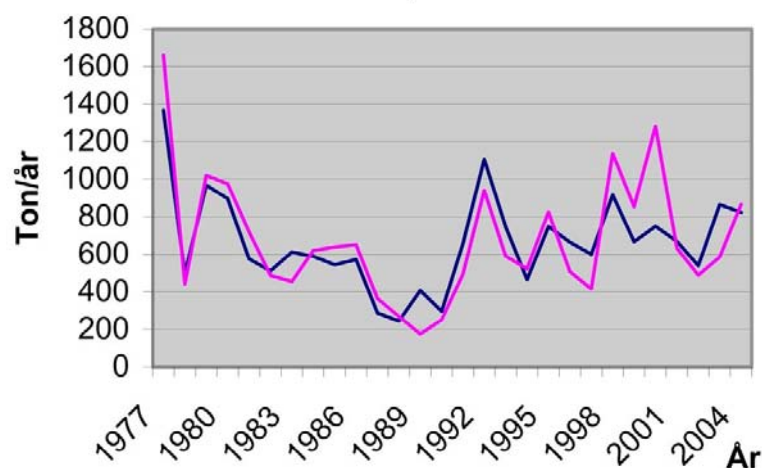
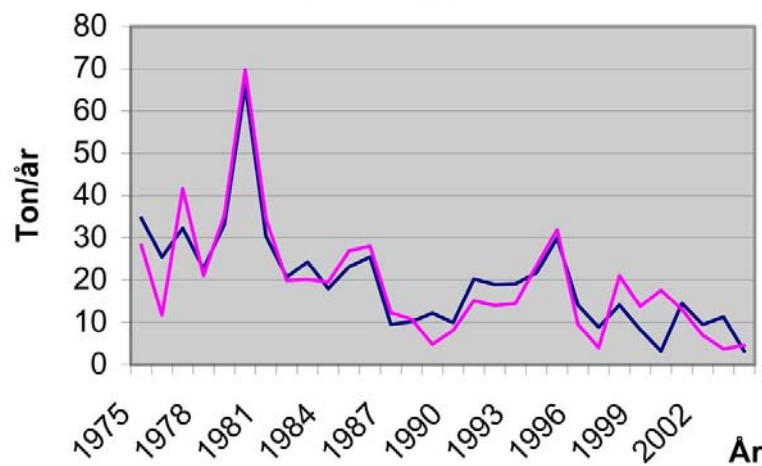


Trendanalys av närings- ämnestransporter i fyra mellansvenska vattendrag

Svartån, kväve



Svartån, fosfor



Författare: Magnus Gustavsson och Niklas Petersson

Handledare: Sune Karlsson

Statistik C, Uppsats 10 poäng, HT-06

Institutionen för ekonomi, statistik och informatik, Örebro Universitet
i samarbete med Länsstyrelsen i Örebro län.

Sammanfattning

Har utsläppen av kväve och fosfor ökat över tiden? Är detta orsakat av mänsklig påverkan eller är det endast naturlig variation? Syftet med denna uppsats var därför att undersöka om det fanns några signifikanta trender av kväve- och fosfortransport i fyra vattendrag i Mellansverige.

För att kunna genomföra detta behövde vi rensa bort effekten av naturlig variation i meteorologiska faktorer. Det gjordes genom att anpassa en modell där näringsämnestransporten förklaras av avrinningen. Detta skattade samband användes för att få tidsserier där genomsnittliga meteorologiska förhållanden rådde. Då detta var gjort analyserade vi tidsserierna för att eventuellt kunna identifiera någon eller några trender i näringsämnestransporterna. Det åstadkoms med hjälp av ett icke-parametriskt trendtest. Vi motiverade våra val av både flödesnormaliseringsmetod och trendtest då flera alternativ för dessa fanns att tillgå.

Vi kunde för våra fyra vattendrag identifiera en negativ signifikant trend för kvävetransporten i Eskilstunaån. Beträffande fosfortransporten fann vi negativt signifikanta trender för två av vattendragen. Dessa var Svartån och Arbogaån. För Svartån var dock resultatet diskutabelt då mätserien, på grund av en rad olika anledningar, var bristfällig. Slutligen kom vi fram till att en mätserie med identiska korta intervall mellan mätningarna och med samma mätpunkt för hela mätserien är en viktig aspekt.

Vi konstaterade att det skulle ha varit intressant att utöka studiens omfattning genom att inkludera fler mätpunkter i samma vattendrag och även att undersöka ett större antal vattendrag.

1. Inledning.....	2
1.1 Bakgrund	2
1.2 Syfte	3
1.3 Avgränsning	3
2 Bakgrundsfakta.....	4
2.1 Kväve	4
2.2 Fosfor	4
2.3 Övergödning.....	4
2.4 Utsläppskällor.....	4
2.5 Karaktäristiska drag för vattenkvalitetsdata.....	5
2.6 Tidigare forskning	5
3 Teori	6
3.1 Beräkning av näringsämnestransport	6
3.2 Flödesnormalisering	6
3.2.1 Regressionsbaserad flödesnormalisering	6
3.2.2 Modell med parametrar baserade på analys av SOIL/SOILN-modellen	7
3.2.3 Semiparametrisk ansats för flödesnormalisering	7
3.3 Kumulativt vattenflöde mot kumulativ näringsämnestransport.....	8
3.4 Trendtest.....	8
3.4.1 Trendtest för data utan säsongvariation.....	9
3.4.1.1 Mann-Kendalls trendtest	9
3.4.1.2 Linjär regression.....	10
3.4.2 Trendtest för data med säsongvariation.....	10
3.4.2.1 Säsong-Kendalls trendtest	10
3.4.2.2 Linjär regression.....	11
3.5 Theils lutningsparameter	11
3.6 Linjär interpolation.....	12
4 Data och tillvägagångssätt.....	13
4.1 Tillvägagångssätt.....	13
4.2 Datainsamling.....	13
4.3 Geografiskt område	13
4.3.1 Eskilstunaåns avrinningsområde	15
4.3.2 Arbogaåns avrinningsområde.....	15
4.4 Flödesnormalisering	15
4.5 Kumulativt vattenflöde mot kumulativ näringsämnestransport.....	17
4.6 Trendtest.....	17
4.7 Theils lutningsparameter	18
5 Empiri och analys.....	19
5.1 Resultat av flödesnormalisering	19
5.1.1 Svartån.....	19
5.1.2 Kvismare kanal.....	20
5.1.3 Eskilstunaån	21
5.1.4 Arbogaån	22
5.2 Resultat av kumulativt vattenflöde mot kumulativ näringsämnestransport.....	23
5.2.1 Svartån.....	23
5.2.2 Kvismare kanal.....	24
5.2.3 Eskilstunaån	25
5.2.4 Arbogaån	26
5.3 Resultat av trendtest	27
5.3.1 Svartån.....	27

5.3.2 Kvismare kanal.....	28
5.3.3 Eskilstunaån	29
5.3.4 Arbogaån	30
6 Diskussion	31

Källförteckning

Appendix

Centrala begrepp [1]

Avrinning	Den mängd vatten som tillförs av regn eller snösmältning och som via olika skikt i marken transporteras till ett vattendrag.
Avrinningsområde	Ett avrinningsområde definieras som ”ett landområde från vilket all ytvattenavrinning strömmar genom en sekvens av åar, floder och möjligen sjöar till havet vid ett enda flodutlopp eller vid en enda flodmynning eller ett enda delta”. [1]
Diffus näringskälla	En diffus näringskälla kan vara åkermark, som kan läcka näringsämnen långt efter det att tillförseln har slutat. Det är svårt att veta hur mycket näringsämnen som härstammar från diffusa källor. En diffus näringskälla kallas också för en naturlig punktkälla.
Eutrofiering	Kraftig näringstillförsel
Näringsämnestransport	Mängden näringsämnen som transporteras i ett vattendrag vid en given mätpunkt en given tidpunkt.
PULS-modellen	Matematisk avrinningsmodell utvecklad av SMHI.
Punktkälla	En punktkälla är något som bidrar till mängden näringsämnen i vattnet. En mänsklig punktkälla kan vara ett avlopp eller ett reningsverk. Det är lättare att spåra mängden näringsämnen som kommer från en mänsklig punktkälla än från en naturlig.
Tot-N	Totalkväve ($NO_3^- + NO_2^- + NH_4^+$ + organiskt bundet kväve). Vi kommer i hela uppsatsen att benämna Tot-N som kväve.
Tot-P	Totalfosfor (löst PO_4^{3-} + partikulärt organiskt fosfor + organiskt bunden fosfor). Vi kommer i hela uppsatsen att benämna Tot-P som fosfor.
Vattenföring	Den mängd vatten som passerar en given punkt i ett vattendrag. Mäts oftast i m^3/s .

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Många är säkert de som vid ett strandbesök mötts av ett ”grönt hav” av alger. Detta brukar ofta inträffa under sensommaren då vattnet är uppvärmt. Ett uteblivet dopp är dock det minst allvarliga med detta. Algerna lägger sig som ett tak över havet och begränsar ljus- och syretillförsel. Detta medför att den naturliga balansen i vattnets fauna och flora rubbas och att ett fåtal arter gynnas på många andras bekostnad. En måttlig näringstillförsel är ofta positivt särskilt i näringsfattiga vatten medan en eutrofiering kan leda till ovanstående. [2]

Människans inverkan på naturen har bidragit till en markant ökning av näringstillförseln bland annat till följd av en bristande reningsprocess av avloppen. Under 1940-talet rann de svenska avloppen rätt ut i våra vattendrag. Med avloppsvattnet följde en rad olika näringsämnen, där ibland en stor mängd kväve och fosfor, som bidrar till övergödning. Efter detta har en stor förändring skett till följd av att samhället blivit mycket mer miljömedvetet. Vi har från ingen rening alls gått via slamavskiljning och biologisk rening till dagens metoder som innebär biologisk-kemisk rening och särskild kväverening. [3]

Det behöver inte vara så, som man lätt kan tro, att kväve- och fosforutsläppen totalt sett har ökat sedan 1800-talet, då en ökning av exempelvis kvävebaserad gödsel till viss del har ersatts av en förbättrad avloppsrening. Dock har en negativ utveckling skett till följd av människans exploatering. Torrläggningen av mängder av små och medelstora vattendrag har spelat en stor roll för övergödningens framfart. Dessa har fungerat som ett slags naturligt filter och har hindrat exempelvis kväve och fosfor från att nå ut i de stora vattendragen och där få förödande effekt. [2]

”Ingen övergödning” är ett av de 16 miljömål som riksdagen antog 1999. Detta innebär följande:

”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten skall inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningarna för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten. Inriktningen är att miljö kvalitetsmålet ska nås inom en generation.”[4]

Inom detta miljömål finns fyra specifika delmål [5], varav två kommer att behandlas i denna uppsats. Dessa är delmålen om utsläpp av kväve och fosfor. Kväve fungerar som en katalysator i våra hav, då det oftast är den begränsande faktorn för den biologiska tillväxten. På motsvarande sätt fungerar fosfor i sötvatten. [6] Detta innebär att dessa näringsämnen transporter på sikt måste minskas.

Problemen idag är således många. Ska vi inrikta oss på att sänka fosforutsläppen eller kväveutsläppen eller kanske rentav båda? Hur ska detta göras till lägst kostnad och hur ska det undvikas att svenska företags konkurrensmöjligheter missgynnas till följd av detta? Det råder delade meningar om det mesta och ytterligare problematiskt blir det då åtgärder måste sättas in så fort som möjligt för att undvika en mer utvidgad bottendöd. För att undersöka om

förändringar skett i näringsämnestransporter i vattendrag till följd av mänskliga åtgärder är statistiska metoder ett ypperligt verktyg att ta till.

1.2 Syfte

Syftet med denna uppsats är att analysera om det finns signifikanta trender i kväve- och fosfortransporter i vattendrag då vi bortser från naturliga variationer i avrinning.

1.3 Avgränsning

Vi kommer geografiskt att avgränsa oss till fyra mätpunkter med utlopp i Hjälmarens och Mälarens. Av de meteorologiska faktorerna som är tänkbara för flödesnormalisering kommer vi endast att använda oss av avrinning.

2 Bakgrundsfakta

2.1 Kväve

Kväve är ett icke-metalliskt grundämne, med den kemiska beteckningen N, och det sjätte vanligaste i universum. De flesta användningsområden finns inom industrin. Kväve utgör hela 78 % av luften vi andas och omsätts ständigt i ett globalt kretslopp. I det naturliga kretsloppet finns det kvävebindande bakterier, som bland annat omvandlar luftens kväve till en annan form av kväve, som växterna kan utnyttja. Problem uppstår dock när tillförseln av kväve är större än vad det naturliga kretsloppet kan uppta. Vid regn lakas marken ur och det kväve som marken inte tagit upp läcker ut i våra vattendrag. [7] I saltvatten är kväve det begränsande ämnet för tillväxt. [8]

2.2 Fosfor

Fosfor är ett icke-metalliskt grundämne, med den kemiska beteckningen P, och det elfte vanligaste i universum. Fosfor i form av fosfater är ett livsviktigt ämne för alla levande organismer. Det är vanligt att växter har brist på fosfor, så därför tillförs fosfatgödsel inom jordbruket. [9] Fosfor urlakas inte på samma sätt som kväve på grund av att det inte är lika rörligt i marken, vilket innebär att fosforförluster från marken till största delen sker vid erosion. Fosfor ses allmänt som det begränsande ämnet för tillväxt i sötvatten. [10]

2.3 Övergödning

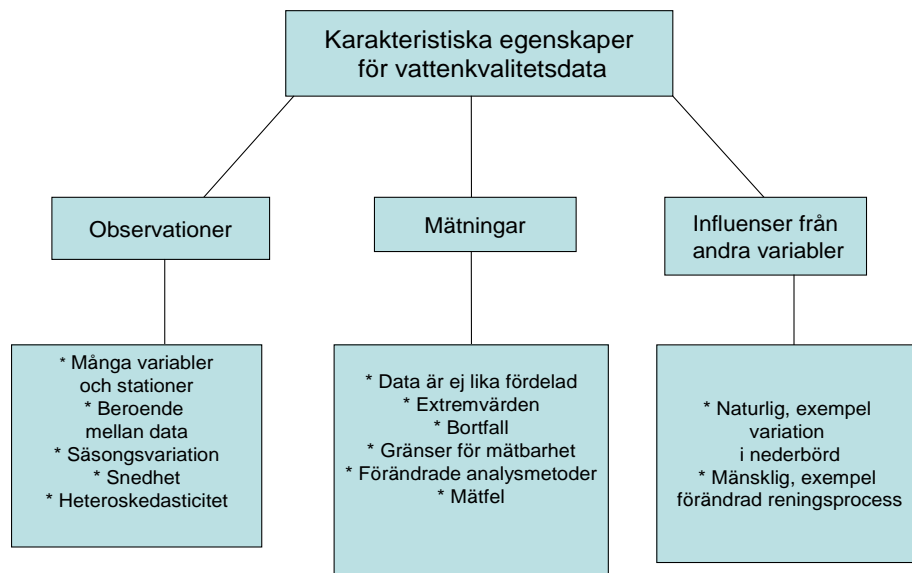
Då näringsämnestillförseln är så stor att naturen inte kan ta upp allt resulterar detta i övergödning, vilket innebär en ökad tillväxt av alger och annan växtlighet. Det som ofta benämns algbloomning är i själva verket en massproduktion av plankton som möjliggörs då det finns obegränsat med näring att tillgå. Detta leder slutligen, i och med att förmultningsprocessen av döda plankton kräver syre, till syrebrist på botten. I de värsta fallen, då syret på botten försvinner helt, bildas ett giftigt svavelväte. Detta bidrar till så kallad bottendöd, då situationen ytterligare förvärras, vilket vi har sett ett flertal bevis på de senaste åren. En hög eutrofiering kan liknas vid en ond spiral som slutar vid vattendrag utan varken växtliv och djurliv. [2]

2.4 Utsläppskällor

Det är vanligt att skilja på punktkällor och diffusa källor. En punktkälla kan vara ett reningsverk eller ett avlopp medan en så kallad diffus källa är urlakning av mark. [11] En punktkällas utsläpp kan anses vara relativt konstanta över tiden och då avrinningen ökar späds koncentrationen ut och transporten minskar. Det motsatta gäller för urlakningen av mark som sker i större utsträckning då avrinningen är hög. Detta innebär att avrinning och näringsämnestransport inte alltid är positivt korrelerade och att sambandet mellan avrinning och mängd näringsämnen i vattnet inte är helt lätt att tolka. Det finns dels en utspädande effekt och dels en ackumulerande effekt. [9]

2.5 Karaktäristiska drag för vattenkvalitetsdata

Vattenkvalitetsdata har en del kända egenskaper. Dessa kan delas in i tre olika kategorier vilka är observationer, mätningar och influenser från andra variabler. [9] Figur 2.1 nedan visar en sammanfattning av dessa.



Figur 2.1. Karaktäristiska egenskaper för vattenkvalitetsdata. [9]

2.6 Tidigare forskning

Flertalet av de svenska länsstyrelserna, däribland Örebro län, har producerat rapporter om kväve- och fosforutsläpp samt deras konsekvenser. I dessa rapporter har man gjort en källfördelning av utsläppen för att se var man bör lägga kraft för att kunna reducera dem. [11] Bland annat i Skåne län har man på senare år även försökt utreda hur förändringen har skett över tiden. I denna rapport dras slutsatsen att både fosfor- och kvävetransporten minskar för hela Skåne län. [6] Liknande studie har dock inte gjorts i Örebro län.

En rapport som beskriver trender för kvävetransporter i svenska vattendrag gjord av Stålnacke, Grimvall, Sundblad, Wilander tar upp hur eventuella trender i kvävetransporter kan identifieras för flödesnormaliserade data. I denna rapport kunde för 1971-1994 slutsatsen dras att 16 positiva och fem negativa signifikanta trender fanns. För åren 1980-1994 kunde sex positiva och elva negativa signifikanta trender uppdagas. I studien ingick 66 svenska åar och älvar. [12]

3 Teori

Det finns en mängd olika tänkbara metoder för att besvara vårt syfte. Vi kommer i detta avsnitt att beskriva några av dessa. Senare i uppsatsen kommer vi att motivera valda metoder.

3.1 Beräkning av näringsämnestransport

Vattenföringsdata bestäms antingen med empiriska mätningar eller skattas av SMHI med PULS-modellen. Enheten är i de flesta fall m^3/s . Koncentrationsdata bestäms efter att ett vattenprov har tagits och detta har analyserats på ett lab. Enheten för både kväve och fosfor är i de flesta fall mg/l , men i vissa fall mäts fosfor i $\mu\text{g}/\text{l}$ för att dessa koncentrationer i regel är mycket mindre än för kväve. Transportberäkningar görs enligt följande metod:

Vattenföringsdata räknas om till månatliga värden. Detta görs genom att multiplicera m^3/s med $60\text{s} * 60\text{min} * 24\text{h} * 30\text{dygn}$. Efter att detta har gjorts har vi $\text{m}^3/\text{månad}$. För att få mer hanterliga tal är det brukligt att dividera med 10^6 för att få $10^6 \text{m}^3/\text{månad}$. För att kunna erhålla transporter måste koncentrationsdata räknas om till jämförbar enhet. Detta görs genom att mg/l multipliceras med 1000 för att få mg/m^3 , sedan dividerar vi med 10^9 för att få ton/m^3 . Slutligen räknas transporten ut genom att multiplicera de båda termerna med varandra och vi får transporten i $\text{ton}/\text{månad}$. [6]

3.2 Flödesnormalisering

Flödesnormalisering innebär att man filtrerar data för att få bort naturliga variationer. Anledningen till att detta görs är att kunna beskriva effekten av människans påverkan på naturen. Om detta inte genomförs kan mänsklig påverkan döljas av naturliga variationer. Det finns en rad olika statistiska metoder för flödesnormalisering. [13] Vi kommer att närmare beskriva tre stycken av dem.

3.2.1 Regressionsbaserad flödesnormalisering

Denna metod innebär att man antar ett linjärt samband mellan en miljövariabel, exempelvis transporten av näringsämnen, och meteorologiska variabler.

$$y_{ij} = \alpha_j + \beta_j x_{ij} + \varepsilon_{ij}, \quad i = 1, \dots, n \text{ och } j = 1, \dots, 12.$$

Där y_{ij} är exempelvis näringsämnestransport år i , månad j . Modellens parametrar skattas som för minsta kvadratmetoden (OLS) genom att residualkvadratsumman minimeras. Då parametrarna är estimerade kan flödesnormalisering ske enligt:

$$\tilde{y}_{ij} = y_{ij} - \hat{\beta}_j (x_{ij} - \bar{x}_j), \quad i = 1, \dots, n \text{ och } j = 1, \dots, 12.$$

där \bar{x}_j är medelavrinningen månad j och där \tilde{y}_{ij} i denna formel är normaliserade värden på miljövariabeln. Variabeln \tilde{y}_{ij} kan tolkas som vad miljövariabeln borde vara om genomsnittliga meteorologiska förhållanden skulle råda. [13]

3.2.2 Modell med parametrar baserade på analys av SOIL/SOILN-modellen

En faktor som komplicerar flödesnormaliseringen är att förhållandet mellan avrinning och näringsämnestransport är okänt för varje avrinningsområde och måste estimeras. Nederbörd tas upp av marken i högre utsträckning då torka råder än då det regnat en längre period. En flödesnormaliseringsmodell som avhandlats av Åsa Forsman fångar upp detta. I den använder hon sig av resultaten från SOIL/SOILN-modellen för att estimeras sambandet mellan avrinning och näringsämnestransport. SOIL/SOILN-modellen beskriver med hjälp av en mängd ingångsvariabler hur näringsämnen transporteras genom marken.

$$y_{ik} = \alpha_k + \gamma_k * \left(\sum_{m=1}^{12} \beta_m x_{i-1,km} + \sum_{m=1}^{12} \beta_{m+12} x_{ikm} \right) + \varepsilon_{ik}, \quad i = 1, \dots, n \quad k = 1, \dots, r$$

$$y_{ik}^{NORM} = y_{ik} - \gamma_k * \left(\sum_{m=1}^{12} \hat{\beta}_m (x_{i-1,km} - \bar{x}_{Pkm}) + \sum_{m=1}^{12} \hat{\beta}_{m+12} (x_{ikm} - \bar{x}_{Ckm}) \right) \quad i = 1, \dots, n \quad k = 1, \dots, r$$

där y_{ik} kan vara kvävetransporten vid mätstation k året i. x_{ikm} och $x_{i-1,km}$ är avrinningen året i och i-1 respektive, månad m vid mätstation k. Parametrarna β_m beror endast på tidpunkten och inte på vilken mätstation det gäller. Intercepten α_k är specifika för varje mätstation, och γ_k är en parameter som bestämmer hur mycket uttrycket i den stora parentesen ska vägas in och även den är specifik för varje mätstation. [13]

Sambandet mellan mängden näringsämne och avrinning, β -parametrarna, estimeras utifrån impulsvikter från SOIL/SOILN-modellen som beskriver hur en förändring av en meteorologisk variabel påverkar exempelvis kväveurlakningen. Dessa multipliceras med avrinningen under två år och används som förklarande variabler i ovanstående regression. De övriga regressionsparametrarna bestäms via minsta kvadratmetoden. [13]

Denna modell visar sig effektivt flödesnormalisera kvävetransporten och den jämförs med andra möjliga modeller baserat på R^2 och hur de normaliserade kurvorna ser ut. Det senaste kriteriet baseras på antagandet att mänsklig påverkan ger upphov till mjuka rörelser för de plottade kurvorna och att naturliga variationer ger upphov till kraftiga svängningar. [13]

3.2.3 Semiparametrisk ansats för flödesnormalisering

Denna modell är en utveckling av modellen som antar ett linjärt samband mellan kväve- eller fosfortransporten och avrinningen i samma period. Det är känt att det oftast finns ett samband mellan näringsämnestransporter och avrinning. Detta samband är inte alltid konstant över tiden och därför tillåter denna modell variation för α -parametrarna och β -parametrarna både månads- och årsmässigt. [14]

$$y_{ij} = \alpha_{ij} + \beta_{ij} x_{ij} + \varepsilon_{ij}, \quad i = 1, 2, \dots, n \quad j = 1, 2, \dots, m$$

där y_{ij} är näringsämnestransport året i månaden j, x_{ij} är vattenföringen året i månaden j.

Vi antar dock att $\beta_{ij} = \beta_j$ då $i = 1, 2, \dots, n$ och $j = 1, 2, \dots, m$.

En direkt tolkning av denna modells parametrar är följande: α kan tolkas som mängden näringsämne i vattnet då avrinningen är noll. Detta medför att man kan se intercepten som nivån på näringsämnestillförsel som inte kommer ifrån urlakning, dvs från punktkällor. Då vi låter intercepten variera i modellen kan denna förändring ses som förändring för utsläppen från punktkällor. Förändring i β kan tolkas som att avrinning i högre/mindre utsträckning påverkar näringsämnehalten i vattnet, exempelvis att marken i högre/mindre grad urlakas. [14]

För fixa β -parametrar estimeras α -parametrarna genom att följande uttryck minimeras:

$$S(\alpha, \beta, \lambda) = \sum_{i,j} (y_{ij} - \alpha_{ij} - \beta_j x_{ij})^2 + \lambda_1 \sum_{i,j} \left(\alpha_{ij} - \frac{\alpha_{i+1,j} + \alpha_{i-1,j}}{2} \right)^2 + \lambda_2 \sum_{i,j} \left(\alpha_{ij} - \frac{\alpha_{i,j+1} + \alpha_{i,j-1}}{2} \right)^2$$

$$\frac{\partial S(\alpha, \beta, \lambda)}{\partial \alpha_{ij}} = 0 \quad i = 1, \dots, n \quad j = 1, \dots, m$$

Denna metod kallas för ”back-fitting” och innebär att den ena parametern, av α och β , hålls konstant medan den andra bestäms. I nästa steg är det vice versa. Skattning av α -parametrarna görs genom att derivera ovanstående uttryck med avseende på α och sedan sätta derivatan till noll. Den första termen i uttrycket ovan är residualkvadratsumman vilket innebär att om båda efterföljande termer är lika med noll kommer α -parametrarna att bestämmas på samma sätt som för minsta kvadratmetoden. De två parametrarna, λ_1 och λ_2 , bestäms på förhand eller genom s.k. korsvalidering. Dessa parametrar straffar hög variation i intercepten mellan år och mellan månader, vilket gör att variationen i intercepten anpassas till att vara snarlika vad de i genomsnittliga fall är. [14]

β -parametrarna skattas genom att α -parametrarna hålls fixa och en regression, med $y_{ij} - \alpha_{ij}$ $i = 1, \dots, n$ som beroende variabel och x_{ij} $i = 1, \dots, n$ som förklarande variabel för varje j , görs. Slutligen genomförs flödesnormaliseringen genom att $\tilde{y}_{ij} = y_{ij} - \hat{\beta}_j(x_{ij} - \bar{x}_j)$ beräknas där \tilde{y}_{ij} är flödesnormaliserad näringsämnestransport. [14]

3.3 Kumulativt vattenflöde mot kumulativ näringsämnestransport

En enkel metod för att identifiera förändringar i sambandet mellan avrinning och näringsämnestransport är att plotta den kumulativa avrinningen mot den kumulativa näringsämnestransporten. Syftet med detta är att naturliga variationer i avrinning som medför förändring av näringsämnestransporter fångas upp. En förändring som inte beror på naturlig variation identifieras lätt genom att kurvan då avviker från ett linjärt samband. [6]

3.4 Trendtest

För att lokalisera en eventuell trend finns det en mängd metoder, både parametriska och icke-parametriska. Vi kommer nedan att beskriva några av dessa. För samtliga trendtest gäller att

nollhypotesen är att ingen trend förekommer. Alternativhypotesen blir att en signifikant trend förekommer.

3.4.1 Trendtest för data utan säsongsvariation

	Icke justerat för X	Justerat för X
Icke parametriskt	Mann-Kendalls trendtest på Y	Mann-Kendalls trendtest på residualer R från LOWESS av Y på X
Både och	-	Mann-Kendalls trendtest på residualer R från regression av Y på X
Parametriskt	Regression av Y på T	Regression av Y på X och T

Tabell 3.1. Fem trendtest för olika situationer. [15]

Y = Slumpmässig responsvariabel av intresse för trendtestet.

X = Exogen variabel som förväntas inverka på Y.

T = Tid, exempelvis år.

R = Residualer från en regression eller LOWESS av Y mot X och T.

LOWESS = Locally weighted scatterplot smooth.

3.4.1.1 Mann-Kendalls trendtest

Detta enkla test syftar till att testa om data ökar eller minskar med tiden. Grundtanken är att om data grupperas i par med Y och T bör hälften av paren överensstämma och hälften av paren vara motstridiga. Det vill säga då paren sorteras i stigande tidsordning ska nästkommande y-observation öka för att paren ska vara överensstämmande. Nollhypotesen är att det finns lika många överensstämmande som motstridiga par. Då detta är ett icke-parametriskt test krävs inga fördelningsantaganden. Detta innebär att extremvärden och den snedhet, som vattenkvalitetsdata ofta uppvisar, inte påverkar resultatet. Seriell korrelation får dock ej förekomma. Följande teststatistika bildas:

$S = P - M$ där P = antalet överensstämmande par och M = antalet motstridiga par.

Fördelningen för ovanstående statistika kan, enligt Helsel och Hirsch, vid större ($n > 10$) stickprov approximeras till normalfördelning på följande sätt:

$$Z_S = \begin{cases} \frac{S - \frac{d}{2} - \mu_S}{\sigma_S} & \text{Översta uttrycket gäller då } S > 0, \text{ mellersta då } S = 0 \text{ och undre då } S < 0 \\ 0 & \\ \frac{S + \frac{d}{2} - \mu_S}{\sigma_S} & \end{cases}$$

μ_s är under nollhypotesen lika med noll och d är en kontinuitetskorrektion, som i fallet med observationer parvis är lika med två. Slutligen är $\sigma_s = \sqrt{(n/18)(n-1)(2n+5)}$. [15]

Testet kan även utvidgas genom att det inkluderas en hjälpvariabel X som påverkar Y . Denna effekt rensas bort genom att testet utförs på residualer från en LOWESS-regression av Y på X . LOWESS innebär att en viktad minsta kvadratmetod används för att anpassa en icke linjär kurva på data. Vikterna bestäms utifrån följande uttryck: $w_i = wx_i * wr_i$ där wx_i för en observation x_i bestäms som en funktion av hur den skiljer sig från medelobservationen. På liknande sätt är wr_i en funktion av residualer för y_i . Detta innebär exempelvis att en observation får en liten vikt om den befinner sig långt från centrum i X -led och har en stor residual i Y -led. [15]

Det går även att använda residualer från en linjär regression av Y på X . Detta kräver dock att antaganden som krävs för att genomföra enkel linjär regression är uppfyllda. [15] Dessa är beskrivna i appendix 1 i första kolumnen.

3.4.1.2 Linjär regression

Det går även att använda sig av linjär regression för att testa för trend. I det enklaste fallet genomförs en enkel linjär regression med Y som beroende variabel och T som förklarande variabel. Trendtestet går ut på att testa om parametern framför T är signifikant skild från noll. Är den det förkastas nollhypotesen om ingen trend. Finns det vetenskap om en variabel X som påverkar Y kan även denna inkluderas i modellen. [15] De antaganden som vi beskrivit i appendix 1 måste vara uppfyllda och i detta fall krävs samtliga antagande då hypotesprövning genomförs.

3.4.2 Trendtest för data med säsongvariation

	Icke justerat för X	Justerat för X
Icke parametriskt	Säsong-Kendalls trendtest för trend för Y	Säsong-Kendalls trendtest på residualer från LOWESS för Y på X
Både och	Regression för säsongrensad Y på T	Säsong-Kendalls trendtest på residualer från regression av Y på X
Parametriskt	Regression för Y på T och säsongstermer	Regression av Y på X och T och säsongskomponenter

Tabell 3.2. Sex trendtest för olika situationer då säsongvariation förekommer. [15]

3.4.2.1 Säsong-Kendalls trendtest

Detta test är identiskt med Mann-Kendalls trendtest, som beskrivs ovan, med den enda skillnaden att man här istället genomför testet på varje månad var för sig. Alla junivärden jämförs med varandra, alla oktobervärden jämförs med varandra och så vidare. Slutligen summeras varje månads (säsong) värden till följande teststatistika:

$$S_k = \sum_{i=1}^m S_i \quad \text{där } S_i \text{ är de summerade Kendall-statistikorna för varje säsong (månad).}$$

Detta test kan genomföras på två andra sätt med en hjälpvariabel, X, som antas korrelera med Y. Även dessa test bygger på residualer från LOWESS respektive på residualer från en linjär regression av Y på X. Det bör noteras att för den senare krävs att antagandena för linjär regression ska vara uppfyllda. Dessa finns beskrivna i appendix 1 i första kolumnen. Precis som ovan kan S_k i detta fall approximeras till normalfördelningen vid stora stickprov. [15]

3.4.2.2 Linjär regression

En ytterligare metod som kan användas för trendtest vid säsongvariation är linjär regression av säsongrensad Y på T. Säsongrensningen kan ske genom subtraktion av varje säsongens median. Det är också genomförbart att använda sig av multipel linjär regression, där det exempelvis kan ingå en dummyvariabel för varje månad. Är det möjligt, att finna en eller flera hjälpvariabler som korrelerar med Y är detta också ett alternativ. [15] Samtliga antaganden som vi specificerat i appendix 1 gäller här.

3.5 Theils lutningsparameter

En icke-parametrisk metod för att beskriva ett linjärt samband är Theils lutningsparameter. Denna är mycket användbar då de antaganden som krävs för OLS inte säkerligen är uppfyllda.

Theils intercept samt lutningsparameter beräknas enligt:

$$\hat{\beta}_0 = y_{median} - \hat{\beta}_1 * x_{median}$$

$$\hat{\beta}_1 = median\left(\frac{Y_j - Y_i}{X_j - X_i}\right), \text{ för alla } i < j \text{ och där } i = 1, 2, \dots, n-1, j = 2, 3, \dots, n. \text{ Det är enkelt att se}$$

att för varje möjlig kombination, $n*(n-1)/2$ stycken, beräknas en lutning och medianen av alla dessa är Theils lutningsparameter. Detta innebär således att inga extremvärden påverkar, vilket kan vara en fördel för vattenkvalitetsdata då dessa förekommer frekvent. Kendalls S-statistika är starkt förknippad med Theils lutningsparameter. Denna fås genom att summera antalet positiva lutningar och subtrahera antalet negativa lutningar. Detta innebär att om ett konfidensintervall för Theils lutningsparameter inte innehåller noll kommer Kendalls S-statistika för samma data att vara signifikant skild från noll. [15]

Ett 95 % konfidensintervall för Theils lutningsparameter erhålls enligt följande uttryck:

$$R_u = \frac{N + 1,96 * \sqrt{\frac{n(n-1)(2n+5)}{18}}}{2} + 1$$

där $N = (n*(n-1)/2)$.

$$R_l = \frac{N - 1,96 * \sqrt{\frac{n(n-1)(2n+5)}{18}}}{2}$$

R_u och R_l står för ordningsnumren för de två observationer som representerar nedre och övre gränsen för konfidensintervallet, då vi placerat samtliga lutningar i stigande ordning. [15]

3.6 Linjär interpolation

Då värden saknas är det vanligt att sammankoppla två punkter för att kunna skatta de värden som saknas mellan punkterna. En enkel metod för att göra detta är att använda sig av linjär interpolation: [16]

$$\frac{(Y_2 - Y_1)(X_{NY} - X_1)}{X_2 - X_1} + Y_1$$

Det enklaste fallet av linjär interpolation är då det saknas en observation mitt emellan två punkter. Då blir den linjära interpolationen medelvärdet av de två punkterna.

4 Data och tillvägagångssätt

4.1 Tillvägagångssätt

Det finns kända samband mellan meteorologiska variabler och näringsämnestransporter. Exempelvis är växtligheten hög under sommaren, då högre temperaturer råder, vilket medför att näringsämnen tas upp i större utsträckning än övriga delen av året. För att analysera vattenkvalitetsdata, med avseende på mänsklig påverkan, och undersöka om utvecklingen över tiden gått i någon riktning är det brukligt att försöka rensa bort variation som föranletts av naturliga orsaker. [13]

För kväve- och fosfortransporter är det känt att det finns ett starkt samband mellan avrinning och mängden näringsämne som transporteras i ett vattendrag. Detta då nederbörd som inte tas upp av naturen rinner genom marken och för med sig exempelvis kväve till vattendragen. På grund av ovanstående kommer vi att normalisera näringsämnestransporterna med avseende på avrinning, detta då vi vill analysera hur utvecklingen ser ut då genomsnittliga meteorologiska förhållanden råder. [13]

4.2 Datainsamling

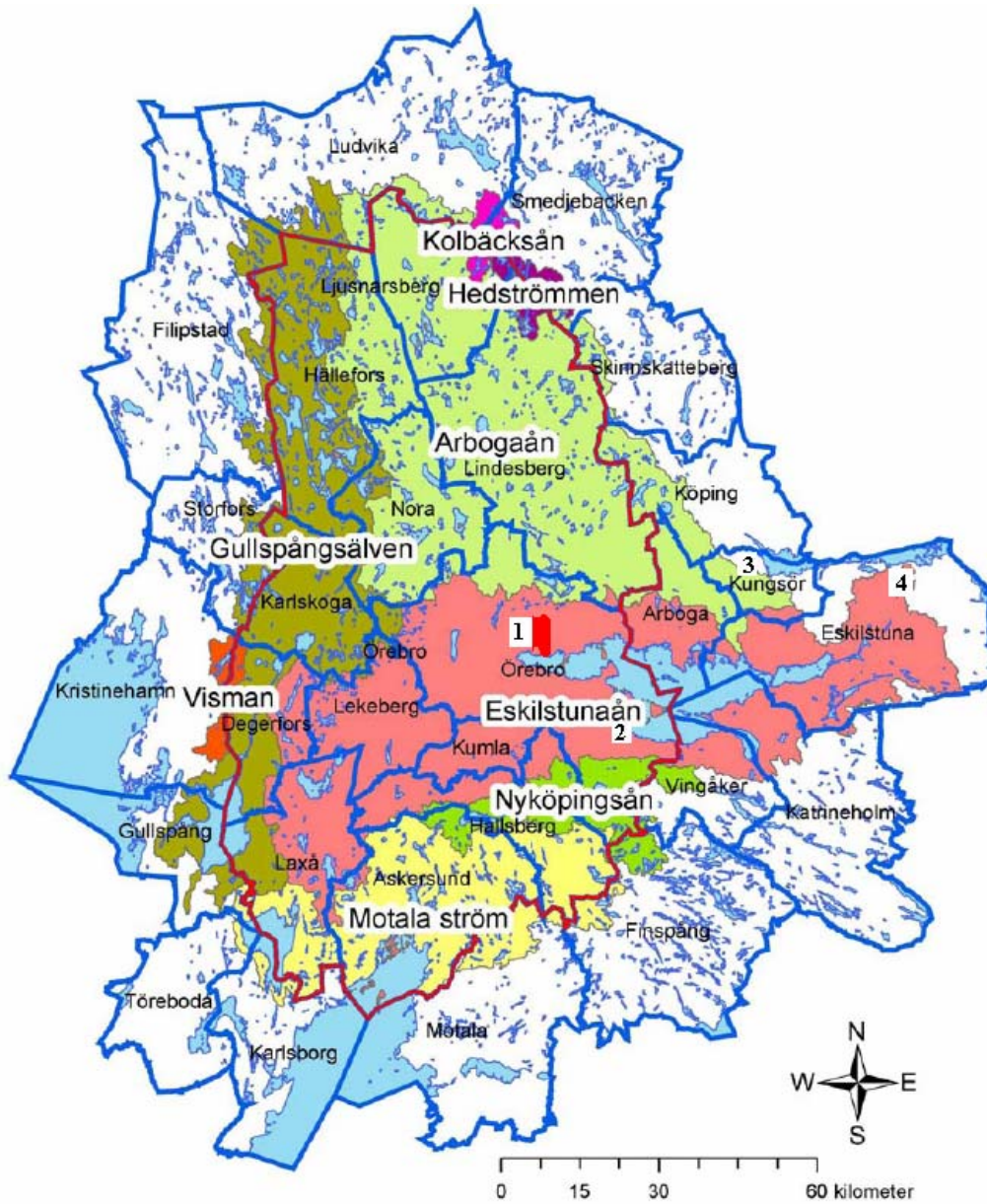
Insamlade data erhöles från Länsstyrelserna i Örebro och Västmanlands län. Där de inte kunde bidra med uppgifter kompletterade vi med data från Sveriges Lantbruksuniversitets (SLU) databas. Vattenföringsdata för de fyra mätpunkterna är till stor del gjorda av SMHI för länsstyrelserna. Dessa data framställs med hjälp av den s.k. PULS-modellen. Denna modell väger in en rad olika meteorologiska och geologiska faktorer för att skatta vattenföringen, d.v.s. avrinningen. En del av dessa data är dock framtagna empiriskt av vattenföringsförbund. Vi hade olika mätintervall på våra vattenföringsdata. I vissa fall handlade det om dygnsdata, och i andra fall hade vi endast tillgång till vecko- eller månadsdata.

Kväve- och fosforkoncentrationen uppmättes empiriskt genom kontinuerliga mätningar. Även här var mätintervallen olika. Detta komplicerade analysen för oss. Som en motåtgärd till detta, för att kunna komplettera datamaterialet, använde vi oss av linjär interpolation för att erhålla dessa data. Se appendix 2 för specificering av interpolerade värden.

Det fanns inte alltid vattenförings-, kväve- och fosfordata för hela tidsperioden vid samma mätstation. Detta innebar att vi blev tvungna att sammanfoga mätserier från olika mätstationer i samma vattendrag. Där det saknades data strävade vi efter att använda oss av data som var, från utloppet, så närliggande mätstationer som möjligt.

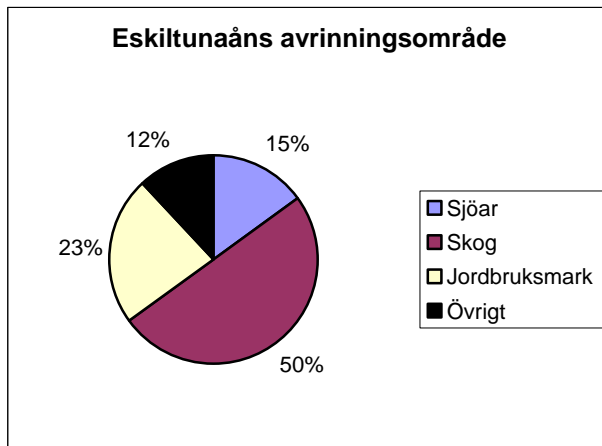
4.3 Geografiskt område

Vi har i samråd med Länsstyrelsen i Örebro län valt fyra olika mätpunkter, som ska ingå i vår studie. Anledningen till att valet föll på dessa är att samtliga befinner sig nära utloppen till de stora sjöarna Hjälaren och Mälaren. Tre av mätpunkterna ligger i Eskilstunaåns avrinningsområde och den fjärde ligger i Arbogaåns avrinningsområde.



Figur 4.1. Karta över avrinningsområdena i Örebro län med valda mätpunkter markerade. [11] 1. Svartån, 2. Kvismare kanal, 3. Arbogaån, 4. Eskilstunaån

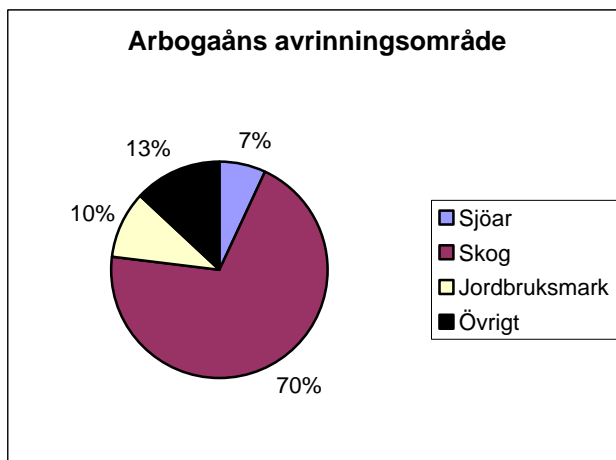
4.3.1 Eskilstunaåns avrinningsområde



Figur 4.2. Geografisk beskrivning av Eskilstunaåns avrinningsområde. [11]

Större delen av området ligger i Örebro län och dessutom ingår mindre delar av Västmanlands och Södermanlands län. Tre fjärdedelar av den totala sjöytan utgörs av Hjälmaren. Områdets areal är 4 182 km². [11] De tre mätpunkterna i detta avrinningsområde är Svartåns utlopp i Hjälmaren, Kvismare kanal vid Odensbacken och Eskilstunaåns utlopp i Mälaren vid Torshälla.

4.3.2 Arbogaåns avrinningsområde



Figur 4.3. Geografisk beskrivning av Arbogaåns avrinningsområde. [11]

Huvuddelen av området ligger i norra delen av Örebro län och en liten bit ligger i Västmanlands län. Området omfattar 3 808 km². [11] Mätpunkten i detta avrinningsområde är Arbogaåns utlopp i Mälaren vid Kungsör.

4.4 Flödesnormalisering

Första steget i vår analys var att rensa data från naturliga variationer orsakade av meteorologiska faktorer. Då vi endast hade tillgång till vattenföringsdata, normaliserade vi med avseende på avrinningen. I teoriavsnittet beskrev vi tre olika metoder för

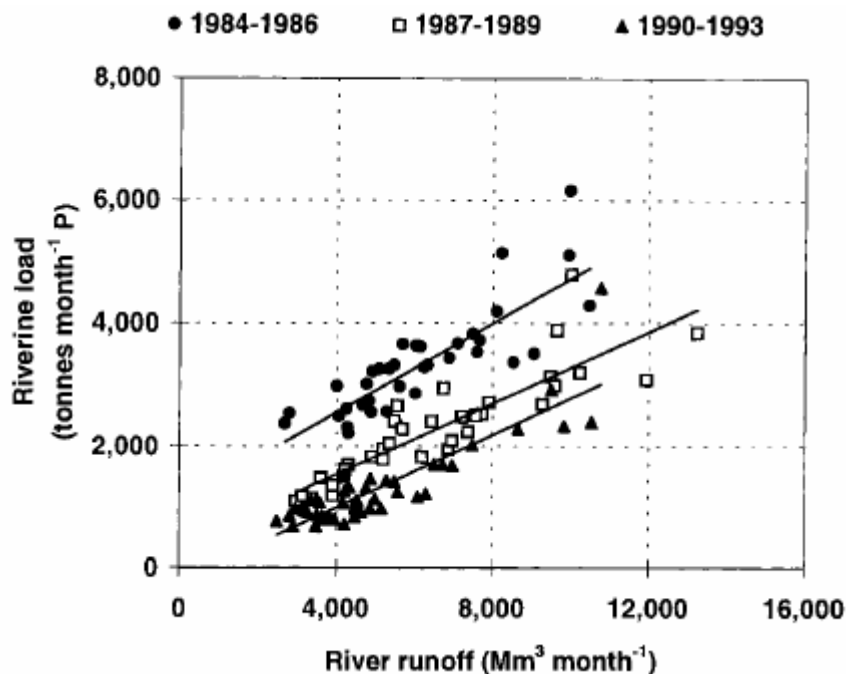
flödesnormalisering. Den regressionsbaserade metoden förenklar verkligheten i väldigt hög utsträckning då det antas att α - och β -parametrarna endast tillåts variera mellan månader. Det finns alltså endast en α - och en β -parameter för januari vilket medför att sambandet mellan avrinning och näringsämnestransport januari ett år inte tillåts skilja från januari ett annat år, enligt modellen. Parametrarna i denna modell bestäms genom att minimera residualkvadratsumman. [13]

SOIL/SOILN-modellen var inte aktuell då vi inte hade tillgång till alla de variabler som krävdes för att skatta parametrarna i modellen. Dessa är bland annat vindhastighet, temperatur, grödor och gödselstruktur. [13]

Den semiparametriska metoden, som även den finns närmare beskriven i teoriavsnittet, är mer sofistikerad. Parametrarna bestäms i denna modell genom ett minimeringsproblem där residualkvadratsumman och två strafftermer ingår. De två senare termerna straffar för hög variation mellan år och mellan månader. Vi beskrev tidigare i teoriavsnittet mer precist hur parametrarna i modellen skattas. [14]

Parameterestimationen är inte helt enkel att genomföra och också väldigt tidskrävande. Därför använde vi oss av macron i Excel, som gjorde dessa beräkningar åt oss. Dessa macron, som tillsammans kallas för Multitrend, är gjorda i programspråket Visual Basic av professor Anders Grimvall och fil.dr. Claudia Libiseller vid Linköpings universitet. [17]

Anledningen till att vi valde denna metod var att den är mer flexibel och tillåter α -parametrarna att variera över tiden. Som vi beskrev i teoriavsnittet antog vi att $\beta_{ij} = \beta_j$. Orsaken till detta var att om vi låtit både intercepten och lutningsparametrarna variera över både år och månader så hade detta komplicerat parameterestimationen avsevärt. [18]



Figur 4.4. Total fosfortransport (ton/månad) mot avrinning ($\text{mm}^3/\text{månad}$) i Rhen 1984-1993. [14]

I figuren ovan ser vi ett exempel för förhållandet mellan fosfortransporter och avrinning under tre olika femårsperioder. Förhållandet förändrades gradvis över tiden vilket närmast kan ses som ett skift i intercepten. Den semiparametriska regressionsmodell vi använde för flödesnormalisering tillät att intercepten varierade över både månader och år, dock med begränsning av två straffparametrar. Vi ser också i figur 4.1. att lutningsparametern verkar vara relativt konstant över tiden vilket medför att vårt modellantagande där lutningsparametrarna endast tillåts variera över månader kan anses vara rimligt. [14]

Stålnacke och Grimvall använde sig av denna metod och jämförde den med en parametrisk metod. De visade att oavsett hur stor variation var mellan års- och månadsobservationer, gav den semiparametriska modellen ett bättre resultat i form av prediktiv förmåga. [14] Dessutom visade Andersson, enligt Forsman [13], att modellen fungerar bra på vår typ av data.

Då vi redovisade vårt resultat valde vi att visa vilken effekt flödesnormaliseringen fick för årsdata. Detta medförde att vi analyserade och förde diskussionen om årsdata. Det är viktigt att poängtera att även om flödesnormaliseringen inte såg ut att få mycket effekt på årsdata behöver inte detta stämma när det gäller månadsdata. Det finns naturligt variation både mellan månader och år för vattenkvalitetsdata. Flödesnormaliseringen och avrinningen kom i vissa fall att förklara väldigt lite av årsvariationen för näringsämnestransport medan en större del av variationen mellan månader rensades bort. I appendix 3 kommer vi att belysa ovanstående genom att redovisa flödesnormaliseringen effekt på månadsdata för Svartån.

4.5 Kumulativt vattenflöde mot kumulativ näringsämnestransport

För att på ett enkelt sätt kunna se om näringsämnestransporten ökade eller minskade över tiden samt om detta berodde på naturliga variationer eller inte, plottade vi kumulativt vattenflöde mot kumulativ näringsämnestransport. Ett avbrott från linjäritet betydde i praktiken att något som inte förklarades av våra data över vattenföring hade skett med näringsämnestransporten.

4.6 Trendtest

Som vi beskrev i teoriavsnittet finns det en rad olika metoder för att identifiera en eventuell trend. Det är känt att vattendata i allmänhet ofta är snedfördelat och att extremvärden förekommer frekvent. [15] Utifrån detta resonemang använde vi oss av ett icke-parametriskt trendtest, eftersom dessa lättar på många av de antaganden som parametriska trendtest kräver.

För att förklara näringsämnestransporterna spelar många variabler in. Exempelvis finns det ett känt samband mellan kvävetransport och avrinning. För att identifiera en eventuell trend i kvävetransporten bör effekten av denna variabel rensas bort. Detta är anledningen till att vi flödesnormaliserade våra data. Då vi gjorde detta i ett tidigare stadium och inte hade tillgång till några andra hjälpvariabler föll det sig naturligt för oss att välja ett icke-parametriskt trendtest utan hjälpvariabel. Vi valde därför att tillämpa Mann-Kendalls trendtest, som uppfyller dessa kriterier.

Vi genomförde Mann-Kendalls trendtest på flödesnormaliserade årsdata. Detta val baserades på antagandet om att det förekommer så lite seriell korrelation mellan åren beträffande normaliserade näringsämnestransporter att vi kan bortse från denna. Stålnacke och Grimvall genomförde både ett säsongs-Kendall trendtest med korrektion för seriell korrelation på

månadsdata och ett vanligt Mann-Kendalls trendtest på årsdata. Dessa visade sig ge väldigt likartade resultat och därför beslöt de sig för att använda Mann-Kendalls trendtest för årsdata. [14] Även Zetterqvist anser att det kan vara rimligt att anta oberoende mellan årsobservationer för vattenkvalitetsdata. [9] Vi valde att utföra samtliga trendtest på 5 %-nivån.

4.7 Theils lutningsparameter

För att åskådliggöra resultatet av Mann-Kendalls trendtest använde vi oss av Theils lutningsparameter. Detta för att samma resultat erhöles och för att det på ett enkelt sätt går att se huruvida vi lyckades identifiera en signifikant trend. Om det finns en signifikant trend i någon riktning innehåller med 95 % säkerhet ett konfidensintervall för Theils lutningsparameter inte lutningen noll, givet att det konstruerats enligt avsnitt 3.5. Det har av Helsel och Hirsch visats att för mycket små avvikelser, från fördelningsantagandena som krävs för OLS, är Theils lutningsparameter mer effektiv i termer av RMSE (roten ur medelkvadratfelet) än OLS.

Då vi hade beräknat Theils lutningsparametrar samt intercepten illustrerade vi den skattade trendmässiga utvecklingen genom att låta de flödesnormaliserade transportererna förklaras av intercepten och tiden som förklarande variabel. Detta gjorde vi för Theils lutningsparameter samt dess övre och undre konfidensgräns. Den skattade trenden är alltså:

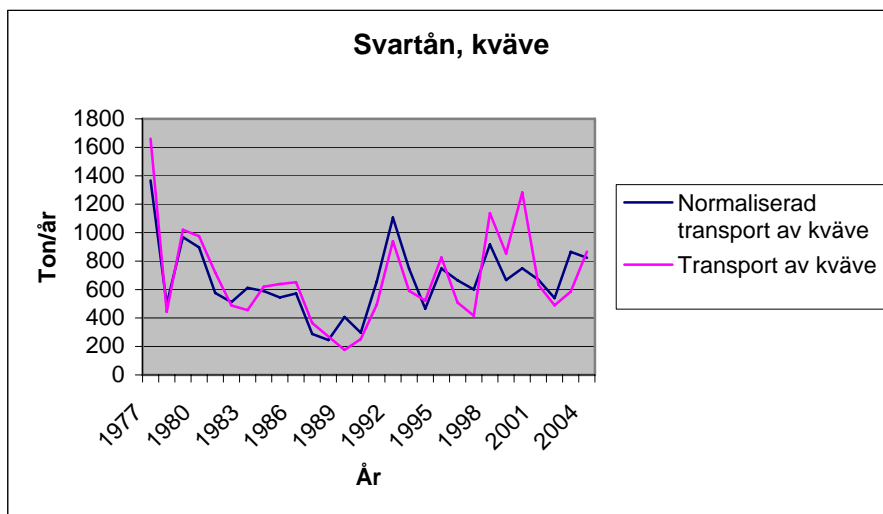
$y = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 * T$, där y = flödesnormaliserad näringsämnestransport, $\hat{\beta}_0$ är det skattade interceptet, $\hat{\beta}_1$ är den skattade Theils lutningsparameter och dess övre och undre konfidensgräns. Diagram 5.17 till 5.24 visar alltså den skattade trendmässiga utvecklingen och utgår från tidpunkten noll då transporten helt enkelt representeras av interceptet.

5 Empiri och analys

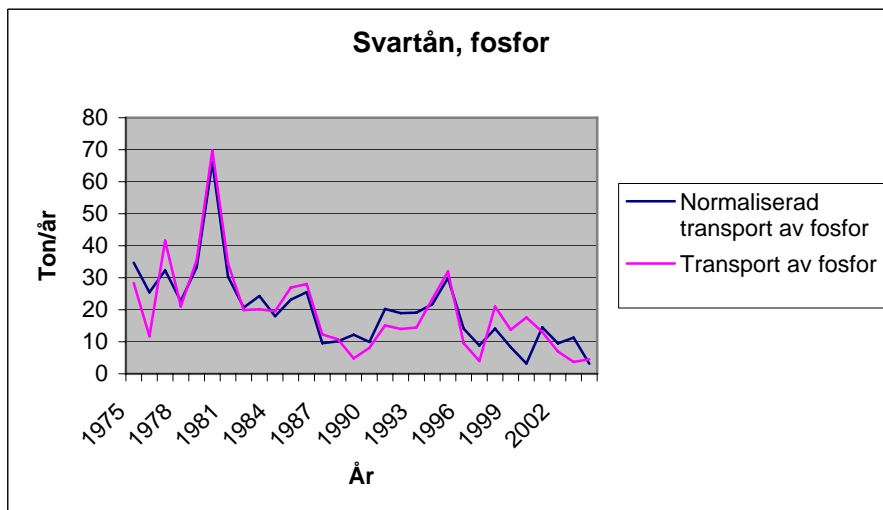
5.1 Resultat av flödesnormalisering

5.1.1 Svartån

För Svartån har vi, för kväve och fosfor, använt oss av vattenföringsdata och näringsämnesshalter från 1977 till 2004 respektive 1975 till 2004. Vattenföringsdatan är mätt dagligen medan kväve- och fosforhalterna är mätta med olika intervall, vanligast kvartalsvis eller varannan månad. Se appendix 4 för specificerade mätstationer och mätintervall.



Figur 5.1. Kvävetransport i Svartån 1977-2004.

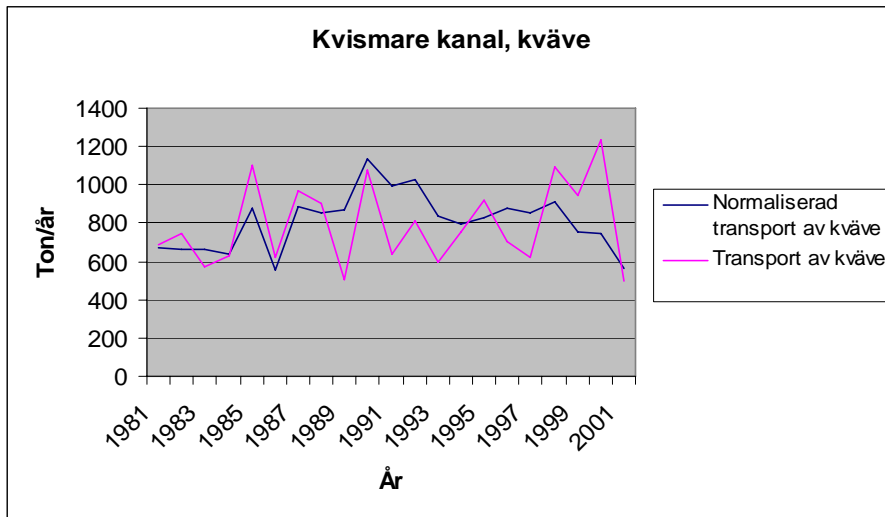


Figur 5.2. Fosfortransport i Svartån 1975-2004.

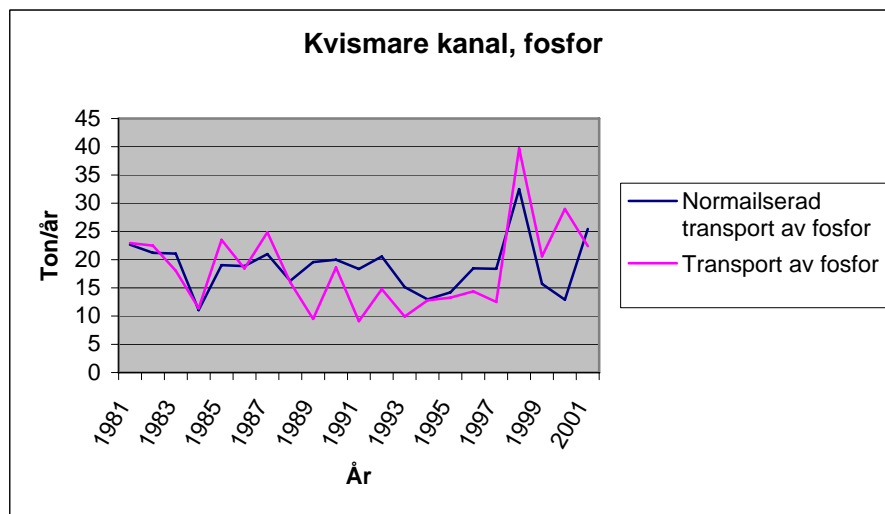
Beträffande Svartån så fick flödesnormaliseringen ingen stor effekt. Mätserierna hade snarlika utseenden både före och efter flödesnormaliseringen. För kvävetransporten fick vi ett bättre resultat för de sista sju åren i den mån att mer variation kunde förklaras av avrinningen.

5.1.2 Kvismare kanal

För Kvismare kanal har vi använt oss av månadsmedelvärden för vattenföringsdata mellan 1981-2001. Kväve- och fosforvärdena är mätta kvartalsvis, varannan månad och i vissa fall månadsvis. Se appendix 4 för specificerade mätstationer och mätintervall.



Figur 5.3. Kvävetransport i Kvismare kanal 1981-2001.

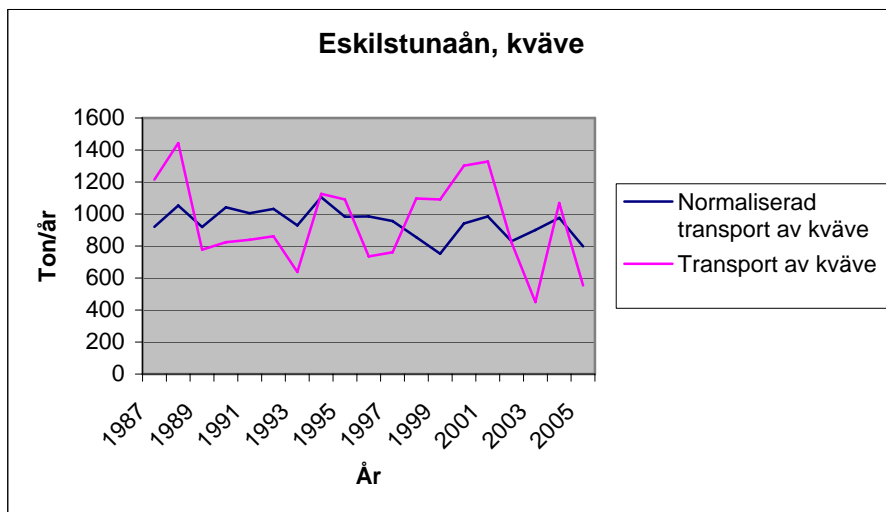


Figur 5.4. Fosfortransport i Kvismare kanal 1981-2001.

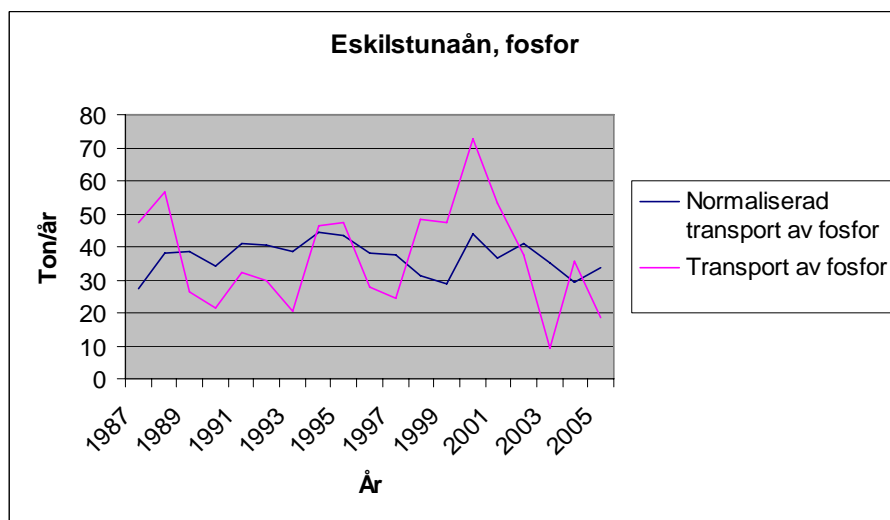
För Kvismare kanals kvävetransport har en stor del av variationen kunnat förklaras av variation i avrinningen. Normalisering av fosfortransporten medförde också att variationen minskade betydligt jämfört med ursprunget.

5.1.3 Eskilstunaån

För Eskilstunaån har vi tillgång till veckomedelvärden på vattenföringen och månadsdata på näringsämneshalten under hela perioden. Se appendix 4 för specificerade mätstationer och mätintervall.



Figur 5.5. Kvävetransport i Eskilstunaån 1987-2005.

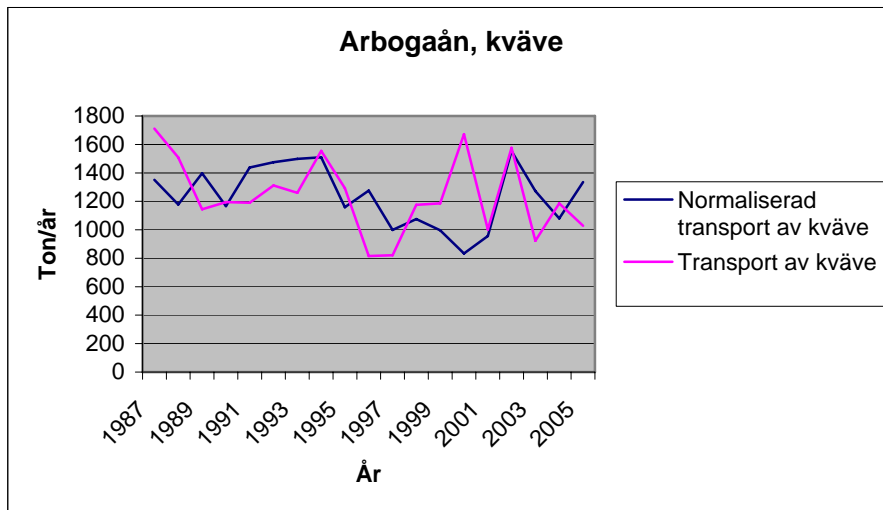


Figur 5.6. Fosfortransport i Eskilstunaån 1987-2005.

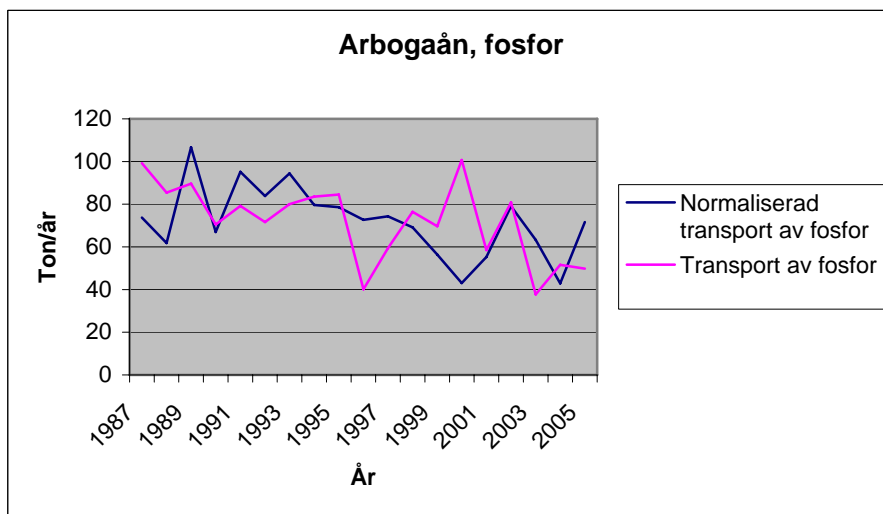
Variationen i Eskilstunaåns kvävetransport kunde till stor del förklaras av variation i avrinningen. Med hjälp av flödesnormaliseringen rensade vi bort alla de kraftiga svängningarna. Vid flödesnormalisering av fosfortransporten fick vi ett liknande resultat.

5.1.4 Arbogaån

För Arbogaån har vi månadsmedelvärden för vattenföringsdata från 1987-2005 och månatliga mätningar över näringsämneskoncentration 1987-2005. Se appendix 4 för specificerade mätstationer och mätintervall.



Figur 5.7. Kvävetransport i Arbogaån 1987-2005.

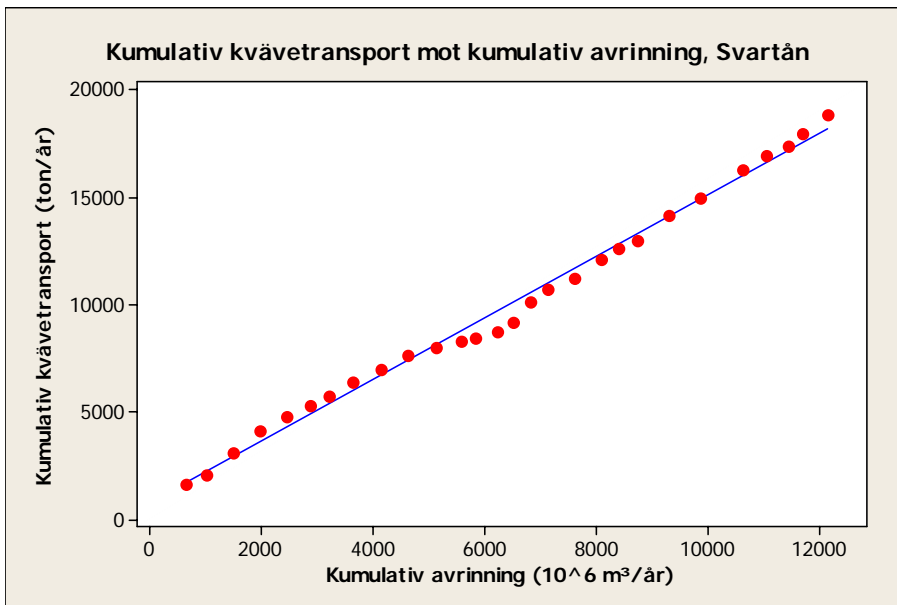


Figur 5.8. Fosfortransport i Arbogaån 1987-2005.

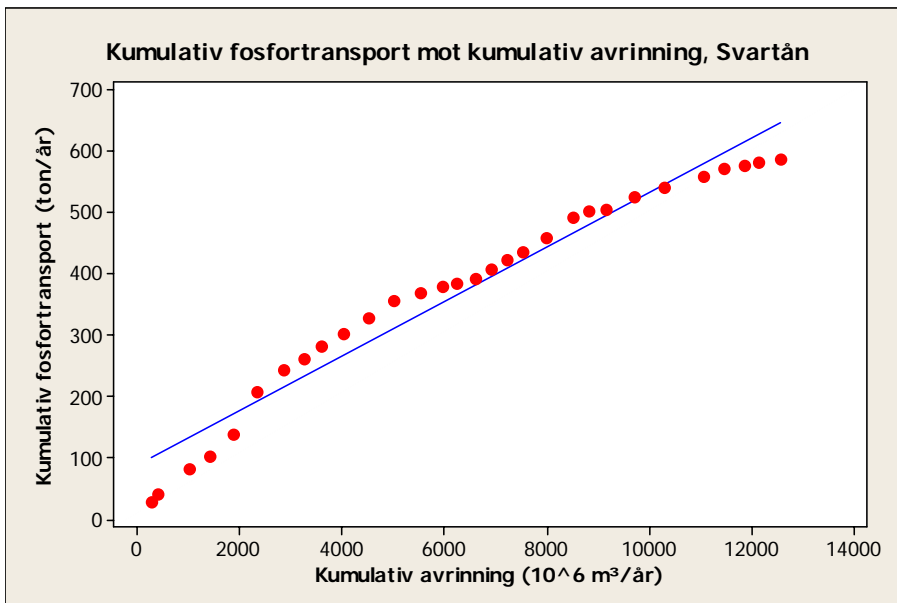
Arbogaåns kväve- och fosfortransport hade enligt vår modell inte ett lika stort samband med avrinningen som Eskilstunaån. Flödesnormaliseringen fick därmed inte lika stor effekt. Detta trots att vi hade bra mätserier för både vattenföring och näringsämnestransport.

5.2 Resultat av kumulativt vattenflöde mot kumulativ näringsämnestransport

5.2.1 Svartån

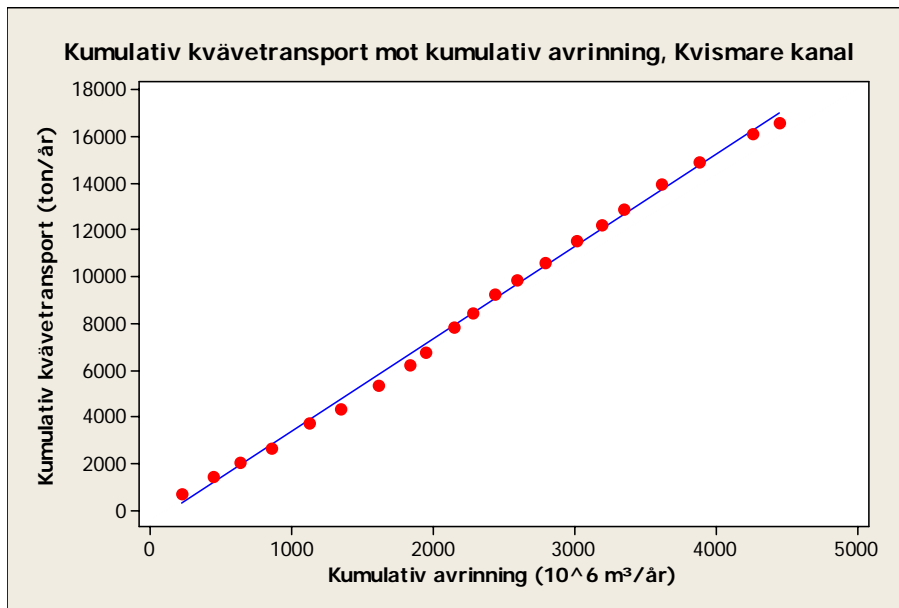


Figur 5.9. Svartån, kumulativ kvävetransport mot kumulativ avrinning, 1977-2004. Varje punkt motsvarar ett års värde.

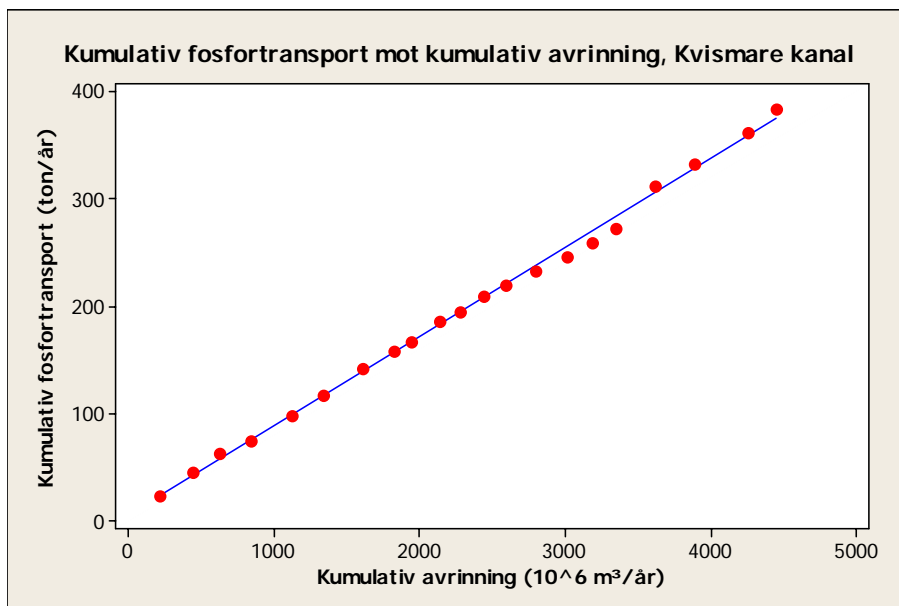


Figur 5.10. Svartån, kumulativ fosfortransport mot kumulativ avrinning, 1975-2004. Varje punkt motsvarar ett års värde.

5.2.2 Kvismare kanal

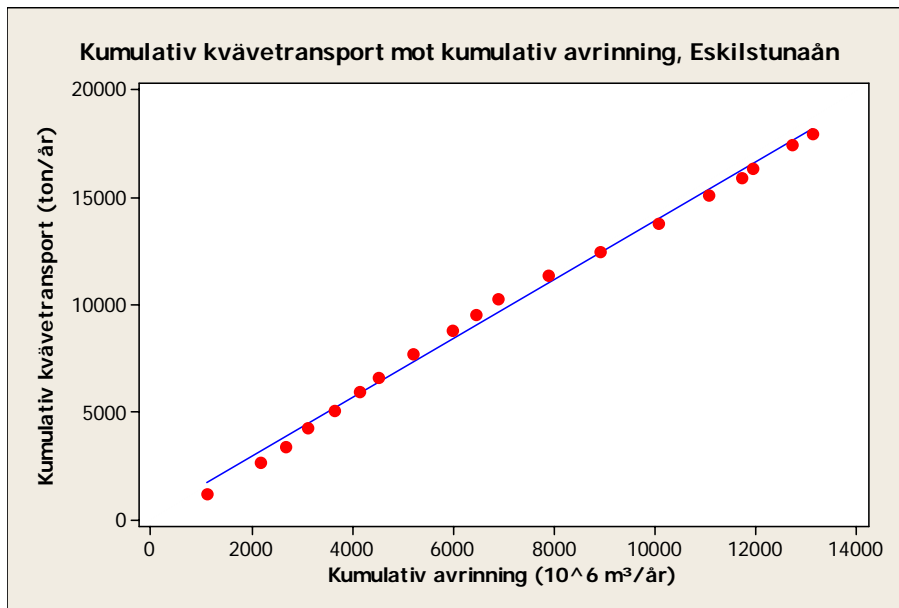


Figur 5.11. Kvismare kanal, kumulativ kvävetransport mot kumulativ avrinning, 1981-2001. Varje punkt motsvarar ett års värde.

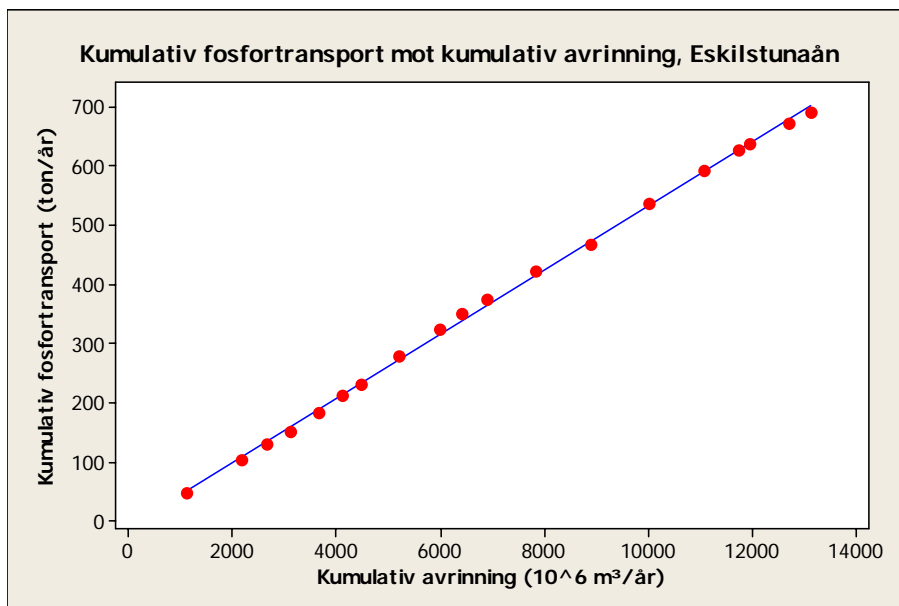


Figur 5.12. Kvismare kanal, kumulativ fosfortransport mot kumulativ avrinning, 1981-2001. Varje punkt motsvarar ett års värde.

5.2.3 Eskilstunaån

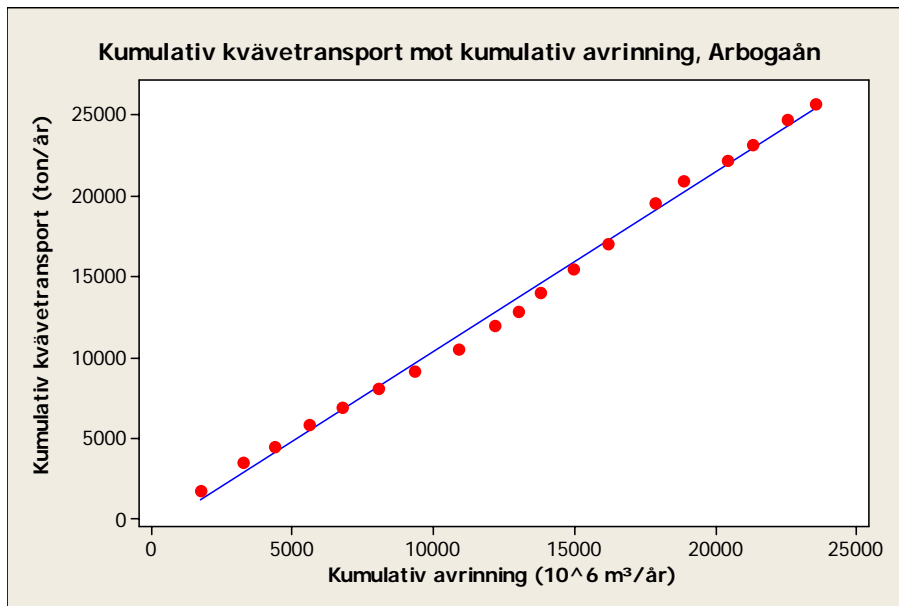


Figur 5.13. Eskilstunaån, kumulativ kvävetransport mot kumulativ avrinning, 1987-2005. Varje punkt motsvarar ett års värde.

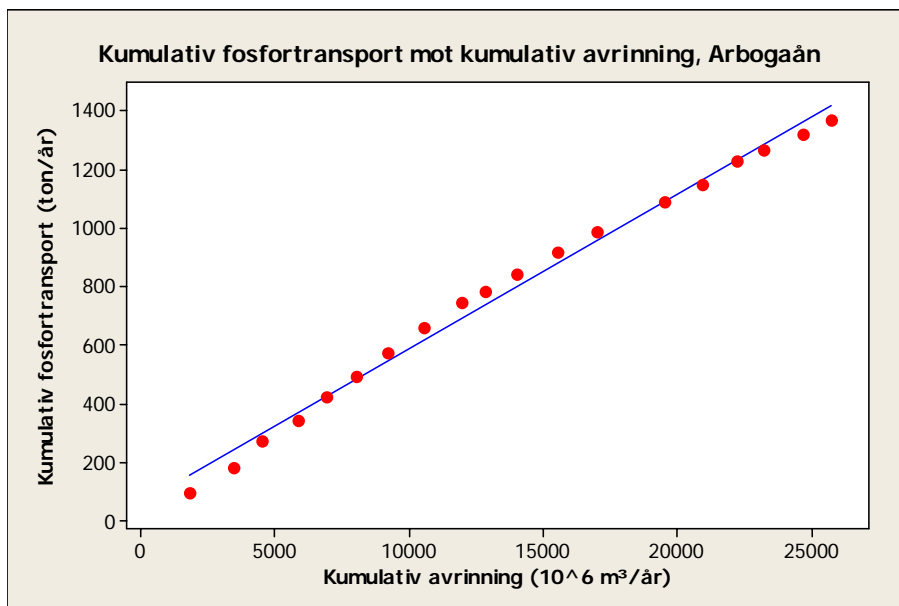


Figur 5.14. Eskilstunaån, kumulativ fosfortransport mot kumulativ avrinning, 1987-2005. Varje punkt motsvarar ett års värde.

5.2.4 Arbogaån



Figur 5.15. Arbogaån, kumulativ kvävetransport mot kumulativ avrinning, 1987-2005. Varje punkt motsvarar ett års värde.

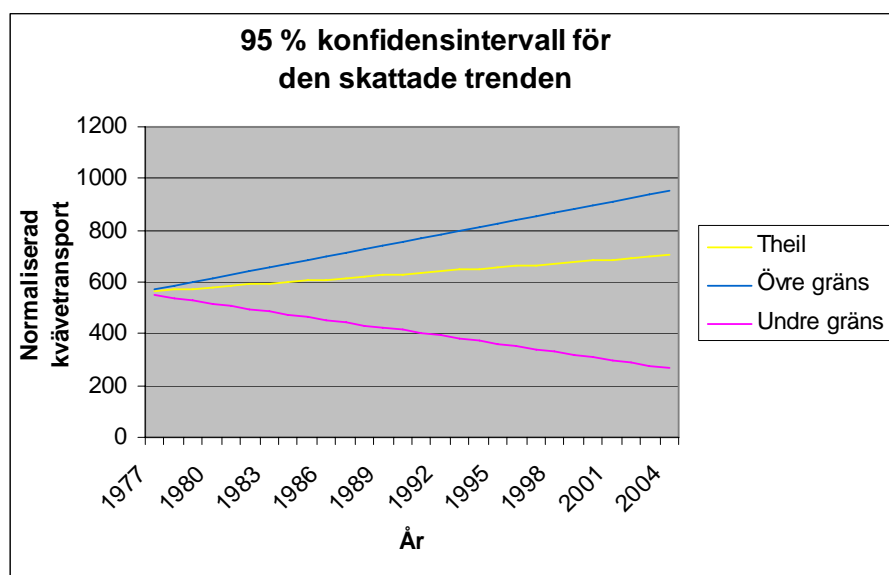


Figur 5.16. Arbogaån, kumulativ fosfortransport mot kumulativ avrinning, 1987-2005. Varje punkt motsvarar ett års värde.

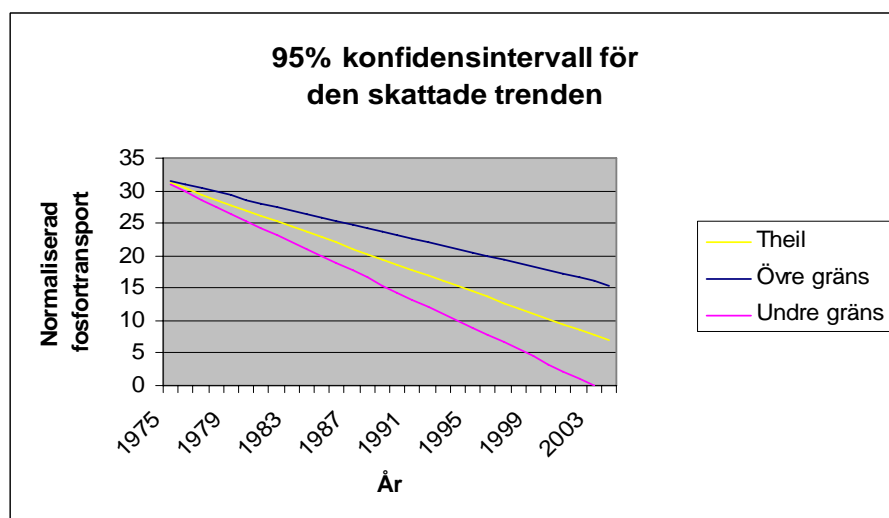
Dessa diagram gav en indikation av vad trendtesten senare skulle visa. För Svartåns och Arbogaåns fosfortransporter noterade vi en avtagande lutning på kurvan. Eskilstunaåns kvävetransport var den enda transporten av kväve som visade sig ha en avtagande lutning. I övriga fall var sambandet mellan kumulativt vattenflöde och kumulativ näringsämnestransport relativt konstanta över tiden.

5.3 Resultat av trendtest

5.3.1 Svartån



Figur 5.17. Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för kvävetransport i Svartån 1977-2004.



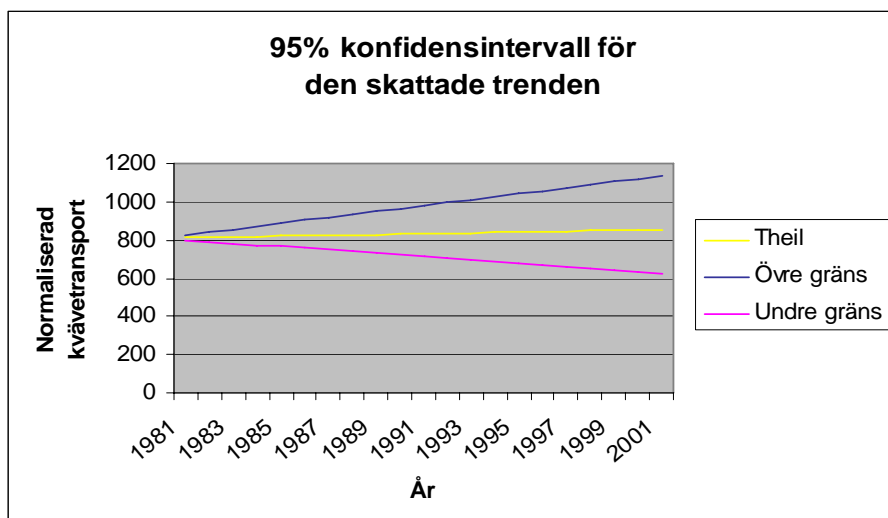
Figur 5.18. Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för fosfortransport i Svartån 1975-2004.

Svartån	Kendalls S	Var (Kendalls S)	Z_S	Theil	Övre gräns	Undre gräns
Kväve	50	2562	0,97	5,10	14,13	-10,46
Fosfor	-247	3141,67	-4,39	-0,83	-0,53	-1,10

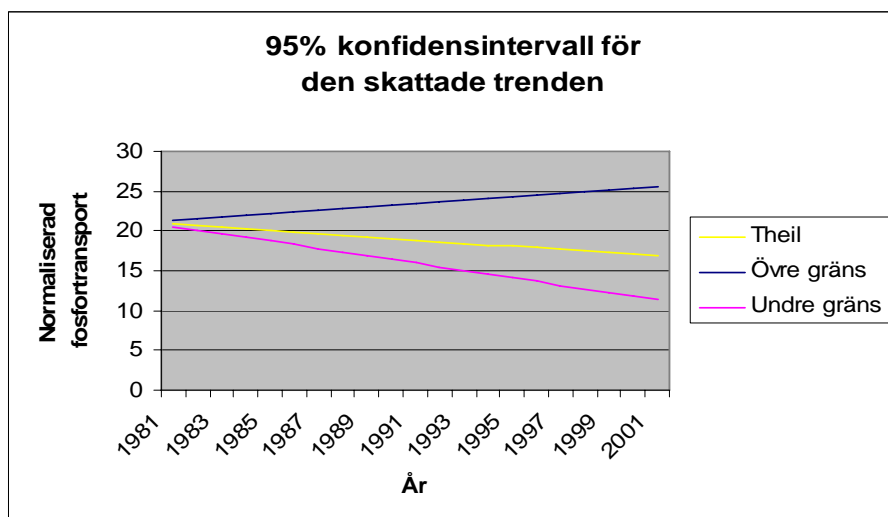
Tabell 5.1. Resultat av trendtest för Svartån.

Svartåns kvävetransport hade ingen signifikant trend. Fosfortransporten hade däremot en klart signifikant negativ trend. Detta visades genom att konfidensintervallet för den skattade trenden inte omfattade lutningen noll.

5.3.2 Kvismare kanal



Figur 5.19. Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för kvävetransport i Kvismare kanal 1981-2001.



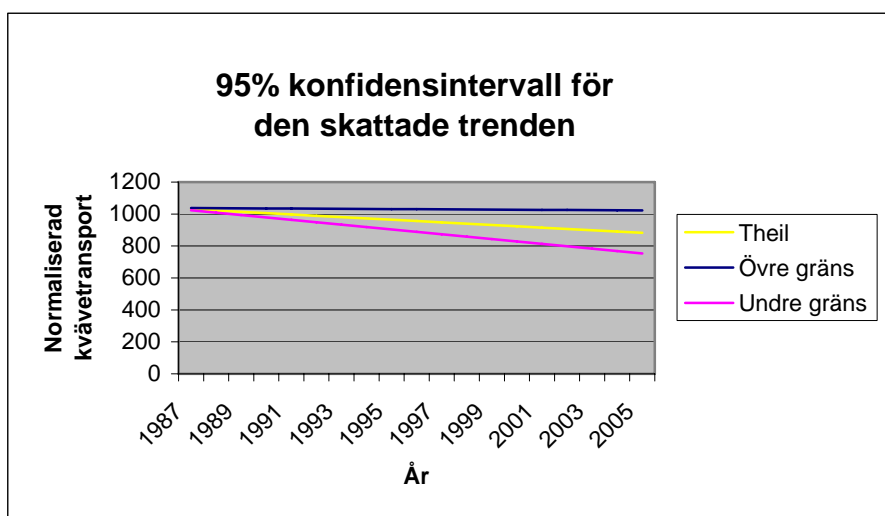
Figur 5.20. Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för fosfortransport i Kvismare kanal 1981-2001.

Kvismare kanal	Kendalls S	Var(Kendalls S)	Z _S	Theil	Övre gräns	Undre gräns
Kväve	10	1096,67	0,27	2,16	15,52	-8,91
Fosfor	-44	1096,67	-1,30	-0,20	0,22	-0,46

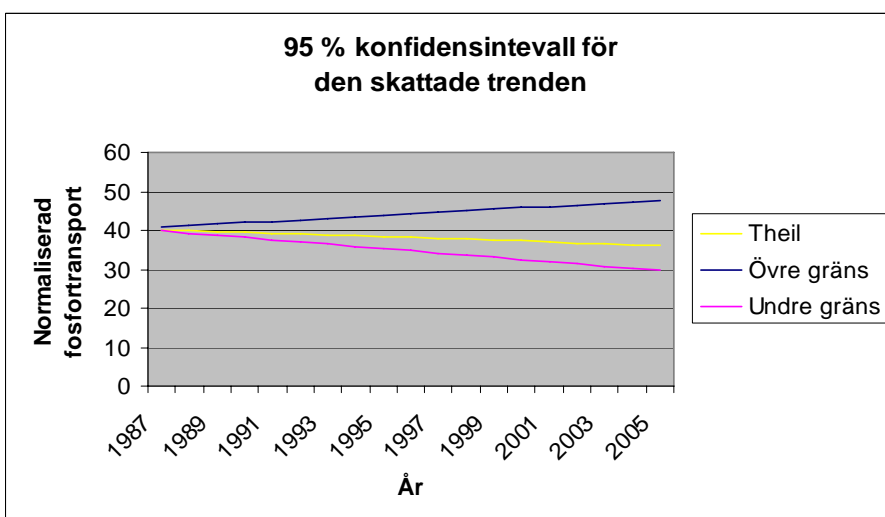
Tabell 5.2 Resultat av trendtest för Kvismare kanal.

Ingen av Kvismare kanals näringsämnestransporter uppvisade någon signifikant trend.

5.3.3 Eskilstunaån



Figur 5.21. Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för kvävetransport i Eskilstunaån 1987-2005.



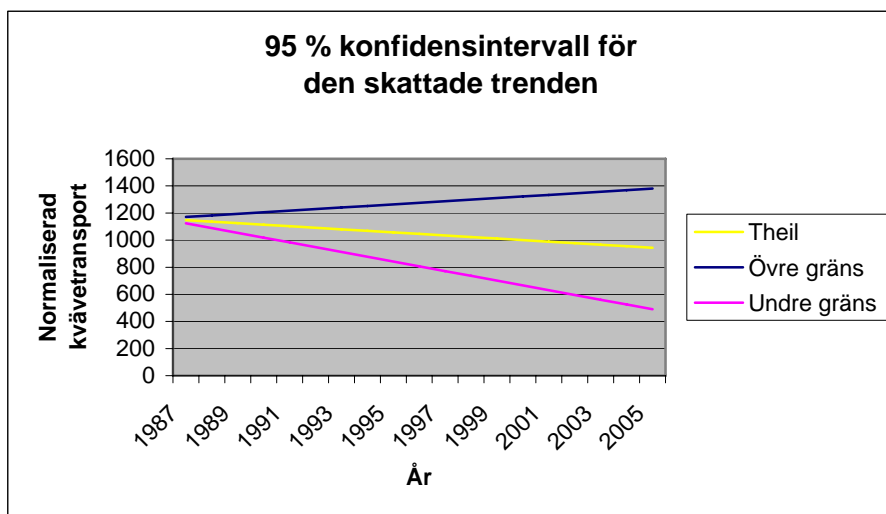
Figur 5.22 Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för fosfortransport i Eskilstunaån 1987-2005.

Eskilstunaån	Kendalls S	Var(Kendalls S)	Z_S	Theil	Övre gräns	Undre gräns
Kväve	-63	817	-2,17	-8,22	-0,81	-15,03
Fosfor	-23	817	-0,77	-0,23	0,35	-0,62

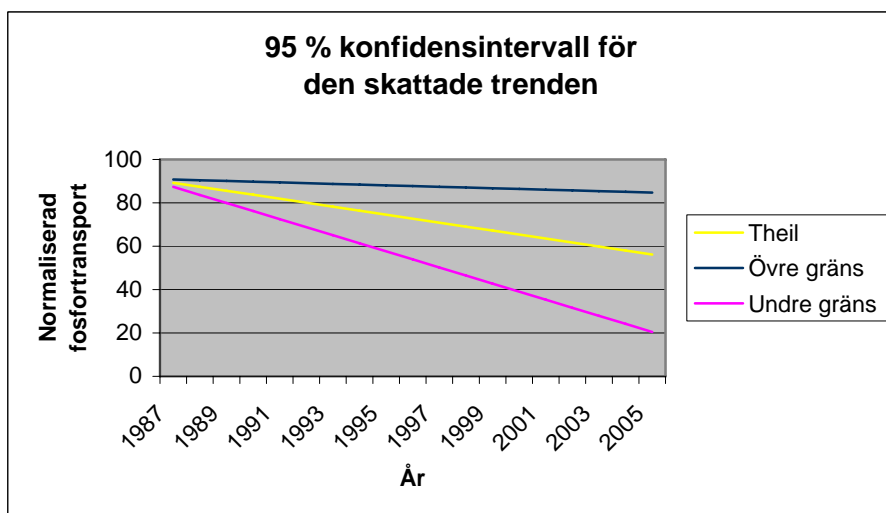
Tabell 5.3 Resultat av trendtest för Eskilstunaån.

När det gäller Eskilstunaån så identifierade vi en signifikant negativ trend beträffande kvävetransporten. Detta överensstämde också när vi beräknade konfidensintervallet för den skattade trenden, som inte omfattade lutningen noll. För fosfortransporten kunde vi dock inte förkasta nollhypotesen om att en trend inte förekommer

5.3.4 Arbogaån



Figur 5.23. Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för kvävetransport i Arbogaån.



Figur 5.24. Ett 95 % konfidensintervall för den skattade trenden med Theils lutningsparameter för fosfortransport i Arbogaån.

Arbogaån	Kendalls S	Var(Kendalls S)	Z _S	Theil	Övre gräns	Undre gräns
Kväve	-35	817	-1,19	-11,36	11,62	-35,23
Fosfor	-71	817	-2,45	-1,84	-0,33	-3,72

Tabell 5.4 Resultat av trendtest för Arbogaån.

För kvävetransporten i Arbogaån kunde ingen signifikant trend identifieras. För fosfortransporten däremot kunde nollhypotesen emellertid förkastas då vi kunde urskilja en signifikant negativ trend.

6 Diskussion

Då vi flödesnormaliserade näringsämnestransporten för de olika vattendragen fick vi väldigt olika resultat. För Svartån fick vi nästan samma utseende efter flödesnormaliseringen som före. En del av förklaringen till att variation i avrinningen enligt modellen tycktes förklara så liten del av variationen i transporter kan vara att datamaterialet har varit bristfälligt. Vi hade inte samma mätstation för vattenflöde och näringskoncentration vilket kan ha givit dåliga transportberäkningar. För näringsämneskoncentrationen blev vi dessutom tvungna att sammanfoga mätserier från fyra respektive fem mätstationer för kväve och fosfor. Åren 1987-1990 fanns det ingen mätstation närmre utloppet än Hidingebro att tillgå. Denna station ligger mellan Fjugesta och Vintrosa cirka 2,5 mil väster om Örebro. Naturligtvis ackumulerades det näringsämnen på vägen till utloppet, som vi missade på grund av detta. Det bör även noteras att dessa mätvärden var tveksamt låga för att jämföras med värdena närmre utloppet. Dessutom varierade dessa mätvärden i väldigt liten utsträckning jämfört med övriga data. Utöver detta har intervallen mellan mätningarna varit olika och ibland väldigt långa. På grund av detta har vi blivit tvungna att interpolera en del värden, vilket också medför en viss osäkerhet. Ovanstående faktorer medför att vi inte haft optimala förhållanden i detta fall. Detta kan ha spelat en stor roll för flödesnormaliseringen. En annan kan ha varit att sambandet mellan avrinning och näringsämnestransport i Svartån är svagt.

Beträffande Kvismare kanal så var kvävehalterna, och i viss mån även fosforhalterna, markant högre än i de andra vattendragen. Att transporterna ändå inte blev så höga berodde på att vattenföringen var så pass mycket lägre gentemot de andra åarna. Anledningen till de höga näringsämneshalterna beror på att den rinner genom en av de mest näringsrika jordarna i Mellansverige, som är väldigt utsatt för jordbruksverksamhet. Även här blev vi tvungna att sammanfoga mätserier från olika mätstationer, dock inte i lika stor omfattning som för Svartån. Detta kan vara en bidragande orsak till att flödesnormaliseringen inte rensade bort mer variation i näringsämnestransporterna. Vattenföringsdata fanns endast att tillgå till och med 2001, vilket tyvärr medförde att vi blev tvungna att utelämna ett par års näringsämnesdata. Det bör även noteras att vi endast hade tillgång till månadsmedelvärden över vattenföringen vilket kan ha försämrat precisionen på transportberäkningarna.

När det gäller Eskilstunaåns mätserier var förutsättningarna avsevärt bättre än för de tidigare beskrivna vattendragen. Vi har haft tillgång till veckomedelvärden för vattenföringsdata nära utloppet i Mälaren och månadsvärden för näringskoncentration nära utloppet. Flödesnormaliseringen fungerade på ett helt annat sätt än tidigare då nästan all variation, som fanns innan flödesnormaliseringen, enligt modellen, förklarades av variation i avrinningen.

För Arbogaån hade vi en liknande mätserie, med avseende på mätintervallen, som för Eskilstunaåns koncentrationsdata. Dock hade vi inte tillgång till lika frekventa mätningar över vattenföringen, utan fick använda oss av månadsmedelvärden. Flödesnormaliseringen identifierade inte ett lika starkt samband mellan avrinning och näringsämnestransport som för Eskilstunaån. En del av förklaringen till detta kan tänkas vara att Arbogaåns avrinningsområde omfattar ca 10 % jordbruksområde medan Eskilstunaåns avrinningsområde omfattar en betydligt större del jordbruk, 23 %. Detta borde innebära att avrinningen i Eskilstunaåns avrinningsområde för med sig mer näringsämnen än motsvarande i Arbogaåns avrinningsområde. Detta borde ha bidragit till att variation i transporten av näringsämnen till större utsträckning förklarades av variation i avrinningen för Eskilstunaån än för Arbogaån.

Efter att vi hade gjort flödesnormaliseringarna utvärderade vi vår valda metod genom att jämföra den med den regressionsbaserade flödesnormaliseringsmodellen, som vi också beskrivit i avsnitt 3.2.1. Resultatet av denna jämförelse för Eskilstunaån finns med i appendix 5. Vi drog slutsatsen att båda metoderna gav snarlika resultat. Detta kan ha berott på att intercepten varierade i för liten utsträckning för att det skulle bli synbara skillnader, alltså att figur 4.1 inte stämde väl överens med verkligheten. Vi är dock fortfarande övertygade om att den semiparametriska metoden är bättre, då den fångar upp ytterligare en aspekt som den regressionsbaserade flödesnormaliseringsmodellen inte gör. Som vi tidigare har nämnt i avsnitt 3.2.3 kan förändringen i intercepten ses som förändringen i punktkällornas bidrag till näringsämnestransporten. Denna effekt fångas endast upp av den semiparametriska metod vi använde. Vi är även övertygade om att det tidsförskjutna samband som den semiparametriska modellen tillåter mellan avrinning och näringsämnestransport är en klar fördel.

I vår trendanalys för Svartån fann vi en starkt signifikant negativ trend för fosfortransporten. Då vi hade mätstationer både före och efter Skebäcks reningsverk kan detta ha haft en påverkan på vårt resultat. Från 1997 och framåt var den bästa tillgängliga stationen före Skebäcks reningsverk, vilket är en stor punktkälla av näringsämnen. Detta medförde att det skift i data, som till stor del bör ha berott på vårt byte av mätstation, kan ha bidragit till den klart negativt signifikanta trend vi identifierade. Åren 1987-1990 blev vi tvungna att använda oss av en något avlägsen station med mätserier som avsevärt skilde sig från övriga data. Detta medförde att ett skift som kunde förklaras av att vi bytte station, enligt modellen, tolkades som avtagande fosfortransport. I appendix 6 finns ett diagram som illustrerar fördelningen för fosforkoncentrationen över tiden. Från detta är det enkelt att se det ovan beskrivna. För Svartåns kvävetransport kunde vi inte identifiera någon signifikant trend. För denna mätserie använde vi oss av samma mätstationer som för fosfortransporten. Det som vi ovan diskuterat med mätstation före och efter Skebäcks reningsverk stämde inte alls överens med vad vi observerar för kvävekoncentrationen i appendix 6. Kvävekoncentrationen snarare ökade då vi bytte mätstation till en som var placerad före Skebäcks reningsverk jämfört med efter. Vad detta kan ha berott på kan vi inte svara på då Skebäcks reningsverk är en stor punktkälla för både kväve och fosfor enligt Länsstyrelsen i Örebro läns rapport.

Genom vår trendanalys för Eskilstunaån lyckades vi identifiera en signifikant negativ trend för kvävetransporten efter att vi hade flödesnormaliserat transportererna. I detta fall såg vi tydligt flödesnormaliseringens betydelse då vi före eliminering av avrinningens effekt inte kunde se någon klar trend i data.

För Arbogaåns normaliserade fosfortransport fann vi en signifikant negativ trend. Detta anade vi redan vid en första anblick på fosforkoncentrationens fördelning över tiden.

När vi summerade vår studie kunde vi konstatera att vi fått signifikanta trender i tre av åtta fall. Det hade varit intressant att utöka studien till ett större antal vattendrag för att se om ungefär samma ratio hade gällt då. En annan intressant infallsvinkel hade varit att studera flera mätpunkter i samma vattendrag för att på så vis utröna hur kväve- och fosfortransportererna ackumuleras på vägen mot utloppet.

Källförteckning

- [1] Vattenportalen, 2006-12-14, tillgänglig på:
<http://www.vattenportalen.se/>
- [2] Naturvårdsverket, 2006-11-16, tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/>
- [3] Eriksson Martin, (2006), *Rapport 8251 – Rening av avloppsvatten i Sverige år 2004*, CM Digitaltryck AB, Naturvårdsverket, Stockholm
- [4] Sveriges miljömål , 2006-12-01, tillgänglig på
http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal7.php
- [5] Sveriges miljömål , 2006-11-10, tillgänglig på
http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal7.php#overgod_1
- [6] Sandsten Håkan, (2003), *Transporter av fosfor och kväve från skånska vattendrag – tillstånd och trender till 2001*, Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö
- [7] Nationalencyklopedin, 2006-11-15, tillgänglig på:
[http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=234681&i_word\(kv%e4ve](http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=234681&i_word(kv%e4ve)
- [8] Svenska Naturskyddsföreningen, 2006-11-15, tillgänglig på:
<http://www.snf.se/verksamhet/jordbruk/naringslackage.htm>
- [9] Zetterqvist Lena, (1989), *Statistical methods for analysing time series of water quality data*, Lunds universitet Reprocentralen, Lund
- [10] Nationalencyklopedin, 2006-11-15, tillgänglig på:
[http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=173561&i_word\(fosfor](http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=173561&i_word(fosfor)
- [11] Johansson Jan, (2004), *Utsläpp av fosfor och kväve till vatten i Örebro län*, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro
- [12] Stålnacke Per, Grimvall Anders, Sundblad Karin, Wilander Anders, (1998), *Trend in nitrogen transport in Swedish rivers*
- [13] Forsman Åsa, (2002), *Identification of simple structures in complex substance transport models*, Linköpings universitet, Linköping
- [14] Stålnacke Per, Grimvall Anders, (2001), *Semiparametric approaches to flow normalization and source apportionment of substance transport in rivers*
- [15] Helsel Dennis R, Hirsch Robert M, (1991), *Statistical methods in water resources*, Elsevier Science publishers B.V, Amsterdam

- [16] Stockholms universitet, institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, 2006-12-13, tillgänglig på: <http://www.ink.su.se/file.php?id=1262>
- [17] Linköpings universitet, matematiska institutionen, 2006-11-27, tillgänglig på: <http://www.mai.liu.se/engo/Multitrend.xls>
- [18] Linköpings universitet, matematiska institutionen, 2006-12-18, tillgänglig på: <http://www.mai.liu.se/engo/BertinoroGrimvall.pdf>

Appendix 1

Syfte

Antagande	Prediktera y betingat på x	Prediktera y och en variansskattning för prediktionen	OLS är bästa linjära väntevärdesriktiga estimator för y	Hypotestest, skattade konfidensintervall eller prediktionsintervall
Det finns ett linjärt samband mellan y och x	*	*	*	*
Relevanta data för studien används	*	*	*	*
Konstant varians för residualerna (homoskedasticitet).		*	*	*
Residualerna är oberoende.			*	*
Residualerna är normalfördelade				*

Tabell 1. Antagande som, enligt Helsel och Hirsch [15], krävs för OLS i olika situationer.

Appendix 2

Vattendrag	Näringsämne	Interpolerat månadsvärde
Svartån	Kväve	Januari månad 1977-1993, 1995, 1996, Juli månad 1995
	Fosfor	Januari månad 1975-1993, 1995, 1996, Juli månad 1995
Kvismare kanal	Kväve	Januari månad 1981-1986, 1993, 1995
	Fosfor	Januari månad 1981-1986, 1993, 1995
Eskilstunaån	Kväve	-
	Fosfor	-
Arbogaån	Kväve	-
	Fosfor	-

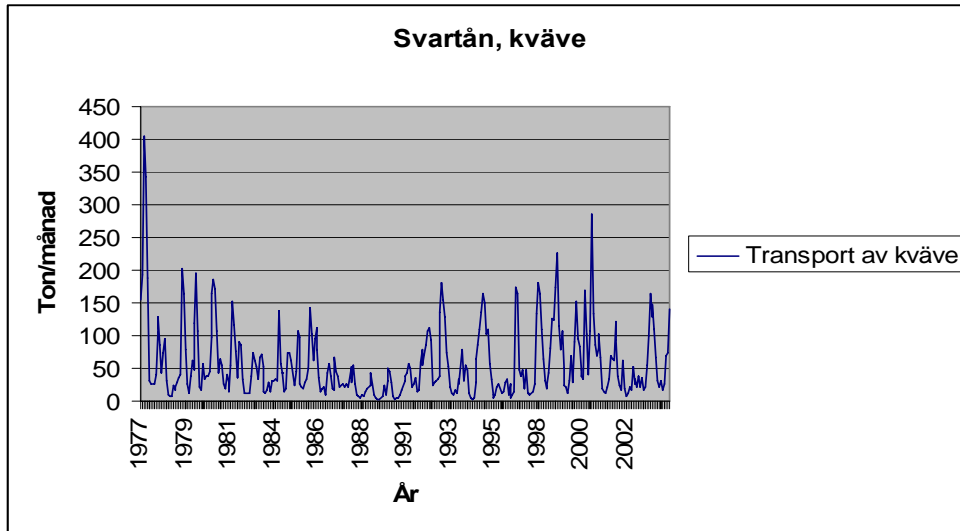
Tabell 2. Interpolerade flödesnormaliserade månadsvärden.

Vattendrag	Näringsämne	$\lambda 1$	$\lambda 2$
Svartån	Kväve	2560	0,125
	Fosfor	5	4
Kvismare kanal	Kväve	160	0,0625
	Fosfor	20480	0,25
Eskilstunaån	Kväve	1280	0,0625
	Fosfor	81920	1
Arbogaån	Kväve	20	2
	Fosfor	81920	8

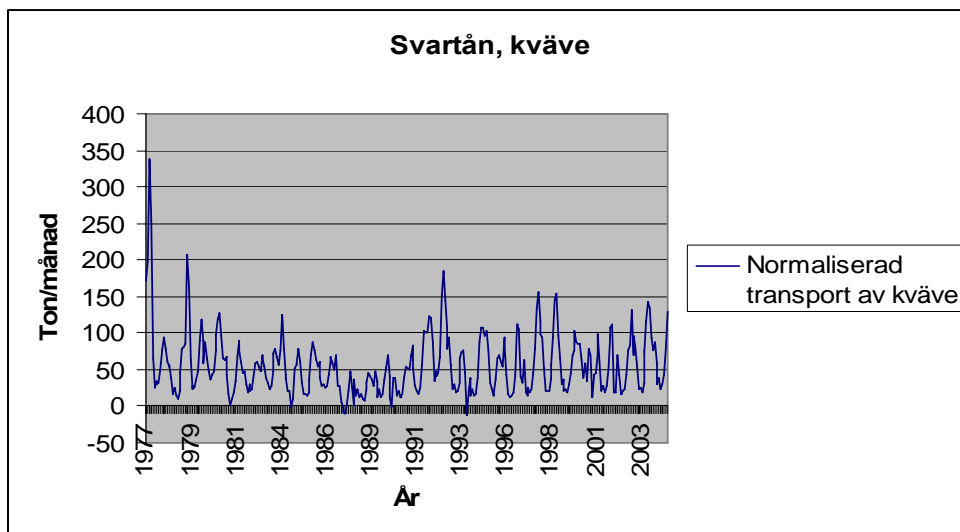
Tabell 3. Värden på använda straffparametrar i flödesnormaliseringen för de olika vattendragen. Beräknade med Multitrend genom korsvalidering.

Appendix 3

Svartån, kväve

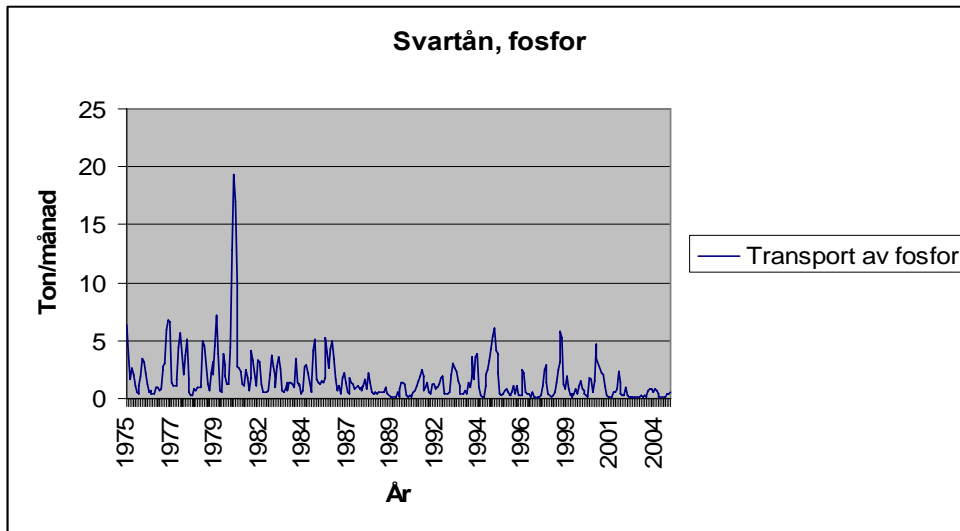


Figur 1. Kvävetransport i Svartån 1977-2004, månatliga observationer.

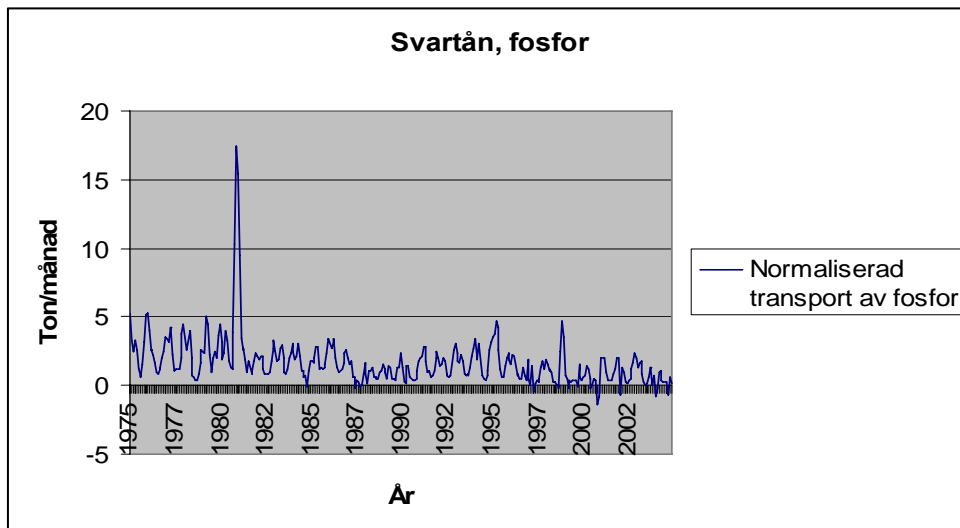


Figur 2. Flödesnormaliserad transport av kväve i Svartån 1977-2004, månatliga observationer.

Svartån, fosfor



Figur 3. Fosfortransport i Svartån 1975-2004, månatliga observationer.



Figur 4. Flödesnormaliserad transport av fosfor i Svartån 1975-2004, månatliga observationer.

Appendix 4

Vattendrag	Tid	Vattenföring	Mätintervall
Svartån Kväve	1977 - 2004	Karlslund (2070)	Dygnsvärden
Svartån Fosfor	1975 - 2004	Karlsund (2070)	Dygnsvärden
Kvismare kanal	1981 - 2001	Segersjö (3051)	Månadsmedelvärden
Eskilstunaån	1987 - 2005	Torshälla (7041)	Veckomedelvärden
Arbogaån	1987 - 2005	Kungsör (6096)	Månadsmedelvärden

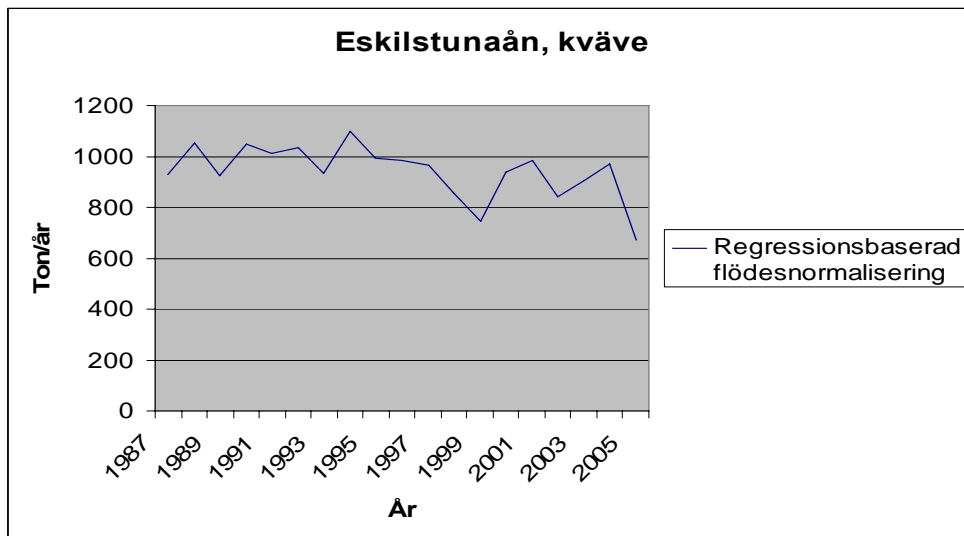
Tabell 4. Använda vattenföringsdata i uppsatsen för respektive vattendrag.

Vattendrag	Tid	Näringsämneskoncentration	Mätintervall
Svartån N	1977 - 1986	Svartåns utlopp (2080)	Kvartal
	1987 - 1990	Hidingebro (2060)	Kvartal
	1991 - 1993	Svartåns utlopp (2080)	Kvartal
	1994 - 1996	Gammelån vid Lindbacka (2408)	Varannan månad
	1997 - 2004	Svartån gästhamnen (2079)	Varannan månad
Svartån P	1975 - 1986	Svartåns utlopp (2080)	Kvartal
	1987 - 1990	Hidingebro (2060)	Kvartal
	1991 - 1993	Svartåns utlopp (2080)	Kvartal
	1994 - 1996	Gammelån vid Lindbacka (2408)	Varannan månad
	1997 - 2004	Svartån gästhamnen (2079)	Varannan månad
Kvismare kanal N	1981 - 1986	Odensbacken (3040)	Kvartal
	1987 - 1991	Segersjö (3051)	Månad
	1992 - 2001	Odensbacken (3040)	Varannan månad
Kvismare kanal P	1981 - 1986	Odensbacken (3040)	Kvartal
	1987 - 1991	Segersjö (3051)	Månad
	1992 - 2001	Odensbacken (3040)	Varannan månad
Eskilstunaån N	1987 - 2005	Torshälla (7041)	Månad
Eskilstunaån P	1987 - 2005	Torshälla (7041)	Månad
Arbogaån N	1987 - 2005	Kungsör (6096)	Månad
Arbogaån P	1987 - 2005	Kungsör (6096)	Månad

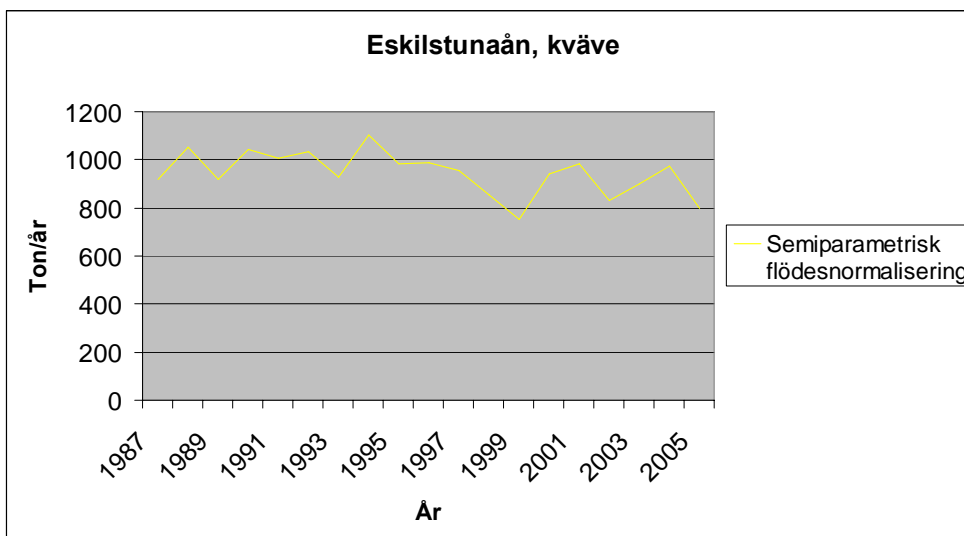
Tabell 5. Använda data för näringsämneskoncentration i uppsatsen för respektive vattendrag.

Appendix 5

Eskilstunaån, kväve

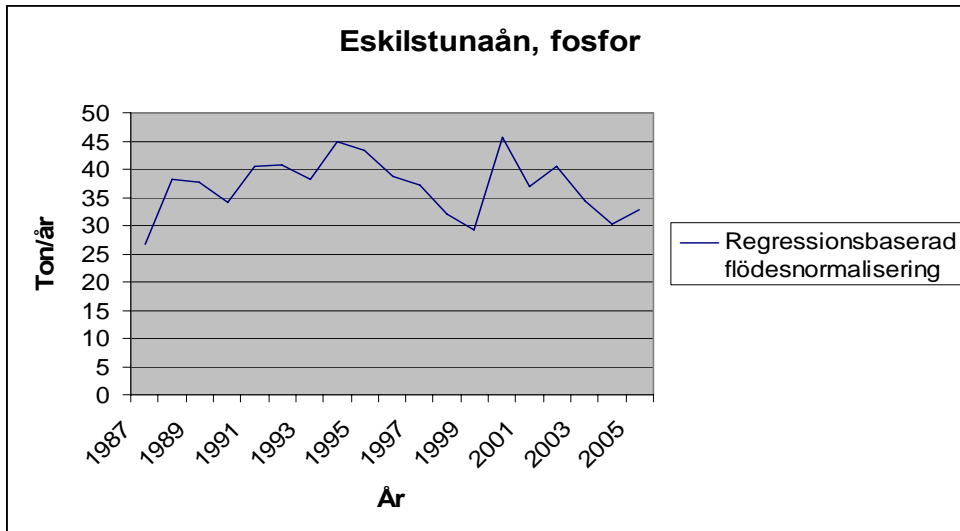


Figur 5. Eskilstunaån, kväve, 1987-2005, flödesnormaliserad med den regressionsbaserade metoden beskriven i avsnitt 3.2.1.

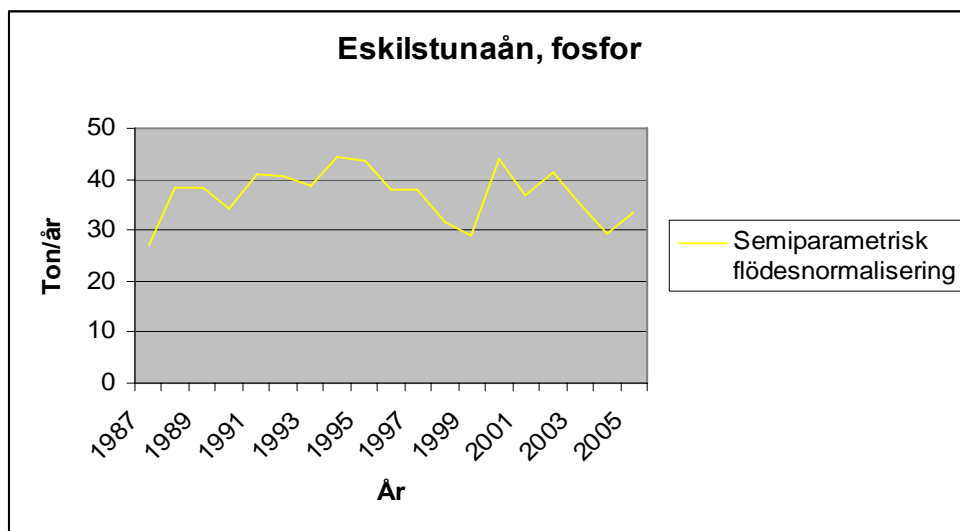


Figur 6. Eskilstunaån, kväve, 1987-2005, flödesnormaliserad med den semiparametriska metoden beskriven i avsnitt 3.2.3.

Eskilstunaån, fosfor



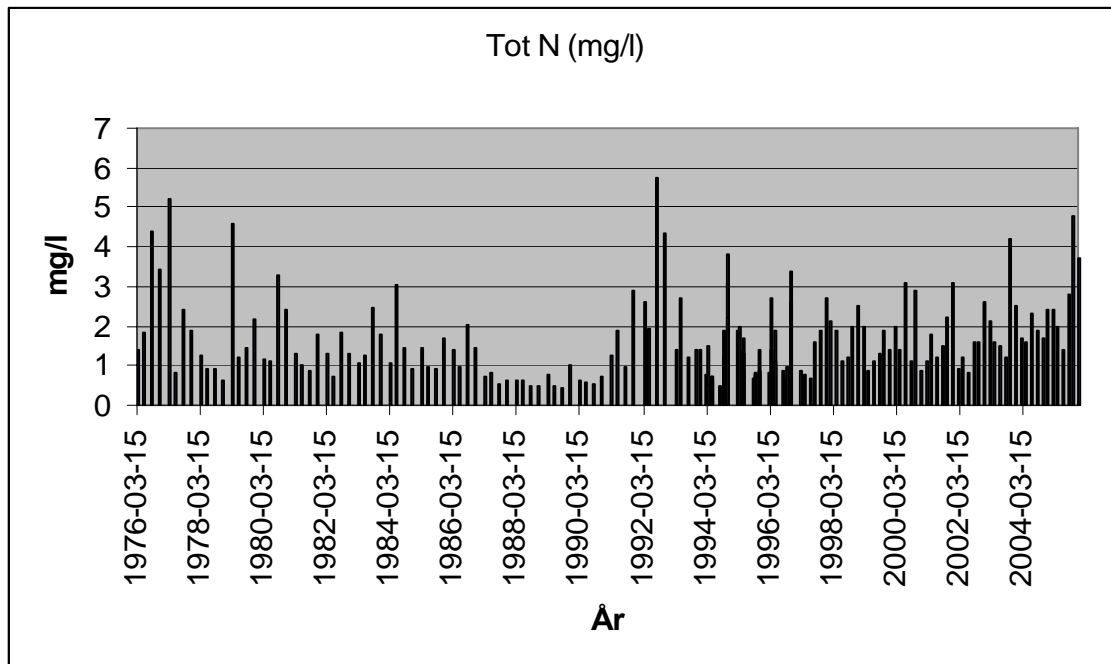
Figur 7. Eskilstunaån, fosfor, 1987-2005, flödesnormaliserad med den regressionsbaserade metoden beskriven i avsnitt 3.2.1.



Figur 8. Eskilstunaån, fosfor, 1987-2005, flödesnormaliserad med den semiparametriska metoden beskriven i avsnitt 3.2.3.

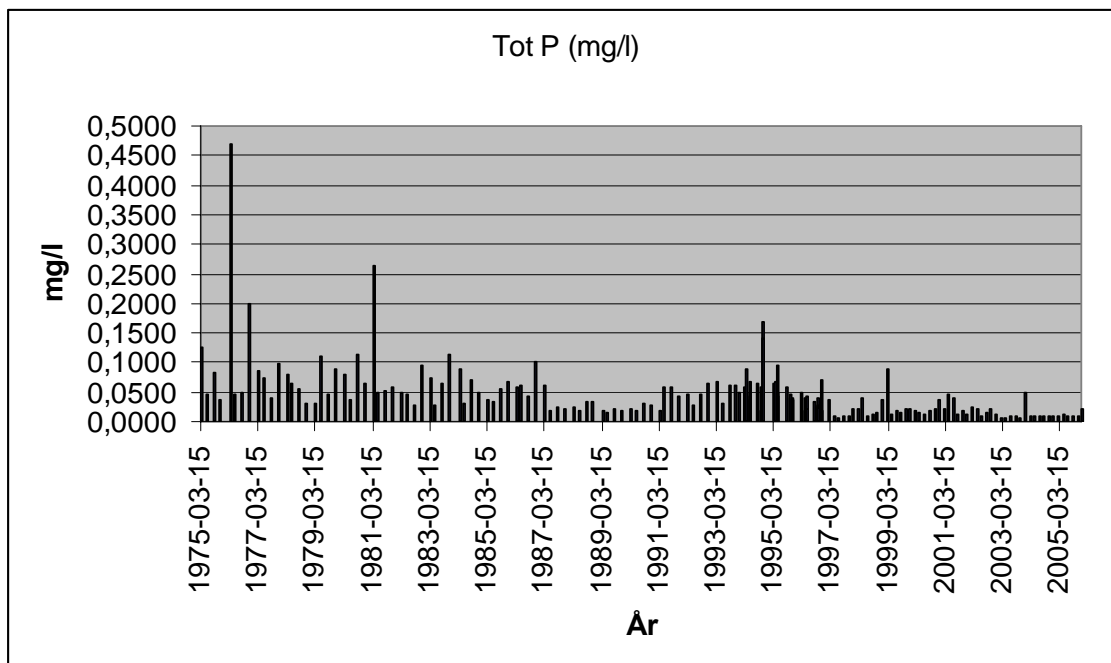
Appendix 6

Svartån kväve



Figur 9. Uppmätt kvävekoncentration i Svartån 1976 – 2005

Svartån fosfor



Figur 10. Uppmätt fosforkoncentration i Svartån 1975 - 2005



Länsstyrelsen Örebro län