats med k-värdets nedre 95 %-konfidensintervallgräns och turbiditet modellerad (övre) representerar turbiditetsvärdet som modellerats med k-värdet övre 95 %-konfidensintervallgräns.

Modellen förklarade vidare 50 % för Sävjaån (n=46) och 37 % för Hovgårdsån (n=47) medan de modellerade värdena för Ejgstån (n=36) inte motsvarade de empiriskt uppmätta värdena och därmed hade en förklaringsgrad på 0 %. För Enån och Sävjaån där förklaringsgraden var 50 % eller högre överensstämde dessutom medelvärdena för de uppmätta och modellerade värdena. Det innebär att medelvärdet av de uppmätta turbiditetsvärdena kunde fångas upp mellan medelvärdena för de modellerade nedre respektive övre konfidensintervallgränserna. Uppmätta och modellerade turbiditetsmedelvärden överensstämde däremot inte för Hovgårdsån och Ejgstån (Figur 7). En fullständig presentation av resultatet för valideringen görs i bilaga C.



Figur 7. Medelvärdet för de, för respektive vattendrag, uppmätta turbiditetsvärdena (x) jämförda med medelvärdena för de beräknade övre och nedre turbiditetsvärdena (—) med modell 1 (för mer information om vattendragen i dataset E-G, se avsnitt 4.3). Observera den logaritmerade skalan på y-axeln.

Modell 2 för avrinningsområden upp till 100 km² (ekvation 7 i Tabell 6) hade en förklaringsgrad för Enån (n=76) på 19 %, för Hovgårdsån (n=47) på 15 %, för Ejgstån (n=36) på 14 % och för Sävjaån (n=46) på 9 %. Trots viss förklaringsgrad för vattendragen kunde dock medelvärdet för den uppmätta turbiditeten inte förklaras av medelvärdena för det beräknade intervallet för turbiditeten (bilaga C).

För klasserna F och G med de större avrinningsområdena (100-300 km² och >300 km²) kunde ingen av modellerna ta fram turbiditeten på ett tillfredsställande sätt. Modell 1 hade för dessa två klasser en förklaringsgrad på 0 %. Med modell 2 erhöles för klass F med mellanstora avrinningsområden en förklaringsgrad på 3 % för Visman Nybble (n=33), medan förklaringsgraden för övriga vattendrag var 0 %. För klass G med de största vattendragen var förklaringsgraden för modell 2 för Helgeån (n=48) 6 % och för Sagån (n=36) 8 %, medan den för övriga vattendrag var 0 %. Inte i något fall föll medelvärdet för den uppmätta turbiditeten inom medelvärdena för de intervallgränser som modellerats fram, vilket är anledningen till att ingen visualisering av detta gjorts. En sammanställning av samtliga värden från valideringen återfinns däremot i bilaga C.

6 DISKUSSION KRING MODELLERINGEN

Syftet med modelleringen var att ta fram bakgrundsvärden på grumlighet för att utifrån dem sätta riktvärden för grumlande arbeten. De två modelluppsättningarna visade sig inte vara generaliserbara för olika vattendrag. Nedan diskuteras vad som kan vara orsaken samt hur det bör resoneras kring ansättande av riktvärden vid verksamheter som riskerar att grumla vattendrag.

6.1 MODELLBEGRÄNSNING

En förklaring till varför modellerna inte fungerade tillfredställande kan vara att de endast inkluderade tre drivvariabler, vilket kan vara för få. Verifierade modeller såsom AnnAGNPS, GWLF och Mike SHE kräver betydligt fler variabler (Haith m.fl., 1992; Bosch m.fl., 2004; Yan och Zhang, 2004). De uppsatta modellernas enkla och generella struktur gör bland annat att de inte kan ta hänsyn till punktkällor eller påverkan som varierar över tiden. Det är viktigt att ha i åtanke att det finns fler drivvariabler, till exempel topografi och sedimentbelastning, som hade kunnat förklara mer av, alternativt bidragit till att förklara, turbiditeten (Wood och Armitage, 1997). Det är även troligt att användande av ett större dataunderlag hade lett till en högre förklaringsgrad. Data för ett större dataunderlag fanns dock inte tillgängligt.

Resultatet för både regressionsträdsanalysen och den dynamiska modellen antas även ha påverkats av osäkerheter för de ingående variablerna. För turbiditetsvärdena finns det troligtvis en viss mätosäkerhet kopplat till var i vattendraget i förhållande till strandkanten som vattenprovtagningen görs (Kuusisto, 1996). För att få så liten osäkerhet som möjligt i de uppmätta turbiditetsvärdena krävs att mätningarna görs på samma sätt i alla vattendrag, vilket lämpligen görs i mitten av vattendragen där omblandningen är som störst. De modellerade värdena som användes för vattenflödet möjliggör en mer frekvent tillgång på data, men för också med sig en modellosäkerhet. Vattenflödena från SMHI:s vattenwebb, med flöden från modellen S-HYPE (SMHI, 2014d), hade en osäkerhet på upp till 42 % (bilaga A), vilken förs vidare till regressionsträdsanalysen respektive den dynamiska modellen.

För uppgifter om andelen lera i avrinningsområdet, ursprungligen från SGU:s jordartsdatabas, har det inte gått att finna någon information om osäkerheter. Information om jordarter från SGU får antas vara baserade på de noggrannaste undersökningarna som gjorts och av denna anledning antas osäkerheterna i variabeln andel lera inte påverka resultaten nämnvärt. Även för uppgifterna om andelen jordbruksmark i avrinningsområdet, ursprungligen från Jordbruksverkets blockdatabas, får uppgifterna anses vara de noggrannaste som går att få tag på. Den osäkerhet som möjligtvis skulle kunna påverka resultaten är att uppgifterna i databasen är från år 2013. Eftersom de använda uppgifterna om vattenflöde och turbiditet även är från andra år än 2013 skulle förändringar i arealen jordbruksmark kunna skett mellan dessa år och således medföra en viss osäkerhet. En annan osäkerhet är att variabeln jordbruksmark inkluderar både åkermark och betesmark (Hiron, 2006). Quinn och Stroud (2002) och Buck m.fl. (2004) har tidigare visat att sedimentationsbelastningen från betesmarksområden kan vara påtaglig och säkerligen skilja sig en del från åkermarker, varför det kan bli missvisande att anta att dessa områden bidrar lika mycket till turbiditeten.

I den dynamiska modellen, till skillnad från i regressionsträdsanalysen, tillkommer dessutom osäkerheten för parametern k . Den dynamiska modellen påverkas därför av osäkerhet från variablerna andelen lera, jordbruksareal och vattenflöde genom parametern k men också genom att variablerna själva förekommer i modellen. Osäkerheten för de k -värden som togs fram till turbiditetsmodellerna får framförallt anses komma från osäkerheter för variablerna turbiditet och vattenflöde.

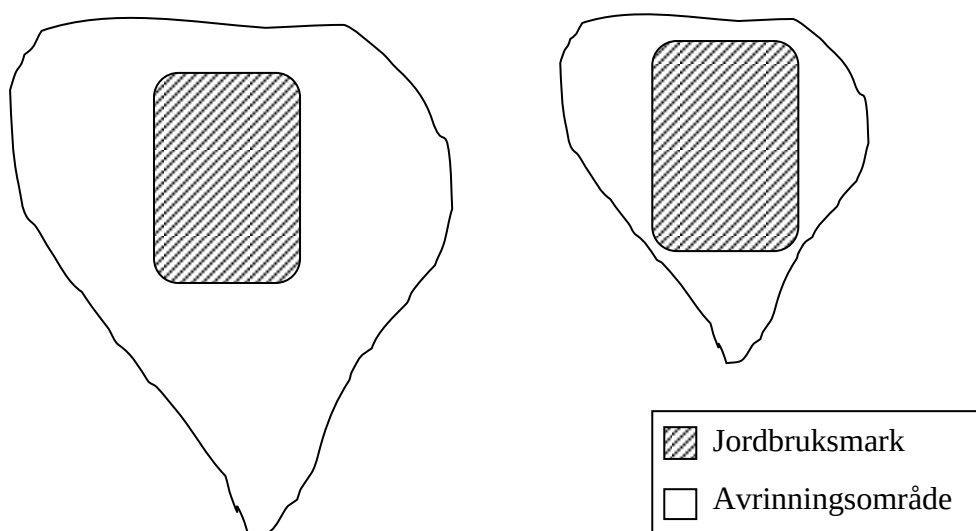
6.2 INVERKAN FRÅN DE INGÅENDE VARIABLERNAS

Den uppsättning som gjorts för modellerna medför att de bara fungerar för avrinningsområden med lera och jordbruksmark. Detta går emot målet att modellen skulle vara generell, men gjordes eftersom andelen lera och arealen jordbruksmark ansågs ha stor påverkan på grumligheten generellt. Modelluppsättningen medför dessutom att det endast är den lera som återfinns på jordbruksmarken som bidrar till turbiditeten. Det valdes för att kunna göra en enkel modell och eftersom det antas att mycket av den grumlighet som leran bidrar med kommer från just jordbruksmark.

Då lerans eroderbarhet till stor del antas bero på brukandet av jordbruksmarken (Collins och Jenkins, 1995; Muukkonen m.fl., 2009) var det relevant att ta med båda variablerna i en modell för att beskriva turbiditet. För att täcka in områden där det finns lera men inte jordbruksmark hade det troligtvis varit lämpligt att även inkludera en term som representerar detta i modellen.

För att fånga skiftningar i grumlighet krävs det mer än ett värde per dag på turbiditeten (Bilotta och Brazier, 2008). Denna frekvens valdes ändå att använda i modellen eftersom det finns dagliga värden för vattenflöde att tillgå på SMHI:s vattenwebb och detta därför begränsar vad gäller tidsaspekten. Det ansågs däremot inte rimligt att på ett enkelt sätt få tätare värden på vattenflöde. Modellerade värden på turbiditet med en högre frekvens kunde därför inte erhållas, trots att det hade varit önskvärt eftersom skiftningar i turbiditet kan ske betydligt oftare än mellan dygn.

Avrinningsområden mindre än 100 km² (dataset B) erhöll högst förklaringsgrad med 56 % i regressionsträdsanalysen. Detta indikerar att det med de tre variablerna andel lera, areal jordbruksmark och vattenflöde går att beskriva mer av variationen i turbiditet för denna storleksklass jämfört med klasserna för större avrinningsområden. Resultatet visar således på att avrinningsområdets storlek bör tas hänsyn till vid modellering av turbiditet. Olika storlek på avrinningsområdet kan bland annat påverka hur mycket jordbruksmarken bidrar med till turbiditeten. Att modellen tar hänsyn till arealen jordbruksmark medför att jordbruksmarken antas påverka lika mycket i två avrinningsområden med helt olika förutsättningar (Figur 8). Ett sätt att undvika detta var att dela upp modellen för olika storlekar på avrinningsområdet. Detta uteslöt inte risken att modellens uppbyggnad ändå kunde få en skev påverkan på resultatet, men det gör åtminstone modellen mer anpassad till verkliga förhållanden.



Figur 8. Två olika stora avrinningsområden med lika stor areal jordbruksmark. Bilden illustrerar hur olika andel jordbruksmark kan resultera i samma variabelvärde i modellen.

Utifrån kalibreringen av modellen kan det konstateras att de klassindelningar som gjordes för vattendragens avrinningsområde dock var för få för att kunna ge representativa värden på k . Även om de tre klasserna gjorde den mer anpassad, var de således inte tillräckliga. Det hade därför varit bättre att dela in modellen i fler klasser för att få snävare storleksintervall med mindre variation.

7 HUR BAKGRUNDSVÄRDEN TILL RIKTVÄRDEN BORDE TAS FRAM

Ingen av de metoder som användes under *BanaVäg i Väst* ansågs tillräckligt underbyggd för att kontrollera grumlighet på ett grundläggande och konsekvent sätt. Den metod som är mest förankrad vad gäller riktvärden på grumlighet är att följa miljökvalitetsnormen som finns för suspenderat material. I *BanaVäg i Väst* omfattades flertalet vattendrag av förordningen (SFS 2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten och riktvärdet för suspenderat material på 25 mg/l. Användandet av ett och samma värde för olika vattendrag innebär att hänsyn inte tas till vattendragens yttre förutsättningar eller bakgrundsvärden, något som anses olämpligt (Bilotta m.fl., 2012). Att riktvärdet inte är anpassat till vattendragen skulle således kunna vara en bidragande anledning till att det skedde överskridanden av riktvärdet i samtliga vattendrag under *BanaVäg i Väst*. Det har i flera andra fall dessutom konstaterats att det ofta saknas kunskap om vad som är rimliga grumlighetsnivåer i vattendrag hos såväl vattenkvalitetsansvariga (Bilotta m.fl., 2012) som verksamhetsutövare (AASHTO, 2007; Hammar m.fl., 2009).

7.1 UTSIKTER FÖR DEN FRAMTAGNA MODELLEN

Modellen som har tagits fram hade kunnat bidra till att ge en uppfattning om bakgrundshalter på grumlighet, om den hade visat sig användbar. Det hade därmed varit möjligt att se hur de modellerade bakgrundshalterna förhöll sig till stopp- och larmvärdena för turbiditet i Lärjeån för projekt "Väg 190". Lärjeån, som har ett avrinningsområde på 112 km², skulle ha hamnat inom dataset C, men eftersom modellerna inte gav ett tillräckligt bra resultat för storleksintervallet 100 – 300 km² beslutades det att inte gå vidare med att utvärdera stopp- och larmvärdena. En sådan utvärdering antogs inte tillföra något på grund av för stora osäkerheter. Det innebar dock att en målsättning för arbetet inte kunde uppfyllas.

Behovet av en metod för att kunna ta fram bakgrundsvärden på turbiditet för vattendrag i Sverige återstår. Om denna metod ska bygga på referensvärden skulle tillförlitligheten öka om referensvärdena kunde flödeskorreleras. Resultatet från variansanalysen för den dynamiska modellen och olika månader tyder dessutom på att det kan vara relevant att ha referensserier för olika säsonger.

Tillgång till turbiditetsdata finns på SLU:s vattendatabank (Sveriges lantbruksuniversitet, 2014b), varifrån data hämtades för såväl kalibrering som validering av den dynamiska modellen. Där finns empiriskt uppmätt data på turbiditet för ett hundratal vattendrag med en mätfrekvens mellan några gånger per år till cirka en gång i månaden. Dessa data anses dock inte kunna ge en rättvisande bild av bakgrundsvärden på turbiditet eftersom mätningar skett för sällan. De utgör heller inte en bra grund att bygga riktvärden på eftersom de inte kan korreleras mot vattenflödet, då vattenflöde inte mäts. Istället hade det varit fördelaktigt med en bredare användning av vattenkvalitetsmodellering för att ta fram bakgrundsvärden, vilket Arheimer och Olsson (2003) påpekar inte bara gäller i Sverige utan i hela Europa. Ett hinder är dock att många av de existerande modellerna till stor del är uppbyggda efter amerikanska

förhållanden, även om en del vid några tillfällen har modifierats för förhållanden i till exempel. Europa.

En anledning till att många sedimentmodeller är uppbyggda efter amerikanska förhållanden är antagligen att modeller i USA används för att ta fram riktvärden i form av daglig maximal totalbelastning (TDML) för olika vattenkvalitetsparametrar. För ett avrinningsområde i Ohio har det verktyg som den amerikanska motsvarigheten till Naturvårdsverket tagit fram för framtagande av TDML visat sig kunna modellera såväl flödes- som vattenkvalitetsförhållanden (Tong och Chen, 2002). Det framkommer dessutom att modellen utan större förändringar borde kunna implementeras för andra avrinningsområden (Tong och Chen, 2002). Om modellen kan användas i Sverige för svenska förhållanden skulle ett liknande förfarande som används i USA för att ta fram riktvärden även kunna användas här. Det kräver dock att en satsning görs för att samla in nationell miljödata som kan läggas in i modellen.

7.2 RIKTVÄRDEN TÄCKER INTE IN HELA PROBLEMET MED GRUMLIGHET

Den lagstiftning för riktvärden på grumlighet som idag finns i Sverige är otydlig och det är därför viktigt med ett klagörande. I förordningen för fisk- och musselvatten, med riktvärdet för suspenderat material, finns även ett gränsvärde för ammoniak. Enligt Karin Wall, jurist på Havs- och vattenmyndigheten (personlig kommunikation), finns en remiss på behandling för att ändra det gränsvärdet baserat på ny kunskap. En eventuell förändring inom samma förordning kan indikera att förändringar skulle kunna vara på gång för att även uppdatera värdet på suspenderat material. Såsom miljökvalitetsnormen är uppsatt nu är den inte gjord för att bedöma enskilda mätningar, men det görs ändå frekvent. Det kan vara rimligt att tillåta högre värden för grumlande verksamheter om det endast handlar om en begränsad period, vilket bland annat är fallet vid vägarbeten (Waters, 1995). Högre värden bör dock endast tillåtas om det med relativt stor säkerhet går att avgöra att det inte medför stor miljöpåverkan på vattendraget.

Idag är den vanligaste metoden för att kontrollera grumlighet att jämföra uppmätta värden mot riktvärden. Oavsett om miljökvalitetsnormen för suspenderat material ska användas för grumlande verksamheter som den görs idag eller inte, borde fokus istället ligga på att anpassa riktvärdena efter vattendragens förutsättningar. Det borde dessutom tas fram flera riktvärden för samma vattendrag som kan användas vid olika förutsättningar. Det hade varit önskvärt med en koordinerad nationell satsning där det, åtminstone för de vattendrag som idag täcks av fisk- och musselvattenförordningen, tas fram motsvarande anpassade riktvärden. Detta arbete skulle underlättas om en liknande metodik till den som bedrivs i USA kan användas. Att använda ett verktyg som samlar modeller och uppmätt data för att modellera vattenkvalitet borde kunna erbjuda ett bättre sätt att ta fram riktvärden på grumlighet i Sverige.

Ansvar för att ta fram riktvärden ligger i USA på de enskilda staterna (United States Environmental Protection Agency, 2013b), till skillnad från i Sverige där det i dagsläget är verksamhetsutövaren som har ansvaret. Att i Sverige flytta ansvaret till en myndighet får anses rimligt, framförallt för större och värdefulla vattendrag. En standard på hur riktvärdena ska tas fram skulle på så sätt även möjliggöras.

Om uppdaterade riktvärden kunde tas fram nationellt för de vattendrag som idag täcks av fisk- och musselvattenförordningen hade det varit ett stort steg på vägen. Det får däremot anses orimligt att verksamhetsutövare som riskerar att påverka andra, oftast mindre, vattendrag som inte omfattas av förordningen sätter sig in i den modellering som skulle krävas. Förslaget för andra vattendrag är att fortsätta använda uppmätta referensvärden, men med mer frekventa mätningar. Det vore även önskvärt att korrelera värdena med vattenflöde samt att ta hänsyn till olika värden för olika perioder, åtminstone för olika säsonger.

7.3 SVÅRIGHETER ATT GÖRA LIKVÄRDIGA MILJÖBEDÖMNINGAR

Utifrån de metoder som idag används för att kontrollera grumlighet har det visat sig svårt att göra en rättvis och konsekvent miljökontroll. Svårigheten ligger i att definiera överskridanden på ett jämförbart sätt i olika vattendrag med hänsyn till vattendragens olika förutsättningar och känslighet. För att kunna avgöra vad som är rimliga nivåer borde därför ansättandet av riktvärden även underbyggas med kunskap om påverkan på växt- och djurliv. Svårigheten är att olika arter är mer eller mindre känsliga för grumlighet och känsligheten varierar även för olika livsstadier inom en och samma art. De metoder som används idag tar enbart hänsyn till halter av suspenderat material eller turbiditet. Det innebär att de inte täcker in påverkan med avseende på andra aspekter såsom kornstorleksfördelning och partiklars utformning. I dagsläget finns ingen rimlig metod för att ta hänsyn till grumlighet utifrån andra aspekter än halter. Det hade dock varit önskvärt att ta hänsyn till grumlighet på fler sätt för att få en mer heltäckande bild.

Det saknas en metodik för att kontrollera grumlighetens sammanlagda påverkan på miljön. Eftersom den är svår att ta hänsyn till samt att det är svårt att förhindra grumligheten när partiklarna väl kommit till vattendraget, borde förebyggande arbete istället prioriteras. Med förebyggande arbete på land skulle risken för påverkan på livet i vattendragen kunna minskas. Förebyggande arbete skulle delvis kunna härledas till verksamhetsutövarens ansvar enligt miljöbalkens 26:e kapitel § 19 där det framgår att arbetet ska planeras så att påverkan på miljön minimeras. För att få fram vikten av det förberedande arbetet är det möjligt att en skärpning av lagstiftningen skulle krävas. Ändringen skulle exempelvis kunna innefatta krav på mer omfattande förarbete av verksamhetsutövaren, såsom klagörande av hur sedimentbelastningen på vattendragen är tänkt att minimeras under hela arbetets gång, i likhet med hur det fungerar i USA. Metodiken i USA får ses som en förebild, då det ställs tydligare krav på verksamhetsutövarna att de måste ha en förebyggande plan för sitt dagvatten för att överhuvudtaget få tillstånd att släppa ut det.

Framtagandet av bakgrundsvärden, från modell eller referensvärden, som en grund för att ta fram riktvärden för grumlighet kan ses som en del av arbetet för att förhindra miljökonsekvenser från grumlande verksamheter. Enbart kontroll av hur grumligt vattnet blir under verksamhetens gång anses dock inte tillräckligt för att undvika miljökonsekvenser. Av denna anledning är det viktigt att det förebyggande arbetet lyfts fram som en betydande del i verksamheternas arbete. Detta borde göras för att minska eller förhoppningsvis helt undvika betydande miljöpåverkan.

8 SLUTSATSER

Arbetet har visat att den nuvarande lagstiftningen kring grumlighet för bland annat konstruktionsarbeten är bristfällig. Den tillåter olika tolkningar vilket gör riktvärdena för grumlighet mycket osäkra och diffusa. För att komma till rätta med det borde det finnas klarare riktlinjer och framförallt riktvärden som är anpassade till olika vattentyper. Ett försök att ta fram vattendragsanpassade riktvärden var inte särskilt framgångsrikt. Anledningen är förmodligen att det krävs en mer komplex modell än en med tre drivvariabler.

Med anledning av att modellen inte kunde användas för att beskriva variationerna i turbiditet ansågs den inte lämplig att använda för att utvärdera de riktvärden som tagits fram för Lärjeån i projekt "Väg 190". Resultat från modellen bör därmed inte heller användas som underlag för att ta fram riktvärden till kontrollprogram. Att den uppsatta modellen inte kan användas för att modellera turbiditet på ett enkelt sätt betyder dock inte att det är omöjligt att ta fram en sådan enkel modell.

För att ta fram bakgrundsvärden på turbiditet, eller någon annan variabel som används för att mäta grumlighet, borde det istället göras en nationell koordinerad satsning där någon av de mer avancerade modellerna kalibreras och valideras för svenska förhållanden. En viktig förutsättning för att en sådan satsning ska lyckas är tillgänglighet till värden på variabler och parametrar som ska matas in i modellen. En skärpning av lagstiftningen kring förebyggande åtgärder, som ska genomföras innan grumlande verksamheter får sättas igång, vore dessutom önskvärd.

9 REFERENSER

AASHTO, 2007. *Highway Drainage Guidelines*, 4:e uppl. American Association of State Highway and Transportation Officials (AASHTO), Washington DC.

Arheimer, B., Olsson, J., 2003. *Integration and Coupling of Hydrological Models with Water Quality Models: Applications in Europe*. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping.

Bilotta, G.S., Brazier, R.E., 2008. "Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota". *Water Res.* 42(12), s. 2849–2861.

Bilotta, G.S., Burnside, N.G., Cheek, L., Dunbar, M.J., Grove, M.K., Harrison, C., Joyce, C., Peacock, C., Davy-Bowker, J., 2012. "Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter". *Water Res.* 46(7), s. 2324 -2332.

Blechingberg, K., 2009. Ansökan om tillstånd för vattenverksamhet och miljöfarlig verksamhet enligt miljöbalken kap. 11 och kap. 9. Ale kommun. [Online]

Tillgänglig via:

http://www.ale.se/download/18.a3f14eb142038a9ecc63e9/1383821522780/Surte%2B2_38%2BAns%C3%B6kan%2Btill%2BMilj%C3%B6domstolen%2Bang%C3%A5ende%2Bvattenverksamhet.pdf. [Hämtad 9 september 2014].

Borah, D.K., Yagow, G., Saleh, A., Barnes, P.L., Rosenthal, W., Krug, E.C., Hauck, L.M., 2006. "Sediment and nutrient modeling for TDML development and implementation". *Trans. ASABE* 49(4), s. 967–986.

Bosch, D., Theurer, F., Bingner, R., Felton, G., Chaubey, I., 2004. Evaluation of the AnnAGNPS Water Quality Model. [Online]

Tillgänglig via: <http://s1004.okstate.edu/S1004/Regional-Bulletins/Modeling-Bulletin/bosch-annagnps-bulletin-manuscript.html>. [Hämtad 14 november 2014].

Boyd, C.E., 2000. *Water Quality - An Introduction*, uppl. 2000. Kluwer Academic Publishers, Boston MA.

Buck, O., Niyogi, D.K., Townsend, C.R., 2004. "Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments". *Environ. Pollut.* 130, s. 287 -299.

Bydén, S., Larsson, A.-M., Olsson, M., 2003. *Mäta vatten - Undersökningar av sött och salt vatten*, Tredje upplagan. Institutionen för miljövetenskap och kulturvård, Göteborg.

Cada, G., Sale, M., Dauble, D., 2013. "Hydropower, Environmental impact of". *Encycl. Energy* 2004, s. 291–300.

Collins, R., Jenkins, A., 1995. "The impact of agricultural land use on stream chemistry in the Middle Hills of the Himalayas, Nepal". *J. Hydrol.* 185(1-4), s. 71–86.

Danz, M.E., Corsi, S.R., Brooks, W.R., Bannerman, R.T., 2013. "Characterizing response of total suspended solids and total phosphorus loading to weather and watershed characteristics for rainfall and snowmelt events in agricultural watersheds". *J. Hydrol.* 507, s. 249–261.

De'ath, G., Fabricius, K.E., 2000. "Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis". *Ecology* 81(11), 2000, s. 3178–3192.

Djodjic, F., Hellgren, S., Futter, M., Brandt, M., 2006. *Suspenderat material - transporter och betydelsen för andra vattenkvalitetsparametrar*. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping, SMED Rapport 2012:102.

Gericke, A., Venohr, M., 2012. "Improving the estimation of erosion-related suspended solid yields in mountainous, non-alpine river catchments". *Environ. Model. Softw.* 37, s. 30–40.

Glendell, M., Brazier, R.E., 2014. "Accelerated export of sediment and carbon from a landscape under intensive agriculture". *Sci. Total Environ.* 476-477, s. 643–656.

Gosling, J., 1995. *Introductory statistics*, 8:e uppl. Pascal Press, Glebe, N.S.W.

Göransson, G., Persson, H., Lundström, K., 2011. *Transport av suspenderat material i Göta älv*. Statens geotekniska institut, Linköping: Delrapport, Göta älvutredningen.

Göteborgs Stad Miljöförvaltningen, 2013. *Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten*. Göteborg, R 2013:10.

Haith, D.A., Mandel, R., Shyan Wu, R., 1992. *Generalized Watershed Loading Functions Version 2.0: User's Manual*.

Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R., Granmo, Å., 2009. *Miljöeffekter vid muddring och dumpning - En litteratursammanställning*. Bromma: Naturvårdsverket, Rapport 5999.

Hartnor, T., 2012. *Grumlingsåtgärders avsedda och faktiska verkan*. Examensarbete i Miljö- och hälsoskydd avseende kandidatexamen vid Umeå universitet, Umeå.

Hiron, M., 2006. *Grönyta och bebyggelse - metod och kartläggning i tätorter*. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Rapport 2006:71.

ISO/TC 147/SC 2, 1999. Water quality - Determination of turbidity. [Online] Tillgänglig via: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:7027:ed-3:v1:en>. [Hämtad 17 september 2014].

Kelley, W.P., 1942. "Modern Clay Researches in Relation to Agriculture". *J. Geol.* 50, s. 307–319.

Kuusisto, E., 1996. *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes: Chapter 12 - Hydrological Measurements*. UNEP/WHO.

Larsen, R.J., Marx, M.L., 1990. *Statistics*. Prentice-Hall Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.

Lindström, M., Håkansson, L., Abrahamsson, O., Johansson, H., 1999. "An empirical model for prediction of lake water suspended particulate matter". *Ecol. Model.* 121(2-3), s. 185–198.

Morgan, R.P.C., 2004. *Soil Erosion and Conservation*, 3:e uppl. Wiley-Blackwell.

Muukkonen, P., Hartikainen, H., Alakukku, L., 2009. "Effect of soil structure disturbance on erosion and phosphorus losses from Finnish clay soil". *Soil Tillage Res.* 103, s. 84–91.

Nationalencyklopedin, 2014. Försiktighetsprincipen. [Online]
Tillgänglig via: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/försiktighetsprincipen>.
[Hämtad 24 oktober 2014].

Naturvårdsverket, 2007a. *Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. Naturvårdsverkets författningssamling, 2008:1.

Naturvårdsverket, 2007b. *Bilaga A till handbok 2007:4 - Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*.

Naturvårdsverket, 2008. *Vattenverksamheter Handbok för tillämpningen av 11 kapitlet i miljöbalken*. Naturvårdsverket, Handbok 2008:5.

Naturvårdsverket, 2014. Miljöbalken Naturvårdsverket. [Online]
Tillgänglig via: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Miljobalken/>. [Hämtad 31 oktober 2014].

Newcombe, C.P., MacDonald, D.D., 1991. "Effects of Suspended Sediments on Aquatic Ecosystems". *North Am. J. Fish. Manag.* 11, s.72–82.

Park, C., Allaby, M., 2013. Turbidity. *Dict. Environ. Conserv.*

Quinn, J.M., Stroud, M.J., 2002. "Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchments of contrasting land use". *New Zealand J. Mar. Freshw., Res.* 36, s. 409–429.

Ramböll Sverige AB, 2014. *Miljökontrollprogram ytvatten Väg 190 Angereds Storåsväg - Angereds Kyrkväg - Reviderat*.

Richter, S.J., McCann, M.H., 2012. "Using the Tukey-Kramer omnibus test in the Hayter-Fisher procedure". *Br. J. Math. Stat. Psychol.* 65, s. 499–510.

Rivinoja, P., Larsson, S., 2001. *Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten - En litteratursammanställning*. Vattenbruksinstitutionen, Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå, Rapport 31.

SMHI, 2014a. SMHI Vattenwebb.[Online]
Tillgänglig via: <http://vattenwebb.smhi.se/>. [Hämtad 17 november 2014].

SMHI, 2014b. Indata för markanvändning i VattenWebb. [Online]
Tillgänglig via: <http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/miljo-och-klimat/vattenmiljo/indata-for-markanvandning-i-vattenwebben-1.22841>.
[Hämtad 15 februari 2015].

SMHI, 2014c. Indata för jordarter i VattenWebb. [Online]
Tillgänglig via: <http://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/miljo-och-klimat/vattenmiljo/indata-for-jordarter-i-vattenwebb-1.22851>. [Hämtad 15 februari 2015].

SMHI, 2014d. S-HYPE: HYPE-modell för hela Sverige. [Online]
Tillgänglig via: <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/hydrologi/s-hype-hype-modell-for-hela-sverige-1.560>. [Hämtad 15 februari 2015].

Sveriges lantbruksuniversitet, 2014a. Turbiditet/grumlighet., Institutionen För Vatten Och Miljö. [Online]

Tillgänglig via: <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/vattenkemiska-analysmetoder/turbiditet/>. [Hämtad 17 september 2014].

Sveriges lantbruksuniversitet, 2014b. Stationer för vattenkemi inom projekt. Institutionen För Vatten Och Miljö.[Online]

Tillgänglig via: [http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi\\$Project?ID=Intro](http://info1.ma.slu.se/ma/www_ma.acgi$Project?ID=Intro). [Hämtad 17 november 2014].

Tengdelius Brunell, J., Persson, H., Nilsson, J., Blombäck, K., Johnsson, H., 2006. *Anpassning av HYPE-modellen för läckage koefficienter och typhalter för att möjliggöra användandet av läckagekoefficienter och typhalter från jordbruk, hyggen, skog, myr, fjäll och öppen mark i HYPE-modellen*. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping, SMED Rapport 2013:114.

The MathWorks, Inc., 2015. Multiple comparisons [Online]

Tillgänglig via: <http://se.mathworks.com/help/stats/multiple-comparisons.html#bum7ugv-1> [Hämtad 6 maj 2015].

Tong, S.T.Y., Chen, W., 2002. "Modeling the relationship between land use and surface water quality". *J. Environ. Manage.* 66, s. 377–393.

Trafikverket, 2011. BanaVäg i Väst Ökar växtkraften, minskar avstånden. [Online]

Tillgänglig via:

http://www.trafikverket.se/PageFiles/35205/100442_bana_vag_i_vast_okar_vaxtkraften_minskar_avstanden.pdf. [Hämtad 11 februari 2014]

United States Environmental Protection Agency, 2007. Developing Your Stormwater Pollution Prevention Plan - A guide for Construction Sites. [Online]

Tillgänglig via: http://water.epa.gov/polwaste/npdes/stormwater/upload/sw_swppp_guide.pdf. [Hämtad 13 februari 2015].

United States Environmental Protection Agency, 2013a. BASINS (Better Assessment Science Integrating point & Non-point Source). [Online]

Tillgänglig via: <http://water.epa.gov/scitech/datait/models/basins/index.cfm>. [Hämtad 12 februari 2015].

United States Environmental Protection Agency, 2013b. What is a TDML? [Online]

Tillgänglig via: <http://water.epa.gov/lawsregs/lawsguidance/cwa/tmdl/overviewoftmdl.cfm>. [Hämtad 14 november 2014].

United States Environmental Protection Agency, 2014a. NPDES Home. [Online]

Tillgänglig via: <http://water.epa.gov/polwaste/npdes/>. [Hämtad 13 februari 2015].

United States Environmental Protection Agency, 2014b. Stormwater Pollution Prevention Plans for Construction Activities. [Online]

Tillgänglig via: <http://water.epa.gov/polwaste/npdes/stormwater/Stormwater-Pollution-Prevention-Plans-for-Construction-Activities.cfm>. [Hämtad 13 februari 2015].

Vasishth, S., Broe, M., 2011. *The Foundations of Statistics: A Simulation-based Approach*. Springer, Berlin.

- Vattenmyndigheterna, 2014. Miljökvalitetsnormer [Online]
Tillgänglig via: <http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/om-vattenmyndigheterna/vattenforvaltningens-arbetscykel/miljokvalitetsnormer/Pages/default.aspxc>. [Hämtad 22 september 2014].
- Waters, T.F., 1995. *Sediment in streams: Sources, biological effects and control*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Wengström, N., 2010. Projekt Lärjeån - 2010 Återintroduktion av flodpärlmussla i Lärjeåns avrinningsområde. [Online]
Tillgänglig via:
<http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/2012/2012-06.pdf>. [Hämtad: 7 oktober 2014].
- Weyman, D.R., 1970. "Throughflow on Hillslopes and its Relation to the Stream Hydrograph". *Int. Assoc. Sci. Hydrol. Bull.* 15, s. 25–33.
- Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag. Uppsala, Naturvårdsverket, Rapport 4913
- Wood, P.J., Armitage, P.D., 1997. "Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment". *Environ. Manage.* 21, s. 203–217.
- Yan, J., Zhang, J., 2004. Evaluation of the MIKE SHE Modeling System.[Online]
Tillgänglig via: <http://s1004.okstate.edu/S1004/Regional-Bulletins/Modeling-Bulletin/MIKESHEfinal.html>. [Hämtad 14 november 2014].
- Österling, M., 2011. Grumlingens och sedimentationens källor och ekologiska effekter i vattendrag, Levande skogsvatten. [Online]
Tillgänglig via:
<http://www.wwf.se/source.php/1545980/Igenslamningens%20ekologiska%20effekter%20i%20vattendrag.pdf>. [Hämtad 24 september 2014]

Personlig kommunikation

Env Water Team, 2014. DG Environment, Unit C1-Water, Europeiska kommissionen., skriftl., e-post, 2014-10-03.

Hellman, Dan, 2014. Biolog, projektledare målstyrd tillsyn, seniorhandläggare inom provning och tillsyn, Länsstyrelsen Västra Götalands län., muntl., 2014-10-23.

Skarstedt, Anders, 2014. Utredare på enheten för miljöprovning och miljötillsyn, Havs- och vattenmyndigheten., skriftl., e-post, 2014-09-24.

Vickman, Anna, 2014. Civilingenjör, provning och tillsyn av vattenverksamheter och vattenskyddsområden samt provning av strandskyddsdispens, Länsstyrelsen Västra Götalands län., skriftl., e-post, 2014-09-24.

Wall, Karin, 2014. Verksjurist, Havs- och vattenmyndigheten., skriftl., e-post, 2014-09-19.

Wennström, Anita, 2014. Miljöspecialist vattenverksamhet, IVtn, Trafikverket., skriftl., e-post, 2014-10-20.

Åberg, Christian, 2014. Biolog, uppdragsledare Biologisk Mångfald & Miljösäkrad samhällsbyggnad på EnviroPlanning AB., muntl., 2014-09-25.

BILAGA A. UTVALDA VATTENDRAG FÖR REGRESSIONSTRÄDSANALYS SAMT KALIBRERING OCH VALIDERING AV MODELLEN

Tabell A.I. Utvalda vattendrag för regressionsträdsanalys och kalibrering av modellen

Data -set	Namn	Geografiskt läge	Avr-omr strl	Andel lera	Andel Jordbr	Antal mätningar (år)	Dämd (> 5 %)	Modell- osäkerhet, % (vattenflöde)
B	Åvaån, fiskfällan	Stockholm	15,04	8,09	3,39	48 (10-13)	Nej	42
	Gärån	Västra Götaland	30,03	6,50	9,78	17 (11-13)	Nej	39
	Trönninge	Halland	33,14	15,5	49,7	33 (11-13)	Nej	39
	<i>Vretaån¹</i>	Södermanland	33,56	2,99	4,05	47 (10-13)	Nej	39
	Bjurforsbäcken	Västmanland	38,53	6,10	2,32	47 (10-13)	Nej	38
	Bällstaån	Stockholm	39,30	41,9	4,15	35 (10-12)	Nej	38
	Ö Anråsälven	Västra Götaland	46,26	12,0	15,5	64 (10-13)	Nej	37
	Märstaån	Stockholm	78,75	34,3	25,9	48 (10-13)	Nej	35
	Loån	Stockholm	89,44	15,9	6,77	48 (10-13)	Nej	35
	Liffedarve	Gotland	95,76	0,370	34,6	48 (10-13)	Nej	0
C	<i>Strömarån</i>	Uppsala	104,2	11,1	9,61	35 (10-12)	Nej	34
	<i>Rökeån Vedema</i>	Skåne	130,0	0,070	16,5	66 (10-13)	Nej	33
	Verkaån	Skåne	152,6	0,990	39,6	47 (10-13)	Nej	16
	Ölman Hult	Värmland	182,0	23,3	19,0	33 (11-13)	Nej	32
	Tyresån	Stockholm	240,0	22,8	3,83	48 (10-13)	Nej	31
	Tolångaån Tolånga	Skåne	262,3	10,4	78,8	48 (10-13)	Nej	0
	<i>Oxundaån, Rosendal</i>	Stockholm	277,1	33,5	25,5	48 (10-13)	Nej	21
	Stensån Malen	Skåne	283,4	1,88	32,0	33 (11-13)	Nej	30
	Kringlan	Örebro	294,5	1,19	1,35	36 (11-13)	Nej	0
	<i>Gothemsån Hörsne</i>	Gotland	349,0	3,87	48,6	48 (10-13)	Nej	0
D	Forsmarksån,							
	Johannisfors	Uppsala	375,5	4,21	6,39	48 (10-13)	Nej	29
	Lena kyrka	Uppsala	384,4	30,3	30,6	48 (10-13)	Nej	29
	Sävjaån Kuggebro	Uppsala	723,2	29,7	27,5	47 (10-13)	Nej	40
	Fyrisån Klastorp	Uppsala	1194	26,5	26,8	47 (10-13)	Nej	5
	Vindbron	Uppsala	1254	27,9	27,0	47 (10-13)	Nej	0
	Alsterån Getebro	Kalmar	1333	0,110	4,06	47 (10-13)	Nej	0

¹Kursiverade vattendrag representerar de vattendrag där vattenföringen från SHMI:s vattenwebb inte är modellerad för den exakta platsen där turbiditeten är uppmätt.

De streckade linjerna markerar var gränserna mellan dataseten B - D går (för information om dataseten se avsnitt 4.3).

Tabell A.II. Antalet mätningar per månad för beräkning av parametern k

Månad	Dataset A	Dataset B	Dataset C	Dataset D
Januari	96	33	35	28
Februari	98	35	35	28
Mars	101	37	36	28
April	102	41	32	29
Maj	97	38	31	28
Juni	90	39	29	22
Juli	92	33	31	28
Augusti	94	35	31	28
September	93	33	32	28
Oktober	99	37	34	28
November	96	34	34	28
December	99	37	34	28

Tabell A.III. Ytterligare information om de för valideringen av modellen utvalda vattendragen

Data-set	Namn	Geografiskt läge	År för mätningar	Dämd (> 5 %)	Modellosäkerhet % (vattenflöde)
E	Sävjaån Ingvasta	Uppsala	2010-13	Nej	40
	Hovgårdsån Munkhättan	Halland	2010-13	Nej	39
	<i>Ejgstån¹</i>	<i>Västra Götaland</i>	<i>2010-12</i>	<i>Nej</i>	<i>37</i>
	Enån nedan sågen	Värmland	2010-13	Nej	37
F	Skivarpsån Skivarp	Skåne	2010-13	Nej	0
	<i>Råån Helsingborg</i>	<i>Skåne</i>	<i>2010-13</i>	<i>Nej</i>	<i>0</i>
	<i>Visman Nybble</i>	<i>Värmland</i>	<i>2011-13</i>	<i>Nej</i>	<i>31</i>
	Smedjeån V Mellby	Halland	2010-13	Nej	28
G	Enningdalsålv N Bullaren	Västra Götaland	2010-13	Nej	0
	Dalbergsån Dalbergså	Västra Götaland	2011-12	Nej	4
	Sagån Målhammar	Västmanland	2010-12	Nej	2
	Helgeån Hammarsjön	Skåne	2010-13	Nej	2

¹Kursiverade vattendrag representerar de vattendrag där vattenföringen från SHMI:s vattenwebb inte är modellerad för den exakta platsen där turbiditeten är uppmätt.

De streckade linjerna markerar gränserna mellan dataseten E – G (för information om dataseten se avsnitt 4.3).

BILAGA B. RESULTAT FRÅN REGRESSIONSTRÄDSANALYSEN

Nedan presenteras sammanfattningarna för de fyra regressionsträdsanalyserna, där det framgår hur mycket varje parameter förklarar i varje delning (*improve*). För dataseten B-D presenteras även regressionsträden (Figur C.I – C.III). Regressionsträd för dataset A återfinns i avsnitt 5.1.

REGRESSIONSTRÄDSANALYSEN FÖR DATASET A - SAMMANFATTNING

Summary (regtree)

Call:

```
mvpart(form = Turb ~ Q + L + J + QL + QJ + LJ + QLJ, data = regan)
n= 1157
```

	CP	nsplit	rel error	xerror	xstd
1	0.10779452	0	1.0000000	1.0006597	0.2770313
2	0.03709348	4	0.5688219	0.8592677	0.2329329

Node number 1: 1157 observations, complexity param=0.1077945
mean=9.645817, MSE=319.4835
left son=2 (611 obs) right son=3 (546 obs)

Primary splits:

L < 0.1155 to the left, improve=0.09241116, (0 missing)
QL < 0.325355 to the left, improve=0.08931885, (0 missing)
LJ < 6.764572 to the left, improve=0.05474062, (0 missing)
QLJ < 47.28493 to the left, improve=0.05301362, (0 missing)
Q < 4.05 to the left, improve=0.02993537, (0 missing)

Node number 2: 611 observations
mean=4.509378, MSE=21.84118

Node number 3: 546 observations, complexity param=0.1077945
mean=15.39374, MSE=589.9969
left son=6 (452 obs) right son=7 (94 obs)

Primary splits:

Q < 4.54 to the left, improve=0.05299474, (0 missing)
QL < 1.30181 to the left, improve=0.04841839, (0 missing)
QJ < 20.79428 to the left, improve=0.02238580, (0 missing)
L < 0.23045 to the left, improve=0.01819979, (0 missing)
QLJ < 3.422654 to the left, improve=0.01722160, (0 missing)

Node number 6: 452 observations
mean=12.84376, MSE=228.2958

Node number 7: 94 observations, complexity param=0.1077945
mean=27.65532, MSE=2147.627
left son=14 (84 obs) right son=15 (10 obs)

Primary splits:

L < 0.2485 to the right, improve=0.2130447, (0 missing)
J < 52.6687 to the right, improve=0.2130447, (0 missing)
LJ < 15.88222 to the right, improve=0.2130447, (0 missing)
QLJ < 92.44022 to the right, improve=0.2130447, (0 missing)
QJ < 333.3815 to the right, improve=0.1653564, (0 missing)

Node number 14: 84 observations
mean=20.275, MSE=847.5121

Node number 15: 10 observations, complexity param=0.1077945
mean=89.65, MSE=8767.715
left son=30 (6 obs) right son=31 (4 obs)

Primary splits:

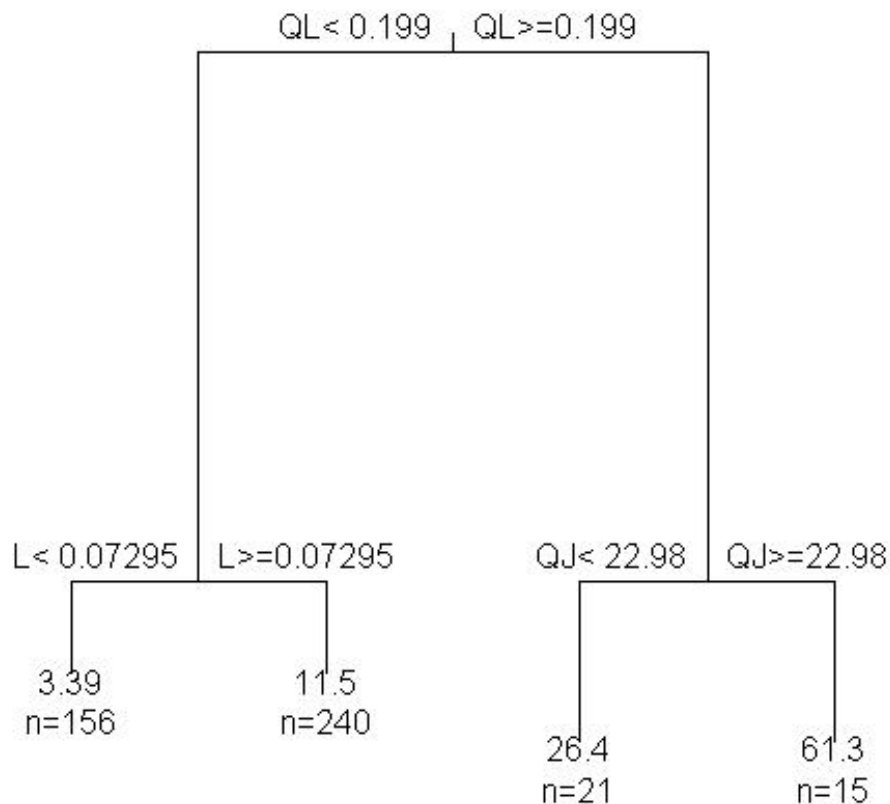
QJ < 183.9845 to the left, improve=0.7429775, (0 missing)
QLJ < 42.77639 to the left, improve=0.7429775, (0 missing)
L < 0.23045 to the left, improve=0.3808747, (0 missing)
J < 21.88777 to the left, improve=0.3808747, (0 missing)
LJ < 5.070064 to the left, improve=0.3808747, (0 missing)

Node number 30: 6 observations
mean=23.75, MSE=664.3325

Node number 31: 4 observations
mean=188.5, MSE=4637.25

REGRESSIONSTRÄDSANALYS FÖR DATASET B

– TRÄD & SAMMANFATTNING



Error : 0.444 CV Error : 0.56 SE : 0.0962

Figur B.I. Regressionsträd för dataset B, avrinningsområden mindre än 100 km², med avseende på variablerna andelen lera (L), arealen jordbruksmark (J), vattenflöde (Q) samt kombinationer av dessa variabler för att förklara variationen i turbiditeten.

Summary(regtree_0)

Call:

```

mvpart(form = Turb ~ Q + L + J + QL + QJ + LJ + QLJ, data = regan0)
n= 432

```

	CP	nsplit	rel error	xerror	xstd
1	0.37617160	0	1.0000000	1.0072324	0.2118835
2	0.11408793	1	0.6238284	0.7115770	0.1145077
3	0.06583200	2	0.5097405	0.7362668	0.1217513
4	0.03828272	3	0.4439085	0.6583799	0.1052010

Node number 1: 432 observations, complexity param=0.3761716
mean=10.99553, MSE=216.2397
left son=2 (396 obs) right son=3 (36 obs)

Primary splits:

QL < 0.1989945 to the left, improve=0.3761716, (0 missing)
QLJ < 3.375131 to the left, improve=0.3315775, (0 missing)
QJ < 22.98038 to the left, improve=0.2007549, (0 missing)
Q < 1.925 to the left, improve=0.1909271, (0 missing)
L < 0.1003 to the left, improve=0.1643071, (0 missing)

Node number 2: 396 observations, complexity param=0.065832
mean=8.276187, MSE=73.63988
left son=4 (156 obs) right son=5 (240 obs)

Primary splits:

L < 0.07295 to the left, improve=0.21088610, (0 missing)
LJ < 0.4367943 to the left, improve=0.18514820, (0 missing)
QL < 0.02537389 to the left, improve=0.10011270, (0 missing)
J < 26.7553 to the right, improve=0.07424096, (0 missing)
QLJ < 0.1009022 to the left, improve=0.06883988, (0 missing)

Node number 3: 36 observations, complexity param=0.1140879
mean=40.90833, MSE=808.7191
left son=6 (21 obs) right son=7 (15 obs)

Primary splits:

QJ < 22.98038 to the left, improve=0.3660654, (0 missing)
QLJ < 7.878598 to the left, improve=0.3146157, (0 missing)
QL < 0.387025 to the left, improve=0.1830340, (0 missing)
J < 6.619738 to the left, improve=0.1606035, (0 missing)
Q < 1.13 to the left, improve=0.1423737, (0 missing)

Node number 4: 156 observations
mean=3.388269, MSE=10.64988

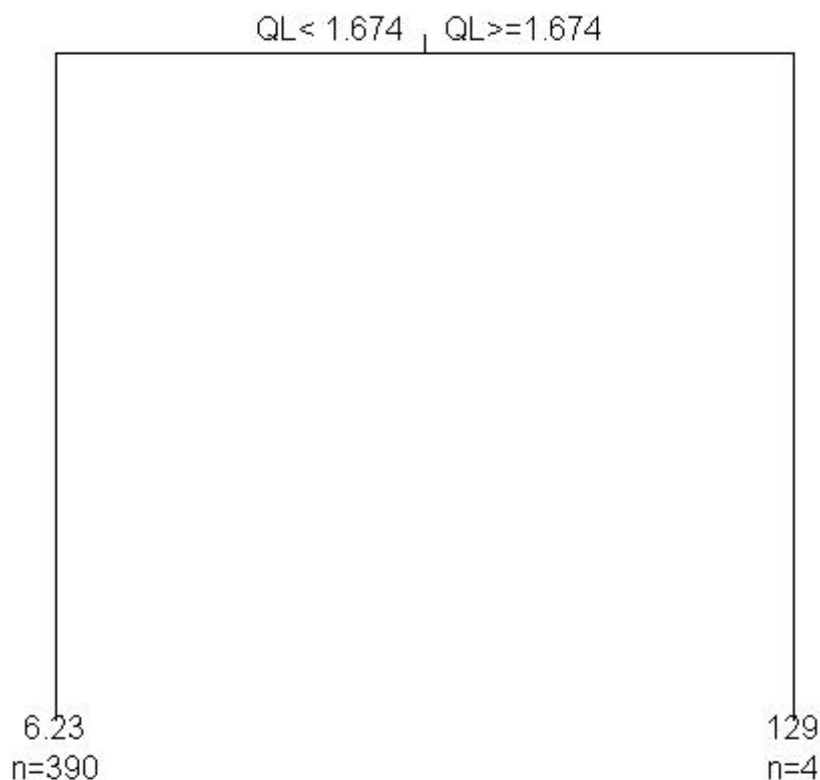
Node number 5: 240 observations
mean=11.45333, MSE=88.95949

Node number 6: 21 observations
mean=26.36667, MSE=322.2556

Node number 7: 15 observations
mean=61.26667, MSE=779.2622

REGRESSIONSTRÄDSANALYS FÖR DATASET C

– TRÄD & SAMMANFATTNING



Error : 0.651 CV Error : 1.19 SE : 0.505

Figur B.II. Regressionsträd för dataset C, avrinningsområden 100-300 km², med avseende på variablerna andelen lera (L), arealen jordbruksmark (J), vattenflöde (Q) samt kombinationer av dessa variabler för att förklara variationen i turbiditeten.

Summary(regtree_100)

Call:

```
mvpart(form = Turb ~ Q + L + J + QL + QJ + LJ + QLJ, data = regan100)
n= 394
```

	CP	nsplit	rel error	xerror	xstd
1	0.3494064	0	1.0000000	1.00593	0.5252167
2	0.1022175	1	0.6505936	1.19477	0.5045096

Node number 1: 394 observations, complexity param=0.3494064

mean=7.476447, MSE=431.7145

left son=2 (390 obs) right son=3 (4 obs)

Primary splits:

QL < 1.673756 to the left, improve=0.34940640, (0 missing)

Q < 5.815 to the left, improve=0.12807080, (0 missing)

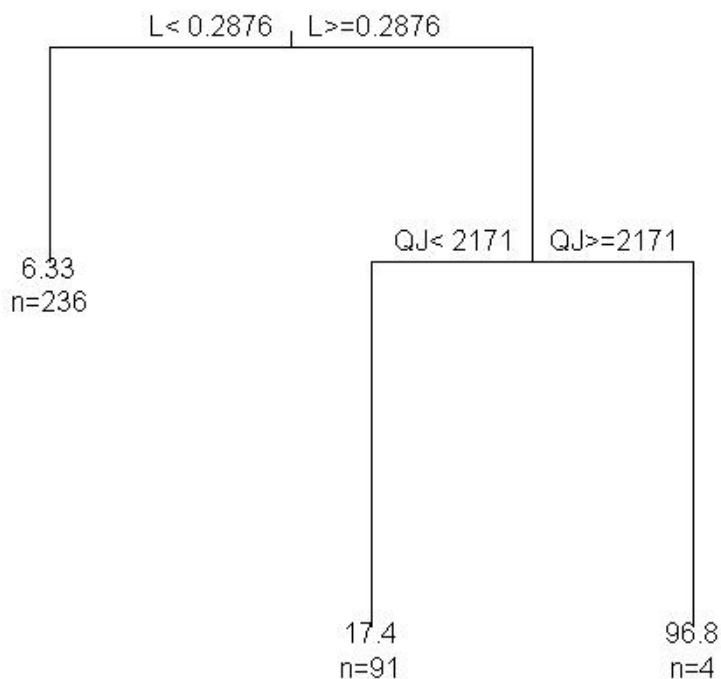
QLJ < 47.28493 to the left, improve=0.11558420, (0 missing)
L < 0.23045 to the left, improve=0.08667600, (0 missing)
QJ < 202.6208 to the left, improve=0.06199014, (0 missing)

Node number 2: 390 observations
mean=6.232615, MSE=226.2316

Node number 3: 4 observations
mean=128.75, MSE=5608.188

REGRESSIONSTRÄDSANALYS FÖR DATASET D

– TRÄD & SAMMANFATTNING



Error: 0.63 CV Error: 1.17 SE: 0.498

Figur B.III. Regressionsträd för dataset D, avrinningsområden större än 300 km², med avseende på variablerna andelen lera (L), arealen jordbruksmark (J), vattenflöde (Q) samt kombinationer av dessa variabler för att förklara variationen i turbiditeten.

Summary(regtree_300)

Call:

```

mvpart(form = Turb ~ Q + L + J + QL + QJ + LJ + QLJ, data = regan300)
n=331 (63 observations deleted due to missingness)
  
```

	CP	nsplit	rel error	xerror	xstd
1	0.18504244	0	1.0000000	1.007478	0.4761458
2	0.04541931	2	0.6299151	1.170786	0.4977895

Node number 1: 331 observations, complexity param=0.1850424
 mean=10.46653, MSE=311.9852
 left son=2 (236 obs) right son=3 (95 obs)

Primary splits:

- L < 0.2876 to the left, improve=0.13654270, (0 missing)
- QL < 0.4110955 to the left, improve=0.11112110, (0 missing)
- LJ < 21.09707 to the left, improve=0.10886140, (0 missing)
- QLJ < 46.86292 to the left, improve=0.10423100, (0 missing)
- J < 85.84202 to the left, improve=0.07596623, (0 missing)

Node number 2: 236 observations
mean=6.325508, MSE=56.50504

Node number 3: 95 observations, complexity param=0.1850424
mean=20.75368, MSE=798.2267
left son=6 (91 obs) right son=7 (4 obs)

Primary splits:

QJ < 2170.945 to the left, improve=0.31803680, (0 missing)
QLJ < 650.3952 to the left, improve=0.31803680, (0 missing)
Q < 10.9 to the left, improve=0.21181540, (0 missing)
QL < 3.23403 to the left, improve=0.21181540, (0 missing)
L < 0.2999 to the right, improve=0.05944287, (0 missing)

Node number 6: 91 observations
mean=17.41319, MSE=317.2919

Node number 7: 4 observations
mean=96.75, MSE=5710.188

BILAGA C. RESULTAT FRÅN VALIDERING

Tabell D.I. Resultat för valideringen av modell 1 per vattendrag

Data-set	Vattendrag	Antal mätningar	Turb (upp-mätt, FNU)	Turb _{95 % konf_lower} (beräknad, FNU)	Turb _{95 % konf_upper} (beräknad, FNU)	Förklaringsgrad
E	Sävjaån Ingvasta	46	13,7	6,7	35,3	0,50
	Hovgårdsån Munkhättan	47	1,4	3,0	16,1	0,37
	Ejgstån	36	12,3	556	2940	0
	Enån nedan sågen	76	5,6	3,7	19,6	0,64
F	Skivarpån Skivarp	51	12,3	948	1870	0
	Råån	46	6,8	3400	6720	0
	Visman Nybble	33	9,2	153	303	0
	Smedjeån V Mellby	48	9,4	990	1960	0
G	Enningdalsälven N.	48				
	Bullaren		1,3	31,6	58,5	0
	Dalbergsån Dalbergså	20	42,9	2100	3880	0
	Sagån Målhammar	36	33,7	105	1940	0
	Helgeån Hammarsjö	48	8,2	602	1110	0

Tabell D.II. Resultat för valideringen av modell 2 per vattendrag

	Vattendrag	Antal mätningar	Turb (upp-mätt, FNU)	Turb _{95 % konf_lower} (beräknad, FNU)	Turb _{95 % konf_upper} (beräknad, FNU)	Förklaringsgrad
E	Sävjaån Ingvasta	46	13,7	28,0	47,5	0,09
	Hovgårdsån Munkhättan	47	1,4	0,40	0,68	0,15
	Ejgstån	36	12,3	90,4	154	0,14
	Enån nedan sågen	76	5,6	0,79	1,3	0,19
F	Skivarpån Skivarp	51	12,3	7020	11200	0
	Råån	46	6,8	27100	43200	0
	Visman Nybble	33	9,2	81,4	161	0,03
	Smedjeån V Mellby	48	9,4	296	471	0
G	Enningdalsälven N.	48				
	Bullaren		1,3	12,2	23,8	0
	Dalbergsån Dalbergså	20	42,9	332	649	0
	Sagån Målhammar	36	33,7	160	307	0,08
	Helgeån Hammarsjö	48	8,2	27,2	53,1	0,06