



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

**Institutionen för vatten och miljö**

# **Metodutveckling av trendanalys för jordbruksvattendrag**

Jens Fölster, Claudia von Brömssen och Katarina Kyllmar

**SLU, Vatten och miljö: Rapport 2017:2**

Tryck: Endast digitalt

Tryckår: 2017

Kontakt:

Jens.Folster@slu.se

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

## Innehåll

1	Bakgrund.....	3
2	Material och metod.....	3
2.1	Dataunderlag.....	3
2.2	Statistiska metoder.....	4
3	Resultat.....	5
3.1	Jämförelse i halttrender 2001-2010 med 2005-2014.....	5
3.2	Trendanalys av flödesnormerade transporter för fler stationer med anpassad metod.....	10
3.3	Trendanalys med GAM-modell.....	12
4	Diskussion och slutsatser.....	14
	Referenser.....	15



# 1 Bakgrund

Långa homogena tidsserier av vattenkvalitet gör det möjligt att studera långsiktiga förändringar som orsakas av förändringar i mänsklig påverkan. Genom att normera för flödet kan man filtrera bort en del av den naturliga väderbetingade variationen vilket ökar möjligheterna att detektera trender som beror på förändringar av mänsklig påverkan (Stålnacke m fl. 2001). I en rapport från 2012 redovisades trender från både halter och transporter i 65 jordbruksdominerade vattendrag, bl. a. för perioden 2001-2010 (Fölster m fl. 2012). Resultaten visade på minskande trender av kväve, framför allt i sydvästra Sverige, vilket sammanföll med omfattande åtgärder mot just kväveläckage från jordbruket. I mätningarna kunde man dock ana att trenden höll på att klinga av. För halterna upprepades analysen på uppdrag av Jordbruksverket för perioden 2004-2015 som ett led i Sveriges rapportering till EU:s ramdirektiv för vatten.

I utvärderingen från 2012 begränsades möjligheten till trendanalyser av flödesnormerade transporter av att många vattendrag inte provtogs månadsvis utan med färre prover med de flesta proverna under vinterhalvåret då kväveläcket normalt är störst. Den metod som användes för flödesnormering tillåter inte större glapp i data än två månader vilket gjorde att c. 20 vattendrag inte kunde analyseras med avseende på flödesnormerad transport.

I föreliggande arbete redovisar vi en jämförelse av trenderna i halter för perioden 2001-2010 med den senare genomförda analysen av perioden 2004-2015. Vidare tillämpades en alternativ metod för flödesnormering som tillåter mätdata bara för en del av året vilket utökade analysen med 20 vattendrag. Slutligen tillämpades en alternativ så kallad GAM-modell för trendanalysen för att kringgå begränsningen av att bara testa förekomsten av trend i en på förhand definierad tidsperiod. I stället anger metoden med GAM när i tidsserien som trenden är signifikant.

Syftet med rapporten är att testa två nya metoder för att utvärdera tidsserier från vattendragen i rapporten från 2012 för att se om de förbättrar och fördjupar analysen. Vidare ska vi testa om de trender som visades för 2001-2010 nu har klingat av eller om de fortsatt.

## 2 Material och metod

### 2.1 Dataunderlag

Dataunderlaget utgörs av tre huvudsakliga källor: Typområden, miljöövervakning och samordnad recipientkontroll. Typområdena ingår i den nationella miljöövervakningen av jordbruksmark och utgörs av små vattendrag med jordbruksdominerade avrinningsområden med provtagning varannan vecka. För åtta typområden (M42, M36, N34, F26, O18, E21, I28 och C6) av totalt 17 har det skett en övergång från vanliga manuell provtagning direkt i bäcken vid varje provtillfälle till en flödesstyrd provtagning där det prov som tas ut varannan vecka är ett samlingsprov av delprov som tas automatiskt efter en viss flödesmängd. Den manuella provtagningen avslutades 2010 och den flödesproportionerliga provtagningen påbörjades

2005. Flödesproportionerlig provtagning ger en säkrare bestämning av transporterade mängder jämfört med om vattenproven tas vid enskilda (diskreta) tillfällen.

Vattendragen inom nationell och regional miljöövervakning provtas normalt månadsvis. Inom SRK är det vanligt med glesare provtagning. Urvalet av vattendrag från miljöövervakning och SRK gjordes utifrån kriterier på längd på tidsserierna och att näringsämnen i vattnet främst skulle bero av läckage från jordbruksmark enligt en process som beskrivs i Fölster m. fl. (2012).

## 2.2 Statistiska metoder

Tester av monotona trender gjordes med Seasonal-Kendall (Hirsch m fl. 1984, Loftis m fl. 1991). Testet är icke parametriskt vilket innebär att det inte kräver normalfördelade residualer eller konstant varians. Det kräver heller inte att förändringen är linjär. Testet hanterar även autokorrelationen inom ett år genom att först beräkna ett testvärde för en säsong i taget och sedan göra ett sammanvägt trendtest för alla säsonger för varje station.

Lutningen för de monotona trenderna beräknades som Theils slope (Helsel m fl. 1992) vilket är medianen av lutningarna mellan alla par av värden i tidsserien. I detta fall togs bara medianen för lutningar mellan punkter från samma säsong.

Trenderna i halter beskrivs som relativa trender under 10 år i % d.v.s. hur mycket halten förändrats under 10 år. För att få trenderna jämförbara mellan perioder beräknades relativa trenden i förhållandet till medianen för 2001-2003 även för trenderna för perioden 2005-2014..

Ämnestransporten beräknades genom att multiplicera halter med flöden. Halterna linjärinterpolerades till dygnsvisa halter som sedan multiplicerades med dygnsmedelflödet till dygnstransporter. Dessa summerades sedan till månadsvisa transporter. För vattendrag som bara provtas delar av året summeras bara transporter för de månader som provtogs. Summan multiplicerades sedan med 12 delat med antal provtagna månader för att få årstransporter. För de åtta typområdena där det varit en övergång från manuell till flödesproportionerlig provtagning beräknades transporter i den andra perioden (2005-2014) på halten i det flödesproportionella tvåveckors samlingsprovet. Vid trendanalysen av de längre tidsserierna exkluderas dessa åtta typområden eftersom den diskreta provtagningen upphörde 2010.

Flödesnormeringen av ämnestransporter gjordes med en semiparametrisk modell (Stålnacke m fl. 2001). I denna modell skattas en trendyta genom att jämna ut mellanårs- och mellansäsongsvariationen (en icke-parametrisk skattning), samtidigt som sambandet till flöde skattas som en linjär funktion (en parametrisk skattning). Efter anpassningen av modellen subtraheras den skattade effekten av flödet från de observerade värdena. Den resultaterande serien representera eventuella trender och slumpmässig variation som inte beror på flödet.

För stationer med större luckor, t.ex när inga mätningar finns under sommarmånaderna gjordes flödesnormeringen med en enklare modell för att beskriva säsongsvariationen. I detta följer vi metodik som används i programmet MULTITREND (Grimvall m fl. 2009) för att skatta trender för flera stationer samtidigt. Som exempel kan en serie innehålla observationer enbart mellan september och mars. För att kunna använda metoden definieras en provtagningssäsong istället för ett kalenderår som enhet. Månader som ligger nära varandra inom provtagningssäsongen förväntas igen vara mer lika varandra än månader med längre tidsavstånd. En trendyta skattas för provtagningsår och månad i datasettet, men utan att knyta ihop skattade

värden i slutet av säsongen (mars) med de i början av nästa säsong (september). I vissa fall fanns också serier med glesare provtagning än en gång per månad under hela året. I dessa fall definieras glesare klasser än månader, t.ex två-månaders intervall, som enhet att beräkna trendtester på.

Generaliserade additiva modeller (GAM, Hastie och Tibshirani, 1986; Wood, 2006) är en typ av regressionsmodell där sambanden mellan förklarande och responsvariablerna skattas flexibelt utifrån data. När dessa modeller används för trendanalyser är fördelen att man inte i förväg behöver specificera vilken form trenden har, t.ex. linjär eller exponentiell. Istället följer trenden datapunkterna, med bivillkoret att den också ska vara någorlunda jämn. Den skattade funktionen kan användas för att visualisera utvecklingen i tiden och förenklar att hitta tidsperioder med snabbare förändringar. I denna rapport tillämpade vi en GAM-modell som omfattade en flödesnormering och utjämning mellan säsonger och år som liknar den semiparametriska modellen ovan.

Eftersom GAM modeller inte skattas efter en förbestämd form så är det inte heller möjligt att använda resultaten direkt för att avgöra om en trend är signifikant eller inte. Dessutom tillåter GAM modeller både uppgångar och nedgångar under observationsperioden. I den här rapporten använder vi den utjämnade funktionens derivata för att avgöra vilka delar av tidsperioden som visar signifikanta förändringar. I detta följer vi Simpson (2014) och Curtis and Simpson (2014).

Metoden förutsätter normalfördelade residualer. I denna analys logtransformerades därför data före analysen. I de diagram som redovisas har de modellerade värdena tillbakatransformerats för att kunna jämföras med mätvärdena.

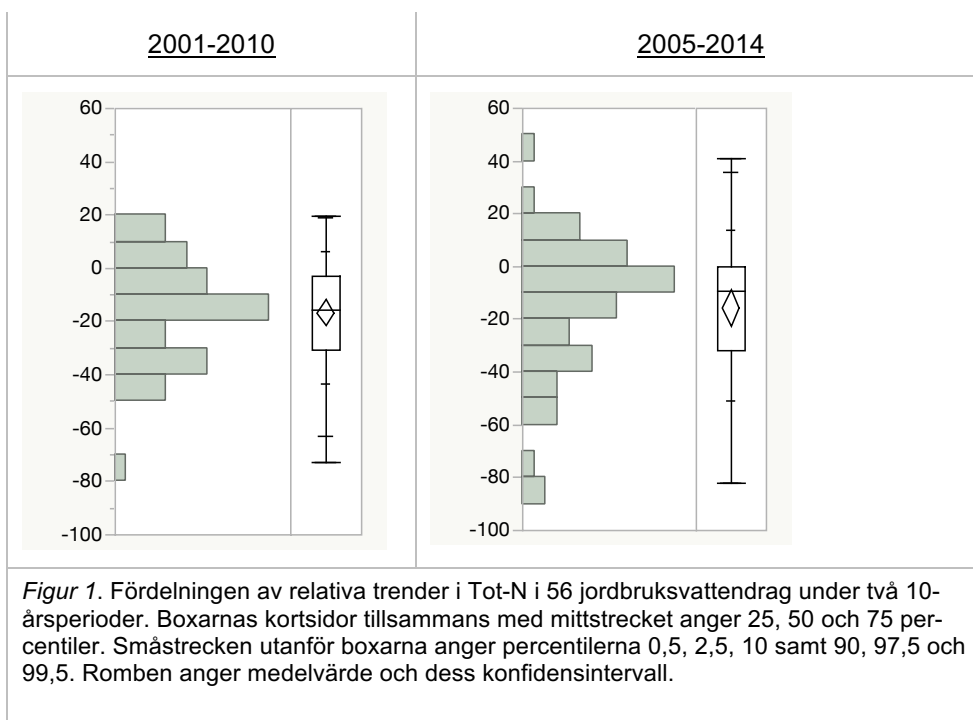
## 3 Resultat

### 3.1 Jämförelse i halttrender 2001-2010 med 2005-2014

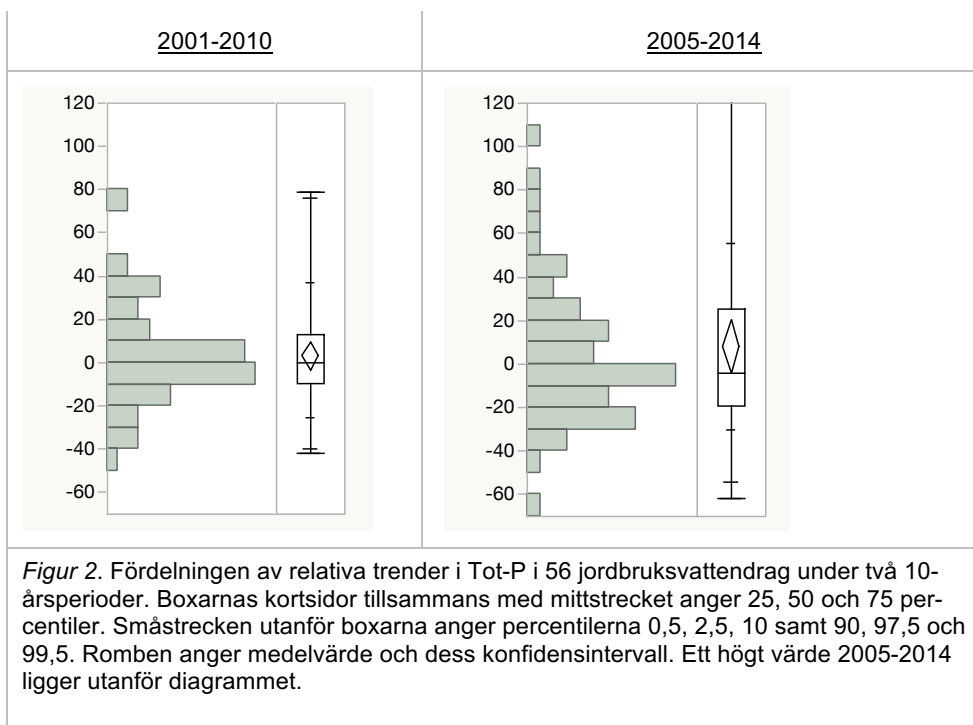
För Tot-N var fördelningen av trenderna för de 56 vattendragen övervägande negativa för båda perioderna (Figur 1). Medianen av trenderna förändrades från -16 % till -10 % d.v.s. till något svagare trender. För den senare perioden hade de relativa trenderna en större spridning jämfört med den tidigare.

För Tot-P var det ingen tendens till ökande eller minskande trender. Bara en större spridning av de relativa trenderna under den senare perioden liksom för Tot-N. Den större spridningen av de relativa trenderna för den senare perioden beror troligen på att samma referensperiod (2001-2003) användes för båda tidsperioder när de relativa trenderna beräknades. Om det skett stora förändringar under hela perioden kan värdet för referensperioden vara mindre lämpligt.

Relativ förändring i Tot-N halt på 10 år (%)



Relativ förändring i Tot-P halt på 10 år (%)





Under perioden 2001-2010 var de signifikanta trenderna för Tot-N minskande och samlade till västkustens jordbruksår medan för den senare perioden var trenderna utspridda över de redovisade regionerna och en av trenderna var ökande. Under den första perioden hade fem av nio signifikanta trender en hög signifikans (mindre än 1%) (Tabell 1), men för den senare perioden var det bara sex signifikanta trender, och dessa var inte lika signifikanta. I analysen har ingen korrektion gjorts för att man gör upprepade tester. Det innebär att med en signifikansnivå på 5% förväntar man sig att 5 % av de signifikanta trenderna beror av slumpen.

För Tot-P var det en signifikant ökande och fyra signifikant minskande trender under 2001-2010 varav en minskande trend hade 99 % signifikans. Under perioden 2005-2014 var det en mer spretig bild med fyra signifikant ökande och fem signifikant minskande trender. Ingen av trenderna hade hög signifikans.

Tabell 1. Trendanalys av Tot-N i jordbruksvattendrag för två perioder: 2001-2010 samt 2005-2014. Trenden anger relativ förändring under 10 år i %. Signifikans: \* = p<5%, \*\* = p<1%

Distriktnamn	Storleks- klass	Station	Antal prover	Signifikant trend	
				01-10	05-14
Bottenhavet och N. Östersjön	Liten	Typ X2	114		
		Typ C6	114		
		Typ U8	112		
		Skedviån, Ålsänge	59		
Bottenhavet och N. Östersjön	Stor	Örsundaån	121		
		Örundsbro	97		
		SagånMålhammar	124		
		Lillån, Näsby	58		
Södra Östersjön	Liten	Typ E24	114		-82 **
		Typ E21	113		
		Edesvarnaån, Lyckåsån	54		
		Lummelundaån, Kanalen	73		
		Typ I28	113		
		Närkån, Lye	61		
		Burgsviksån, Näs	64		
		Typ K31	114		
		Typ K32	113		
		Önnerupsbäcken	120		
		Råbydiket södra grenen	118		
		Torrebergabäcken, Mölleberga	60		
		Nedströms GenarpsARV	107		-40 *
		Uppströms GenarpsARV	120		
Nymölla	108				
Gessiebäcken1	56				
Typ M42	113				
Södra Östersjön	Stor	Storåsutlopp	108		
		Svartån, Lillån	108		
		Skenaån	106		
		Gothemsån, Västerbjärs	84		
		Gothemsån Hörsne	124		
		Gothemsån, Högbro	69		
		Råån Helsingborg	121		
		Bråån, uppstr. Eslövsbäcken	51		
		Klingavålsån Vomb	124		
		Tolångaån Tolånga	119		
		Skivarpsån Skivarp	120		
Västerhavet	Liten	Typ S13	108		-53 *
		Typ O14	110		
		Göteneån, nedstr. Byån	48		
		Typ O18	114	-73 **	
		Typ O17	113	-43 **	-32 *
		Typ F26	113	-49 **	
		Nyrebäcken	124	-31 *	
		Trönninge	124		
		Typ N33	114	-43 *	
		Typ N34	114	-34 **	
		Typ M36	114	-37 *	
Kågleån, Ängeltofta	60	-21 *	-31 **		
Bäljaneå, uppstr. Röstånga	60				
Västerhavet	Stor	Dalbergsån Dalbergså	120		41 *
		Lannaån, Västshedmed Jungån	96		
		Nossan Sal	84		
		Afsån, Jutagården	48		
		Lidan, Johannelund	48		
		Skuttran, Åsby	96	-49 **	
		Smedjeån V. Mellby	124		

Tabell 2. Trendanalys av Tot-P i jordbruksvattendrag för två perioder: 2001-2010 samt 2005-2014. Trenden anger relativ förändring under 10 år i %. Signifikans: \* = p<5%, \*\* = p<1%

Distriktnamn	Storleks- klass	Station	Antal prover	Signifikant trend	
				01-10	05-14
Bottenhavet och N. Östersjön	Liten	Typ X2	114		
		Typ C6	114		79 *
		Typ U8	112		
		Skedviån, Ålsänge	59		
Bottenhavet och N. Östersjön	Stor	Örsundaån	121		
		Örundsbro	97		
		Enköpingsån, E18bro	124		
		SagånMålhammar	58		
Södra Östersjön	Liten	Typ E24	114	40 *	
		Typ E21	113		
		Edesvarnaån, Lyckåsån	54		
		Lummelundaån, Kanalen	73		
		Typ I28	113		251 *
		Närkån, Lye	61		
		Burgsviksån, Näs	64		
		Typ K31	114		
		Typ K32	113		
		Önnerupsbäcken	120		-27 *
		Råbydiket södra grenen	118		
		Torrebergabäcken, Mölleberga	60		
		Nedströms GenarpsARV	107		
		Uppströms GenarpsARV	120		-18 *
Nymölla	108				
Gessiebäcken1	56	-37 *	-24 *		
Typ M42	113		103 *		
Södra Östersjön	Stor	Storåsutlopp	108		
		Svartån, Lillån	108		
		Skenaån	106		
		Gothemsån, Västerbjärs	84		
		Gothemsån Hörsne	124		
		Gothemsån, Högbro	69		66 *
		Råån Helsingborg	121	-19 *	
		Bråån, uppstr. Eslövsbäcken	51		
		Klingavålsån Vomb	124		
		Tolångaån Tolånga	119		
		Skivarpsån Skivarp	120		
Västerhavet	Liten	Typ S13	108		
		Typ O14	110		
		Göteneån, nedstr. Byån	48		
		Typ O18	114		
		Typ O17	113	-32 *	
		Typ F26	113	-42 **	
		Nyrebäcken	124		
		Trönninge	124		
		Typ N33	114		-31 *
		Typ N34	114		
		Typ M36	114		
Käggleån, Ängeltofta	60				
Bäljaneå, uppstr. Röstånga	60		-30 *		
Västerhavet	Stor	Dalbergsån Dalbergså	120		
		Lannaån, Västshedmed Jungån	96		
		Nossan Sal	84		
		Afsån, Jutagården	48		
		Lidan, Johannelund	48		
		Skuttran, Åsby	96		
Smedjeån V. Mellby	124				

### 3.2 Trendanalys av flödesnormerade transporter för fler stationer med anpassad metod

I utvärderingen av trender i jordbruksvattendrag från 2012 begränsades trendanalysen av flödesnormerade transporter av att den semiparametriska metod som användes kräver data från hela året med max två månaders lucka. I flera av vattendragen var proverna ojämnt fördelade över året med flest prover vinterhalvåret då kväveläckaget är störst. I detta avsnitt tillämpade vi en annan metod för flödesnormering utan utjämning mellan månaderna på dessa vattendrag. På det sättet kunde vi analysera ytterligare 20 vattendrag.

Av de 20 stationerna som tillkom i analysen hade fem stationer signifikant minskande trender i Tot-N vara fyra var i Västerhavets vattendistrikt (Tabell 3). Den utvidgade analysen bekräftar därmed bilden av minskande kvävetransporter i jordbruksvattendrag i Västerhavets vattendistrikt 2001-2010. Analysen visar också på att vattendrag med bara sex prover per år kan visa på signifikanta trender under en tioårsperiod.

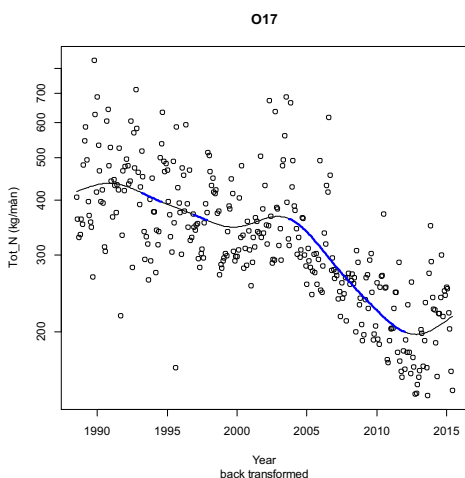
Institutionen för vatten och miljö

Tabell 3. Trender av flödesnormerade transporter av Tot-N i jordbruksdominerade vattendrag 2001-2010 fördelade på vattendistrikt och storlek. Ny metod avser en anpassad flödesnormering utan utjämnning mellan månader för hela året.

Distriktnamn	Storlek	Station	n prov	Ny metod	Sign.	Trend 10år %
Bottenhavet och N. Östersjön	Liten	X2	24			
		Mässingsboån, Holen Q-stn	12	x		
		C6	24			
		Hjälsta by	11	x		
		U8	24			
		Skedviån, vid Ålsänge	6	x		
Bottenhavet och N. Östersjön	Stor	Olandsån, Ekeby	5	x		
		Örsundaån, Nysäter S	5	x		
		Örsundaån Örsundsbro	12			
		Enköpingsån, väg E18 bro	6	x		
		Sagån Målhammar	12			
		Lillån, vid Näsby	6	x		
		Tandlaåns mynning	6	x		
Södra Östersjön	Liten	E24	24			
		E21	24			
		Edeskvarnaån, Lyckåsån	6			
		Lummelundaån, Kanalen	7	x		
		I28	24			
		Närkån, Lye	7	x		
		Burgsviksån, Näs	7	x	*	-16
		K31	24			
		K32	24			
		Önnerupsbäcken	12			
		Råbydiket södra grenen	12			
		Torrebergabäcken	6		*	-34
		Nedströms Genarps ARV	6			
		Uppströms Genarps ARV	12			
		Nymölla	6			
Gessiebäcken 1	6	x				
M42	24					
Södra Östersjön	Stor	Storåns utlopp	12			
		Svartån, Lillån	12			
		Skenaån	12			
		Gothemsån, Västerbjärs	8	x		
		Gothemsån Hörsne	12			
		Gothemsån, Högbro	7	x		
		Råån Helsingborg	12			
		Bråån, vid golfbana	6	x		
		Klingavälsån Vomb	12			
		Tolångaån Tolånga	12			
		Skivarpsån Skivarp	12			
Västerhavet	Liten	O14	24			
		Göteneån, nedströms Byån	6	x	*	-11
		O18	24			
		O17	24		*	-101
		F26	24		**	-52
		Nyrebäcken	12			
		Trönninge	12			
		N33	24		*	-52
		N34	24		*	-43
		M36	24			
		Kägleån, vid Ängeltofta	6	x	**	-14
		Prämöllebäcken, vid Ällekärr	6		**	-53
		Klövabäcken, vid Frumölla	6		**	-23
		Skärån, vid Järbäck	6		**	-22
Bäljaneå, uppstr Röstånga	6	x	*	-21		
Västerhavet	Stor	Dalbergsån Dalbergså	12			
		Lannaån, bron vid Västshed	12	x	*	-8
		Nossan Sal	12			
		Afsån, bron vid Jutagården	6			
		Lidan, Johannelund	6	x		
		Skuttran, Åsby	12		*	-61
Smedjeån V. Mellby	12					

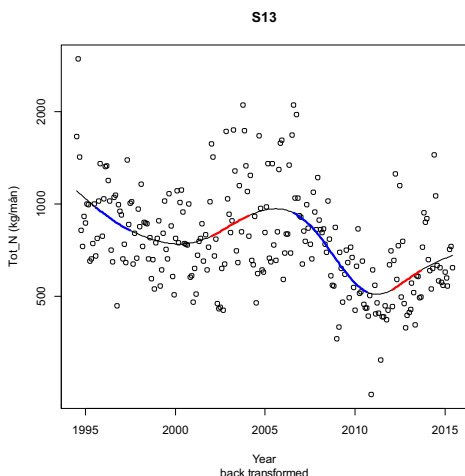
### 3.3 Trendanalys med GAM-modell

I GAM-modellen anpassades en kurva till data som beskriver den storskaliga förändringen i data (Figur 3). Graden av utjämning optimerades så att prediktionsfelet för enskilda punkter blev så litet som möjligt. Längs varje punkt i linjen testades också om lutningen är signifikant minskande eller ökande vilket markerades med blå eller röd färg. Fördelen med metoden visas i exemplet för typområdet O17 (Figur 3 **Fel! Det går inrte att hitta någon referenskölla.**). I stället för att testa för enskilda 10-årsperioder som i avsnitten ovan, anges när i tidsserien som det verkligen skett förändringar. En svagare minskning noterades i mitten av 1990-talet följt av en kraftigare minskning under 2004-2011.



Figur 3. GAM-modell för Tot-N i typområdet O17. Blått anger signifikant minskande trender

I ett annat exempel från typområdet S13 förekom både ökande och minskande trender. Svängningarna kan bero på klimatets variation (Figur 4).

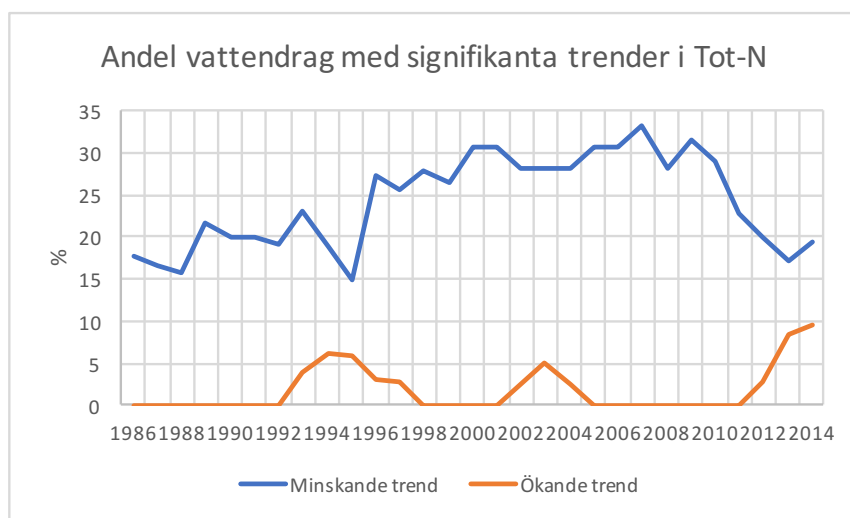


Figur 4. GAM-modell för Tot-N i typområdet S13. Blått anger signifikant minskande trender och rött signifikant ökande trender.

I tabell 4 visas ett exempel på hur resultat från en GAM-analys från flera vattendrag kan sammanställas. I sammanställningen träder bilden fram av övervägande minskande trender – särskilt under perioden 2000-2010. Mönstret blir ännu tydligare i en sammanställning av den årsvisa andelen av trenderna som är ökande respektive minskande (Figur 5). Sammanställningarna i det angivna exemplet är dock inte helt representativt eftersom de olika tidsseriernas längd varierar mellan vattendrag, och antalet vattendrag som värdet för varje år baseras på förändras med tiden.

Tabell 4. Sammanställning av tidsserieanalys med GAM-modell. Blått anger signifikant minskande trend och rött anger signifikant ökande trend. Grått anger att det finns data för perioden.

Distriktnamn	Storlek	Station	N	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	
Bottenhavet	Liten	X2	24																																			
och N. Östersjön		Mässingsboån, Hølen Q-stn	12																																			
		Skedviån, vid Ålsånge	6																																			
Bottenhavet	Stor	Olandsån, Ekeby	5																																			
och N. Östersjön		Örsundaån, Nysäter 5	5																																			
		Örsundaån Örsundsbro	12																																			
		Enköpingsån, väg E18 bro	6																																			
		Sagån Målhammar	12																																			
		Lillån, vid Näsby	6																																			
		Tandlaåns mynning	6																																			
Södra Östersjön	Liten	E24	24																																			
		Edeskvarnaån, Lyckåsån	6																																			
		K31	24																																			
		K32	24																																			
		Önnerupsbäcken	12																																			
		Råbydiket södra grenen	12																																			
		Nedströms Genarps ARV	6																																			
		Nymölla	6																																			
		Gessiebäcken 1	6																																			
Södra Östersjön	Stor	Storåns utlopp	12																																			
		Svartån, Lillån	12																																			
		Skenaån	12																																			
		Gothemsån, Västerbjärs	8																																			
		Gothemsån Hörne	12																																			
		Råån Helsingborg	12																																			
		Klingavålsån Vomb	12																																			
		Tolångaån Tolånga	12																																			
		Skivarpsån Skivarp	12																																			
Västerhavet	Liten	S13	24																																			
		O14	24																																			
		Göteneån, nedströms Byån	6																																			
		O17	24																																			
		Nyrebäcken	12																																			
Västerhavet	Stor	Dalbergsån Dalbergså	12																																			
		Lannaån, bron vid Västhed	12																																			
		Nossan Sal	12																																			
		Afsån, bron vid Jutagården	6																																			
		Lidan, Johannelund	6																																			
		Skuttran, Åsby	12																																			
		Smedjeån V. Melby	12																																			



Figur 5. Andel av ett urval av jordbruksdominerade vattendrag som har signifikant minskande (blått) eller signifikant ökande (rött) trend enligt GAM-modell. Antalet vattendrag varierar mellan 17 stationer 1986 till 39 mellan 2000 och 2010.

## 4 Diskussion och slutsatser

Den generella bilden av trenderna av näringsämnen i jordbruksvattendrag är att Tot-N minskar något i alla regioner med en tydlig minskning i Västerhavets vattendistrikt under perioden 2001-2010 men att den trenden nu klingat av.

I jämförelsen av trender för halter mellan de två tidsperioderna 2001-2010 och 2005-2014 valde vi att jämföra de relativa trenderna för att kunna jämföra mellan stationer. För att eventuella förändringar i trender mellan de två tidsperioderna skulle bero på en förändrad lutning valde vi samma referensperiod vid beräkning av den relativa trenden: 2001-2003. I några fall med stor mellanårsvariation i halter har det lett till den perioden inte är relevant som referens för perioden 2005-2014 vilket lett till en större spridning i trenderna jämfört med för perioden 2001-2010. Detta visar på problemet med att redovisa relativa trender. Den slumpmässiga variationen och icke linjära förändringar kan göra att den valda referensperioden kan vara ovanligt hög eller låg, vilket gör att trenden förstärks eller försvagas. Relativa trender har fördelen att man kan jämföra trender mellan stationer och visa på trendens relevans. Samtidigt måste man i tolkningen av resultaten vara medveten om betydelsen av val av referensvärde för den relativa trenden.

För Tot-P var det visserligen några signifikant minskande trender under 2001-2010, men man kan inte tala om någon generell minskning av halterna och under den senare perioden var det lika vanligt med minskande som ökande trender.

När vi tillämpade en anpassad metod för flödesnormering som inte kräver jämn provtagning över året utan vi även kunde ta med stationer som i huvudsak provtas under vinterhalvåret, bekräftades bilden med minskande kvävehalter i Västerhavet och med lika stor andel signifikanta trender. Det visar att långa homogena tidsserier har ett värde för att visa på trender även om provtagningsfrekvensen är gles så klänge provtagnings-schemat är konsekvent mellan åren. I vattendragen i rapporten med ojämn provtagning över året har man koncentrerat provtagningen till vinterhalvåret då kväveläckaget är störst vilket kan synas vara ett lämpligt val när resurserna för övervakningsprogrammet är begränsade och syftet med programmet är att övervaka diffust kväveläckage från jordbruksmark. Samtidigt minskar möjligheterna att använda resultaten för andra syften där förhållandena under sommarhalvåret är av värde, som t ex för klassning av ekologisk status.

GAM-modellen ger en möjlighet att utvärdera hela tidsserierna utan att man först valt ut en viss tidsperiod för vilken man vill testa om det varit en signifikant ökning eller minskning. Det gör det möjligt att för en region sammanställa hur t ex ämnes-transporterna förändras med tiden baserat på ett urval av vattendrag. För att bilden av förändringen ska vara representativ krävs dock att den baseras på ett homogent dataset med lika långa tidsserier. I takt med att samtliga data för sötvattenkvalitet samlas i databasen Miljödata-MVM på SLU inom ramen för datavärdskapen för sötvatten och jordbruksmark ökar möjligheterna att ta fram ett större data underlag som kan ligga till grund för en sådan bedömning. Andelen vattendrag med ökande eller minskande trend i ett urval av jordbruksdominerade vattendrag skulle kunna utgöra en indikator i miljömålsuppföljningen och även ingå i rapporteringen till Nitratdirektivet.

Jämför man andelen vattendrag med minskande trender mellan de olika trendanalyserna som genomfördes ser man att GAM-modellen ger signifikanta trender i betydligt fler vattendrag jämfört med trendtesterna för 10-årsperioder. Den tillämpning av GAM-modeller som vi använder här är relativt ny och det pågår en dis-



kussion om hur man på ett korrekt sätt ska ta hänsyn till att man gör ett stort antal signifikanstester som gör att en viss del av de signifikanta trenderna beror av slumpen. Tills vidare ska resultaten därför främst användas för kvalitativa beskrivningar för enstaka tidsserier eller visa på storskaliga mönster för en region.

## Referenser

- Curtis, C.J., Simpson, G.L., 2014. Trends in bulk deposition of acidity in the UK, 1988-2007, assessed using additive models. *Ecol. Indic.* 37, 274–286. doi:10.1016/j.ecolind.2012.10.023
- Fölster, J., K. Kyllmar och M. Wallin (2012). Kväve- och fosfortrender i jordbruksvattendrag. Har åtgärderna gett effekt? Rapport 2012:1, Institutionen för vatten och miljö, SLU.: 69.
- Grimvall, A., Libiseller, C., Wahlin, K., 2009. MULTITREND. Linköpings universitet.
- Hastie, T., Tibshirani, R., 1986. Generalized Additive Models. *Stat. Sci.* 1, 297–310. doi:10.1214/ss/1177013604
- Helsel, D. och R. Hirsch (1992). *Statistical measures in water research*, Elsevier Science, Amsterdam.
- Hirsch, R. och J. R. Slack (1984). "A non-parametric trend test for seasonal data with serialdependence." *Water Resources Research* 20: 727-732.
- Loftis, J. C., C. H. Taylor, A. D. Newell och P. L. Chapman (1991). "Multivariate trend testing of lake water quality." *Water Resources Bulletin* 27(3): 461-473.
- Simpson, G., 2014. Confidence intervals for derivatives of splines in GAMs. Bottom Heap.
- Stålnacke, P. och A. Grimvall (2001). "Semiparametric approaches to flow normalization and source apportionment of substance transport in rivers." *Environmetrics* 12(3): 233-250.
- Wood, S., 2006. *Generalized Additive Models An Introduction with R*. CRC Press, Hoboken.