



# Kungsängsverkets kväverening – inverkan på den interna fosforbelastningen i Ekoln

Kungsängsverket's nitrogen removal – effects  
on the internal phosphorous load in Ekoln

---

Alexandra Lousa-Alvin



## REFERAT

### **Kungsängsverkets kväverening – inverkan på den interna fosforbelastningen i Ekoln**

*Alexandra Lousa-Alvin*

Många sjöar är idag påverkade av mänsklig aktivitet, bland annat är 1 % av Sveriges sjöar eutrofierade, däribland Ekoln. Ekoln är en stor sjö i Uppsala län söder om Uppsala som länge varit eutrofierad. Fyrisån och Örsundaån är de största inflödena till Ekoln och Sävjaån är ett betydande biflöde till Fyrisån. Kungsängsverket är Uppsalas reningsverk och har sitt utlopp i Fyrisån och som ett led i att minska eutrofieringen byggdes fosforeringen ut 1972. Fosforhalterna i Ekoln sjönk och algbloomingarna blev färre. Kvävereningen byggdes ut 1999 och i detta arbete utvärderas detta reningssteg.

Hypotesen är att när ammonium minskar i bottenvattnet kommer syrgasförhållandena att förbättras på grund av minskad ammoniumnedbrytning som förbrukar syrgas. Med ökad halt syrgas är det känt sedan tidigare studier att den interna fosforbelastningen och algbloomingen minskar.

För att undersöka om det skett en signifikant minskning av näringsämnen i intransporten till Ekoln och av halterna i Ekoln utfördes statistiska test av ämnena för perioden före och perioden efter införandet av kväverening. Intransporterna modellerades även i StormTac.

Resultatet visar att det skett en minskning av kväve- och ammoniumtransport och en ökning av fosfor-, fosfat- och TOC-transport. I Ekoln har en minskning påvisats i ammonium-, totalfosforhalt och en ökning i fosfat- och TOC-halt. Ammoniumhalten har minskat i bottenvattnet så den minskade intransporten av ammonium gett en effekt. Fosfor- och fosfathalten har inte förändrats signifikant i bottenvattnet, men det har skett en viss minskning av fosfor och en viss ökning av fosfat i Ekoln perioden 1990-1998 till 2000-2010. Även syrgashalten har ökat i bottenvattnet.

Att det inte skett signifikanta förändringar i fosfor, fosfat och syrgas tyder på att intransporten till vattenmassan inte förändrats. Ökade TOC-halter leder till ökad nedbrytning där syrgas förbrukas i bottenvattnet. Det är möjligt att situationen sett ännu värre ut i Ekoln om inte kväveutsläppen minskat.

Nyckelord: reningsverk, intern fosforbelastning, Kungsängsverket, Ekoln, wilcoxon rank-sum test

Institutionen för ekologi och genetik, Uppsala Universitet  
Norbyvägen 18 D, SE-752 36 Uppsala  
ISSN 1401-5765

## **ABSTRACT**

### **Kungsängsverket's nitrogen removal – effects on the internal phosphorous load in Ekoln**

*Alexandra Lousa-Alvin*

Many lakes are today affected by human activity, e.g. are 1 % of Sweden's lakes eutrophicated, including Lake Ekoln. Ekoln is a large lake in Uppsala County and has long been eutrophicated. The rivers Fyrisån and Örsundaån are the largest inflows to Ekoln and Sävjaån is a major tributary to Fyrisån. Kungsängsverket is Uppsala's waste water treatment plant and has its outlet in Fyrisån. To reduce the nutrient levels in Ekoln phosphorous removal was improved in Kungsängsverket. Phosphorous levels in Ekoln decreased and the algae blooms became fewer. Nitrogen removal was added to Kungsängsverket and it is this removal step that has been evaluated in this project.

The hypothesis is that when ammonium decreases in the deep water, oxygen conditions will improve due to reduced ammonium consumption that consumes oxygen. With increased concentrations of oxygen, it is known from earlier studies that the internal phosphorous loading and algae blooms decrease.

To investigate whether there has been a significant reduction of nutrients in the inflow into Ekoln and concentrations in Ekoln statistical tests were made to test if there had been a change after the nitrogen removal. The inflows were also modeled in StormTac.

The result shows that there has been a reduction in nitrogen- and ammonium inflow and increase in phosphorous, phosphate and TOC inflow. In Ekoln a decrease of ammonium and phosphorous and an increase of phosphorous and TOC was observed. Ammonium has decreased in the deep water due to the reduction of the inflow of ammonium. Phosphorous and phosphate concentrations have not changed significantly in the deep water, however, there has been a decrease in phosphorous an increase in phosphate from the period 1990-1998 to 2000-2010. The oxygen concentration has also increased.

Since phosphorous, phosphate and oxygen have not changed significantly, the phosphorous load has not changed. Increased TOC concentrations lead to increased degradation where oxygen is used and it is possible that the situation would have been even worse if the nitrogen load had not been decreased.

Key words: wastewater treatment plant, internal phosphorous load, Kungsängsverket, Ekoln, wilcoxon rank-sum test

Department of ecology and genetics, Uppsala University  
Norbyvägen 18 D, SE-752 36 Uppsala  
ISSN 1401-5765

## FÖRORD

Detta examensarbete om 30 hp är den avslutande delen av civilingenjörsprogrammet miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Det är en del i ett större LOVA-projekt, där kvävereningens effekter på den interna fosforbelastningen i Ekoln utreds. Projektet är ett samarbete mellan Uppsala Vatten, SWECO, SMHI och Fyrisåns vattenförbund. Uppgiften har varit att titta på de statistiska sambanden, modellera transporterna i StormTac och ta fram data till SCOBI-modellen som också använts.

Jag vill framföra ett varmt tack till alla i projektgruppen: Anders Larsson, Caroline Holm, Irina Persson, och Jenny Pirard - tack! Det har varit roligt och givande att jobba med er. Ett speciellt tack riktar jag till Caroline som varit en utmärkt handledare.

Jag vill också tacka min ämnesgranskare, Gesa Weyhenmeyer vid institutionen för ekologi och genetik, Uppsala Universitet. Du har varit till stor hjälp och ett stöd under projektets gång.

Ett tack riktar jag också till alla på VA-planeringen på Uppsala Vatten och dag- och ytvattengruppen på SWECO för en spännande tid på kontoren, Tomas Larm och Jenny Persson för hjälp vid StormTac modelleringen och ni andra som hjälp till att förverkliga det här examensarbetet.

Sist vill jag även tacka Fritjof Jonsson som varit ovärderlig.

Uppsala, september 2011

Alexandra Lousa-Alvin



## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Sjöar är en viktig naturresurs i Sverige som behöver vårdas för att fungera i sina varierande roller. De har även en viktig funktion som ett ekosystem och många arter i Sverige återfinns bara i sjöar. Sjöar fungerar som recipient för avloppsvatten, transportleder och rekreationsområden och vattnet från sjöar används som dricksvatten, kylmedel till industrier och bevattning av åkrar. Många sjöar är idag påverkade av mänsklig aktivitet, bland annat är 1 % av Sveriges sjöar eutrofierade, däribland Ekoln. Eutrofierade sjöar påvisar högre halter av näringsämnen än normalt. Ofta orsakas eutrofiering av otillräcklig rening av avloppsvatten och läckage från jordbruk. I eutrofierade sjöar skiftas artsammansättningen på grund av ändrad omgivning och vattnet kan få en sämre kvalitet.

Ekoln är en stor sjö i Uppsala län söder om Uppsala som länge varit eutrofierad. Under 60- och 70-talet uppmättes höga koncentrationer i Ekoln, kvävehalter uppemot 5000 µg/l och fosforhalter nära 600 µg/l. Fyrisån står för det största inflödet, men även Örsundaån är ett stort inflöde. Kungsängsverket är Uppsalas reningsverk och har sitt utlopp i Fyrisån. Fosforeringen byggdes ut i Kungsängsverket under 1972 och detta gav resultat. Fosforhalterna i Ekoln sjönk och algblomningarna blev färre. Med påtryckning från EU byggdes även kvävereningen ut 1999 och det är detta reningsstegs effekt som utvärderas i arbetet.

Det har bedrivits mycket forskning kring hur eutrofiering sker och vilka processer som styr den. Längre lades fokus på att det var höga halter av fosfor som orsakade intern fosforbelastning. Senare skiftades det till en uppfattning om att kväve också hade en betydande roll. Idag finns en mer nyanserad bild av orsakerna till intern fosforbelastning, forskning har visat att flera processer, både kemiska och biologiska, reglerar den interna fosforbelastningen. I det här arbetet undersöks om den interna fosforbelastningen påverkas av minskad halt ammonium i bottenvattnet. Hypotesen är att när ammonium minskar i bottenvattnet kommer syrgasförhållandena att förbättras på grund av den minskade ammoniumnedbrytning som förbrukar syrgas. Med ökad halt syrgas är det känt sedan tidigare studier att den interna fosforbelastningen och algblomningen minskar.

Det finns flera juridiska skydd för Ekoln, dels finns det flera Svenska miljö kvalitetsnormer och dels EU:s ramdirektiv för vatten som nyligen börjat tillämpas. Sverige har även flera miljömål som fungerar som vägledning i miljöarbetet. Det är länsstyrelsen, kommunen och vattenmyndigheten som har ansvaret att miljöarbetet efterlevs. Mätdata undersöktes för att se om det skett några signifikanta skillnader i intransporten till Ekoln, halterna i åarna och halterna i Ekoln. Data delades upp i perioder före och efter införandet av kväverening och statistiska test utfördes för att undersöka om perioderna var signifikant skilda från varandra. Detta gjordes för totalkväve, ammonium, totalfosfor, fosfat och TOC för Fyrisån, Sävjaån och Örsundaån. Resultatet visar att totalkvävetransporten minskat signifikant i Fyrisån och Sävjaån samt även minskat, om än ej signifikant i Örsundaån. Ammoniumtransporten har minskat i Fyrisån och ökat i Sävjaån och Örsundaån, ingen signifikant skillnad har kunnat påvisas. Totalfosfor- och fosfattransporten har ökat i alla åar och TOC transporten har ökat signifikant.

För att få en ökad förståelse för storleken på kväve- och fosforflödena till och inom Ekoln modellerades de i modellen StormTac. Då transportmätningen inte fanns för övriga vattendrag runt Ekoln som till exempel Hågaån, Sävaån och mindre vattendrag i närområdet, gav modelleringen en uppfattning om dess intransport som visade sig vara liten i jämförelse till Fyrisån och Örsundaån. Modellen redovisade lägre transporter i Fyrisån och Örsundaån, för både totalfosfor och totalkväve. Modelleringen visade även på en intern fosforbelastning och nettosedimentation av kväve i Ekoln.

Även för Ekoln undersöktes totalfosfor-, fosfat-, totalkväve-, ammonium-, TOC-, syrgas- och klorofyllhalter. Statistiska test utfördes för mätvärden för alla djup, endast ytvattnet (0,5 m) och bottenvattnet (30 m) för att få en tydlig bild över vad som förändrats var. Flest skillnader syns då mätdata från alla djup testades, en minskning syntes i ammonium-, totalfosforhalt och en ökning i fosfat- och TOC-halt. För bottenvattnet påvisades en minskning i ammonium och totalfosforhalt och för ytvattnet en ökning i totalfosfor och syrgas.

Att det inte skett signifikanta förändringar i fosfor, fosfat och syrgas tyder på att den intransporten av fosfor inte förändrats. Ökade TOC-halter leder till ökad nedbrytning där syrgas förbrukas i bottenvattnet. Det är möjligt att situationen sett ännu värre ut i Ekoln om inte kväveutsläppen minskat.



## ORDLISTA

Aerobt	Fritt syre finns tillgängligt
Ammoniumjon, $\text{NH}_4^+$	Kväveförening som är biotillgänglig för växter, svagt sur pH ~5
Anaerobt	Fritt syre finns inte tillgängligt
Anoxisk	Syrgas inte närvarande, men andra elektronacceptorer kan vara det
Autotrof	Organism som kan skapa organiska energikällor för lagring från oorganiskt material, växter med klorofyll t.ex.
Avloppsvatten	Det vatten som leds till reningsverk, ofta spillvatten från kommunens vattenanvändare (hushåll, företag och industrier), dagvatten och dränvatten, i Uppsala leds dagvattnet ut i Fyrisån
Biotillgänglig	Föreningar som växter kan ta upp. Ofta behöver föreningar omvandlas av bakterier för att bli biotillgängligt
Biuturbation	Omrörning på grund av djur och växters rörelse
Box- and whisker diagram	Typ av diagram där medianen, undre- och övre kvartil samt minimum- och maximumvärde visas
CV-värde	Standardavvikelse/medelvärde, en normerad standardavvikelse som kan användas för att jämföra spridningen mellan olika parametrar
Denitrifikation	Biologisk anaerob process där nitrat omvandlas till syrgas
Ekologisk status	Den ekologiska kvaliteten hos en ytvattenförekomst, bygger på miljö kvalitetsnormer och angiven som hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig
Elektronacceptor	Ämne som reduceras för att organismer ska kunna oxidera organiskt material och på så sätt utvinna energi
Eutrof	Näringsrik miljö med god biologisk produktion
Eutrofierad	Utveckling mot ett mer näringsrikt ekosystem, kan ske naturligt eller på grund av mänsklig aktivitet
Extern fosforbelastning	Fosforinflöde till sjö från källor utanför, t.ex. från vattendrag och punktkällor
Fakultativ organism	Organism som kan leva under flera olika förhållanden, en fakultativ anaerob organism använder helst syrgas som elektronacceptor men kan använda andra också.
Fotosyntetiserande organism	Organism som kan bilda sin egen energikälla med energi från solen

Heterotrof organism	Organism som inte kan bilda sin egna kol källa utan måste äta den
Hypertrof	Mycket näringsrik
Inert	Reaktionströg förening
Intern fosforbelastning	Fosforinflöde till sjö från sediment, en intern fosforkälla.
Kemoautotrof	Organism som kan reducera koldioxid till organiskt kol med energi det utvunnit från kemiskareaktioner, endast vissa bakterier är kemoautotrofa
Kväve	Essentiellt grundämne för de flesta organismer. Finns ofta i rikliga mängder i gödsel
Kvävefixering	Process där kvävgas ombildas till biotillgängligt kväve
Kvävgas, N <sub>2</sub>	Gas, vanligaste gasen i atmosfären. Kvävefixerande organismer kan göra kvävgas biotillgängligt
Löst organiskt kväve, DON	Nedbrutet PON som medverkar i flera nedbrytningsprocesser
Mol	SI-enhet för substansmängd, 6,0221417930*10 <sup>23</sup> st
Nitrat, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Kväveförening som är biotillgänglig för växter
Nitrifikation	Process i två steg där bakterier oxiderar ammonium till nitrit och nitrit till nitrat med hjälp av syrgas för att utvinna energi.
Nitrit, NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Kväveförening som finns i små mängder, ofta övergår nitrit till nitrat i balanserade ekosystem, giftigt för flera organismer
Oligotrof	Näringsfattig
Organisk	Ämne med minst en kol-kol-bindning
Oxiskt	Syrgas närvarande
p-värde	Anger sannolikheten att erhålla ett mer extremt resultat från testen än det som erhållits
Partikulärt organiskt kväve, PON	Kväve i stora organiska komplex, en stor kvävepool i sjöar
Primärproduktion	Bildning av organiskt material från oorganiskt.
Recipient	Det system som tar emot ämnen, t.ex. en sjö, flod
Råvatten	Ytvatten eller grundvatten som efter någon form av rening kan användas som dricksvatten
Totalhalt organiskt kol, TOC	Summan av olika närvarande organiska föreningar



# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

REFERAT .....	III
ABSTRACT .....	IV
FÖRORD.....	V
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING .....	VII
ORDLISTA .....	IX
1. INTRODUKTION .....	1
1.1 BAKGRUND .....	1
1.2 SYFTE.....	3
1.3 ARBETSSÄTT .....	3
1.4 AVGRÄNSNINGAR .....	3
2. TEORI.....	5
2.1 EKOLN.....	5
2.2 LAGAR, STYRMEDEL OCH ÅRGÄRDER .....	6
2.3 NÄRINGSÄMNEN I SJÖAR .....	8
2.3.1 Kväve.....	9
2.3.2 Fosfor, intern fosforbelastning och eutrofiering.....	9
3. METOD .....	13
3.1 MÄTDATA .....	13
3.2 WILCOXON RANK-SUM TEST .....	14
3.3 STORMTAC .....	14
3.3.1 Modellen.....	14
3.3.2 Indata .....	15
4. RESULTAT .....	17
4.1 TRANSPORTER OCH KONCENTRATIONER I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN .....	17
4.2 KORRELATION MELLAN TOTALFOSFOR OCH TOC SAMT FOSFAT OCH TOC.....	23
4.3 STORMTAC .....	24
4.3.1 Vatten- och ämnesflöden .....	24
4.4 HALTER I EKOLN, VRETA UDD.....	26
5. DISKUSSION.....	35
5.1 KVÄVE- OCH AMMONIUMTRANSPORT I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN .....	35

5.2 FOSFOR-, FOSFAT- OCH TOC-TRANSPORT I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN .....	36
5.3 HALTER I EKOLN, VRETA UDD.....	37
6. SLUTSATS.....	39
7. REFERENSER .....	41
7.1 LITTERATUR .....	41
7.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN.....	42
BILAGA 1 TOTALKVÄVE, MÄTMETOD .....	43
BILAGA 2 MÄTOSÄKERHETER OCH MÄTOMRÅDE FÖR PARAMETRAR MÄTTA AV SLU .....	45
BILAGA 3 WILCOXON RANK-SUM TEST, RESULTAT .....	46
BILAGA 4 KORRELATION MELLAN TOC OCH FOSFOR SAMT TOC OCH FOSFAT I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN .....	50



# 1. INTRODUKTION

## 1.1 BAKGRUND

Sjöar är viktiga ekosystem med många gånger en unik flora och fauna. De förser både samhället och naturen med många värdefulla ekosystemtjänster. Det är också en viktig naturresurs i Sverige som utnyttjas av många parter i samhället. Det finns cirka 100 000 sjöar med en area större än 1 hektar i Sverige och sjöarealen motsvarar 9 procent av Sveriges yta (SMHI, 2008, s.1). Flera kommuner tar sitt dricksvatten från sjöar och behöver ha ett rent råvatten, samtidigt som många reningsverk har sitt utlopp i sjöar. Vattnet används också ofta av industrier till kylning och av jordbruk för bevattning av åkrar. På stora sjöar finns transportleder som utgör stor samhällsnytta, men påverkar även negativt genom att förorena, bullra och störa människor och djur. Sjöar används också som friluft- och rekreationsområden, med fiske, segling, bad och skridskoåkning. Ibland kan intresseparternas verksamhet stå mot varandra och det skapar problem. Det finns dock lagar och myndigheter som skyddar sjöar och samordnar så att allas intressen tillgodoses. I det lokala miljöarbetet har kommunen ett stort ansvar.

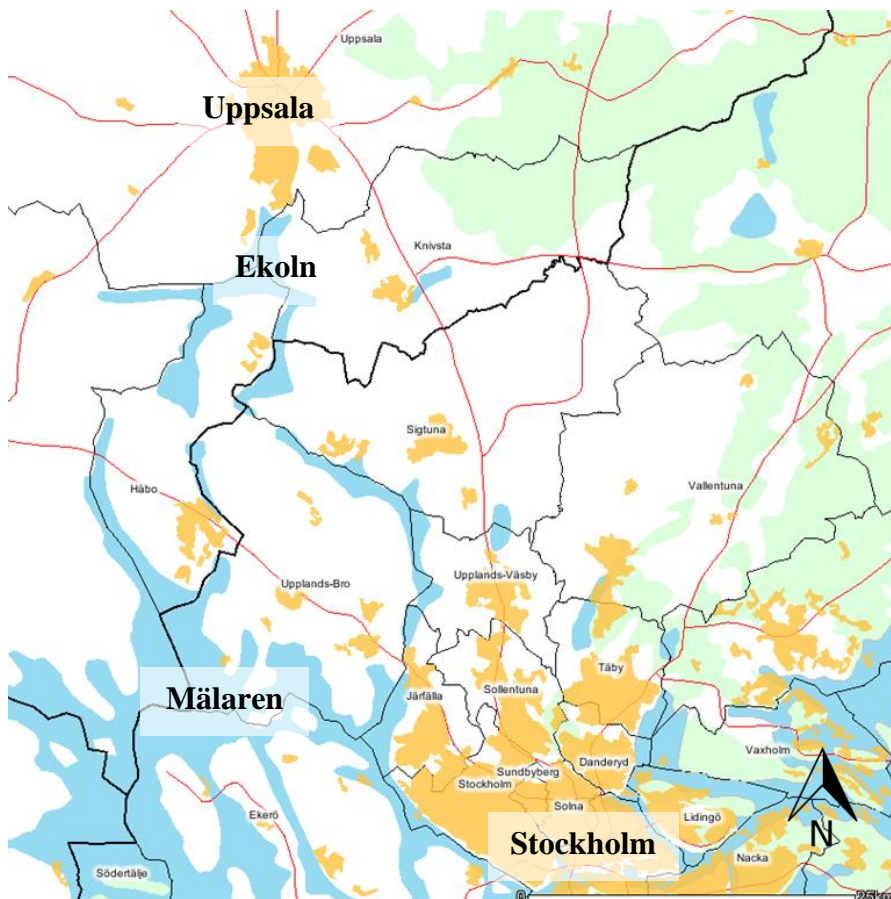
Mänsklig verksamhet och bebyggelse har påverkat många sjöar i Sverige; sjöars nivå har sänkts för att få mer markyta att utnyttja, förbränning av fossila bränslen har lett till försurning av sjöar, införsel av främmande arter har ibland lett till ett minskat artbestånd, utsläpp av miljögifter har påverkat organismer negativt och läckage av näringsämnen från jordbruk och avloppsvatten har lett till eutrofiering.

Eutrofiering innebär att sjöar och andra vatten utvecklas mot ett mer näringsrikt stadium och har länge varit ett problem i flera svenska sjöar och kustområden. Idag är ca 600 sjöar, motsvarande 1 % av sjöarna, klassificerade som eutrofierade (Naturvårdsverket, 2011, s.1). Eutrofiering gynnar primärproduktionen i vatten och algbloomningar sker oftare. Med ökad primärproduktion påskyndas igenväxningen av sjöar och vattnet grumlar. Grumligt vatten missgynnar vissa bottenväxter och fiskar till exempel abborre och laxfiskar. Planktonätande fiskar så som mört och strömming, kan gynnas av ökad växtplanktonbiomassa. Vissa arter missgynnas i sådan grad att de slås ut helt. Generellt blir artsammansättningen mindre i eutrofierade sjöar (Naturvårdsverket, 2003, s. 22). Inte bara processer i vattenmassan påverkas av eutrofiering utan även processer i sedimentet. Sedimentationen av organiskt material ökar nerbrytningsprocessen vilket kan leda till syrebrist i bottensediment. Denna ökning kan i sin tur leda till att bunden fosfor i sedimenten frigörs, s.k. intern fosfor belastning. Att stävja eutrofieringen och återskapa tidigare näringshalter är något Sverige aktivt arbetar med och det ställs mycket krav från EU.

I början av 1900-talet byggdes grunden till dagens avloppsrening i Sverige. Vattenklosetter och ledningar förde bort avloppsvatten från staden för att hindra smittspridning och minska luktproblemen. I och med en ökad urban befolkning blev eutrofieringsproblemen i sjö och kust stora under 1960-talet. Ekoln, den sjö som kommer att behandlas i detta arbete eutrofierades kraftigt, bland annat på grund av otillräcklig rening av avloppsvatten, och väldigt höga näringshalter uppmättes under 1960- och 70 talen, se karta figur 1.

Med 1969 års miljöskyddslag ökade kraven på reningsverken i Sverige. Verken byggdes ut, fler hushåll anslöts och reningen blev effektivare. I reningsverken filtrerades vattnet för att få bort partiklar, organiskt material renades i biologiska processer och fosfor fälldes kemiskt med järn, aluminium eller kalk. Utbyggnaden ledde till avsevärda miljöförbättringar och algbloomingen minskade på flera håll i landet (Wilander och Persson, 2011, s. 475 f. f.). Kungsängsverket i Uppsala införde fosforrening 1972 och det gav minskade algbloomingar i Ekoln. Men näringshalterna har ännu inte nått de nivåer som rådde innan sjön eutrofierades.

Eutrofieringen minskade inte i tillräcklig takt och 1991 skärptes kraven på avloppsrening med EG:s avloppsdirektiv (91/271/EEG). Allt avloppsvatten skulle numera genomgå minst sekundär rening, vilket innebär biologisk rening eller kemisk rening med sekundärsedimentering. Även andra reningsmetoder är godkända i Sverige om vattnet renas till de krav som ställs i Naturvårdsverkets föreskrifter om rening av avloppsvatten (SNFS 1994:7). I realiteten innebär den nya föreskriften att reningsverken i avrinningsområden mot kusten från norra västkusten mot Norges gräns ända upp till östkusten till och med Norrtälje kommun behövde införa kväverening. Kungsängsverket införde detta 1999 och har idag en 77-procentig kvävereduktion av avloppsvattnet (Uppsala Vatten, 2011, s. 15). Innan kvävereningen infördes släpptes 40 ton totalkväve ut per månad och 30 ton ammonium per månad i medel under perioden 1990-1998. Under perioden efter kvävereningen, 2000-2010, har utsläppen minskat till 20 ton totalkväve per månad respektive 2 ton ammonium per månad. Det är både svårt och dyrt att rena ännu mer fosfor, 92 % av fosfor renas, medan kvävereningen fortfarande kan förbättras. En förbättring innebär ökade kostnader och för att genomföras behöver det vara motiverat. Effekterna av kvävereduktionen i Ekoln har inte studerats tidigare och en sådan studie är nödvändig för att kunna vidareutveckla avloppsreningen i Sverige.



**Figur 1** Karta över Stockholm och Uppsala med Ekoln och Mälaren markerad © Lantmäteriet Gävle 2011. Medgivande I 2011/0096



## 1.2 SYFTE

Syftet med detta arbete är att undersöka om kvävereningen i Kungsängens reningsverk har en inverkan på den interna fosforbelastningen i Ekoln. Om kvävereningen har en effekt bör det synas nu, mer än ett decennium efter införandet 1999. Hypotesen är att en minskad nitrifikation av ammonium i Ekolns bottenvattnen har lett till bättre syrgasförhållanden. Högre syrgashalter i sedimenten minskar den interna fosforbelastningen. Om hypotesen stämmer kan utökad kväverening vara en effektiv åtgärd i att minska problemen med eutrofiering i Ekoln.

## 1.3 ARBETSSÄTT

En litteraturstudie har genomförts där fokus har lagts på limnologisk litteratur och artiklar om kväve och fosfor i sjöar. Artiklarna kommer till stor del från ISI Web of science, men även efter rekommendationer från limnologer och andra forskare. Även rapporter från Uppsala Vatten, Mälarens vattenvårdsförbund och Fyrisåns vattenvårdsförbund har studerats.

En stor del av arbetet består av statistisk analys. Data till analysen har i huvudsak hämtats från SLU:s vattendatabank men även från Kungsängsverkets egna utsläppsdata och från SMHI. De statistiska analyserna har utförts genom att testa med hjälp av Wilcoxon rank-sum test om det finns en signifikant skillnad i transporter och halter av olika ämnen, tiden före kvävereningen mot tiden efter kvävereningen i Fyrisån, Sävjaån, Örsundaån och Ekoln. För att få en utökad förståelse över hur ämnena flödade till och inom Ekoln modellerades de i StormTac. Det är ett verktyg för att bland annat analysera källor från områden med olika markanvändning och utvärdera hur stor koncentrationen i recipienten bli då inflödena varierar.

## 1.4 AVGRÄNSNINGAR

Klimatet har antagits vara konstant från år 1973 till 2010 i den mening att det inte finns signifikanta skillnader i regnmängd, temperatur etc. Eventuella skillnader i vattenföringen under perioden har dock undersökts.

Inte heller har data delats in i säsonger och analyserats med avseende på varje säsong. Möjligen hade resultatet blivit annat för vår, sommar och höst. Inga mätningar av halt har utförts under vintern.



## 2. TEORI

### 2.1 EKOLN

Ekoln är den nordligaste delbassängen till Mälaren och är belägen i Uppsala län knappt en mil söder om Uppsala. Ekoln kommer att definieras som det område som innefattar Centrala Ekoln och Lårstaviken, i andra arbeten förekommer andra gränsdragningar, se figur 2. I Ekolns avrinningsområde bor nära 200 000 personer, varav 80 % bor i Uppsala (Goedkoop, Naddafi och Grandin, 2011, s. 1078). Att vattnet i Ekoln är välmående och håller hög kvalitet är viktigt. Många invånare bor i Ekolns närområde och sjön är för många ett rekreativområde med fiske, bad och skridskoåkning. Kring Ekoln finns friluftsområden med skogspartier och vandringsleder. Ekolns utlopp leder till delar av Mälaren där bl.a. Stockholm stad tar sitt dricksvatten. Idag är Ekoln eutrofierad och har problem med algbloomningar.

Det finns flera inflöden till Ekoln. De största är Fyrisån, Örsundaån, Hågaån, Sävaån, och Stabbybäcken. Fyrisån är det största inflödet till Ekoln och bidrar med 60 % av inflödet (Dressie och Wallsten, 1993, s.12). Örsundaån är det näst största inflödet. Sävaån är ett viktigt biflöde till Fyrisån och påverkar Ekolns vattenkvalitet indirekt, se figur 2 för karta över åarnas läge.

Enligt Naturvårdsverkets kartläggningsföreskrifter (NFS 2006:1) klassificeras Ekoln som en stor och djup sjö med hög humus och kalkhalt i ekoregion 4, kort skrivs typbeteckningen S4(DSHK). Ekolns morfometri se tabell 1. Ekoregion 4 är enligt Naturvårdsverkets kartläggningsföreskrift den del av Sverige som befinner sig ”sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 meter över havet”.

**Tabell 1. Morfometrisk data och omsättningstid för Ekoln**

	Area (km <sup>2</sup> )	Volym (km <sup>3</sup> )	Medeldjup (m)	Maxdjup (m)	Omsättningstid (år)
Dessie och Wahlsten 1993	21,6	0,368	17	50	1,6
Goedkoop 2011	29,8	0,458	15,4	50	<1
Wiederholm och Eriksson 1978	22	-	19	37	0,4 - 0,5



Figur 2 Karta över Ekoln © Lantmäteriet Gävle 2011. Medgivande I 2011/0100

## 2.2 LAGAR, STYRMEDEL OCH ÅRGÄRDER

Sverige har antagit 16 nationella miljömål och flera berör vattenkvalitet och eutrofiering: bara naturlig försurning, ingen övergödning, levande sjöar och vattendrag, hav i balans samt levande kust och skärgård, myllrande våtmarker och ett rikt djur och växtliv. Även andra miljömål berör vatten indirekt, till exempel god bebyggd miljö. Miljömålen är ett viktigt redskap i arbetet kring vattenfrågor och de är centrala när beslut tas, men de är inte juridiskt bindande. För att sätta direkta juridiska krav kan miljö kvalitetsnormer enligt 5 kap Miljöbalken användas. De är konkreta, till exempel högsta tillåtna haltgräns i vattendrag, och juridiskt bindande för aktörer. Myndigheter och kommuner har ansvaret för att miljö kvalitetsnormer efterlevs och upprättar åtgärdsprogram som beskriver vad problemet är, vad som behöver göras eller uppnås och en analys över vad som kommer att uppnås och hur detta ska finansieras (Miljöbalken 5 kap 5-6§§).

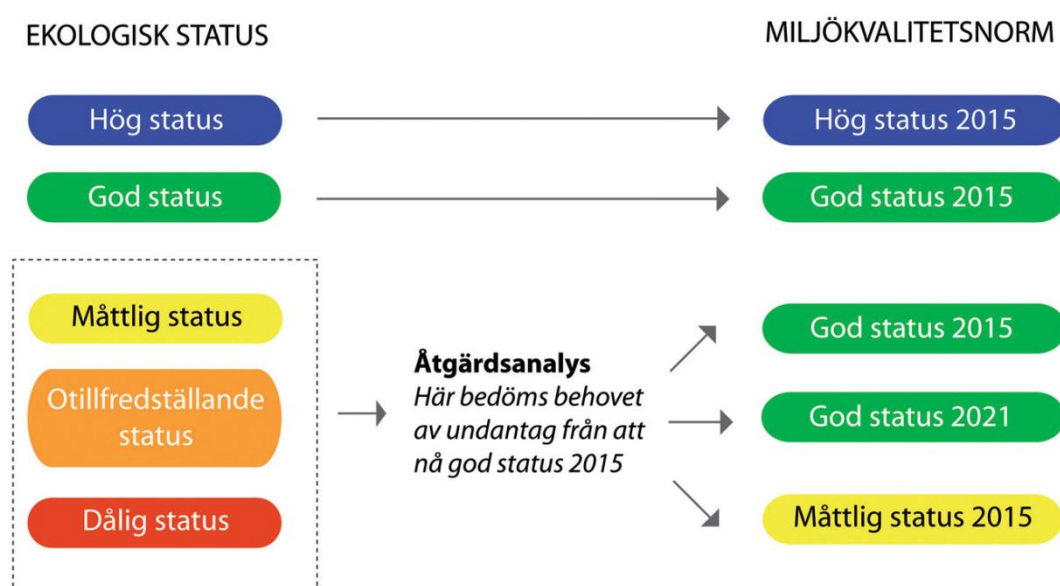
Vattenmyndigheten är den myndighet som efter införandet av ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) har ansvaret över de fem vattendistrikten i Sverige. Ekoln ingår i Norra Östersjöns vattendistrikt, det område i Sverige vars vatten mynnar i Norra Östersjön. Myndigheten har år 2009 kartlagt alla vattenförekomster i distriktet och angett deras ekologiska och kemiska status. En vattenförekomsts ekologiska och kemiska status ger viktig information om hur statusen är och vilken grad av åtgärd som krävs. I klassificeringen av den ekologiska statusen finns fem nivåer: hög status, god status, måttlig status, otillfredsstillande status och dålig status. För den kemiska statusen finns två graderingar: god status och uppnår ej god status. I Sverige uppnår alla vattenförekomster ej god status på grund av för höga halter av kvicksilver. Vattenmyndigheten har undersökt hur den kemiska statusen är med undantag för kvicksilver och angett om den uppnår god status.

Vattenförekomsten Mälaren-Lårstaviken där Ekoln och dess tillflöden ingår har som ekologisk status otillfredsställande och områdets kemiska status har satts till god bortsett från kvicksilverförekomster som är för höga (Vattenmyndigheten 2010, s. 1). Även Fyrisån, Örsundaån och Hågaån har undersökts, se tabell 2 för deras status 2009.

Ekoln är på flera sätt ett skyddat område enligt vattenförvaltningsförordningen (NFS 2006:1). Det innebär att det finns ytterligare krav än de som ställs i ramvattendirektivet. Ekoln är utpekad som dricksvattenförekomst, fiskvattenenligt fiskvattendirektivet (78/659/EEG) och område känsligt för utsläpp av näringsämnen enligt nitratdirektivet (91/676/EEG). Lyssnaängsbadet i norra Ekoln är utpekad som badvatten enligt badvattendirektivet (2006/7/EG).

Vattenmyndigheten ska också enligt ramdirektivet för vatten ange miljö kvalitetsnormer för Sveriges vattenförekomster, figur 3 redovisar arbetsgången, beroende på vilken ekologisk status vattenförekomsten får, bestäms åtgärdsanalys och miljö kvalitetsnorm. Ramdirektivet för vatten har krav att år 2015 ska alla vattenförekomster ha god eller hög ekologisk status och god kemisk status. Om en förekomst är väldigt påverkad kan miljö kvalitetsnormen sänkas till god status 2021 eller måttlig status 2015, se figur 3. De miljö kvalitetsnormer som vattenmyndigheten anger ska ställas så att ramdirektivet för vatten efterföljs och om förekomsten är ett skyddat område så att de aktuella direktiven också efterföljs. Principen är att det starkaste skyddet gäller.

Vattenmyndigheten har använt sig av fyra olika miljö kvalitetsnormer för ekologisk ytvattenstatus/potential och två olika för kemisk ytvattenstatus (med undantag för kvicksilver) när de bestämt miljö kvalitetsnormer för vattenförekomsterna. Tabell 2 sammanställer Vattenmyndighetens beslut om Mälaren-Lårstaviken, Fyrisån, Örsundaån och Hågaån. Åarna har delats upp och har flera miljö kvalitetsnormer. De som är angivna i tabellen är för de områdena närmast Ekoln. Generellt är statusen god uppströms i de tre analyserade åarna.



Figur 3 Arbetsgång för kartläggning och åtgärder för vattenförekomster, medgivande Vattenmyndigheterna 2011-05-19

**Tabell 2 Sammanställning av miljö kvalitetsnormer. Status eller potential 2009, kvalitetskrav och tidpunkt för ekologisk status/potential och kemisk ytvattenstatus med undantag kvicksilver och kompletterande krav för skyddade områden (Vattenmyndigheten Norra Östersjön 2009a, s. 36, 42, 46 och 50)**

	Ekologisk status och potential		Kemisk ytvattenstatus (med undantag för kvicksilver)		Kompletterande krav för skyddade områden
	Status eller potential 2009	Kvalitetskrav och tidpunkt	Status 2009	Kvalitetskrav och tidpunkt	
<b>Mälaren-Lårstaviken</b>	Otillfredställelse ekologisk status	God ekologisk status 2021	God kemisk ytvattenstatus	God kemisk ytvattenstatus 2015	Krav enligt forskrifter och förordningar <sup>1</sup>
<b>Fyrisån</b>	Måttlig ekologisk status	God ekologisk status 2021	Uppnår ej god kemisk ytvattenstatus	God kemisk ytvattenstatus 2015, med undantag <sup>2</sup>	
<b>Örsundaån</b>	Dålig ekologisk status	God ekologisk status 2021	God kemisk ytvattenstatus	God kemisk ytvattenstatus 2015	
<b>Hågaån</b>	Dålig ekologisk status	God ekologisk status	God kemisk ytvattenstatus	God kemisk ytvattenstatus 2015	Gynnsam bevarandestatus

<sup>1</sup>Dricksvattenföreskrifterna, tillfredställande badvattenkvalitet, gynnsam bevarandestatus och miljö kvalitetsnormer enligt fisk- och musselförordningen

<sup>2</sup>Nonylenol (4-nonylfenol) har tidsfrist till 2021

### 2.3 NÄRINGSÄMNEN I SJÖAR

Den kemiska sammansättningen i sjöar förändras ständigt. Ett varierande inflöde av ämnen tillförs vattenmassan från ytvatten, grundvatten, regn och atmosfäriskt nedfall. I vattnet sker kemiska reaktioner, nedbrytning och andra processer som förändrar ämnena i vattnet. Lösta ämnen i vattnet förs ut ur systemet genom vattenutflöde, sedimentation och avdunstning. Kvävet och fosfor ämnestransport kommer att behandlas i detta avsnitt. Ö

Kväve är ett viktigt näringsämne för organismer och är ofta begränsande för tillväxten i ekosystem. Av jordens totala kvävemängd uppskattas 2 % som biotillgängligt, resten är i atmosfären som kvävgas, bundet i marken eller på annat sätt otillgängligt. Andelen biotillgängligt kväve har ökat på grund av mänsklig aktivitet, särskilt på grund av en ökad användning av gödsel i jordbruket. Denna ökning, tillsammans med en ökning av biotillgängligt fosfor, har på många håll lett till eutrofiering av sjöar och vattendrag. Fosfor är ett av de viktigaste näringsämnena för organismer. I många sjöar och vattendrag är fosfor det begränsande ämnet, dvs. andra näringsämnen finns i relativt högre grad och fosfor hämmar tillväxten, det är en av anledningarna till att fokus har lagts på fosforminskning (Kalff 2003, s. 247). I hav är det generellt sett kväve som är det begränsande ämnet, varför det har kommit krav på kväverening i reningsverk.

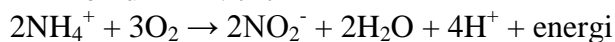
### 2.3.1 Kväve

Inflöden av kväve till sjöar kommer med inkommande ytvatten, grundvatten eller från närliggande mark. Det årliga inflödet av kväve från vattendrag och närliggande mark är särskilt stor i befolkade områden med jordbruksmark (Kalff 2003, s. 272f. f.). Inflöde via kvävefixering kan vara ett annat betydande flöde. Många faktorer i sjön påverkar kvävefixeringen och flödet kan vara svårt att uppskatta. Oligotrofa sjöar har inget eller litet inflöde av kväve från kvävefixering och eutrofa och hypereutrofa stort. Kvävefixering är direkt korrelerat till närvaron av kvävefixerande cyanobakterier. Mängden cyanobakterier är i sin tur korrelerat till ljus, temperatur, fosforhalt, kvävehalt och sulfathalt (Wetzel 2001, s. 207ff). Även en del heterotrofa bakteriearter kan kvävefixera. Dessa återfinns ofta i de övre delarna av sedimenten. Detta flöde tros vara betydande i eutrofa sjöar, men är dåligt utrett. I vissa fall är inflödet av kväve till sjöar med nederbörd och/eller partikulärt nedfall stort. Kväveinnehållet är ofta jämt fördelat mellan ammonium, nitrat och löst organiskt kväve, där löst organiskt kväve till stora delar består av urea (Wetzel 2001, s. 205).

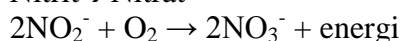
En stor källa till kväve i sjöar är nedbrytningen av dött organiskt material med t.ex. aminosyror, aminer, proteiner och humusämnen. Nedbrytningen sker överallt i sjöar av bakterier, blötdjur, insekter och andra nedbrytande organismer och sker både aerobt och anaerobt. Restprodukten i nedbrytningen är ammonium som tas upp av växter som kvävekälla. I växter bildas organiskt kväve på nytt då dessa förtärs av heterotrofa organismer och när organismerna dör blir kvävet återigen tillgängligt för nedbrytare.

Ammonium kan även nitrifieras. Det är en process i två steg där bakterier först oxiderar ammonium till nitrit och sedan nitrit till nitrat för att utvinna energi.

Ammonium → Nitrit



Nitrit → Nitrat



Nitrifikationen sker främst i vattnet mellan det syrerika ytvattnet och det ammoniumrika djupvattnet eller i sedimenten (Kalff 2003, s.273). Nitrit oxideras ofta i samma takt som det bildas och finns därför i låga halter. Nitrifikationen är en syrekrävande process: för att oxidera en mol ammonium krävs två mol syrgas. Nitrifierande bakterier, som är kemoautotrofer, gynnas av höga halter av ammonium, syrgas och koldioxid och av hög temperatur (Kalff 2003, s. 274).

Nitrat kan denitrifieras under anaeroba förhållanden till kvävgas och NO<sub>x</sub>-gaser av heterotrofa, fakulativt anaeroba bakterier och svampar.

### 2.3.2 Fosfor, intern fosforbelastning och eutrofiering

Fosfor lakas ut ur berg till mark där det antingen tas upp av växter och andra organismer eller förs vidare med ytvatten och grundvatten. Fosfor i terrestra organismer återförs till marken när organismerna dör. Med ytvattnet och grundvattnet förs fosfor till sjöar och hav där det så småningom tas upp av organismer, sedan sedimenterar och begravs. En del av den sedimenterade fosfor kan återföras till vattenmassan under vissa betingelser, så kallad intern fosforbelastning. Hur detta går till är fortfarande inte helt utrett, även om det finns mycket litteratur i ämnet.

Tidig forskning om intern fosforbelastning utfördes av Eisehle och Ohle i Tyskland och av Mortimer i England under 1930- och 40-talen. De visade att fosfat ( $\text{PO}_4$ ) sorberar till järnoxhydroxider (t.ex.  $\text{FeOOH}$ ) eller fälls ut som järnfosfat ( $\text{FePO}_4$ ) under aeroba förhållanden och att dessa föreningar bryts ner under anoxiska förhållanden. När löst fosfat från djupa anoxiska sedimentlager diffunderar och når oxiska sediment lager kan de återigen sorberas av partikulärt  $\text{FeOOH}$  och hindras att nå vattenmassan (Kalff 2003, s. 247). Med eutrofiering eller ökad halt organiska föroreningar i vattnet ökar mängden nedbrytbart organiskt material. Vid nedbrytning av organiskt material förbrukas mycket syrgas och ytliga sediment kan bli anoxiska. Det oxiska sedimentlager som hindrar fosforläckage försvinner och fosfat kan fritt diffundera ut till vattenmassan. Samma Eisehle och Ohle föreslog några år efter att modellen publicerats att inte bara järnföreningar inverkar på den interna fosforbelastningen utan även sulfatföreningar. Mikroorganismer reducerar sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) till sulfid ( $\text{S}^{2-}$ ) som reagerar med järn och bildar svårslösliga föreningar. Utan reaktivt järn i sedimenten kan inte fosfat sorbera och den interna fosforbelastningen ökar. Det här är en särskilt viktig process i kalkhaltiga sjöar som innehåller mer sulfat än tre-värd järn ( $\text{Fe}^{3+}$ ) (Kalff 2003, s. 248).

Under 60-talet bedrevs forskning om vad som orsakade eutrofieringen. Sakamoto visade 1966 att ökningen av algbloomningen berodde på en ökning av kväve och fosfor. Vollenweider utvecklade några år senare en fosformodell som beskriver halten fosfor i sjöar med hjälp av halter fosfor i inflödet samt hur fosforhalten i vattnet beskriver primärproduktionen. (Kalff 2003, s. 344). Samtidigt utfördes flera storskaliga försök av Schindler m.fl. i *Experimental Lake Area (CA)*. Syftet var att undersöka vilka tillsatser av ämnen som orsakade algbloomning. Fyra olika tillsatser undersöktes: fosfor och oorganiskt kväve, enbart kväve, kväve och organiskt kol samt organiskt kol. Resultatet var entydigt, tillsats av både kväve och fosfor gav störst algbloomning och tolkades som att fosfor orsakade eutrofiering, inte kväve. Vollenweiders och Schindlers resultat har varit betydande för senare tids syn på eutrofieringen i tempererade zonen, som dominerats av en tro på att enbart fosfor orsakar eutrofiering (Kalff 2003, s. 341 f. f.).

Boström et al. visade på 1980-talet att om Fe:P-kvoten överstiger 15-20 i massvikt existerar i princip inget fosforläckage från oxiska sediment, men om kvoten understiger 10 är det flödet stort (Kalff 2003, s. 248). I den process som frigör fosfat frigörs även andra ämnen som fungerar som elektronacceptorer, t.ex.  $\text{Fe}^{2+}$ , ammonium nitrit och  $\text{S}^-$  och organismer kan fortsätta nedbrytningsprocessen även då tillgången på syrgas minskar (Kalff, 2003, s. 248).

Under 1990-talet visade ny forskning att även kväve spelade en viktig roll för övergödning. Elser visade genom en sammanställning av studier att näringsberika sjöar i den tempererade klimatzonen kräver i de flesta fall en tillsats av både kväve och fosfor för att orsaka eutrofiering (Kalff 2003, s. 342). Det här ledde till ett skifte från att förklara eutrofieringen som ett resultat av fosfortillsats till att se eutrofiering som ett komplext system där flera faktorer samverkar.

Den interna fosforbelastningen har förklarats som en kemisk process där olika halter av ämnen påverkar lösligheten av fosfor. Det har visats att den här processen är mer styrd av biologisk nedbrytning än halter (Kalff 2003, s. 249). Sediment som steriliserats med antibiotika har inte samma förmåga att binda fosfat, något som styrker att biologiska processer är viktiga. Bakterier frigör löst fosfor till vattnet vid celledelning och vid anaeroba förhållanden där ackumulerade polyfosfatpartiklar frigörs. Mellan 10 och 75 procent av den fosfor i sedimenten som kan frigöras beräknas finnas i celler och är inte sorberade som man tidigare trott.



Det har även visats att reduktion av trevärt järn inte följer halten av syrgas – den tes som till stora delar bygger upp den klassiska fosformodellen. Aggregaten som håller samman trevärt järn är täckta av organiskt material och trevärt järn kan inte direkt reagera på frånvaro av syrgas. I stället reduceras järnet av bakterier som använder trevärt järn som elektronacceptor när de bryter ner höljet av organiskt material, det här visar sig genom att reduktionen av trevärt järn inte är i fas med frisättningen av fosfat. Fosfor frisläppt från organismer är ofta organiskbunden och kemiskt frisläppt fosfor från sediment förekommer ofta som fosfat. När fosfat mäts används en metod som hydrolyserar organiskt fosfor så att det registreras som fosfat. Det här gör att frisättning av fosfat/organisk fosfor inte mäts och att man missar den djupare förståelsen över de biologiska faktorerna.

Fosfor frisätts även under aeroba förhållanden, både genom kemiska och biologiska processer. Andra processer som sker samtidigt binder fosfor till sedimentet varför det kan vara svårt att uppskatta om det sker en nettofrisättning eller -fastläggning. Mätningar har visat att intern fosforbelastning kan ske i oxiska sediment. Troligen är orsaken till det att en ökad fotosyntes ökar pH och att det sker ett jonbyte med de extra OH-jonerna och fosfatgrupper bundna till FeOOH partiklar så att fosfat frisätts. Fosfat frisätts även vid respiration och nedbrytning av organiskt material. Mikrober ser också till att redoxpotentialen hålls hög genom att använda nitrat och sulfat som elektronacceptorer, den processen hindrar reducering av fosfat bundet till FeOOH och frisättning av löst fosfat.

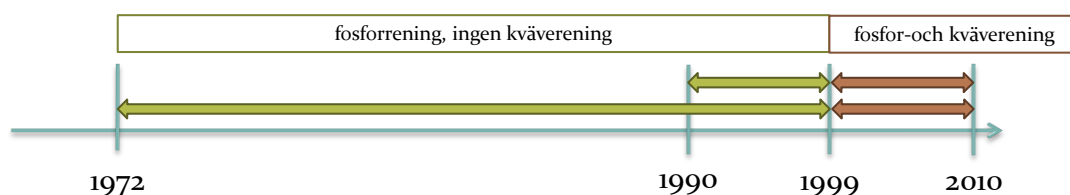
Bottenlevande djup påverkar också den interna fosforbelastningen. Djuren orsakar bioturbation vilket leder till att fosfat rörs upp, samtidigt syresätts sedimenten vilket leder till fastläggning. Organismer orsakar också gasbubblor vid respirationen som orsakar turbulens i sedimenten som kan hjälpa till att frigöra fosfat. Även turbulens orsakad av vind kan virvla upp sediment så att fosfat hamna i vattnet.



### 3. METOD

#### 3.1 MÄTDATA

Mätdata från flera källor har använts i analyserna. Mätserier har hämtats från SLU:s vattendatabank, SMHI:s VattenWebb och från Kungsängsverket egna utsläppsmätningar. SLU har som uppgift att tillhandahålla en databank med mätningar utförda i vatten, kemiska-, fysikaliska och biologiskaparametrar mäts. Mätmetoderna uppfyller de kvalitetskrav som ställts för att akkrediteras av Swedac enligt ISO/IEC 17025. Parametrarnas mätosäkerheter och mätområden se Bilaga 2. Mätserierna är långa. Många serier startade 1964 och prover har sedan dess tagits regelbundet. Proverperioden har varit mellan mars och oktober med olika mätfrekvens däremellan. SMHI:s vattenföringsmätningar kommer från 2006-2010 och mäts bara på ett fåtal platser. SMHI har modellerat vattenföring med S-Hype för flera år, bland annat Fyrisån och Örsundaån och det är denna vattenföring som använts vid beräkning av ämnestransporter.



Figur 4 Tidsperioder som studerats och jämförts

Tre tidsperioder har studerats, 1973-1998, 1990-1999 och 2000-2010. Perioden 1973-1999 har jämförts med perioden 2000-2010 och perioden 1990-1998 med perioden 2000-2010, se figur 4. Kungsängsverket införde fosforrening 1972 och kväverening 1999. Mätvärden innan 1973 bedöms vara så skilda från senare mätningar att det skulle ge ett missvisande resultat i jämförelsen före och efter 1999. Stora förändringar i befolkning, jordbruk och antal enskilda avlopp skedde också mellan åren 1973 och 1998 och tidsperioden 1990-1999 är mer lik de förhållanden som rådde 2000-2010 med avseende på ovan nämnda faktorer. Det finns inte heller några vattenföringsdata från åren innan 1990.

De vattenkemiska variabler som studerats är: total-kväve, ammonium, total-fosfor, fosfat, klorofyll, syrgas och totalt organiskt kol (TOC) från SLU:s databas. Vid analyserna har temperatur, djup och datum tagits hänsyn till. Analyserna har gjorts separat på provtagningsdjupen 0,5 m "ytvatten", 30 m "bottenvatten" och som en samlad analys över alla provtagningsdjup, "alla djup". Klorofyll, syrgas och TOC har valts att ta med i analysen för att det är variabler som påverkar och påverkas av den interna fosforbelastningen och kan därför bidra till förståelsen om hypotesen.

Ämnestransporter i ton/månad har analyserats för Fyrisån, Sävjaån och Örsundaån. Andra vattendrag har inte kunnat studeras på grund av för litet eller inget dataunderlag. Ämnestransporten per månad beräknades genom att multiplicera koncentration för en månad med vattenföringen för motsvarande månad. Då inga mätningar av koncentrationen utförts vintertid, finns heller inte några transporter från denna period. Därför ska inte dessa medelvärden ses som årsmedelvärden utan medelvärden för perioden mars till oktober. Vattenföringen kommer från SMHI:s VattenWebb. Där finns mätvärden från 2006 och modellerade värden från 1990. På grund av det här har ämnestransporter enbart analyserats från 1990-2010 och de modellerade flödena har använts. Även medelkoncentrationerna i

åarna har utvärderats för att få en tydlig bild över förändringar som skett i åarnas vattenmiljö. Koncentrationerna säger mycket om förhållandena som råder i åarna, men är inte lika viktiga för förståelsen i hur halterna förändrats i Ekoln. Därför har fokus i rapporten lagts på analys av ämnestransporterna.

### 3.2 WILCOXON RANK-SUM TEST

Wilcoxon rank-sum test har använts för att undersöka om det har skett en förändring i Ekoln före respektive efter införandet av kväverening i Kungsängsverket. Ett Wilcoxon rank-sum är ett icke-parametertest. Det jämför två dataset om de tillhör samma fördelning, om de gör det antas att ingen signifikant skillnad mellan perioderna har skett. Testet testar om medianen är samma för båda dataseten och kan därför användas väl på fördelningar som inte är normalfördelade. Flera av de variabler som testats här har en annan fördelning än normalfördelning. En 95 procentig förklaringsgrad har använts i alla testerna. Testerna utfördes i MatLab och resultaten redovisas i box-and-whiskerdiagram och tabeller med p-värden, medelvärden, antal mätvärden och CV-värden. P-värden anger sannolikheten att erhålla ett mer extremt resultat från testen än det som erhållits. Med hypotesen att de två jämförda perioderna kommer från samma fördelning (ingen signifikant skillnad mellan perioderna) innebär ett lågt p-värde under 0,05 att sannolikheten att hypotesen inte är sann är under 0,05. CV-värdet är den normerade standardavvikelsen och beskriver hur stor spridning det är inom en viss mätserie. Det beräknas genom att dividera standardavvikelsen med medelvärdet.

### 3.3 STORMTAC

För att få en ökad förståelse av näringstransporterna till och inom Ekoln har de modellerats med modellen StormTac. Det är en väl beprövad modell för analys av ämnestransporter och dess inverkan på halter i en recipient. Den används ofta vid dimensionering av dammar och diken för att minska belastningen på recipienten. Inflöden från Fyrisån och Örsundaån är uppmätta och har angivits i modellen. Det är de områden kring Ekoln som inte innefattas av Fyrisåns och Örsundaåns avrinningsområde som har använts när transporterna modellerats fram.

#### 3.3.1 Modellen

StormTac version 2010-11 användes i körningarna. Modellen är en statisk modell i fyra delar som uppskattar inflöden med hjälp av markanvändning och använder massbalansberäkningar för att uppskatta okända flöden. Det går även att beräkna vilken kapacitet på dagvattenrening som krävs för att komma ner till acceptabla nivåer, något som inte använts i detta arbete. Vattenföringen och ämnestransporterna beräknas på årsmedel och har således inte samma tidsupplösning som i den statistiska analysen. Modellen har givit en uppskattning om storlek på den interna fosforbelastningen och var kväve hamnar i Ekoln. Ammonium och fosfat har inte analyserats i modellen. För vidare information om modellens uppbyggnad läs Larm (2003 s.235-245).

### 3.3.2 Indata

Modellen utgår från markanvändning och uppskattar vattenföring och ämnestransport utifrån arealer och nederbörd, se tabell 3. Arealerna över markanvändningen hämtades från Brunberg och Blomqvist (1998, s. 504, 573, 595, 607, 619, 852, 854) och från statistiska centralbyrån (2011, s.19). Brunberg och Blomqvist har ”övrig markanvändning” som en postoch den har tolkats i det här arbetet som tätort. Morfologisk data hämtades från Goedkoop, Nadaffi, och Grandins rapport från 2011. Nederbördsmängden har hämtats från SMHI:s mätstation i Ultuna, vars medelvärde 1961-1990 är 527 mm/år. Enligt standard korrigeras mätfelet med 10 % och årsmedelnederbörden för området kring Ekoln har satts till 580 mm/år i modellen. Ämnestransporten från Fyrisån och Örsundaån har hämtats från SMHI:s modellerade värden med S-Hype (VattenWebben 2011-07-18) och halter i Ekoln från SLU:s vattendatabank.

**Tabell 3 Indata i modellen**

<b>Recipient</b>		<b>Halter i utflödet (mg/l)</b>	
Volym (m <sup>3</sup> )	433612800	P	0,05
Area (ha)	3005	N	2,00
medeldjup, beräknad (m)	14,4		
t dr (år)	1	<b>Avrinningsområde</b>	
t dr, beräknad (år)	0,664	E (mm/år)	580
		rda, årsmedelregndjup (mm)	7,3
P (mg/l)	0,005		
N (mg/l)	2,00		

<b>Markanvändning (ha)</b>		<b>Punktkällor</b>	
Hus	814	Fyrisån	
Radhus		Q (m <sup>3</sup> /år)	410 000 000
Lägenheter		P (kg/år)	13 200
Ytvatten	407	N (kg/år)	972 000
Skog	23 000	Örsundaån	
Jordbruk	14 000	Q (m <sup>3</sup> /år)	150 000 000
Ängsmark	732	P (kg/år)	3 600
Våtmark	2035	N (kg/år)	264 000
total area	40 700		



## 4. RESULTAT

### 4.1 TRANSPORTER OCH KONCENTRATIONER I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN

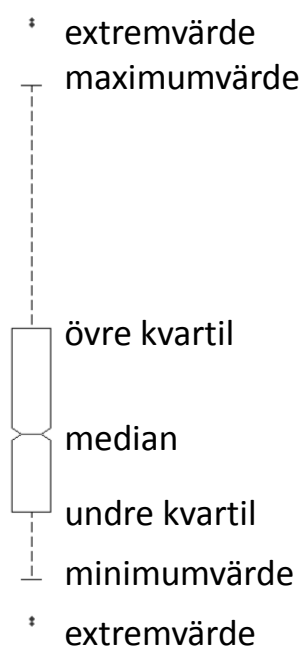
Ämnestransporter och halter av kväve, ammonium, fosfor och fosfat i Fyrisån, Sävjaån och Örsundaån har studerats och tidsperioden 1990-1998 har jämförts med 2000-2010. Sävjaån är ett viktigt biflöde till Fyrisån och i värdena för Fyrisån ingår Sävjaåns. Kungsängsverkets utsläpp ingår också i Fyrisåns värden. Örsundaån är näst efter Fyrisån det största inflödet till Ekoln. Dess inlopp ligger i ostligaste delen av Lårstaviken och Fyrisåns inlopp i nordliga delen av Ekoln. Vattenföringen har analyserats för sig och det har inte skett en signifikant förändring i vattenföring mellan år 1990-1998 och 2000-2010. P-värdena är höga, alla är över 0,6 och signifikansnivån är som för alla andra test 0,05.

**Tabell 4 Resultat från Wilcoxon rank-sum test, vattenföringen m<sup>3</sup>/s**

	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån
P	0.97	0.61	0.61
medel 1990-1998	4,3	12,3	4,6
medel 2000-2010	4,4	13,5	4,6

De olika ämnenas transport i respektive å och tidsperiod samt ämnestransporternas medelvärden redovisas i avsnittet. Analysen av halterna redovisas i bilaga 3.

Resultaten från den statistiska analysen presenteras i Box- and whiskerdiagram. Dessa visar medianen, undre- och övre kvartilen, min- och maxvärde och extremvärden. Markeringarna vid medianen visar med 95 % förklaringsgrad var medianen är, se figur 5.



**Figur 5 Box-and whiskerdiagram**

Resultaten från Wilcoxon rank-sum testet visar att för Sävjaån har det skett en signifikant minskning av totalkvävetransporten och en signifikant ökning av ammoniumtransporten, se tabell 5. Totalkvävetransporten har minskat från 29,5 ton/månad i medel till 23,9 ton/månad i medel, observera dock att medelvärdet avser månaderna mars till oktober. Figur 6 visar box- and whiskerdiagram för totalkvävetransporten över de olika perioderna och åarna. Längst till vänster i figuren visas diagrammet för Sävjaån, där syns tydligt hur totalkvävetransporten minskat i Sävjaån. Då halterna undersöks erhålls samma resultat, en signifikant minskning av totalkvävehalt, från 2100 µg/l till 1500 µg/l, och en signifikant ökning av ammoniumhalt, från 65 µg/l till 90 mg/l i medel, se tabell B2 i bilaga 9. Generellt sett är p-värdena flera tiopotenser lägre än den satta signifikansnivån på 0,05, resultaten har därför hög statistisk säkerhet. I figur 7 visas box- and whiskerdiagrammet för ammoniumtransporten. Den signifikanta ökningen syns, speciellt har extremvärdena ökat i Sävjaån.

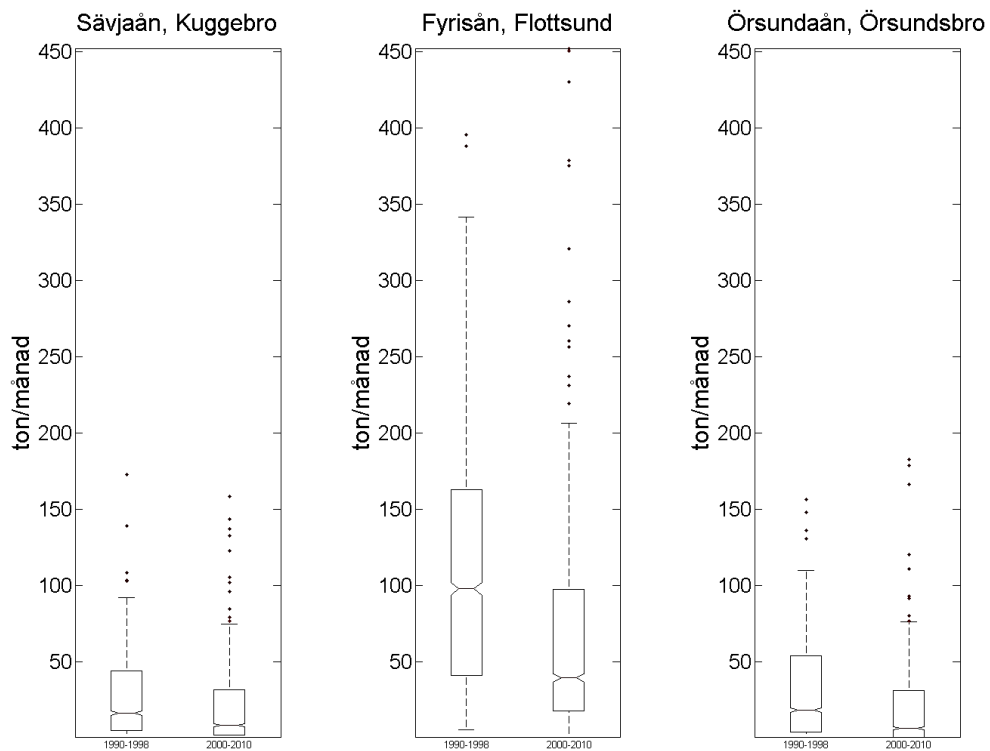
Då Fyrisån studerats syns vissa skillnader jämfört mot Sävjaåns resultat. Totalkvävetransporten har, precis som Sävjaån, minskat kraftigt. Medelvärdet har minskat från 114,3 ton/månad till 79,8 ton/månad och p-värdet är anmärkningsvärt lågt med  $5 \cdot 10^{-37}$ . Om denna minskning jämförs med den minskning som skett i Sävjaån procentuellt sett, har en större minskning skett i Fyrisån. I mitten av figur 6 redovisas box- and whiskerdiagrammet för Fyrisån. Det är tydligt att såväl median som övre- och undre kvartilen minskat, dock har fler enstaka höga värden uppmätts i Fyrisån 2000-2010. Här syns tydligt att Fyrisån är den största källan av totalkväve till Ekoln. Halten av totalkväve har nära halverats, från 4100 µg/l till 2200 µg/l, det är en signifikant minskning, se tabell 2 bilaga 9. Även ammoniumtransporten har minskat i Fyrisån. Det transporterades nästan 5 gånger mindre ammonium per månad i Fyrisån under perioden 2000-2010 än under 1990-1998, från 21,7 ton/månad till 4,6 ton/månad. När ammoniumhalterna studerats syns ett liknande mönster, halterna har kraftigt minskat i ån, se tabell B2 bilaga 9. Box- and whiskerdiagrammet redovisas i mitten i figur 7. Det syns tydligt att transporten har minskat, men också att Fyrisån står för en stor del av intransporten av totalkväve till Ekoln.

Även i Örsundaån har totalkvävetransporten minskat signifikant, från 33 ton/månad till 22 ton/månad. Längst till vänster i figur 6 visas diagrammet för totalkvävetransporten. Även här syns en tydlig minskning, men också att några högre värden uppmätts under den senare tidsperioden. Totalkvävehalten har som i Fyrisån också nästan halverats, från 2200 µg/l till 1200 µg/l, se tabell 2 bilaga 9. Ammoniumtransporten har inte förändrats signifikant, dock har medelvärdet ökat, från 1,1 ton/månad till 1,5 ton/månad. Inte heller har ammoniumhalten förändrats signifikant. Den har marginellt ökat med 2 µg/l. En ökning har också observerats i Sävjaån, men inte i Fyrisån. Till vänster i figur 7 visas diagrammet för Örsundaån. Ökningen av totalkväve syns, men även ökningen i spridning syns. Boxen är mer utdragen för den senare tidsperioden.

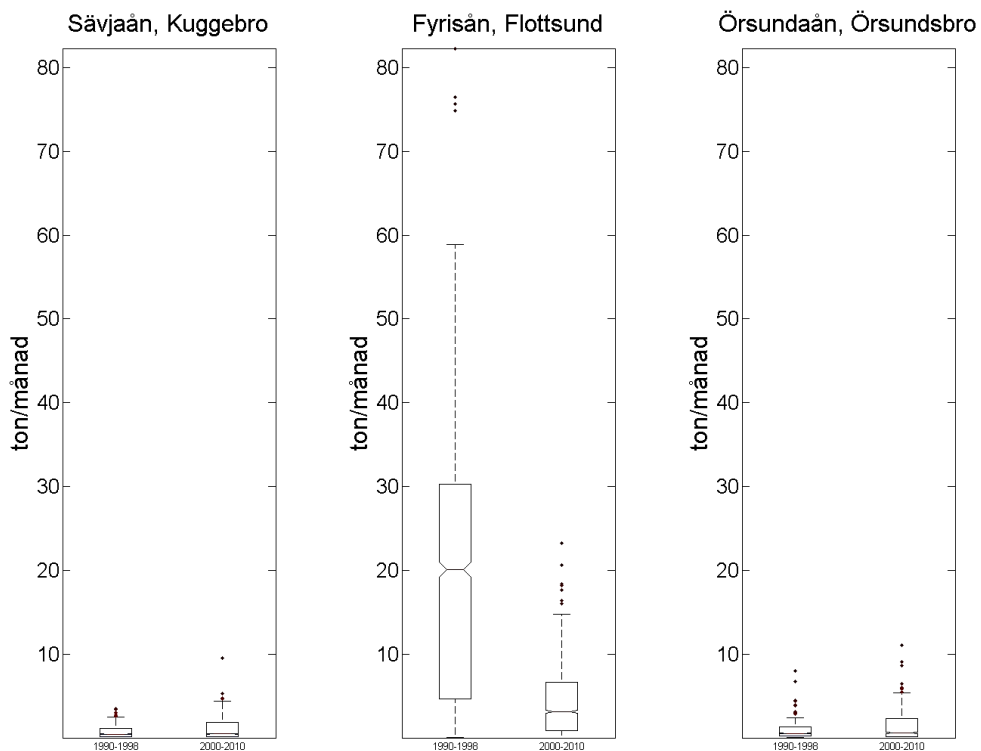
**Tabell 5 Kväve- och ammoniumtransport (ton/månad) i snitt för perioden 1990-1998 och 2000-2010**

	Tot-N ton/månad			NH <sub>4</sub> -N ton/månad		
	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån
p	6,2E-08	5,2E-37	1,4E-11	4,2E-05	3,0E-43	0,31
medel 1990-1998	<b>29,5</b>	<b>114,3</b>	<b>33,3</b>	<b>0,8</b>	<b>21,7</b>	<b>1,1</b>
antal mätningar	108	108	108	108	108	108
CV	1,40	0,77	1,10	1,3	0,86	1,21
medel 2000-2010	<b>23,9</b>	<b>79,8</b>	<b>22,5</b>	<b>1,1</b>	<b>4,6</b>	<b>1,5</b>
antal mätningar	132	132	132	132	132	132
CV	1,10	1,2	1,55	1,09	1,06	1,34





**Figur 6 Totalkvävetransport i ton/månad under perioden 1990-1998 och 2000-2010**



**Figur 7 Ammoniumtransport i ton/månad under perioden 1990-1998 och 2000-2010**

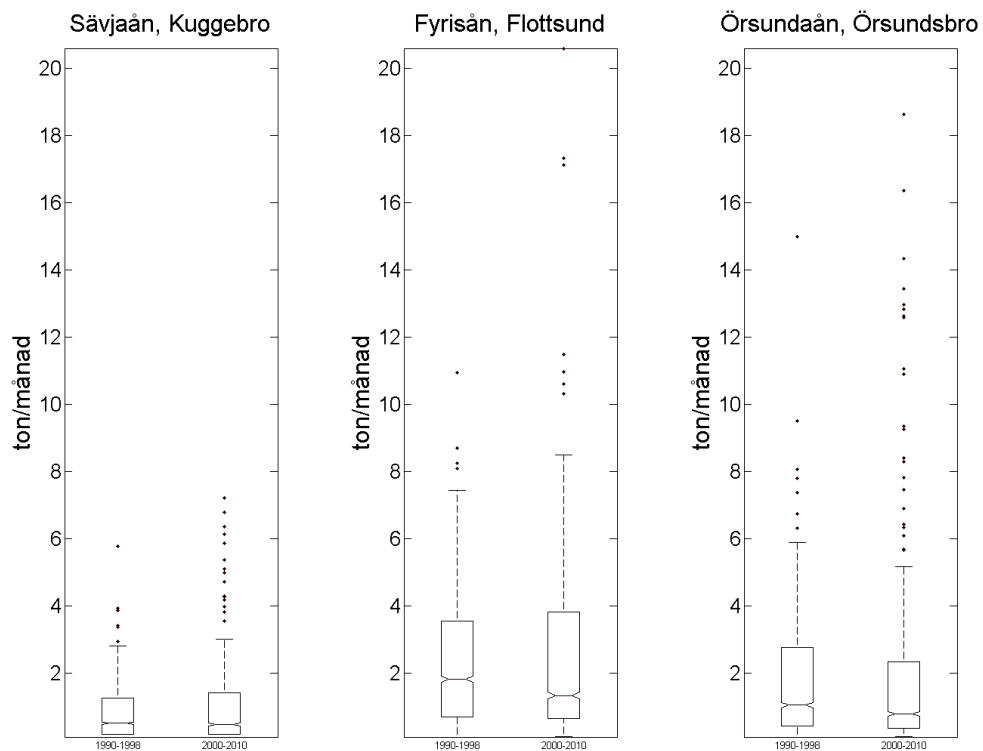
I Sävjaån har totalfosfortransporten ökat, från 0,9 ton/månad till 1,2 ton/månad, se tabell 6. Det är inte en signifikant ökning då testets p-värde är 0,7. Totalfosfortransportens box- and whiskerdiagram redovisas i figur 8. Där syns hur värdena av de höga värdena har ökat. Resultatet för halterna visar dock på en signifikant ökning av totalfosforhalt, den har ökat i medel från 69 µg/l till 83 µg/l, se tabell B3 bilaga 9. Fosfattransporten har också ökat i Sävjaån, p-värdet för testet är 0,049, precis under den satta signifikansnivån, och är därför en signifikant ökning, se tabell 5. Transporten har mer än fördubblats i Sävjaån, från 0,3 ton/månad till 0,7 ton/månad. Det är den största procentuella ökningen av fosfattransport i det tre analyserade åarna. I figur 9 visas box- and whiskerdiagrammet. Ökningen syns tydligt, särskilt är de höga uppmätta transportererna som ökat. Även halterna i Sävjaån har analyserats. Resultatet redovisas i tabell B3 och visar på en signifikant ökning av halten, från 27 µg/l till 45 µg/l fosfat.

I Fyrisån har transportererna av totalfosfor ökat marginellt. Totalfosfortransporten har ökat från 2,5 ton/månad till 2,8 ton, se tabell 6, och samtidigt har halten av totalfosfor gått ner från 78 µg/l till 69 µg/l, se tabell B3 bilaga 9. Totalfosfortransporten redovisas även som ett box- and whiskerdiagram i figur 8. Där syns att det uppmätts högre enstaka transporter under 2000-2010. Även fosfattransporten har ökat i Fyrisån, från 1 ton/månad till 1,5 ton/månad, det är en ökning med 50 %. Figur 9 visar box- and whiskerdiagrammet för fosfat. Även här syns att extremvärdena ökat. Då fosfathalter undersökts syns en mindre procentuell ökning från 28 µg/l till 33 µg/l. Fosfathalten har ökat signifikant till skillnad från fosfattransporten. CV-värdet, som beskriver spridningen, är större för transporten än halten.

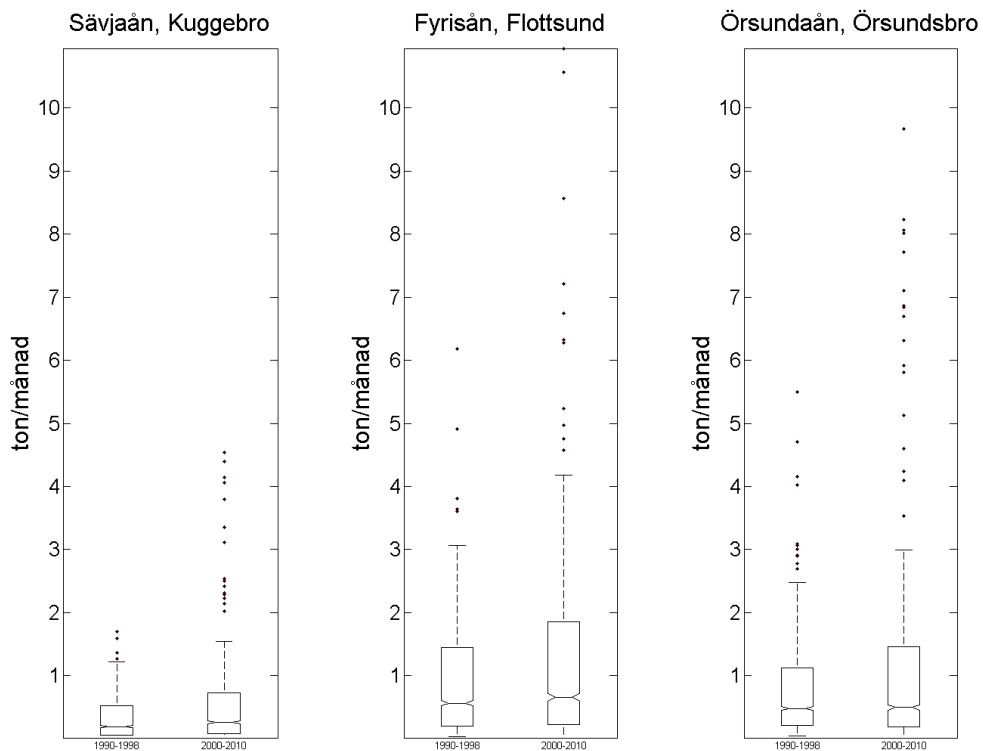
I Örsundaån syns precis som i Sävjaån och Fyrisån en ökning av totalfosfortransport i medel. Den har ökat från 2 ton/månad till 2,5 ton/månad, ökningen är inte signifikant, se tabell 6. Till höger i figur 8 redovisas box- and whiskerdiagrammet för totalfosfortransporten i Örsundaån. Som för Sävjaån och Fyrisån syns att de enstaka höga värdena är högre 2000-2010. Här syns även att minimumvärdet minskat något. Totalfosforhalten har också ökat, från 151 µg/l till 175 µg/l. Den ökningen är inte signifikant p-värdet är 0,96 vilket är mycket högt, se tabell B3. Fosfattransporten har ökat i Örsundaån, från 0,9 ton/månad till 1,5 ton/månad, ökningen är inte signifikant och spridningen är stor. Box- and whiskerdiagrammet för fosfattransporten visas i figur 9. Här syns att det skett en förskjutning mot få högre värden under den senare perioden, både den övre kvartilen och maxvärdet är längre ifrån medianen än i perioden innan. Då fosfathalten analyserats syns att den, liksom transporten har ökat, från 79 µg/l till 107 µg/l, se tabell 3B bilaga 9.

**Tabell 6 Fosfor- och fosfattransport (ton/månad) i snitt för perioden 1990-1998 och perioden 2000-2010**

	Tot-P ton/månad			PO4-P ton/månad		
	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån
p	0,70	0,69	0,51	0,049	0,28	0,98
medel 1990-1998	<b>0,9</b>	<b>2,5</b>	<b>2,0</b>	<b>0,3</b>	<b>1,0</b>	<b>0,9</b>
antal mätningar	108	108	108	108	108	108
CV	1,4	0,93	1,21	1,5	1,11	1,15
medel 2000-2010	<b>1,2</b>	<b>2,8</b>	<b>2,5</b>	<b>0,7</b>	<b>1,5</b>	<b>1,5</b>
antal mätningar	132	132	132	132	132	132
CV	1,16	1,25	1,54	1,12	1,35	1,60



**Figur 8 Totalfosfortransport i ton/månad under perioden 1990-1998 och 2000-2010**



**Figur 9 Fosfattransport i ton/månad under perioden 1990-1998 och 2000-2010**

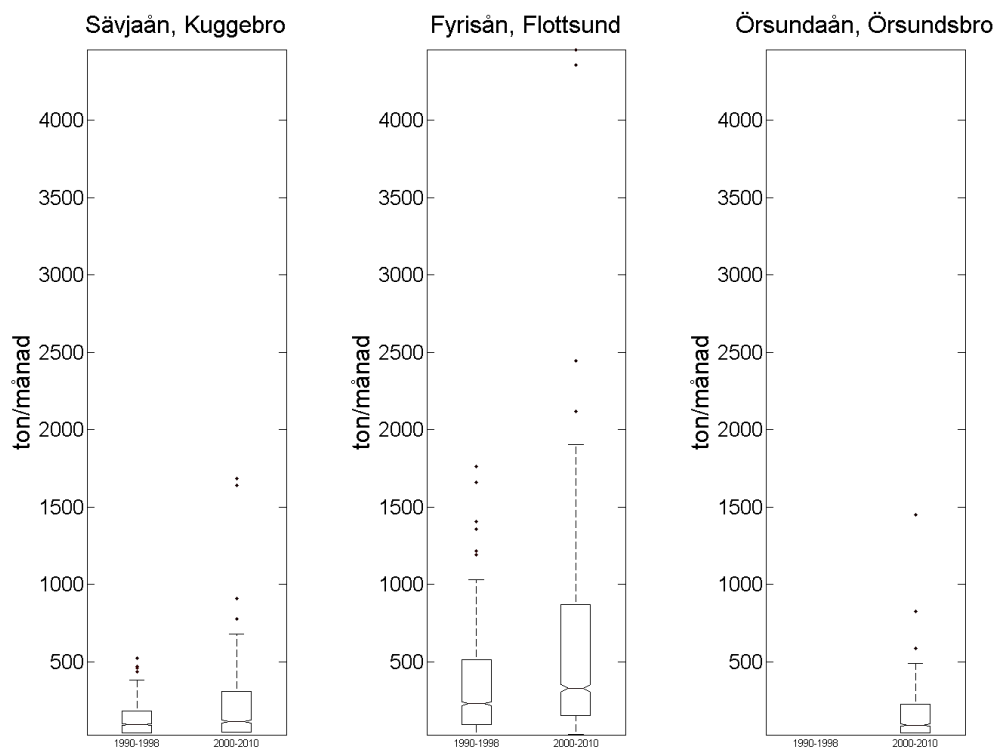
I Sävjaån har TOC-transporten ökat från 133 ton/månad till 207 ton/månad, ökningen är inte signifikant, se tabell 7. Dess box- and whiskerdiagram visas i figur 10, ökningen syns tydligt. Dock har halten i Sävjaån minskat signifikant, från 12 mg/l till 15 mg/l, se tabell B4 bilaga 9. CV-värdet är lägre för halterna än transporten.

TOC-transporten har ökat signifikant i Fyrisån, från 388 ton/månad till 595 ton/månad, se tabell 7. P-värdet för det testet är 0,022 vilket är lägre än 0,05, som är den satta signifikansnivån i det här testet. I figur 10 syns tydligt att Fyrisån är den största källan av TOC av de tre jämförda åarna. Den signifikanta ökningen kan tydligt ses i diagrammet. Speciellt har de höga uppmätta transportererna ökat i antal. Även halten har ökat, från 13 mg/l till 16 mg/l, det är en signifikant ökning av halten, se tabell B4 bilaga 9.

För Örsundaån finns inga mätningar på TOC mellan åren 1990-1998 varför skillnaden i halt mellan år 1990-1998 och 2000-2010 inte kan studeras. De uppmätta värdena i perioden 2000-2010 visar på att både Sävjaån och Fyrisån transporterar mer TOC än vad Örsundaån gör, se tabell 7. Figur 10 visar den senare periodens box- and whiskerdiagram. Det syns att Örsundaån transporterar TOC i samma nivå som i Sävjaån. Dock syns att medelvärdet är mer än 1 µg/l lägre i Örsundaån än i Sävjaån och Fyrisån, 13,8 mg/l jämfört med 15 mg/l respektive 16 mg/l.

**Tabell 7 TOC-transport (ton/månad) i snitt för perioden 1990-1998 och perioden 2000-2010**

	TOC ton/månad		
	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån
p	0,12	0,022	-
medel 1990-1998	<b>133,4</b>	<b>388,9</b>	-
antal mätningar	72	72	0
CV	1,2	1,04	-
medel 2000-2010	<b>206,9</b>	<b>594,8</b>	<b>162,2</b>
antal mätningar	132	132	96
CV	0,94	1,16	1,22



Figur 10 TOC transport ton/månad under perioden 1990-1998 och 2000-2010

#### 4.2 KORRELATION MELLAN TOTALFOSFOR OCH TOC SAMT FOSFAT OCH TOC

Ökningen av TOC kan orsaka en ökning av totalfosfor och fosfat. För att undersöka sambandet har linjär regression utförts mellan variablerna. Den linjära regressionen mellan TOC och totalfosfor samt TOC och fosfat under tidsperioden 1993-2010 visar inget linjärsamband, i bilaga 12 redovisas diagrammen.

Trendlinjernas ekvationer:

Sävjaån:	Tot-P	=	$3,037 \cdot \text{TOC} + 28,99$	$R^2 = 0,051$	$N = 96$
	PO4-P	=	$1,918 \cdot \text{TOC} + 9,263$	$R^2 = 0,060$	$N = 96$
Fyrisån:	Tot-P	=	$0,419 \cdot \text{TOC} + 63,93$	$R^2 = 0,003$	$N = 216$
	PO4-P	=	$0,740 \cdot \text{TOC} + 21,34$	$R^2 = 0,020$	$N = 216$
Örsundaån:	Tot-P	=	$-0,169 \cdot \text{TOC} + 188,5$	$R^2 = 3 \cdot 10^{-6}$	$N = 334$
	PO4-P	=	$0,759 \cdot \text{TOC} + 106,3$	$R^2 = 9 \cdot 10^{-5}$	$N = 334$

I Örsundaån hade en fosfathalt på 2262 µg/l uppmätts 2004, en halt högt över normala värden. Ekvationen förändrades dock knappt om värdet uteslöts, i ekvationen ovan är detta extremvärde med. Trendlinjernas ekvationer visar tydligt att det inte finns någon korrelation

mellan fosfathalt och TOC-halt. Resultatet skulle möjligen skilja om transporterana analyserades i stället för halterna, men då halterna korrelerar så lite är det inte troligt att en korrelation mellan transporten skulle påvisas.

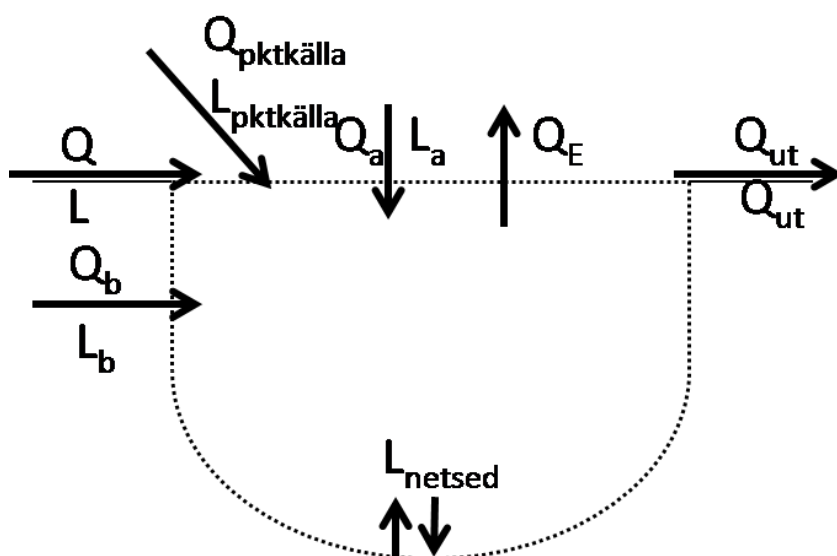
### 4.3 STORMTAC

#### 4.3.1 Vatten- och ämnesflöden

Resultaten för körningarna med området Ekoln redovisas nedan (se tabell 9). Ekoln har angivits som det område som även innefattar Lårstaviken där Örsundaån mynnar. Fyrisån och Örsundaån har benämnts som punktkällor till modellen då mätdata för intransporten finns. Modellens uppgift har varit att ta reda på storleken på övriga inlopps intransporter och för att undersöka hur sedimentationen ser ut. De ämnen som studerats är totalkväve och totalfosfor. Förklaring av beteckningarna och skiss över hur sjömodellen ser ut redovisas i tabell 8 och figur 11.

**Tabell 8 Beteckningar i StormTac**

Beteckning	Förklaring	Beteckning	Förklaring
Q	vatteninflöde ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	$Q_a$ ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	vatteninflöde från regn
L	belastning (ton/månad)	$L_a$ (ton/månad)	belastning från regn
$Q_b$	grundflöde ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	$Q_e$ ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	avdunstning
$L_b$	basbelastning (ton/månad)	$Q_{ut}$ ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	vattenutflöde
$Q_{\text{pktkälla}}$	vatteninflöde från punktkälla, här Fyrisån och Örsundaån ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	$L_{ut}$ (ton/månad)	belastning ut
$L_{\text{pktkälla}}$	belastning från punktkälla (ton/månad)		



**Figur 11 Benämningar av belastningen och vattenföringen**

Kväve- och fosforbelastningen in i Ekoln,  $L_{in}$  domineras av Fyrisån och Örsundaån,  $L_{pktkälla}$ , det sammanlagda inflödet uppgår till 102 ton N/månad respektive 1,3 ton P/månad. Detta värde är lägre än den intransport som beräknats av SLU:s mätvärden och SMHI:s flödesvärden på 148 ton N/månad respektive 4,5 ton P/månad, dessa resultat redovisas i tabell 9. Belastningen Lär det inflöde som kommer från övriga områden i Ekoln avrinningsområde, t.ex. Hågaån, Stabbybäcken och Sävaån. Området motsvarar ca en femtedel av Ekolns avrinningsområde. Intransport genom atmosfärisk deposition är litet för både kväve och fosfor. Kväveintransporten tar inte hänsyn till kvävefixering.

Resultaten visar att nettosedimentationen uppgår till 14 ton N/månad och -0,6 ton P/månad, det sker alltså en sedimentation av kväve men en intern fosforbelastning från sedimenten. Flödet av fosfor från sedimentet är i samma storleksordning som inflödet av fosfor från övrig mark in till Ekoln. Sedimentationen av kväve är i samma storleksordning som inflödet från övrig mark till Ekoln.

**Tabell 9 Belastning av kväve och fosfor och vattenföringen i Ekoln**

<b>Belastning, L ton/månad</b>	<b>N</b>	<b>P</b>
$L_{in}$ (exkl $L_{netsed}$ )	127	2,2
$L_{in}$ (inkl $L_{netsed}$ )	109	2,7
L	11,5	0,5
La	3	0,05
Lb	10	0,2
L ut	109	2,7
L pktkälla	103	1,4
L netsed	18,5	-0,55

<b>Vattenföring (m<sup>3</sup>/s)</b>	
Q ut	20,7
Q in	21,3
Q	1,2
Q b	1,8
Q a	0,6
Q e	0,5
Q pkt källa	17,7

#### 4.4 HALTER I EKOLN, VRETA UDD

I centrala Ekoln finns en mätstation i höjd med Vreta Udd där SLU bland annat mäter vattenkemiska parametrar. De parametrar som undersökts i det här arbetet är totalkväve, ammonium, totalfosfor, fosfat, syrgas, TOC och klorofyll. I Vreta Udd har mätningar utförts sedan mitten på 1960-talet, så det har funnits möjlighet att även analysera om det skett några skillnader efter fosforeringens införande 1972. De tidsperioder som analyserats är: 1973-1999 mot 2000-2010 och 1990-1998 mot 2000-2010. Tre skikt har analyserats: ”alla djup” som motsvarar alla djuppunkter mellan 0,5-30 m, ”bottenvatten” som motsvarar djupet på 30 m och ”ytvatten” som motsvarar mätpunkter på 0,5 m djup. Samma statistiska test som för åarna, Wilcoxon rank-sumtest, har utförts för de kemiska variablerna i Vreta Udd.

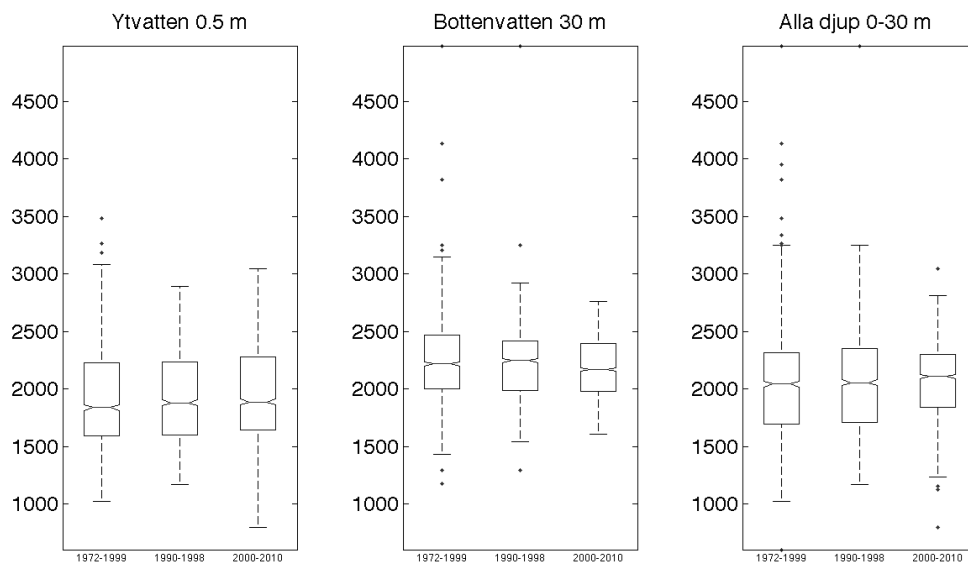
Då tidsperioden 1990-1998 jämförs med 2000-2010 syns inga signifikanta skillnader i totalkvävehalt i något av de tre analyserade skikten, se tabell 10. Alla p-värden är över 0,05 vilket är den satta signifikansnivån för testet. CV-värdet är också lågt, vilket tyder på liten spridning hos mätpunkterna. Liknande resultat erhålls då perioden 1973-1999 jämförs med 2000-2010. Alla p-värden överstiger 0,05 och CV-värden är låga, se tabell 10. Kvävehaltens box- and whiskerdiagram är redovisade i figur 12. Det är en liten variation mellan de tre tidsperioderna och detta gäller för alla tre analyserade skikt.

Ammoniumhalten har förändrats signifikant för flera tidsperioder och skikt i Vreta Udd. Det har skett en minskning i ammoniumhalt då 1990-1999 jämförs med 2000-2010, se tabell 10. En signifikant minskning har skett i ”alla djup” och i bottenvattnet. I ytvattnet är p-värdet över 0,05. Då perioden 1973-1999 jämförs med 2000-2010 har det skett en signifikant minskning för alla skikt, se tabell 10. CV-värdena är höga för ammoniumhalterna, det vill säga spridningen är stor. Spridningen syns tydligt i figur 13 där box- and whiskerdiagrammet för ammoniumhalten i Vreda Udd är redovisat. Några få extremvärden har uppmätts under 1973-1999, i de fall samma punkt finns representerad i både diagrammet för perioden 1973-1999 och 1990-1998 har de uppmätts under 1990-1998. Inga extremvärden som de under 90-talet har uppmätts 2000-2010.

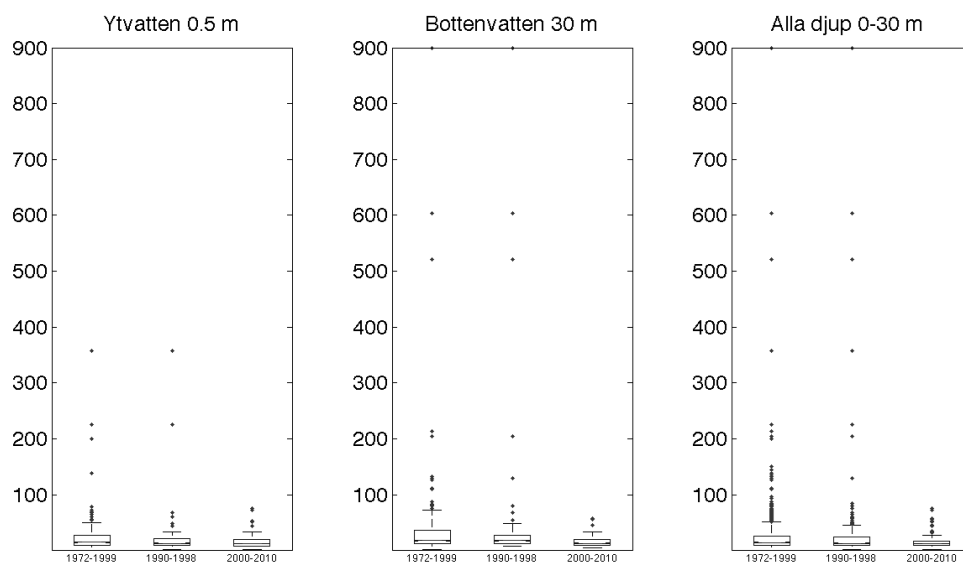
**Tabell 10 Totalkväve och ammoniumhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**

	Tot-N $\mu\text{g/l}$			NH <sub>4</sub> -N $\mu\text{g/l}$		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
P 73-99 00-10	0,16	0,24	0,58	0,00066	0,00068	0,081
P 90-98 00-10	0,32	0,23	0,91	0,047	0,0013	0,57
medel 1973-1999	<b>2044</b>	<b>2291</b>	<b>1926</b>	<b>24,7</b>	<b>42,1</b>	<b>24,8</b>
antal mätningar	1051	169	178	1051	169	178
CV	0,227	0,211	0,244	1,79	2,24	1,48
medel 1990-1998	<b>2045</b>	<b>2292</b>	<b>1944</b>	<b>27,7</b>	<b>62,1</b>	<b>27,3</b>
antal mätningar	315	56	56	315	56	56
CV	0,213	0,222	0,214	2,59	2,49	2,00
medel 2000-2010	<b>2073</b>	<b>2180</b>	<b>1941</b>	<b>15,3</b>	<b>16,8</b>	<b>17,3</b>
antal mätningar	130	43	44	142	47	48
CV	0,183	0,126	0,247	0,790	0,707	0,922





**Figur 12 Totalkvävehalt (µg/l) i Vreta Udd under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**



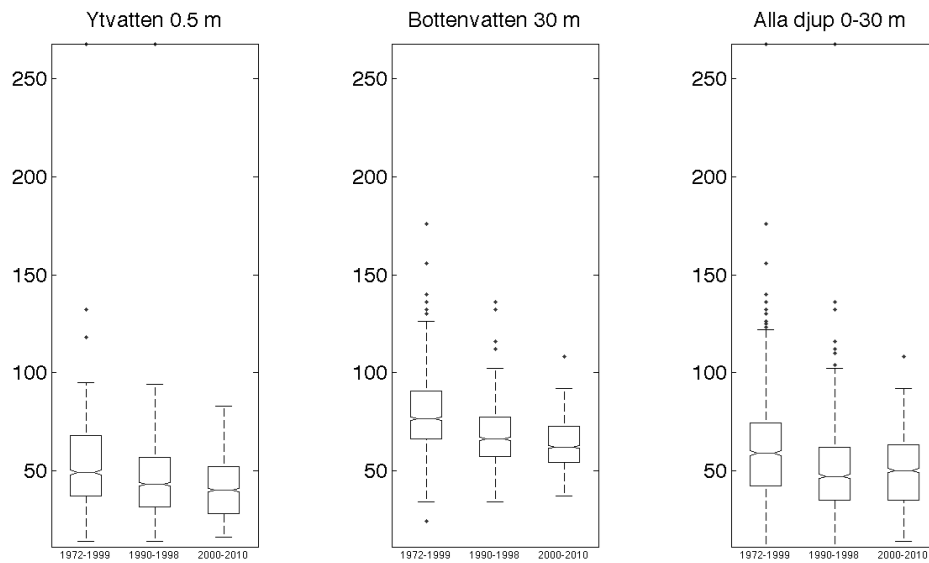
**Figur 13 Ammoniumhalt (µg/l) i Vreta Udd under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**

Då totalfosforhalten i Vreta Udd analyserats syns en icke signifikant minskning från 1990-1998 till 2000-2010 i alla skikt, se tabell 11. 1973-1999. Minskningen av totalfosforhalt förklaras till stor del av att det är de höga värdena som har minskat. Maxvärdet i box- and whiskerdiagrammet har genomgående minskat (figur 14) medan minimumvärdet hållit sig nära konstant. Observera de två höga extremvärdena i ytvattnet och ”alla djup” på cirka 260 µg/l. Spridningen är relativt låg för totalfosforhalten i Vreta Udd, för flera skikt och perioder är värdet under 0,4, undantaget är för ytvattnet under perioden 1990-1998.

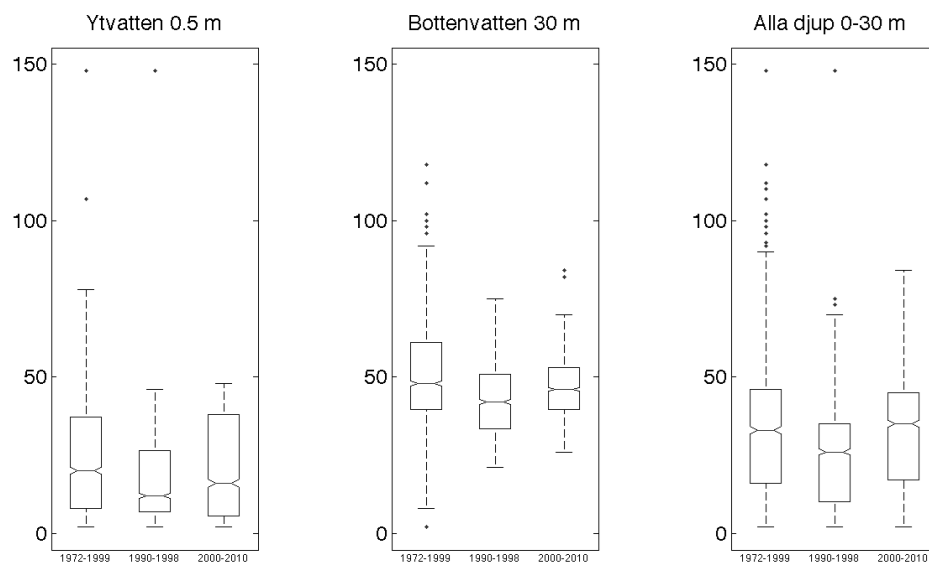
Fosfathalten i Vreta Udd har inte förändrats så som totalfosforhalten har. Från åren 1990-1998 till åren 2000-2010 har fosfathalten ökat signifikant då ”alla djup” analyseras. Det har även skett en ökning av fosfat i bottenvattnet och ytvattnet, men den ökningen är inte signifikant. Från tidsperioden 1972-1999 till 2000-2010 syns en icke signifikant minskning av fosfat. Hur fosfathalterna förändrats i Ekoln skiljer sig för de olika analyserade skikten, se figur 15. Då ytvattnet analyseras syns det att det är främst de höga halterna som skiljer sig, i bottenvattnet varierar både minimum värdet och maxvärdet och då alla djup analyseras är det främst de höga halterna som varierar.

**Tabell 11 Totalfosfor och fosfathalt (µg/l) i snitt under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**

	Tot-P µg/l			PO4-P µg/l		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
p 73-99 00-10	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-6}$	0,0013	0,78	0,21	0,21
p 90-98 00-10	0,59	0,24	0,51	0,00027	0,16	0,62
medel 1973-1999	<b>60,2</b>	<b>81,0</b>	<b>53,8</b>	<b>33,3</b>	<b>51,6</b>	<b>24,5</b>
antal mätningar	1045	168	177	1045	168	177
CV	0,396	0,292	0,481	0,625	0,371	0,845
medel 1990-1998	<b>50,2</b>	<b>69,6</b>	<b>47,9</b>	<b>25,9</b>	<b>43,6</b>	<b>19,4</b>
antal mätningar	315	56	56	315	56	56
CV	0,469	0,306	0,721	0,656	0,294	1,12
medel 2000-2010	<b>49,9</b>	<b>64,1</b>	<b>42,2</b>	<b>31,9</b>	<b>46,8</b>	<b>20,8</b>
antal mätningar	142	47	48	142	47	48
CV	0,381	0,22	0,429	0,564	0,271	0,789



**Figur 14 Fosforhalt ( $\mu\text{g/l}$ ) i Vreta Udd under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**



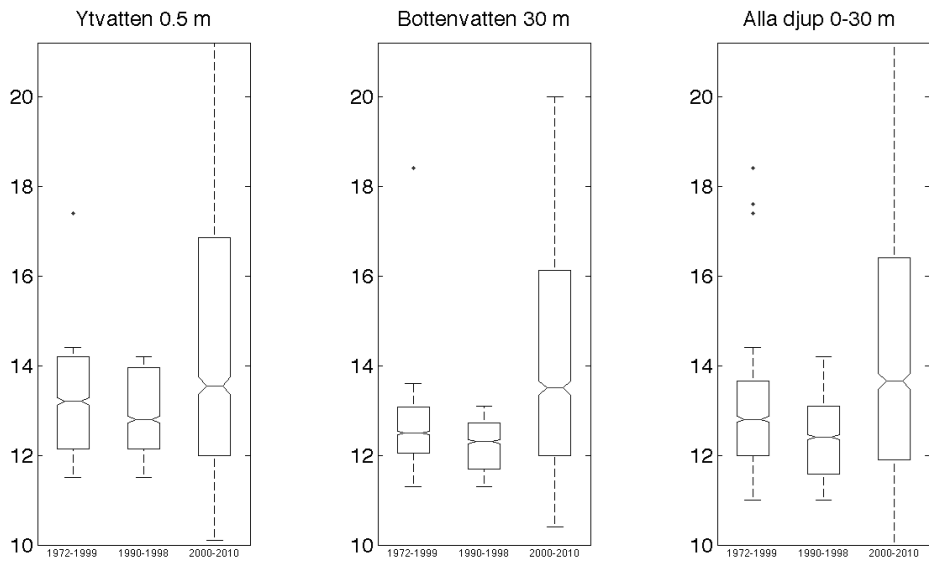
**Figur 15 Fosfathalt ( $\mu\text{g/l}$ ) i Vreta Udd under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**

TOC-halten har ökat signifikant i ”alla djup” från 1990-1998 till 2000-2010, se tabell 12. Det har även skett en viss ökning av TOC-halten i bottenvattnet och ytvattnet under den perioden, dock ej signifikant. Observera att antalet mätningar under 1990-1998 och 1973-1999 är lågt och att spridningen är stor särskilt under perioden 2000-2010, se figur 16. Då perioden 1973-1999 jämförs med 2000-2010 är skillnaden mindre än då den senare perioden jämförs.

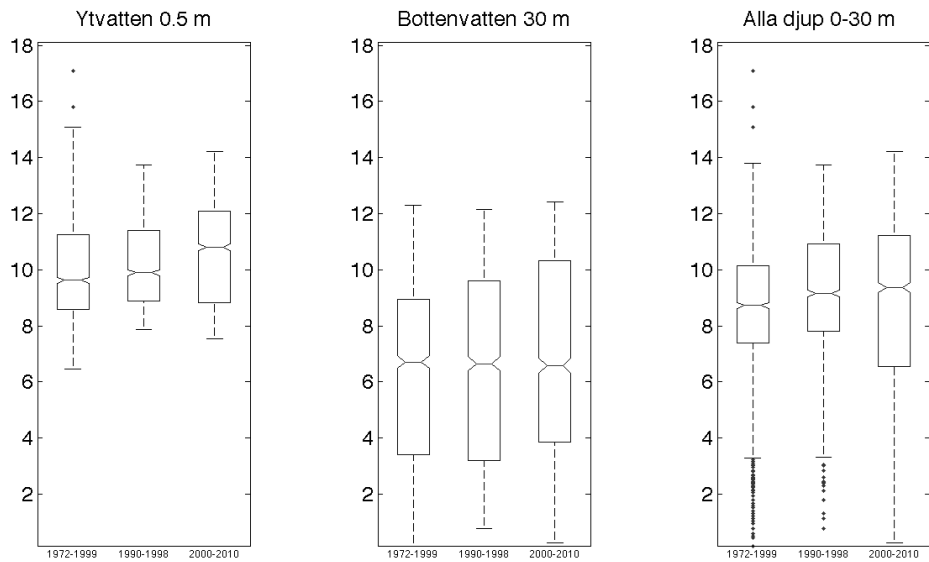
Syrgashalten har, som TOC-halten, ökat i Vreta udd, se tabell 12. Det finns fler mätvärden för syrgashalten än för TOC-halten och CV-värdet är ofta lågt. En signifikant ökning av syrgashalten har inte kunnat påvisas för något av de tre analyserade skikten då perioden 1990-1998 jämförs med 2000-2010. Då perioden 1973-1999 jämfördes med perioden 2000-2010 syns en signifikant ökning för skiktet ”alla djup” och för ytvattnet. Bottenvattnet visar på en stor spridning där mätvärden mellan 0 -13 mg/l uppmätts, se figur 17. Syrgashalter under 2 mg/l i bottenvattnet tyder på låga syrgasförhållanden och har uppmätts under alla tre tidsperioder, se figur 17.

**Tabell 12 TOC- och Syrgashalt i snitt under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**

	TOC mg/l			Syrgas mg/l		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
p 73-99 00-10	0,094	0,20	0,59	0,021	0,33	0,013
p 90-98 00-10	0,018	0,084	0,38	0,66	0,68	0,20
medel 1973-1999	<b>13,1</b>	<b>13,0</b>	<b>13,4</b>	<b>8,4</b>	<b>6,3</b>	<b>9,9</b>
antal mätningar	33	11	11	1043	168	177
CV	0,134	0,147	0,123	0,301	0,509	0,186
medel 1990-1998	<b>12,4</b>	<b>12,2</b>	<b>12,9</b>	<b>8,8</b>	<b>6,5</b>	<b>10,1</b>
antal mätningar	21	7	7	314	56	56
CV	0,075	0,052	0,079	0,28	0,52	0,14
medel 2000-2010	<b>14,2</b>	<b>14,3</b>	<b>14,4</b>	<b>8,8</b>	<b>6,8</b>	<b>10,6</b>
antal mätningar	142	47	48	141	47	47
CV	0,20	0,20	0,21	0,35	0,52	0,17



Figur 16 TOC-halt (mg/l) i Vreta Udd under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010

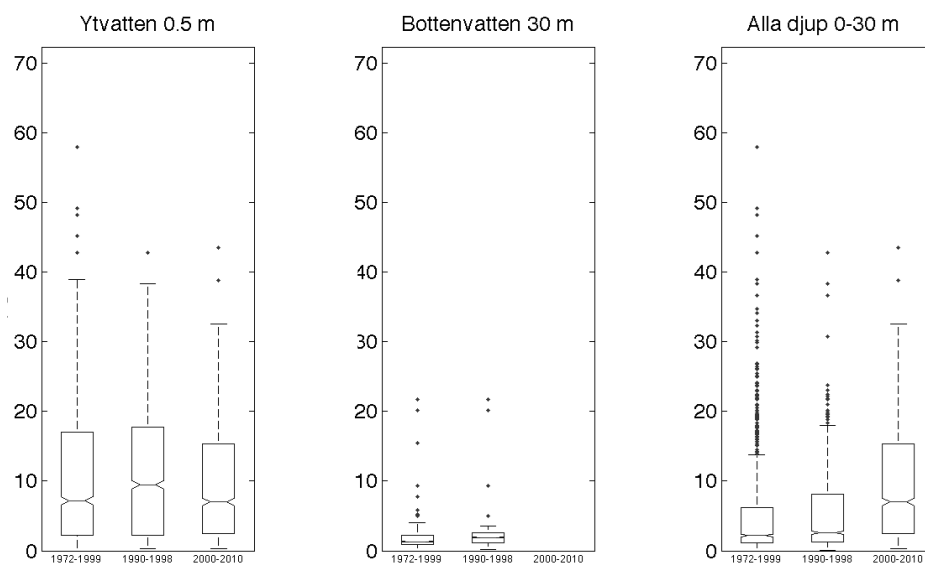


Figur 17 Syrgashalt (mg/l) i Vreta Udd diagram under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010

Mängden klorofyll ger en indikation över hur mycket biomassa det finns i vattnet. Biomassa finns rikligt i ytvattnet, den del av sjön där ljus når ner och i små mängder i bottenvattnet, se figur 18. Resultatet visar på en signifikant ökning av klorofyll då ”alla djup” analyseras, både då perioden 1990-1998 och 1973-1999 jämförs mot 2000-2010, se tabell 13. Observera dock att antalet mätningar under perioden 2000-2010 är få och att inga mätvärden finns för bottenvattnet.

**Tabell 13 Klorofyllhalt i snitt under perioderna 1973-1999, 1990-1998 och 2000-2010**

	Klorofyll mg/m <sup>3</sup>		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
P 73-99 och 00-10	$4,3 \cdot 10^{-5}$	-	0,83
P 90-98 och 00-10	0,0016	-	0,47
medel 1973-1999	<b>5,3</b>	<b>1,9</b>	<b>11</b>
antal mätningar	977	149	175
CV	1,4	1,4	1,1
medel 1990-1998	<b>5,9</b>	<b>2,7</b>	<b>12</b>
antal mätningar	299	49	55
CV	1,33	1,47	1,07
medel 2000-2010	<b>10</b>	-	<b>10</b>
antal mätningar	48	0	48
CV	0,99		0,99



**Figur 18 Klorofyllhalt (mg/m<sup>3</sup>) i Vreta Udd**

En sammanfattning över förändringarna som skett finns i tabell 14. Det har skett en signifikant minskning av totalkvävetransporten i alla de tre analyserade åarna, Sävjaån, Fyrisån och Örsundaån. Ammoniumtransporten har minskat i Fyrisån men ökat i Sävjaån och Örsundaån. I Sävjaån har den ökningen varit signifikant, men inte i Örsundaån. Både totalfosfortransporten och fosfattransporten har ökat i alla år. Ökningen har varit signifikant i ett fall, fosfattransporten i Sävjaån. Även transporten av TOC har ökat i åarna. Ökningen har varit signifikant i Sävjaån, inte signifikant i Fyrisån och i Örsundaån har ingen analys kunnat genomföras på grund av att dataunderlag fattas. Då halterna analyseras syns liknande mönster och vattenföringen har inte förändrats signifikant.

I Ekoln, Vreta udd har ämnena som analyserats inte förändrats på riktigt samma sätt som för intransporten från åarna. Totalkvävehalten har inte ändrats signifikant i något av de analyserade vattenskikten ("alla djup", "bottenvatten" och "ytvatten"). Ammoniumhalten har minskat signifikant i "alla djup" och bottenvattnet, men minskningen i ytvattnet har inte varit signifikant. Totalfosforhalten har visat på marginella skillnader medan fosfathalten har ökat då skiktet "alla djup" och bottenvatten analyserats. Syrgashalten har ökat marginellt och klorofyllhalten ökat då alla djup analyserats samt minskat i ytvattnet.

**Tabell 14 Sammanfattande diagram över förändringarna av transporten som skett i de tre åarna och förändring i halt som skett i Vreta udd. Tecknet + och – anger signifikant förändring ( $p < 0,05$ ), (+) och (-) anger icke signifikant förändring ( $p < 0,70$ ), 0 anger ingen förändring ( $p < 0,7$ ) och i.u. anger ingen uppgift.**

	Tot-N	NH4	Tot-P	PO4	TOC	Syrgas	Klorofyll
Sävjaån	-	+	(+)	+	(+)		
Fyrisån	-	-	(+)	(+)	+		
Örsundaån	-	(+)	(+)	0	i.u.		
Alla djup	(+)	-	(-)	+	+	(+)	+
Bottenvatten	(-)	-	(-)	(+)	+	(+)	i.u.
Ytvatten	0	(-)	(-)	(+)	(+)	(+)	(-)





## 5. DISKUSSION

### 5.1 KVÄVE- OCH AMMONIUMTRANSPORT I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN

Ett tydligt resultat är hur både totalkvävetransporten och ammoniumtransporten minskat i Fyrisåns vatten. Till viss del kan denna minskning förklaras av Kungsängsverkets införande av kväverening 1999. Mängden totalkväve och ammonium som släpps ut från Kungsängsverket varierar kraftigt från år till år, men uppskattningsvis står Kungsängsverket idag för en femtedel av totala transporten av totalkväve till Ekoln och en tredjedel av ammoniumtransporten.

Då det skett en minskning av totalkväve i alla år, tyder den minskningen på större strukturella förändringar i samhället eller miljön. Cirka 30 ton totalkväve har minskat per månad som inte kan förklaras av Kungsängsverket. Källan till minskningen har inte studerats, möjligen beror den på förändringar i jordbruk eller en skillnad i klimat mellan perioderna. Till viss del kan den förklaras av ammoniumminskningen eftersom ammoniumfraktionen ingår i totalkväve.

Den minskning som syns i Fyrisån av ammonium syns inte i Sävjaån och Örsundaån. Istället har transporten ökat i dessa år. Vad denna ökning beror på är inte utredd. Möjliga förklaringar kan vara ökade utsläpp från jordbruket och från enskilda avlopp. Områdena kring Sävjaån och Örsundaån har många enskilda avlopp och mycket jordbruksmark, men de finns även kring Fyrisån. I Sävjaåns avrinningsområde finns flera omvandlingsområden. Dessa områden är ofta en källa till ökade utsläpp av ammonium. Områdena runt Sävjaån är identifierade i kommunen som stora punktkällor. Därför är det intressant att en sådan minskning observerats i Fyrisån och tyder på att stora unika förändringar skett i området.

Kungsängsverket har kraftigt reducerat utsläppen av ammonium, från 30 ton/månad till 2 ton/månad. För hela Fyrisån har ammoniumtransporten minskat med 16,7 ton/månad. Minskningen i Fyrisån är alltså mindre än minskningen från Kungsängsverket. Varför det är så är oklart, kanske bryts ammoniumet ner och tas upp av växtlighet längs med ån eller så är den beräknade transporten vid Flottsund missvisande. Det är möjligt att vatten från Ekoln periodvis tränger upp till Flottsund och att det leder till lägre halter av ammonium.

Ammoniumutsläppen har ökat från Sävjaån, men ökningen är låg i jämförelse, 0,3 ton/månad. Några år efter att Kungsängsverket införde kväverening lades F16 vid Ärna i Fyrisåns avrinningsområde ned. Trafiken minskade kraftigt och det är troligt att med minskad trafik minskade även bruket av urea som avsningsmedel. Urea bryts snabbt ner till ammonium och transporteras ner till Fyrisån. Detta borde ha lett till en ännu större minskning av ammonium.

## 5.2 FOSFOR-, FOSFAT- OCH TOC-TRANSPORT I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN

Inga stora förändringar av medeltransporten av totalfosfor och fosfat har skett i några av de tre analyserade åarna, det är endast i Sävjaån det skett en signifikant ökning av fosfat. Det har dock skett en viss medelvärdesökning i samtliga åar. Den ökning i medel som skett kan bero på ökade utsläpp från jordbruk och enskilda avlopp

Den höga fosforhalten i Örsundaån beror troligtvis på kraftig internbelastning från en sjö, Alsjön (Anders Larsson, pers medd.). Stora fosforutsläpp till sjön har pågått länge och det är troligt att detta samlats i sedimenten och som nu läcker ut till Örsundaån igen. I Örsundaån har totalfosforhalten ökat signifikant. Jämfört med Fyrisån är halten i medel 2,5 gånger högre i Örsundaån och skillnaden har blivit större med tiden. Sett överlag har alla åar höga halter av fosfor och klassas som eutrofierade. Fyrisån har lägst halt, 69 µg/l, och Örsundaån högst, 175 µg/l. Gränsen för eutrofierat vatten brukar normalt sättas till 25 µg/l. (Naturvårdsverket, 2007, s. 105).

Maximum- och extremvärdena har blivit både högre och fler i antal. Samtidigt har medianen många gånger minskat. Det här visar på att antalet tillfällen med höga värden har minskat men när de inträffar är de mer extrema. Detta kan möjligen kopplas till skillnader i vattenföringen mellan de två perioderna. Fosfortransport kopplas ofta till kraftiga regn eftersom det är bundet till partiklar som sköljs ut i vattendragen. Den ökade fosfortransporten skulle kunna bero på ökade regnmängder och fler kraftiga regn.

Den ökning av TOC som skett i Sävjaån och Fyrisån skulle kunna förklara varför totalfosforhalten och fosfathalten ökat. Fosfor binder lätt till TOC partiklar och vid stora regnmängder sköljs TOC med fosfat bundet till sig ut ur mark och ner till vattendrag. En ökad TOC-halt borde därför följas av en ökad fosfathalt. Alla  $R^2$ -värden från då korrelationen testades visade sig dock ligga under 0,06. Det tyder på en väldigt låg korrelation mellan ämnena. Andra studier har visat att det finns en korrelation mellan fosfor och TOC, se till exempel Yang, Hong-jun (2007). En anledning kan vara att det sker utsläpp av totalfosfor och fosfat i områdena som inte är kopplade till regnintensitet, till exempel enskilda avlopp och att den andelen är högre än vad som kommer från mark.

I StormTac modellerades totalkvävetransporten och fosfortransporten. De värden som används kom från SMHI:s frammodellerade värden och är alltså inte samma som använts i övriga delar av arbetet. SMHI uppskattar en lägre transport för totalkväve och totalfosfor. Speciellt fosfortransporten skiljer sig mellan det frammodellerade och det uppmätta. En anledning till skillnaden kan vara att det finns en hög grad av fosforläckande omvandlingsområden och jordbruk i Ekoln avrinningsområde och att detta inte helt kalibrerats in i modellen.

Sett till antal mätvärden och spridning är antalet mätvärden höga och även spridningen är hög. På grund av den höga spridningen är medelvärdet inte särskilt representativt, många mätpunkter är betydligt högre och lägre. Dock är resultatet från Wilcoxon's rank-sum test trovärdigt på grund av det höga antalet mätpunkter.

### 5.3 HALTER I EKOLN, VRETA UDD

De förändringar som skett i intransporten till Ekoln syns inte lika tydligt i Ekoln. Omsättningstiden för Ekoln är cirka ett år och det är möjligt att mer tid behövs för att kunna observera förändringarna.

Enligt hypotesen skulle en minskning av intransporten av totalkväve och ammonium leda till en minskad halt i Ekoln. För totalkvävehalten har det inte kunnat observeras och för ammonium har det observerats. En förklaring skulle kunna vara att kvävefixerande alger kompenserar för förlusten av totalkväve men inte ammonium. Detta inflöde har inte beräknats eller studerats vidare. Det finns alger närvarande i Ekoln som kan kvävefixera, dock är det inte utrett i den här rapporten hur stor spridning de har eller hur mycket kväve de fixerar in till Ekoln. Med tanke på hur höga intransporterna av kväve är, borde inflödet från kvävefixering relativt sett vara lågt.

Ammonium har minskat signifikant i bottenvattnet och halterna är nu låga. Första delen i hypotesen är således uppfylld: ammoniumhalten har minskat i Fyrisån och den minskningen syns i bottenvattnet. Nästa sats i hypotesen är att denna minskning resulterar i en ökning av syrgashalt. Denna ökning har inte kunnat observeras. Dock har en viss ökning av syrgashalt skett i bottenvattnet, men den är långt ifrån signifikant. P-värdet är 0,68 då perioden 1990-1998 jämförs med 2000-2010. Även medianen har ökat något. Det är en stor spridning av syrgashalten i bottenvattnet, värden mellan 0-12,5 mg/l har uppmätts. De riktigt låga värdena under 2 mg/l har uppmätts nästan uteslutande i september och där syns ingen större skillnad mellan de två perioderna. Mellan år 1990-1998 har halter under 2 mg/l uppmätts 5 gånger och mellan år 2000-2010 har det uppmätts 7 gånger.

Ammoniumminskningen har inte resulterat i en ökning av syrgas. Dock kan man inte utesluta att ammoniumminskning ger en effekt. Samtidigt som ammoniumhalten har minskat har totalkvävehalten varit konstant i bottenvattnet. Syrgas förbrukas även när organiskt kväve bryts ner och det kan förklara varför syrgashalterna hålls låga. Den ökning av TOC som skett påverkar också, med mer material att bryta ner desto mer syrgas förbrukas.

Det finns ett bra antal mätvärden för totalkväve- och ammoniumhalten när ”alla djup” undersöks. För bottenvattnet och ytvattnet är urvalet snävare och det leder till färre mätpunkter. Wilcoxon rank-sum testet fungerar bra med många mätpunkter och beroende på hur stor spridning det är på datasetet ligger gränsen någonstans mellan 50 och 100 mätpunkter i varje grupp. För skiktet ”alla djup” kan därför resultaten antas tillförlitliga, särskilt för totalkvävehalten som har ett lågt CV-värde. Ammoniumhalten visar på en mycket stor spridning, CV-värdena varierar mellan 0,7 – 2,6. Detta resulterar i en osäkerhet, dock tar Wilcoxon rank-sum test hänsyn till spridningen när p-värdet beräknas.

Resultatet från StormTac-modellen visar att det sker en nettosedimentation av totalkväve och en intern fosforbelastning. Sedimentationen av totalkväve motsvarar drygt den mängd kväve som kommer in till Ekoln från närliggande områden. Samma gäller för den interna fosforbelastningen, uppskattningsvis kommer lika mycket in i Ekoln från sedimentet som från de närliggande områdena. Att det sker ett inflöde av fosfor från sedimenten är troligt.

De låga syrgashalterna som uppmätts i Ekolns bottenvatten tyder också på att det sker en intern fosforbelastning. Syrgashalten behöver öka och en metod är att minska mängden

syrgastärande nedbrytbart material. Det finns två källor av nedbrytbart material, det som transporteras in och det som bildas i Ekoln. Det nedbrytbara materialet som bildas i Ekoln regleras till stor del av det som släpps ut och transporteras i åarna. Utsläppen av kväve, fosfor och TOC till Ekoln behöver därför minska. Trots den ökning av totalfosfor som skett i åarna har halten minskat i Ekoln. Det har skett en signifikant minskning i totalfosforhalt från 1973 och en icke signifikant minskning från 1990. Det är intressant att extremvärdena har ökat i intransporten och minskat i Ekoln, det här tyder på att enstaka höga transportmängder i Ekoln inte gett något utslag i Ekoln.

Ökningen av fosfat i intransporten stämmer överens med ökningen av fosfathalt i Ekoln. Detta syns även då halterna jämförs, halten av fosfat i åarna är högre än halterna i Ekoln. Det är intressant att halten i bottenvattnet är nära dubbelt så hög än i ytvattnet. Detta tyder på att det sker en intern fosforbelastning och skulle även kunna bero på att åvattnet skiktas in sig på botten. Både fosfat- och syrgashalten har ökat marginellt i bottenvattnet. Det indikerar att fler processer än syrgas påverkar fosfathalten.

Till skillnad från fosfat har totalfosforhalten minskat i Ekoln, minskningen är signifikant när perioden 1973-1999 jämförs med 2000-2010, men inte då perioden 1990-1999 jämförs med 2000-2010. Att det skett en signifikant minskning från den senare perioden beror antagligen på att fosforeringen infördes 1972 och halterna inte anpassats redan vid år 1973. Tyvärr finns inga flödesdata vilket gör att det endast går att spekulera i hur intransporten såg ut. Det är möjligt att transporten fortsatte att vara hög på 70- och 80-talet på grund av till exempel att annorlunda jordbruk då.

Antalet mätvärden för totalfosforhalt och fosfat i Ekoln är ungefär lika stort som för totalkvävehalten och ammoniumhalten; höga när ”alla djup” analyseras och något färre när bottenvattnet och ytvattnet analyseras. Då CV-värdena är låga, särskilt för totalfosfor, bedöms trovärdigheten vara hög.

Det är intressant att det skett en så stor ökning av fosfat när ”alla djup” analyserats jämfört med när bottenvattnet respektive ytvattnet analyseras för sig från 1990-1998 till 2000-2010. En så stor skillnad mellan resultaten syns inte för någon av de andra variablerna. Hade detta syns för flera variabler kunde det vara troligt att det är något problem med metoden. Det är en skillnad i hur djupproverna tagits mellan perioderna. Fram till 1996 togs prover med 5 meters mellanrum och nu tas de med 15 meters mellanrum. Detta kan påverka resultaten för skiktet ”alla djup”, men med tanke på hur väl de stämmer överens med de andra skikten verkar det inte som att det gör så stor skillnad.

Intransporten av TOC har ökat kraftigt från åren 1990-1998 till 2000-2010 och det har resulterat i en ökning av TOC-halt i Ekoln. Spridningen är otroligt stor under 2000-2010, men trots det syns en signifikant ökning i ”alla djup”. En sådan ökning av TOC har påverkat hur Ekoln fungerar som ekosystem. Ingen annan variabel visar på en så stor skillnad i spridning mellan perioderna. Varken laboratorie eller mätmetod har förändrats under tiden, för användes slamhalt som variabel så det finns färre mätpunkter från de senare perioderna. Dock borde fördelningen inte förändras på grund av detta. Därför tyder det på att förändringen av TOC beror på någon förändring i naturen. Varmare klimat, mer regn, mer extremt regn är faktorer som påverkar intransporten av TOC. I Fyrisån har det skett ett ökad vattenflöde som kanske kan kopplas till den ökade halten TOC.

Klorofyllhalten ger en indikation över mängden biomassa i vattnet och i vilken grad Ekoln är eutrofierad, hög klorofyllhalt tyder på eutrofiering. Då bottenvattnet och ytvattnet analyserats var för sig syns inga signifikanta skillnader, det vill säga, biomassan har inte förändrats

nämnvärt i ytvattnet eller bottenvattnet. När skiktet ”alla djup” undersöks blir resultatet att det skett en signifikant ökning av klorofyll. Detta resultat är inte trovärdigt på grund av att mätvärdena i perioden 2000-2010 endast representeras av värden från ytvattnet medan de senare perioderna även har klorofyllhalter från djupare djup.

## **6. SLUTSATS**

Trots den kraftiga minskningen av ammoniumhalt i bottenvattnet syns ingen signifikant förändring av varken syrgashalt eller fosfathalt. Detta tyder på att intransporten av fosfor är lika stor som innan kvävereningen infördes i Kungsängsverket.

Med den ökning som skett av intransporten av fosfor och TOC hade det troliga scenariot varit att bottenförhållandena hade försämrats med lägre halter av syrgas och högre halter av fosfat. Det är därför möjligt att minskningen av ammonium stävjat denna försämring. Då intransporten av fosfat ökat är det svårt att dra slutsatser om eventuella förändringar i den interna fosforbelastningen.



## 7. REFERENSER

### 7.1 LITTERATUR

Avloppsdirektivet (91/271/EEG) *Rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*

Badvattendirektivet (2006/7/EG) *Europaparlamentets och Rådets direktiv 2006/7/EG av den 15 februari 2006 om förvaltning av badvattenkvaliteten och om upphävande av direktiv 76/160/EEG*

Brunberg, A.-K. och Blomqvist, P. (1998). *Vatten i Uppsalas län, beskrivning, utvärdering, åtgärdsförslag*. Upplandsstiftelsen. Rapport nr 8/1998

Carlsson, B. och Kvarnäs H. (1968). *Fyrisåvattnetsinsikning i Ekoln – En förberedande undersökning*. Uppsala Universitet, Naturgeografiska institutionen, Uppsala

Dressie, Z. och Wallsten, M. (1993). *Ekolns hydrologi och kemi*. Miljökontoret, Uppsala Kommun

Fiskvattendirektivet (78/659/EEG) *Rådets direktiv av den 18 juli 1978 om kvaliteten på sådant sötvatten som behöver skyddas eller förbättras för att upprätthålla fiskbestånden*  
Nitratdirektivet (91/676/EEG) *Rådets direktiv om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruk*

Föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten NFS 2006:1 *Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön*

Föreskrifter om rening av avloppsvatten SNFS 1994:7 *Kungörelse med föreskrifter om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse*

Goedkoop, W., Nadaffi, R. och Grandin, U. (2011). Retention of N and P by zebra mussels (*Dreissena polymorpha Pallas*) and its quantitative role in the nutrient budget of eutrophic Lake Ekoln, Sweden. *Biol Invasions*, vol 13, s. 1077-1086

Institutionen för Vatten och Miljö (2011). <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl/om-fakulteten/institutioner/institutionen-for-vatten-och-miljo/laboratorier/> 2011-05-27

Kalff, J. (2003). *Limnology*. Prentice Hall

Larm, T. (2003). *An operative watershed management model for estimating existing and acceptable pollutant loads on receiving waters and for the design of the corresponding required treatment facilities*. International Conference of Urban Drainage and Highway Runoff in Cold Climate. Riksgränsen, Sweden, s. 235-245

Larsson, A. (2003). *Fyrisån 2003 – Rapport om vattenkvalitet och närsalttransporter*. Fyrisåns vattenförbund, Uppsala Kommun, Miljökontoret

Miljöbalk 1998:808

Naturvårdsverket (2003). Ingen övergödning underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet Rapport 5319

Naturvårdsverket (2011). <http://www.naturvardsverket.se/sv/Start/Tillstandet-i-miljon/Sjoar-och-vattendrag/Var-tionde-sjo-ar-paverkad2011-03-14>

Naturvårdsverket (2007). Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag Bilaga A till handbok 2007:4

Olsson, H. (1991). *Beräkning av potentiella totalfosforhalter I Ekoln*. Uppsala: Naturvårdsverkets sötvattensenhet

Ramvattendirektivet (2000/60/EG) *Europaparlamentets och Rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*

SCB (2011).

[http://www.scb.se/statistik/MI/MI0206/2000A01/MI0206\\_2000A01\\_SM\\_MI11SM0301.pdf](http://www.scb.se/statistik/MI/MI0206/2000A01/MI0206_2000A01_SM_MI11SM0301.pdf)  
2011-06-30

SFS 1967:387 *Miljöskyddslag (Upphävd)*

SMHI (2008). *Sveriges sjöar*. Norrköping: SMHI. Faktblad nr 39

Uppsala Vatten (2011). Miljörapport 2010 Kungsängsverket

Vattenförvaltningsförordningen *Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön*

Vattenmyndigheten (2010). *Vattenförekomst Mälaren-Lårstaviken*, Länsstyrelserna

Wallman, K., Löfgren, S., Sonesten, L., Dermant, C. och From, A.-L. (2009). Totalkväveanalyser vid Institutionen för vatten och miljö - En genomgång av olika analysmetoder och deras betydelse för tidsserierna. Uppsala: Institutionen för vatten och miljö SLU Rapport 2009:8

Weyhenmeyer, G. och Rydin, E. (2003). *Sedimentets bidrag till fosforbelastningen i Mälaren*. Uppsala: Institutionen för miljöanalys SLU Rapport 2003:15

Wilander, A. och Persson, G. (2011). *Recovery from Eutrophication: Experiences of Reduced Phosphorous Input to the Four Largest Lakes in Sweden*. *Ambio* Vol. 30 No. 8, s. 475-485

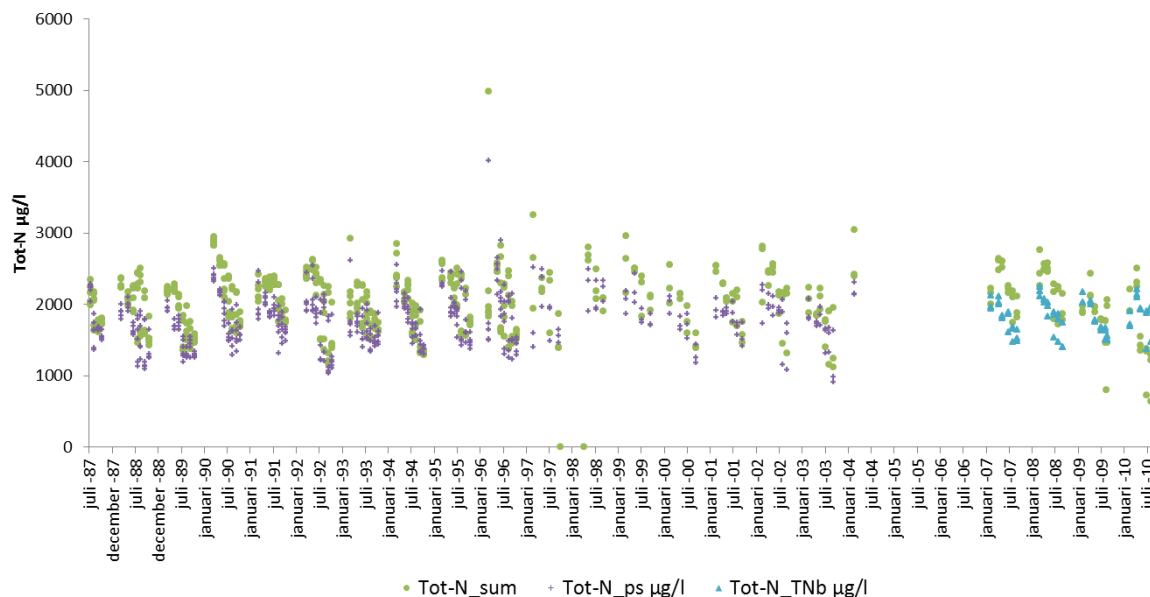
Yang, H., Shen, Z., Zhu, S. och Wang W. (2007). *Vertical and temporal distribution of nitrogen and phosphorus and relationship with their influencing factors in aquatic-terrestrial ecotone: a case study in Taihu Lake, China*. *Journal of Environmental Sciences – China* Vol. 19 Iss 6, s. 689-695

## 7.2 PERSONLIGA MEDDELANDEN

Larsson, Anders, 2011, *Limnolog*, Uppsala Vatten, 2011-06-17

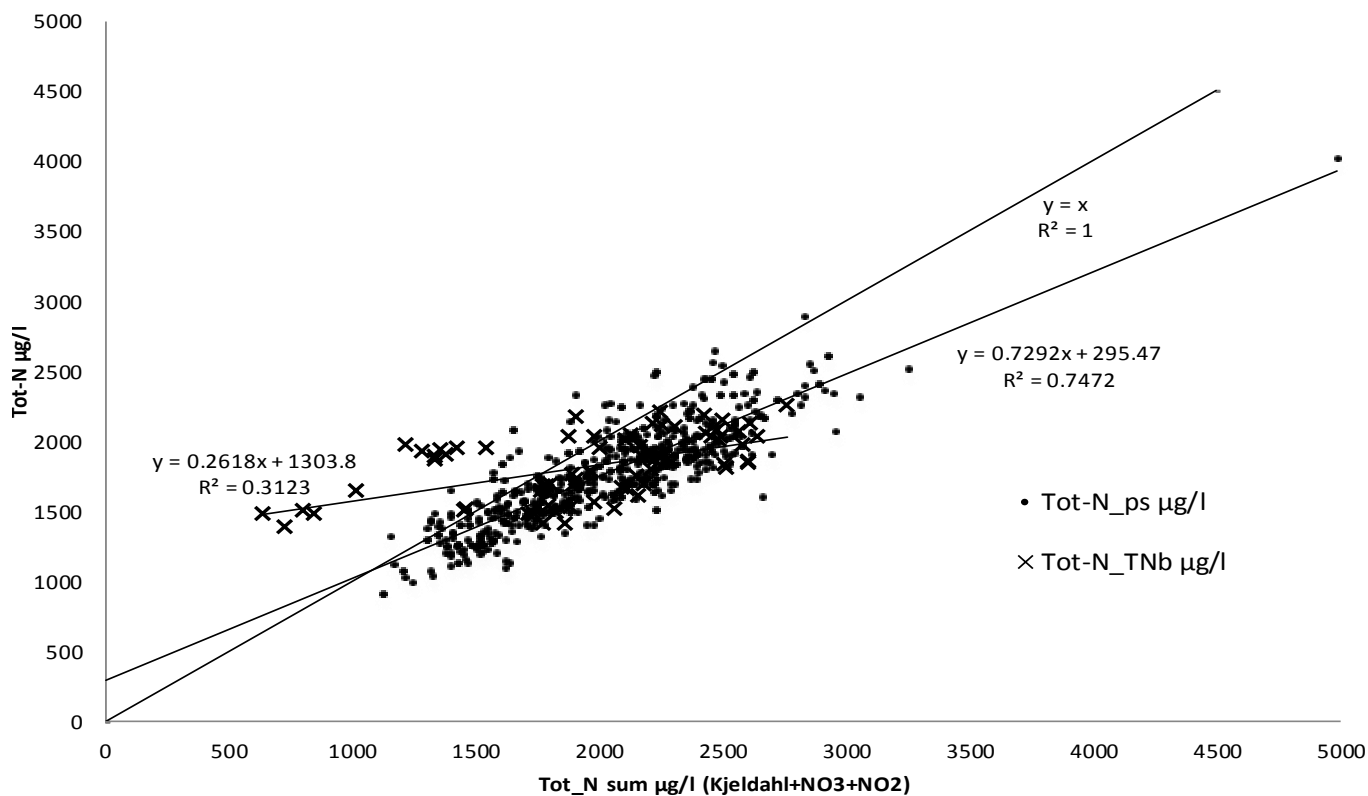


## BILAGA 1 TOTALKVÄVE, MÄTMETOD



**Figur B 1** Totalkvävehalter i Vreta Udd med de tre olika analysmetoderna som använts

Totalkvävehalt har mätts på tre sätt i vid mätstationen Vreta Udd: summering av Kjeldahlkväve, NO<sub>2</sub> och NO<sub>3</sub> (Tot-N\_sum), spektrofotometriskt efter persulfatuppslutning (Tot-N\_ps) och med kemiluminiscensdetektor efter katalytisk oxidation till kväveoxider (Tot-N\_TNb), se Wallman et.al. (2009 s. 11) för mer utförlig beskrivning av analysmetoderna. Tot-N\_sum har analyserats i alla år mätningarna utförts vid Vreta Udd, 1964-2010, Tot-N\_ps har använts som analysmetod 1987-2004 och Tot-N\_TNb har använts från 2007 och fram till idag, se figur 1 bilaga 1 för totalkvävehalter med de olika analysmetoderna 1987-2010. De tre metoderna har förändrats och modifierats under årens lopp (Wallman et.al. 2009 s. 12-13). Det har också påvisats signifikanta skillnader mellan metoden Tot-N\_sum och Tot-N\_TNb i Vreta Udd och mellan Tot-N\_sum och Tot-N\_ps i alla Tot-N intervall. I figur B 1 visas Tot-N\_ps plottat mot Tot-N\_sum och Tot-N\_TNb plottat mot Tot-N\_TNb för Vreta Udd mellan år 1987-2010. Överensstämmelsen mellan mätmetoderna är dålig. På grund av dessa skillnader har Tot-N\_sum valts att representera totalkvävehalt i analyserna för att kunna dra tillförlitliga slutsatser i haltskillnader mellan tidsperioder. Skulle någon annan mätmetod också väljas skulle en eventuell skillnad i halter bero på olika mätmetoder.



**Figur B 2 Tot-N\_ps och Tot-N\_TNb plottat mot Tot-N\_sum**

Antalet mätningar har minskat mycket de senaste 10 åren, något som påverkar tillförlitligheten i Wilcoxon rank-sum testet. En allmän tumregel är att ha minst 100 mätvärden i varje grupp, något som inte alltid uppfylls här.

Analyserna av förändring i klorofyllhalt i Vreta Udd är inte tillförlitliga när det kommer till skiktet alla djup och bottenskiktet. År 1997 slutade mätningarna av klorofyllhalt i alla djup förutom 0,5 m djupet. Därför representerar värdena för alla djup under tidsperioden endast värden för ytvattnet, se tabell 13 och ingen slutsats kring förändring kan tas då två helt olika populationer jämförs, alla djup mot ytvattnet.

## BILAGA 2 MÄTOSÄKERHETER OCH MÄTOMRÅDE FÖR PARAMETRAR MÄTTA AV SLU

Lista hämtad från SLU:s institution Institutionen för Vatten och Miljö hemsida. En mer utförlig beskrivning av metoder och eventuella problem finns beskrivna på hemsidan, där finns även de metoder som använts för att mäta biologiska parametrar beskrivna i ord (Institutionen för Vatten och Miljö (2011), web).

**Tabell B 1 Vattenanalyser**

Analysvariabel	Metod	Mätosäkerhet <sup>a</sup>	Mätområde <sup>b</sup>
Ammoniumkväve	BranLuebbeMethod G-176-96 för AAIII	1,5 µg/l	1–10 µg/l
		15%	10–100 µg/l
Nitrit+Nitratkväve	SS-EN ISO 13395, utg.1, mod.	9 µg/l	1–100 µg/l
		9%	100–700 µg/l
Kjeldahlkväve	Metoden har ersatts av totalkväve, TNb enligt nedan.		
Totalkväve, TNb	SS-EN 12260:2004 (förbränning)	17%	50–1000 µg/l
		7%	1000–5000 µg/l
Totalkväve, summa	Metoden har ersatts av totalkväve, TNb enligt ovan		
Totalkväve, persulfat	Metoden har ersatts av totalkväve, TNb enligt ovan		
Fosfatfosfor	BranLuebbeMethod G-176-96 för AAIII	1 µg/l	1–5 µg/l
		12%	5–20 µg/l
Totalfosfor	SS-EN ISO 6878:2005 mod	1 µg/l	1–5 µg/l
		18%	5–50 µg/l
Klorofyll a	BranLuebbeMethod G-176-96 för AAIII	6%	40–2000 µg/l
		10%	>0,5 µg/l
Syrgas	SS Fd, 028114-2 utg 2	5%	0–20 mg/l

a) Mätosäkerhet - Egen beräknad med täckningsfaktor 2 (enl. SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut Rapport 2003:23)

b) Mätområde - Analysbart område utan spädning

## BILAGA 3 WILCOXON RANK-SUM TEST, RESULTAT

Resultaten från testen av halter redovisas i denna bilaga. Testet testar om fördelningarna kommer från samma fördelning eller inte.

**Tabell B 2 Kvävehalt och ammoniumhalt i Sävjaån, Fyrisån och Örsundaån**

	Tot-N µg/l			NH4-N µg/l		
	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån
P	$6,2 \cdot 10^{-8}$	$6,2 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-11}$	$4,2 \cdot 10^{-5}$	$3,0 \cdot 10^{-43}$	0,30
medel 1990-1998	2133	2133	2233	63	917	109
antal mätningar	108	108	108	108	216	108
CV	0,43	0,43	0,53	0,73	0,97	1,3
medel 2000-2010	1467	1467	1216	88	136	112
antal mätningar	132	132	132	132	176	132
CV	0,67	0,67	0,85	0,72	0,77	0,76

**Tabell B 3 Fosforhalt och fosfathalt**

	Tot-P µg/l			PO4-P µg/l		
	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån
p	0,018	0,0018	0,96	$1,8 \cdot 10^{-9}$	0,0014	0,097
medel 1990-1998	69	78	151	27	28	79
antal mätningar	108	216	108	108	216	108
CV	0,79	0,50	0,63	0,74	0,59	0,62
medel 2000-2010	83	69	175	45	33	107
antal mätningar	132	176	132	132	176	132
CV	0,73	0,42	1,3	0,82	0,64	1,8

**Tabell B 4 TOC-halt**

	TOC µg/l		
	Sävjaån	Fyrisån	Örsundaån
P	$2,9 \cdot 10^{-13}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$	-
medel 1990-1998	12	13	-
antal mätningar	144	72	0
CV	0,26	0,21	-
medel 2000-2010	15	16	13,8
antal mätningar	176	132	96
CV	0,25	0,26	0,212

**Tabell B 5 Kvävehalt och ammoniumhalt i Vreta Udd**

	Tot-N µg/l			NH4-N µg/l		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
P 73-99 00-10	0,495	0,150	0,853	0,012	0,069	0,174
P 90-99 00-10	0,5	0,2	0,9	0,04	0,04	0,2
medel 1973-1999	2044	2291	1926	24,75	42	24
antal mätningar	1051	169	178	1051	169	178
CV	0,22	0,21	0,24	1,79	2,2	1,4
medel 2000-2010	2045	2292	1944	27	62	27
antal mätningar	315	56	56	315	56	56
CV	0,21	0,22	0,21	2,5	2,4	2,0
medel 1990-1998	2073	2180	1941	15	16	17
antal mätningar	130	43	44	142	47	48
CV	0,18	0,12	0,24	0,790	0,70	0,92

**Tabell B 6 Fosforhalt och fosfathalt i Vreta Udd**

	Tot-p µg/l			PO4-P µg/l		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
P 73-99 00-10	$9,21 \cdot 10^{-7}$	$6,32 \cdot 10^{-6}$	0,0041	0,42	0,10	0,26
P 90-98 00-10	0,89	0,13	0,30	0,00078	0,20	0,71
medel 1973-1999	60	81	53	33	51	24
antal mätningar	1045	168	177	1045	168	177
CV	0,39	0,29	0,48	0,62	0,37	0,84
medel 2000-2010	50	70	47	25	43	19
antal mätningar	315	56	56	315	56	56
CV	0,46	0,30	0,72	0,65	0,29	1,1
medel 1990-1998	50	64	42	31	46	20
antal mätningar	142	47	48	142	47	48
CV	0,38	0,22	0,42	0,56	0,27	0,78

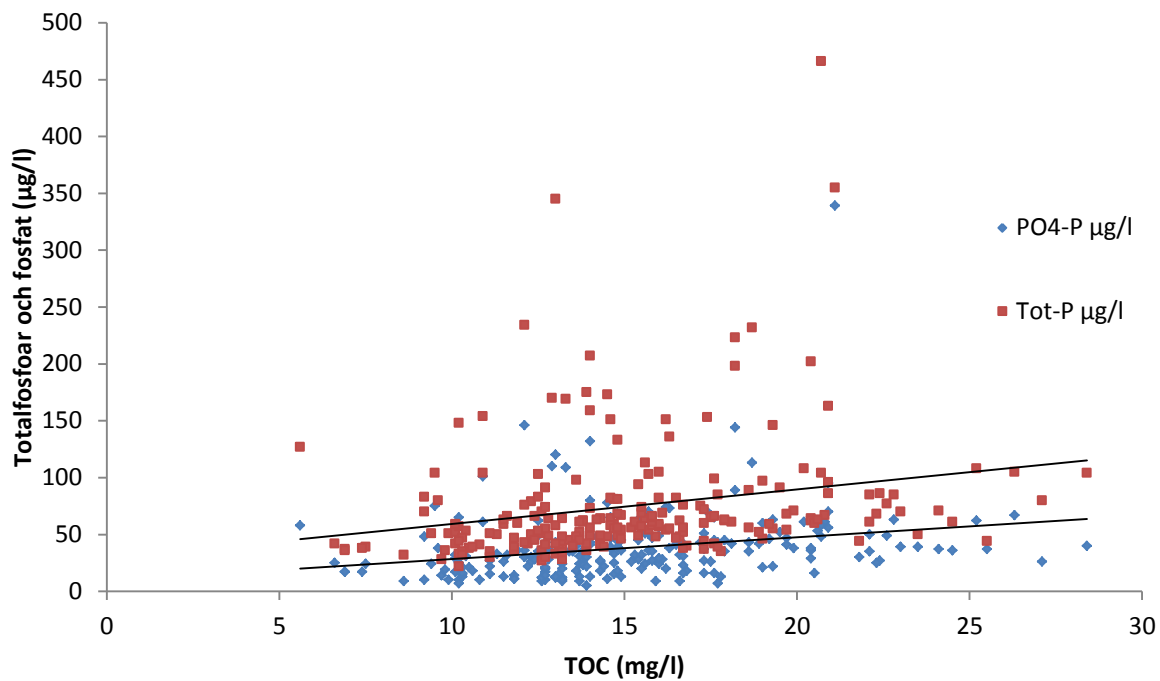
**Tabell B 7 Syrgashalt och TOC-halt i Vreta Udd**

	TOC mg/l			Syrgas mg/l		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
P 73-99 00-10	0,029	0,15	0,30	0,16	0,36	0,024
P 90-98 00-10	0,0055	0,065	0,20	0,81	0,66	0,15
medel 1973-1999	13	12	13	8,4	6,3	9,9
antal mätningar	33	11	11	1043	168	177
CV	0,137	0,14	0,12	0,30	0,50	0,18
medel 2000-2010	12	12	12	8,8	6,5	10
antal mätningar	21	7	7	314	56	56
CV	0,075	0,052	0,079	0,28	0,52	0,14
medel 1990-1998	14	14	14	8,7	6,8	10
antal mätningar	142	47	48	141	47	47
CV	0,20	0,20	0,21	0,35	0,52	0,16

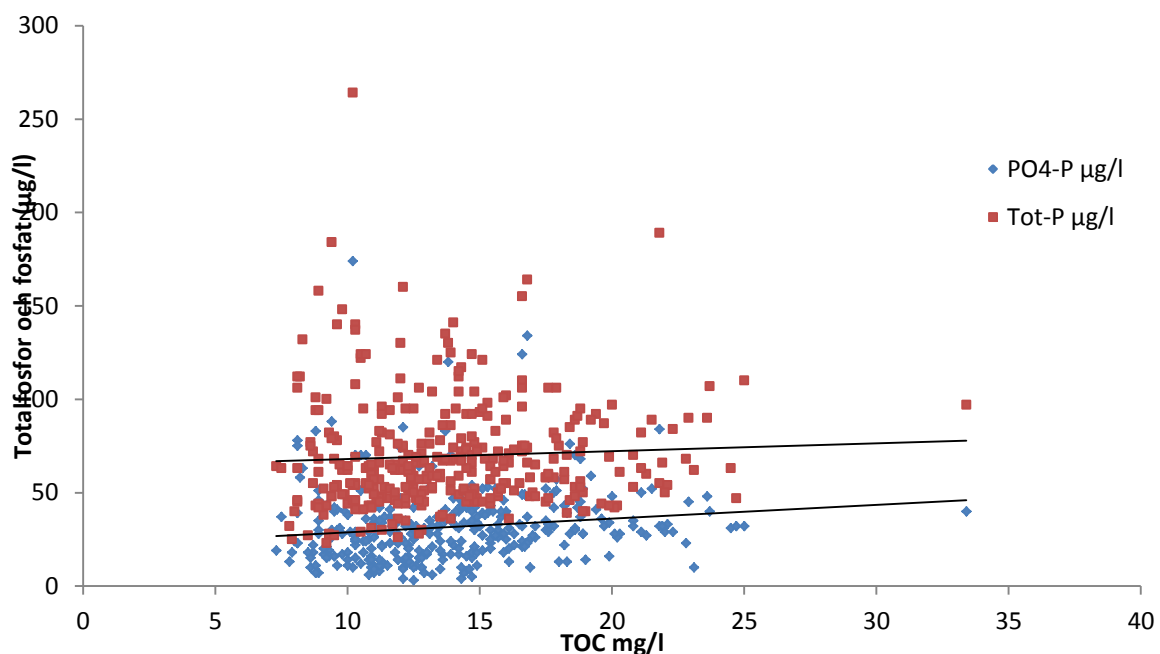
**Tabell B 8 Klorofyll halt i Vreta Udd**

	Kfyll mg/m3		
	Alla djup	Bottenvatten	Ytvatten
P 73-99 00-10	$1,0 \cdot 10^{-5}$	-	0,63
P 90-98 00-10	0,00090	-	0,404
medel 1973-1999	5,3	1,9	11
antal mätningar	977	149	175
CV	1,4	1,4	1,0
medel 2000-2010	5,9	2,7	12
antal mätningar	299	49	55
CV	1,3	1,4	1,0
medel 1990-1998	10	-	10
antal mätningar	48	0	48
CV	1,0	-	1,0

## BILAGA 4 KORRELATION MELLAN TOC OCH FOSFOR SAMT TOC OCH FOSFAT I SÄVJAÅN, FYRISÅN OCH ÖRSUNDAÅN

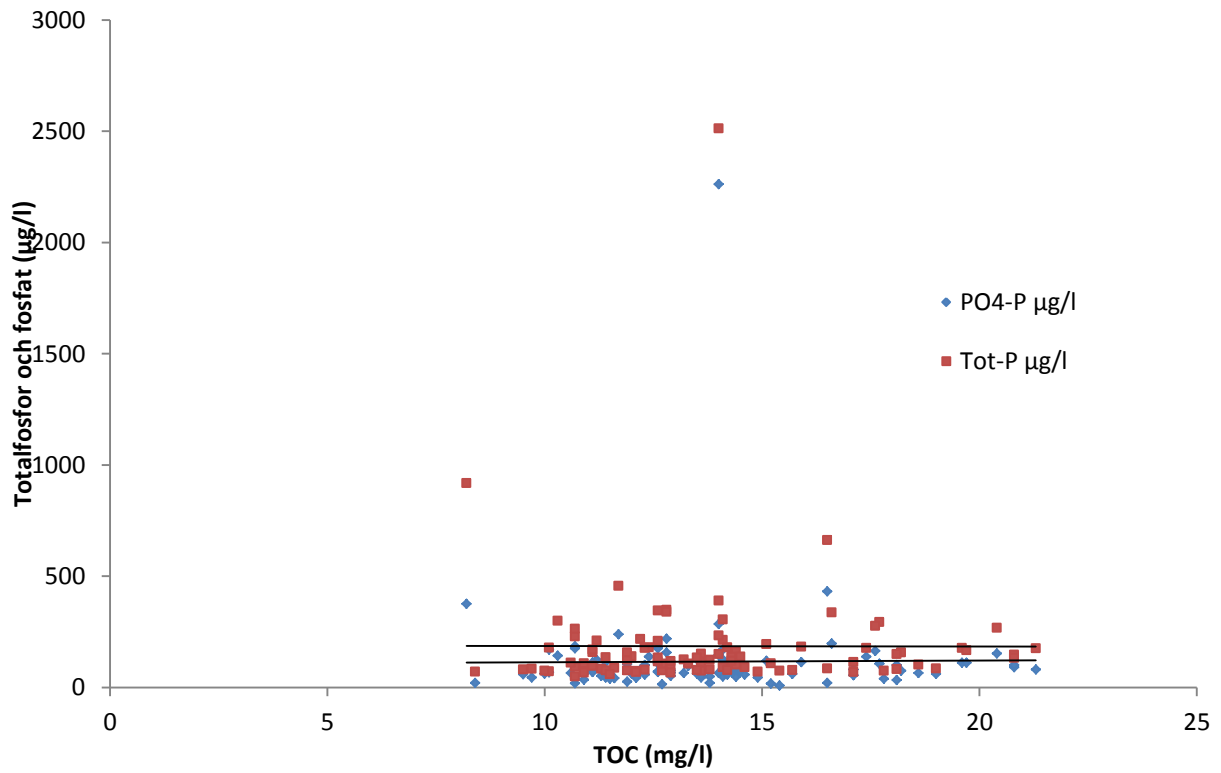


Figur B3 Tot-P och fosfat plottat mot TOC, Sävjaån Kuggebro



Figur B4 Tot-P och fosfat plottat mot TOC, Fyrisån Flottsund





Figur B5 Tot-P och fosfat plottat mot TOC, Örsundaån Örsundsbro